

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL



FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS

PROYECTO DE TITULACIÓN

PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE:
**“MAGÍSTER EN GESTIÓN INTEGRAL DE LABORATORIOS DE
QUÍMICA”**

TEMA:

“PROPUESTA DE UNA METODOLOGÍA EXPERIMENTAL PARA LA
RECUPERACIÓN DE FÓSFORO, A PARTIR DE LA DIGESTIÓN
ANAERÓBICA DE LOS RESIDUOS DE CAMA PROFUNDA PRODUCIDA
A BASE DE CASCARILLA DE ARROZ.”

AUTOR:

CHIQUI TOMALÁ JOEL ANTONIO

Guayaquil – Ecuador

2026

RESUMEN

La gestión de residuos generados en sistemas de producción porcina representa un desafío ambiental debido a su elevada carga orgánica y alto contenido de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo. En este contexto, la digestión anaerobia constituye una alternativa eficiente para el tratamiento de estos residuos, ya que permite estabilizar la materia orgánica y generar un digestato rico en compuestos minerales potencialmente aprovechables. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la recuperación de fósforo a partir del digestato generado en la digestión anaerobia de camas profundas elaboradas con cascarilla de arroz, mediante precipitación química en forma de estruvita **(NH₄)MgPO₄·6H₂O**.

La metodología incluyó la caracterización fisicoquímica del digestato, que presentó un pH inicial de 5,5 y un 43 % de humedad, condiciones que favorecieron la solubilidad del fósforo. El proceso de recuperación se optimizó mediante el ajuste del pH a 9,0 y la adición controlada de magnesio, favoreciendo la reacción entre los iones Mg²⁺, NH₄⁺ y PO₄³⁻ para la formación de estruvita. La cuantificación del fósforo se realizó mediante espectrofotometría UV-Visible, utilizando el método de molibdovanadato, cuya curva de calibración presentó una adecuada linealidad y validez estadística.

Los resultados validados mediante análisis de varianza (ANOVA), demostraron una eficiencia máxima de recuperación del 89,51 %. Este resultado se encuentra dentro del rango superior reportado para tecnologías de recuperación de fósforo a partir de digestatos anaerobios, que pueden alcanzar eficiencias entre 60 % y 90 % dependiendo de las condiciones del proceso. Esto confirma que la muestra con mayor contenido de fósforo soluble y nitrógeno amoniacal optimiza el proceso. Se concluye que el tratamiento de digestatos de camas profundas es una alternativa técnica y ambientalmente viable para la valorización de residuos agropecuarios y la reincorporación de nutrientes en sistemas productivos sostenibles

ABSTRACTO

The management of waste generated in pig production systems represents an environmental challenge due to its high organic load and high nutrient content, especially nitrogen and phosphorus. In this context, anaerobic digestion constitutes an efficient alternative for the treatment of these wastes, since it allows stabilizing the organic matter and generating a digestate rich in potentially usable mineral compounds. The objective of this study was to evaluate the recovery of phosphorus from the digestate generated in the anaerobic digestion of deep beds made with rice husk, through chemical precipitation in the form of struvite $(\text{NH}_4)\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

The methodology included the physicochemical characterization of the digestate, which had an initial pH of 5.5 and 43% humidity, conditions that favored the solubility of phosphorus. The recovery process was optimized by adjusting the pH to 9.0 and the controlled addition of magnesium, favoring the reaction between the Mg^{2+} , NH_4^+ and PO_4^{3-} ions for the formation of struvite. The quantification of phosphorus was carried out by UV-Visible spectrophotometry, using the molybdovanadate method, whose calibration curve presented adequate linearity and statistical validity.

The results validated by analysis of variance (ANOVA) demonstrated a maximum recovery efficiency of 89.51%. This result is within the upper range reported for phosphorus recovery technologies from anaerobic digestates, which can reach efficiencies between 60% and 90% depending on the process conditions. This confirms that the sample with the highest content of soluble phosphorus and ammoniacal nitrogen optimizes the process. It is concluded that the treatment of digestates from deep beds is a technically and environmentally viable alternative for the valorization of agricultural waste and the reincorporation of nutrients in sustainable productive systems.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo principalmente a Dios, por brindarme la vida, la fortaleza y la sabiduría necesarias para culminar esta etapa tan importante de mi formación profesional.

A mi madre, por su amor incondicional, su sacrificio y su apoyo constante a lo largo de mi vida. Su ejemplo de valentía, esfuerzo y perseverancia ha sido la mayor motivación para seguir adelante y alcanzar cada una de mis metas.

A mis tutores, por su guía, paciencia y valiosos conocimientos compartidos durante el desarrollo de esta investigación. Su acompañamiento académico fue fundamental para la realización y culminación de este trabajo.

A mis amigos, quienes con su apoyo, compañía y palabras de ánimo hicieron más llevadero este camino, recordándome siempre la importancia de la amistad y el trabajo en equipo.

Finalmente, a todas las personas que de una u otra manera contribuyeron a mi formación y me motivaron a no rendirme hasta alcanzar este logro

AGRADECIMIENTO

Expreso mi más sincero agradecimiento a Dios por brindarme salud, fortaleza y perseverancia para culminar esta etapa académica y alcanzar uno de los objetivos más importantes de mi formación profesional.

A mi madre, por su amor incondicional, su apoyo constante y por ser una fuente permanente de motivación. Su sacrificio, paciencia y confianza han sido fundamentales para poder llegar hasta este momento.

A mis tutores de tesis, por su orientación, conocimientos y acompañamiento durante el desarrollo de esta investigación. Sus observaciones, sugerencias y experiencia académica contribuyeron significativamente a la realización y mejora de este trabajo.

A mis amigos y compañeros, quienes con su apoyo, ánimo y compañía hicieron más llevadero este proceso, brindándome motivación en cada etapa del camino.

Finalmente, agradezco a todas aquellas personas e instituciones que de una u otra manera contribuyeron al desarrollo de esta investigación y a mi formación profesional

Declaración Expresa

Yo **CHIQUI TOMALÁ JOEL ANTONIO** acuerdo y reconozco que: La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos del autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor o autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor o autores. El o los estudiantes deberán procurar en cualquier caso de cesión de sus derechos patrimoniales incluir una cláusula en la cesión que proteja la vigencia de la licencia aquí concedida a la ESPOL.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, secreto empresarial, derechos patrimoniales de autor sobre software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por mí/nosotros durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que me/nos corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi/nuestra innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique al/los autores/es que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 24 de marzo el 2026.

AUTOR

EVALUADORES

Tutor

Nadia Flores Manrique Mgrt.

Evaluador

Cesar Augusto Araque Molina,
Ph.D.

Presidente

Joel Vielma Puente, Ph.D.

TABLA DE CONTENIDO

CAPITULO 1	1
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Descripción del problema	2
1.3 Objetivos	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.2 Objetivos específicos	3
1.4 Hipótesis	3
1.5 Alcance	4
CAPITULO 2	5
2 MARCO TEÓRICO	5
2.1 El fósforo como recurso estratégico	5
2.1.1 Importancia del fósforo en la agricultura	6
2.1.2 Reservas mundiales del fósforo y problemática de agotamiento	7
2.1.3 Ciclo biogeoquímico del fósforo	9
2.2 Sistemas de cama profunda en producción pecuaria	10
2.2.1 Descripción del sistema de cama profunda	10
2.2.2 Generación de residuos y composición fisicoquímica	12
2.2.3 Impacto ambiental del mal manejo de residuos orgánicos	14
2.3 Digestión anaerobia (DA) de residuos agropecuarios	15
2.3.1 Fundamentos de la digestión anaerobia	15
2.3.2 Fases microbianas del proceso	16
2.3.3 Condiciones operativas y relación (C:N) de la digestión anaerobia	17
2.3.4 Productos obtenidos de la digestión anaerobia	18
2.3.5 Liberación del fósforo durante la digestión anaerobia	19
2.4 Formas químicas del fósforo en el digestato	21
2.4.1 Fósforo orgánico e inorgánico	21
2.4.2 Factores que afectan la solubilidad del fósforo	22
2.4.3 Biodisponibilidad del fósforo para uso agrícola	23
2.5 Técnicas de recuperación de fósforo	24
2.5.1 Métodos químicos	24

2.5.2	Métodos biológicos.....	25
2.5.3	Tecnologías electroquímicas	25
2.6	Técnicas analíticas para cuantificación de fósforo	26
2.6.1	Espectrofotometría uv-vis por método del molibdato	27
2.6.2	Digestión ácida para fósforo total	28
CAPITULO 3	30
3	METODOLOGIA	30
3.1	Enfoque de la investigación.....	30
3.1.1	Tipo de Investigación	30
3.1.2	Diseño de Investigación	30
3.2	Metodología.....	31
3.2.1	Variables	31
3.2.2	Diseño Experimental.....	31
3.2.3	Recolección de Datos.....	32
3.2.4	Caracterización del digestato.	34
3.2.5	Análisis estadístico.....	38
CAPITULO 4	39
4	RESULTADOS.....	39
4.1	Caracterización fisicoquímica del digestato y su implicación en la disponibilidad del fósforo	39
4.2	Optimización del proceso de recuperación: efecto de pH, Mg⁺² y NH₄⁻ sobre la precipitación de estruvita.	49
4.3	Eficiencia y significancia estadística del proceso (ANOVA y métricas de calidad analítica).....	53
4.4	Comparación de métodos espectrofotométricos para la determinación de fósforo	
	62	
CAPITULO 5	64
5.1.	CONCLUSIONES	64
5.2.	RECOMENDACIONES	65
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
7.	ANEXOS Y APÉNDICES	75

LISTADO DE FIGURAS

Figura 2-1	Importancia del fósforo en la productividad agrícola y la sostenibilidad.....	7
Figura 2-2	Reservas mundiales de fósforo, mostrando la distribución geográfica de los principales yacimientos de roca fosfórica, diferenciados según su origen sedimentario e ígneo, y su concentración estimada en millones de toneladas a nivel global	8
Figura 2-3	Ciclo biogeoquímico del fósforo, mostrando la liberación desde rocas fosfatadas, su transformación en el suelo, absorción por las plantas y retorno al sistema mediante residuos orgánicos y procesos microbiológicos	10
Figura 2-4	Representación esquemática del sistema de cama profunda y su estratificación interna.....	12
Figura 2-5	Esquema de un biodigestor experimental y principio de medición del biogás por desplazamiento de agua.....	16
Figura 2-6	Fases microbianas involucradas en la digestión anaerobia de residuos orgánicos.....	17
Figura 2-7	Productos obtenidos de la digestión anaerobia.....	19
Figura 2-8	LIBERACIÓN DEL FÓSFORO DURANTE LA DIGESTIÓN.....	21
Figura 2-9	Factores que afectan la solubilidad del Fósforo	23
Figura 2-10	Diagrama del protocolo de preparación de muestras, precipitación y análisis de fósforo	27
Figura 2-11	Colorimetric determination of trace orthophosphate in water by using C18-functionalized silica coated magnetite.....	28
Figura 4-1	Concentración de Fosforo por método de Molibdovanadato	45
Figura 4-2	PRECIPITACION DE ESTRUVITA A-C.....	52
Figura 4-3	Curva de calibración para la determinación de fósforo " método de molibdovanadato"	53
Figura 4-4	Curva de calibración método de molibdovanadato	54
Figura 4-5	COMPLEJO AMARILLO OBTENIDO DEL MÉTODO DE FOSFOMOLIBDOVANADATO.....	54
Figura 4-6	Significancia estadística (ANOVA/REGRESIÓN) MOLIBDOVANADATO.....	55
Figura 4-7	Curva de calibración "método de cloruro estañoso"	57
Figura 4-8	CURVA DE CALIBRACIÓN MÉTODO DE CLORURO ESTAÑOSO	57
Figura 4-9	COMPLEJO AZUL DE MOLIBDENO OBTENIDO DE MÉTODO CLORURO ESTAÑOSO	58

Figura 4-10 Significancia estadística (ANOVA/REGRESION) DE CLORURO ESTAÑOSO ..	58
Figura 4-11 Curva de calibración para determinar COT	60
Figura 4-12 Significancia estadística (ANOVA/REGRESION) COT	61

LISTADO DE TABLAS

Tabla 4-1 Determinación de pH del digestato	39
Tabla 4-2 Determinación de densidad aparente	40
Tabla 4-3 Determinación de contenido de humedad del digestato	41
Tabla 4-4 Contenido de sólidos volátiles del digestato	42
Tabla 4-5 Contenido de carbono orgánico total (COT)	43
Tabla 4-6 Determinación de contenido de nitrógeno amoniacal	44
Tabla 4-7 Concentración de Fosforo por método de Molibdovanadato	44
Tabla 4-8 Relación comparativa parámetro – efecto sobre P disponible	46
Tabla 4-9 Formas químicas potenciales del fósforo distintas al ortofosfato soluble	48
Tabla 4-10 Condiciones de pH y temperatura durante la optimización del proceso de precipitación de estruvita	49
Tabla 4-11 Dosificación de $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ aplicada como fuente de Mg^{2+} para la precipitación de estruvita	50
Tabla 4-12 Comparación de desempeño por muestra: concentración inicial y residual de fósforo tras el proceso de precipitación de estruvita	50
Tabla 4-13 Eficiencia de recuperación de fósforo por muestra de digestato	51
Tabla 4-14 Curva de calibración para la determinación de fósforo mediante el método de molibdovanadato	53
Tabla 4-15 Curva de calibración para la determinación de fósforo mediante el método de cloruro estañoso	56
Tabla 4-16 Curva de calibración para la determinación de carbono orgánico total (COT)	60

CAPITULO 1

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

De acuerdo a Sajjad et al. (2024), la recuperación de fósforo (P) a partir de la digestión anaerobia (DA) se ha vuelto fundamental, debido a criticidad de este recurso y a la necesidad de implementar metodologías experimentales para su recuperación, ayudando a mitigar su impacto ambiental. Muchas de estas metodologías descubiertas en los últimos años incluyen procesos y enfoques innovadores que optimizan su recuperación.

Uno de estos métodos hace referencia a la combinación de lodos digeridos con materiales que resultan de la co-digestión anaerobia (AcoD) de residuos agrícolas y alimentarios, la misma que ha probado ya su efectividad en la liberación y recuperación de fósforo, a través de la “precipitación química”. Su efectividad alcanza tasas de recuperación de hasta 70% bajo tiempos óptimos de retención hidráulica (HRT), además de producir biogás de manera simultánea, haciendo el proceso más sostenible (Khaita et al. (2024).

Por otro lado, Matassa et al. (2024) muestran evidencia de la implementación de la reducción biológica de sulfatos como procesos biológicos que generan liberación de fósforo durante los procesos de digestión anaerobia. La eficiencia de este proceso depende de la concentración de sulfatos en la etapa inicial, así como de las condiciones térmicas, por lo que su eficiencia en liberación alcanza apenas un 62%.

Así mismo, otras tecnologías de origen electroquímico, como sistemas avanzados para la recuperación electroquímica y la electrocoagulación, han mostrado aún mayor eficiencia, alcanzando un 90% de efectividad de remoción y recuperación de fósforo en efluentes anaeróbicos Prakash Bhoi et al. (2023). Sin embargo, a pesar de que se obtienen productos como fosfato magnésico con alta concentración de pureza, presentan también altos niveles de consumo energético y presencia de contaminantes metálicos, Wang et al. (2024).

Finalmente, la extracción mediante electrodiálisis se contempla como una de las últimas estrategias innovadoras que han permitido mejorar los niveles de recuperación de fósforo a partir del digestato, minimizando la presencia de contaminantes metálicos en los fertilizantes generados, además de producir mejores tiempos de retención hidráulica (Oliveira et al. 2019).

Todas las metodologías abordadas permiten destacar el potencial que tiene la combinación de tecnologías de origen electroquímico, biológico y químico para crear técnicas más eficientes y sostenibles para la recuperación de fósforo. Además, la precipitación de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) se ha consolidado como una de las alternativas más estudiadas y aplicadas para la recuperación de fósforo a partir de digestato, debido a su alta eficiencia y a la obtención de un fertilizante de valor comercial.

1.2 Descripción del problema

En la actualidad la recuperación de fósforo (P) es un desafío de gran importancia para la producción de fertilizantes en la industria agrícola y medioambiental, sobre todo considerando la disminución de las reservas de roca fosfórica Witek et al. (2022). Una de las principales fuentes de recuperación de este mineral, viene de residuos orgánicos que se generan en actividades agropecuarias, como aquellos que provienen de las camas profundas; sin embargo, su aprovechamiento es aún limitado debido a que las metodologías aplicadas no son lo suficientemente eficientes y sostenibles (Hosseinian et al., 2023).

La digestión anaeróbica, también llamada DA, es una de las tecnologías desarrolladas que mayor potencial tienen para el tratamiento de residuos orgánicos, logrando la liberación parcial de fósforo y la generación de biogás (Ariza et al., 2019). Dicho esto, muchas de las metodologías usadas no son lo suficientemente significativas en eficiencia, presencia de metales en los productos obtenidos y el coste energético que producen. Un ejemplo de esto lo dan procesos como la extracción mediante electrodiálisis y electrocoagulación que han llegado a tasas de hasta un 90% de recuperación, pero aún siguen generando excesos de consumo energético y calidad media del fertilizante producido (Oliveira et al., 2019). Otro caso de extracción hace referencia a la reducción de sulfatos, como enfoque biológico, alcanzan apenas un 62%,

aunque dependen estrictamente de condiciones operativas específicas (Di Capua et al., 2024).

En este contexto, se vuelve imperante desarrollar una nueva metodología de tipo experimental que combine tecnologías químicas, biológicas y electroquímicas, optimizando la recuperación de fósforo a partir de los digestatos de las camas profundas. Esto garantizaría la obtención de fertilizantes con alta carga de fósforo de una manera sostenible, y también reduciría el impacto ambiental que se asocia al manejo inadecuado de este tipo de residuos. Con esto, los agricultores, industrias agropecuarias y gestores del medio ambiente contarían con alternativas económicas para el manejo de recursos escasos (Oliveira et al., 2019).

¿Cómo desarrollar una metodología experimental eficiente y sostenible para la recuperación de fósforo a partir del digestato generado en la digestión anaerobia de camas profundas elaboradas con cascarilla de arroz?

1.3 Objetivos

1.1.1 Objetivo general

Desarrollar una metodología experimental para la recuperación de fósforo a partir de la digestión anaerobia en camas profundas producida a base de cascarilla de arroz.

1.1.2 Objetivos específicos

Establecer los parámetros fisicoquímicos del digestato proveniente de la digestión anaerobia en camas profundas, identificando la concentración del ortofosfato y otras formas químicas del fósforo recuperado mediante la precipitación de estruvita.

Optimizar el proceso de recuperación de fósforo del digestato de camas profundas, mediante el ajuste controlado del pH y de las concentraciones de magnesio y amonio, como variables clave para inducir la precipitación del fósforo.

Determinar la eficiencia del proceso de recuperación de fósforo mediante el análisis estadístico ANOVA y la significancia de los factores.

1.4 Hipótesis

El desarrollo de una metodología experimental que combine procesos de tipo biológicos, químicos y electroquímicos incrementa la eficiencia en la recuperación de fósforo a partir de los digestatos que se generan de la digestión anaerobia en camas profundas.

1.5 Alcance

El proyecto titulado “Desarrollar una metodología experimental para la recuperación de fósforo a partir de la digestión anaerobia en camas profundas producida a base de cascarilla de arroz” se llevará a cabo en una de las granjas porcinas de una empresa, localizada en la ciudad de Guayaquil. Esta granja utiliza sistemas de cama profunda para el manejo de residuos orgánicos generados durante la crianza intensiva de cerdos, lo que proporciona un entorno representativo y adecuado para el desarrollo del estudio experimental.

El trabajo se centrará en la recolección de muestras de cama profunda y en la validación de una metodología para la recuperación de fósforo desde el digestato generado mediante digestión anaerobia. El enfoque de la investigación contempla la identificación y caracterización de los parámetros fisicoquímicos del digestato, así como el diseño y aplicación de un método experimental que integre técnicas de naturaleza química, biológica y electroquímica. El objetivo final es cuantificar la eficiencia de recuperación de fósforo en forma de ortofosfatos, específicamente como estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), el compuesto cristalino que se forma durante el proceso de precipitación.

La investigación se desarrolló en la Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). En esta institución se ejecutaron las actividades experimentales y los análisis de laboratorio necesarios para el estudio. El procesamiento de los datos se llevó a cabo en los laboratorios correspondientes, donde se determinó la viabilidad técnica del método propuesto y se evaluó su aplicabilidad a escala práctica.

Con respecto al cronograma, el proyecto se ejecutó hasta el mes de diciembre de 2025. Durante este periodo se cumplieron las fases de planificación, recolección de muestras, experimentación, análisis de resultados y elaboración del informe final. Los resultados obtenidos aportaron de manera significativa al sector agropecuario, al

proporcionar una alternativa sostenible para la gestión de residuos orgánicos y la recuperación eficiente de nutrientes, particularmente fósforo, en sistemas de producción intensiva.

CAPITULO 2

2 MARCO TEÓRICO

2.1 El fósforo como recurso estratégico

El fósforo es considerado un recurso estratégico indispensable para garantizar la seguridad alimentaria en el mundo, pues no hay reemplazo para su rol biológico en animales, seres humanos y plantas. Cerca de la mitad de lo que se produce en el mundo en términos de alimentos depende directamente de los fertilizantes de fosfato. Además de que no se anticipa una falta de este mineral a corto o mediano plazo, la eficacia de su utilización y reciclaje continúa siendo muy baja, oscilando entre un 5% y 10%, como consecuencia de la pérdida del elemento en cada fase del ciclo productivo, desde la extracción minera hasta el consumo final humano. (Scholz & Wellmer, 2018) Enfatizan que, a pesar de la gran cantidad de reservas en el carácter no renovable del fósforo, y su concentración geográfica sobre todo en países como China y Marruecos, hacen necesario implementar políticas que fomenten su recuperación y manejo sostenible, como por ejemplo el reciclaje de fósforo a partir de aguas residuales o de lodos de depuración.

Por otro lado, Zhang et al. (2019), señalan que, aunque el fósforo es un recurso estratégico fundamental para la sostenibilidad agrícola y la seguridad ambiental, su gestión ineficiente ha producido serios peligros medioambientales en China. Por décadas, el uso excesivo de fertilizantes con fósforo ha generado una acumulación considerable de este elemento en los suelos agrícolas, lo que ha hecho que este tipo de industria sea menos eficiente, contribuyendo, además, de manera importante, a la contaminación de ríos y lagos a causa de la eutrofización. Adicionalmente, se señala que la optimización en el uso del fósforo es vital, a través de una gestión sostenible de su estado residual, el mejoramiento de la eficiencia en los sistemas agrícolas y la

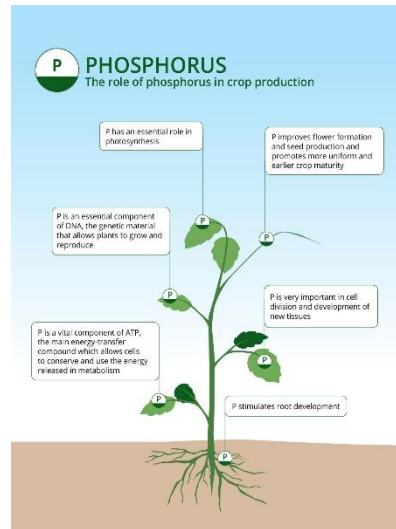
implementación de tecnologías para el manejo integrado del suelo y rizosfera. Estas tácticas posibilitarían la conservación de la productividad agrícola, la disminución de las pérdidas ambientales y el aseguramiento de la presencia del fósforo a largo plazo.

2.1.1 Importancia del fósforo en la agricultura

El fósforo constituye un elemento nutritivo y fundamental para la agricultura, siendo un macronutriente indispensable debido a que proviene de procesos esenciales como en el desarrollo de raíces, la transferencia de energía y en la fotosíntesis. En la agricultura temporánea se basa en la utilización de constantes fertilizantes de fosfatos que son provenientes de la roca fosfórica. Este, al ser un recurso limitado y no renovable, cuya extracción se concentra en una cantidad reducida de naciones, sobre todo en Sudáfrica, China, Marruecos, Estados Unidos y finalmente en Jordania. Esta concentración geopolítica tiene el potencial de provocar conflictos y desequilibrios económicos a nivel mundial, en donde si el fósforo se vuelve escaso o más caro. Por lo tanto, si se usa de modo eficiente o en exceso, puede poner en riesgo la sostenibilidad del medio ambiente y la seguridad alimentaria, dado que las pérdidas de fósforo van a parar a cuerpos acuáticos y causarán la contaminación y la eutrofización (Mutti, 2018).

