

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO

**“ESTUDIO DE LA SEDIMENTABILIDAD DE BIOSÓLIDOS EN UNA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES”**

COLEGIO POLITÉCNICO

ROMMEL PATRICIO ARBOLEDA RUALES

DIRECTOR: RÓDNY PEÑAFIEL, Ph.D.

**TESIS DE GRADO PRESENTADA COMO REQUISITO PARA LA
OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

QUITO

20 de DICIEMBRE, 2012

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído la Política de Propiedad Intelectual de la Universidad San Francisco de Quito y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo de investigación quedan sujetos a lo dispuesto en la Política.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo de investigación en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma:

Nombre: Rommel Patricio Arboleda Ruales

C.I.: 0103359493

Fecha: 20 de Diciembre, 2012

HOJA DE APROBACIÓN DE TESIS PARA PREGRADO

**“ESTUDIO DE LA SEDIMENTABILIDAD DE BIOSÓLIDOS EN UNA
PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES”**

Ródny Peñafiel, Ph.D.
Director de Tesis

Valeria Ochoa, Ph.D.
Miembro del Comité de Tesis

René Parra, Ph.D.
Miembro del Comité de Tesis

Santiago Gangotena, Ph.D.
Decano del Colegio Politécnico

Quito, Diciembre de 2012

RESUMEN

La industria avícola en el Ecuador ha crecido en razón al crecimiento poblacional y a las necesidades de consumos que se han presentado en nuestra sociedad. Es por ello que la eficiencia de remoción de los contaminantes de dicha industria debe ser considerable y se debe tener precaución con aquellos factores y condiciones físico-químicas; uno de ellos es la presencia de sólidos suspendidos totales, los cuales, debido a la actividad llevada a cabo en el faenamiento de aves de engorde, son presumiblemente aceites y grasas. Una de las empresas líderes y pioneras en el cuidado por el ambiente y bienestar social es POFASA. Tiene en funcionamiento una PTAR con un reactor de aireación extendida. Se encontraron problemas de sedimentabilidad de los lodos generados en el reactor aeróbico; teniendo en cuenta esta problemática y como parte de esta investigación se realizaron diferentes experimentos en relación a la sedimentabilidad de los lodos, tales como: diferentes regímenes de aireación; la separación de material particulado del afluente; y el uso de distintos coagulantes para facilitar la sedimentabilidad de los lodos. Para ello se desarrolló un sistema de reactores aeróbicos batch, a escala laboratorio, para el tratamiento de aguas residuales provenientes del faenamiento de aves de engorde y simular las características de un reactor de lodos activados. Se concluyó que es necesario una proporción adecuada de lodos activados/agua residual para el tratamiento biológico, la remoción de partículas de baja degradabilidad mediante filtración aumentó notoriamente la degradación biológica ayudando en la remoción de la materia orgánica en corto tiempo, se debe abastecer de una concentración adecuada de coagulante ya que una concentración inadecuada puede generar problemas de resuspensión de los lodos.

ABSTRACT

The poultry industry in Ecuador has increased due to population growth and consumption needs that have arisen in our society. That is why the removal efficiency of the pollutants of the industry must be substantial and must be careful with those factors and physicochemical conditions, one of which is the presence of suspended solids, which, due to the activity carried in the slaughter of broilers, are presumably oils and fats. One of the leaders and pioneers in caring for the environment and social welfare is POFASA. POFASA implemented a Wastewater Treatment Plant (WWTP) that operates a reactor with extended aeration. Problems were found with the settleability of sludge generated in the aerobic reactor; taking into account this problem, this research conducted different experiments regarding the settleability of sludge, such as aeration time regimes, separation of particulate matter from the affluent, and the use of different coagulants to facilitate the settleability of the sludge. This system was developed as batch aerobic reactors at a laboratory scale for treatment of wastewater from the slaughter of poultry, and to simulate the characteristics of an activated sludge reactor. It was concluded that it is necessary an appropriate proportion of activated sludge/wastewater for biological treatment; particle removal by filtration of low degradability biological degradation increased dramatically aiding in the removal of organic matter in a short time; and an adequate supply concentration of coagulant is needed to achieve good settling sludge properties, and high concentrations of coagulant can lead to problems of sludge settleability.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN	5
ABSTRACT	6
ÍNDICE DE CONTENIDOS	7
ÍNDICE DE TABLAS	9
ÍNDICE DE FIGURAS	10
LISTA DE ACRÓNIMOS	12
1. INTRODUCCIÓN	14
1.1. Objetivo General.....	22
1.2. Objetivos Específicos	22
2. MARCO TEÓRICO.....	23
3. METODOLOGÍA	33
3.1. Toma de Muestras.	33
3.2. Caracterización físico-química y biológica de las muestras líquidas.	36
3.3. Reactivos.	39
3.4. Materiales	40
3.5. Descripción del arreglo experimental preliminar para determinar la proporción adecuada de afluente y lodos activados ha ser utilizado en los biorreactores.	41

3.6. Descripción del arreglo experimental del efecto de la separación de material particulado del afluente con respecto a la sedimentabilidad de los lodos.	43
3.7. Descripción del arreglo experimental del efecto del tiempo de aireación en la sedimentabilidad de los lodos.	45
3.8. Descripción del arreglo experimental de los efectos de la coagulación-floculación en la sedimentabilidad de los lodos.	48
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
4.1. Caracterización del agua residual y de los lodos.....	52
4.2. Experimentación preliminar para determinar la proporción adecuada de afluente y lodos activados a ser utilizada en los biorreactores.	53
4.3. Experimentación del efecto de la separación de material particulado del afluente con respecto a la sedimentabilidad de los lodos.	61
4.4. Experimentación del efecto del tiempo de aireación en la sedimentabilidad de los lodos activados.	69
4.5. Experimentación de los efectos de la coagulación-floculación en la sedimentabilidad de los biosólidos.	74
5. CONCLUSIONES	82
6. RECOMENDACIONES	86
7. REFERENCIAS.....	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Procesos que utilizan agua dentro de la línea de producción de la PF-POFASA (Peñañiel, Ochoa, & Arboleda, 2011).....	17
Tabla 2. Límites máximos permisibles de descargas a cuerpos de agua dulce del extracto del TULSMA, Libro VI, Anexo I, Tabla 12.....	18
Tabla 3. Procesos de la PTAR de POFASA (Peñañiel, Ochoa, & Arboleda, 2011).....	20
Tabla 4. Proporción de volúmenes de lodos activados y de ANT.....	42
Tabla 5. Proporciones de mezcla de ANT y ANT filtrada para el afluente	44
Tabla 6. Regímenes de aireación para los primeros 3 biorreactores.	45
Tabla 7. Concentraciones deseadas de coagulante	49
Tabla 8. Concentraciones equivalentes para carbonato de calcio	50
Tabla 9. Volúmenes de coagulante necesarios para la prueba de jarras.....	51
Tabla 10. Análisis de la caracterización del Selector, Licor Mezcla, y Lodos.....	52
Tabla 11. Velocidades iniciales de degradación de los biorreactores	64
Tabla 12. Valores de coagulación-floculación del cloruro férrico	76
Tabla 13. Evaluación de la dinámica del pH de la cal en el proceso de coagulación-floculación	78
Tabla 14. Evaluación de la dinámica del pH del compuesto mixto	80
Tabla 15. Resumen de los valores obtenidos para las pruebas de Jarras con los distintos compuestos coagulantes	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Toma aérea del área de ubicación de la PF-POFASA mediante el dispositivo Google Earth.	16
Figura 2. Diagrama de flujo de la Planta de Tratamiento de POFASA	19
Figura 3. Diagrama esquemático de un proceso de reactores batch secuenciales	26
Figura 4. Diagrama esquemático de un proceso de mezcla completa para lodos activados	27
Figura 5. Diagrama de la PTAR indicando los puntos de muestreo	35
Figura 6. Diagrama del reactor aeróbico a escala de laboratorio	43
Figura 7. Régimen de aireación para análisis de proceso de nitrificación y denitrificación	47
Figura 8. Instrumento para la Prueba de Jarras	49
Figura 9. Evaluación del pH en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos.....	54
Figura 10. Evaluación de la concentración de nitrato en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos.....	56
Figura 11. Evaluación del oxígeno disuelto en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos.....	57
Figura 12. DQO total, soluble, y particulada para el primer reactor con 10%(v) de lodos	58
Figura 13. DQO total, soluble, y particulada para el segundo reactor con 20%(v) de lodos	59
Figura 14. DQO total, soluble, y particulada para el tercer reactor con 50%(v) de lodos	60
Figura 15. Evaluación del pH en los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente	61

Figura 16. Evaluación del oxígeno disuelto en los reactores con porcentajes de ANT filtrada, de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente	62
Figura 17. Evaluación de la concentración de nitrato en los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente	63
Figura 18. Eficiencia Inicial de Remoción de los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente	65
Figura 19. DQO de los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente	67
Figura 20. Eficiencia de remoción de la materia orgánica particulada (DQO _P) de los reactores con porcentaje de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80y 100 respectivamente	68
Figura 22. Evaluación del pH con respecto al tiempo de aireación en los biorreactores con aireación continua.....	69
Figura 23. Evaluación de la concentración de nitrato con respecto al tiempo de aireación en los reactores.....	71
Figura 24. Evaluación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de aireación en los tres reactores	72
Figura 25. Evaluación de la DQO con respecto al tiempo de aireación en los reactores	73
Figura 26. Eficiencia de remoción del cloruro férrico.....	75
Figura 27. Eficiencia de remoción de la cal	77
Figura 28. Evaluación de la eficiencia de remoción del sulfato férrico	79
Figura 29. Evaluación de la eficiencia de remoción del compuesto mixto	80

