



UNIVERSIDAD DE PLAYA ANCHA

FACULTAD DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA INGENIERIA PARA LA
SOSTENIBILIDAD

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Efecto de la salinidad en la nitrificación para el tratamiento de aguas residuales urbanas

Proyecto de Título II

Para Optar al Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Y al Grado de Académico de Licenciado en Ciencias de la Ingeniería.

IGNACIA ALEXANDRA TORO ARAYA

Universidad de Playa Ancha

Profesora Guía: Dra. Marisol Belmonte Soto

Valparaíso, Chile

2022

INDICE

DEDICATORIA.....	5
AGRADECIMIENTO.....	6
RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. PROBLEMÁTICA.....	11
3. OBJETIVOS.....	14
3.1 Objetivo principal	
3.2 Objetivos en específicos	
4. MARCO TEÓRICO.....	15
4.1 ¿Por qué se debe eliminar el nitrógeno desde las aguas residuales?.....	15
4.2 ¿Qué procesos se aplican para eliminar el nitrógeno desde las aguas residuales?.....	16
4.3 Proceso convencional en la eliminación del nitrógeno.....	18
4.4 Cinética de la nitrificación.....	20
4.5 Parámetros cinéticos de crecimiento microbiano.....	21
4.6 Factores que afectan a la nitrificación	22
4.7 Nitrificación parcial aplicada para la eliminación del nitrógeno En la línea de agua.....	27
4.8 Tecnologías empleadas para aplicar el proceso de nitrificación Parcial.....	28
5. MARCO JURÍDICO.....	32
6. METODOLOGÍA DE TRABAJO.....	32
6.1 Caracterización fisicoquímica de las aguas a estudiar.....	32
6.2 Inóculo.....	35
6.3 Descripción y condiciones operativas de los reactores.....	35
6.4. Métodos Analíticos.....	38
6.5. Cálculos.....	39
7 RESULTADO Y DISCUSIÓN	41
7.1 Comportamiento de los sólidos en los reactores de lodos	41

7.2. Comportamiento de los compuestos nitrogenados en ambos reactores.....	42
7.2.1. Compuestos inhibidores.....	45
7.2.2. Concentración de oxígeno disuelto y pH.....	49
7.2.3 Eficiencia de operación de ambos reactores en la eliminación de nitrógeno	51
7.2.4. Concentración de nitrito y nitrato según la incorporación de salinidad en el reactor 2.....	52
8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	55
9. BIBLIOGRAFÍA	56

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Rendimiento de las bacterias nitrificantes y desnitrificantes.....	20
Tabla 2. Valores teóricos de los parámetros de modelos usados como valores o estimaciones iniciales para la estimación de parámetros y sus cotas o valores máximos inferiores y superiores.....	21
Tabla 3. Normas de emisión para contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a diferentes cuerpos de agua	31
Tabla 4. Composición agua residual sintética.....	33
Tabla 5. Caracterización del agua de mar proveniente de la Playa Las Torpederas, en el Sector de Playa Ancha	34
Tabla 6. Descripción de los parámetros a estudiar.....	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Unidades principales de lodos activados.....	29
Figura 2. a) Reactor de lodos activados, b) bomba peristáltica.	35
Figura 3. Bomba de aireación.....	36
Figura 4. Reactor convencional flujo continuo	36
Figura 5. <i>Comportamiento de los sólidos en al interior de los reactores</i>	42

Figura 6. Evolución de la velocidad de carga nitrogenada ($\text{mg/L} \cdot \text{d}$) de los reactores	43
Figura 7. Evolución del Tiempo de retención hidráulico (TRH) en los reactores...	43
Figura 8. Evolución del nitrógeno en concentración (mg/L) versus tiempo en R1..	44
Figura 9. Evolución del nitrógeno en concentración (mg/L) versus tiempo según diferentes etapas en el R2.....	45
Figura 10. Evolución de la concentración de NH_3 libre (FA) en el periodo de operación tanto para R1 y R2.....	46
Figura 11. Evolución de la concentración de ácido nitroso libre HNO_2 (FNA) en los sistemas de flujo continuo.....	47
Figura 12. Evolución de la velocidad de carga nitrogenada ($\text{mg/L} \cdot \text{d}$) según el amonio libre (mg/L) que se encontraba en el sistema de flujo continuo.....	48
Figura 13. Evolución de la concentración de ácido nitroso libre HNO_2 (FNA) en los sistemas de flujo continuo.....	48
Figura 14. Evolución del pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L) en el medio líquido durante el ciclo de operación	50
Figura 15. Evolución del pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L) en el medio líquido durante el ciclo de operación según las diferentes etapa.....	50
Figura 16. Evolución de la eficiencia de amonio en el medio líquido durante el ciclo de operación de ambos reactores	51
Figura 17. Concentración de nitrito nitrato a la entrada y salida del R2 según porcentaje de salinidad durante el ciclo de operación	53

DEDICATORIA

Esta tesis está dedicada a mi madre Gloria Araya Caimanque, mi padre Pedro Toro Carvajal y sobre todo a mi hermano Víctor González Araya quien estuvo siempre preocupado y atento si me faltaba algo. De hecho, lo sentí como un segundo papá.

Les doy las gracias por enseñarme que con esfuerzo perseverancia y amor se puede lograr muchas cosas. Gracias a toda mi familia por darme esas palabras de aliento y apoyo pues muchas veces las necesitaba.

Finalmente quiero dedicar esta tesis a mi sobrina Fabiola Velásquez González pues siempre estuvo ayudándome con algunas cosas

Los quiero a todos y espero disfrutar con ustedes esta etapa siguiente etapa.

Se firme en tus actitudes y perseverante en tus ideas.

Pero se paciente, no

Pretendiendo que todo llegue de inmediato.

Haz tiempo para todo, y todo lo que es tuyo,

vendrá a tus manos

En el momento oportuno.

M Gandhi

AGRADECIMIENTO

Las actividades experimentales de este estudio fueron realizadas en el Laboratorio de Biotecnología Medio Ambiente e Ingeniería (LABMAI) del Departamento de Ciencias de la Ingeniería para la Sostenibilidad de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Playa Ancha, con la colaboración de María Ignacia Álvarez y de la Sra. Natalia Meza. Para esta tesis también se contó con la colaboración de Claudia Cano, personal técnico del HUB AMBIENTAL UPLA, así como algunos equipamiento e infraestructura del HUB.

Esta Tesis fue financiada por el Proyecto FONDECYT de Iniciación N°11190498 de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID), cuya Investigadora Principal es la Dra. Marisol Belmonte Soto.

RESUMEN

Para solucionar la problemática del nitrógeno presente en las aguas residuales se ha potenciado la primera etapa del proceso de nitrificación (oxidación del amonio hasta nitrito) el cual logra transformar en casi un 50% el amonio a nitrito. Pero a concentraciones bajas de amonio (menor a 100 mg NH_4^+/L) y a temperaturas menores a 25°C se dificulta el proceso.

Dicho lo anterior el objetivo general del presente estudio fue evaluar de manera preliminar la eficiencia de oxidación del amonio a nitrito al tratar un agua residual urbana con alta salinidad a temperatura ambiente, mediante la operación de dos reactores de lodos activados en continuo a escala de laboratorio.

Para ello se utilizó un agua residual urbana sintética como fuente de nitrógeno, y agua de mar como fuente de salinidad. Un reactor (R1) fue alimentado sólo con agua residual urbana sintética, mientras que un segundo reactor (R2) se le añadió a la alimentación agua de mar. Ambos reactores fueron inoculados con biomasa nitrificante para asegurar el proceso. Al reactor 2 se le añadió paulatinamente un porcentaje de agua de mar en la alimentación para evaluar el efecto de la salinidad en el proceso.

La eficiencia de oxidación del amonio en ambos reactores fue alta presentando resultados para el R1 de 98,9% y para el R2 de 93,3%. Este último resultado se debe a que el reactor estuvo a constantes cambios. Pero luego de la última etapa en la que se incorporó una nueva concentración de salinidad presenta un promedio de 98,8%.

Los resultados en cuanto a la eficiencia de oxidación del amonio a nitrito mostraron que si bien en ambos reactores no se logra obtener grandes concentraciones de nitrito a la salida. La salinidad en el R2 en la etapa VII permite que salga una menor cantidad de nitrato. Lo cual significa que oxida menos cantidad de nitrito en comparación al R1.

En conclusión, se puede decir que la salinidad generó estabilidad al oxidar una menor cantidad de nitrito. Sin embargo, no es suficiente para acumular nitrito en grandes cantidades y así permitir la nitrificación parcial

ABSTRACT

To solve the problem of nitrogen present in wastewater, the first stage of the nitrification process (oxidation of ammonium to nitrite) has been enhanced, which manages to transform almost 50% of the ammonium into nitrite. But at low concentrations of ammonium (less than 100 mg NH_4^+ /L) and at temperatures below 25°C, the process is difficult.

That said, the general objective of this study was to preliminarily evaluate the efficiency of oxidation of ammonium to nitrite when treating urban wastewater with high salinity at room temperature, through the operation of two continuous activated sludge reactors at laboratory scale. .

For this, a synthetic urban wastewater was used as a source of nitrogen, and seawater as a source of salinity. One reactor (R1) was fed with only synthetic urban wastewater, while a second reactor (R2) was fed with seawater. Both reactors were inoculated with nitrifying biomass to ensure the process. A percentage of seawater was gradually added to reactor 2 in the feed to evaluate the effect of salinity on the process.

The ammonium oxidation efficiency in both reactors was high, presenting results for R1 of 98.9% and for R2 of 93.3%. This last result is due to the fact that the reactor was constantly changing. But after the last stage in which a new concentration of salinity was incorporated, it presents an average of 98.8%.

The results regarding the efficiency of oxidation of ammonium to nitrite showed that although in both reactors it is not possible to obtain high concentrations of nitrite at the outlet. The salinity in the R2 in stage VII allows a smaller amount of nitrate to come out. Which means that it oxidizes less amount of nitrite compared to R1.

In conclusion, it can be said that salinity generated stability by oxidizing a smaller amount of nitrite. However, it is not enough to accumulate nitrite in large quantities and thus allow partial nitrification.

1. INTRODUCCIÓN

Un agua se considera contaminada cuando se altera su composición, resultando menos apta para una o todas las funciones y propósitos para los que sería apropiada en su estado natural por lo que es necesario algún tipo de tratamiento. Respecto a lo anterior se tiene el caso de la antigua Grecia en la se dio cuenta que la ciudad no podía soportar tanta carga orgánica y se incrementaron los requisitos para tratamientos de aguas residuales como lo fue reducir la demanda de oxígeno (O_2).

Más tarde se empezaron eliminar los efectos nocivos del amonio (NH_4^+) introduciéndose la nitrificación, incorporando filtros percoladores para eliminar la carga orgánica y el amonio. Luego se implantó la digestión anaerobia para tratar los lodos primarios y los lodos producidos por los filtros percoladores (Henze et al., 2017).

Con referencia al nitrato (NO_3^-) en un principio se pensaba que era buena porque impedía la generación de condiciones anaerobias, sin embargo, la nitrificación en los filtros percoladores en invierno era muy difícil, por lo que existía la necesidad de eliminar la carga orgánica antes que la del nitrógeno (Henze et al., 2017).

Al pasar un tiempo se aplicó el modelo cinético de Monod, y se descubrió la estrecha relación que tenía la nitrificación con la velocidad máxima del crecimiento específico de los microorganismos autotróficos nitrificantes y se comprometió que el nitrato producido por la nitrificación puede ser utilizado por algunas bacterias heterótrofas en lugar de O_2 y convertirlo en gas de nitrógeno (N_2) (Henze et al., 2017). Lo anterior llevo que una parte no fuera aireada para permitir la des-nitrificación.

De este modo a medida que iba pasando el tiempo se incorporaron nuevas tecnologías y estudios que permitieron tener una mejora en los procesos de tratamientos de agua residuales pues en las etapas de estos se generaban dificultades.

En este sentido para llegar a una posible solución de los problemas que existían en aquella época, se realizaron análisis físico químico en los diferentes procesos de los tratamientos de las aguas residuales urbanas. Sin embargo, todavía surgen algunas inconveniencias al aplicar estos procesos a gran escala, como ocurre con la eliminación del nitrógeno en la línea de aguas de una planta de tratamiento de aguas servidas. Es por ello que a continuación se estudiará una de las variables que afecta específicamente la estabilidad del proceso de nitrificación parcial, la salinidad. Así como su efecto en la eficiencia de operación del proceso (oxidación de amonio a nitrato), para una posterior aplicación de una etapa Anammox para la formación de N_2 , a partir de aguas residuales urbanas (Loosdrecht,2017)

2. PROBLEMÁTICA

A lo largo de la historia todas las civilizaciones han requerido en mayor o menor grado tratamientos para las aguas contaminadas, existiendo diferentes elementos que han permitido su gestión, los cuales se basan en su factibilidad de aplicación y el tamaño de la población (López et al., 2019), en este sentido los sistemas de alcantarillado y las plantas de tratamiento de aguas residuales se hicieron más evidente en el siglo XX. Esto a pesar de ser considerados como un riesgo potencial para la salud, además de generar problemáticas por la presencia de malos olores en lugares urbanos (Henze et al., 2017). Si bien estos sistemas han sido eficientes para tratar las aguas residuales, eliminar patógenos, contaminantes orgánicos y nutrientes, las instalaciones requieren de una operación y de un mantenimiento apropiado, así como también de un buen entendimiento de los procesos involucrados (Henze et al., 2017).

