

Valorización del digerido de estiércol porcino en clima frío mediante la obtención de estruvita
usando fuentes residuales de magnesio

Mateo Steven Fonseca Corrales y Maria Fernanda Navas Garcia

Trabajo de grado para optar por el título de Ingeniero Químico

Director

Liliana Del Pilar Castro Molano

Ingeniera Química, PhD

Codirectores

Humberto Escalante Hernández

Ingeniero Químico, PhD

Alexander Muñoz Muñoz

Ingeniero Químico, MSc

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2025

Dedicatorias

A lo largo de esta travesía académica, he contado con el apoyo incondicional de personas maravillosas que han sido fundamentales para alcanzar esta meta.

En primer lugar, a mis padres, Henry Alberto y Marta Lucía, por haber estado ahí desde el primer día, por siempre haber dado su 100% para que pudiera escoger mi camino con libertad y por apoyarme en cada decisión. Su amor, esfuerzo y sacrificio han sido la base sobre la cual he construido este sueño, y no hay palabras suficientes para expresar mi gratitud.

A mis hermanos, porque son una parte fundamental de mi motor para superarme. A Juan Camilo, mi hermano mayor, por ser un ejemplo de disciplina, constancia y dedicación; y a Carlos Alberto, mi hermano menor, porque quiero ser para él el mismo referente que Juan Camilo ha sido para mí.

A Mateo Fonseca, mi compañero de tesis y amigo a lo largo de esta carrera. No hay palabras suficientes para describir lo significativo que ha sido tenerlo a mi lado durante estos años: estudiar juntos, apoyarnos en cada reto académico y en la vida misma. Su amistad ha sido una de las mejores partes de este camino, y le deseo el mejor futuro que pueda tener, lleno de éxito, felicidad y todo lo que sueña en la vida. Gracias, Mateo, por haber sido parte de esto conmigo.

Finalmente, a John Edward, quien fue un soporte fundamental en los momentos más complicados del trabajo de investigación. Su ayuda, apoyo y amor en los momentos de mayor dificultad fueron clave para seguir adelante, y por ello, le estaré siempre agradecida. A todos ustedes, gracias. Esta meta también es suya.

Maria Fernanda Navas.

A mis padres, Rolando y Blanca, gracias por haber estado desde el inicio, por su esfuerzo y sacrificio para brindarme esta oportunidad, por su apoyo incondicional y la guía perfecta durante este camino. Este logro también les pertenece y siempre estaré agradecido por tener padres tan increíbles.

A mis hermanos, Marcos y Maria Lucía, porque siempre han sido y serán mi motivación para alcanzar mis metas, pues quiero brindarles todo el apoyo a lo largo de sus vidas y ser un referente del cual se sientan orgullosos y al cual puedan recurrir.

A Maria Fernanda, que más que mi compañera de tesis, ha sido mi amiga y confidente a lo largo de este proceso llamado vida. Siempre estaré agradecido por haberla conocido. Le deseo una vida sin preocupaciones, llena de deseos cumplidos y espero allí, cuando la mujer soñadora empiece a lograr todo lo que se ha propuesto y deseado.

A María José, no hay palabras para describir lo importante que ha sido para mi vida, gracias por siempre motivarme y apoyarme a lo largo de esta travesía. Espero seguir siendo su amigo por mucho tiempo y verla obtener todas las cosas maravillosas que se merece. Nunca conoceré a una persona tan entregada a lo que propone como ella.

Gracias a todos, sin ustedes no existiría el Mateo actual.

Mateo Fonseca.

Agradecimientos

A nuestra directora de tesis, Liliana del Pilar Castro, por su orientación, por acogernos en el grupo de investigación y por darnos una ruta clara en este camino. Su confianza en nuestro trabajo y su guía han sido esenciales en este proceso.

A nuestros co-directores, Humberto Escalante y Alexander Muñoz, por su invaluable apoyo, por corregirnos, orientarnos y brindarnos su conocimiento en cada etapa del proyecto. En especial, a Alexander Muñoz, por su presencia constante en la experimentación en el laboratorio, ayudándonos a superar cada obstáculo con paciencia y compromiso. Gracias por su disposición y por hacer que este trabajo de investigación fuera posible.

Y por supuesto a María José, que gracias a ella pudimos adentrarnos en este increíble camino y que fue un pilar incondicional e importante a lo largo de este camino. Gracias por la disposición y paciencia que nos tuvo.

Tabla de contenido

Introducción	11
1. Objetivos	13
1.1. Objetivo general	13
1.2. Objetivos específicos.....	13
2. Estado de arte.....	14
2.1. Estruvita.....	14
2.2. Precipitación química de estruvita	14
2.3. Parámetros que afectan la precipitación de estruvita	15
2.3.1. pH	15
2.3.2. Sobresaturación	15
2.3.3. Temperatura y otros iones extraños.....	16
2.3.4. Velocidad de agitación.....	17
2.3.5. Relación $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$	17
2.4. Uso de fuentes residuales de magnesio para la precipitación de estruvita	18
2.4.1. Fuentes alternativas de magnesio en la precipitación de estruvita	18
2.4.2. Eficiencia y viabilidad económica de fuentes residuales de magnesio	18
2.4.3. Aplicación de fuentes residuales de magnesio en plantas de tratamiento de aguas	18
residuales.....	18
3. Metodología	19
3.1. Fuentes residuales de magnesio	19
3.1.1. Identificación de fuentes residuales de magnesio	19
3.1.2. Análisis fisicoquímico de las fuentes residuales	19
3.2. Origen, muestreo y pretratamiento del digerido.....	20
3.2.1. Caracterización del digerido.....	21
3.3. Obtención de estruvita.....	21
3.4. Caracterización del cristal precipitado	23
4. Análisis y resultados	24
4.1. Identificación de fuentes residuales de magnesio	24
4.2. Análisis fisicoquímico de las fuentes residuales	25
4.2.1. Calcio total y soluble.....	25
4.2.2. Magnesio total y soluble.....	27

	6
4.3. Caracterización del digerido.....	28
4.3.1. Caracterización fisicoquímica del digerido	28
4.3.2. Nutrientes y metales pesados en el digerido	29
4.4. Evaluación del efecto de las fuentes residuales y relaciones molares PO_4^{3-} : Mg^{2+} para la obtención de estruvita	30
4.4.1. Recuperación de fósforo.....	30
4.4.2. Consumo de NaOH para la estabilización del pH.....	31
4.5. Calidad del cristal precipitado	32
4.5.1. Composición del cristal precipitado	32
4.5.2. Morfología del cristal precipitado	36
5.Conclusiones.....	40
Referencias	41

Lista de tablas

Tabla 1. Parámetros de operación del biodigestor	20
Tabla 2. Métodos de evaluación de parámetros fisicoquímicos del digerido.....	21
Tabla 3. Fuentes residuales de magnesio con potencial para la precipitación de estruvita	24
Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos del digerido	28
Tabla 5. Nutrientes en el digerido	29

Lista de figuras

Figura 1. Biodigestor tubular ubicado en ECOCERD	20
Figura 2. Diseño experimental	22
Figura 3. Cuantificación de calcio total y soluble.....	26
Figura 4. Magnesio total y soluble	27
Figura 5. Recuperación de fósforo	30
Figura 6. Consumo de NaOH.....	31
Figura 7. DRX de la fuente de magnesio MgO relación molar 1:1.3	33
Figura 8. DRX de la fuente de magnesio biochar relación molar 1:1.5.....	34
Figura 9. DRX de la fuente de magnesio MR relación molar 1:1.3	35
Figura 10. Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con MgO	36
Figura 11. Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con biochar ...	37
Figura 12. Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con MR	38

Resumen

Título: Valorización del digerido de estiércol porcino en clima frío mediante la obtención de estruvita usando fuentes residuales de magnesio *

Autores: María Fernanda Navas García, Mateo Steven Fonseca Corrales **

Palabras clave: Agricultura, Digestión Anaerobia, Estruvita, Estiércol Porcino, Nutrientes, Fuentes residuales de Magnesio.

Descripción:

El objetivo de esta investigación fue valorizar el digerido de estiércol porcino en clima frío mediante la obtención de estruvita utilizando fuentes residuales de magnesio. Para ello, se realizó una caracterización fisicoquímica del digerido con el fin de evaluar su calidad como materia prima en el proceso de precipitación. Las condiciones de operación se definieron a partir de un diseño experimental factorial 3^2 , en el que se evaluaron dos fuentes de magnesio (material refractario y biochar) y tres relaciones molares $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ (1:1, 1:1.2 y 1:1.3). Los resultados experimentales indicaron que el material refractario permitió alcanzar la mayor recuperación de fósforo, con un 92.9 % en una relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ de 1:1.3. No obstante, los análisis de difracción de rayos X (DRX) y microscopía electrónica de barrido acoplada a espectroscopía de dispersión de energía (SEM/EDS) revelaron que el precipitado obtenido con esta fuente contenía impurezas y una baja proporción de estruvita (0.55 %). En contraste, el biochar favoreció una precipitación más selectiva, obteniendo un contenido de estruvita del 20 % y una recuperación de fósforo del 76.9 % en la misma relación molar.

Trabajo de grado

Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Autores: Mateo Fonseca Corrales y María Fernanda Navas García. Director: Liliana del Pilar Castro Molano, Ingeniera Química PhD. Codirectores: Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD, Alexander Muñoz Muñoz, Ingeniero Químico

Abstract

Title: Valorization of swine manure digest in cold climate by the obtainment of struvite using residual sources of magnesium *

Authors: Maria Fernanda Navas García, Mateo Steven Fonseca Corrales **

Keywords: Agriculture, Anaerobic Digestion, Struvite, Swine Manure, Nutrients, Residual sources of Magnesium.

Description:

This study aimed to valorize digestate from a pig manure digester operating under psychrophilic conditions by recovering struvite using residual magnesium sources. A physicochemical characterization of the digestate was performed to assess its suitability as a feedstock for the precipitation process. The experimental design followed a 3^2 factorial approach, evaluating two magnesium sources (refractory material and biochar) and three molar ratios of $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ (1:1, 1:1.2, and 1:1.3). The results indicated that the refractory material provided the highest phosphorus recovery, achieving 92.9% at a $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$ molar ratio of 1:1.3. However, X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy with energy dispersive spectroscopy (SEM/EDS) revealed that the precipitate obtained from this source contained impurities and only a small proportion of struvite (0.5%). In contrast, biochar facilitated a more selective precipitation process, resulting in 20% struvite content and 76.9% phosphorus recovery at the same molar ratio.

Trabajo de grado

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Autores: Mateo Fonseca Corrales y Maria Fernanda Navas Garcia. Director: Liliana del Pilar Castro Molano, Ingeniera Química PhD. Codirectores: Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD, Alexander Muñoz Muñoz, Ingeniero Químico

Introducción

Los digeridos son el principal producto, en términos de masa, de la digestión anaerobia (DA) y están compuestos principalmente de masa microbiana y material no degradado durante el proceso (Lamolinara et al., 2022). Los digeridos suelen ser utilizados en la agricultura como enmendadores de suelos y fertilizantes para cultivos debido a su contenido de nutrientes y de materia orgánica. Sin embargo, su uso indiscriminado puede representar problemas ambientales y de salud pública como: i) la generación residual de metano y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) debido a la presencia de materia orgánica no estabilizada (Cucina et al., 2021), ii) la toxicidad en el suelo como la inhibición de la germinación de semillas, asociada al contenido de ácidos grasos volátiles (Albuquerque et al., 2012), iii) riesgos para la salud humana al aumentar la probabilidad de transmisión de patógenos a través de la cadena alimentaria.

Particularmente, en el municipio de Floresta-Boyacá (N 5° 51'35.71" W:72° 55'07.92", 2500 m.s.n.m) se encuentra instalado un biodigestor tubular que opera bajo condiciones psicrófilas ($17\pm 3^{\circ}\text{C}$), en el que se tratan los residuos generados por la granja porcícola ECOCERD S.A.S. En este biodigestor se producen $3\text{ m}^3/\text{día}$ de digerido, el cuál es dispersado en los suelos de la finca indiscriminadamente, sin conocer sus propiedades y posibles riesgos de uso.