LISTA DE ACRÓNIMOS

- ANT: Agua No Tratada
- DMQ: Distrito Metropolitano de Quito
- DQO: Demanda Química de Oxígeno
- DQOP: Demanda Química de Oxígeno Particulada
- DQOS: Demanda Química de Oxígeno Soluble
- EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos)
- ESPAC: Encuesta de Producción Agropecuaria Continua
- INEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (Ecuador)
- KHP: Ftalato Ácido de Potasio
- MLSS: Sólidos Suspendidos del Licor Mezcla
- OD: Oxígeno Disuelto
- PF-POFASA: Planta de Faenamiento de POFASA
- pH: Potencial Hidrógeno
- POFASA: Pollo Favorito S.A.
- PVF: Pollo Vivo Faenado
- PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
- SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Métodos Normalizados para el Análisis de Agua Potable y Agua Residual)
- SRT: Tiempo de Retención de los Sólidos
- SS: Sólidos Suspendidos

- SST: Sólidos Suspendidos Totales
- SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles
- ST: Sólidos Totales
- SV: Sólidos Volátiles
- TKN: Total Kjeldahl Nitrogen (Nitrógeno Total Kjeldahl)
- TULSMA: Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente
- WWTP: Wastewater Treatment Plant (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales)

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo global de la sociedad ecuatoriana ha generado mayores necesidades de consumo que deben ser satisfechas por las diferentes actividades industriales. Una de ellas, la industria avícola, ha generado avances en la implementación de políticas y estrategias enfocadas hacia el bienestar social, ambiental, y económico; que se representan en cada uno de los niveles de producción: cultivo y comercialización de materias primas (maíz, soya); producción del alimento balanceado; la crianza de aves; el procesamiento, distribución y transporte del producto final. (Rodríguez Saldaña, 2009)

En el Ecuador, la industria avícola representa un gran aportador dentro de la producción agropecuaria ya que según datos del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC), en la Encuesta de Producción Agropecuaria Continua (ESPAC), el número de aves criadas en plantales avícolas se incrementó en un 7.99% entre 2010 y 2011. (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2011). Se debe tener presente que este incremento es mínimo comparado con los valores de producción de aves de engorde que poseen EE.UU, China y Brasil con 14505 mil TM, 9844 mil TM, y 7700 mil TM, respectivamente. (Chang, Verdezoto, & Estrada, 2009)

Como un resultado no deseado de todo proceso se generan residuos tanto líquidos como sólidos, los mismos que deben ser tratados previos a su descarga a un cuerpo receptor de agua, ya que se debe tomar en cuenta consideraciones tanto de salubridad, ambientales, legales, así como también económicas. (Ramos Chunga, 2010)

El aumento poblacional promovió un incremento en la cantidad de desperdicios y subproductos derivados de las actividades industriales los mismos que conllevan problemas de salubridad, como brotes extensivos de cólera y disentería los mismos que fueron un punto angular en la toma de decisiones sobre el mejoramiento, cuidado, y tratamiento del recurso hídrico y debido a ello se empezó a generar la infraestructura necesaria para tratar los desechos y con esto se dio paso a los primeros procesos unitarios de tratamiento de las aguas residuales. (Henry & Heinke, 1999)

Es por ello que la eficiencia de remoción de los contaminantes de dicha industria debe ser considerable y se debe tener precaución con aquellos factores y condiciones físico-químicas; uno de ellos es la presencia de sólidos suspendidos, los cuales, debido a la actividad llevada a cabo en el faenamiento de aves de engorde, son presumiblemente aceites y grasas. (Saavedra, 2006)

POFASA, y su Planta de Faenamiento (PF-POFASA), poseen un afán por mantener una mejora continua de sus procesos y actividades conjuntamente con la conservación del ambiente, por ello han optimizado su línea de producción para minimizar los residuos, además de que han implementado sistemas de separación y recolección de grasas, recolección y procesamiento de la sangre, control diario del recurso agua, y utilización de productos biodegradables para la limpieza y desinfección. (CORPORACIÓN FAVORITA, 2012)

La PF-POFASA se encuentra ubicada en Pomasqui, Quito-Ecuador. Esta área geográfica se caracteriza por contar como recurso hídrico al río Monjas, cuyas aguas recorren de Sur a Norte dividiendo el valle de Pomasqui en dos zonas. Además, el suelo es de carácter árido y su temperatura oscila entre los 10 y 18 grados centígrados. (Sandoval, 2010) En la

Figura 1. Toma aérea del área de ubicación de la PF-POFASA mediante el dispositivo Google Earth. se presenta esta área.



Figura 1. Toma aérea del área de ubicación de la PF-POFASA mediante el dispositivo Google Earth.

La Planta de Faenamiento lleva a cabo sus actividades diarias de procesamiento de pollos con una velocidad de línea de 50 [pollos/minuto] y cuentan con una capacidad de 3000

[pollos/hora]. (Jaramillo, 2011) Los residuos líquidos generados provienen del agua empleada en los diferentes procesos de producción y de limpieza, y son finalmente tratados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (Figura 2. Diagrama de flujo de la Planta de Tratamiento de POFASA) instalada en POFASA. A continuación se presenta una descripción de los procesos de faenamiento de la línea de producción de POFASA que utilizan agua.

Tabla 1. Procesos que utilizan agua dentro de la línea de producción de la PF-POFASA (Peñañiel, Ochoa, & Arboleda, 2011)

#	Proceso	Descripción
1	Lavado de Jaulas	Utilización de agua para la limpieza de las jaulas donde se transportan las aves
2	Insensibilización	Uso de agua para ahogar a las aves
3	Sacrificio	Limpieza de la sangre mediante agua
4	Escaldado	Uso de agua caliente para el desplumaje
5	Chiller Patas	Uso de agua para enfriamiento de las patas
6	Lavado Interior/Exterior Canal	Limpieza interna y externa del pollo
7	Chiller Hígados	Uso de agua para enfriamiento de los hígados
8	Corte y Lavado de Mollejas	Limpieza de la molleja y separación de grasas
9	Chiller Mollejas	Uso de agua para enfriamiento de las mollejas
10	Chiller Pescuezos	Uso de agua para enfriamiento de los pescuezos
11	Pre-Chiller	Uso de agua para enfriamiento del producto
12	Chiller	Uso de agua para enfriamiento más dosificación de cloro para desinfección
13	Lavado de Jabas y Pallets	Uso de agua caliente para limpieza de jabas y pallets
14	Lavado de limpieza interior y exterior	Uso de Agua para limpieza de áreas de producción internas así como también áreas de producción externas

El efluente tratado es descargado al Río Monjas cumpliendo con los límites establecidos en la normativa ambiental ecuatoriana (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente –TULSMA-) y del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). (Ministerio del Ambiente). Los valores establecidos en el TULSMA se presentan en la Tabla 2. **Límites máximos permisibles de descargas a cuerpos de agua dulce del extracto del TULSMA, Libro VI, Anexo I, Tabla 12.**

Tabla 2. Límites máximos permisibles de descargas a cuerpos de agua dulce del extracto del TULSMA, Libro VI, Anexo I, Tabla 12

Contaminante	Unidades	Valores
pH	-	entre 5 y 9
Sólidos suspendidos totales	mg/l	100
Nitrógeno Total Kjeldahl (N)	mg/l	15
Nitratos + nitritos	mg/l	10
Sulfuro	mg/l	0.5
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	250
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/l	100

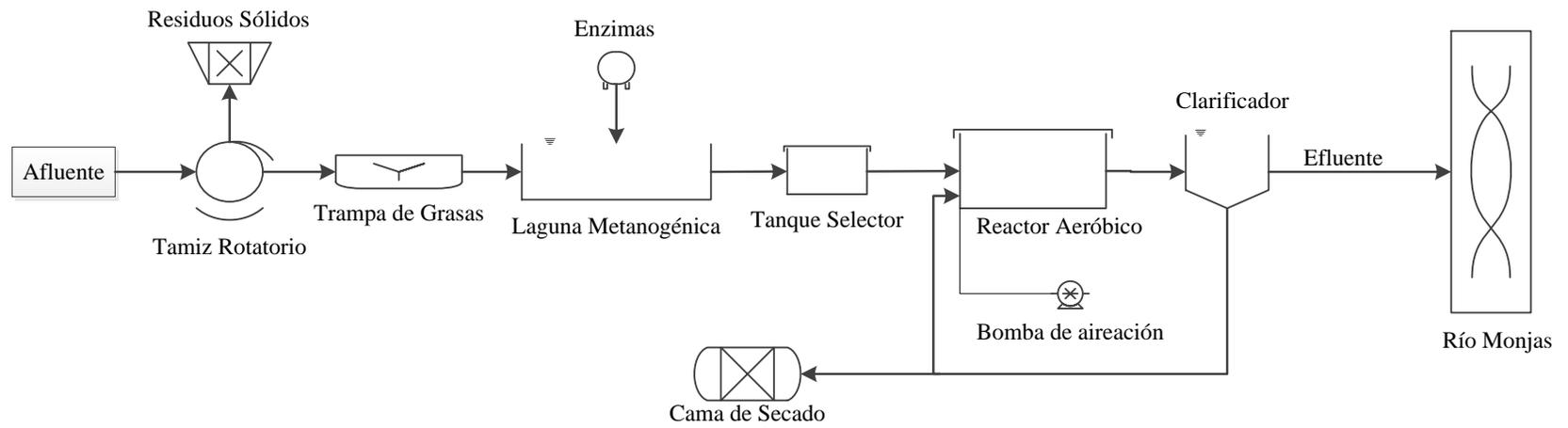


Figura 2. Diagrama de flujo de la Planta de Tratamiento de POFASA

Los procesos de la PTAR incluyen: tamiz rotatorio, trampa de grasas, inserción de enzimas, piscina de degradación anaeróbica, tanque selector, tanque aireador, adición de sales de hierro, caja de captación, lecho de secado de lodos. En la Tabla 3. **Procesos de la PTAR de POFASA** se presentan estos procesos con una breve descripción de los mismos.

