

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Departamento de Ambiente y Desarrollo
Ingeniería en Ambiente y Desarrollo



Proyecto Especial de Graduación

Captura y remoción de fósforo de efluentes agrícolas en la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano para su recuperación como estruvita

Estudiante

Maya Alejandra Zapata Velásquez

Asesores

Victoria Cortés Dra.

Erika Tenorio M.Sc.

Lourdes Espinal Ing.

Honduras, junio 2022

Autoridades

TANYA MÜLLER GARCÍA

Rectora

ANA MAIER

Vicepresidenta y Decana Académica

ERIKA TENORIO

Directora de Ambiente y Desarrollo

HUGO ZAVALA MEMBREÑO

Secretario General

Contenido

Índice de Cuadros.....	4
Índice de Figuras	5
Índice de Anexos	6
Resumen	7
Abstract.....	8
Introducción.....	9
Metodología.....	15
Precipitación de Estruvita Bajo Condiciones Controladas	15
Precipitación de Estruvita a partir de Efluentes Residuales de la EAP Zamorano	19
Comparación de la Producción de Estruvita Recuperada a partir de los Efluentes Evaluados	21
Resultados y Discusión.....	23
Precipitación de Estruvita en Condiciones Controladas de Laboratorio	23
Precipitación de Estruvita a partir de los Efluentes Residuales de Zamorano	29
Comparación de la Producción de Estruvita Recuperada a partir de los Efluentes Evaluados	32
Conclusiones	35
Recomendaciones	36
Referencias.....	37
Anexos.....	41

Índice de Cuadros

Cuadro 1 Factores que influyen en la precipitación de estruvita	16
Cuadro 2 Composición de las soluciones preparadas.....	17
Cuadro 3 Parámetros definidos para los ensayos.....	18
Cuadro 4 Análisis químicos del efluente posterior a la precipitación.....	19
Cuadro 5 Condiciones de operación y remoción por ensayo	24
Cuadro 6 Concentraciones y eficiencia de remoción de los ensayos	25
Cuadro 7 Características iniciales de los efluentes seleccionados.....	30
Cuadro 8 Concentración y remoción de nutrientes de los efluentes posterior a la precipitación	31
Cuadro 9 Eficiencia (%) de remoción de nutrientes en los efluentes precipitados	31
Cuadro 11 Recuperación de nutrientes por efluente (mg/L).....	33
Cuadro 12 Recuperación de estruvita por efluente.....	33

Índice de Figuras

Figura 1 Procedimiento de precipitación de estruvita.....	18
Figura 2 Remoción de fósforo (%) a diferentes unidades de pH	26
Figura 3 Remoción de nitrógeno (%) a diferentes unidades de pH	27
Figura 4 Remoción de nutrientes dependiendo del TRH a un pH de 9.6.....	28
Figura 5 Eficiencia de remoción de nutrientes por efluente	32

Índice de Anexos

Anexo A Cristales formados en la Fase 1	41
Anexo B Esquema del efluente de la granja de ganado porcino	42
Anexo C Canal para la recolección de muestra en el invernadero de Zona 3.....	43

Resumen

El aumento del sector agrícola, paralelamente, produce la generación creciente de aguas residuales con alto contenido de materia orgánica y nutrientes. El tratamiento de estos efluentes debe incorporar mecanismos para la recuperación y reutilización de nutrientes como estrategia de mitigación. Con esta investigación se evaluó el potencial de captura y remoción de fósforo de las aguas residuales de dos actividades agropecuarias de la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano para su recuperación como estruvita. El cual es un fertilizante de liberación lenta compuesto principalmente por magnesio, fósforo y amonio. Para esto, se desarrolló el protocolo de precipitación de estruvita bajo condiciones controladas en laboratorio, obteniendo una eficiencia de remoción de fósforo mayor al 80%. Seguidamente, se aplicó el protocolo validado para el tratamiento de efluentes de la granja porcina y lixiviados de agricultura intensiva de Zona 3, obteniendo eficiencias de remoción superiores a 95% y 75% para fósforo y nitrógeno respectivamente. Finalmente, se encontró el mayor potencial de recuperación con el efluente de, donde se proyecta un valor de 12,630 g de estruvita.

Palabras clave: efluente, fertilizante, fósforo, precipitación química, tratamiento de aguas residuales

Abstract

The increase in the agricultural sector, in parallel, produces the growing generation of wastewater with a high content of organic matter and nutrients. The treatment of these effluents must incorporate mechanisms for the recovery and reuse of nutrients as a mitigation strategy. With this research, the potential for capturing and removing phosphorus from the wastewater of two agricultural activities of the Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, was evaluated for its recovery as struvite. Which is a slow release fertilizer composed mainly of magnesium, phosphorus and ammonium. For this, the struvite precipitation protocol was developed under controlled conditions in the laboratory, obtaining a phosphorus removal efficiency greater than 80%. Next, the validated protocol was applied for the treatment of effluents from the pig farm and leachate from intensive agriculture in Zone 3, obtaining removal efficiencies greater than 95% and 75% for phosphorus and nitrogen, respectively. Finally, the highest recovery potential was found with the effluent from, where a value of 12,630 g of struvite is projected.

Keywords: effluent, fertilizer, phosphorus, chemical precipitation, wastewater treatment

Introducción

El crecimiento poblacional es una tendencia en constante aumento asociada a diferentes problemáticas de desarrollo, ya que su acelerado incremento se traduce en una mayor demanda de recursos naturales para la satisfacción de sus necesidades. El Banco Mundial (2022) menciona que en el año 2020 la población alcanzó un total de 7.76 mil millones de habitantes, teniendo una diferencia aproximada de 84 millones al año 2010. Estos cambios desarrollados en las últimas décadas, interfieren en múltiples aspectos tales como la expansión demográfica, demanda laboral y demanda alimenticia. Este último es crucial, ya que resalta la importancia de fortalecer la producción agrícola y ganadera para lograr abastecer dicha necesidad. Por otra parte, la OCDE y FAO (2020) señalan que, para el año 2029, la producción agrícola crecerá un 15% con respecto a la producción que se dio en los años 2017-2019.

El incremento en la producción agrícola implica una mayor demanda de recursos y generación de residuos. Este sector utilizó el 70% de agua dulce en el año 2011 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2012), y con el crecimiento de la producción, se proyecta un incremento en el uso de este recurso. Por otra parte, el aumento en la demanda de agua se traduce en la generación de un mayor volumen de agua residual con características asociadas al tipo y tamaño de la actividad productiva.

Como uno de los grandes problemas que afronta el sector agrícola es el manejo adecuado de sus aguas residuales (FAO, 2018), muchas de las tecnologías se enfocan en la mitigación de los impactos asociados a su incorrecta gestión y disposición. Romero (2010) menciona que la contaminación por nutrientes, como fosfatos y nitratos en ríos, lagos y embalses, ocasiona la eutroficación de estos. Este proceso puede ser tanto natural como acelerado por actividades antropogénicas. Algunas de las causas que resaltan por su impacto y contribución a esta problemática es el uso de fertilizantes agrícolas y la generación de estiércol animal que llegan a los cuerpos de agua por escorrentía o por una mala práctica de riego (García Miranda y Miranda Rosales, 2018).

Por otro lado, la producción agrícola hace uso de otros recursos, como el fósforo que es considerado uno de los elementos principales para el desarrollo apropiado de las plantas y animales (Sharpley, 2010). Este nutriente contribuye al desarrollo del cultivo logrando que se complete el ciclo normal de producción (Munera Velez y Meza Sepylveda, 2014). En este contexto, el incremento en la demanda alimenticia implicará el aumento en la demanda de este elemento. Sin embargo, Cordell et al. (2009) mencionan que el fósforo es considerado un recurso no renovable y que su agotamiento es inevitable en un periodo de 50 años, si no se implementan prácticas sostenibles en este sector productivo.

Se debe comprender que la composición de las aguas residuales provenientes de actividades agrícolas se caracteriza por contener una alta carga de fósforo y otros componentes que no se llegan a aprovechar a lo largo de todo el proceso productivo. Por lo que, para prevenir problemas ambientales como la eutroficación, se implementan tecnologías de tratamiento o recuperación que ayuden a mitigar los impactos generados por actividades agrícolas (Fúquene et al., 2019).

Molinos Senante et al. (2010), presentan la recuperación de fósforo de las aguas residuales como una alternativa de prevención a la escasez de este recurso. Con esto, no sólo se realizaría el tratamiento de los efluentes generados en las actividades agrícolas, sino que también se podría reutilizar el fósforo en las mismas cadenas productivas. Dado que, como menciona Sancho García (2020), las aguas residuales no deben ser tratadas únicamente como un residuo sino como un recurso, ya que almacena una gran cantidad de energía química en la materia orgánica y nutrientes como el fósforo y nitrógeno.

Una de las estrategias con beneficios sostenibles y económicos para la recuperación de nutrientes que se plantea en los últimos años, es la precipitación química de la estruvita. Este tratamiento es considerado un proceso económicamente viable para las industrias y empresas, ya que se obtienen beneficios económicos internos y externos por su aplicación (Molinos Senante et al., 2010). Esto dado a que la eliminación de fósforo de las aguas residuales se transformó en una

oportunidad para su recuperación y posterior reutilización en otras actividades, por ejemplo, como fertilizante en la agricultura. Por otra parte, la estruvita es considerada un fertilizante de liberación lenta (Nättorp et al., 2017), que a diferencia de los tradicionales, retrasan la disponibilidad de los nutrientes para las plantas permitiendo que se encuentren en un periodo de tiempo más largo. Con su aplicación se reducen las pérdidas por lixiviación o volatilización lo que hace que aumente la eficiencia del producto (Fierro Fierro y Vergara Onofre, 2011).