Además, (Mutti, 2018) afirma que la fertilización con fósforo aumenta tanto la producción como la rentabilidad de los cultivos de trigo, maíz y soja ya que ayuda a mejorar el equilibrio nutricional de los cultivos y produce una residualidad positiva que favorece las campañas agrícolas. No obstante, el exceso o la gestión incorrecta de este nutriente tiene el potencial de deteriorar la calidad del agua y del suelo. Por lo tanto, se sugieren métodos para reciclar y usar el fósforo de manera eficaz, como por ejemplo la reutilización de estiércol, excreta humana o desecho orgánicos; así como fomentar políticas internacionales que controlen su extracción y distribución justa. Siendo así el fósforo es un elemento clave e insustituible en la agricultura ya que garantiza la productividad agrícola vegetal, pero su disponibilidad limitada y su impacto ambiental obligan a repensar su manejo desde una perspectiva sustentable y global.

Figura 2-1 Importancia del fósforo en la productividad agrícola y la sostenibilidad



Fuente: Diagramas conceptuales sobre fertilización fosfatada, productividad de cultivos y manejo sostenible de nutrientes.

2.1.2 Reservas mundiales del fósforo y problemática de agotamiento

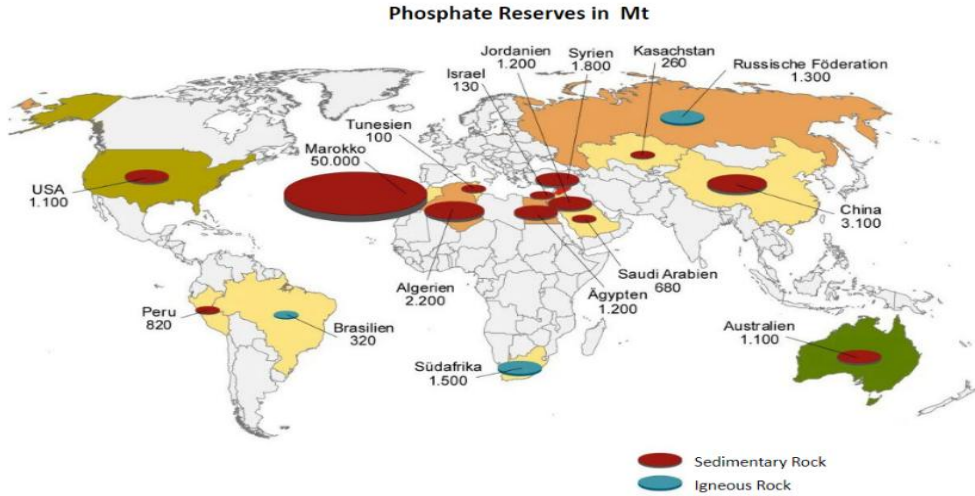
La roca fosfórica, un recurso natural no renovable, es la fuente principal del fósforo y representa el fundamento de la producción de fertilizantes con fosfatos. Estas reservas se encuentran concentradas en una cantidad reducida de países, sobre todo en el norte africano, en Estados Unidos, China y Medio Oriente, lo que origina una dependencia geopolítica elevada. Aunque más del 90% de la roca fosfórica extraída en todo el mundo se utiliza para la agricultura, su explotación sigue aumentando rápidamente, lo que pone en peligro la sostenibilidad futura del recurso. Si las tasas de extracciones actuales continúan, se calcula que las reservas podrían agotarse en uno o en dos siglos, esto representa grandes peligros para la seguridad alimentaria a nivel mundial y enfatiza la necesidad urgente de implementar prácticas más sostenibles para el manejo y reciclaje del fósforo (Giannini et al, 2022).

La mayoría de las reservas de fósforo en el mundo, son un recurso indispensable e irremplazable para la producción de alimentos, se encuentran en algunos países sobre todo en el Sahara Occidental y el Marruecos, que tienen más del 80% de reservas globales. Este mineral (fósforo) procede de depósitos no renovables cuya producción ha ido en aumento a lo largo de las últimas décadas para satisfacer la demanda creciente de fertilizantes fosfatados, que son esenciales para la agricultura contemporánea. No

obstante, si las tasas de extracción se mantienen como están, la reserva explotable tiene una vida finita que, de acuerdo a cálculos recientes, varía entre 137 y 261 años; esto supone un peligro inmediato para la seguridad alimentaria global. Así mismo, la entrada a estas reservas se restringe debido a cuestiones técnicas, políticas y económicas, lo que provoca debates acerca de si la escasez que habrá en el futuro será física o consecuencia de esas limitaciones (Alewell, 2025).

Una perspectiva reciente sobre la administración sostenible del fósforo en el sector agrícola sugiere que se utilicen fuentes alternativas, como cama caliente de establos, estiércol y lodos industriales, para poder complementar parcialmente el empleo de fertilizantes minerales fosfatados. Recientemente un experimento fue llevado a cabo en campos de maíz en la cual se evidencio que, pese a que el efecto de estas enmiendas orgánicas en la reproductividad puede ser reducido en suelos con altos niveles iniciales de fósforo, su aplicación favorece una conservación más eficaz del recurso, fomenta la economía circular y reduce la dependencia de insumos químicos. No obstante, se observa que el fósforo tiende a concentrarse en la capa superior del suelo lo que incrementa las probabilidades de pérdidas por contaminación y escurrimiento ya que es necesario que la integración de estas fuentes alternativas se implemente con practica de manejo que ayuden a reducir la lixiviación y garanticen la eficacia del fósforo disponible de esta manera favorecerá un uso más sostenible y resistente del fósforo en la agricultura (Tomas & Sanguinetti, 2024).

Figura 2-2 Reservas mundiales de fósforo, mostrando la distribución geográfica de los principales yacimientos de roca fosfórica, diferenciados según su origen sedimentario e ígneo, y su concentración estimada en millones de toneladas a nivel global



Fuente: Adaptado de Deutsche Rohstoffagentur – DERA (2012). Reservas mundiales de fosfato (Mt) según tipo de roca.

2.1.3 Ciclo biogeoquímico del fósforo

El Fósforo entre sus formas orgánicas e inorgánicas en los ecosistemas es la base del ciclo geoquímico. El fósforo se origina sobre todo en las rocas fosfatadas y en las apatitas, en las cuales es liberado a través de procesos naturales como la lixiviación, la erosión y la meteorización. Al liberarse, las plantas y los microorganismos del suelo aprovechan el fósforo inorgánico liberado, absorbiendo la materia orgánica mediante compuestos como lo son los fosfolípidos y los ácidos nucleicos. Una vez completado el ciclo los componentes regresan al suelo en forma de fosfatos inorgánicos a través de la mineralización y descomposición de la materia orgánica. No obstante, la gran mayoría del fósforo que se encuentran en los suelos están retenidos en compuestos de escasa solubilidad, lo que hace que sea poco accesible para las plantas y lo transforma en nutriente esencial para la producción agrícola (Cerón & Aristizábal, 2012).

La interacción de los microorganismos en el suelo es crucial para el comportamiento del fósforo, pues estos son capaces de descomponer los esteroides orgánicos del fósforo y solubilizar compuestos minerales, lo cual genera formas disponibles para las plantas. En particular los hongos y las bacterias con actividad fitasa y fosfatasa favorecen la degradación de compuestos orgánicos como el fitato; por su parte las asociaciones micorrízicas incrementan la eficacia en la captación de fósforo. La fertilidad del suelo y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas dependen de procesos como la mineralización, la inmovilización y la solubilidad microbiana. Por lo tanto, se cree que fomentar la actividad de los microorganismos y el empleo de enmiendas orgánicas es una táctica desde el punto de vista económica y medioambiental para optimizar la disponibilidad de fósforo y preservar la productividad de los ecosistemas (Cerón & Aristizábal, 2012).

Por otro lado, Rheinheimer et al, (2020), en su investigación relata que, aunque el ciclo biogeoquímico del fósforo es indispensable para la vida, se ve restringido por su escasa movilidad en el medio ambiente y por la ausencia de una fase gaseosa. Las disponibilidades de estos minerales dependen tanto de las actividades biológicas en el suelo como el intemperismo de minerales fosfatados, tales como las apatitas. La mayoría del fósforo que se encuentran en formas poco solubles o fuertemente absorbidas especialmente en suelos tropicales y subtropicales, lo que reduce su aprovechamiento por las plantas. Esto quiere decir que las raíces y los microorganismos del suelo crean métodos para absorber y solubilizar este nutriente. Dentro del sector de la agricultura, el

fósforo se origina mayormente de fuentes minerales no renovables y su utilización intensiva ha producido repercusiones en el medioambiente y dependencia con respecto a los fertilizantes.

Figura 2-3 Ciclo biogeoquímico del fósforo, mostrando la liberación desde rocas fosfatadas, su transformación en el suelo, absorción por las plantas y retorno al sistema mediante residuos orgánicos y procesos microbiológicos



Fuente: Elaboración propia a partir de Brady y Weil (2017) y Havlin et al. (2014)

2.2 Sistemas de cama profunda en producción pecuaria

2.2.1 Descripción del sistema de cama profunda

El sistema de cama profunda o también llamado Deep Litter/compost-Bedded, es un método de alojamiento en el cual los animales se recuestan sobre un lecho orgánico con alta relación de Carbono – Nitrógeno que su contenido puede ser a base de viruta, aserrín, cascaras de arroz, paja, cascara de café, coco – peat, estos se combinan in situ con la orina y las heces. Para conservar la descomposición anaerobia y una superficie seca y agradable, este material se airea mecánicamente utilizando una rastra o un rotocultor. Este sistema se ha convertido en una opción para los establos libres en el ganado lechero debido a sus efectos sobre la comodidad, de la salud de los pies y el bienestar de las aves y cerdos, se utilizan sistemas similares de cama profunda porque son capaces de absorber humedad y disminuir el contacto directo con desechos cuando son manejados adecuadamente (Eberl et al, 2024).

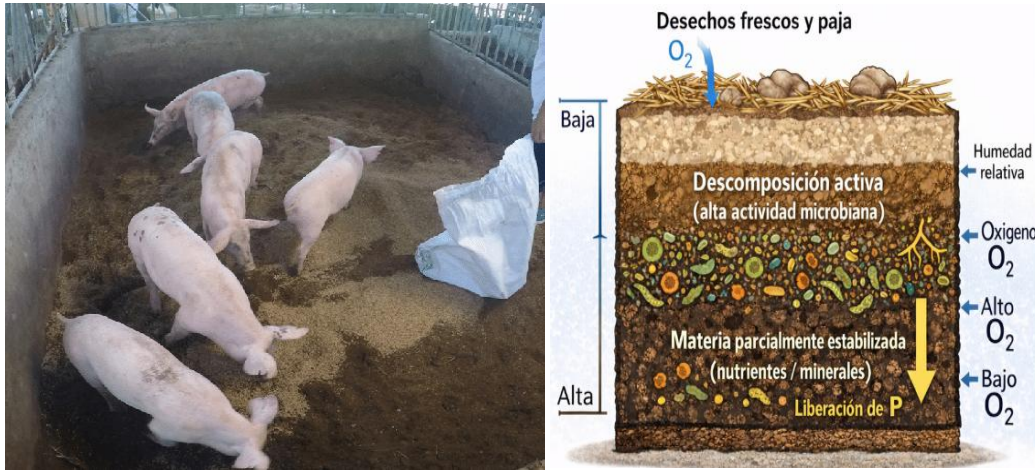
La cama profunda se establece comenzando con una base limpia de aproximadamente entre 10 a 40cm de material lignocelulósico seco. A medida que el

ciclo progresa los aportes de orina y estiércol aumenta la humedad y las cargas microbianas, lo cual exige realizar un volteo periódico de 2 a 3 veces por día en CBP (compost Bedded Pack) para mantener la actividad biológica y la aireación. Para este método se ha utilizado materiales autóctonos que pueden estar relacionados con la mezcla de fibras, aserrín o cascaras de arroz, en áreas tropicales y subtropicales, los resultados dependerán de la disponibilidad, porosidad y granulometría (Resende et al, 2024).

En la producción agropecuaria el sistema de cama profunda sirve para optimizar la productividad y el bienestar de los animales en la producción ganadera, ya que se ha empleado el sistema de cama profunda, que ofrece una superficie higiénica, absorbente y confortable en el interior de las instalaciones pecuarias. Este sistema se desarrolla a través de la acumulación de materiales orgánicos, tales como paja, viruta de madera, cascarilla de arroz, aserrín o papel reciclado, debido a que disponen en el suelo y son reemplazados o eliminados con regularidad. El sistema de cama profunda contribuye a la salud de los animales y el control de enfermedades al funcionar como una base aislante que aminora la humedad, el contacto directo con el estiércol y el frío del suelo. Además, mientras se usan los materiales se descomponen parcialmente debido a la acción de microorganismo, lo que produce calor y ayuda al secado natural, creando un entorno más cómodo. En general, el sistema de cama profunda es una opción sustentable que fusiona el bienestar animal, la productividad eficiente y la utilización de desechos orgánicos en la producción ganadera (Ashraf, 2025).

Desde otro punto de vista, (Dimov, 2021) relata que el sistema de cama profunda es visto como una opción efectiva y de bajo costo en la producción pecuaria, pues ayuda a fomentar el bienestar animal al ofrecer una superficie seca, suave y con buen confort térmico. El sistema se fundamenta en la utilización de constantes recursos orgánicos, como son las cascara de arroz, viruta, aserrín, paja o fibras vegetales. Con el tiempo estos materiales se van acumulando y compactando lo que da lugar a una capa orgánica y el estiércol se combinan. La descomposición de microorganismo en esta capa genera calor, lo que contribuye a conservar un entorno cálido y sin humedad excesiva; esto disminuye la aparición de enfermedades y heridas en los pies. Además, el sistema de cama profunda ayuda a que los desechos de animales se utilicen mejor porque, al terminar su uso, es posible usarlos como compost agrícola o de fertilizante orgánico. De ese modo, se completa un ciclo sostenible en la producción ganadera.

Figura 2-4 Representación esquemática del sistema de cama profunda y su estratificación interna



Fuente: Adaptado por el autor, 2025

2.2.2 Generación de residuos y composición fisicoquímica

El lecho mixto o el sistema de cama profunda conformado por estiércol, orinas y sustratos registran variaciones de humedad que alcanzan valores limitantes para el cultivo que son esenciales para su correcto desempeño (Gillett, 2025). Un ejemplo, en investigaciones realizadas en lecho de tipo Litter Poultry muestran que la humedad “así” puede estar por encima del 30%, alrededor del 30.2% al 39.1% lo cual depende de las condiciones de manejo del material base. La humedad se produce tanto por la captación del sustrato original, como por el consumo de agua para beber, la excreción y las pérdidas por evaporación. Spiehs et al. (2011), en su análisis sobre el manejo de cama profunda en ganado, halló pruebas de que la humedad y la compresión del lecho tiene un impacto en la calidad del residuo y en la emisión de gases. Una humedad alta tiene un impacto no solo en la administración de residuos sino también en la composición fisicoquímica, intensifica la actividad de los microorganismos, acelera la mineralización de materia orgánica y puede favorecer que se evaporen compuestos nitrogenados lo que va a modificar el perfil nutricional del sustrato residual.

En los sistemas de cama profunda, la temperatura del lecho es un factor fisicoquímico del material, en donde investigadores señalan que especialmente en la etapa temprana de la acumulación, la temperatura interna del lecho puede aumentar a

causa de la descomposición aeróbica del material orgánico. Es decir, si en el sistema Deep Litter de bovinos se registró una temperatura máxima de aproximadamente 42°C después de 38 días de funcionamiento, dicha elevación favorece a la actividad de los microorganismos por el aumento de temperatura, la descomposición de la materia orgánica mejorar y el lecho se seca. No obstante, un exceso de temperatura o de humedad puede dar lugar a dificultades de compactación, formación de áreas anóxicas, acumulación de gases de NH₃ y CH₄ que van afectar a la calidad del residuo. Por esta razón es fundamental una gestión apropiada de capa de lecho, es decir, volteos, aireación, incorporación de materiales secos, esto va ayudar a conservar las adecuadas condiciones termo higrométricas. En entornos tropicales el control de temperatura es incluso más crucial, debido a que las altas temperaturas externas tienen el potencial de disminuir la eficacia del secado del lecho y alterar la velocidad de mineralización de nutrientes como el fósforo (Wei et al, 2024).

Hablando del contenido de nutrientes y materiales orgánicos en residuos del sistema de cama profunda, estudios demostraron que este tipo de material tiene un alto contenido de materia orgánica, incluyendo el nitrógeno (N) total, el carbono (C) orgánico, y el Fósforo (P). Un análisis fisicoquímico reciente de cama profunda de pollos demostró que al final del ciclo, el contenido del residuo tenía un valor aproximado del 72.92% de materia orgánica, un 42.39% de carbono (C) orgánico, y un 24.2g N, además el fósforo (P) tuvo una correlación positiva con los macronutrientes. Otro tipo de análisis demostró que el Fósforo (P) total en base seca, se obtuvo dos tipos de valores de litte, dando como resultado en el primer análisis un 2.16% y un 1.63% al final, esto quiere decir que es aproximadamente entre el 8% y un 14% del fósforo soluble en agua (Almeida et al, 2023).

Por último, como el fósforo en estos residuos pueden encontrarse tanto de forma orgánica como inorgánica, su actuación en la cama residual o en el suelo depende de factores como la humedad, temperatura, el pH y el tiempo que se almacenará, es decir en lo que respecta a los estiércoles, se menciona que entre el 45% y el 70% del fósforo total está presente de manera inorgánica, esta es la parte más rápida de las plantas, mientras que el restante es material orgánico y se puede mineralizar dependiendo de las condiciones ambientales. Es decir que la relación del nitrógeno (N) con el fósforo (P) en estos desechos suele estar en proporción 1:1 o ligeramente por encima, lo que implica que, cuando el residuo se aplica en el suelo con el objetivo de satisfacer las necesidades del nitrógeno (N), tiende a aplicarse fósforo en exceso, lo que esto puede llegar a

provocar que se acumule fósforo en el suelo y que aumente la concentración de fósforo soluble en agua superficiales. En el sistema de cama profunda, la alta cantidad de material orgánico y el fósforo acumulado indica que, si no se gestiona apropiadamente ya sea el volteo, cobertura, la incorporación del suelo, o los análisis de nutrientes, puede causar un alto riesgo en donde el fósforo sea movilizado por escorrentía o lixiviación cuando el lecho recibe riego o lluvias descontroladas (Tabler et al, 2025).

2.2.3 Impacto ambiental del mal manejo de residuos orgánicos

Un manejo inadecuado de los residuos orgánicos generados por lechos de animales o sistema de camas profundas conlleva un alto riesgo para la contaminación del suelo. Si estos desechos se utilizan de manera excesiva o sin calibrar el contenido de sus nutrientes en el perfil del suelo se concentran metales trazas, nitrógeno, fósforo, y sales. Esta situación puede deteriorar la estructura del suelo, disminuir su capacidad para retener agua y modificar su microbiota. Es decir, en un estudio reciente se comprobó que el uso constante del estiércol avícola causa la acumulación de minerales en el terreno, lo cual aumenta la posibilidad de lixiviación hacia las aguas freáticas y escorrentía superficial. Por lo tanto, aunque la fertilidad del suelo puede aparentar ser alta a corto plazo, a largo plazo se produce un aumento en la compactación, una discriminación de los agregados estables y una reducción de biodiversidad del suelo. Todo esto tiene un impacto directo sobre la productividad agrícola (Pokhrel & Shober, 2024).

La eutrofización de aguas superficiales es otra vía de impacto, la cual ocurre cuando los nutrientes sobre todo el nitrógeno y el fósforo se escurren o lixivian desde zonas que gestionan desechos orgánicos provenientes de la producción animal. Entre el 2024 – 2025 un estudio señaló que el uso exagerado de desechos avícolas promueve la escorrentía del fósforo y del nitrógeno, lo cual conlleva la proliferación de algas, áreas hipoxias y disminución de fauna acuática. Esta clase de polución no solo deteriora la calidad del agua si no también su idoneidad para el riesgo o el consumo, sino que también produce un ciclo de retroalimentación negativa, en los cuerpos de aguas eutrofizados, disminuyendo así la capacidad para mantener el equilibrio ecológico, lo cual puede perjudicar a las comunidades rurales que dependen de estos para las actividades como la pesa, la agricultura o el turismo (Yang et al, 2024).

Para finalizar, la gestión inadecuada de los desechos orgánicos en sistemas ganaderos contribuye a las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes del aire. Si la cama profunda o el estiércol se guardan en condiciones inapropiadas, es decir, con mucha humedad o sin aireación y compactados, o se utilizan en el suelo de manera subóptima, se propician procesos de descomposición semi aeróbica o anaerobia que emiten amonio (NH_3), óxido nitroso (N_2O) o metano (CH_4). Recientemente se demostró que los suelos agrícolas, incluso aquellos desechos de animales mal gestionados, tiene el potencial de aportar hasta un 15% al incremento neto de forzamiento radiactivo global, lo que hace que los gases más emitidos sean el dióxido de carbono, el óxido nitroso y el metano (Kopittke et al, 2024).

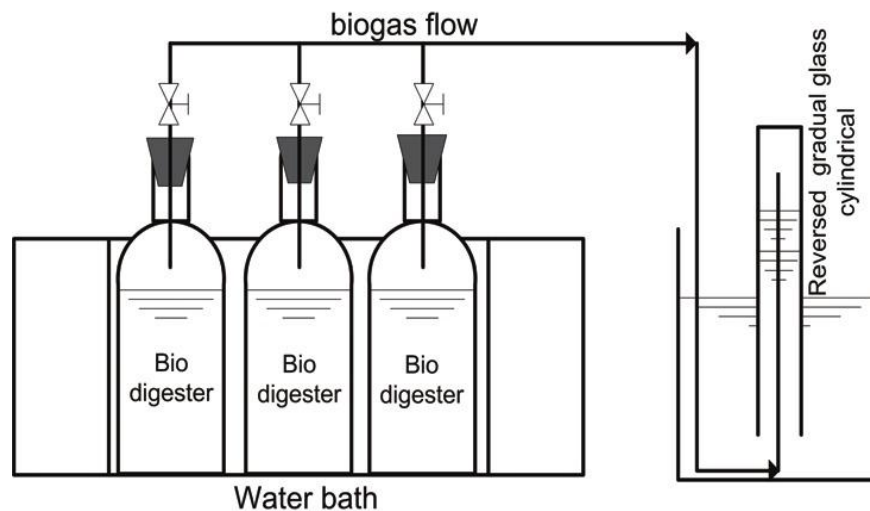
2.3 Digestión anaerobia (DA) de residuos agropecuarios

2.3.1 Fundamentos de la digestión anaerobia

La Digestión Anaerobia (DA) es un proceso biológico en el que comunidades microbianas descomponen la materia orgánica o residuos agropecuarios, incluyendo el estiércol, sobras de cosechas y residuos generados por la industria agroalimentaria, sin presencia de oxígeno. Este proceso ocurre en condiciones reguladas de reactor cerrado o digestor y genera principalmente dióxido de carbono y metano, compuestos que conforman el biogás, además de un residuo estabilizado, al que se conoce como digestato. Este procedimiento permite la valorización de desechos, la obtención de energía a través del metano y la recolección de nutrientes, como el fósforo (P) y el nitrógeno (N), en el digestato (Alengebawy et al, 2024).

Desde la perspectiva ambiental, la DA ayuda a disminuir la emisión de gases de efecto invernadero, debido a que captura el metano que se produce durante la degradación y evita la liberación directa al medio ambiente. Por otra parte, estabiliza la materia orgánica y reduce el potencial contaminante de los desechos agrícolas y pecuarios. Así, al transformar los residuos generados en el sector agropecuario en fertilizantes y fuentes de energía útiles para la producción, el proceso se incorpora a modelos de economía circular (Abanades et al, 2022).

Figura 2-5 Esquema de un biodigestor experimental y principio de medición del biogás por desplazamiento de agua



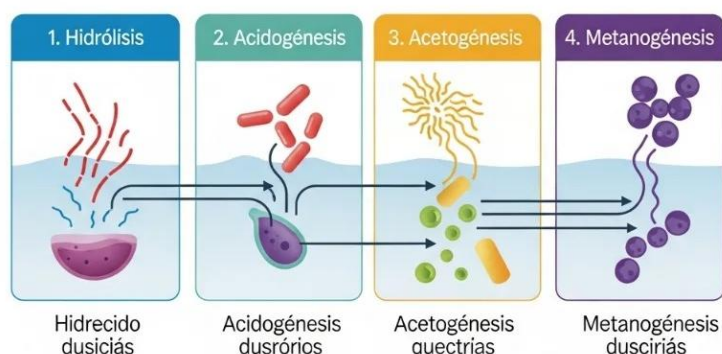
Fuente: Elaboración propia, adaptado de esquemas de digestión anaerobia a escala de laboratorio.

