

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA

ESCUELA DE QUÍMICA

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería  
Ambiental

**Remoción química biológicamente inducida del fósforo en lodos aeróbicos granulares  
(LAG)**

Gissel Hernández Rivas

Cartago, mayo 2024



ingeniería  
ambiental



**“Remoción química biológicamente inducida del fósforo en lodos aeróbicos granulares  
(LAG)”**

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica  
como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura

**Miembros del tribunal**

---

**Dra. Mary Luz Barrios Hernández**  
**Director(a)**

---

**Dr. Eddy Gómez Ramírez**  
**Lector 1**

---

**M.Sc. David Isasi Hernández Parra**  
**Coordinador(a) COTRAFIG**

---

**Dr. Guillermo Calvo Brenes**  
**Director Escuela de Química**

---

**M.Sc. Diana Zambrano Piamba**  
**Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental**

### **Dedicatoria**

*A mi madre Ilsa Rivas, mujer luchadora y por la que he logrado mis sueños*

*A mi padre Gilberto Hernández, quién no logro verme hacer lo que siempre prometí, pero que sé  
que me acompaña siempre*

*A la Gissel de niña, que decidió luchar por lo que realmente quería a pesar de la incertidumbre.*

*Gracias por haber sido tan fuerte*

## **Agradecimientos**

A mi madre y hermanos que me apoyaron desde el inicio de esta aventura, que entendieron mi ausencia en casa durante 6 años y que nunca me dejaron renunciar.

A mis amigos, aquellos que me vieron reír, llorar y escucharon mis crisis, y por quienes muchas veces decidí seguir. Cata, Sarem, Joss, Ley, Vale, Bei y la banda, gracias por todo.

A todos los profesores que fueron parte de mi aprendizaje, que incentivaron la pasión por lo que hago. A esos, que más que profesores fueron guías en todos los sentidos.

A Mary Luz Barrios, mi tutora de tesis que creyó en mí, me incentivó a salir de mi zona de confort y me compartió de su conocimiento de forma desinteresada, me abrió las puertas de su casa y familia, y es especial, me cuidó como si fuese parte de ella.

### Lista de siglas y acrónimos

AGV	Ácidos grasos volátiles
AR	Aguas residuales
ACP	Amorphous calcium phosphate (fosfato cálcico amorfo)
AP	Apatita
BIPP	Biologically induced phosphorus precipitation (precipitación de fósforo inducida biológicamente)
EDX	Energy dispersive x-rays (rayos X de dispersión de energía)
EBPR	Enhanced biological phosphorus removal (eliminación biológica mejorada de fósforo)
NAIP	Especies inorgánicas distintas a la Apatita
GAO	Glycogen accumulating organisms (organismos acumuladores de glucógeno)
LAG	Lodos aeróbicos granulares
ODS	Objetivos de desarrollo sostenible
OD	Oxígeno disuelto
Pi	P inorgánico
Po	P orgánico
Pt	P total
PAO	Phosphate accumulating organisms (organismos acumuladores de fosfato)
RBCOD	Readily biodegradable chemical oxygen demand (demanda química de oxígeno fácilmente biodegradable)
SEM	Scanning electron microscopy (microscopía electrónica de barrido)
SBR	Sequential batch reactor (reactor discontinuo de secuenciación)
XRD	X-ray diffraction (difracción de rayos X)

### Especies químicas y acrónimos

$\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$	Aceto de sodio trihidratado
HCl	Ácido clorhídrico
$\text{Cd}^{2+}$	Cadmio
$\text{Ca}^{2+}$	Calcio
$\text{MgNH}_4\text{PO}_4\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Estruvita de amonio
$\text{KMgPO}_4\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Estruvita de potasio
$\text{PO}_4\text{-P}$	Fosfato medido como ortofosfato
P	Fósforo
$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$	Hidroxiapatita
NaOH	Hidróxido de sodio
$\text{Mg}^{2+}$	Magnesio
$\text{N}_2$	Nitrógeno
$\text{O}_2$	Oxígeno
PHA	Polihidroxiácidos
PHV	Poli-hidroxivalerato
PH2MV	Poli- $\beta$ hidroxi-2-metilvalerato
PHB	Poli- $\beta$ -hidroxibutirato
$\text{K}^+$	Potasio

### Lista de símbolos

AGVn	AGV neto
AGVnc	AGV neto consumido
AGVi	AGV neto inicial
Kn	K <sup>+</sup> neto
Mgn	Mg <sup>2+</sup> neto
PO4-Pn	PO4-P neto
P/C	Relación P liberado/C consumido

### Lista de Cuadros

Cuadro 3.1.3.1. Pruebas realizadas a las muestras de biomasa y método de análisis .....	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
Cuadro 4.1.1. Ejemplo de cálculo para Pt en cada ciclo.....	37

### Lista de Figuras

Figura 2.5.1. Comportamiento de la EPRR en un sistema LAG anaerobio-aerobio.....	20
Figura 3.1.1.1. Configuración del reactor usado en pruebas anaeróbicas en lotes.....	25
Figura 3.1.2.1. Condiciones de funcionamiento de cada ciclo realizado en reactor de pruebas anaeróbicas en lotes.....	26
Figura 3.1.3.1. Distribución del muestreo realizado en cada lote.....	27
Figura 4.1.1. Comportamiento y límites de determinación de metabolismo de los lotes anaeróbicos según la relación P/C.....	31
Figura 4.1.2. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 1. ....	32
Figura 4.1.3. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 2. ....	32
Figura 4.1.4. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 3. ....	33
Figura 4.1.5. Comportamiento estequiométrico neto del lote 1.....	35
Figura 4.1.6. Comportamiento estequiométrico neto del lote 2.....	35
Figura 4.1.7. Comportamiento estequiométrico neto del lote 3.....	36

### Anexos

Anexo 1. Variables configuradas en Bio expert para el sistema LAG en lotes. ....	49
Anexo 2. Ciclo de trabajo configurado en el software Bioexpert para el sistema LAG en lotes.....	50

## Tabla de contenido

Resumen .....	11
1 Introducción.....	12
1.1 Objetivos.....	13
1.1.1 Objetivo general.....	13
1.1.2 Objetivos específicos .....	13
2 Marco Teórico .....	14
2.1 Aguas residuales .....	14
2.1.1 AR domésticos .....	14
2.1.2 AR municipales.....	15
2.2 Tratamientos de las aguas residuales .....	15
2.3 Fósforo en aguas residuales .....	16
2.4 Lodos aeróbicos granulares.....	16
2.5 Eliminación biológica mejorada de fósforo .....	18
2.6 Cuantificación del fósforo removido biológicamente inducido.....	20
2.7 Recuperación de Fósforo en sistemas EBPR.....	22
3 Materiales y Métodos .....	24
3.1 Configuración y funcionamiento de un reactor LAG para el crecimiento de PAO a escala laboratorio.....	24
3.1.1 Configuración del sistema LAG.....	24
3.1.2 Funcionamiento.....	25
3.1.3 Muestreo y análisis.....	27
3.2 Método experimental para determinar la remoción química de fosforo biológicamente inducida en un sistema LAG. ....	28

3.2.1	Análisis estequiométrico .....	28
3.3	Análisis de alternativas para la recuperación del residuo cargado con fósforo en sistemas LAG.30	
4	Resultados y Discusión .....	30
4.1	Comportamiento estequiométrico .....	30
4.2	Alternativa de recuperación de P .....	38
5	Conclusiones.....	40
6	Recomendaciones .....	42
7	Referencias y citas.....	43
8	Anexos.....	49

## Resumen

La tecnología de lodos activados granulares se fundamenta en el uso de aglomerados microbianos para el saneamiento de aguas residuales, posicionándose como una de las tecnologías más prometedoras y, por ende, distintas investigaciones buscan aclarar su funcionamiento. Una de las incógnitas más relevantes en los lodos activados granulares es la cuantificación del fósforo removido, específicamente por medios biológicamente inducidos, como lo es la precipitación de fósforo. Por tal, el presente proyecto propuso evaluar este tipo de remoción, con la configuración de un arreglo que asegurará la actividad PAO para medir AGV, PO<sub>4</sub>-P, P total, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, y con estos datos, supuestos e información de la literatura, calcular de forma aproximada la cantidad de P precipitado. En consecuencia, se obtiene que con la inserción de AGV en total de 1800 mg/L, los PAO logran liberar P hasta en un 609,4 mg/L, fijar AGV hasta 1610,3 mg/L y generar precipitados de fósforo hasta en un 1140,1 mg/L. Además, el comportamiento del valor de P precipitado calculado responde correctamente a los cambios encontrados en distintas variables según la teoría.

**Palabras clave:** Tratamiento de aguas, lodos aeróbicos granulares, remoción biológica inducida de fósforo, organismos acumuladores de fósforo, recuperación de fósforo.

## Abstract

Granular activated sludge technology is based on the use of microbial agglomerates for wastewater remediation, positioning itself as one of the most promising technologies and, therefore, different researches seek to clarify its operation. One of the most relevant unknowns in granular activated sludge is the quantification of the phosphorus removed, specifically by biologically induced means, such as phosphorus precipitation. Therefore, the present project proposed to evaluate this type of removal, with the configuration of an arrangement that will ensure the PAO activity to measure AGV, PO<sub>4</sub>-P, total P, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, and with these data, assumptions and information from the literature, approximately calculate the amount of P precipitated. Consequently, it is obtained that with the total VFA insertion of 1800 mg/L, the PAO manage to release P up to 609.4 mg/L, fix VFA up to 1610.3 mg/L and generate phosphorus precipitates up to 1140.1 mg/L. In addition, the behavior of the calculated precipitated P value responds favorably to the changes found in different variables according to the theory.

**Key words:** Water treatment, granular aerobic sludge, induced biological phosphorus removal, phosphorus accumulating organisms, phosphorus recovery

## 1 Introducción

Los sistemas de tratamiento de las aguas residuales se encuentran en constante mejora con el fin de atender el crecimiento poblacional, la preservación de los recursos naturales y el ordenamiento geográfico, contribuyendo al objetivo número seis de desarrollo sostenible, que se centra en asegurar al 2030 el acceso universal al agua potable y a la gestión sostenible de las residuales [1].

Desde finales de los años noventa hasta la actualidad, en algunos países alrededor del mundo como Singapur, Países Bajos y China, se han estudiado distintas tecnologías de tratamiento de aguas, donde se destacan los lodos aeróbicos granulares (LAG), los cuales se basan en un aglomerado microbiano con apariencia granular, capaz de tratar las aguas a una tasa de carga volumétrica alta, con excelentes porcentajes de remoción de parámetros de interés en el tratamiento de aguas [2], [3].

Los LAG cuentan con una alta eficiencia de remoción de fósforo, esta se puede dar de dos formas: químicamente, con la adición de coagulantes de aluminio y hierro o biológicamente, mediante organismos acumuladores de fosfato (phosphate accumulating organisms; PAO) [4], [5]. A lo que respecta la remoción biológica, se logra aplicando la eliminación biológica mejorada de fósforo (enhanced biological phosphorus removal; EBPR), termino usado para referirse a la presencia de una etapa anaeróbica al inicio de las líneas de tratamiento. En esta condición los PAO inician su etapa de crecimiento, almacenando dentro de sus células sustancias orgánicas fácilmente biodegradables, mayormente ácidos grasos volátiles (AGV) en forma de poli-B hidroxialcanoatos (PHA). Estos PHA son usados en la etapa aeróbica de los LAG para aumentar el crecimiento de los PAO, la adsorción de fósforo y la síntesis de glucógeno [6]. Por otro lado, se ha reportado la existencia de una precipitación de fósforo inducida biológicamente, dada por una sobresaturación mineral, demostrado que la remoción de fósforo no se da solo por medio de la adsorción de los PAO [7].

En los últimos años, se han realizado distintas investigaciones para definir las cantidades de P removidos por precipitación, dejando como resultado el uso de distintos análisis basados en la observación y cuantificación, que han concluido con los tipos de precipitados posibles encontrarse y las zonas de la biomasa donde estos se almacenan. A pesar los esfuerzos, no existe hoy en día un modelo que explique o demuestre la cantidad de fósforo removido, ya sea por medios biológicos o bien por precipitación inducida.

El presente proyecto tiene como propósito diseñar un método experimental para evaluar la remoción química de fósforo biológicamente inducida en un sistema LAG, por medio de la vigilancia de distintos parámetros de interés, en los cuales la actividad de los PAO se refleja, utilizando un sistema en lotes a escala laboratorio y datos reportados en la literatura. Aportando así una guía de cuantificación de remoción de fósforo en los sistemas EBPR promoviendo técnicas apropiadas para la recuperación de dicho elemento.

## 1.1 Objetivos

### 1.1.1 Objetivo general

Evaluar el proceso de remoción biológicamente inducido del fósforo a escala laboratorio utilizando la tecnología de tratamiento de aguas residuales operada con LAG.

### 1.1.2 Objetivos específicos

1. Definir la configuración y el funcionamiento de un reactor LAG para el crecimiento de los organismos acumuladores de fósforo (PAO) a escala laboratorio.
2. Determinar la remoción química de fósforo biológicamente inducida en un sistema LAG a escala laboratorio.
3. Analizar alternativas para la recuperación del residuo cargado con fósforo en sistemas LAG.

## 2 Marco Teórico

El agua es un recurso de suma importancia para la sobrevivencia de la especie humana, de la flora y fauna existente, su cuidado y protección equivale a alimentos, hidratación, recreación, casa para las especies acuáticas, sumideros de CO<sub>2</sub>, entre otros. Sin embargo, en los últimos años la crisis del agua ha aumentado gracias al crecimiento poblacional, el aumento en el número y tamaño de las industrias y producción de alimentos [8].

