

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



**TESIS**

**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA SALINIDAD  
EN LA BIODIVERSIDAD BACTERIANA PRESENTE EN UN  
SISTEMA DE DEPURACIÓN BIOLÓGICA DE LODOS ACTIVADOS**

**POR:**

**FÁTIMA ESTEFANÍA SOTO ZAMORA**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS  
CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**OCTUBRE 2021**

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN**

**FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AMBIENTAL**



**EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LA SALINIDAD EN LA BIODIVERSIDAD  
BACTERIANA PRESENTE EN UN SISTEMA DE DEPURACIÓN BIOLÓGICA DE  
Lodos Activados**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**L.B.G. FÁTIMA ESTEFANÍA SOTO ZAMORA**

**DIRECTOR DE TESIS: DR. BENJAMÍN LIMÓN RODRÍGUEZ**

**CODIRECTOR: DR. CARLOS JOEL ÁBREGO GÓNGORA**

**ASESOR EXTERNO: DR. ULRICO JAVIER LÓPEZ CHUKEN**

**SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, N.L. A 22 DE OCTUBRE DEL 2021**

## Índice

Capítulo 1. Introducción y Antecedentes .....	8
1.1. Origen y características de las aguas residuales .....	8
1.2. Tratamiento de aguas residuales .....	9
1.3 Tratamiento Biológico.....	10
1.4 Lodos Activados.....	11
1.5 Floculación de los Lodos Activados .....	12
1.6 Biodiversidad bacteriana presente en los lodos activados .....	13
1.7 Efecto del agua residual salina en los Lodos Activados .....	14
1.8 Límites Máximos Permisibles para aguas residuales salinas en México .....	15
1.9 Justificación.....	17
1.10 Hipótesis.....	18
1.11 Objetivo General .....	18
1.11.1 Objetivos Específicos .....	18
Capítulo 2. Metodología Experimental .....	19
2.1 Obtención del lodo activado.....	19
2.2 Obtención de la muestra de Agua Residual.....	19
2.3 Reproducción a escala de laboratorio el proceso de tratamiento biológico utilizado en la PTAR objeto de estudio .....	20
2.4 Análisis fisicoquímicos del sistema a escala laboratorio .....	21
2.5 Dosificación de agua salina en el afluente al sistema a escala de laboratorio.....	22
2.6 Análisis microbiológicos de la biodiversidad microbiana presente en el lodo activado..	23
2.6.1 Preparación de las muestras para análisis microbiológicos.....	23
2.6.2 Observación microscópica del fango activado.....	23

2.6.3 Identificación molecular de la biodiversidad bacteriana presente en el lodo activado al ser sometido a los incrementos graduales de salinidad.....	23
2.6.4 Extracción de DNA y Amplificación por PCR .....	24
Capítulo 3. Resultados y Discusión.....	25
3.1 Resultados de la reproducción a escala de laboratorio del proceso de tratamiento biológico utilizado en la PTAR objeto de estudio .....	25
3.2 Resultados del análisis del cambio en la eficiencia de remoción de DQO, DQOs, SST, SSV, N y P del sistema a escala de laboratorio, mediante la dosificación continua y con incrementos progresivos del agua salina.....	26
3.3 Resultados de los análisis microbiológicos del consorcio microbiano (CM) .....	40
3.3.1 Resultados de la observación microscópica del fango activado.....	40
3.3.2 Observación microscópica del lodo activado .....	42
3.3.3. Resultados de la identificación molecular de la biodiversidad bacteriana presente en el lodo activado al ser sometido a los incrementos graduales de salinidad. ....	48
3.4. Discusión.....	54
Capítulo 4. Conclusiones y Recomendaciones .....	57
Referencias bibliográficas .....	58
Anexos.....	58

## Lista de Figuras

Figura 1. Distribución general y perfil hidráulico de una PTAR. ....	9
Figura 2. Estructura y organización del flóculo en lodos activados. ....	13
Figura 3. PTAR municipal.....	19
Figura 4. Esquema del sistema a escala de laboratorio propuesto.....	21
Figura 5. Incremento programado de la CE en el afluente al sistema escala de laboratorio. .	22
Figura 6. Sistema biológico a escala laboratorio con aireación extendida acoplada a un reactor anaerobio. ....	25
Figura 7. Determinación de la Conductividad Eléctrica en el sistema a escala de laboratorio. ....	26
Figura 8. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). ....	27
Figura 9. Porcentaje de Remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). ....	27
Figura 10. Eficiencia de remoción de DQO en comparación con la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio. ....	28
Figura 11. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOs).....	29
Figura 12. Porcentaje de remoción de la DQOs. ....	30
Figura 13. Eficiencia de remoción de DQO soluble con respecto a la variación de conductividad eléctrica en el reactor aerobio. ....	30
Figura 14. Determinación de los Sólidos Suspendidos Totales.....	31
Figura 15. Eficiencia de remoción de SST. ....	32

Figura 16. Eficiencia de Remoción de los SST con respecto a la variación de la Conductividad Eléctrica del reactor aerobio. ....	32
Figura 17. Determinación de los Sólidos Suspending Volátiles. ....	33
Figura 18. Porcentaje de Remoción de Sólidos Suspending Volátiles. ....	34
Figura 19. Eficiencia de remoción de SSV con respecto a la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio. ....	34
Figura 20. Determinación de Nitrógeno (Amoniacal y Oxidado) en el sistema escala laboratorio. ....	35
Figura 21. Porcentaje de Nitrificación respecto a la variación de la conductividad eléctrica del reactor aerobio. ....	36
Figura 22. Determinación del fósforo en el sistema a escala laboratorio. ....	37
Figura 23. Eficiencia de remoción del fosforo en comparación con la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio. ....	37
Figura 24. Determinación de los Sólidos Disueltos Totales en el sistema a escala de laboratorio. ....	39
Figura 25. Comunidad bacteriana presente en la muestra A de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie. ....	48
Figura 26. Comunidad bacteriana presente en la muestra B de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie. ....	49
Figura 27. Comunidad bacteriana del Filo Proteobacteria presente en la muestra B de lodo activado. a) clase, b) orden y c) especie. ....	50
Figura 28. Comunidad bacteriana presente en la muestra C de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie. ....	51

Figura 29. Comunidad bacteriana del Filo Proteobacteria presente en la muestra C de lodo activado. a) clase, b) orden y c) especie. .... 52

Figura 30. Comunidad bacteriana presente en la muestra D de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie. .... 53

## **Lista de Tablas**

Tabla 1. Parámetros a monitorear y ubicación en el sistema a escala de laboratorio. ....	21
Tabla 2. Ilustraciones de la observación realizada en el fango activado en la etapa de estabilización del sistema biológico. A) y B) Sesil Bacterívoro: Oligohimenóforo peritrico, C)Fitoflagelados, D) Rotíferos y E)Reptante Bacterívoro: Espirotrico. ....	40
Tabla 3. Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras A (1480 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), B (2731 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), C (5098 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y D (10169 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). ....	42

## **Capítulo 1. Introducción y Antecedentes**

### **1.1. Origen y características de las aguas residuales**

La superficie del planeta está cubierta de agua en un 70%, de la cual el 97.5% es salina y solo el 2.5% es agua dulce. Un 30.8% del agua se almacena como aguas subterráneas, y poco menos del 0.3% como agua superficial localizada en lagos, lagunas, ríos y humedales. En el siglo XXI la humanidad enfrenta un grave problema relativo a la calidad y la gestión del agua, ya que dicho recurso es vital para la salud humana y el mantenimiento de los ecosistemas naturales (CONAGUA, 2015).

Hoy en día, el crecimiento poblacional e industrial ha impactado los cuerpos de agua, esto debido a las descargas de aguas residuales generadas. Las aguas residuales pueden clasificarse de diferentes maneras, dependiendo de su origen. Se conoce como Agua Residual Doméstica (ARD) a la generación de residuos líquidos provenientes de zonas residenciales, establecimientos comerciales o institucionales. Dentro de estas encontramos las aguas negras; transportan heces y orina, provenientes del inodoro. Y las aguas grises; aguas jabonosas que pueden contener grasas, provenientes del lavamanos, lavaplatos, lavadero, ducha y lavadora. Por otro lado, encontramos el Agua Residual Municipal o Urbana (ARU) se les denomina así a aquellos residuos líquidos provenientes de un conglomerado urbano. Por último, el Agua Residual Industrial (ARI) que genera residuos líquidos provenientes de procesos productivos industriales. La descarga de aguas residuales domésticas, industriales, agrícolas y pecuarias, sin un tratamiento adecuado, induce la contaminación de los cuerpos de agua receptores, disminuyendo la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, exponiendo la salud de la población y la integridad de los ecosistemas (CONAGUA, 2015; Jiménez *et al.*, 2010; Jiménez-Torres, 2014). En México las principales fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas son las prácticas agrícolas, el sector pecuario, la urbanización y las descargas industriales (FEA *et al.*, 2006).

Debido a estas descargas de aguas residuales, es de suma importancia mantener el uso sostenible de los limitados recursos de agua dulce, por lo tanto, el tratamiento adecuado de

las aguas residuales permitirá una recuperación y reincorporación a los cuerpos de agua superficiales (CONAGUA, 2015).

## 1.2. Tratamiento de aguas residuales

Se conoce como tratamiento de aguas residuales a los distintos procesos relacionados con el control sanitario, así como la extracción de los productos de desecho que han sido arrastrados por el agua procedentes del sector industrial y de las viviendas. El agua residual es tratada en las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR). En la Figura 1 se presenta un esquema de una PTAR, su objetivo principal es eliminar los componentes orgánicos (medidos como la demanda química de oxígeno, DQO) y biológicos (medidos como la demanda bioquímica de oxígeno, DBO), los nutrientes de fósforo (P) y nitrógeno (N), así como los sólidos en suspensión (Pallares-Vega *et al.*, 2019).

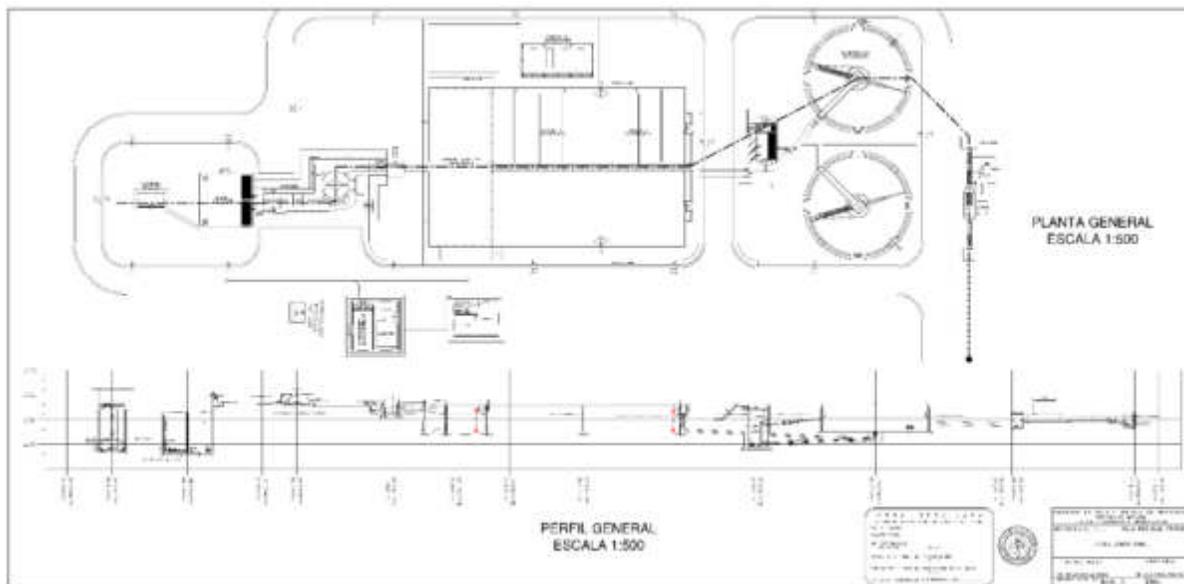


Figura 1. Distribución general y perfil hidráulico de una PTAR.

### 1.3 Tratamiento Biológico

Se conoce como tratamiento biológico al empleo de un sistema donde se mantiene un cultivo de microorganismos conocido como biomasa, el cual utiliza las impurezas provenientes del agua residual como sustrato. Dentro de las impurezas presentes en el agua residual, se encuentran la materia orgánica biodegradable, el amonio, fosfato, nitrato y otros contaminantes en menor concentración. El sustrato utilizado por los microorganismos sufre una doble transformación, donde una fracción se utiliza para el metabolismo celular, lo que permite la generación de más células, generando un lodo auto floculante y separable por decantación (Metcalf y Eddy, 1996). El resto se degrada para la producción de energía, mediante la respiración celular produciendo dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) y agua ( $\text{H}_2\text{O}$ ); en el caso de procesos aerobios. En cuanto a los procesos anaerobios se producen ácidos orgánicos y metano (Metcalf y Eddy, 1996).

Los microorganismos presentes en el tratamiento biológico pueden ser clasificados dependiendo del tipo de fuente de carbono y del tipo de aceptor de electrones utilizado. Los organismos autótrofos son aquellos capaces de sintetizar materia orgánica a partir de las sustancias minerales. Por otro lado, los organismos heterótrofos son aquellos que precisan de la materia orgánica para su desarrollo y mantenimiento. En función del tipo de aceptor de electrones se clasifican en aerobios, anaerobios y facultativos. Los denominados aerobios solo utilizan oxígeno. Los anaerobios solo pueden crecer en ausencia de oxígeno molecular y, los facultativos utilizan oxígeno cuando está presente, pero pueden utilizar otro como aceptor de electrones cuando no lo está. Dentro de los tratamientos biológicos del agua residual los microorganismos con mayor presencia son generalmente heterótrofos, ya que, su función es precisamente alimentarse de la materia orgánica presente en el agua residual (Metcalf y Eddy, 1996).

Existen diversos métodos biológicos de tratamiento de agua residual, de los cuales se pueden distinguir dos tipos claramente diferenciados:

1. Procesos biológicos de cultivo en suspensión
2. Procesos biológicos de soporte sólido

En los cultivos en suspensión se utiliza una decantación y recirculación de la biomasa, mientras que en los de soporte sólido la retención se asegura por las características del propio soporte. En los cultivos en suspensión se encuentran los lodos activados, las lagunas aireadas, reactores anaerobios de mezcla completa y reactores secuenciales anaerobios. Por otro lado, dentro de los de soporte sólido se encuentran los filtros percoladores, los biodiscos y los lechos de turba (Glymph, 2005).

#### **1.4 Lodos Activados**

Un sistema de lodos activados es un bioproceso que se utiliza para la depuración biológica del agua residual. Es el proceso más comúnmente utilizado por las PTAR's para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales. Se ha evidenciado que este método genera muy buenos resultados debido a su alta eficiencia en remoción de materia orgánica (CONAGUA, 2019).

Como ha sido mencionado con anterioridad los lodos activados pertenecen a los procesos de biomasa suspendida, los cuales se caracterizan por la transformación bioquímica de la materia orgánica en la cual se encuentran dispersos (CONAGUA, 2019). Los lodos activados tienen por objetivo la remoción de la materia orgánica en términos de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) de las aguas residuales. La remoción de materia orgánica carbonosa se encuentra en un 85 a 95%. (Tzintzun-Flores, 2010)

El proceso consiste en un reactor biológico aireado, donde las aguas residuales se mezclan y se airean continuamente, dentro permanece un cultivo de microorganismos aerobios en suspensión, este ecosistema es una masa activa de microorganismos los cuales llevan a cabo la conversión de la materia orgánica soluble presente en el agua residual mediante la respiración, reacciones de oxidación y síntesis de nuevas células. Los nuevos microorganismos formados se separan por sedimentación gravimétrica, lo que permite la formación de un floculo biológico para la separación de sólidos. El sistema este acoplado a un sedimentador secundario o clarificador, el cual recupera la biomasa, que posteriormente recircula al reactor biológico. La combinación de microorganismos y agua residual se conoce como lodo activado. Los lodos en el reactor biológico están sujetos a un proceso de

autooxidación, conocido como respiración endógena, proceso que también consume oxígeno. La aireación en los lodos activados es fundamental, debido a que permite la generación de turbulencia lo que mejora la transferencia de masa, y por ende la eficiencia del proceso biológico. Debido a la necesidad de compuestos de carbono y de nutrientes, el lodo activado se cultiva en condiciones limitantes (Metcalf y Eddy, 1996; Glymph, 2005; Tzintzun-Flores, 2010).

### **1.5 Floculación de los Lodos Activados**

Los lodos activados contienen flóculos biológicos los cuales se componen por diversos grupos de microorganismos, que permiten alcanzar altas eficiencias de remoción de la materia orgánica. Para conseguir resultados satisfactorios en el proceso separación sólido-liquido de lodos activados es fundamental que los parámetros físicos del flóculo se encuentren en buenas condiciones. Dentro de los parámetros físicos más importantes se encuentran; el tamaño del flóculo, la densidad y su estructura. (Larsen *et al.*, 2008; Wilén *et al.*, 2003). En la mayoría de los casos, es deseable tener flóculos grandes y densos, debido a que esto permite que sedimenten de manera rápida y den lugar a poca turbidez dentro del reactor biológico (De Sousa-Rolleberg *et al.*, 2019).

Los flóculos están compuestos por Sustancias Poliméricas Extracelulares (SPE) y por la biodiversidad presente en el reactor biológico. La fracción de SPE son una mezcla de polímeros de alto peso molecular secretados por microorganismos compuesto principalmente por proteínas, polisacáridos, lípidos, ácidos nucleicos, y sustancias húmicas. La estabilidad de los flóculos depende de la cantidad y composición de las SPE, de la actividad microbiana y por supuesto, de la fuerza de interacción entre estos (De Sousa- Rolleberg *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2021).

Es posible clasificar a los flóculos en dos niveles: microestructura y macroestructura. La microestructura es la base de la formación del floculo y se puede definir como la capacidad que tienen los microorganismos de adherirse unos a otros. La estructura y organización de un floculo de lodos activados se presenta en la Figura 2. Esta asociación entre bacterias (agregación y biofloculación) es el resultado de la interacción entre polímeros extracelulares

microbianos que actúan a modo de polielectrolitos (De Sousa- Rolleberg *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2021).

La macroestructura la proporcionan los microorganismos filamentosos, formando una red o micro esqueleto en el interior del flóculo, donde se adhieren las bacterias formadoras de flóculo. De esta manera la macroestructura permite formar flóculos de mayor tamaño que pueden resistir mejor las turbulencias producidas dentro del reactor por los mecanismos de agitación o recirculación (Metcalf y Eddy, 1996; Glymph, 2005).

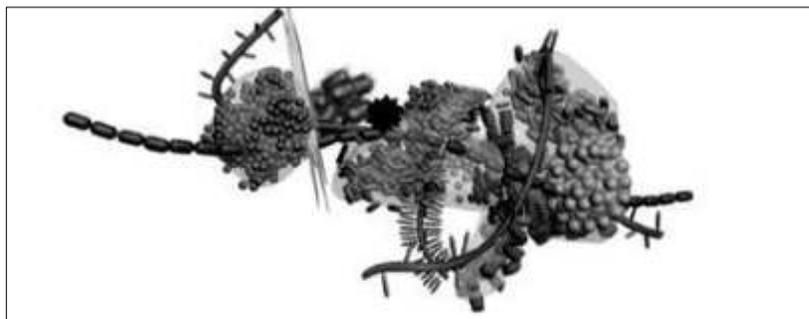


Figura 2. Estructura y organización del flóculo en lodos activados.

Fuente: Glymph, 2005.

## 1.6 Biodiversidad bacteriana presente en los lodos activados

Hay dos tipos de organismos, procariotas y eucariotas. Los procariotas son en su mayoría organismos unicelulares que incluyen a las bacterias, cianobacterias (algas verde-azules) y arqueas (algunas se encuentran en ambientes extremos), mientras que los eucariotas son organismos unicelulares (protozoos, algas, hongos) y seres pluricelulares (hongos, plantas, animales) (Ferrer-Polo *et al.*, 2018; López-Vázquez *et al.*, 2017).