La digestión anaerobia en condiciones psicrófilas presenta limitaciones significativas en comparación con procesos mesófilos. A temperaturas más bajas, la actividad microbiana se reduce, lo que ralentiza la degradación de la materia orgánica y disminuye la producción de biogás. Estudios han demostrado que la producción de biogás a 15°C es considerablemente menor que a 27°C , evidenciando la influencia directa de la temperatura en la eficiencia del proceso (Moreno Escandón et al., 2023).

Asimismo, la eliminación de patógenos es menos efectiva a temperaturas bajas. A 15°C , la reducción de bacterias coliformes fecales y la inactivación de parásitos es inferior a la observada a 35°C , lo que puede aumentar el riesgo sanitario al aplicar el digerido en suelos sin un tratamiento adecuado (Núñez et al., 1987).

Una alternativa para la gestión y valorización del digerido es la recuperación de nutrientes en forma de estruvita (ES). La ES es un mineral compuesto por amonio (NH_4^{+}), fosfato (PO_4^{3-}), y

magnesio (Mg^{2+}) (Romero et al., 2015). La ES se precipita de manera espontánea cuando la concentración de $PO_4\text{-P}$ en el digerido supera la mínima necesaria (50-60 mg/L) y el $NH_3\text{-N}$ se encuentra en exceso (< 771 mg/L) para su formación (Cornel et al., 2009). La ES es de gran interés dado su potencial como fertilizante de liberación lenta. Su aplicación en los suelos resulta menos perjudicial en comparación al uso directo del digerido y, además, una ventaja significativa de la estruvita es que se encuentra en fase sólida, lo cual facilita su almacenamiento y transporte.

Uno de los problemas del proceso de precipitación de ES es que, de manera natural, ocurre muy lentamente. En los procesos industriales, para acelerar la precipitación de ES se usan fuentes de magnesio como MgO , $MgCl_2$, $MgSO_4$ y $MgOH$; siendo el $MgCl_2$, $Mg(OH)_2$ y el MgO los precursores más utilizados (Romero et al., 2015). Sin embargo, el uso de estas fuentes presenta limitaciones económicas para ser implementada en pequeñas granjas debido a su elevado costo. Estos costos relacionados a la precipitación de ES han sido reportados por varios estudios como altamente dependientes de la concentración de fósforo del medio de donde se desea extraer. El costo variable está principalmente relacionado con la fuente de Mg^{2+} utilizada el cual aumenta según la concentración de fósforo. Estos estudios informan que el uso de fuentes convencionales de Mg^{2+} contribuyen hasta en un 70% de los costos totales de producción (Barbosa et al., 2016).

La finca ECOCERD SAS está ubicada en una zona minera en la que operan industrias siderúrgicas y cementeras. En estas industrias se generan residuos con contenido de magnesio que pueden ser usadas en el proceso de precipitación de ES. Además, el grupo de investigación identificó en estudios previos el potencial de un biochar sintetizado a partir de *Ilex Guayusa*, que mostró características promisorias para la precipitación de ES. Dada la relevancia de la obtención de estruvita como fertilizante de liberación lenta y el potencial uso de residuos como fuentes de magnesio, este trabajo de investigación se centró en la valorización del digerido de estiércol porcino proveniente de un proceso anaerobio en clima frío mediante la obtención de estruvita usando dos fuentes residuales de magnesio.

1. Objetivos

1.1. Objetivo general

Valorizar un digerido proveniente de la digestión anaerobia psicrofílica de estiércol porcino mediante la obtención de estruvita usando fuentes residuales de magnesio.

1.2. Objetivos específicos

- Evaluar la recuperación de fósforo en el digerido de estiércol porcino mediante la precipitación de estruvita usando fuentes residuales de magnesio.
- Analizar la calidad de la estruvita obtenida a partir del digerido utilizando fuentes residuales de magnesio, en términos de la morfología y la pureza del cristal precipitado.

2. Estado del arte

2.1. Estruvita

La estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) es un mineral compuesto por magnesio, fósforo y amonio en proporciones molares iguales. Su peso molecular es de 245.45 g/mol y su solubilidad depende del pH del medio: es escasamente soluble en condiciones alcalinas y altamente soluble en medios ácidos. (Uribe et.al., 2024). Los cristales de estruvita presentan predominantemente una morfología ortorrómbica, aunque también pueden formarse estructuras esféricas o dendríticas en menor proporción (Vásquez et.al., 2018), La precipitación de este mineral ocurre espontáneamente cuando la relación molar $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$ es de 1:1:1 y el pH del medio se encuentra en el rango de 8.5 a 9.5 (Krishnamoorthy et al., 2021). La formación de estruvita puede representarse mediante la ecuación 1, la cual es una simplificación que no contempla todos los procesos químicos involucrados en su precipitación. Esta aproximación se utiliza para facilitar el análisis del fenómeno.



2.2. Precipitación química de estruvita

La precipitación de ES es una cristalización mediante reacción que se da en dos etapas: nucleación y crecimiento. La nucleación inicia cuando los iones que componen la ES se agrupan para formar pequeños núcleos cristalinos (Vásquez et.al., 2018). Este es un proceso cinético que depende de una fuerza impulsora llamada sobresaturación y que ocurre a partir de una reacción química entre dos componentes solubles, generando producto cristalizado menos soluble (González et al., 2021). Posteriormente, en la etapa de crecimiento, los cristales continúan desarrollándose hasta alcanzar el equilibrio, definiendo así su tamaño y estructura final.

Para favorecer la precipitación de estruvita, es necesario agregar una fuente de magnesio, como $MgCl_2$, $Mg(OH)_2$, MgO o $MgSO_4$, siendo $MgCl_2$ y MgO las más estudiadas (Romero et al., 2015). Estudios ha demostrado que el MgO es particularmente efectivo debido a su alta solubilidad y su mayor alcalinidad en comparación con otros compuestos (Aguilar et al., 2023). La alcalinidad permite neutralizar los ácidos presentes en la solución y favorecer la precipitación de metales, lo que a su vez incrementa el pH durante la formación de estruvita.

2.3. Parámetros que afectan la precipitación de estruvita

La precipitación de estruvita se ve afectada por una serie de factores fisicoquímicos como el pH, la sobresaturación, la temperatura, la presencia de iones extraños, la velocidad de agitación y la relación molar $Mg^{2+}:PO_4^{3-}$.

2.3.1. pH

El pH es de los factores más importantes en la precipitación de ES y está altamente ligado a su solubilidad y en el grado de sobresaturación de la solución. Diversos estudios han evaluado el efecto del pH sobre la precipitación de ES, concluyendo que la solubilidad de la estruvita puede disminuir significativamente a medida que el pH aumenta. Se ha reportado que puede reducirse de aproximadamente 3000 mg/L a menos de 100 mg/L cuando el pH pasa de 5 a 7.5 (Borgerding et al., 1972) Además, se ha determinado que la solubilidad mínima de la estruvita ocurre a un pH de 9, lo que favorece su precipitación en este intervalo de pH (Buchanan et al., 1994). Mediante el análisis de recuperación de NH_4^+ , Mg^{2+} y PO_4^{3-} a partir de soluciones iniciales con relaciones molares equivalentes de N y P y un exceso de Mg del 7% se determinó que el rango óptimo de pH para la precipitación de ES esta entre 8.5 y 9.5 (Booker et al. (1999), Stratful et al., 2001). En concordancia con estos resultados, se ha reportado una eficiencia de remoción de fósforo superior al 93%, obteniendo estruvita de alta pureza y partículas con tamaños entre 15 y 3.5 μm cuando el proceso se mantiene a un pH de 9 (González et al., 2021)

Adicionalmente, en estudios realizados sobre la precipitación de estruvita a partir de un digerido de estiércol porcino de la granja porcícola ECOCERD S.A.S., se lograron cristales de estruvita con una pureza del 100% y tamaños de partícula entre 13 y 19 μm a un pH de 8.5. Sin embargo, cuando el pH se mantuvo en 9 o superior, se detectaron impurezas como la dolomita y se observó una reducción en el tamaño de los cristales (Uribe et., al 2024).

2.3.2. Sobresaturación

La sobresaturación se refiere al estado de una solución en el que la concentración del soluto excede su valor de equilibrio. En el caso de la precipitación de estruvita, que involucra los iones Mg^{2+} , NH_4^+ y PO_4^{3-} , la concentración del soluto se define mediante el producto de la actividad iónica (IAP). Cuando este valor supera el producto de solubilidad (K_{sp}), la solución alcanza un estado de sobresaturación, lo que induce la nucleación de los cristales (González et al., 2021). A un pH constante, el nivel de sobresaturación influye en la velocidad de formación de

los cristales de ES. Se ha demostrado que, a un pH de 8.5, la precipitación espontánea de estruvita depende de la sobresaturación de la solución, mientras que la velocidad de crecimiento de los cristales se mantiene constante (Bouro et al., 2000).

2.3.3. Temperatura y otros iones extraños

Aunque la temperatura tiene un impacto menor en la precipitación de ES en comparación con el pH o la sobresaturación (Durrant et al., 1999), sigue siendo un parámetro relevante, ya que influye en la solubilidad y morfología del cristal. En general, un aumento de temperatura acelera la velocidad de formación de los cristales, lo que puede afectar tanto su tamaño como su estructura. Estudios han demostrado diferencias morfológicas entre cristales formados a 25 °C y 37 °C. A 25 °C, los cristales presentaron formas rectangulares y prismáticas, mientras que, a 37 °C, se observaron formas más cuadradas y gruesas (Boistelle et al., 1983). Además, se ha reportado que, en un rango de concentraciones similar, los cristales de estruvita tienden a adoptar una morfología dendrítica con mayor frecuencia a 37 °C que a 25 °C. Asimismo, en soluciones con una concentración elevada de magnesio, el incremento de temperatura puede favorecer la transformación de estruvita en newberyita ($\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) de manera más rápida que a temperaturas más bajas (Babic-Ivan et al., 2002).

La presencia de otros iones en la solución también puede afectar la precipitación de ES. En particular, los iones calcio y carbonato pueden favorecer la formación de fosfato de calcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) en lugar de estruvita, especialmente cuando la proporción molar de calcio es igual o superior a la del magnesio (Acelas et al., 2015). En soluciones que contienen calcio, magnesio, amonio y carbonato, pueden precipitarse compuestos como hidroxapatita, fosfato cálcico, calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Pastor et al., 2010). Adicionalmente, se ha demostrado que la presencia de sodio, calcio, sulfato y carbonatos puede alterar la morfología y el tamaño de los cristales precipitados (Kabdaşlı et al., 2006a), lo que disminuye la eficiencia en la recuperación de fósforo en forma de ES (Pastor et al., 2010). Otros estudios han señalado que el aluminio inhibe completamente la precipitación de ES, incluso cuando su relación molar con respecto al magnesio es menor (González et al., 2021).

2.3.4. Velocidad de agitación

La velocidad de agitación influye significativamente en el tamaño y la morfología de los cristales de ES precipitados. Sin embargo, un aumento en la velocidad de mezclado, especialmente en el rango de 400 a 600 rpm, puede incrementar la formación de incrustaciones en las paredes del reactor, lo que genera pérdidas de ES (Ohlinger et al. 1999), adicional a esto, velocidades de mezclado altas (400 - 600 rpm) provocan un incremento en el porcentaje de incrustaciones en las paredes del reactor, lo que resulta en pérdidas de ES (Wilsenach et al., 2007). Se ha estudiado el efecto de la velocidad de agitación en la precipitación de ES a partir de digerido de aguas residuales, evaluando diferentes velocidades de agitación (0, 100, 200, 300, 400 y 500 rpm). Los resultados indicaron que los mayores tamaños de partícula, de 127 μm y 128 μm , se obtuvieron a 100 rpm y 200 rpm, respectivamente. Sin embargo, al aumentar la velocidad de agitación, el tamaño de los cristales precipitados disminuyó (González et., al 2021).