En el año 2015 como parte de la Agenda 2030 se crean 17 objetivos de desarrollo sostenible (ODS) con el propósito de reafirmar y aumentar las acciones que se realizan a nivel mundial para erradicar la pobreza, reducir la desigualdad y trabajar contra del cambio climático. Entre estos ODS el número seis “Agua limpia y saneamiento”, el cual destaca que el agua debe estar libre de impurezas y ser accesible para todas las personas, que una escasez de este recurso, una mala calidad y gestión en su saneamiento es de interés en la seguridad sanitaria, las oportunidades de educación de las clases más pobres en el mundo, el hambre y la desnutrición [9]. A pesar de los esfuerzos realizados en los últimos años, el banco mundial reporta que alrededor que 2000 millones de personas no se suministran de agua segura y aproximadamente 2300 millones no cuentan ni siquiera con instalaciones básicas para el lavado de manos [10].

### 2.1 Aguas residuales

Las aguas residuales (AR) son definidas como aquellas resultantes de las actividades del hombre y los animales, las precipitaciones que se van directamente a cuerpos de aguas o las que terminan en un sistema de alcantarillado. Estas aguas antes de ser vertidas en suelos o cuerpos de agua deben ser preparadas para no perturbar la matriz receptora, cumplir con los requisitos legales y de regulación según la denominación o el tipo de agua residual, esta preparación es a la que llamamos saneamiento, la cual se basa en darle un tratamiento especial físico, químico y/o biológico según sea las características químicas y físicas del AR. En [4], distinguen tipos de AR tales como las domésticas, municipales, industriales, agropecuarias, de origen metalúrgico y pluviales. Siendo las dos primeras de las más estudiadas y abundantes.

#### 2.1.1 AR domésticos

Son flujos de agua provenientes de las viviendas con una combinación de heces y orina, desechos de animales domésticos, residuos de lavandería, actividades culinarias y en ocasiones residuos de industrias caseras. Las aguas residuales domésticas están formadas en un 99,9% por agua y en un 0,1% por residuos sólidos orgánicos e inorgánicos; esta pequeña fracción de sólidos

es la que normalmente origina problemas en el tratamiento y su disposición. Dentro de estas aguas las proteínas son los compuestos que se encuentran en mayor cantidad, seguidos de los carbohidratos y las grasas [4].

### 2.1.2 AR municipales

La combinación de aguas residuales domésticas y otras generadas en comercios, oficinas, restaurantes, mercados, entre otros negocios o pequeñas empresas que pueden apegarse al uso de alcantarillado municipal (áreas urbanas) [4]. Tienen abundante materia orgánica, la cual tradicionalmente se oxida a CO<sub>2</sub> y se transforma en biomasa en las plantas de tratamiento de aguas residuales mediante la asimilación por parte de microorganismos [11].

## 2.2 Tratamientos de las aguas residuales

Los tratamientos de aguas residuales deben cumplir la función de evitar el contacto humano y ambiental con los residuos o excretas (saneamiento y vertido seguro), basándose así en dos métodos. Los métodos donde se da una aplicación de fuerzas físicas se conocen como operaciones unitarias y en los que la eliminación de contaminantes se realiza mediante reacciones químicas o biológicas, se conocen como procesos unitarios. Estos procesos y operaciones se agrupan para obtener un mejor resultado en el saneamiento, de tal forma existe un tratamiento preliminar, primario, secundario y un tratamiento terciario.

En el tratamiento preliminar (también llamado pretratamiento) se eliminan los sólidos gruesos como objetos grandes, trapos, grasas y arenas que puedan propiciar un mal funcionamiento del sistema o reducir la sensibilidad. El tratamiento primario busca una operación física capaz de disminuir sólidos en suspensión, mayormente se encuentra en uso la sedimentación o la flotación [12]. El tratamiento secundario se basa en procesos biológicos capaces de reducir o convertir la materia orgánica finamente dividida y/o disuelta en sólidos sedimentables floculentos, que puedan ser separados por sedimentación en tanques de decantación. Por último, se encuentra el tratamiento terciario donde se utilizan mezclas de operaciones y procesos unitarios, físicos, químicos y biológicos para eliminar los sólidos suspendidos residuales y otras partículas que no se reducen significativamente en el tratamiento anterior [13].

El proceso de saneamiento de aguas se adapta y actualiza constantemente, para lograr atacar los distintos problemas que surgen día tras día en las aguas residuales, por ejemplo, el fósforo, nutriente de gran valor que se ha convertido en un contaminante gracias a los niveles de

concentración que se han registrado en las entradas y salidas de las plantas de tratamiento a nivel mundial [14].

### 2.3 Fósforo en aguas residuales

El fósforo (P) en los ecosistemas lo podemos encontrar en las rocas, donde se encuentra enlazado con el oxígeno en forma de ion fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), en la naturaleza en los minerales del grupo de los fosfatos, en los sedimentos oceánicos ricos en restos de seres vivos acuáticos y en los depósitos de guano o sedimentos formados por excrementos de aves marinas [15].

El elemento es nutriente esencial y limitante para el crecimiento de las plantas, componente vital de las células, por cual no puede ser reemplazado por ningún otro elemento, al mismo tiempo no existe ningún insumo, natural o sintético, capaz de realizar un mismo papel. Además, se encuentra en la formulación de compuestos indispensables y necesarios para la sociedad actual como son los jabones, detergentes, fertilizantes y abonos para la agricultura, cuya base son el nitrógeno, fósforo y potasio, y que su uso supone más del 80% del total de P empleado en la actualidad [16].

Sin embargo, las altas concentraciones de P que llegan a los cuerpos de agua consecuencia del uso desmedido de detergentes y a su vez, el vertido de AR crudas o parcialmente tratadas hacia los cuerpos receptores, la mala dosificación de fertilizantes, la escorrentía y la erosión, generan daños de gran importancia con la aparición de la eutroficación. Este fenómeno se identifica en los cuerpos de agua al registrar un crecimiento acelerado de algas y plantas, un aumento de la turbidez, la disminución de la calidad del cuerpo acuático y la cantidad biota presente [17].

En los últimos 20 años, se ha investigado intensivamente el tratamiento biológico de AR dejando como resultado la demostración de que las biopelículas a menudo son más eficientes que los lodos activados suspendidos. Destacando así, la aplicación de lodos aeróbicos granulares los cuales se consideran una de las biotecnologías más prometedoras en el tratamiento de aguas residuales y que, además, asegura la remoción del exceso de nutrientes de los afluentes [18].

### 2.4 Lodos aeróbicos granulares

Los gránulos aeróbicos se anunciaron por primera vez en un reactor de lodo de flujo ascendente continuo, posteriormente se cultivaron con éxito en un reactor discontinuo de secuenciación (sequential batch reactor; SBR), sistema que es utilizado hasta el día de hoy. Luego, se emitió la primera patente sobre LAG concedida a Heijnen y Van Loosdrecht [19], ha sido

ampliado y diseñado para adaptarse a las aplicaciones comerciales por Royal HaskoningDHV, una empresa holandesa de ingeniería y construcción, que lo ha comercializado con el nombre Nereda®. Desde entonces, dicha tecnología se ha utilizado en el tratamiento de aguas residuales orgánicas, eliminación de nutrientes, biorremediación de sustancias tóxicas y compuestos recalcitrantes, la adsorción de metales pesados y colorantes [20].

La tecnología de LAG, se basa en agregados microbianos en forma de gránulos densamente empaquetados que se caracterizan por mantener una zona anaeróbica (centro del gránulo) y una aeróbica (parte externa del gránulo) que facilita la existencia de organismos autótrofos y heterótrofos juntos. Por lo tanto, la eliminación de carbono orgánico, la nitrificación, la desnitrificación y la eliminación biológica de P pueden ocurrir dentro de una sola unidad granular [21]. Presentan una mejor capacidad de sedimentación comparado a los lodos activados convencionales, separación segura de efluentes sólidos, mayor concentración de biomasa, capacidad de tolerar altas y fluctuantes cargas orgánicas, además permite un uso repetitivo de los mismos gránulos durante un largo período de tiempo [22], [23]. Lo anterior, se logra en un compartimiento de un reactor capaz de utilizarse como tanque de reacción y tanque clarificador, minimizando el costo total hasta en un 25 % y el requerimiento de energía hasta en un 30% [24].

Según [25], los sistemas SBR-LAG constan de tres fases en su proceso: reacción, sedimentación y vaciado.

En la fase de reacción, el agua residual a tratar entra al reactor y se mezcla de forma anaeróbica y en movimiento con la biomasa granular, luego se inicia el período de aireación donde tienen lugar los procesos de conversión biológica y, por lo tanto, la remoción de nutrientes por esta vía.

El nitrógeno se elimina con el proceso de nitrificación, desnitrificación y finalmente conversión en gases de nitrógeno que escapan a la atmósfera. Durante la condición aeróbica se da la nitrificación, en donde el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) se oxida a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) por las bacterias oxidantes de amonio (Nitrosomonas), luego este nitrito se convierte en nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por bacterias oxidantes de nitrito (Nitrobacter y Nitrospira). Seguidamente, ocurre la desnitrificación en un ambiente anóxico con baja concentración de oxígeno (capas internas del gránulo), donde el nitrato se reduce a óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y finalmente a gas nitrógeno ( $\text{N}_2$ ) por bacterias heterótrofas [4].

La eliminación de P comúnmente se realiza mediante precipitación química con la adición de coagulantes de aluminio y hierro o biológicamente mediante los PAO. Este resultado biológico

se da gracias a las condiciones anaerobias y aerobias, en donde los PAO fijan materia orgánica biodegradable en la primera fase y fósforo en la segunda [4], [5]. En específico, lo que realizan estos organismos es a lo que denominamos hoy EBPR.

En la fase de sedimentación, se deja que el contenido del reactor sedimente y con esto se dé la remoción de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos suspendidos totales (SST), dejando así el agua clarificada en la parte superior.

Finalmente, en la fase de vaciado, se saca por medio de un decantador el agua clarificada y tratada. Seguidamente, se sacan los lodos o fangos en exceso y se vuelve a realizar el proceso de reacción.

## 2.5 Eliminación biológica mejorada de fósforo

La EBPR es un término utilizado para describir el uso de PAO para la remoción de dicho elemento con el fin de lograr el objetivo del saneamiento de aguas. Este se consigue implementando en sistemas de tratamiento de aguas residuales una etapa anaeróbica al inicio, seguida de una aeróbica. La alta eficiencia de eliminación de P, los menores costos operativos y la menor producción de lodos han contribuido a su aplicación y popularidad [6].

La primera fase de la EBPR requiere la existencia de un medio en condiciones anaeróbicas, es decir, en ausencia de oxígeno disuelto y de oxígeno combinado en forma de nitritos y nitratos que puedan actuar como aceptores de electrones. Esto se consigue promoviendo al máximo la eliminación de nitratos al final de un ciclo de tratamiento, de forma que su concentración al inicio del siguiente ciclo sea baja y no inhiba el proceso [26]. De esta forma, los PAO logran su objetivo de tomar los AGV o la demanda química de oxígeno fácilmente biodegradable (readily biodegradable chemical oxygen demand; RBCOD) que se encuentra en el medio, para convertirlo en polímeros de almacenamiento (polihidroxiácidos; PHA) y resguardarlos dentro de su célula, mientras hidrolizan polifosfato en forma de ortofosfato, dando como resultado un aumento de la concentración de fósforo en la fase líquida del reactor de tratamiento [21].

La segunda fase tiene lugar en un medio aeróbico y consiste en la asimilación de los compuestos orgánicos almacenados en la fase anterior. Una parte de la energía obtenida de este proceso es utilizada por los microorganismos para la asimilación y acumulación del P en forma de polifosfatos, proveniente de los ortofosfatos disponibles en el líquido de mezcla, de forma que el efluente obtenido de este proceso contiene una concentración de P menor que la del agua residual

afluente. La purga de fangos permite extraer el P acumulado en las células contenidas en el líquido de mezcla [26].

Por otro lado, Mañas, Biscans y Spérandio [7], mencionan que la alta eficiencia de usar EBPR no es solo gracias a la acumulación de P, destacando la existencia de un subproceso como lo es la precipitación de fósforo inducida biológicamente (Biologically induced phosphorus precipitation; BIPP), dada por el pH, la existencia de iones y la concentración de P del medio en la fase anaeróbica, el cual está en forma de ortofosfato (tiene carga negativa) propiciando una sobresaturación mineral.

Según [15], a pH alto ( $\text{pH} > 7$ ) la energía necesaria para que el PAO fije los AGV es mayor, lo que se traduce en una menor concentración de ortofosfato en el medio. De lo contrario, la concentración de ortofosfato será mayor, provocando que los iones presentes en la fase líquida, como potasio ( $\text{K}^+$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) y calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), reaccionen para estabilizar las cargas negativas, generando una precipitación biológica inducida, en forma de estruvita ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ ) y/o hidroxiapatita ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_5(\text{OH})_2$ ) [6].

En resumen, el proceso EBPR inicia con una etapa anaeróbica y presencia de iones como el  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$  en la fase líquida, donde los AGV son fijados por los PAO para generar PHA, provocando una liberación de P soluble. Dicho P soluble, correspondiente a ortofosfato (carga negativa) que conforme se libera y sobresatura el medio líquido, reacciona con los iones presentes para equilibrar las cargas generando un precipitado y disminuyendo la concentración de las especies químicas involucradas. Seguido, se realiza una etapa aeróbica que los PAO usan para volver a fijar el P soluble del medio con ayuda del PHA que albergaron en la fase anterior (Figura 2.5.1).