Toda comunidad genera residuos sólidos y líquidos, la fracción líquida se denomina aguas residuales urbanas que corresponde al resultado de la mezcla de aguas domésticas con residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial (Zarza, 2019). Sus efectos en el ambiente están relacionados con la descarga de este tipo de residuos a ríos, considerando el caudal y el tamaño del cuerpo receptor. Por ende, en poblaciones grandes es necesario el tratamiento de estos vertidos, para que la carga contaminante cumpla con la normativa vigente del país, como lo exige la Ley N° 21.075, sobre recolección, regulación y disposición de aguas grises, cuyo objetivo es proteger la calidad del cauce receptor. Para ello, esto se logra en gran medida con el funcionamiento de las plantas de tratamiento que reducen, entre otros, la presencia de materia orgánica expresada como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos suspendidos totales (SST) o sólidos suspendidos volátiles (SSV), los microorganismos patógenos, además de elementos tales como fósforo (P) y nitrógeno (N) (Peña et al., 2018).

Para la eliminación del nitrógeno se necesita del proceso biológico de nitrificación, el cual es realizado con la ayuda de dos grupos de bacterias

quimioautótrofas, las que utilizan el carbono inorgánico para la síntesis celular y el nitrógeno inorgánico para la obtención de energía (Andrade et al., 2015). El primer grupo bacteriano son las bacterias oxidantes de amonio (BOA) encargada de la oxidación de amonio a nitrito (NO_2^-), mientras que el segundo grupo son las bacterias oxidantes de nitrito (BON), encargadas de oxidar el nitrito hasta nitrato (Andrade et al., 2015).

Las condiciones en las cuales se desarrollan ambos grupos de bacterias, difieren en cuanto a factores ambientales tales como: pH, temperatura y concentración de amoníaco (NH_3). Las BOA pueden tolerar un amplio rango de pH, desde 5 a 8, mientras que las BON toleran un pH entre 6-8. En relación a la temperatura las BOA pueden estar activas a bajas y altas temperaturas. Sin embargo, su temperatura óptima es de 30°C (Avendaño et al., 2019). Las BON pueden encontrarse activas a temperaturas sobre los 5°C y hasta los 39°C aproximadamente, siendo su temperatura óptima de 25°C (Van et al., 2019).

Así, la nitrificación mediante las bacterias BOA y BON logran transformar el nitrógeno, reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y malos olores entre otros (Loosdrecht, 2017).

Sin embargo, la principal problemática en la aplicación de la nitrificación en aguas residuales es que requieren de una gran cantidad de oxígeno alrededor de 4,33 mg por cada mg de NH_4^+ oxidado en el proceso (Sánchez y Sanabria, 2009), lo que implica un alto consumo de energía.

Para solucionar esta problemática se ha potenciado la primera etapa de nitrificación con el proceso de nitrificación parcial el cual logra transformar en casi un 50% el amonio a nitrito (Cárdenas y Sánchez, 2013). Esto permite reducir la producción de lodos, el requerimiento de O_2 y de materia orgánica, este último para la posterior aplicación del proceso de desnitrificación (Cárdenas y Sánchez, 2013).

No obstante, a concentraciones de amonio bajo (a $100\text{ mg NH}_4^+/\text{L}$) y temperaturas menores a 25°C hace que predomine en los sistemas de tratamientos las BON por sobre las BOA (van et al., 2019), por lo que hace que el nitrito se oxide hasta nitrato.

Se ha observado que la presencia de salinidad como el cloruro de sodio (NaCl) que puede estar presente en el agua residual a causa por ejemplo de infiltraciones de agua de mar en los sistemas colectores de PTAS en zonas costeras puede generar estabilidad en los procesos de nitrificación parcial (Giustinianovich et al., 2017).

Entonces en zonas costeras como Valparaíso donde la actividad antrópica y el cambio climático han incrementado la salinidad en este tipo de aguas residuales, que sumado a la potencial incorporación de plantas desaladoras para abastecer las ciudades costeras, cuyo principal residuo es el agua de rechazo con una elevada salinidad, ¿se puede dar la alternativa de un manejo combinado de aguas residuales para eliminar el nitrógeno?

De acuerdo a esto, el objetivo de este proyecto busca estudiar la estabilidad del proceso de nitrificación parcial en presencia de aguas residuales urbanas con alta salinidad a temperatura ambiente, a escala de laboratorio.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo principal

Evaluar la eficiencia de oxidación del amonio a nitrito al tratar un agua residual urbana con alta salinidad a temperatura ambiente, mediante la operación de dos reactores de lodos activados en continuo a escala de laboratorio.

3.2 Objetivos específicos

- Caracterizar mediante parámetros físicos-químicos un agua residual urbana proveniente del tratamiento secundario de una planta de aguas servidas (PTAS) y un agua de mar como fuente de salinidad en el proceso.
- Operar dos reactores de lodos activados para el tratamiento de un agua residual urbana con y sin salinidad a temperatura ambiente para la oxidación del amonio hasta nitrito
- Evaluar la eficiencia de operación de ambos reactores en la aplicación del proceso de nitrificación parcial

4. MARCO TEÓRICO

4.1 ¿Por qué se debe eliminar el nitrógeno desde las aguas residuales?

Se debe eliminar porque la presencia de nitrógeno en las aguas residuales ha sido siempre una fuente de problemas para la salud de las personas y del medio ambiente.

En el caso de las personas la ingesta principalmente de nitritos y, nitratos puede inducir efectos adversos. Se ha comprobado que bebés menores de cuatro meses que consuman agua con alto nivel de nitratos pueden llegar a contraer la enfermedad denominada metahemoglobinemia, manifestando los síntomas típicos de cianosis, taquicardia, convulsiones, asfixia, y por último la muerte (Cárdenas y Sánchez, 2013).

También se tiene evidencia científica que la ingesta de prolongada de nitratos y nitritos con el tiempo podría contribuir con el desarrollo de linfas y cáncer gástricos, infecciones con el tracto respiratorio, mal formaciones en recién nacidos, entre otros (Cárdenas y Sánchez, 2013). Incluso se tienen casos que la ingesta indirecta puede ocasionar trastornos fisiológicos, intoxicaciones e incluso la muerte de las personas (Cárdenas y Sánchez, 2013).

En el caso del medio ambiente, grandes concentraciones de nitrógeno, especialmente de amonio y nitrito pueden alcanzar niveles tóxicos que alteren la capacidad de los animales para sobrevivir, crecer y reproducirse. En caso que las especies tengan un contacto prolongado de nitrito pueden conducir a la muerte de las especies o reducen la habilidad de osmorregulación manifestándose en inhibición de los ciclos reproductivos (Cárdenas y Sánchez, 2013).

En este sentido, para proteger a los animales acuáticos de la toxicidad de los compuestos nitrogenados, varios criterios de calidad del agua han sido propuestos y recomendados concentraciones máximas dentro del rango 0,08-0,35 mg N-NO₂ /L para proteger a las especies más sensibles de la toxicidad de los iones nitrito durante exposiciones de corta duración (Camargo y Alonso, 2007). En el caso de

los iones nitrato, han propuesto un nivel máximo de 2 mg N-NO₃ /L para proteger a las especies más sensibles durante exposiciones prolongadas (Camargo y Alonso, 2007)

Por otro lado, la presencia de grandes concentraciones de N por sobre los 440 µg NTot/L pueden resultar en eutrofización de las zonas costeras (Camargo y Alonso, 2007). La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos ha considerado que niveles superiores a 760 µg NT/L puede resultar en eutrofización de ríos y lagos en muchas regiones del país (Camargo y Alonso, 2007)

La eutrofización se define como un proceso de deterioro de la calidad del agua, que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos (Ledesma y Bonansea, 2013). Esto conlleva el crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en los cuerpos de agua. Por lo que es necesario implementar sistemas que eliminen el nitrógeno o la entrada de este tipo de compuestos.

4.2. ¿Qué procesos se aplican para eliminar el nitrógeno desde las aguas residuales?

Conseguir la eliminación del carbono orgánico y del nitrógeno en el funcionamiento de una planta depuradora de aguas residuales urbanas, mediante consumo energético relativamente bajo, ha sido un objetivo de investigación de muchos años.

En la actualidad existen diferentes procesos aplicados para tratar las aguas residuales y reducir con ello la presencia de compuestos nitrogenados en los cuerpos de aguas, minimizando los impactos ambientales tanto a nivel de salud humana como a nivel ambiental

Dentro de las alternativas de tratamiento para el nitrógeno se encuentran la aplicación de los procesos químicos, físicos y biológicos.

De los procesos de tipo físico y químico, se destacan el uso de intercambio iónico y de la osmosis inversa.

El intercambio iónico se puede utilizar cuando las concentraciones de amonio son mayores a 5 gN/L. Por lo que pocas veces ocurre principalmente porque la mayoría de los influentes industriales y las aguas residuales urbanas presentan una concentración menor, donde las concentraciones características son de 100 mg N/L (López et al., 2019). De manera que se recomienda procesos biológicos de remoción de nitrógeno debido a su menor costo de operación (López et al., 2019). La aplicación del proceso de intercambio iónico se caracteriza por ser costoso ya que, implica la utilización de resinas comerciales, o en su defecto por materiales de origen natural específicamente la Clinoptilolita, las cuales se destacan por tener una gran afinidad. A pesar de ello sigue siendo elevado el costo de tratamiento, principalmente porque cada cierto tiempo dichas resinas o zeolitas deben ser cambiadas, debido a sus propiedades selectivas con ciertos iones con carga positiva que ayudan a la absorción de amonio, fósforo y metales pesados, que provocan su saturación (Obregón et al., 2016).

En cambio, la osmosis inversa se caracteriza por ser un tratamiento de tipo físico que consiste en invertir el flujo osmótico del agua, que va desde un medio diluido a otro más concentrado, a través de una membrana semipermeable mediante una elevada presión, logrando obtener una fase diluida (agua tratada) y otra concentrada agua de rechazo (Benavides y Muvdi, 2014).

Como condición del proceso está el sometimiento del agua a tratar a etapas previas de filtración, como la aplicación de ultrafiltración para asegurar el retiro de material coloidal que pueda obstruir la membrana (Benavides y Muvdi, 2014).

Como una alternativa eficiente y menos costosa para eliminar el nitrógeno, está la aplicación de los procesos biológicos. Estos se basan en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, especialmente en las etapas de nitrificación y desnitrificación para la eliminación del nitrógeno desde aguas residuales. Dentro de las tecnologías que se han desarrollado se encuentran los procesos convencionales y los procesos avanzados.

Los procesos convencionales corresponden a la combinación de las etapas de nitrificación y desnitrificación, mediante las BOA y BON encargadas de la oxidación del amonio hasta nitrato, y las bacterias heterotróficas desnitrificantes, encargadas de la reducción del nitrato hasta nitrógeno gas. La tecnología más utilizada para llevar a cabo estas etapas son los sistemas de lodos activados. Tecnología ampliamente usada en Chile, en las plantas de tratamiento de aguas servidas para la oxidación de la materia orgánica.

Los procesos avanzados para eliminar el nitrógeno han sido modificaciones de las etapas convencionales, como es la nitrificación parcial, o el desarrollo de nuevos procesos biológicos como es el proceso ANAMMOX (*Anaerobic Ammonia Oxidation* por sus siglas en inglés), los cuales permiten mejorar la eficiencia en la eliminación del nitrógeno desde las aguas residuales, y con un menor impacto ambiental.

4.3 Proceso convencional en la eliminación del nitrógeno

La nitrificación es un proceso biológico que se ejecuta bajo condiciones en presencia de oxígeno (aireado) en donde el amonio es oxidado hasta nitrato, en dos etapas como se mencionó anteriormente.

La primera etapa (oxidación del amonio hasta nitrito) es realizada por las BOA, destacando a los microorganismos pertenecientes al género “*Nitrosomona*”, mientras que, la oxidación del nitrito generado hasta nitrato es elaborado por BON pertenecientes en su mayoría al género “*Nitrobacter*”. Las reacciones estequiométricas que definen este proceso se muestran en las siguientes ecuaciones 1 y 2.

- Nitritación



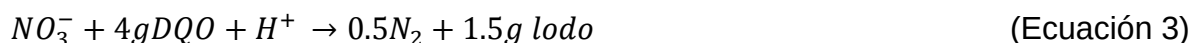
- Nitratación



El consumo de oxígeno por nitrógeno oxidado para cada una de las etapas nitrificación y nitrataciones es de 3,43 mg O₂/mg N y 1,14 mg O₂/mg N, respectivamente (Jarpa et al.,2017)

La posterior etapa de desnitrificación (reducción biológica del nitrato a N₂) es perpetrado por bacterias heterotróficas bajo condiciones de ausencia de oxígeno (Ekama y Wentzel, 2017) pasando por tres compuestos intermedios: nitrito, óxido nitroso (NO) y óxido nítrico (N₂O), para así finalmente, y en presencia de materia orgánica, producir nitrógeno gas. Las bacterias del género *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Rhizobium*, y *Thiosphaera* son las más habituales encontradas en sistemas de tratamiento de aguas residuales. La reacción estequiométrica de este proceso, se presenta en la siguiente ecuación 3.

- Desnitrificación



En consecuencia, el nitrito es formado y consumido durante la nitrificación y generado nuevamente en la fase de desnitrificación considerando algunos autores como una reacción innecesaria la conversión de nitrito a nitrato (Muñoz y Ramos, 2014).