2.3.2 Fases microbianas del proceso

La digestión anaerobia (DA) se ejecuta mediante cuatro etapas microbiológicas que van a depender unas de las otras, las cuales se conforman por: la metanogénesis, acetogénesis, acidogénesis e hidrólisis. En la primera fase, metanogénesis se forma cuando las bacterias hidrolíticas descomponen macromoléculas, es decir, los lípidos, polisacáridos y proteínas, convirtiéndolas en compuestos solubles como aminoácidos, azúcares simples y ácidos grasos. Cuando se trabaja con sustratos lignocelulósicos, esta fase es especialmente crucial, porque la complejidad estructural de la biomasa da origen agrícola y podría reducir la velocidad de proceso si el procedimiento de hidrólisis no resulta eficaz (Niya et al, 2023).

Para la fase de acidogénesis y acetogénesis, los productos ya hidrolizados van a ser fermentados por bacterias acetilénicas y acidogénicas en el transcurso de cada fase, lo que resulta en dióxido de carbono (CO_2), hidrógeno (H), alcoholes y ácidos grasos volátiles (AGV). Por último, la metanogénesis, las arqueas metanogénicas convierten en acetato y el hidrógeno en metano y CO_2 lo que completa el ciclo de degradación. La estabilidad de la última fase está directamente relacionada con la ausencia de inhibidores, como el pH y la disponibilidad del sustrato. La calidad y el contenido energético de biogás producido dependerá de la eficacia de la etapa final (Kunz et al, 2022).

Figura 2-6 Fases microbianas involucradas en la digestión anaerobia de residuos orgánicos
DIGESTIÓN ANAERÓBICA



Fuente: Adaptado de “Las cuatro fases de la digestión anaerobia”, *CeroResidual* (2025). Recuperado de <https://www.ceroresidual.com/blog/2025/08/12/las-cuatro-fases-de-la-digestion-anaerobica/>

2.3.3 Condiciones operativas y relación (C:N) de la digestión anaerobia

La efectividad de la digestión anaerobia radica en sostener condiciones operativas apropiadas que garanticen el funcionamiento metabólico del microorganismo participante. Así mismo, las concentraciones reducidas, propician la acumulación de ácidos grasos volátiles, lo que produce inhibición en el rango ideal del pH para la metanogénesis, el mismo que se encuentra entre 6.8 y 7.4. Adicionalmente, la temperatura es un factor crucial y se manipula normalmente en intervalos mesófilos dentro de 35°C a 40°C o termófilos entre 50°C a 55°C, según la energía disponible, el nivel de estabilidad requerido y el tipo de residuo (Wang et al, 2019).

Otro parámetro fundamental es la relación entre el carbono – nitrógeno (C:N), la misma que puede llegar a establecer el equilibrio de nutrientes requeridos para la multiplicación de microorganismos, prevenir la acumulación de amonio, (esto quiere decir cuando hay un exceso de nitrógeno), o generar una disminución de la actividad microbiana cuando existe un exceso de carbono. Generalmente, los valores recomendados en relación serían de 20:1 y 30:1. Además, dentro de los sistemas agropecuarios, en los que es común la utilización de mezclas de estiércol y residuos vegetales, esta proporción se ajusta a través de la co-digestión, como un método

frecuente para la mejora de la producción de biogás y la descomposición de materia orgánica (Cerón et al, 2019).

2.3.4 Productos obtenidos de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia produce dos componentes fundamentales: el digestato, conocido por su gran valor agronómico, y el biogás, sustancia con una alta representatividad energética. El biogás es una mezcla constituida mayormente por dióxido de carbono, en proporción del 30% a 50%; y metano, en una proporción de entre el 50% a 70%. Además, contiene trazas ínfimas de otros gases, como el amoníaco, vapor de agua y H₂S. su composición le facilita ser empleado como fuente energética mecánica, eléctrica o térmica después de purificarse y prepararse para disminuir componentes corrosivos. Por otro lado, el digestato, que es conocido también como efluente o biol, es el remanente de materia orgánica después del proceso de la DA, conteniendo un alto porcentaje de nutrientes importantes, como potasio, fósforo, magnesio, nitrógeno y calcio. Gracias a esto, se puede usar como fertilizante para optimizar las propiedades fisicoquímicas del suelo, debido a que propicia la retención de humedad y fomenta la actividad microbiana. Además, se menciona que este subproducto tiene la capacidad de ser utilizado directamente o de ser separado en fracciones líquidas y sólidas para mejorar su uso y gestión en el ámbito agrícola (Parra et al, 2019).

Por otro lado, (Ambriz, 2020) habla sobre como los productos formados en el proceso de digestión anaerobia, tienen importancia estratégica desde una perspectiva agronómica y energética, en donde el biogás, que está conformado principalmente por metano y dióxido de carbono, es crucial dentro de los aspectos de generación y uso energético. Además, este compuesto contiene trazas menores de otras sustancias como vapor de agua y sulfuro de hidrógeno, que ayudan a determinar su poder calorífico y la necesidad de preparaciones antes de su uso. Simultáneamente, el digestato puede llegar a manifestarse en partes líquidas y sólidas, ambas abundantes en nutrientes fundamentales como el potasio (K), fósforo (P) y nitrógeno (N). Estos subproductos demuestran el potencial integral de la digestión anaerobia con tecnología que tiene la capacidad de producir energía renovable, y al mismo tiempo, proporcionan insumos agrícolas que mejoran la sostenibilidad de los sistemas productivos.

Figura 2-7 Productos obtenidos de la digestión anaerobia



Fuente: Elaboración propia, basada en información general sobre digestión anaerobia y sus productos (biogás, digestato y bioabono).

2.3.5 Liberación del fósforo durante la digestión anaerobia

Dentro de la digestión anaerobia los microorganismos encargados de descomponer la materia orgánica trabajan, en un digestor anaerobio, directamente sobre los sólidos que están presentes en el sustrato. Cuando estas células microbianas, en particular las que acumulan polifosfatos (PAO), se encuentran en condiciones anaerobias por un periodo extenso, sus estructuras internas sufren lisis o disolución. A lo largo de este procedimiento, los polifosfatos que estaban almacenados en el interior celular, se descomponen por hidrólisis y se convierten en ortofosfatos solubles, los mismos que son transferidos de manera instantánea a la fase líquida del digestor. El fósforo que constituía el tejido celular, además del que se encontraba acoplado a compuestos orgánicos biodegradables, se va a liberar conforme a enzimas hidrolíticas que desintegran los ácidos nucleicos, proteínas y otros polímeros de la matriz sólida. La migración del fósforo, desde su fase sólida a su fase líquida, durante la digestión anaerobia, es un proceso que involucra varios factores, de acuerdo a lo demostrado por investigaciones recientes. Por ejemplo, se ha visto que, en los lodos con abundante fósforo, entre el 60% y 80% del total del fósforo, puede liberarse como ortofosfatos a la fase líquida durante el proceso, siempre que se manejen correctamente las proporciones de mezcla y de suministros de ácido acético. Además, estudios recientes muestran que la disminución biológica del sulfato promueve la disolución de fosfatos de hierro (III), los

mismos que se vinculaban a la matriz sólida, esto permite liberar hasta un 62% del fosfato original en dirección hacia la fase líquida (Di Capua et al, 2024).

Por otro lado, el entorno reductor químico, propio de la digestión anaerobia, es propicio para la transformación de minerales fosfatados menos solubles. Uno de los ejemplos donde este proceso se da es cuando el fósforo, inmovilizado en la forma de fosfatos de hierro ($\text{Fe}^{3+}\text{-P}$), se libera cuando el hierro férrico se reduce a hierro ferroso (Fe^{2+}), desestabilizando el compuesto y permitiendo al fósforo pasar a un estado de solución. Además, es importante indicar que cuando el material orgánico afecta el equilibrio entre iones como magnesio, calcio y potasio, su reacción permite que fracciones del fósforo, una vez unido a la fracción sólida, se disuelvan momentáneamente, previo a que su re precipitación se genere en formas minerales como estruvita o fosfatos cálcicos (Di Capua et al, 2024).

Sin embargo, (Lee C. , 2022) indica que, durante la digestión anaerobia, el fósforo no es totalmente liberado hacia una fase líquida porque una porción significativa sigue unida a las fracciones sólidas del lodo. Según investigaciones, esta solubilización limitada se debe a la estrecha asociación del fósforo con estructuras minerales y complejos orgánicos que tienen una degradación baja, bajo condiciones anaerobias. Además, los estudios indican que, a pesar de que la actividad de los microorganismos causa la ruptura de las células y la liberación intracelular, una parte importante del fósforo se mantiene en forma resistente cuando hay fosfatos de hierro y calcio con baja solubilidad. Esto genera variaciones en el contenido de fósforo soluble en el digestor. Es así que la movilización del fósforo no solo se basa en hidrólisis biológica, sino además en la composición mineral del sustrato y las limitaciones termodinámicas de los compuestos fosfatados que se generan a lo largo del proceso, siendo este también el motivo por el cual se perciben variaciones en el contenido de fósforo soluble dentro del digestor.

Reacción Principal para la liberación de Fosforo

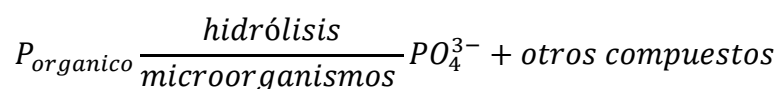
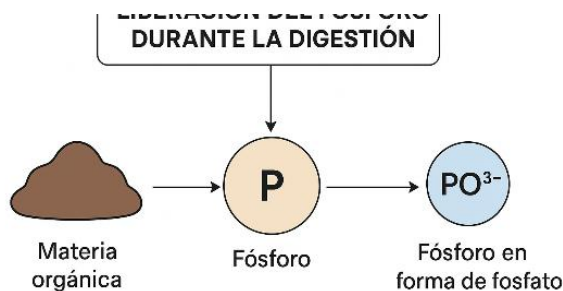


Figura 2-8 LIBERACIÓN DEL FÓSFORO DURANTE LA DIGESTIÓN



Fuente: Elaboración, basada en información general sobre la liberación del fósforo durante la digestión anaerobia.

2.4 Formas químicas del fósforo en el digestato

2.4.1 Fósforo orgánico e inorgánico

En el digestato producido por la digestión anaerobia, el fósforo se reparte en dos fracciones principales: inorgánica (P_i) y orgánica (P_o). Esta distinción es crucial porque define la rapidez y el rendimiento mediante el cual las plantas pueden beneficiarse de este nutriente. El fósforo inorgánico está principalmente presente en formas de ortofosfatos, tales como el $H_2PO_4^-$ y el HPO_4^- . Estos elementos son capaces de ser absorbidos de manera directa por las raíces. Además, se ha revelado que en la gran mayoría de los digestatos, el P inorgánico se erige como la fracción predominante debido al proceso de mineralización que se produce durante el proceso anaeróbico y a la liberación del fosfato desde la materia sólida sometida a degradación microbiana (Agnieszka et al, 2021).

Por otra parte, el fósforo orgánico (P_o) está asociado con estructura biológicas, como fosfolípidos, los fitatos y los restos celulares. A pesar de que esta fracción es una reserva significativa de este mineral, el mismo estará disponible en base a la existencia de procesos de mineralización enzimática, las cuales convierten estos compuestos en ortofosfatos libres. La velocidad de este proceso de transformación tiende a ser más baja y está determinada por elementos como la temperatura del suelo, el contenido de materia orgánica y la actividad microbiana. Según estudios, el fósforo orgánico puede estar presente entre un 10% y un 20% del total; sin embargo, si no hay la suficiente actividad biológica para liberarlo, su aporte inmediato a la nutrición de las plantas es escaso (Bachmann et al, 2016).

Según la biodisponibilidad, (Agnieszka et al, 2021) afirman que el fósforo inorgánico es la fracción más accesible y eficaz para las plantas, pues no requiere transformaciones adicionales. No obstante, este potencial tiene la posibilidad de alterarse, debido a interacciones de precipitación o adsorción con metales que se encuentran en el digestato o en el suelo. Por lo tanto, si bien el fósforo inorgánico es el principal biodisponible, su eficacia depende del entorno químico en el que se utilice.

2.4.2 Factores que afectan la solubilidad del fósforo

La solubilidad del fósforo, ya sea en su forma orgánica o inorgánica, está influenciada por varios factores fisicoquímicos que determinan cuán disponible es realmente para los cultivos. Uno de los más importantes es el pH. En suelos ácidos, el fósforo tiende a reaccionar con hierro (Fe^{3+}) y aluminio (Al^{3+}), formando compuestos que son poco solubles y que limitan la cantidad que las plantas pueden absorber. Por otro lado, en suelos alcalinos, el exceso de calcio (Ca^{2+}) promueve la precipitación de fosfatos cálcicos, que también son poco solubles. Por esta razón, estudios recientes sugieren que el rango óptimo para la disponibilidad del fósforo se encuentra entre un pH de 6.0 y 7.0, donde se reducen estas reacciones de fijación (Penn & Camberato, 2019).

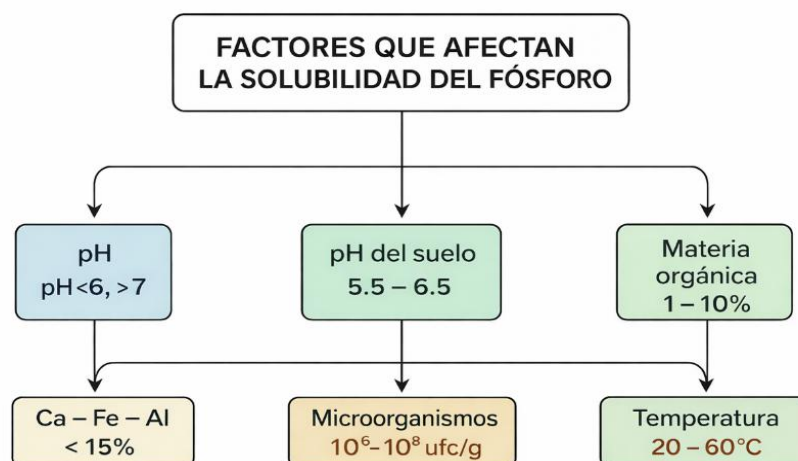
La presencia de metales tiene un impacto significativo en la retención del fósforo. Los digestatos que contienen altos niveles de hierro y aluminio tienden a mostrar menores concentraciones de fósforo soluble, ya que estos metales forman complejos estables con los ortofosfatos. Esta interacción se ha observado en diferentes fracciones de digestato sólido, donde la cantidad de fósforo disponible disminuye a medida que aumenta la concentración de estos metales (Regelink et al, 2021).

La temperatura tiene un impacto significativo tanto en la velocidad de las reacciones químicas como en la actividad microbiana relacionada con la mineralización del fósforo orgánico. Estudios recientes indican que un aumento en la temperatura puede alterar la solubilidad del fósforo, lo que a su vez incrementa la tasa de precipitación en suelos cálidos y disminuye la disponibilidad inmediata de este nutriente. Además, la materia orgánica, a través de sus ácidos húmicos y fúlvicos, puede competir por los sitios de adsorción en los minerales del suelo, lo que favorece la liberación del fósforo retenido y mejora su movilidad (Nusrat et al, 2024).

Finalmente, las características del digestato, como su grado de separación entre sólidos y líquidos, el contenido de carbonatos y la relación entre el fósforo soluble y el

fósforo particulado, juegan un papel importante en la cantidad de nutrientes que quedan disponibles después de su aplicación. Los digestato más líquidos tienden a ofrecer formas de fósforo más solubles, mientras que los digestato sólidos proporcionan formas más estables que se liberan de manera gradual (Prasad & Chakraborty, 2019).

Figura 2-9 Factores que afectan la solubilidad del Fósforo



Fuente: Basada en literatura científica sobre la dinámica y disponibilidad del fósforo en suelos y sistemas ambientales.

2.4.3 Biodisponibilidad del fósforo para uso agrícola

La eficiencia agronómica del fósforo en el digestato está íntimamente ligada a su forma química. Los ortofosfatos solubles que se encuentran en la fracción inorgánica son los que más rápidamente benefician la nutrición de las plantas, ofreciendo un efecto fertilizante que se asemeja al de los fertilizantes minerales tradicionales. Investigaciones recientes han demostrado que la fracción soluble del digestato puede aumentar la absorción de fósforo en los cultivos, alcanzando niveles comparables a los que se logran con fertilizantes fosfatados comerciales (Zhang et al, 2020).

Cuando el fósforo se encuentra en formas precipitadas o fuertemente adsorbidas, su disponibilidad se reduce considerablemente. Los fosfatos de hierro, aluminio o calcio necesitan procesos de disolución que dependen del pH, la humedad y la actividad biológica del suelo, lo que limita la efectividad del digestato como fertilizante a corto plazo. Por otro lado, el fósforo orgánico puede funcionar como una reserva estratégica, liberando nutrientes de manera gradual y ofreciendo un suministro más constante a lo

largo del ciclo del cultivo, siempre que se den las condiciones adecuadas para su mineralización (Chen et al, 2025).

Desde el punto de vista del manejo agronómico, entender la cantidad de fósforo soluble, intercambiable y precipitado en el digestato es clave para ajustar las dosis de aplicación y optimizar el uso de este nutriente. Esto cobra especial importancia en suelos que tienen altos niveles de hierro, aluminio o calcio, donde gran parte del fósforo aplicado puede quedar rápidamente inmovilizado. En este contexto, la literatura coincide en que la forma química del fósforo es tan crucial como su concentración total, ya que esto determina el verdadero aporte del mineral que estará disponible para las plantas a lo largo de su desarrollo (Nusrat et al, 2024).

2.5 Técnicas de recuperación de fósforo

2.5.1 Métodos químicos

Los métodos químicos han sido, desde siempre, las técnicas más empleadas para la eliminación y recuperación de fósforo, gracias a su rapidez, estabilidad y facilidad de uso. Entre estos métodos destacan la precipitación química, la adsorción y el intercambio iónico, que permiten convertir el fósforo soluble en formas insolubles o retenidas, lo que facilita su separación del medio (Abdoli et al, 2024).

Uno de los métodos químicos más comunes para la recuperación del fósforo es la precipitación química, la misma que consiste en añadir reactivos que van a reaccionar con el fósforo, para crear compuestos insolubles. Las sustancias más utilizadas incluyen la Cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), tipos de sales de magnesio como MgCl_2 ; y, en algunos casos, sales de hierro o aluminio. La precipitación de Cal ayuda a formar fosfatos cálcicos estables, mientras que la combinación de Mg^{2+} y NH_4^+ da lugar a la estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), un producto muy valioso como fertilizante. Estudios recientes han demostrado que el uso de las sales de Mg^{2+} puede aumentar la eficiencia en la recuperación de fósforo, logrando precipitados de alta pureza incluso en digestato con una carga orgánica elevada (Melgaco et al, 2021).

Una metodología ampliamente estudiada es la adsorción, técnica que se utiliza en superficies sólidas para atrapar ortofosfatos mediante interacciones electrostáticas o químicas. En los últimos años, se han creado adsorbentes de alta capacidad, como óxido de hierro, arcillas modificadas y biochar enriquecido con metales, que han demostrado una gran afinidad por el fosfato en soluciones complejas, como las que provienen de

digestores anaeróbicos. Se conoce también que los materiales con bases de hierro pueden retener más del 80% de fósforo disuelto, específicamente en condiciones de pH ligeramente ácidas (Guida et al, 2021).

Finalmente, el intercambio iónico es un método selectivo donde las resinas sintéticas atrapan aniones fosfato o cambio de iones del soporte. Esta tecnología se utiliza principalmente en corrientes con baja turbidez y permite recuperar fósforo con alta pureza. Los avances recientes han mejorado tanto la vida útil como la selectividad de las resinas, lo que ha permitido su uso en aguas residuales agroindustriales con resultados muy prometedores.

2.5.2 Métodos biológicos

Los métodos biológicos son una alternativa eficiente y de bajo impacto energético para movilizar y recuperar el fósforo presente en digestato y otros residuos orgánicos. Entre los mecanismos más investigados se encuentran el BSR (reducción biológica del sulfato) y la acción de microorganismos que solubilizan fósforo, ambos capaces de transformar este mineral en formas más solubles (Ramos et al, 2024).

Para empezar, la reducción biológica de sulfatos es un proceso en el que ciertas bacterias transforman los sulfatos (SO_4^{2-}) en sulfuros (S^{2-}). Este sulfuro luego reacciona con el hierro férrico (Fe^{3+}) presente en el digestato, generando FeS y liberando el fósforo que antes estaba atrapado con FePO_4 . Según (Di Capua et al, 2024), este proceso puede liberar hasta un 62.3% del fósforo en lodos y hasta un 48.7% en digestato que han pasado por procesos de hidrólisis térmicas, lo que demuestran su gran potencial para la recuperación de nutrientes.

Por otro lado, los microorganismos que solubilizan el fósforo (MSP), como el *bacillus pseudomonas*, *aspergillus* y *penicillium*, liberan ácidos orgánicos, enzimas fosfatasas y sideróforos que aumentan la disponibilidad del fosfato soluble. Se ha demostrado que el uso de consorcios microbianos especializados logró eliminar hasta un 99% de PO_4P , lo que resalta la importancia de la biotecnología microbiana en los procesos de recuperación de fósforo (Agyeman et al, 2023).

2.5.3 Tecnologías electroquímicas

Las tecnologías electroquímicas han surgido como herramienta innovadora para eliminar y recuperar fósforo en matrices complejas, tales como los digestatos, efluentes

de tratamiento y aguas residuales agroindustriales. Algunas de estas tecnologías son la electrocoagulación y la electrodiálisis, métodos que destacan por su alta eficiencia y su capacidad para generar formas de fósforo recuperable de manera directa (Reza et al, 2024).

La (EC) electrocoagulación es una tecnología que utiliza electrodos metálicos, comúnmente hierro o aluminio, liberando iones coagulantes durante el proceso de electrólisis. Estos cationes interactúan con el fosfato, formando precipitados que se pueden separar del medio. Esta técnica puede lograr eficiencias superiores al 90% en la eliminación de fósforo, incluso en efluentes con alta turbidez, lo que la convierte en un método sólido para matrices como el digestato. Sin embargo, dentro de sus limitaciones se señala el consumo de energía, la necesidad de optimizar la densidad de corriente y la generación de lodos (Reza et al, 2024).

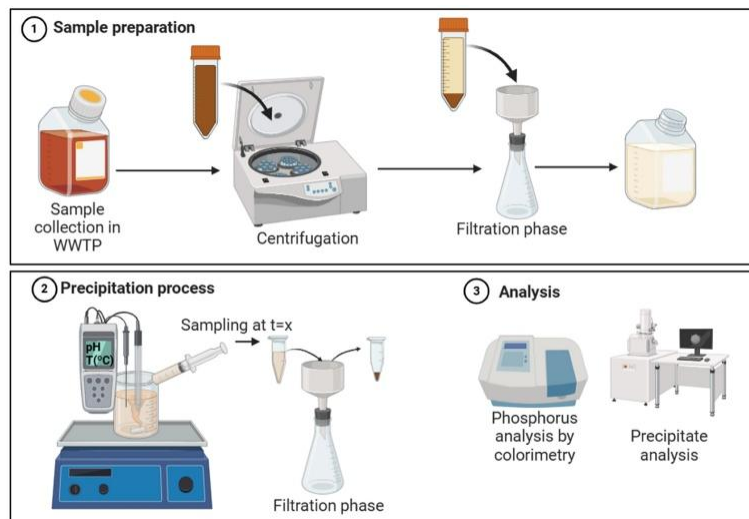
Por otra parte, la electrodiálisis es una técnica que utiliza membranas selectivas que permiten separar los aniones de fosfato, mediante la aplicación de un campo eléctrico. Esta tecnología resulta especialmente valiosa para concentrar el fósforo y facilitar su recuperación en forma de soluciones enriquecidas o sales. De esta manera, la técnica de electrodiálisis ofrece una alta selectividad y buenas tasas de recuperación, aun cuando su eficiencia puede verse afectada por la calidad del efluente y por desafíos como el ensuciamiento de las membranas y el costo energético del proceso (Xi et al, 2024).