Según [27], entender este proceso de remoción biológica inducida repercute significativamente en temas económicos y ambientales, puesto que se estarían aprovechando vías biológicas que por naturaleza realizan el procedimiento, resultando como reto el entender su sistema y configuración para explotar al máximo su función. Además, a pesar de que la precipitación química fue eficiente y ampliamente utilizada, solo se genera de forma espontánea en una solución altamente sobresaturada, por lo que se requieren grandes cantidades de agentes químicos durante la precipitación, lo que aumentaría el costo del tratamiento y la cantidad de subproductos químicos en los efluentes.

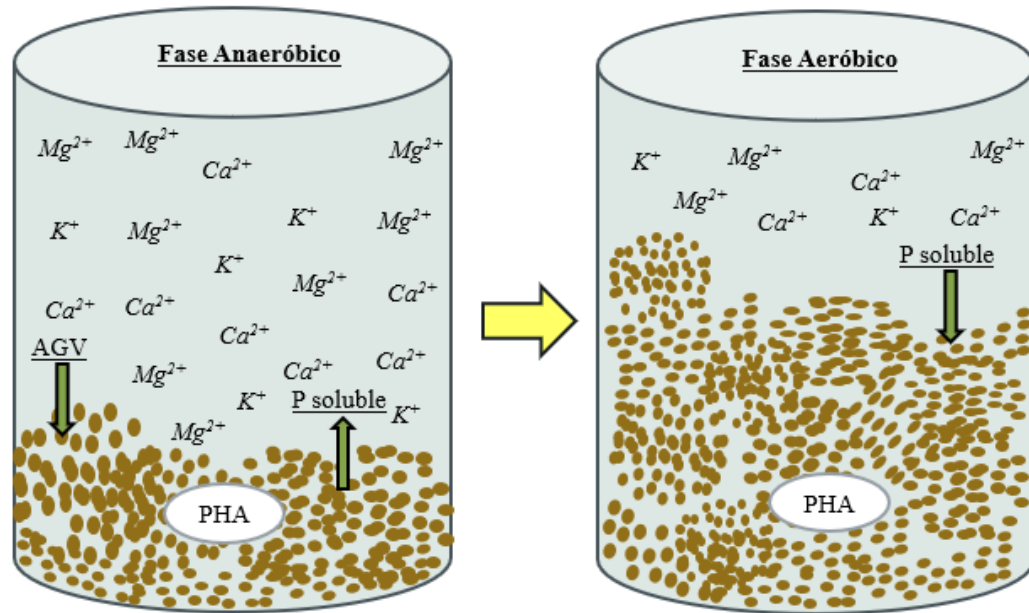


Figura 2.5.1. Comportamiento de la EPRR en un sistema LAG anaerobio-aerobio.

Elaboración propia

## 2.6 Cuantificación del fósforo removido biológicamente inducido

La cuantificación del P removido biológicamente ha sido el foco de innumerables investigaciones, con pruebas y variables de todo tipo, que tratan de esclarecer las vías de eliminación P de las matrices de agua residual.

En el 2011, Mañas, Biscans y Spérandio [7], se propusieron revelar la naturaleza de los minerales de P que pueden acumularse en los sistemas de lodos granulares, por medio de la determinación de la composición química de los precipitados en gránulos. Se evaluó la espectroscopia RAMAN, la técnica de rayos X de dispersión de energía (energy dispersive x-rays; EDX), junto con la microscopía electrónica de barrido (scanning electron microscopy; SEM) y el análisis de difracción de rayos X (X-ray diffraction; XRD). Los principales hallazgos obtenidos fueron: el análisis RAMAN proporcionó un patrón repetitivo en una muestra de núcleo de gránulos, en donde los cuatro picos principales coincidieron con los de hidroxiapatita ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ ), el SEM-EDX demostró la presencia de grupos minerales en el núcleo de los gránulos, grupos que concentraron la mayor parte del  $\text{Ca}^{2+}$  y P, la EDX reveló que las proporciones Ca/P ( $1,63 \pm 0,05$ ) estaban cercanas a la proporción de hidroxiapatita. Por último, el análisis XRD de la fracción

mineral del lodo confirmó que el principal mineral presente era una hidroxiapatita cristalina, aunque probablemente coexiste con otros fosfatos de  $\text{Ca}^{2+}$  amorfos menores. No obstante, los análisis de escaneo de los flóculos y el sobrenadante no revelaron ningún fosfato de calcio similar, pero se encontraron algunas partículas minerales escasas con alto contenido  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y P. Estos análisis indicaron que los fosfatos de calcio se acumulaban exclusivamente en los gránulos, mientras que otros minerales podían formarse en masa, por ejemplo, fosfato de magnesio, estruvita de amonio ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) o estruvita de potasio ( $\text{KMgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), más estos se encontraron en cantidades menores respecto a la hidroxiapatita.

Por otro lado, Ziyuan et al. en el 2022 [27], confirmaron en su investigación que el fosfato y  $\text{Ca}^{2+}$  se eliminan simultáneamente con el aumento del pH, lo que sugirió que la eliminación de P podría realizarse mediante precipitación. Con esta hipótesis, se plantearon pruebas biológicas comparativas y pruebas químicas con diferentes concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  en reactores. El agua residual sintética se preparó con agua desionizada ultrapura y las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  se establecieron en 0–160 mg/L (0–4 mM). La calidad del agua residual sintética para pruebas biológicas fue igual a la existente en los reactores biológicos, mientras que las sintéticas para pruebas químicas no tenían fuente de carbono orgánico. Además, las pruebas biológicas se realizaron en condiciones aeróbicas, con agua sintética y lodos activados a diferencia de las pruebas químicas, donde no hubo adición de lodo. Dicho sistema de investigación arrojó que, la eficiencia de eliminación de P fue proporcional a la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  en el afluente, tanto en pruebas químicas como biológicas. Sin embargo, la eliminación de P en la prueba biológica con  $\text{Ca}^{2+}$  fue del 96,21 %, que fue mucho mayor que la de la prueba química (13,37 %), lo que indica que la eficiencia de eliminación de P de la precipitación química pura es limitada, y el metabolismo biológico podría facilitar la precipitación de P.

También, Barat et al. [28], se plantearon como objetivo el desarrollar un modelo de precipitación de fosfato cálcico y acoplarlo con el modelo de lodos activados, para crear una extensión del modelo capaz de representar conjuntamente los procesos biológicos, físicos y químicos que tienen lugar en el tratamiento de aguas residuales. Dicho trabajo fue separado en dos etapas, presentación del modelo de precipitación y su inclusión en el modelo de lodos activados, ampliado con cálculo de pH y dinámica de cationes metálicos y, por último, el modelo fue calibrado y validado utilizando datos de seis experimentos realizados en un sistema SBR a escala de laboratorio con diferentes concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  en el afluente. En este caso, se logró confirmar la hipótesis de considerar que las reacciones en fase acuosa alcanzan rápidamente el equilibrio

químico y que el cambio acuoso-sólido está gobernado cinéticamente. A diferencia de otros modelos de precipitación desarrollados, que resuelven la especiación acuosa con expresiones cinéticas, el modelo propuesto resolvió el equilibrio con un conjunto de ecuaciones algebraicas (ecuaciones de equilibrio de masa y ley de acción de masas). Además, el modelo de precipitación pudo reproducir el fosfato cálcico amorfo (amorphous calcium phosphate; ACP) y su posterior cristalización en hidroxiapatita, bajo diferentes escenarios. El modelo global propuesto caracterizó con éxito el desempeño EBPR de SBR, incluidos los procesos biológicos, físicos y químicos, con todos activados.

No obstante, a pesar de las investigaciones mencionadas y otras varias, actualmente ningún modelo explica o demuestra cuánto P es adsorbido por los PAO y cuánto se elimina mediante precipitación biológica inducida en sistemas LAG, dejando un camino claro, pero con dificultades de resolver. Por otro lado, es una oportunidad para definir la matriz donde se encuentra mayor cantidad de P con características propias para su recuperación y la inserción nuevamente a procesos donde es primordial, atacando así la crisis de fuentes de fósforo que se vive hoy en día.

## 2.7 Recuperación de Fósforo en sistemas EBPR

La mayor cantidad de demanda de P es para el suministro de alimentos, ya que más del 80% del producto extraído se utiliza en la industria alimentaria. Se espera un aumento de su demanda en un futuro próximo a medida que aumenten la población mundial, pero también el agotamiento de sus reservas [29]. Además, la distribución de reservas a nivel mundial es poco uniforme, puesto que los principales depósitos mundiales de roca fosfórica se encuentran en Marruecos, Estados Unidos, China, Sudáfrica y Jordania, el 74% de los cuales se encuentran solo en Marruecos [30].

Uno de los problemas que se suman a la poca disponibilidad del P, es que las reservas están cada vez más contaminadas, siendo el cadmio ( $Cd^{2+}$ ) y sus subproductos radiactivos la principal preocupación. Sin dejar de lado, el uso ineficiente de P que se encuentra en los sistemas de producción y consumo de alimentos. Se estima que el 20% del fósforo extraído para la producción de fertilizantes acaba en los excrementos humanos. Esto convierte a las plantas de tratamiento de aguas residuales en un objetivo para su recuperación [31].

Además, los minerales de fosfato formados mediante biomineralización, tienen potencial como producto de P recuperado de las aguas residuales, destacando así los EBPR y el sistema de recuperación por tratamiento biológico. Se ha evaluado que la acumulación de minerales aumenta

la gravedad de los gránulos en los sistemas LAG, provocando el depósito en el fondo del reactor, donde pueden recolectarse fácilmente e incorporarse como materia prima secundaria a la infraestructura actual, donde la roca de fosfato se procesa para convertirla en fertilizante o P elemental. También, se pueden esparcir directamente en los campos como se hace con los lodos de depuradora, sin olvidar el verificar que su contenido de metales no exceda el permitido y que un tratamiento secundario tratamiento adicional [31].

Sin embargo, no adoptar enfoques sistémicos y pensados podría dar lugar a inversiones en tecnologías de recuperación de fósforo costosas, poco sostenibles y con eficiencias bajas. Por lo cual Cordell et al. [32], proponen un sistema de elección de técnicas, basado en seis puntos:

1-identificar impulsores clave, se expone como la razón por la que se está eligiendo un sistema de recuperación. Por ejemplo, la recuperación de fósforo en lodos de aguas residuales fue impulsada principalmente por la necesidad de evitar que el nutriente ingrese a los cursos de agua.

2- definir los límites de sistema, mantener claro la magnitud del campo donde se quiere trabajar, ya sea a nivel hogar, ciudad, país, etc.

3-cuantificación del fósforo disponible en las fuentes, ubicación de la distribución de P que sale del sistema de tratamiento o de producción, esto con el fin evaluar las zonas donde se podría recuperar mayor cantidad de P.

4-identificación de sistemas y técnicas de recuperación de fósforo, con los datos obtenidos en los pasos anteriores, se evalúan las técnicas que más se acoplen a las necesidades.

5-identificación de la logística de recolección, almacenamiento, transporte y uso, preparación del análisis sistemático que se realizará para recuperar la mayor cantidad de P y lo que conlleva esto, según sea el fin de dicha recuperación.

6-identificar costos de vida, análisis de la rentabilidad del proceso en su totalidad e identificación de su sostenibilidad.

### 3 Materiales y Métodos

Los materiales e instalaciones donde se realizó esta investigación corresponden al laboratorio del Instituto para la educación sobre agua IHE Delft Institute for Water Education, localizado en la ciudad de Delft, Países Bajos, durante los meses de Julio a Setiembre 2023.

#### 3.1 Configuración y funcionamiento de un reactor LAG para el crecimiento de PAO a escala laboratorio.

Inicialmente, se trabajó con un sistema LAG proveniente de la investigación realizada por un estudiante de maestría del IHE Delft [33], del cual provenían los lodos granulares que fueron utilizados en el reactor de trabajo de la presente investigación. Se dispuso a definir la configuración y el funcionamiento de un reactor LAG para el crecimiento de los PAO a escala laboratorio con el fin de mantener activa la biomasa.

##### 3.1.1 Configuración del sistema LAG

El sistema LAG estaba operado por medio del software Bioexpert instalado en una computadora asignada solo para la investigación, donde se configuraron las variables de interés y el ciclo de trabajo expuesto en la sección de anexos (Anexo 2), estos mandos fueron ejecutados con una bio consola ADI 1035 y un Bio controlador ADI 1030 ambos marca APPLIKON (Países Bajos), los cuales aseguraron el funcionamiento del reactor.

El reactor utilizado contempló una columna de vidrio con una capacidad máxima de 500 mL y un volumen efectivo de 400 mL. En la configuración se utilizaron tres bombas de flujo, una encargada de extraer el efluente al final de los lotes (marca MasterFlex L/S con cabezal easy-Load II, modelo 77201-60) y las otras dos siendo parte del cuerpo de la Bio consola, usadas para la inyección de ácido y base (MasterFlex L/S, cabezal easy-Load, modelo 7518-10). Por otro lado, se usaron tuberías de marca MasterFlex transparentes y blancas, para las conexiones de ingreso y salida de líquidos, los diámetros variaron según la cantidad de líquido que se necesitaba y el tiempo (Figura 3.1.1.1).