La estruvita es un fosfato mineral, del grupo de los ortofosfatos, que se conoce también como fosfato de magnesio y amonio hexahidratado (MAP). Este mineral, físicamente conocido como una sustancia cristalina blanca utilizada como fertilizante, tiene una solubilidad de 0.2 g/L (Jiménez García, 2019). Se menciona que un mineral puro de estruvita es aquel que contiene humedad inferior al 5% (Rama Huecas, 2014). Su composición teórica es puramente de magnesio, fósforo y amonio, aunque también se encuentran rastros de cromo, níquel y plomo. La formación de estruvita es una reacción donde se observa igualdad en las concentraciones molares de cada uno de sus principales componentes: magnesio, amonio y fósforo (1:1:1) (Larrahondo Chavez, 2019; Melcón Fernandez, 2019). La precipitación se puede controlar manteniendo el pH, temperatura y concentraciones máximas de cada uno de los nutrientes (Perez Gonzalez, 2012). Sin embargo, si el ambiente genera las condiciones adecuadas de la precipitación, esta se puede desarrollar de forma natural en algunos casos en específico.

La precipitación espontánea de estruvita puede llegar a ser perjudicial si no se la logra controlar. Por ejemplo, Jiménez García (2019) menciona que algunos procesos afectados por la generación de estruvita son los sistemas sobrenadantes de lodos en plantas de tratamiento de aguas residuales industriales y urbanos, digestión de lodos, tanques de almacenamiento de lodos y las líneas de descarga central. Por lo general, esta precipitación natural obstruye las tuberías utilizadas en los procesos previamente mencionados, ya que se incrusta en las paredes internas de la tubería provocando que la cavidad de los tubos implementados se reduzca. En este contexto, el uso de

reactores de cristalización para la precipitación controlada de estruvita, evita daños en procesos de tratamiento de aguas residuales (Melcón Fernandez, 2019).

La cristalización ocurre en dos etapas: nucleación y crecimiento. En la nucleación se combinan los iones de magnesio, amonio y fósforo para formar embriones de cristal. En la fase del crecimiento el cristal se desarrolla hasta alcanzar el equilibrio en la solución (Larrahondo Chavez, 2019). Sin embargo, la solubilidad (K_s) juega un papel fundamental para que se dé la reacción, ya que las concentraciones molares de estos iones deben superar la solubilidad de la estruvita (Figuerola Alee, 2010). Si se tiene una concentración adecuada de cada uno de los iones, la fase de la nucleación se desarrollará de forma óptima. Se hace especial enfoque en los fosfatos que se encuentran en las aguas residuales, ya que, si existe una disminución en las concentraciones de este componente, se verá reflejada directamente en la disminución de la precipitación de fósforo (Jiménez García, 2019).

El crecimiento de los cristales se da desde que empieza la nucleación, pero se detiene al momento en que las concentraciones de los iones se nivelan con la solubilidad de la estruvita (Jiménez García, 2019). Generalmente, la velocidad juega un papel importante en el crecimiento de los cristales de estruvita. Por ejemplo, si se quiere conseguir una gran cantidad de cristales pequeños se recomienda acelerar los valores de sobresaturación de la estruvita. Por el contrario, si se desea conseguir cristales de mayor tamaño, pero en menor cantidad, se debe minimizar la sobresaturación (Muñoz, 2015). Normalmente, los cristales de estruvita se encuentran de forma ortorrómbica, pero dependiendo de la forma de precipitación, también se pueden presentar en forma esférica o dendrítica. Esto se puede observar de mejor forma a través de Rayos X (Callejas Hernández et al., 2012).

Perez Gonzalez (2012) menciona que la solubilidad de la estruvita generada queda limitada por el pH, siendo que este valor debe ser superior a 5.5 para que no ocurra su dilución. El pH adecuado no se encuentra definido como tal, pero la literatura existente considera que cuando se alcanzan valores de pH mayores a 7.5, se favorece la formación del cristal de estruvita. Algunos estudios al

respecto señalan que la eficiencia de precipitación se encuentra entre los valores de pH entre 8.0-10.6 (Jiménez García, 2019). Por otra parte, cuando se alcanzan valores de pH superiores a 9.8, el amoníaco libre se puede volatilizar disminuyendo los procesos de precipitación de estruvita (Booker et al., 1999).

La composición de las aguas residuales y presencia de los componentes principales para la cristalización puede llegar a afectar la formación de estruvita. Por ejemplo, estudios demuestran que un exceso de magnesio llega a disminuir la pureza del cristal, pero que un exceso de amonio tiene un efecto contrario e incrementa su pureza. Por otro lado, la concentración de calcio determinará si existirá una formación de fosfato de calcio o de estruvita. Al aumentar la relación molar Ca/Mg, menor será la precipitación de estruvita, favoreciendo paralelamente la precipitación de fosfatos cálcicos (Pastor Alcañiz, 2008).

Al realizar una precipitación química controlada, añadiendo componentes que ayuden a maximizar la cristalización de la estruvita y disminuir otros precipitados, la eficiencia del proceso puede incrementar. Un estudio realizado con aguas residuales domésticas e industriales que pasan por un tratamiento de digestión anaerobia reportó que, al tener relaciones molares Ca/Mg de entre 1.2 y 1.6, la reducción de fósforo fue de 28-37%. En dicho estudio, se implementó como agente alcalino la solución de hidróxido sódico y la solución de cloruro de magnesio para lograr una relación molar de Mg/P de 0.8-1.2. Con estos parámetros ajustados, reportaron que se logró aumentar la eficiencia de la precipitación a valores superiores del 80% (Pastor Alcañiz, 2008).

Algunos estudios recomiendan que la cantidad de fósforo necesaria para producir estruvita es de 364.71 kg/día, el cual puede ser obtenido de algunos de los procesos productivos dependiendo del rubro y el volumen de producción. Sin embargo, cuando no se cuenta con esa cantidad, se decide añadir la diferencia requerida para la cristalización, lo cual permite que se alcance la remoción total de este nutriente presente en el agua residual. Por ejemplo, un estudio realizado en la granja porcina del Valle del Yaqui, a través de implementar un proceso de cristalización de estruvita después de un proceso de digestión anaerobia, llegó a una eliminación mayor de 80%, en N y P adicionando 364 Kg/d

de fósforo, ya que la granja solo producía 16.47 Kg/d. Con la implementación de los tratamientos de digestión anaerobia y posterior recuperación de nutrientes en forma de estruvita, la factibilidad económica es positiva. Además, Entre los beneficios adicionales del tratamiento se menciona la utilización el agua libre de nutrientes en procesos dentro de la granja porcina (Cervantes et al., 2007).

La precipitación de estruvita utilizando las aguas residuales de la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano se puede perfilar como una solución para disminuir la carga de nutrientes en los efluentes y a la vez plantear alternativas para su reincorporación en la agricultura. La institución cuenta con plantas industriales y producciones agrícolas que generan residuos con presencia de Fósforo y Nitrógeno, por lo que el planteamiento de alternativas para la captura del fósforo a través de la obtención de estruvita generaría tanto beneficios ambientales como económicos. Esta estrategia contribuye a la implementación de una economía circular, aprovechando el potencial de las aguas residuales para generar ahorros en la compra de fertilizantes para las actividades agrícolas de la institución. Este avance investigativo puede servir como guía para gestionar posibles proyectos posteriores dentro de la universidad o en otros escenarios productivos.

La carencia de un protocolo estandarizado para la precipitación de estruvita y el desconocimiento de los requerimientos específicos para las aguas residuales de diferentes actividades productivas, conduce a la necesidad de documentar el potencial de captura y remoción de fósforo de las aguas residuales obtenidas de actividades agropecuarias de la EAP Zamorano para la recuperación de estruvita. Para esto los objetivos específicos del estudio fueron: Analizar las condiciones que favorecen la precipitación de estruvita bajo condiciones controladas a escala de laboratorio, evaluar el porcentaje de remoción de fósforo y nitrógeno amoniacal presente en los efluentes residuales de dos actividades agrícolas desarrolladas en la EAP Zamorano y comparar la producción de estruvita recuperada a partir de los efluentes residuales evaluados.

Metodología

El estudio se desarrolló en el laboratorio del departamento de Ambiente y Desarrollo de la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano del municipio de San Antonio de Oriente, Francisco Morazán, Honduras. Para poder responder a los objetivos planteados, la investigación se dividió en dos fases. La primera se enfocó en conocer las condiciones de operación para la precipitación de estruvita en un ambiente controlado a partir de soluciones preparadas en el laboratorio; los resultados obtenidos se utilizaron para la siguiente fase, en donde se aplicaron las condiciones de operación para el desarrollo de la cristalización con efluentes de la planta de ganado porcino y lixiviados de agricultura intensiva.

Precipitación de Estruvita Bajo Condiciones Controladas

Las variables que se deben controlar para asegurar la precipitación de estruvita son la relación magnesio/fósforo (Mg/P), pH, temperatura, velocidad de agitación y tiempo de retención hidráulica (TRH). Al carecer de un protocolo estandarizado para la precipitación de estruvita se desarrolló el proceso de operación a partir de la verificación de los factores mencionados (Cuadro 1). Los ensayos se realizaron a temperatura ambiente (21-25°C), ya que la mayoría de las investigaciones mencionan que solo las temperaturas mayores a los 50°C interfieren en la formación de los cristales y que la precipitación se desarrolla con mínimas diferencias entre 15 y 35°C (Hanhoun et al., 2011). La velocidad de agitación se fijó a 250 RPM y no se manipulo a lo largo del estudio por el prototipo de agitación utilizado en laboratorio. Además, Wilsenach et al. (2007) mencionan que las diferencias se observan cuando se aumenta la velocidad por encima de las 300 RPM ocasionando que la eficiencia de la precipitación disminuya.

