

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE**

**MIDES**



**REMOCIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS DE AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES USANDO UN CONSORCIO BACTERIANO**

**Autor: Nubia P. Márquez Fontalvo**

Universidad de la Costa-CUC  
Departamento de Civil y  
Ambiental  
Barranquilla, Colombia 2021

**MAESTRÍA DE INVESTIGACIÓN EN DESARROLLO SOSTENIBLE MIDES**

Trabajo de grado para optar por el título de Magíster en Desarrollo Sostenible

**REMOCIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS DE AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES USANDO UN CONSORCIO BACTERIANO**

**Autor:** Nubia P. Márquez Fontalvo

**Tutor:** MSc. Wendy Morgado Gamero

**Cotutor:** MSc. Henry A. Maury Ardila

**Línea de investigación:** Gestión y sostenibilidad ambiental

Barranquilla,

Colombia 2021

**NOTA DE ACEPTACIÓN**

---

---

---

---

---

**Presidente del jurado**

---

**Firma del jurado**

---

**Firma del jurado**

Barranquilla, febrero de 2021

## Resumen

El cumplimiento del objetivo de desarrollo sostenible (ODS) número seis “Agua limpia y saneamiento” es un reto global tanto en países desarrollados como en los que están en vía de desarrollo. La contaminación del agua deteriora el crecimiento económico y la salud física y ambiental de billones de personas. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), dos millones de toneladas de aguas residuales son vertidas al ambiente anualmente sin previo tratamiento, por lo cual el manejo integrado del recurso hídrico es un requerimiento para la preservación ambiental y el desarrollo económico, siendo la remoción de nutrientes uno de los principales inconvenientes. Desafortunadamente, la descarga de nitrógeno global se ha incrementado debido a la intensificación de la agricultura, los niveles elevados de deposición atmosférica y el aumento en la descarga residual per cápita por cambios en la dieta de la población. En este trabajo se evaluó la eficiencia de un consorcio bacteriano (Ecobacter WP) conformado por ocho cepas bacterianas del género *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus cerus*, *Arthorbacter sp*, *Acinetobacter paraffineus*, *Corynebacterium sp* y *Streptomyces globisporus* para la remoción de compuestos nitrogenados en aguas residuales domésticas en un sistema flujo pistón, aireación extendida y bioaumentación (FLAEBI). Con el fin de promover los procesos de nitrificación y desnitrificación, se ensayaron tres tratamientos para establecer la concentración óptima del consorcio bacteriano a escala laboratorio y su posterior aplicación en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTARD) bajo condiciones *outdoor*. El periodo de evaluación fue de 15 días para cada tratamiento en el laboratorio y PTARD. Los parámetros fisicoquímicos monitoreados tanto a escala laboratorio como real fueron pH, temperatura, oxígeno disuelto y remoción DQO, DBO<sub>5</sub>, amonio, nitritos, nitratos. Los resultados indicaron

que la concentración óptima del consorcio fue de 30 mg/L, con un porcentaje de remoción del 92 % de nitrato a escala laboratorio y 62 % a escala real, diferencia que se le atribuye al modo de operación que dieron lugar a diferentes tiempos de residencia, relaciones de volumen que provocaron diferentes gradientes de concentración, además de los diferentes materiales de construcción (fibra de vidrio para escala laboratorio y concreto para escala real) que pueden influir en la estabilidad de los flujos. El consorcio estudiado puede ser utilizado para promover los procesos de nitrificación y desnitrificación que intervienen en la remoción de compuestos nitrogenados en plantas con condiciones similares de operación, sin inversión en reestructuración o modificación de diseño de la PTARD.

*Palabras clave:* Bioaugmentación, compuestos nitrogenados, consorcio bacteriano, desnitrificación, nitrificación, gestión del recurso hídrico

### Abstract

The fulfillment of the sustainable development objective (SDO) number six "Clean Water and Sanitation" is a global challenge in both developed and developing countries. Water pollution impairs economic growth and the physical and environmental health of billions of people. According to the world health organization (WHO), two million tons of wastewater are discharged into the environment annually without prior treatment. Therefore, the integrated management of water resources is a requirement for environmental preservation and economic development, the removal of nutrients being one of the main drawbacks. Unfortunately, global nitrogen discharge has increased due to intensification of agriculture, high levels of atmospheric deposition, and increased residual per capita discharge due to changes in the population's diet. In this work, the efficiency of a bacterial consortium (Ecobacter WP) consisting of 8 bacterial strains of the genus *Bacillus subtilis*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus cereus*, *Arthrobacter* sp, *Acinetobacter paraffineus*, *Corynebacterium* sp, *Streptomyces globisporus*; for the removal of nitrogen compounds in domestic wastewater in a plug flow system, extended aeration and bioaugmentation (FLAEBI). In order to promote the nitrification and denitrification processes, three treatments were tested to establish the optimal concentration of the bacterial consortium at laboratory scale and its subsequent application in a wastewater treatment plant (PTARD) under outdoor conditions. The evaluation period was 15 days for each treatment in the laboratory and PTARD. The physicochemical parameters monitored both at laboratory and real scale were pH, temperature, dissolved oxygen and removal of COD, BOD<sub>5</sub>, ammonium, nitrites, and nitrates. The results indicated that the optimal concentration of the consortium was 30 mg / L, with a removal percentage of 92% of nitrate on a laboratory scale

and 62% on a real scale, a difference that is attributed to the mode of operation that gave rise to different residence times, volume ratios that caused different concentration gradients, in addition to the different construction materials (fiberglass for laboratory scale and concrete for real scale) that can influence the stability of the flows. The consortium studied can be used to promote nitrification and denitrification processes that intervene in the removal of nitrogen compounds in plants with similar operating conditions, without investment in restructuring or design modification of the PTARD.

*Keywords:* Bioaugmentation, nitrogen compounds, bacterial consortium, denitrification, nitrification, water resource management

**Contenido**

Lista de tablas y figuras ..... 10

Introducción ..... 12

Objetivos ..... 15

Objetivo general..... 15

Objetivos específicos ..... 15

Marco teórico ..... 16

Compuestos nitrogenados (CoN)..... 16

Problemas asociados por los compuestos nitrogenados en el agua residual..... 16

Procesos para la remoción de compuestos nitrogenados ..... 17

Nitrificación y desnitrificación biológica ..... 19

Tecnología flujo pistón, aireación extendida y bioaumentación (FLAEBI)..... 21

Consortio bacteriano Ecobacter ..... 22

Estado de arte ..... 23

Materiales y métodos Toma de muestras aguas residuales..... 25

Consortio bacteriano Ecobacter ..... 25

Diseño experimental ..... 26

Planta escala laboratorio ..... 26

Construcción de los Pe y equipos utilizados a escala laboratorio..... 28

Operación de la planta escala laboratorio (Pe) ..... 29



Aplicación de concentración óptima a escala real .....	30
Análisis estadístico de los datos.....	30
Discusión de resultados.....	31
Caracterización fisicoquímica del agua residual.....	31
Fase Escala laboratorio .....	33
pH y temperatura.....	33
Oxígeno disuelto (OD) y eliminación biológica de la materia orgánica .....	36
Nitrificación y desnitrificación .....	40
Fase Escala Real .....	44
Condiciones operacionales en la PTARD durante la bioaumentación .....	44
pH y Temperatura <i>Figura 10. Comportamiento Caudal PTARD</i> .....	45
Oxígeno disuelto (OD) y eliminación biológica de la materia orgánica .....	46
Nitrificación y desnitrificación .....	47
Conclusiones .....	50
Recomendaciones .....	52
Referencias.....	53
Anexos .....	62

**Lista de tablas y figuras**

**Tablas**

Tabla 1. Comparación de la eficiencia en procesos físicos, químicos y biológicos para la remoción de compuestos nitrogenados ..... 18

Tabla 2. Tecnologías aplicadas en procesos de remoción de nitrógeno en los últimos 10 años en Latinoamérica ..... 19

Tabla 3. Especificaciones del consorcio bacteriano..... 23

Tabla 4. Concentración del consorcio aplicada por tratamiento ..... 26

Tabla 5. Variables monitoreadas escala laboratorio ..... 27

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del agua residual en la entrada del sistema..... 32

Tabla 7. Promedio DQO y DBO5 según tratamiento ..... 39

Tabla 8. Valores promedio de Nitrógeno Amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) mg/L en los Pe..... 41

Tabla 9. Valores promedio de Nitritos ( $\text{NO}^-$ ) mg/L en los Pe..... 42

Tabla 10. Valores promedio de Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) mg/L en los Pe ..... 42

Tabla 11. Resultados de las condiciones de trabajo en cada concentración ..... 44

Tabla 12. Valores de DQO y DBO5 PTAR ..... 47

Tabla 13. Valores de remoción de los compuestos nitrogenados PTARD ..... 48

**Figuras**

Figura 1. Tecnología FLAEBI ..... 21

Figura 2. Montaje experimental de la planta escala laboratorio en condiciones *outdoor* ..... 27

Figura 3 Componentes de la planta escala laboratorio..... 29

Figura 4. Comportamiento de pH ..... 33

Figura 5. Comportamiento temperatura - tratamiento(días) ..... 34

Figura 6. Medias y 95 % de Fisher Least Significant Difference LSD : A) pH B) Temperatura ..... 35

Figura 7. Gráfica de interacciones entre variables de operación. A) pH - módulo B) Temperatura- módulo ..... 36

Figura 8. Oxígeno disuelto Vs tratamiento (por modulo) ..... 37

Figura 9. Interacciones oxígeno disuelto tratamiento (por modulo) ..... 38

Figura 10. Comportamiento caudal PTARD..... 45

Figura 11. Comportamiento pH y temperatura en la PTARD (Días)..... 45

Figura 12. Comportamiento OD en los módulos de PTARD ..... 46

**Ecuaciones**

Ecuación 1. Proceso de reducción hasta nitrógeno molecular ..... 20

Ecuación 2. Reacción de oxidación de amonio..... 20

Ecuación 3. Reacción de oxidación de nitrito..... 20

Ecuación 4. Tiempo de retención hidráulico..... 30

## Introducción

Anteriormente, las plantas de tratamiento de aguas residuales estaban diseñadas únicamente para remover sólidos suspendidos, materia orgánica y microorganismos patógenos (Rathna & Nakkeeran, 2020). No obstante, debido al crecimiento industrial y poblacional, se comenzaron a conocer los problemas asociados a los nutrientes, en especial, por el nitrógeno vertido en cuerpos de agua receptores (BID & CEPAL, 2018).

Los compuestos nitrogenados, en lo sucesivo CoN, generan gran preocupación en la gestión del recurso hídrico a nivel internacional. La falta de tratamientos adecuados que garanticen la remoción de CoN es un inconveniente debido a los costos de rediseño y operación de los sistemas de tratamiento en países en vía de desarrollo (Dadrasnia et al., 2017; Fu et al., 2018; Li et al., 2018).

Los CoN ingresan a los cuerpos de agua por causas naturales y antropogénicas.

Entre los procesos naturales se encuentran los depósitos geológicos, la descomposición de la materia orgánica, deposición atmosférica y la escorrentía superficial; mientras que las actividades antropogénicas de mayor relevancia están asociadas al suministro del recurso hídrico doméstico, industrial o agrícola (Khatri & Tyagi, 2015; Limongi et al., 2018; Vitoria et al., 2015).

Cantidades elevadas de nitrógeno afectan la capacidad de autodepuración del agua y promueven la eutrofización (Romanelli et al., 2020). Incluso, los CoN pueden alcanzar niveles inhibitorios para el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, afectando los servicios ecosistémicos de los cuerpos receptores y representando un riesgo para el consumo humano (Dodds & Whiles, 2020; Romanelli et al., 2020).

Los efectos toxicológicos en exposiciones prolongadas a CoN reducen la respuesta

inmunológica de los organismos acuáticos induciendo a patologías que pueden llevar a la muerte de estas especies (Camargo & Alonso, 2007; Cardenas & Sanchez, 2013). Así mismo, el consumo de alimentos o agua potable que contengan un rango superior a 0,1 mg/L de nitritos puede afectar la presión sanguínea, el suministro de oxígeno a los tejidos y causar la muerte (ATSDR, 2015; Rajta et al., 2020).

En América Latina y el Caribe existe una contaminación generalizada por nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) (Fernández et al., 2009). Según el reporte de (BID & CEPAL, 2018), en los países latinoamericanos, al menos el 30 % de los efluentes urbanos son retornados a los cuerpos de agua sin ningún grado de tratamiento previo. En Colombia, la carga de nitrógeno total (NT) neta vertida a las corrientes hídricas superficiales, por los sectores industrial y doméstico, fue de 144.989 ton/año en 2016; solamente el sector doméstico aportó el 26 % (IDEAM, et al., 2019). Según la OMS, en la mayoría de los países las concentraciones de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) en aguas de consumo procedentes de aguas superficiales no superan los 10 mg/L, aunque los niveles de nitrato en agua de pozo superan con frecuencia los 50 mg/L; sin embargo, estas concentraciones deberían poderse reducir hasta 5 mg/L o menos, mediante la desnitrificación biológica en aguas superficiales o intercambio de iones en aguas subterráneas (OMS, 2006). En Colombia se realizan esfuerzos por controlar la descarga de CoN, mediante la reconversión a tecnologías limpias y la definición de valores límites permisible en los vertimientos puntuales (máximo 5 mg/L) (Resolución N° 1207,2014; Resolución N° 0631,2015).

Para la remoción de CoN se han implementados métodos fisicoquímicos; sin embargo, estos trasladan el contaminante de un ambiente a otro sin solucionar el problema (Cervantes & Gómez, 2000; Cervantes et al., 2000). En este sentido, la aplicación de

procesos biológicos no asimilativos para la eliminación del nitrógeno es una alternativa eficiente. Lo anterior, mediante la aplicación de bacterias nitrificantes y desnitrificantes de tipo amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes que emplean el carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular y el nitrógeno inorgánico para la obtención de energía (Rahimi et al., 2020; Ruan et al., 2020; Saldarriaga et al., 2013).

Para acelerar estos procesos se adoptan técnicas de bioaumentación. Entre tanto, para este estudio se pretende trabajar con un consorcio bacteriano, que actualmente está siendo utilizado en la biotecnología FLAEBI, para la remoción de materia orgánica que ahora será valorada y estandarizada para la remoción de CoN (Ruscalleda et al., 2011; Jia et al., 2019; Peñafiel et al., 2016).

En el marco del cumplimiento del objetivo de desarrollo sostenible (ODS) número seis “Agua Limpia y Saneamiento”, el presente trabajo busca evaluar la eficiencia de la remoción de CoN mediante la aplicación de la técnica de bioaumentación en aguas residuales domésticas. Lo anterior utilizando un consorcio bacteriano conocido por sus propiedades para remover materia orgánica, y la operación de un sistema de tratamiento con procesos de flujo pistón, aireación extendida y bioaumentación (FLAEBI).

