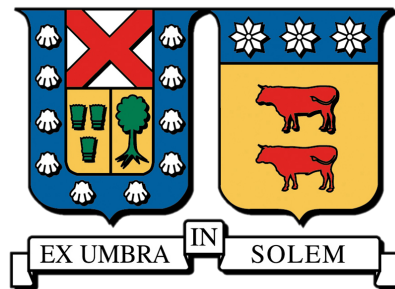


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL

VALPARAÍSO - CHILE



**PUESTA EN MARCHA DE UN SISTEMA SECUENCIAL COMPUESTO
POR UN REACTOR CSTR PARA NITRIFICACIÓN PARCIAL Y UN
FILTRO ANAEROBIO PARA DESNITRIFICACIÓN MIXOTRÓFICA**

DANIELA SOFÍA LUCERO VALDÉS

**MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL AMBIENTAL**

PROFESOR GUÍA:

Lorna Guerrero Saldes

PROFESOR CORREFERENTE:

Andrea Barahona Lloré

JULIO 2025



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título; ☐ Tesis de Postgrado;

Título del trabajo: Puesta en marcha de un sistema secuencial de reactores compuesto por un reactor CSTR para nitrificación parcial y un filtro anaerobio para desnitrificación mixotrófica.

Nombre del candidato(a): Daniela Sofía Lucero Valdés

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Ambiental

Campus: Casa Central Valparaíso ; **Departamento:** Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, Lorna Guerrero, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL

☒ El trabajo **NO contiene información que amerite confidencialidad** y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (embargo) por:

☐ 6 meses; ☐ 12 meses; ☐ 2 años; ☐ 3 años; ☐ 5 años; ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 25-08-25

; Firma:

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 25-08-25 ; **Firma:**

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

Resumen

Este trabajo se enmarca en el Proyecto Fondecyt N° 1241199, titulado "*Sequential Nitrification - Mixotrophic Denitrification v/s Simultaneous Nitrification - Mixotrophic Denitrification: Comparative study of technologies using Chilean zeolite as microbial support*". El estudio evaluó un sistema secuencial compuesto por un reactor continuo de tanque agitado (CSTR), destinado a promover la nitrificación parcial, y un reactor de lecho fijo de flujo ascendente (UAF) enfocado en la desnitrificación mixotrófica, para la remoción de compuestos nitrogenados en aguas residuales.

La nitrificación-desnitrificación es un proceso biológico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales para la remoción de compuestos nitrogenados. Consiste en una etapa aeróbica, donde bacterias nitrificantes oxidan el amonio en nitrito y luego nitrato, seguida de una etapa anóxica, en la cual bacterias desnitrificantes reducen el nitrato a nitrógeno gaseoso. La nitrificación parcial es una variante en la que la oxidación del amonio se detiene en nitrito, evitando la formación completa de nitrato. Por su parte, la desnitrificación mixotrófica se lleva a cabo mediante la combinación de bacterias heterótrofas, que utilizan carbono orgánico como fuente de electrones, y bacterias autótrofas, que emplean compuestos inorgánicos como el sulfuro.

El CSTR, operado en modo semicontinuo con volumen útil de 1,5 L, fue alimentado con una solución sintética de amonio diseñada para imitar las condiciones de un sobrenadante de digester anaerobio de lodos, aireado con difusores cerámicos y mantenido a 36°C. A partir de su efluente, se alimentó al UAF, de 0,8 L útiles, empacado con zeolita y operado a 33°C, donde se dosificaron acetato de potasio y sulfuro de sodio según las concentraciones medidas de nitrógeno, cumpliendo relaciones estequiométricas $C/N = 0,78$ y $S/N = 1,6$.

La estrategia consideró en primer lugar el enriquecimiento del inóculo nitrificante, logrando una activación progresiva del consorcio microbiano y una biomasa adaptada de 7027 mg SSV/L. Durante la operación del CSTR, se identificaron el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la velocidad de carga nitrogenada (VCN) como variables críticas. Con un TRH de 3 días y VCN de 336,86 [mg N/(L·d)], se logró una acumulación significativa de nitrito de 891,36 mg/L, correspondiente al 62,28 % del total de productos oxidados. Un aumento del TRH a 4 días y VCN

236,56 [mg N/(L·d)] indujo una nitrificación total no deseada, donde el nitrito representó solo el 33,99 %. La reducción del TRH a 1,5 días y VCN de 594,73 [mg N/(L·d)] permitió recuperar el comportamiento parcial, alcanzando una concentración máxima de nitrito de 1447,11 mg/L, equivalente al 70,53 % del total oxidado. Finalmente, el sistema se estabilizó en 730,33 mg/L de nitrito, lo que representó un 70,67 % del total de productos nitrogenados.

En paralelo, el reactor UAF fue operado bajo un régimen de alimentación escalonado, permitiendo una adaptación progresiva de la biomasa desnitrificante al effluente del CSTR. Se mantuvieron constantes las razones C/N y S/N, donde a pesar de las variaciones en la carga de entrada, la cual dependía del effluente del CSTR, el sistema mantuvo eficiencias elevadas de remoción, con promedios de 92,23 % para nitrato y 97,70 % para nitrito. En cuanto al comportamiento del azufre, se observó una inhibición transitoria de la oxidación cuando el nitrito reemplazó al nitrato como aceptor de electrones, seguida de una recuperación sostenida tras la adaptación de la biomasa autótrofa. Finalmente, el comportamiento de la concentración de materia orgánica evidenció la actividad del metabolismo heterótrofo, mostrando que estas bacterias también atravesaron un periodo de adaptación frente al cambio a nitrito, logrando posteriormente aclimatarse a las nuevas condiciones del sistema.

El sistema secuencial propuesto demostró ser eficiente, logrando la remoción completa de compuestos nitrogenados oxidados. La nitrificación parcial, aunque compleja por su comportamiento no lineal, fue factible con bajos TRH. Combinada con la desnitrificación mixotrófica, permitieron optimizar el uso de carbono y remover contaminantes sulfurados. Se recomienda reducir el TRH del CSTR por debajo de 2 días para favorecer una nitrificación parcial más efectiva.

Índice

1	Introducción y objetivos	7
1.1	Introducción	7
1.2	Objetivos	9
1.2.1	Objetivo general	9
1.2.2	Objetivos específicos	9
2	Marco Teórico	11
2.1	Ciclo del nitrógeno	11
2.2	Contaminación de las aguas por compuestos nitrogenados	11
2.3	Procesos de remoción de nitrógeno	14
2.3.1	Nitrificación y desnitrificación	15
2.3.2	Nitrificación parcial	16
2.3.3	Desnitrificación Heterótrofa	19
2.3.4	Desnitrificación Autótrofa	20
2.3.5	Desnitrificación Mixotrófica	21
2.4	Reactores Biológicos	22
2.4.1	Reactor CSTR	23
2.4.2	Filtro Anaerobio	25
3	Metodología	30
3.1	Etapas de Enriquecimiento	31
3.1.1	Montaje experimental	31
3.1.2	Sustrato	32
3.1.3	Inóculo Nitrificante	33
3.1.4	Parámetros de operación	33
3.2	Puesta en Marcha CSTR	33
3.2.1	Montaje del sistema	33
3.2.2	Inoculación del reactor	34
3.2.3	Estrategia operacional	34
3.2.4	Parámetros de control	35

3.3	Puesta en Marcha UAF	35
3.3.1	Montaje del sistema	35
3.3.2	Inoculación del reactor	37
3.3.3	Estrategia Operacional	38
3.3.4	Sustrato de alimentación	39
3.3.5	Parámetros de control	40
4	Resultados y discusión	42
4.1	Etapa de enriquecimiento	42
4.1.1	Actividad nitrificante	42
4.1.2	Crecimiento microbiano	43
4.2	Puesta en marcha CSTR	44
4.2.1	Actividad nitrificante	45
4.2.2	Balance de Nitrógeno	48
4.3	Puesta en marcha UAF	49
4.3.1	Actividad desnitrificante	49
4.3.2	Azufre	51
4.3.3	Materia orgánica	54
5	Conclusiones y Recomendaciones	56
5.1	Conclusiones	56
5.2	Recomendaciones	57
6	Referencias	58

Índice de figuras

1	Ciclo del nitrógeno. Fuente: Campos <i>et al.</i> (2023)	12
2	Interacciones biológicas entre los ciclos de carbono, nitrógeno y azufre. Fuente: Campos <i>et al.</i> (2023)	22
3	Esquema de un reactor de tanque agitado continuo (CSTR). Fuente: Bhatia (2017)	24
4	Esquema de un reactor anaeróbico de flujo ascendente (UAF). Fuente: Córdoba (2016)	27

5	Fotografía del sistema experimental de tratamiento de nitrógeno a escala de laboratorio, compuesto por un reactor CSTR para nitrificación parcial y un reactor UAF para desnitrificación mixotrófica.	30
6	Fotografía del reactor biológico tipo <i>Batch</i> utilizado en la etapa de enriquecimiento del inóculo nitrificante.	31
7	Diagrama de la configuración del reactor UAF utilizado en el tratamiento biológico de nitrógeno con relleno de zeolita, el cual sirve como medio de soporte para las bacterias que realizan la desnitrificación mixotrófica. Fuente: Álvarez (2025) .	36
8	Evolución temporal de las concentraciones de amonio, nitrato y nitrito durante la etapa de enriquecimiento del inóculo.	43
9	Evolución de la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV), que representan la biomasa nitrificante, durante la etapa de enriquecimiento del inóculo. .	44
10	Evolución de la concentración de amonio, nitrato y nitrito, junto con la variación de VCN y TRH durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR.	46
11	Cálculo de las concentraciones de amoniaco libre (FA) dentro del reactor durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR, con los umbrales de inhibición para las BAO y BNO.	48
12	Balance de materia del nitrógeno durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR, considerando las concentraciones de nitrógeno en amonio, nitrato y nitrito en comparación con la concentración de nitrógeno del amonio en el afluente.	49
13	Concentraciones de nitrato y nitrito en el afluente y efluente durante la operación del reactor UAF a un TRH de 1 día, con variaciones de la VCN. El gráfico indica además el porcentaje de alimentación proveniente del CSTR.	51
14	Concentraciones de azufre calculadas a partir de las concentraciones de sulfuro en el afluente y sulfato en el efluente durante la operación del reactor UAF, incluyendo la evolución de la VCN. Los valores se expresan en [mg S/L], considerando el contenido de azufre de cada compuesto según su peso molecular.	53
15	Concentraciones de sulfuro en el afluente y efluente, junto con la generación de sulfato a distintas VCN en la operación del UAF. El gráfico indica además el porcentaje de alimentación proveniente del CSTR.	54

16	Concentraciones de carbono orgánico durante la operación del reactor UAF bajo los distintos porcentajes de alimentación provenientes del CSTR.	55
17	Porcentaje Oxidación de amonio - CSTR	68
18	Porcentaje Oxidación de nitrito - CSTR	69

Índice de tablas

1	Especies de nitrógeno y estado de oxidación (Reusch, 2023)	13
2	Características mineralógicas y fisicoquímicas de la zeolita natural. Fuente: Zeolita del Maule (2023)	29
3	Composición de la solución nutritiva sintética utilizada para la alimentación durante el enriquecimiento y operación del CSTR.	32
4	Composición de la solución de micronutrientes nitrificantes utilizada en la alimentación del enriquecimiento y CSTR.	32
5	Caracterización de la biomasa inoculada al reactor CSTR.	34
6	Parámetros operacionales monitoreados en el reactor CSTR, métodos analíticos y frecuencia de medición	35
7	Dimensiones del reactor UAF y del lecho de relleno	37
8	Alimentación sintética para el enriquecimiento desnitrificante autótrofo. Fuente:Ávila (2023)	38
9	Alimentación sintética para el enriquecimiento desnitrificante heterótrofo. Fuente: González (2024)	38
10	Composición sustrato alimentación UAF.	40
11	Composición micronutrientes desnitrificantes del sustrato de alimentación UAF.	40
12	Parámetros operacionales monitoreados en el reactor UAF, métodos analíticos y frecuencia de medición	41

1. Introducción y objetivos

1.1. Introducción

El agua es un recurso esencial para la vida en la tierra, no solo como componente clave de los ecosistemas y sustento para las actividades humanas, sino también como un pilar de las industrias, la economía y la estabilidad global. A pesar de cubrir más del 70 % de la superficie del planeta y desempeñar un rol central en la regulación del clima y el ciclo hidrológico, su disponibilidad para el uso humano y ecológico es limitada: menos del 3 % del agua total es dulce y accesible (Naciones Unidas, 2019).

En Chile, la industria agrícola concentra el mayor consumo de agua proveniente de fuentes superficiales y subterráneas, representando un 88 % del uso nacional, muy por encima de los sectores minero, industrial y de generación eléctrica (Energía en Chile, 2024). Esta alta demanda, junto con el uso intensivo del recurso en diversos procesos industriales, ejerce una presión significativa sobre la disponibilidad y calidad del agua, ya que muchas de estas actividades generan efluentes contaminados con múltiples compuestos, dificultando su reutilización y afectando los cuerpos receptores.

Como mencionan las Naciones Unidas (2024) en el mundo, más del 80 % de las aguas residuales son vertidas sin tratamiento alguno. La gestión y tratamiento adecuado de estos residuos es crucial para mitigar su impacto ambiental y cumplir con las normativas ambientales. Asimismo, las aguas residuales son una fuente potencialmente asequible y sostenible de agua, energía, nutrientes, materia orgánica y otros subproductos útiles. Una mejor gestión de las aguas residuales, incluida la recuperación y la reutilización segura del agua, ofrece muchas oportunidades.

En Chile, la normativa ambiental que regula los límites permitidos de contaminantes en las descargas de residuos industriales líquidos (RILES) está principalmente contenida en

el Decreto Supremo N°90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia. Esta normativa establece las normas de emisión para las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, mediante la determinación de límites de emisión de acuerdo con el tipo de cuerpo de agua en el cual descarga la fuente emisora (Superintendencia del Medio Ambiente (SMA), 2021). Se establecen los límites máximos permitidos para la descarga de RILES en distintos cuerpos de agua, normando contaminantes como demanda biológica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos, metales pesados, nitrógeno, fósforo y otros contaminantes que podrían afectar la salud de los ecosistemas acuáticos y del ser humano.

En este escenario, se vuelve crucial desarrollar soluciones eficaces para el tratamiento de aguas residuales. Aunque en Chile existe una normativa estricta en esta materia, la creciente demanda mundial de agua ha provocado un aumento sostenido tanto en el volumen como en la carga contaminante de las aguas residuales a nivel global (Naciones Unidas, 2024). Frente a este desafío, la industria del tratamiento de aguas se ve impulsada a adoptar tecnologías más avanzadas, que no solo aseguren el cumplimiento de normativas cada vez más exigentes, sino que también mejoren la eficiencia en la remoción de contaminantes específicos, como en este caso el nitrógeno.

Actualmente, el tratamiento biológico del nitrógeno en aguas residuales se basa principalmente en procesos biológicos convencionales como la nitrificación-desnitrificación. El sistema implica una primera etapa aeróbica (nitrificación), donde el amonio se oxida secuencialmente a nitrito y luego a nitrato, seguida de una etapa anóxica (desnitrificación) en la que el nitrato es reducido a nitrógeno gaseoso.

Sin embargo, en los últimos años ha aumentado el interés por estudiar alternativas a la nitrificación convencional, buscando procesos más eficientes y adaptables a diferentes condiciones. Entre estas opciones, la nitrificación parcial ha cobrado relevancia, ya que detiene la oxidación en la formación de nitrito, lo que permite reducir significativamente

el consumo de oxígeno y la demanda de carbono en la etapa de desnitrificación posterior (Campos *et al.*, 2023).

Por otro lado, en la fase de desnitrificación, los desafíos aumentan cuando se tratan efluentes con baja relación C/N o con otros contaminantes como compuestos de azufre, que dificultan la acción de bacterias heterótrofas tradicionales. En este contexto, surge el interés por estudiar procesos que combinen simultáneamente la acción de bacterias autótrofas, capaces de usar compuestos reducidos de azufre como donadores de electrones, y heterótrofas, permitiendo así una desnitrificación eficiente incluso en condiciones limitantes. En el marco de este trabajo, que forma parte del proyecto Fondecyt N° 1241199, se implementará un sistema secuencial compuesto por dos reactores: un reactor CSTR para la etapa de nitrificación parcial y un reactor UAF para la desnitrificación autótrofa-heterótrofa simultánea, con el fin de evaluar la viabilidad de estas tecnologías en condiciones reales.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Puesta en marcha de un sistema secuencial de reactores compuesto por un Reactor CSTR para la nitrificación parcial seguido de un UAF (filtro anaerobio) para la desnitrificación mixotrófica.

1.2.2. Objetivos específicos

- Enriquecer el inóculo nitrificante proporcionando las condiciones óptimas para el crecimiento y desarrollo de las bacterias nitrificantes para la transición a nitrificación parcial durante la operación del CSTR.
- Poner en marcha un reactor CSTR, evaluando su rendimiento en la conversión de amonio a nitrito bajo condiciones controladas para establecer un proceso estable de nitrificación parcial.

- Iniciar la operación del reactor UAF, alimentado a partir del efluente del CSTR, evaluando su capacidad para llevar a cabo desnitrificación mixotrófica mediante la acción simultánea de bacterias autótrofas y heterótrofas.
- Monitorear los parámetros operacionales críticos (oxígeno disuelto, pH, temperatura, carga nitrogenada y tiempo de residencia hidráulico) en ambos reactores, identificando su influencia sobre la eficiencia de los procesos biológicos.
- Analizar el comportamiento de las especies nitrogenadas a lo largo del sistema secuencial, identificando los principales compuestos finales en cada etapa del tratamiento.

2. Marco Teórico

2.1. Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es el elemento químico más abundante en la atmósfera terrestre, constituyendo aproximadamente el 78 % del aire en forma de nitrógeno molecular (N_2). Este compuesto está constantemente cambiando de forma entre el aire, los cuerpos acuáticos y el suelo y, pese a su alta disponibilidad, este nutriente no puede ser aprovechado directamente por los seres vivos más complejos, requiriendo de su fijación desde el estado gaseoso a la forma orgánica para poder ser utilizada (Garrido, 2014). Es aquí donde las comunidades microbianas poseen un papel fundamental, ya que de ellas dependen funciones como hacer disponibles los nutrientes para ellas mismas y para otras formas de vida como las plantas, dinámica esencial para el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos (Cerón y Aristizábal, 2012).