Las bacterias son los constituyentes más abundantes del flóculo, existen más de 300 especies reportadas que han sido aisladas del licor mezclado de los lodos activados. Las bacterias son las responsables de la oxidación de la materia orgánica y de la transformación de los nutrientes, producen polisacáridos y materiales poliméricos que ayudan en la floculación de la biomasa microbiana. Dentro de los principales géneros reportados se encuentran los siguientes:

- *Zooglea*
- *Pseudomonas*
- *Flavobacterium*
- *Alcaligenes*
- *Corynebacterium*
- *Corynebacterium*
- *Bacillus*
- *Achromobacter sp.*
- *Comomonas*
- *Brevibacterium*
- *Acinetobacter*
- Organismos filamentosos
- (*Sphaerotilus sp.*, *Beggiatoa sp.*)
- Bacterias autotróficas nitrificantes (*Nitrosomonas sp.* y *Nitrobacter sp.*) (Ferrer-Polo *et al.*, 2018; López-Vázquez *et al.*, 2017).

### **1.7 Efecto del agua residual salina en los Lodos Activados**

Hoy en día existen un gran número de industrias que a menudo generan aguas residuales con alto contenido de sal, dentro de estas se incluyen las de producción de leche, procesamiento de pescado, producción de petróleo, industria química, farmacéutica, entre otras. Las aguas residuales generalmente se definen como aguas residuales salinas cuando la salinidad es inferior a 10,000 mg/L de lo contrario se consideran aguas residuales hipersalinas o salmueras. Las aguas residuales altamente salinas suelen tener un proceso muy lento de degradación de la materia orgánica en las PTAR's, esto debido al efecto tóxico de su contenido de sodio en la biomasa, la cual no ha sido adaptada a dichas condiciones de salinidad (Cortes-lorenzo *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2018).

La compresión de doble capa o las interacciones hidrofóbicas mejoran las interacciones entre bacterias. Pero a medida que la concentración de salinidad excede este límite, la tendencia de agregación o adsorción de bacterias disminuye. Esto debido a los fenómenos de intercambio

iónico por los cuales los iones  $\text{Na}^+$  reemplazan a los iones  $\text{Ca}^{+2}$ . Los iones  $\text{Ca}^{+2}$  juegan un papel importante en el puente para ayudar en la floculación. El reemplazo de intercambio iónico de iones  $\text{Ca}^{+2}$  podría conducir a la desestabilización de los flóculos de lodo (Hashad *et al.*, 2006).

En el proceso para el tratamiento biológico de aguas residuales salinas, el contenido de sal afecta en gran medida las propiedades físicas y bioquímicas de los lodos activados, así como a los microorganismos que los conforman. Las aguas residuales salinas tienen una influencia inicialmente negativa en las remociones de amonio ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ), fósforo total (FT) y la demanda química de oxígeno (DQO), deteriorando el rendimiento; lo que da como resultado un aumento en las concentraciones de los productos microbianos solubles (PMS) y las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Reid *et al.*, 2006; He *et al.*, 2017).

La alta salinidad (más de 1% en peso de salinidad, equivalente a  $15,600 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) deteriora la capacidad de asentamiento y estructura de los lodos activados, generando cambios en la comunidad microbiana, en la presión osmótica y en la respiración microbiana. Cuando la sal se introduce en el sistema de lodos activados, se inhibe la actividad del microorganismo en el lodo, se destruye la actividad enzimática del microorganismo y se deteriora el metabolismo microbiano (He *et al.*, 2017; Cortés-Lorenzo *et al.*, 2012).

La presión osmótica del ambiente externo se incrementa con el aumento de la salinidad, la cual succiona el agua vital microbiana a través de su pared celular, causando que el microorganismo se deshidrate, destruyendo la estructura de las células microbianas, dando como resultado la plasmólisis (Ferrer-Polonio *et al.*, 2015). Las propiedades físicas de los lodos activados se ven afectadas, disminuyendo su hidrofobicidad, capacidad de filtración, biofloculación y bio-flexión, los microorganismos que no se adaptan los ambientes salinos mueren y la estructura de los lodos se destruye (Amin *et al.*, 2014).

### **1.8 Límites Máximos Permisibles para aguas residuales salinas en México**

Los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89; establecen como límite máximo para la Conductividad Eléctrica un valor de  $1,000 \mu\text{S}/\text{cm}$ , por otro lado, la NOM-002-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las

descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, permitiendo a los organismos operadores fijar nuevos límites máximos permisibles de descarga de contaminantes, o bien, límites máximos permisibles para parámetros adicionales no contemplados en dicha Norma, mediante la emisión de condiciones particulares de descarga a los responsables de la emisión de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado.

## **1.9 Justificación**

En las últimas décadas, la descarga de aguas residuales salinas e hipersalinas provenientes de las aguas de rechazo de las industrias, se ha incrementado significativamente (He *et al.*, 2017; Lefebvre *et al.*, 2007). Los procesos de tratamiento biológico son rentables y de bajo riesgo de contaminación secundaria, y se han usado comúnmente para tratar las aguas residuales salinas. Sin embargo, existen algunos desafíos en el tratamiento de aguas residuales salinas con procesos de tratamiento biológico, donde se pudiera ver afectada la eficiencia de remoción de contaminantes, la estructura y el asentamiento del lodo, así como a la comunidad microbiana presente. Por lo que, para permitir la introducción de aguas hipersalinas a las PTAR y evitar una desestabilización del proceso biológico, es de suma importancia conocer la capacidad de tolerancia de la comunidad microbiana presente en un sistema de lodos activados convencional al ser sometido a condiciones de salinidad. Permitiendo así, su posterior aclimatación a aguas residuales salobres, dando lugar a la optimización de los sistemas de tratamiento municipales receptores de dichas descargas. Reduciendo los volúmenes de efluentes líquidos que son enviados hacia sitios de disposición final y/confinamiento.

## **1.10 Hipótesis**

La descarga de aguas residuales con alto contenido de salinidad modificará la eficiencia de remoción de materia orgánica, sólidos suspendidos, en la nitrificación y en la asimilación de fósforo de un sistema de depuración biológica, así como la biodiversidad microbiana presente.

## **1.11 Objetivo General**

Evaluar el efecto de la salinidad en la biodiversidad de un sistema de depuración biológica de lodos activados convencional al ser sometido a incrementos graduales de salinidad en el afluente.

### **1.11.1 Objetivos Específicos**

Objetivo 1: Reproducir a escala de laboratorio un sistema de depuración biológica de lodos activados con procesos anaerobios y aerobios, el cuál será sometido a una dosificación continua con incrementos progresivos en el afluente de agua salina.

Objetivo 2: Analizar el cambio en la eficiencia de remoción de DQO, DQOs, SST, SSV, así como en la nitrificación y en la asimilación del P del sistema biológico durante la dosificación de agua salina en un periodo de tiempo de 90 días.

Objetivo 3: Determinar el efecto en la biodiversidad presente en los lodos activados del sistema a escala de laboratorio al ser sometida a los incrementos graduales de salinidad.

## Capítulo 2. Metodología Experimental

El presente proyecto tiene como objetivo evaluar el efecto en la biodiversidad bacteriana presente un sistema de lodos activados al ser sometido a incrementos graduales de salinidad en el afluente. El estudio de caso que se analizará en la presente investigación corresponde a una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales municipales del Estado de Nuevo León.

### 2.1 Obtención del lodo activado

Para la obtención del lodo activado se tomó una muestra de agua residual proveniente de los reactores aerobios de una PTAR municipal ubicada en el estado de Nuevo León. En la Figura 3 se presenta una imagen satelital de la PTAR municipal.



*Figura 3. PTAR municipal.*

(Fuente: Google Earth, 2020).

### 2.2 Obtención de la muestra de Agua Residual

Se determinó en campo el sitio más adecuado para recabar diariamente la muestra del afluente que se utilizó en el sistema a escala de laboratorio a lo largo de la investigación; para ello se escogió el canal de interconexión entre el cárcamo de bombeo y el Canal Parshall aguas arriba

del Reactor Anaerobio de la PTAR municipal. Se tomó una muestra de 25 L por día de operación, la cual se ingresaba a las 10:00 de la mañana al Laboratorio de Ingeniería Ambiental del IIC. Se llevaron a cabo los análisis establecidos en la Tabla 2 para dicha muestra; lo cual permitió evaluar y comparar las eficiencias de remoción del sistema de tratamiento previas a la descarga de aguas salinas y durante la adición progresiva del efluente industrial.

### **2.3 Reproducción a escala de laboratorio el proceso de tratamiento biológico utilizado en la PTAR objeto de estudio**

Para reproducir el proceso de un sistema biológico de lodos activados con aireación extendida de una PTAR como se muestra en la Figura 4, se recabo la información correspondiente a los caudales afluentes de una PTAR convencional, así como los volúmenes de los reactores biológicos y sedimentadores que componen el proceso de tratamiento del sistema de depuración. Con lo anterior, se determinaron los tiempos de retención de cada unidad y se conservaron las características hidráulicas de una PTAR en el sistema a escala de laboratorio, como se presentó en la Figura 6. Posteriormente, se inocularon los reactores anaerobios y aerobios con lodos biológicos provenientes de la PTAR en estudio y se alimentaron diariamente con agua residual proveniente del canal de alimentación al reactor anaerobio como se explicó anteriormente. La fase de estabilización del sistema a escala de laboratorio tuvo una duración de 11 días; durante esta etapa se realizó el monitoreo que se presentó en la Tabla 2.

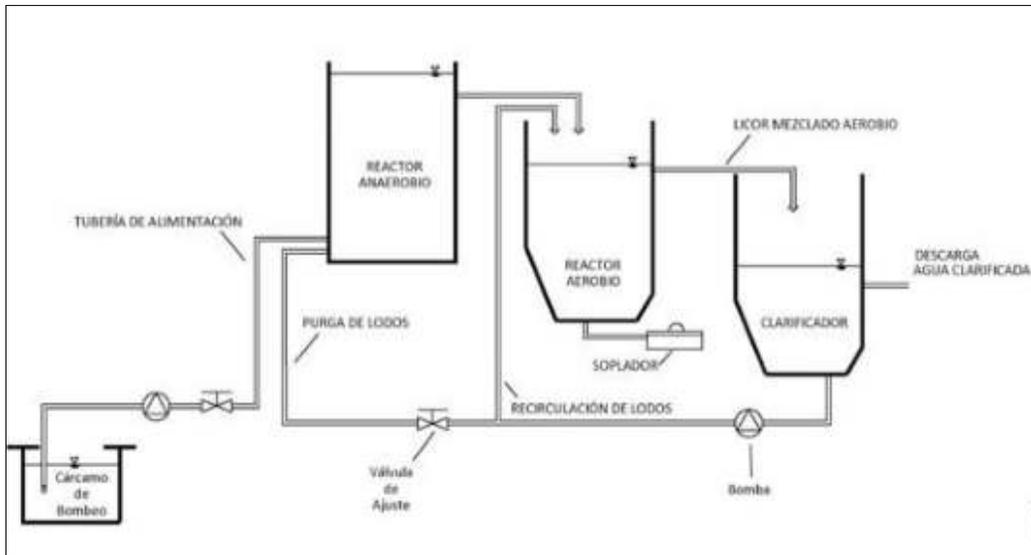


Figura 4. Esquema del sistema a escala de laboratorio propuesto.

## 2.4 Análisis fisicoquímicos del sistema a escala laboratorio

Tabla 1. Parámetros a monitorear y ubicación en el sistema a escala de laboratorio.

Sitio	Parámetro										
	DQO	DQO Soluble	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	PT	SSV	SST	SDT	pH	Conductividad eléctrica	Temperatura
Afluente PTAR	√	√	√		√	√	√	√	√	√	√
Reactor anaerobio efluente	√	√					√	√	√	√	√
Clarificador efluente	√	√		√	√	√	√	√	√	√	√

## 2.5 Dosificación de agua salina en el afluente al sistema a escala de laboratorio

Una vez estabilizado el sistema biológico, se procedió a adicionar diariamente agua salina proveniente de la descarga industrial a la muestra de agua residual de la PTAR; lo cual se llevó a cabo adicionando dosis equivalentes al incremento acumulativo del 10% de la conductividad eléctrica (CE) normal del agua residual afluente a la PTAR real (aproximadamente 190  $\mu\text{S}/\text{cm}$  de incremento acumulativo). Los incrementos se mantuvieron constantes durante 5 días consecutivos, periodo sujeto a la respuesta de la comunidad microbiana presente (lo cual pudo disminuirse o aumentarse, de acuerdo con la respuesta del proceso), hasta llegar a la dosificación del equivalente al caudal total del rechazo de agua de la industria, conforme a lo propuesto en la Figura 5. Se llevaron a cabo los análisis establecidos en la Tabla 2 para dicha muestra.

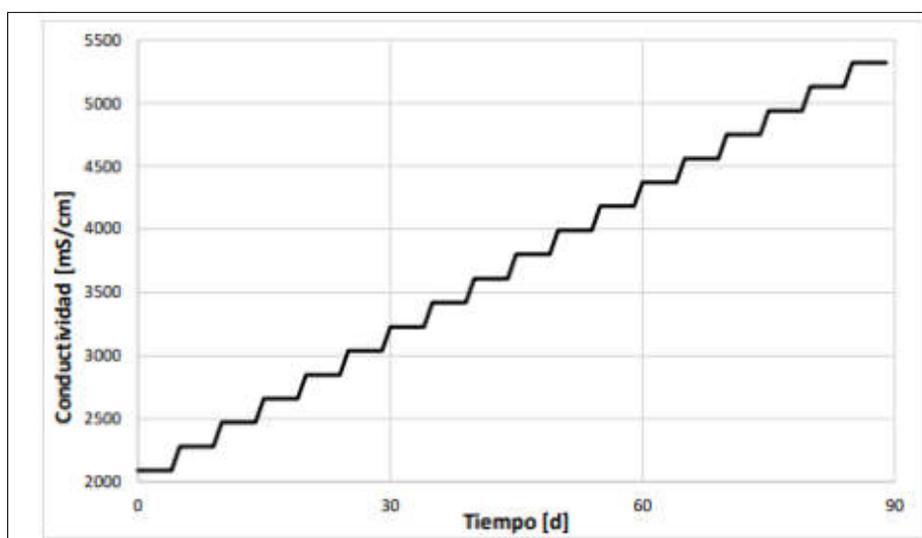


Figura 5. Incremento programado de la CE en el afluente al sistema escala de laboratorio.

## **2.6 Análisis microbiológicos de la biodiversidad microbiana presente en el lodo activado**

### **2.6.1 Preparación de las muestras para análisis microbiológicos**

Para determinar el efecto en la biodiversidad presente en los lodos activados del sistema a escala de laboratorio al ser sometido a los incrementos graduales de salinidad, se obtuvo una muestra de 100 ml de lodo activado proveniente del reactor aerobio del sistema a escala de laboratorio, a la cual se le denominó “Solución Madre”. Se tomó 1 ml de la Solución Madre y se llevó a un tubo de ensayo con tapa rosca con 9 ml de agua estéril, se homogenizo, para posteriormente realizar una serie de diluciones hasta llevar a la dilución  $10^{-6}$  (Galvis-Toro y Rivera-Guerrero, 2013). Este procedimiento se repitió en cuatro ocasiones a lo largo del experimento en diferentes conductividades eléctricas (1480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 2731  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 5098  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 10169  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente).

### **2.6.2 Observación microscópica del fango activado**

Para conocer la calidad del lodo activado, se colocó una gota de la muestra “Solución Madre” proveniente del reactor aerobio en un portaobjetos, se cubrió con un cubreobjetos y se llevó al microscopio óptico, se realizó la búsqueda de organismos bioindicadores, los cuales se presentaron en el apartado 1.4 del presente escrito. Este procedimiento se repitió en cuatro diferentes conductividades eléctricas a lo largo del experimento (Muestra A: 1480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Muestra B: 2731  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Muestra C: 5098  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y Muestra D: 10169  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente).

### **2.6.3 Identificación molecular de la biodiversidad bacteriana presente en el lodo activado al ser sometido a los incrementos graduales de salinidad.**

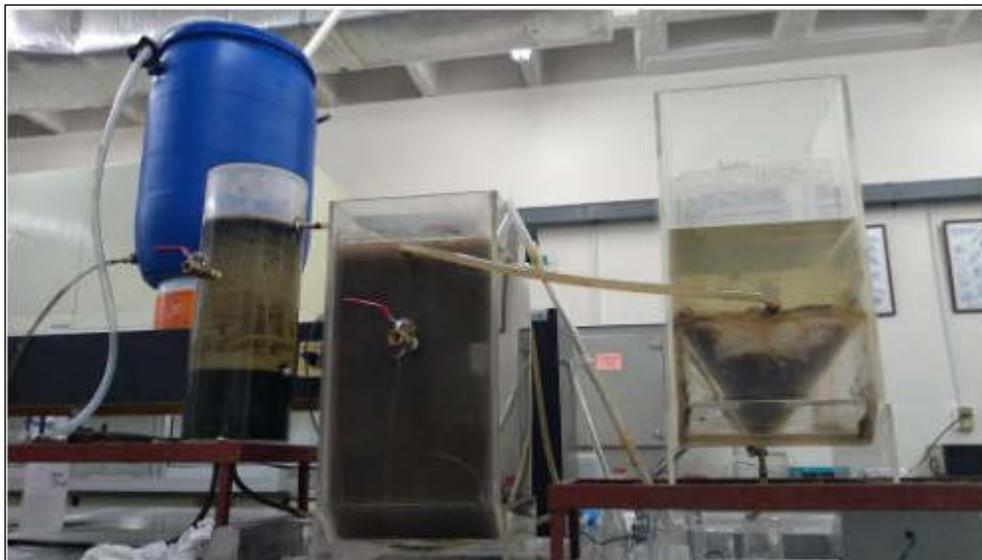
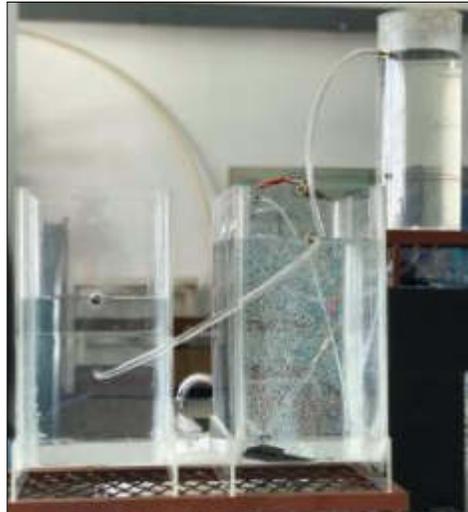
Se sembraron 100  $\mu\text{l}$  de cada dilución ( $10^1$  a  $10^6$ ) en Agar Nutritivo Bioxon®, se realizó por duplicado y se incubaron a  $35^\circ\text{C}$  por dos días. A continuación, las colonias se sometieron a la prueba de tinción de Gram. La morfología y la movilidad se determinan por microscopía de luz bajo inmersión en aceite (Galvis-Toro y Rivera-Guerrero, 2013).

#### **2.6.4 Extracción de DNA y Amplificación por PCR**

Se tomaron 10 ml del reactor aerobio (lodo activado) en condiciones estériles y se llevaron a un tubo falcón de 15 ml, se realizó por duplicado, y fue llevado a congelación (-4°C) hasta la extracción. Este procedimiento se repitió en cuatro diferentes conductividades eléctricas a lo largo del experimento (1480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 2731  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , 5098  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 10169  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente). La extracción de DNA se realizó de acuerdo con la metodología de Quartaroli *et al.*, 2019. Para la amplificación se utilizaron dos cebadores específicos 28F (5'-GAGTTTGATCNTGGCTCAG-3') y 519R (5'-GTNTTACNGCGGCKGCTG-3'), los cuales son comúnmente utilizados para la amplificación de las regiones V1-V3 del gen rRNA 16S (Chen *et al.*, 2018).