Esta investigación busca establecer la concentración óptima del consorcio objeto de estudio que garantice mayores porcentajes de remoción en un sistema operado en condiciones *outdoor*. Si la biotecnología es apropiada para la remoción de los CoN, representaría una estrategia de sostenibilidad para la optimización de los sistemas de tratamiento nuevos y en operación. Debido a que no requiere grandes inversiones económicas, puede contribuir al desempeño ambiental del sector de servicios públicos domiciliarios y fortalecer la relación Empresa-Estado mediante la transferencia tecnológica.

En este sentido, el planteamiento central que se espera responder con la presente investigación es:

¿Posee el consorcio bacteriano Ecobacter la capacidad de remover CoN de aguas residuales domésticas y cuál es la concentración óptima del inóculo que garantiza la eficiencia del proceso de nitrificación y desnitrificación en una PTAR operada bajo condiciones *outdoor*?

## **Objetivos**

### **Objetivo general**

Evaluar la eficiencia de un consorcio bacteriano en la remoción de compuestos nitrogenados de aguas residuales domésticas en una PTARD bajo condiciones *outdoor*.

### **Objetivos específicos**

- Establecer la concentración óptima del inóculo del consorcio bacteriano para la remoción de compuestos nitrogenados en un sistema de tratamiento a escala laboratorio.
- Evaluar la remoción de compuestos nitrogenados en una PTARD operada bajo condiciones ambientales *outdoor* a partir de los resultados obtenidos en el sistema de tratamiento a escala laboratorio.
- Proponer medidas para la optimización de los procesos de nitrificación y desnitrificación en una PTARD operada bajo condiciones ambientales *outdoor*.

## **Marco teórico**

### **Compuestos nitrogenados (CoN)**

Los CoN presentes en el agua como el Amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) son constantemente transformados por microorganismos como Nitrobacter y Nitrosomas, que participan en los diferentes procesos implicados en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno (Claro, 2012; Garrido, 2019).

Además, el nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos y terrestres puede estar en diferentes formas de acuerdo con el estado de oxidación, y son los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación ocurridos en estos ecosistemas los principales responsables de los cambios de un estado de oxidación a otro. La forma ionizada y no ionizada de estos compuestos dependerá del pH y la temperatura (Zornoza et al., 2012; Correa et al., 2018).

La presencia de los CoN en las aguas residuales se debe a causas naturales como la disolución atmosférica, escorrentías superficiales y subterráneas, descomposición de materia orgánica y a causas antropogénicas provenientes de usos agrícolas, industriales y urbanos (Fernández et al., 2006; U.S. EPA, 2008).

### **Problemas asociados por los compuestos nitrogenados en el agua residual**

El vertido de aguas residuales de origen urbano constituye un foco importante de contaminación en los cuerpos de agua receptores que, al no ser tratadas adecuadamente, generan un impacto severo sobre estos ecosistemas acuáticos, porque dificulta el tratamiento por vía biológica. En algunos casos estos contaminantes pueden ser de tipo recalcitrante, debido a su naturaleza hidrofóbica, por lo que son susceptibles de bioacumularse en los



organismos vivos, de forma que en estos alcanza concentraciones más elevadas que las concentraciones reportadas en las aguas y suelos (Claro, 2012). Desafortunadamente, la descargada de nitrógeno global se ha incrementado debido a la intensificación de la agricultura, los niveles elevados de deposición atmosférica y el aumento en la descarga residual per cápita por cambios en la dieta de la población (UnWater, 2018).

El exceso de nitrógeno, principalmente en forma de nitratos, puede estimular el crecimiento de las plantas generando eutrofización (Saldarriaga et al., 2013); e incluso alcanzar niveles tóxicos para especies acuáticas alterando su capacidad para sobrevivir, crecer y reproducirse (U.S. EPA, 2002). La ingestión de agua o alimentos con contenidos de toxinas algales puede dar lugar a trastornos fisiológicos como náuseas, vómitos, diarrea, gastroenteritis, neumonía, dolores musculares, entre otros diversos síntomas de intoxicación (Cardenas & Sanchez, 2013; De Fernícola, 2005).

Se ha comprobado que bebés menores de cuatro meses que consuman agua con altos niveles de nitratos pueden llegar a contraer la enfermedad denominada metahemoglobinemia, manifestando los síntomas típicos de cianosis, taquicardia, convulsiones, asfixia y, en último término, la muerte (Romero et al., 2018). El valor de referencia es de 50 mg/L de nitrato para proteger a los lactantes alimentados con biberón contra la metahemoglobinemia (exposición a corto plazo) (Gorchev & Ozolins, 1984).

### **Procesos para la remoción de compuestos nitrogenados**

Existen métodos físicos, fisicoquímicos y biológicos para la eliminación de nitrógeno del agua o la combinación de uno o varios de ellos. La selección del método depende del tipo de agua residual, del flujo, temperatura del sitio, costos y otras variables (Cardenas & Sanchez, 2013).

En la tabla 1 se muestra una comparación de la eficiencia de cada uno de los procesos de remoción que existen sobre los compuestos nitrogenados:

Tabla 1.

*Comparación de la eficiencia en procesos físicos, químicos y biológicos para la remoción de compuestos nitrogenados*

Proceso	Tecnología	Ventajas	Desventaja	Citas
Proceso Físico	Ósmosis Inversa	La membrana fue capaz de separar los contaminantes del agua (iones), ya que redujo satisfactoriamente los valores de la DQO a los niveles establecidos por la legislación ambiental.	Presenta el inconveniente que las membranas utilizadas no tienen una gran selectividad por el nitrato.	(Cardenas & Sanchez, 2013)
Proceso Químico	Intercambio Iónico	No aparecen en la bibliografía muchas referencias de aplicaciones del intercambio iónico para la eliminación de nitrógeno amoniacal de aguas residuales, aunque los trabajos existentes señalan que el proceso solo es efectivo para aguas residuales con 100-200 mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .l-1.	Presenta el inconveniente que no existe una resina con alta y exclusiva selectividad por el nitrato.	(Carrera, 2000)
Proceso Biológico	Bioaumentación o cultivos de bacterias propias de las aguas residuales domésticas	La bioaumentación de bacterias desnitrificantes puede servir como una técnica prometedora para mejorar la eliminación de nutrientes durante el tratamiento de aguas residuales.	Las afecta las condiciones de trabajo inestables.	(Ruan et al., 2020)

Fuente: propia (2020)

El tratamiento biológico ha tenido un importante desarrollo en la eliminación de nitrógeno; en los últimos años se ha desarrollado una gran diversidad de configuraciones de plantas de lodos activados para la eliminación biológica de nutrientes de manera individual o simultánea (Venegas, 2015). El objetivo de los tratamientos biológicos es la oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación) y la eliminación del nitrógeno a través de la conversión de las formas oxidadas a nitrógeno gaseoso (desnitrificación)(Cervantes et al., 2000). En la tabla

2 se relacionan algunas investigaciones sobre tecnologías aplicadas en la remoción de nitrógeno.

Tabla 2.

*Tecnologías aplicadas en procesos de remoción de nitrógeno en los últimos 10 años en Latinoamérica*

Tipo de agua residual	Tipo de reactor utilizado	Eficiencia/ Tasa de remoción obtenida	Autor y Año
Aguas residuales de la industria alimenticia	Sistema de lodos activados y biofiltro	Los resultados dieron que los microorganismos eficientes aumentaron la carga microbiana de los microorganismos endógenos en el lodo, consiguiendo un mejor crecimiento de la biopelícula y logrando la reducción de la concentración de H <sub>2</sub> S de 3,68 mg/L a 0,45 mg/L, alcanzando un porcentaje de remoción del 70,35 %.	(Santillán & Paredes, 2018)
Aguas residuales de extractadora de aceite crudo de palma africana	Lagunas anaeróbicas y biofiltros de arena	El sistema operó durante 294 días y se logró una remoción de 41 % al 85 % de la DQO, y de 44 % a 87 % de amonio. Así mismo, se obtuvo un 12 % de reducción en la concentración de nitrógeno inorgánico total después del intervalo de aireación en comparación con el de no aireación.	(Peñafiel et al., 2016)
Agua residual sintética, similar en composición al agua residual doméstica	Tratamiento biológico (anaerobio-anóxico-aerobio y aerobio-anóxico modificados con la adición de AnoxKaldnes como medio de soporte en las cámaras aerobias)	Las remociones obtenidas durante toda la experimentación fueron superiores al 90 % en DQO y cercanas al 85 % en N y en P, valores que corresponden a las medianas de toda la experimentación, es decir, incluyen las respuestas logradas para las diversas tasas de recirculación (aerobio-anóxico) y para un periodo de investigación total de 14 meses.	(Saldarriaga et al., 2013)

Fuente: propia (2020)

### Nitrificación y desnitrificación biológica

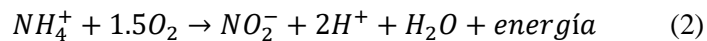
La nitrificación es el proceso que permite la conversión biológica del nitrógeno

amoniaco ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y posteriormente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), mientras que en el proceso de desnitrificación se da la oxidación del nitrato a nitrógeno gaseoso. Estas reacciones metabólicas se realizan por medio de bacterias aeróbicas o anaeróbicas (Cervantes et al., 2000).

El proceso de reducción hasta nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ) se da por diferentes reacciones sucesivas (Pacheco et al., 2002):



Las reacciones de oxidación de amonio y nitritos son (Zornoza et al., 2012):



Entre los factores que afectan los procesos de nitrificación y desnitrificación está el oxígeno disuelto (OD). La concentración óptima de OD para nitrificación se sitúa en 2-3 mg/L; mientras que para la desnitrificación se recomiendan valores por debajo de 1 mg/L de OD (Cardenas & Sanchez, 2013; Garrido, 2019).

La Temperatura, por su parte, juega un papel fundamental para el crecimiento de las bacterias nitrificantes (Santillán & Paredes, 2018) con rangos de temperatura entre 30 °C a 35 °C. Sin embargo, existen reportes de sistemas en los que se lleva a cabo la nitrificación a temperaturas mucho más bajas.

En cuanto a la variable de pH en los procesos de nitrificación y desnitrificación, las investigaciones mostraron que los mejores resultados se obtuvieron con valores de pH 7,5 a 8,5 aproximadamente; a valores inferiores la velocidad de nitrificación se reduce de forma significativa (She et al., 2016).

En cuanto a la alcalinidad, disminuye durante el proceso de nitrificación, debido a que esta es utilizada como fuente de carbono por las bacterias nitrificantes y por la generación de iones hidrógeno ( $H^+$ ) y de iones nitrito durante el proceso (Cardenas & Sanchez, 2013).

**Tecnología flujo pistón, aireación extendida y bioaumentación (FLAEBI)**

El proceso FLAEBI está conformado por la combinación de varias tecnologías dentro de las cuales están: reactor de flujo pistón, aireación extendida y bioaumentación.

El reactor de flujo pistón genera una bioreacción en función de la conversión y concentración de la biomasa. En este sistema cada unidad de líquido que entra al reactor no se mezcla con el que le antecede, saliendo del reactor sin que haya mezcla total del líquido.

La aireación extendida consiste en un tratamiento de lodos activados aeróbico (utiliza microorganismos que necesitan oxígeno) y opera en la fase endógena de la reacción o biodegradación de la materia orgánica. Este proceso logra reducir alrededor de 80 % la producción de lodos, comparándolo con los lodos activados convencionales. Usualmente tiene un tiempo de residencia entre 20 y 24 horas.

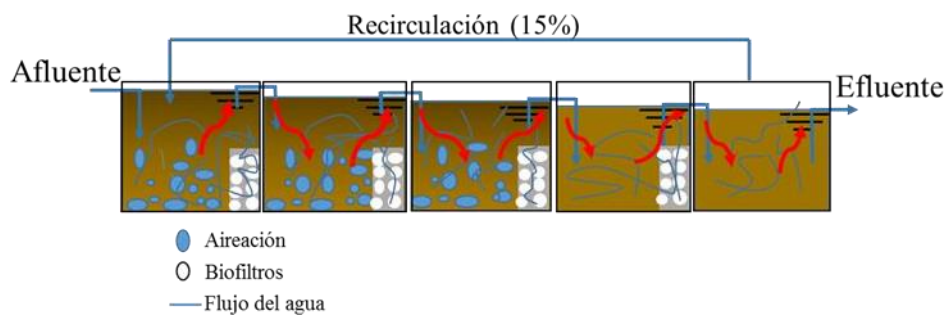


Figura 1. Esquema tecnología FLAEBI.

La bioaumentación no sustituye la población de bacterias existentes, aumenta el número total de microorganismos deseados, aplicando cepas con la habilidad de trabajar en

los rangos más amplios de los parámetros de operación. Las cepas o consorcios adicionados tienen la capacidad de degradar compuestos del agua residual de forma rápida, dando como resultado una mejora sustancial en el tratamiento, además de generar condiciones favorables para la operación de la planta (Dadrasnia et al., 2017).

### **Consortio bacteriano Ecobacter**

El consorcio bacteriano Ecobacter WP lo comercializa la empresa Ingeniería Medio Ambiente IMA SAS. Es un cultivo mixto de microorganismos no modificados genéticamente, con diversos tipos de metabolismo, que presentan relaciones sinérgicas de cooperación y metabolismo. Los microorganismos del consorcio Ecobacter poseen varias características útiles en procesos de bioaumentación y biorremediación, entre las cuales se encuentran la habilidad para metabolizar grasas, proteínas, lípidos y otros contaminantes, hasta generar dióxido de carbono y agua sin la liberación de malos olores. En la tabla 3 se muestran las características de las bacterias que conforman el consorcio y las condiciones ideales que necesitan los microorganismos para su proliferación. El fabricante recomienda un rango de oxígeno disuelto (2 - 4 mg/L), temperatura de trabajo (5 °C - 45 °C), temperatura óptima de trabajo (20 °C - 30 °C), pH de trabajo (5 - 9), pH óptimo de trabajo (6,5 - 7,5) y preferiblemente que sea implementado en un medio acuoso, ya que se tiene una mejor aireación para su proliferación.

Tabla 3.