2.3.5. Relación $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$

Para que ocurra la precipitación de estruvita, la relación molar mínima entre Mg^{2+} y PO_4^{3-} debe ser equimolar, ya que la formación teórica de estruvita inicia cuando la relación $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ es de 1:1:1 (Krishnamoorthy et al., 2021). En la mayoría de las aplicaciones, el magnesio es el elemento limitante en la reacción de precipitación, por lo que es necesario añadir una fuente externa de este ion. Un incremento en la relación molar $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ por encima de 1 favorece la sobresaturación del sistema y, en consecuencia, mejora la recuperación de fosfato (Adnan et al., 2004). Song et al. (2007) demostraron que un aumento en la relación $\text{Mg}^{2+}:\text{PO}_4^{3-}$ incrementa la eficiencia de recuperación de fósforo, aunque a partir de cierto punto esta eficiencia deja de mejorar. En este sentido, Liu et al. (2013) determinaron que la relación óptima es de 1.5:1, lo que permite una recuperación eficiente sin afectar negativamente la disponibilidad de fósforo. Además, la concentración de fosfatos en el sustrato es un factor determinante en la viabilidad del proceso; Según Cornel et al. (2009), solo concentraciones de fosfatos superiores a 50-60 mg/L permiten una recuperación efectiva de nutrientes en forma de ES.

2.4. Uso de fuentes residuales de magnesio para la precipitación de estruvita

La precipitación de ES es una tecnología ampliamente estudiada para la recuperación de nutrientes en efluentes de aguas residuales principalmente. Sin embargo, el costo elevado de los reactivos, particularmente de las fuentes de magnesio, ha limitado su aplicación a gran escala (Yu et al., 2017). En este contexto, el uso de fuentes residuales de magnesio ha surgido como una alternativa económicamente viable y ambientalmente sostenible.

2.4.1. Fuentes alternativas de magnesio en la precipitación de estruvita

Diferentes estudios han explorado el uso de fuentes de magnesio alternativas a los reactivos comerciales como el $MgCl_2$ y el MgO . Entre estas alternativas se encuentran los subproductos industriales ricos en Mg, tales como el magnesio de bajo grado (LG-MgO), la magnesita calcinada y el agua de mar concentrada (Min & Park, 2021). Estos materiales han demostrado ser efectivos en la precipitación de ES cuando se emplean en relaciones molares adecuadas, optimizando la recuperación de fósforo y reduciendo costos operacionales.

2.4.2. Eficiencia y viabilidad económica de fuentes residuales de magnesio

El uso de fuentes residuales de magnesio presenta variaciones en su eficiencia dependiendo de la reactividad y solubilidad del material. Estudios han demostrado que el LGMgO tiene eficiencias de precipitación del 53% al 97% dependiendo de su composición y del pH del medio de reacción (Gómez et al., 2023). Por otro lado, la adición de zeolita como material de soporte ha mejorado la eficiencia del proceso y reducido el tiempo de inducción para la formación de cristales de ES (Min & Park, 2021). Además, la viabilidad económica de estos procesos se ha evaluado considerando el costo de producción y el valor de mercado de la ES como fertilizante, el cual puede oscilar entre 0 y 1000 €/t (Gómez et al., 2023).

2.4.3. Aplicación de fuentes residuales de magnesio en plantas de tratamiento de aguas residuales

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) han implementado la precipitación de ES en líneas de tratamiento de lodos anaerobios, donde la concentración de fósforo y amonio es elevada (Gómez et al., 2023). La incorporación de LG-MgO en estas instalaciones ha demostrado

ser una solución sostenible que permite la recuperación de fósforo, minimiza la dependencia de fuentes de magnesio convencionales y reduce la presión sobre los recursos naturales.

3. Metodología

Este estudio se desarrolló en cuatro etapas principales: en la primera etapa, se identificaron y caracterizaron fisicoquímicamente fuentes residuales de magnesio, evaluando su contenido de magnesio y calcio total y soluble. En la segunda, se recolectó y pretrató el digerido, seguido de una caracterización fisicoquímica de este. En la tercera, se realizó la precipitación de ES mediante un diseño factorial 3^2 . Finalmente, se caracterizó los cristales precipitados mediante difracción de rayos X y microscopía electrónica de barrido con espectroscopía de dispersión de energía donde se evaluó su composición, morfología y pureza.

3.1. Fuentes residuales de magnesio

3.1.1. *Identificación de fuentes residuales de magnesio*

Con el propósito de ampliar las opciones de fuentes residuales de magnesio para la precipitación de ES, se realizó una búsqueda y análisis comparativo de distintas alternativas. La evaluación consideró parámetros como el tipo de compuesto (MgO o $MgCl_2$), la concentración de magnesio disponible y la viabilidad de su uso en el proceso. Particularmente, se dio énfasis a las fuentes residuales disponibles en las áreas cercanas a la granja ECOCERD, debido a su importancia en el contexto del proyecto.

3.1.2. *Análisis fisicoquímico de las fuentes residuales*

El análisis fisicoquímico incluyó la determinación del contenido de magnesio y calcio, tanto en su forma soluble como total, en cada fuente. Esta evaluación se realizó mediante espectrometría de absorción atómica, siguiendo el método estándar NTC 5167. Durante la precipitación de estruvita, el calcio puede afectar varios aspectos del proceso, como el tiempo de reacción, la eficacia de la recuperación, la morfología cristalina y la pureza del producto. Esto se debe a la competencia entre el calcio y el magnesio, lo que puede dar lugar a la formación de precipitados como la hidroxiapatita ($Ca_5(PO_4)_3OH$) y la dolomita ($CaMg(CO_3)_2$), tal como señalan González Morales et al. (2019).

3.2. Origen, muestreo y pretratamiento del digerido

El digerido de estiércol porcino se obtuvo bajo condiciones psicrófilas ($17\pm 3^{\circ}\text{C}$) de un biodigestor ubicado en ECOCERD S.A.S, en el municipio de Floresta-Boyacá, como se muestra en la figura 1.

Figura 1 Biodigestor tubular ubicado en ECOCERD



El biodigestor tubular cuyos parámetros de operación están descritos en la tabla 1, operó de manera semicontinua. El tratamiento del digerido se llevó a cabo en dos etapas. En la primera, se eliminaron los sólidos de mayor tamaño mediante un filtro con un tamaño de poro de $10\ \mu\text{m}$. En la segunda etapa, el digerido fue sometido a un proceso de centrifugación a 5000 rpm durante 15 minutos, con el fin de separar los sólidos más pequeños.

Tabla 2

Parámetros de operación del biodigestor

Parámetro	Unidad	Valor
Longitud	m	16
Ancho	m	2.2
Volumen total	m^3	40
TRH	d	15
CH_4	%	65
Producción de digerido	m^3/d	3
Producción de biogás	m^3/d	9
Material del digestor	-	Geomembrana de PVC negro

3.2.1. Caracterización del digerido

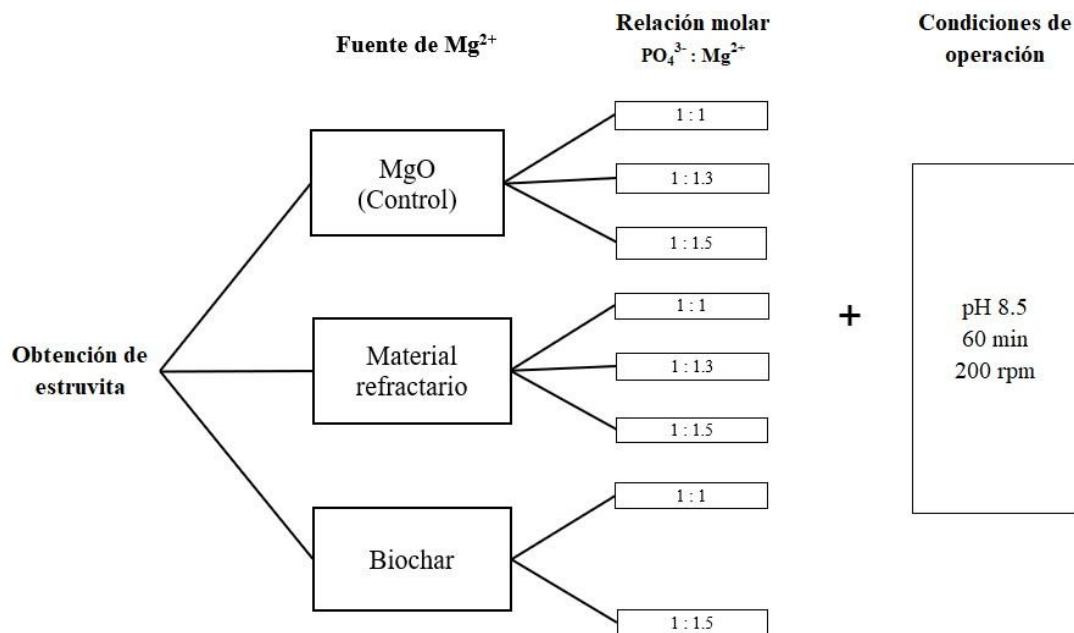
El digerido se caracterizó fisicoquímicamente mediante la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), pH, y los niveles de fosfato y amonio. Además, se analizó la presencia de metales pesados. Los métodos utilizados para estos análisis se detallan en la tabla 1.

Tabla 2 *Métodos de evaluación de parámetros fisicoquímicos del digerido*

Parámetro	Método Analítico
ST	APHA 5220 A
SV	APHA 2540 E
DQO	APHA 2540 D
pH	Potenciométrico, NTC 5167:2022
CE	Conductivimétrico, NTC 5167:2022
Fosfatos	APHA 4500 P E
Amonios	APHA 4500-NH3
N total	Kjeldahl. NTC 370:2011
Fósforo total	Espectrofotométrico, NTC 234:1996
Demás nutrientes	Absorción Atómica, NTC 5167:2022
Fluoruros	Espectrofotométrico
Metales pesados	Absorción Atómica, NTC 5167:2022

3.3. Obtención de estruvita

La obtención de estruvita se llevó a cabo mediante un diseño factorial 3^2 , en el que se evaluaron las condiciones de operación de pH, velocidad de agitación y tiempo de reacción. Estos parámetros fueron establecidos a partir de los resultados previos obtenidos por el grupo de investigación INTERFASE (Uribe et al., 2024). El diseño experimental se detalla en la Figura 2, donde se presentan las variaciones y combinaciones de los factores estudiados.

Figura 2 *Diseño experimental*

La precipitación de ES se llevó a cabo mediante un test de jarras. Inicialmente, se ajustó el pH del digerido a 8.5 utilizando NaOH 1N. Posteriormente, se añadió la fuente de magnesio residual, cuya cantidad se calculó en función de la concentración inicial de PO_4^{3-} y la relación molar $PO_4^{3-} : Mg^{2+}$. Durante el proceso experimental, el pH se ajustó cada quince minutos para mantener las condiciones deseadas, y se mantuvo una agitación constante a 200 rpm durante 60 min para garantizar la homogeneidad de la mezcla. Una vez transcurridos los 60 min de reacción, el producto resultante se dejó sedimentar en las jarras durante 16 h. Tras este tiempo, se realizó una filtración al vacío utilizando papel filtro con un tamaño de poro de $1 \mu m$. La concentración de PO_4^{3-} en el sobrenadante se determinó posteriormente. Finalmente, el precipitado se dejó secar al ambiente.