### Capítulo 3. Resultados y Discusión

#### 3.1 Resultados de la reproducción a escala de laboratorio del proceso de tratamiento biológico utilizado en la PTAR objeto de estudio



*Figura 6. Sistema biológico a escala laboratorio con aireación extendida acoplada a un reactor anaerobio.*

Se presentó un resumen de las dimensiones características de los reactores del sistema real y del de escala laboratorio propuesto, considerando que la PTAR municipal tiene un caudal medio de 71.52 Lps, el equivalente obtenido fue de 1 Lph para el sistema a escala laboratorio.

### 3.2 Resultados del análisis del cambio en la eficiencia de remoción de DQO, DQOs, SST, SSV, N y P del sistema a escala de laboratorio, mediante la dosificación continua y con incrementos progresivos del agua salina.

En la Figura 7 se presentaron las variaciones de las Conductividades Eléctricas a lo largo de la investigación en todas las unidades y procesos de tratamiento del sistema biológico. CE\_afl corresponde a la conductividad de la muestra de agua residual obtenida del afluente a la PTAR municipal, mientras que CE\_afluente ajustado corresponde a la conductividad una vez que se le añadió la cantidad necesaria de agua de rechazo problema, para llegar a la conductividad requerida día con día y continuamente creciente. CE\_An es la conductividad en el Reactor Anaerobio, CE\_Ae es la conductividad en el Reactor Aerobio y CE\_cl es la conductividad en el Clarificador del sistema biológico. El rango de variación observado en las muestras de la PTAR municipal fue de 773 a 2730  $\mu\text{S/cm}$ , con una mediana de 1566  $\mu\text{S/cm}$ . Las conductividades máximas que se alcanzaron en los reactores fueron de 10370, 10129 y 10180  $\mu\text{S/cm}$  para el anaerobio, aerobio y clarificador, respectivamente.



Figura 7. Determinación de la Conductividad Eléctrica en el sistema a escala de laboratorio.

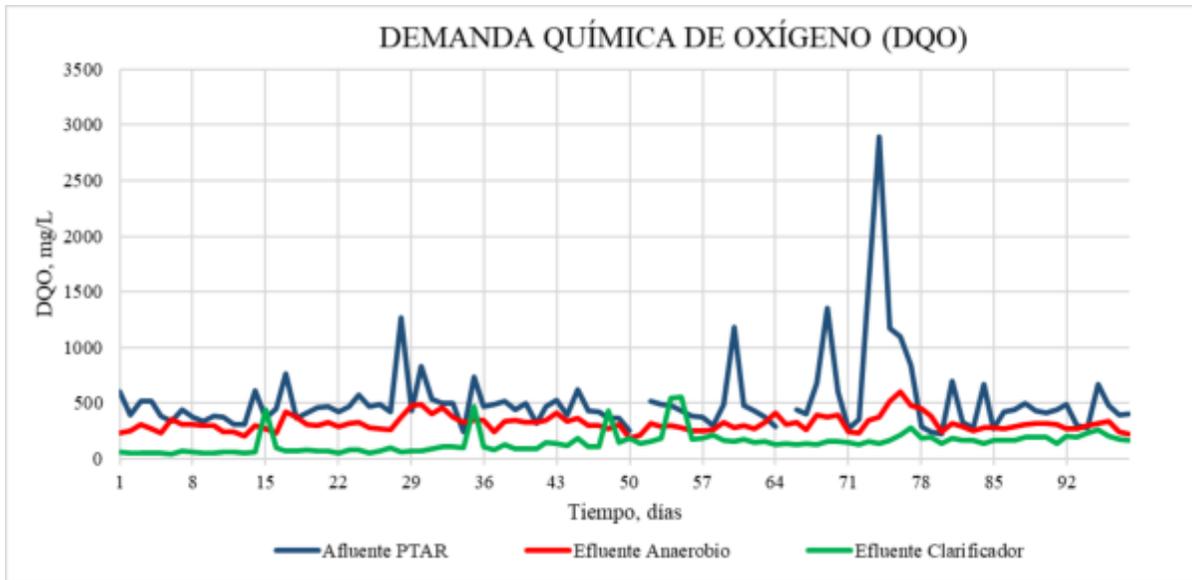


Figura 8. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

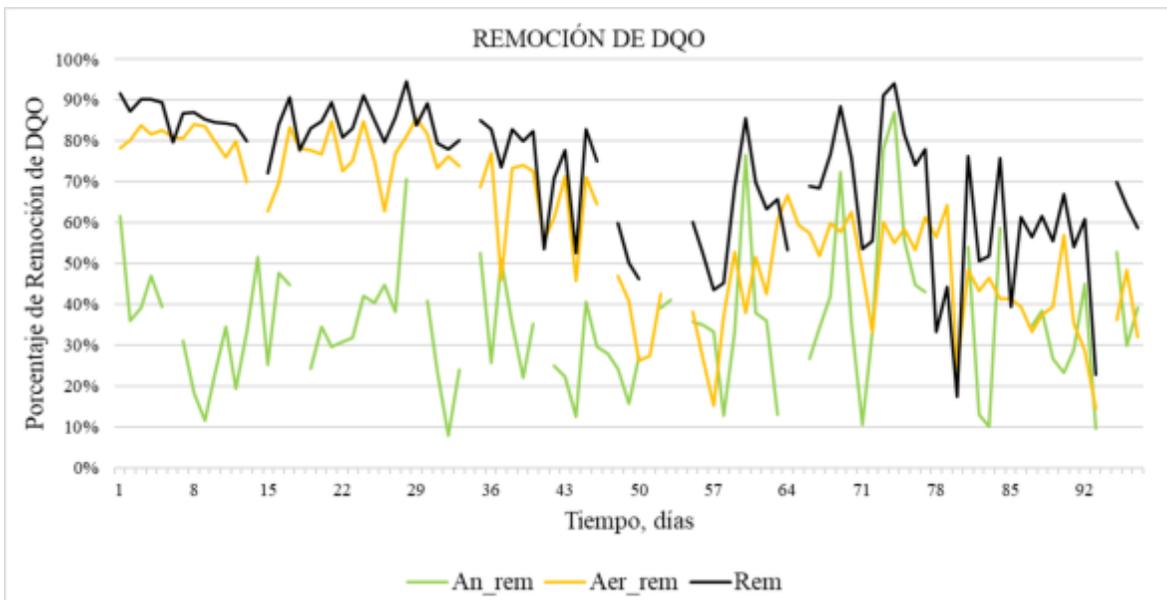


Figura 9. Porcentaje de Remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).



Figura 10. Eficiencia de remoción de DQO en comparación con la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio.

Como se presentó en la Figura 8, la concentración de la materia orgánica en el agua residual afluyente al sistema biológico fue variable en un rango de 224 a 2890 mg/L, con una mediana de 442 mg/L; mientras que para el efluente del reactor anaerobio y del clarificador, los rangos de variación fueron de 183 a 607 y 40 a 557 mg/L, con medianas de 307 y 136 mg/L, respectivamente.

En la Figura 8 se destacan cuatro picos para el efluente del clarificador los cuales presentaron una mayor concentración de materia orgánica, atribuibles posiblemente a la re-suspensión de sólidos en el clarificador, producto de la agitación provocada por la limpieza y purga de los lodos del fondo del clarificador. Dicha turbulencia afecta el desempeño hidráulico del mismo (Agudelo-Patiño y Alver Daza, 2015).

Las eficiencias promedio de remoción de DQO en los reactores anaerobio y aerobio, así como la del sistema de tratamiento biológico completo, fueron de: 36%, 59% y 85%, respectivamente como se presentó en la Figura 9.

En la Figura 10 se presentó el comportamiento observado en la tendencia de remoción de DQO con respecto al incremento gradual de la conductividad eléctrica en el sistema de tratamiento biológico. La eficiencia del sistema permanece estable con valores promedio de 85% en presencia de conductividades de hasta 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ; posteriormente se observa una disminución en la eficiencia de remoción llegando al 50%, hecho que puede atribuirse al

aumento en la tasa de dosificación de la conductividad eléctrica con respecto al tiempo, donde se aprecia un aumento en la pendiente de la curva de conductividad eléctrica entre el día 45 y el 58. Conforme pasan los días la tasa de dosificación de conductividad eléctrica disminuye, por lo que se aprecia una recuperación en la eficiencia de remoción de hasta el 75% con una conductividad eléctrica de 6200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  al día 78, después del día 80 se observa un decremento en la eficiencia de remoción del sistema, esto debido a la alta conductividad en la cual se encontraba el sistema, llegando hasta los 10,000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La eficiencia promedio mínima de remoción de DQO fue de 56% al encontrarse en una conductividad eléctrica de 10580  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

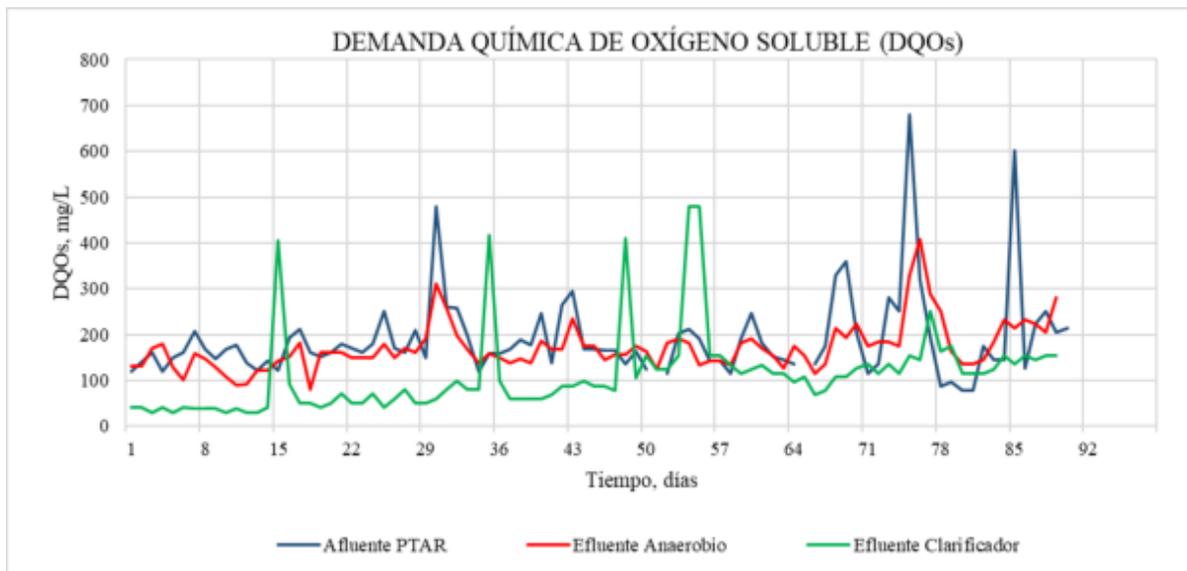


Figura 11. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno Soluble (DQOs).

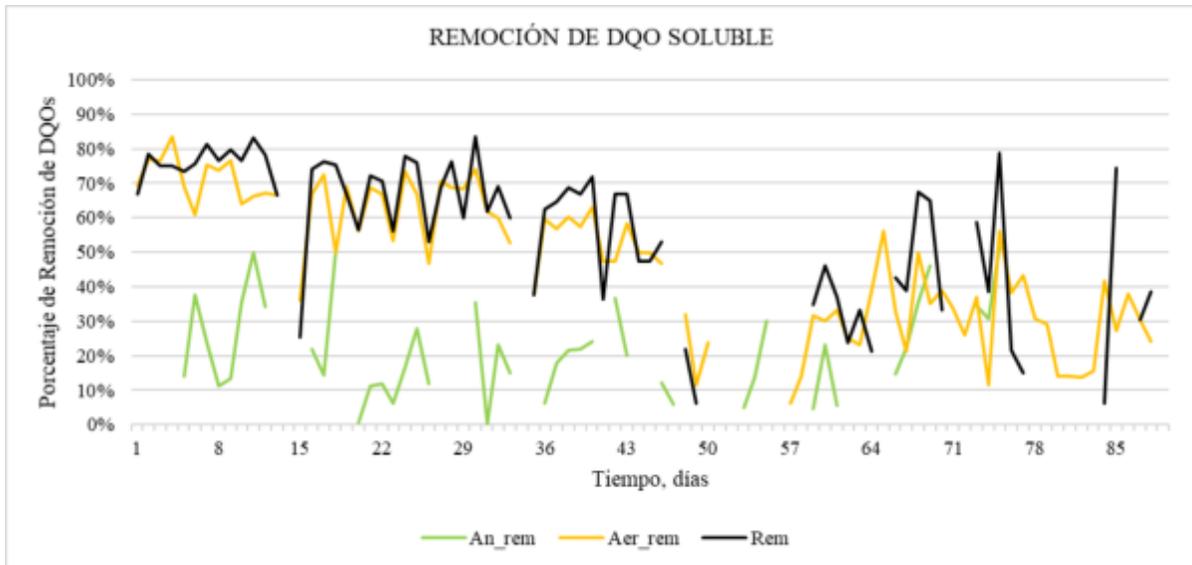


Figura 12. Porcentaje de remoción de la DQOs.

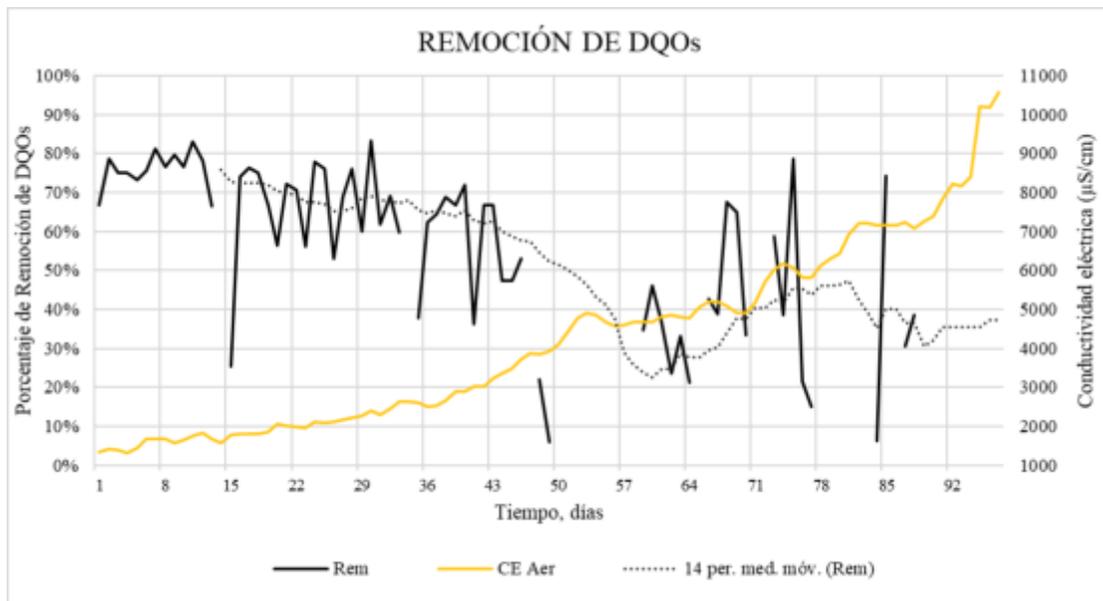


Figura 13. Eficiencia de remoción de DQO soluble con respecto a la variación de conductividad eléctrica en el reactor aerobio.

La DQO soluble en el afluente al sistema biológico no presentó variabilidad tan grande como en el caso de la DQO total; sin embargo, sus variaciones también son considerables, con valores de 67 a 679 mg/L, con una mediana de 167 mg/L; mientras que para el efluente del reactor anaerobio y del clarificador, sus variaciones estuvieron en rangos de 80 a 407 y 30 a 480 mg/L, con medianas de 161 y 97 mg/L, respectivamente como se presentó en la Figura

11. Nuevamente se observan a la salida del clarificador, los mismos cuatro picos de alta concentración que se presentaron para el caso de la DQO; por lo tanto, podemos deducir que dichos picos se debieron a la re-suspensión de materia orgánica de tamaño menor a  $0.45\ \mu\text{m}$  dentro del clarificador (células bacterianas, principalmente).

Las eficiencias promedio de remoción de DQO soluble en los reactores, así como la del sistema conjunto, fueron de: 22, 47 y 55%, para el reactor anaerobio, aerobio y sistema conjunto, respectivamente de acuerdo con la Figura 12. Las variaciones en la eficiencia de remoción de DQO soluble, así como sus tendencias, con respecto al incremento de la conductividad eléctrica en el sistema biológico se muestran en la Figura 13, donde se observa un comportamiento similar al explicado para la figura 10 con la DQO total.

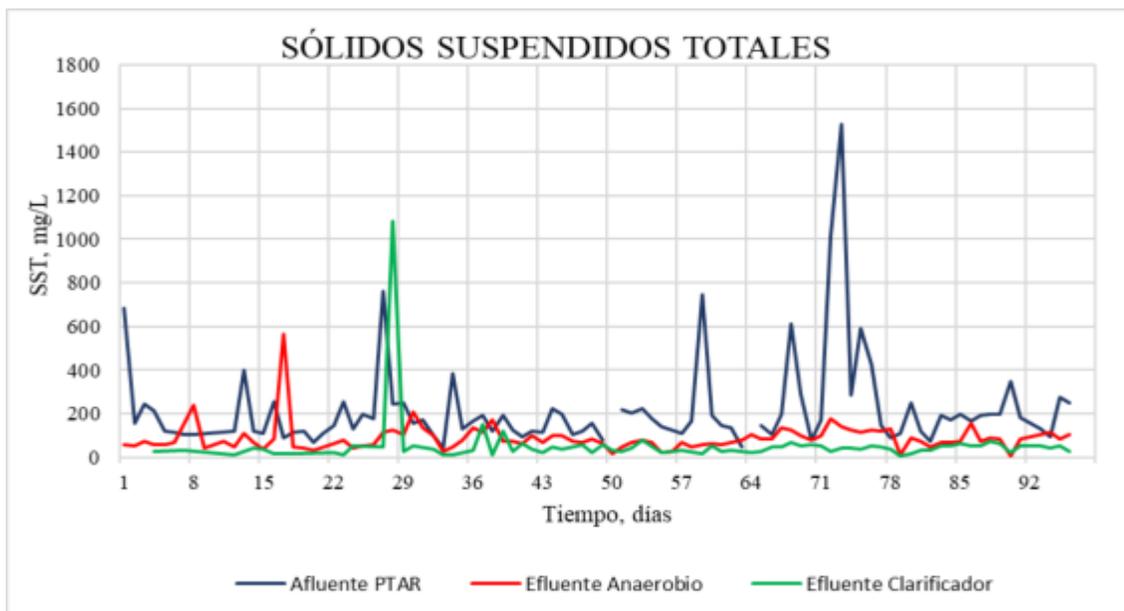


Figura 14. Determinación de los Sólidos Suspendidos Totales.

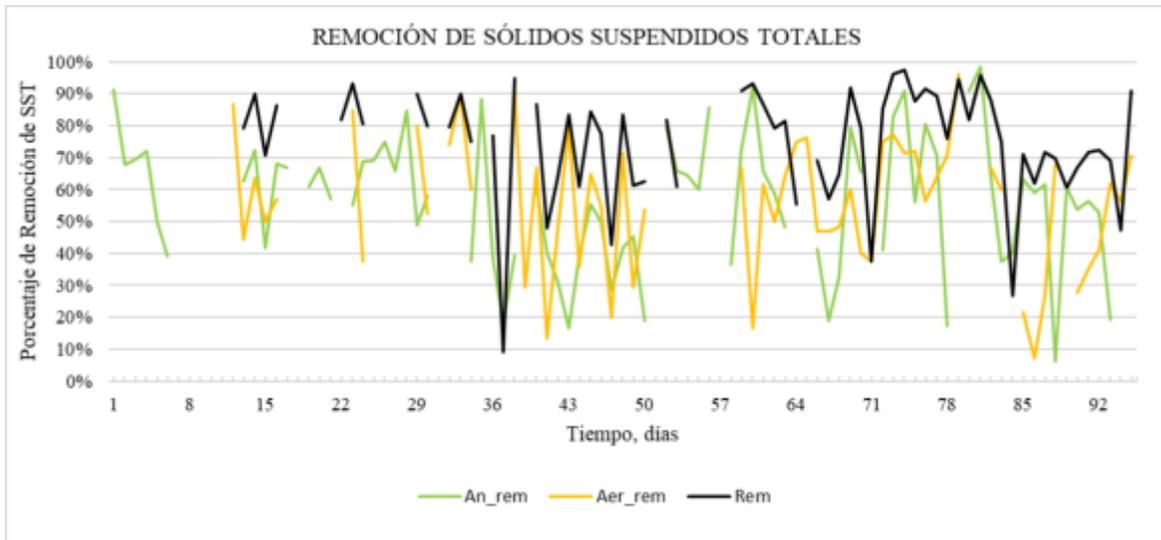


Figura 15. Eficiencia de remoción de SST.