*Especificaciones del consorcio bacteriano*

Tipo de bacterias	pH	Temperatura	Metabolismo Aerobio /anaerobio /facultativo	Proceso	Clasificación	Ambiente
<i>Bacillus subtilis</i>	4.0 - 8.0	5 a 70 °C	Facultativos	Nitrificación (NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub> )	Gram positiva	Suelo
<i>Bacillus licheniformus</i>	4.5 - 8.0	4.0 a 60 °C	Aerobios	Actividad amilolítica	Gram positiva	Suelo
Tipo de bacterias	pH	Temperatura	Metabolismo Aerobio /anaerobio /facultativo	Proceso	Clasificación	Ambiente
<i>Bacillus megaterium</i>	7.0 - 8.0	3 a 45 °C	Aerobios	Actividad proteolítica	Gram positiva	Suelo
<i>Bacillus cerus</i>	4.9 - 9.3	4.0 a 48 °C	Anaerobio Facultativos	Desnitrificación (NO <sub>3</sub> -N <sub>2</sub> )	Gram positiva	Suelo
<i>Arthorbacter sp (x2)</i>	6.0 - 8.0	10 a 35 °C	Facultativos	Degradación de carbohidratos	Gram positiva	Suelo
<i>Acinetobacter paraffineus</i>	4.0 - 9.0	4.0 a 3.6 °C	Aerobios	Degradación de fósforo	Gram negativa	Suelo
<i>Corynebacterium sp</i>	4.2 - 8.4	20 a 45 °C	Aerobios Facultativos	Actividad proteolíticas, participa como productora de hidrógeno	Gram positiva	Suelo
<i>Streptomyces globisporus</i>	3.0 - 9.2	3.0 a 45 °C	Aerobios	Actividad proteolítica	Gram positiva	Suelo, agua y aire
<i>Arthorbacter sp (x2)</i>	4.0 - 8.2	4.0 a 48 °C	Aerobios	Degradación de fósforo	Gram positiva	Suelo

Fuente: Propia (2020)

**Estado de arte**

Como estrategia de innovación, se rediseñaron los sistemas tradicionales incorporando nuevas etapas (nitrificación-desnitrificación) (Ekama, 2011). Sin embargo, los primeros esfuerzos, como el sistema Ludzack y Ettinger (anóxico-aeróbico), no utilizaban una recirculación del licor mixto, desaprovechando significativamente la demanda biológica de oxígeno (DBO) del afluente (Venegas, 2015). Posteriormente, se modificó este diseño incluyendo una recirculación interna, lo cual permitió utilizar la DBO del afluente para la

desnitrificación (Suárez, 2019).

(Zornoza et al., 2012) afirma que los parámetros operacionales y fisicoquímicos tienen una fuerte interacción sobre la población de bacterias nitrificantes, por lo cual se puedan dar situaciones particulares en cada estación depuradora.

En Colombia (González & Saldarriaga, 2008) se ensayaron una serie de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica y nutrientes, utilizando un sistema tipo A2O (anaerobio-anóxico-aerobio), con eficiencias de remoción de 87,7 % en nitrógeno.

En Venezuela (Carrasquero, 2013) evaluaron la remoción de nutrientes utilizando un reactor por carga secuencial (SBR), bajo una secuencia operacional anaeróbica/aeróbica/anóxica, dos tiempos de retención celular de 15 y 25 días y un tiempo de retención hidráulica de 11h. Los dos tratamientos aplicados permitieron la remoción simultánea de nutrientes y materia orgánica, debido a la flexibilidad del reactor para adaptarse a distintas condiciones de operación.

(Cárdenas et al., 2011) realizó el estudio del Reactor Biológico Secuencial (RBS) a escala piloto. El RBS se dividió en cuatro fases en las que se modificó la carga orgánica y la duración de las etapas anaerobia, aerobia y anóxica que conforman cada ciclo de tratamiento, considerando edades de lodo de 10 y 7,5 días, demostrando que la edad del lodo es un factor importante en los procesos de nitrificación biológica; mientras que (Cárdenas et al., 2006) demostraron que en el proceso de desnitrificación, la duración de la etapa anóxica y la disponibilidad de materia orgánica para las bacterias desnitrificantes es un factor determinante.

(Claro, 2012) realizó un estudio del proceso de eliminación de nitrógeno vía nitrito para eliminar el amonio de la corriente del sobrenadante procedente de la deshidratación de



fangos estabilizados mediante digestión anaerobia, con la validación del sistema de control en un reactor SHARON.

Las investigaciones evidencian que es posible el control automático y en tiempo real del proceso de eliminación de nitrógeno vía nitrito con sensores robustos y de bajo coste, además de tener como principal ventaja la flexibilidad y capacidad de adaptarse en tiempo real a las características de la corriente afluyente y al estado del proceso (Venegas, 2015).

### **Materiales y métodos Toma de muestras de aguas residuales**

El agua residual utilizada en los ensayos proviene de la PTAR Lomas del Caujaral, ubicada en el municipio de Puerto Colombia, con un flujo promedio de 120 m<sup>3</sup>/día. Se tomaron 10 muestras de 80 L dos veces por semana (día 1 y 3), durante un periodo de 40 días, respetando la cadena de custodia en términos de almacenamiento, con refrigeración y transporte en recipientes plásticos esterilizados (IDEAM, 2017). Se realizó la caracterización fisicoquímica de las muestras de acuerdo con el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2017).

### **Consorcio bacteriano Ecobacter**

El consorcio bacteriano Ecobacter es un producto comercializado por la empresa Ingeniería Medio Ambiente IMA S.A.S. Ecobacter está conformado por ocho (8) cepas no modificadas genéticamente, con características diferentes en términos de metabolismo (aerobio, anaerobio o facultativo). El producto es utilizado para degradar materia orgánica hasta dióxido de carbono y agua (ver Tabla 3). La concentración del inóculo para los tratamientos se calculó de acuerdo con lo establecido por el fabricante, multiplicando los mg/L del consorcio a dosificar por el caudal de agua residual a tratar.

### Diseño experimental

El diseño del experimento fue unifactorial. Las variables independientes fueron las concentraciones de los tratamientos aplicados (20, 30, 40 mg/L), módulos de la planta de tratamiento, tiempo de retención hidráulico (TRH) y caudal; mientras que los demás parámetros fueron considerados dependientes (pH, temperatura, OD, nitrato, nitrito, nitrógeno amoniacal, DQO y DBO<sub>5</sub>). Dependiendo del parámetro analizado se tomaron muestras diarias y semanales por cada tratamiento (ver tablas 4 y 5).

La hipótesis nula (H0) planteada fue que “los porcentajes de remoción de CoN de los tres tratamientos son iguales”.

La hipótesis alternativa propone que “los porcentajes de remoción de CoN de los tres tratamientos son diferentes”.

### Planta escala laboratorio

Se seleccionaron tres concentraciones del consorcio para tres tratamientos (20, 30, 40 mg/L), estas concentraciones se basan en las sugerencias del fabricante IMA S.A.S. Cada concentración de tratamiento se aplicó en dos plantas escala laboratorio (Pe), se operaron 2 réplicas (Pe1 y Pe 2) y un Pe Blanco (PeB), y se incluyó un control negativo sin inóculo Ecobacter que operó únicamente con la flora bacteriana autóctona del agua residual objeto de estudio.

Tabla 4.

*Concentración del consorcio aplicada por tratamiento*

<u>Producto</u>	<u>Concentración (mg/L)</u>	<u>Dosificación en (µL/L afluente)</u>	<u>Puntos de dosificación</u>	<u>Días de dosificación</u>
Conorcio Ecobacter WP	20	580	Pe1 y Pe2	15 días continuo
	30	870		
	40	1080		

Nota: Planta escala laboratorio (Pe), replica 1 (Pe1), replica 2 (Pe2) Fuente: propia (2019)

Para valorar la eficiencia de los tratamientos se monitorearon, tanto a escala laboratorio como a escala real, las variables operativas de entrada y salida, identificando si hubo diferencias significativas entre las tres concentraciones de tratamiento (Tabla 5).

Tabla 5.

*Variables monitoreadas escala laboratorio*

<u>Parámetros Evaluados</u>	<u>Método implementado</u>	<u>Intervalos de monitoreo</u>
Demanda química de oxígeno (DQO)*	Reflujo cerrado por método Colorimétrico 5220D. (APHA et al., 2017)	3 por semana
Demanda biológica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> )*	Método oximétrico, 5210. (APHA et al., 2017). Método sin filtración.	3 por semana
Nitratos (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )*	Método Diazonio (Equipo YSI)	1 por día
Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )*	Método Nitricol (Equipo YSI)	1 por día
Amonio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )*	Método Indofenol (Equipo YSI)	1 por día
Oxígeno disuelto (OD)*	In situ	4 por día
pH *	In situ	4 por día
Temperatura*	In situ	4 por día

Fuente propia (2020)

*Observación: Cada muestra fue ensayada en duplicado.*

*\*pH y Temperatura: Kit medidor acósense pH100A YSI.*

*\*OD: Kit medidor acósense DO200A.*

*\*Amonio, Nitrito y Nitrato: Fotómetro 9300 YSI.*

*\*DBO<sub>5</sub>: Botellas winkler e incubadora a 20°C (OxiTop IS12 WTW).*

*\*DQO: Termoreactor y Colorímetro HACH.*

La variable de entrada fue la concentración del inóculo (tratamientos), mientras que las variables de salida fueron el tiempo de retención hidráulico (TRH), caudal, pH, temperatura, OD, % remoción de DQO, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos.

El periodo de evaluación de cada concentración de tratamiento fue de 15 días como ya se explicó, los primeros cinco (5) días de cada ensayo corresponden a la fase de

adaptación del inóculo a las condiciones de las aguas residuales y a las condiciones ambientales de operación. Las condiciones climáticas de Barranquilla alcanzan temperaturas máximas entre 30 °C y 32 °C y temperaturas mínimas entre 24 °C y 26 °C, radiación ultravioleta promedio entre 5 y 8 IUUV (Índice Ultravioleta), irradiación global horizontal promedio diaria entre 5 y 6 kWh (Kilovatio hora)/m<sup>2</sup> (IDEAM, 2019).

Durante la fase de adaptación, las condiciones también fueron *outdoor* para simular las condiciones ambientales de la operación de la planta real. Una vez terminado cada ensayo, se procedió a hacer un lavado de los biofiltros y módulos para la aplicación de una nueva concentración de inóculo (ver figura 2).

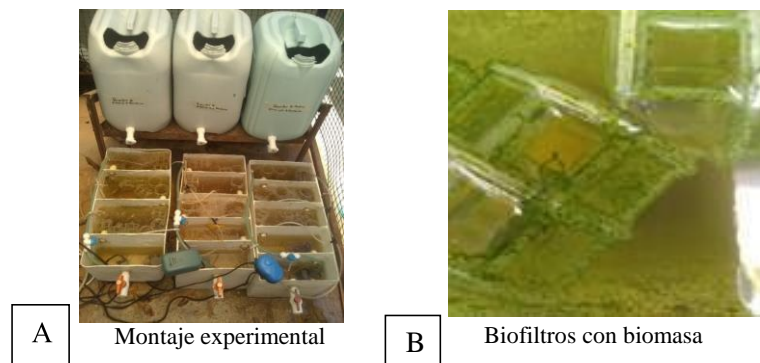


Figura 2. Montaje experimental de la planta escala laboratorio en condiciones outdoor

### Construcción de los Pe y equipos utilizados a escala laboratorio

Los Pe fueron construidos con geometría rectangular y en fibra de vidrio con un volumen de (24 L), dividido por cinco (5) módulos y un tanque plástico para el almacenamiento (20 L). Se instalaron los siguientes elementos: dentro de los tres primeros módulos se instalaron nueve (9) piedras porosas de diámetro de 30 mm, el flujo de aire inyectado (0,045 L/min), dos bombas de aire (salida de aire 2,2 L/min cada una), biofiltros BF33 (material polipropileno, área superficial 3.1 m<sup>2</sup>), una bomba sumergible para recircular el 15 % del flujo de agua tratada (110V, 1.5 w, Altura máxima de 0,6 m, 220 L/hora). Se

instalaron válvulas de bola (1/2" pvc) para la descarga y toma de muestra del agua residual tratada (Figura 3). El sistema fue operado internamente por gravedad, teniendo en cuenta que la energía utilizada para el desplazamiento del fluido es la energía potencial que tiene el agua por su altura. La comunicación entre los módulos se hace por diferencia de altura entre los pasantes. El control operativo se realizó manualmente. La figura 3 presenta la zona aerobia (presencia de oxígeno) y la zona anóxica (ausencia de oxígeno y nitratos como aceptor final de electrones).

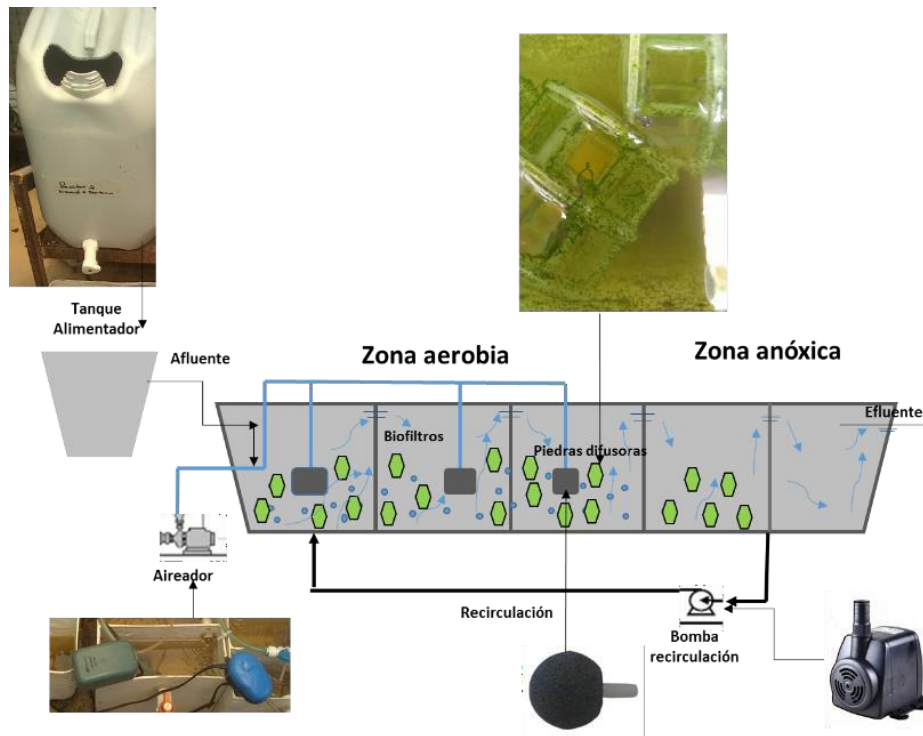


Figura 3. Componentes de la planta escala laboratorio.

### Operación de la planta escala laboratorio (Pe)

Una vez iniciada la operación se seleccionaron ciclos de 24 h continuos para los

seguimientos de los parámetros fisicoquímicos, con tiempo de retención de tres (3) días. La aireación se aplicó en los primeros tres módulos de los Pe (nitrificación) y los otros dos módulos trabajaron sin aireación (desnitrificación). Se calculó el tiempo de residencia hidráulico de 2 horas, en función del caudal y el volumen de los Pe.

$$TRH (h) = V/Q \quad (4)$$

Donde TRH es igual al tiempo de retención hidráulico, V, Volumen del reactor; y Q corresponde al Caudal afluente.