La dinámica de este elemento en la biosfera se muestra en la Figura 1, donde, a partir de una serie de procesos, el ciclo del nitrógeno permite la transformación del nitrógeno inorgánico en compuestos orgánicos y la liberación de compuestos gaseosos de nitrógeno hacia la atmósfera (Cortés, 2023). Este ciclo comprende etapas como fijación, amonificación, asimilación, nitrificación y desnitrificación y anammox (Campos *et al.*, 2023). El nitrógeno entra en la biosfera por fijación química y biológica del nitrógeno molecular (N_2) y se remueve de la misma por desnitrificación (Cerón y Aristizábal, 2012). Estos procesos son llevados a cabo por microorganismos que convierten el gas nitrógeno en formas químicas asimilables por las plantas para la síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, entrando de esta manera el nitrógeno a la cadena trófica (Garrido, 2014).

2.2. Contaminación de las aguas por compuestos nitrogenados

La contaminación del agua se refiere a la introducción de sustancias o agentes, ya sean químicos, físicos o biológicos, que alteran la calidad del agua y afectan su capacidad para

mantener el equilibrio del ecosistema. La introducción de estas sustancias por el hombre, directa o indirectamente, en los cuerpos de agua, puede producir efectos nocivos tales como daños a los recursos vivos y a la vida marina, peligros para la salud humana, obstaculización de las actividades acuáticas, incluida la pesca, deterioro de la calidad del agua para su utilización y menoscabo de los lugares de esparcimiento (ONU, 2022).

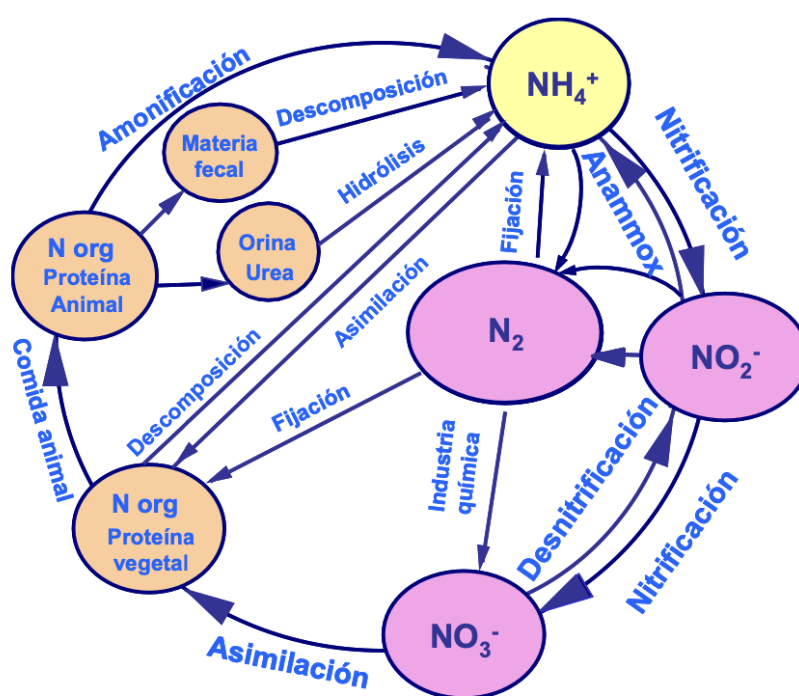


Figura 1: Ciclo del nitrógeno. Fuente: Campos *et al.* (2023)

Debido al ciclo del nitrógeno, la presencia de nitratos y nitritos en el ambiente se da de manera natural; sin embargo, las actividades humanas modifican sus concentraciones y pueden hacer que estos compuestos sean potencialmente peligrosos para la salud humana y animal. En la Tabla 1, se muestran las especies de nitrógeno y sus estados de oxidación. Los compuestos más estables son el anión nitrato y el catión amonio, que pueden llegar al agua, creando problemas de toxicidad y cambios ambientales en los ecosistemas acuáticos (Galván, 2018).

En general, aunque el nitrógeno suele ser un nutriente abundante en las aguas residuales

urbanas, la concentración no es excesivamente elevada (20 - 70 mg N/L) (Galván, 2018). Sin embargo, existen procesos industriales que influyen en el ciclo del nitrógeno y sus concentraciones en las aguas, donde se destaca principalmente la minería y el uso de combustibles fósiles, la fijación de nitrógeno atmosférico, ya sea a través de métodos químicos en la producción de fertilizantes o mediante el cultivo de plantas que naturalmente fijan nitrógeno. Asimismo, la industria agrícola, los desechos del ganado contribuyen significativamente en las concentraciones de nitrógeno. (Baeza, 2022; Campos *et al.*, 2023). Corrientes de aguas residuales, tales como lixiviados de vertedero, purines de cerdo o retornos de efluentes de digestores anaerobios, entre otros, contienen concentraciones de nitrógeno, principalmente en forma de amonio, bastante elevadas (Galván, 2018).

Tabla 1: Especies de nitrógeno y estado de oxidación (Reusch, 2023)

Especie	Nombre	Estado de oxidación
NH_3/NH_4^+	Amoniaco/Ion amonio	-3
N_2H_4	Hidracina	-2
NH_2OH	Hidroxilamina	-1
N_2	Nitrógeno gas	0
N_2O	Óxido nitroso	+1
NO	Óxido nítrico	+2
HNO_2/NO_2^-	Ácido nitroso/Ion nitrito	+3
NO_2	Dióxido de nitrógeno	+4
HNO_3/NO_3^-	Ácido nítrico/Ion nitrato	+5

Esto puede suponer un gran riesgo de contaminación ambiental si se vierten directamente en el medio receptor sin un tratamiento previo. El impacto que provoca la presencia de nitrógeno en las aguas residuales depende de la forma iónica que se encuentre. La descarga de amonio en el medio puede causar el crecimiento excesivo de las algas en los cursos de agua, que posteriormente mueren y se descomponen, dando lugar al fenómeno de eutrofización. Esta descomposición en condiciones aeróbicas provoca la disminución del oxígeno disuelto en el agua, de manera que no permite la vida acuática. Igualmente, la disminución del oxígeno disuelto se provoca también por la oxidación del amonio a nitrato. Esta conversión implica un consumo de 4,57 gramos de oxígeno por gramo de

nitrógeno (Mery, 2011). Cabe destacar, además, la potencial toxicidad de este compuesto para especies acuáticas incluso a bajas concentraciones.

La presencia de nitritos y nitratos en las aguas residuales puede llevar a la formación de óxidos de nitrógeno, contaminantes atmosféricos que influyen en la destrucción de la capa de ozono. Por otro lado, para el ser humano, exposiciones prolongadas a estas formas oxigenadas de nitrógeno, provocan enfermedades en el sistema circulatorio como la metahemoglobinemia, la cual inhabilita la capacidad de la hemoglobina para transportar oxígeno (Cortés, 2023).

Para reducir la contaminación por nitrógeno en cuerpos de agua, es fundamental el tratamiento de los residuos industriales líquidos previo a ser vertidos en el medio, además de un monitoreo continuo de la calidad de los residuos descargados por las industrias.

2.3. Procesos de remoción de nitrógeno

El tratamiento de residuos líquidos industriales es un proceso fundamental para eliminar los contaminantes presentes en las aguas, garantizando que puedan ser devueltas al medio ambiente de manera segura, cumpliendo con la normativa vigente. Este proceso emplea varias tecnologías distribuidas en una secuencia de operaciones unitarias, las cuales son clasificadas en pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario. A continuación, se explica cada una de estas etapas, adaptadas de lo que se describe en Metcalf y Eddy (2014).

- **Pre-tratamiento:** Eliminación de sólidos suspendidos gruesos mediante rejillas y desarenadores para proteger las instalaciones de tratamiento posteriores.
- **Tratamiento primario:** Proceso de eliminación de sólidos en suspensión sedimentables y de la materia orgánica presente en el agua residual.

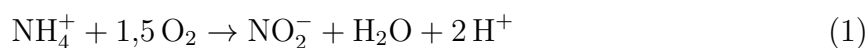
- **Tratamiento secundario:** Enfocado a la degradación de la materia orgánica biodegradable o soluble.
- **Tratamiento terciario:** Tiene como objetivo la eliminación de microorganismos remanentes y nutrientes, tales como nitrógeno, fósforo, azufre.

El enfoque de este estudio está dirigido al desarrollo de tecnologías específicas para la eliminación de nitrógeno, centrándose principalmente en el tratamiento terciario, ya que es en esta etapa donde se lleva a cabo este proceso.

2.3.1. Nitrificación y desnitrificación

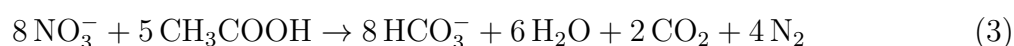
Como menciona Campos *et al.* (2023), la relación DQO/N del agua residual determinará el proceso biológico más adecuado para llevar a cabo la eliminación de nitrógeno. Cuando la relación DQO/N es superior a 20, la eliminación del nitrógeno ocurre principalmente a través de la asimilación por bacterias heterótrofas. En un rango de 20 a 5 para la relación DQO/N, la eliminación se logra mediante una combinación de asimilación, nitrificación y desnitrificación. Por otro lado, cuando la relación DQO/N es menor a 5, el proceso es por nitrificación parcial seguida de desnitrificación o nitrificación parcial-anammox.

La nitrificación es un proceso aeróbico en el cual bacterias especializadas convierten el nitrógeno amoniacal, proveniente de desechos orgánicos, en formas oxidadas, tales como nitrato o nitrito. Este proceso consta de dos etapas: la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrito, la cual se lleva a cabo por bacterias amonio-oxidantes (Ecuación 1), seguida de la oxidación del nitrito producido a nitrato, proceso realizado por bacterias nitrito-oxidantes (Ecuación 2) (Campos *et al.*, 2023). En términos generales, la nitrificación es el resultado de la acción secuencial de dos grupos de organismos: las bacterias amonio-oxidantes (BAO), que oxidan el amonio a nitrito, y las nitrito-oxidantes (BNO) que llevan a cabo la oxidación de nitrito a nitrato.





Por su parte, la desnitrificación (Ecuación 3) es un proceso anóxico, es decir, ocurre en ausencia de oxígeno. Aquí se convierte el nitrato y nitrito producidos en la nitrificación, en gases de nitrógeno, como nitrógeno molecular, óxido nítrico u óxido nitroso en presencia de una fuente de carbono orgánica (Claros, 2012) por la acción de distintos grupos de bacterias tanto heterótrofas como autótrofas, y arqueas. Las bacterias heterótrofas, que también son las responsables de la oxidación de la materia orgánica, son abundantes en los sistemas convencionales de tratamiento de aguas y presentan una gran diversidad genética (Mery, 2011). La materia orgánica oxidada en el proceso debe ser añadida en los sistemas de desnitrificación en caso de que la concentración en el agua residual a tratar no cumpla con los requerimientos estequiométricos (Bellenger, 2023).



2.3.2. Nitrificación parcial

A diferencia de la nitrificación total, la nitrificación parcial o vía nitrito, es un proceso biológico donde el amonio es oxidado a nitrito, inhibiéndose la segunda etapa de la nitrificación. Este proceso es adecuado cuando la relación carbono/nitrógeno es baja (efluentes de digestores de lodos, lixiviados de vertedero, efluentes de digestores anaerobios de la industria conservera, etc.) (Mery, 2011). Las ventajas del proceso parcial frente a la nitrificación convencional son el ahorro del 25 % del oxígeno necesario durante la nitrificación, además, se necesitaría un 40 % menos de materia orgánica durante la desnitrificación y, por otro lado, se produciría un 40 % menos de lodo (Campos *et al.*, 2023), suponiendo una reducción considerable de costes económicos en el tratamiento.

Para potenciar la nitrificación parcial, es crucial mantener las condiciones operativas adecuadas que favorezcan la actividad de las BAO mientras se inhibe el crecimiento de las BNO, de este modo, se asegura la conversión eficiente de amonio a nitrito sin que se complete el proceso hacia el nitrato. Los principales factores que afectan este proceso son:

a) Concentración de Oxígeno Disuelto (OD):

La concentración de oxígeno disuelto se considera el principal factor que afecta la actividad de las comunidades bacterianas y el éxito de la operación del atajo en los procesos de eliminación de nitrógeno (Shourjeh *et al.*, 2021). J. Wang *et al.* (2020), realizaron ensayos por lotes a diferentes temperaturas y niveles de OD para investigar el efecto de la concentración de este parámetro en la nitrificación parcial, resultando para la nitrificación parcial en flujo continuo, una concentración óptima de 4,5 – 5,0 mg/L de oxígeno disuelto. Por otro lado se determinó que cuando la concentración de OD fue mayor de 5 mg/L, la condición limitante de O₂ dentro del relleno se destruyó ya que la demanda de oxígeno en BAO era segura, y resultó en una actividad mejorada de BNO. Por otro lado, Shourjeh *et al.* (2021), expusieron que el valor de la constante de semisaturación para BAO y BNO fue de 0,2 a 0,4 y de 1,2 a 1,5 mg/L, respectivamente, lo que resulta en que la actividad de BNO se ve más afectada que la de BAO en bajas concentraciones de OD.

b) Tiempo de residencia hidráulico (TRH):

El TRH se refiere al tiempo promedio que el agua permanece en el reactor biológico o sistema de tratamiento. Este tiempo debe ser lo suficientemente largo para que las BAO puedan realizar su función de convertir el amonio en nitrito, pero no tanto como para permitir que las BNO desarrollen su actividad y completen la conversión a nitrato. Zhang *et al.* (2020) estudiaron el impacto del TRH en la actividad de los microorganismos funcionales en un reactor CSTR y demostraron que la tasa de eliminación de nitrógeno amoniacal en el reactor aumentó gradualmente del 80 % al 95 %, y la tasa de acumulación de nitrito siempre fue superior al 85 % cuando el TRH se redujo a la cuarta parte. En otro estudio, Wan *et al.* (2014) concluyeron que a los TRH de 12 h y 7,2 h, la eficiencia de remoción tanto del nitrógeno amoniacal (NH₄⁺ - N) como la tasa de acumulación de nitrito superaron el 90 % en un reactor granular de flujo continuo.

c) Concentración de amoníaco libre y ácido nitroso libre:

Las altas concentraciones de amoníaco en el influente y la acumulación de nitrito den-

tro del proceso de nitrificación, conducen a la aparición de especies altamente reactivas y tóxicas como el amoníaco libre (FA) y el ácido nitroso libre (FNA), respectivamente. La actividad de las bacterias BNO es más susceptible al FA que la de las BAO. Para disminuir la actividad de las BAO, se requieren concentraciones de FA entre 10–150 mg NH₃/L, mientras que para inhibir a las BNO, basta con un rango de 0,1–1 mg/L (Shourjeh *et al.*, 2021). Respecto al FNA, las poblaciones de BAO y BNO pueden verse afectadas por diversas concentraciones de este compuesto. También se ha observado que aumentos en las concentraciones de FNA afecta en mayor medida a las BNO que a las BAO, lo que promueve la acumulación de nitrito en el sistema. D. Wang *et al.* (2016) revelaron que el tratamiento con FNA redujo sustancialmente la abundancia de bacterias oxidantes de nitrito. Con concentraciones entre 0,42–1,72 mg/L, se inhibe al 50 % de las BAO, y se logra una inhibición total de las BNO (Zhao *et al.*, 2022).

d) Temperatura:

La temperatura impacta directamente en la actividad cinética de los microorganismos implicados en la remoción de nitrógeno. La tasa de crecimiento específico de las BAO durante la nitrificación parcial aumenta más que las BNO a temperaturas superiores a 25 °C. Aplicando altas temperaturas y una tasa de carga de sustrato baja, se podría lograr con éxito la inhibición de la actividad de BNO (Shourjeh *et al.*, 2021). Por otro lado, estudios previos han demostrado, al evaluar los niveles de rendimiento operativo, una diferencia significativa en las concentraciones de amoníaco libre (FA) y ácido nitroso libre (FNA) en función de la temperatura. Gabarró *et al.* (2013) exponen que al aumentar la temperatura de 25°C a 35°C, las concentraciones de FA fueron seis veces mayores, mientras que FNA disminuyeron a la cuarta parte. Por lo que a una temperatura cercana a los 35°C, es posible potenciar la inhibición de las BNO.

e) Potencial de Hidrógeno (pH):

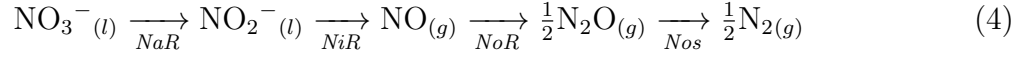
La dinámica del pH, al afectar las concentraciones de FA y FNA influye en las poblaciones de BAO y BNO. Los cambios repentinos en las concentraciones de FA y FNA, modificados

por el valor de pH, pueden inhibir la actividad de BNO. Por lo tanto, la relación entre el pH y FA-FNA, y su posible interacción con otros factores operativos como el oxígeno disuelto (OD) y la temperatura, puede afectar la población de BNO bajo métodos de la vía del nitrito (Shourjeh *et al.*, 2021). Para favorecer la actividad de las BAO se ha reportado un pH óptimo que varía entre 7,9 a 8,2, mientras que para BNO el rango varía entre 7,2 a 7,6 (Bellenger, 2023). Así mismo, exponen Shourjeh *et al.* (2021) que el ajuste del pH entre 7,5 y 8,5 podría lograr un efecto deseable en los procesos de nitrificación parcial y la acumulación de nitrito. Li *et al.* (2015) evidenciaron que la fluctuación del pH entre 7 y 8 sería un rango adecuado para inhibir BNO a niveles de DO superiores a 0,5 mg O₂ /L a 30°C. No obstante, múltiples estudios anteriores han reportado resultados exitosos de nitrificación parcial con valores de pH inferiores a 7 (Bellenger, 2023).

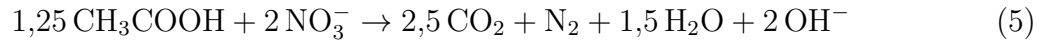
2.3.3. Desnitrificación Heterótrofa

La desnitrificación heterótrofa es un proceso biológico llevado a cabo por bacterias facultativas de géneros como *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Thiobacillus* y *Bacillus*, que transforman compuestos nitrogenados oxidados, como el nitrato, en nitrógeno molecular, el cual es liberado a la atmósfera. Esta transformación ocurre en condiciones anóxicas y requiere una fuente de carbono orgánico que funcione como donador de electrones. El proceso es mediado por una secuencia de enzimas especializadas: la nitrato reductasa (*NaR*), la nitrito reductasa (*NiR*), la óxido nítrico reductasa (*NoR*) y la óxido nitroso reductasa (*NoS*), que actúan secuencialmente para completar la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso (Barkhordari *et al.*, 2025; Palacios, 2023). Durante la desnitrificación heterótrofa, el nitrato actúa como aceptor terminal de electrones en lugar del oxígeno, en un proceso que depende de la disponibilidad y tipo de fuente de carbono orgánico utilizada como donador de electrones. Actualmente, se utilizan fuentes tales como metanol (CH₃OH), glicerol (C₃H₈O₃), acetato (CH₃COOR) o etanol (C₂H₅OH). Como se muestra en la Ecuación 4, la secuencia típica de reducción comprende la transformación de NO₃⁻ a NO₂⁻, luego a óxidos de nitrógeno (NO y N₂O) y finalmente a N₂, mediado por las enzimas antes

mencionadas (Ramírez *et al.*, 2023).