Para evaluar el impacto de la relación molar $PO_4^{3-} : Mg^{2+}$ y el pH sobre la recuperación de PO_4^{3-} , se utilizó como variable de respuesta el porcentaje de recuperación de PO_4^{3-} . Se asumió que todo el PO_4^{3-} consumido se transformaba en estruvita, y su recuperación se calculó de acuerdo con la ecuación 2.

$$\%Recuperación = \frac{\text{Concentración inicial} - \text{Concentración Spp}}{\text{Concentración inicial}} * 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

- La concentración inicial hace referencia a la concentración de PO_4^{3-} [g/L] en el digerido.
- La concentración Spp hace referencia a la concentración de PO_4^{3-}P determinados en el sobrenadante del proceso de precipitación [g/L].

3.4. Caracterización del cristal precipitado

El MgO se empleó como control para evaluar el comportamiento de las fuentes residuales de magnesio. La caracterización de los precipitados incluyó: la identificación de las fases cristalinas presentes en el precipitado mediante difracción de rayos X (DRX), y una caracterización detallada de la morfología y composición química de los cristales utilizando microscopía electrónica de barrido (SEM) acoplada a espectroscopía de dispersión de energía (EDS) (SEM; ZEISS EVO@LS 15, analizador INCA).

4. Análisis y resultados

4.1. Identificación de fuentes residuales de magnesio

El magnesio es un componente fundamental en la formación de ES, ya que suele ser el factor limitante en la reacción de precipitación (Adnan et al., 2004). Con el propósito de identificar una fuente residual de magnesio viable dentro del contexto del trabajo de investigación se evaluaron distintas opciones, considerando su disponibilidad y efectividad en el proceso. Los detalles de esta evaluación se presentan en la Tabla 2.

Tabla 3 Fuentes residuales de magnesio con potencial para la precipitación de estruvita

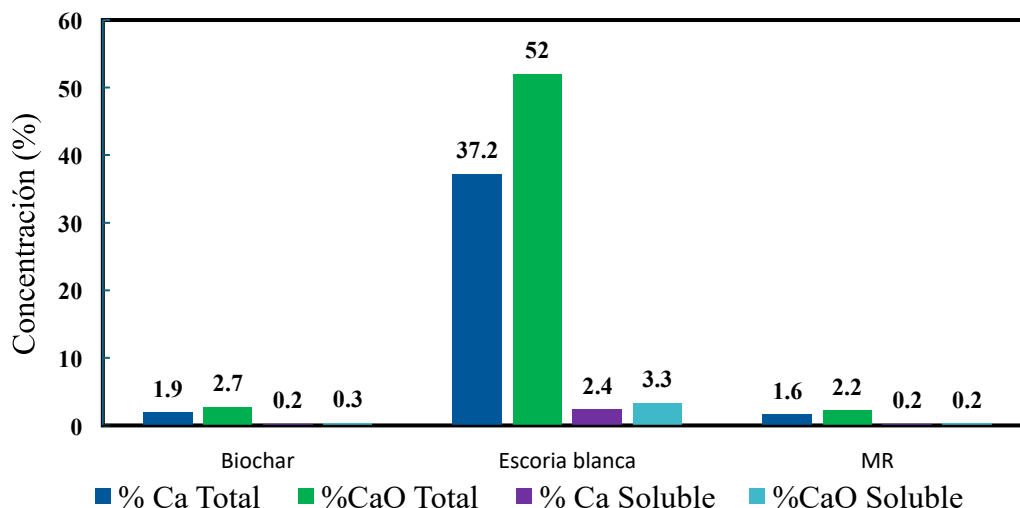
Fuente Residual	Descripción	Tipo De Compuesto	Mg Disponible (%P/P)	Ventajas	Desventajas	Referencia
Ferrocromo	Se obtiene de la reducción carbotérmica del mineral de cromita	MgO	20% a 35%	i) Alto contenido de óxido de magnesio.	i) Contiene Al y Fe (Inhibidores en la formación de ES). ii) Lixiviación con HCl para obtener el MgO iii) Altos costos	L.B Moyo et all (2024)
Calcinación de magnesita	MgO como subproducto de los filtros de tela dispuestos en el sistema de control de contaminación de los gases de escape.	LG-MgO	42% a 56%	i) Alto contenido de óxido de magnesio. ii) Económico	i) Reacción y precipitación de ES lenta	V.B. Aguilar-Pozo et all (2023)
Calcinación de dolomita	La calcinación de la dolomita se realiza a un rango de temperatura de (550-750) °C por más de 1 hora	MgO	40% a 48%	i) Económico ii) Abundante	i) Alto contenido de CaO	M. Baghriche et all (2020)- J. Yu et all (2020)
Material Refractario	Residuo de un horno eléctrico de fundición de chatarra de una empresa siderúrgica	MgO	2,5%	i) Económico ii) Abundante iii) Fácil adquisición	i) Baja cantidad de MgO ii) Presencia de CaO	Grupo de Investigación INTERFASE-UIS
Biochar	Biochar producido a 500°C a partir de las hojas del árbol illex guayusa.	MgO	1,37%	i) Económico ii) Abundante iii) Fácil adquisición	i) Baja cantidad de MgO ii) Presencia de CaO	Grupo de Investigación INTERFASE-UIS
Escoria blanca	Residuos de un horno de cuchara de una empresa siderúrgica	MgO	9,9%	i) Económico ii) Abundante	i) Bajo MgO soluble ii) Presencia de CaO	Grupo de Investigación INTERFASE-UIS

Para seleccionar fuentes residuales de magnesio viables, se realizó un análisis comparativo y un proceso de descarte de alternativas. La obtención de MgO a partir de ferrocromo fue excluida debido a su alto costo, asociado a la necesidad de lixiviación con HCl. Además, su elevado contenido de aluminio (15%-25%) y hierro (10%-15%) inhibe la formación de cristales de estruvita (Moyo et al., 2024). La extracción de MgO a partir de los gases de escape de un horno rotatorio, como en la calcinación de magnesita, también presentó limitaciones, principalmente por la baja pureza del MgO, que varía entre 42% y 56% (AguilarPozo et al., 2023). Este material, clasificado como de bajo grado (LG-MgO), ralentiza la reacción de precipitación de ES y favorece la formación de compuestos secundarios no deseados. Por su parte, la calcinación de dolomita plantea un desafío debido a su alto contenido de óxido de calcio (CaO) (~51%) en comparación con el de óxido de magnesio (MgO) (~49%). La separación de estos compuestos implica costos elevados y, para obtener MgO de mayor pureza, sería necesario emplear HCl, lo que incrementaría aún más los costos operativos. En este contexto, se seleccionaron como fuentes residuales más adecuadas el material refractario (MR), el biochar y la escoria blanca, debido a su disponibilidad y características relevantes. Para evaluar su viabilidad y comprender sus limitaciones, se realizó un análisis fisicoquímico enfocado en el contenido de calcio y magnesio, factores determinantes en el proceso de precipitación de ES.

4.2. Análisis fisicoquímico de las fuentes residuales

4.2.1. Calcio total y soluble

El análisis de absorción atómica para medir la concentración de calcio total y calcio soluble en las tres muestras (biochar, Escoria blanca y el MR) revela diferencias entre los materiales evaluados. En primer lugar, biochar presenta valores bajos de calcio total y calcio soluble, con un 1.93% de Ca total y un 0.26% de Ca soluble, lo que indica una limitada disponibilidad de calcio en material. Como se observa en la figura 3.

Figura 3 Cuantificación de calcio total y soluble

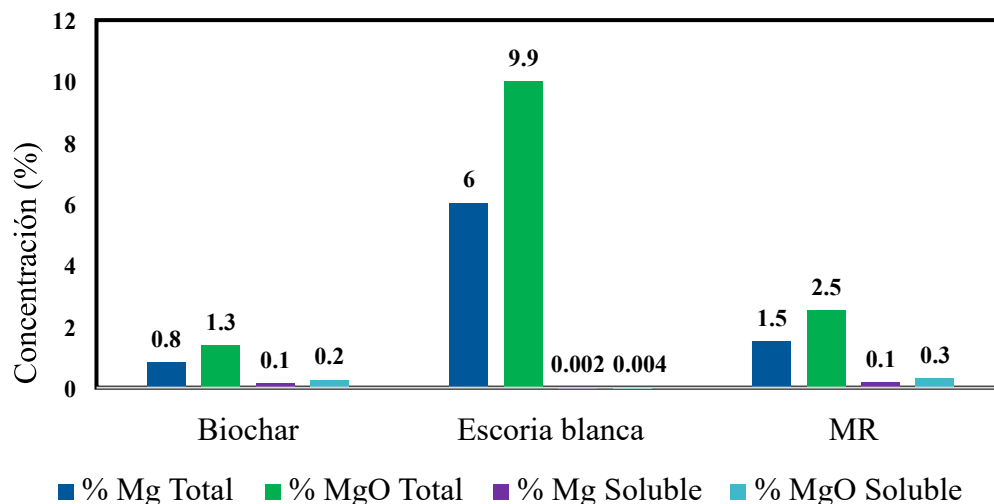
La escoria blanca presentó la mayor concentración de calcio entre los materiales evaluados, con un 37.2% de Ca total y un 52.05% de CaO total. Además, su contenido de calcio soluble es elevado (2.42% de Ca soluble y 3.38% de CaO soluble), lo que indica una alta capacidad de liberación de calcio bajo las condiciones experimentales. Por otro lado, el MR exhibe concentraciones intermedias a bajas de calcio en comparación con la escoria blanca, con un 1.61% de Ca total y un 0.21% de Ca soluble. El contenido de CaO total y CaO soluble alcanza un 2.25% y 0.3%, respectivamente. Estos valores sugieren que, si bien el MR contiene calcio, su baja fracción soluble reduce la probabilidad de interferencias en la precipitación de estruvita.

Dado su alto contenido de Ca total, CaO total, Ca y CaO solubles, la escoria blanca fue descartada como fuente de magnesio, ya que su elevada concentración de calcio favorece la formación de compuestos no deseados, como carbonato de calcio, dolomita o fosfato cálcico, afectando la calidad y pureza de la estruvita obtenida (Muhmood et al., 2019; Rahman et al., 2014; Le Corre et al., 2005). En comparación, el MR presenta concentraciones intermedias, mientras que el biochar muestra los valores más bajos, lo que lo posiciona como la alternativa con menor riesgo de interferencias derivadas del calcio.

4.2.2. Magnesio total y soluble

El análisis de absorción atómica para medir la concentración de magnesio total, óxido de magnesio total, magnesio soluble y óxido de magnesio soluble en las tres muestras (biochar, escoria blanca y el MR) indica variaciones en sus concentraciones como se evidencia la figura 4, lo que sugiere diferencias en su utilidad como fuente de magnesio para la precipitación de ES.

Figura 4 *Magnesio total y soluble*



El biochar presenta una baja concentración de magnesio total (0.83%) y una fracción soluble reducida (0.15%), lo que indica una limitada capacidad para aportar magnesio al sistema. Su contenido de MgO total alcanza un 1.38%, mientras que el MgO soluble es del 0.25%, lo que, si bien sigue siendo bajo, es superior al de la escoria blanca (0.002%). La escoria blanca exhibe las mayores concentraciones de magnesio total (6.028%) y MgO total (9.99%). Sin embargo, su magnesio soluble (0.002%) y MgO soluble (0.004%) son extremadamente bajos, lo que sugiere que, aunque este material contiene una alta cantidad de magnesio total, la fracción disponible en solución es insignificante. Esto limita su eficacia como fuente de magnesio en procesos de precipitación de ES, debido a que la mayor parte del magnesio se encuentra en formas poco solubles. Por otro lado, el MR presenta concentraciones intermedias, con un 1.52% de magnesio total y un 2.52% de MgO total. Su fracción soluble, aunque moderadamente baja, es la más alta entre los materiales evaluados, con un 0.18% de magnesio soluble y un 0.31% de MgO soluble. Esto sugiere que el MR ofrece la mejor disponibilidad de magnesio en solución.