Cuadro 1

Factores que influyen en la precipitación de estruvita

Rangos	Mg/P (molar)	pH	TRH (horas)	Temperatura (°C)	Velocidad de agitación (RPM)
Recomendados	0.9-1.1	8.0-11.7	2-11	15-30	40-300
Definidos	0.45 y 1.0	8.2-11.7	2-7	21-25	250

Nota: Los rangos recomendados se mencionan en los estudios de Pastor Alcañiz (2008); Larrahondo Chavez (2019); Jiménez García (2019) y Figueroa Alea (2010).

Para asegurar estas condiciones, se realizó el montaje de un prototipo de tanque de agitación a escala laboratorio, para el cual se utilizó tres unidades de agitación mecánica para uso general Stir-Pak 04555-00. Las ventajas de este equipo fueron la presencia de aspas para la agitación, la facilidad de manipular la velocidad de agitación y la facilidad de la limpieza para cada ensayo. Junto con este, se utilizaron beakers de 2 L para contener la solución y el precipitado obtenido de cada ensayo.

Las soluciones preparadas (Cuadro 2) se realizaron con dos propósitos: las dos soluciones de simulación tienen la intención de presentar características de composición similares a las aguas residuales de actividades agrícolas, y las últimas tres soluciones se utilizaron para impulsar la precipitación. Pastor Alcañiz (2008) propone utilizar amonio dihidrógeno fosfato ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) y cloruro de amonio (NH_4Cl) como mezcla para la solución de simulación. Sin embargo, se realizaron las siguientes ecuaciones para sustituir el reactivo $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$, ya que no se contaba con este en el laboratorio.

Se utilizaron las Ecuaciones 1 y 2 para conocer el aporte de PO_4 y NH_4 de la cantidad de $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ que utiliza Pastor Alcañiz (2008).

$$\frac{g}{L} \text{PO}_4 = 0.324 \frac{g}{L} \text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4 \times \frac{95 \frac{g}{L} \text{PO}_4}{115 \frac{g}{L} \text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4} = 0.267 \frac{g}{L} \text{PO}_4 \quad [1]$$

$$\frac{g}{L} \text{NH}_4 = 0.324 \frac{g}{L} \text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4 \times \frac{18 \frac{g}{L} \text{NH}_4}{115 \frac{g}{L} \text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4} = 0.05071 \frac{g}{L} \text{NH}_4 \quad [2]$$

Se decidió la cantidad a utilizar de KH_2PO_4 para lograr la concentración de PO_4 calculado a partir de la Ecuación 3.

$$\frac{g}{L} KH_2PO_4 = 0.267 \frac{g}{L} PO_4 \times \frac{136.09 g KH_2PO_4}{95 g PO_4} = 0.38 g KH_2PO_4 \quad [3]$$

Se decidió la cantidad de NH_3OH y CH_3COONH_4 para alcanzar la concentración de NH_4 con la utilización de las Ecuaciones 4 y 5.

$$ml NH_3OH = 0.05071 \frac{g}{L} NH_4 \times \frac{34 g NH_3OH}{18 g NH_4} \times \frac{1 ml NH_3OH}{0.0903 g NH_3OH} \times \frac{100 ml}{25 ml} = 4.24 ml NH_3OH \quad [4]$$

$$\frac{g}{L} CH_3COONH_4 = 0.5071 \frac{g}{L} NH_4 \times \frac{77.082 g CH_3COONH_4}{18 g NH_4} = 2.1716 g CH_3COONH_4 \quad [5]$$

Cuadro 2

Composición de las soluciones preparadas

Soluciones preparadas	Composición	P- PO_4 (mg/L)	N- NH_4 (mg/L)	pH
Solución de simulación 1	0.38 mg/L de KH_2PO_4 , 4.24 mL de NH_3OH y 120.5 mg/L de NH_4Cl	87.08	70.92	10.2
Solución de simulación 2	0.38 g/L de KH_2PO_4 , 2.1716 g/L de CH_3COONH_4 y 120.5 mg/L de NH_4Cl	87.08	70.92	6.2
Solución para control de pH	NaOH 0.1 M	-	-	-
Solución para control de Mg/P (A)	2.16 g/L de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$	-	-	-
Solución para control de Mg/P (B)	3.6 g/L de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$	-	-	-

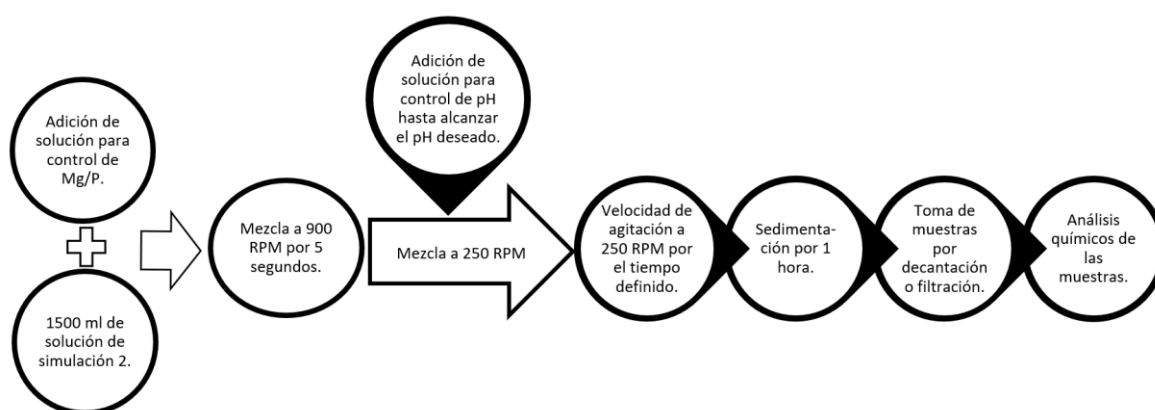
Nota. Las soluciones para control de pH y Mg/P se sugieren por Pastor Alcañiz (2008); Larrahondo Chavez (2019) y Blanco Redondo (2016).

Se realizaron un total de 24 ensayos para ajustar el proceso de cristalización bajo condiciones controladas. Los primeros 6 se realizaron con 1,500 ml de la solución de simulación 1 y con la ayuda de buretas se adicionó las soluciones para control de pH y de Mg/P (A). Estas dos soluciones se adicionaban manualmente cada 30 minutos esperando el desarrollo del precipitado. Sin embargo, al observar que no presentaba cambios de pH y no había formación de cristales luego de 3 horas, se decidió modificar el proceso de precipitación para los siguientes ensayos (Figura 1). Se modificó la forma de adicionar las soluciones para control de pH y Mg/P. Se decidió suplantar las buretas por

probetas para adicionar las soluciones al inicio de cada ensayo. Además, se dejó la agitación por el tiempo definido para cada ensayo sin interferir en todo ese periodo de agitación.

Figura 1

Procedimiento de precipitación de estruvita



Para la verificación del protocolo modificado (Figura 1) se realizó un total de 18 ensayos, agrupando las variantes en 3 categorías según el parámetro que se deseaba modificar (Cuadro 3). Cabe mencionar que, la adición de las soluciones se hizo con ayuda de probetas y la filtración se realizó con el equipo Gast con filtros de fibra de vidrio ADVANTEC.

Cuadro 3

Parámetros definidos para los ensayos.

Categoría	Ensayos	Solución para control de Mg/P	Rango de pH	Rango de TRH (horas)	Método para toma de muestras
Sin filtración y pH variable	M1-M6	119.38 ml de solución A	8.2-11.7	2	Decantación
Filtración y pH variable	M7-M12	119.38 ml de solución A	8.2-11.7	2	Filtración
Filtración y pH fijo	M13-M18	140.85 ml de solución B	9.6	2-7	Filtración

Se tomaron muestras antes y después de la precipitación para determinar la concentración de P-PO₄, N-NH₃ y dureza (magnesio y calcio) conforme a la metodología descrita en el Cuadro 4. Las muestras para el análisis de fósforo y nitrógeno amoniacal fueron preservadas bajo refrigeración y a

un pH<2 mediante la adición de H₂SO₄, pero las que iban a ser analizadas para determinar dureza sólo se refrigeraron. Cabe mencionar que, para realizar el análisis de fósforo, previamente se realizó una curva de calibración entre 1-10 mg/L de fósforo para lograr una lectura con el espectrofotómetro de UV-Visible Agilent, utilizando una longitud de onda de 420 nm. Las muestras para el análisis de fósforo se prepararon con la digestión de ácido sulfúrico-nítrico, la concentración de magnesio se determinó a partir de los análisis de dureza y calcio (American Public Health Association [APHA], 2012).

Cuadro 4

Análisis químicos del efluente posterior a la precipitación

Ensayo	Método	Referencia
Fósforo total (P-PO ₄)	Colorimétrico con Ácido de Vanadomolibdofosfórico	APHA (2012)
Nitrógeno (N-NH ₃)	Titrimétrico	APHA (2012)
Dureza	Titrimétrico con EDTA	APHA (2012)
Calcio	Titrimétrico con EDTA	APHA (2012)
Magnesio	Calculación	APHA (2012)

El estudio utilizó la estadística descriptiva para conocer las condiciones óptimas de operación para la remoción de fósforo como estruvita. Se utilizó el software Microsoft Excel 2019 para la realización de gráficos de relación y cuadros presentados en la presente investigación con el propósito de conocer la eficiencia de remoción de fósforo y nitrógeno amoniacal de cada uno de los ensayos.

Precipitación de Estruvita a partir de Efluentes Residuales de la EAP Zamorano

El protocolo de cristalización validado en la primera fase de la investigación se aplicó para el tratamiento de los efluentes agrícolas seleccionados de la EAP Zamorano. Esto dado a que diversos autores mencionan que el tratamiento de precipitación se puede desarrollar beneficiosamente en este tipo de actividades agrícolas (Blanco Redondo, 2016; Cervantes et al., 2007). En este contexto, se recolectaron muestras de 3 sitios dentro del campus universitario: lixiviados del invernadero N°4 de Zona 3, efluentes de la producción porcina en la salida del biodigestor y en la salida de la laguna de oxidación 2.