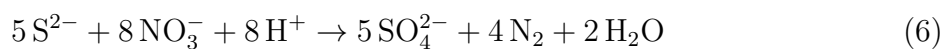


La eficiencia de este proceso depende de factores como el tipo de carbono disponible, la relación C/N, el pH, la temperatura y el tiempo de retención hidráulico (TRH). En cuanto a la relación C/N, esta determina la disponibilidad de electrones provenientes del carbono orgánico necesarios para la reducción del nitrato a nitrógeno molecular. En el presente estudio se utilizó acetato de potasio (CH_3COOK) como fuente de carbono orgánico. Tal como se ha establecido en trabajos previos desarrollados en el marco de este proyecto, para la operación de un filtro anaerobio con desnitrificación mixotrófica, se ha propuesto una relación C/N estequiométrica de 1,07, la cual se encuentra expresada en la Ecuación 5 (Palacios, 2023).



2.3.4. Desnitrificación Autótrofa

La desnitrificación autótrofa es un proceso biológico mediante el cual bacterias quimioautotróficas reducen compuestos nitrogenados oxidados, como el nitrato o el nitrito, hasta nitrógeno molecular, utilizando compuestos inorgánicos como fuente de electrones en lugar de carbono orgánico. Este proceso ocurre en condiciones anóxicas y es llevado a cabo por bacterias especializadas, como *Thiobacillus denitrificans* o *Sulfurimonas spp.*, que emplean donadores de electrones como el azufre elemental (S^0), el tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), sulfuros (S^{2-}) o incluso el hidrógeno molecular (H_2) (Boning y Xu Ligang, 2025; Palacios, 2023). En el presente estudio se empleará sulfuro como fuente principal de azufre reducido para la desnitrificación autótrofa. La reacción involucrada en este proceso se presenta en la Ecuación 6, donde se describe la oxidación del sulfuro y su función como donador de electrones en la reducción del nitrato a nitrógeno molecular bajo condiciones anóxicas (Palacios, 2023).



La desnitrificación autótrofa presenta una serie de ventajas que la convierten en una alternativa atractiva frente a su contraparte heterótrofa, especialmente en sistemas con baja disponibilidad de carbono orgánico. En primer lugar, permite la eliminación simultánea de nitrato y compuestos de azufre, como el sulfuro, lo cual resulta particularmente útil en aguas residuales industriales donde ambos contaminantes coexisten. Además, al no requerir la adición de fuentes externas de carbono, se reducen significativamente los costos operativos y la complejidad del sistema. Finalmente, su aplicabilidad en aguas con bajo contenido de materia orgánica, como aguas subterráneas o efluentes que han sido sometidos a tratamientos previos para la eliminación de materia orgánica, refuerza su utilidad en contextos donde la desnitrificación heterótrofa resulta limitada (Méndez *et al.*, 2020).

2.3.5. Desnitrificación Mixotrófica

La desnitrificación mixotrófica es un proceso biológico en el que coexisten dos tipos de rutas metabólicas (mixotrofía) para la reducción de compuestos nitrogenados oxidados a nitrógeno gaseoso: una mediada por bacterias heterótrofas que utilizan materia orgánica como fuente de carbono y electrones, y otra llevada a cabo por bacterias autótrofas que emplean compuestos inorgánicos reducidos, como el sulfuro, como donantes de electrones.

Esta coexistencia refleja una interacción directa entre los ciclos del carbono, del nitrógeno y del azufre, como se muestra en la Figura 2, ya que involucra simultáneamente la oxidación de compuestos orgánicos (C) e inorgánicos (S), acoplada a la reducción de los compuestos nitrogenados (N).

Aunque la desnitrificación mixotrófica aún no ha sido ampliamente estudiada en comparación con la desnitrificación convencional, actualmente se presenta como una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales con baja relación C/N. La coexistencia de ambos tipos de bacterias permite al sistema adaptarse a distintas condiciones de carga,

manteniendo una alta eficiencia en la remoción de nitrógeno. Esto reduce los requerimientos de una fuente de carbono externo, lo que a su vez disminuye los costos operacionales, resolviendo de manera eficaz el problema de la insuficiencia de fuentes de carbono orgánico en el tratamiento de aguas residuales.

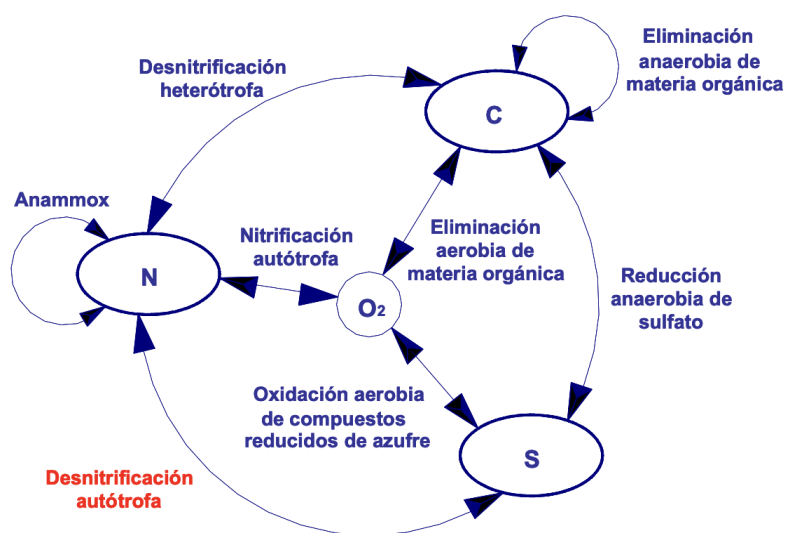


Figura 2: Interacciones biológicas entre los ciclos de carbono, nitrógeno y azufre.

Fuente: Campos *et al.* (2023)

2.4. Reactores Biológicos

La nitrificación y la desnitrificación son procesos bioquímicos ejecutados por bacterias, los cuales implican la redistribución de los átomos de nitrógeno de las moléculas de los reactantes para formar productos tales como nitratos, nitritos y gases nitrogenados. Estas reacciones son llevadas a cabo en reactores biológicos con el objetivo de optimizar las condiciones necesarias para que las bacterias actúen eficazmente, asegurando así la eficiencia en la eliminación del nitrógeno.

En procesos de ingeniería, los reactores son utilizados para conseguir una mezcla deseada de los reactantes, manipulando el tipo de contacto o modo de fluir de estos. Asimismo, los reactores proporcionan el tiempo suficiente de contacto entre las sustancias y el catalizador, consiguiendo la extensión deseada de la reacción. Por otro lado, estos suministran las

condiciones de presión, temperatura y composición óptimas de modo que la reacción tenga lugar en el grado y a la velocidad deseada, atendiendo a los aspectos termodinámicos y cinéticos de la reacción (Campoverde, 2018). Existen diversos tipos de reactores utilizados en la industria para el tratamiento de aguas residuales. Para efectos del presente documento, se abordará el reactor de tanque agitado continuo (CSTR) y el filtro anaerobio (UAF) en el contexto de la remoción de nitrógeno amoniacal de las aguas residuales.

2.4.1. Reactor CSTR

Un reactor de tanque agitado continuo (CSTR, por sus siglas en inglés: *Continuous Stirred Tank Reactor*) es uno de los más usados en la industria química, dadas sus ventajas operativas (Campoverde, 2018). Como se muestra en la Figura 3, estos reactores constan de un tanque en el cual se ingresan los reactivos de manera continua y, de la misma manera, sale un caudal con los productos de la reacción. En su interior, posee un aspa que agita completamente la mezcla reactiva; por lo tanto, se asume que la composición de la mezcla reactiva es la misma en cada punto del reactor, así como en la corriente de salida. (Hurtado *et al.*, 2015; Velasco *et al.*, 2011).

El principio fundamental del CSTR radica en su condición de mezcla perfecta. Esta característica permite operar bajo condiciones controladas y uniformes de pH, temperatura, concentración de sustrato y oxígeno disuelto, lo que favorece una operación estable. Proporcionando una dispersión y un contacto adecuados entre la biomasa activa y el sustrato, evita la sedimentación de partículas sólidas pesadas en el fondo, reduciendo la estratificación de los lodos (Hurtado *et al.*, 2015).

El diseño incluye un sistema de agitación que puede realizarse mediante agitación mecánica, recirculación hidráulica o inyección de gas, y representa una gran parte del consumo energético del digestor debido a su funcionamiento continuo y a sus necesidades energéticas (Hurtado *et al.*, 2015). Siendo estos reactores recipientes con un gran volumen, lo

que proporciona un tiempo de residencia largo. Los reactores de tanque agitado de flujo continuo generalmente se aplican en procesos de tratamiento de aguas residuales, pues facilitan el uso de velocidades de dilución rápidas, haciéndolos resistentes a los desechos de ácidos grasos volátiles con pH bajo y pH alto (Jaramillo y Tamayo, 2019).

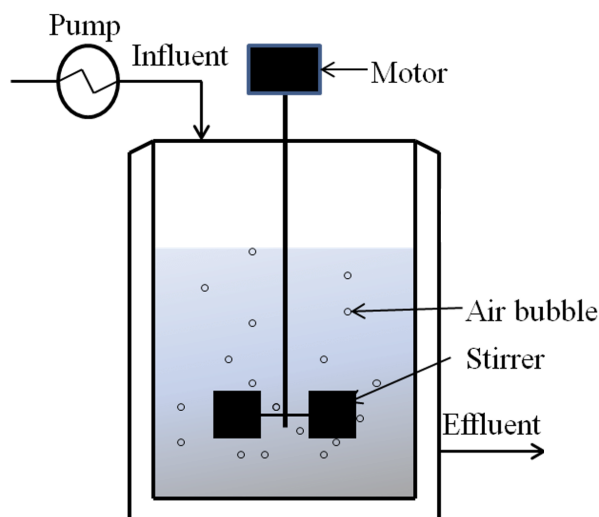


Figura 3: Esquema de un reactor de tanque agitado continuo (CSTR).
Fuente: Bhatia (2017)

Martínez (2021) indica que las variables a controlar en un reactor CSTR son la temperatura y el nivel dentro del tanque. Por otro lado, las perturbaciones del proceso consideradas son la concentración del reactante en la entrada y el caudal de alimentación del mismo. Como en un CSTR los reactivos se introducen y los productos se extraen simultáneamente y en forma continua, se modela sin variaciones espaciales en la concentración, temperatura o velocidad de reacción en todo el recipiente (Velasco *et al.*, 2011). No obstante, la uniformidad de la mezcla depende de factores como el tiempo de residencia y la velocidad de la reacción. El tiempo de residencia o tiempo de retención hidráulico debe ser de 5 a 10 veces el tiempo de mezcla (Jaramillo y Tamayo, 2019).

2.4.2. Filtro Anaerobio

El tratamiento anaerobio es un proceso biológico que se realiza en ausencia de oxígeno, donde los microorganismos descomponen materia orgánica y producen biogás. Sus ventajas lo hacen preferible frente a los métodos biológicos aeróbicos o físico-químicos, pues se puede lograr un alto grado de estabilización de los desechos con una producción relativamente baja de sólidos biológicos, lo que reduce los costos asociados con la disposición de lodos (Gopinath *et al.*, 2021). Como mencionan Guerrero *et al.* (2018) sólo se genera del 10 al 30 % de lodos en comparación a las tecnologías aerobias, alcanzándose con éxito la transformación de la materia orgánica a través de una tecnología de bajo consumo energético.

En la actualidad existen decenas de tipos de reactores anaerobios, algunos ya aplicados a nivel industrial y otros se están estudiando a escala de laboratorio (Palacios, 2023). Los sistemas anaerobios se han adaptado desde diseños básicos de primera generación hasta tecnologías más avanzadas de segunda generación. Según lo expuesto por Guerrero *et al.* (2018), los reactores anaerobios de primera generación incluyen sistemas como tanques sépticos, lagunas anaerobias y digestores. Estos sistemas operan sin mecanismos específicos para retener biomasa, requiriendo tiempos de retención hidráulico más largos.

Por otro lado, los reactores de segunda generación, mencionados por Guerrero *et al.* (2018) como lo son el digestor anaerobio de flujo ascendente con manto de lodo y los de lecho fijo o fluidizado, han superado estas limitaciones al incorporar estrategias para retener altos niveles de biomasa activa. Estos sistemas de tratamiento anaerobio tienen una eficiencia mayor que los de primera generación, debido a que el tiempo de retención hidráulico es menor al tiempo de retención de sólidos. Lo anterior, permite manejar mayores cargas orgánicas en periodos más cortos.

Dada la alta eficiencia de los sistemas anaerobios de segunda generación, este proyecto se enfoca en el reactor filtro anaerobio de flujo ascendente (UAF, por sus siglas en inglés

Upflow Anaerobic Filter) o reactor de lecho fijo. Los UAF son sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales que operan en condiciones anóxicas, caracterizado por el paso ascendente del fluido a través de un medio de soporte donde se desarrolla una biopelícula microbiana.

El empaque se encuentra fijo y el flujo del agua residual asciende por los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de la biomasa (Galvis, 2019). Este diseño favorece la retención de biomasa activa, permitiendo tiempos de retención celular elevados incluso bajo condiciones de cargas orgánicas variables. De igual manera, el material de soporte actúa como un separador gas-sólido, ayuda a uniformar el flujo a través del reactor y mejora el contacto entre el sustrato y la biomasa (Guerrero *et al.*, 2018).

Los UAF presentan diversas ventajas que lo hacen una opción eficiente y práctica para el tratamiento de aguas residuales. En primer lugar, su diseño permite un mantenimiento sencillo, ya que la biomasa permanece adherida como una biopelícula sobre el material de soporte, lo que facilita su estabilidad y desempeño. Este tipo de reactor es fácil de construir, requiere poco espacio y es adecuado para aplicaciones de pequeña y mediana escala. Su operación es sencilla, soporta altas cargas orgánicas y, gracias a la recirculación, es capaz de aceptar cambios repentinos de carga. Otra ventaja es su rápida aclimatación a diferentes aguas residuales y su capacidad de re-arranque rápido después de fallos. A nivel operativo, el reactor UAF destaca por su baja producción de lodos y bajo consumo energético (Galvis, 2019; Guerrero *et al.*, 2018; Muñoz, 2015).

Aunque son sistemas eficientes, presentan algunas consideraciones operativas. En primer lugar, requieren un estricto mantenimiento, ya que la identificación de inconvenientes puede ser más compleja debido a su diseño cerrado. Otra desventaja importante es su baja tolerancia a la carga de sustancias tóxicas, lo que puede afectar su rendimiento si el afluente contiene compuestos no biodegradables o perjudiciales. La puesta en marcha y estabilización del sistema en los UAF son procesos lentos, especialmente cuando la ino-

culación inicial de biomasa es baja. Asimismo, el riesgo de obstrucción y las altas caídas de presión debido al exceso de biomasa pueden limitar la transferencia de masa desde el líquido al *biofilm*, afectando la eficiencia del proceso. Sin embargo, este riesgo se reduce en sistemas de flujo ascendente, ya que facilita la remoción de sólidos y mejora la distribución del flujo (Galvis, 2019; Guerrero *et al.*, 2018; Muñoz, 2015).

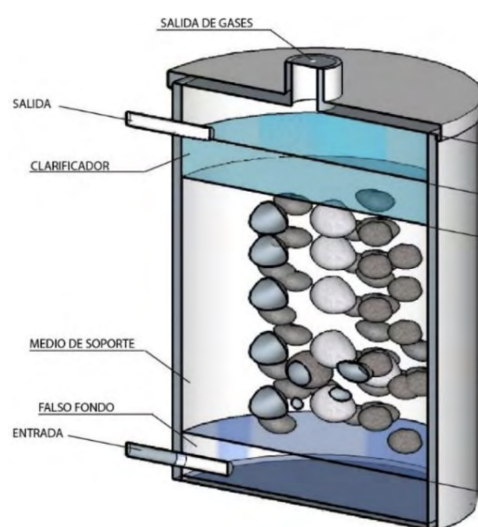


Figura 4: Esquema de un reactor anaeróbico de flujo ascendente (UAF). Fuente: Córdoba (2016)

Estos reactores han sido tradicionalmente empleados en procesos de digestión anaerobia; sin embargo, su aplicación en la eliminación biológica de nitrógeno ha cobrado relevancia en contextos donde se requiere una tecnología robusta, de bajo costo y con buena retención de biomasa. Estudios recientes han demostrado que el UAF puede operar exitosamente como reactor de desnitrificación, aprovechando su estructura para crear zonas anóxicas donde se favorece la reducción de nitrato. Pereira da Silva *et al.* (2015) evaluaron un UAF relleno con cáscaras de coco, obteniendo una eficiencia de remoción de nitrato del 98 % en condiciones críticas, con concentraciones de salida menores a 1 mg/L, con una rápida aclimatación de la biomasa desnitrificante. Por su parte, Zhou y Xu (2019) analizaron un sistema acoplado UAF–BAF bajo distintas relaciones DQO/N y temperaturas, destacando que el UAF aportó significativamente a la remoción de nitrógeno total. Asimismo, las

características fisicoquímicas del *biofilm* mostraron que la biomasa se redujo con la disminución de la relación DQO/N, pero mejoraron a bajas temperaturas. Además, Palacios (2023) exploró un UAF operado con zeolita como medio soporte, logrando desnitrificación simultánea autótrofa y heterótrofa con eficiencias superiores al 90 %, destacando la importancia del control de la relación S/N y el pH del sistema.