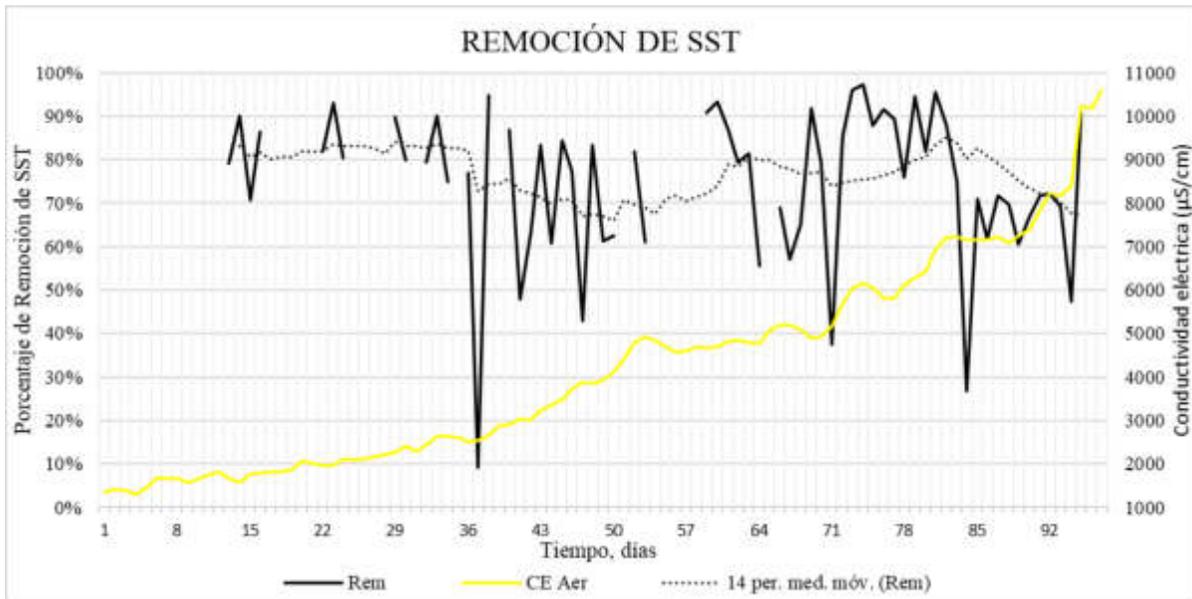


Figura 16. Eficiencia de Remoción de los SST con respecto a la variación de la Conductividad Eléctrica del reactor aerobio.

En la Figura 14, se presentó la concentración de SST en el afluente al sistema biológico, la cual presentó alta variabilidad, en rangos de 40 a 1530 mg/L, con una mediana de 165 mg/L; mientras que para el efluente del reactor anaerobio y del clarificador, los rangos de variación observados fueron de 5 a 565 y 5 a 1085 mg/L, con medianas de 75 y 35 mg/L, respectivamente. Las eficiencias de remoción de SST en los reactores fueron de: 56%, 56% y

75% en promedio, para el reactor anaerobio, aerobio y sistema conjunto, respectivamente como se presentó en la Figura 15.

En la Figura 16 se presentó el comportamiento de la eficiencia de remoción de SST con respecto a la variación de la conductividad eléctrica en el sistema a escala de laboratorio. De acuerdo con la gráfica, no se vio afectada la eficiencia de remoción de SST de manera considerable al incrementarse la conductividad eléctrica en el sistema a escala laboratorio. Sin embargo, a partir del día 28 siendo esta la etapa final del experimento, se presentó una disminución en la remoción de DQOs, atribuible al aumento en la tasa diaria de dosificación de salinidad en el afluente al sistema biológico. Por otro lado, es importante destacar que en en las cuatro ocasiones se presentaron eficiencias de remoción de SST menores al 40%, el afluente tuvo una concentración significativamente menor a las condiciones promedio que estuvo recibiendo el sistema a escala de laboratorio.

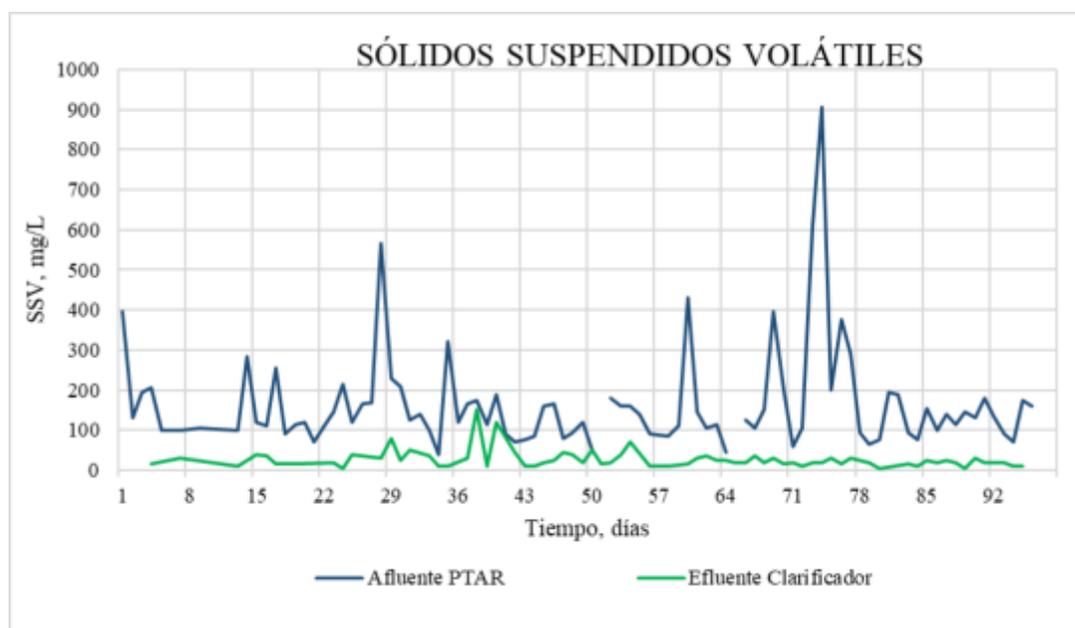


Figura 17. Determinación de los Sólidos Suspendedos Volátiles.



Figura 18. Porcentaje de Remoción de Sólidos Suspendidos Volátiles.

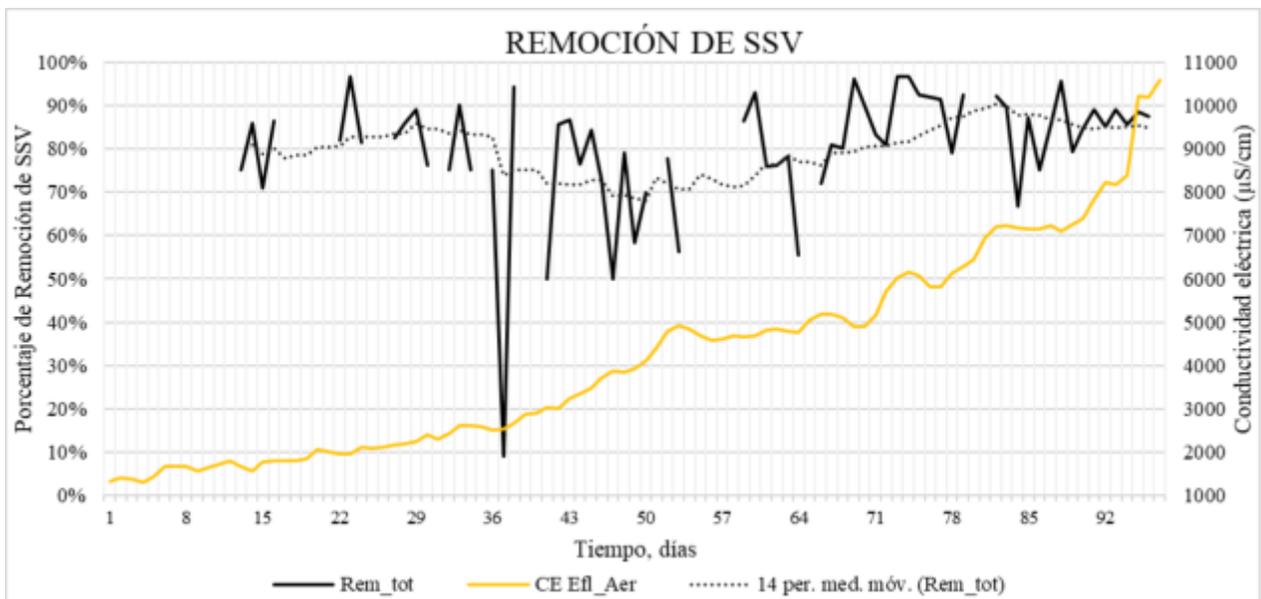


Figura 19. Eficiencia de remoción de SSV con respecto a la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio.

Como se presentó en la Figura 17, los SSV en el afluente del sistema biológico presentaron una alta variabilidad en sus concentraciones, ya que su rango de variación fue 40 a 905 mg/L, con una mediana de 125 mg/L; mientras que en el efluente del clarificador el rango de variación fue de 5 a 150 mg/L, con una mediana de 20 mg/L. Las dos fluctuaciones en la concentración

de SSV mayores a 100 mg/L, podrían corresponder a la presencia de pequeños flóculos bacterianos; sin embargo, durante la segunda mitad del experimento la concentración de SSV en el efluente fue baja, manteniéndose estable.

En la Figura 18 se presentó la eficiencia en la remoción de SSV en el sistema biológico fue en promedio del 80%, presentando las mayores eficiencias de remoción durante la segunda mitad del experimento. Por otro lado, en la Figura 19, se presentó la eficiencia de remoción de SSV con respecto a la variación de la conductividad eléctrica en el reactor aerobio, no se vio afectada de manera significativa la eficiencia media de remoción de SSV en el sistema a escala laboratorio. Las eficiencias de remoción de SSV menores a 55% se pueden atribuir a dos factores, en primer lugar, a condiciones donde el contenido de SSV del afluente era considerablemente más bajo del promedio recibido diariamente en el sistema biológico. En segundo lugar, por el estado de agitación dentro del clarificador al momento de la recopilación de la muestra del efluente.

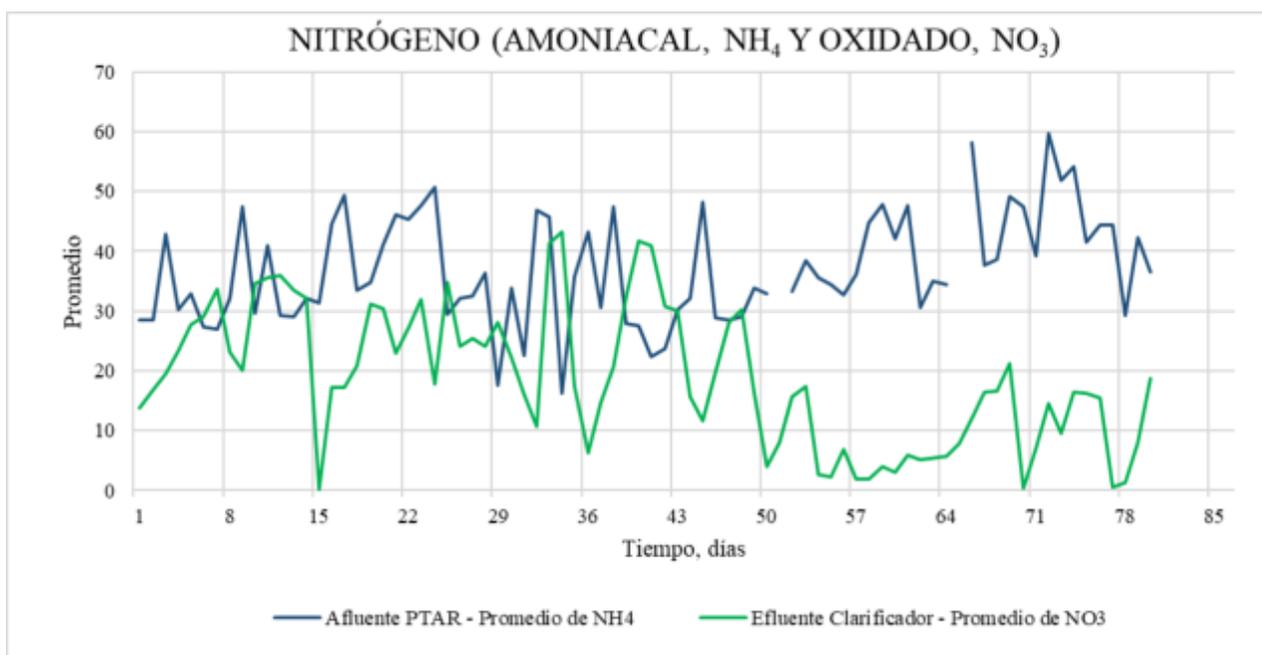


Figura 20. Determinación de Nitrógeno (Amoniacal y Oxidado) en el sistema escala laboratorio.

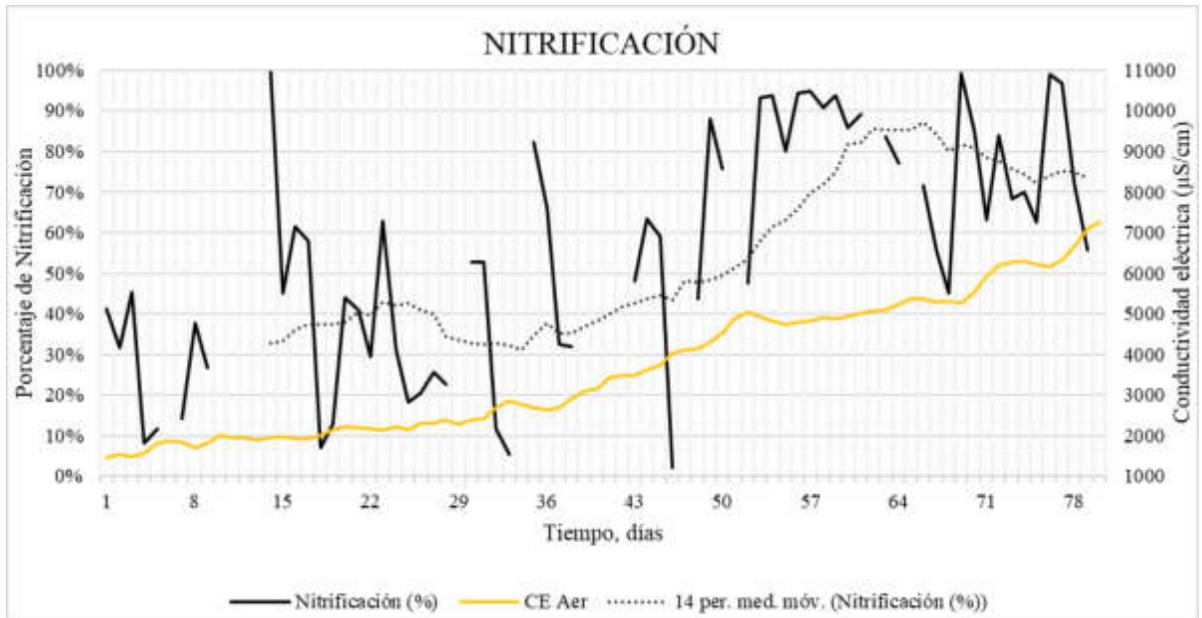


Figura 21. Porcentaje de Nitrificación respecto a la variación de la conductividad eléctrica del reactor aerobio.

Respecto al comportamiento de las variables nitrogenadas en el sistema biológico, presentado en la Figura 20, el amonio ( $\text{NH}_4$ ) afluente y el nitrato ( $\text{NO}_3$ ) efluente no tuvieron rangos de variación tan grandes, estos fueron de 16.2 a 59.7 y 0.19 a 43.3 mg/L, con medianas de 35.0 y 17.4 mg/L para el  $\text{NH}_4$  afluente y  $\text{NO}_3$  efluente, respectivamente.

En la Figura 21, se presentaron las variaciones en cuanto a la eficiencia de nitrificación en comparación con la variación de la conductividad eléctrica del sistema biológico, donde no se vio afectada la nitrificación con el aumento en la tasa de dosificación de la conductividad eléctrica. La eficiencia promedio en la conversión de amonio a nitrato, proceso biológico conocido como nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal), fue del 56%. Consiguiéndose las mejores eficiencias de nitrificación durante la segunda mitad del periodo analizado. Es importante destacar que se presentó una tasa de nitrificación mayor que la obtenida en el periodo de estabilización del sistema como se observa en la Figura 20, lo cual no necesariamente es atribuido al incremento de la conductividad eléctrica, sino que pudiesen estar involucrados otros factores tales como; menor variabilidad en la temperatura, caudal constante, homogeneidad en la concentración de oxígeno disuelto en el reactor aerobio, entre otros. Por otro lado, cuando la eficiencia de nitrificación fue muy baja (menor al 20%), pudo deberse a un aumento repentido en el contenido de amonio de la muestra de agua residual

afluente, esto ocasiona que exista una mayor concentración de nitrato en el clarificador, producto del día anterior, por lo que, al introducirse un afluente con menor concentración de amonio dichas cantidades generan valores muy bajos en el porcentaje de nitrificación, llegando en ocasiones a ser negativos.

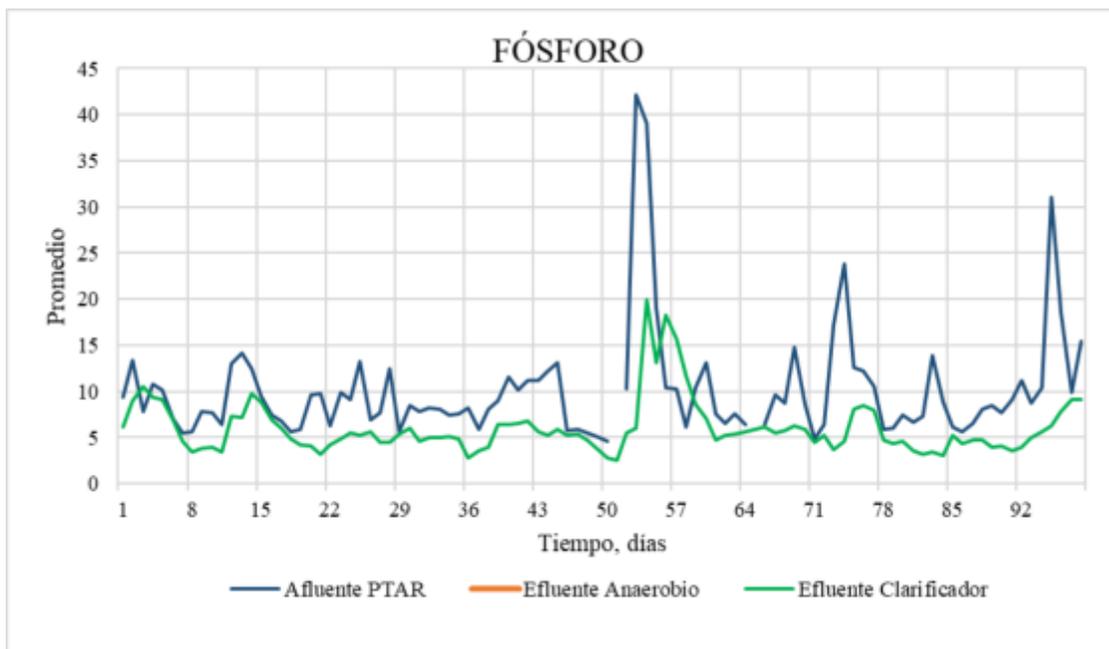


Figura 22. Determinación del fósforo en el sistema a escala laboratorio.