De cada sitio se recolectó un total de 6 L de muestra con la ayuda de jarras plásticas y envases de 1.5 L. Los efluentes de la producción porcina no presentaron problema al momento del muestreo, ya que las tuberías conectadas sirvieron para una extracción sencilla. Las muestras de los lixiviados del invernadero fueron canalizados y protegidos de la precipitación para su recolección. El cultivo del invernadero seleccionado fue tomate en su etapa de maduración, al cual se le aplicaba fertilización y riego por goteo durante todo el día.

Las muestras se trasladaron al laboratorio del departamento de IAD para su caracterización y posterior precipitación química de estruvita. Se utilizó el mismo montaje y protocolo validado en la fase 1. Se utilizó la solución de NaOH 0.1 M para controlar el pH y la solución de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ a una concentración de 7,200 mg/L. La cantidad de solución agregada varió según las características que presentaba cada efluente. A partir de la caracterización previa de cada efluente antes de la precipitación se trabajó con cálculos (Ecuación 7, 8 y 9) para obtener una composición molar Mg/ PO_4 de 1 (Ecuación 6).

$$\frac{C}{A} = 1 \quad [6]$$

$$A = B \times \frac{1 \text{ mol } PO_4}{94.9 \text{ g } PO_4} \quad [7]$$

$$D = C \times \frac{24.305 \text{ g } Mg}{1 \text{ mol } Mg} \quad [8]$$

$$E = D \times \frac{1000 \text{ ml } MgCl_2 \cdot 6H_2O}{0.86 \text{ g } Mg} \times \frac{1500 \text{ ml } MgCl_2 \cdot 6H_2O}{1000 \text{ ml } MgCl_2 \cdot 6H_2O} \quad [9]$$

Donde:

A= moles de PO_4 del efluente utilizado.

B= gramos de PO_4 del efluente utilizado.

C= moles de Mg necesarios para lograr una relación molar Mg/ PO_4 de 1.

D= gramos de Mg necesarios para lograr la relación molar Mg/ PO_4 de 1.

E= mililitros de la solución $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ a adicionar.

Se realizaron tres repeticiones por cada punto de muestreo, dando un total de 9 ensayos.

Posterior a la precipitación de cada ensayo se recolectaron las muestras de los efluentes y se preservaron en refrigeración con adición de H_2SO_4 para analizar P-PO_4 y N-NH_3 , y sin adición de ácido para analizar dureza. Los análisis de los ensayos se describen en el Cuadro 5, excluyendo los análisis de magnesio, ya que se analizó la dureza total que es la suma de calcio como CaCO_3 y magnesio como CaCO_3 (APHA, 2012). La evaluación del desempeño de remoción de los nutrientes a partir de la precipitación se calculó con la Ecuación 10.

$$\text{Remoción (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad [10]$$

Donde:

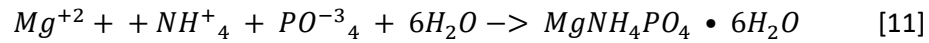
C_i = Concentración inicial

C_f = Concentración final

El análisis estadístico fue descriptivo y se utilizó el software Microsoft Excel 2019 para poder realizar las medidas estándar y de tendencia. Se calcularon los promedios, desviación estándar y coeficiente de variación para conocer en cuál efluente hubo mayor remoción de nutrientes por precipitación.

Comparación de la Producción de Estruvita Recuperada a partir de los Efluentes Evaluados

Los análisis efectuados en la Fase 2 sirvieron para calcular la cantidad de estruvita recuperada para cada efluente a partir del balance estequiométrico expresado en la Ecuación 11. Se utilizó las Ecuaciones 12 y 13 para conocer la recuperación en mg/L de los nutrientes de fósforo y nitrógeno. Con respecto al magnesio, se utilizó la cantidad en mg/L que se adicionó a cada efluente con la solución para controlar la relación molar Mg/P en la Fase 2.



$$P - PO_4 (total) = P - PO_4 (pre\ precipitación) - P - PO_4 (post\ precipitación) \quad [12]$$

$$N - NH_3 (total) = N - NH_3 (pre\ precipitación) - N - NH_3 (post\ precipitación) \quad [13]$$

Con los valores obtenidos en mg/L se realizaron las relaciones molares por nutriente (Ecuaciones 14, 15 y 16). Posteriormente, se determinó el nutriente limitante para la precipitación de estruvita. Finalmente, la cantidad de estruvita recuperable se expresó en g/m³ tomando en cuenta que su peso molecular es de 245.41 g/mol.

$$\frac{mol}{L} P - PO_4 = P - PO_4 (total) \frac{g}{L} \times \frac{1\ mol}{30.973\ g\ P-PO_4} \quad [14]$$

$$\frac{mol}{L} N - NH_3 = N - NH_3 (total) \frac{g}{L} \times \frac{1\ mol}{14.006\ g\ N-NH_3} \quad [15]$$

$$\frac{mol}{L} Mg = Mg \frac{g}{L} \times \frac{1\ mol}{24.305\ g\ Mg} \quad [16]$$

Resultados y Discusión

Precipitación de Estruvita en Condiciones Controladas de Laboratorio

En el Cuadro 5 se presentan las condiciones aplicadas a los ensayos y los resultados de remoción obtenidos. La decisión de utilizar una relación molar de Mg/P por debajo de lo sugerido para la precipitación (Cuadro 1) fue para observar la remoción que se puede obtener cuando se tiene como limitante el magnesio y no se logra cumplir la relación molar recomendada. Como los rangos de pH y TRH donde ocurre la precipitación son amplios (Cuadro 1) se decidió tener seis valores dentro de estos para conocer la eficiencia de remoción para cada uno. Finalmente, la filtración se llevó a cabo para evitar la interferencia de cristales en suspensión en los análisis químicos de cada muestra, ya que el prototipo de precipitación descrito en la presente investigación no cuenta con un separador de sólidos como el utilizado en el estudio de Pastor Alcañiz (2008).

Uno de los resultados esperados luego de completar la cristalización es la eliminación de magnesio presente en la solución. Para esta fase la única fuente de magnesio fue la solución adicionada para alcanzar la relación molar Mg/P. Dicho esto, se puede observar en el Cuadro 5 que ocurrió la remoción total de magnesio en la mayoría de los ensayos. Los ensayos M8 y M9 presentan una remoción menor al 50% a un pH de 8.2 y 11.7, respectivamente. Este comportamiento encontrado en la presente investigación se relaciona con los grados de super saturación que reportan Ronteltap et al. (2010). En su estudio presentan que a un pH de 8 y 11 los rangos de super saturación de los cristales son de 2.11 y 2.21, respectivamente. Los cuales son los dos valores más bajos reportados. Sin embargo, se menciona que el mayor grado de super saturación, el cual es 2.87, se encuentra a un pH de 9. Cabe mencionar que la super saturación ocasiona un aumento en la nucleación de estruvita (Bouropoulos y Koutsoukos, 2000). Es decir que, proporciona una mayor formación de cristales de estruvita (Mersmann, 2001).

Cuadro 5*Condiciones de operación y remoción por ensayo*

Ensayo	Mg/P	pH	TRH (horas)	Filtración	Remoción (%)		
					P-PO4	Mg	N-NH3
M1	0.45	8.2	2	No	59.84	93.09	19.57
M2	0.45	8.9	2	No	68.00	100.00	16.11
M3	0.45	11.7	2	No	62.10	100.00	37.24
M4	0.45	9.6	2	No	67.91	100.00	4.45
M5	0.45	10.3	2	No	57.24	100.00	42.86
M6	0.45	11	2	No	67.49	100.00	9.13
M7	0.45	8.9	2	Sí	63.80	100.00	1.17
M8	0.45	8.2	2	Sí	56.56	48.44	4.92
M9	0.45	11.7	2	Sí	59.26	35.00	33.49
M10	0.45	9.6	2	Sí	70.82	100.00	6.79
M11	0.45	10.3	2	Sí	69.67	100.00	22.72
M12	0.45	11	2	Sí	70.08	100.00	3.98
M13	1	9.6	2	Sí	79.51	100.00	19.92
M14	1	9.6	3	Sí	80.91	100.00	17.07
M15	1	9.6	4	Sí	79.57	100.00	25.61
M16	1	9.6	5	Sí	77.52	100.00	23.17
M17	1	9.6	6	Sí	74.13	100.00	17.48
M18	1	9.6	7	Sí	78.53	97.69	18.70

En el Cuadro 6 se puede observar los resultados en mg/L de los análisis realizados a cada ensayo antes y después de la precipitación con su respectiva remoción. Se presentan los nutrientes de fósforo y nitrógeno únicamente, ya que son los nutrientes que se presentan normalmente en las aguas residuales agrícolas (Rivas Castro, 2019) y porque el magnesio en este estudio se utiliza como detonante para la precipitación.

Cuadro 6*Concentraciones y eficiencia de remoción de los ensayos*

Ensayo	Pre precipitación		Post precipitación		Remoción	
	P-PO4 (mg/L)	N-NH3 (mg/L)	P-PO4 (mg/L)	N-NH3 (mg/L)	P-PO4 (mg/L)	N-NH3 (mg/L)
M1	85.34	298.90	34.27	240.41	51.07	58.49
M2	85.50	298.90	27.36	250.76	58.14	48.14
M3	85.49	298.90	32.40	187.60	53.09	111.30
M4	85.48	298.90	27.43	285.60	58.05	13.30
M5	85.53	298.90	36.58	170.80	48.96	128.10
M6	85.49	298.90	27.79	271.60	57.70	27.30
M7	85.48	298.90	30.94	295.40	54.53	3.50
M8	85.34	298.90	37.07	284.20	48.27	14.70
M9	85.41	298.90	34.79	198.80	50.61	100.10
M10	85.51	298.90	24.95	278.60	60.55	20.30
M11	85.44	298.90	25.91	231.00	59.53	67.90
M12	85.40	298.90	25.55	287.00	59.85	11.90
M13	85.52	344.40	17.53	275.80	68.00	68.60
M14	85.32	344.40	16.29	285.60	69.03	58.80
M15	85.47	344.40	17.46	256.20	68.01	88.20
M16	85.37	344.40	19.19	264.60	66.18	79.80
M17	85.51	344.40	22.12	284.20	63.39	60.20
M18	85.32	344.40	18.32	280.00	67.01	64.40

La decisión de utilizar la filtración antes de analizar las muestras se puede comprender al tener en cuenta que existe diferencia entre los resultados que no se filtraron con los que sí. En caso de obtener resultados similares, la filtración no sería un factor para considerar en los ensayos posteriores. Para mayor comprensión se presenta la Figura 2 y 3, donde se encuentran los resultados de las muestras M1-M12 con respecto a la remoción de fósforo y nitrógeno. A pesar de que en los ensayos M1-M6 sin filtración se obtienen remociones superiores, se selecciona la filtración para evitar infiltración de cristales en suspensión.