Además, al comparar las tasas de crecimiento de las bacterias vinculadas al proceso convencional de nitrificación-desnitrificación, se destaca que las bacterias nitrificantes se caracterizan por presentar un lento crecimiento (Tabla N° 1). Esto debido a que la energía que produce los microorganismos autotróficos en las reacciones químicas es mínima. Por el contrario, las bacterias desnitrificantes, al ser microorganismos heterotróficos presentan una mayor tasa de crecimiento, como se observa en la Tabla N° 1

Tabla N° 1: Rendimiento de las bacterias nitrificantes y desnitrificantes

Microorganismos	Productividad de la biomasa (rendimiento)	Referencia bibliográfica
Nitrosomonas	0,04-0,13 mg SSV/mg N-NH ₄ ⁺ oxidado	Ahn, 2006.
Nitrobacter	0,02-0,07 mg SSV/mg N-NO ₂ ⁻ oxidado	Ahn, 2006.
Nitrosomona con O ₂	3,16 mg O ₂ /mg N-NH ₄ ⁺ oxidado	Ahn, 2006.
Nitrobacter con O ₂	1,11 mg O ₂ /mg N-NO ₂ ⁻ oxidado	Ahn, 2006.
BDESNITRIFICANTES	0,67 g SSV/g N-NO ₃ ⁻	Palma y Certain, 2005.

Los parámetros cinéticos descritos anteriormente, permiten predecir el desarrollo de la fermentación y evaluar los rendimientos y las productividades en los procesos

4.4 Cinética de la nitrificación

La cinética de Monod estableció que (i) la masa generada de organismos es una fracción constante de la masa de sustrato utilizado, en caso de la nitrificación corresponde al amonio y (ii) la tasa específica de crecimiento, correspondiente a la tasa de crecimiento por unidad de masa de los organismos por unidad de tiempo. La cual está relacionada con la concentración de sustrato a la cual están expuestos los organismos (Ekama y Wentze ,2017).

La aplicación de la cinética del crecimiento de Monod al proceso de nitrificación es probablemente una de las más exitosas. En la actualidad la cinética de Monod se maneja comúnmente para describir muchos procesos biológicos en términos de las concentraciones limitantes de nutrientes, mediante los parámetros de crecimiento microbiano (Ekama y Wentze, 2017).

4.5 Parámetros cinéticos de crecimiento microbiano

Determinar los parámetros cinéticos de crecimiento microbiano es fundamental para escalar los procesos biotecnológicos evaluados a nivel de laboratorio, puesto que permiten predecir el desarrollo de la fermentación y evaluar los rendimientos y las productividades en los procesos. Los parámetros más importantes son: la velocidad específica máxima de crecimiento ($\mu_{\max}$), la constante de afinidad por el sustrato (K_s) y los coeficientes de rendimiento ($Y_{S/X}$) (Zapata et al., 2005). Los parámetros cinéticos asociados a las BOA y BON se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores teóricos de los parámetros de modelos usados como valores o estimaciones iniciales para la estimación de parámetros y sus cotas o valores máximos inferiores y superiores

Parámetros cinéticos	símbolos	unidades	valor nominal	intervalos
Organismos oxidantes de amonio (BOA)				
Rendimiento de biomasa	Y	mg DQO mg N ⁻¹	0,15	0,11-0,21
Velocidad máxima de crecimiento	$\mu_{\max}$	d ⁻¹	0,8	0,50-2,10
afinidad de sustrato (NH ₄ ⁺)	K _S	mgNL ⁻¹	0,4	0,14-1,00
afinidad de oxígeno	K _{O2}	MgO ₂ L ⁻¹	0,5	0,10-1,45
coeficiente de la velocidad de decrecimiento	b	d ⁻¹	0,1	0,07-0,30
Organismos oxidantes de nitrito(BON)				
rendimiento de biomasa	Y	mg DQO N ⁻¹	0,05	0,03-0,09
velocidad máxima de crecimiento	$\mu_{\max}$	d ⁻¹	0,5	0,40-1,05
afinidad de sustrato (NO ₂)	K _S	mgNL ⁻¹	1,5	0,10-3,00
afinidad de oxígeno	K _{O2}	MgO ₂ L ⁻¹	1,45	0,30-1,50
coeficiente de la velocidad de decrecimiento	b	d ⁻¹	0,12	0,08-0,20

Fuente (Guikan y Gernaey, 2019)

Por consiguiente, existen etapas en el proceso de tratamiento de las aguas residuales que requieren más tiempo y energía para la descomposición de la

materia orgánica, al igual que hay factores que afectan a cada uno de estos procesos, afectando en el rendimiento del tratamiento.

4.6. Factores que afectan a la nitrificación

La nitrificación al ser un proceso biológico depende de ciertos factores ambientales que puedan afectar la tasa de crecimiento y actividad de las BOA y BON, y por consiguiente la eficacia del sistema de tratamiento al eliminar nitrógeno (Cárdenas y Sánchez, 2013). La eficiencia de eliminación de compuestos orgánicos tóxicos es medida mediante la medición de oxígeno en el agua del efluente y la eliminación de nitratos puede comprobarse mediante la medición del carbono orgánico disuelto (Arteaga et al., 2019)

Dentro de los factores ambientales más destacables se encuentran: la temperatura, pH, alcalinidad, concentración de sustrato, concentración de oxígeno, relación DQO/N, presencia de compuestos inhibidores, entre otros.

Temperatura: este parámetro influye directamente sobre el proceso de nitrificación, afectando tanto su velocidad de crecimiento como también la constante de saturación. Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a los cambios bruscos de temperatura, por dicha razón requieren de un tiempo de aclimatación para alcanzar valores estables.

Por cierto, la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes aumenta considerablemente con la temperatura dentro del rango de 8°C a 30°C, con un aumento del 10 % por cada incremento de 1°C en las BOA (Zornoza et al., 2011). De manera que, la temperatura óptima para el funcionamiento de las BOA es de 30°C (Avendaño et al., 2012), a temperaturas menores de 25° C se genera un predominio de las BON por sobre las BOA, lo cual aumenta la probabilidad oxidación completa del amonio hasta nitrito (van et al., 2019). En relación a la nitrificación a temperaturas de 16°C genera un efecto donde se logra aproximadamente el 50% de la velocidad óptima (Zornoza et al., 2011).

pH y alcalinidad: El crecimiento de las bacterias nitrificantes está determinado por este tipo de variable, presentando un efecto significativo. El efecto del pH sobre este tipo de bacterias se puede desglosar en 2 etapas (Ekama y Wentze, 2017).

-Activación-desactivación: etapa en la cual está asociado el equilibrio entre iones H^+ y OH^- . El valor de pH óptimo para las bacterias BOA y BON es de 7,5 - 8,5 (Ekama y Wentze, 2017). Y a valores inferiores de 6,5 de pH la velocidad de nitrificación se reduce en forma brusca (Avendaño et al., 2012)

-Y por último puede generar la inhibición del proceso por lo que es necesario presentar una alcalinidad baja, evitando llegar a valores de pH 8 -10 (Ekama y Wentze, 2017)

Concentración del sustrato:

Esta puede resultar perjudicial para el normal desarrollo de su cinética de crecimiento. Pues el crecimiento de las bacterias BOA se encuentra limitado por la concentración de amonio y para el caso de las bacterias BON su crecimiento está limitado por la concentración de nitrito presente en el medio de cultivo. (Avendaño., et al 2012). Ahora bien, una alta relación carbono/ nitrógeno C/N inhibe el crecimiento de las bacterias nitrificantes, especialmente a las BON

En estudios el efecto de una alta relación C / N sobre la eficiencia de remoción de nitrógeno total Kjeldahl (NTK), incluida la nitrificación y asimilación en proporción de C / N = 25 se presenta una mayor remoción de NTK (91%), de la cual el 100% corresponde a asimilación. Y a una relación C / N de 0,5 se presenta una remoción más baja, pues lleva a la competencia entre las bacterias heterótrofas y autótrofas (Mejía, 2017).

Concentración de oxígeno disuelto (OD):

La influencia del oxígeno en las BOA y BON en el proceso de nitrificación es muy importante y del depende que tan eficiente es el proceso. Donde se tiene rangos de OD < 0,5 mg/L Muy poca nitrificación. Entre 0,5 – 1,9 mg/L Nitrificación ineficiente, 2,0 – 2,9 mg/L Nitrificación significativa y entre 3 mg/L Máxima nitrificación (Zornoza et al., 2011).

Dicho de otra manera, la disminución del OD influye directamente en la acumulación de nitritos, y de igual forma disminuye las velocidades de crecimiento,

desapareciendo las BON para valores de oxígeno inferiores a 0,5 mg O₂/L (Amy et al., 2017).

Ahora bien, el oxígeno debe estar bien concentrado y no es recomendable que su nivel sea inferior a 2 mg/L. Principalmente porque para oxidar 1 mg de amonio se necesita 4,5 mg de O₂ (Avendaño et al., 2012)

Por último, según estudios en concentraciones de OD de 33 mg O₂/L no parece afectar las tasas de nitrificación. Sin embargo, cuando estos valores son muy bajos provoca que la tasa de crecimiento disminuya a menos de la mitad (Amy et al., 2017)

Tóxicos e inhibidores: se habla de inhibidores del crecimiento, a la presencia de compuestos como del amoniaco o amonio no ionizado (NH₃) o el ácido nitroso (HNO₂). Es por esto que resulta de gran importancia la duración de la exposición, el régimen de mezcla y saber si las condiciones de operación son las adecuadas o no, para el normal desarrollo de éstas.

Se tienen datos de NH₃ y NH₄⁺, que en solución acuosa establecen un equilibrio que depende de la temperatura, el pH y la salinidad. Bajo condiciones normales de 25°C y un pH de 7, el amonio no ionizado (NH₃) representa el 0,6% del amonio total, mientras que a pH de 9,5 y una temperatura de 30°C este porcentaje puede subir a 72%(Cárdenas y Sánchez, 2013) algo desfavorable para el proceso. Sin embargo, se reporta que una baja concentración de amonio, menor a 50 mg/L, el efecto inhibitorio del NH₃ es casi despreciable (Fernández et al., 2016)

Dependiendo de todo lo antes descrito, el efecto tóxico puede ser parcialmente inhibitorio para las bacterias nitrificantes con lo cual continúan creciendo, pero las bacterias BOA oxidan el amonio a una menor velocidad (Ekama y Wentzel, 2017). En el caso que el efecto sea altamente tóxico, pueden existir dos rutas para estas bacterias, aunque en ambas se detiene la actividad de las bacterias, ya que en algunos casos esta inhibición puede ser detenida, permitiendo que las bacterias comiencen a crecer nuevamente o hasta el punto de producir la inactivación de los microorganismos nitrificantes (Ekama y Wentzel, 2017).

Por otro lado, también se encuentran inhibidas a concentraciones bajas de algunos metales como: Cromo hexavalente, Cromo trivalente, Cobre, Cianuro, Mercurio, Níquel, Plata Sulfato, Zinc. También de algunos compuestos orgánico como alcohol alílico, anilina, cloroformo, mercaptobenzotiazol, fenol, escatol, tioacetamida, tiourea (Zornoza et al., 2011).

La Relación DQO/N uno de los parámetros importantes y críticos en el proceso de nitrificación porque permite determinar el proceso biológico más apropiado para la remoción de nitrógeno es la relación DQO/N en el agua residual. Campos et al. (2010) señala que:

- Aguas residuales con alta relación DQO/N (> 20 g DQO/g N), el proceso biológico predominante es la asimilación de nitrógeno por las bacterias heterótrofas para la síntesis de biomasa durante la remoción de DQO (materia orgánica), usualmente es suficiente para disminuir y obtener la concentración de nitrógeno requerida en el efluente cuando hay baja concentración de nitrógeno (Ekama y Wentze, 2017)
- Para relaciones DQO/N entre 5 y 20 g DQO/g N, puede darse la combinación de asimilación de nitrógeno para el crecimiento de biomasa y la aplicación de procesos convencionales de nitrificación y desnitrificación heterótrofa (Ekama y Wentze, 2017)
- Mientras que, aguas residuales con baja relación DQO/N (< 5 g DQO/g N), los procesos convencionales de eliminación del nitrógeno difícilmente pueden alcanzar altos niveles de remoción, esto porque está limitado por la carencia de materia orgánica para llevar a cabo la desnitrificación. De esta manera se requieren de procesos avanzados para eliminar el nitrógeno bajo estas condiciones, como es la nitrificación parcial, el proceso anammox, u otros, o la combinación de ellos (Giustinianovich et al., 2018).

4.7 Nitrificación parcial aplicada para la eliminación del nitrógeno en la línea de aguas

La nitrificación parcial aplicada en aguas cuyas características es la baja relación DQO/N, se basa en la primera etapa del proceso de oxidación del amonio a nitrito, y ha sido utilizada en los últimos años para eliminar el nitrógeno en la línea de lodo. Este proceso al combinarlo con la desnitrificación parcial (reducción del nitrito hasta nitrógeno gas), permiten transformar el 50% del amonio en nitrito bajo condiciones más eficientes (Loosdrecht, 2017)

La nitrificación parcial enlaza con una etapa de post – desnitrificación, que requiere asegurar la presencia de materia orgánica por lo que es habitual incorporar en el proceso una fuente de carbono orgánico externo que sea administrada para que la desnitrificación se lleve a cabo (Cárdenas y Sánchez, 2013)

La aplicación de este proceso (Nitrificación parcial-desnitrificación parcial) implica la reducción en un 25 % del consumo energético al evitar la oxidación de nitrito a nitrato, también se reduce en un 40% la cantidad de carbono orgánico necesario para la desnitrificación, y un 40 % menos de generación de lodos en comparación con el proceso convencional de nitrificación-desnitrificación. Esto resulta muy favorable para las empresas sanitarias ya que permite la eliminación del nitrógeno reduciendo los costos y siendo altamente eficientes (Loosdrecht, 2017).