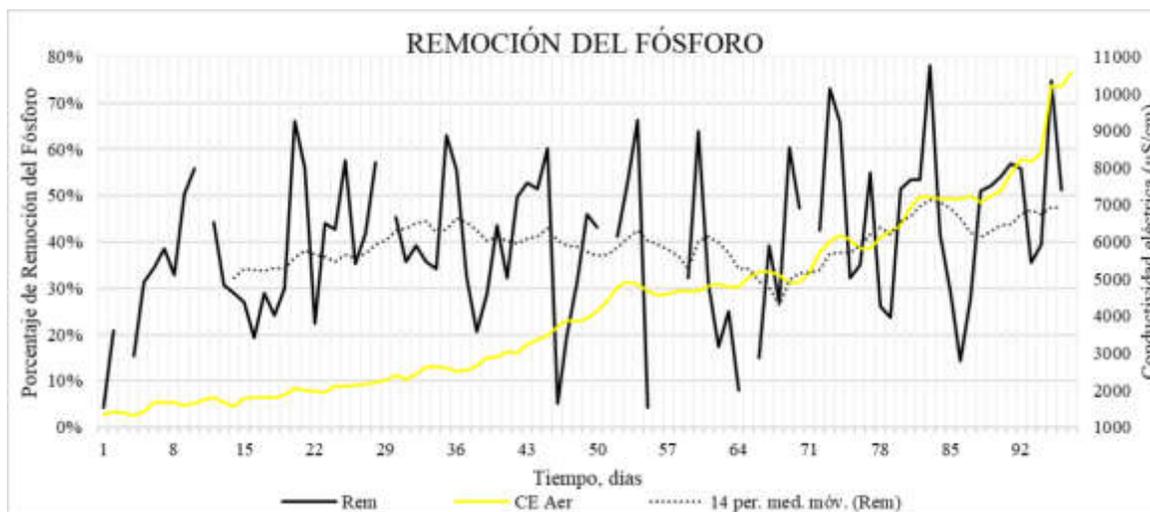


Figura 23. Eficiencia de remoción del fosforo en comparación con la Conductividad Eléctrica en el reactor aerobio.

En la Figura 22 se presentó el fósforo contenido en el afluente del sistema biológico con una moderada variabilidad y no se encontró en cantidades considerablemente altas, por lo que el fosforo efluente también presentó un comportamiento similar. Los rangos de variación para el afluente y efluente fueron de 4.57 a 42.2 mg/L y 2.60 a 20.0 mg/L, con medianas de 8.50 y 5.28 mg/L, respectivamente.

Como se presentó en la figura 23, la eficiencia en la remoción de fósforo en el sistema biológico tuvo un promedio del 40%, presentando estabilidad en la eliminación de fósforo durante todo el estudio, encontrándose las mayores eficiencias de remoción durante la última tercera parte del periodo analizado. Se presentó que el incremento en la tasa de dosificación de la conductividad eléctrica no afectó la eficiencia de remoción del fosforo. En aquellos casos donde la eficiencia fue menor al 15% se debe a los mismos factores mencionados para el porcentaje de nitrificación, debido al desplazamiento de agua en el sistema y a las condiciones de la muestra el día anterior. Por lo que al ser comparadas estas cantidades las remociones fueron muy bajas.



Figura 24. Determinación de los Sólidos Disueltos Totales en el sistema a escala de laboratorio.

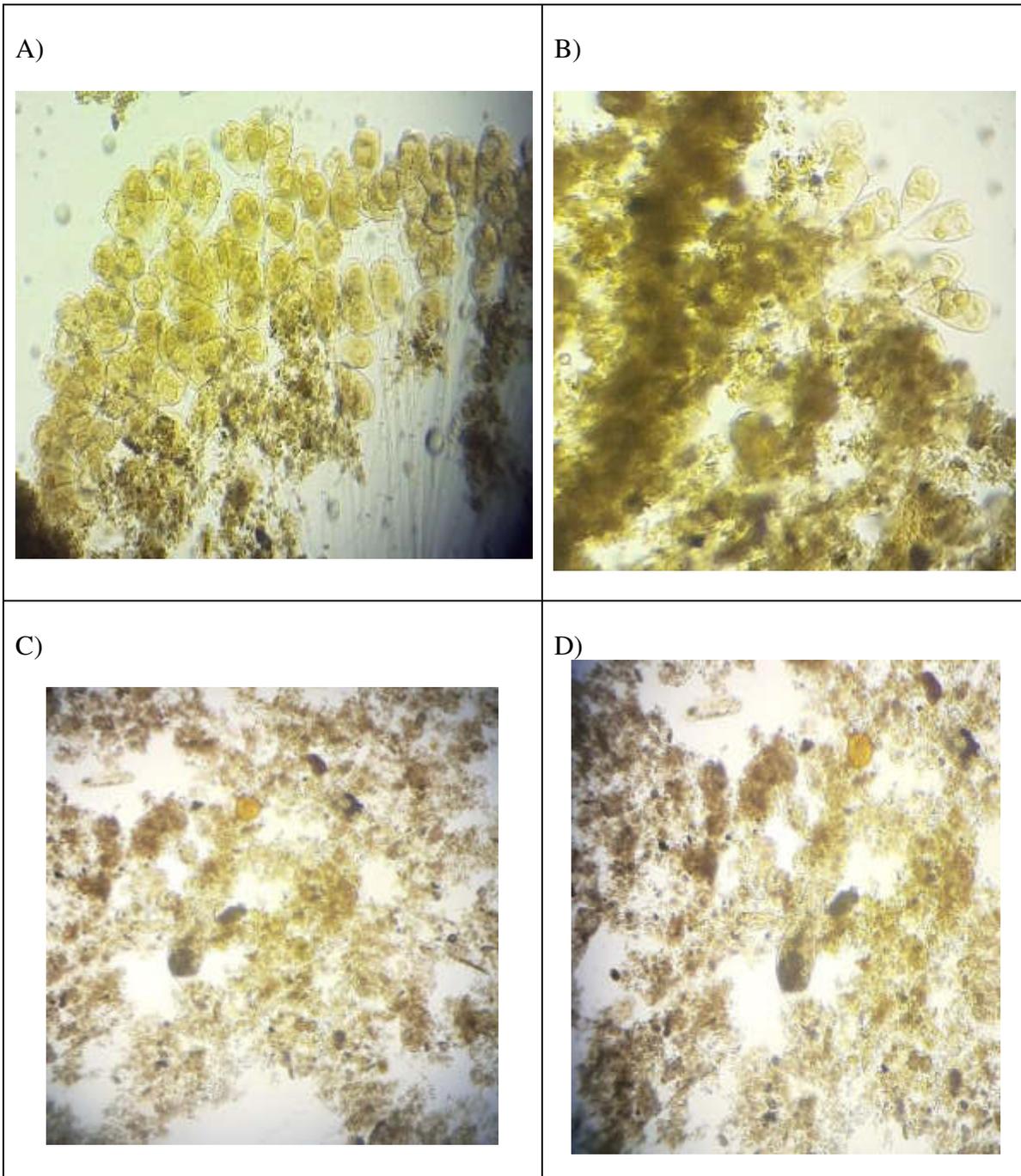
La Figura 24 presentó la dinámica de las concentraciones de Sólidos Disueltos Totales (de manera análoga a la gráfica de CE). El rango de variación observado en las muestras del afluente a la PTAR municipal fue de 529 a 1455 mg/L, con una mediana de 833  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Las concentraciones máximas de SDT que se alcanzaron en los reactores fueron de 6378, 6193 y 6244 mg/L para el anaerobio, aerobio y clarificador, respectivamente.

### 3.3 Resultados de los análisis microbiológicos del consorcio microbiano (CM)

#### 3.3.1 Resultados de la observación microscópica del fango activado

Tabla 2. Ilustraciones de la observación realizada en el fango activado en la etapa de estabilización del sistema biológico.

A) y B) *Sesil Bacterívoro: Oligohimenóforo peritrico*, C) *Fitoflagelados*, D) *Rotíferos* y E) *Reptante Bacterívoro: Espirotrico*.



E)

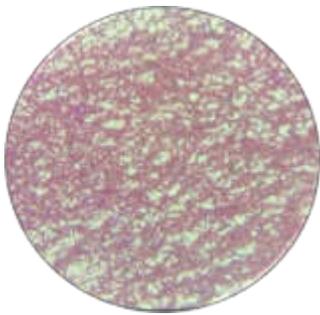
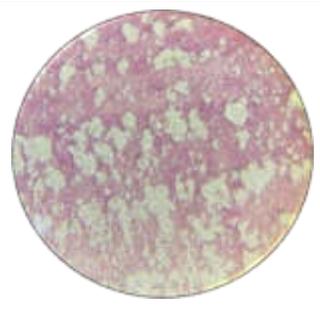
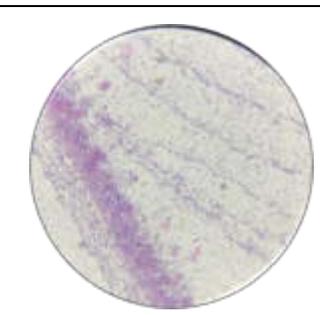


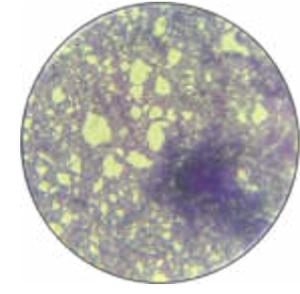
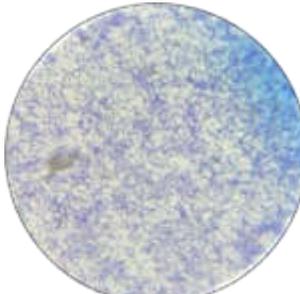
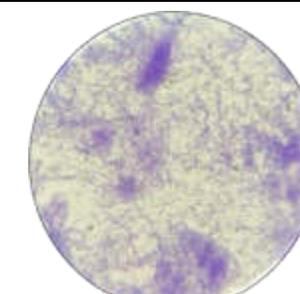
Las imágenes presentadas en la Tabla 2, fueron tomadas en la etapa de estabilización del sistema a escala laboratorio. En el apartado A) y B) de acuerdo con los resultados se presentaron organismos del género *Vorticella* o mejor conocido como sésil bacterívoro, estos indican un Licor Mezclado de muy buena calidad. Se encontraron una gran cantidad de organismos de este tipo, por lo que el sistema biológico cuenta con buena oxigenación y se encuentra en condiciones óptimas.

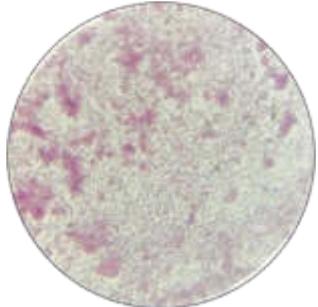
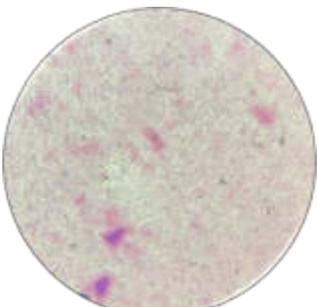
En el apartado C), se presentaron organismos del tipo fitoflagelados, los cuales indican una buena edad del fango y una buena calidad del agua tratada. En el apartado D) se presentaron organismos del tipo Rotíferos, esto indica una baja concentración de sólidos suspendidos de licor mezclado (SSLM), por lo que, la entrada del afluente al sistema biológico cuenta con una baja carga orgánica. Por último, en el apartado E) se presentaron algunos Reptantes Bacterívoros: Espirotrico del género *Holosticha*, el cual es un buen bioindicador y se encuentra asociado a efluentes de buena calidad, generalmente se asocia con aguas residuales poco cargadas.

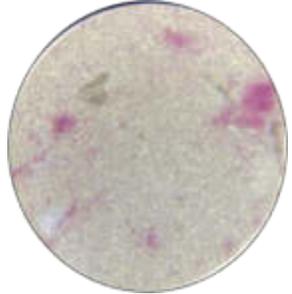
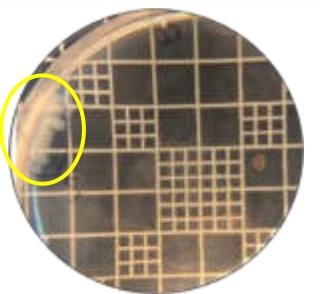
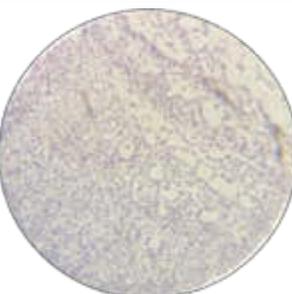
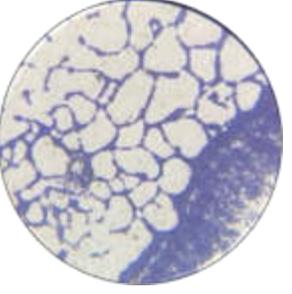
### 3.3.2 Observación microscópica del lodo activado

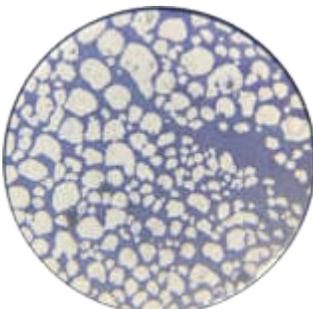
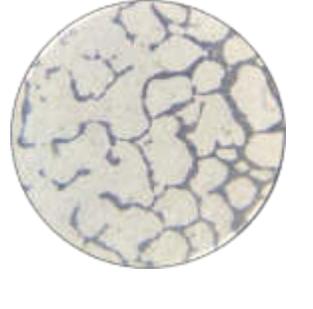
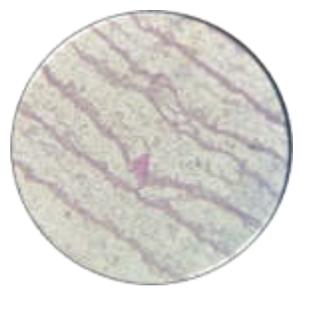
Tabla 3. Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras A (1480  $\mu\text{S/cm}$ ), B (2731  $\mu\text{S/cm}$ ), C (5098  $\mu\text{S/cm}$ ) y D (10169  $\mu\text{S/cm}$ ).

	Morfología Macroscópica		Morfología Microscópica y Tinción Gram	
	Muestra A (1480 $\mu\text{S/cm}$ )		Colonias grandes planas, con borde rizoide, forma irregular, superficie rugosa, opaca y brillante.	
		Colonia pequeña plana, con borde redondeado, forma circular, superficie lisa, transparente y brillante.		Gram Negativa Bacilos
		Colonia pequeña plana, con borde redondeado, forma circular, superficie lisa, transparente y brillante.		Gram Positiva Bacilos

		Colonia mediana plana, con borde ondulado, forma circular, superficie lisa, opaca y mate.		Gram Positiva Bacilos
Muestra B (2731 $\mu$ S/cm)		Colonia grande plana, con borde y forma filamentosos. Superficie lisa, transparente y mate.		Gram Positiva Estreptococos
		Colonia grande plana, con borde y forma filamentosos. Superficie lisa, transparente y brillante.		Gram Positiva Estreptobacilos

		Colonia grande plana, con borde lobulado, forma irregular, superficie rugosa, opaca y mate.		Gram Negativa Dilococos
Muestra C (5098 $\mu$ S/cm)		Colonia puntiforme, con borde espiculado, forma irregular, superficie lisa, transparente y brillante. Color blanco amarillento.		Gram Negativa Cocos
		Colonia puntiforme con elevación papilada, borde ondulado, superficie rugosa, transparente y brillante.		Gram Negativa Cocos

		Colonia grande plana, con borde lobulado, forma irregular, superficie rugosa, opaca y brillante.		Gram Negativa Coco
		Colonia grande plana, con borde lobulado, forma irregular, superficie rugosa, brillante y translúcida.		Gram Positiva Empaliza (bacilos)
Muestra D (10169 $\mu$ S/cm)		Colonia puntiforme umbilicada, con borde redondeado, superficie lisa, transparente y mate.		Gram Positiva Estafilococo

	<p>Colonia puntiforme planoconvexa, con borde redondeado, forma circular, superficie lisa, translúcida y brillante.</p>		<p>Gram Positivo Estafilococos</p>
	<p>Colonia grande umbilicada, con borde rizoide, superficie rugosa, transparente y mate.</p>		<p>Gram Positiva Estafilococo</p>
	<p>Colonia grande plana, con borde lobulado, con forma irregular, superficie lisa, transparente y mate.</p>		<p>Gram Negativa Coco</p>

En la Tabla 3 se presentaron algunas de las observaciones realizadas en las muestras A (1480  $\mu\text{S/cm}$ ), B (2731  $\mu\text{S/cm}$ ), C (5098  $\mu\text{S/cm}$ ) y D (10169  $\mu\text{S/cm}$ ) tomadas del reactor aerobio perteneciente al sistema a escala de laboratorio, donde se observó la morfología de cada colonia que creció, así como la morfología microscópica como el tipo de Gram al que pertenecía y su forma, el resto de las placas analizadas se encuentra en la sección de Anexos. Para la identificación de los géneros bacterianos presentes dentro de las diversas etapas

analizadas, fue necesario la identificación molecular, la cuál permitió un resultado más certero y completo, resultado que se muestra en el apartado 3.3.3.

### 3.3.3. Resultados de la identificación molecular de la biodiversidad bacteriana presente en el lodo activado al ser sometido a los incrementos graduales de salinidad.

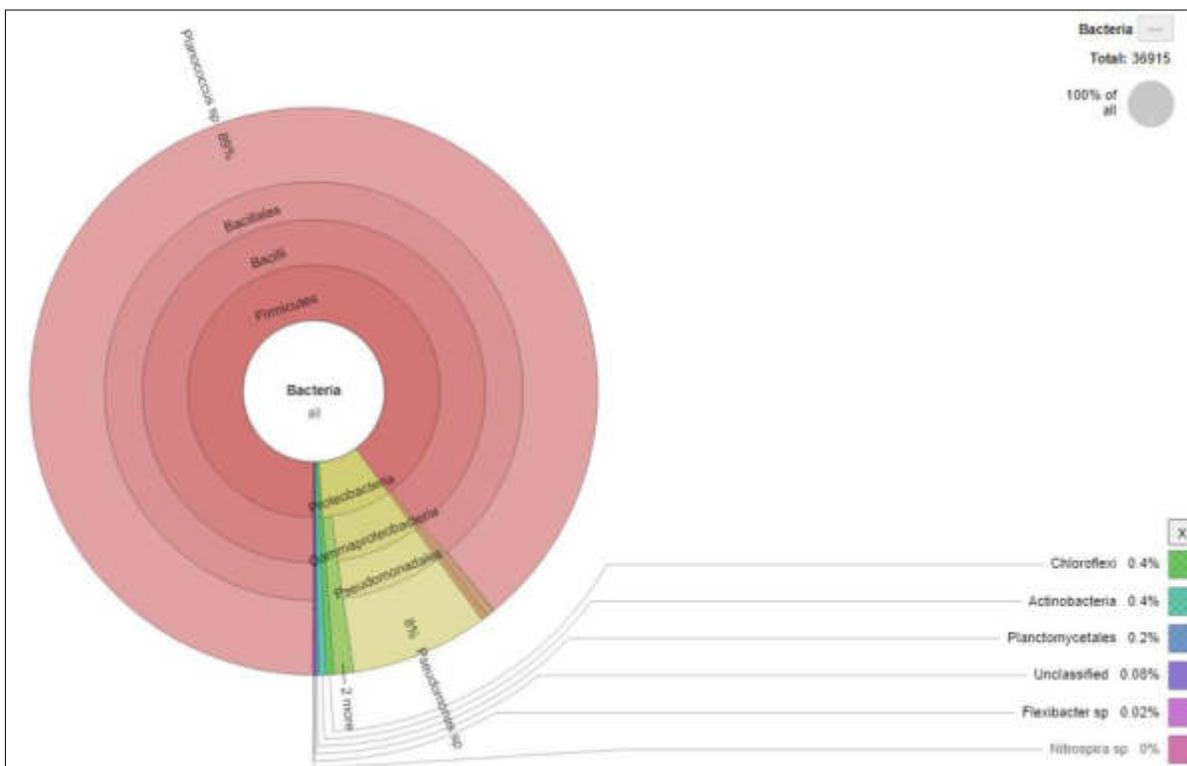


Figura 25. Comunidad bacteriana presente en la muestra A de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie.