Durante la operación de los Pe se tomaron 60 muestras de agua residual tratada por cada procedimiento. Estas muestras se tomaron en un beaker de 250 mL, cada una durante 15 días en intervalos de 2 horas (Tabla 5). Los criterios para determinar la concentración óptima fueron los porcentajes de remoción de CoN resultantes de las condiciones de trabajo. La concentración óptima es aquella con mayores porcentajes de remoción.

### **Aplicación de concentración óptima a escala real**

Una vez determinada la escala laboratorio, se aplicó la concentración óptima a escala real en la planta de tratamiento de agua residual Lomas del Caujaral durante 15 días. Se evaluaron los mismos parámetros aplicados en la escala laboratorio (ver tabla 5).

### **Análisis estadístico de los datos**

En la fase laboratorio se tuvo en cuenta el tratamiento (concentración mg/L del inóculo), réplica (Pe blanco, Pe 1 y Pe 2), jornada (hora de toma de muestra y día), punto (entrada, salida y módulos de 1 al 4) y tiempo de retención hidráulica por módulo y por Pe, y caudal; para la fase de campo en la planta de tratamiento de aguas residuales, los datos se

organizaron por jornada (hora de toma de muestra y día), volumen total, caudal de operación, tiempo de retención hidráulica de la planta y el punto (entrada, salida y módulos de 1 al 4). Así mismo, las variables de entrada: concentración del inóculo, y las variables de salida: porcentajes de remoción DQO, DBO<sub>5</sub> y CoN. Esta información permitió realizar el análisis de los datos mediante el *software Statgraphics Centurion XVI*, aplicando un modelo de regresión lineal generalizado, con el fin de determinar si existe relación entre las variables fisicoquímicas evaluadas con los resultados obtenidos con un 95 % confianza ( $p < 0.05$ ). Se realizó un análisis de varianza multifactorial, ANOVA Multifactorial, que permitió establecer una relación estadísticamente significativa entre las variables independientes y las variables dependientes, tanto en escala laboratorio como en la planta a escala real.

Adicionalmente, se presentaron los Intervalos LSD de Fisher (Least Significant Difference) con el fin de comparar las medias de los grupos de muestras correspondientes a los tres tratamientos (StatPoint Technologies, 2010). En los casos que se presentó interacción de ambas variables independientes (concentración de tratamiento y módulo) sobre las variables dependientes se adicionó el gráfico de interacciones.

## **Discusión de Resultados**

### **Caracterización fisicoquímica del agua residual**

La tabla 6 presenta la caracterización fisicoquímica de la muestra de agua, tomada del pozo de bombeo de la PTAR Lomas de Caujaral, con la finalidad de conocer los componentes y las concentraciones de contaminantes, previo a la aplicación del consorcio bacteriano.

Tabla 6.

*Caracterización fisicoquímica del agua residual en la entrada del sistema*

<u>Parámetros fisicoquímicos</u>	<u>Caracterización fisicoquímica del agua residual en la entrada del sistema</u>			<u>Composición típica de una agua residual doméstica</u>		
	<u>Mínima</u>	<u>máxima</u>	<u>Promedio</u>	<u>Baja</u>	<u>Media</u>	<u>Alta</u>
DQO (mg/L)	428	455	441,5 ± (19,1)	250	500	1000
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	180	220	200 ± (28,2)	110	200	400
Nitratos NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	16,2	18,8	17,5 ± (1,8)	-	-	-
Nitritos NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	7,82	7,96	7,89 ± (0,1)	-	-	-
Nitrógeno amoniacal NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	6,1	8,52	7,31 ± (1.7)	12	25	50
pH (UND)	7,4	7,47	7,435 ± (0.1)	6,3	7	8,1

Fuente: Adoptado de (Metcalf & Eddy, 2007; Niño & Martinez, 2013)

Los valores reportados en la tabla 6 fueron comparados con la composición típica de aguas residuales domésticas, donde se observaron concentraciones medias de DQO y DBO<sub>5</sub> frente a la concentración típica, manteniéndose en el rango de biodegradabilidad (López et al., 2017).

Con respecto a los nitritos y nitratos, teóricamente en las aguas residuales es muy bajo (0,1 a 0,9 mg/L), pero puede aparecer ocasionalmente en concentraciones inesperadamente altas como se observa en los resultados obtenidos (7,89 NO<sub>2</sub>-mg/L y 17,5 NO<sub>3</sub>-mg/L), debido a la contaminación industrial y de aguas residuales domésticas. Por su parte la concentración de nitrógeno amoniacal fue baja (7,31 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mg/L), comparada con el valor típico de aguas residuales domésticas. Estas concentraciones pueden presentar problemas de toxicidad y representan un impedimento para el desarrollo de la vida piscícola y el establecimiento de un ecosistema en buenas condiciones (Saldarriaga et al., 2013). Por otro lado, el valor de pH (7,43) se mantiene dentro de los rangos típicos de un agua residual doméstica.



**Fase Escala laboratorio**

Los resultados de análisis ANOVA multifactorial permitieron evidenciar una diferencia estadísticamente significativa (valor  $p \geq 0.05$ ), entre la media de los tratamientos (20, 30 y 40 mg/L) para los parámetros: pH, temperatura, OD, DQO, DBO<sub>5</sub> y compuestos nitrogenados (nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos). (ver anexo A).

**pH y temperatura**

El pH y la temperatura pueden estar influenciados por el crecimiento microbiano (López et al., 2017), debido a las reacciones metabólicas asociadas al proceso de duplicación celular generando variaciones en el pH y la temperatura (She et al., 2016).

La figura 4 presenta los valores de pH promedio por concentración de tratamiento. El valor promedio más alto se presentó en el tratamiento de 30 mg/L con 8,0 und de pH y el menor valor se obtuvo en el tratamiento de 40 mg/L con un valor promedio de 6,5 und de pH.

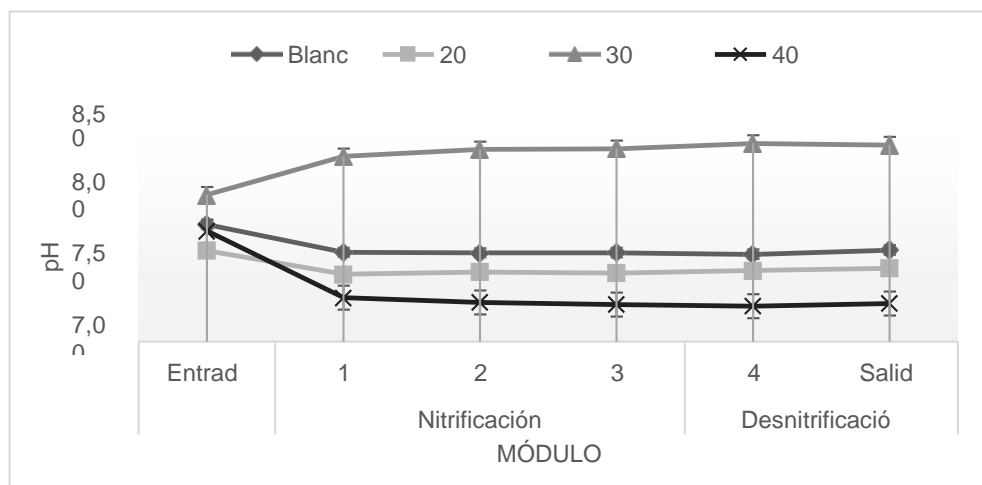


Figura 4. Comportamiento de pH

A partir de lo anterior se puede deducir que en la concentración de 30 mg/L hubo un equilibrio entre la biomasa bioaumentada y la cantidad de carbono orgánico requerido en el

proceso de nitrificación y desnitrificación, ya que al ser consumido el carbono orgánico por la biomasa, aumenta la alcalinidad y a su vez se produce la liberación de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), lo que se ve reflejado en valores de pH de ocho (8) unidades además de compensar el descenso del pH ocurrido durante la nitrificación, consiguiendo una desnitrificación adecuada (Ruscalleda et al., 2011).

Para el caso de los tratamientos de 20 y 40 mg/L y blanco ocurrió lo contrario al proceso anteriormente mencionado, en el que la nitrificación y desnitrificación fue limitada conduciendo rápidamente al descenso del pH (6.5 unidades) (López et al., 2017; She et al., 2016). Lo anterior, debido a que los rangos de pH no estuvieron dentro del rango 6,5 a 7,5 unidades establecido por el fabricante, ni en el rango 7,5 a 8.5 unidades, reportado por otros estudios como óptimos para la nitrificación y desnitrificación (Garrido, 2019).

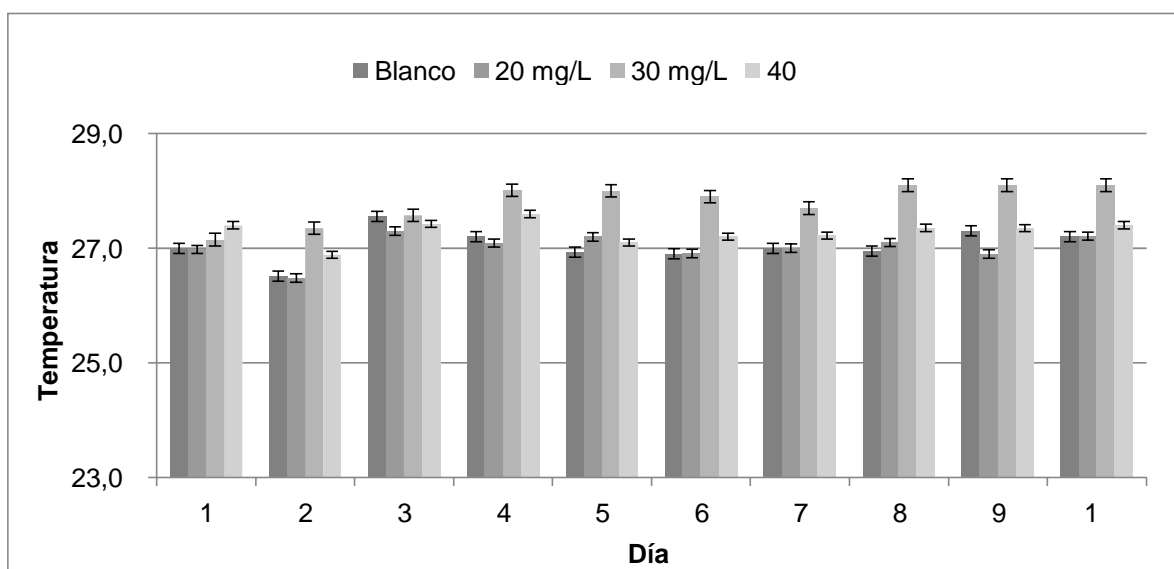


Figura 5. Comportamiento temperatura - tratamiento (días)

La temperatura más alta se presentó en el tratamiento de 30 mg/L con un valor promedio de 28,1 °C; para los demás tratamientos, los rangos de valores estuvieron por debajo de los 27,5 °C según lo muestra la figura 5. Este comportamiento se presentó debido

a que la actividad microbiana se incrementa a medida que aumenta la temperatura del sistema, especialmente en el caso de las bacterias nitrificantes (Zornoza et al., 2012). A pesar de que la temperatura es clave en los procesos biológicos, controlar este parámetro a escala real incrementaría los costos de diseño y operación, lo cual no resultaría adecuado para la adopción del sistema en países en vía de desarrollo. Sin embargo, todos los tratamientos estuvieron dentro del intervalo de temperatura recomendado por el fabricante (20 °C a 30 °C) y lo recomendado por otros estudios ( $\geq 20$  °C) (López et al., 2017), convirtiéndose en un factor fundamental en el éxito del proceso de crecimiento bacteriano.

Los resultados del ANOVA multifactorial indicaron que las variables pH y temperatura presentaron diferencia estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ) con relación al tratamiento (20, 30, 40 mg/L y el blanco) (ver figura 6), y a los módulos del sistema de tratamiento (1, 2, 3, 4).

Para estas dos variables la gráfica LSD Fisher muestra que hay una diferencia estadísticamente significativa entre los tratamientos y el blanco para ambos parámetros. En el caso de pH y la temperatura, el tratamiento que presenta mayor diferencia del blanco (sin consorcio bacteriano) es el tratamiento 30 mg/L (ver figura 6a y 6b).

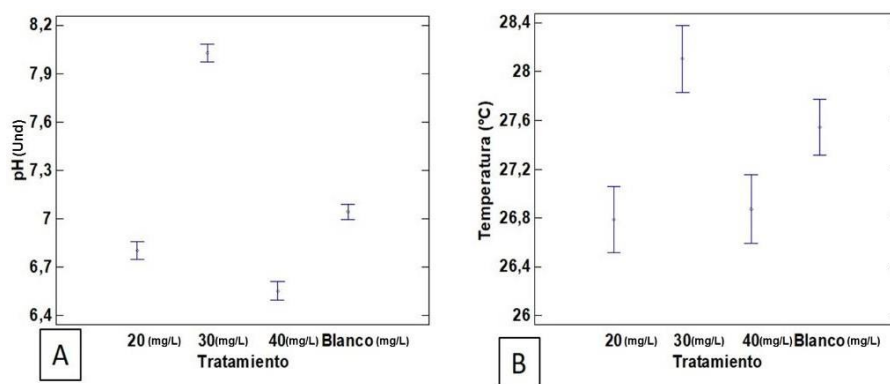


Figura 6. Medias y 95 % de Fisher Least Significant Difference LSD : A. pH, B. Temperatura Fuente: Statgraphics Centurion XVI.

Para estas dos variables la gráfica de interacciones arrojada por el *software* estadístico muestra en detalle que los cuatro módulos y la salida alcanzaron unidades de pH y temperaturas más altas en el tratamiento 30 mg/L, en relación con los demás tratamientos y el blanco, lo cual es una medida indirecta del crecimiento microbiano (Cervantes et al., 2000); y en el caso del pH entre la neutralidad y alcalinidad, un indicativo de la reducción de los compuestos nitrogenados (ver figura 7a y 7b).

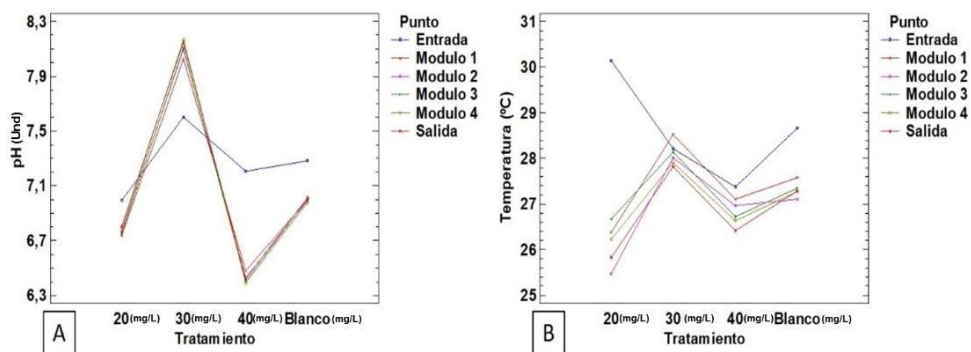


Figura 7. Gráfica de interacciones entre variables de operación. A. pH-módulo, B, Temperatura-módulo

Fuente: Statgraphics Centurion XVI

Dentro de las ventajas de este tipo de biotecnología (FLAEBI) se encuentra el aprovechamiento del aumento de la alcalinidad en el proceso de desnitrificación, ya que, por medio de la recirculación del agua a la entrada del sistema, se logra compensar el descenso del pH durante la nitrificación, permitiendo un equilibrio en el sistema y convirtiéndose en tema de interés para el desarrollo de otras investigaciones.