Finalmente, al examinar el estado actual de las tecnologías electroquímicas, podemos concluir que no solo permiten la remoción, sino también la recuperación del fósforo en formas reutilizables, alineándose además con el enfoque de economía circular. Sin embargo, se señala que el costo energético sigue siendo el principal desafío para la implementación de estos métodos a gran escala (Xu et al, 2025).

2.6 Técnicas analíticas para cuantificación de fósforo

La medición de fósforo en entornos ambientales y agrícolas necesita el uso de metodologías que aseguren una evaluación precisa del elemento, tanto en su forma reactiva como en su fracción total. Dentro de este tipo de métodos se encuentran ciertos procedimientos colorimétricos que se basan en espectrofotometría UV-Vis y digestiones químicas previas, considerados de gran relevancia gracias a su sensibilidad, reproducibilidad y a su capacidad para trabajar con muestras de origen orgánico, como digestato, lodos o residuos de cama profunda.

Figura 2-10 Diagrama del protocolo de preparación de muestras, precipitación y análisis de fósforo



Fuente: Adaptado de "Recovery of phosphorus from aqueous solutions by precipitation and analysis techniques", por A. Autor et al., 2025, Journal of Environmental Chemistry

2.6.1 Espectrofotometría uv-vis por método del molibdato

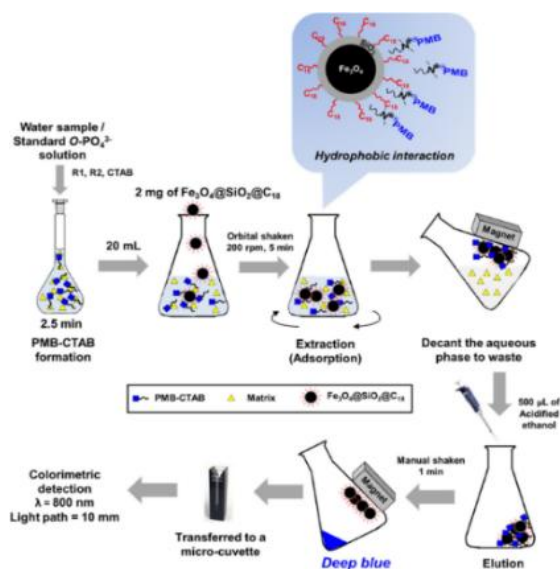
El método colorimétrico del molibdato se basa en la creación del complejo fosfomolibdico, un compuesto heteropoliácido que se forma cuando los ortofosfatos de la muestra reaccionan con iones de molibdato de amonio en un ambiente muy ácido. Posteriormente, ese complejo se reduce a una intensa especie de color azul, conocida como azul de molibdeno, cuya absorbancia está directamente relacionada con la concentración del fósforo en la muestra (Nalumansi et al, 2020).

Esta cuantificación se lleva a cabo utilizando un espectrofotómetro UV-Vis ajustado a una longitud de onda específica de 880nm, distancia donde el complejo muestra su máxima absorbancia. Esta longitud de onda ayuda a reducir las interferencias que pueden surgir de la materia orgánica residual o de turbidez, lo que a su vez mejora la sensibilidad del método en matrices complejas, como las encontradas en los procesos de digestión anaerobia. El conjunto de estas técnicas proporciona límites de detección adecuados y una relación lineal estable para concentraciones bajas de fósforo reactivo (Guo et al, 2025).

Además, el método de molibdato es conocido por su alta reproducibilidad, ya que el complejo azul que se forma es bastante estable con el tiempo, siempre y cuando se

mantenga constante la temperatura, la acidez y el agente reductor. Esto permite trabajar con curvas de calibración confiables y facilita la comparación entre diferentes muestras de diferentes orígenes. En matrices con una alta carga orgánica, como digestatos, lodos o residuos de procesos de digestión anaerobia, a menudo se realizan etapas previas de clarificación o filtración para evitar desviaciones en la absorbancia. Gracias a estas adaptaciones, la espectrofotometría UV-Vis sigue siendo una de las técnicas más contundentes y frecuentemente usadas para cuantificar el fósforo reactivo en estudios ambientales, agropecuarios y biogeoquímicos (Wiecsorek et al, 2022).

Figura 2-11 Colorimetric determination of trace orthophosphate in water by using C18-functionalized silica coated magnetite



Fuente: Phouthavong, V., Manaksettharn, S., Viboonratanasri, D., Buajarern, S., Prompinit, P., & Sereenonchai, K. (2021). Colorimetric determination of trace orthophosphate in water by using C18-functionalized silica coated magnetite. *Scientific Reports*

2.6.2 Digestión ácida para fósforo total

Para poder lograr mediciones exactas del fósforo, en su forma total, la cual incluye todas las formas orgánicas e inorgánicas del elemento, es fundamental transformar estas formas a ortofosfatos, es decir, PO_4^{3-} , previo a realizar sus respectivos análisis colorimétricos. Este proceso se lleva a cabo a través de una digestión ácida u oxidativa, que libera el fósforo de compuestos complejos, como los orgánicos, la biomasa microbiana, el material lignocelulósico y compuestos minerales, convirtiéndolo en una forma inorgánica susceptible de reacción.

Durante la digestión química, el fósforo se convierte completamente en ortofosfatos, gracias a la ruptura oxidativa de los enlaces que lo mantienen unido a proteínas, ácidos nucleicos, fosfolípidos, fitatos, residuos lignocelulósicos y minerales fosfatados poco solubles. Cuando se añade ácido sulfúrico caliente a esta sustancia, estas estructuras se someten a hidrólisis, mientras que un agente oxidante, como el persulfato o el peróxido de hidrógeno, elemento encargado de completar la mineralización al oxidar compuestos aromáticos y fragmentos orgánicos resistentes. Este proceso garantiza que cualquier forma de fósforo orgánico (como los fosfatos éster) o inorgánico condensado (como los piro- o metafosfatos) se degrade hasta llegar a la forma más simple y analíticamente reactiva: el ion ortofosfato. Así, el digestato resultante contiene únicamente PO_4^{3-} , lo que permite aplicar el método colorimétrico del molibdato sin el riesgo de subestimar el fósforo total debido a la presencia de formas no convertidas (Wiecsorek et al, 2022).

Para concluir, luego de este proceso de digestión, el extracto se enfría, se ajusta el volumen necesario y se analiza el compuesto mediante el método de molibdato, garantizando así que la medición cuantifique el fósforo total. También es crucial tener en cuenta las diluciones, calibraciones y controles de calidad, ya que los sólidos orgánicos y las matrices complejas pueden requerir pasos adicionales de limpieza o dilución (Constanze et al, 2022).

CAPITULO 3

3 METODOLOGIA

3.1 Enfoque de la investigación

3.1.1 Tipo de Investigación

La presente investigación se desarrolló bajo un enfoque de investigación aplicada, ya que su objetivo principal es proponer y evaluar una metodología práctica para la recuperación de fósforo a partir de residuos orgánicos generados en sistemas porcinos de cama profunda a base de cascarilla de arroz. El estudio se orienta a la valorización de residuos agropecuarios mediante procesos biológicos y químicos, contribuyendo a la gestión sostenible de nutrientes.

De forma complementaria, la investigación presenta componentes de campo, de laboratorio y experimentales; sin embargo, el aspecto más relevante corresponde al enfoque experimental, ya que es el que genera datos cuantitativos directos que sustentan los objetivos del estudio. En este sentido, la recolección de muestras en la granja porcina HADEL permitió trabajar bajo condiciones reales de manejo del sistema de cama profunda, mientras que los procesos de digestión anaerobia, caracterización fisicoquímica y determinación de fósforo se desarrollaron en laboratorio bajo condiciones controladas. La manipulación de variables asociadas al tratamiento del residuo y al uso de reactivos permitió evaluar su efecto sobre la concentración de fósforo recuperado, proporcionando información experimental verificable que refuerza el enfoque metodológico adoptado.

3.1.2 Diseño de Investigación

El diseño de la investigación es experimental, puesto que se interviene directamente sobre la muestra mediante la aplicación de procesos controlados de digestión anaerobia y recuperación química de fósforo. Este diseño permite establecer relaciones causales entre las condiciones aplicadas al residuo y la respuesta obtenida en términos de concentración de fósforo recuperado.

3.2 Metodología

3.2.1 Variables

3.2.1.1 *Variable independiente:*

Tratamiento aplicado al residuo de cama profunda, expresado mediante variables experimentales medibles, que incluyen las condiciones operativas del proceso de digestión anaerobia (como temperatura, tiempo de retención y volumen de digestión) y la dosificación de reactivos químicos empleados en la recuperación de fósforo, evaluadas a través de parámetros cuantificables como absorbancia, concentración de fósforo y cantidad de estruvita formada.

3.2.1.2 *Variable dependiente:*

Concentración de fósforo recuperado, expresada en ppm de $P-PO_4^{3-}$, determinada mediante espectrofotometría UV-Vis.

3.2.2 Diseño Experimental

El estudio se ejecutó bajo un esquema experimental con control de variables críticas y mediciones repetidas, con la finalidad de estimar la precisión y variabilidad de los resultados obtenidos.

3.2.2.1 *Matriz y preparación del sustrato:*

Se utilizaron residuos de cama profunda elaborados a base de cascarilla de arroz, los cuales fueron previamente homogenizados y caracterizados mediante la determinación de pH, humedad, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y carbono orgánico total (COT). Esta caracterización permitió establecer las condiciones iniciales del sistema y normalizar la carga orgánica empleada en los reactores.

3.2.2.2 *Proceso de digestión anaerobia:*

La digestión anaerobia se llevó a cabo en reactores a escala de laboratorio operados en condiciones mesofílicas (35–37 °C). Se mantuvo una relación controlada entre el volumen de cabeza y el sustrato, así como condiciones operativas idénticas entre los reactores, con el propósito de garantizar la comparabilidad de los resultados. Durante el X|proceso se realizó el monitoreo del pH y de la producción de biogás como

indicadores del desempeño del sistema, considerando un tiempo de retención hidráulica previamente establecido.

3.2.2.3 Liberación y recuperación de fósforo:

La cuantificación del fósforo soluble se efectuó antes y después del tratamiento mediante espectrofotometría UV-Vis utilizando el método colorimétrico correspondiente. La recuperación del fósforo se realizó a través de la precipitación de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), para lo cual se ajustó el pH a un rango alcalino ($\approx 8,5-9,0$) y se dosificó la fuente de magnesio en proporción estequiométrica. Posteriormente, se determinó la concentración de fósforo residual en el sobrenadante para calcular el porcentaje de recuperación.

3.2.2.4 Repetibilidad y control de calidad:

Los ensayos se realizaron por duplicado o triplicado para cada punto analítico. Se incluyeron blancos, curvas de calibración y verificaciones instrumentales con el fin de asegurar la trazabilidad, exactitud y precisión de las mediciones.

3.2.2.5 Tratamiento de datos:

Los resultados se analizaron mediante estadística descriptiva, empleando media y desviación estándar como medidas de tendencia central y dispersión. Cuando fue pertinente, se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) y modelos de regresión para evaluar la significancia de las diferencias entre condiciones experimentales y la linealidad de las calibraciones. Como variables de salida se consideraron la eficiencia de recuperación de fósforo (%), la variabilidad del sistema (SD y CV) y la comparación entre tratamientos

3.2.3 Recolección de Datos

Métodos y técnicas

3.2.3.1 *Recolección y preparación de la muestra*

La muestra de cama profunda fue recolectada en la granja porcina HADEL. Para asegurar la representatividad del residuo, se tomaron muestras de cuatro puntos diferentes de una misma cama profunda. De cada punto se extrajeron porciones iguales, las cuales fueron mezcladas y homogeneizadas durante 5 minutos, obteniéndose una muestra compuesta final.

3.2.3.2 *Determinación de humedad, sólidos volátiles, ph y densidad de la muestra*

El procedimiento explicado en las fuentes se enfoca primero en la obtención de Sólidos Totales (ST), lo cual es necesario para la Humedad, y luego en la obtención de Sólidos Totales Volátiles (STV), lo cual define la Ceniza (residuo inorgánico).

3.2.3.3 *Equipos y materiales*

Para llevar a cabo la técnica de determinación de sólidos totales y volátiles (de la cual se derivan los resultados de humedad y ceniza), se utilizó el siguiente material de laboratorio:

- Crisoles
- Pinzas
- Horno
- Desecador
- Mufla
- Balanza analítica
- Potenciómetro – medidor de pH ORP

$$H\% = \frac{\text{masa de agua}}{\text{masa de la muestra}} \times 100$$

3.2.3.4 *Digestión anaerobia*

La muestra homogenizada fue sometida a digestión anaerobia en tres reactores, cada uno con un volumen aproximado de 2 L. La muestra compuesta fue distribuida

equitativamente en los reactores, manteniendo una relación volumétrica 70/30, correspondiente a sustrato y espacio libre del reactor, respectivamente.

La digestión se llevó a cabo durante un periodo de 7 días, bajo condiciones mesofílicas, manteniendo la temperatura en un rango de 35 a 37 °C, condiciones óptimas para la actividad microbiana anaerobia. Al finalizar el proceso, el digestato obtenido fue utilizado para los análisis posteriores de fósforo.

3.2.3.5 Medición y registro del biogás

Durante la digestión anaerobia, la producción de biogás fue monitoreada como indicador del desempeño del proceso. El volumen de biogás generado fue medido mediante un formato volumétrico de desplazamiento, utilizando una bureta graduada conectada a cada reactor.

Las lecturas de biogás producido se realizaron de manera periódica cada 3 horas, registrándose el volumen acumulado desplazado en la bureta. Este monitoreo permitió evaluar la dinámica de la actividad microbiana durante el proceso de digestión anaerobia.

3.2.4 Caracterización del digestato.

3.2.4.1 Determinación de nitrógeno amoniacal ($N - NH_3$)

Este método cuantifica el nitrógeno presente en forma de iones amonio (NH_4^+) o amoníaco disuelto (NH_3). Es aplicable a matrices acuosas, así como a lodos y sedimentos, siendo idóneo para el análisis de un sustrato sólido compuesto. El procedimiento analítico consta de tres etapas principales. Primero, se realiza una extracción para transferir el analito de la matriz sólida a una fase líquida, y esto se logra mediante el uso de una solución de Cloruro de Potasio (KCl) como agente extractante. En segundo lugar, el extracto líquido se somete a destilación bajo condiciones de pH controlado (9.5), donde el equilibrio $NH_4^+ \leftrightarrow NH_3$ se desplaza para favorecer la volatilización selectiva del amoníaco (NH_3), separándolo así de interferencias como los compuestos orgánicos nitrogenados. Finalmente, el NH_3 destilado se recoge por absorción en una solución de Ácido Bórico, y la cuantificación se realiza mediante una titulación con un ácido fuerte valorado (HCl) para determinar la cantidad de amoníaco capturado.

3.2.4.2 **Materiales y equipos**

- Balanza analítica (precisión 0.1 mg).
- Sistema de Destilación simple
- Bureta clase A, graduada a 0.1 mL.
- Matraces Erlenmeyer (250 mL y 500 mL).
- Matraces aforados (100 mL, 1000 mL).
- Probetas (100 mL, 250 mL).
- Pipetas.
- Agitador magnético.
- Papel filtro.

3.2.4.3 **Reactivos (para caracterización del sustrato y digestato, por ello la cantidad)**

- Solución de (KCl) 1M: Pesar 7.45 g de KCl, disolver en agua tipo I y aforar a 100 mL.
- Agua libre de amoníaco para todos los reactivos y disoluciones (usar agua tipo I).
- Solución indicadora mixta: Disolver 20 mg de indicador rojo de metilo en 10 mL de alcohol etílico o isopropílico al 95%. Luego, disolver 10 mg de azul de metileno en 5 mL de alcohol etílico o isopropílico al 95%. Combinar las soluciones. Preparar mensualmente.
- Solución indicadora de ácido bórico: Disolver 10 g de H_3BO_3 en agua tipo I, luego agregar 5 mL de la solución indicadora mixta y diluir a 500 mL. Preparar mensualmente.
- H_2SO_4 al 0.02 N para estandarizar.
- Trozos de parafina para evitar espumas durante la destilación
- Solución Buffer o tampón borato: Añadir 8.8 mL de solución Hidróxido de sodio NaOH 1N a 50 mL $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ aproximadamente 0.025 M solución (0.95 g de tetraborato de sodio decahidratado en 50 mL de agua tipo I) y luego diluir a 100 mL con agua tipo I.

Calculo:

$$mg \text{ NH}_3 - \text{N}/kg = \frac{(A - B)X280}{gr. de muestra seca}$$

3.2.4.4 Determinación de carbono orgánico total por espectrofotómetro (600 nm)

Walkley-Black colorimétrico (COT/SOC). Es un método indirecto de oxidación húmeda para cuantificar el carbono orgánico en sólidos (suelos y residuos). El C orgánico de la muestra se oxida con dicromato de potasio en ácido sulfúrico; el Cr(VI) reducido a Cr(III) genera un color verde cuya absorbancia (≈ 600 nm) es proporcional al C oxidado. La cantidad se obtiene por calibración externa con estándares tratados igual que la muestra y se corrige por blanco, por oxidación incompleta (factor $\approx 1,3$) y por humedad para reportar %C en base seca.

3.2.4.5 Materiales y equipos

- Balanza analítica, con una precisión de 0,0001 g para la preparación de reactivos.
- Espectrofotómetro adecuado para medir la absorbancia a una longitud de onda de 600 nm.
- Tubos de centrifuga (que soporten temperaturas ≥ 130 °C) o tubos cónicos de vidrio, con capacidad aproximada de 50–75 mL.
- Pipetas dosificadoras o volumétricas; 1 mL, 5 mL.
- Pipetas graduadas; 1 mL, 2 mL.
- Dispensador calibrado; 2 mL, 5 mL, 10 mL.
- Varilla de vidrio.
- Matraces aforados; 100 mL, 500 mL.
- Vasos de precipitados; 100 mL, 250 mL.

3.2.4.6 Reactivos

- Agua desionizada/agua destilada: debe tener una CE $< 1,5 \times 10^{-3}$ dS m^{-1} .
- Dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), 10% (0,34 M). Disolver 50,0 g de $K_2Cr_2O_7$ de grado analítico trazable o equivalente en 500 mL con agua desionizada/destilada.

- Estándar de sacarosa, 4 mg C/mL. Pesar 0,95 g de sacarosa (desechada a 105 °C durante dos horas) y disolver en 100 mL agua desionizada/destilada.

CALCULOS:

$$\%COT_{base\ seca} = \frac{mgC_{muestra} - mgC_{blanco}}{M} * f * \frac{100}{100 - H\%_{105}} * 100$$

3.2.4.7 Determinación de fósforo por espectrofotometría uv-vis (método del molibdovanadato)

La cuantificación del fósforo se realizó mediante el método colorimétrico del molibdovanadato de amonio, el cual se basa en la formación de un complejo fosfovanadomolibdato de color amarillo, cuya intensidad es directamente proporcional a la concentración de fósforo presente en la muestra. Las lecturas de absorbancia se efectuaron en el rango de 400 a 490nm utilizando un espectrofotómetro UV-Vis, y la determinación cuantitativa se llevó a cabo a partir de una curva de calibración construida mediante regresión lineal.

Reactivos utilizados:

- Molibdato de amonio: **(NH₄)₆Mo₇O₂₄·6H₂O (SOLIDO)**
- Metavanadato de amonio **NH₄VO₃ (SOLIDO)**
- Ácido sulfúrico **H₂SO₄ (CONCENTRADO)**
- Agua destilada: **H₂O**
- Carbón activado **C**

3.2.4.8 RECUPERACIÓN DE FÓSFORO COMO ESTRUVITA

La recuperación del fósforo se realizó mediante precipitación química en forma de estruvita, correspondiente al compuesto fosfato de amonio y magnesio hexahidratado (MgNH₄PO₄·6H₂O). Este proceso se fundamenta en la adición de una fuente de magnesio y el ajuste de pH, favoreciendo la formación de un precipitado sólido recuperable.

Reactivos utilizados:

- Sulfato de magnesio heptahidratado: **MgSO₄·7H₂O (SOLUCION A 1000ppm)**
- Ácido clorhídrico: **HCL 0.5N**
- Hidróxido de sodio: **NaOH 0.5N**

3.2.5 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos se analizaron mediante estadística descriptiva, calculando la media y la desviación estándar como medidas de tendencia central y dispersión, respectivamente, para la variable porcentaje de recuperación de fósforo.

La relación entre la absorbancia y la concentración de fósforo se evaluó mediante regresión lineal para la construcción de la curva de calibración, considerando el coeficiente de determinación (R^2) como criterio para verificar la linealidad del método analítico.

Para la comparación de los tratamientos aplicados en el proceso de recuperación de fósforo se emplearon pruebas de estadística inferencial con un nivel de significancia del 5 % ($\alpha = 0,05$). Cuando se compararon dos condiciones experimentales, se utilizó la prueba t de Student para muestras independientes, mientras que para la comparación de más de dos tratamientos se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, previa comprobación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

Las hipótesis estadísticas planteadas fueron:

Hipótesis nula (H_0): No existieron diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de recuperación de fósforo entre los tratamientos evaluados.

Hipótesis alternativa (H_1): Existieron diferencias estadísticamente significativas en el porcentaje de recuperación de fósforo entre los tratamientos evaluados.

Para la curva de calibración se consideraron las siguientes hipótesis:

H_0 : No existió una relación lineal significativa entre la absorbancia y la concentración de fósforo.

H_1 : Existió una relación lineal significativa entre la absorbancia y la concentración de fósforo.

El procesamiento y análisis de los datos se realizó mediante el software Microsoft Excel (o el programa que hayas utilizado, por ejemplo: IBM SPSS Statistics, RStudio o Minitab). Se consideraron diferencias estadísticamente significativas cuando el valor de p fue menor a 0,05.

CAPITULO 4

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización fisicoquímica del digestato y su implicación en la disponibilidad del fósforo

Tabla 4-1 Determinación de pH del digestato

MUESTRA	pH	Temperatura (°C)
A	5,71	12.1
B	5,68	14,1
C	5,05	14,2
Promedio	5,4823	13.46
Desv. Estándar	0.30585	

En la Tabla 4.1 . se observa que el digestato analizado presenta un pH ligeramente ácido, registrándose un valor promedio cercano a 5,5. Este resultado es consistente con lo reportado en estudios recientes sobre digestatos provenientes de residuos orgánicos con alta carga biodegradable. En este contexto, Wang et al. (2019) reportaron valores de pH entre 5,2 y 6,3 en digestatos de origen pecuario, atribuyendo esta acidez a la presencia residual de ácidos grasos volátiles generados durante las etapas de acidogénesis y acetogénesis, condición que favorece la permanencia del fósforo en fase soluble. De manera concordante, Gonzales et al. (2021) observaron que digestatos con pH entre 5,5 y 5,9 no presentan precipitación espontánea de estruvita; en estas condiciones el fósforo permanece mayoritariamente disuelto hasta la aplicación de un ajuste alcalino, lo que convierte esta etapa en un factor clave para inducir la sobresaturación del sistema y la posterior recuperación del nutriente.

Cabe señalar que el sustrato inicial presentó un pH promedio de 7,48, lo que indica una condición cercana a la neutralidad antes del inicio del proceso. Sin embargo, durante la digestión anaerobia, que tuvo una duración aproximada de 7 días, el sistema experimentó una disminución del pH hasta valores cercanos a 5,5 en el digestato final. Esta reducción se explica por la actividad microbiana durante las etapas iniciales del proceso (acidogénesis y acetogénesis), donde la degradación de la materia orgánica

genera ácidos grasos volátiles, cuya acumulación temporal provoca la acidificación del medio.

Considerando estos antecedentes, el pH registrado en el presente estudio no constituye una limitación para el proceso; por el contrario, representa una condición inicial adecuada que justifica la necesidad de una etapa posterior de corrección del pH, alineándose con las estrategias actuales de valorización de digestatos orientadas a la recuperación eficiente de fósforo.

Tabla 4-2 Determinación de densidad aparente

Muestra	Volumen (mL)	Peso de muestra húmeda (gr)	Peso de la muestra seca	Densidad (gr/mL)
A		4,0711	2,2331	0,2233
B	10	6,0965	0,8691	0,08691
C		5,5023	0,8451	0,08451
<i>promedio</i>		5,2233	1.3157	0,13157
<i>Desv. Estándar</i>		0,8501	0,6487	0,06486

La Tabla 4.2 muestra la densidad aparente del digestato sólido analizado, registrándose valores bajos, con un promedio de 0,1316 g/mL y un rango comprendido entre 0,0845 y 0,2233 g/mL. Estos resultados evidencian una matriz poco compacta y con elevada retención de humedad, características comúnmente observadas en digestatos sólidos generados a partir de residuos orgánicos sometidos a procesos de digestión anaerobia.