De acuerdo con los resultados de la identificación molecular basada en el ADNr 16S, el cual es utilizado fundamentalmente para bacterias. Se encontró un 100% de identidad con el dominio Bacteria como se presentó en la Figura 25. En esta figura se presentó la identificación molecular de la muestra A, con una conductividad de 1480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El filo con mayor presencia en la muestra A fue *Firmicutes* con un 90%.

Por otro lado, se encontró con menor presencia el filo *Proteobacteria* en un 9%, del cual se destacaron dos Clases, *Gammaproteobacteria* en un 8%, con presencia de la especie *Pseudomonas sp.* Y *Alphaproteobacteria* en un 1%, dentro se presentaron especies como; *Hyphomicrobium sp.*, *Prosthecomicrobium hirschii*, *Bradyrhizobium sp.*, *Rhodopseudomonas sp.*, *Rhizobium sp.* y *Phylobacter leguminum*. En menor presencia se encontraron los Filos *Chloroflexi*, *Actinobacteria* y *Planctomycetes*.

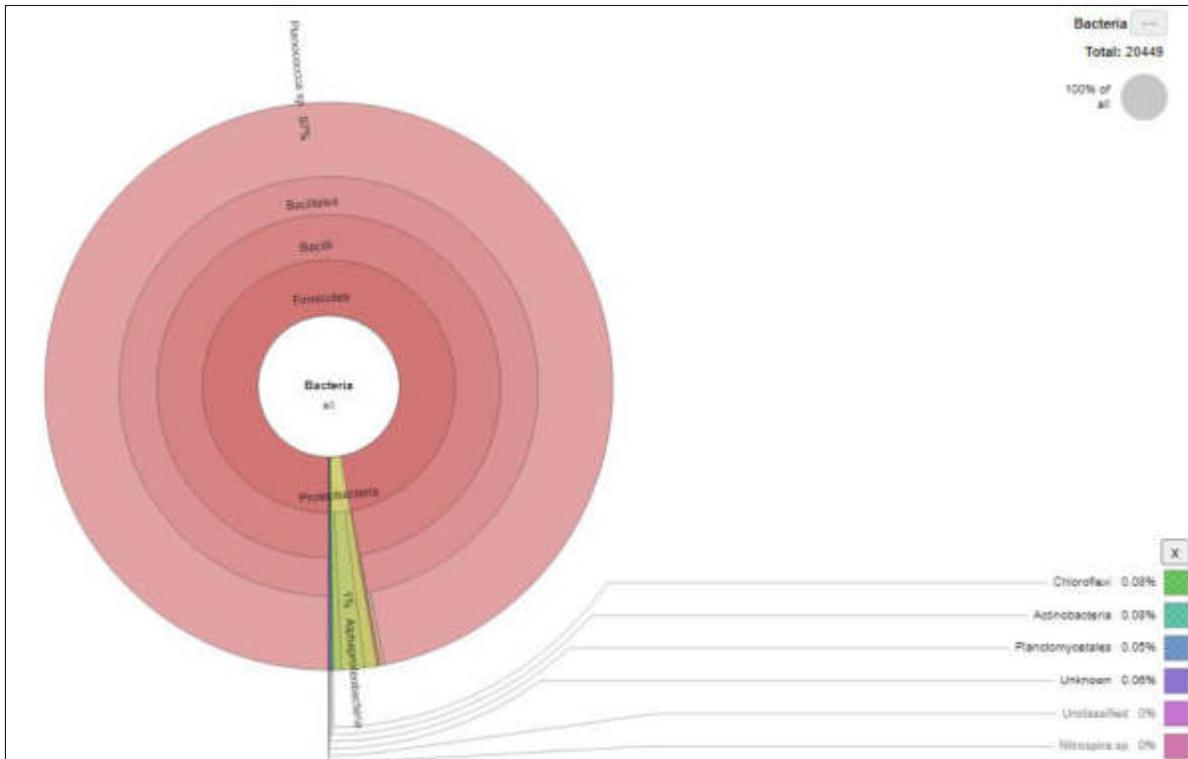


Figura 26. Comunidad bacteriana presente en la muestra B de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie.

En la Figura 26 se presentó la identificación molecular de la muestra B, la cual tenía una conductividad de 2731  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El filo con mayor presencia en la muestra B fue *Firmicutes* en un 97% de identidad.

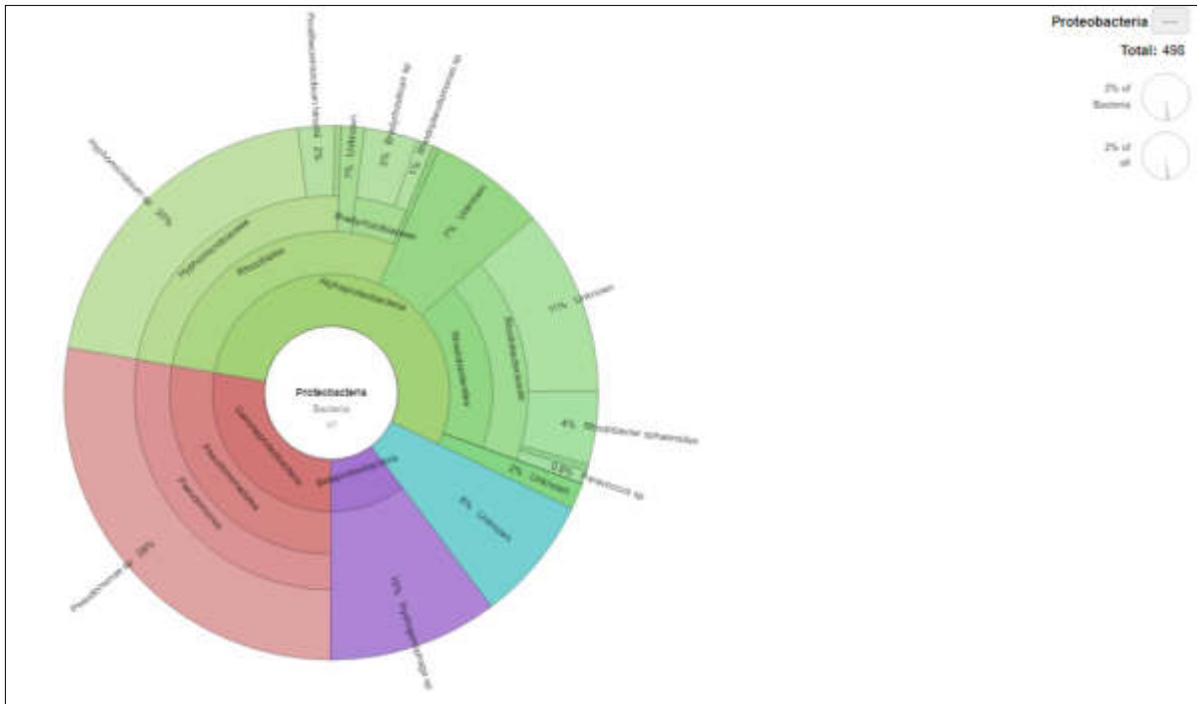


Figura 27. Comunidad bacteriana del Filo Proteobacteria presente en la muestra B de lodo activado. a) clase, b) orden y c) especie.

Por otro lado, como se muestra en la Figura 27, se encontró con menor presencia el Filo Proteobacteria en un 2%, del cual se destacaron tres clases, Gammaproteobacteria en un 0.7%, con presencia de la especie *Pseudomonas sp.* La clase Alphaproteobacteria en un 1%, con presencia de especies tales como; *Hyphomicrobium sp.*, *Prosthecomicrobium hirschii*, *Bradyrhizobium sp.* *Rhodopseudomonas sp.*, *Rhodobacter sphaeroides* y *Paracoccus sp.* Por último, la clase Betaproteobacteria en un 0.2%, con la especie *Hydrogenophaga sp.*

En menor presencia se encontraron los Filos *Chloroflexi*, *Actinobacteria* y *Planctomycetes*.

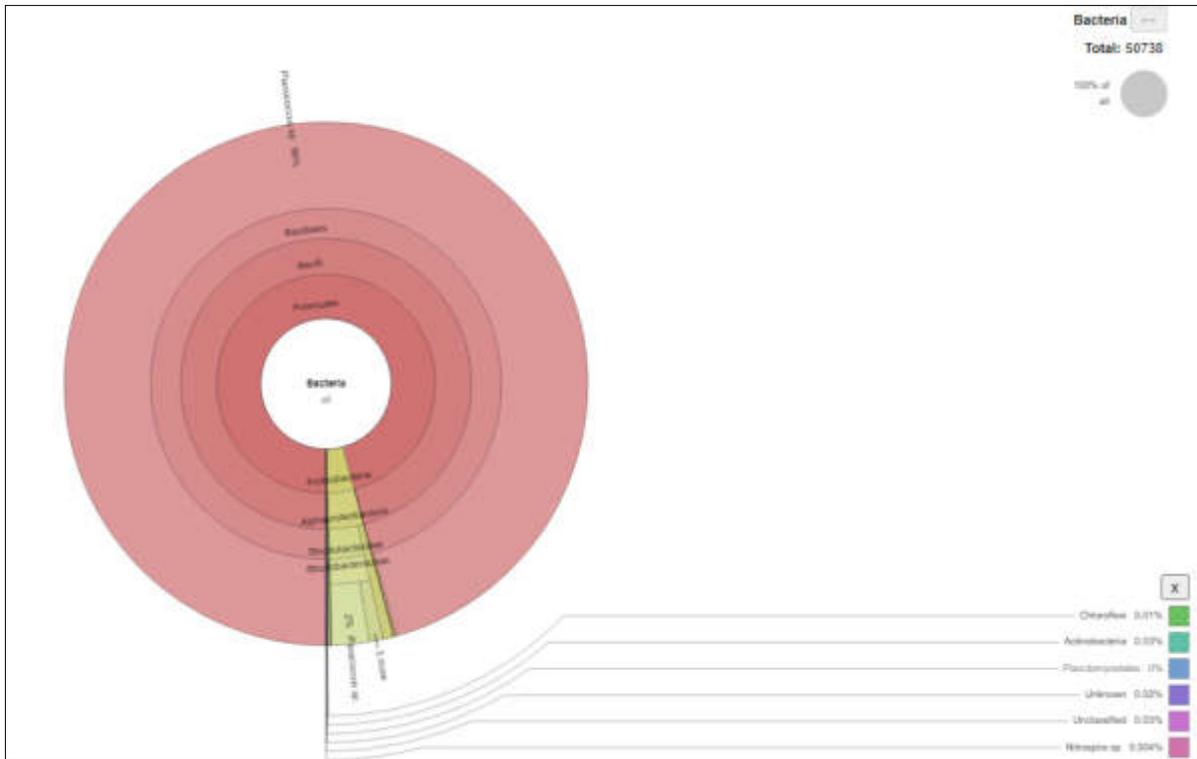


Figura 28. Comunidad bacteriana presente en la muestra C de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie.

En la Figura 28, se presentó la identificación molecular de la muestra C, la cual tenía una conductividad de 5098  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El filo con mayor presencia en la muestra C fue *Firmicutes* con un 98% de identidad, presentando únicamente la especie *Planococcus* sp.

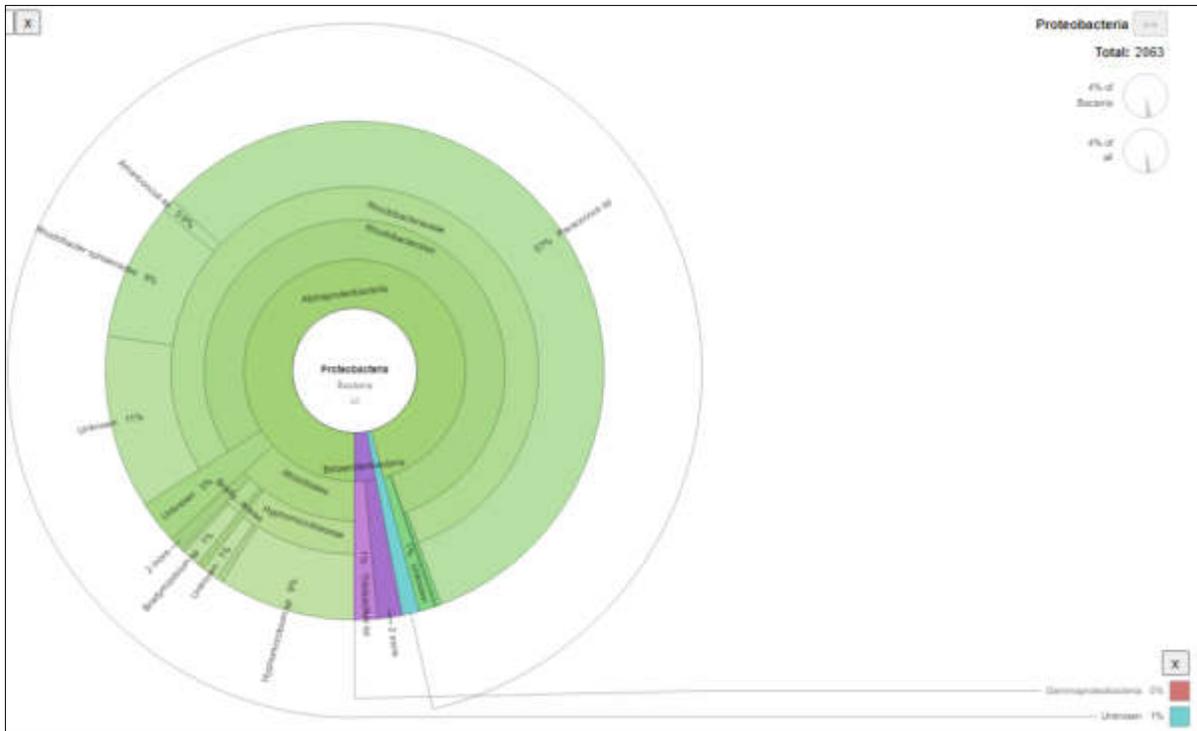


Figura 29. Comunidad bacteriana del Filo Proteobacteria presente en la muestra C de lodo activado. a) clase, b) orden y c) especie.

Por otro lado, como se presentó en la Figura 29, se encontró con menor presencia el Filo *Proteobacteria* en un 4%, del cual se destacaron dos clases; *Alphaproteobacteria* en mayor presencia, con especies tales como; *Paracoccus sp.*, *Amaricoccus sp.*, *Rhodobacter sphaeroides*, *Hyphomicrobium sp.*, *Prosthecomicrobium hirschii*, *Bradyrhizobium sp.*, *Rhodopseudomonas sp.*, *Phyllobacterium leguminum*, *Rhizobium sp.*, *Brevundimonas sp.* Por otro lado, la clase *Betaproteobacteria* con la especie *Hydrogenophaga sp.* *Thauera sp.*, *Thiobacillus sp.*

En menor presencia se encontraron los filos *Chloroflexi*, *Actinobacteria*, *Planctomycetes*, y *Nitrospirae*.

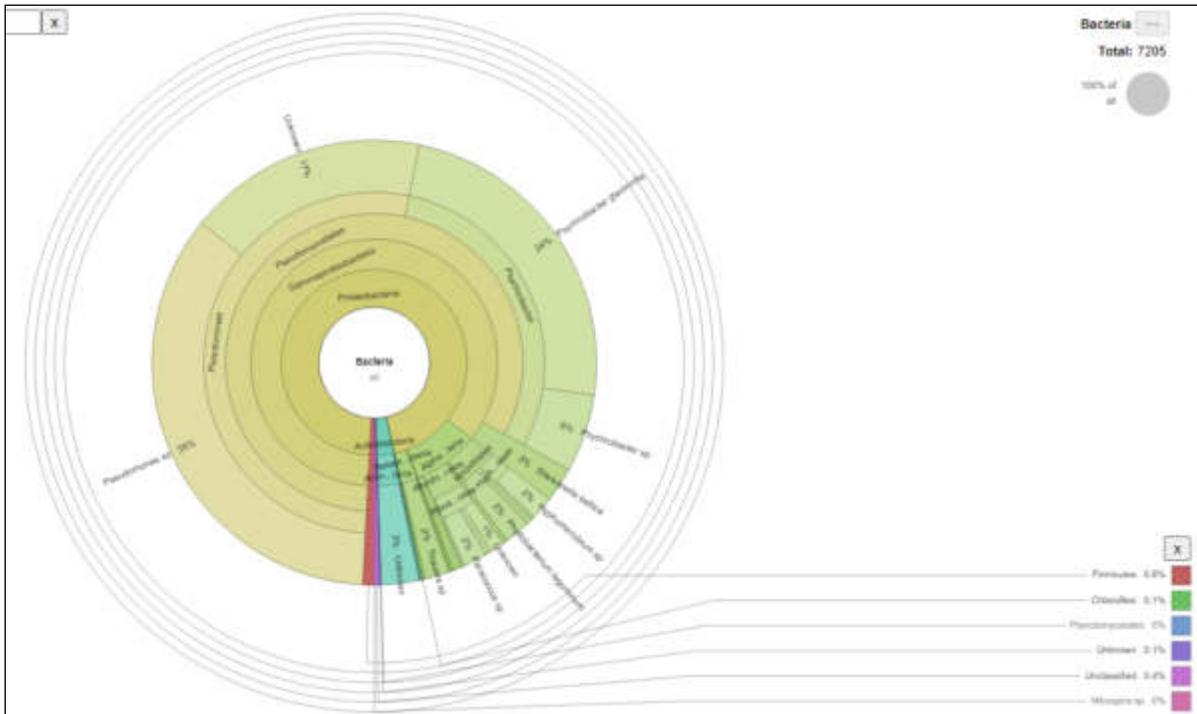


Figura 30. Comunidad bacteriana presente en la muestra D de lodo activado. a) Filo, b) clase, c) orden y d) especie.

En esta Figura 30 se presentó la identificación molecular de la muestra D, la cual una conductividad de 10196  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . El Filo con mayor presencia en la muestra A fue *Proteobacteria* con un 96% del cual se destacaron tres clases, *Gammaproteobacteria* en un 85%, con presencia de la especie *Pseudomonas sp.*, *Psychrobacter glacincola*, *Psychrobacter sp.* y *Shewanella báltica*. La clase *Alphaproteobacteria* se encontró en un 9% de identidad, encontrándose especies como *Phyllobacterium leguminum*, *Parococcus sp.*, *Hyphomicrobium sp.*, *Bradyrhizobium sp.*, *Rhodopseudomonas sp.*, *Rhizobium sp.*, *Brevundimonas sp.*, *Amaricoccus sp.* y *Rhodobacter sphaeroides*.

### 3.4. Discusión

En este estudio se evaluó el cambio en la eficiencia de remoción de las variables de DQO, DQOs, SSV, SST, SDT y Conductividad Eléctrica, así como el porcentaje de nitrificación y de asimilación del Fósforo del sistema biológico a escala laboratorio durante la dosificación de agua salina en un periodo de tiempo de 90 días.

La eficiencia promedio de remoción de DQO del sistema a escala laboratorio fue de 85%, como se presentó en la Figura 10, permaneciendo estable en conductividades eléctricas de hasta 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por otro lado, la eficiencia promedio de remoción de DQO soluble, SST, SSV para el sistema a escala laboratorio fue de 55%, 75% y 80%, de acuerdo con las Figuras 13, 16 y 19. Alpírez *et al.*, 2017, evaluaron el funcionamiento y eficiencia de un sistema de lodos activados alimentado con agua residual bajo condiciones controladas, el cual presentó una eficiencia media de remoción de DQO de 54% y sólidos suspendidos del 70%. Es importante destacar que el sistema de estudio presentó una eficiencia promedio mínima de remoción de DQO de 56% al encontrarse en una conductividad eléctrica de 10580  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por lo que el sistema fue apto para la reducción de materia orgánica cuando este estuvo en concentraciones elevadas de salinidad. Lu *et al.*, 2014, demostró que cuando la salinidad aumentó del 0 al 6% hubo una eficiencia de remoción de DQO que disminuyó del 90 al 32%, viéndose afectada la eficiencia de remoción de DQO del sistema. Sin embargo, obtuvieron una eficiencia de remoción de DQO del 88% en condiciones de salinidad de 14 g/L (Lu *et al.*, 2014). Es importante destacar que el sistema siguió en funcionamiento a pesar de la alta salinidad a la que fue expuesto.