La aplicación del proceso de nitrificación parcial en la línea de aguas ha sido poco desarrollado o implementado a mayor escala. Esto se debe a que en aguas residuales con baja concentración de amonio ($< 100 \text{ mg/L}$) y a bajas temperaturas ($< 25^\circ\text{C}$), como ocurre con las aguas residuales urbanas tratadas, este proceso resulta inestable. Caso muy diferente a las aguas residuales industriales, que luego de un tratamiento anaerobio, presentan alta concentración de amonio ($500\text{-}1000 \text{ mg N-NH}_4\text{/L}$). Por lo que la acumulación de nitrito en el sistema podría resultar dependiendo de la estrategia de operación en las plantas de tratamiento. Una estrategia para mantener el sistema estable tiene relación a

- Crear condiciones de selección para favorecer el crecimiento de las BOA por sobre las BON (Loosdrecht, 2017).

- Mientras que otra podría estar focalizada en evitar la oxidación del nitrito ya sea manteniendo la concentración de oxígeno baja o bien operando los reactores a niveles sub-óptimos de pH, así como de concentraciones sub-óptimas de nitrito o amonio (Loosdrecht, 2017)

En cuanto a la primera estrategia, la condición para evitar que el nitrito se oxide es usar una temperatura por encima de los 20°C, pues las BOA tiene una mayor velocidad máxima de crecimiento, que está entre 0,50 y 2,10 d⁻¹. Mientras que las BON presentan una velocidad máxima de crecimiento entre los 0,40 – 1,05 d⁻¹ (Guikan y Gernaey, 2019)

Para la segunda estrategia se focaliza en mantener las concentraciones de oxígeno baja (< 0,4 mg/L o 5% de saturación de aire) o bien operando los sistemas a niveles sub-óptimos de pH (6,6-7,0), así como concentraciones de amonio mayores a 100 mg/L. Al usar esta estrategia la oxidación de nitrito se inhibirá parcialmente (Loosdrecht, 2017).

Otro factor que podría ser clave en la acumulación de nitrito y que ha sido poco estudiado es la presencia de salinidad en los sistemas de nitrificación parcial, el cual permite llevar a cabo la nitrificación hasta nitrito (Cárdenas y Sánchez, 2013). A todo esto, las aguas residuales tienen concentraciones de sales entre 3,0 a 5,5 dS m⁻¹, pero no es suficiente para evitar la oxidación de nitrito (Velázquez et al., 2002).

Sin embargo, al agregar concentraciones bajas de salinidad en el proceso de nitrificación parcial tendrán un efecto significativo sobre los oxidantes de nitrito, pues pueden requerir un período más largo para aclimatarse al agua de mar que los BOA. Por lo tanto, es adecuado para la acumulación de nitrito (Navada et al., 2021).

Ahora bien, se tienen registros que altas concentraciones de sales inorgánicas pueden afectar negativamente a la oxidación de carbono, nitrificación, desnitrificación y eliminación de fósforo, e incluso pueden causar que los sistemas de tratamiento de aguas residuales no produzcan los rendimientos deseados. Por consiguiente, la sal en grandes cantidades puede ocasionar cambios en el metabolismo microbiano afectando así a los procesos de tratamientos de agua

residuales. Como en las propiedades de sedimentación del lodo (Cortes, 2012). En definitiva, las tecnologías son muy importante a la hora de mejorar los procesos

4.8 Tecnologías empleadas para aplicar el proceso de nitrificación parcial

El reactor Sharon es el primer proceso exitoso en el cual la nitrificación parcial ha sido alcanzada en condiciones estables (Sánchez y Sanabria, 2009). Este sistema trabaja en condiciones de tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 1 día, a alta temperatura (25-40 °C) y un pH entre 6,6-7,0, pudiendo lograr obtener una mezcla que contenga 50% de amonio y 50% de nitrito en el efluente tratado.

Cuando el 50% del amonio es oxidado, se usa todo el carbonato amortiguador (buffer), y el proceso se inhibe a sí mismo debido al descenso de pH (Loosdrecht, 2017). El nitrato producido se puede convertir en nitrógeno gaseoso con el resto del amonio en condiciones anóxicas a través de la combinación con una etapa Anammox (Sharon/Anammox) (Dongen et al., 2007).

Sin embargo, el enfoque de la presente investigación se centra en la estabilidad de la etapa de nitrificación parcial en presencia de salinidad a temperatura ambiente mediante el uso de un sistema de lodos activados. Una tecnología ampliamente utilizada para llevar a cabo procesos biológicos bajo condiciones aeróbicas. Esta tecnología de tipo biomasa suspendida consiste en una unidad de reacción en donde el agua residual está en contacto con los microorganismos en condiciones de aireación, seguido de una unidad de decantación y de una etapa de recirculación de lodos al tanque de aireación (Figura 1) (Amador et al., 2014).

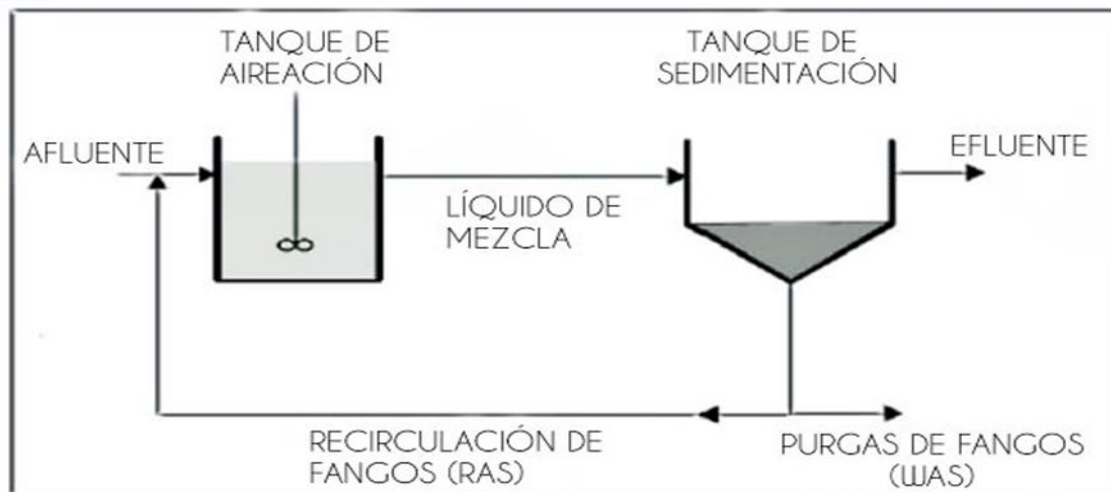


Figura 1 unidades principales de lodos activados

Fuente: Rojas (2002)

En cuanto al TRH en los que opera este tipo de reactores, van de las 4 a 6 horas logrando una oxidación completa (depuración) de la materia orgánica contenida en el agua residual y permitiendo además que los microorganismos entren en una fase llamada “endógena”, en la cual al agotar la fuente de alimento (materia orgánica) los microorganismos empiezan a consumir sus reservas alimentarias y terminan por llegar a un proceso de lisis (muerte) celular, lo que lleva a tener una baja producción de lodo (Araneda et al., 2020)

Estos sistemas son eficientes en términos de eliminación de contaminantes especialmente al utilizarlos para llevar a cabo la nitrificación. Sin embargo, es importante controlar determinados factores tales como: la concentración de oxígeno disuelto, el pH, concentración de biomasa, o la presencia de sustancias tóxicas o inhibidoras.

La aplicación del proceso de nitrificación parcial en sistemas de lodos activados se llevará a cabo mediante reactores de lodos activados de flujo continuo. Estos han sido estudiando principalmente en el tratamiento de la línea de lodos en PTAS. Generalmente estos sistemas operan bajo condiciones de OD 1 a 7 mg/L (Bertola et al., 2004), temperatura ambiente que rodea entre 16 a 26°C (Bertola et al., 2004),

y una concentración de amonio en el rango de 54 a 2700 mgN/L. El TRH en estos sistemas oscilan entre 3 a 21 días, mientras que los TRC pueden ser de varias semanas (Arnaiz et al., 2002). Alcanzando una eficiencia de oxidación del amonio a nitrito entre 80 y el 99% aproximadamente (Droppelmann y Oettinger, 2009).

Un factor clave en la estabilidad de este proceso (nitrificación parcial) podría estar en la salinidad Giustinianovich et al. (2018) evaluó la salinidad en el proceso de nitrificación parcial mediante tratamientos de efluentes de conserveras de pescado. Para ello, se alimentó un reactor con concentraciones de sal y NTK en el rango de 1,75-18,00 g NaCl/L y 112-267 mg NTK /L, en el cual se dividió en dos operaciones: el primero con un aumento progresivo de las concentraciones de sal de 1,75 a 18,33 g NaCl/L; y el segundo con aplicación directa de alta concentración de sal (18 g NaCl/L). Para evitar el desarrollo de la actividad BON a bajas concentraciones de sal y estabilizar el desempeño de los procesos, se suministró oxígeno disuelto mediante aireación intermitente permitiendo la acumulación de nitrito.

Además, se reportó en este estudio que una concentración de salinidad baja (aproximadamente de 2-6 g NaCl/L) y mediante una aireación intermitente fue más eficaz que de modo continuo, permitiendo la disminución de la actividad de las BON y así la acumulación de nitrito logrando estabilizar el rendimiento del proceso.

Dicho lo anterior, en efluentes que contenían concentraciones de hasta 6,6 g NaCl/L se obtuvieron porcentajes de $61,6 \pm 7,2\%$ de eficiencias de eliminación de nitrógeno. En cuanto a niveles de concentraciones más altas se observó inestabilidad del proceso y acumulación de nitrito. Sin embargo, este estudio fue a escala de laboratorio. Ahora bien, independientemente del tipo de proceso se debe cumplir con la normativa vigente para el efluente tratado en cuanto al nitrógeno.

5. MARCO JURÍDICO

El marco jurídico de este trabajo para el tratamiento y vertido de agua residuales, estará establecido por la normativa ambiental correspondiente y vigente en Chile, resumida en la Tabla 3.

Tabla 3 Normas de emisión para contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a diferentes cuerpos de agua

Normativa	Cuerpo legal	Organismo
Ley 19300/1994 Actualizada Ley 20414/2010	Inició un proceso normativo formal activo, para los elementos aire, agua, suelo, residuos sólidos y líquidos, y sustancias químicas.	Ministerio secretaría general de la presidencia
Ley 21075/2018	Regula la recolección, reutilización y disposición de aguas grises.	Ministerio de obras públicas
D.S. N°90/2000.	Establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales	Ministerio secretaría general de la presidencia
D.S. N°609/1998	Modificada por el D.S. N° 3.592 del MOP, de 2000, y por el D.S. N° 601, del MOP, de 2004. Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado	Ministerio de obras públicas

D.S. N°46/2002.	Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas	Ministerio secretaría general de la presidencia
D.S. N°4/2009	Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas	Ministerio secretaría general de la presidencia

Fuente: Elaboración propia

6. METODOLOGÍA DE TRABAJO

6.1. Caracterización fisicoquímica de las aguas a estudiar

Este trabajo contemplo el uso de un agua residual urbana sintética como fuente de nitrógeno, y agua de mar como fuente de salinidad. Uno de los reactores fue alimentado sólo con agua residual urbana sintética, mientras que un segundo reactor con aguas residual urbana sintética más agua de mar.

El agua sintética cuya composición se encuentra en la Tabla 4 fue preparada de acuerdo con lo establecido por Belmonte (2009) y Smolders (1994), y contiene los siguientes compuestos por litro: 191,04 mg de cloruro de amonio de los cuales son 50 mg de NH_4^+ , 18 mg de fosfato monopotásico, 47 mg de fosfato dipotásico, 12 mg de sulfato de magnesio, 622 mg de bicarbonato de sodio, 5 mg de cloruro de potasio, 1 ml de solución rastro, 1,5 gr de cloruro férrico hexahidratado, 0,15 gr de ácido bórico, 0,03 gr de sulfato de cobre, 0,18 gr de yoduro de potasio, 0,12 gr de cloruro de manganeso (II), 0,06 gr de molibdato de sodio, 0,12 gr de sulfato de zinc, 0,15 gr de cloruro de cobalto y 10 gr de EDTA.

Para evaluar la estabilidad del proceso de nitrificación parcial, se utilizó agua de mar como fuente de salinidad cuyas características se encuentra en la Tabla 5, la cual fue recolectada desde la Playa Las Torpederas en el Sector de Playa Ancha. Estas muestras de agua fueron almacenadas a 4°C para su posterior caracterización en el Laboratorio de Biotecnología, Medio Ambiente e Ingeniería (LABMAI) de la

Facultad de Ingeniería de la Universidad de Playa Ancha. La caracterización del agua de mar contempla la determinación de parámetros tales como: pH, Conductividad Eléctrica, potencial redox, alcalinidad, sulfato, salinidad, sólidos totales disueltos, cloruros, amonio, nitrito y nitrato

Tabla 4. Composición agua residual sintética

M.Belmonte,2009		
Para preparar	1	L
Reactivo	Fórmula (paper)/ (mg)	
Cloruro de amonio	NH ₄ Cl	191,04
Fosfato monopotásico	KH ₂ PO ₄	18
Fosfato dipotásico	K ₂ HPO ₄	47
Sulfato de magnesio	MgSO ₄	12
Bicarbonato de sodio	NaHCO ₃	622
Cloruro de potasio	KCl	5
Solución rastro		1 (ml/L)

Smolders, 1994		
Para preparar	1	L
Reactivo	Fórmula (paper) /(gr)	
Cloruro férrico hexahidratado	FeCl ₃ * 6H ₂ O	1,5
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	0,15

Sulfato de cobre	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,03
Yoduro de potasio	KI	0,18
Cloruro de manganeso (II)	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,12
Molibdato de sodio	$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,06
Sulfato de zinc	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,12
Cloruro de cobalto	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,15
EDTA		10

Fuente: M.Belmonte, 2009

Tabla 5. Caracterización del agua de mar proveniente de la Playa Las Torpederas, en el Sector de Playa Ancha

Parámetros	Valor	Unidades de medida
Conductividad	46,67	mS/cm
Temperatura	15,6	°C
Alcalinidad	66,17	mg CaCO_3 /L
AGVs	29,79	Mg CH_3COOH /L
Salinidad	29,89	Psu
Sulfato	3081	MgSO_4^{2-} /L
pH		7,62 (15, 6° C) 7,77 (20,0° C)

6.2 Inóculo

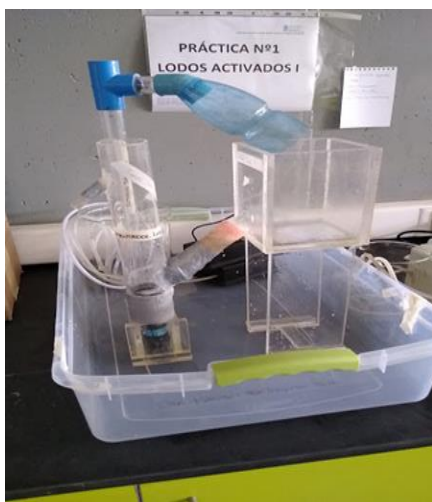
El inóculo utilizado en este estudio proviene de un reactor de nitrificación parcial a escala laboratorio cuya concentración en SST y SSV fue de $3,61 \pm 1,14$ g/L y $2,82 \pm 0,83$ g/L respectivamente, y una fracción inorgánica de $0,78 \pm 0,32$ g/L.