Tabla 3. Procesos de la PTAR de POFASA (Peñañiel, Ochoa, & Arboleda, 2011)

#	Procesos	Descripción
1	Tamiz rotatorio	Proceso físico para la separación, mediante una malla, de los materiales sólidos de los líquidos
2	Trampa de Grasas	Separación física de las grasas y aceites del residuo líquido
3	Inserción de Enzimas	Adición de bacterias a través de la fermentación de la melaza a la piscina de degradación anaeróbica
4	Piscina de degradación Anaeróbica	Degradación en ausencia de O ₂ de algunos compuestos de agua residual
5	Tanque Selector	Estructura de hormigón para mezcla de lodo e efluente
6	Tanque Aireador	Estructura de hormigón para la degradación aerobia de los residuos líquidos
7	Tanque Sedimentador	Tolva de hormigón para la decantación de los lodos
8	Adición de Sales de Hierro	Se adiciona sales de hierro en a la salida del tanque aireador y entrada del sedimentador
9	Caja de Captación	Estructura de hormigón para la captación del agua residual previa su descarga al Río Monjas
10	Lecho de Secado de Lodos	Estructura en hormigón para el secado de los lodos removidos por el sedimentador

Teniendo en cuenta de que la industria de faenamiento de aves de engorde generará una gran parte de residuos líquidos debido a la necesidad del uso de este recurso en su línea de producción y también debido a las características de dicho residuo, se debe poner mayor énfasis en analizar los afluentes orientándose hacia aquellos constituyentes como son: grasas y proteínas (presente en forma disuelta y particulada y con valores de 0.445 [Kg de TKN/500 Kg de PVF¹]), heces fecales (cuyos valores de DBO oscilan alrededor de 40000 [mg/Kg]), plumas, huesos, orina, y otros constituyentes de las aguas residuales. (United States Environmental Protection Agency;, 2004)

Una manera práctica de tratar los desechos líquidos es mediante el proceso de lodos activados o también mediante la aireación extendida, dentro de los cuales el proceso de lodos activados se caracteriza por ser eficaz en la remoción de la materia orgánica del afluente, el mismo que sirve como alimento para los microorganismos presentes en los lodos formados dentro del reactor aeróbico. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

A medida que existen y se implementan diferentes procesos de tratamiento de aguas residuales para la industria avícola, también se presenten problemas operacionales como lo es la baja sedimentabilidad de los lodos generados en el reactor aeróbico (Comisión Nacional del Medio Ambiente - Región Metropolitana, 1998); teniendo en cuenta esta problemática, como parte de esta investigación se realizaron diferentes experimentos en relación a la sedimentabilidad de los lodos activados, tales como: la aireación, la separación de material particulado del afluente, y el uso de distintos coagulantes.

¹ PVF: hace referencia a Peso Vivo Faenado, es decir a la cantidad en masa de un pollo vivo que ha sido faenado en la planta faenadora.

1.1. Objetivo General

- Desarrollar un sistema de reactores aeróbicos batch a escala laboratorio, para el tratamiento de aguas residuales provenientes del faenamiento de aves de engorde y generar un acercamiento a los problemas de sedimentabilidad de biosólidos de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

1.2. Objetivos Específicos

- Determinar el efecto de la separación de material particulado del afluente en el tratamiento biológico aeróbico del agua residual del faenamiento de pollos sobre la sedimentabilidad de lodos
- Determinar el efecto del tiempo de aireación en el tratamiento biológico aeróbico del agua residual del faenamiento de pollos sobre en la sedimentabilidad de los biosólidos
- Evaluar los efectos de la coagulación-floculación generados por distintos tipos de coagulantes en el efluente proveniente del tratamiento biológico aeróbico del agua residual del faenamiento de pollos

2. MARCO TEÓRICO

Una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) es una herramienta importante dentro del cuidado del ambiente; la PTAR está compuesta por una secuencia de procesos unitarios², los cuales permitirán alcanzar objetivos operacionales y de calidad del efluente. Los procesos unitarios de tratamiento pueden ser divididos en físicos, químicos y biológicos (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003).

Además de tener procesos unitarios de tratamiento, una PTAR se caracteriza por poseer 4 etapas principales de tratamiento, las cuales son (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003):

1. Etapa Preliminar: Remoción de desechos gruesos, como ramas, y de aceites y grasas que pueden causar problemas de funcionamiento y operación.
2. Etapa Primaria: Eliminación de una porción de los sólidos suspendidos y parte de la materia orgánica en suspensión mediante procesos físicos como la sedimentación.
3. Etapa Secundaria: Remoción de la mayor parte de la materia orgánica y sólidos suspendidos mediante procesos biológicos como lodos activados.
4. Etapa Terciaria: Eliminación de los sólidos suspendidos residuales; desinfección y eliminación de nutrientes, y otros contaminantes por medio de procesos avanzados de tratamientos como oxidación, filtración volumétrica, adsorción, otros.

² Proceso Unitario: son aquellos cambios químicos ocurientes en un reactor, por ejemplo: nitrificación, Oxidación, Halogenación, Fermentación.

Se debe tener en consideración que previo a la instalación y puesta en marcha de una PTAR se debe llevar a cabo una caracterización de las aguas residuales debido a que no todos los afluentes poseen los mismos constituyentes ni tampoco en las mismas proporciones o concentraciones; además, cada proceso unitario de tratamiento es especializado en la remoción de ciertos constituyentes del agua residual.

A continuación se presentan los principales constituyentes de las aguas residuales:

- Sólidos Suspendidos (aceites y grasas)
- Patógenos
- Materia Orgánica
- Nutrientes
- Contaminantes Prioritarios (compuestos cancerígenos)
- Surfactantes y tensoactivos
- Metales Pesados
- Compuestos Inorgánicos Disueltos

Los sólidos presentes en las aguas residuales están caracterizados por una gran variedad de constituyentes: Constituyentes orgánicos, podemos encontrar compuestos que poseen carbono, hidrógeno, y oxígeno, muchos de los cuales están combinados con nitrógeno, azufre, fósforo, y que están sujetos a la descomposición debido a la actividad bacteriana; Constituyentes inorgánicos, están caracterizados por poseer una baja biodegradabilidad, entre

los cuales podemos encontrar sales y minerales. (United States Environmental Protection Agency, 2004)

Los patógenos usualmente encontrados en aguas residuales son virus, bacterias, hongos, protozoos, y helmintos. Entre las bacterias más comunes están: *Campylobacter jejuni*, causante de gastroenteritis; *Enterotoxigenic Escherichia coli*, causante de gastroenteritis y diarrea; *Mycobacterium tuberculosis*, causante de la tuberculosis; *Nocardia spp.*, causante de nocardiosis; *Salmonella spp.*, causante de salmonelosis; *Salmonella typhi*, causante de la fiebre tifoidea; *Vibrio cholerae*, causante del cólera; entre otras. (Gerardi & Zimmerman, 2004)

La materia orgánica está constituida por distintos tipos de compuestos y se caracteriza por su biodegradabilidad. Está fraccionada en: Soluble inerte, fácilmente biodegradable, fácilmente hidrolizables³; lentamente hidrolizables; e inerte suspendida. (Henze, 1992)

Los nutrientes presentes en las aguas residuales han sido un problema ya que generan efectos adversos en distintos cuerpos de agua generando un problema llamado eutrofización. (Henry & Heinke, 1999) Los efluentes provenientes de actividades domésticas y ciertas actividades industriales poseen grandes cantidades de nitrógeno inorgánico, básicamente en forma de nitratos, nitritos, o amonio; y también de fósforo, en forma de organofosfatos. (Lau, Tam, & Wong, 1997)

A medida de que la tecnología avanza y su aplicación en las distintas actividades industriales en el Ecuador se ha incrementado, los compuestos que son descargados a los cuerpos de agua variarán y por consecuencia lo harán, de igual manera, las características de

³ Hidrolizable: Es una reacción química, también llamada hidrólisis, en la cual existe la reacción de una molécula de agua y otra molécula. (Petrucci, Harwood, & Herring, 2000)

las aguas residuales. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003) Consecuentemente, el tratamiento del agua residual estará en directa relación con los tipos de contaminantes y constituyentes que encontremos en la misma, así como también del uso final que se desea dar al agua tratada, por ejemplo: agua para riego, agua para actividades recreativas, agua potable, agua para uso estético, entre otras más. (United States Environmental Protection Agency (EPA), 2011)

El proceso de lodos activados comprendió, en sus inicios históricos, un sistema “batch” en el cual el agua residual ingresa a un reactor biológico aireado (Figura 3. Diagrama esquemático de un proceso de reactores batch secuenciales), dando como resultado la eliminación de la materia orgánica del afluente así como también un subproducto que es llamado “lodo activado”, el mismo que se encuentra en suspensión debido a la aireación; además, gracias a la investigación de Lockett y Arden⁴, la presencia de estos lodos genera una elevada tasa de remoción de la materia orgánica. (van Haandel & van der Lubbe, 2007)