Este comportamiento coincide con lo señalado por Wang et al. (2019), quienes describen que la degradación de la materia orgánica durante el proceso anaerobio conduce a la formación de estructuras más porosas y menos densas, lo que facilita una mayor accesibilidad interna de los nutrientes retenidos y contribuye a su posterior recuperación. De manera similar, Zhang et al. (2020) indican que los digestatos sólidos con baja densidad aparente presentan condiciones físicas favorables para los procesos

de acondicionamiento y recuperación de nutrientes, debido a que permiten una mayor transferencia de masa durante la interacción con reactivos químicos.

En este contexto, los valores obtenidos en el presente estudio confirman que la baja densidad aparente del digestato sólido analizado constituye una condición operativamente favorable, ya que contribuye a mejorar la eficiencia de solubilización y recuperación de fósforo, respaldando así el enfoque metodológico aplicado en esta investigación

Tabla 4-3 Determinación de contenido de humedad del digestato

MUESTRA	PESO HÚMEDO (g)	PESO SECO (g)	HUMEDAD (%)
A	5,0793	2,9049	43,39
B	5,0507	2,8590	43,39
C	5,0602	2,7835	44,00
Promedio	5,0534	2,8491	43,59
Desv. Estándar	0,0155	0,0500	

La Tabla 4.3. muestra el contenido de humedad del digestato sólido analizado, registrándose un valor superior al 43 %, lo que representa un nivel relativamente elevado y que se encuentra dentro de los rangos reportados en la literatura reciente para digestatos de origen agropecuario. Wang et al. (2019) señalaron que los digestatos sólidos provenientes de residuos pecuarios pueden presentar contenidos de humedad entre 45 y 65 %, los cuales se asocian con una elevada retención de agua como resultado de los procesos de digestión anaerobia. De manera similar, Zhang et al. (2019) reportaron valores comprendidos entre 40 y 70 %, indicando que estos niveles de humedad favorecen la solubilización de nutrientes como el fósforo, aunque también pueden generar un cierto efecto de dilución en la fase líquida del sistema.

Cabe señalar que el sustrato inicial presentó un contenido de humedad promedio de 61 % antes del inicio del proceso de digestión anaerobia. Durante el desarrollo del proceso, que tuvo una duración aproximada de 7 días, se observó una reducción del contenido de humedad en el digestato final, alcanzando valores cercanos al 43 %. Esta disminución se relaciona con la degradación de la materia orgánica y con la liberación

de biogás (principalmente metano y dióxido de carbono), lo que genera cambios en la estructura del material y una redistribución del agua dentro de la matriz del digestato.

En este contexto, el valor de humedad obtenido en el presente estudio coincide con los antecedentes reportados en la literatura y confirma la presencia de condiciones adecuadas para la movilización y posterior recuperación de fósforo a partir de los digestatos sólidos.

Tabla 4-4 Contenido de sólidos volátiles del digestato

Reactor	Masa húmeda (g)	Masa seca (g)	Sólidos volátiles (% base Húmeda)
A	5,0793	2,9049	38,63
B	5,0507	2,8590	37,84
C	5,0602	2,7835	36,31

Los resultados del contenido de sólidos volátiles (SV) en base húmeda del digestato muestran valores de 38,63 % (A), 37,84 % (B) y 36,31 % (C), evidenciando una ligera disminución entre reactores y una baja variabilidad general, lo que sugiere estabilidad en el proceso de digestión anaerobia. La reducción progresiva de los SV indica una mayor degradación de la materia orgánica en los reactores con menor porcentaje, reflejando una conversión eficiente del sustrato hacia la producción de biogás.

Considerando que el sustrato utilizado proviene de camas profundas con cascarilla de arroz, es esperable que permanezca una fracción lignocelulósica resistente a la biodegradación, característica común en residuos agrícolas fibrosos. En este sentido, Yebo et al. (2011) reportaron que digestatos derivados de residuos orgánicos como la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, estiércoles animales, residuos agrícolas lignocelulósicos (paja y restos de cultivos) y desechos alimentarios presentan contenidos de sólidos volátiles entre 35 y 45 %, rangos similares a los obtenidos en el presente estudio.

Por lo tanto, los valores registrados se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura y confirman una degradación orgánica parcial pero consistente bajo las condiciones experimentales aplicadas.

Tabla 4-5 Contenido de carbono orgánico total (COT)

# Muestra	Absorbancia	Concentración mg C/mL	Concentración de mg C	%COT
A	0,172	0,3537	1,41348	3,20449
B	0,474	0,6519	2,61719	5,89226
C	0,039	0,22239	0,88956	2,0227

En la Tabla 4.5 se presentan los resultados del Carbono Orgánico Total (COT) obtenidos durante el estudio. Los datos evidencian diferencias marcadas entre las muestras analizadas, donde la muestra B presentó el mayor contenido de COT, con un valor aproximado de 5,89 %, mientras que la muestra A registró 3,20 % y la muestra C 2,02 %.

Los niveles obtenidos se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura. En este sentido, Lee et al. (2014) registraron concentraciones de COT entre 5 000 y 30 000 mg/L en procesos de análisis de purines porcinos con alta carga orgánica, alcanzando valores superiores a 60 000 mg/L en muestras con elevada fracción orgánica activa. Estas concentraciones equivalen aproximadamente a 0,5–3,0 % de COT, pudiendo alcanzar valores cercanos a 6,0 % en sistemas menos estabilizados.

En este contexto, el valor de COT registrado en la muestra B (5,89 %) se ubica en el rango superior descrito para purines con alta fracción de materia orgánica soluble y particulada, mientras que las muestras A (3,20 %) y C (2,02 %) se asocian con rangos intermedios y bajos, respectivamente, característicos de digestatos que presentan mayor grado de estabilización.

En consecuencia, el mayor contenido de COT observado en la muestra B confirma la presencia de una carga orgánica más activa y una mayor complejidad química del medio, lo que sugiere un mayor potencial de interacción con especies iónicas como el fósforo, en comparación con las muestras A y C.

Tabla 4-6 Determinación de contenido de nitrógeno amoniacal

# Muestra	Concentración H ₂ SO ₄ (N)	Volumen de ácido consumido	Concentración de N- NH ₃ (mg/kg muestra seca
A	1	4,8mL	233,36mgN – NH ₃
B	1	1,2mL	58,4388mgN – NH ₃
C	1	2,2mL	104,2177mgN – NH ₃

En relación con el nitrógeno amoniacal, la Tabla 4.6 muestra diferencias entre las muestras analizadas. La muestra A presentó la mayor concentración de N–NH₃, con 233,36 mg/kg de muestra seca, seguida de la muestra C, con 104,22 mg/kg, mientras que la muestra B registró el valor más bajo, con 58,44 mg/kg.

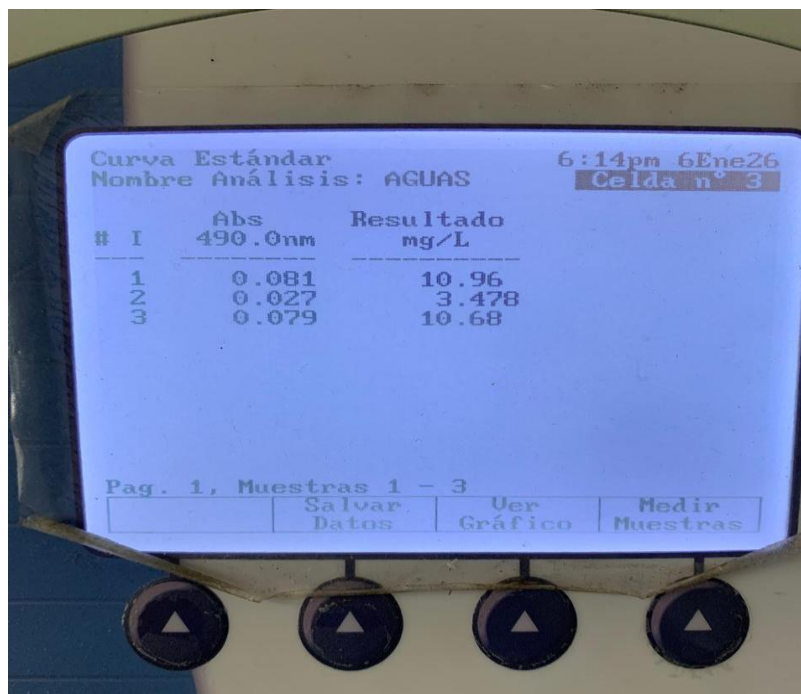
Estos resultados coinciden con lo reportado por Ryu et al. (2020), quienes señalan que los digestatos derivados de purines con mayor grado de mineralización pueden presentar concentraciones iniciales de N–NH₃ entre 800 y 3 000 mg/L, mientras que los sistemas con alto contenido de carbono orgánico tienden a mostrar menores fracciones de nitrógeno amoniacal disponible.

En este contexto, el bajo contenido de N–NH₃ observado en la muestra B sugiere una mayor retención del nitrógeno en formas orgánicas o posibles pérdidas por volatilización durante el proceso. Esta condición limita la disponibilidad del ion amonio (NH₄⁺), el cual constituye un componente esencial para la formación de estruvita, influyendo directamente en el potencial de recuperación conjunta de nitrógeno y fósforo dentro del sistema estudiado.

Tabla 4-7 Concentración de Fosforo por método de Molibdovanadato

MUESTRA	ABSORBANCIA	CONCENTRACIÓN P (mg/L)
A	0,081	10,96
B	0,027	3,478
C	0,079	10,68

Figura 4-1 Concentración de Fosforo por método de Molibdovanadato



The image shows a digital display of a laboratory instrument. The screen displays the following information:

- Curva Estándar
- Nombre Análisis: AGUAS
- 6:14pm 6Ene26
- Celda n° 3

#	I	Abs 490.0nm	Resultado mg/L
1		0.081	10.96
2		0.027	3.478
3		0.079	10.68

Pag. 1, Muestras 1 - 3

Buttons: Salvar Datos, Ver Gráfico, Medir Muestras

En relación con la concentración de fósforo soluble, determinada mediante el método de molibdovanadato, los resultados obtenidos y presentados en la Tabla 4.7 evidenciaron comportamientos diferenciados entre las muestras analizadas. Las muestras A y C presentaron valores muy similares, con 10,96 y 10,68 mg P/L, respectivamente, mientras que la muestra B registró una concentración significativamente menor, con 3,478 mg P/L.

Al contrastar estos resultados con la literatura existente, Blanco (2016) reportó concentraciones de fósforo soluble en purines porcinos crudos comprendidas entre 8 y 15 mg P/L determinadas mediante el método colorimétrico del ácido ascórbico (azul de molibdeno) por espectrofotometría UV-Vis, el cual se basa en la formación de un complejo fosfomolibdénico reducido, valores que coinciden estrechamente con los registrados en las muestras A y C del presente estudio. Este comportamiento sugiere una disponibilidad moderada de ortofosfato, característica común en este tipo de digestatos.

En contraste, la baja concentración observada en la muestra B se encuentra por debajo del rango comúnmente reportado, lo que podría estar relacionado con un digestato que presenta mayor carga orgánica. Diversos estudios han señalado que, en

matrices con alto contenido de carbono orgánico, la materia orgánica disuelta y los complejos organo-minerales pueden asociarse estrechamente con una fracción significativa del fósforo, reduciendo la proporción de fósforo reactivo detectable mediante métodos colorimétricos.

En este contexto, el alto contenido de COT registrado en la muestra B favorecería mecanismos de retención o secuestro del fósforo, disminuyendo su disponibilidad como ortofosfato soluble. Por el contrario, las muestras A y C, al presentar menor carga orgánica, mantienen concentraciones de fósforo soluble comparables a las reportadas en purines porcinos caracterizados en la literatura.

En conjunto, estos resultados confirman que la variabilidad observada en el fósforo soluble se encuentra estrechamente relacionada con el contenido de materia orgánica del digestato y su grado de estabilización.

Tabla 4-8 Relación comparativa parámetro – efecto sobre P disponible

Parámetro	Comportamiento observado en el digestato	Efecto sobre la disponibilidad de P
pH (5,05 – 5,71)	Condición ligeramente ácida en todos los reactores	Favorece la permanencia del fósforo en forma soluble
Humedad (~43,5 %)	Contenido uniforme entre muestras	Facilita la movilidad del ortofosfato en la fase líquida
Sólidos Volátiles (36,31 – 38,63 %)	Mayor estabilización orgánica en C	Puede influir en la liberación o retención de P ligado a materia orgánica
Densidad (0,084 – 0,223 g/mL)	Mayor densidad en A	Influye en la concentración efectiva de nutrientes en la fracción líquida
COT (2,02 – 5,89 %)	Mayor contenido orgánico en B	Posible complejación orgánica del fósforo

N-NH ₃ (58,44 – 233,36 mg/kg)	Alta variabilidad entre reactores	Determina el potencial de formación de compuestos fosfatados
P soluble inicial (3,49 – 10,96 mg/L)	Mayor disponibilidad en A y C	Mayor potencial de recuperación del fósforo

La disponibilidad inicial de fósforo en el digestato estuvo influenciada principalmente por el pH ligeramente ácido registrado en los reactores, condición que favorece la permanencia del fósforo en forma soluble y limita su precipitación espontánea. Asimismo, la uniformidad en el contenido de humedad permitió mantener condiciones similares de movilidad del ortofosfato entre las muestras analizadas.

Por otra parte, la variabilidad observada en el carbono orgánico total (COT) sugiere que una fracción del fósforo pudo encontrarse asociada a la materia orgánica, especialmente en el reactor que presentó mayor contenido de COT y menor concentración de fósforo soluble. Esta interacción puede influir en la disponibilidad del nutriente dentro del sistema.

Adicionalmente, la concentración de nitrógeno amoniacal constituye un factor determinante para los procesos posteriores de recuperación mediante precipitación, debido a su participación directa en la formación de estruvita.

En este sentido, los resultados obtenidos coinciden con lo reportado por Rahman et al. (2014), quienes señalan que en digestatos anaerobios el pH, la fracción orgánica y la disponibilidad de amonio son variables clave que controlan tanto la solubilidad del fósforo como su recuperación en forma de estruvita.

Tabla 4-9 Formas químicas potenciales del fósforo distintas al ortofosfato soluble

Forma química de P	Evidencia en el estudio	Relación con los resultados obtenidos
Fósforo orgánico	Presencia de COT (2,02–5,89 %)	Parte del P puede estar asociada a materia orgánica
Fósforo particulado	Presencia de sólidos totales y SV (36–38 %)	Fracción de P puede estar ligada a sólidos
Fósforo precipitable (estruvita)	Proceso de optimización realizado	Confirmado por disminución de P soluble
Ortofosfato soluble	Cuantificado (3,49–10,96 mg/L)	Forma disponible inicial medida

Aunque en el presente estudio se cuantificó únicamente el fósforo soluble en forma de ortofosfato, la composición del digestato sugiere la posible presencia de otras formas químicas de fósforo. La fracción de carbono orgánico total (COT) y el contenido de sólidos volátiles indican que una parte del fósforo podría encontrarse asociada a materia orgánica residual o biomasa microbiana, constituyendo fósforo orgánico susceptible de mineralización.

Asimismo, la presencia de sólidos totales favorece la existencia de fósforo particulado o adsorbido a matrices minerales. En digestatos provenientes de residuos agropecuarios es común encontrar fracciones de fósforo ligadas a calcio, hierro o aluminio, las cuales presentan menor solubilidad bajo condiciones ácidas y pueden transformarse cuando se modifican las condiciones de pH del sistema.

De acuerdo con Li et al. (2019), en los sistemas de digestión anaerobia el fósforo se distribuye entre fracciones solubles, orgánicas y precipitados minerales, siendo el pH uno de los principales factores que regula su especiación.

Por lo tanto, el ortofosfato cuantificado en este estudio representa únicamente la fracción inmediatamente disponible, mientras que el resto del fósforo presente en el digestato constituye una reserva potencial cuya disponibilidad depende de las condiciones fisicoquímicas del medio.

4.2 Optimización del proceso de recuperación: efecto de pH, Mg²⁺ y NH₄⁻ sobre la precipitación de estruvita.

Tabla 4-10 Condiciones de pH y temperatura durante la optimización del proceso de precipitación de estruvita

MUESTRA	pH	Temperatura (°C)
A	8,8	25,0
B	8,5	25,0
C	8,6	25,0
Promedio	8,65	25,0
Desv. Estándar	0,2055	-

En la Tabla 4.10 se observa que el ajuste de pH previo a la precipitación se mantuvo en valores alcalinos comprendidos entre 8,5 y 8,8 con un promedio de 8,66. Estos valores coinciden con el rango reportado por Ryu et al. (2020), quienes evaluaron la recuperación de fósforo y nitrógeno mediante precipitación de estruvita a partir de digestatos provenientes de purines porcinos.

En dicho estudio se determinó que la máxima eficiencia del proceso se alcanza con valores de pH cercanos a 8,5, condición en la cual se favorece la disponibilidad del ortofosfato reactivo y la combinación iónica Mg²⁺-NH₄⁺-PO₄³⁻, necesaria para la formación de cristales de estruvita.

Al comparar estos antecedentes con los resultados obtenidos en el presente estudio, se observa que los valores de pH aplicados se encuentran dentro del intervalo óptimo descrito en la literatura, lo que garantiza condiciones favorables para la formación de estruvita. Asimismo, la uniformidad del pH entre las muestras permitió minimizar la influencia de este parámetro sobre las diferencias observadas en la eficiencia de recuperación, atribuyendo dichas variaciones principalmente a la composición química del digestato y a la disponibilidad de fósforo soluble y nitrógeno amoniacal.

Tabla 4-11 Dosificación de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ aplicada como fuente de Mg^{2+} para la precipitación de estruvita

MUESTRA	P (mg/L)	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (mg)	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (μL)
A	10,96	0,8713	871,3
B	3,49	0,2765	276,5
C	10,68	0,8491	849,1

En relación con la dosificación de magnesio, presentada en la Tabla 4.11, se evidenció la imposibilidad de pesar directamente las cantidades calculadas de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, debido a que los valores obtenidos en el cálculo estequiométrico correspondían a cantidades muy pequeñas expresadas en miligramos. Por esta razón, se optó por la preparación de una solución patrón de $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a 1000 ppm, lo cual permitió realizar una dosificación volumétrica más precisa y reproducible durante el experimento.

Este procedimiento es común en metodologías experimentales relacionadas con la precipitación de estruvita, ya que permite controlar con mayor precisión la disponibilidad de iones Mg^{2+} necesarios para la formación del mineral. Según Li et al. (2021), en estudios de recuperación de fósforo mediante precipitación de estruvita es frecuente emplear soluciones patrón de sales de magnesio para asegurar una dosificación exacta del reactivo y mantener la relación molar Mg:P adecuada, evitando errores asociados al pesaje de cantidades muy pequeñas de reactivos sólidos. En este sentido, la estrategia aplicada en el presente estudio permitió garantizar una adecuada disponibilidad de magnesio para la reacción de precipitación, sin introducir desviaciones significativas en la relación estequiométrica requerida para la formación de estruvita.

Tabla 4-12 Comparación de desempeño por muestra: concentración inicial y residual de fósforo tras el proceso de precipitación de estruvita

MUESTRA	P inicial (mg/L)	P residual (mg/L)
A	10,96	2,37
B	3,49	1,958
C	10,68	1,12

De acuerdo con la Tabla 4.12 se evidenció una disminución del fósforo soluble en el sobrenadante tras el proceso de precipitación, observándose reducciones desde 10,96 a 2,37 mg/L en la muestra A y de 10,68 a 1,12 mg/L en la muestra C, mientras que la muestra B disminuyó de 3,49 a 1,958 mg/L. Estas diferencias indican que una mayor concentración inicial de ortofosfato favorece una mayor reducción del fósforo en solución bajo condiciones alcalinas, debido a la mayor disponibilidad del ion fosfato para participar en la reacción de precipitación.

Resultados similares fueron reportados por Moyo et al. (2023) en digestatos provenientes de estiércol porcino, donde concentraciones iniciales de fósforo soluble comprendidas entre 8 y 20 mg/L disminuyeron hasta valores residuales inferiores a 2–3 mg/L tras la formación de estruvita.

En el presente estudio, la muestra C alcanzó un valor residual de 1,12 mg/L, comparable con los rangos descritos en la literatura, mientras que la muestra B, al presentar una menor concentración inicial de fósforo, mostró una reducción más limitada. Estos resultados confirman que la disponibilidad inicial de fósforo soluble constituye un factor determinante en la eficiencia de remoción durante el proceso de precipitación.

Tabla 4-13 Eficiencia de recuperación de fósforo por muestra de digestato

MUESTRA	P inicial (mg/L)	P residual (mg/L)	% de recuperación
A	10,96	2,37	78,37%
B	3,49	1,958	43,89%
C	10,68	1,12	89,51%

Figura 4-2 PRECIPITACION DE ESTRUVITA A-C



Los resultados obtenidos en el presente estudio, presentados en la Tabla 4.13, evidencian que la eficiencia de recuperación de fósforo varió significativamente entre las muestras analizadas. Los valores alcanzaron 89,51 % en la muestra C, 78,37 % en la muestra A y 43,89 % en la muestra B, lo que confirma que el proceso de precipitación de estruvita se encuentra directamente influenciado por la composición química del digestato.

Este comportamiento coincide con lo reportado en investigaciones recientes, donde la recuperación de fósforo a partir de digestatos anaerobios puede alcanzar valores comprendidos entre 60 % y 90 %, dependiendo de la tecnología empleada y de la disponibilidad inicial de fósforo y nitrógeno en el sistema (Sajjad et al., 2024). En este contexto, la alta eficiencia obtenida en la muestra C (89,51 %) se sitúa dentro del rango superior reportado para tecnologías avanzadas de recuperación de fósforo, las cuales pueden alcanzar eficiencias entre 85 % y 90 % (Prakash Bhoi et al., 2023). De manera similar, la eficiencia observada en la muestra A (78,37 %) también se encuentra dentro de los rangos reportados para sistemas de precipitación química aplicados a digestatos anaerobios (Khaita et al., 2024).

Por otra parte, la muestra B presentó una eficiencia de recuperación de fósforo considerablemente menor (43,89 %), valor que se encuentra por debajo de los rangos comúnmente reportados para procesos de recuperación de fósforo en digestatos anaerobios. Este resultado indica que las condiciones fisicoquímicas iniciales de dicha

muestra no fueron favorables para la formación de estruvita, posiblemente debido a una menor disponibilidad de fósforo soluble y nitrógeno amoniacal o a una mayor presencia de materia orgánica que pudo interferir en el proceso de precipitación.

En consecuencia, la muestra B fue descartada del análisis comparativo del proceso de recuperación de fósforo, debido a que sus características no representaron condiciones adecuadas para evaluar la eficiencia del sistema bajo los parámetros establecidos en el presente estudio. Por lo tanto, el análisis posterior se centró en las muestras que presentaron condiciones fisicoquímicas más favorables para la precipitación de estruvita.