Ahora bien, para el funcionamiento del reactor 1 se inoculó inicialmente con 1 L de lodo, mientras que el reactor 2 se inoculó con 400 ml.

6.3 Descripción y condiciones operativas de los reactores

Para llevar a cabo el proceso de nitrificación, se puso en marcha dos reactores de lodos activados siendo monitoreado por durante 300 días aproximadamente.

El reactor 1 (Figura 2.a) fue alimentado con agua residual sintética sin salinidad mediante una bomba peristáltica (Figura 2.b). Este reactor presentó un volumen total de 1,5 L, y 1,1 L de volumen útil. La unidad de decantación y recirculación tiene un volumen de 0,39 L y 0,12 L respectivamente. La unidad de reacción tiene forma de cubo de 10 cm de longitud, profundidad y altura. Mientras, que la unidad de decantación tiene una relación altura/diámetro de 7,7.



a)



b)

Figura 2. a) Reactor de lodos activados, b) bomba peristáltica.

El reactor 2 representado en la Figura 4 fue alimentado con una mezcla de agua residual sintética en base a la composición mostrada en la Tabla 4 con 50 mg de nitrógeno en forma de amonio y un agua salina proveniente del agua de mar cuyas características se muestran en la Tabla 5. Lo anterior, para conseguir un agua residual con un alto porcentaje de salinidad, manteniendo una salinidad inicial de 1 g/L. Al igual que en el reactor 1, se utilizó una bomba peristáltica marca Longer Pump, modelo BT600-2J. A diferencia del R1, el segundo reactor es cilíndrico con una relación altura/diámetro de 2,4. El volumen total del reactor es de 1,8 L y el volumen útil es de 1,6 L. La unidad de decantación y recirculación tenía un volumen de 0,51 L y 0,15 L respectivamente. La unidad de decantación tuvo una relación altura/diámetro de 8,8

En cuanto a la alimentación de agua residual en ambos reactores, se acondicionó una llave de paso pequeña que será conectada a una bomba de agua. Para la alimentación de aire, se utilizó una bomba de aire tipo pecera Marca Zone (Figura 3).



Figura 3. Bomba de aireación

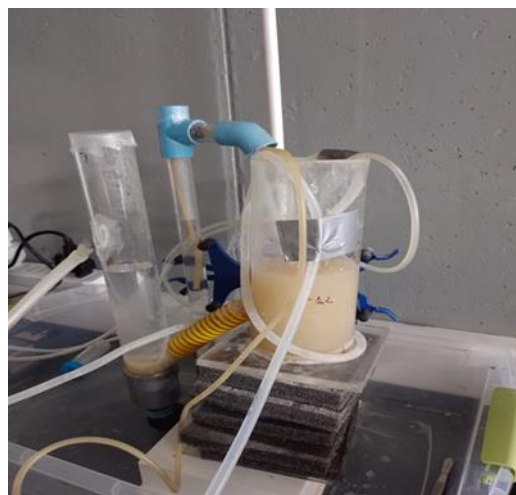


Figura 4. Reactor convencional

flujo continuo

Para llevar a cabo el procedimiento de nitrificación, se puso en marcha ambos reactores, que incluyen en su sistema un sedimentador. De esta manera una parte del lodo es sedimentado el cual es retornado en el sistema o unidad de reacción. Esta recirculación de lodo fue realizado a través de una bomba de reflujo que tenía

un temporizador digital. El ciclo de funcionamiento de la recirculación estuvo programado cada 3 horas, durante media hora.

Las condiciones operacionales iniciales del R1 en cuanto al caudal fue de 1,66ml/min con un TRH de 15 h, mientras que el R2 tuvo un caudal de 3,25 ml/min y un TRH de 8,2 h. En este sentido la estrategia de operación inicial del sistema fue mantener la concentración de NH_4^+ inicial en 50 mg/L aproximadamente, en ambos reactores a temperatura ambiente (15 – 24 °C), y el valor de pH mantenido en 7. El oxígeno fue monitoreado constantemente manteniendo un valor promedio de OD de 7 mg/L. Durante los 300 días de operación de los sistemas se realizó un seguimiento a la entrada y salida en ambos reactores para determinar la eficiencia de oxidación de amonio a nitrito (Nitrificación parcial) y a nitrato (nitrificación). Además de la medición de parámetros como amonio, nitrito, temperatura, oxígeno disuelto, pH, salinidad, SST, SSV etc. Durante la operación de los reactores que fueron realizadas en 7 etapas

6.4. Métodos Analíticos

Los parámetros fisicoquímicos que fueron analizados en el reactor 1 y reactor 2 se resumen en la Tabla 6

Tabla 6. Descripción de los parámetros a estudiar		
Parámetro	Método	Laboratorio
Temperatura	Espectrofotómetro uv	LABMAI
pH	Espectrofotómetro uv	LABMAI
Oxígeno disuelto	Espectrofotómetro uv	LABMAI
Amonio	Espectrofotómetro uv	LABMAI
Nitrito	Espectrofotómetro uv	LABMAI
Nitrato	Espectrofotómetro uv	LABMAI
SSV	Espectrofotómetro uv	LABMAI
SST	Espectrofotómetro uv	LABMAI
Fuente: Elaboración propia		

Parámetros tales como: amonio nitrito, nitrato, SST y SSV fueron realizados de acuerdo a lo descrito por Standard Methods (APHA,2005). Mientras que el pH, el OD, salinidad, conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos (STD) y temperatura fueron medidos mediante electrodos cuyas marca y modelos era: HANNA HI98191(pH), HANNA HI98193 (OD) y HANNA HI98192V (EC,TDS, Salinidad % y T°C). Estos parámetros fueron analizados semanalmente.

6.5. Cálculos

En primer lugar, para determinar la velocidad de carga nitrogenada (VCN) definida Como Velocidad de carga de nitrógeno, medido en [gN-NO₃/l/d]. Donde en simples palabras corresponde a la cantidad de nitrato removido por unidad de volumen en el tiempo. En cada reactor se aplicó la siguiente ecuación 4.

Velocidad de carga nitrogenada

$$N - NH_4 \text{ entrada} (mg/L) / TRH(d) \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde se utilizó una VCN decreciente. Por lo que entre menor sea el valor de VCN mejor será para la remoción de nitrato (Guerrero et al., 2015)

En segundo lugar, para calcular los valores de NH₃ y HNO₂ en los reactores, esto se realizó de acuerdo a lo descrito por Anthonisen et al (1976) (Ecuaciones 5 y 6).

ecuación de NH₃

$$NH_3 = 1,2143 * \left(\frac{N - NH_4 \text{ entrada} \left(\frac{mg}{L} \right) * 10^{pH_{reactor}}}{EXP \left(\frac{6,344}{273} + T_{reactor} \right) + 10^{pH_{reactor}}} \right) \quad (\text{Ecuación 5})$$

$$HNO_2 = 3,2857 * \left(N - \frac{NO_2 \text{ salida} \left(\frac{mg}{L} \right)}{EXP \left(-\frac{2}{3} + pH_{reactor} \right) * 10^{pH_{reactor}}} \right) \quad (\text{Ecuación 6})$$

Según lo anterior en la ecuación 5 fue necesario tomar datos de la entrada de amonio, pH y temperatura del reactor para determinar la concentración de NH₃ con el propósito de ver los efectos que podía generar en la inhibición del amonio.

Al mismo tiempo, en la ecuación 6 se tomaron las concentraciones de nitrito a la salida (efluente) y pH del reactor. Con el objetivo de visualizar si existía inhibición del nitrito según las concentraciones de HNO₂

Y, por último, la eficiencia de oxidación de amonio en los sistemas fue estimada de acuerdo a la siguiente ecuación 7.

$$\left(Eficiencia = \frac{N-NH_4 entrada - N-NH_4 salida}{N-NH_4 entrada} \right) * 100 \quad \text{(Ecuación 7)}$$

Como se puede ver en la ecuación 7 se requirieron datos de las concentraciones de amonio tanto del influente (entrada) y del efluente (salida) de ambos reactores para poder comparar los porcentajes de eficiencia en el periodo de operación según la incorporación de salinidad en R2.

7. RESULTADO Y DISCUSIÓN

7.1 Comportamiento de los sólidos en los reactores de lodos

El comportamiento de los sólidos en ambos reactores de flujo continuo esta expresada como SST y SSV, y se muestran en la Figura 5. Durante los 300 días de operación se pudo observar un incremento en la concentración de SST en el reactor 2 en cuanto a 3,2%. Luego debido a una falla de las bombas que alimentaban los reactores, se tuvo que realizar una mantención a los 200 días de operación e inocular con lodo fresco a los 250 días donde el reactor 1 y 2 se inocularon con 360 ml y 380 ml de lodo respectivamente. Manteniendo una concentración de 5 g SSV/L en ambos reactores. La concentración que presento el lodo en cuanto a SST y SSV fue de 33 g/L y 20 g/L respectivamente.

Ahora bien, para determinar la concentración de solidos que se le agrego al reactor 2 fue necesario aplicar la siguiente ecuación $V_1 \cdot C_1 = V_2 \cdot C_2$. De manera que al despejar C_2 dio una cantidad de 20,85 g SSV/L.

En cuanto a los SSV, durante los primeros 175 días de operación se observa una concentración de SSV de 1,0 g/L promedio en el reactor 1 y de 1,4 g/L en el reactor 2. La relación SSV/SST durante este periodo de operación fluctuó entre los 0,4 y los 0,3 g SSV/g SST para R1 y R2 respectivamente. Esta baja concentración de SSV en el reactor, estaría asociado al lento crecimiento de las bacterias nitrificantes de carácter autótrofo, en comparación con las bacterias heterotróficas habituales en sistemas de lodos activados (ver Tablas 1 y 2). En Belmonte et al. (2009) también se observan bajos valores de concentración de biomasa (0,7 g/L), característico de sistemas nitrificantes (Mosquera-Corral et al. 2005)

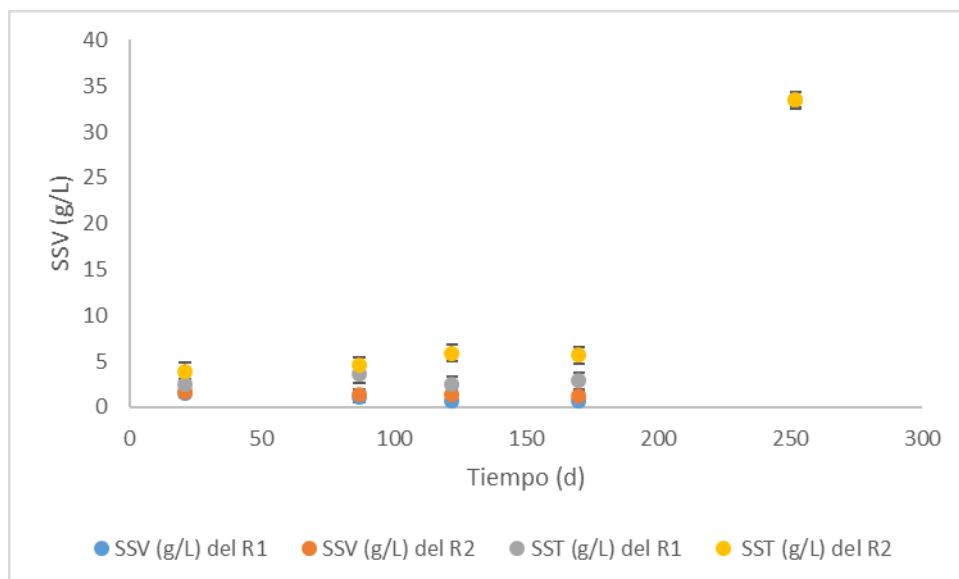


Figura 5: Comportamiento de los sólidos en al interior de los reactores

7.2 Comportamiento de los compuestos nitrogenados en ambos reactores

La evolución de la velocidad de carga nitrogenada (VCN) de los reactores se muestra en la Figura 6. Durante los primeros 100 días de operación ambos reactores se mantuvieron con una VCN de 80 mg/L·d. Desde la etapa II en adelante, la VCN vario debido a que hubo un pequeño ajuste en el caudal del R2 generando algunas diferencias por lo que este reactor disminuyo su VCN a 70 mg/L·d. En la etapa III a pesar de la nueva incorporación de salinidad en el R2 la tendencia se mantuvo muy similar a la etapa II. En la etapa IV con la nueva incorporación de salinidad disminuyo a unos 65 mg/L·d. Estas pequeñas diferencias se deben a las variaciones en el tiempo del caudal de las distintas bombas de alimentación, y con ello el TRH.