La elección del material de relleno en un reactor UAF es un aspecto fundamental, ya que influye directamente en la adherencia, el desarrollo y la actividad de la biomasa. En este estudio se utilizó zeolita natural como medio de soporte, debido a sus propiedades fisicoquímicas favorables para el proceso biológico. Las zeolitas son aluminosilicatos hidratados porosos con una estructura tridimensional que contiene cationes de elementos alcalinos (sodio, potasio), alcalinotérreos (calcio, magnesio, con menor frecuencia bario y estroncio) u otros metales monovalentes o multivalentes (Kordala, 2024). Las zeolitas tienen una estructura cristalina ordenada cuyas unidades de construcción primarias son tetraedros de silicio (SiO_4) y aluminio (AlO_4) conectados por átomos de oxígeno comunes, formando las llamadas unidades de construcción secundarias (Camacho *et al.*, 2024). La presencia de canales y cavidades en la estructura de la zeolita le otorga una serie de propiedades fisicoquímicas deseables y la convierte en un material con una amplia gama de aplicaciones. A continuación, se presentan sus características más importantes, según lo expuesto por Camacho *et al.* (2024):

a) Porosidad: Las zeolitas naturales presentan una estructura microporosa formada por canales y cavidades uniformes de dimensiones moleculares, generalmente inferiores a 3 nm, lo que les confiere una superficie interna extremadamente grande en relación a su volumen. Esta característica incrementa la interacción entre la superficie del mineral y las moléculas presentes en el medio.

b) Adsorción: La notable capacidad de adsorción de las zeolitas se debe a la singular naturaleza de su superficie interna, donde los átomos presentan fuerzas de cohesión no compensadas que generan sitios activos capaces de atraer y retener moléculas. Cuando

un adsorbato se aproxima a la superficie porosa, la energía del sistema disminuye hasta alcanzar un mínimo, lo que facilita el confinamiento de las moléculas en los poros.

c) Intercambio iónico: La capacidad de intercambio iónico de las zeolitas deriva de su estructura cristalina, en la que parte del silicio es sustituido por aluminio, generando una carga negativa compensada por cationes intercambiables. Esta propiedad permite que las zeolitas retengan y liberen cationes en función de las condiciones del medio, siendo especialmente útiles en la captura de iones. La eficiencia del proceso depende de factores como la naturaleza de los cationes en solución, la temperatura y la composición química de la zeolita, particularmente su relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$, que determina su capacidad total de intercambio.

Tabla 2: Características mineralógicas y fisicoquímicas de la zeolita natural. Fuente: Zeolita del Maule (2023)

CARACTERÍSTICAS MINERALÓGICAS	
Componente zeolítico principal	Clinoptilolita-Mordenita
Otros componentes	Plagioclasa, Esmeclita y Cuarzo
Color	Marfil
CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	
Composición química	
SiO_2	64,19 %
TiO_2	0,51 %
Al_2O_3	11,65 %
Fe_2O_3	2,53 %
MnO	0,03 %
MgO	0,66 %
CaO	3,42 %
Na_2O	0,75 %
K_2O	1,60 %
P_2O_5	0,03 %
PxC	14,64 %
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	86,82 a 112,88 cmol/kg
Superficie específica (método BET)	446 a 480 m^2/g
Estabilidad térmica	<450 °C
Estabilidad química (pH)	8,9

3. Metodología

La presente investigación se estructuró en distintas etapas experimentales destinadas a implementar y evaluar un sistema secuencial de tratamiento biológico del nitrógeno. Inicialmente, se realizó el enriquecimiento del inóculo nitrificante bajo condiciones aeróbicas controladas, con el objetivo de favorecer el crecimiento de bacterias nitrificantes. Posteriormente, este inóculo fue transferido a un reactor de tipo CSTR, en el cual se llevó a cabo la puesta en marcha orientada a promover la nitrificación parcial. Durante esta fase, se monitorearon parámetros operacionales clave para estabilizar la producción de nitrito. A mitad del periodo de operación del CSTR, se inició la operación de un segundo reactor, de tipo UAF, destinado a la desnitrificación mixotrófica mediante la acción simultánea de bacterias heterótrofas y autótrofas. Finalmente, ambos reactores fueron conectados en serie, conformando un sistema integrado continuo CSTR–UAF, tal como se muestra en la Figura 5.

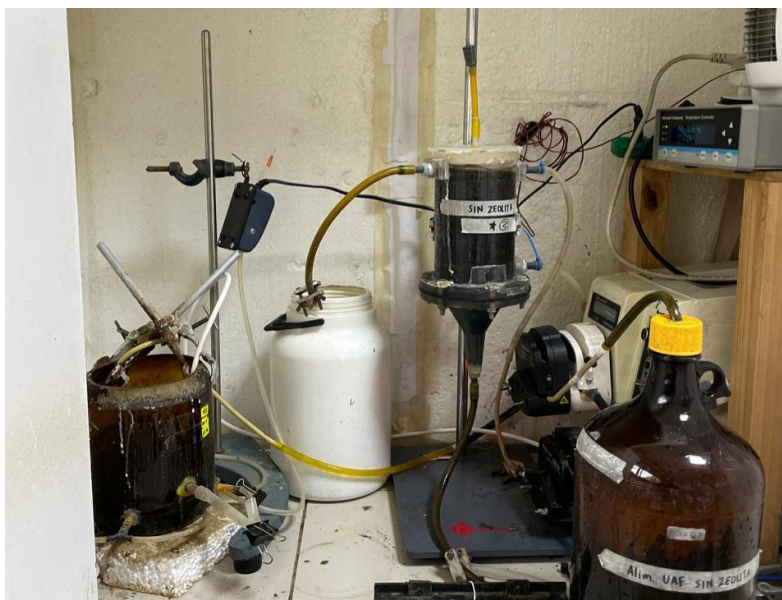


Figura 5: Fotografía del sistema experimental de tratamiento de nitrógeno a escala de laboratorio, compuesto por un reactor CSTR para nitrificación parcial y un reactor UAF para desnitrificación mixotrófica.

3.1. Etapa de Enriquecimiento

El enriquecimiento de las bacterias nitrificantes es una etapa fundamental en la puesta en marcha del sistema de reactores, pues ellas son las responsables de ejecutar los procesos de remoción de nitrógeno. En esta etapa se pretende favorecer la adaptación y selección de bacterias involucradas en la oxidación del nitrógeno, para que aumenten su actividad y concentración en el inóculo, logrando un cultivo activo y eficiente que permita iniciar el reactor con una comunidad microbiana capaz de transformar amonio en compuestos nitrogenados.

3.1.1. Montaje experimental

Para llevar a cabo el enriquecimiento del inóculo, se utilizó un reactor biológico que consiste en un cilindro de vidrio con volumen efectivo de 1,5 L (Figura 6).



Figura 6: Fotografía del reactor biológico tipo *Batch* utilizado en la etapa de enriquecimiento del inóculo nitrificante.

Se instala una bomba de acuario que suministra un flujo de aire de 2-3 L/min a 5 difusores cerámicos porosos que se encuentran en la parte inferior del reactor con el fin de proporcionar oxígeno disuelto y mantener una agitación constante que permita la distribución

uniforme del licor de mezcla y microorganismos en el reactor. Mediante un termoven-tilador se entrega una temperatura de 36°C (32°C efectiva en los reactores), la cual es controlada con un sensor de termocupla. Para mantener esta temperatura constante, el reactor es dispuesto dentro de una cámara aislante de poliestireno expandido. El sistema operó como un reactor *batch*, es decir, en ciclos con tiempos de retención hidráulico de una semana. El sustrato sintético es descrito en la Tabla 3.

3.1.2. Sustrato

El sustrato utilizado fue diseñado para imitar las condiciones del efluente de un digestor anaerobio que trata purines de cerdo. A continuación, en las Tablas 3 y 4 se presentan las composiciones del sustrato sintético.

Tabla 3: Composición de la solución nutritiva sintética utilizada para la alimentación durante el enriquecimiento y operación del CSTR.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Cloruro de amonio	NH_4Cl	2,39
Fosfato monopotásico	KH_2PO_4	0,63
Cloruro de sodio	$NaCl$	2,50
Sulfato de magnesio	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0,06
Bicarbonato de sodio	$NaHCO_3$	3,76

Tabla 4: Composición de la solución de micronutrientes nitrificantes utilizada en la alimentación del enriquecimiento y CSTR.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
EDTA	—	5,0
Cloruro férrico	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	5,0
Cloruro de cobalto	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	1,6
Cloruro de manganeso	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	5,0
Sulfato de cobre	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	1,5
Cloruro de calcio	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	5,5
Molibdato de amonio	$(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$	1,1
Cloruro de magnesio	$MgCl_2 \cdot 5H_2O$	5,0

3.1.3. Inóculo Nitrificante

El reactor fue inoculado con 800 [mL] de lodo con biomasa que contenía inicialmente concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) de 19660 mg/L y una concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) de 13920 mg/L. Este lodo provenía de una planta de *Agrosuper S.A.* y estaba siendo utilizado para investigación en la Universidad Adolfo Ibáñez. Como menciona Ávila (2023), los SSV son el parámetro de mayor interés para efectos de determinar el enriquecimiento de las bacterias nitrificantes, pues de este modo se mide la materia orgánica, es decir, la biomasa contenida en la solución que se está trabajando. El sustrato sintético mencionado anteriormente es alimentado al lodo una vez por semana.

3.1.4. Parámetros de operación

El enriquecimiento del inóculo se llevó a cabo bajo condiciones controladas para favorecer el crecimiento de bacterias nitrificantes. La temperatura del sistema se mantuvo constante en 32°C mediante un termoventilador y la aireación se estableció a un flujo constante de 3 L/min, asegurando condiciones aerobias en todo momento. Además, se realizó el monitoreo y ajuste del pH, mediante la adición de tampón fosfato 0,1 M para alcanzar rangos más cercanos a la neutralidad (6,5–7,5), óptimos para la actividad nitrificante.

3.2. Puesta en Marcha CSTR

3.2.1. Montaje del sistema

Para la configuración del Reactor CSTR se modificó el mismo reactor biológico implementado en el enriquecimiento del inóculo. Equipado inicialmente con un sistema de agitación continua, el cual fue retirado transcurrida una semana de operación debido a la observación de pérdidas significativas de biomasa en la descarga. A partir de entonces, se mantuvo únicamente la agitación inducida por el sistema de aireación, compuesto por una bomba de aire conectada a difusores cerámicos de burbuja fina instalados en el fondo del cilindro

de vidrio. Del mismo modo explicado en la sección anterior, el control de la temperatura fue regulado mediante un termoventilador, siendo controlada por un sensor de termocupla. Esta vez, al montaje se le instalaron bombas peristálticas para automatizar tanto la alimentación como la extracción del afluente. Cada bomba se conecta a través de mangueras a dos bidones: uno que contenía la solución de alimentación (agua con concentración conocida de amonio), y otro que funcionaba como depósito de descarga, donde se recolectaba el agua tratada proveniente del reactor.

3.2.2. Inoculación del reactor

El reactor fue inoculado con 0,3 [L] de lodo con biomasa previamente aclimatado y enriquecido en el mismo sistema, tal como se explica en la Sección 3.1. La concentración inicial de sólidos suspendidos volátiles (SSV) fue de 7027 mg/L.

Tabla 5: Caracterización de la biomasa inoculada al reactor CSTR.

SST [mg/L]	SSV [mg/L]
13.120	7.027

3.2.3. Estrategia operacional

La estrategia operacional de puesta en marcha del reactor CSTR estuvo orientada a favorecer el desarrollo de bacterias amonio-oxidantes (BAO), limitando al mismo tiempo la actividad de bacterias nitrito-oxidantes (BNO). De este modo, promover la nitrificación parcial, evitando la conversión completa de nitrito a nitrato.

El sistema operó en modo semicontinuo con alimentación intermitente. La bomba peristáltica de alimentación se programó para activarse a intervalos definidos a lo largo del día, dosificando volúmenes determinados de afluente que ingresaban al reactor. Este ingreso generaba un rebalse hidráulico, mediante el cual se desplazaba un volumen equivalente hacia el bidón de descarga, permitiendo así la renovación parcial del contenido del reactor sin interrumpir su operación continua.

3.2.4. Parámetros de control

Durante la operación del reactor CSTR se realizó el monitoreo de diversos parámetros clave con el objetivo de evaluar el comportamiento del sistema y su evolución hacia una condición de nitrificación parcial estable. La Tabla 5, resume los principales parámetros controlados, junto con las técnicas utilizadas para su medición o estimación:

Tabla 6: Parámetros operacionales monitoreados en el reactor CSTR, métodos analíticos y frecuencia de medición

Parámetro	Método analítico	Frecuencia de medición	Referencia
Amonio (NH_4^+)	Espectrofotometría UV-Vis	diariamente	APHA (2017)
Nitrato (NO_3^-)	Espectrofotometría UV-Vis	diariamente	APHA (2017)
Nitrito (NO_2^-)	Espectrofotometría UV-Vis	diariamente	APHA (2017)
Oxígeno disuelto	Potenciometría galvánica	diariamente	APHA (2017)
pH	Potenciometría	diariamente	APHA (2017)
Temperatura	Termometría	diariamente	APHA (2017)
Sólidos Suspendidos	Gravimetría	1 vez por semana	Rivera (2016)

3.3. Puesta en Marcha UAF

3.3.1. Montaje del sistema

Para llevar a cabo la tercera etapa de esta investigación, se utilizó un reactor anaerobio de flujo ascendente (UAF), operado a escala de laboratorio. El sistema cuenta con un volumen total de 1,5 litros y un volumen útil de 0,8 litros. En la Tabla 7 se presentan las principales características geométricas del reactor UAF. El diseño del reactor fue previamente desarrollado en la investigación realizada por Muñoz (2015), y adaptado para el presente ensayo. El sistema está constituido por un cuerpo cilíndrico de acrílico transparente, herméticamente sellado para evitar el ingreso de oxígeno y asegurar condiciones anóxicas durante toda la operación.

En la configuración del sistema, el reactor fue conectado a una bomba peristáltica destinada a la recirculación y a una segunda bomba encargada del suministro de alimentación, la cual se controlaba en pulsos por un temporizador programable. Este temporizador regulaba el funcionamiento de la bomba, estableciendo ciclos de alimentación de 45 minutos cada 3 horas durante la operación del sistema. La alimentación ingresa por la base del sistema, generando un flujo ascendente a través de un lecho empacado central, conformado por zeolita natural chilena de granulometría promedio de 5 mm, utilizada como medio de soporte. En la parte superior se ubican la salida del efluente, del reciclo, así como también una línea de descarga de gases que incorpora una válvula antirretorno, diseñada para impedir el ingreso de aire desde el exterior. En la Figura 7, se detalla la configuración del sistema.

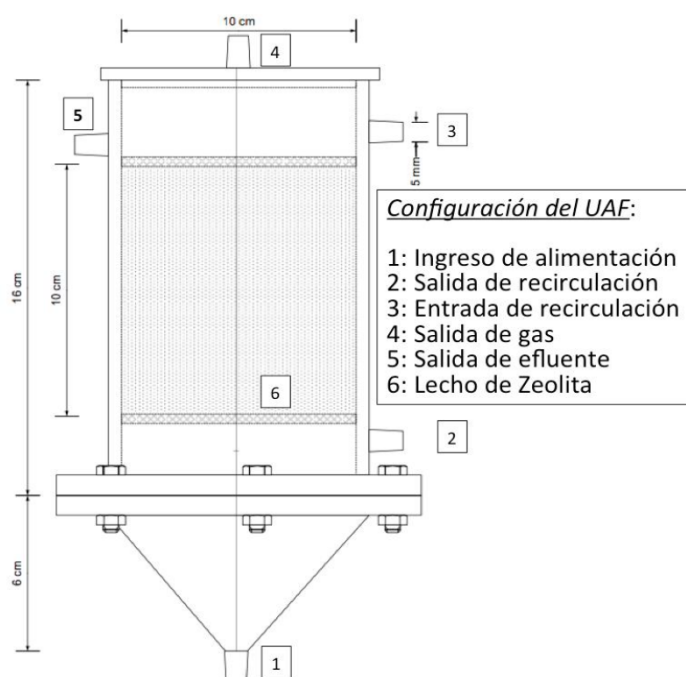


Figura 7: Diagrama de la configuración del reactor UAF utilizado en el tratamiento biológico de nitrógeno con relleno de zeolita, el cual sirve como medio de soporte para las bacterias que realizan la desnitrificación mixotrófica. Fuente: Álvarez (2025)

Para asegurar la temperatura adecuada para la actividad microbiana desnitrificante, el sistema fue contenido en una cámara térmica hecha de poliestireno expandido. Esta cáma-

ra permitía mantener una temperatura constante de 33°C, la cual era regulada mediante un termoventilador, cuya operación era controlada por un controlador digital acoplado a una termocupla, al igual que en los reactores de las etapas previas.

Tabla 7: Dimensiones del reactor UAF y del lecho de relleno

Característica	Altura [cm]	Radio [cm]	Área [cm ²]	Volumen [L]
Reactor	15	5	78	1,5
Relleno	8,8	5	78	0,68

3.3.2. Inoculación del reactor

El objetivo principal de la etapa de enriquecimiento para la posterior inoculación del reactor es activar el lodo de biomasa mediante la adición controlada de nutrientes específicos, promoviendo la proliferación de bacterias desnitrificantes de interés. De esta forma, se obtiene un lodo enriquecido en microorganismos presumiblemente autótrofos y heterótrofos, adaptados para cada proceso, donde se debe asegurar la coexistencia y actividad simultánea de ambos dentro del mismo reactor.

La inoculación del reactor UAF no fue realizada directamente en este estudio, ya que este proceso fue previamente efectuado en los proyectos de tesis anteriores de Ávila (2023) y González (2024). Desde entonces, el reactor ha sido utilizado en diversas investigaciones posteriores, lo que ha permitido mantener el cultivo microbiano activo y en funcionamiento. El enriquecimiento del inóculo, se efectuó por separado en dos reactores acrílicos agitados con un volumen de 1,6 L cada uno, operando a 35 °C y alimentados en modo *fed-batch*; uno destinado al desarrollo de microorganismos autótrofos y otro para microorganismos heterótrofos. Se utilizó un lodo proveniente de la laguna anaerobia de la empresa *Agrícola AASA* dedicada a la crianza de cerdos.

Los datos referentes a la composición de la alimentación se presentan en las Tablas 8 y 9,

correspondientes a los enriquecimientos autótrofo y heterótrofo, respectivamente. Además, se incorporaron micronutrientes desnitrificantes, en forma de trazas metálicas esenciales para el metabolismo de las poblaciones microbianas desnitrificantes, cuyos detalles se encuentran en la Tabla 11 de la sección 3.3.4.