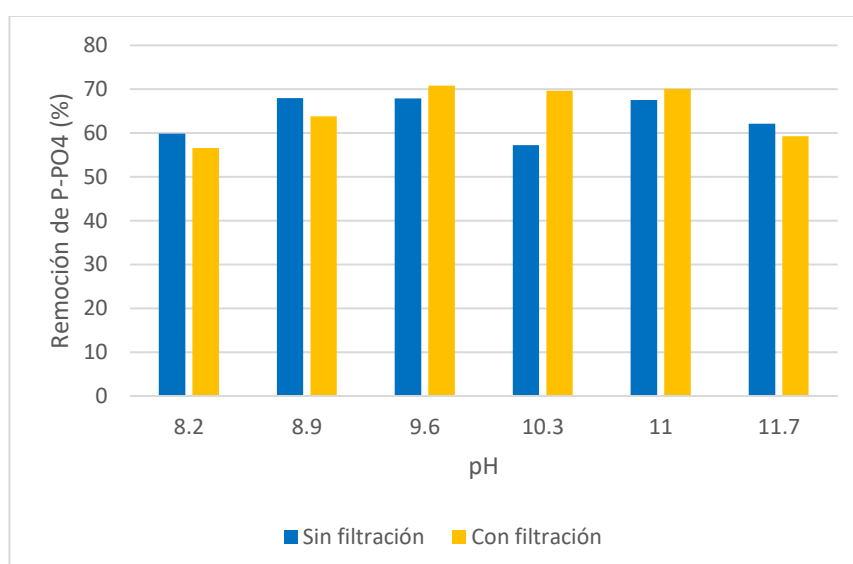
Al observar el comportamiento de las muestras filtradas, la remoción de fósforo aumenta a medida se aumenta el pH. Lo cual concuerda con la precipitación reportada por Adnan et al. (2003), ya que demuestran una precipitación paralela al aumento del pH. Por otro lado, Pastor Alcañiz (2008)

reporta eficiencias de remoción de fósforo mayor a 50% en un intervalo de pH de 8.2 a 9.5, donde la mayor eficiencia (76.1%) ocurre a un pH de 9.5 y una relación molar Mg/P de 0.9.

La mayor eficiencia de remoción de fósforo alcanzada en este estudio dentro de los primeros 12 ensayos es de 70.82%. El cual se encuentra a un pH de 9.6. La diferencia entre la remoción reportada por Pastor Alcañiz (2008) y esta investigación se da por la relación molar Mg/P utilizada, ya que se debe recordar que los primeros 12 ensayos se encontraron a una relación de 0.45 (Cuadro 5).

Figura 2

Remoción de fósforo (%) a diferentes unidades de pH

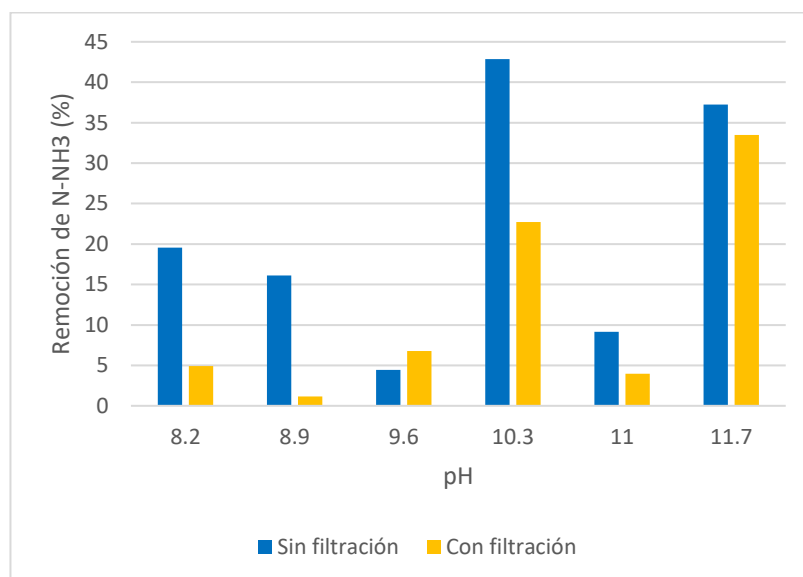


Con respecto al nitrógeno, se observa que no existe un rango apropiado de pH para su remoción. En otras palabras, es que la remoción de nitrógeno se observa en pH puntuales como de 10.3 y 11.7 con 22.72 y 33.49% respectivamente para las muestras filtradas (Figura 3). Este comportamiento concuerda con el estudio de Larrahondo Chavez (2019), ya que en el intervalo de pH de 8.47 a 11.48, reporta que las más altas remociones se dieron a un pH de 9.96 y 11.27 con una eficiencia de 31.5 y 28.2%, respectivamente. Mismo estudio se desarrolló con una relación molar Mg/P de 1, la cual se diferencia de la relación molar que se utilizó para los ensayos M1-M12 de la presente investigación. La remoción de nitrógeno no es completa, ya que parte del nitrógeno precipita con la

cantidad molar disponible de fósforo, convirtiéndose este último en el elemento limitante para la precipitación.

Figura 3

Remoción de nitrógeno (%) a diferentes unidades de pH



Se debe hacer énfasis en que, tanto en la presente investigación como en los estudios de Pastor Alcañiz (2008) y Larrahondo Chavez (2019), se encontró la mayor remoción de fósforo y nitrógeno a valores de pH similares. Como ya se mencionó, la diferencia con las unidades reportadas de remoción se debe a la relación molar de Mg/P, ya que en esta investigación se utilizó una relación de 0.45. Por otro lado, la investigación de Song et al. (2007), demuestra que se obtiene una remoción de fósforo por encima del 95% con un aumento en la relación molar de 1.4 y un pH de 9.5. De igual forma, Uysal et al. (2010), menciona que logra una mayor remoción (95%) de fósforo al aumentar la relación molar a 1.5.

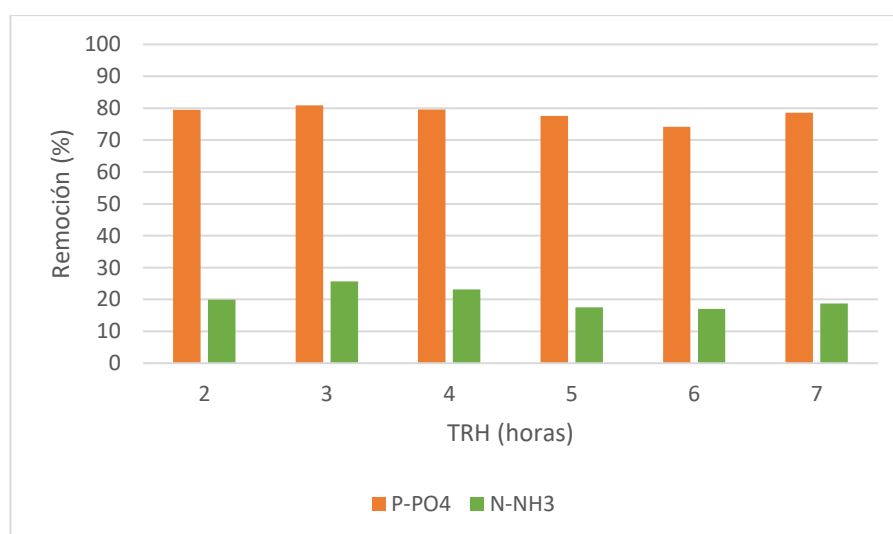
Para desarrollar los ensayos M13-M18 se tomó la decisión de trabajar con la relación molar Mg/P de 1.0, que es la óptima para la precipitación de estruvita (Kim et al., 2016; Liu et al., 2011), y con el pH de 9.6, ya que en este se alcanzó la mayor remoción de fósforo en los ensayos M1-M12. No se utilizó el pH de 10.3, donde ocurre de igual forma una alta remoción de nitrógeno y fósforo, porque

este pH impulsa la precipitación de otros compuestos como la hidroxipatita, fosfato dicálcico, fosfato octacálcico y otros precipitados (Rahman et al., 2014). Estas reacciones pueden interferir en el desarrollo de la segunda fase de esta investigación.

En la Figura 4 se puede observar la remoción de fósforo y nitrógeno frente a la variación del TRH. La máxima remoción registrada (80.91% de fósforo y 25.61% de nitrógeno amoniacal) se presenta a un TRH de 3 horas. Sin embargo, no se observan variaciones superiores al 8% en cuanto a la remoción de estos nutrientes, ya que los valores de eficiencia de remoción de fósforo se encuentran entre 74 a 80% y lo de nitrógeno entre 17 a 25%. Lo anterior denota que no existe una relación entre ambas variables, lo cual concuerda con Pastor Alcañiz (2008), quien reporta que el TRH no influye en la remoción de los nutrientes para la precipitación de estruvita y que sólo se observa una diferencia en el tamaño de los cristales formados. Posterior de las 3 horas la tendencia en la eficiencia de remoción de los nutrientes empieza a disminuir hasta 6% en un tiempo de retención hidráulica de 6 horas. Esto se puede explicar por la redisolución que puede ocurrir por la constante agitación a la que se someten los cristales formados.