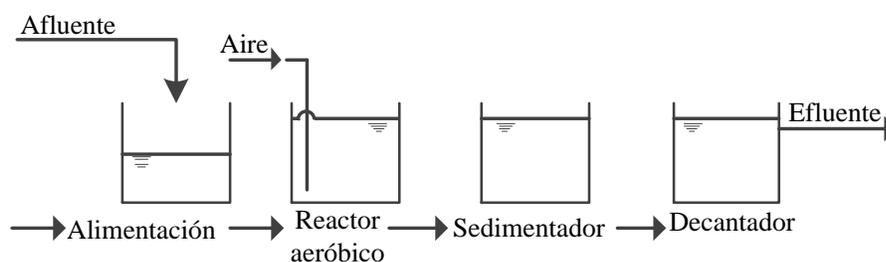


Figura 3. Diagrama esquemático de un proceso de reactores batch secuenciales

⁴ Edward Arden y William T. Lockett fueron dos investigadores que en el año de 1914 presentaron los resultados de sus experimentos, los cuales conformaron una serie de botellas de vidrio recubiertas para evitar que la luz genere crecimiento de algas. Las botellas contenían 2.27 [L] de agua residual municipal a la cual la airearon y analizaron y midieron: la remoción de compuestos orgánicos, la variación de la concentración de nitritos y nitratos, y la variación de la concentración de amonio en sales y libre. Obteniendo así los primeros sistemas batch de lodos activados. (Weisman, Choi, & Dombrowski, 2006)

Después de haber generado la degradación de la materia orgánica en el reactor aeróbico, se implementa un sistema de separación líquido-sólido, usualmente en la forma de un tanque sedimentador o clarificador. Finalmente, se ha adicionado un sistema de recirculación para proporcionar un retorno de los sólidos (lodos activados) separados en el sedimentador de vuelta hacia el reactor de aireación (Figura 4. Diagrama esquemático de un proceso de mezcla completa para lodos activados). (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

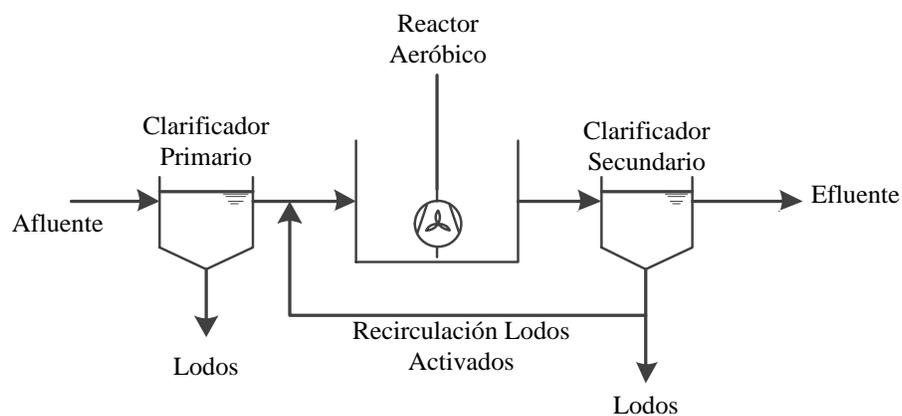
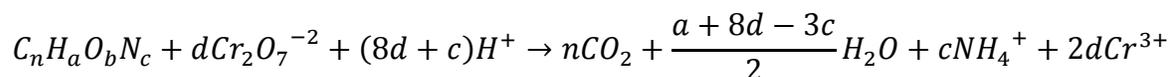


Figura 4. Diagrama esquemático de un proceso de mezcla completa para lodos activados

Por lo tanto, dentro del tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados, una de las principales características es la remoción del contenido de sustancias orgánicas solubles, coloidales, y en suspensión (material particulado)⁵.

Una de las maneras desarrolladas para analizar la presencia y remoción de la materia orgánica oxidable, ya sea particulada o disuelta, de las aguas residuales y tratadas es el análisis de la demanda química de oxígeno (DQO). Esta prueba es usada para medir la cantidad de oxígeno equivalente a la materia orgánica en un agua residual que puede ser oxidada de manera química mediante bicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) en una solución ácida. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

A continuación se presenta la ecuación para la oxidación degradación:



$$\text{Donde: } d = \frac{2n}{3} + \frac{a}{6} - \frac{b}{3} - \frac{c}{2}$$

Dentro del análisis de la DQO, se puede realizar también las pruebas para la demanda química de oxígeno soluble (DQO_S) y la demanda química de oxígeno particulada (DQO_P). Estas dos últimas permiten diferenciar entre la porción de la materia orgánica que es rápidamente biodegradable de aquella fracción que es lenta; son descritas de esta manera ya que la fracción de rápida biodegradabilidad es fácilmente asimilada por la biomasa, mientras que la DQO del material particulado y coloidal debe ser primero disuelto por enzimas

⁵ Los sólidos suspendidos son aquellos que pueden ser separados por procesos físicos o mecánicos (como sedimentación o filtración); Los sólidos coloidales son aquellos cuyo tamaño es menor o igual a 2 micrones, y por lo tanto no pueden ser separados de manera directa por procesos mecánicos basados en separación por: fuerzas gravitacionales, o filtrado. (Schlumberger, 2012)

extracelulares en la gran mayoría de los casos. Por otro lado, la porción de DQO de rápida biodegradabilidad está caracterizada por ser ácidos grasos solubilizados. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

Dentro del reactor aeróbico de la PTAR se generan, entre otras sustancias y compuestos, los lodos activados; todos los sólidos generados deben ser removidos previos a la descarga del efluente. Es en este punto que la funcionalidad del tanque sedimentador entra en efecto al proveer la operación de separación de fases que producirá un efluente clarificado cuya característica es una concentración baja en sólidos suspendidos (SS). (Pitman, 1980)

Es importante permitir que los sólidos generados en el reactor biológico formen agrupaciones de lodos llamados flóculos. La distribución en el tamaño de los flóculos influye en el tratamiento y la separación de la biomasa durante el proceso. Algunos estudios han demostrado que diferentes factores operacionales tienen un efecto adverso directo sobre la formación de flóculos y su sedimentabilidad en reactores de aireación extendida. Por ejemplo, Li y Ganczarczyk han demostrado, en estudios y análisis de laboratorio, que el tamaño y la distribución de los flóculos en el reactor dependen del origen de los lodos activados, la intensidad del mezclado, así como también del tiempo de mezcla. (Li & Ganczarczyk, 1991)

Un acercamiento a los problemas de sedimentabilidad es el principio de coagulación-floculación basada en la neutralización de las cargas superficiales; y hace referencia a aquellas partículas en fase líquida que poseen cargas superficiales negativas y que debido a fuerzas de repulsión, generada por una elevada cantidad de partículas con la misma carga, hace que las partículas no se agrupen y se mantengan suspendidas. (Lorenzo, Llanes, Fernández, & Bataller, 2010) Por otro lado, la floculación es el proceso de aglomeración (como resultado se

genera la sedimentación por gravedad) de aquellas partículas cuyas cargas superficiales fueron desestabilizadas; estos procesos ocurren gracias a dos fenómenos: el primero que son reacciones hidrolíticas⁶ que adhieren iones metálicos (como cromo, hierro, o aluminio) a la superficie de las partículas; y el segundo que es el contacto entre partículas para formar un conglomerado de mayor tamaño de las mismas. (Restrepo Osorno, 2009)

Los problemas de sedimentabilidad en la clarificación del efluente final pueden ser ubicados en dos etapas del proceso: la biofloculación en el tanque aireador; y la sedimentabilidad del lodo en el sedimentador/clarificador. Los efectos de la primera categoría pueden ser evaluados mediante: el tiempo de retención de los sólidos (SRT)⁷, la concentración del MLSS⁸, la turbulencia generada en el bioreactor, y la tasa de recirculado de lodos. Para la segunda categoría están: la tasa de desbordamiento del efluente⁹, y el tiempo de retención hidráulica del sedimentador. (Tuntoolavest, Miller, & Grady, 1983)

Cuando el lodo sedimenta y se compacta de manera insuficiente se lo conoce como “*bulking sludge*”¹⁰. Esta connotación representa una variedad de efectos adversos, los mismos que están mencionados a continuación (Jenkins, Richard, & Daigger, 1993):

⁶ Reacciones hidrolíticas son aquellas reacciones químicas en las que existe la disociación de un compuesto metálico dependiendo del anión asociado al metal.

⁷ Tiempo de Retención de Sólidos (SRT –Siglas en Inglés-): Representa el tiempo promedio durante el cual el lodo ha permanecido en el sistema.

⁸ Sólidos Suspendidos del Licor Mezcla (MLSS –Siglas en Inglés-): Representa la mezcla de sólidos del resultado de la combinación del lodo activado recirculado más el agua residual del afluente que ingresa al reactor aeróbico.

⁹ La tasa de desbordamiento del efluente (Overflow rate) es un parámetro empírico que describe la característica de sedimentación (velocidad de sedimentación) de los sólidos del agua residual en función del caudal dividido para el área superficial del clarificador.

¹⁰ Bulking Sludge: Problemas de sedimentabilidad de lodos activados generados por distintos tipos de fuentes, ya sea exceso de aireación, crecimiento inadecuado de bacterias filamentosas, elevada presencia de biopolímeros, otras. (Jenkins, Richard, & Daigger, 1993)

- Crecimiento Disperso: ocurre cuando no hay la concentración necesaria de biopolímeros¹¹, ya que son las estructuras encargadas de proveer puentes de unión para los microorganismos en el flóculo. Entre las razones de ocurrencia de este evento esta: una elevada tasa de crecimiento de bacterias poco floculantes (filamentosas); alta concentración de cationes monovalentes (potasio K^+ , sodio Na^+) en comparación con aquella de los cationes divalentes (calcio Ca^{2+} , magnesio Mg^{2+}).
- Pin Floc: es el rompimiento de los flóculos debido a que dentro del tanque aireador existe un ambiente demasiado turbulento, usualmente generado por el bombeo del recirculado de los lodos, o por un exceso y fuerte aireación de los difusores.
- Aumento de bacterias filamentosas y generación de espumas: la principal ocurrencia de este efecto está basado por un excesivo crecimiento de bacterias filamentosas, las mismas que hacen que el flóculo pierda su estructura y crezca de manera dispersa. Una vez que el flóculo está disperso, las bacterias proveen de espacios donde las burbujas de aire o nitrógeno son atrapadas, lo que otorga al flóculo una característica de menor densidad que el agua, provocando que el lodo flote, se seque y se convierta en una capa gruesa de espuma y natas color café oscuro.