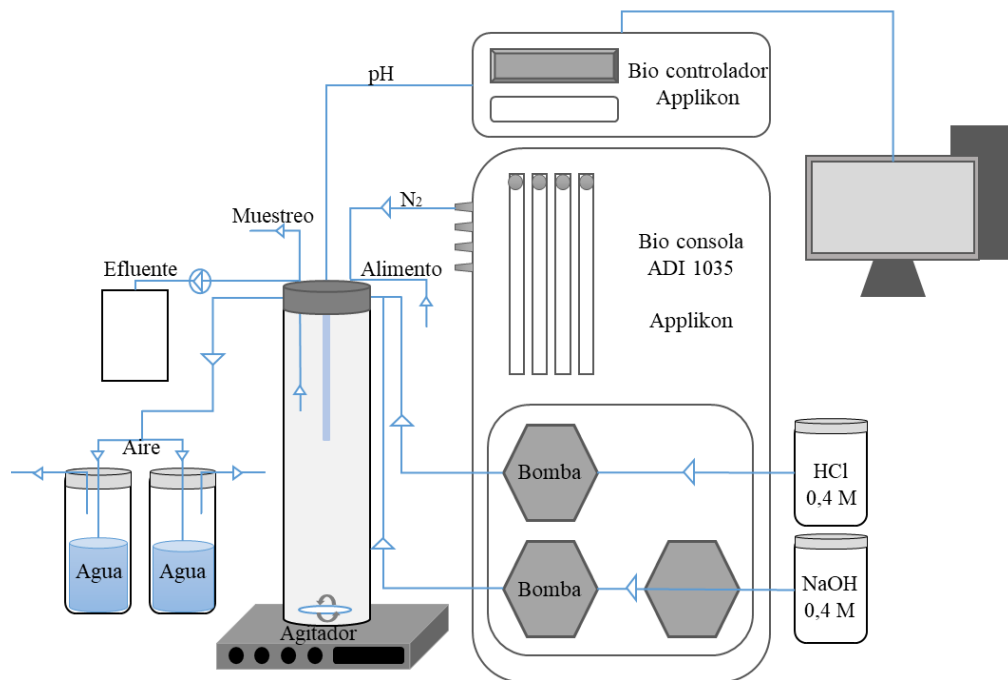


Figura 3.1.1.1. Configuración del reactor usado en pruebas anaeróbicas en lotes.

El contenido del reactor (lodo granular y alimentación) se mezcló por medio de agitación, esta se forjó con un arreglo externo compuesto de un agitador magnético y una perla dentro del reactor. El pH se reguló por medio de la adición de ácido clorhídrico (HCl) e hidróxido de sodio (NaOH). Además, se utilizó Nitrógeno ( $N_2$ ) para propiciar las condiciones definidas de oxígeno disuelto. La alimentación y el muestro se realizaron manualmente por medio de pequeñas tuberías, cada una disponible solo para dichas funciones. También, se contó con una instalación de salida de presión para regular el proceso, el arreglo contenía dos recipientes con agua que propiciaba un sello hermético evitando la introducción de Oxígeno ( $O_2$ ) al reactor y pérdida de las condiciones buscadas.

### 3.1.2 Funcionamiento

Se establecieron pruebas en lotes, capaces de brindar datos referidos a la actividad que tenían los PAO en el lodo granular usado. Cada lote realizado comprendía seis (6) ciclos y a su vez cada ciclo tenía seis (6) fases. Estas fases comprendían en total una duración de 3,53 horas distribuidas de la siguiente forma:

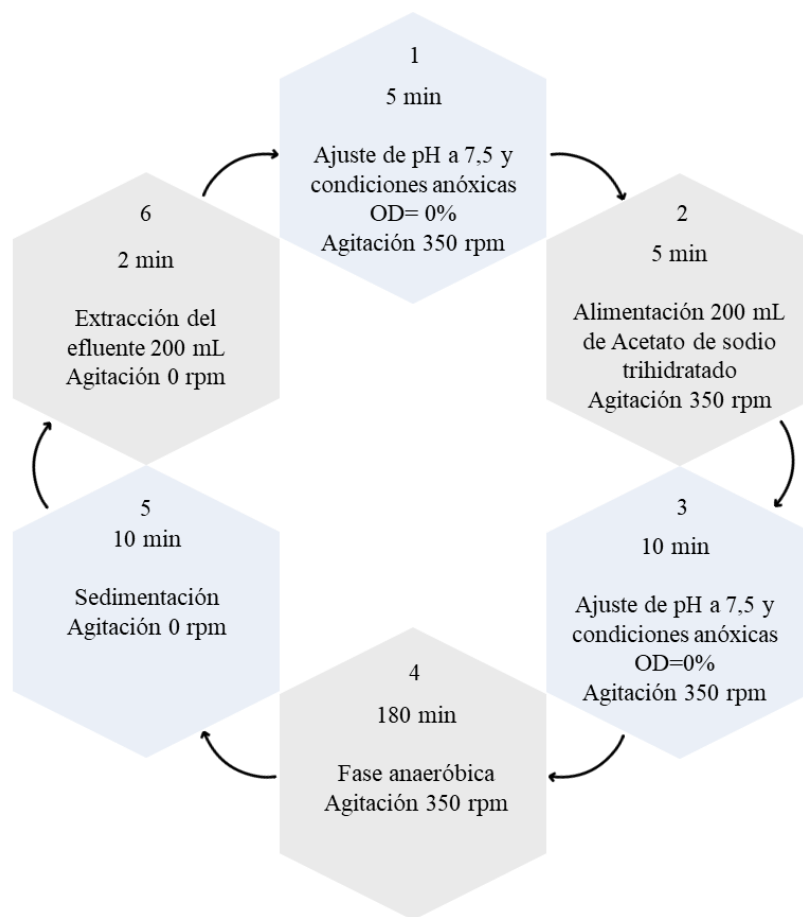


Figura 3.1.2.1. Condiciones de funcionamiento de cada ciclo realizado en reactor de pruebas anaeróbicas en lotes.

Al inicio del ciclo el reactor contenía 200 mL de biomasa granular, esta pasaba por la primera fase donde se llevaba a un pH de  $(7,5 \pm 0,1)$  y se inyectaba  $N_2$  para eliminar el  $O_2$  del medio, con una agitación de 350 rpm. El ácido usado para la regulación del pH fue HCl al 0,4 M, marca ROTH, número de CAS 7647-01-0, con una pureza del 37%. Por otro lado, la base fue NaOH al 0,4 M, marca ROTH, número de CAS 1310-73-2, con una pureza del 98% (Figura 3.1.2.1).

En la fase 2, se agregaba 200 mL de alimentación. Esta solución era de acetato de sodio trihidratado ( $CH_3COONa \cdot 3H_2O$ ) al 0,44 M, realizada con el producto de marca Supelco, número de CAS 6131-90-4. En la fase 3, se aseguraba mantener las condiciones iniciales que con la fase 2 se hayan podido alterar. En la cuarta fase, se exponían a los PAO a una condición anaeróbica para observar el inicio de su proceso de crecimiento, donde fijarían el  $CH_3COONa \cdot 3H_2O$  como fuente de carbono y liberarían P en forma de ortofosfato [21]. Por último, en la fase 5 y 6 según

corresponde, se detuvo la agitación y se dejó sedimentar la biomasa para luego extraer el efluente (Figura 3.1.2.1).

### 3.1.3 Muestreo y análisis

Se fijaron siete puntos de muestreo alrededor de cada lote realizado, estos contemplaban el análisis físico y químico de la biomasa. De esta forma, se tomaron muestras en el estado inicial de la biomasa y luego de cada ciclo (seis ciclos representados con una C#). Los análisis realizados fueron de AGV, PO<sub>4</sub>-P, P total, Mg<sup>2+</sup> y K<sup>+</sup>. La distribución de la toma de las muestras (representadas como M# y M1.1 que se deriva de M1, según se explica en la discusión como parte del método propuesto, Cuadro 2) y las pruebas son las siguientes:

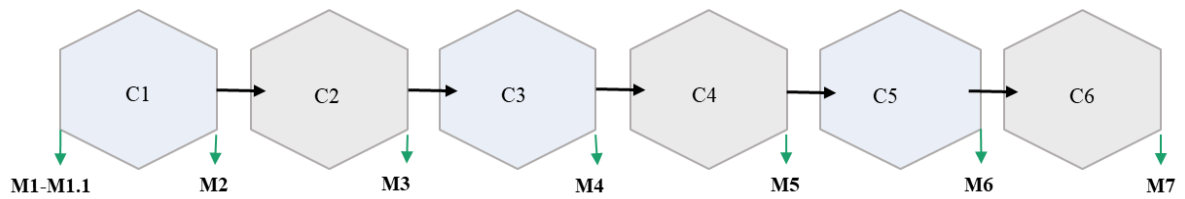


Figura 3.1.3.1. Distribución del muestreo realizado en cada lote.

Cuadro 3.1.3.1. Pruebas realizadas a las muestras de biomasa y método de análisis.

Prueba	Método analítico	M1, M7	M2, M3, M4, M5, M6
AGV	Cromatografía iónica	x	x
PO <sub>4</sub> -P	Pruebas LCK 049 HACH (Colorimetría)	x	x
P total	Pruebas LCK 350 HACH (Colorimetría)	x	
Mg <sup>2+</sup>	Espectrofotometría de masas con plasma, método estándar	x	x
K <sup>+</sup>	Espectrofotometría de masas con plasma, método estándar	x	x

3.2 Método experimental para determinar la remoción química de fosforo biológicamente inducida en un sistema LAG.

3.2.1 Análisis estequiométrico

Una vez obtenido la base de datos de los análisis realizados a las muestras definidas anteriormente, se calculó la estequiometría de cada lote de la siguiente forma según corresponda:

1. Cálculo del valor de AGV neto en cada muestra (AGVn):

$$AGVn \left( \frac{mg}{L} \right) = AGV \text{ muestra actual} \left( \frac{mg}{L} \right) - \frac{AGV \text{ muestra anterior} \left( \frac{mg}{L} \right)}{2} \quad (1)$$

2. Cálculo del valor de AGV neto inicial en cada ciclo (AGVi):

$$AGVi \left( \frac{mg}{L} \right) = 300 \left( \frac{mg}{L} \right) AGV + \frac{AGV \text{ ciclo anterior} \left( \frac{mg}{L} \right)}{2} \quad (2)$$

3. Cálculo del valor de AGV neto consumido en cada ciclo (AGVnc):

$$AGVnc \left( \frac{mg}{L} \right) = AGVn \left( \frac{mg}{L} \right) - AGVi \left( \frac{mg}{L} \right) \quad (3)$$

4. Cálculo del valor de K<sup>+</sup> neto en cada muestra (Kn):

$$Kn \left( \frac{mg}{L} \right) = K \text{ muestra actual} \left( \frac{mg}{L} \right) - \frac{K \text{ muestra anterior} \left( \frac{mg}{L} \right)}{2} \quad (4)$$

5. Cálculo del valor de Mg<sup>2+</sup> neto en cada muestra (Mgn):

$$Mgn \left( \frac{mg}{L} \right) = Mg \text{ muestra actual} \left( \frac{mg}{L} \right) - \frac{Mg \text{ muestra anterior} \left( \frac{mg}{L} \right)}{2} \quad (5)$$

6. Cálculo del valor de PO<sub>4</sub>-P neto en cada muestra (PO<sub>4</sub>-Pn):

$$PO_4 - Pn \left( \frac{mg}{L} \right) = PO_4 - P \text{ muestra actual} \left( \frac{mg}{L} \right) - \frac{PO_4 - P \text{ muestra anterior} \left( \frac{mg}{L} \right)}{2} \quad (6)$$

7. Cálculo de relación P/C para la verificación del metabolismo dominante en sistemas EBPR según [6]:

$$\frac{P}{C} = \frac{PO_4 - P_n \left(\frac{mg}{L}\right)}{AGV_{nc} \left(\frac{mg}{L}\right)} \quad (7)$$

8. Determinación del P precipitado biológicamente inducido:

Inicialmente, se verificó la obtención de los datos de PO<sub>4</sub>-P y de P estipuladas en la sección 3.1.3. Luego se siguió con el siguiente conjunto de pasos, suponiendo una distribución fraccional de P en los lodos activados similar al de los lodos granulares:

1. Se establece como base que el P total (Pt) en lodos, es la suma del P orgánico (Po) y el P inorgánico (Pi), y que, a su vez el Pi suma las especies inorgánicas distintas a la Apatita (NAIP), donde podemos encontrar los precipitados de estruvita y el PO<sub>4</sub>-P, y la apatita (AP) que se relaciona a los compuestos precipitados de Ca<sup>+</sup>. Además, su fraccionamiento cuantitativo teórico según [34], es:

$$Pt = Po (10,27\%) + Pi (87,86\%) \quad (8)$$

$$Pi = NAIP (81,30\%) + AP (18,70\%) \quad (9)$$

2. Al tener solo valores de Pt en la muestra 1 y 7, no se logra definir directamente la distribución cuantitativa del P en cada ciclo. Por esto, con la certeza del valor inicial y final, se supuso que la cantidad de Pt de un ciclo a otro disminuye o se va por el efluente a un mismo porcentaje, de esta forma se calculó un valor que, al multiplicar el Pt inicial el número de veces igual a la cantidad de ciclos hechos diese el valor de Pt final leído.
3. Con el valor de Pt calculado y el fraccionamiento teórico, se calculó la cantidad de Pi y Po de cada ciclo.
4. Por último, para obtener la cantidad de precipitado en cada ciclo, se calculó la diferencia del Pi calculado en el punto anterior y el PO<sub>4</sub>-P medido en la muestra, de esta forma se expresan solo datos de las especies de NAIP y AP precipitados.