### Oxígeno disuelto (OD) y eliminación biológica de la materia orgánica

La figura 7 indica los valores medios de la concentración de OD por cada módulo de los Pe de muestreo. Del módulo 1 al 3 se desarrolló la zona aerobia, en el cual se observó

que el rango de valores de concentración de OD más alto se dio en los tratamientos de 30 y 40 mg/L, mientras que en el tratamiento de 20 mg/L y el blanco se presentaron valores bajos. Así mismo, se pudo observar que en los módulos 4 y 5 (salida) se dio la zona anóxica, reflejando un descenso en los niveles medios de concentración de OD, que presentaron oscilaciones menores de 1 mg/L.

Adicionalmente, se obtuvo una correlación estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ) con las variables independientes correspondiente a los tratamientos (20, 30 y 40 mg/L), los módulos de sistema de tratamiento (1, 2, 3, 4) y la variable dependiente oxígeno disuelto evaluada, pero también la interacción tratamiento-módulo tuvo una relación sobre el comportamiento de las variables mencionadas.

En la figura 8 se observa que en los primeros tres módulos (1, 2, 3) el oxígeno se presentó favorable para el proceso de nitrificación (fase aeróbica), ya que se obtuvieron valores iniciales de 0,5 mg/L, y estos fueron aumentando hasta obtener valores de 2,6 mg/L aproximadamente. Mientras tanto, en los módulos 4 y 5 los valores fueron descendiendo, favoreciendo el proceso de desnitrificación (fase anóxica) (figura 8).

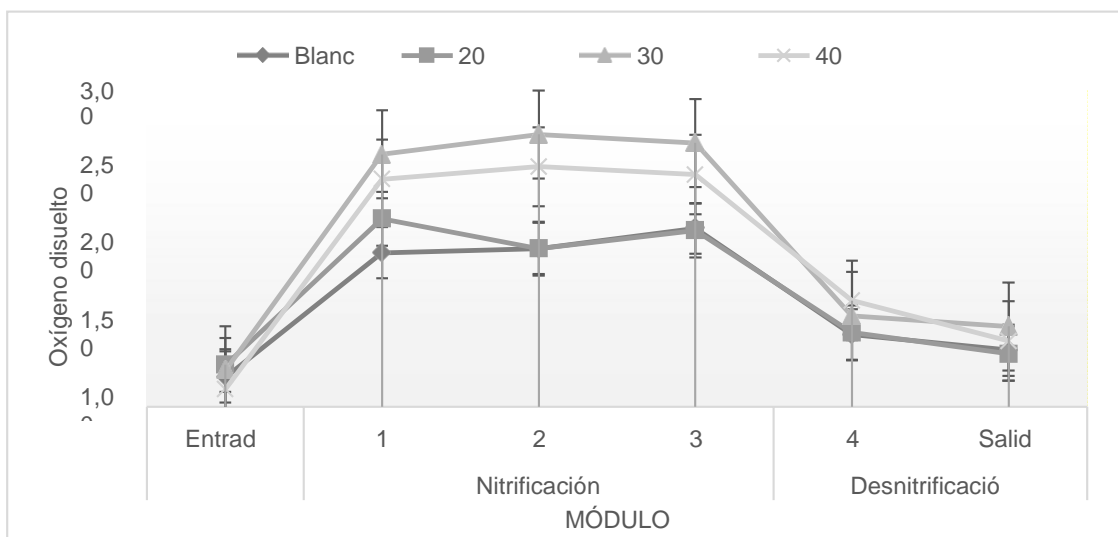


Figura 8. Oxígeno disuelto vs tratamiento (por módulo)

Este comportamiento está acorde con lo planteado por el fabricante (2 a 4 mg/L) y lo señalado por estudios (Claro, 2012; Zornoza et al., 2012) que también utilizaron bacterias oxidantes de amonio para la eliminación de CoN mediante nitrificación y desnitrificación vía nitrito, demostrando concentraciones de 2 mg/L de OD favoreciendo el proceso de nitrificación. Teniendo en cuenta la caracterización fisicoquímica inicial, los valores bajos al inicio del proceso indican posiblemente una elevada carga orgánica del afluente, lo cual originó un mayor consumo de oxígeno para los microorganismos bioaumentados y autóctonos del agua residual objeto de estudio. En la zona anóxica, el descenso de niveles de oxígeno se presentó favorable, ya que la ausencia de OD y la presencia de nitrógeno oxidado (nitratos, nitritos) favorecen el crecimiento de las bacterias desnitrificantes aerobias facultativas, que reducen los nitratos y los nitritos a nitrógeno molecular (López et al., 2017).

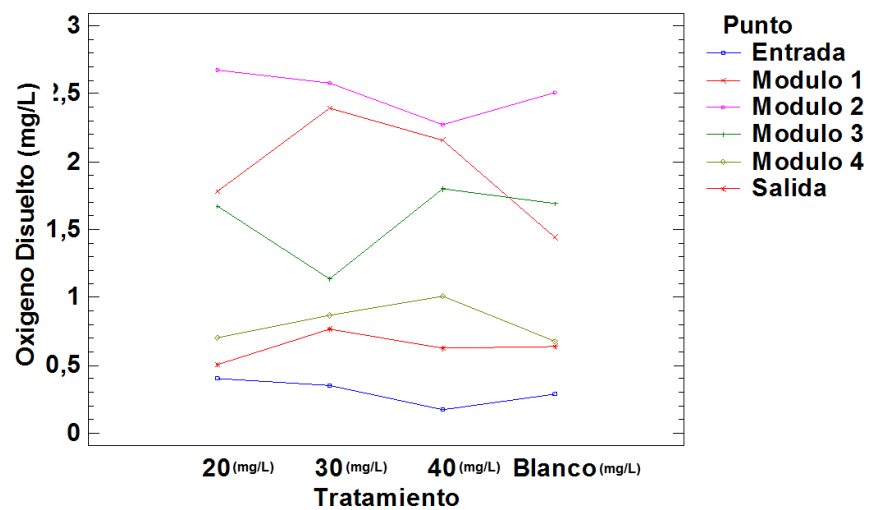


Figura 9. Interacciones Oxígeno disuelto tratamiento (por módulo)  
 Fuente: Statgraphics Centurion XVI

En la Tabla 7 se presentan los valores de DQO y DBO<sub>5</sub>, durante las diferentes etapas de funcionamiento de los Pe y PeB.

Tabla 7.

*Promedio DQO y DBO<sub>5</sub> según tratamiento*

<i>Promedio DQO según Tratamientos</i>								
	<u>20 mg/L</u>		<u>30 mg/L</u>		<u>40mg/L</u>		<u>Blanco</u>	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Máximo (mg/L)	263	94	268	89	314	105,5	267,3	234
Mínimo (mg/L)	132,5	52,5	209	55	330	116	220,3	195
<i>Promedio DQO según Tratamientos</i>								
	<u>20 mg/L</u>		<u>30 mg/L</u>		<u>40mg/L</u>		<u>Blanco</u>	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Promedio (mg/L)	205,125	75,625	237,25	71,125	298	98	247,1	209,1
	±(65,5)	±(21,32)	±(24,9)	±(13,9)	±(16,01)	±(936)	±(19,5)	±(18,5)
% Remoción	63,5		73,3		67,8		20,4	
<i>Promedio DBO<sub>5</sub> según Tratamientos</i>								
Máximo (mg/L)	165	68	168	65	223	74,5	164,7	135,7
Mínimo (mg/L)	79	41	89	44,5	200	65	127	99
Promedio (mg/L)	111	50	121	53,1	211	70,33	141,2	124,3
	±(37,7)	±(12,43)	±(34,28)	±(7,19)	±(11,53)	±(4,8)	±(16,39)	±(17,01)
% Remoción	45,5		55,3		53,8		19,6	

Fuente: Propia (2020)

Analizando los resultados y teniendo en cuenta el comportamiento de las condiciones de pH, OD y temperatura para los tratamientos de 30 y 40 mg/L, se podría decir que las eficiencias en la remoción de la materia orgánica fueron consecuentes; 67 % para la concentración de 40 mg/L y 73 % para 30 mg/L en la DQO; para la DBO<sub>5</sub> la eficiencia de remoción fue de 54 % para 40 mg/L y 55 % para 30 mg/L.

La eficiencia de remoción de estos dos parámetros se les atribuye a las buenas condiciones reflejadas a lo largo del estudio, a la bioaumentación y recirculación debido al incremento de la concentración de la biomasa dentro del reactor, acelerando el proceso de degradación, y a la aireación extendida aportando energía a los microorganismos,

metabolizando el sustrato orgánico en dióxido de carbono y agua. (García, 2011; Levin et al., 1993) por otro lado los biofiltros ayudan al rendimiento de eliminación del sustratos debido a que este es el medio de soporte de la biomasa, donde ellas se adhieren, dan origen a nuevos microorganismos, crecen y se desarrollan. Aumentando la superficie de biopelícula se consigue aumentar el rendimiento de eliminación del sustrato. Para incrementar la superficie de la biopelícula, basta con aumentar el área en  $m^2$  de superficie de soporte por  $m^3$  de reactor (Sagrario, 2015, Peñafiel et al., 2016). Mientras que el blanco presentó el porcentaje de remoción bajo, DQO de 17 % y  $DBO_5$  de 20 %, teniendo en cuenta que trabajó con las cepas autóctonas del afluente.

Los resultados del ANOVA multifactorial indicaron que las variables dependientes  $DBO_5$  y DQO presentan relación estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ) con las variables independientes (20, 30 y 40 mg/L). Estos resultados estadísticos indican que la recirculación y el OD favorecieron en la remoción de la materia debido a que con la recirculación no solo se diluye la carga, sino que también se recuperan bacterias maduras (anexo A).

Unas de las limitaciones del presente estudio fueron los cortos tiempos de residencia, los cuales no permitían que el afluente se mezclara completamente con el OD y la masa microbiana por medio del contacto de los biofiltros. Otro factor importante es la posible sobrepoblación de microorganismos en los biofiltros sumergidos, a pesar de que la aireación inyectada por las bombas pudo producir obstrucciones y a la vez zonas anóxicas en los Pe, causando desprendimiento de la biomasa y pérdida de la calidad del efluente (Sagrario, 2015).

### **Nitrificación y desnitrificación**

Con respecto a la nitrificación, la tabla 8 presenta los valores promedio de nitrógeno amoniacal, donde se realizó la oxidación del amonio a nitritos. Por su parte, la concentración



de 40 mg/L alcanzó el mayor valor promedio de entrada con 1,0 mg/L, mientras que la concentración de 20 mg/L obtuvo el menor valor. Con respecto al porcentaje de remoción, el tratamiento 40 mg/L logró la remoción más alta con 98 %, y el blanco la remoción más baja con 37 %.

Tabla 8.

Valores promedio de Nitrógeno Amoniacal ( $NH_4^+$ ) mg/L en los Pe

	Tratamientos							
	20 mg/L		30 mg/L		40mg/L		Blanco	
	$(NH_4)$							
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Máximo (mg/L)	0,66	0,06	1,1	0,08	1,2	0,01	0,93	0,6
Mínimo (mg/L)	0,18	0,04	0,02	0	0,95	0,03	0,03	0,01
Promedio (mg/L)	0,42 ±	0,05±	0,56 ±	0,08±	1,0±	0,02±	0,48±	0,30±
	(0,34)	(0,01)	(0,76)	(0,06)	(0,18)	(0,01)	(0,64)	(0,42)
%Remoción	88		85		98		37	

Fuente: Propia (2020)

Se pueden evidenciar valores distintos de ( $NH_4^+$ ) en las entradas, teniendo en cuenta que la alimentación de los Pe se hizo en días diferentes (1d, 3d, 8d y 10d) como se indicó anteriormente. Los bajos niveles de amonio se puede atribuir al periodo de traslado de la muestra de agua residual, ya que la liberación de este compuesto se produce antes de llegar al laboratorio, a pesar de que las muestras fueron refrigeradas durante su traslado (Zornoza et al., 2012).

La transformación de la carga de amonio en función de la carga amoniaca a nitritos y su posterior transformación a nitratos, se vio reflejada mediante los datos que se obtuvieron en la Tabla 9, en la que se presentaron los resultados máximos, mínimos y promedios obtenidos en la entrada y salida. Evidenciando los valores promedios de remoción, estos se mantuvieron similares para los tratamientos de 30 mg/L y 40 mg/L con un porcentaje de 40 y 46 %,

respectivamente. Los menores porcentajes se presentaron en el tratamiento de 20 mg/L con 16 % seguido del blanco con el 7 %.

Tabla 9.

Valores promedio de Nitritos ( $NO_2^-$ ) mg/L en los Pe

	Tratamientos							
	20pmm		30mg/L		40mg/L		Blanco	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Máximo(mg/L)	14	12	19	12	19	8	18	17
Mínimo (mg/L)	10	9	10	7	10	9	11	10
Promedio (mg/L)	12±	10±	15±	9±	15±	8±	14±	13±
	(2,83)	(2,12)	(6,36)	(3,54)	(6,36)	(0,71)	(4,95)	(4,95)
% Remoción	16		40		46		7	

Fuente: Propia (2020)

De acuerdo con los resultados presentados en la Tabla 10, en los cuales se evidencia el comportamiento del nitrato en cada uno de los tratamientos, se observa una remoción del 93 % para 30 mg/L, 88 % para 40 mg/L y 7 % para 20 mg/L, mientras que para el PeB que trabajó con las bacterias autóctonas se obtuvo una remoción de 6 %.

Tabla 10.

Valores promedio de Nitratos ( $NO_3^-$ ) mg/L en los Pe

	Tratamientos							
	20pmm		30mg/L		40mg/L		Blanco	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Máximo(mg/L)	34	37	34	2	22	2	21	16
Mínimo (mg/L)	20	13	18	1	12	1	11	14
Promedio	27±	25±	26±	2±	17±	2±	16±	15±
	(9,90)	(16,97)	(11,31)	(0,71)	(7,07)	(0,71)	(7,07)	(1,41)
%Remoción	7		92		88		6	

Fuente: Propia (2020)

Analizando los resultados se obtuvo una relación estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ) entre las variables dependientes amonio, nitrito y nitrato con respecto a las variables

independientes (20, 30 y 40 mg/L), las cuales indicaron que la mayor remoción se alcanzó en el tratamiento de 30 mg/L en comparación con los demás tratamientos y blanco (ver anexo A).