Como se observa en la Figura 10 y 13, en la etapa final del experimento, se presentó una disminución en la remoción de DQO y DQOs atribuible al aumento en la tasa diaria de dosificación de salinidad en el afluente al sistema biológico. Ferrer-Polonio y colaboradores en el 2015 mencionaron que la aclimatación no tendrá éxito si la salinidad aumenta demasiado rápido, lo que podría implicar la liberación de material celular, y, en consecuencia, un aumento de la DQO soluble. Por otro lado, una disminución repentina de la salinidad también podría ser perjudicial en el tratamiento de aguas residuales.

La eficiencia promedio en la conversión de amonio a nitrato, proceso biológico conocido como nitrificación (oxidación del nitrógeno amoniacal), y de remoción de fósforo fue del 56% y 40%, respectivamente de acuerdo con la Figura 21 y 23. Lu y colaboradores en el 2014, demostraron porcentajes de nitrificación de 80% en un sistema SBBR aclimatado siendo este capaz de eliminar nitrógeno amoniacal en condiciones de alta salinidad. Se ha logrado la remoción completa de nitrógeno en reactores donde la salinidad se incrementó gradualmente con la ayuda de periodos largos de aclimatación (Bassin *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2017). Sin embargo, se han presentado estudios donde las aguas residuales salinas tienen una influencia inicialmente negativa en las remociones de amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) y fósforo total (FT), deteriorando el rendimiento; demostrando reducciones que iban de 95.34%, 93.58% y 94.88%; respectivamente, a 62.98%, 55.64% y 55.78%; respectivamente, al ser expuesto a salinidades del 2% (Chen *et al.*, 2018), lo que da como resultado un aumento en las concentraciones de los productos microbianos solubles (PMS) y las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Reid *et al.*, 2006; He *et al.*, 2017).

Como se presentó en la Figura 7 la adición diaria de agua salina proveniente de la descarga industrial a la muestra de agua residual de la PTAR permitió que se alcanzaran conductividades eléctricas máximas en los reactores de hasta 10370, 10129 y 10180  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para el anaerobio, aerobio y clarificador, respectivamente. Las concentraciones máximas de SDT que se alcanzaron en los reactores fueron de 6378, 6193 y 6244 mg/L para el anaerobio, aerobio y clarificador, respectivamente. Lefebvre *et al.*, 2007, Li *et al.*, 2014 y Ferrer-Polonio *et al.*, 2015 mencionaron que, a pesar del efecto perjudicial de las sales sobre la actividad microbiana, es posible una aclimatación moderada del lodo activado mediante cambios graduales con el contenido de sal hasta la saturación. Se ha demostrado que los procesos biológicos pueden funcionar adaptando la microflora no halófila presente en el lodo activado a las condiciones salinas, mejorando la eficiencia de la degradación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales hipersalinas, así como los procesos de nitrificación y desnitrificación (Quartaroli *et al.*, 2019; Lim *et al.*, 2013; Zhou *et al.*, 2016). Como es el caso en el sistema a escala laboratorio de estudio.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la identificación molecular basada en el gen ADNr 16S, es importante destacar que el Filo *Firmicutes* estuvo dominante en las muestras A (1480  $\mu\text{S/cm}$ ), B (2731  $\mu\text{S/cm}$ ) y C (5098  $\mu\text{S/cm}$ ), en porcentajes de identidad que van de 90%, 97% y 98%, respectivamente. Sin embargo, en la muestra D (10196  $\mu\text{S/cm}$ ), se presentó un cambio en la dominancia siendo esta para el Filo *Proteobacteria* de hasta un 96% de identidad.

En las muestras A, B, y C, también se observó la presencia del filo *Proteobacteria* en un 9%, 2% y 4% de identidad, respectivamente, destacándose tres clases; en mayor presencia *Gammaproteobacteria* y con menor presencia *Alphaproteobacteria* y *Betaproteobacteria*. En las muestras A y B se encontraron en menor presencia los Filos *Chloroflexi*, *Actinobacteria* y *Planctomycetes*. En cuanto a la muestra C se encontraron menor presencia los filios *Chloroflexi*, *Actinobacteria*, *Planctomycetes*, y *Nitrospirae*. En la muestra D, la cual obtuvo mayor presencia de *Proteobacteria* (96% de identidad) se destacaron dos clases; *Gammaproteobacteria* en un 85% y la clase *Alphaproteobacteria* en un 9% de identidad. En menor presencia se encontraron los filios *Firmicutes* y *Chloroflexi*. De acuerdo con Chen *et al* 2018 y Zhan *et al* 2016, encontraron filios dominantes tales como; *Proteobacteria*, *Actinobacteria* y *Firmicutes* en muestras de lodo activado con alto contenido de sal.

Es importante destacar que cuando la conductividad eléctrica incrementó de 5098  $\mu\text{S/cm}$  a 10196  $\mu\text{S/cm}$  en el experimento el filo más abundante fue *Proteobacteria*. De acuerdo con Hao *et al.*, 2013, es uno de los filios bacterianos con un rol importante en el tratamiento de agua residual, así como en el proceso de desnitrificación. Ferrer-Polonio y colaboradores en el 2015 obtuvieron resultados similares, mencionan que se debe a que este filo asimila adecuadamente la materia orgánica como sustrato.

## Capítulo 4. Conclusiones y Recomendaciones

Con base a los resultados generados en la observación microscópica se presentó una amplia cantidad de microorganismos que cumplen con la función de degradación de la materia orgánica, los microorganismos descritos en el apartado 3.3.1 se asocian a un lodo de edad media con buena estabilidad y un buen clarificado, por lo que fue posible cesar la etapa de estabilización del sistema biológico, después de 11 días de evaluación constante.

Se encontró que incluso para conductividades eléctricas de hasta 10200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en los reactores, la eficiencia media de remoción de DQO, SST y SSV no se vio afectada de manera significativa en el sistema a escala de laboratorio.

La eficiencia en la tasa de nitrificación fue mayor durante el periodo de incremento de CE en los reactores, que durante el periodo de estabilización del sistema (periodo sin adición asistida de agua salina); por lo tanto, el proceso de nitrificación no se vio afectado con el aumento de CE en el sistema a escala de laboratorio. Por otro lado, el incremento sostenido de conductividad eléctrica llevado a cabo en el sistema biológico no afectó la eficiencia media de asimilación de fósforo por los consorcios bacterianos.

En las condiciones particulares en las que se llevó a cabo esta investigación (caudal constante y sin exposición a la intemperie, principalmente), el periodo de tiempo necesario para que los inóculos bacterianos de un sistema de tratamiento por lodos activados con aireación extendida pudieran adaptarse de una CE de 1566 a 6997  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , se estima en 138 días con una tasa de incremento diario de 39.5  $\mu\text{S}/\text{cm}\cdot\text{d}$ .

Con base a los resultados generados en la identificación molecular, se observa un mayor crecimiento del Filo *Proteobacteria* cuando la conductividad eléctrica aumentaba de 5098 a 10196  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

De acuerdo a los resultados obtenidos todos los procesos en conjunto del sistema de depuración biológica a escala de laboratorio cumplen con los objetivos de remoción de materia orgánica, es decir, se trata de un sistema efectivo para el tratamiento de aguas residuales con elevadas concentraciones salinas.

## Referencias bibliográficas

A. Método de titulación con EDTA 3500-Ca B Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition.

Agudelo-Patiño y Alver Daza. 2015. Estudio de la sedimentabilidad de los sólidos presentes en el tratamiento primario del agua residual doméstica de la ciudad de Cali. Universidad del Valle. Tesis de Licenciatura. Pp. 123.

Alpírez J, Avilés K, Castillo H, Pinzón I, Poveda M y Vallester E. 2017. Evaluación de un sistema biológico de lodos activados a escala de laboratorio. Revista de Iniciación Científica. Revista de Iniciación Científica, 3:50-57.

Amin MM, Khiadani MH, Fatehizadeh A y Taheri E. 2014. Validation of linear and non-linear kinetic modeling of saline wastewater treatment by sequencing batch reactor with adapted and non-adapted consortiums. Desalination, 344:228-235.

Bassin J, Pronk M, Muyzer G, Kleerebezem R, Dezotti M, van Loosdrecht M. 2011. Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: linking microbial activity with microbial community structure. Applied and Environmental Microbiology, 77:7942e7953.

Chen Y, He H, Liu H, Li H, Zeng G, Xia X y Yang C. 2018. Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors. Bioresource technology, 249:890-899.

CONAGUA. 2015. Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento. Edición 2015, México. pp-II.

CONAGUA. 2019. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Datos Básicos Para Proyectos de Agua Potable y Alcantarillado. Pp 47-48.

Cortes-Lorenzo C, Rodríguez-Díaz M, López-López C, Sánchez-Peinado M, Rodelas B y González-López J. 2012. Effect of salinity on enzymatic activities in a submerged fixed bed biofilm reactor for municipal sewage treatment. *Bioresource technology*, 121:312-319.

De Sousa Rollemberg SL, Nascimento de Barros A, Sousa V, Milen P y dos Santos A. 2019. Comparison of the dynamics, biokinetics and microbial diversity between activated sludge flocs and aerobic granular sludge. *Bioresource Technology* 294:122106.

FEA, CEMDA y Presencia Ciudadana, A.C. 2006. El agua en México: los que todas y todos debemos saber. Primera Edición. Pp-67.

Ferrer-Polo J, Seco-Torrecillas A y Robles-Martínez A. 2018. Tratamiento biológico de aguas residuales. Valencia: Editorial Universidad Politécnica de Valencia.

Ferrer-Polonio E, Mendoza-Roca JA, Iborra-Clar A, Alonso-Molina JL y Pastor-Alcañiz L. 2015. Comparison of two strategies for the start-up of a biological reactor for the treatment of hyper saline effluents from a table olive packaging industry. *Chemical Engineering Journal*, 273:595-602.

Galvis-Toro J y Rivera-Guerrero X. 2013. Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los lodos presentes en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) de la empresa jugos hit de la ciudad de Pereira. Tesis de Licenciatura. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnologías, pp.101.

Glymph T. 2005. *Wastewater Microbiology: A handbook for operators*. American Water Works Association. Pp-5.

Hao RX, Li SM, Li JB y Meng C. 2013. Denitrification of simulated municipal wastewater treatment plant effluent using a three-dimensional biofilm-electrode reactor: operating performance and bacterial community. *Bioresource Technology* 143:178–186.

Hashad MF, Sharma S, Nies LF y Alleman JE. 2006. Study of salt wash water toxicity on wastewater treatment. Purdue University. Project No. C-36-68R.

He H, Chen Y, Li X, Cheng Y, Yang C y Zeng G. 2017. Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: a review. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119:520-527.

Jiménez B, Torregrosa ML y Aboites L. 2010. *El Agua en México: cauces y encauces*. AMC-Conagua, México.

Jiménez-Torres, N. 2014. Diseño de un reactor biológico de fangos activados. Tesis de licenciatura. Universidad de Almería. Pp. 36.

Larsen P, Nielsen JL, Otzen D y Nielsen PH. 2008. Amyloid-like adhesins produced by flocculating and filamentous bacteria in activated sludge. *Applied and environmental microbiology* 74:1517-26.

Lefebvre O, Quentin S, Torrijos M, Godon JJ, Delgenes JP, Moletta R. 2007. Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors. *Application Microbiology Biotechnology*.

Li J, Yu L, Yu D, Wang D, Zhang P y Ji Z. 2014. Performance and granulation in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating saline sulfate wastewater. *Biodegradation*, 25: 127-136.

Lim JW, Gan HM y Seng CE. 2013. Bioremediation of wastewaters containing various phenolic compounds by phenol-acclimated activated sludge. *Desalin. Water Treat*, 51:7018–7024.

López-Vázquez CM, Buitrón Méndez G, García HA y Cervantes Carrillo FJ. 2017. *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelación y diseño*. IWA publishing

Lu J, Xue Y, Yan-fei M, Cai-xing T y Jin-cheng D. 2014. Impact of salinity on treatment of saline wastewater by sequencing batch biofilm reactor process. *Journal of Central South University*, 21: 1989–1994.

- Luna-Martínez, MS. 2014. Estudio del tratamiento de aireación prolongada para aguas residuales utilizando como matriz agua de mar. Tesis de Maestría. CIDETEQ.
- Ma Y, Yuan PK, Wu Y, Cheng XY, Meng H, He H, Wang GX, Chen XM, Xie WM y Zhang LM. 2021. The inhibitory effect of in situ extracellular polymeric substances on trimethoprim adsorption by activated sludge. *Chemosphere*, 274:129798.
- Metcalf y Eddy. 1996. Ingeniería de Aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo 1. Mc Graw Hill. pp-437.
- Pallares-Vega R, BH, Van der Plaats R, de Roda Husman AM, Leal LH, Van Loosdrecht MC y Schmitt H. 2019. Determinants of presence and removal of antibiotic resistance genes during WWTP treatment: A cross-sectional study. *Water research*, 161:319-328.
- Quartaroli L, Silva CM, Silva LCF, Lima HS, De Paula SO, Dias RS, Carvalho KB, Souza RS, Bassin JP y da Silva CC. 2019. Effect of the gradual increase of salt on stability and microbial diversity of granular sludge and ammonia removal. *Journal of Environmental Management*, 248:109273.
- Reid E, Liu X y Judd SJ. 2006. Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 283:164-171.
- S.A.D.M. 2018. [Consulta en línea]: <https://web.sadm.gob.mx/areas/saneamiento>.
- Tzintzun-Flores H. 2010. Análisis comparativo para el tratamiento de agua, entre un sistema lagunar y proceso de aereación?. Caso de estudio: Huaniqueo de Morales Michoacán. Instituto Politecnico Nacional. Tesis de Maestría. Pp- 30, 34 y 35.
- Wang Z, Van Loosdrecht M y Saikaly P. 2017. Gradual adaptation to salt and dissolved oxygen: Strategies to minimize adverse effect of salinity on aerobic granular sludge. *Water Research* 124:702-712.

Wilén BM, Jin By Lant P. 2003. Impact of structural characteristics on activated sludge floc stability. *Water Research* 37:3632-3645.

Zhang Y, Li B, Xu RX, Wang GX, Zhou Y y Xie B. 2016. Effects of pressurized aeration on organic degradation efficiency and bacterial community structure of activated sludge treating saline wastewater. *Bioresource Technology* 222:182–18.

Zhou Y, Fang X, Zhang R, Qin S, Wang J y Lu J. 2016. Salt-tolerant microorganisms treating hypersaline organic wastewater and the microbial population dynamics, *Energy Sources, Part A: Recovery. Utilization, and Environmental Effects*, 38:28542859.

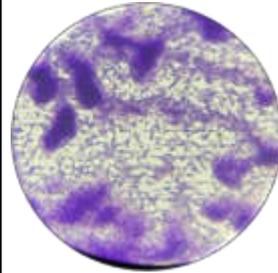
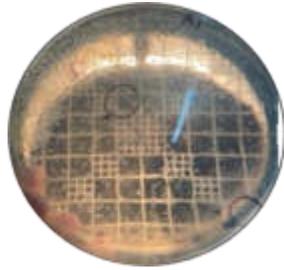
## Anexos

Resultados de la determinación del efluente del agua salina del proceso industrial.

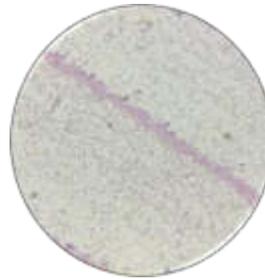
### *Determinación del efluente del agua salina del proceso industrial.*

<b>Determinación</b>	<b>Resultado</b>	<b>Unidades</b>	<b>Fecha de Análisis</b>	<b>Referencias</b>
Cloruros Totales como Cl <sup>-</sup>	5260.8	mg/L	2020-01-31	NMX-AA-073-SCFI-2001
Sulfatos como SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	14033	mg/L	2020-01-31	NMX-AA-074-SCFI-2014
Sólidos Totales	37192	mg/L	2020-02-04	NMX-AA-034-SCFI-2015
Sólidos Suspendidos Totales	5	mg/L	2020-02-04	NMX-AA-034-SCFI-2015
Sólidos Disueltos Totales (Total de impurezas en solución)	37 187	mg/L	2020-02-04	NMX-AA-034-SCFI-2015
Dureza total como CaCO <sub>3</sub>	5.88	mg/L	2020-01-31	NMX-AA-072-SCFI-2001
Dureza cálcica como CaCO <sub>3</sub>	1.96	mg/L	2020-01-31	A
Dureza Magnésica como CaCO <sub>3</sub>	3.92	mg/L	2020-01-31	Por cálculo
Magnesio como Mg <sup>2+</sup>	0.95	mg/L	2020-01-31	Por cálculo
Calcio	0.78	mg/L	2020-01-31	Por cálculo
Conductividad Electrolítica	57 000	μS/cm	2020-01-31	NMX-AA-093-SCFI-2018
pH	8.80	-	2020-01-31	NMX-AA-008-SCFI-2016

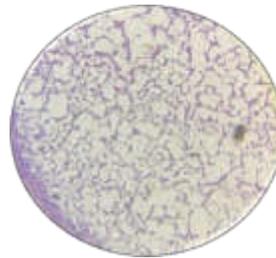
Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras A (1480  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).