Desde los 175 días de operación se observa un cambio en la VCN debido a que el TRH fue modificado pasando de $1,6 \pm 0,3$ d. Al aumentar el TRH en el sistema, la VCN disminuye ya que son inversamente proporcional (Figura 7). Lo mismo ocurrió durante la etapa VII

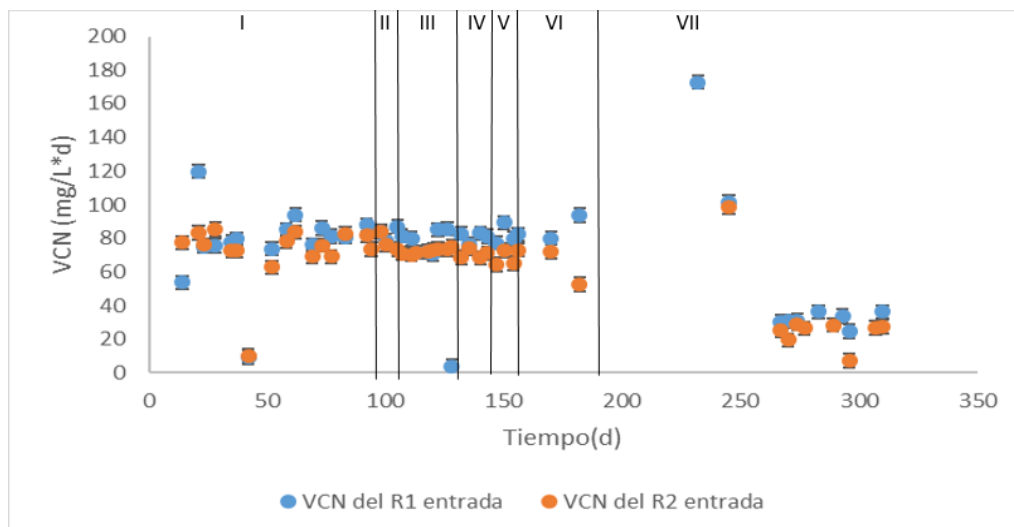


Figura 6: Evolución de la velocidad de carga nitrogenada ($\text{mg/L} \cdot \text{d}$) de los reactores

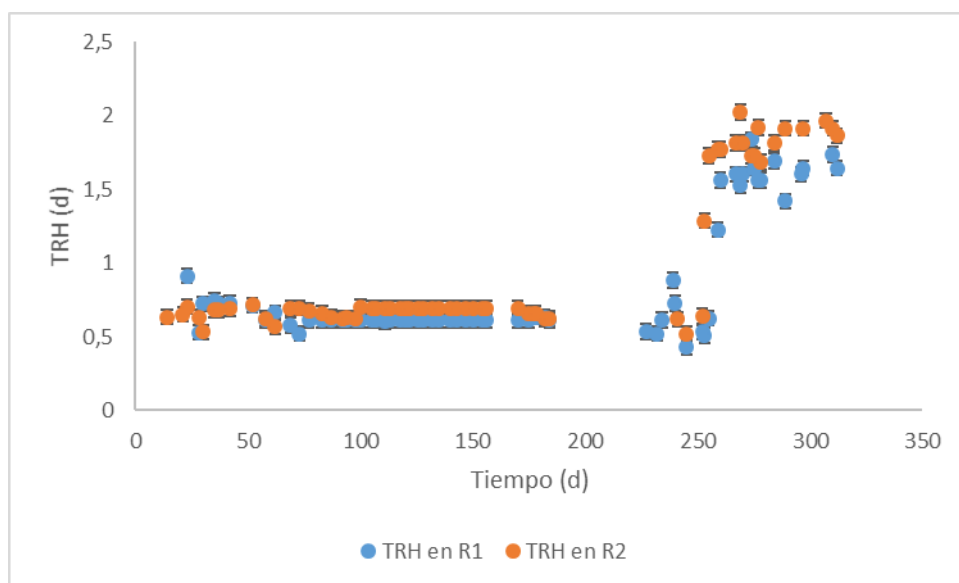


Figura 7: Evolución del Tiempo de retención hidráulico (TRH) en los reactores

A los 250 días de operación de los sistemas cada reactor fue inoculado con 5 g SSV/L de lodo nitrificante para recuperar el sistema debido al fallo en los sistemas de alimentación.

Con lo anterior la evolución de los compuestos nitrogenados en ambos reactores se observa en las Figuras 8 y 9, en donde se observa que durante la operación de

ambos reactores ha significado la completa oxidación del amonio hasta nitrato, característico del proceso de nitrificación.

Sin embargo, en la etapa VII al haber algunos cambios se mostró muy variable aquellos resultados como se puede ver en ambas figuras, pero en el transcurso del experimento los valores R2 muestran que la concentración de nitrato a la salida es menor en comparación a R1 debido a que se observa un pequeño aumento del nitrito a la salida. Esto podría estar asociado al aumento en la presencia de salinidad en el R2 en comparación con el R1 tal como lo señala Giustinianovich et al. (2017).

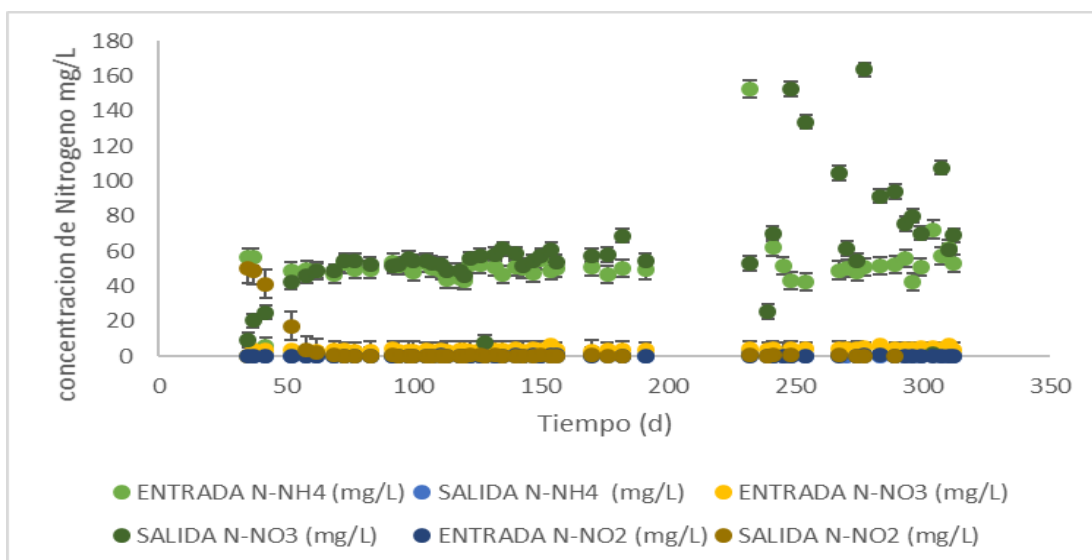


Figura 8: Evolución del nitrógeno en concentración (mg/L) versus tiempo en R1

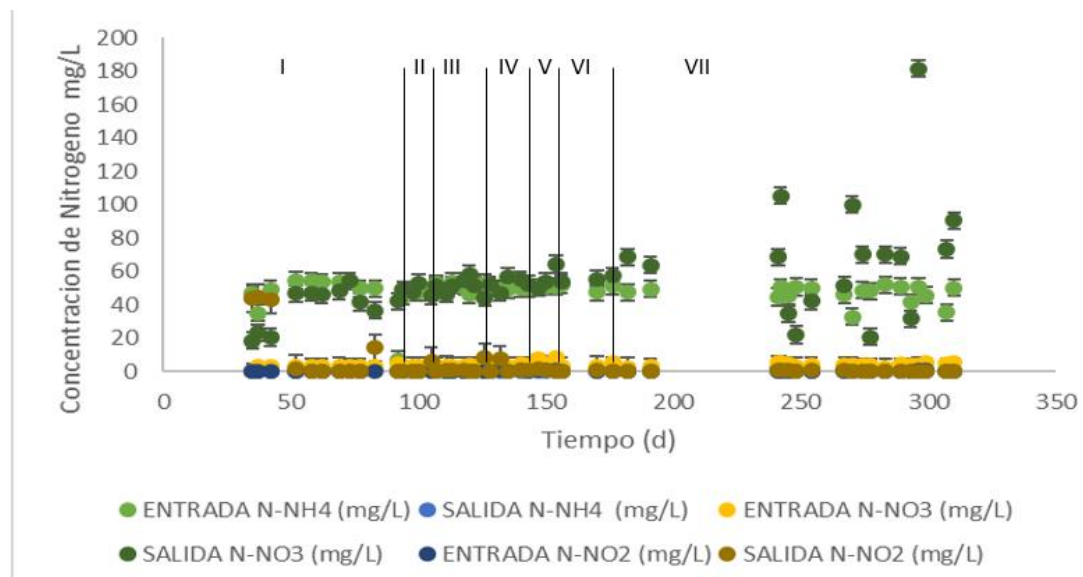


Figura 9: Evolución del nitrógeno en concentración (mg/L) versus tiempo según diferentes etapas en el R2

7.2.1 Compuestos inhibidores

Dentro del proceso de nitrificación aplicado para el tratamiento de aguas residuales, existe la presencia de compuestos inhibidores (NH_3 y HNO_2) cuya acumulación pueden provocar la pérdida de eficiencia del sistema en cuanto a la oxidación del amonio o del nitrito (Anthonisen et al., 1976). Es por ello que durante la operación del proceso se estimó la concentración de NH_3 y HNO_2 cuya evolución en los sistemas se muestran en las Figuras 10 y 11, respectivamente. Con respecto al NH_3 se observa una disminución en la concentración durante los primeros 100 días de operación, para luego mantenerse a concentraciones menores a 10 mg/L hasta los 200 días de operación. Luego con la re-inoculación del sistema la concentración aumentó a valores en torno a 65 mg/L en ambos reactores. Según autores Gabarro et al., 2011 señalan que la presencia de concentraciones de NH_3 afectan principalmente a las BON generando que el nitrito se oxide a una menor velocidad. Mientras que no se observa en este estudio la presencia de HNO_2 compuesto característico que inhibe a las BOA, el cual está representado en

la Figura 11. “Ekama y Wentzel (2017) señalan en este sentido que la presencia de HNO_2 puede tener un efecto toxico para estas bacterias deteniendo o inactivando a los microorganismos nitrificantes”.

Sin embargo, lo anterior no ocurre pues la concentración de amonio libre (mg/L) tanto para R1 como R2 son muy bajas durante el proceso de operación. Donde no hay muchas diferencias en las primeras etapas. Ahora bien, en la etapa VI se pueden visualizar unas leves diferencias pues en el R1 hay una mayor concentración 0,13 mg/L de HNO_2 . Mientras que el R2 presenta una concentración de 0,08 mg/L.

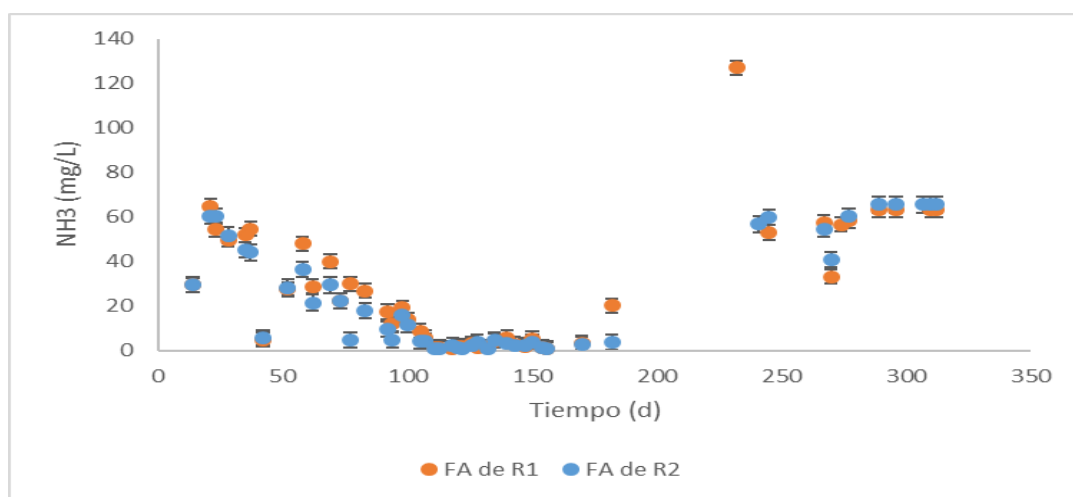


Figura 10: Evolución de la concentración de NH_3 libre (FA) en el periodo de operación tanto para R1 y R2

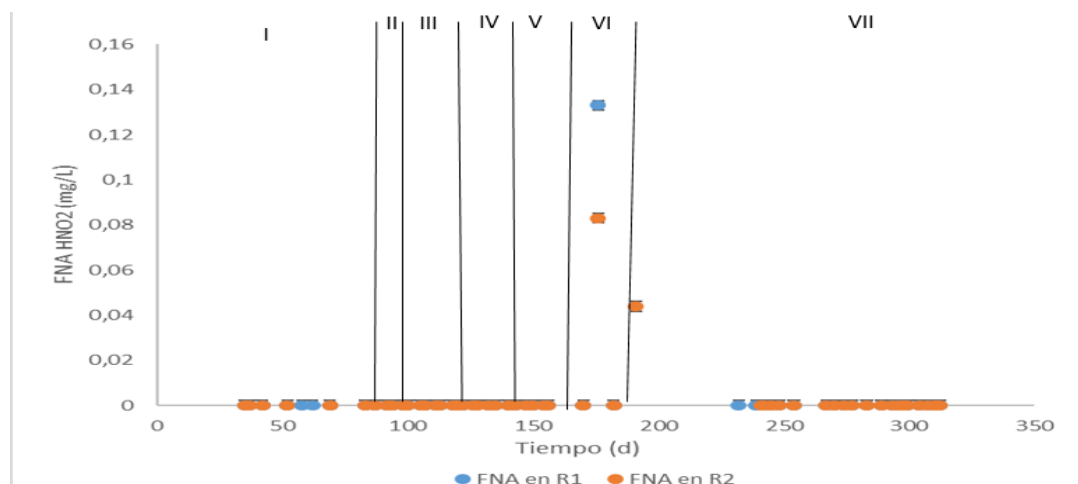


Figura 11: Evolución de la concentración de ácido nitroso libre HNO_2 (FNA) en los sistemas de flujo continuo.