### 3.3 Análisis de alternativas para la recuperación del residuo cargado con fósforo en sistemas LAG.

Este apartado se basa en la revisión de literatura enfocada en técnicas de recuperación de P funcionales en sistemas LAG, se indagaron sus características más relevantes como la eficiencia y los costos, con el fin de facilitar la elección de la mejor alternativa según sea el caso. Atendiendo así, uno de los mayores problemas en la industria actual, la escasez de fuentes de P accesibles y de paso impulsar la economía circular.

## 4 Resultados y Discusión

En esta sección, se analizarán las características estequiométricas de la actividad biológica de los lotes, junto a los resultados obtenidos del método propuesto para la aproximación del valor de P precipitado biológicamente, con el fin de ver los comportamientos de forma integral.

### 4.1 Comportamiento estequiométrico

Según [35], los intentos realizados para conseguir el aislamiento o identificación de la presencia de los PAO, han dejado como resultado positivo el uso de acetato como AGV o fuente de carbono. Además, recalca que existen diferentes formas de identificar la capacidad de almacenamiento de fósforo de estos organismos, por medio de la aplicación de condiciones anaeróbicas y la vigilancia tanto de los AGV, como el  $\text{PO}_4\text{-P}$ .

Los PAO en condiciones anaeróbicas secuestran los AGV del medio, tomándolos y almacenándolos como PHA. Para que este proceso suceda, se consume algo de polifosfato almacenado y se libera P a la solución a granel [36]. Los polímeros de PHA más comunes almacenados por PAO son poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB), poli-hidroxivalerato (PHV) y poli- $\beta$ hidroxi-2-metilvalerato (PH2MV). La cantidad depende de la composición de los AGV (acetato o propianato). Si el acetato es más abundante en el medio, los PAO almacenan principalmente PHB (hasta el 90 % de los PHA almacenados) [6].

Según [6], los PAO son los únicos organismos que se sabe con exactitud que liberan ortofosfato cuando adsorben AGV en las condiciones anaeróbicas. Por esto, las proporciones P liberado/AGV adsorbido pueden considerarse como indicador aproximado del metabolismo predominante en los lotes correspondientes [6]. La Ec 7 permite definir la predominancia de la actividad microbiana, si la relación  $P/C < 0,25$  predomina metabolismo GAO; si  $0,25 < P/C < 0,50$

predomina un metabolismo intermedio entre GAO y PAO;  $P/C > 0,50$  predomina metabolismo PAO [6].

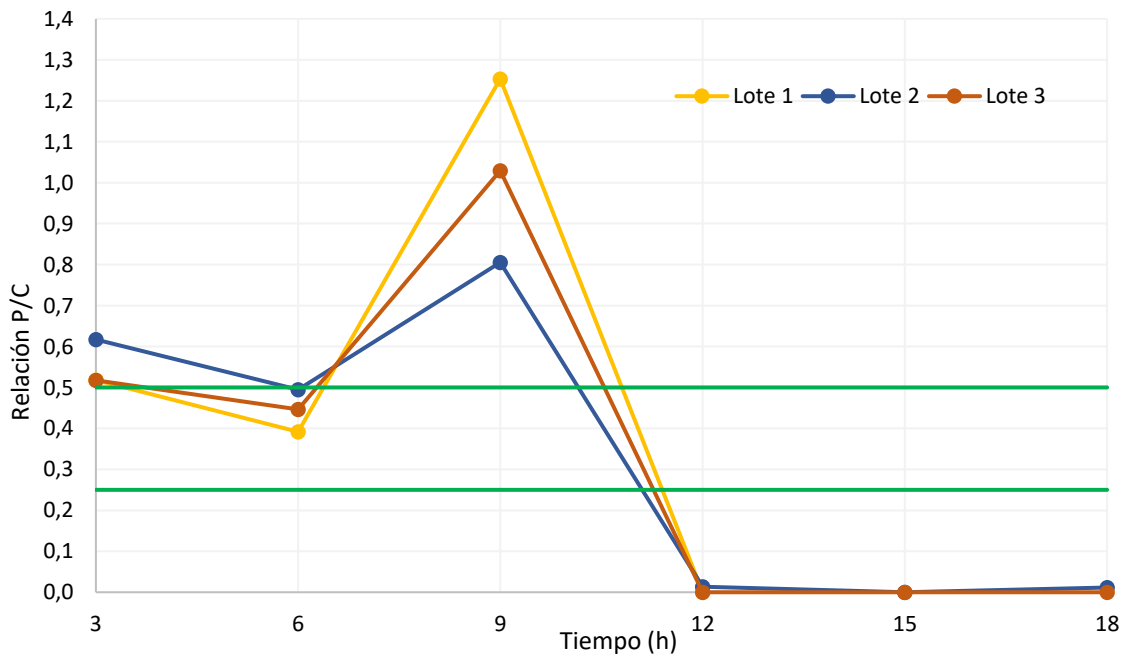


Figura 4.1.1. Comportamiento y rangos de determinación de metabolismo de los lotes anaeróbicos según la relación P/C.

El metabolismo predominante en los tres lotes sigue una misma tendencia (Figura 4.1.1), siendo así que la relación P/C calculada según la Ec. 7 permite ultimar que en las primeras tres horas anaeróbicas predominó la actividad por parte de los PAO; en el segundo ciclo se registró una variación, inclinándose así a un metabolismo mixto PAO-GAO, pero tendiendo al PAO; en el tercer ciclo que ya comprendía nueve horas anaeróbicas en total, vuelve a destacar la actividad PAO y registró la mayor actividad en los tres lotes; luego, en los próximos tres ciclos se deja de percibir alguna actividad significativa.

El papel del pH en el proceso de crecimiento y eliminación de fósforo de los PAO influye de distintas formas. El pH puede cambiar la carga de la membrana celular, alterando la capacidad de los microorganismos de absorber nutrientes [37]. Además, los cambios en este parámetro también pueden afectar las reacciones bioquímicas en el proceso de eliminación de fósforo de las células de los PAO, al generar una alteración en la actividad de las enzimas en sus procesos metabólicos [38].

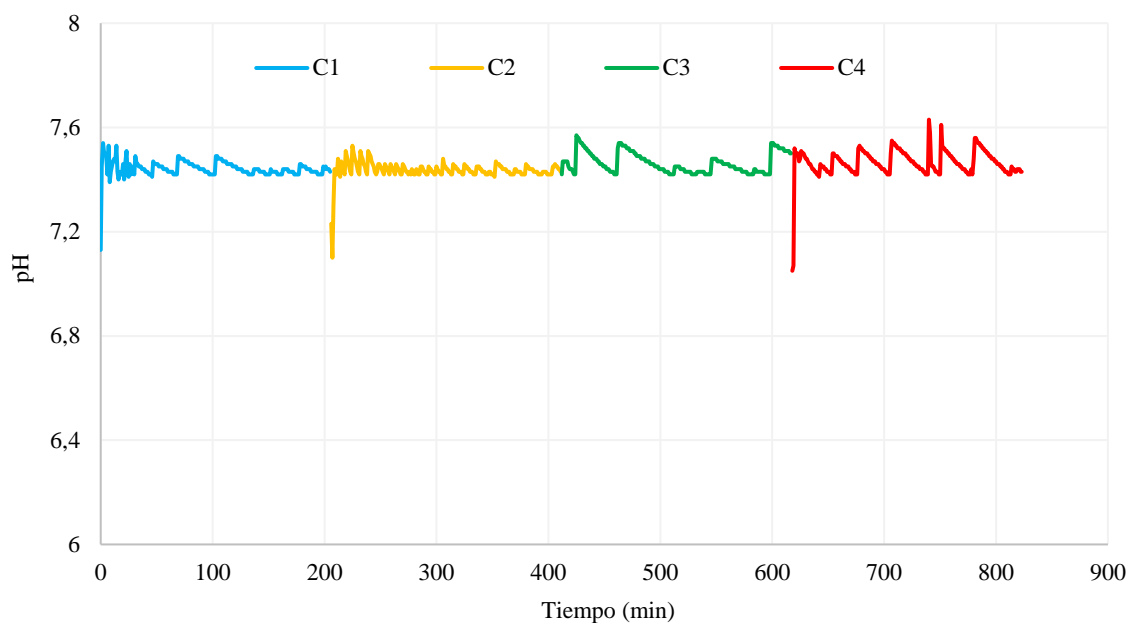


Figura 4.1.2. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 1.

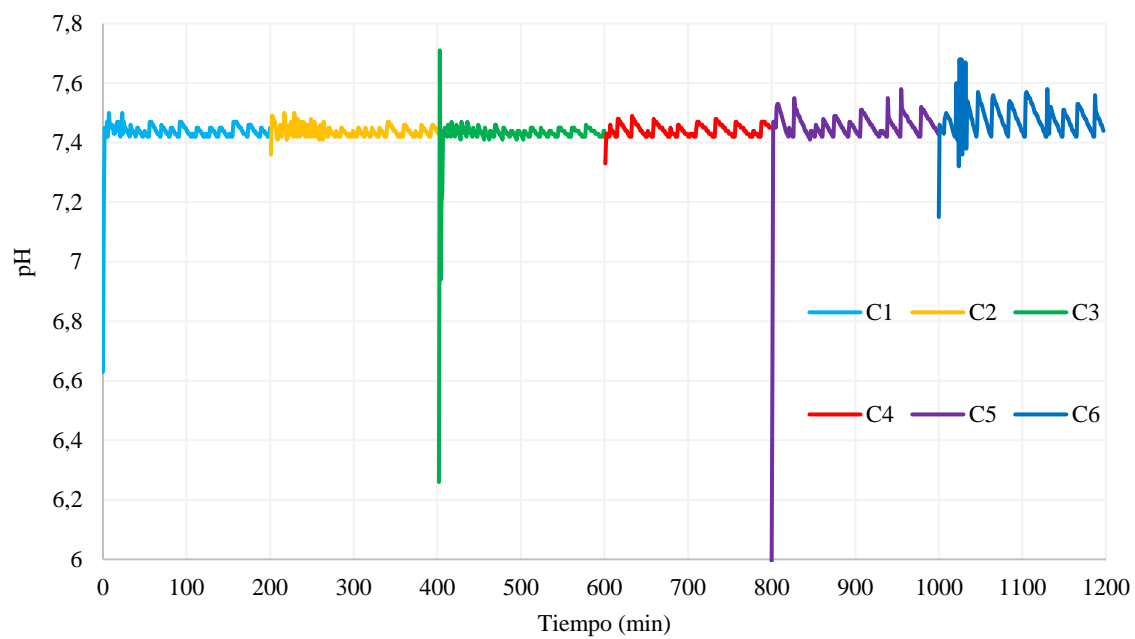


Figura 4.1.3. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 2.

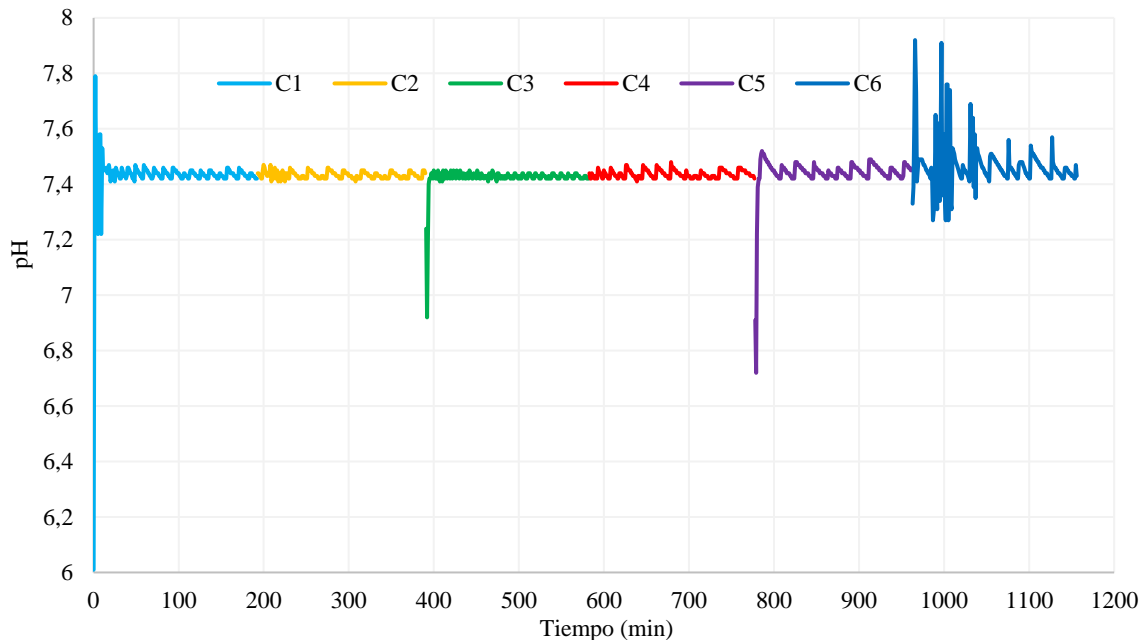


Figura 4.1.4. Comportamiento del pH a través del tiempo en el lote 3.