Estos resultados indican una relación entre condiciones óptimas operacionales y el tratamiento aplicado.

Por su parte, el amonio se transformó por las reacciones de reducción de los microorganismos, presentando una disminución al final de los tratamientos, a excepción PeB donde no se aplicó el consorcio bacteriano. A su vez los nitratos y nitritos que trabajaron como aceptores de electrones, y que son formados por oxidación, tendieron a disminuir.

En cuanto a los nitritos, se pudo observar una diferencia de remoción entre los tratamientos 30 y 40 mg/L con respecto al tratamiento de 20 mg/L y el blanco. Sin embargo, los nitritos permanecieron durante el proceso de bioaumentación con valores bajos con respecto al tiempo.

Por otro lado, durante el proceso de bioaumentación para este estudio, el OD se mantuvo en un rango de 1,0 a 1,5 mg/L, a pesar de que se trabajó con aireación extendida; sin embargo, esta transformación del nitrógeno no afectó el proceso, debido a que hubo remoción de este compuesto para los tres tratamientos con respecto al tiempo. A la vez, esta disminución favoreció procesos de reducción, como la desnitrificación, en donde se emplea el nitrato como aceptor de electrones causando una disminución en la concentración de este (Claro, 2012).

La Tabla 11 muestra los resultados obtenidos durante la bioaumentación del consorcio bacteriano por el tiempo de estudio en los Pe, la cual muestra las condiciones de trabajo y el porcentaje de remoción en la DQO, DBO<sub>5</sub> y los compuestos nitrogenados.

Tabla 11.

*Resultados condiciones de trabajo en cada concentración*

<u>Parámetros</u>	<u>Tratamiento</u>				<u>Rangos óptimos</u>
	<u>20mg/L</u>	<u>30mg/L</u>	<u>40mg/L</u>	<u>Blanco</u>	
pH	6,8± (0,10)	8,0± (0,21)	6,5± (0,32)	7,0± (0,13)	6,5 y 7,5 (Fabricante) y 7,5 a 8,5 (She et al., 2016)
Temperatura (°C)	26,8± (2,15)	28,1± (1,04)	27± (0,85)	27,6± (0,73)	20 a 30°C (Fabricante) y 30 a 35°C (Santillán & Paredes, 2018)
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,09± (0,63)	2,6± (1,02)	1,58± (0,92)	1,03± (0,59)	2 a 4mg/L (Fabricante)
Remoción DQO (%)	65	73	67	17	
Remoción DBO (%)	46	55	54	20	
Remoción Nitrógeno Amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (%)	88	85	98	37	
Remoción Nitritos (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (%)	16	40	46	7	
Remoción Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (%)	7	92	88	6	

**Fuente:** Propia (2020)

El tratamiento 30 mg/L logró los parámetros de operación más cercanos a los requeridos, dando como resultado remociones superiores a 80 %. Por lo tanto, se decidió implementar una estrategia de bioaumentación para una concentración de 30 mg/L en la planta de tratamiento de agua residual ubicada en la urbanización del Caujaral para confirmar los resultados.

### **Fase Escala Real**

#### **Condiciones operacionales en la PTARD durante la bioaumentación**

Con base en los resultados obtenidos en Figura 10, se presentaron variaciones en el caudal, reflejando como tendencia una disminución de este con respecto al tiempo, donde el máximo que se presentó fue de 120 m<sup>3</sup>/día y el mínimo valor que se obtuvo fue de 86 m<sup>3</sup>/día. De igual manera se presentó una disminución del caudal con respecto a la salida, debido a

perdidas mayores y menores.

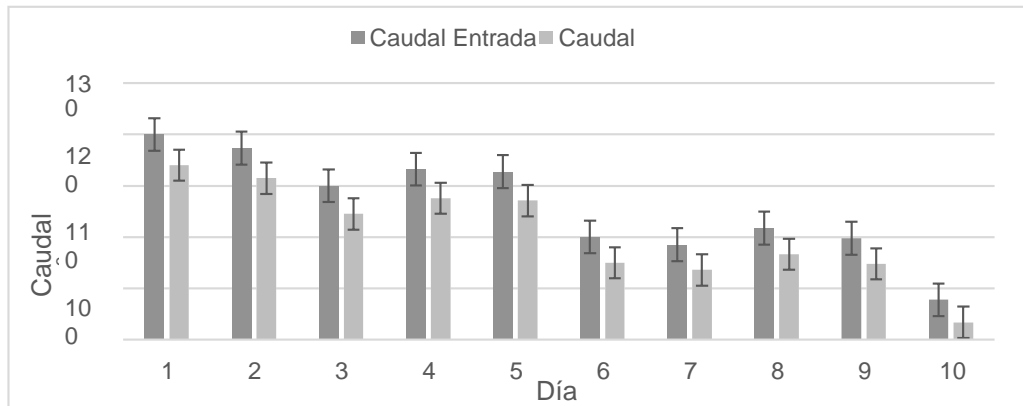


Figura 10. Comportamiento Caudal PTARD

**pH y Temperatura**

Los valores de pH fueron superiores a 7 con una tendencia a la neutralidad, como se pudo observar en la Figura 11. El máximo valor que se obtuvo fue de 7,62 al tercer día, posteriormente disminuyó hasta 7,02, siendo este el mínimo valor de pH.

Siguiendo lo recomendado por el fabricante del producto (consorcio bacteriano) y lo citado por otros autores en la etapa a escala laboratorio, para este estudio el rango de valores que se obtuvo no presentó una relación significativa dentro del sistema, manteniéndose en el rango de trabajo, según lo observado anteriormente.

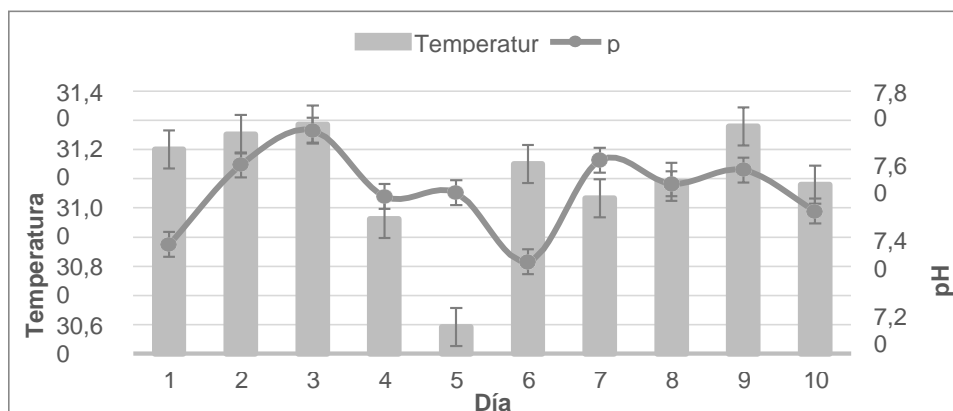


Figura 11. Comportamiento pH y temperatura en la PTARD (días)

De acuerdo con los resultados que se muestran en la figura 11, se observó que la temperatura promedio fue 30,4 °C, estando en el rango de 30 a 33 °C. La menor temperatura fue de 22,5 °C, dada en el primer día de muestreo, seguido de un aumento hasta alcanzar los 32,9 °C el último día muestreado. Los resultados obtenidos en la presente investigación se dieron acorde con lo planteado por el fabricante (20 a 30 °C) y por otros autores antes mencionados.

### Oxígeno disuelto (OD) y eliminación biológica de la materia orgánica

En la figura 12 se observa que el suministro de flujo O<sub>2</sub> se dio de forma constante desde la entrada hasta el módulo 3, incrementando la concentración de OD, en la cual se alcanzó el máximo en el módulo 2 con un valor de 2.38 mg/L. Este proceso se realizó para que se llevara a cabo una adecuada nitrificación. Así mismo, para que se diera el proceso de desnitrificación, se disminuyeron las concentraciones de OD a valores mínimos, por debajo de 1 mg/L. Con respecto al proceso de nitrificación los resultados se mantuvieron dentro el rango recomendado por el fabricante (2 a 4 mg/L), mientras que para la desnitrificación se recomiendan valores muy bajos de OD (Hong et al., 2020), cumpliendo con este rango en los valores obtenidos en este estudio.

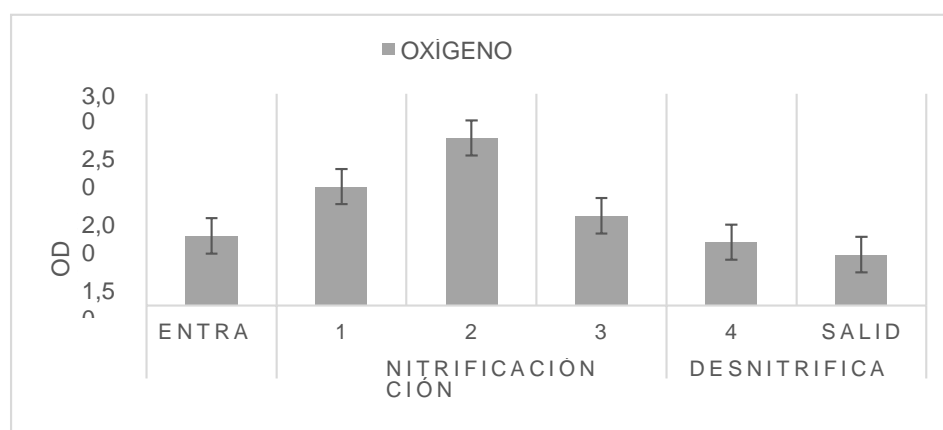


Figura 12. Comportamiento OD en los módulos de PTARD

Los resultados mostrados en la Tabla 12 indican las variaciones de la carga orgánica durante la operación del sistema, donde se pudo apreciar una remoción de DQO con un valor de 76 %, presentando un valor promedio en el afluente de 621 mg/L; en cuanto al efluente, se evidenció un valor promedio de 158,1 mg/L. Con base en los resultados obtenidos se pudo notar una buena remoción de este parámetro para las condiciones impuestas.

Tabla 12.

Valores de DQO y DBO<sub>5</sub> PTAR

	DQO		DBO <sub>5</sub>	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
<b>Máx. ( mg/L)</b>	698	182,9	426	83,6
<b>Min. ( mg/L)</b>	580	106	225	46,1
<b>Promedio</b>	621±(83,44)	158,1±(54,38)	142,1±(325,8)	26,5±(57,8)
<b>%Remoción</b>	76%		82%	

Fuente: Propia (2020)

Para la DBO<sub>5</sub>, se alcanzó una remoción del 82 %, donde se presentaron valores promedio de 325,8 mg/L; mientras que en efluente se presentaron valores promedio de 57,8 mg/L de DBO<sub>5</sub>, resultados mostrados en anexo B.

Con respecto a los resultados obtenidos, se reflejó una estabilidad en cuanto a la remoción de carbono, demostrando ser un tratamiento eficiente y capaz de adaptarse a las fluctuaciones de materia orgánica del afluente de la PTAR (Cardenas & Sanchez, 2013), lográndose el consumo del sustrato orgánico, metabolizándolo en dióxido de carbono y agua, con base en lo mencionado anteriormente (Hiren Trivedi, 1997).

### Nitrificación y desnitrificación

Con respecto a la nitrificación, se analizó la remoción de nitrógeno en su forma de amonio (NH<sup>+</sup>) y su posterior transformación a nitritos (NO<sup>-</sup>) y nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). En general, se

pudo destacar una tendencia hacia una mayor remoción de la carga de amonio, en función de la carga amoniaca (Tabla 13).

Tabla 13.

*Valores de remoción de los compuestos nitrogenados PTARD*

	<u>Afluente</u>	<u>Efluente</u>	<u>Afluente</u>	<u>Efluente</u>	<u>Afluente</u>	<u>Efluente</u>
<b>Máx. ( mg/L)</b>	30	22	12,5	9	28	15
<b>Mín. ( mg/L)</b>	22	8,2	8,7	3,7	21,6	4,7
<b>Promedio</b>	26,2±(5,66)	13±(9,76)	10,8±(2,69)	5,3±(3,75)	25±(4,53)	9,4±(7,28)
<b>% Remoción</b>	50		53		62	

Fuente: Propia (2020).

En relación con la remoción de los nitratos, se presentó una de este compuesto desde el valor máximo alcanzado de 28 mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el afluente del día 3 hasta un valor mínimo de 4,7 mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el efluente del día 9 de operación. De acuerdo con los resultados obtenidos, se dieron las mejores condiciones evaluadas para una buena remoción de este compuesto.

Una vez obtenidos los resultados a escala real y comparando con los resultados a escala laboratorio, se pudo determinar que se dieron las remociones en los procesos de nitrificación y desnitrificación con valores superiores al 50 %, a pesar de que se bioaumentó por un periodo de 10 días. Las condiciones ambientales como pH, temperatura y OD se mantuvieron dentro de los rangos establecidos por el fabricante y por otros estudios.

Así mismo, se mostró que no es necesario realizar un control externo de pH para la puesta en marcha ni durante la operación del sistema, teniendo en cuenta la capacidad de



autorregulación bacteriana y la relación entre la alcalinidad y el amonio es suficiente para alcanzar una nitrificación (Claro, 2012).

Por otra parte, se ha demostrado que cuando se siguen estudios que han sido validados experimentalmente, su aplicación práctica a la ingeniería presenta dificultades, ya que muchos fenómenos no son considerados, como la dificultad de reproducir las mismas condiciones a escala experimental. (Sagrario, 2015). Otra de las ventajas de este tipo de tecnología es su bajo costo energético, ya que el sistema de aireación trabaja temporalizado; sin embargo, si este llega a fallar por ausencia de energía, la eficiencia de remoción disminuye, pero el proceso sigue en desarrollo ya que los microorganismos bioaumentados son facultativos.

## Conclusiones

Se logró identificar que hubo una incidencia durante la aplicación del consorcio bacteriano Ecobacter y blanco (tratamiento sin bioaumentación), por lo cual se concluyó que existió un efecto positivo en la bioaumentación para la remoción biológica de los compuestos nitrogenados, bajo las condiciones del presente estudio, teniendo en cuenta que los valores más altos de remoción estuvieron acompañados de condiciones óptimas de operación tanto a escala laboratorio como a escala real.

Dadas las condiciones operacionales óptimas a escala laboratorio, con un pH de 8, una temperatura de 28,1°C y oxígeno disuelto de 2,6 mg/L, se logró identificar que el tratamiento de 30 mg/L fue la concentración óptima para la remoción de los compuestos nitrogenados. Posteriormente se logró diseñar una estrategia operacional, con el propósito de optimizar los procesos de nitrificación y desnitrificación para su aplicación a otros sistemas de tratamiento de aguas residuales a escala real que sean susceptibles de ajustar a las condiciones de operación planteadas.