Si bien la escoria blanca contiene el mayor porcentaje de magnesio total, su baja solubilidad restringe su aplicación como fuente inmediata de magnesio para la precipitación de ES. En contraste, el MR muestra la mejor disponibilidad de magnesio soluble. Finalmente, aunque el biochar presenta la menor concentración de magnesio soluble, su estabilidad podría representar una ventaja en determinadas condiciones.

4.3. Caracterización del digerido

4.3.1. Caracterización fisicoquímica del digerido

En la tabla 3 se presentan los parámetros fisicoquímicos del digerido. Su contenido de sólidos totales (6.04 g/kg) indica que es principalmente líquido, mientras que la fracción de sólidos volátiles (3.43 g/kg) representa el 56.8 % del total de sólidos, valor que se encuentra dentro del rango óptimo (40% - 60%) para su uso en sistemas agrícolas (Garfí et al., 2011). La DQO (5,3 g/L) sugiere una concentración significativa de compuestos orgánicos biodegradables, cuya descomposición podría generar emisiones gaseosas durante el almacenamiento o la aplicación al suelo (Cucina et al., 2021). La conductividad eléctrica (6.82 dS/m) supera los valores considerados adecuados para riego en suelos con baja capacidad de intercambio catiónico o cultivos sensibles a la salinidad (Daliakopoulos et al., 2016), lo que podría limitar su aplicación directa en sistemas agrícolas. En términos de equilibrio químico, el pH del digerido (7.5) se encuentra por debajo del rango óptimo para la precipitación espontánea de estruvita (8.5-9.5) (Booker et al., 1999, Stratful et al., 2001), lo que podría afectar la eficiencia en la recuperación de fósforo en procesos de postratamiento enfocados en la cristalización de este mineral.

Tabla 4 *Parámetros fisicoquímicos del digerido*

Parámetro	Unidad	Valor
ST	g/kg	6.04±0.05
SV	g/kg	3.43±0.03
DQO	mg O ₂ /L	5306±173.47
pH	-	7.49±0.02
CE	dS/m	6.82 ± 0.1

4.3.2. *Nutrientes y metales pesados en el digerido*

Los resultados presentados en la Tabla 4 muestran que el digerido contiene 139.9 mg/L de fosfato, 819.3 mg/L de amonio y 0.2 g/L de magnesio soluble, lo que indica una disponibilidad limitada de este catión en la solución. Estudios previos han demostrado que un incremento en la relación molar $\text{PO}_4^{3-}:\text{Mg}^{2+}$ mejora la recuperación de fósforo mediante la precipitación de estruvita (Song et al., 2007).

Tabla 5 *Nutrientes en el digerido*

Parámetro	Unidad	Valor
Fosfatos	mg/L	139.9±2.6
Amonios	mg/L	819.3±98.8
N Total	g/L	1.0
P Total (P_2O_5)	g/L	0.24
Na Total	g/L	0.29
Ca Total (CaO)	g/L	0.98
Ca Soluble (CaO)	g/L	0.71
Mg total (MgO)	g/L	0.29
Mg Soluble (MgO)	g/L	0.20
Fluoruros*	g/L	20.5
Cu total	g/L	0.01
Fe total	g/L	0.01

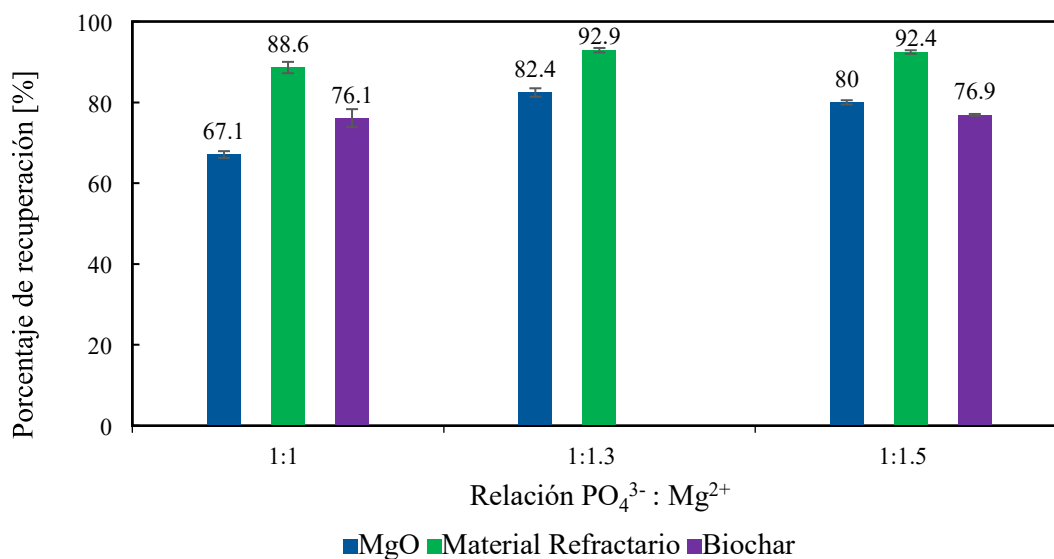
La concentración de sodio en el digerido (0.29 g/L) fue superior a los valores reportados para digeridos de estiércol porcino en estudios previos (Uribe et al., 2024; Cucina et al., 2021). Niveles elevados de sodio, cobre e hierro pueden afectar la conductividad hidráulica del suelo, reducir la aireación e inducir su compactación (Clark & Mason, 2006). Adicionalmente, el digerido presentó una concentración de potasio de 1.14 g/L y un contenido de nitrógeno total de 1 g/L. En conjunto, estos valores indican que el digerido no cumple con los requisitos establecidos en la norma NTC 5167 para su uso como fertilizante o enmendador de suelos.

4.4. Evaluación del efecto de las fuentes residuales y relaciones molares PO_4^{3-} : Mg^{2+} para la obtención de estruvita

4.4.1. Recuperación de fósforo

La figura 5 presenta el porcentaje de recuperación de fosfato en función de tres fuentes de magnesio (MgO, MR y biochar) bajo diferentes relaciones molares PO_4^{3-} : Mg^{2+} (1:1, 1:1.3 y 1:1.5). El porcentaje de recuperación de fósforo se estableció como variable de respuesta para evaluar el efecto de cada fuente de magnesio. Se asumió que, a lo largo del proceso, el PO_4^{3-} se consumió exclusivamente en la formación de ES, hipótesis que será verificada mediante la caracterización del precipitado. No se presentan datos de recuperación para la relación molar 1:1.3 con biochar debido a la insuficiente disponibilidad de este material.

Figura 5 Recuperación de fósforo



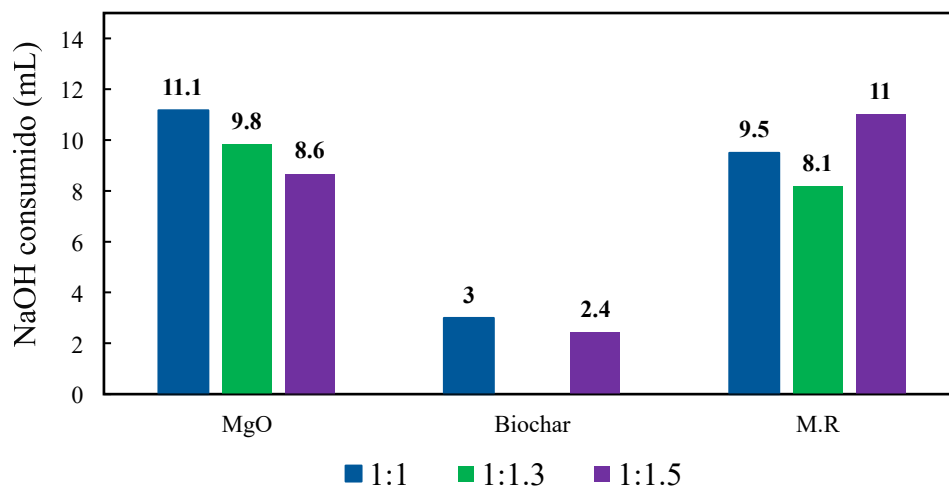
El MgO mostró variaciones en la recuperación de fosfato según la relación molar PO_4^{3-} : Mg^{2+} para la relación 1:1, la recuperación fue del 67.1%, el valor más bajo entre los materiales evaluados, lo que indica una eficiencia moderada en la precipitación de ES. Al incrementar la relación a 1:1.3, la recuperación aumentó a 82.4%, lo que sugiere que una mayor disponibilidad de magnesio mejora la eficiencia del proceso. Sin embargo, con una relación de 1:1.5, la recuperación disminuyó ligeramente a 80%, posiblemente debido a la saturación del sistema, donde un exceso de Mg^{2+} no contribuyó significativamente a la precipitación.

En el caso del biochar, la recuperación fue del 76.1% para la relación 1:1, lo que indica una eficiencia intermedia en comparación con los demás materiales. Al aumentar la relación a 1:1.5, la recuperación apenas varió, alcanzando un 76.9%, lo que sugiere que el incremento en la concentración de magnesio no tuvo un impacto en su desempeño. Por su parte, el MR presentó las mayores tasas de recuperación. Para la relación 1:1, el porcentaje fue del 88.61%, el valor más bajo registrado para este material. Con una relación de 1:1.3, la recuperación aumentó a 92.9%, evidenciando una alta capacidad de reacción incluso con incrementos moderados en la concentración de magnesio. Finalmente, para la relación 1:1.5, la recuperación se mantuvo en 92.4%, indicando que el aumento de magnesio no generó una mejora en su eficiencia.

4.4.2. Consumo de NaOH para la estabilización del pH

La Figura 6 presenta la cantidad de NaOH requerida para ajustar el pH a 8.5 al inicio del proceso de precipitación de estruvita, en función de las tres fuentes de magnesio evaluadas (MgO, biochar y MR) y bajo diferentes relaciones molares $\text{PO}_4^{3-}:\text{Mg}^{2+}$ (1:1, 1:1.3 y 1:1.5). Durante el experimento, no se observó una disminución del pH en ninguna de las condiciones evaluadas, lo que indica que la alcalinidad del sistema se mantuvo estable a lo largo del proceso.

Figura 6 Consumo de NaOH



El análisis se basa en que un mayor consumo de NaOH indica una mayor tendencia de la solución a acidificar (bajada de pH), mientras que un menor consumo implica una mayor estabilidad del pH inicial o un aumento del mismo. A continuación, se analiza cada material en función de su comportamiento:

El consumo de NaOH con el MgO disminuyó a medida que aumenta la relación molar. Para la relación 1:1, se observó el mayor consumo (11.17 mL), seguido de la relación 1:1.3 (9.83 mL y para la relación 1:1.5 (8.67 mL). Este comportamiento indica que a menor relación molar (1:1) el pH de la solución desciende más rápidamente, lo que requiere una mayor cantidad de NaOH para estabilizar el pH. A medida que la relación molar aumenta, la demanda de NaOH se reduce, ya que el MgO libera iones hidroxilo al disolverse, lo que contribuye a mantener el pH alcalino ($\text{pH} > 7.5$) y reduce la necesidad de base (Chimenos et al., 2003). Respecto al biochar, el consumo de NaOH es considerablemente más bajo en comparación con los otros materiales. Para la relación 1:1 se utilizaron 3 mL de NaOH, mientras que para la relación 1:1.5, el consumo disminuyó ligeramente a 2.43 mL. Esto demuestra que el pH de la solución con biochar aumenta al entrar en contacto con el digerido, incluso a bajas relaciones molares, minimizando así la necesidad de añadir NaOH. Este efecto se atribuye a la alta carga superficial del biochar, que actúa como un tapón alcalino al liberar cationes básicos y neutralizar protones en la solución (Lehmann et. al, 2015). Finalmente, para el MR, se observó que, en la relación 1:1.5, el consumo de NaOH es más mayor que en las relaciones 1:1 y 1:1.3. Este resultado puede explicarse porque, a mayores proporciones de MR, el material libera iones que contribuyen a una mayor acidificación, lo que incrementando la demanda de NaOH para mantener el pH en 8.5.