Tabla 8: Alimentación sintética para el enriquecimiento desnitrificante autótrofo.
Fuente: Ávila (2023)

Compuesto	Cantidad	Unidad
$Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$	5,00	g/L
KNO_3	1,43	g/L
$NaHCO_3$	1,50	g/L
K_2HPO_4	1,84	g/L
KH_2PO_4	0,30	g/L
NH_4Cl	0,10	g/L
Micronutrientes	1,00	mL

Tabla 9: Alimentación sintética para el enriquecimiento desnitrificante heterótrofo.
Fuente: González (2024)

Compuesto	Cantidad	Unidad
KNO_3	1,43	g/L
K_2HPO_4	1,84	g/L
KH_2PO_4	0,30	g/L
CH_3COOK	1,52	g/L
NH_4Cl	0,10	g/L
Micronutrientes	1,00	mL/L

3.3.3. Estrategia Operacional

La estrategia de operación del reactor UAF se diseñó para permitir una adaptación progresiva al effluente parcialmente nitrificado proveniente del CSTR. Para evitar sobrecargar el sistema y favorecer la aclimatación de la biomasa desnitrificante a la carga nitrogenada, se implementó un régimen de alimentación escalonado.

Inicialmente, el reactor fue alimentado con una mezcla compuesta por un 50 % de effluente del CSTR y un 50 % de agua residual sintética mencionada. Posteriormente, esta proporción se ajustó a una relación 70 %-30 % (Salida CSTR - RIL Sintético, respectivamente),

hasta alcanzar finalmente una alimentación del 100 % con salida del CSTR, permitiendo así facilitar el posterior acoplamiento hidráulico y operacional de ambos reactores como un sistema secuencial integrado.

Durante toda la operación, se mantuvieron constantes las relaciones estequiométricas C/N y S/N en 0,78 y 1,6, respectivamente, en concordancia con los parámetros establecidos en estudios previos de Álvarez (2025). En cambio, la velocidad de carga nitrogenada (VCN) fue variable y dependió directamente de las concentraciones de nitrógeno en el effluente del CSTR.

3.3.4. Sustrato de alimentación

El sustrato utilizado para la alimentación del reactor correspondió a agua residual sintética, preparada en laboratorio a partir de una solución base compuesta por los nutrientes detallados en la Tabla 10, sumada a la solución de micronutrientes mencionados en la Tabla 11. Esta formulación fue diseñada para cubrir los requerimientos nutricionales de las bacterias desnitrificantes, tanto autótrofas como heterótrofas, y asegurar una fuente de carbono adecuada para el proceso biológico. La solución de alimentación se preparó siguiendo las condiciones operacionales establecidas en investigaciones previas.

El uso de un sustrato sintético permitió mantener un control preciso sobre la carga orgánica y nitrogenada, lo que aseguró el cumplimiento de las relaciones estequiométricas C/N y S/N fijadas conforme a los objetivos experimentales.

Respecto a lo anterior, tanto el sulfuro de sodio como el acetato de potasio fueron incorporados en concentraciones variables, ajustadas en función de la carga nitrogenada medida en la salida del reactor CSTR. Esto permitió mantener constantes las relaciones estequiométricas C/N y S/N durante toda la operación del UAF, asegurando así las condiciones requeridas para cumplir con los objetivos experimentales de la puesta en marcha del sistema de desnitrificación mixotrófica.

Tabla 10: Composición sustrato alimentación UAF.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Bicarbonato de Sodio	$NaHCO_3$	0.94
Fosfato Dipotasico	K_2HPO_4	11.52
Fosfato Monopotasico	KH_2PO_4	4.5
Micronutrientes	-	1 [ml]
Acetato de Potasio	CH_3COOK	Variables según carga
Sulfuro de Sodio	Na_2S	nitrogenada effluente CSTR

Tabla 11: Composición micronutrientes desnitrificantes del sustrato de alimentación UAF.

Compuesto	Fórmula	Concentración [g/L]
Molibdato de sodio dihidratado	$Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$	2,0
Sulfato Ferroso (I) heptahidratado	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	30
Cloruro de cinc	$ZnCl_2$	1,0
Carbonato de calcio	$CaCO_3$	2,0
Tetrahidrato de cloruro manganeso (II)	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	1,5
Sulfato de cobre (II) pentahidratado	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0,25
Cloruro de cobalto hexahidratado	$CoCl \cdot 6H_2O$	0,25
Ácido Clorhídrico	HCl (37 %)	50
Cloruro de níquel (II) hexahidratado	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0,25
Ácido Bórico	H_3BO_3	0,25

3.3.5. Parámetros de control

El desempeño del reactor fue monitoreado a través del seguimiento de parámetros que reflejan la dinámica del proceso de desnitrificación simultánea. Se midieron periódicamente las concentraciones de nitrato y nitrito en el effluente, con el fin de evaluar la eficiencia de la desnitrificación. Simultáneamente, se determinaron las concentraciones de carbono orgánico total (TOC) y sulfato (SO_4^{2-}) para caracterizar el aporte y consumo de sustratos en el proceso. El seguimiento del carbono orgánico total permitió evaluar el consumo de acetato de las bacterias heterótrofas, utilizando este como fuente de electrones durante el proceso de desnitrificación heterótrofa. Por su parte, la generación de sulfato indicó la oxidación del sulfuro por bacterias autótrofas, que utilizan este compuesto como donador de electrones.

Con el objetivo de evaluar el desempeño del reactor UAF y caracterizar los procesos involucrados, se realizó un seguimiento sistemático de distintos parámetros antes mencionados. La Tabla 12 presenta el detalle de cada parámetro, el método analítico utilizado para su determinación y la frecuencia de medición establecida durante el período de operación.

Tabla 12: Parámetros operacionales monitoreados en el reactor UAF, métodos analíticos y frecuencia de medición

Parámetro	Método analítico	Frecuencia de Medición	Referencia
Nitrato (NO_3^-)	Espectrofotometría UV-Vis	3 días	APHA (2017)
Nitrito (NO_2^-)	Espectrofotometría UV-Vis	3 días	APHA (2017)
Sulfato (SO_4^{2-})	Espectrofotometría UV-Vis	3 días	APHA (2017)
TOC	Analizador de Carbono	3 días	APHA (2017)
Sulfuro (S^{-2})	Titulación Potenciométrica	3 días	APHA (2017)
pH	Potenciometría	3 días	APHA (2017)

4. Resultados y discusión

4.1. Etapa de enriquecimiento

Durante la fase de enriquecimiento del inóculo para el reactor CSTR, se buscó proporcionar las condiciones óptimas para el crecimiento y proliferación de las bacterias nitrificantes, en lugar de inducir directamente la nitrificación parcial. Esta etapa se centró en crear un ambiente favorable para el desarrollo de las bacterias, permitiendo que estas se adaptaran al sustrato y pudieran establecerse en el sistema de manera efectiva.

4.1.1. Actividad nitrificante

Para evaluar el desempeño del sistema en términos de nitrificación, se monitoreó la evolución de las concentraciones de amonio, nitrito y nitrato durante la etapa de enriquecimiento del inóculo. Estos parámetros permiten evidenciar la progresiva adaptación y activación de las bacterias nitrificantes en el ambiente experimental propuesto. En la Figura 8 se observa la evolución temporal de estos compuestos en el reactor.

Durante los primeros 15 días, se aprecia una limitada actividad nitrificante, observándose una leve disminución en las concentraciones de amonio. Sin embargo, se evidencia un incremento progresivo en las concentraciones de nitrato del sistema, lo que sugiere que, a pesar de la limitada actividad en esta fase inicial, las bacterias comenzaron a activarse y a aclimatarse de manera gradual, promoviendo la reacción de nitrificación. Los días posteriores, se observa la estabilización del sistema, alcanzando valores de nitrato promedio de 482,14 [mg/L].

Por su parte, las concentraciones de nitrito se mantuvieron bajas a lo largo de la etapa de enriquecimiento, en un promedio de 92,71 [mg/L] lo cual es indicativo de una conversión eficiente de nitrito a nitrato. Este comportamiento se debe a que la configuración

de reactor *batch* permitió que el TRH fuese suficiente para que las bacterias nitrificantes completaran las reacciones de nitrificación. Entonces, a pesar de que el nitrito comenzó a acumularse temporalmente durante las primeras fases de la nitrificación, las bacterias nitrificantes encargadas de la oxidación final del nitrito hacia nitrato pudieran realizar su función de manera eficiente, evitando la acumulación de intermedios y promoviendo una nitrificación completa.

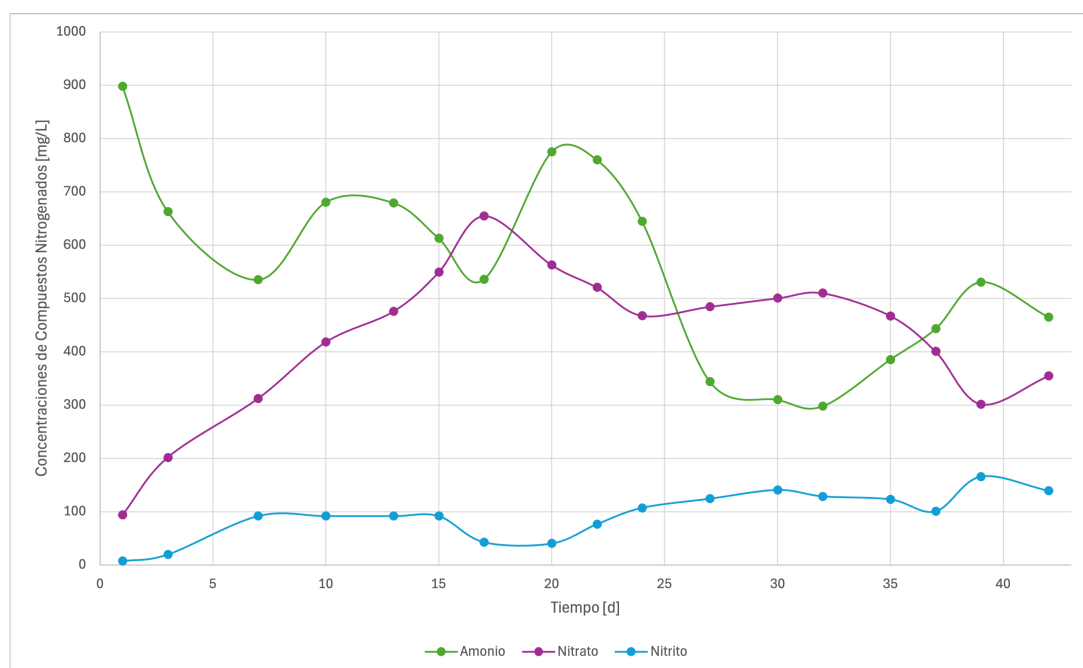


Figura 8: Evolución temporal de las concentraciones de amonio, nitrato y nitrito durante la etapa de enriquecimiento del inóculo.

4.1.2. Crecimiento microbiano

La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) se utiliza para cuantificar el crecimiento microbiano en el reactor. Este parámetro refleja la cantidad de biomasa activa presente en el sistema, pues están compuestos principalmente por materia orgánica, como las células bacterianas vivas y sus residuos metabólicos, que se encuentran suspendidos en el líquido del reactor.

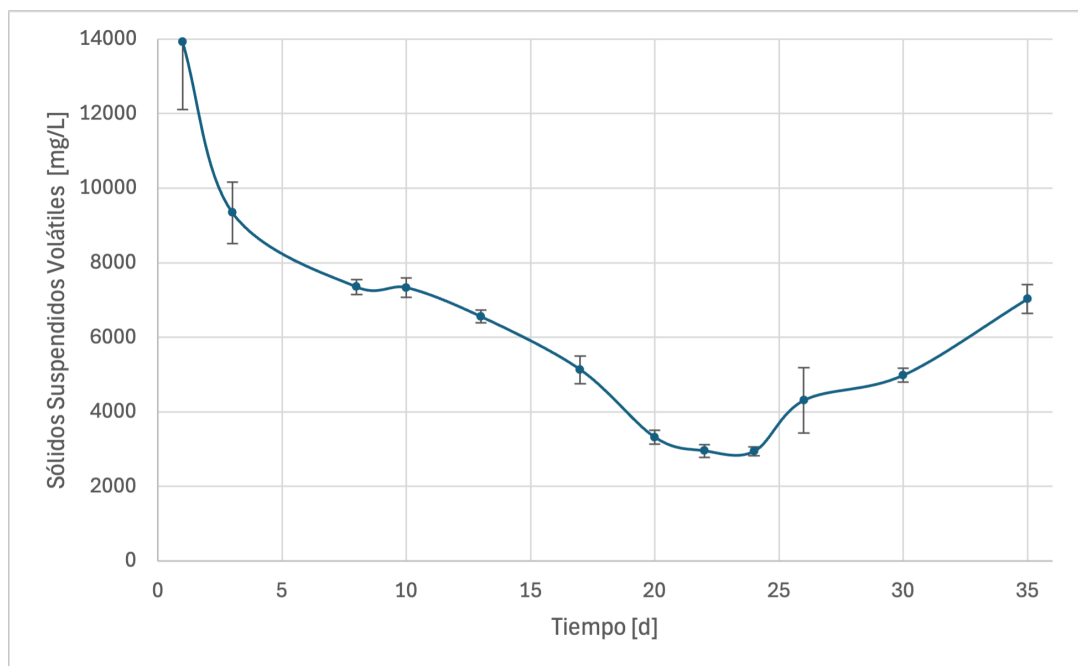


Figura 9: Evolución de la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV), que representan la biomasa nitrificante, durante la etapa de enriquecimiento del inóculo.

Como se observa en la Figura 9, al inicio de la etapa de enriquecimiento, el reactor es inoculado con una concentración de 13.920 [mg SSV/L]. A medida que pasan los días, esta concentración comienza a disminuir linealmente, llegando a valores promedio de 3.573 [mg SSV/L]. Esta drástica merma en la cantidad de microorganismos presentes en el sistema se debe al desarrollo selectivo de bacterias nitrificantes autótrofas debido a la disponibilidad de sustrato. Dado que no se suministra materia orgánica en la alimentación del sistema, los microorganismos heterótrofos presentes en el inóculo no tienen las condiciones necesarias para su desarrollo. Sin embargo, tras la disminución inicial de concentración, en el periodo final de esta etapa se aprecia un leve aumento de microorganismos presentes en el sistema, alcanzándose una concentración de 7.027 [mg SSV/L], lo cual indica el desarrollo y adaptación de la biomasa a las condiciones del reactor.

4.2. Puesta en marcha CSTR

En la puesta en marcha del reactor CSTR, se comenzó con un TRH de 3 días, el cual se ajustaba de acuerdo a las necesidades del sistema, principalmente en función de la

actividad nitrificante observada. Como consecuencia directa de estas modificaciones en el TRH, la velocidad de carga de nitrógeno (VCN) también varió, ya que al reducir el tiempo de retención, aumentaba la carga diaria de amonio introducida al sistema. El cambio de estos parámetros se realizó 3 veces a lo largo de este periodo con el objetivo de promover una nitrificación parcial, que es la condición deseada para este sistema.

4.2.1. Actividad nitrificante

La capacidad nitrificante del reactor fue evaluada a través del análisis del comportamiento de los compuestos nitrogenados presentes en su efluente. Específicamente, mediante el seguimiento de las concentraciones de amonio, nitrito y nitrato. La evolución de estos parámetros permitió identificar el grado de conversión del amonio y determinar si el proceso favorecía una nitrificación completa o parcial. Así, los perfiles de concentración sirvieron como indicador del estado metabólico de la biomasa y su capacidad para llevar a cabo las reacciones de oxidación del nitrógeno. La Figura 10 muestra la evolución de los compuestos nitrogenados en el efluente del CSTR durante la operación de la puesta en marcha en respuesta a los ajustes operacionales de TRH y VCN.

Durante el inicio de la operación, con un TRH de 3 días y una VCN promedio de 336,86 [mg N/(L · d)], el sistema presenta un comportamiento favorable hacia la nitrificación parcial, evidenciado por la elevada acumulación de nitrito en el efluente de 891,36 [mg/L]. Las concentraciones promedio de amonio y nitrato fueron de 551,49 [mg/L] y 468,25 [mg/L], respectivamente. Este perfil indica que la oxidación de amonio a nitrito está activa, mientras que la conversión de nitrito a nitrato es limitada, lo que es coherente con el objetivo de favorecer la actividad de las BAO sobre las BNO.

No obstante, a pesar de que los resultados hasta el día 30 indicaban un comportamiento favorable hacia la nitrificación parcial, se implementó un cambio en el TRH, aumentando de 3 a 4 días; por consiguiente, una disminución en la VCN a 236,56 [mg N/(L · d)]. Esta

decisión, si bien buscaba optimizar el rendimiento del sistema en la remoción de amonio, resultó ser poco adecuada y tuvo un impacto negativo en el proceso, promoviendo una nitrificación total no deseada. En este nuevo escenario, se observó un incremento sostenido en las concentraciones de nitrato, alcanzando un promedio de 1273,22 [mg/L], lo cual se aleja del objetivo principal de este trabajo.

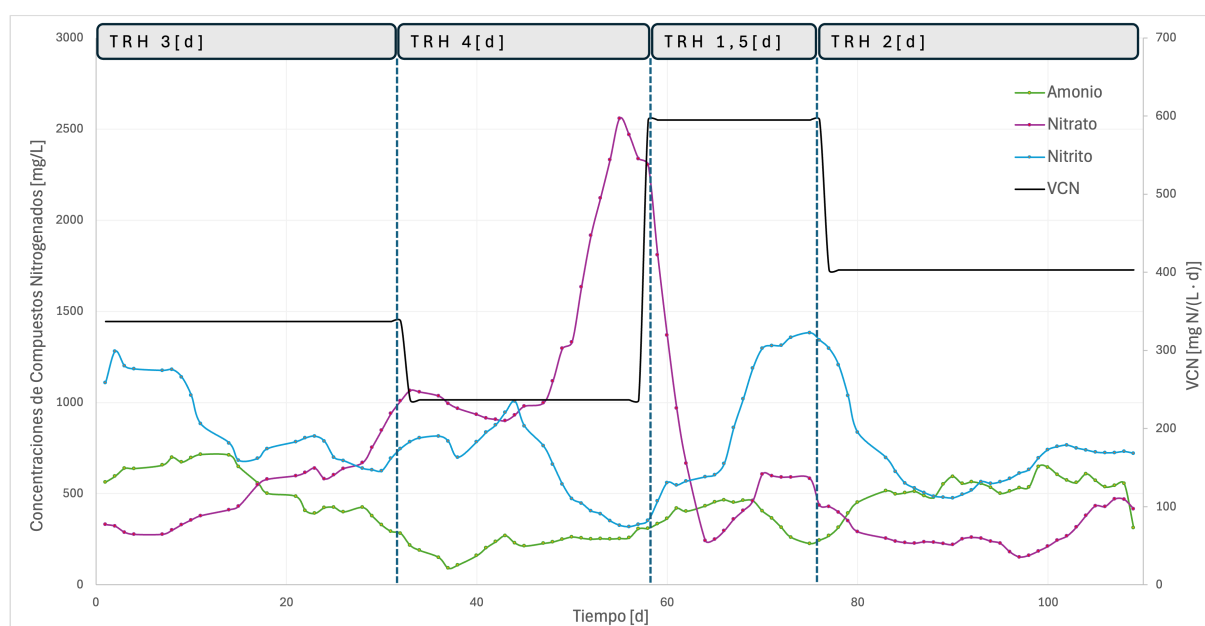


Figura 10: Evolución de la concentración de amonio, nitrato y nitrito, junto con la variación de VCN y TRH durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR.