Por otro lado, se dice que el pH óptimo para el crecimiento de los PAO puede variar de 6,0 a 8,0, ya que se ha demostrado que en este rango se inhibe el crecimiento de los organismos acumuladores de glucógeno (GAO, quienes poseen un metabolismo similar de AGV-PHA basado en glucógeno sin la capacidad de almacenamiento de polifosfato) [39], proporcionando un beneficio competitivo a los PAO. También, en pH de 7 a 7,5, la absorción de AGV es más difícil porque una mayor proporción de acetato no está protonado, lo que requiere más energía para metabolizarlo [40].

Según la Figura 4.1.2, 4.1.3 y 4.1.4 en los tres lotes realizados en esta investigación se puede apreciar que los valores de pH se mantuvieron entre los 7 y 7,5 a diferencia del inicio de algunos ciclos, pero que el mismo fue regulado antes de iniciar la etapa de crecimiento de los PAO (luego de la alimentación). Por lo que en general, el comportamiento metabólico demostró que la configuración realizada si propicia un crecimiento de los PAO, sustentando los resultados de la Figura 4.1.1.

Por otro lado, la fijación neta de acetato en los lotes (Figuras 4.1.5, 4.1.6 y 4.1.7), se logra en su totalidad por seis horas, luego disminuye hasta en un 50% de forma gradual conforme aumentaba el tiempo experimental. No obstante, el lote tres mostró una diferencia, su fijación total tomó nueve horas y luego siguió un comportamiento similar a los lotes 1 y 2. Aun así, la cantidad

de acetato neto fijado fue de 994,6 mg/L, 1545,7 mg/L y 1610,3 mg/L, para el lote 1, 2 y 3, respectivamente. Se destaca que, por cuestiones de practica el valor promedio del lote 1 solo contiene datos de cuatro ciclos, a diferencia de los demás, ya que al iniciar el quinto ciclo la lectura de pH no se estabilizó rápidamente, causando que las lecturas variaran significativamente y la cantidad de base o ácido insertados fueran altos, propiciando que el reactor llegara a su capacidad máxima de 500 mL y se desbordara.

Según las Figura 4.1.2, 4.1.3 y 4.1.4, la relajación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  se consigue a las nueve horas, luego presenta una caída total rectificando la finalización del metabolismo PAO. No obstante, se encontró en los lotes 1 y 2, que la cantidad de acetato fijado entre las horas seis y nueve disminuyen, pero la liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  se mantiene e incluso llega a ser la mayor medida registrada del lote 1. Si analizamos esto, podemos finiquitar que no existe una relación directa entre la cantidad de Carbono fijado y el  $\text{PO}_4\text{-P}$  liberado, contrario a lo que López et al. [15] mencionan, por cada mol de AGV almacenado por los PAO, se considera un mol de P es liberado, más este resultado depende del pH del medio. Esto da pie a más investigaciones que profundicen los resultados. Dicho comportamiento, dejó como resultado una liberación neta de  $\text{PO}_4\text{-P}$  de 494,9 mg/L, 486,4 mg/L y 609,4 mg/L, según orden de lotes.

Además, si se comparan los valores netos de P relajado y acetato consumido mencionados en los párrafos anteriores, encontramos que la cantidad de acetato neto total fijado es similar en el lote 2 y 3, pero la cantidad total de P neto relajado es similar en los lotes donde el acetato consumido empezó a disminuir en el mismo ciclo (lote 1 y 2), a diferencia de lote 3 que experimentó una baja hasta un ciclo después y que registró 200 mg/L de más fijación. Esto nos arroja que, lo que impacta en la cantidad de P relajado, es el número horas que las PAO logran fijar acetato anaeróbicamente, no la cantidad fijada directamente.

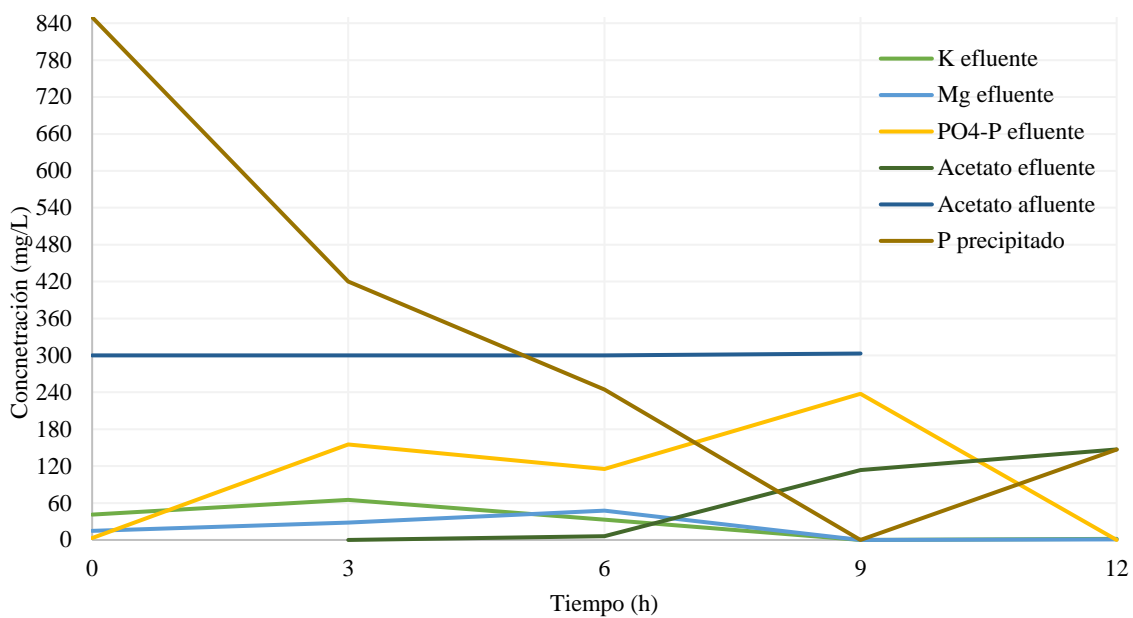


Figura 4.1.5. Comportamiento estequiométrico neto del lote 1.

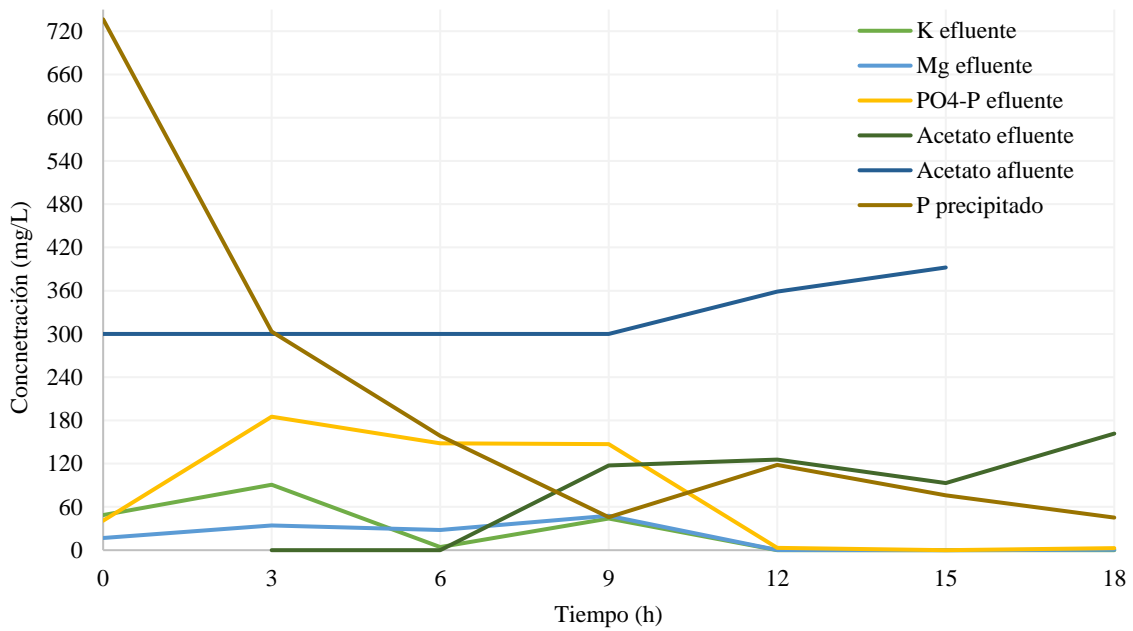


Figura 4.1.6. Comportamiento estequiométrico neto del lote 2.

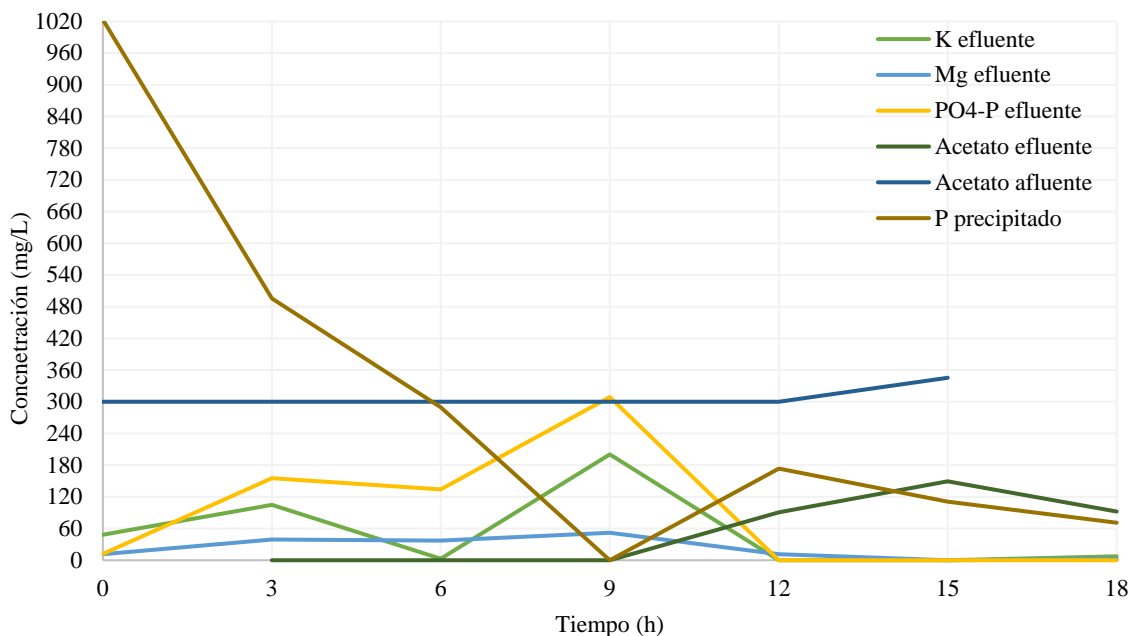


Figura 4.1.7. Comportamiento estequiométrico neto del lote 3.

Según [36], en la fase anaeróbica de los sistemas LAG los AGV de la solución a granel y polifosfato intracelular disminuyen, a diferencia del fosfato soluble, el  $Mg^{2+}$ , el  $K^+$  y el PHA que intracelularmente aumentan. Dicho aumento de iones ocurre para estabilizar las cargas negativas de polifosfato, en ocasiones también interviene el  $Ca^{2+}$ . Por tal, en la Figura 4.1.5, 4.1.6 y 4.1.7 la tendencia de aumentar o disminuir del  $PO_4\text{-P}$  liberado y los iones, coinciden.

El  $K^+$  neto reflejó un comportamiento similar en los tres lotes; en el ciclo 1 se encontró un aumento entre 24 y 56 mg/L; en el ciclo dos los valores disminuyeron casi en un 100% a diferencia del lote 1 que bajo en un 50%; seguido se registra un aumento (ciclo tres), con diferencia del lote 1 que disminuyó hasta un valor de 0 mg/L; en los últimos tres ciclos los lotes vuelven a coincidir en tendencia, pues disminuyen hasta valores de 0 mg/L. El  $Mg^{2+}$  neto, a diferencia del  $K^+$  no experimenta cambios tan marcados conforme pasaban las horas. Del ciclo uno al tres, aparece un aumento de aproximadamente un 40% por ciclo, con excepción del lote 1 que logró lo anterior solo en los dos primeros ciclos, luego al igual que el  $K^+$  los valores bajaron hasta un 0 mg/L, manteniéndose así hasta el final de los lotes.

El modelo propuesto para aproximar la cantidad de precipitados generados por la acción de los PAO y el entorno del sistema LAG (fase líquida), dejó como resultado valores de porcentaje de Pt que pasa de un ciclo al otro entre los 62,8% y los 64,0%, en los tres lotes. Cabe destacar que

el valor de M1 es medido en 400 mL de biomasa con líquido proveniente del reactor madre [33] y que a este se le extrajo 200 mL de líquido sobrenadante, para proseguir con la inyección del acetato e iniciar con el primer ciclo, por esto, se supuso que la única cantidad de fósforo soluble que salió en dicha extracción fue la mitad del PO<sub>4</sub>-P medido en M1, para obtener el valor de M1.1, base de los siguientes ciclos. Un ejemplo claro del cálculo propuesto es el presente, donde nuestro valor Pt en M1 es 925,5 mg/L, el PO<sub>4</sub>-P es de 81 mg/L y el valor de Pt final en M7 es de 54,3 mg/L.

Cuadro 4.1.1. Ejemplo de cálculo para Pt en cada ciclo.