Relacionado con la evolución del NH_3 en los sistemas estudiados en la figura 12 se muestra la velocidad de carga nitrogenada aplicada ($\text{mg/L}\cdot\text{d}$) en el sistema en relación a la concentración de NH_3 . La concentración de NH_3 en el sistema se encontró entre el rango de 0,1 a 127 (mg/L), valores considerados inhibidores para BNO y que inhiben parcialmente a las BOA (Gabarro et al., 2011). A partir de la Figura 12, se observa que a VCN menores a 50 $\text{mg/L}\cdot\text{d}$, la concentración de NH_3 varía entre 0 a 70 mg/L . De igual modo que a concentraciones de VCN entre 60 y 100 $\text{mg/L}\cdot\text{d}$ conlleva a concentraciones entre 30 a 70 mg/L de NH_3 .

Cabe mencionar que la relación de VCN con la concentración NH_3 estuvo más estable en el R2 como se observó en los primeros 259 días

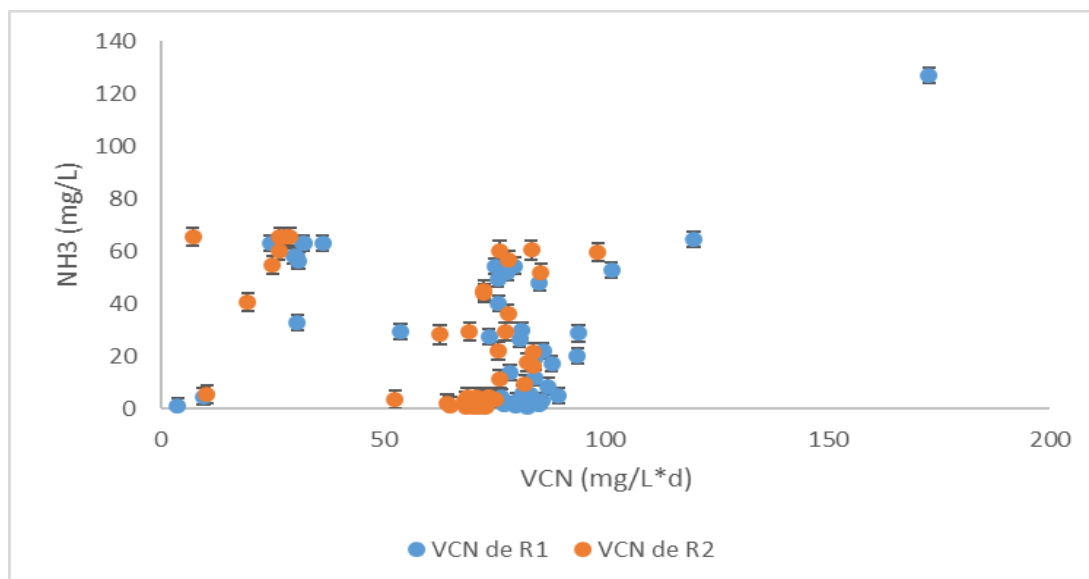


*Figura 12: Evolución de la velocidad de carga nitrogenada (mg/L*d) según el amonio libre (mg/L) que se encontraba en el sistema de flujo continuo.*

Respecto al ácido nitroso libre (HNO_2) o también denominado en inglés Free Nitrous Acids (FNA) está representado en la Figura 13.

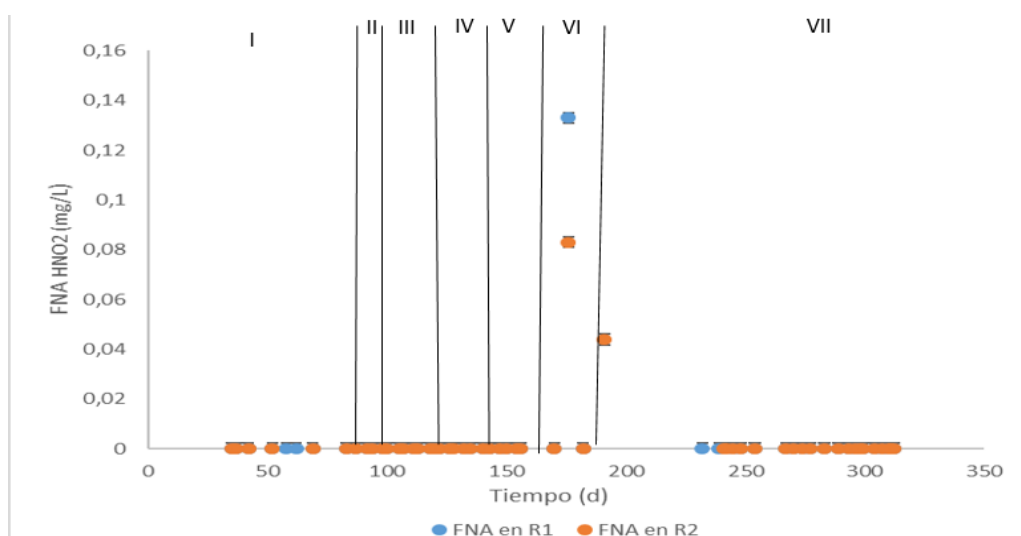


Figura 13: Evolución de la concentración de ácido nitroso libre HNO_2 (FNA) en los sistemas de flujo continuo.

7.2.2 Concentración de oxígeno disuelto y pH.

En los sistemas biológicos de nitrificación se tienen ciertos parámetros que son clave en la operación de estos procesos, uno de estos es la concentración de OD. De hecho, algunos autores señalan la importancia en el proceso, pues según estudios a bajas concentraciones de OD se puede producir una nitrificación parcial (Zornoza *et al.*, 2012). La Figura 14, muestra la evolución del OD; del R1 durante el ciclo de operación de flujo continuo, donde se hace notar que el OD es mayor a 7 y menor a 10 mg/L. En cuanto al pH del ciclo de operación está entre el rango mayor 7 y menor que 9.

En el segundo, la Figura 15 el OD varia en algunas etapas, de la 1 a la etapa 6 sus concentraciones de OD se encuentra entre 6,30 a 7,80 mg/L. Sin embargo, en la etapa 7 supera estas concentraciones con un promedio de 8 ,019 mg/L y llegando a concentraciones de 9 mg/L.

Ahora bien, según artículo (Gutiérrez *et al.*, 2015). a bajas concentraciones de OD se observa una disminución menor del pH, mientras que en condiciones de alta concentración se observa una caída más evidente. Esto se debe a que en el segundo caso la mayor penetración de oxígeno provoca un aumento en la actividad nitrificante de las BOA, con un mayor porcentaje de bacterias activas incrementando la oxidación del amonio requerido para nitrificación vía nitrito (Gutiérrez *et al.*, 2015).

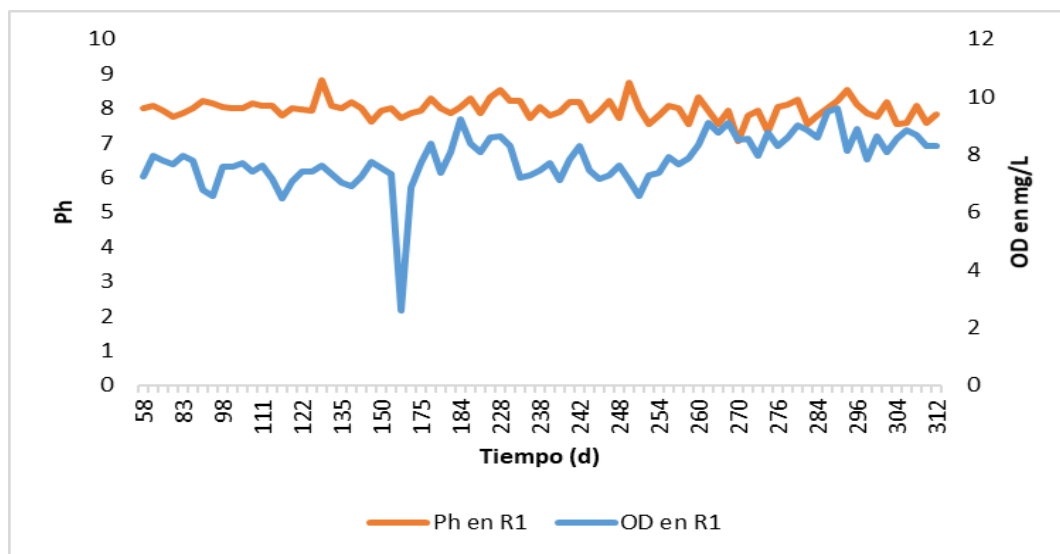


Figura 14: Evolución del pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L) en el medio líquido durante el ciclo de operación

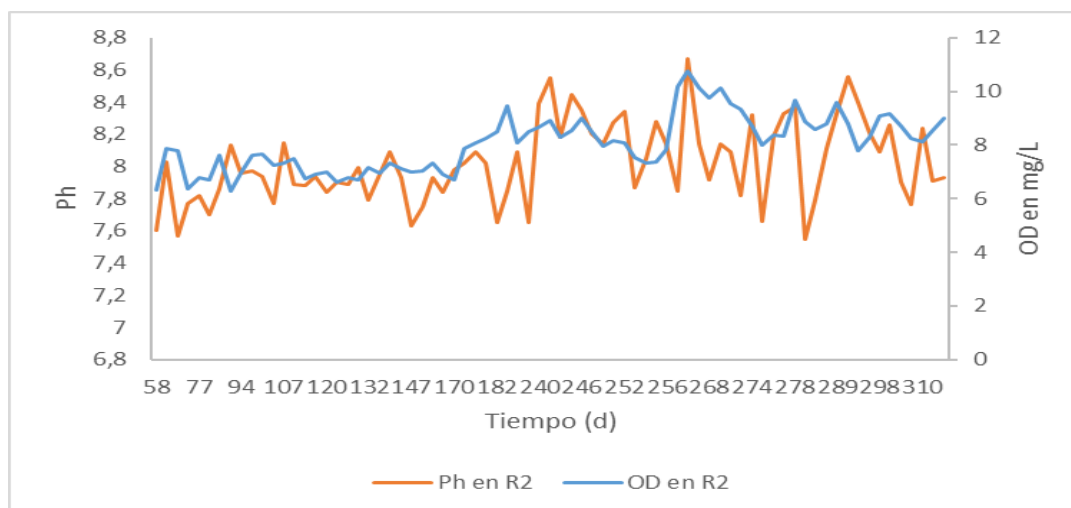


Figura 15: Evolución del pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD) (mg/L) en el medio líquido durante el ciclo de operación según las diferentes etapas

7.2.3 Eficiencia de operación de ambos reactores en la eliminación de nitrógeno

A partir de lo descrito, se estimaron la eficiencia de consumo de nitrógeno a través de la entrada y salida de NH_4^+ en ambos reactores. En la Figura 15 se puede apreciar que en los primeros 50 días la eficiencia fue inestable. Sin embargo, pasados estos días en ambos reactores está muy cercana al 100%. De manera que los procesos de transformación de nitrógeno se llevaron a cabo adecuadamente en ambos sistemas. Alcanzando eficiencias de oxidación de NH_4^+ superiores al 93%; característico para este tipo de sistemas de flujo continuo y de biomasa de tipo suspendida.

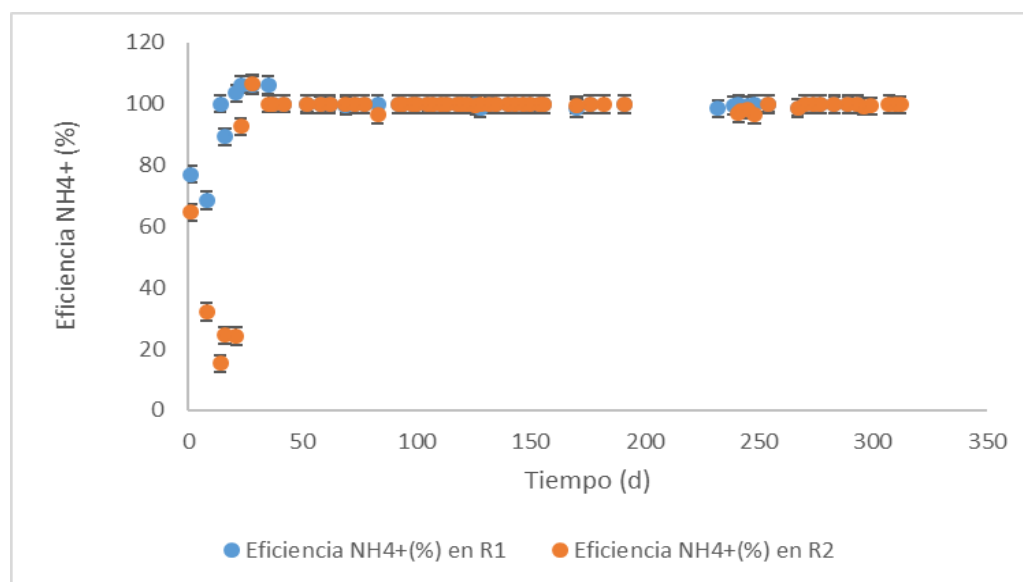


Figura 16: Evolución de la eficiencia de amonio en el medio liquido durante el ciclo de operación de ambos reactores

7.2.4 Concentración de nitrito y nitrato según la incorporación de salinidad en el reactor 2

Con referencia a la concentración de nitrito y nitrato a la entrada y salida del R2 según la incorporación de salinidad se puede visualizar en la Figura 17 que la entrada de nitrato siempre se mantiene similar con una concentración promedio de 3,8 mg/L.