¹¹ Biopolímeros: están constituidos por cadenas proteicas o de carbohidratos. También son conocidos como EPS (exopolisacáridos – polisacáridos extracelulares) que son polímeros de alto peso molecular secretados por ciertos microorganismos.

Usualmente, cuando una PTAR presenta algún tipo de problema en la sedimentabilidad de los lodos activados, se recurre al proceso de coagulación y floculación; hay que tomar en consideración de que existen varios factores de interacción entre las partículas o flóculos. La principal característica para que una partícula se estabilice es por efectos de fuerzas físicas comandado por la carga superficial del flóculo¹².

¹² Las fuerzas de repulsión generadas por las cargas superficiales en el flóculo pueden ser repulsiones electrostáticas que fortalecen la estabilidad en el sistema.

3. METODOLOGÍA

3.1. Toma de Muestras.

Se realizaron varias visitas a las instalaciones de POFASA con el objetivo de caracterizar el afluente y se tomaron muestras de agua provenientes del efluente del tamiz rotativo, de la salida del separador/trampa de grasas, del interior de la laguna metanogénica, del tanque selector, del tanque aireador, del recirculado de lodos, del tanque sedimentador/clarificador, y del afluente de descarga.

El muestreo fue realizado bajo normas y técnicas establecidas en los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, SMWW); el muestreo tiene como objetivo principal proveer de una porción manipulable del material de interés cuyo volumen sea pequeño para un fácil transporte y que principalmente sea lo suficientemente significativa en términos de la analítica. (Eaton, Archie, Rice, & Clesceri, 2012)

Se realizaron dos tipos de muestreos, uno simple y otro compuesto. El volumen de muestra tomado en ambos casos fue de 1 litro. La diferencia radica en que el muestreo simple se caracteriza por ser un muestreo realizado a una única y determinada hora estimada del día completando un volumen establecido; la hora establecida para este estudio fue a las 10 de la mañana, ya que de esta manera se toma en representación la carga orgánica del faenamiento del día anterior al muestreo per sé.

El muestreo compuesto hace referencia a una recolección de volúmenes parciales proporcionales al caudal del efluente hasta completar el volumen total de 1 [L]. Los volúmenes parciales se determinaron bajo un análisis de carga hidráulica¹³ basándose en el caudal medio diario; los caudales fueron determinados mediante una medición del tiempo transcurrido en llenarse un volumen determinado con agua residual del faenamiento de aves de engorde. En la Figura 5. Diagrama de la PTAR indicando los puntos de muestreo se indica mediante un asterisco color negro los dos sitios de muestreo anteriormente descritos.

¹³ Carga Hidráulica: Este análisis se lo realizó en un estudio previo a esta investigación mediante una determinación del caudal medio diario, para lo cual se determinaron los caudales cada media hora durante todo el tiempo de faenamiento de la PF-POFASA.

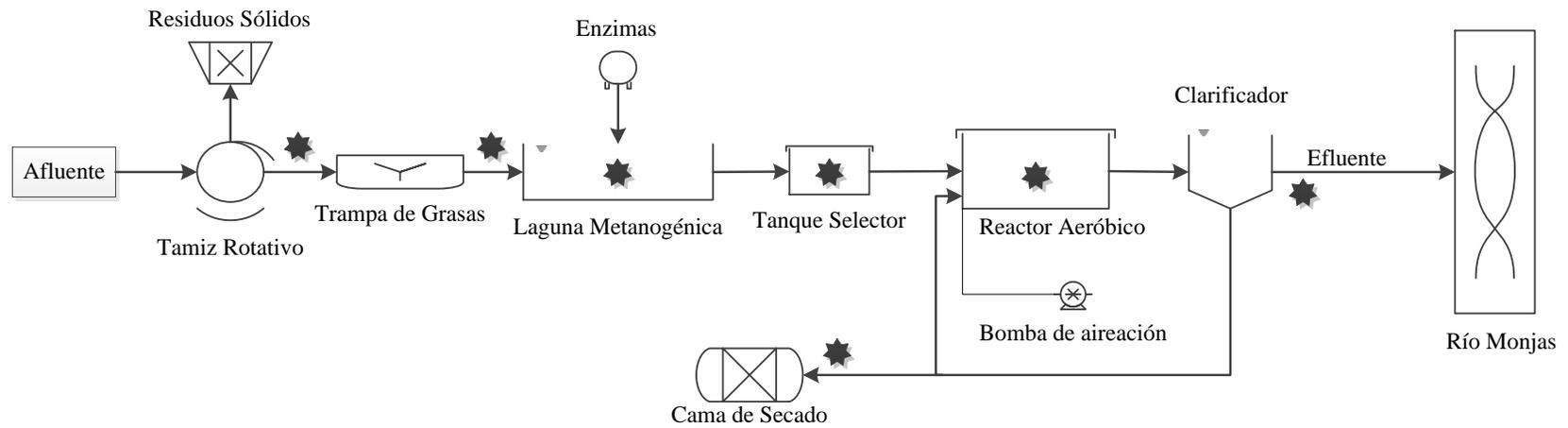


Figura 5. Diagrama de la PTAR indicando los puntos de muestreo

3.2. Caracterización físico-química y biológica de las muestras líquidas.

Se caracterizaron los afluentes y efluentes de los diferentes procesos de la PTAR de acuerdo a protocolos estandarizados establecidos en el SMWW y la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency, US-EPA).

De igual manera, para el presente estudio se usaron los mismos protocolos analíticos. Los parámetros analizados según los estándares antes mencionados son los siguientes:

- pH: mediante el protocolo “SM 4500-H⁺ B” se usó el instrumento “microprocessor pH meter” para establecer el potencial hidrógeno.
 - Se utilizó el “microprocessor pH meter” en la muestra líquida hasta generar una lectura estable y que se haya registrado la misma en el instrumento.
- Sólidos Suspendidos Totales (SST): en base al protocolo establecido en el SMWW número “2540 D”.
 - Se pesó un filtro vacío. Se lo ubicó en el equipo de filtrado al vacío y se filtró un volumen de 50 a 100 [mL] de muestra líquida. Se lo ubicó en un portador metálico y se lo ubicó en el horno a una temperatura de 105 [°C] durante un tiempo de 2 horas. Se enfrió el filtro y se registró su peso.
- Amonio (NH₄⁺): se determinó la concentración de este catión usando el método HACH 8038 aprobado por la US-EPA.
 - Se añadió 10 [mL] de la solución ajustadora de iones de amonio en un volumen de 100 [mL] de muestra líquida. Se ubicaron los electrodos: electrodo selectivo de iones amonio y el electrodo de referencia, en la

muestra líquida hasta que se genere una lectura estable y se haya registrado en el equipo.

- Nitratos (NO_3^-): este anión fue determinado mediante el método HACH 8507 aprobado por la US-EPA.
 - Se añadió 2 [mL] de la solución ajustadora de iones de nitrato en un volumen de 100 [mL] de muestra líquida. Se ubicó el electro selectivo de iones nitrato hasta que se genere una lectura estable y se haya registrado en el equipo.
- Demanda Química de Oxígeno (DQO): Se siguió el protocolo establecido en el SMWW número “SM 5220 B”.
 - Se añadió 2.5 [mL] de muestra líquida, seguido de 1.5 [mL] de solución digestora (dicromato de potasio), más 3.5 [mL] de ácido sulfúrico. Se homogenizó la muestra y se la ubicó en el horno a una temperatura de 105 [°C] durante 2 horas.
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): Se usó el protocolo “SM 5120 B” determinado por el SMWW.
 - Se tomó un volumen de muestra y se lo añadió a una botella de vidrio color ámbar de 300 [mL]. Se ubicó el tapón de caucho junto con las perlas de hidróxido de sodio. Se ubicó la muestra en la incubadora por 5 días.
- Cloruros (Cl^-): se procedió de acuerdo al protocolo “SM 4500- Cl^- D” establecido en el SMWW.
 - Se añadió 2 [mL] de solución ajustadora de iones cloruro a un volumen de 100 [mL] de muestra líquida. Se ubicó el electrodo selectivo de iones

cloruro en la muestra y se generó una lectura estable y se registró en el equipo.

- Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV): de acuerdo al protocolo “SM 2540 E” establecido por el SMWW.
 - Se pesó un filtro vacío y se lo ubicó en el equipo de filtración al vacío. Se trastornó 50 a 100 [mL] de muestra líquida; se ubicó el filtro con la muestra en el horno a una temperatura de 105 [°C] durante 12 horas. Una vez que el filtro se enfrió se registró el peso del mismo. Se lo ubicó en la “muffla” a una temperatura de 550[°C] durante 3 horas. Una vez frío se pesó el crisol.
- Sólidos Totales (ST): según el protocolo establecido por el SMWW denominado “SM 2540 B”.
 - Se pesó un crisol vacío y se trastornó 50 [mL] de muestra líquida y se volvió a pesar; se ubicó el crisol con la muestra en el horno a una temperatura de 105 [°C] durante 12 horas. Una vez que el crisol se enfrió se registró el peso del mismo.
- Oxígeno Disuelto (OD): se siguió el procedimiento denominado “SM 4500-O G” sugerido por el SMWW.
 - Se ubicó la celda de oxígeno disuelto en un volumen de 50 [mL] de muestra líquida. Se generó una lectura estable y se registró en el equipo de medición.
- Conductividad: fue medido de acuerdo al método establecido por el SMWW denominado “SM 2510 B”.