4.3 Eficiencia y significancia estadística del proceso (ANOVA y métricas de calidad analítica)

Tabla 4-14 Curva de calibración para la determinación de fósforo mediante el método de molibdovanadato

CONCENTRACION	ABSORBANCIA
1	0,006
2	0,017
4	0,035
6	0,043
8	0,06
12	0,09
16	0,116

Figura 4-3 Curva de calibración para la determinación de fósforo " método de molibdovanadato "

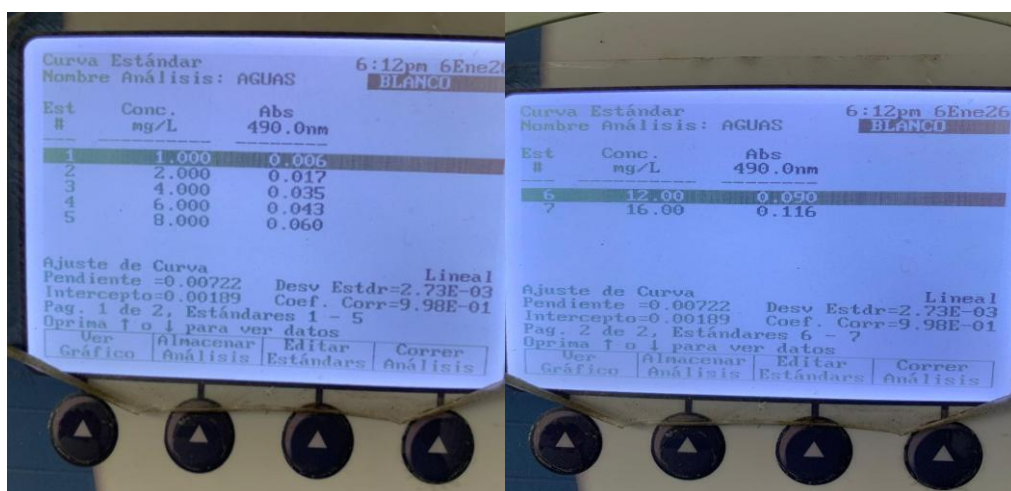
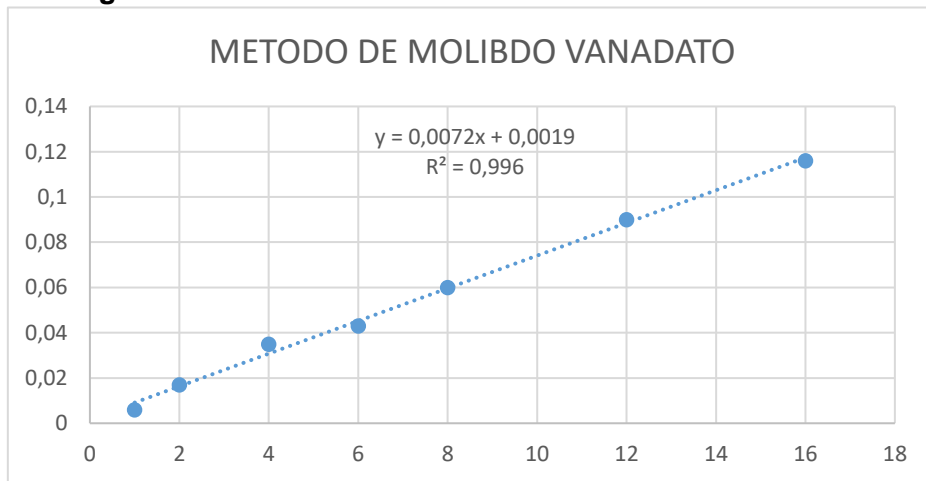
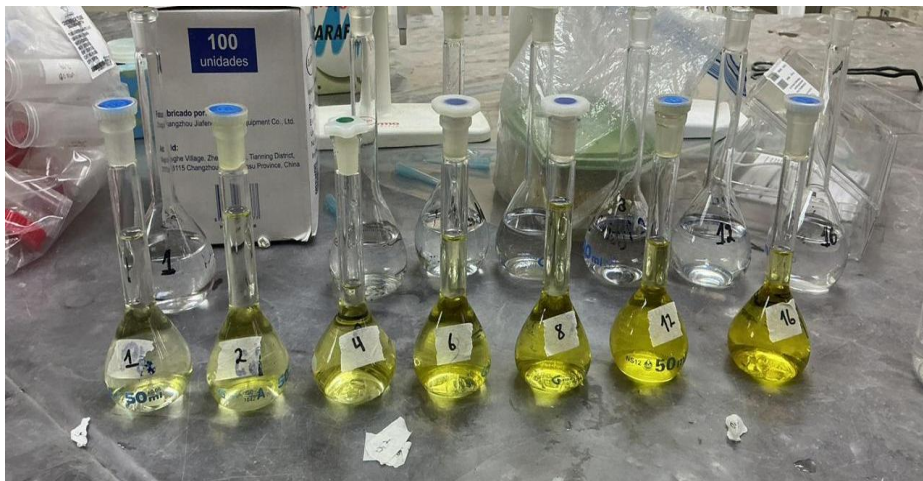


Figura 4-4 Curva de calibración método de molibdovanadato



Nota: curva de método de molibdovanadato elaborada en el laboratorio de análisis

Figura 4-5 COMPLEJO AMARILLO OBTENIDO DEL MÉTODO DE FOSFOMOLIBDOVANADATO



**Figura 4-6 Significancia estadística (ANOVA/REGRESIÓN)
MOLIBDOVANADATO**

RESUMEN								
<i>Estadísticas de la regresión</i>								
Coeficiente de correlación múltiple	0,998354044							
Coeficiente de determinación R ²	0,996710797							
R ² ajustado	0,995888496							
Error típico	0,002364463							
Observaciones	6							
ANÁLISIS DE VARIANZA								
	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>			
Regresión	1	0,006776471	0,006776471	1212,09996	4,06153E-06			
Residuos	4	2,23627E-05	5,59069E-06					
Total	5	0,006798833						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Intercepción	0,003696078	0,00188751	1,958177359	0,12180897	-0,001544488	0,008936645	-0,001544488	0,008936645
1	0,007058824	0,000202751	34,81522592	4,0615E-06	0,006495896	0,007621751	0,006495896	0,007621751

Parámetros estadísticos del modelo lineal

- R² = 0,9967
- F calculado = 1212,10
- p = 4,06 × 10⁻⁶
- Pendiente = 0,00706
- Error típico = 0,00236

Los resultados obtenidos para la curva de calibración del método de molibdovanadato evidenciaron un ajuste altamente satisfactorio a un modelo de regresión lineal. El coeficiente de determinación (R² = 0,9967) indica que el 99,67 % de la variabilidad en la absorbancia es explicada por la concentración de fósforo, lo cual demuestra una relación lineal fuerte y consistente entre ambas variables dentro del rango evaluado (1–16 mg/L). Este comportamiento confirma la idoneidad del método espectrofotométrico empleado para la cuantificación de ortofosfatos en el digestato.

El análisis de varianza (ANOVA) muestra un valor de F calculado de 1212,10, significativamente superior al valor crítico, con una probabilidad asociada (p = 4,06 × 10⁻⁶) menor al 5 % de significancia. Este resultado permite rechazar la hipótesis nula y

confirmar que la pendiente de la recta es estadísticamente diferente de cero, validando la existencia de una relación lineal significativa entre concentración y absorbancia.

En cuanto a los coeficientes individuales, la pendiente (0,00706) presenta un valor de probabilidad de $4,06 \times 10^{-6}$, claramente inferior a 0,05, lo que demuestra que la variación en la absorbancia depende significativamente de la concentración del analito. Por otro lado, el intercepto (0,00369) presenta un valor de $p = 0,1218$, superior al nivel de significancia del 5 %, indicando que estadísticamente no es diferente de cero, lo cual es deseable en curvas de calibración analíticas, ya que implica una mínima absorbancia residual en ausencia de analito.

El bajo error típico (0,00236) y el coeficiente de correlación múltiple (0,99835) refuerzan la precisión del modelo lineal obtenido. En conjunto, estos resultados demuestran que la curva de calibración presenta adecuada linealidad, precisión y validez estadística para su aplicación en la determinación cuantitativa de fósforo soluble en las muestras de digestato evaluadas en el presente estudio.

Tabla 4-15 Curva de calibración para la determinación de fósforo mediante el método de cloruro estañoso

CONCENTRACIÓN (mg/L)	ABSORBANCIA (690nm)
0,1	0,141
0,3	0,336
0,5	0,494
0,7	0,703
0,8	0,781
0,9	0,911
1	0,982

Figura 4-7 Curva de calibración "método de cloruro estañoso"

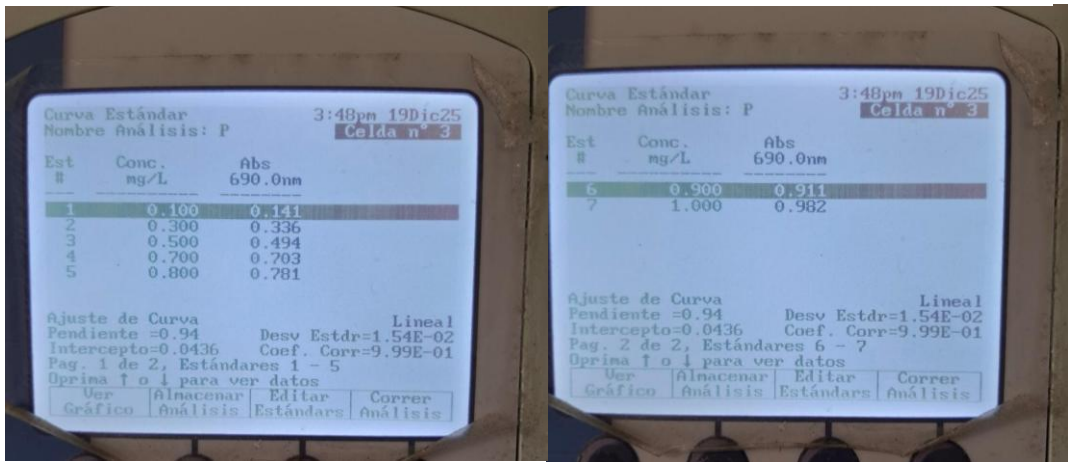
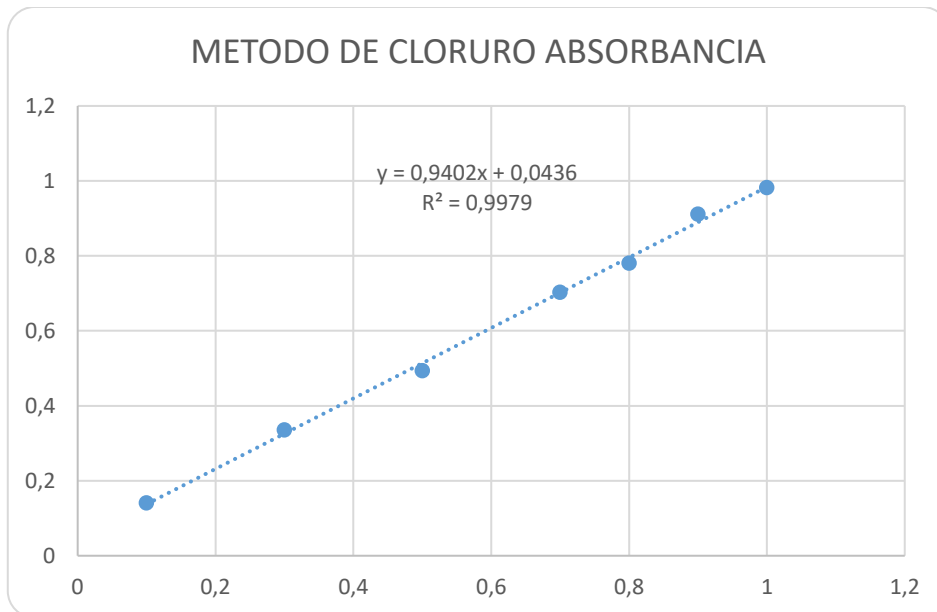


Figura 4-8 CURVA DE CALIBRACIÓN MÉTODO DE CLORURO ESTAÑOSO



Nota: curva de método de cloruro estañoso se elaboró en el laboratorio de análisis

Figura 4-9 COMPLEJO AZUL DE MOLIBDENO OBTENIDO DE MÉTODO CLORURO ESTAÑOSO



Figura 4-10 Significancia estadística (ANOVA/REGRESION) DE CLORURO ESTAÑOSO

Resumen								
Estadísticas de la regresión								
Coefficiente de correlación múltiple	0,99897301							
Coefficiente de determinación R ²	0,997947075							
R ² ajustado	0,99753649							
Error típico	0,015358405							
Observaciones	7							
ANÁLISIS DE VARIANZA								
	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de los cuadrados	F	Valor crítico de F			
Regresión	1	0,573319454	0,573319454	2430,54924	6,48829E-08			
Residuos	5	0,001179403	0,000235881					
Total	6	0,574498857						
	Coefficientes	Error típico	Estadístico t	Probabilidad	Inferior 95%	Superior 95%	Inferior 95,0%	Superior 95,0%
Intercepción	0,043592511	0,013074231	3,334231392	0,0206828	0,009984131	0,07720089	0,009984131	0,077200891
CONCENTRACION	0,940198238	0,019070726	49,30060082	6,4883E-08	0,891175377	0,9892211	0,891175377	0,989221099

Parámetros estadísticos del modelo lineal

- R² = 0,9979
- F calculado = 2430,55
- p = 6,49 × 10⁻⁸
- Pendiente = 0,9402
- Error típico = 0,01536

Los resultados obtenidos para la curva de calibración del método de cloruro estañoso evidenciaron un ajuste altamente satisfactorio a un modelo de regresión lineal. El coeficiente de determinación ($R^2 = 0,9979$) indica que el 99,79 % de la variabilidad en la absorbancia es explicada por la concentración de fósforo, lo que demuestra una relación lineal fuerte y consistente entre ambas variables dentro del rango evaluado (0,1–1 mg/L). Este comportamiento confirma la adecuada respuesta analítica del método espectrofotométrico para la determinación de fósforo en el intervalo de concentración estudiado.

El análisis de varianza (ANOVA) muestra un valor de F calculado de 2430,55, significativamente superior al valor crítico esperado para el nivel de significancia establecido, con una probabilidad asociada ($p = 6,49 \times 10^{-8}$) mucho menor al 5 % de significancia. Este resultado permite rechazar la hipótesis nula y confirma que la pendiente de la recta es estadísticamente diferente de cero, validando la existencia de una relación lineal altamente significativa entre la concentración del analito y la absorbancia medida.

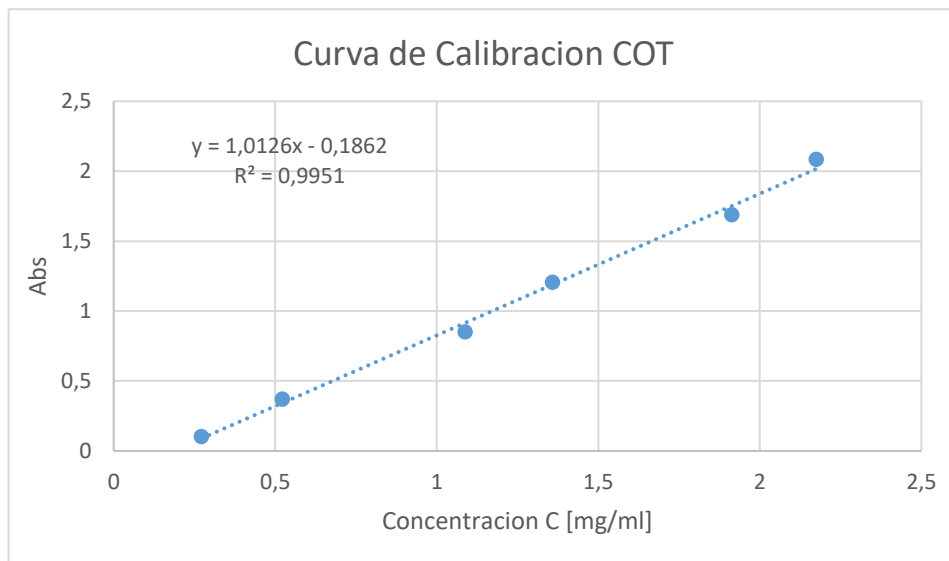
En cuanto a los coeficientes individuales del modelo, la pendiente (0,9402) presenta un valor de probabilidad de $6,49 \times 10^{-8}$, claramente inferior a 0,05, lo que demuestra que la variación en la absorbancia depende significativamente de la concentración del fósforo presente en la muestra. Por otro lado, el intercepto (0,0436) presenta un valor de $p = 0,0207$, inferior al nivel de significancia del 5 %, indicando que existe una pequeña absorbancia residual en ausencia de analito, posiblemente asociada a efectos instrumentales o al blanco del método.

El bajo error típico del modelo (0,01536) y el coeficiente de correlación múltiple (0,99897) refuerzan la precisión del ajuste lineal obtenido. En conjunto, estos resultados demuestran que la curva de calibración del método de cloruro estañoso presenta adecuada linealidad, precisión y validez estadística, lo que confirma su aplicabilidad analítica para la determinación de fósforo dentro del rango de concentración evaluado.

Tabla 4-16 Curva de calibración para la determinación de carbono orgánico total (COT)

Curva de Calibración	
Concentración C (mg/ml)	Absorbancia
0,272	0,102
0,522	0,371
1,088	0,852
1,359	1,207
1,914	1,688
2,175	2,085

Figura 4-11 Curva de calibración para determinar COT



Nota: curva elaborada por el método de carbono orgánico total

Figura 4-12 Significancia estadística (ANOVA/REGRESION) COT

RESUMEN								
<i>Estadísticas de la regresión</i>								
Coefficiente de correlación múltiple	0,996203106							
Coefficiente de determinación R ²	0,992420628							
R ² ajustado	0,989894171							
Error típico	0,06783801							
Observaciones	5							
ANÁLISIS DE VARIANZA								
	<i>Grados de libertad</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Valor crítico de F</i>			
Regresión	1	1,807715213	1,807715213	392,8111599	0,000280691			
Residuos	3	0,013805987	0,004601996					
Total	4	1,8215212						
	<i>Coefficientes</i>	<i>Error típico</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Inferior 95%</i>	<i>Superior 95%</i>	<i>Inferior 95,0%</i>	<i>Superior 95,0%</i>
Intercepción	-0,200668672	0,078794525	-2,546733678	0,084182633	-0,451428018	0,050090675	-0,451428018	0,050090675
0,272	1,021017761	0,051515911	19,81946417	0,000280691	0,857071139	1,184964383	0,857071139	1,184964383

Parámetros estadísticos del modelo lineal

- $R^2 = 0,9951$
- F calculado = 392,81
- $p = 0,0002807$
- Pendiente = 1,0210
- Error típico = 0,0678

La curva de calibración empleada para la determinación del Carbono Orgánico Total (COT) mostró un ajuste lineal altamente satisfactorio dentro del rango de concentración evaluado (0,272–2,175 mg/mL). El coeficiente de determinación obtenido ($R^2 = 0,9951$) indica que el 99,51 % de la variabilidad en la absorbancia es explicada por la concentración de carbono, evidenciando una relación lineal fuerte entre ambas variables y confirmando la adecuada respuesta del método espectrofotométrico utilizado.

El análisis de varianza (ANOVA) arrojó un valor de F calculado de 392,81, con una probabilidad asociada ($p = 0,0002807$) inferior al 5 % de significancia. Este resultado permite rechazar la hipótesis nula y confirmar que el modelo de regresión es estadísticamente significativo, demostrando que existe una relación lineal real entre concentración y absorbancia.

En relación con los coeficientes del modelo, la pendiente (1,0210) presentó un valor de probabilidad de 0,0002807, claramente menor a 0,05, lo que indica que la pendiente es significativamente diferente de cero y que la absorbancia depende directamente de la concentración del analito. Por su parte, el intercepto (-0,2007) mostró una probabilidad de 0,0842, superior al nivel de significancia del 5 %, lo que sugiere que estadísticamente no difiere de cero, condición aceptable en curvas de calibración analíticas y que indica una mínima interferencia instrumental o efecto blanco.

El coeficiente de correlación múltiple (0,9962) y el bajo error típico (0,0678) refuerzan la precisión y confiabilidad del modelo matemático obtenido. En conjunto, los resultados estadísticos confirman que la curva de calibración para COT presenta adecuada linealidad, validez estadística y reproducibilidad, siendo apropiada para la cuantificación del carbono orgánico total en las muestras de digestato analizadas en el presente estudio.

4.4 Comparación de métodos espectrofotométricos para la determinación de fósforo

Para la cuantificación de fósforo se evaluaron dos métodos espectrofotométricos: el método de cloruro estañoso y el método de molibdovanadato, construyéndose en ambos casos sus respectivas curvas de calibración. El método de cloruro estañoso presentó la ecuación $y = 0,9402x - 0,0436$, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0,9979$, mientras que el método de molibdovanadato mostró la ecuación $y = 0,0072x + 0,0019$, con un $R^2 = 0,996$. Estos resultados evidencian que ambos métodos presentan una alta linealidad y son analíticamente adecuados para la determinación de fósforo dentro de los rangos evaluados.

El análisis de varianza (ANOVA) realizado para ambas curvas de calibración confirmó la significancia estadística de los modelos lineales obtenidos. Para el método de molibdovanadato se obtuvo un valor de $F = 1212,10$ con una probabilidad asociada $p = 4,06 \times 10^{-6}$, mientras que el método de cloruro estañoso presentó un $F = 2430,55$ con $p = 6,49 \times 10^{-8}$. En ambos casos los valores de probabilidad fueron considerablemente inferiores al nivel de significancia de 0,05, lo que permite rechazar la hipótesis nula y confirmar que la relación entre concentración y absorbancia es estadísticamente significativa. Estos resultados demuestran que ambas curvas presentan una adecuada validez estadística y un ajuste lineal confiable para la cuantificación del analito.

No obstante, la selección del método analítico no se basó únicamente en el valor del coeficiente de determinación o en la significancia estadística del modelo, sino también en el rango lineal de trabajo de las curvas de calibración y en la naturaleza de la matriz analizada. En este sentido, el método de molibdovanadato presentó un intervalo de calibración más amplio, comprendido entre 1 y 16 mg/L, lo que permite cubrir un rango mayor de concentraciones del analito con una adecuada respuesta lineal. Las concentraciones de fósforo obtenidas en las muestras (10,96; 3,49 y 10,68 mg/L) se encuentran dentro de este intervalo, lo que permitió realizar la cuantificación de forma directa, sin requerir diluciones adicionales o ajustes analíticos que pudieran introducir errores experimentales. En contraste, el método de cloruro estañoso se caracteriza por un rango lineal más estrecho, generalmente aplicado para concentraciones relativamente bajas, lo que puede limitar su aplicabilidad cuando las muestras presentan concentraciones más elevadas de fósforo. En consecuencia, el método de molibdovanadato ofrece mayor flexibilidad analítica y un rango de trabajo más adecuado para la cuantificación del fósforo presente en las muestras de digestato evaluadas en el presente estudio.

Adicionalmente, este método presenta ventajas analíticas en matrices complejas como el digestato, ya que forma un complejo fosfomolibdovanadato de color amarillo relativamente estable, lo que facilita la lectura espectrofotométrica y reduce posibles variaciones en la absorbancia. En contraste, el método de cloruro estañoso se basa en la formación del complejo azul de molibdeno mediante una reacción de reducción, la cual puede verse afectada por la presencia de materia orgánica o compuestos interferentes presentes en digestatos provenientes de digestión anaerobia.

En consecuencia, considerando el rango de trabajo de la curva de calibración, la estabilidad del complejo coloreado, la significancia estadística de las regresiones obtenidas y la naturaleza de la matriz analizada, el método de molibdovanadato fue seleccionado como el procedimiento analítico más adecuado para la determinación de fósforo en las muestras de digestato evaluadas en este estudio.

CAPITULO 5

5.1. CONCLUSIONES

El desarrollo de la metodología experimental demostró que el digestato generado a partir de la digestión anaerobia de camas profundas elaboradas con cascarilla de arroz constituye una fuente potencialmente aprovechable para la recuperación de fósforo. La integración de etapas de caracterización fisicoquímica, ajuste de variables operativas y análisis estadístico permitió establecer condiciones adecuadas para inducir la precipitación del fósforo presente en el digestato.

La caracterización fisicoquímica evidenció que el digestato presentó un pH final cercano a 5,5, condición ligeramente ácida que se originó durante el proceso de digestión anaerobia como consecuencia de la producción de ácidos grasos volátiles en las etapas de hidrólisis y acidogénesis. Esta condición favoreció que una fracción importante del fósforo permaneciera en fase soluble, lo que permitió posteriormente su recuperación mediante el ajuste alcalino del sistema para inducir la precipitación.

El digestato analizado presentó además un contenido de humedad cercano al 43 %, valor que se encuentra dentro de los rangos reportados para digestatos de origen agropecuario y que favorece la movilidad de nutrientes en la matriz. Este nivel de humedad, junto con la presencia de sólidos orgánicos residuales provenientes de la cascarilla de arroz, contribuyó a mantener una fase líquida adecuada para la disponibilidad del fósforo durante el proceso experimental.

La determinación de ortofosfatos evidenció que una proporción importante del fósforo presente en el digestato se encontraba en formas químicas susceptibles de ser recuperadas mediante precipitación química. La aplicación de condiciones controladas de pH alcalino cercano a 9,0, junto con la adición de magnesio (Mg^{2+}) y nitrógeno amoniacal (NH_4^+) en proporciones adecuadas para favorecer la relación estequiométrica $Mg:NH_4:P \approx 1:1:1$, permitió inducir la formación de compuestos poco solubles, principalmente estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), favoreciendo la recuperación del nutriente presente en el digestato.

Entre las muestras evaluadas, la muestra C presentó el mejor desempeño en el proceso de recuperación de fósforo, alcanzando un valor cercano al 89,51 % de recuperación, lo que evidencia condiciones fisicoquímicas más favorables para la precipitación del fósforo en comparación con las otras muestras analizadas. Este

resultado confirma que la eficiencia del proceso está estrechamente relacionada con la composición inicial del digestato, particularmente con la concentración de fósforo soluble y nitrógeno amoniacal presentes en la matriz.