4.5. Calidad del cristal precipitado

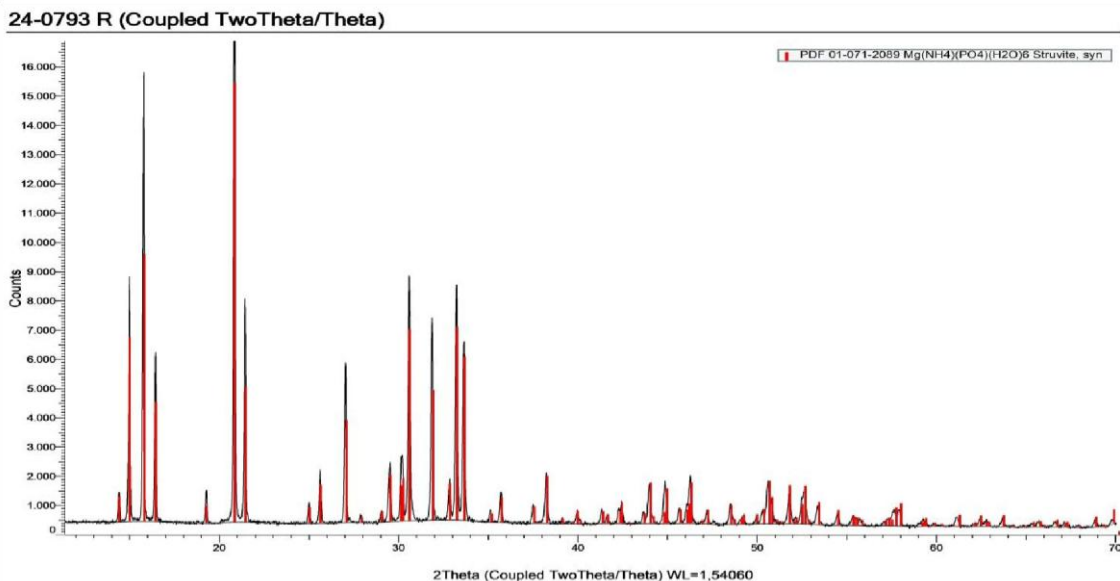
4.5.1. Composición del cristal precipitado

Los patrones de DRX obtenidos para los precipitados formados a partir del uso de diferentes fuentes de magnesio en el digerido de estiércol porcino presentan variaciones en la composición mineralógica del material resultante. En particular, se observó que la cantidad de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) presentó cambios notables según el tipo de fuente de magnesio utilizada, lo que sugiere que la solubilidad, disponibilidad y mecanismos de liberación de Mg^{2+} de cada material influyen directamente en la eficiencia del proceso de precipitación de ES.

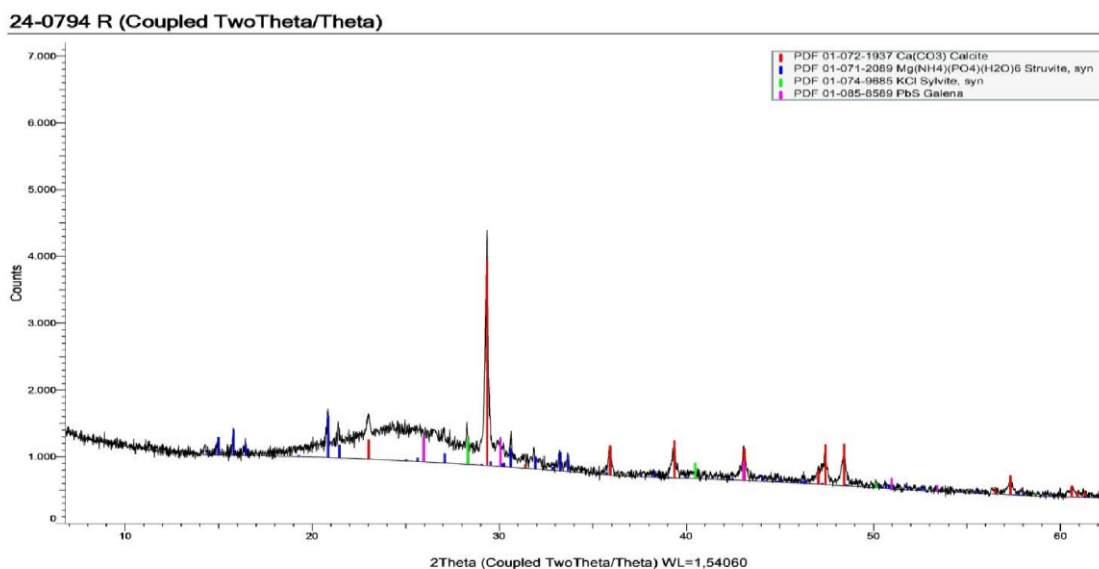
El análisis de DRX para el precipitado obtenido con MgO como fuente de magnesio con una relación molar $\text{PO}_4^{3-} : \text{Mg}^{2+}$ de 1:1.3, muestra un espectro en el que la estruvita es la única fase cristalina identificada. Este resultado confirma que, bajo las condiciones experimentales utilizadas, el MgO permite la formación de cristales de estruvita, sin evidencia de la presencia de otras fases minerales no deseadas, lo que coincide con los valores de recuperación de PO_4^{3-}

obtenidos en las pruebas experimentales, donde se registró un aumento progresivo de la eficiencia con el incremento de la relación molar $\text{PO}_4^{3-}:\text{Mg}^{2+}$ hasta 1:1.3 (82.43%), con una ligera disminución en 1:1.5 (80%).

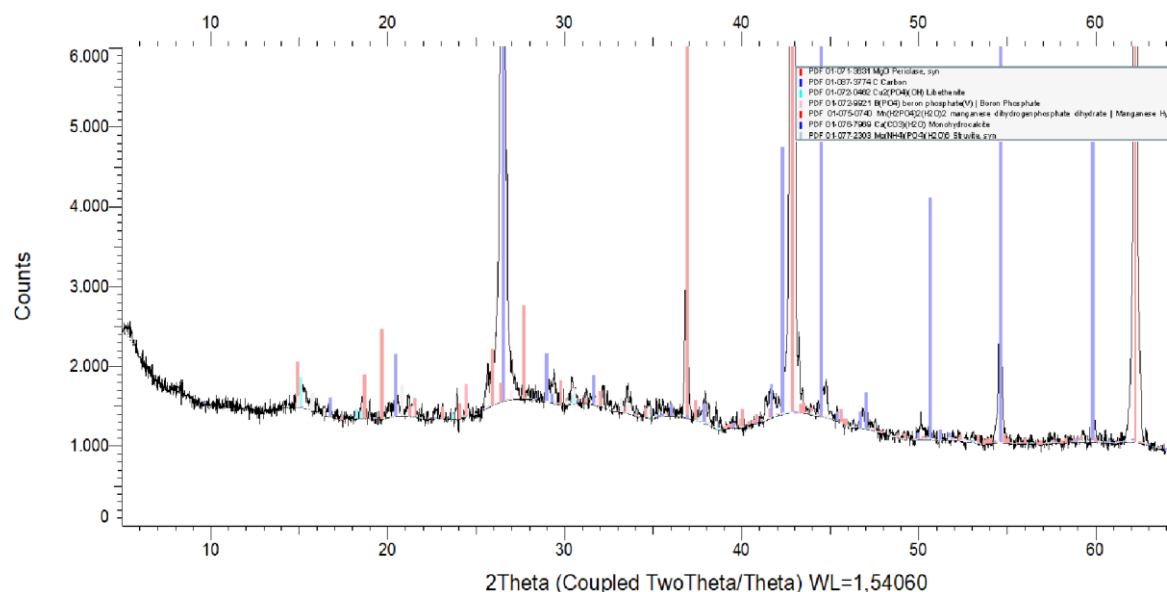
Figura 7 DRX de la fuente de magnesio MgO relación molar 1:1.3



El análisis de DRX de los precipitados obtenidos con biochar como fuente de magnesio con una relación molar $\text{PO}_4^{3-}:\text{Mg}^{2+}$ de 1:1.5 presentado en la Figura 8, revela la presencia de ES en aproximadamente un 20% dentro de las fases cristalinas. A diferencia del MgO, el biochar no favorece de manera eficiente la conversión total de fosfatos en estruvita, consecuente a la recuperación de fosfatos moderada en los ensayos experimentales, con valores de 76.1% y 76.9% para las relaciones molares 1:1 y 1:1.5, respectivamente.

Figura 8 DRX de la fuente de magnesio biochar relación molar 1:1.5

La baja proporción de ES en las fases cristalinas indica que una parte del fosfato pudo haber precipitado en otras formas minerales o haber permanecido en solución sin reaccionar. El patrón de difracción mostrado en la figura 9, sugiere la presencia de otras fases minerales en el precipitado, incluyendo carbonatos de calcio como la Calcita ($\text{Ca}(\text{CO}_3)$), así como Sylvita (KCl) y Galena (PbS). Estos compuestos pueden formarse debido a la naturaleza del biochar, que puede contener residuos de cenizas, carbonatos y otros iones extraños que afectan la formación de estruvita. La formación de estos compuestos secundarios podría explicar la menor conversión de fosfato en estruvita, ya que la presencia de Ca^{2+} en la solución puede competir con el Mg^{2+} en la precipitación del fosfato, desviando la reacción hacia la formación de hidroxiapatita u otros fosfatos de calcio (Acelas et al., 2015).

Figura 9 DRX de la fuente de magnesio MR relación molar 1:1.3

El patrón de DRX correspondiente a los precipitados generados con MR como fuente de magnesio con una relación molar $\text{PO}_4^{3-}:\text{Mg}^{2+}$ de 1:1.3 mostró una proporción mínima de estruvita, con apenas un 0.55% identificado en la fase cristalina. Este resultado contrasta con los altos valores de recuperación de fosfato obtenidos en los ensayos experimentales, donde este material mostró la mayor eficiencia, alcanzando hasta un 92.90% de recuperación en la relación molar 1:1.3. La baja presencia de estruvita en el difractograma sugiere que la mayor parte del fosfato precipitado no se encuentra en forma de estruvita, sino que ha sido incorporado en otras fases minerales.