Figura 4

Remoción de nutrientes dependiendo del TRH a un pH de 9.6



Con los resultados obtenidos en esta fase, se procede a realizar la segunda fase de la investigación. Se mantuvieron las variables donde se registró la mayor eficiencia de remoción de nutrientes: pH de 9.6, relación molar Mg/P de 1, TRH de 3 horas y filtración para toda la toma de muestras posterior a la precipitación. Además, se siguió el procedimiento descrito en la Figura 2, ya que se pudo apreciar los cristales formados por el proceso de precipitación (Anexo A).

Precipitación de Estruvita a partir de los Efluentes Residuales de Zamorano

Los puntos seleccionados para la toma de muestras del efluente de la granja porcina se resaltan en el Anexo B. Estas se dividieron en dos puntos: posterior al tratamiento secundario de la laguna de oxidación 2 y del biodigestor. El canal construido para la toma de muestra de los lixiviados del invernadero 4 se observa en el Anexo C. A partir del volumen recolectado para cada efluente se realizaron ensayos de precipitación por triplicado. Las características de los efluentes seleccionados se presentan en el Cuadro 6. La concentración de fósforo en la muestra de agua residual de la laguna de oxidación es de 93.89 mg/L, siendo la concentración más baja de los tres puntos recolectados. Este punto se encuentra conectado en serie después de la salida del biodigestor, por lo que su tiempo de retención en el sistema es mayor y el fósforo pudo eliminarse en conjunto con la precipitación de lodos en el fondo de la laguna (Arias Lopez, 2006). Las mayores concentraciones de nitrógeno pertenecen a los efluentes de la granja porcina que son tratadas en biodigestores y lagunas anaerobias, dando como resultado la predominancia como nitrógeno amoniacal (N-NH_3) (Cárdenas Calvachi y Sánchez Ortiz, 2013).

Todos los efluentes recolectados tienen una concentración mayor de nutrientes a la que se usó en la Fase 1 de esta investigación, lo cual favorece la formación de cristales de estruvita precipitados (Jaffer et al., 2002). Sin embargo, se necesitará de igual forma la adición de las soluciones para control de pH y relación molar Mg/P, ya que todos los efluentes presentan un pH menor o igual a 7.0 y una menor cantidad de magnesio cuantificado a través del ensayo de dureza.

Cuadro 7*Características iniciales de los efluentes seleccionados*

Lugar	pH	P-PO ₄ (mg/L)	Dureza (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)
Laguna	6.6.	93.89	70	252
Zona 3	6.8	153	520	84
Biodigestor	7.0	352	320	672

Los resultados obtenidos luego de la precipitación se presentan en el Cuadro 8. Es de notar que, la concentración de fósforo en el efluente después de la precipitación se encuentra menor a 15 mg/L en la mayoría de los ensayos y menor a 2 mg/L en todos los ensayos realizados al efluente de Zona 3. En el último efluente mencionado las eficiencias de remoción de fósforo fueron las más altas dando un promedio de 99% (Cuadro 9). La remoción de fósforo obtenida en el efluente del tratamiento de biodigestión fue de 340 mg/L, valor dos veces mayor a la remoción en mg/L que se tuvo con el efluente de Zona 3, alcanzando una eficiencia de remoción del 97%. Esta diferencia se puede explicar observando el Figura 6, ya que las características iniciales de los efluentes determinan la cantidad de estruvita generada con la precipitación (Jaffer et al., 2002).

La eficiencia de la remoción de fósforo para los tres efluentes es superior al 80% (Figura 6). Esto se explica por la forma en que se encuentra el fósforo presente, ya que, por los fertilizantes utilizados y el alimento proporcionado a los animales de la granja porcina, es mayormente como fosfato, favoreciendo la precipitación de este nutriente en forma de estruvita (Adnan et al., 2003).

Los efluentes que provienen de laguna anaerobia y biodigestor obtuvieron remociones promedio de 84% y 97% (Figura 5). Esta diferencia se explica por las concentraciones iniciales de fósforo que presentan. Münch y Barr (2001) y Jaffer et al. (2002) en sus investigaciones mencionan que escogieron su efluente a tratar con precipitación por ser proveniente de digestores anaerobios con concentraciones iniciales de fósforo mayores a 200 mg/L. En el Cuadro 7 se puede observar que las mayores concentraciones iniciales de fósforo se presentan para efluentes posterior al biodigestor y para los lixiviados de Zona 3, donde se obtuvieron remociones de fósforo mayores al 97%.

La remoción de la dureza (calcio y magnesio) es inferior al 48% en los tres efluentes (Cuadro 9), ya que se adicionó una fuente de magnesio que logre cumplir la relación molar Mg/P de 1.0. Esto contribuyó al incremento de la dureza y a que el magnesio presente no se redujera por completo, ya que sólo se consumió el magnesio añadido durante el proceso de precipitación.

Con respecto al nitrógeno, la eficiencia de remoción se encuentra entre 50-80%. Lo cual va de acuerdo con los valores reportados por Song et al. (2007), ya que en su estudio con aguas residuales porcinas presenta una remoción de nitrógeno entre 50-89%.

Cuadro 8

Concentración y remoción de nutrientes de los efluentes posterior a la precipitación

Lugar	Ensayo	Post precipitación			Remoción		
		P-PO4 (mg/L)	CaCO3 (mg/L)	N-NH3 (mg/L)	P-PO4 (mg/L)	CaCO3 (mg/L)	N-NH3 (mg/L)
Laguna	M19	13.1	66	56	80.79	10	196
	M20	16.02	62	56	77.87	8	196
	M21	13.44	58	56	80.45	12	196
Zona 3	M22	0.66	254	22	152.34	266	61.6
	M23	0.39	296	17	152.61	224	67.2
	M24	1.29	258	17	151.71	262	67.2
Biodigestor	M25	4.85	234	252	347.15	86	420
	M26	11.71	238	280	340.29	82	392
	M27	10.1	242	364	341.9	78	308

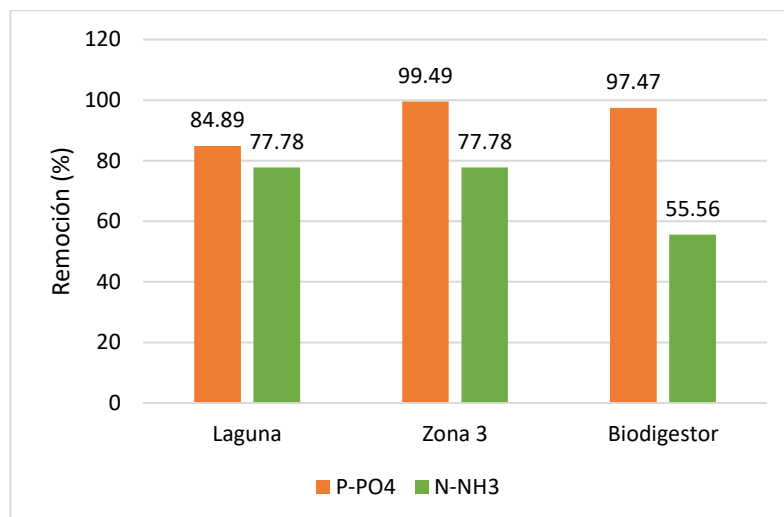
Cuadro 9

Eficiencia (%) de remoción de nutrientes en los efluentes precipitados

	Laguna			Zona 3			Biodigestor		
	P-PO4 (%)	CaCO3 (%)	N-NH3 (%)	P-PO4 (%)	CaCO3 (%)	N-NH3 (%)	P-PO4 (%)	CaCO3 (%)	N-NH3 (%)
Promedio	84.9	14.3	77.8	99.5	48.2	77.8	97.5	25.6	55.6
C.V.	2.0%	20.0%	0.0%	0.3%	9.2%	4.9%	1.0%	4.9%	15.6%
Max.	86.0	17.1	77.8	99.7	51.2	80.0	98.6	26.9	62.5
Min.	82.9	11.4	77.8	99.2	43.1	73.3	96.7	24.4	45.8
Mediana	85.7	14.3	77.8	99.6	50.4	80.0	97.1	25.6	58.3

Figura 5

Eficiencia de remoción de nutrientes por efluente



Este proceso reporta una mayor efectividad de fósforo que de nitrógeno, ya que las concentraciones iniciales de nitrógeno con la que vienen los efluentes son superiores a las concentraciones de fósforo. Esta diferencia ocasiona que ocurra una relación molar P/N mayor a 1, es decir que, exista un exceso de nitrógeno que no se logra precipitar, ya que la reacción molar de la estruvita es de 1:1:1, lo que provoca que se desarrolle su precipitación, pero que no se consuma por completo el nitrógeno (Larrahondo Chavez, 2019). Para alcanzar una mayor eficiencia con respecto a la remoción de nitrógeno se debería adicionar otra fuente de fósforo para que se consuma el nitrógeno faltante.

Comparación de la Producción de Estruvita Recuperada a partir de los Efluentes Evaluados

A partir del Cuadro 8, se presenta el promedio recuperable de fósforo y nitrógeno en mg/L (Cuadro 10). En este caso, la concentración de magnesio reportado es el que se adicionó a cada uno de los efluentes a través de la solución para control de la relación Mg/P en la Fase 2. Por otra parte, el Cuadro 11 presenta la recuperación de nutrientes en mmol/L. Suponiendo que se tienen las condiciones adecuadas para la precipitación se puede observar que, en dos de los 3 efluentes, el nutriente limitante es el magnesio. En el caso del efluente posterior al tratamiento de la laguna

facultativa el nutriente limitante es el fósforo. Este comportamiento se debe a las pérdidas de fosforo en los lodos sedimentados al fondo de las lagunas por su naturaleza como tratamiento secundario (Arias Lopez, 2006).