Dentro de las ventajas de este tipo de biotecnología (FLAEBI) se encuentra el aprovechamiento del aumento de la alcalinidad en el proceso de desnitrificación, ya que, por medio de la recirculación del agua a la entrada del sistema, se logra compensar el descenso del pH durante la nitrificación permitiendo un equilibrio, convirtiéndose en tema de interés para el desarrollo de otras investigaciones.

Por otro lado, se observó que al aumentar la presencia de materia orgánica hubo una disminución del oxígeno disuelto a causa de la alta actividad metabólica de las bacterias que afectó el proceso de nitrificación. A pesar de lo anterior, los resultados indicaron que el

consorcio bacteriano mostró una alta adaptabilidad en los biofiltros y lograron un crecimiento de la biomasa generada en las plantas a escala laboratorio como en la PTARD.

Por último, los resultados alcanzados en la PTARD, donde se trabajó el consorcio bacteriano y la tecnología FLAEBI, aplicada usualmente para la remoción de la materia orgánica, mostraron ser efectivos en la remoción de los compuestos nitrogenados. Este tipo de tratamiento resultó ser una alternativa eficiente y económica en la eliminación de la generación de lodo y cero olores en el tratamiento de aguas residuales. La adopción del consorcio bacteriano evaluado bajo el modelo de tipo FLAEBI es de fácil implementación para el sector industrial, comercial y municipal, aportando al desarrollo sostenible del objetivo número seis “Agua limpia y saneamiento”.

### **Recomendaciones**

Al finalizar este trabajo se recomienda continuar con las siguientes investigaciones:

- A fin de implementar el consorcio bacteriano Ecobacter para tratamiento de aguas residuales generadas en la urbanización, es aconsejable que esta sea sometida previamente a un tratamiento preliminar y/o primario como filtración de arena para así disminuir la cantidad de material que pueda obstruir el resto del proceso.
- Es aconsejable emplear un 5 % de módulos de biofiltros para la retención de la biomasa.
- Con el fin de obtener conclusiones más certeras acerca del efecto del consorcio Ecobacter para el tratamiento de ARD, el agua empleada en el estudio debe ser un ARD que no haya sido tratada previamente.
- Para que los resultados obtenidos sean confiables, desde el punto de vista analítico y estadístico, es aconsejable que las técnicas empleadas para la medición de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos estén estandarizadas.
- Se recomienda incluir la evaluación de variables como los porcentajes de recirculación para futuras investigaciones.
- Se propone una estrategia (anexo a este trabajo) de investigación para futuros investigadores o instituciones que mantienen sistemas de tratamiento biológicos y requieren la remoción de compuestos nitrogenados.

### Referencias

- APHA, AWWA, & WEF. (2017). 3120 B. Inductively Coupled Plasma (ICP) Method. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association*.
- Archaeology of Britain: An Introduction from Earliest Times to the Twenty-First Century: Second Edition § (2015).
- ATSDR. (2015). RESUMEN DE SALUD PÚBLICA Nitrato y Nitrito. *División de Toxicología y Ciencias de La Salud*, 8. Retrieved from [https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es\\_phs204.pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs204.pdf)
- B. F., ... Wang, R. C. (2011). Biological Nitrogen Removal from Domestic Wastewater. In *Comprehensive Biotechnology, Second Edition* (Vol. 6, pp. 329–340). <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00533-X>
- BID, & CEPAL, C. E. para A. L. y el C. (2018). *Proceso Regional De Las Américas Foro Mundial Del Agua 2018. América Latina Y El Caribe / Resumen Ejecutivo*. 3.
- Bioaugmentation treatment of nitrogen-rich wastewater with a denitrifier with biofilm-formation and nitrogen-removal capacities in a sequencing batch biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 294(July), 122140. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122140>
- Bioresource Technology*, 303(7), 122905. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122905>
- Boletín Climatológico*. (2019).
- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). 457-875-1-Sm. 16(2), 98–110.
- Cárdenas, C., Perruolo, T., Ojeda, M., Chirinos, M., Yabroudi, S., Herrera, L., ... Autor, \*.

- (2006). Evaluación del proceso de nitrificación y desnitrificación en el tratamiento de aguas residuales utilizando un reactor por carga Evaluation of the nitrification and denitrification process in residual water treatment utilizing a charge reactor. *Scientific Journal from the Experimental Faculty of Sciences*, 14(1), 75–87.
- Cárdenas, C., Yabroudi, C., Benítez, A., Páez, K., Perruolo, T., Angulo, N., ... Herrera, L. (2011). Performance of a Sequencing Batch Reactor (SBR) in the treatment of domestic sewage. *Rev. Colomb. Biotecnol*, 1(2), 111–120.
- Cardenas, G. L., & Sanchez, I. A. (2013). Nitrogeno En Aguas Residuales, Origenes
- Carrasquero, ferrer S., Sierra, M. C. P., & Lizardo, N. C. R. (2013). *Remoción de nutrientes en efluentes de tenerías utilizando un reactor por carga secuencial ( SBR ) Nutrient removal from tannery effluents using a sequencing batch reactor*. 21(September), 131–142.
- Carrera, J. M. (2000). Estudio De Los Parámetros Del Proceso Y Diseño De Una Depuradora Industrial. *Tesis*, 202.
- Cervantes-Carrillo, F., Pérez, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42(2), 73–82.
- Cervantes-Carrillo, Francisco, Pérez, J., & Gómez, J. (2000). Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 73–82.
- Claro, B. 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 (Vol. 601–602). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.177>
- Correa, C. Z., Prates, K. V. M. C., de Oliveira, E. F., Lopes, D. D., & Barana, A. C. (2018).

- Dadrasnia, A., Azirun, M. S., & Ismail, S. B. (2017). Optimal reduction of chemical oxygen demand and NH<sub>3</sub>-N from landfill leachate using a strongly resistant novel *Bacillus salmalaya* strain. *BMC Biotechnology*, *17*(1). <https://doi.org/10.1186/s12896-017-0395-9>
- De Fernícola, N. A. G. G. (2005). M Etahemoglobinemia Infantil Causada Por Nitratos. *PAHO/WHO Institutional Repository for Information Sharing*, (1). Retrieved from <http://iris.paho.org/xmlui/bitstream/handle/123456789/17754/v106n1p32.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2020). Trophic State and Eutrophication. In *Freshwater Ecology*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813255-5.00018-1>
- Efectos y Mecanismos De Remocion Para Preservar El Ambiente Y La Salud Publica.
- Ekama, G. A. (2011). Biological Nutrient Removal. *Treatise on Water Science*, *4*(August), 409–526. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00094-4>
- Environmental Technology (United Kingdom)*, *40*(25), 3318–3327. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1472300>
- Fernández Cirelli, A., Arumí, J. L., Rivera, D., & Boochs, P. W. (2009). Environmental Effects of Irrigation in Arid and Semi-Arid Regions. *Chilean Journal of Agricultural Research*, *69*(December), 27–40. <https://doi.org/10.4067/s0718-58392009000500004>
- Fleck, L., Ferreira Tavares, M. H., Eyng, E., & Orssatto, F. (2019). Optimization of the nitrification process of wastewater resulting from cassava starch production.
- Fu, G., Yu, T., Huangshen, L., & Han, J. (2018). The influence of complex fermentation broth on denitrification of saline sewage in constructed wetlands by heterotrophic nitrifying/aerobic denitrifying bacterial communities. *Bioresource Technology*.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.057>

- García, S. C. (2011). Bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno. *Ct*, 3, 173–186.
- Garrido Jara Rodrigo Osvaldo. (2019). *Eliminación de compuestos nitrogenados en aguas residuales mediante nitrificación y desnitrificación*.
- González, M., & Julio César Saldarriaga. (2008). *Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio*. 45–53.
- Hiren Trivedi, P. K. (1997). *Reducción de Amoniac a través de Bioaumentación*. 0–3.
- Hong, P., Wu, X., Shu, Y., Wang, C., Tian, C., Wu, H., & Xiao, B. (2020).
- IDEAM, & Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2019). *Estudio Nacional del Agua 2018*.
- IDEAM, INVEMAR, & MINAMBIENTE. (2017). Protocolo de Monitoreo del Agua - Colombia. *Ideam*, 1–587. Retrieved from [http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023773/PROTOCOLO\\_MONITOREO\\_AGUA\\_IDEAM.pdf](http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023773/PROTOCOLO_MONITOREO_AGUA_IDEAM.pdf)
- Informe de síntesis del ODS 6 2018 sobre archivos de agua y saneamiento | ONU-Agua. (2018). Retrieved October 10, 2020, from UnWater website: [https://www.unwater.org/publication\\_categories/sdg-6-synthesis-report-2018-on-water-and-sanitation/](https://www.unwater.org/publication_categories/sdg-6-synthesis-report-2018-on-water-and-sanitation/)
- Jia, L., Jiang, B., Huang, F., & Hu, X. (2019). Nitrogen removal mechanism and microbial community changes of bioaugmentation subsurface wastewater infiltration system.
- Khatri, N., & Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23– 39. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>



- Levin, Morris A., and M. A. G. (1993). *Biotreatment of Industrial and Hazardous Waste*.
- Li, B., Yang, Y., Chen, J., Wu, Z., Liu, Y., & Xie, S. (2018). Nitrifying activity and ammonia-oxidizing microorganisms in a constructed wetland treating polluted surface water. *Science of the Total Environment*.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.041>
- Limongi, D., Cárdenas-calle, M., Troccoli, L., & Erazo, C. (2018). *Nitrogen compounds in the sediments of the san camilo mat: guayas*. 13(1), 51–56.
- López, Buitron, García, C. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales*:
- Metcalf & Eddy Inc, Asano, Takashi, Burton, F. L., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). Water reuse: Issue, Technology and Application. In *McGraw-Hill, Professional Publishing*. Retrieved from  
[http://ssu.ac.ir/cms/fileadmin/user\\_upload/Daneshkadaha/dbehdasht/markaz\\_tahghighat\\_olom\\_va\\_fanavarihayeh\\_zist\\_mohiti/e\\_book/wastewater\\_reuse/water\\_reuse/Untitled14.pdf.pdf](http://ssu.ac.ir/cms/fileadmin/user_upload/Daneshkadaha/dbehdasht/markaz_tahghighat_olom_va_fanavarihayeh_zist_mohiti/e_book/wastewater_reuse/water_reuse/Untitled14.pdf.pdf)
- Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible. *Resolución número 1207*. , 2014 § (2014).  
Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 0631 de 2015. , The
- Niño, & Martinez. (2013). *ESTUDIO DE LAS AGUAS GRISES DOMÉSTICAS EN TRES NIVELES SOCIOECONÓMICOS DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ*.
- Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. *Journal of Water Process Engineering*.  
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.013>
- OMS. (2006). Guías para la calidad del agua potable.
- Pacheco Ávila, Julia; Pat Canul, Roberto; Cabrera Sansores, A. (2002). Ingeniería revista

- académica. *Ingeniería*, 6(3). Retrieved from <http://www.redalyc.org/html/467/46760308/>
- Peñafiel, R., Moreno, C., & Ochoa-herrera, V. (2016). Eliminación de nitrógeno y contaminación orgánica de agua residual industrial pretratada en lagunas anaeróbicas mediante un biofiltro de arena. *ACI Avances En Ciencias e Ingenierías*, 8(1390–5384), 86–97.
- Rahimi, S., Modin, O., & Mijakovic, I. (2020). Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnology Advances*, 43, 107570. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>
- Rajta, A., Bhatia, R., Setia, H., & Pathania, P. (2020). Role of heterotrophic aerobic denitrifying bacteria in nitrate removal from wastewater. *Journal of Applied Microbiology*, 128(5), 1261–1278. <https://doi.org/10.1111/jam.14476>
- Rathna, R., & Nakkeeran, E. (2020). The intertwined facets of membrane technology for industrial effluents. In *Biovalorisation of Wastes to Renewable Chemicals and Biofuels*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817951-2.00007-9>
- Retrieved from <http://www.labamerex.com/images/1997-Proteccion-ambiental-Triverdi-MSchE.pdf>
- Retrieved from [https://www.cepal.org/sites/default/files/news/files/informe\\_regional\\_america\\_latina\\_y\\_caribe.pdf](https://www.cepal.org/sites/default/files/news/files/informe_regional_america_latina_y_caribe.pdf)
- Romanelli, A., Soto, D. X., Matiatos, I., Martínez, D. E., & Esquius, S. (2020). A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 715, 136909. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136909>

- Romero, M., Caldas, U. De, Vaca, R., Plata, U. De, & Plata-argentina, L. (2018). *Maestría en Tecnología e Higiene de los Alimentos*. 1–66.
- Ruan, X., Yin, J., Cui, X., Li, N., & Shen, D. (2020). Bioaugmentation and quorum sensing disruption as solutions to increase nitrate removal in sequencing batch reactors treating nitrate-rich wastewater. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 98(3), 179–185.  
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.007>
- Ruscalleda Beylier, M., Balaguer, M. D., Colprim, J., Pellicer-Nàcher, C., Ni, B. J., Smets, Sagrario Castillo Gustavo. (2015). *Eliminación De Nutrientes Mediante Tratamientos Biopelícula*.
- Saldarriaga, J. C., Hoyos, D. Á., & Correa, M. A. (2013). Evaluación De Procesos Biológicos Unitarios En La Remoción Simultánea De Nutrientes Para Minimizar La Eutrofización (Evaluation of Biological Unit Processes in the Simultaneous Removal of Nutrients To Minimize Eutrophication). *Revista EIA*, 8(15), 129–140.  
Retrieved from <http://repository.eia.edu.co/revistas/index.php/reveia/article/view/251>
- Santillán, L., & Paredes, L. (2018). Remoción de ácido sulfhídrico por microorganismos sobre lodos activados en aguas residuales de la industria alimenticia. *La Granja*, 27(1), 112–123.  
<https://doi.org/10.17163/lgr.n27.2018.09>
- She, Z., Zhao, L., Zhang, X., Jin, C., Guo, L., Yang, S., ... Gao, M. (2016). Partial nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor treating high-salinity wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 288, 207–215.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.102>
- StatPoint Technologies. (2010). *STATGRAPHICS Centurion XVI. Manual de usuario*. 297.

- Retrieved from <https://statgraphics.net/wp-content/uploads/2015/03/Centurion-XVI-Manual-Principal.pdf>
- Suárez Oquedo Victor. (2019). Análisis de alternativas para la eliminación de nutrientes en la EDAR “La Poveda” (Rivas-VaciaMadrid, Madrid). Retrieved from <https://pdfs.semanticscholar.org/def5/7d1f16f271995bfb5fdc085165b76d5a3677.pdf>
- Universidad De Cantabria*, 172. Retrieved from <https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/8451>
- Universidad Y Salud*, 15(1), 72–88.
- Venegas, C. (2015). Eliminación Biológica De Nutrientes En Aguas Residuales Con Alto Contenido De Nitrógeno Amoniacal Utilizando Un Reactor Biológico Secuencial.
- Vitoria, I., Maraver, F., Sánchez-Valverde, F., & Armijo, F. (2015). Contenido en nitratos de aguas de consumo público españolas. *Gaceta Sanitaria*, 29(3), 217–220. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2014.12.007>
- Welz, P. J., Ramond, J. B., Braun, L., Vikram, S., & Le Roes-Hill, M. (2018). Bacterial nitrogen fixation in sand bioreactors treating winery wastewater with a high carbon to nitrogen ratio. *Journal of Environmental Management*, 207, 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.015>
- Zhang, Z., Zhang, Y., & Chen, Y. (2020). Recent advances in partial denitrification in biological nitrogen removal: From enrichment to application. *Bioresource Technology*, 298, 122444. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122444>
- Zornoza, A., Avendaño, L., Aguado, D., Borrás, L., & Alonso, J. L. (2012a). *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.* (May), 1–14.