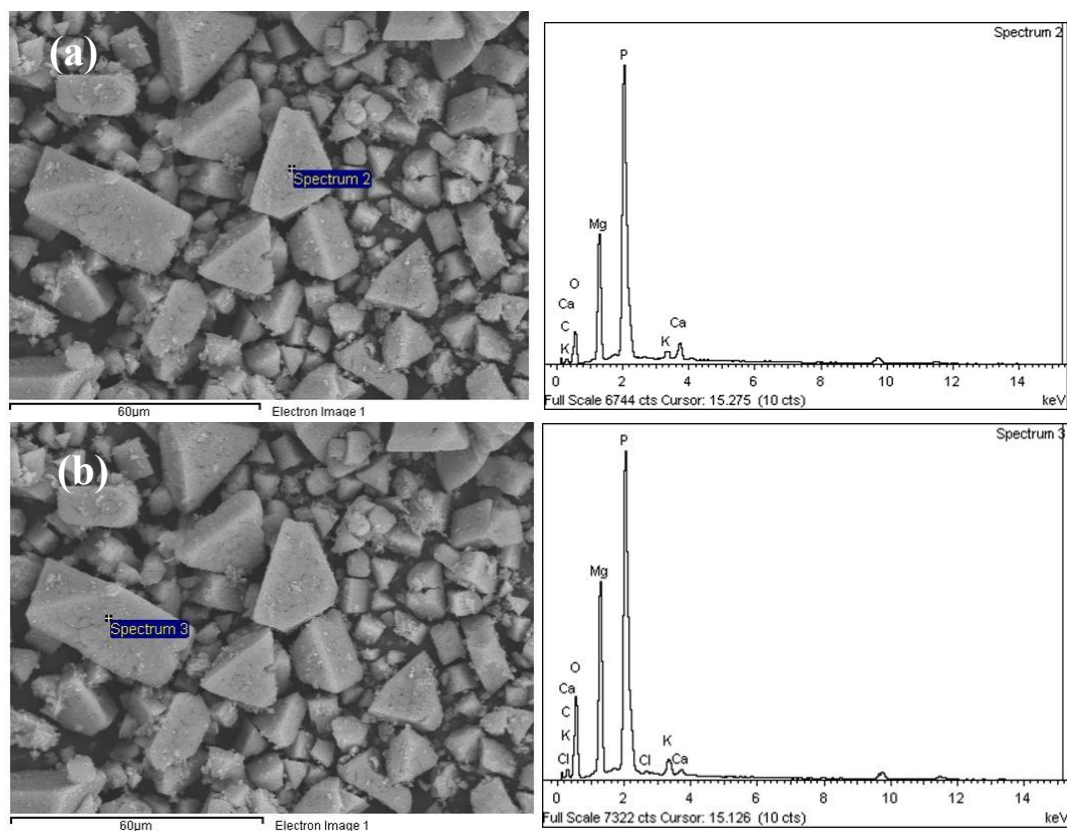
Entre los compuestos identificados en el precipitado se encuentra el óxido de magnesio (MgO) y carbono (C), que es precisamente de lo que está compuesto principalmente el MR lo que indica que parte del magnesio del material no se disolvió completamente en la solución, limitando la disponibilidad de Mg^{2+} para la formación de estruvita. Asimismo, se detectó la presencia de, y libetenita ($\text{Cu}_2(\text{PO}_4)(\text{OH})$), un fosfato de cobre cuya formación podría estar relacionada con la presencia de trazas de este metal en el MR o en el digerido. También se identificó fosfato de boro (BPO_4), lo que sugiere una posible interacción entre este elemento y los fosfatos en la solución, así como fosfato de manganeso hidratado ($\text{Mn}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}_2$), indicando que parte del fosfato se ha precipitado en forma de fosfato de manganeso en lugar de estruvita. Finalmente, la presencia de monohidrocalcita ($\text{Ca}(\text{CO}_3)(\text{H}_2\text{O})$) sugiere interacciones con el calcio en la solución, lo que podría haber interferido en la precipitación de estruvita. La abundancia de

estos compuestos en el MR explica la baja proporción de estruvita detectada en el análisis de DRX. Aunque el porcentaje de recuperación de fosfato fue alto, estos resultados indican que la mayor parte del fosfato precipitado se encuentra en formas distintas a la estruvita.

4.5.2. Morfología del cristal precipitado

Las imágenes obtenidas con el MgO (Figura 10) revelan variaciones tanto en el tamaño como en la morfología de los cristales de ES, variaciones influenciadas por las condiciones de operación establecidas, como el pH, la relación molar, la velocidad de agitación y tiempo de reacción. Según Chauhan & Joshi (2013), estos parámetros impactan la morfología y el proceso de crecimiento de los cristales.

Figura 10 Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con MgO

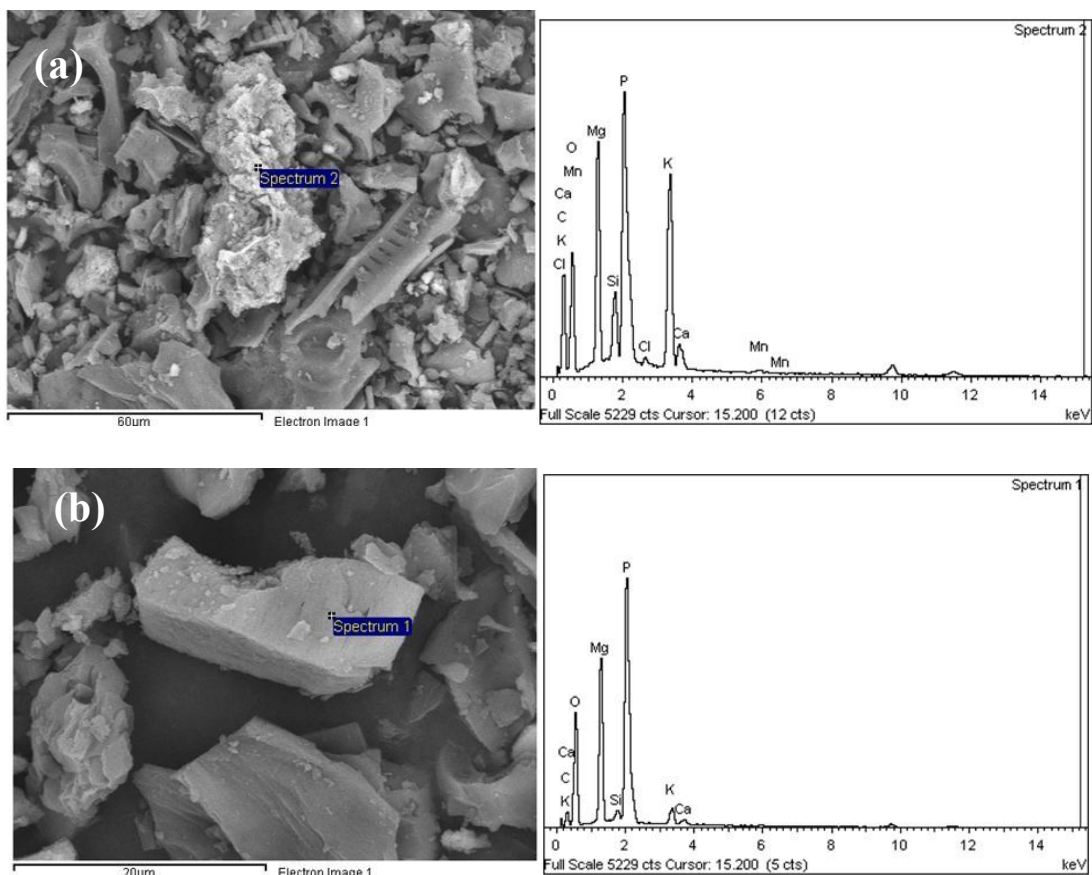


En el precipitado a partir del MgO se encontraron cristales con un tamaño que vario entre 10µm y 40µm. Además, los espectros mostrados en la figura 10 valida lo indicado en el análisis de DRX, evidenciando que los cristales obtenidos son del 100% de ES. Los elementos principales detectados en los cristales fueron O, Mg y P que corresponden a los componentes

característicos de ES. Por otro lado, las concentraciones de K, Ca son considerablemente bajas, lo que sigue una mínima formación de impurezas en los cristales.

En el precipitado obtenido a partir de la fuente residual biochar, se identificaron cristales con tamaños de 60 μm y 20 μm , los cuales mostraron una morfología notablemente distinta en comparación con los cristales generados con MgO. Esta diferencia es particularmente evidente en los cristales de mayor tamaño, que presentan una estructura más amorfa en contraste con la forma más definida observada en los cristales obtenidos con MgO.

Figura 11 Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con biochar



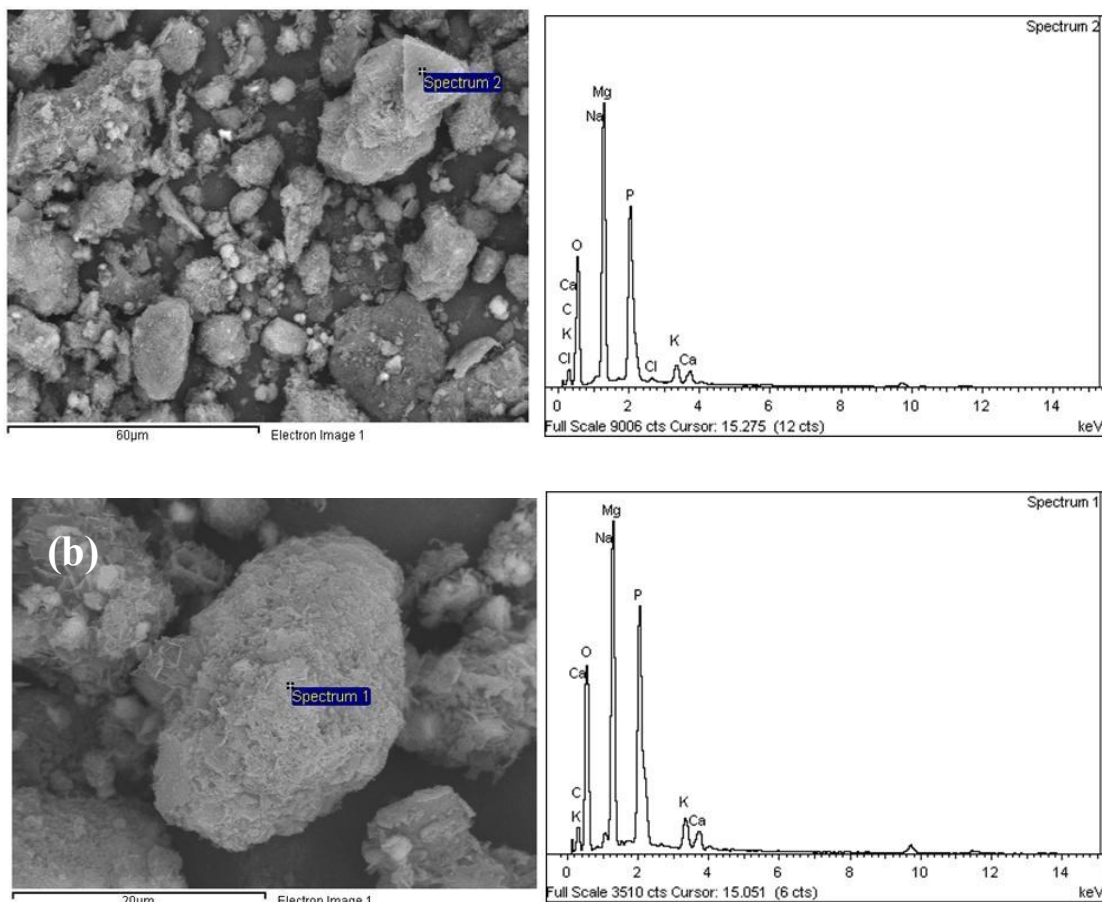
Esta característica se atribuye en gran parte a la presencia de K un valor que supera al del Mg y P. Por lo tanto, se infiere la posible formación de otros compuestos, como los fosfatos de potasio (K_3PO_4) o un tipo de estruvita conocida como K-Estruvita ($\text{KMgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).

En cuanto a los niveles de O, Mg y P, la disminución de los niveles de Mg y P en comparación con el MgO era esperada. Esta reducción se debe principalmente a la presencia de otros compuestos en el biochar, como el potasio, que limitaron la formación de ES. Como resultado, el análisis de DRX mostró aproximadamente un 20% de ES.

Por otro lado, el precipitado de MR (figura 12) muestra partículas con estructuras irregulares, sin cristales bien definidos, lo que sugiere la formación de otros compuestos que tienden a formar partículas más amorfas como óxidos o carbonatos de magnesio. La composición elemental indicó un predominio de Mg y O consistente con la presencia de MgO en el MR antes de adicionarse al digerido.

Figura 12

Imágenes SEM y análisis elemental EDS de los cristales precipitados con MR



En cuanto al P, el precipitado muestra una baja proporción comparado con los anteriores precipitados. Esto sugiere una formación limitada de fosfatos, como la ES. El bajo contenido de K, Na y Ca indica que no se han formado cantidades significativas de fosfatos mixtos. El análisis de DRX indicó que solo el 0.55% del precipitado es ES. Coherente con la baja proporción de P en la composición y la falta de cristales bien definidos. Los elevados niveles de MgO total y soluble en el material refractario favorecieron a la precipitación de MgO en lugar de ES. Es posible que la disponibilidad de PO_4^{3-} haya sido insuficiente, que el pH no haya sido óptimo o

que el tiempo de reacción no haya sido lo suficientemente prolongado para promover la precipitación de ES.