Finalmente, el análisis estadístico mediante ANOVA confirmó que las variaciones observadas en la recuperación de fósforo son estadísticamente significativas, validando la confiabilidad de los resultados obtenidos. En conjunto, los resultados del estudio demuestran que la recuperación de fósforo a partir del digestato de camas profundas es técnicamente viable y ambientalmente relevante, ya que permite transformar un residuo agropecuario en una fuente potencial de nutrientes reutilizables dentro de sistemas productivos sostenibles.

5.2. RECOMENDACIONES

Se recomienda aplicar la metodología desarrollada en estudios a mayor escala, con el fin de evaluar su comportamiento bajo condiciones operativas reales, considerando aspectos como tiempos de reacción, consumo de reactivos, manejo del precipitado y generación de subproductos.

Profundizar en la evaluación de la relación molar Mg:N:P, ya que un ajuste más preciso de estas proporciones podría mejorar la eficiencia del proceso y permitir una recuperación de fósforo más controlada y estable, especialmente en digestatos con composiciones variables.

Incorporar el análisis de parámetros adicionales, como conductividad eléctrica, alcalinidad, dureza y presencia de iones interferentes (calcio, hierro y aluminio), que podrían afectar la formación de estruvita y la pureza del precipitado obtenido.

Realizar estudios complementarios orientados a la caracterización del producto recuperado, mediante análisis físico-químicos y mineralógicos, que permitan confirmar la formación de estruvita y evaluar su estabilidad y calidad como fertilizante.

Desarrollar ensayos agronómicos que permitan evaluar el efecto del fósforo recuperado sobre el crecimiento y desarrollo de cultivos, comparándolo con fuentes comerciales de fósforo, con el fin de validar su potencial aplicación agrícola.

Integrar el proceso de recuperación de fósforo con otras estrategias de tratamiento del digestato, como la separación sólido-líquido o tratamientos biológicos adicionales, para optimizar el aprovechamiento integral del residuo.

Finalmente, se recomienda continuar investigando alternativas de gestión sostenible de residuos agropecuarios que promuevan la recuperación de nutrientes, reduzcan impactos ambientales y fortalezcan modelos de producción más eficientes y sostenibles.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abanades, S., Abbaspour, A., Ahmadi, A., Das, M., Ehyaei, M., Esmailion, J., Assad, M., Hajilounezhad, T., Jamali, D., Hmida, A., Ozgoli, H., Safari, S., AlShabi, & Bani-Hani, E. (2022). Un análisis crítico de la producción y el uso de biogás, junto con el marco legislativo mundial. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología Ambiental (Teherán)*, 3377–3400. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13762-021-03301-6>
- Abdoli, S., Asgari, B., Dehghaniam, Z., Bagheri, N., Hossein, A., Chamani, M., Rani, S., Lin, Z., & Shu, W. (2024). Revisión de la eficiencia de la eliminación y recuperación de fósforo de las aguas residuales mediante procesos fisicoquímicos y biológicos: retos y oportunidades. *Tratamiento y Reutilización de Aguas Residuales*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w16172507>
- Agnieszka, T., Krzysztof, C., & Obarska-Pempkowiak, H. (2021). Concentración y disponibilidad de fósforo en residuos orgánicos crudos y productos postfermentativos. *J Gestión Ambiental*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111468>
- Agyeman, E., Okonkwo, C., & Ujor, V. (2023). Eliminación microbiana de nutrientes del digerido anaeróbico: evaluación de enfoques acoplados y no acoplados al producto. *Front. Microbiol.* <https://doi.org/https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1299402>
- Alengebawy, A., Ran, Y., Osman, A., Jin, K., Samer, M., & Ai, P. (2024). Digestión anaeróbica de residuos agrícolas para la producción de biogás y la recuperación sostenible de bioenergía: una revisión. *Environmental Chemistry Letters*, 2641–2668. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10311-024-01789-1>
- Alewel, C. R. (2025). La escasez mundial de fósforo se verá agravada por la erosión del suelo. *NatureComunicación*, 1 - 6. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
- Almeida, M., Souza, J., Marra da Silva, V., Rodriguez, H., & Fabino, R. (2023). CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LA CAMILLA AVÍCOLA Y EL RENDIMIENTO DE LOS POLLOS DE ENGORDE ALOJADOS EN DIFERENTES MATERIALES DE CAMADA Y CON DOS DENSIDADES. <https://doi.org/https://doi.org/10.35172/rvz.2022.v29.691>
- Ambriz, I. (2020). *En conjunto, estos subproductos reflejan el potencial integral de la digestión anaerobia como una tecnología capaz de generar energía renovable y, simultáneamente, suministrar insumos agrícolas que fortalecen la sostenibilidad de los sistemas de producción*. México : UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MEXICO.
- Ariza, D., Rincón, M., Paz, C., & Gutiérrez, D. (2019). *Evaluación de producción de biogás y reducción de carga orgánica de vinazas mediante digestión anaerobia*. <http://www.scielo.org.co/pdf/biote/v21n2/0123-3475-biote-21-02-118.pdf>

- Ashraf, H. (2025). OPTIMIZACIÓN DEL BIENESTAR Y LA PRODUCTIVIDAD DEL GANADO: UNA REVISIÓN EXHAUSTIVA DEL IMPACTO DE LOS MATERIALES DE CAMA. *Plan Archives*, 3 - 7. <https://doi.org/10.51470/PLANTARCHIVES.2025.v25.no.1.283>
- Bachmann, S., Uptmoor, R., & Eichler-Lóbermann, B. (2016). Distribución y disponibilidad de fósforo en digestatos de biogás sin tratar y separados mecánicamente. *Scientia Agricola*. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0069>
- Blanco, J. (2016). *Análisis y caracterización de purines para obtención de estruvita y biogás*. <https://riunet.upv.es/entities/publication/18656950-78a2-41d0-bfbf-4dfdaba71e17>
- Cerón, A., Cáceres, K., Rincón, A., & Cajigas, Á. (2019). *Influencia del pH y la relación C/N en la producción de biogás a partir de aguas residuales*. Colombia: Universidad de Antioquia.
- Cerón, L., & Aristizábal, F. (2012). *Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos*. Rev. Colomb. Biotecnol. <https://doi.org/https://doi.org/10.1104/pp.111.175448>
- Chen, Q., Cheng, J., Tian, G., He, T., Wang, H., Zhang, T., Ming, J., Dai, L., & Fu, T. (2025). Efectos del lodo de biogás sobre el metabolismo microbiano del fósforo en el suelo de plantaciones de *Camellia oleifera*. *MDPI*, 5 - 12. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/land14040718>
- Constanze, T., Becker, R., Sauer, A., Barjenbruch, M., Ostermann, M., & Cristiano, A. (2022). Determinación del contenido de fósforo en lodos de depuradora: comparación de diferentes métodos de digestión con agua regia y determinación mediante ICP-OES, ICP-MS y análisis fotométrico. *Ciencias Ambientales Europeas*, 3-14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s12302-022-00677-1>
- Di Capua, F., Papirio, S., Matassa, S., & Pirozzi, F. (2024). *Phosphorus release from sewage sludge and digestate driven by biological sulfate reduction: effect of feed sulfate concentration and thermal hydrolysis*. <https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>
- Di Capua, F., Papirio, S., Matassa, S., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2024). *Phosphorus release from sewage sludge and digestate driven by biological sulfate reduction: effect of feed sulfate concentration and thermal hydrolysis*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>
- Dimov, D. M. (2021). Factores que determinan la elección del tipo de cama para sistemas de estabulación libre en la producción de vacas lecheras: una revisión. *Journal of Central European Agriculture*, 2 - 7. <https://doi.org/https://doi.org/10.5513/JCEA01/22.1.2778>
- Eberl, D., Smith, M., Megram, O., Mayhew, M., Willoughby, D., White, S., & Wilson, P. (2024). Materiales innovadores para camas de establos con lecho de compost: mejorando el bienestar de las vacas lecheras y la ganadería lechera sostenible. *Environment, Development and Sustainability*, 4 - 10. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05244-7>

- Giannini, A. P., Andriulo, A., & Wyngaard, N. (2022). Fin de las reservas de fertilizantes fosfatados: ¿realidad o restricciones geopolíticas? *FAVE Sección Ciencias Agrarias*, 1 - 4. <https://doi.org/https://doi.org/10.14409/fa.v21i2.12003>
- Gillett, K. (2025). Exploración de las prácticas de manejo de camas de compost y su impacto en las características de la cama, el comportamiento de las vacas y la calidad de la leche. *The University of Guelph*, 3 - 15. <https://doi.org/https://hdl.handle.net/10214/28767>
- Gonzales, C., Fernández, B., Molina, F., Naranjo, D., Adriana, M., & Camargo, M. (2021). Influencia del pH y la temperatura en la pureza de la estruvita y la recuperación del digestato anaeróbico. *MDPI*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su131910730>
- Guida, S., Rubertelli, G., Jefferson, B., & Soares, A. (2021). Demostración de la tecnología de intercambio iónico para la eliminación y recuperación de fósforo de las aguas residuales municipales. *Ingeniería Química*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129913>
- Guo, R., M Rohnelt, A., R Martin, P., & B Haderlin, S. (2025). Limitaciones del método del azul de molibdeno para la cuantificación de fosfatos en presencia de organofosfonatos. *National Library of Medicine*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00216-025-05850-y>
- Hosseinian, A., Pettersson, A., Yla-Mella, J., & Pongracz, E. (2023). *Phosphorus recovery methods from secondary resources, assessment of overall benefits and barriers with focus on the Nordic countries*. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10163-023-01747-z.pdf>
- Khaita, C., Chinwetkitvanich, S., Polprasert, S., Polprasert, C., & Patthanaisaranukool, W. (2024). *Recuperación de fósforo y bioenergía de la codigestión anaeróbica de residuos alimentarios y de maíz con lodos digeridos: efecto de la TRH y de los métodos de pretratamiento*. Mahidol University: <https://mahidol.elsevierpure.com/en/publications/phosphorus-and-bioenergy-recovery-from-anaerobic-co-digestion-of->
- Kopittke, P., Dala, R., McKenna, S. P., Peng, W., Weng, Z., Van der Bom, F., & Menzies, N. (2024). El suelo es un contribuyente importante a las emisiones globales de gases de efecto invernadero y al cambio climático. *EGU European Geosciences Union*, 1 - 5. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/soil-10-873-2024>
- Kunz, A., Radis, R., & Do Amaral, A. (2022). *FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA PURIFICACIÓN DE BIOGÁS, USO Y TRATAMIENTO DEL DIGESTIÓN*. Concórdia, S.C: Sbera Embrapa Suínos e Aves.
- Lee, C. (2022). Características de la liberación de fósforo de los lodos durante su desintegración. *Revista de la Sociedad Coreana de Agua y Aguas Residuales*, 339 - 3349. <https://doi.org/https://doi.org/10.11001/jksww.2022.36.6.339>

- Lee, Y., Oh, S.-W., Kim, Y., & Park, J. (2014). Assessment of TOC Analysis Method for Livestock Manure including High Strength Solid Organics. *Journal of Korean Society on Water Environment*, 512 - 516. <https://doi.org/https://doi.org/10.15681/KSWE.2014.30.5.512>
- Li, B., Boiarkina, I., Yu, W., & Huang, H. M. (2019). Phosphorus recovery through struvite crystallization: Challenges for future design. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.212>
- Matassa, S., Di Capua, F., & Papirio, S. (2024). Liberación de fósforo de lodos de depuradora y digestato impulsado por reducción biológica de sulfato de alimentación y la temperatura. *ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>
- Matassa, S., Di Capua, F., Papirio, S., Pirozzi, F., & Esposito, G. (2024). Liberación de fósforo de lodos de depuradora y digestato impulsado por reducción biológica de sulfato de alimentación y la temperatura. *ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1039/D4EW00322E>
- Melgaco, L., Robles, A., Meers, E., & Mota, C. (2021). Recuperación de fósforo a partir de digestato líquido mediante precipitación química utilizando fuentes de iones de bajo coste. *Chemical Technology and Biotechnology*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jctb.6842>
- Moyo, L., Simate, G., Mamvura, T., & Danha, G. (2023). Recovering phosphorus as struvite from anaerobic digestate of pig manure with ferrochrome slag as a magnesium source. *Heliyon*. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15506>
- Mutti, M. (2018). *El fósforo como macronutriente esencial para la producción agroalimentaria*. La Plata, Argentina: Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales.
- Nalumansi, I., Birungi, G., Moodley, B., & Tebandeke, E. (2020). *Determinación espectrofotométrica de bajos niveles del anión ortofosfato como azul de molibdeno utilizando tiosulfato de sodio como agente reductor*. Uganda: Oriental Journal Of Chemistry.
- Niya, B., Yaakoubi, K., Azaroualk, S., Beraich, F., Arouch, M., & Kadmiri, I. (2023). Digestión anaeróbica de residuos agrícolas utilizando inóculos microbianos: rendimiento y caracterización de comunidades bacterianas mediante secuenciación del ARNr 16S. *Centro de Biotecnología Vegetal*, 3 - 12. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/en16083300>
- Nusrat, J., Upoma, M., & Md. Zulfikar, K. (2024). Gestión sostenible del fósforo en el suelo y las plantas en sistemas agrícolas: retos, impactos ambientales y soluciones innovadoras. *Discover Soil*, 1 - 6. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s44378-025-00039-2>
- Oliveira, V., Dias, C., Labrincha, J., Rocha, J., & Kirkelund, G. (2019). *Testing new strategies to improve the recovery of phosphorus from anaerobically digested organic fraction of municipal solid waste*.

- https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/179419768/Oliveira_et_al_2019_Journal_of_Chemical_Technology_Biotechnology.pdf
- Parra, D., Botero, M., & Botero, J. (2019). *Biomasa residual pecuaria: revisión sobre la digestión anaerobia como método de producción de energía y otros subproductos*. Revista UIS .
- Penn, C. J., & Camberato, J. J. (2019). Una revisión crítica de los procesos químicos del suelo que controlan cómo el pH del suelo afecta la disponibilidad de fósforo para las plantas. *MDPI*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agriculture9060120>
- Pokhrel, S., & Shoher, A. (2024). Aprovechamiento máximo del potencial de la gallinaza como valiosa fuente de nutrientes para la producción agrícola sostenible. *University of Delaware*, 1 - 6. <https://doi.org/https://www.udel.edu/academics/colleges/canr/cooperative-extension/fact-sheets/maximizing-potential-of-poultry-litter-for-crop-production/>
- Prakash Bhoi, G., Singh, K. S., & Connor, D. A. (2023). *Eliminación y recuperación de fósforo del efluente de un biorreactor anaeróbico mediante un proceso de electrocoagulación por lotes*. Revista de investigación sobre la calidad del agua: <https://iwaponline.com/wqrj/article/58/4/247/96887/Phosphorus-removal-and-recovery-from-anaerobic>
- Prasad, R., & Chakraborty, D. (2019). *Conceptos básicos sobre el fósforo: Comprender las formas del fósforo y su ciclo en el suelo*. Alabama: The Alabama Cooperative Extension.
- Rahman, M. M., Salleh, M. A., 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, 139 - 155. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.10.007>
- Ramos, E., Delgado, Z., & Solís, A. (2024). Uso de microorganismos solubilizadores de fósforo como alternativa biotecnológica: una revisión. *Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente*, 2 - 9. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/microorganisms12081591>
- Regelink, C., Egene, C., MG Tack, F., & Meers, E. (2021). Especiación del P en fertilizantes orgánicos sólidos procedentes de digestato y biorresiduos. *MPDI*, 2 - 18. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agronomy11112233>
- Resende, R., Ferreira, I., Damasceno, F., Alves, C., Concha, S., Zacaroni, O., Bambi, G., & Barbari, M. (2024). Comprendiendo de los sistemas de graneros con lecho de compost en regiones de clima tropical: una revisión del estado actual del arte. *PrePrints.org*, 3 - 10. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/ani14121755>
- Reza, A., Haller, S., & Wei, X. (2024). Electrocoagulación como método correctivo para la eliminación de fósforo de aguas residuales in situ: una revisión. *Escuela de Ciencias Marinas y Atmosfericas.*, 16 - 22. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w16223206>

- Rheinheimer, D., Somavilla, A., Bitterncourt, L., & Tiecher, C. (2020). Ciclo biogeoquímico del fósforo, diagnóstico de disponibilidad y adubação fosfatada. *Forecasting Future Weather*, 21 - 34.
- Ryu, H.-D., Lim, D.-Y., Kim, S.-J., Baek, U.-I., Chung, E.-G., & Lee, J.-K. (2020). Struvite Precipitation for Sustainable Recovery of Nitrogen and Phosphorus from Anaerobic Digestion Effluents of Swine Manure. *Sustainability*, 12, 85. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su12208574>
- Sajjad, M., Huang, Q., Khan, S., Nawab, J., Amjad Khan, M., Ali, A., Ullah, R., Ali Kubar, A., Guo, G., Yaseen, M., & Sajjad, M. (2024). *Métodos para la eliminación y recuperación de nutrientes de nitrógeno y fósforo de desechos animales: una revisión crítica*. Revista Fronteras Ecológicas: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1872203223000331>
- Scholz, R. W., & Wellmer, F.-W. (2018). Aunque no existe una escasez física a corto plazo de fósforo, su eficiencia en el uso de recursos debería mejorarse. *Journal of Industrial Ecology*, 1226 - 1237. [https://doi.org/ https://doi.org/10.1111/jiec.12750](https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jiec.12750)
- Spiehs, M., Woodbury, B., Doran, B., Eigenberg, R., Kohl, K., Varel, V., Berry, E., & Wells, J. (2011). CONDICIONES AMBIENTALES EN INSTALACIONES DE GANADO DE VACUNO DE CAMA PROFUNDA CON UNA SOLA PENDIENTE: UN ESTUDIO DESCRIPTIVO. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 663 - 673. <https://doi.org/https://doi.org/10.13031/2013.36469>
- Tabler, T., Hawkins, S., Walker, F., Rius, A., Thornton, T., Liang, Y., Moon, J., & Urrutia, J. (2025). Retos y beneficios de la gestión y utilización de la cama de aves dentro y fuera del gallinero. *University of Tennessee Extension Publication No. W1329*, 1 - 15. <https://doi.org/https://utia.tennessee.edu/publications/wp-content/uploads/sites/269/2025/07/W1329.pdf>
- Tomas, G., & Sanguinetti, J. (2024). *FUENTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS: RESPUESTA AGRONÓMICA DE UN CULTIVO DE MAÍZ Y SALIDAS DE NUTRIENTES DEL SISTEMA*. Montevideo - Uruguay: Universida de la Republica.
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Xiao, F. L., & Guang, Z. (2019). Influencia de la temperatura en la eficiencia de producción de biogás y la comunidad microbiana en un sistema de digestión anaeróbica de dos fases. *Laboratorio Estatal Clave de Recursos Hídricos Urbanos y Medio Ambiente*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/w11010133>
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Xiao, F. L., & Guang, Z. (2019). Influencia de la temperatura en la eficiencia de producción de biogás y la comunidad microbiana en un sistema de digestión anaeróbica de dos fases. *Laboratorio Estatal Clave de Recursos Hídricos Urbanos y Medio Ambiente*. <https://doi.org/Effect of temperature on biogas production efficiency and microbial community in a two-phase anaerobic digestion system>

- Wang, Z., Thompson Brewster, E., Xing, S., & He, Z. (2024). *Recuperación electroquímica de fósforo de lodos digeridos anaeróbicamente: mejora de la pureza y concentración del producto*. ACS Publications: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acsestengg.4c00172>
- Wei, Y., Liu, K., Li, Y., Li, Z., Zhao, T., Zhao, P., Qi, Y., Li, M., & Wang, Z. (2024). *Monitoreo en línea de la temperatura y la humedad relativa de la cama reciclada para vacas lecheras en granjas lecheras*. Escuela de Química e Ingeniería Química, Universidad de Shiehezi.
- Wiecsorek, D., Zyszka, B., Kafka, A., & Lipok, J. (2022). Determinación de compuestos de fósforo en tejidos vegetales: de la colorimetría a la química analítica instrumental avanzada. *Plant Methods* 18, 22. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/s13007-022-00854-6>
- Witek, A., Gorazda, K., Szopa, D., Trzaska, K., Moustakas, K., & Chojnacka, K. (2022). *Phosphorus recovery from wastewater and bio-based waste: an overview*. https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC9275867/pdf/KBIE_13_2077894.pdf
- Xi, W., Rongfang, Y., Houb, R., Zhou, B., & Chen, H. (2024). Eliminación/recuperación de fósforo de aguas residuales mediante celdas de electrólisis microbiana: mecanismos, influencias y perspectivas futuras. *ELSEVIER*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.106946>
- Xu, Z., Chen, Z., Peng, S., Bai, C., Li, X., Wang, G., Zheng, R., & Jie, B. (2025). Recuperación electroquímica de fósforo a partir de residuos. *ELSEVIER*, 2 - 13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.117695>
- Yang, Y., Qian, X., Alamu, S., Brown, K., Lee, S., & Kang, D. (2024). Caracterización e investigación de las cualidades y cantidades del biocarbón de la gallinaza. *MDPI*. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/en17122885>
- Yebo, L., Stephen Y, P., & Jiying, Z. (2011). Digestión anaeróbica en estado sólido para la producción de metano a partir de residuos orgánicos. *ELSEVIER*. <https://doi.org/https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032110002224?via%3Dihub>
- Zhang, T., él, X., Deng, Y., Tsang, D., Jiang, R., Becker, G., & Kruse, A. (2020). Recuperación de fósforo a partir de digestato mediante procesos hidrotermales con cristalización de estruvita y su potencial como fertilizante. *ELSEVIER*, 7 - 23.
- Zhang, T., él, X., Deng, Y., Tsang, D., Jiang, R., Becker, G., & Kruse, A. (2020). Recuperación de fósforo a partir de digestato mediante procesos hidrotermales con cristalización de estruvita y su potencial como fertilizante. págs. 7 - 23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134240>
- Zhang, W., Tang, X., Feng, X., Wang, E., Li, H., Shen, J., & Zhang, F. (2019). Estrategias de gestión para optimizar la utilización del fósforo en el suelo y mitigar el riesgo ambiental en China. *Journal of Environmental Quality*, 1260 - 1271. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0054>

Zhang, W., Tang, X., Feng, X., Wang, E., Li, H., Shen, J., & Zhang, F. (2019). Estrategias de gestión para optimizar la utilización del fósforo en el suelo y mitigar el riesgo ambiental en China. *Journal of Environmental Quality*, 1260 - 1271. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0054>

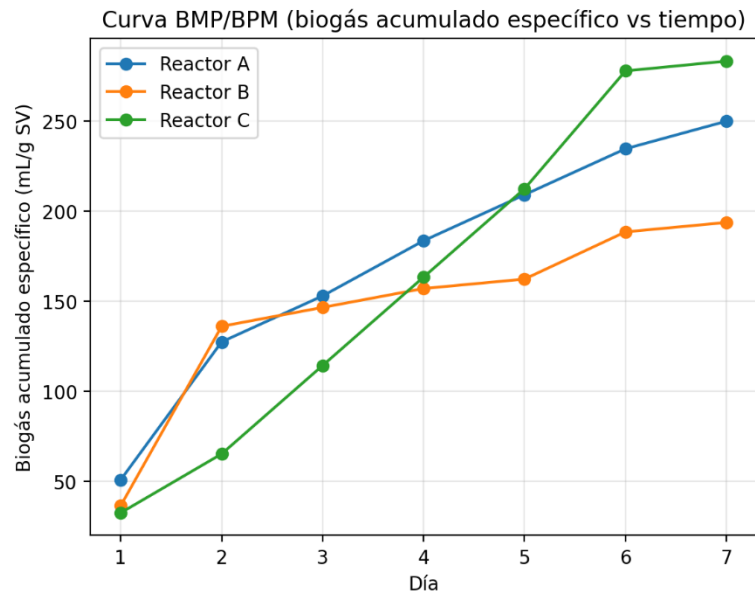
7. ANEXOS

CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO

PARÁMETRO	MUESTRA 1	MUESTRA 2	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
pH	7,69	7,26	7,48	0,22
Humedad (%)	61	61	61	-
Sólidos Totales (ST, %)	39	39	39	-
Sólidos Volátiles (SV, % ST)	27,69	28,08	27,89	
Densidad aparente (g/mL)	0,112	0,113	0,113	0,001
Carbono Orgánico Total (COT, % BS)	3,75	3,60	3,68	0,07
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃ , mg/kg BS)	70,30	70,30	70,30	—

DIGESTIÓN ANAEROBIA:

Día	A: Vol. final (mL)	A: Diario (mL)	A: Producido acum. (mL)	B: Vol. final (mL)	B: Diario (mL)	B: Producido acum. (mL)	C: Vol. final (mL)	C: Diario (mL)	C: Producido acum. (mL)
1	200	100	100	170	70	70	170	60	60
2	350	150	250	360	190	260	230	60	120
3	400	50	300	380	20	280	320	90	210
4	460	60	360	400	20	300	410	90	300
5	510	50	410	410	10	310	500	90	390
6	560	50	460	460	50	360	620	120	510
7	590	30	490	470	10	370	630	10	520



CÁLCULOS DE CARACTERIZACIÓN DEL DIGESTATO.