- Se ubicó el diodo de conductividad en un volumen de 50 [mL] de muestra líquida. Se generó una lectura estable y se registró en el equipo de medición.

3.3. Reactivos.

- Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) concentrado (95% - 97%), obtenido a través de Laboratorios Químicos H.V.O. en Quito, Ecuador
- Nitrato de Plata (AgNO_3), obtenido a través de Laboratorios Químicos H.V.O. en Quito, Ecuador
- Ftalato Ácido de Potasio (KHP), obtenido a través de Laboratorios Químicos H.V.O. en Quito, Ecuador
- Acetato de Magnesio ($(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Mg}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$), obtenido a través de Laboratorios Químicos H.V.O. en Quito, Ecuador
- Ácido Acético Glacial (HCH_2COOH), obtenido a través de Laboratorios Químicos H.V.O. en Quito, Ecuador
- Cloruro Férrico (FeCl_3), obtenido a través de POFASA en Quito, Ecuador
- Sulfato Férrico ($\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$), obtenido a través de POFASA en Quito, Ecuador
- Cal (CaCO_3), obtenido en FERRISARIATO en Quito, Ecuador
- Solución de 1413 [$\mu\text{S}/\text{cm}$] conductividad/TDS estándar, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos

- Solución de relleno para cloruro Orion Cat. No. 900062, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de fortalecimiento y ajuste de iones cloruro Orion Cat. No. 940011, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de relleno para nitrato Orion Cat. No. 900002, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de fortalecimiento y ajuste de iones nitrato Orion Cat. No. 930711, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de relleno de la cámara interna para electrodo de referencia, Orion Cat. No. 900002, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de relleno de la cámara externa para electrodo de referencia, Orion Cat. No. 900003, obtenido por Thermo Scientific en Estados Unidos
- Solución de fortalecimiento y ajuste de iones amonio obtenida en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad San Francisco de Quito en Quito, Ecuador

3.4. Materiales

- Botellas de vidrio color ámbar de 1 litro obtenidas del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad San Francisco de Quito, en Quito, Ecuador
- Repisa de plásticos de dos pisos obtenida en FERRISARIATO en Quito, Ecuador
- Mangueras de hule de diámetro de 2 [mm] obtenidas en Blue Kangaroo en Quito, Ecuador

- Bombas de pecera obtenidas en Blue Kangaroo en Quito, Ecuador
- Lana de vidrio obtenida del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad San Francisco de Quito en Quito, Ecuador
- Difusores de pecera pequeños obtenidos en Blue Kangaroo en Quito, Ecuador
- Temporizadores electrónicos obtenidos en Comercial Kywi S.A. en Quito, Ecuador
- Cortapicos obtenido en Comercial Kywi S.A. en Quito, Ecuador
- Papel aluminio obtenido en Comercial Kywi S.A. en Quito, Ecuador
- Experimento “Prueba de Jarras” obtenido en el Laboratorio de Ingeniería Química de la Universidad San Francisco de Quito en Quito, Ecuador
- Papel de cera de parafina (Parafilm) obtenido a través de Gustavo Venegas Representaciones en Quito, Ecuador
- Horno “Vulcan” obtenido a través de Thermo Scientific en Quito, Ecuador

3.5. Descripción del arreglo experimental preliminar para determinar la proporción adecuada de afluente y lodos activados ha ser utilizado en los biorreactores.

Se utilizaron envases de vidrio color ámbar de 1 litro como biorreactores para promover una adecuada degradación bacteriana del afluente. Además, como inóculos se utilizaron los lodos activados del reactor de la PTAR de POFASA¹⁴. Se dispusieron tres tipos de reactores los cuales poseen las siguientes proporciones de volúmenes de lodos y de Agua No Tratada (ANT).

¹⁴ Los lodos fueron obtenidos mediante un muestreo simple, bajo las normas técnicas del SMWW.

Tabla 4. Proporción de volúmenes de lodos activados y de ANT

Reactor	%(v) Lodos	Volumen de Lodos	Volumen de ANT
1	10	80	720
2	20	160	640
3	50	400	400

Los valores de la Tabla 4. Proporción de volúmenes de lodos activados y de ANT fueron estimados del valor teórico sugerido de cantidad de lodos activados dentro del reactor aeróbico igual al 10%(v) para el valor inicial (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003); mientras que los dos otros valores representan el 20% y el 50% respectivamente para los reactores 2 y 3. La tasa de aireación fue estimada en 0.85 [L/min] durante un tiempo de 36 horas, dado que el tiempo de retención del reactor aeróbico en POFASA es de 1 día y medio. (Peñafiel, Ochoa, & Arboleda, 2011)

Los análisis, que incluyen: pH, nitrato, conductividad, oxígeno disuelto, DQO_T, DQO_S, y sólidos, del licor mezcla se realizaron en intervalos de tiempo dispuestos en la siguiente manera: primer análisis a las 0 horas; segundo análisis a las 4 horas; tercer análisis a las 8 horas, cuarto análisis a las 12 horas; quinto análisis dispuesto a las 36 horas. Además, los lodos y ANT fueron almacenados en refrigeración a 4°C durante 12 horas y fueron acopladas a temperatura ambiente previos a su utilización en la experimentación.

3.6. Descripción del arreglo experimental del efecto de la separación de material particulado del afluente con respecto a la sedimentabilidad de los lodos.

Se utilizaron envases de vidrio color ámbar con un volumen de 1 litro para representar un reactor aeróbico batch. Los reactores y demás equipos estuvieron dispuestos sobre un soporte de plástico; además, se los recubrió con papel aluminio para evitar cualquier reacción fotoquímica que altere la actividad de degradación bacteriana.

Por la boquilla del envase se ingresó una manguera de hule, por la cual hubo un flujo positivo de aire hacia un difusor de pecera desde una bomba de aire que genera una tasa de aireación de 0.85 [L/min], tal como se describe en la Figura 6. Diagrama del reactor aeróbico a escala de laboratorio.

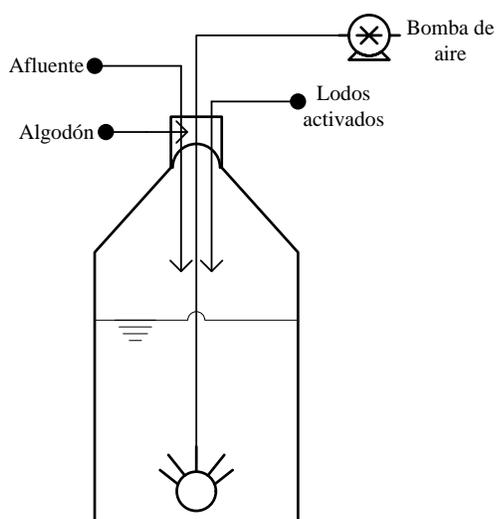


Figura 6. Diagrama del reactor aeróbico a escala de laboratorio

En el interior de los reactores se dispuso una mezcla de un volumen de afluente más otro volumen de lodos activados¹⁵ hasta completar un volumen total de 600 mililitros dentro del reactor. El afluente está constituido por una porción de agua no tratada (ANT) más ANT filtrada, esta última porción fue filtrada con papel filtro de celulosa de diámetro de 2.5 [μm] basándose en las proporciones establecidas en la Tabla 5. Proporciones de mezcla de ANT y ANT filtrada para el afluente, y el tiempo de aireación fue de 36 horas. Los porcentajes están representados en base a un volumen total de afluente de 500 [mL], es decir, el 100% de cualquier volumen representa 500 [mL].

Tabla 5. Proporciones de mezcla de ANT y ANT filtrada para el afluente

Reactor N°	% ANT	% ANT FILTRADA
1	100	0
2	80	20
3	50	50
4	20	80
5	0	100

De esta manera se prevé representar la influencia de la presencia de partículas en suspensión (aceites y grasas) en la degradación aeróbica de contaminantes y los efectos en la sedimentabilidad de los lodos.

¹⁵ Lodos Activados: lodos activados frescos provenientes del reactor aeróbico de POFASA y cuya proporción es 10%(v)..

3.7. Descripción del arreglo experimental del efecto del tiempo de aireación en la sedimentabilidad de los lodos.

Se desarrolló un sistema batch a escala laboratorio dispuesto en la misma manera que para los experimentos anteriores. La diferencia radica en que ahora se conectó el sistema a un temporizador regulado para encenderse y apagarse a diferentes tiempos establecidos para determinar el efecto del régimen sobre la sedimentabilidad de los lodos, cuya concentración está en 10%(v). El afluente del reactor se constituyó ANT sin filtrar, ya que el interés radica en el efecto de la aireación sobre el tratamiento biológico.

Inicialmente se desarrollaron tres reactores que trabajaron a diferentes regímenes de aireación durante 36 horas, con el interés de determinar si en los períodos de reposo se genera nitrificación. En la Tabla 6. **Regímenes de aireación para los primeros 3 biorreactores.** se presentan los regímenes de aireación a los que trabajaron los tres reactores biológicos:

Tabla 6. Regímenes de aireación para los primeros 3 biorreactores.