Zornoza, A., Avendaño, L., Aguado, D., Borrás, L., & Alonso, J. L. (2012b). *Análisis de las correlaciones entre la abundancia de bacterias nitrificantes, parámetros operacionales y fisicoquímicos relacionados con el proceso biológico de nitrificación en fangos activos.*

**Anexos**

**ANEXO A**

**ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

A. Escala laboratorio

Tabla A1. Análisis de Varianza - Suma de Cuadrados Tipo III

EFFECTOS PRINCIPALES	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>pH</b>					
A:Tratamiento	370,288	3	123,429	261,31	0,0000
B:Módulo	7,58133	5	1,51627	3,21	0,0069
AB	37,4739	15	2,49826	5,29	0,0000
<b>Temperatura</b>					
A:Tratamiento	347,793	3	115,931	9,82	0,0000
B:Módulos	485,99	5	97,198	8,24	0,0000
AB	439,749	15	29,3166	2,48	0,0013
<b>Oxígeno disuelto</b>					
A:Tratamiento	4,81331	3	1,60444	3,23	0,0218
B:Módulos	786,398	5	157,28	316,27	0,0000
AB	51,0931	15	3,4062	6,85	0,0000

Tabla. A2 ANOVA para DQO (mg/L) por Tratamiento

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
<b>DQO (mg/L) por Tratamiento</b>					
Entre grupos	143147,	3	47715,7	48,26	0,0000
Intra grupos	28674,3	29	988,769		
Total (Corr.)	171822,	32			
<b>DBO (mg/L) por Tratamiento</b>					
Entre grupos	61669,1	3	20556,4	18,06	0,0000
Intra grupos	33017,0	29	1138,52		
Total (Corr.)	94686,1	32			

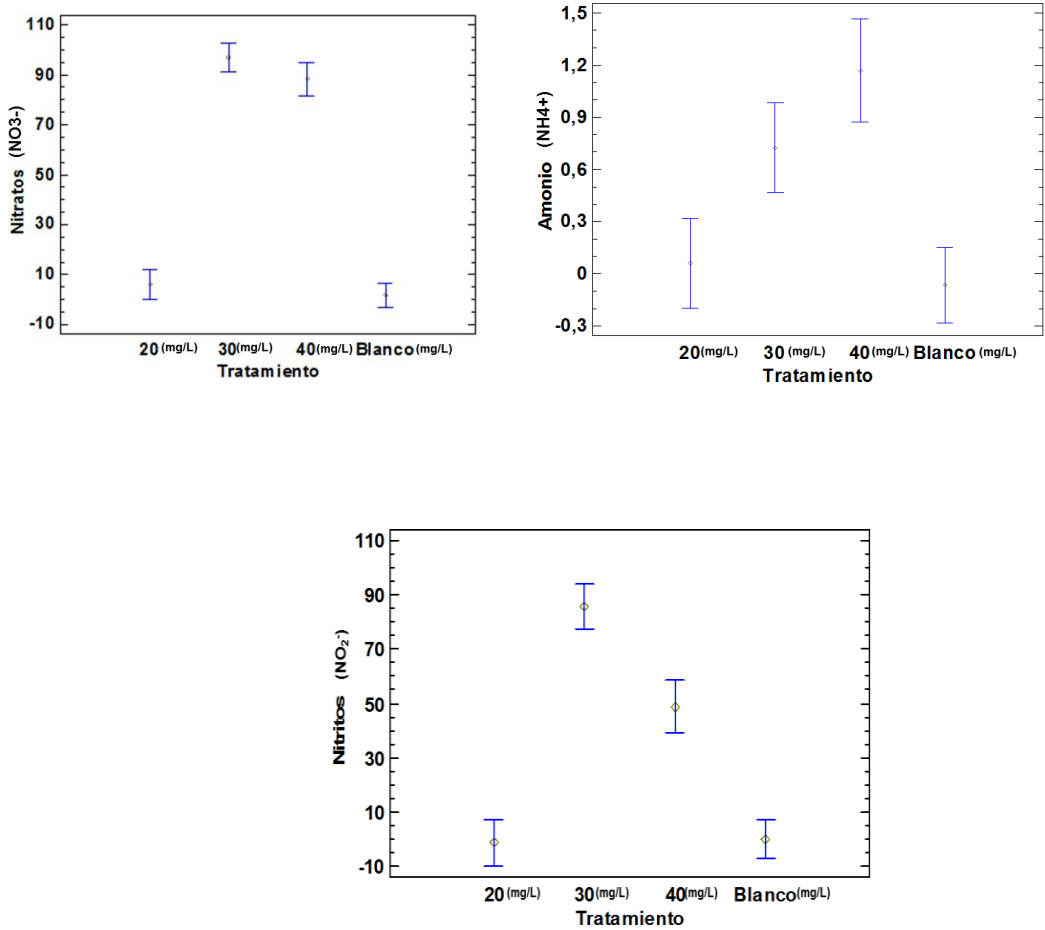


Figura A1. Medias y Fisher LSD 95% Amonio, Nitritos y Nitratos vs tratamiento (dosificación del inóculo en mg/L)

## ANEXO B

### **ESTRATEGIAS PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN SISTEMAS DE TRATAMIENTOS DE AGUA DOMÉSTICAS APLICANDO BIOAUMENTACIÓN**

#### **GENERALIDADES**

La eliminación biológica de nitrógeno comprende dos procesos secuenciales, uno de nitrificación (oxidación del amonio a nitrato) y otro de desnitrificación (reducción del nitrato a nitrógeno molecular). Es un proceso biológico no asimilativo realizado por bacterias que pueden ser de origen natural o bioaumentadas de tipo amonio-oxidantes y nitrito-oxidantes, clave para la eliminación del nitrógeno porque emplean el carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular y el nitrógeno inorgánico para obtener energía (Ruscalleda Beylier et al., 2011).

Para acelerar este proceso de nitrificación y desnitrificación, estudios han demostrado que adoptando una técnica de bioaumentación, que consiste en adicionar microorganismos exógenos, el procedimiento es mucho más rápido y eficiente.

Este documento plantea la estrategia para evaluar el impacto de la bioaumentación utilizando reactores tipo batch o de flujo pistón, en los cuales las muestras de agua residual estarán en contacto con el consorcio Ecobacter y cepas naturales de plantas de tratamiento de aguas residuales. Luego se compararán los resultados evaluando la eficiencia de remoción de contaminantes DBO, DQO y los Compuestos Nitrogenados, dependiendo del agua residual a tratar.

Para este proceso, la bioaumentación se trabajará de forma aerobia extendida y con diferentes concentraciones. A continuación, se presentará el procedimiento para evaluar la bioaumentación bajo estas condiciones.



- **OBJETIVO DE LA ESTRATEGIA**

Establecer directrices para aplicar la estrategia, con el fin de evaluar la eficiencia del consorcio bacteriano en los montajes experimentales.

- **GLOSARIO DE DEFINICIONES**

- **Agua residual doméstica (ARD):** Es producto de la utilización del líquido en las diferentes actividades de un hogar, las cuales producen un nivel de contaminación al agua que puede manifestar la presencia de sólidos, desechos orgánicos, detergentes, jabones y grasas, lo que precisa de un proceso para su eliminación.
- **Bioaumentación:** Es la utilización de microorganismos altamente especializados para incrementar y mejorar la capacidad de degradación de la población microbiana natural.
- **Flujo pistón:** Es el modo como el fluido pasa a través del reactor en forma continua por periodo de tiempo.
- **DBO:** Es un parámetro que mide la cantidad de dióxigeno consumido al degradar la materia orgánica de una muestra líquida. Es la materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida, disuelta o en suspensión.
- **DQO:** Es un parámetro que mide la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos que hay disueltas o en suspensión en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en miligramos de oxígeno diatómico por litro (mg O<sub>2</sub>/l).
- **Aireación extendida:** El Sistema de Aireación Extendida para el tratamiento de aguas residuales se basa en el método de aireación prolongada de dichas aguas.
- **Nitrificación:** Es un proceso biológico aireado en donde se oxida el amoníaco hasta su conversión a nitrato. Se divide en dos etapas, la primera está definida por la oxidación de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) y la segunda etapa definida por la oxidación de (nitritos) NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a (nitratos) NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

- **Desnitrificación:** Es un proceso biológico que tiene lugar en ausencia de oxígeno, en el que el nitrato se transforma en nitrógeno gaseoso que se incorpora a la atmósfera.

- **DESARROLLO DE LA ESTRATEGIA**

- a. Equipos necesarios para hacer el montaje experimental**

- Tres (3) tanques de 20L
- Tres reactores (3) de 10L
- Tres Bombas (3) difusoras de aire
- Veintisiete (27) piedras porosas
- Tres (3) bombas sumergibles
- Inóxculo comercial

- b. Instrumental**

- Beaker 100ml
- Probetas 10ml, 20ml, 30ml
- Matraz de fondo plano
- Varilla de agitación
- Pipeta de pasteur
- Frasco lavador

- c. Equipos requeridos**

- Equipo para análisis de Nitratos, Nitros y Amonio
- Equipo para análisis de DBO.
- Equipo para análisis de DQO.
- Equipo para mediciones de pH.
- Equipo para mediciones de temperatura
- Equipo para mediciones de oxígeno disuelto

---

- **APLICACION DE LA TÉCNICA DE BIOAUMENTACIÓN CON AIREACIÓN EXTENDIDA**

La técnica para la aplicación de la Bioaumentación con aeración extendida consiste en simular los sistemas de tratamiento de aguas residuales donde utilizan equipos que ayudan a aumentar la concentración del oxígeno disuelto, buscando las condiciones ideales para que los microorganismos puedan desarrollarse y así aumentar su eficiencia como degradadores de materia orgánica.

- **PROCEDIMIENTO**

El estudio experimental se recomienda que se haga en dos fases, la primera en reactores a escala laboratorio y la segunda fase a escala real cuando se haya encontrado la concentración óptima, con esto evitamos alteraciones de la operación normal del sistema de tratamiento. A continuación se explica el paso a paso:

1. Se realiza el montaje y se hace la prueba de los equipos con agua limpia.
2. Se realiza un análisis fisicoquímico de la muestra de agua doméstica (DBO, DQO, pH, Temperatura, Oxígeno disuelto).
3. Se calculan las concentraciones del consorcio Ecobacter de acuerdo con el tipo de agua residual. Se verifica que el agua residual esté en un pH entre 6,5 y 7,5, se verifica la operatividad de los equipos instalados en el sistema de tratamiento.
4. Se inoculan el consorcio bacteriano Ecobacter con las concentraciones recomendadas. Se pueden tomar muestras (10, 100 o 1000 ml) al tiempo cero, a las dos horas, a las cuatro horas, seis horas, ocho horas, a las 16 horas y las 24 horas, de acuerdo con la tabla (Reportes de Datos), para evaluar los parámetros de interés. Esta toma de datos dependerá del presupuesto de cada evaluador.

- **DOSIFICACIÓN**

La dosificación dependerá del flujo de tratamiento de cada sistema y se calculará de la siguiente manera:

FORMULA: # de mg/L x el Volumen de agua Residual a Tratar / 1' 000.000

Donde #: 50mg/L, 40mg/L, 30mg/L, 20mg/L, 10mg/L

**5. Reporte de Resultados**

Tiempo estimado	Tiempo real (horas)	DBO		DQO		pH		Oxígeno Disuelto		Temperatura		Nitrito		% ER		Nitrate		% ER		Amonio		% ER	
		E	S	%ER	E	S	%ER	E	S	%ER	E	S	%ER	E	S	%ER	E	S	%ER	E	S	%ER	

E: Entrada, S: Salida, %ER: Eficiencia de remoción

**Observación:**

*Los resultados se compararán con la normativa ambiental de reúso de agua tratada Resolución 1207 de 2014 y la Resolución 0631 de 2015 de los parámetros máximos permisibles.*

**6. Referencia**

1. APHA, AWWA, WEF, “Standar Methods for the examination of water & waste water, 21st Edition, Centennial Edition, Washintong D.C, 2017
2. Bernal Casillas José de Jesús; Ramírez Meda Walter; Muestreo y Preservación de Muestras de Agua y sedimentos; Amate editorial;Jalisco, México, 2008.

**ANEXO C. REGISTRO FOTOGRÁFICO**

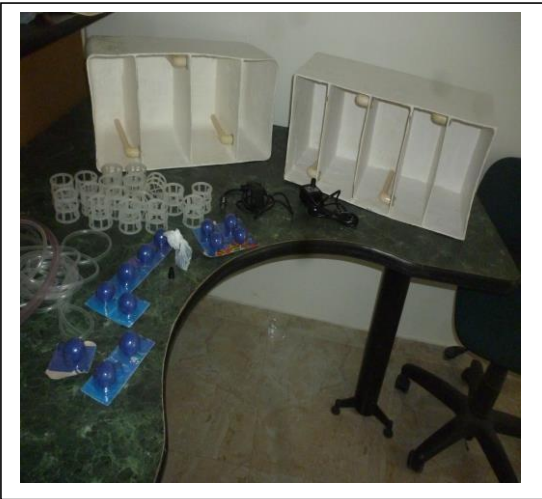


Figura C1. Materiales utilizados.



Figura C2. Prueba de los Pe.

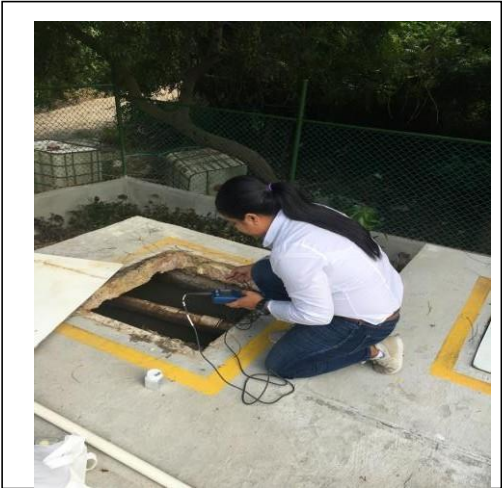


Figura C3. Muestra de agua en cada módulo.



Figura C4. Toma 1 de muestra.