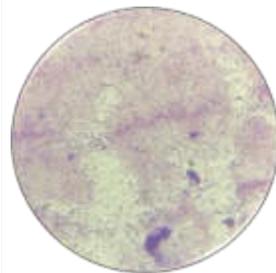
A1,1



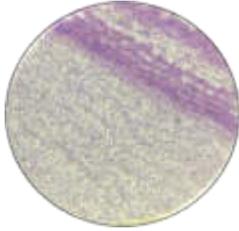
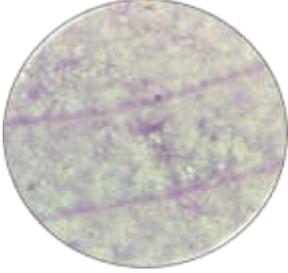
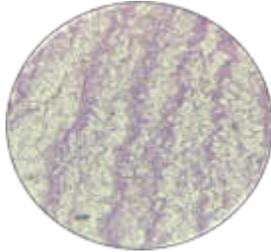
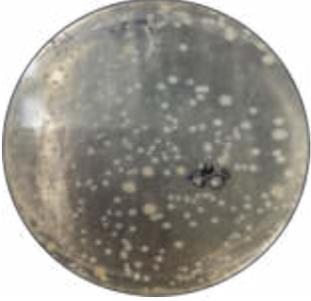
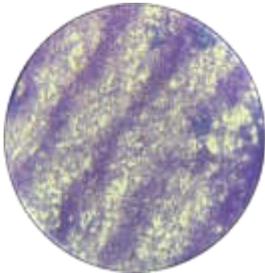
A1,2

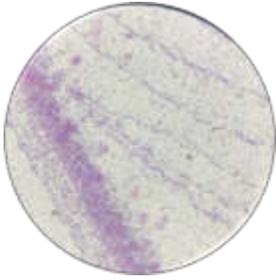
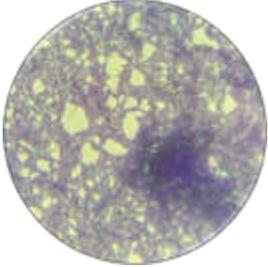
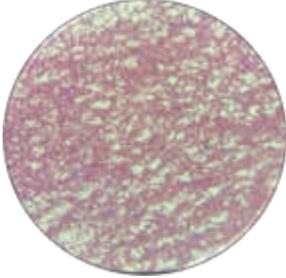
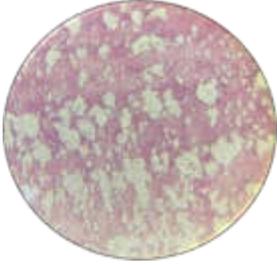


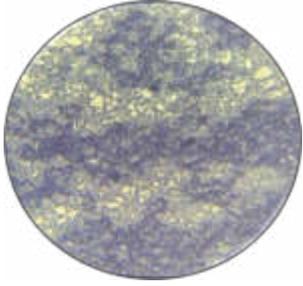
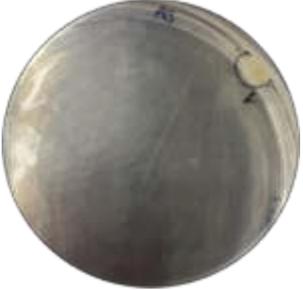
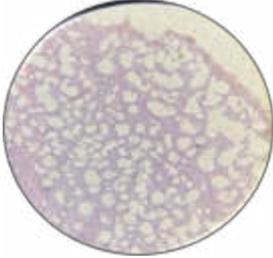
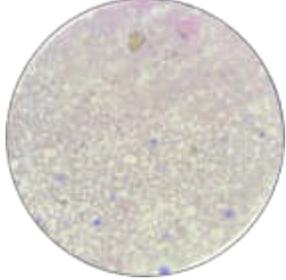
A1,3

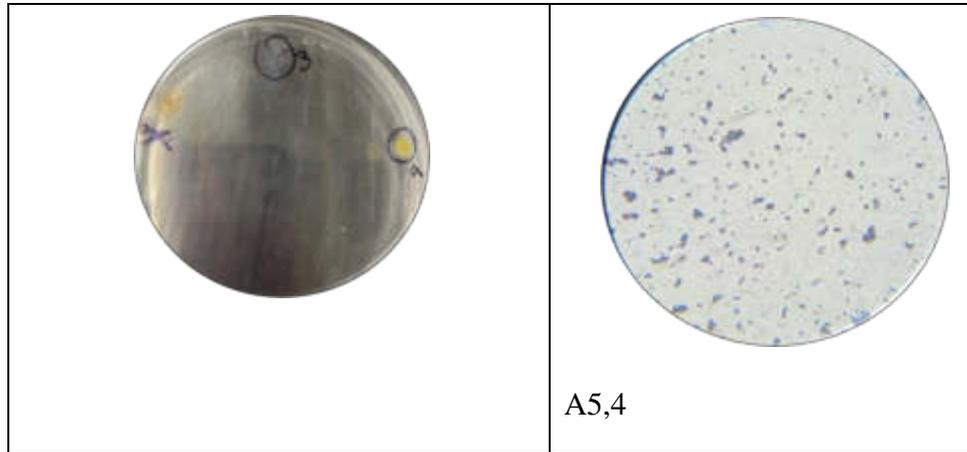


A2,3

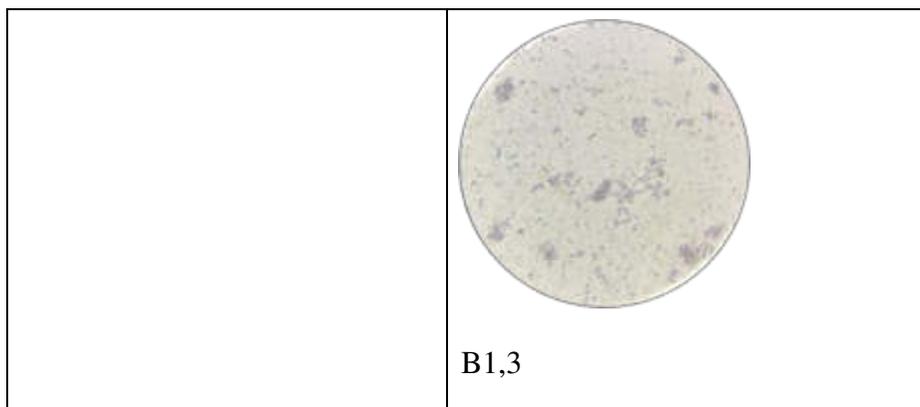
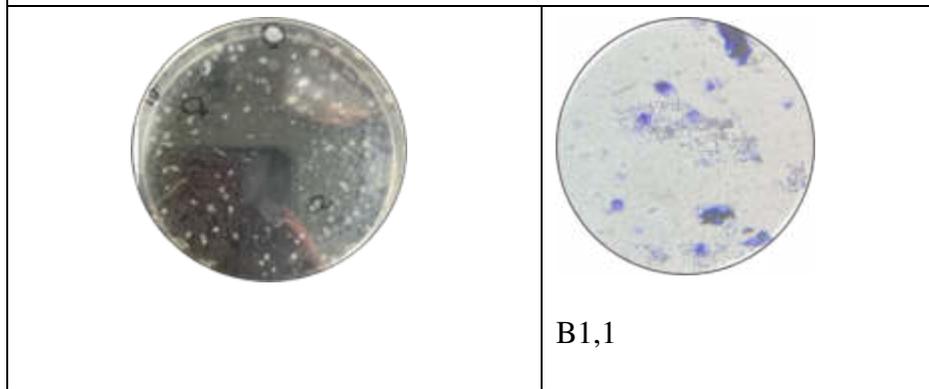
	 <p>A2,4</p>
	 <p>A3,1</p>  <p>A3,3</p>
	 <p>A3,5</p>

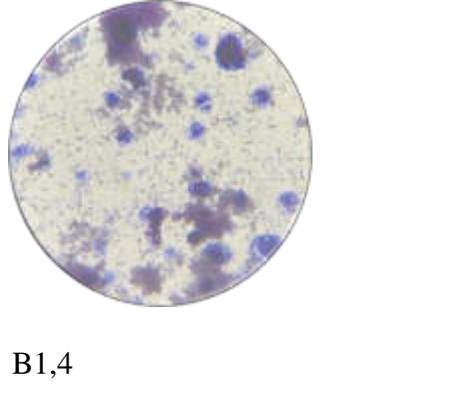
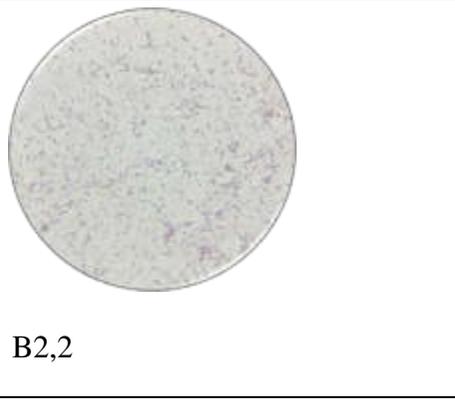
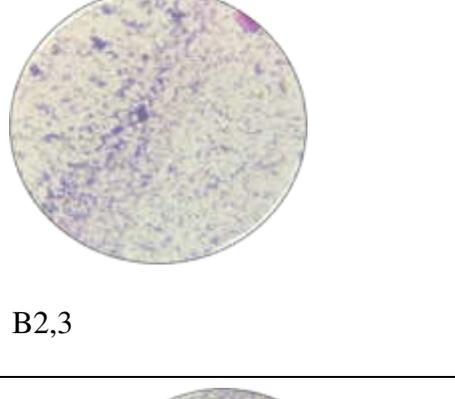
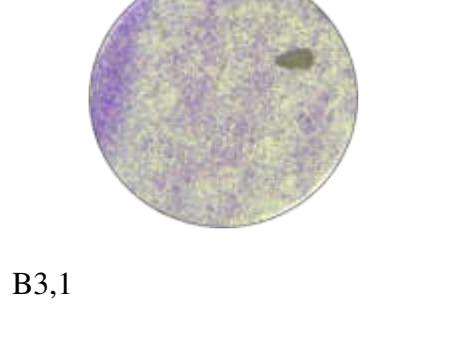
	 <p>A4,1</p>
	 <p>A4,3</p>
	 <p>A4,4</p>
	 <p>A4,5</p>

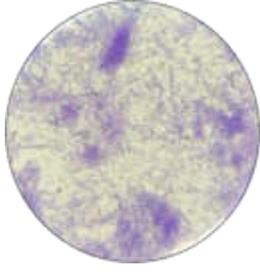
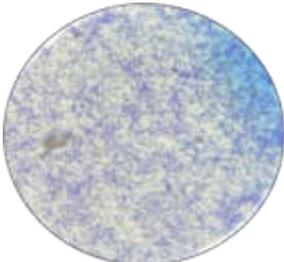
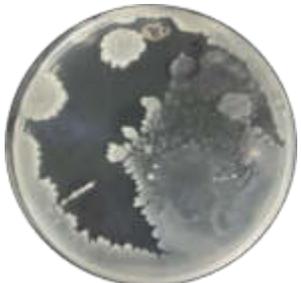
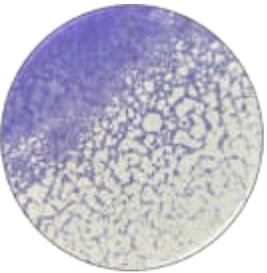
	 <p>A4,6</p>
	 <p>A5,1</p>
	 <p>A5,3</p>



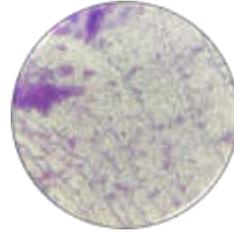
Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras B  
(2731  $\mu\text{S/cm}$ )



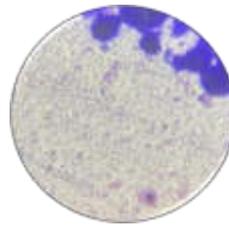
 A petri dish showing a dark agar surface with numerous small, white, circular colonies scattered across the surface. A small white circle is visible near the center.	 A petri dish showing a light-colored agar surface with several large, dark purple, irregular colonies.	B1,4
 A petri dish showing a dark agar surface with several large, white, irregular colonies.	 A petri dish showing a light-colored agar surface with a dense, uniform layer of small, light-colored colonies.	B2,2
 A petri dish showing a dark agar surface with several large, white, irregular colonies.	 A petri dish showing a light-colored agar surface with a dense, uniform layer of small, light-colored colonies.	B2,3
 A petri dish showing a dark agar surface with several large, white, irregular colonies.	 A petri dish showing a light-colored agar surface with a dense, uniform layer of small, light-colored colonies.	B3,1

	 B4,1
	 B4,2
	 B5,1
	 B5,2

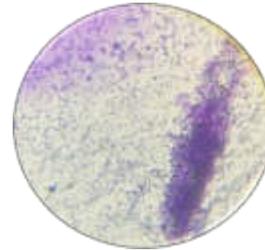
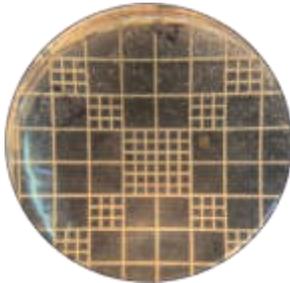
Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras C (5098  $\mu\text{S}/\text{cm}$ )



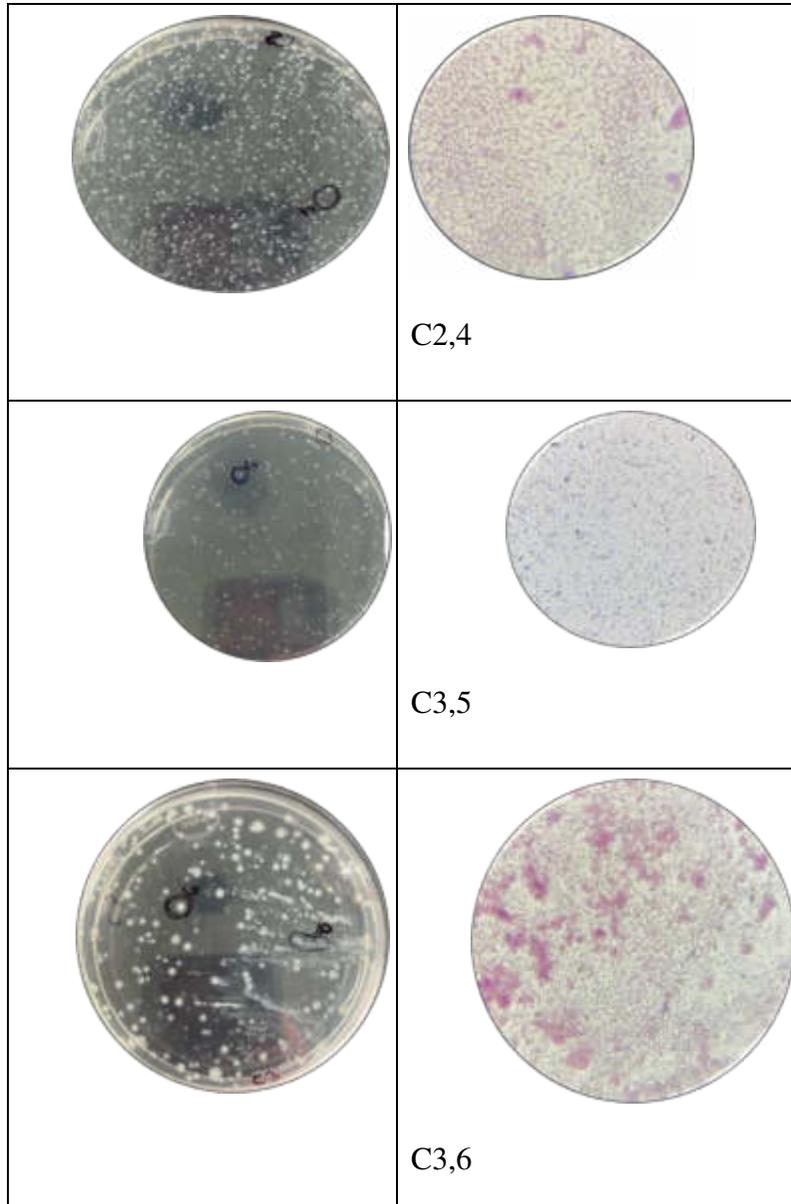
C1,1

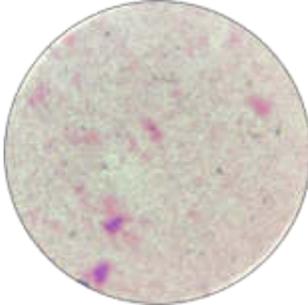
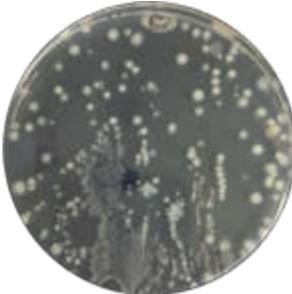
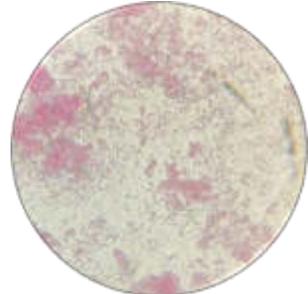
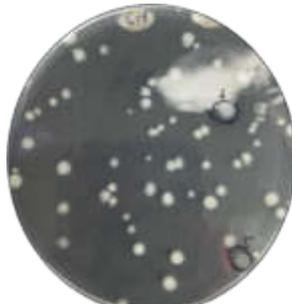
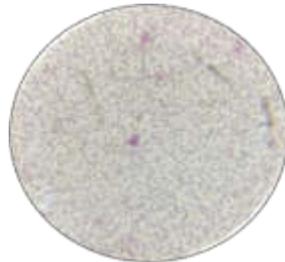
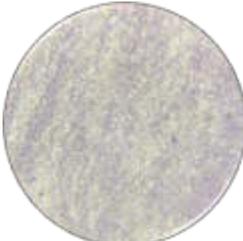


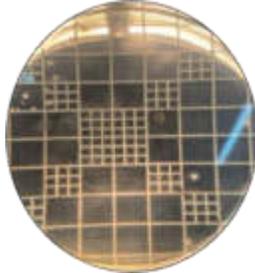
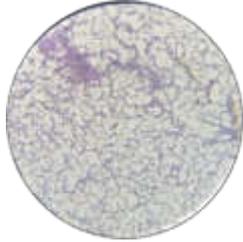
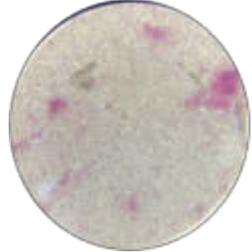
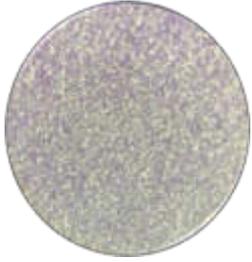
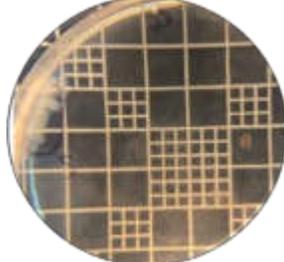
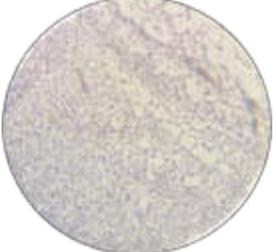
C2,2



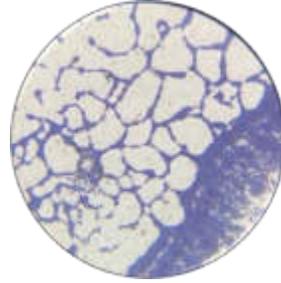
C2,3



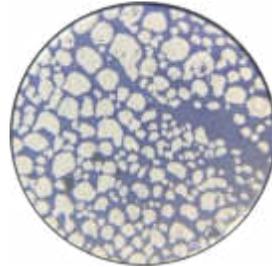
	 <p>C3,7</p>
	 <p>C3,8</p>
	 <p>C4,1</p>
	 <p>C4,2</p>

	 C5,1
	 C5,2
	 C6,1
	 C6,2

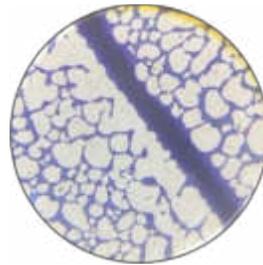
Morfología Macroscópica y Microscópica analizada en las muestras D (10169  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).



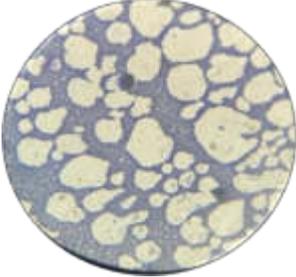
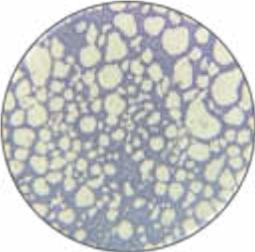
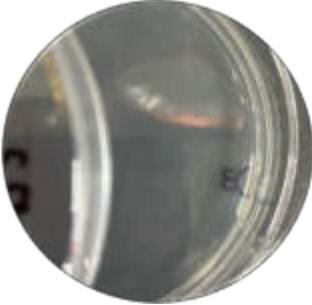
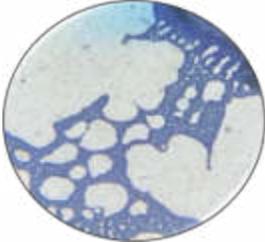
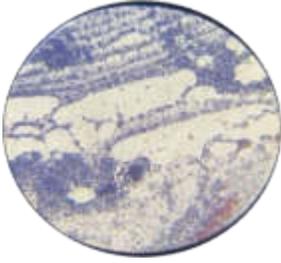
D1,1

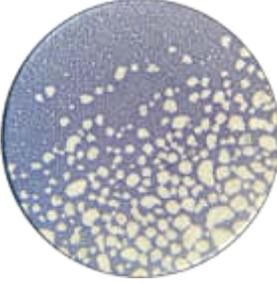


D1,2



D1,3

	 <p data-bbox="980 520 1045 554">D2,1</p>
	 <p data-bbox="980 888 1045 921">D2,2</p>
	 <p data-bbox="980 1247 1045 1281">D3,3</p>
	 <p data-bbox="980 1688 1045 1722">D3,4</p>

	 <p data-bbox="980 590 1049 625">D3,5</p>
	 <p data-bbox="980 1024 1049 1060">D4,7</p>
	 <p data-bbox="980 1478 1049 1514">D4,9</p>