Pese a lo anterior, este periodo también entregó información valiosa: aun cuando hubo un aumento considerable de nitrato, las concentraciones de nitrito se mantuvieron relativamente estables, con un promedio de 684,77 [mg/L], lo que indica que la actividad de las bacterias amonio-oxidantes seguía siendo significativa. Además, se registraron las concentraciones más bajas de amonio en el efluente, con valores promedio de 215,03 [mg/L].

Al identificar que el sistema se había desviado hacia una nitrificación total, se optó por reducir el TRH a la mitad del inicial, dejándolo en 1,5 días. Asimismo, se modificó la VCN a 594,73 [mg N/(L · d)] con el fin de recuperar las condiciones que favorecen la acumulación del intermediario de la reacción de nitrificación. Con el ajuste implementa-

do, se observó una clara recuperación del sistema, alcanzándose un máximo de 1447,11 [mg/L] de nitrito en el efluente, mientras que para el nitrato, sólo se registró un máximo de 541,98 [mg/L] al estabilizarse el sistema. Finalmente, para un TRH de 2 días, con una VCN de 402,86 [mg N/(L · d)] se obtuvieron concentraciones promedio de 511,31; 290,84; 730,33 [mg N/(L · d)] de amonio, nitrato y nitrito, respectivamente.

Para complementar el análisis anterior y comprender mejor las condiciones que favorecieron la nitrificación parcial, se calculó según lo expuesto en el Anexo D, la evolución de la concentración de amoniaco libre (FA) en el sistema, dada su capacidad de inhibir diferencialmente a las bacterias oxidantes de amonio (BAO) y de nitrito (BNO). El comportamiento del FA, se encuentra en la Figura 11. Durante la primera etapa de operación, se observó un comportamiento inestable en las concentraciones de FA, con fluctuaciones que en algunos momentos alcanzaron valores superiores a 10 mg/L, dentro del umbral de inhibición de las BAO. Este comportamiento se relaciona con una fase de aclimatación del sistema.

Posteriormente, tras la modificación operativa que redujo la carga nitrogenada aplicada al sistema, el FA descendió por debajo de 1 mg/L, condición que dejó de inhibir a las BNO y favoreció la conversión completa de nitrito a nitrato, alejándose del objetivo de nitrificación parcial, evidenciado en la Figura 10 y en el balance de la Figura 12. Esta medida logró controlar las elevadas concentraciones de amonio libre observadas en la etapa inicial, las cuales comprometían la actividad de las BAO permitiendo reducir el FA a niveles no tóxicos para estas bacterias, pero también eliminó la inhibición selectiva sobre las BNO, promoviendo así la nitrificación completa no deseada para los fines de este estudio.

Finalmente, al recuperar una mayor carga nitrogenada y un menor tiempo de retención hidráulico, el sistema volvió a presentar concentraciones de FA dentro del rango óptimo para favorecer la nitrificación parcial. En este nuevo escenario, el FA se mantuvo mayoritariamente entre 1 y 10 mg/L, encontrándose algunos picos de máximo 40 [mg/L] lo que

permitió una inhibición selectiva de las BNO, sin comprometer la actividad de las BAO, pues soportan hasta 150 [mg/L] antes de ser inhibidas. Como resultado, se promovió nuevamente la acumulación de nitrito en el efluente, alineándose con el objetivo del proceso.

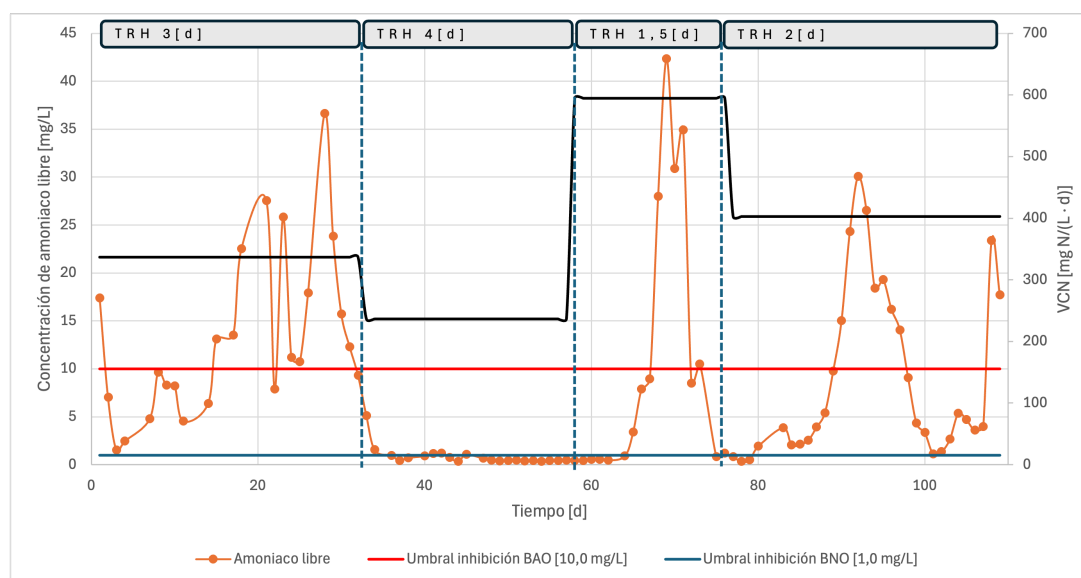


Figura 11: Cálculo de las concentraciones de amoníaco libre (FA) dentro del reactor durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR, con los umbrales de inhibición para las BAO y BNO.

4.2.2. Balance de Nitrógeno

Con el objetivo de evaluar el comportamiento del nitrógeno dentro del reactor, se elaboró un balance de materia considerando las especies nitrogenadas involucradas. De este modo, poder identificar tendencias en la conversión del amonio y detectar posibles inconsistencias en el sistema.

En el gráfico de la Figura 12 se presenta la evolución de las concentraciones de nitrógeno en sus distintas formas presentes en el efluente del sistema, representadas mediante barras apiladas. Estas se comparan con la composición del afluente, que contiene exclusivamente el amonio que es alimentado al sistema, sin presencia inicial de nitrito ni nitrato. Al observar la tendencia general, se advierte que el balance de nitrógeno no es cerrado, lo cual

indica que se produjeron pérdidas dentro del sistema.

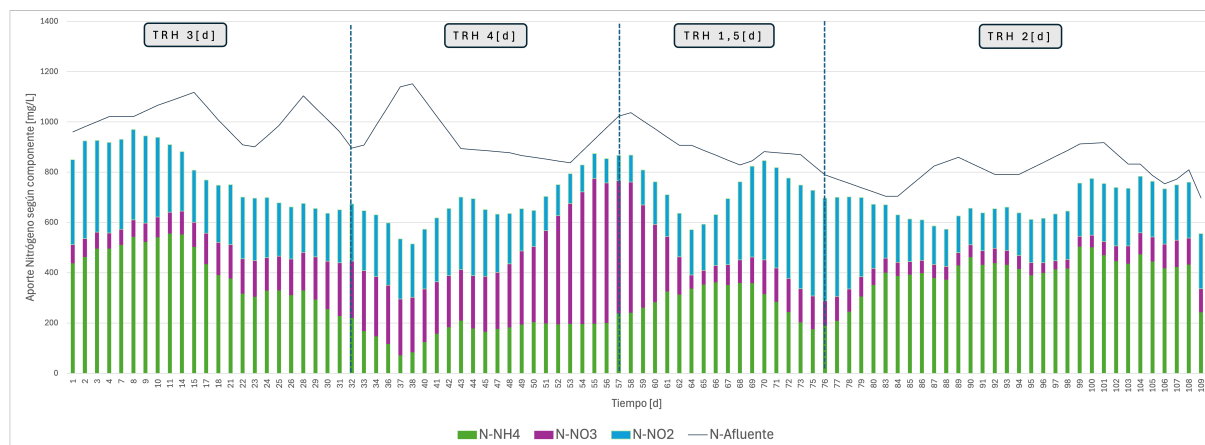


Figura 12: Balance de materia del nitrógeno durante la etapa de puesta en marcha del reactor CSTR, considerando las concentraciones de nitrógeno en amonio, nitrato y nitrito en comparación con la concentración de nitrógeno del amonio en el afluente.

Estas pérdidas pueden atribuirse a varios factores. Una de ellas es la volatilización de amoníaco, generando su liberación en forma gaseosa al ambiente. Asimismo, pueden generarse pérdidas por la emisión de gases como N_2 o N_2O hacia la atmósfera, los cuales no pudieron ser cuantificados debido a limitaciones instrumentales en el proceso. Adicionalmente, parte del nitrógeno podría haber sido retenido en la biomasa microbiana o en los lodos, quedando fuera del registro del efluente. Finalmente, errores de muestreo o variaciones analíticas también pueden generar pequeñas diferencias entre la entrada y la salida, afectando el cierre del balance.

4.3. Puesta en marcha UAF

4.3.1. Actividad desnitrificante

Durante la etapa de puesta en marcha del reactor UAF, uno de los objetivos fundamentales fue cuantificar la remoción de los compuestos nitrogenados resultantes de la etapa de nitrificación desarrollada previamente en el reactor CSTR. Para este propósito, se rea-

lizaron muestreos periódicos en el efluente del reactor UAF con el fin de monitorear las concentraciones de nitrato y nitrito. La Figura 13 muestran la evolución temporal de las concentraciones de nitrato y nitrito, respectivamente, tanto en el afluente como en el efluente del reactor para poder analizar la dinámica de transformación de los compuestos nitrogenados a lo largo del tiempo de operación.

La concentración de compuestos nitrogenados en el afluente del reactor UAF estuvo directamente influenciada por el efluente del reactor CSTR, por lo que presentó variabilidad a lo largo de toda la operación. En particular, la concentración de nitrato en el afluente alcanzó un valor máximo de 544,84 [mg/L], correspondiente al periodo en que el CSTR operaba bajo condiciones de nitrificación total. Posteriormente, con los ajustes realizados para estabilizar el CSTR en nitrificación parcial, la concentración promedio de nitrato en el afluente disminuyó a 201,07 [mg/L].

A pesar de la alta variabilidad y concentración del nitrato en el afluente, el reactor UAF mantuvo concentraciones de nitrato en el efluente cercanas a cero durante toda la operación, alcanzando un máximo promedio de solo 20,15 [mg/L]. Esto se traduce en una remoción promedio de nitrato del 92,23 %.

En cuanto al nitrito, su concentración en el afluente del reactor UAF también presentó variabilidad vinculada al desempeño del reactor CSTR. Durante la etapa inicial de nitrificación total, las concentraciones de nitrito de entrada fueron bajas, sin embargo, tras realizarse ajustes para estabilizar una nitrificación parcial en el CSTR, se observaron incrementos significativos, alcanzando un máximo de 694,20 [mg/L]. A pesar de la alta concentración y fluctuación del nitrito en el afluente, las concentraciones en el efluente del reactor UAF se mantuvieron prácticamente constantes alrededor de 0 [mg/L], alcanzando un máximo de 135,05 [mg/L] únicamente durante un incremento repentino en la carga nitrogenada. Esto permitió obtener una remoción promedio del 97,70 % de nitrito.

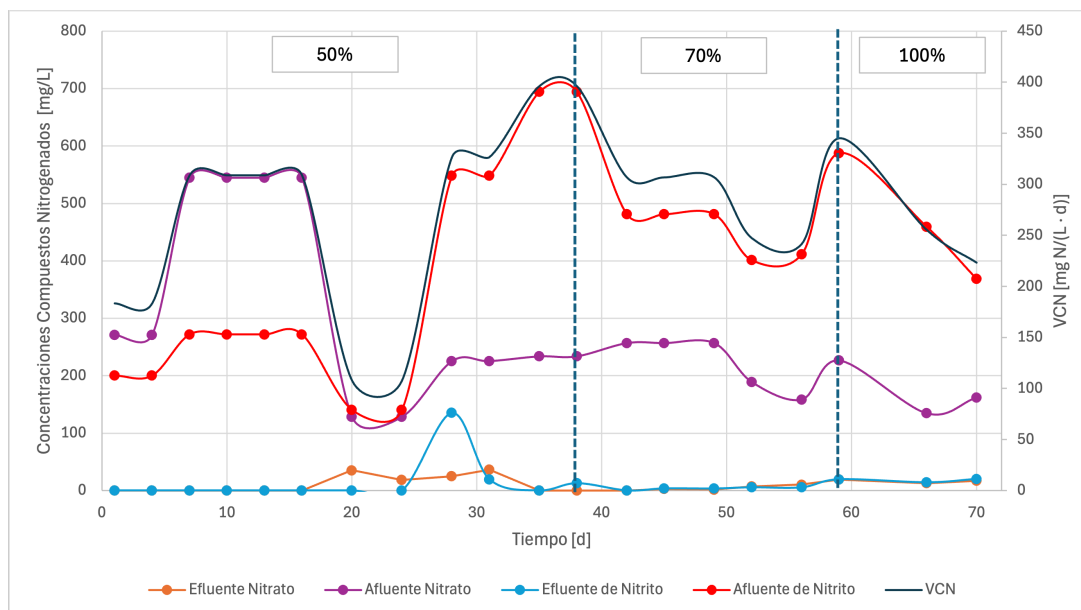


Figura 13: Concentraciones de nitrato y nitrito en el afluente y efluente durante la operación del reactor UAF a un TRH de 1 día, con variaciones de la VCN. El gráfico indica además el porcentaje de alimentación proveniente del CSTR.

Como se observa en el gráfico, cabe destacar que, para ambos compuestos, nitrato y nitrito, no se registraron diferencias significativas en la remoción durante el incremento progresivo del porcentaje de alimentación del reactor UAF con el efluente del CSTR durante la implementación del régimen de alimentación escalonado.

4.3.2. Azufre

Para evaluar el comportamiento de las bacterias autótrofas en el reactor UAF, la Figura 14 presenta el balance de materia de azufre en el reactor UAF, expresado como la diferencia entre las concentraciones de azufre alimentado en forma de sulfuro y las concentraciones de azufre a la salida como sulfato.

El comportamiento observado revela una dinámica estrechamente vinculada a las condiciones del proceso, especialmente a la fuente de nitrógeno utilizada como aceptor de electrones. Durante el periodo inicial de operación, se observó una relativa estabilidad entre las concentraciones de azufre contenidas en el sulfuro en la alimentación y los nive-

les de sulfato en la salida, existiendo pérdidas correspondientes solo al 20,6 % del azufre alimentado. En este periodo, la fuente de nitrógeno provenía mayoritariamente de nitrato suministrado desde el reactor CSTR operando en condiciones de nitrificación total, donde las bacterias autótrofas del reactor UAF utilizaban el nitrato como aceptor de electrones para oxidar sulfuro a sulfato.

Sin embargo, en el periodo posterior, se produjo una marcada disminución en las concentraciones de sulfato en el efluente, justo cuando el nitrógeno alimentado provenía mayoritariamente de nitrito en lugar de nitrato. Esta situación sugiere una inhibición transitoria o una fase de adaptación de las bacterias autótrofas responsables de la oxidación de azufre, provocando una interrupción del estado estacionario, posiblemente debido a un desacoplamiento metabólico en la transición entre aceptores de electrones, pues el reactor venía operando con nitrato como aceptor terminal de electrones y el cambio repentino a nitrito requirió una adaptación de la biomasa.

Posteriormente, se registra un aumento abrupto y sostenido de las concentraciones de azufre en la salida, incluso cuando las concentraciones de sulfuro en la alimentación disminuyen progresivamente. Este fenómeno puede atribuirse a una reactivación del metabolismo autótrofo tras la adaptación al nitrito, retomando la oxidación del sulfuro acumulado en el lecho del reactor que no fue metabolizado previamente.

No obstante, las altas concentraciones que se aprecian en el efluente del reactor, las cuales llegan hasta 322,61 [mg S/L] en el contenido de azufre del efluente, se deben a cambios operacionales ocurridos en paralelo en la etapa previa. Durante la operación del CSTR, el pH del sustrato comenzó a regularse mediante la adición de ácido sulfúrico (H_2SO_4) para reducir la alcalinidad, lo que introdujo iones sulfato (SO_4^{2-}) en el sistema desde etapas tempranas. El análisis de las concentraciones finales mostró niveles de sulfato considerablemente superiores a los esperados a partir del sulfuro alimentado (prácticamente 3 veces más), lo cual indica que una fracción significativa del sulfato acumulado proviene

del ácido sulfúrico usado en el control de pH del reactor anterior.

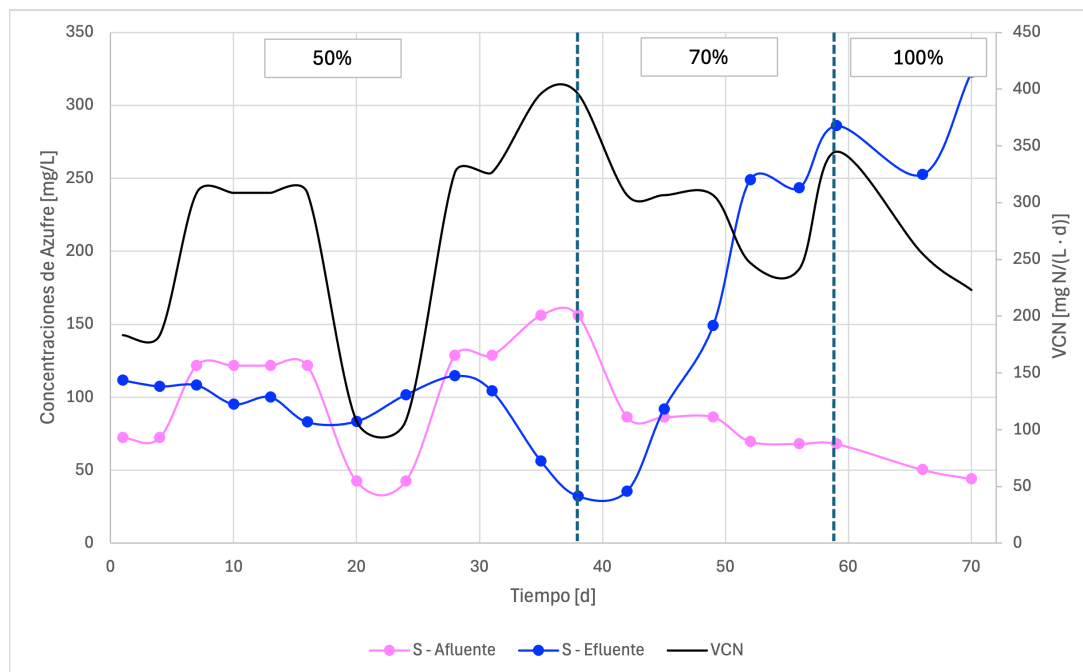


Figura 14: Concentraciones de azufre calculadas a partir de las concentraciones de sulfuro en el afluente y sulfato en el efluente durante la operación del reactor UAF, incluyendo la evolución de la VCN. Los valores se expresan en [mg S/L], considerando el contenido de azufre de cada compuesto según su peso molecular.