Muestra	Pt mg/L	Pt calculado mg/L
M1	925,5	
M1.1	925,5-81/2	885
M2	885*62,8%	555,8
M3	555,8*62,8%	349,0
M4	349,0*62,8%	219,2
M5	219,2*62,8%	137,6
M6	137,6*62,8%	86,4
M7	86,4*62,8%	54,3

La precipitación encontrada de NAIP y AP con el modelo propuesto presenta una similitud en comportamiento en los tres lotes, al inicio del ciclo 1 se contabiliza la mayor cantidad, valor que se asocia al P precipitado ubicado en la biomasa desde antes de ser usada en el arreglo anaeróbico, es decir, se formó en el reactor madre de la investigación de Antezana [33]. Luego, al final del ciclo 1 y 2, se localiza P precipitado neto positivo, pero tendiendo a cero. De esta forma al concluir el ciclo 3 no se mide alguna traza, con diferencia del lote 2 que el valor fue de 45 mg/L aproximadamente (valor que de igual forma fue el más bajo registrado en el lote 2). Sin embargo, al terminar el ciclo 4 se registra una nueva aparición de precipitados entre los 120-180 mg/L. Para finalizar, en el ciclo 5 y 6 se registra una disminución paulatina hasta de un 50% respecto al valor del final del ciclo 4. Dicho comportamiento, dejó como resultado que la suma de precipitado neto de cada lote según corresponda fue de 812,0 mg/L, 747,1 mg/L y 1140,1 mg/L, valores que

coinciden con comportamiento de los valores totales netos de  $\text{PO}_4\text{-P}$ , donde la liberación fue mayor en el lote 3, seguido del 1 y 2.

La precipitación biológicamente inducida de fósforo puede estar mediada al menos de dos maneras. En primer lugar, por las altas cantidades de P liberadas en la fase anaeróbica que propicia el aceleramiento de la precipitación de fosfato cálcico, estruvita de amonio ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) o estruvita de potasio ( $\text{KMgPO}_4\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) [7]. En segundo lugar, la desnitrificación biológica en biopelículas fijas y posiblemente también en flóculos bacterianos puede conducir a la precipitación de fosfato debido a las elevadas condiciones de pH dentro de las biopelículas [31].

Con base en lo mencionado, y con el comportamiento de lotes, se comprueba que luego de la hora nueve donde la cantidad de  $\text{PO}_4\text{-P}$  alcanzó su mayor valor, se genera precipitación de estruvita puesto que los niveles tanto de  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{K}^+$  disminuyen en su totalidad, comportamiento que se da para contrarrestar las cargas negativas del  $\text{PO}_4\text{-P}$  [6]. No obstante, no se descarta que también haya apatita, ya que en la presente investigación no se leyó el ion  $\text{Ca}^{2+}$  que verifique el comportamiento de este en el medio y por ende su precipitación. Por otro lado, en el primer ciclo no se logra definir el tipo de precipitados que se obtienen puesto que el valor de los iones medidos aumenta, a diferencia del segundo ciclo donde se registra precipitado neto positivo y una disminución en el valor de los iones (mayormente  $\text{K}^+$ ), dando a pie a la existencia de estruvita de potasio. Por lo anterior, se espera en futuras investigaciones incorporar la medición de  $\text{Ca}^{2+}$  y realizar una aproximación del tipo de precipitado más cercana.

#### 4.2 Alternativa de recuperación de P

Para definir el sistema de recuperación de P en sistemas LAG más conveniente, se debe tener claro la fuente donde se ubica el P de importancia, en el caso de los ensayos realizados la mayor parte de P se encuentran junto a la biomasa, en la matriz sólida del sistema. Según [41], se han definido o usado distintos mecanismos de recuperación de P en aguas residuales mayormente domésticas, municipales e industriales, como la precipitación de estruvita, precipitación electroquímica, adsorción, filtración por membrana y tratamiento biológico (el más acoplado a sistema LAG).

El tratamiento biológico, es de bajo costo operativo, tiene menos dosis de químicos y puede eliminar simultáneamente contaminantes orgánicos. Sin embargo, implica la presencia de metales en la biomasa y la eficiencia de eliminación de P depende de las condiciones del medio y la forma de operación de los sistemas de tratamiento. Su producto de P son lodos enriquecidos con

polifosfatos y distintos precipitados dados biológicamente inducidos. Su potencial de recuperación es medio [41].

Los sistemas LAG, cuentan con una capacidad de remoción de P registrada hasta de 90%, dividida entre lo fijado por los PAO y lo que se precipita biológicamente [42]. Partiendo de esto, es conveniente la elección de tecnologías de recuperación que se enfoquen en la biomasa de los sistemas EBPR. La ventaja más importante de este enfoque es la obtención de minerales fosfóricos de alta calidad, como los precipitados de hidroxiapatita que contienen concentraciones muy bajas de metales pesados y, por lo tanto, se consideran seguros para el medio ambiente [43]. Además, la estruvita se considera poco soluble, lo que asegura que luego de su uso, el nivel de afectación en las matrices naturales será baja, evitando la aparición de fenómenos como la eutroficación [44].

En [45], el método más sencillo para recuperar fósforo de los lodos es el uso directo de esta biomasa como fertilizante. Sin embargo, sólo el transporte y gestión de lodos húmedos, puede generar entre el 25% y 65% del costo operativo total de una planta de tratamiento. Además, dichos lodos son capaces de albergar cantidad significativas de contaminantes orgánicos potencialmente peligrosos, por lo cual dicha biomasa necesita un tratamiento físico secundario [46].

Con el fin de encontrar dicho tratamiento secundario, en [47] se realiza una comparación entre las técnicas más usadas, la pirólisis lenta y rápida, la gasificación y la combustión.

La pirólisis, se basa en la destrucción térmica de materia orgánica a temperatura moderada a alta (300-700 °C) en ausencia de oxígeno. Se puede realizar a una velocidad de calentamiento lenta (pirólisis lenta o convencional) o a una velocidad de calentamiento más alta (pirólisis rápida) [47]. El primero se lleva a cabo para reducir el volumen de residuos de los lodos, maximizando la producción de biocarbón, normalmente se realiza para la producción vegetal y conlleva un tiempo de residencia mayor (de horas a días). La pirólisis rápida por su parte tiene tiempos de residencia bajos (0,5-10 s), por lo que su velocidad de calentamiento va entre los (10-200 °C/s) [48].

La gasificación se utiliza cuando se quiere combustible en estado gaseoso como producto. En este proceso, se utilizan temperaturas más altas (800–900 °C) en un ambiente deficiente en oxígeno. En un gasificador se producen múltiples reacciones, tal como el secado y volatilización, craqueo de alquitrán y otras, como gas-gas y gas-sólido, que producen un gas combustible (gas de síntesis) [47].

En incineración convencional, el lodo deshidratado que contiene alrededor del 80% en peso de humedad se ingresa la cámara de combustión de lecho alimentada por un combustible

suplementario como gas natural o petróleo crudo. En la cámara de combustión se realizan el secado, la desvolatilización y la combustión con temperaturas mayores a 850°C y con presencia de oxígeno. Los gases de combustión se expulsan desde una chimenea a la atmósfera después de pasar primero por un precalentador de aire, un precalentador de prevención de humo, un enfriador de gas, un filtro de mangas y un depurador [49].

Se concluye, que todas las alternativas descritas anteriormente cumplen con la eficiencia esperada, pero que su sostenibilidad de aplicación dependerá de la magnitud y características del lodo a tratar [47]. También, el biocarbón obtenido en ambas pirólisis es el más beneficioso para el uso como fertilizantes, puesto que albergan la mayor cantidad de nutrientes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  o  $\text{P}$ ). Sin embargo, se deben valorar las trazas de metales que siguen en dicha biomasa para definir el uso como fertilizante o la necesidad de aplicarle otro tratamiento, aumentando el coste de tratamiento. Por esto, es que se espera que antes de elegir un tratamiento de lodos se caracterice la biomasa y se estudie detenidamente los posibles escenarios del resultado.

## 5 Conclusiones

El análisis de las vías metabólicas por las que el P se logra remover en matrices de aguas residuales con una tecnología LAG, comprende un logro significativo en el campo de la ingeniería ambiental, dada la constante búsqueda de tratamientos de saneamiento eficientes, sostenibles y que logren enfrentar las nuevas problemáticas en esta matriz de agua, como lo es la alta concentración de P por la mala gestión y falta de regulaciones de las actividades humanas.

La configuración y funcionamiento del reactor LAG de laboratorio operado en lotes permitió identificar que el metabolismo predominante en los tres lotes estudiados fue biológico, y se achaca al metabolismo de PAO (organismos acumuladores de fósforo). El monitoreo continuo de la fijación de ácidos grasos volátiles reveló una retención constante de acetato hasta 600 mg/L en promedio durante los primeros dos ciclos, antes de observar una disminución o su saturación.

Los PAO lograron fijar desde 994,6 mg/L (lote 1), 1545,7 mg/L (lote 2), hasta los 1610,3 mg/L (lote 3) de AGV, tomando en cuenta que la cantidad inicial agregada en el lote 1 fue de 1200 mg/L y en el lote 2 y 3 de 1800 mg/L, la eficiencia de fijación de los PAO estuvo entre un 82,9% y 89,5%. Consecuentemente, se reconoció la liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  por nueve horas (tres ciclos iniciales) en los tres lotes, siendo el ciclo 3 en donde se registró la mayor cantidad liberada, lo que nos permite concluir que se necesitan tan solo tres ciclos para definir la mayor cantidad de  $\text{PO}_4\text{-P}$

posible de liberar, de esta forma, la emancipación total neta de  $\text{PO}_4\text{-P}$  fue de 494,9 mg/L, 486,4 mg/L y 609,4 mg/L, según orden de lotes.

El método utilizado para determinar la cantidad de precipitado por acción biológica o química en los sistemas LAG estableció que la cantidad de fósforo total (P total) que quedaba en el reactor de un ciclo a otro esta entre el 62,8% y el 64,1%, permitiendo concluir que en promedio el 63,5% del P total en sistemas LAG es removido del afluente en la fase anaeróbica de esta tecnología. Además, al considerar los datos teóricos sobre el fraccionamiento de Pt, se encontró que la suma neta de precipitados en cada lote fue de 812,0 mg/L, 747,1 mg/L y 1140,1 mg/L, respectivamente.

Se observó una similitud en el comportamiento de los valores totales netos de precipitado respecto a la liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$ . La liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  fue mayor en el lote 3, seguido por los lotes 1 y 2. Esto sugiere que la liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  y la precipitación tienden a aumentar su valor al mismo tiempo.

A pesar de que los valores netos totales aumentaron a la vez, no necesariamente se cumplió la misma tendencia en todos los ciclos. Los valores netos de precipitado se aproximaron a cero al mismo tiempo que se dio la mayor liberación de  $\text{PO}_4\text{-P}$  (ciclo 3), sugiriendo que la relación entre precipitación y liberación no es constante en todos los ciclos.

Al observar la casi ausencia de los iones medidos ( $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ) de la hora 12 a la 18 y la contabilización neta de precipitación, se confirma la existencia de precipitados de estruvita.

Finalmente, los sistemas LAG son ubicados como un mecanismo de recuperación de P denominado “tratamiento biológico”, donde para lograr una recuperación del P hay que centrarse en su extracción dentro de los gránulos. Dicho esto, la técnica de condicionamiento de lodos que se adaptaría mejor sería la pirolisis, puesto que su biocarbón albergaría la mayor cantidad de nutrientes valorizables ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  o P), respecto otras técnicas estudiadas. Sin embargo, antes de ser valorizado como fertilizante debe ser analizado en términos de metales.

## 6 Recomendaciones

Es de importancia utilizar un reactor con mayor capacidad volumétrica que permita trabajar con mayor volumen de biomasa y tener por lo menos un 20% de espacio libre por encima de la misma, para facilitar la toma de muestras sin que esta extracción repetitiva impacte negativamente a la actividad en la biomasa o exista suficiente volumen para lograr finalizar los lotes en caso de que ocurra una fluctuación en la cantidad de ácido o base que el sistema necesite agregar.

Con el fin de verificar el método de contabilización de precipitados es de interés medir P total al inicio y final de cada ciclo e incluir en la medición de iones el  $\text{Ca}^{2+}$ , para analizar su comportamiento respecto al valor de P precipitado calculado. Añadido a esto, para enriquecer el conocimiento sobre los precipitados contabilizados, se puede incluir un análisis capaz de identificar los tipos de precipitados en cada muestra.

Por último, para definir una estrategia de recuperación de fósforo es necesario realizar una caracterización de los lodos, con el fin de prever posibles problemas para el reúso o tratamiento, como la cantidad de humedad que contiene ya que aumentara el coste de secado y acondicionamiento para una segunda vida y la cantidad de metales que la biomasa tiene, parámetro que puede detener la posibilidad de reúso al final tratamiento de los lodos, entre otros.