Por otro lado, la mayor recuperación de estruvita se da en los fluentes de la granja porcina con 631.51 g/m³ y 909.60 g/m³ al realizar la precipitación posterior al tratamiento de la laguna facultativa y biodigestión, respectivamente. Por cada metro cúbico de agua residual precipitada se obtiene más de 450 g de estruvita. Larrahondo Chavez (2019) reporta que por cada m³ de agua tratada se recupera 62.36 g de estruvita, la diferencia es que el autor utiliza efluentes con concentraciones menores de 20 mg/L de fósforo y nitrógeno, ya que se trata de aguas residuales domésticas. De igual forma, en otro estudio, donde se utilizaron condiciones apropiadas para la precipitación, la recuperación de estruvita fue mayor a los 200 g/m³ (Pastor Alcañiz, 2008).

Cuadro 10

Recuperación de nutrientes por efluente (mg/L)

Resultados	Laguna			Zona 3			Biodigestor		
	P-PO4	Mg	N-NH3	P-PO4	Mg	N-NH3	P-PO4	Mg	N-NH3
Promedio	79.70	67.60	196.00	152.22	45.30	65.33	343.11	90.09	373.33
C.V.	49.97	-	3.98149E+15	329.62	-	20.21	95.68	-	6.41
Max.	80.79	-	196	152.61	-	67.20	347.15	-	420.00
Min.	77.87	-	196	151.71	-	61.60	340.29	-	308.00
Mediana	80.45	-	196	152.34	-	67.20	341.90	-	58.33

Cuadro 11

Recuperación de estruvita por efluente

Lugar	P-PO4 (mmol/L)	N-NH3 (mmol/L)	Mg (mmol/L)	Estruvita (mmol/L)	Estruvita (g/m ³)
Laguna	2.57	13.99	2.78	2.57	631.51
Zona 3	4.91	4.66	1.86	1.86	457.37
Biodigestor	11.08	26.66	3.71	3.71	909.60

Si se deseara implementar este tratamiento se debe tener en cuenta el volumen de agua residual que se genera diariamente. Por consiguiente, con datos proporcionados por la granja porcina, se estima que el biodigestor produce entre 5 y 8 m³/día de agua residual y que la laguna puede generar entre 20 y 30 m³/día. Tomando en cuenta estos valores se puede proyectar que la cantidad de estruvita producida por día con el efluente del biodigestor puede ser de 4,548 g, y con el efluente de la laguna puede ser de 12,630 g. A lo que, se puede hacer mención que el agua residual del biodigestor genera mayor cantidad de estruvita por m³, pero esta es menor en comparación al efluente de la laguna cuando se toma en cuenta el volumen de agua residual que se produce diariamente.

Los estudios que se realizaron para conocer el potencial de estruvita como fertilizante demostraron que este cumple la misma función que un producto convencional. Tal es el caso cuando se aplicó el fertilizante en cultivos de girasol y guisante, ya que con 163.8 mg/maceta de estruvita se alcanzó el mismo peso de biomasa radicular y aérea que con 254.1 mg de superfosfato, ya que ambas cantidades sirvieron para que el cultivo contara con 20 mg/maceta de fósforo disponible (Quesada Miranda, 2017). La aplicación de estruvita a cultivos de lechuga y rábano demostró que con cantidades de 0.1 y 0.2 g/maceta, los cultivos se desarrollan de igual forma al aplicar la misma cantidad con fertilizantes comerciales, como el N-P-K y superfosfato (Tortajada Chacón, 2021).

Se debe hacer énfasis que, a pesar de los 450 mg/m³ de estruvita que se obtiene y de la eficiencia de remoción de fósforo por encima del 80%, las aguas residuales de las actividades agrícolas evaluadas aún presentan concentraciones de fósforo por encima de la concentración máxima permisible en Honduras, ya que esta establece un máximo de 5 mg/L de fósforo que se puede descargar a cuerpos receptores (Secretaría de salud, 1997). Siendo que el único efluente que se encuentra dentro de la norma hondureña son los ensayos realizados con los lixiviados de Zona 3, ya que su concentración es menor a 1 mg/L de fósforo (Cuadro 8).

Conclusiones

La mayor eficiencia para la precipitación de estruvita se obtuvo al mantener un pH de 9.6 en combinación con la relación molar Mg/P de 1.0. Ambas variables se consideran determinantes para lograr la formación de los cristales de estruvita. Al incrementar el TRH por más de 3 horas no se registraron diferencias en la eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo. Sin embargo, en combinación de los tres parámetros mencionados más la filtración se obtuvo una eficiencia de remoción de fósforo del 80.91%.

Se obtuvieron mayores eficiencias de remoción al contar con concentraciones iniciales de fósforo superiores a 150 mg/L. Las remociones más altas se cuantificaron en los efluentes de Zona 3 y Biodigestor con 99 y 97%, respectivamente, que a su vez reportaron las mayores concentraciones iniciales de fósforo (153 y 352 mg/L). Con respecto al nitrógeno, este disminuyó al contar con concentraciones iniciales superiores a 300 mg/L. Las remociones más altas se cuantificaron en los efluentes de Zona 3 y Laguna con 77%, cuyas concentraciones iniciales fueron de 84 y 252 mg/L, respectivamente.

Al analizar el potencial de recuperación de estruvita a partir de los efluentes seleccionados, se identifica que el efluente de la laguna proyecta una mayor producción de estruvita (12,630 g/día), debido a la concentración de fósforo y a la generación de volúmenes diarios de 20 m³.

Recomendaciones

En futuras investigaciones se recomienda analizar otros parámetros, como la velocidad de agitación, temperatura, relación molar N/P, y un mayor rango de molaridad Mg/P, que puedan interferir en el proceso de precipitación de estruvita.

Se debe tener en cuenta la cantidad y el tipo de soluciones que impulsen la precipitación química, ya que puede afectar a que no se tenga un beneficio económico o que influya de forma adversa al momento de aplicar la estruvita en actividades agropecuarias.

Se sugiere que se realice investigaciones con respecto a la aplicación de este fertilizante a cultivos agrícolas y a desarrollar una investigación económica, ambos para conocer su eficiencia como fertilizante y los beneficios económicos que se puedan obtener a partir de realizar este tratamiento.

La Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano presenta más actividades agrícolas e industriales de las que se mencionaron a lo largo de esta investigación, por lo que, se sugiere que se realice la precipitación con efluentes de los demás procesos productivos.

Referencias

- Adnan, A., Koch, F. A. y Mavinic, D. S. (2003). Pilot-scale study of phosphorus recovery through struvite crystallization – II: Applying in-reactor supersaturation ratio as a process control parameter. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 473–483. <https://doi.org/10.1139/s03-048>
- American Public Health Association. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23^a ed.).
- Arias Lopez, J. A. (2006). *Manejo de aguas residuales y excretas en la producción de cerdos en Zamorano, Honduras* [Tesis de grado]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.
- Banco Mundial. (2022). *Población, total*. <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.POP.TOTL>
- Blanco Redondo, L. (2016). *Análisis y caracterización de purines para la obtención de estruvita y biogás* [Tesis de grado]. Universidad Politécnica de Valencia; Escuela Técnica Superior Ingenieros Industriales de Valencia, España.
- Booker, N. A., Priestley, A. J. y Fraser, I. H. (1999). Struvite Formation in Wastewater Treatment Plants: Opportunities for Nutrient Recovery. *Environmental Technology*, 20(7), 777–782. <https://doi.org/10.1080/09593332008616874>
- Bouropoulos, N. C. y Koutsoukos, P. G. (2000). Spontaneous precipitation of struvite from aqueous solutions. *Journal of Crystal Growth*, 213(3-4), 381–388. [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(00\)00351-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(00)00351-1)
- Callejas Hernández, J., Prieto García, F., Reyes Cruz, V. E., Marmolejo Santillán, Y. y Méndez Marzo, M. A. (2012). Caracterización fisicoquímica de un lactosuero: potencialidad de recuperación de fósforo. *Acta Universitaria*, 22(1), 11–18. <https://doi.org/10.15174/au.2012.304>
- Cárdenas Calvachi, G. L. y Sánchez Ortiz, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Revista Universidad Y Salud*, 15(1), 72–88.
- Cervantes, F. J., Saldivar Cabrales, J. y Yescas, J. F. (2007). Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana De Recursos Naturales*, 3(1), 3–12.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. y White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Fierro Fierro, F. y Vergara Onofre, M. (Eds.). (2011). *Impacto de la biología molecular y las nuevas tecnologías en el conocimiento de la función celular y sus aplicaciones.: Fertilizantes de liberación lenta y su aplicación en campo* (1^a ed.).
- Figueroa Alee, C. (2010). *Producción de biogás, como subproducto de digestión anaeróbica y recuperación de nutrientes mediante método químico* [Tesis de grado]. Universidad de Concepción, Concepción.