Por otro lado, la Figura 15 muestra el comportamiento de las concentraciones de sulfuro tanto en el afluente como en el efluente del reactor, junto con las concentraciones de sulfato generadas. Durante la implementación del régimen de alimentación escalonado, la remoción de azufre mostró poca variación, mostrándose un leve aumento en el cambio en las concentraciones de alimentación de nitrito y nitrato, con una eficiencia mínima de 84,23 % durante el período mencionado, lo que evidencia una remoción eficiente del contaminante pese a las variaciones operativas. Sin embargo, cabe destacar que las concentraciones finales de sulfuro y sus porcentajes de remoción podrían estar subestimados debido a la naturaleza volátil del H_2S , por lo que parte del sulfuro puede haberse perdido por volatilización o por oxidación antes de la medición.

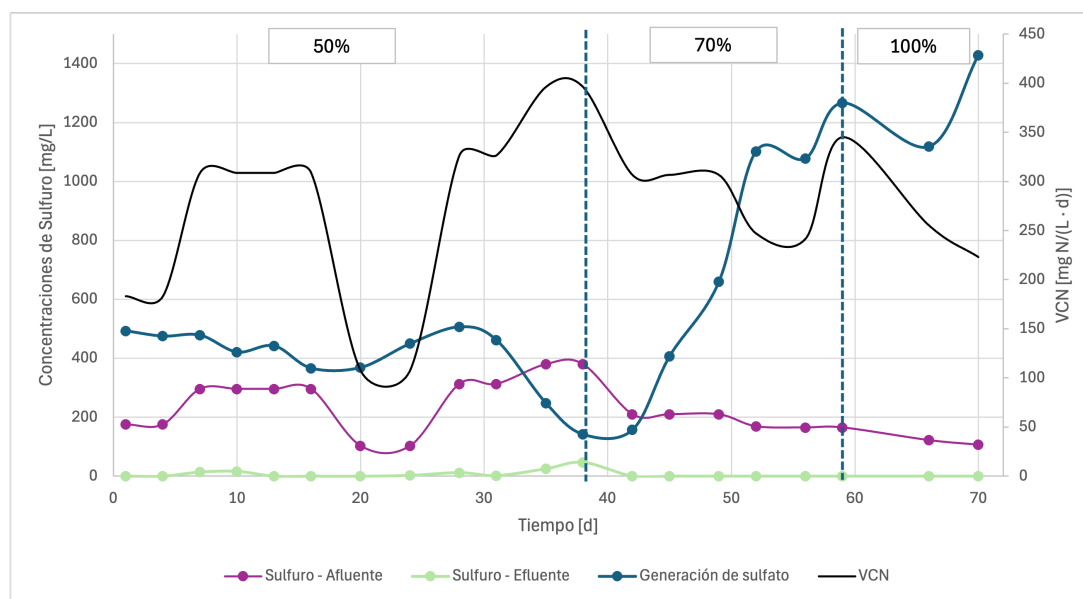


Figura 15: Concentraciones de sulfuro en el afluente y efluente, junto con la generación de sulfato a distintas VCN en la operación del UAF. El gráfico indica además el porcentaje de alimentación proveniente del CSTR.

4.3.3. Materia orgánica

El afluente sintético se preparó incorporando acetato de potasio (CH_3COOK) como fuente de carbono orgánico, que actúa como donante de electrones para las bacterias desnitrificantes heterótrofas, junto con bicarbonato de sodio (NaHCO_3) para aportar carbono inorgánico, favorecer el crecimiento bacteriano y mantener la alcalinidad del medio. Las concentraciones de carbono orgánico total (TOC) fueron determinadas mediante un analizador Multi N/C 3100. En la Figura 16 se presenta el gráfico que muestra las concentraciones de TOC tanto en el afluente como en el efluente del sistema. Las variaciones en la concentración de carbono orgánico en el afluente se atribuyen a su dependencia directa de la carga nitrogenada proveniente del reactor CSTR, manteniéndose a lo largo de su operación constante la relación carbono - nitrógeno (C/N) en 0,78.

A pesar de las fluctuaciones en el afluente, se observó una reducción significativa en la concentración de acetato que se tradujo en niveles bajos de TOC en el efluente, llegando incluso a valores cercanos a cero.

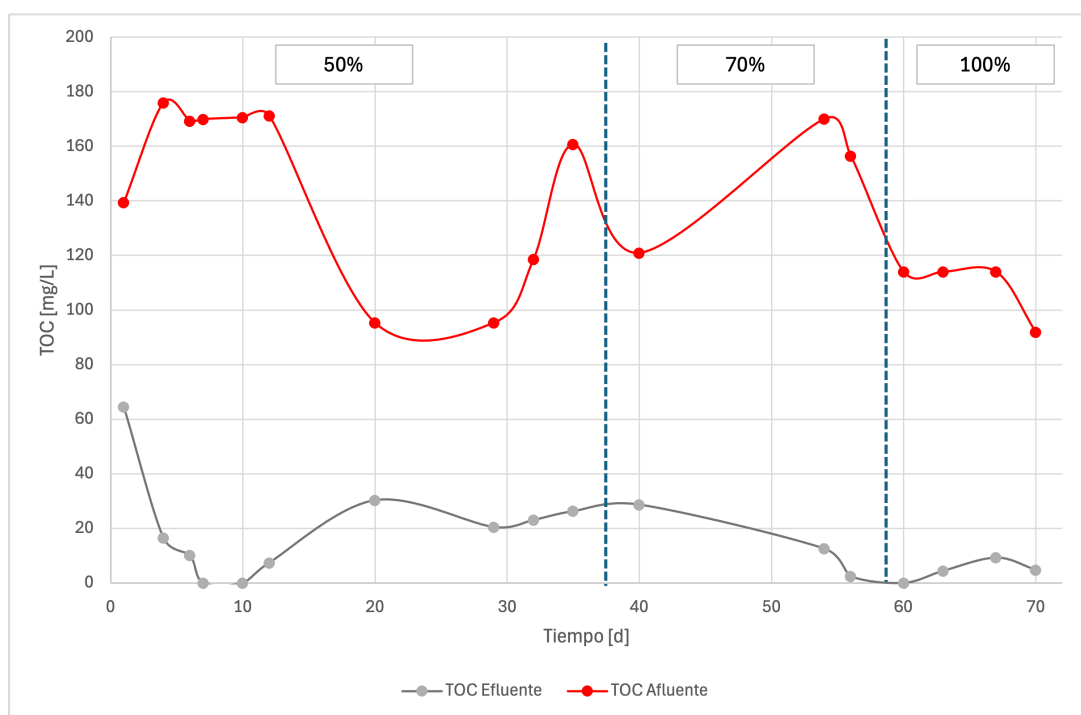


Figura 16: Concentraciones de carbono orgánico durante la operación del reactor UAF bajo los distintos porcentajes de alimentación provenientes del CSTR.

Sin embargo, a partir del día 20, el efluente mostró un aumento en la concentración de carbono, con un promedio de 25,8 [mg/L]. Este comportamiento es similar al observado con el azufre y coincide con el cambio en la principal forma de nitrógeno en la alimentación, que pasó de nitrato a nitrito debido a la nitrificación parcial lograda en el reactor CSTR. Este cambio implicó que las bacterias heterótrofas debieran adaptarse a nuevas condiciones del proceso, y una vez lograda esta adaptación, las concentraciones de carbono volvieron a estabilizarse cerca de cero. Esto indica que el sistema logró una remoción eficiente del carbono orgánico, con un promedio del 87,92 % de remoción, evidenciando la efectiva utilización del acetato por la comunidad bacteriana para sus procesos metabólicos.

5. Conclusiones y Recomendaciones

La implementación de un sistema secuencial CSTR–UAF permitió integrar procesos biológicos de nitrificación parcial y desnitrificación mixotrófica para el tratamiento de aguas residuales con compuestos nitrogenados. A partir de la evaluación del desempeño del sistema, se establecen las siguientes conclusiones y recomendaciones.

5.1. Conclusiones

- Se evidenció una activación de las bacterias nitrificante alcanzándose promedios de 482,14 mg/L de nitrato y una biomasa de 7027 mg SSV/L.
- En la operación del reactor CSTR, el control del tiempo de retención hidráulico (TRH) y de la velocidad de carga de nitrógeno (VCN) fueron determinantes para inducir nitrificación parcial.
- Se logró estabilizar el proceso con un TRH de 2 días con una media de 730,33 mg/L de nitrito y 290,84 mg/L de nitrato, indicando una nitrificación parcial sostenida, aunque no completa.
- Se favoreció la adaptación progresiva de la biomasa desnitrificante con lo que se alcanzó una remoción promedio de 92,23 % para nitrato y 97,70 % para nitrito, manteniendo concentraciones cercanas a cero de estos compuestos en el efluente.
- La remoción de sulfuro se mantuvo elevada durante toda la operación, con un promedio de 95,58 %, evidenciando una remoción eficiente del contaminante.
- El consumo de materia orgánica evidenció la actividad heterótrofa durante la desnitrificación, con una remoción promedio del 87,92 % de carbono orgánico total.

Finalmente, el sistema secuencial propuesto demostró ser funcional, alcanzando la remoción completa de los compuestos nitrogenados oxidados al final del tratamiento. Aunque mantener una nitrificación parcial presenta desafíos por su comportamiento no lineal, esta

condición es factible bajo TRH bajos. Asimismo, al estar seguida por una etapa de desnitrificación mixotrófica, ambas fases permiten optimizar el consumo de carbono y reducir los costos operacionales del proceso.

5.2. Recomendaciones

Evaluar tiempos de retención hidráulico menores a 2 días en el CSTR para potenciar la inhibición de la oxidación de nitrito a nitrato, ya que incluso con 2 días aún se detectaron concentraciones significativas de nitrato, lo que indica que no se alcanzó una nitrificación parcial completa.

Incorporar un sensor de nivel en el CSTR para garantizar el cumplimiento del volumen efectivo necesario, permitiendo mantener el tiempo de retención hidráulico y la velocidad de carga nitrogenada establecidos, así asegurar condiciones operacionales estables.

Implementar metodologías analíticas más avanzadas para la detección de compuestos intermedios en los procesos involucrados, como nitrógeno gaseoso, óxido nitroso, amoníaco libre, ácido nitroso libre y especies reducidas de azufre, los cuales no pudieron ser cuantificados en este estudio debido a limitaciones instrumentales. La identificación de estos compuestos es clave para comprender rutas metabólicas, evitar acumulaciones tóxicas e identificar posibles efectos inhibitorios, y de este modo, realizar balances de masa con mayor exactitud.

Debido a la alta reactividad del sulfuro de sodio, se recomienda su manipulación bajo campana de extracción y siguiendo protocolos de seguridad. Este compuesto puede liberar gases con olor desagradable e intenso al contacto con aire, humedad o soluciones ácidas, lo que puede generar molestias en otras áreas del laboratorio de operaciones unitarias si no se controla adecuadamente su ventilación, especialmente al trabajar con soluciones concentradas como en este caso.

6. Referencias

- Álvarez, F. (2025, enero). *Operación de un reactor de lecho fijo con zeolita para la desnitrificación mixotrófica. Evaluación de efecto del incremento de carga nitrogenada* [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- APHA. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd). American Public Health Association.
- Ávila, K. (2023). “*Enriquecimiento de microorganismos desnitrificantes auto trofos a partir de un lodo proveniente de una laguna anaerobia que trata purines de cerdo*” [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Baeza, E. (2022, noviembre). *Paper review: Contaminación por nitrógeno en diferentes cuerpos de agua.* https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/33830/1/PR.Contaminacion_N.pdf
- Barkhordari, D., Mathew, J., Haroun, B., Rehmann, L., Murthy, S., & Santoro, D. (2025). *Wastewater Denitrification with Solid-Phase Carbon: A Sustainable Alternative to Conventional Electron Donors. Nitrogen*, 6(2), 22. <https://doi.org/10.3390/nitrogen6020022>
- Bellenger, A. (2023). “*Enriquecimiento y puesta en marcha de un sistema SBR para evaluar el efecto de la zeolita como soporte microbiano en la eliminación de nitrógeno amoniacal mediante el proceso de nitrificación parcial.*” [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Bhatia, S. K. (2017). *Microbial production of volatile fatty acids - current status and future perspectives.* <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9431-4>
- Boning y Xu Ligang. (2025). *Enhancement of Sulfur Autotrophic Denitrification by Solid-State Carbon Source PHBV for Nitrate Removal of Aquaculture Wastewater. Processes*, 13(1), 265. <https://doi.org/10.3390/pr13010265>
- Camacho, A. G., Macías López, M. G., Ortega-Montes, F. I., & Magaña Magaña, J. E. (2024). Evaluación económica de tres tratamientos de zeolita natural en el cultivo de chile jalapeño (*Capsicum annuum*). *Revista Biológico Agropecuaria Turpan*, 12(1), 88-92. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v12i1.544>
- Campos, J., Vázquez-Padín, J., Fernández, I., Fajardo, C., Seca, I., Mosquera-Corral, A., & Pampín, R. (2023). Procesos avanzados de eliminación de nitrógeno: nitrificación parcial, Anammox, desnitrificación autótrofa. En *Procesos avanzados de eliminación de nitrógeno*. Universidade de Santiago de Compostela.
- Campoverde, M. G. (2018). *Diseño, simulación y comparación de tres controladores predictivos: control predictivo generalizado, control por matriz dinámica y predictor de Smith robusto, aplicados a un*

- reactor de agitación continua y un tanque de mezclado con retardo. <https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/19791/1/CD-9201.pdf>
- Cerón y Aristizábal. (2012). *Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. Revista Colombiana de Biotecnología*, 14 (1), 285-295. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-34752012000100026
- Claros, J. A. (2012). *Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal* [Tesis doctoral]. Universidad Politécnica de Valencia. <https://www.upv.es>
- Córdoba, M. D. C. (2016). *Evaluación de filtros anaerobios de flujo ascendente en la remoción de DBO5 y DQO utilizando diferentes materiales reciclables como medio filtrante en la Universidad de Nariño* [Proyecto de grado, Universidad de Nariño, Facultad de Ciencias Agrícolas, Programa de Ingeniería Ambiental].
- Cortés, A. A. (2023). *Remoción de compuestos nitrogenados presentes en purines a través de nitrificación-desnitrificación simultánea en un reactor secuencial batch utilizando zeolita como soporte y estrategia step-feed* [Tesis para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental y al grado académico de Magíster en Ciencias de la Ingeniería Química]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Energía en Chile. (2024). *El 88 % del consumo de agua se destina a fines agrícolas*. <https://energiaenchile.cl/el-88-del-consumo-de-agua-se-destina-a-fines-agricolas/>
- Gabarró, J., Ganigué, R., Gich, F., Ruscalleda, M., Balaguer, M. D., & Colprim, J. (2013). *Effect of temperature on AOB activity of a partial nitrification SBR treating landfill leachate with extremely high nitrogen concentration. Bioresource Technology*, 130, 622-627. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S096085241201348X>
- Galván, M. M. (2018). *Eliminación de nitrógeno de aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza* [Tesis de Maestría en Ciencia y Tecnología con opción terminal en Ingeniería Ambiental]. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C. (CIDETEQ).
- Galvis, S. A. A. (2019). *Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente de Una y Varias Fases en el Tratamiento de Aguas Residuales de los Rellenos Sanitarios Guayabal (Cucuta) - Cortada (Pamplona)* [Trabajo de grado para optar el título de Ingeniería Ambiental].
- Garrido, M. (2014). *“Obtención De Biomasa Enriquecida En Bacterias Desnitrificantes Autótrofas Y Formación De Biopelícula Sobre Zeolita Natural Chilena Como Soporte”* [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- González, I. (2024). *Puesta en marcha de reactor UAF para desnitrificación autótrofa-heterótrofa simultánea* [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental]. Universidad Técnica Federico Santa María.