## 7 Referencias y citaciones

- [1] “Objetivos y metas de desarrollo sostenible - Desarrollo Sostenible”. Consultado: el 27 de febrero de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- [2] D. Gao, L. Liu, H. Liang, y W. M. Wu, “Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment”, *Crit Rev Biotechnol*, vol. 31, núm. 2, pp. 137–152, jun. 2011, doi: 10.3109/07388551.2010.497961.
- [3] S. S. Adav, D. J. Lee, K. Y. Show, y J. H. Tay, “Aerobic granular sludge: Recent advances”, *Biotechnol Adv*, vol. 26, núm. 5, pp. 411–423, sep. 2008, doi: 10.1016/J.BIOTECHADV.2008.05.002.
- [4] S. Malamis, E. Katson, y F. Fatone, “Integration of energy efficient processes in carbon and nutrient removal from sewage | Signed in”, *Sewage Treatment Plants: Economic Evaluation of Innovative Technologies for Energy Efficiency*. Consultado: el 15 de mayo de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-85018349012&origin=inward>
- [5] O. Henriet, C. Meunier, P. Henry, y J. Mahillon, “Improving phosphorus removal in aerobic granular sludge processes through selective microbial management”, *Bioresour Technol*, vol. 211, pp. 298–306, jul. 2016, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2016.03.099.
- [6] M. VVan Loosdrecht, P. Nielsen, C. López, y D. Brdjanovic, “Experimental Methods in Wastewater Treatment”, 2016.
- [7] M. Angela, B. Béatrice, y S. Mathieu, “Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process”, *Water Res*, vol. 45, núm. 12, pp. 3776–3786, 2011, doi: 10.1016/j.watres.2011.04.031.
- [8] “Estado actual y evolución del saneamiento y la depuración de aguas residuales en el contexto nacional e internacional - ProQuest Central - ProQuest”. Consultado: el 8 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://goo.su/aUqnTZz>

- [9] “Objetivos de Desarrollo Sostenible | Naciones Unidas”. Consultado: el 8 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.un.org/es/impacto-acad%C3%A9mico/page/objetivos-de-desarrollo-sostenible>
- [10] “Agua: Panorama general”. Consultado: el 9 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview>
- [11] J. Lu, Q. Lu, Q. Hu, y B. Qiu, “Recovery of organic matters by activated sludge from municipal wastewater: Performance and characterization”, *Environ Res*, vol. 252, p. 118829, jul. 2024, doi: 10.1016/J.ENVRES.2024.118829.
- [12] D. D. L. S. F. R. R. S. Jiménez Beltrán, “Tratamiento de aguas residuales”, *Tratamiento de Aguas Residuales*, pp. 91–197, 2003.
- [13] Metcalf & Eddy Inc., G. Tchobanoglous, F. L. Burton, y H. D. Stensel, “Chapter 1: Wastewater Engineering: An overview”, *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*, pp. 1345–1446, 2003, Consultado: el 9 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: [https://books.google.com/books/about/Wastewater\\_Engineering\\_Treatment\\_and\\_Reuse.html?hl=es&id=-eoeAQAAIAAJ](https://books.google.com/books/about/Wastewater_Engineering_Treatment_and_Reuse.html?hl=es&id=-eoeAQAAIAAJ)
- [14] “Fósforo: De nutriente a contaminante global | iAgua”. Consultado: el 13 de enero de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.iagua.es/noticias/espana/creaf/17/03/17/fosforo-nutriente-contaminante-global>
- [15] C. M. López Vázquez Germán Buitrón Méndez Héctor A García Francisco J Cervantes Carrillo Editado por, M. Henze, M. C. van Loosdrecht, G. A. Ekama, y D. Brdjanovic, “Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño”.
- [16] P. Cornel, A. Meda, y S. Bieker, “Wastewater as a Source of Energy, Nutrients, and Service Water”, *Treatise on Water Science*, vol. 4, pp. 337–375, ene. 2011, doi: 10.1016/B978-0-444-53199-5.00092-0.
- [17] F. G. García Miranda y V. Miranda Rosales, “Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico”, oct. 2018.

- [18] S. S. Adav, D. J. Lee, K. Y. Show, y J. H. Tay, “Aerobic granular sludge: Recent advances”, *Biotechnol Adv*, vol. 26, núm. 5, pp. 411–423, sep. 2008, doi: 10.1016/J.BIOTECHADV.2008.05.002.
- [19] J. Heijnen y M. Van Loosdrecht, “Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor”, *Biofutur*, vol. 183, núm. 1998, p. 50, 1998, Consultado: el 20 de enero de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.elsevier-db3b3280-5416-3a98-8aa1-c06b9d308f55>
- [20] X. Liu y D.-J. Lee, “Aerobic granular sludge processes”, 2022, doi: 10.1016/B978-0-323-99874-1.00002-6.
- [21] S. Bathe, M. De Kreuk, B. Mcswain, y N. Schwarzenbeck, “Aerobic Granular Sludge”, 2005.
- [22] M. Z. Khan, P. K. Mondal, y S. Sabir, “Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review”, *Canadian Journal of Chemical Engineering*, vol. 91, núm. 6, pp. 1045–1058, jun. 2013, doi: 10.1002/CJCE.21729.
- [23] M. K. De Kreuk, J. J. Heijnen, y M. C. M. Van Loosdrecht, “Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge.”, *Biotechnol Bioeng*, vol. 90, núm. 6, pp. 761–769, jun. 2005, doi: 10.1002/BIT.20470.
- [24] L. D. A. Purba *et al.*, “Various applications of aerobic granular sludge: A review”, *Environ Technol Innov*, vol. 20, p. 101045, nov. 2020, doi: 10.1016/J.ETI.2020.101045.
- [25] “Reactor biologico secuencial (SBR) | Formación de ingenieros”. Consultado: el 15 de mayo de 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.tecpa.es/reactor-biologico-secuencial-sbr/>
- [26] M. I. Escaler y R. Mujeriego Sahuquillo, “Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados”, *Ingeniería del agua*, vol. 8, núm. 1, pp. 67–77, ene. 2001, doi: 10.4995/IA.2001.2860.
- [27] Z. Lin *et al.*, “Biologically induced phosphate precipitation in heterotrophic nitrification processes of different microbial aggregates: Influences of nitrogen

- removal metabolisms and extracellular polymeric substances”, *Bioresour Technol*, vol. 356, p. 127319, jul. 2022, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2022.127319.
- [28] R. Barat, T. Montoya, A. Seco, y J. Ferrer, “Modelling biological and chemically induced precipitation of calcium phosphate in enhanced biological phosphorus removal systems”, *Water Res*, vol. 45, núm. 12, pp. 3744–3752, jun. 2011, doi: 10.1016/J.WATRES.2011.04.028.
- [29] B. Cieřlik y P. Konieczka, “A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of ‘no solid waste generation’ and analytical methods”, *J Clean Prod*, vol. 142, pp. 1728–1740, ene. 2017, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2016.11.116.
- [30] T. Nakakubo, A. Tokai, y K. Ohno, “Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery”, *J Clean Prod*, vol. 32, pp. 157–172, sep. 2012, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2012.03.026.
- [31] S. Johansson, M. Rusalleda, y J. Colprim, “Phosphorus recovery through biologically induced precipitation by partial nitrification-anammox granular biomass”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 327, pp. 881–888, nov. 2017, doi: 10.1016/J.CEJ.2017.06.129.
- [32] D. Cordell, A. Rosemarin, J. J. Schröder, y A. L. Smit, “Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options”, *Chemosphere*, vol. 84, núm. 6, pp. 747–758, ago. 2011, doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2011.02.032.
- [33] “The effect of particulate organic substrate in aerobic granular sludge - Master Theses Open Access - Repository IHE Delft Institute for Water Education”. Consultado: el 16 de marzo de 2024. [En línea]. Disponible en: <https://ihedelftrepository.contentdm.oclc.org/digital/collection/masters2/id/128295>
- [34] Z. W. He *et al.*, “Clarification of phosphorus fractions and phosphorus release enhancement mechanism related to pH during waste activated sludge treatment”, *Bioresour Technol*, vol. 222, pp. 217–225, dic. 2016, doi: 10.1016/J.BIORTECH.2016.10.010.

- [35] S. L. de S. Rollemberg, T. J. T. Ferreira, P. I. M. Firmino, y A. B. dos Santos, “Impact of cycle type on aerobic granular sludge formation, stability, removal mechanisms and system performance”, *J Environ Manage*, vol. 256, p. 109970, feb. 2020, doi: 10.1016/J.JENVMAN.2019.109970.
- [36] G. H. Chen, M. C. M. Loosdrecht, G. A. Ekama, y D. Brdjanovic, *Biological Wastewater Treatment*, vol. 2. 2020.
- [37] C. E. De, F. Silva, E. Sforza, y A. Bertucco, “Effects of pH and Carbon Source on Synechococcus PCC 7002 Cultivation: Biomass and Carbohydrate Production with Different Strategies for pH Control”, *Appl Biochem Biotechnol*, vol. 181, pp. 682–698, 2010, doi: 10.1007/s12010-016-2241-2.
- [38] W. T. Liu, T. Mino, T. Matsuo, y K. Nakamura, “Biological phosphorus removal processes - Effect of pH on anaerobic substrate metabolism”, *Water Science and Technology*, vol. 34, núm. 1–2, pp. 25–32, ene. 1996, doi: 10.1016/0273-1223(96)00491-X.
- [39] G. Li *et al.*, “Modeling versatile and dynamic anaerobic metabolism for PAOs/GAOs competition using agent-based model and verification via single cell Raman Micro-spectroscopy”, *Water Res*, vol. 245, p. 120540, oct. 2023, doi: 10.1016/J.WATRES.2023.120540.
- [40] Y. Zhang *et al.*, “A review of the phosphorus removal of polyphosphate-accumulating organisms in natural and engineered systems”, *Science of The Total Environment*, vol. 912, p. 169103, feb. 2024, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.169103.
- [41] H. Lin, Y. Wang, y Y. Dong, “A review of methods, influencing factors and mechanisms for phosphorus recovery from sewage and sludge from municipal wastewater treatment plants”, *J Environ Chem Eng*, vol. 12, núm. 1, p. 111657, feb. 2024, doi: 10.1016/J.JECE.2023.111657.
- [42] X. jun Yu *et al.*, “Nutrient removal and phosphorus recovery performance of an anaerobic side-stream extraction based enhanced biological phosphorus removal subjected to low dissolved oxygen”, *Journal of Water Process Engineering*, vol. 42, p. 101861, ago. 2021, doi: 10.1016/J.JWPE.2020.101861.

- [43] T. Nakakubo, A. Tokai, y K. Ohno, “Comparative assessment of technological systems for recycling sludge and food waste aimed at greenhouse gas emissions reduction and phosphorus recovery”, *J Clean Prod*, vol. 32, pp. 157–172, sep. 2012, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2012.03.026.
- [44] B. Cieřlik y P. Konieczka, “A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of ‘no solid waste generation’ and analytical methods”, *J Clean Prod*, vol. 142, pp. 1728–1740, ene. 2017, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2016.11.116.
- [45] R. Li, J. Yin, W. Wang, Y. Li, y Z. Zhang, “Transformation of phosphorus during drying and roasting of sewage sludge”, *Waste Management*, vol. 34, núm. 7, pp. 1211–1216, jul. 2014, doi: 10.1016/J.WASMAN.2014.03.022.
- [46] B. Cieřlik y P. Konieczka, “A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of ‘no solid waste generation’ and analytical methods”, *J Clean Prod*, vol. 142, pp. 1728–1740, ene. 2017, doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2016.11.116.
- [47] A. Ronda, P. Haro, y A. Gómez-Barea, “Sustainability assessment of alternative waste-to-energy technologies for the management of sewage sludge”, *Waste Management*, vol. 159, pp. 52–62, mar. 2023, doi: 10.1016/J.WASMAN.2023.01.025.
- [48] T. Kan, V. Strezov, y T. J. Evans, “Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters”, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 57, pp. 1126–1140, may 2016, doi: 10.1016/J.RSER.2015.12.185.
- [49] T. Murakami *et al.*, “Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery”, *Fuel Processing Technology*, vol. 90, núm. 6, pp. 778–783, jun. 2009, doi: 10.1016/J.FUPROC.2009.03.003.

## 8 Anexos

Anexo 1. Variables configuradas en Bio expert para el sistema LAG en lotes.

<b>Medir</b>	<b>Controlar</b>
pH	sppH
dmbase	spdO2
dmacid	N2
	eff

Anexo 2. Ciclo de trabajo configurado en el software Bioexpert para el sistema LAG en lotes.

```

#Initialization (phase 0)
phase=0
sppH=NA
spdO2=NA
N2=0
eff=0
PROCSTEP=0
NEXTTIME=0
NTT=0
-----2. GROUP-----
#Anaerobic starting phase (phase 1)
IF PROCSTEP=0 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=1
  sppH=7.5
  spdO2=0
  N2=1
  eff=0
  NEXTTIME=NTT+5
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=1
ENDIF
-----3. GROUP-----
#Anaerobic feeding phase (phase 2)
IF PROCSTEP=1 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=2
  sppH=7.5
  spdO2=0
  N2=1
  eff=0
  NEXTTIME=NTT+5
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=2
ENDIF
-----4. GROUP-----
#Anaerobic reaction phase with D.O. control (phase
3)
IF PROCSTEP=2 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=3
  sppH=7.5
  spdO2=0
  N2=1
  eff=0
  NEXTTIME=NTT+10
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=3
ENDIF
-----5. GROUP-----
#Anaerobic reaction phase (phase 4)
IF PROCSTEP=3 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=4
  sppH=7.5
  spdO2=NA
  N2=0
  eff=0
  NEXTTIME=NTT+180
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=4
ENDIF
-----6. GROUP-----
#Settling (phase 5)
IF PROCSTEP=4 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=5
  sppH=NA
  spdO2=NA
  N2=0
  eff=0
  NEXTTIME=NTT+10
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=5
ENDIF
-----7. GROUP-----
#Effluent withdrawal (phase 6)
IF PROCSTEP=5 AND TIME>=NEXTTIME
  phase=6
  sppH=NA
  spdO2=NA
  N2=0
  eff=1
  NEXTTIME=NTT+2
  NTT=NEXTTIME
  PROCSTEP=0
ENDIF

```