- Fúquene, D. M., Duque Chaves, C. M., Yate-Segura, A., Pérez Giraldo, D. A., Chiriví Salomón, J. S., Valderrama López, C. F. y Forero Ausique, V. F. (2019). *Tratamiento de aguas residuales*. <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/book/article/view/3123>
<https://doi.org/10.22490/9789586516358.08>
- García Miranda, F. G. y Miranda Rosales, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. *Impacto Socio-Ambiental, Territorios Sostenibles Y Desarrollo Regional Desde El Turismo*, 2, 353–367. http://ru.iiec.unam.mx/4269/1/2-Vol2_Parte1_Eje3_Cap5-177-Garc%C3%ADa-Miranda.pdf
- Hanhoun, M., Montastruc, L., Azzaro-Pantel, C., Biscans, B., Frèche, M. y Pibouleau, L. (2011). Temperature impact assessment on struvite solubility product: A thermodynamic modeling approach. *Chemical Engineering Journal*, 167(1), 50–58. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.12.001>
- Jaffer, Y., Clark, T., Pearce, P. y Parsons, S. A. (2002). Potential phosphorus recovery by struvite formation. *Water Research*, 36(7), 1834–1842. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00391-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00391-8)
- Jiménez García, I. (2019). *La estruvita: Fuente de fósforo reciclada obtenida a partir de residuos urbanos y agroindustriales* [Tesis de maestría]. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Kim, D., Min, K. J., Lee, K., Yu, M. S. y Park, K. Y. (2016). Effects of pH, molar ratios and pre-treatment on phosphorus recovery through struvite crystallization from effluent of anaerobically digested swine wastewater. *Environmental Engineering Research*, 22(1), 12–18. <https://doi.org/10.4491/eer.2016.037>
- Larrahondo Chavez, D. A. (2019). *Recuperación de nutrientes en forma de estruvita a partir del agua residual generada en campus universitarios: caso de estudio Universidad Autónoma de Occidente* [Tesis de grado]. Universidad Autónoma de Occidente, Santiago de Cali.
- Liu, Y., Kwag, J.-H., Kim, J.-H. y Ra, C. (2011). Recovery of nitrogen and phosphorus by struvite crystallization from swine wastewater. *Desalination*, 277(1-3), 364–369. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.056>
- Melcón Fernandez, E. (2019). *Aguas residuales como fuente de nutrientes* [Tesis de maestría]. Universidad de Alcalá; Universidad Rey Juan Carlos, Alcalá de Henares.
- Mersmann, A. (2001). *Crystallization technology handbook* (2nd ed., revised and expanded). Marcel Dekker.
- Molinos Senante, M., Sala Garrido, R. y Hernández Sancho, F. (2010). Estudio de viabilidad del proceso de recuperación del fósforo en las aguas residuales: una aproximación económica. *Revista Electrónica De Comunicaciones Y Trabajos De ASEPUMA*, 11, 179–195.
- Münch, E. V. y Barr, K. (2001). Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research*, 35(1), 151–159. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00236-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00236-0)
- Munera Velez, G. A. y Meza Sepylveda, D. C. (2014). *El fósforo elemento indispensable para la vida vegetal*. Universidad Tecnológica de Pereira.
- Nättorp, A., Remmen, K. y Remy, C. (2017). Cost assessment of different routes for phosphorus recovery from wastewater using data from pilot and production plants. *Water Science and*

Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 76(2), 413–424. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.212>

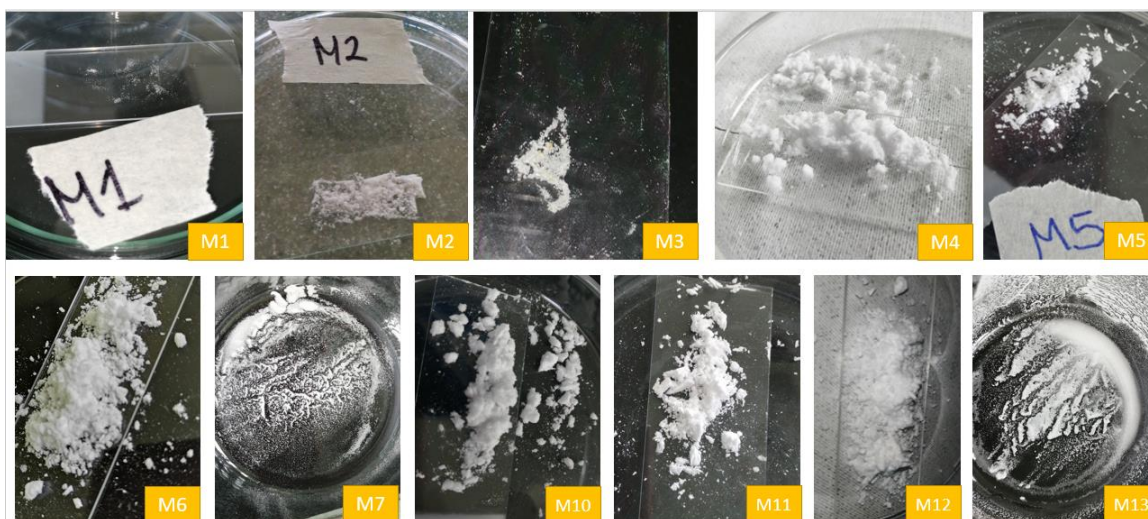
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2020). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2020-2029*. OECD Publishing. <https://www.fao.org/3/ca8861es/CA8861ES.pdf>
<https://doi.org/10.1787/a0848ac0-es>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2012). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2018). *More people, more food, worse water? a global review of water pollution from agriculture*. FAO and IWMI. <https://www.fao.org/3/CA0146EN/ca0146en.pdf>
- Pastor Alcañiz, L. (2008). *Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$)* [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia]. CrossRef.
- Perez Gonzalez, D. M. (2012). *Estudio de viabilidad para la recuperación de fósforo en forma de estruvita ($NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$) a partir de aguas amarillas y aguas residuales domésticas* [Tesis de grado]. Universidad de los Andes, Colombia. <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/25161/u627870.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Quesada Miranda, A. B. (2017). *La estruvita como fuente de fósforo reciclado; Efectos sobre el desarrollo del girasol (*Helianthus annuus*) y GUISANTe (*pisum sativum*)* [Trabajo Fin de Grado]. Universidad de Jaén, España.
- Rahman, M. M., Salleh, M. A. M., Rashid, U., Ahsan, A., Hossain, M. M. y Ra, C. S. (2014). Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. *Arabian Journal of Chemistry*, 7(1), 139–155. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.10.007>
- Rama Huecas, E. (2014, 29 de enero). Estruvita, el problema que se convirtió en solución. *IAgua*. <https://www.iagua.es/blogs/elena-rama/estruvita-el-problema-que-se-convirtio-en-solucion>
- Rivas Castro, A. B. (2019). *Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas* [Tesis de grado]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.
- Romero, M. (2010). Proceso de eutrofización de afluentes y su prevención por medio de tratamiento de efluentes. *Revista Ingeniería Primero*(17), 64–74. <http://www.tec.url.edu.gt/boletin>
- Ronteltap, M., Maurer, M., Hausherr, R. y Gujer, W. (2010). Struvite precipitation from urine - Influencing factors on particle size. *Water Research*, 44(6), 2038–2046. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.015>
- Sancho García, L. M. (2020). *El agua residual como recurso para generar energía: biometano* [Máster universitario]. Universidad de Alcalá, España. https://ebuah.uah.es/dspace/bitstream/handle/10017/44087/TFM_Sancho_Garcia_2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y

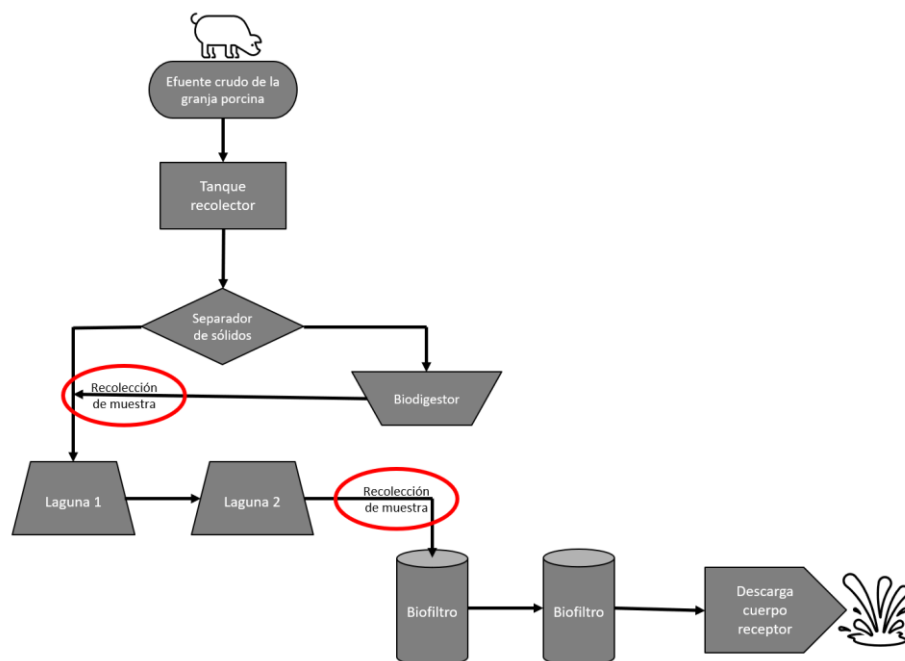
- Secretaría de salud (1997, 9 de abril). *Normas técnicas de las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores y alcantarillado sanitario*. (Norma técnica, 058). Honduras.
- Sharpley, A. (2010). Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: desafíos y oportunidades. *Informaciones Agronómicas*(79), 15–23.
- Song, Y., Yuan, P., Zheng, B., Peng, J., Yuan, F. y Gao, Y. (2007). Nutrients removal and recovery by crystallization of magnesium ammonium phosphate from synthetic swine wastewater. *Chemosphere*, 69(2), 319–324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.001>
- Tortajada Chacón, L. (2021). *Tortajada - Uso de la estruvita como fertilizante un ejemplo de economía circular en la gestion d...* [Trabajo fin de máster]. Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Uysal, A., Yilmazel, Y. D. y Demirer, G. N. (2010). The determination of fertilizer quality of the formed struvite from effluent of a sewage sludge anaerobic digester. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1-3), 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.004>
- Wilsenach, J. A., Schuurbijs, C. A. H. y van Loosdrecht, M. C. M. (2007). Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. *Water Research*, 41(2), 458–466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.014>

Anexos

Anexo A

Cristales formados en la Fase 1



Anexo B*Esquema del efluente de la granja de ganado porcino*

Anexo C

Canal para la recolección de muestra en el invernadero de Zona 3