5. Conclusiones

La selección de la fuente residual de magnesio tuvo un impacto considerable tanto en la eficiencia de recuperación de fósforo como en la pureza del precipitado obtenido. El material refractario mostró la mayor recuperación de fósforo, pero su bajo contenido de MgO soluble y la presencia de impurezas como fosfatos de cobre y boro afectaron negativamente la formación de estruvita pura, lo que resalta la importancia de considerar tanto la solubilidad como la presencia de compuestos secundarios al elegir fuentes de magnesio.

Por otro lado, el biochar, aunque resultó en una menor recuperación de fósforo en comparación con el material refractario, favoreció una precipitación más selectiva y permitió la formación de estruvita con una mayor pureza. Este comportamiento sugiere que el biochar, a pesar de su menor eficiencia en términos de recuperación de fósforo, podría ser una opción más adecuada para procesos que prioricen la calidad del cristal de estruvita, en lugar de solo la cantidad de fósforo recuperado.

El análisis de la relación molar $\text{PO}_4^{3-} : \text{Mg}^{2+}$ indicó que un incremento en la relación hasta 1:1.3 favoreció la recuperación de fósforo en la mayoría de los casos. Sin embargo, al aumentar esta relación a 1:1.5, no se observaron mejoras adicionales en la eficiencia de recuperación, lo que sugiere que podría existir un punto en el cual el incremento de magnesio no resulta en una mayor recuperación de fósforo.

Los estudios de calidad del cristal, a través de difracción de rayos X (DRX) y microscopía electrónica de barrido (SEM/EDS), confirmaron que la fuente de magnesio afecta directamente la calidad del precipitado. Mientras que el MgO permitió la formación exclusiva de estruvita, el biochar favoreció la aparición de impurezas como carbonatos y fosfatos de potasio, lo que podría afectar la calidad del producto final en aplicaciones donde la pureza es esencial. El MR, por su parte, mostró una mayor cantidad de compuestos secundarios, lo que también comprometió la pureza de los cristales.

En base a estos hallazgos, se recomienda explorar fuentes residuales de magnesio con mayor solubilidad y menor presencia de compuestos no deseados, como los fosfatos de cobre y boro, para optimizar la formación de estruvita pura. Además, es esencial ajustar las condiciones operativas, particularmente el pH y la relación molar $\text{PO}_4^{3-} : \text{Mg}^{2+}$, para maximizar tanto la recuperación de fósforo como la calidad del precipitado en el proceso de obtención de estruvita.

Referencias

- Acelas, N., Flórez, E., & López, D. (2015). Phosphorus recovery through struvite precipitation from wastewater: effect of the competitive ions. *Desalination and Water Treatment*, 54(9), 2468–2479. <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2014.902337>
- Adnan, A., Dastur, M., Mavinic, D. S., & Koch, F. A. (2004). Preliminary investigation into factors affecting controlled struvite crystallization at the bench scale. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(3), 195–202. <https://doi.org/10.1139/s03-082>
- Albuquerque, J. A. et al. (2012). Assessment of the fertiliser potential of digestates from farm and agroindustrial residues. *Biomass Bioenergy*, 40, 181–189. <https://doi:10.1016/j.biombioe.2012.02.018>
- Babić-Ivančić, V., Kontrec, J., Kralj, D. and Brečević, L. (2002). Precipitation diagrams of struvite and dissolution kinetics of different struvite morphologies. *Irb.hr*. https://fulir.irb.hr/975/1/CCA_75_2002_089-106_Babic-Ivancic.pdf
- 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 (Lausanne, Switzerland: 1996)*, 298(C), 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.148>
- Boistelle, R., Abbona, F., & Lundager Madsen, H. E. (1983). On the transformation of struvite into newberyite in aqueous systems. *Physics and Chemistry of Minerals*, 9(5), 216–222. <https://doi.org/10.1007/bf00311958>
- Booker, N. A., Priestley, A. J., & Fraser, I. H. (1999). Struvite formation in wastewater treatment plants: Opportunities for nutrient recovery. *Environmental Technology*, 20(7), 777–782. <https://doi.org/10.1080/09593332008616874>
- Borgerding, J. (1972) Phosphate Deposits in Digestion Systems. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 44, 813-819. - references - scientific research publishing. (s/f). Scirp.org.

<https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1515792>

- Bouropoulos, N. C., & Koutsoukos, P. G. (2000). Spontaneous precipitation of struvite from aqueous solutions. *Journal of Crystal Growth*, 213(4), 381–388. [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(00\)00351-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(00)00351-1)
- Buchanan, J. R., Mote, C. R., & Robinson, R. B. (1994). Thermodynamics of struvite formation. *Transactions American Society Agricultural Engineers*, 37(2), 617–621. <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=28121>
- Chimenos, J. M., Fernández, A. I., Villalba, G., Segarra, M., Urruticoechea, A., Artaza, B., & Espiell, F. (2003). Removal of ammonium and phosphates from wastewater resulting from the process of cochineal extraction using MgO-containing by-product. *Water Research*, 37(7), 1601–1607. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00526-2](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00526-2)
- Clark Melanie, & Mason Jon. (2006). Water-Quality Characteristics, Including Sodium Adsorption Ratios, for Four Sites in the Powder River Drainage Basin, Wyoming and Montana, Water Years 2001-2004.
- Cornel, P., & Schaum, C. (2009). Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 59(6), 1069–1076. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.045>
- Cucina, L. Castro, H. Escalante, I. Ferrer, and M. Garfí, (2021). Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia. *Waste Management*, 135, 220–228. <https://doi:10.1016/J.WASMAN.2021.09.003>.
- Daliakopoulos, I. N., Tsanis, I. K., Koutroulis, A., Kourgialas, N. N., Varouchakis, A. E., Karatzas, G. P., & Ritsema, C. J. (2016). The threat of soil salinity: A European scale review. *The Science of the Total Environment*, 573, 727–739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.177>

- Durrant, A. E., Scrimshaw, M. D., Stratful, I., & Lester, J. N. (1999). Review of the feasibility of recovering phosphate from wastewater for use as a raw material by the phosphate industry. *Environmental Technology*, 20(7), 749–758. <https://doi.org/10.1080/09593332008616870>
- Garfí, M., Ferrer Martí, L., Villegas, V., & Ferrer, I. (2011). Psychrophilic anaerobic digestion of guinea pig manure in low cost tubular digesters at high altitude. *Bioresource Technology*, 102(10), 6356-6359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.004>
- Gómez, J., López, A., Ayesa, E., Olaciregui-Arizmendi, K., Elduayen-Echave, B., Astals, S., Chimeneas, J. M., Aguilar-Pozo, V. B., & Guembe, M. (2023). Precipitación de estruvita en plantas de tratamiento de aguas residuales por digestión anaeróbica utilizando un subproducto de óxido de magnesio. *Science of the Total Environment*, 890, 164084. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164084>
- Gonzalez 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/10.17533/10.17533/udea.redin.20190518>
- Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC). (2011). Requisitos que deben cumplir y los ensayos a los cuales deben ser sometidos los productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y como enmiendas o acondicionadores de suelo, NTC 5167. Bogotá D.C. pp. 1-60.
- Kabda, S., Parsons, S. A., & Tünay, O. (2006). Effect of major ions on induction time of struvite precipitation. Core.ac.uk. <https://core.ac.uk/download/pdf/14378432.pdf>
- Krishnamoorthy et al. (2021). Engineering principles and process designs for phosphorus recovery as struvite: A comprehensive review. *J Environ Chem Eng*. 9(5), 105579. 10.1016/J.JECE.2021.105579
- Lamolinará, B., Pérez-Martínez, A., Guardado-Yordi, E., Guillén Fiallos, C., Diéguez-Santana, K., & Ruiz-Mercado, G. J. (2022). Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 140, 14–30.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.035>

Le Corre, K.S.; Valsami-Jones, E.; Hobbs, P.; Parsons, S.A. (2005). Impact of calcium on struvite crystal size, shape and purity. *Journal of Cryst. Growth*, 283(3-4), 514-522.

<https://doi.org/10.1016/j.jcrysgro.2005.06.012>

Lehmann, J., & Joseph, S. (2015). Biochar for environmental management: Science, technology and implementation. Roudledge. <https://doi.org/10.4324/9780203762264>

Min, K. J., & Park, K. Y. (2021). Economic feasibility of phosphorus recovery through struvite from liquid anaerobic digestate of animal waste. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(28), 40703–40714. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12664-9>

Moreno Escandón, L., Torres Lozada, P., & Rodríguez-Jiménez, L. M. (2023). Evaluación de la influencia de la relación S/I y la temperatura de operación sobre la digestión anaerobia de residuos de alimentos con un inóculo de procedencia psicofílica. *Universidad del Valle*.

Recuperado

de

<https://agris.fao.org/search/en/providers/124951/records/67176b95ec08b717beeb7024>

Muhmood, A., Lu, J., Dong, R., & Wu, S. (2019). Formation of struvite from agricultural wastewaters and its reuse on farmlands: Status and hindrances to closing the nutrient loop.

In *Journal of Environmental Management*, 230, 1-13).

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.030>

Núñez S., F., Urrutia S., F., Urcelay V., S., & Oviedo H., P. (1987). Estudio microbiológico y parasitológico de excretas de cerdo sometidas a biodigestión anaeróbica en laboratorio.

Avances en Ciencias Veterinarias, 2(1).

<https://revistapsicologia.uchile.cl/index.php/ACV/article/view/4478>

Ohlinger, K. N., Young, T. M., & Schroeder, E. D. (1999). Kinetics effects on preferential struvite accumulation in wastewater. *Journal of Environmental Engineering (New York, N.Y.)*, 125(8), 730–737. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(1999\)125:8\(730\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(1999)125:8(730))

Pastor, L., Mangin, D., Ferrer, J., & Seco, A. (2010). Struvite formation from the supernatants of an anaerobic digestion pilot plant. *Bioresource Technology*, 101(1), 118–125.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.002>

Rahman, M. M., Salleh, M. A. M., Rashid, U., Ahsan, A., Hossain, M. M., & Ra, C. S. (2014).

Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization

A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 7 (1), 139-155. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.10.007>

Romero, M.S., Astals, S., Alvarez, J.M. y Chirrenos J.M. (2015). Feasibility of coupling anaerobic digestion and struvite precipitation in the same reactor: Evaluation of different magnesium sources", *Chemical Engineering Journal*, 270, 524-548. [https://doi: 10.1016/J.CEJ.2015.02.057](https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2015.02.057)

Song, Y., Yuan, P., Zheng, B., Peng, J., Yuan, F., & Gao, Y. (2007). Nutrients removal and recovery by crystallization of magnesium ammonium phosphate from synthetic swine wastewater. *Chemosphere*, 69(2), 319–324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.001>

Stratful, I., Scrimshaw, M. D., & Lester, J. N. (2001). Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*, 35(17), 4191–4199. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00143-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00143-9)

Vásquez, N., Larrahondo C., D. A., & Mazuera R., H. D. (2018). Análisis de la viabilidad técnica para la recuperación de estruvita e hidroxiapatita a partir del agua residual generada en campus universitarios: Caso de estudio Universidad Autónoma de Occidente. (Universidad Autónoma de Occidente). Cali – Colombia. <https://red.uao.edu.co/server/api/core/bitstreams/bfdaf71b-1acd-4f2a-a55e81eed25dd9ea/content>

Wilsenach, J. A., Schuurbijs, C. A. H., & van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. *Water Research*, 41(2), 458–466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.014>

Yu, R., Ren, H., Wu, J., & Zhang, X. (2017). A novel treatment process of struvite with pretreated magnesite as a source of low-cost magnesium. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 22204–22213. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9708-8>