-
- Gopinath, N., G., M., & Francis, J. (2021). Upflow Anaerobic Filter for the Treatment of Wastewater from a Natural Rubber Latex Concentration Unit. *Nature Environment and Pollution Technology*, 20(4), 1685-1693. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.v20i04.032>
- Guerrero, L., Huiliñir, C., Montalvo, S., & Barahona, A. (2018). Tratamiento Anaerobio de Residuos: Fundamentos y Avances en la Producción de Biogás.
- Hurtado, F., Kaiser, A., & Zamora, B. (2015). Fluid dynamic analysis of a continuous stirred tank reactor for technical optimization of wastewater digestion. *Water Research*, 71, 282-293. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.053>
- Jaramillo y Tamayo. (2019). *Evaluación de la Producción de Biogás a partir de Lodos Residuales Recolectados de una PTAR, en un Reactor de la Pontificia Universidad Javeriana* [Proyecto Integral de Grado]. Fundación Universidad de América. <https://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/7389/1/6141293-2019-1-IQ.pdf>
- Kordala, N. (2024). Propiedades de la zeolita, métodos de síntesis y aplicaciones seleccionadas. *Moléculas*, 29(5), 1069. <https://doi.org/10.3390/molecules29051069>
- Li, P., Wang, S., Peng, Y., Liu, Y., & He, J. (2015). The synergistic effects of dissolved oxygen and pH on NO production in biological domestic wastewater treatment under nitrifying conditions. *Environmental Technology*, 36(13), 1623-1631. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.1002862>
- Martínez, B. R. (2021). *Modelado, Simulación y Control de un Reactor de Tanque Agitado Continuo (CSTR) como Herramienta Didáctica para Control de Procesos* [Trabajo de Integración Curricular]. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/16723/1/96T00650.pdf>
- Méndez, R. J., Campos, J. L., Mosquera, A., Fernandez, I., Figueroa, M., & Palmeiro, T. (2020). Desnitrificación autotrófica con azufre elemental [Grupo de Biotecnología Ambiental, Universidad de Santiago de Compostela].
- Mery, C. d. P. (2011). *Eliminación biológica de compuestos nitrogenados utilizando un reactor de lecho fluidizado con zeolita como soporte* [Tesis de Magíster en Ciencias de la Ingeniería Química]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Metcalf, L., & Eddy, E. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th). McGraw-Hill Education.
- Muñoz, C. d. P. (2015). *Operación de un reactor anaerobio de lecho fijo desnitrificante autótrofo para la remoción simultánea de azufre y nitrógeno a partir de nitrato* [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental]. Universidad Técnica Federico Santa María.
- Naciones Unidas. (2019). *The United Nations World Water Development Report*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367306>
-

-
- Naciones Unidas. (2024). The Sustainable Development Goals Report 2024: Goal 6 – Clean Water and Sanitation. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2024/Goal-06/>
- ONU. (2022). Conferencia de las Naciones Unidas para Apoyar la Implementación del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14: Luchar contra la Contaminación Marina.
- Palacios, M. (2023). *Estudio de la Influencia de la Fuente de Azufre y de la Relación S/N en la Desnitrificación Simultánea Heterótrofa-Autótrofa* [Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico].
- Pereira da Silva, J. C., Tonetti, A. L., Leonel, P. P., & Costa, A. (2015). Denitrification on upflow-anaerobic filter filled with coconut shells. *Ingeniería Ecológica (Ecological Engineering)*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.007>
- Ramírez, J. J., Oltheua-López, O., Cuervo-López, F. M., & Texier, A.-C. (2023). Diversidad y flexibilidad metabólica de consorcios nitrificantes y desnitrificantes usados en el tratamiento de aguas residuales. *Hidrobiológica*, 33(3). <https://doi.org/10.24275/khra1340>
- Reusch, W. (2023). *Oxidation States of Nitrogen* [Virtual Textbook of Organic Chemistry].
- Rivera, P. (2016). Laboratorio de tratamiento de Riles – Protocolos de Trabajo [Universidad Técnica Federico Santa María].
- Shourjeh, M. S., Kowal, P., Lu, X., Xie, L., & Drewnowski, J. (2021). Development of Strategies for AOB and NOB Competition Supported by Mathematical Modeling in Terms of Successful Deammonification Implementation for Energy-Efficient WWTPs. *Processes*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/pr9030562>
- Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). (2021). *Guía para la Gestión de Residuos Industriales Líquidos (RILES)*. <https://portal.sma.gob.cl/riles/Guia%20RILES%200542021.pdf>
- Velasco, A., Álvarez, J., & Solar, R. (2011). Control múltiple entrada una salida (MISO) de un CSTR. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 10(2), 321-331. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rmiq/v10n2/v10n2a16.pdf>
- Wan, C., Yang, X., Lee, D.-J., Sun, S., Liu, X., & Zhang, P. (2014). Influence of Hydraulic Retention Time on Partial Nitrification of Continuous-Flow Aerobic Granular-Sludge Reactor. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.005>
- Wang, D., Wang, Q., Laloo, A., Xu, Y., Bond, P. L., & Yuan, Z. (2016). Achieving Stable Nitritation for Mainstream Deammonification by Combining Free Nitrous Acid-Based Sludge Treatment and Oxygen Limitation. *Scientific Reports*, 6, 25547. <https://doi.org/10.1038/srep25547>
- Wang, J., Yang, H., Liu, X., & Chang, J. (2020). The impact of temperature and dissolved oxygen (DO) on the partial nitrification of immobilized fillers, and application in municipal wastewater. *RSC Advances*, 10(61), 37194-37201. <https://doi.org/10.1039/d0ra05908k>
-

- Zeolita del Maule. (2023). Información técnica del producto [Material institucional]. <https://www.zeolitadelmaule.com>
- Zhang, J., Wang, J.-F., Qi, Z.-K., Qian, F.-Y., Liu, W.-R., Wang, W., & Shen, C. (2020). Impact of Hydraulic Retention Time on Performance of Partial Nitrification Granular Sludge in Continuous Stirred-Tank Reactor. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(26), 32480-32488. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32608687/>
- Zhao, H., Guo, Y., Wang, Q., Zhang, Z., Wu, C., Gao, M., & Liu, F. (2022). The Summary of Nitrification Process in Mainstream Wastewater Treatment. *Sustainability*, 14(24), 16453. <https://doi.org/10.3390/su142416453>
- Zhou, H., & Xu, G. (2019). Integrated effects of temperature and COD/N on an up-flow anaerobic filter-biological aerated filter: Performance, biofilm characteristics and microbial community. *Biore-source Technology*, 293, 122004. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122004>

Anexos

A. Procedimientos de análisis

Los siguientes procedimientos han sido adaptados de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

A.1. Determinación de Amonio

Reactivos

- Solución de fenol.
- Nitroprusiato de sodio.
- Citrato alcalino.
- Hipoclorito de sodio.
- Solución oxidante: Mezcla de 100 [mL] de citrato alcalino con 25 [mL] de hipoclorito de sodio.

Procedimiento

Este método se basa en la formación de indofenol, un compuesto azul intenso que es proporcional a la cantidad de amonio presente en la muestra analizada. Este está formado por la reacción de amonio con hipoclorito y fenol, catalizado por nitroprusiato de sodio. Transferir un volumen de muestra ajustado según su concentración de amonio a un matraz Erlenmeyer. Añadir 1 [mL] de solución de fenol, luego 1 [mL] de solución de nitroprusiato de sodio y finalmente 2,5 [mL] de solución oxidante, agitando bien después de cada adición. Cubrir el matraz con Parafilm y dejar reposar la mezcla a temperatura ambiente, en un lugar con luz tenue, durante al menos una hora. Preparar un blanco utilizando agua destilada en lugar de muestra y medir la absorbancia a 635 [nm].

Utilizar un espectrofotómetro UV-Vis para medir las absorbancias de la mezcla y posteriormente determinar la concentración de amoníaco, comparando su absorbancia con la curva estándar.

A.2. Determinación de Nitrito

Reactivos

- Ácido fosfórico.
- Sulfanilamida.
- Dihidrocloreuro de N-(1-naftil)-etilendiamina.

Procedimiento

Este método se basa en la formación de un colorante púrpura rojizo a un pH de 2 a 2,5 mediante el acoplamiento de sulfanilamida diazotizada con dihidrocloreuro de N-(1-naftil)-etilendiamina (dihidrocloreuro de NED).

Preparación solución reactiva de nitrito: 100 [mL] de ácido fosfórico más 10 [g] de sulfanilamida. Disolver y agregar 1 [g] de dihidrocloreuro de N-(1-naftil)-etilendiamina y aforar a 1 [L] en una botella ámbar. Mantener la solución refrigerada.

Aforar un volumen determinado de muestra ajustado según concentración de nitrito en un matraz aforado de 50 [mL]. Agregar 2 [mL] de la solución reactiva a la muestra. Medir absorbancia a 543 [nm] una vez transcurridos 10 minutos.

A.3. Determinación de Nitrato

Reactivos

- Ácido clorhídrico con concentración 1M.

Procedimiento

La determinación de nitrato se realiza midiendo la absorbancia UV a 220 [nm]. Como la materia orgánica también absorbe a 220 [nm] pero no a 275 [nm], se efectúa una segunda medición a 275 [nm] para corregir la interferencia y obtener un valor preciso de nitrato.

Aforar un volumen determinado de muestra ajustado según concentración de nitrito en un matraz aforado de 25 [mL]. Agregar 0,5 [mL] de ácido clorhídrico al matraz con la muestra a analizar y homogeneizar. Medir absorbancia a 220 [nm] para obtener lectura de nitrato y a 275 [nm] para determinar interferencia de materia orgánica en la muestra.

A.4. Determinación de SST y SSV

Para la determinación de los SST, introducir el filtro de vidrio en el embudo para filtrar. Aplicar vacío y lavar tres veces el filtro con agua destilada, eliminando todo rastro de agua. Transferir el filtro a una placa de pesaje e introducir en un horno entre 103 y 105 [°C] durante 1 hora. Enfriar el filtro en un desecador y pesar. Repetir el ciclo de secado en el horno, el enfriamiento y el pesaje hasta obtener un peso constante. Seleccionar un volumen de muestra que produzca entre 2,5 y 200 [mg] de residuo seco. Si la filtración completa demora más de 10 minutos, aumentar el diámetro del filtro o reducir el volumen de la muestra. Introducir el filtro previamente pesado en el embudo para filtrar. Revolver la muestra a analizar con un agitador magnético para homogenizar y pipetear el volumen seleccionado al filtro de vidrio. Pipetear un punto medio entre la profundidad y la distancia entre el vórtice y la pared. Retirar el papel filtro del embudo para filtrar, transferir a una placa de pesaje e introducir al horno entre 103 y 105 [°C] durante 1 hora. Enfriar el filtro en un desecador y pesar. Repetir el ciclo de secado en el horno, el enfriamiento y el pesaje hasta obtener un peso constante. El cálculo de las concentraciones de SSV se encuentra en la Ecuación 1

Posteriormente, para la determinación de SSV, introducir el residuo obtenido al determinar los sólidos suspendidos totales en un horno de mufla a 550 [°C]. Enfriar el filtro parcialmente a temperatura ambiente hasta poder transferirlo a un desecador. Pesar el filtro cuando la temperatura esté equilibrada. Repetir el ciclo de incinerado en el horno, enfriamiento y pesaje hasta obtener un peso constante. El cálculo se muestra en la Ecuación 2

$$\text{Sólidos suspendidos totales (SST)} \left[\frac{\text{mg SST}}{L} \right] = \frac{(A - B) \cdot 1000}{V} \quad (1)$$

Donde:

- A : Peso del filtro + residuo seco [mg]
- B : Peso del filtro [mg]
- V : Volumen de la muestra [L]

$$\text{Sólidos suspendidos volátiles (SSV)} \left[\frac{\text{mg SSV}}{\text{L}} \right] = \frac{(A - B) \cdot 1000}{V} \quad (2)$$

Donde:

- A : Peso del filtro + residuo antes de la ignición [mg]
- B : Peso del filtro + residuo después de la ignición [mg]
- V : Volumen de la muestra [L]

A.5. Determinación de Sulfato

Reactivos

- Solución acondicionadora de sulfato
- Cloruro de bario dihidratado
- Solución trazable de sulfatos

Procedimiento

Para preparar la solución acondicionadora de sulfato, primero agregar 300 [ml] de agua destilada, luego 30 [ml] de ácido clorhídrico concentrado, 100 [ml] de alcohol isopropílico y 75 [g] de NaCl. Finalmente, añadir 50 [ml] de glicerol, mezclar bien y completar con agua destilada hasta un volumen total de 500 [ml].

Diluir una cantidad adecuada de la muestra en agua ultra pura en un vaso precipitado de 100 [mL]. Añadir cloruro de bario, y las soluciones especificadas en los reactivos. La medición se realiza mediante espectrofotometría a 420 [nm].

A.6. Determinación de Sulfuro

Reactivos

- Solución Buffer antioxidante de sulfuro (SAOB)

Procedimiento

Para la medición de sulfuro en la muestra, inicialmente se agregan 12,5 [ml] al matraz aforado de 25 [ml], luego se añade la muestra, que puede variar entre 1 y 10 [ml] según lo necesario, y se afora. Posteriormente, se transfiere al vaso precipitado de 100 [ml] y se agita a intensidad media. Finalmente, se mide con el electrodo HI 4115, que indica los ppm de sulfuro presentes en la muestra.

B. Porcentaje de oxidación de amonio - CSTR

La oxidación de amonio en la nitrificación corresponde a la conversión del ion amonio presente en la entrada del reactor a formas oxidadas, principalmente nitrito y nitrato, en la salida. Esta transformación es un indicador del rendimiento del reactor, y su porcentaje se calcula comparando la diferencia de concentración de amonio entre la entrada y la salida respecto a la concentración inicial, como se expresa en la siguiente ecuación:

$$\%Oxidación_{NH_4^+} = \frac{\Delta NH_4^+}{NH_4^+_{in}} = \frac{NH_4^+_{in} - NH_4^+_{out}}{NH_4^+_{in}} \quad (3)$$

Este porcentaje refleja la eficiencia con la que el reactor CSTR está logrando la oxidación del amonio durante el proceso de nitrificación. En la Figura 17, se presenta el comportamiento de la oxidación del amonio en el reactor CSTR.

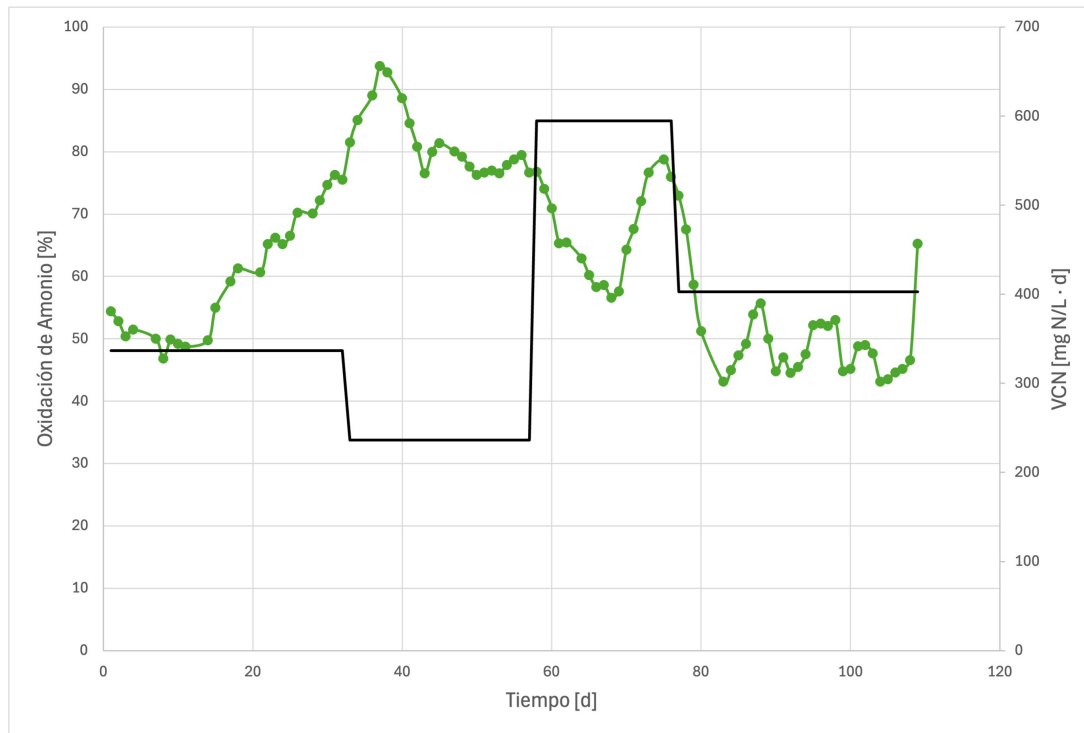


Figura 17: Porcentaje Oxidación de amonio - CSTR

C. Porcentaje de oxidación de nitrito - CSTR

La oxidación de nitrito es la segunda etapa crucial de la nitrificación, en la cual el ion nitrito, generado a partir de la oxidación del amonio, es transformado en nitrato por bacterias nitrificantes específicas. En el reactor CSTR, se evaluó el porcentaje de oxidación de nitrito, calculado como la relación entre el nitrato producido y el amonio inicial, como se muestra en la Ecuación 4, lo que se refleja en la Figura 18.

$$\%Oxidación_{NO_2^-} = \frac{NO_3^-_{out}}{NH_4^+_{in}} \quad (4)$$

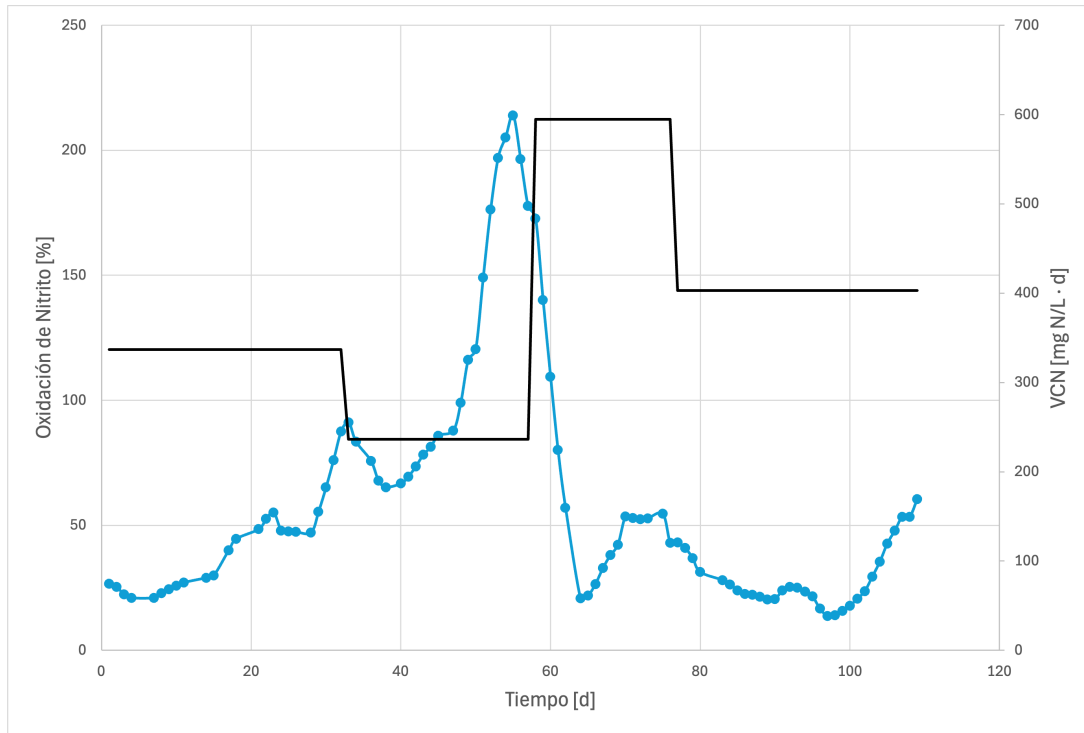


Figura 18: Porcentaje Oxidación de nitrito - CSTR

D. Cálculo amoniaco libre

Relación empírica utilizada para estimar la concentración de amoniaco libre en función del pH, la temperatura y la concentración total de amonio (expresado como nitrógeno), se presenta en la siguiente ecuación:

$$FA \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{[NH_4 - N] \cdot 10^{pH}}{10^{pH} + \exp \left(\frac{6344}{273+T} \right)} \quad (5)$$