1. Determinación de pH

# Muestra	pH	Temperatura (°C)
1	5,71	12,1
2	5,687	14,1
3	5,05	14,2
Promedio	5,4823	13,46
Desviación estándar	0.30585	

Muestra A: 5,71

Muestra B: 5,687

Muestra C: 5,05

$$\overline{pH}: \frac{(5,71 + 5,687 + 5,05)}{3} = 5,4823$$

$$S_{pH} = \sqrt{\frac{(5,4823 - 5,71)^2 + (5,4823 - 5,687)^2 + (5,4823 - 5,05)^2}{3}} = 0,3058$$



2. Determinación de Humedad en la muestra:

# Muestra	Peso de muestra humedad (gr)	Peso de muestra seca (gr)	%Humedad
A	5,0793	2,9049	43,39%
B	5,0507	2,859	43,39%
C	5,0602	2,7835	44%
Promedio	5,0534	2,849	43,59
Desviación estándar	0,015538	0,0500	-



# Muestra	Peso de muestra humedad (gr)	Peso de muestra seca (gr)	Peso de muestra calcinada (gr)	%Sólidos Volátiles (SV)
A	5,0793	2,9049	0,94422	38,64%
B	5,0507	2,859	0,9477	37,85%
C	5,0602	2,7835	0,9466	36,30%
Promedio	5,0534	2,849	0,9455	38,26
Desviación estándar				

# Muestra	Peso del crisol (gr)	Crisol + muestra (gr)	Peso de muestra humedad (gr)	Crisol + muestra después de la estufa (gr)	Peso de muestra seca (gr)
A	21,1457	26,225	5,0793	24,0506	2,9049
B	29,0694	34,1201	5,0507	31,9284	2,859
C	25,0694	30,1209	5,0602	27,8942	2,7835

CALCULOS:

$$masa_{muestra\ húmeda} = masa_{crisol+muestra} - masa_{crisol}$$

Muestra Húmeda:

$$masa_{A_{muestra\ húmeda}} = 26,225\ gr - 21,1457\ gr = 5.0793\ gr$$

$$\text{masa } B_{\text{muestra húmeda}} = 34,1201 \text{ gr} - 29,0694 \text{ gr} = 5,0507 \text{ gr}$$

$$\text{masa } C_{\text{muestra húmeda}} = 30,1209 \text{ gr} - 25,0607 \text{ gr} = 5,0602 \text{ gr}$$

$$\overline{\text{masa}}_{\text{muestra húmeda}} = \frac{5,0793 \text{ gr} + 5,0507 + 5,0602 \text{ gr}}{3} = 5,0534 \text{ gr}$$

$$S_{\text{muestra húmeda}} = \sqrt{\frac{(5,0793 - 5,0534 \text{ g})^2 + (5,0507 - 5,0534 \text{ g})^2 + (5,0602 - 5,0534 \text{ g})^2}{3}} = 0,015538$$

Muestra seca:

$$\text{masa}_{\text{muestra seca}} = \text{masa}_{\text{crisol+muestra seca}} - \text{masa}_{\text{crisol}}$$

$$\text{masa } A_{\text{muestra seca}} = 24,0506 \text{ gr} - 21,1457 \text{ gr} = 2,9049 \text{ gr}$$

$$\text{masa } B_{\text{muestra seca}} = 31,9284 \text{ gr} - 29,0694 \text{ gr} = 2,859 \text{ gr}$$

$$\text{masa } C_{\text{muestra seca}} = 27,8442 \text{ gr} - 25,0607 \text{ gr} = 2,7835 \text{ gr}$$

$$\overline{\text{masa}}_{\text{muestra SECA}} = \frac{2,9049 \text{ gr} + 2,859 + 2,7835 \text{ gr}}{3} = 2,849 \text{ gr}$$

$$S_{\text{muestra SECA}} = \sqrt{\frac{(2,9049 - 2,849 \text{ g})^2 + (2,859 - 2,849 \text{ g})^2 + (2,7835 - 2,849 \text{ g})^2}{3}} = 0,0500$$

%HUMEDAD:

$$\% \text{Humedad} = \frac{\text{muestra húmeda} - \text{muestra seca}}{\text{muestra húmeda}} * 100$$

$$\% \text{Humedad } A = \frac{5,0793 \text{ gr} - 2,9049 \text{ gr}}{5,0793 \text{ gr}} * 100 = 43,39\%$$

$$\% \text{Humedad } B = \frac{5,0507 \text{ gr} - 2,859 \text{ gr}}{5,0507 \text{ gr}} * 100 = 43,39\%$$

$$\% \text{Humedad } C = \frac{5,0602 \text{ gr} - 2,7835 \text{ gr}}{7,9881 \text{ gr}} * 100 = 44\%$$

$$\overline{\text{Humedad}} = \frac{43,39 + 43,39 + 44}{3} = 43,59\%$$

3. SOLIDOS TOTALES

$$ST = 100\% - \text{HUMEDAD}\%$$

$$ST = 100\% - 43,59\%$$

$$ST = 56,41\%$$

4. CENIZAS

Crisol + Muestra calcinada A: 22,0879gr

Crisol + Muestra calcinada B: 30,0171gr

Crisol + Muestra calcinada C: 26,0073

$$\text{masa}_{\text{muestra calcinada}} = \text{masa}_{\text{crisol+muestra calcinada}} - \text{masa}_{\text{crisol}}$$

$$\text{masa } A_{\text{muestra calcinada}} = 22,0879\text{gr} - 21,1457 \text{ gr} = 0,94422\text{gr}$$

$$\text{masa } B_{\text{muestra calcinada}} = 30,0171 \text{ gr} - 29,0694 \text{ gr} = 0,9477\text{gr}$$

$$\text{masa } C_{\text{muestra calcinada}} = 26,0073\text{gr} - 25,0607 \text{ gr} = 0,9466\text{gr}$$

$$\overline{\text{masa}}_{\text{muestra calcinada}} = \frac{0,9442\text{gr} + 0,9477 + 0,9466 \text{ gr}}{3} = 0,9455 \text{ gr}$$

$$S_{\text{muestra húmeda}} = \sqrt{\frac{(0,94422\text{g} - 0,9455 \text{ g})^2 + (0,9477\text{g} - 0,9455 \text{ g})^2 + (0,9466\text{g} - 0,9455\text{g})^2}{3}} = 0,00237$$

5. SOLIDOS VOLATILES BASE HUMEDA

$$\%SV = \frac{\text{muestra seca} - \text{muestra calcinada}}{\text{muestra húmeda}} * 100$$

$$\%SV A = \frac{2,9049\text{gr} - 0,9422 \text{ gr}}{5,0793 \text{ gr}} * 100 = 38,64\%$$

$$\%SV B = \frac{2,859 \text{ gr} - 0,9477 \text{ gr}}{5,0507 \text{ gr}} * 100 = 37,85\%$$

$$\%SV C = \frac{2,7835 \text{ gr} - 0,9466 \text{ gr}}{5,0602 \text{ gr}} * 100 = 36,30\%$$

6. Determinación de Carbono Orgánico Total por Espectrofotometría (600 nm)

CARBONO ORGANICO TOTAL (COT)

Datos de Carbono Orgánico total

# Muestra	Absorbancia	Concentración mgC/mL	Concentración de mgC	%COT
A	0,172	0.3537	1,41348	3,20449 %
B	0,474	0.6519	2,61716	5,89226 %
C	0,039	0.22239	0,88956	2,0227 %

Datos de cantidad de Carbono Orgánico vs. Concentración de Carbono

Curva de Calibración de (mg C/ml) a (mg C)	
Masa de C Orgánico (mg)	Concentración C (mg/ml)
0	0
1	0.25
2	0.5
3	0.75
4	1
5	1.25
6	1.5
7	1.75
8	2

CALCULOS:

Concentración de muestras en mgC/mL

Absorbancias:

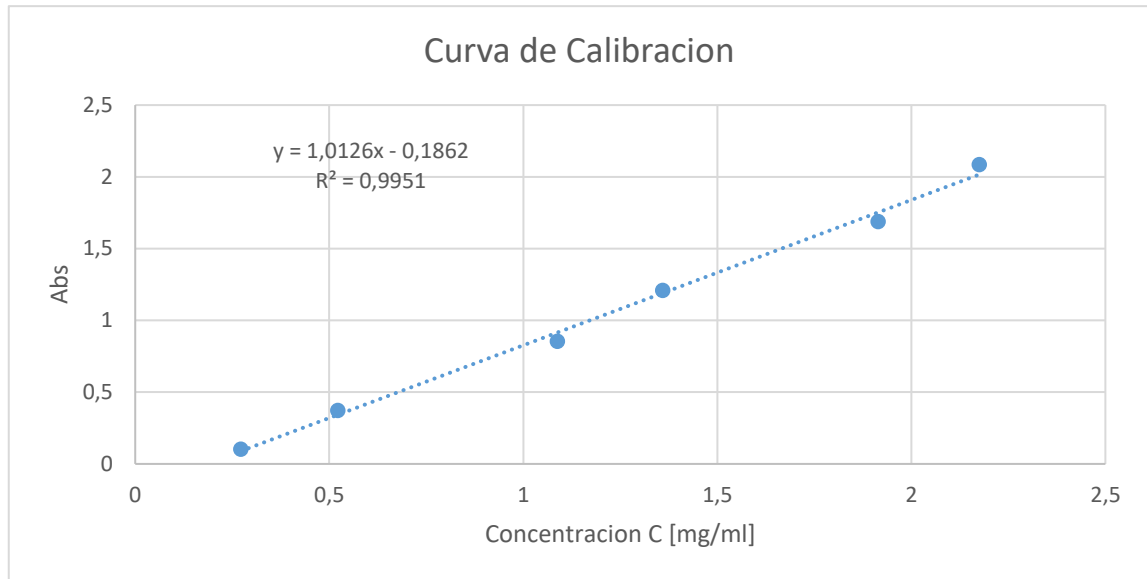
A: 0,172

B: 0,474

C: 0,039

Curva de calibración:

$$y = 1,126x - 0,1862$$
$$R^2 = 0,9951$$



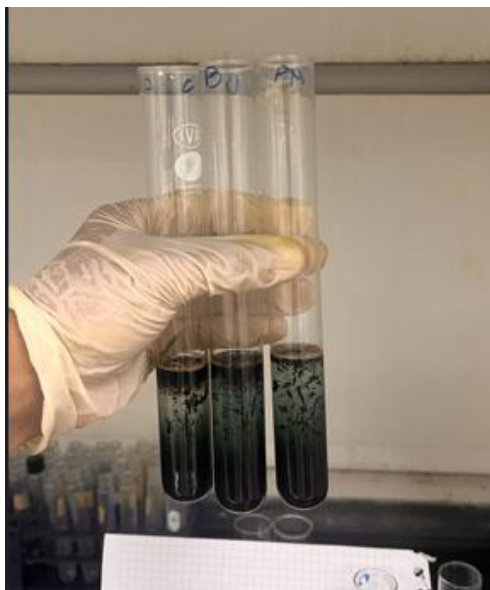
Concentración de las muestras mgC/MI

$$x = \frac{y + 0.1862}{1.0126}$$

$$Muestra A: = \frac{0,172 + 0.1862}{1.0126} = 0.3537 \frac{mg C}{ml}$$

$$Muestra B: = \frac{0,474 + 0.1862}{1.0126} = 0.6519 \frac{mg C}{ml}$$

$$Muestra C: = \frac{0,039 + 0.1862}{1.0126} = 0.22239 \frac{mg C}{ml}$$



Concentración de muestras de (mgC/L) a (mgC)

$$y = y_1 + (x - x_1) \frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1}$$

Relación con la tabla, si a 0,25mgC/mL contiene 1mgC

Es decir que: $\frac{1}{25} = 4mL$

Muestras:

$$A: mgC = \left(0,3537 \frac{mg\ C}{mL} \times 4mL \right) = 1,41348mgC$$

$$B: mgC = \left(0,65429 \frac{mg\ C}{mL} \times 4mL \right) = 2,61716mgC$$

$$C: mgC = \left(0,22239 \frac{mg\ C}{mL} \times 4mL \right) = 0,88956mgC$$

7. CARBONO ORGANICO TOTAL

$$\% COT_{Base\ Seca} = \frac{mg\ C_{Muestra}}{mg_{Muestra\ Seca}} * 1.3 * \frac{100}{100 - H\%_{105}} * 100$$

$$Muestra\ A: \% COT = \frac{1,41348\ mg\ C}{100,6\ mg} * 1.3 * \frac{100}{100 - 43} * 100 = 3,20449\ \%$$

$$Muestra\ B: \% COT = \frac{2,61716\ mg\ C}{101,3mg} * 1.3 * \frac{100}{100 - 43} * 100 = 5,89226\ \%$$

$$Muestra\ C: \% COT = \frac{0,88956\ mg\ C}{100,3mg} * 1.3 * \frac{100}{100 - 43} * 100 = 2,0227\ \%$$

8. Determinación de Nitrógeno Amoniacal (N-NH₃)

Parámetro	A	B	C
Masa de muestra seca (g)	5,7594	5,7496	5,9107
Concentración de extractante (M)	1	1	1
Volumen de extractante (mL)	4,8	1,2	2,2
Buffer agregado al filtrado (mL)	2,5	2,5	2,5



Cálculos:

$$A) = mg \text{ NH}_3 - \frac{N}{kg} = \frac{(4,8) \times 280}{5,7594} = 233,36 mg N - \text{NH}_3$$

$$B) = mg \text{ NH}_3 - \frac{N}{kg} = \frac{(1,2) \times 280}{5,7496} = 58,4388 mg N - \text{NH}_3$$

$$C) = mg \text{ NH}_3 - \frac{N}{kg} = \frac{(2,2) \times 280}{5,9107} = 104,2177 mg N - \text{NH}_3$$

**DETERMINACIÓN DE FOSFORO POR METODO DE MOLIBDOVANADATO (460NM)
CURVA DE CALIBRACIÓN:**

Punto	Concentración final (ppm)	Absorbancia
Blanco	0	0
1	1	0,006
2	2	0,017
3	4	0,035
4	6	0,043
5	8	0,060
6	12	0,090
7	16	0,116

CALCULOS:

1. Preparar 100mL a una concentración de 1ppm.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$1ppm * 100mL = 50ppm * V_2$$

$$V_2 = 2mL$$

2. Preparar 100mL a una concentración de 2ppm

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$2ppm * 100mL = 50ppm * V_2$$

$$V_2 = 4mL$$

3. Preparar 100mL a una concentración de 4ppm.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$4ppm * 100mL = 50ppm * V_2$$

$$V_2 = 8mL$$

4. Preparar 100mL a una concentración de 6ppm.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$6ppm * 100mL = 50ppm * V_2$$

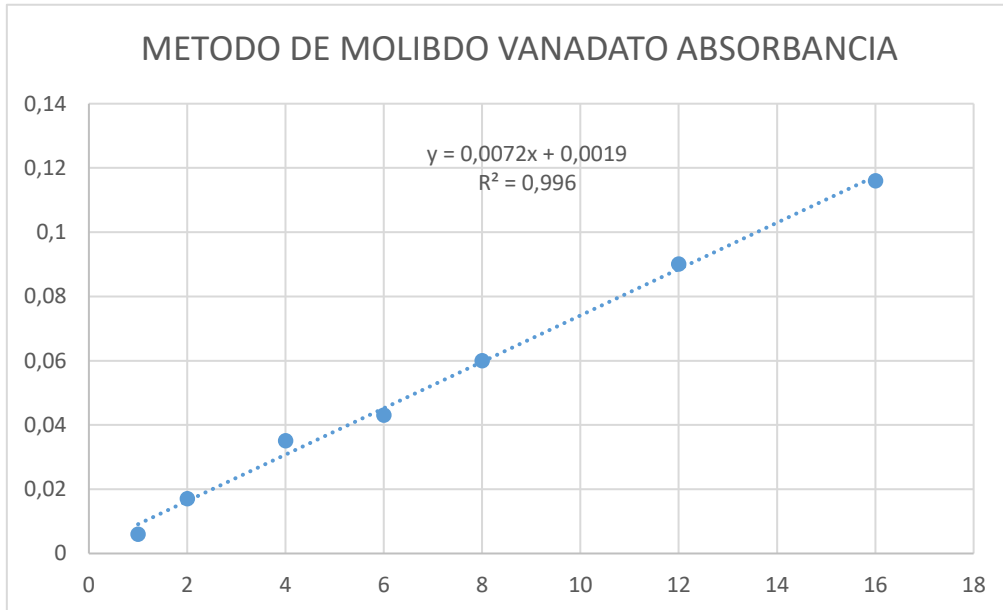
$$V_2 = 12mL$$

5. Preparar 100mL a una concentración de 8 ppm.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$8ppm * 100mL = 50ppm * V_2$$

$$V_2 = 16mL$$



6. Preparar 100mL a una concentración de 12 ppm.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$12\text{ppm} * 100\text{mL} = 50\text{ppm} * V_2$$

$$V_2 = 24\text{mL}$$

7. Preparar 100mL a una concentración de 16 ppm

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$16\text{ppm} * 100\text{mL} = 50\text{ppm} * V_2$$

$$V_2 = 32\text{mL}$$

Curva de calibración de método Molibdo Vanadato

RESULTADOS DE CONCENTRACION DE FOSFORO (P) DE MUESTRA DEL DIGESTATO:

- *Determinación de contenido de Fosforo P método de Molibdo-vanadato.*

Muestra	Absorbancia(490nm)	Concentración mg P/L
Blanco	0	0
A	0,081	10,96
B	0,021	3,49
C	0,079	10,68

PRECIPITACIÓN DE ESTRUVITA:

Preparación de la Sal de Sulfato de Magnesio Heptahidratado $MgSO^4 \cdot 7H_2O$.

Muestra	Concentración mg P/L	(mg) Sal de Magnesio $MgSO^4 \cdot 7H_2O$
A	10,96	0,8713
B	3,49	0,2765
C	10,68	0,8491

CALCULOS:

$$A) \quad 0,01L * \frac{10,96mg P}{L} * \frac{1mmolP}{31mgP} * \frac{1mmolMg}{1mmolP} * \frac{1mmolMgSO^{-4} * 7H_2O}{1mmolMg} * \frac{246,47mgMgSO^{-4} * 7H_2O}{1mmolMgSO^{-4} * 7H_2O}$$

$$= 0,8713 mgMgSO^{-4} * 7H_2O$$

$$B) \quad 0,01L * \frac{3,478mg P}{L} * \frac{1mmolP}{31mgP} * \frac{1mmolMg}{1mmolP} * \frac{1mmolMgSO^{-4} * 7H_2O}{1mmolMg} * \frac{246,47mgMgSO^{-4} * 7H_2O}{1mmolMgSO^{-4} * 7H_2O}$$

$$= 0,2765 \text{ mgMgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}$$

$$\text{C) } 0,01\text{L} * \frac{10,68\text{mg P}}{\text{L}} * \frac{1\text{mmolP}}{31\text{mgP}} * \frac{1\text{mmolMg}}{1\text{mmolP}} * \frac{1\text{mmolMgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}}{1\text{mmolMg}} * \frac{246,47\text{mgMgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}}{1\text{mmolMgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}}$$

$$= 0,8491 \text{ mgMgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}$$

De mg a μL de Sal de Sulfato de Magnesio Heptahidratado $\text{MgSO}^+ 7\text{H}_2\text{O}$

Muestra	(mg) Sal de Magnesio $\text{MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}$	(μL) Sal de Magnesio $\text{MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}$
A	0,8713	871,3
B	0,2765	276,5
C	0,8491	849,1

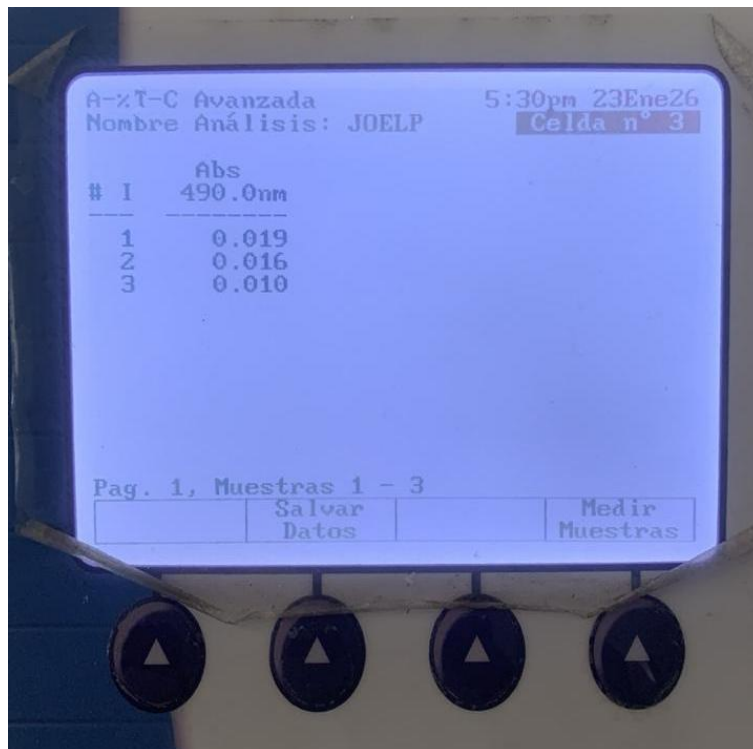
$$\text{A) } = 0,8713 \text{ mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O} * \frac{1\text{mL}}{1\text{mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}} * \frac{1000\mu\text{L}}{1\text{mL}} = 871,3\mu\text{L}$$

$$\text{B) } = 0,2765 \text{ mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O} * \frac{1\text{mL}}{1\text{mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}} * \frac{1000\mu\text{L}}{1\text{mL}} = 276,5\mu\text{L}$$

$$\text{C) } = 0,8491 \text{ mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O} * \frac{1\text{mL}}{1\text{mg MgSO}^{-4} * 7\text{H}_2\text{O}} * \frac{1000\mu\text{L}}{1\text{mL}} = 849,1\mu\text{L}$$

RESULTADOS DE CONCENTRACION DE FOSFORO (P) RESIDUAL DESPUES DE LA PRECIPITACION

Muestra	Absorbancia(490nm)	Concentración mg P/L
Blanco	0	0
A	0,019	2,375
B	0,016	1,958
C	0,010	1,12



CONCENTRACIÓN DEL FOSFORO RESIDUAL

Utilizamos la curva de calibración para despejar la concentración

$$y = 0,0072x + 0,0019$$

$$x(A) = \frac{0,019 - 0,0019}{0,0072} = 2,375 \frac{mg}{L} P$$

$$x(B) = \frac{0,016 - 0,0019}{0,0072} = 1,958 \frac{mg}{L} P$$

$$x(C) = \frac{0,010 - 0,0019}{0,0072} = 1,125 \frac{mg}{L} P$$

% DE RECUPERACION:

$$\% \text{ Recuperación d } P = \frac{P_0 - P_f}{P_0} \times 100$$

$$\% \text{ Recuperación de P (A)} = \frac{10,96 \frac{\text{mg}}{\text{P}} - 2,37 \frac{\text{mg}}{\text{P}}}{10,96 \frac{\text{mg}}{\text{P}}} \times 100 = 78,37\%$$

$$\% \text{ Recuperación de P (B)} = \frac{3,49 \frac{\text{mg}}{\text{P}} - 1,958 \frac{\text{mg}}{\text{P}}}{3,49 \frac{\text{mg}}{\text{P}}} \times 100 = 43,89\%$$

$$\% \text{ Recuperación de P (C)} = \frac{10,68 \frac{\text{mg}}{\text{P}} - 1,125 \frac{\text{mg}}{\text{P}}}{10,68 \frac{\text{mg}}{\text{P}}} \times 100 = 89,51\%$$