Sin embargo, la concentración a salida es mucho mayor.

En un principio cuando el porcentaje de salinidad estaba entre 2 y 4% presentó concentraciones entre 50 a 60 mg/L aproximadamente. Luego al aumentar el porcentaje de salinidad a 6% la concentración de nitrato a la salida es de unos 75 mg/L aproximadamente. Más tarde, al crecer el porcentaje de llegando incluso 9% de salinidad las concentraciones de nitrato son un poco inestables. Lo anterior se debe a los continuos cambios que surgieron en el último periodo de operación. Pero a medida que pasa el tiempo las concentraciones de nitrato bajan considerablemente y son más estable, con un promedio 53 mg/L a la salida llegando incluso a concentraciones de 30 mg/L.

De igual modo, las concentraciones de nitrito a la entrada del reactor durante la operación fueron muy bajas con un promedio de 0,2 mg/L. Y en cuanto a su salida las concentraciones de nitrito presentaron un promedio de 1 mg/L.

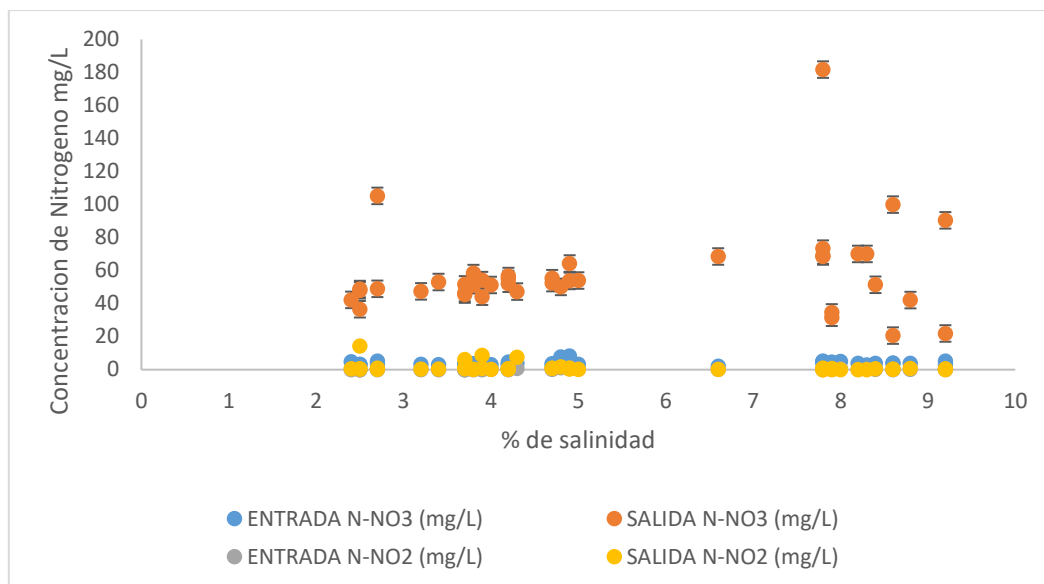


Figura 17: Concentración de nitrito nitrato a la entrada y salida del R2 según porcentaje de salinidad durante el ciclo de operación.

De los resultados obtenidos se puede observar que pasado el periodo de 100 días de operación se logró tener resultados similares en ambos reactores. Pero luego ver Figura 17 al agregarle salinidad continuamente al R2 fue optimo crear etapas y así poder notar los cambios según el porcentaje de salinidad.

A partir del día 260 se puede notar grandes variaciones en cuanto a VCN, OD y pH. De esta manera se puede ver en la Figura 6 que la VCN en R2 es menor, pero esta se mantiene constante en comparación a R1.

Dicho lo anterior el R2 Figura 10 la evolución de la concentración de NH_3 libre (FA) en la última etapa es mayor. En cuanto a NH_3^+ en relación con la velocidad de carga nitrogenada ($\text{mg/L}\cdot\text{d}$) ver Figura 12 ambos reactores presentan valores altos, pero la concentración de NH_3^+ no es suficiente para la acumulación de nitrito en comparación a la VCN.

Ahora bien, en la Figura 13 se puede ver las concentraciones de HNO_2 (mg/L) donde el R1 presenta la mayor concentración en el periodo de operación con una cantidad de 0,13 mg/L . Sin embargo, no afecta a las bacterias BOA porque las concentraciones fueron muy pequeñas.

En la Figura 14 y 15 se puede visualizar la relación de pH y OD en el periodo de operación del R1 y R2 donde esto es menos notorio en R1 porque su pH no varía mucho y es menor en comparación a R2. Ahora bien, según artículo “Evaluación microscópica de biopelículas mediante la aplicación de micro sensores: caso ELAN®” a bajas concentraciones de OD se observa una disminución menor del pH, mientras que en condiciones de alta concentración se observa una caída más evidente. Esto se debe a que en el segundo caso la mayor penetración de oxígeno provoca un aumento en la actividad nitrificante de las BOA, con un mayor porcentaje de bacterias activas incrementando la oxidación del amonio requerido para nitrificación vía nitrito (Gutiérrez et al., 2015).

8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir del análisis precedente, es posible deslumbrar el efecto de la salinidad en el proceso de nitrificación mediante un sistema de flujo continuo con un porcentaje de eficiencia de oxidación de amonio promedio de 98,98 y 93,31% para R1 y R2 respectivamente.

Si bien no se llegó a una nitrificación parcial deseada con la incorporación de salinidad, pues no se acumuló grandes cantidades de nitrito, si se observa la oxidación del amonio a nitrato en ambos reactores.

Una de las recomendaciones que se puede hacer es trabajar el NH_4^+ bajo condiciones de pH 7 que no supere los 8 y a una temperatura de 25°C lo cual, generaría una mejor condición para aumentar la concentración de NH_3 y en su efecto permitiría la acumulación del nitrito.

9. BIBLIOGRAFIA

Arnaiz, C., Medialdea, M., Lebrato, J., & Gutiérrez, J. C. (2002). Tratamiento de Aguas Residuales-Eliminación biológica de contaminantes (I). *Ingeniería Química-Madrid*, 34(389), 159-163.

Arteaga, V., Quevedo, A., Valle, D., Castro, M., Bravo, Á., & Ramírez, J. (2019). Estado del arte: una revisión actual a los mecanismos que realizan los humedales artificiales para la remoción de nitrógeno y fósforo. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(5), 319-343.

Andrade, S., Erosa de la Vega, G., & Nevárez, G. (2015). Amonio-oxidasas bacterianas y arqueales involucradas en el ciclo del nitrógeno. *Terra Latinoamericana*, 33(3), 233-245

Avendaño, L., Alonso, J., Amorós, I., Zornoza, A., Serrano, S., Bonora, I., & Martínez, J (2012). Correlaciones entre parámetros operacionales y fisicoquímicos relacionados con el proceso biológico de la nitrificación en fangos activos de una EDAR. *Tecnología del agua*, 32(337), 24-34.

Araneda, N., Valenzuela, D., Campos, J., Carrera, P., Belmonte, M. Mosquera-Corral, A., & Val de Río, Á. (2020). Sistemas granulares aerobios para el tratamiento descentralizado de aguas servidas y su reutilización en condominios en Chile. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 28(2), 346-357.

Hernández, A., Buitrón, G., Lopez, M., & Cervantes, J. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. IWA publishing.

Benavides, O., & Muvdi, C. (2014). Evaluación de la ósmosis inversa y de la evaporación de película ascendente como técnicas de concentración de hidrolizados de almidón de yuca. *Revista Ion*, 27(1), 59-70

Bertola, N., Contreras, E., & Ruiz, F., (2004). *Efecto de las condiciones ambientales sobre la velocidad de respiración de microorganismos nitrificantes* (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).

Cárdenas,G., & Sánchez, I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1), 72-88.

Camargo, J., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2).

Cortés, C. (2012). *Tratamiento de agua residual urbana con salinidad variable* (Doctoral dissertation, Universidad de Granada).

Dongen, L., Jetten,M.,& Loosdrecht, M. (2007). El proceso combinado de Sharon / Anammox: un método sostenible para la eliminación de N del agua de lodos. IWA publishing. doi:<https://doi.org/10.2166/9781780402178>

Droppelmann, C., & Oettinger, M. (2009). Tratamiento en Lodo Activado del Lixiviado de un relleno sanitario. *Información tecnológica*, 20(1), 11-19.

Fernández, I., Dosta, J., & Mata-Álvarez, J. (2016). Una revisión crítica de las tendencias y perspectivas futuras para la implementación de nitrificación parcial / anammox en la línea principal de EDAR municipales. *Desalinización y tratamiento de agua* , 57 (57), 27890-27898.

Gabarró, J., Rusalleda, M., Balaguer, M. D., & Colprim, J. (2015). Efectos de cambios operacionales en la calidad del efluente de un reactor de nitrificación parcial tratando altas cargas de nitrógeno.

Giustinianovich,E., Campos, J., Roeckel, M., Estrada, A., Mosquera, A., & Ángeles Val del Río. (2018). Influencia de la aclimatación de la biomasa en el rendimiento de un reactor de nitrificación-anammox parcial que trata efluentes salinos industriales. *Chemosphere*, 194, 131-138. 10.1016/j.chemosphere.2017.11.146

Gutiérrez, A., del Rio, Á., Pedrouso, A., Morales, N., Vázquez,J., Méndez,R., Campos, J., & Mosquera, A. (2015). Departamento de Ingeniería Química, Instituto de Investigaciones Tecnológicas; EDAR Guillarei; Faculty of Engineering and Science

Guerrero, L., Barahona, A., Huiliñir, C., Garrido, P., & Muñoz, C. (2015). MEDIANTE DESNITRIFICACIÓN AUTOTROFA EN REACTOR DE LECHO FIJO USANDO ZEOLITA COMO SOPORTE MICROBIANO.

Henze, M., Loosdrecht, M., & Ekama G. (2017). *Desarrollo del Tratamiento de Aguas Residuales*. IWA Publishing

Huiliñir, C. E., Aspé, E. R., & Roeckel, M. D. (2008). Remoción de carbono y nitratos de vertidos de la industria salmonera usando reactores tubulares. *Información tecnológica*, 19(6), 33-46.

Jarpa, M., Aguilar, A., Belmonte, M., Decap, J., Abarzúa, M., & Vidal, G. (2007). Determinación de la capacidad nitrificante de un sedimento marino proveniente de un centro de cultivo de salmones. *Interciencia*, 32(10), 679-685.

Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., & Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44, 419-425.

Loosdrecht, M. (2017). Remoción Innovadora de Nitrógeno. IWA publishing.

Loosdrecht, M., Nielsen, P., López, C., & Brdjanovic, D. (2019). Métodos experimentales para el tratamiento de aguas residuales. IWA publishing.

López, C., Tommaso, L., Eldon, E., Van, T., Brdjanovic, D., & Van, M. (2019). Ensayos de actividad de lodos activados. IWA publishing

Mejía Maya, A. (2017). Remoción de nitrógeno amoniacal en el reactor de lecho móvil de un sistema acuícola recirculado.

Obregón, N., Díaz, J., Daza, M., & Aristizabal, H., (2016). Efecto de la aplicación de zeolita en la recuperación de nitrógeno y el rendimiento de maíz. *Acta agronomica*, 65(1), 24-30.

Palma, M., & Manga, J. (2005). Simulación de un sistema de fangos activados en discontinuo (SBR) para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de nitrógeno. *Ingeniería y desarrollo*, (18), 61-71.

Sánchez, J., & Sanabria, J. (2009). Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno, una revisión prospectiva. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 11(1), 114-124.

Van ,J., Mahmoud ,N., & Zeeman,G. (2019). Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales.IWA publishing

Velázquez, M., Ortega, M., Martínez, A., Kohashi, J., & García, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra latinoamericana*, 20(4), 459-464.

Zapata, J. E., Hoyos, M., & Quinchia, L. A. (2005). Parámetros cinéticos de crecimiento de *Saccharomyces cerevisiae* en presencia de un campo magnético variable de baja intensidad y alta frecuencia. *Vitae*, 12(1), 39-44.

Zornoza, A., Avendaño, L., Alonso, J. L., Serrano, S., Amorós, I., Bernácer, I., & Martínez, J. L. (2011). Análisis de las correlaciones entre diversos parámetros operacionales y físico-químicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activos. Networking.

Zhou, Y., Oehmen, A., Lim, M., Vadivelu, V., & Ng, W. J. (2011). The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. *Water research*, 45(15), 4672-4682.

Zhou, Y., Oehmen, A., Lim, M., Vadivelu, V., & Ng, W. J. (2011). The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants.

Zornoza, A., Avendaño, L., Aguado, D., Borrás, L., & Alonso, J. L. (2012). Análisis de las correlaciones entre la abundancia de bacterias nitrificantes, parámetros operacionales y físico-químicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activos. *VIII Jornadas de Transferencia de Tecnología sobre Microbiología del Fango Activo*.