Número de Reactor	Régimen de Aireación	
	Intervalo con aireación	Intervalo sin aireación
1	2	2
2	4	2
3	2	4

Una vez que se determinó el régimen de aireación adecuado, usando como guías la remoción de la materia orgánica, el consumo de oxígeno disuelto, y la evolución de la concentración de nitratos con respecto al tiempo, se procedió a evaluar los procesos de nitrificación y denitrificación ocurrentes en la degradación microbiana; para ello se crearon tres reactores aeróbicos con un régimen de aireación fijo, el cual está presentado en la Figura 7. **Régimen de aireación para análisis de proceso de nitrificación y denitrificación;** los reactores conservaron una concentración de lodos del 10%(v) y con ANT sin filtrar por igual.

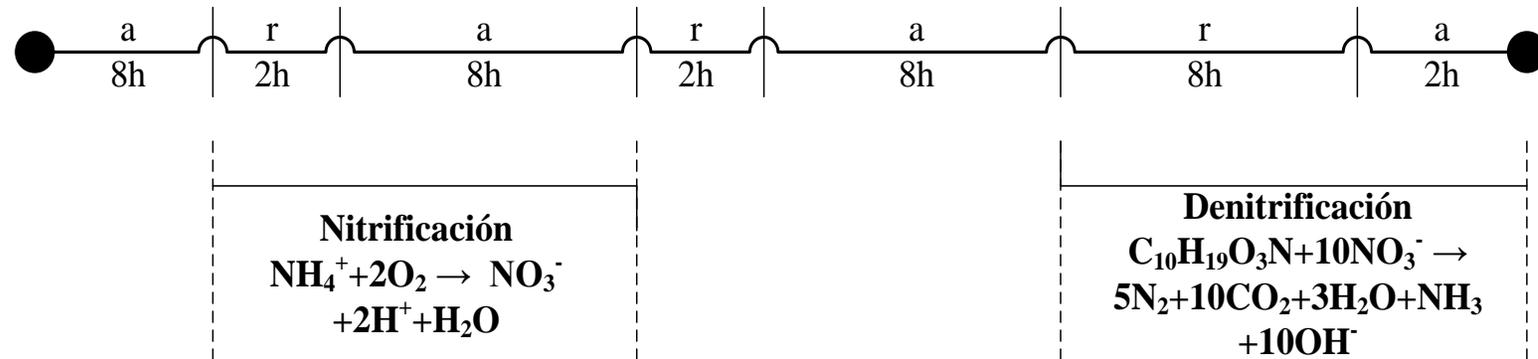


Figura 7. Régimen de aireación para análisis de proceso de nitrificación y denitrificación

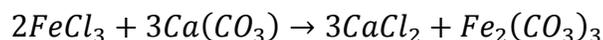
En la Figura 7. Régimen de aireación para análisis de proceso de nitrificación y denitrificación se presenta los tiempos establecidos para el temporizador. La letra “a” representa aireación, mientras que la letra “r” representa reposo, es decir sin aireación, la etapa de reposo no tuvo agitación debido a que no se dispuso de un sistema adecuado de agitación. Además, se tomó como base esta disposición de nitrificación y denitrificación debido a que, usualmente, este proceso presenta problemas operacionales, tales como: problemas de sedimentabilidad de los lodos, baja tolerancia a cambios de la carga orgánica del afluente, entre otras. (Adav, Lee, & Lai, 2009)

3.8. Descripción del arreglo experimental de los efectos de la coagulación-floculación en la sedimentabilidad de los lodos.

Se utilizó el equipo para pruebas de coagulación-floculación denominado prueba de jarras (Figura 8. **Instrumento para la Prueba de Jarras**). Esta prueba es de suma importancia para poder determinar –a escala de laboratorio- la mejor tasa de remoción y clarificación, y la adecuada dosificación del coagulante. Dicho experimento consta de un arreglo de seis vasos de precipitación de un volumen de 1 litro, además, posee seis paletas rotatorias, las cuales mediante una computadora interna pueden rotar a una velocidad indicada que 100 [rpm] una vez añadido el coagulante durante 30 segundos y después a una velocidad de 10 [rpm] por 10 minutos. Además, se midió el tamaño del flóculo mediante el uso de una regla.

Coagulante	10	20	40	80	120	200	400
-------------------	----	----	----	----	-----	-----	-----

Se estimó la concentración de CaCO_3 equivalente a la misma concentración de cloruro férrico para generar la solución madre mediante la relación estequiométrica existente entre el cloruro férrico con la del carbonato de calcio usando la siguiente reacción:



$$10000 \left[\frac{\text{mgFeCl}_3}{\text{L}} \right] \left| \frac{1\text{mmolFeCl}_3}{162.3\text{mgFeCl}_3} \right| \left| \frac{3\text{mmolCa}(\text{CO}_3)}{2\text{mmolFeCl}_3} \right| \left| \frac{100.2\text{mgCa}(\text{CO}_3)}{1\text{mmolCa}(\text{CO}_3)} \right|$$

$$= 9260.63 \left[\frac{\text{mgCa}(\text{CO}_3)}{\text{L}} \right]$$

$$10 \left[\frac{\text{gFeCl}_3}{\text{L}} \right] \equiv 9.261 \left[\frac{\text{gCa}(\text{CO}_3)}{\text{L}} \right]$$

Tomando en cuenta el cálculo anterior, se puede obtener valores de CaCO_3 para cada una de las distintas concentraciones de FeCl_3 , obteniendo así la Tabla 8. **Concentraciones equivalentes para carbonato de calcio.**

Tabla 8. Concentraciones equivalentes para carbonato de calcio

FeCl₃ [mg/L]	Ca(CO₃) [mg/L]
20	18.5

40	37.0
80	74.0
120	111.0
200	185.0
400	370.1

Además de la disposición de las concentraciones de los diferentes coagulantes se estimó el volumen necesario de cada una de las sales que deben ser dosificadas en los vasos de precipitación del equipo, teniendo dichos valores predispuestos en la Tabla 9. **Volúmenes de coagulante necesarios para la prueba de jarras.**

Tabla 9. Volúmenes de coagulante necesarios para la prueba de jarras

Concentración de Coagulante [mg/L]	Volumen de Coagulante [mL]
20	2
40	4
80	8
120	12
200	20
400	40

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización del agua residual y de los lodos

Se realizó una caracterización del selector, del licor mezcla, y de los lodos para generar una referencia base de las características iniciales de la PTAR. En la Tabla 10. **Análisis de la caracterización del Selector, Licor Mezcla, y Lodos** se presentan los resultados de los análisis de los tres sitios antes mencionados.

Tabla 10. Análisis de la caracterización del Selector, Licor Mezcla, y Lodos

Parámetro	SITIO		
	Selector	Licor Mezcla	Lodos
pH	7.11	7.21	6.98
Nitratos [mg/L]	7.6	2.6	5
Amonio [mg/L]	243.3	142.1	215.8
SST [mg/L]	170	580	2490
SSV [mg/L]	180	580	2330
ST [mg/L]	1550	1680	3550
SV [mg/L]	680	770	2450
DQO _T [mg/L]	6002.1	6155.6	9547.4
DQO _S [mg/L]	1084.7	283.8	1446.2
DQO _P [mg/L]	4917.5	5871.7	8101.2

Es notorio que la PTAR está trabajando a su límite operacional debido a que la cantidad que recibe de DQO₅ es elevada, con un valor de 1084.7 [mg/L] y más aún la porción particulada, cuyo valor es de 4917.5 [mg/L]; esto nos da un indicio de que la cantidad de materia orgánica de baja biodegradabilidad es muy elevada como para que sea degradada en el reactor aeróbico ya que se presume que son grasas.

Las concentraciones de nitrato son bajas, lo que es razonable, debido a que dichas concentraciones van a aumentar debido a la nitrificación una vez que se haya degradado la materia orgánica. Mientras que los iones de amonio son elevados como resultado la degradación de compuestos nitrogenados en la laguna metanogénica que se ubica anterior al reactor aeróbico.

4.2. Experimentación preliminar para determinar la proporción adecuada de afluente y lodos activados a ser utilizada en los biorreactores.

Se llevaron a cabo diferentes evaluaciones analíticas para determinar la mejor distribución o proporción de ANT con lodos activados provenientes del reactor aeróbico de la PTAR de la planta de faenamiento de aves de engorde. El experimento 1 posee una proporción de lodos del 10%(v), el experimento 2 una proporción de 20%(v), y el experimento 3 una concentración de 50%(v).

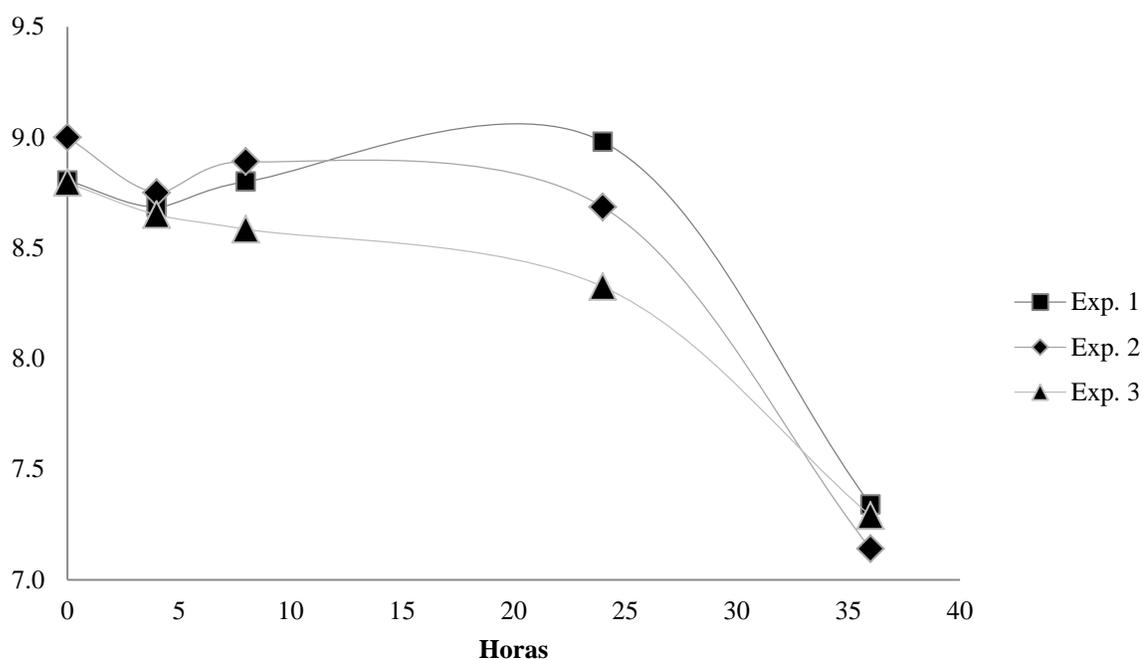


Figura 9. Evaluación del pH en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos

La Figura 9. Evaluación del pH en los 3 reactores preliminares nos permite observar que la tendencia del pH, a lo largo del tiempo de operación de los tres reactores, se mantiene oscilante entre valores de 9.00 y 7.00, lo que según lo demuestra Li et al ya que en sus experimentos los valores fluctúan entre los valores de 7.00 y 8.00. (Li, Healy, Zhan, Norton, & Rodgers, 2008)

Además, en su investigación Gao et al han demostrado que durante la primera fase de funcionamiento de los reactores el pH se reduce a consecuencia de la producción de dióxido de carbono (CO_2) proveniente de la degradación de la materia orgánica. (Gao, Yuan, & Liang, 2011) Es notable en la Figura 9. Evaluación del pH en los 3 reactores preliminares que al inicio existe en efecto un declive en el valor de 9.00 a 8.50 en términos generales para después

elevarse y finalmente, debido al proceso de nitrificación, reducirse a valores cercanos a 7 (Gao, Yuan, & Liang, 2011).

Los valores del pH decaen en las etapas finales de los tres experimentos, lo que se puede explicar por la actividad de bacterias nitrificantes que están usando el amonio para generar nitrato. Además, se observa que a mayores concentraciones de lodos, el decaimiento de los valores de pH es mayor debido a que existe una mayor cantidad de inóculo y por ende un mayor tratamiento biológico. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

Por otro lado, el parámetro de medición de nitratos es una referencia muy valiosa ya que una prevalencia del anión en el agua residual nos indica que ha habido una estabilización con respecto a la demanda de oxígeno. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003) La Figura 10. Evaluación de la concentración de nitrato en los 3 reactores preliminares representa esta actividad y concuerda de manera muy certera con la concentración de oxígeno disuelto tanto en las figuras de la DQO (**Figura 12. DQO total, soluble, y particulada para el primer reactor con 10%(v) de lodos**, **Figura 13. DQO total, soluble, y particulada para el segundo reactor con 20%(v) de lodos**, y **Figura 14. DQO total, soluble, y particulada para el tercer reactor con 50%(v) de lodos**) como en la Figura 11. Evaluación del oxígeno disuelto en los 3 reactores preliminares, ya que dentro de las primeras 8 horas de experimentación se evidencia una pendiente negativa en respuesta a la estabilización del consumo de oxígeno antes mencionada.

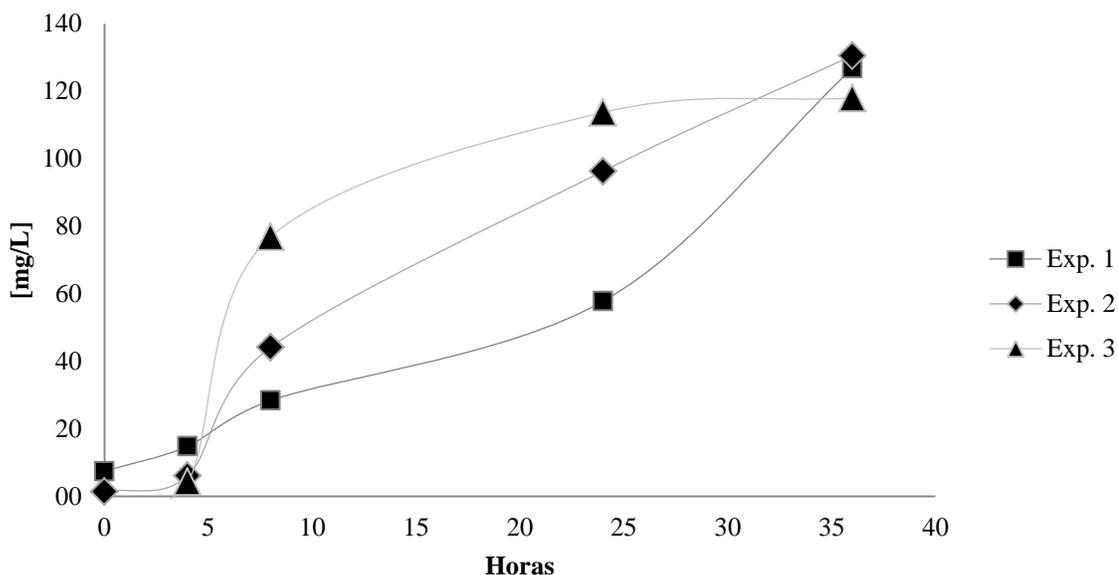


Figura 10. Evaluación de la concentración de nitrato en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos

Por otro lado, en la Figura 10. **Evaluación de la concentración de nitrato en los 3 reactores preliminares** se puede evidenciar que las concentraciones de nitratos en los tres biorreactores presentan una tendencia de alza, esto concuerda, inicialmente, a que los cationes de NH_4^+ han sido utilizados para la síntesis celular, dando paso a la etapa de nitrificación, lo que genera un aumento de la biomasa. De manera simultánea, es notorio que el aumento del anión nitrato ocurre por el proceso de nitrificación, donde a raíz del NH_4^+ se obtiene NO_2^- y NO_3^- también como parte del proceso de obtención de energía (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003), y es evidente que en el reactor 3, como el tratamiento biológico es mayor debido a una mayor concentración de lodos, el proceso de nitrificación ocurre a partir de las 10 horas, ya que desde allí los nitratos aumentan a valores de 120 [mg/L].

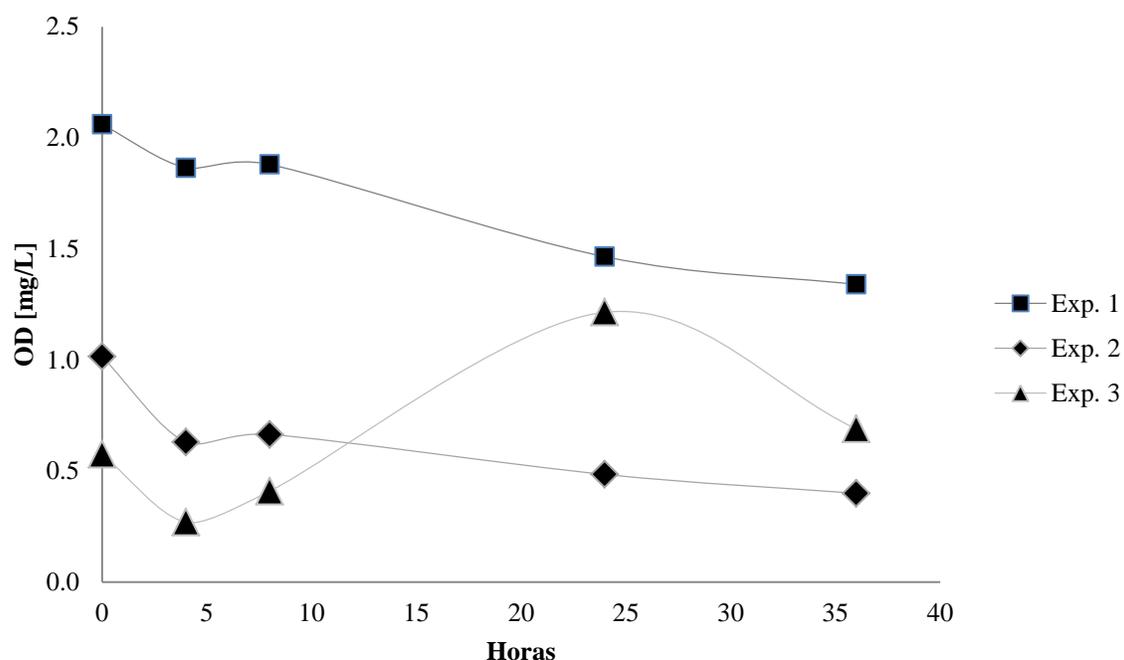


Figura 11. Evaluación del oxígeno disuelto en los 3 reactores preliminares con concentraciones de lodos de 10%(v), 20%(v) y 50%(v) de lodos

Los reactores número 1 y número 2 presentan una tendencia similar en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto, el reactor número 3 aproximadamente a las 25 horas de operación genera un valor inusual que puede estar vinculado, por un lado, a una falla al momento del muestreo, ó a un fenómeno ocasionado por la ausencia del radical amonio, ya que dicho electrón donador no se encuentra disponible para las bacterias oxidantes de amonio y como resultado hay una demanda menor de oxígeno para la conversión de nitrito a nitrato. (Gao, Yuan, & Liang, 2011)

La Figura 12. DQO total, soluble, y particulada para el primer reactor permite determinar el comportamiento del consumo de materia orgánica ocuriente dentro de todo el proceso experimental número 1, lo que permite observar que la tendencia del proceso es una pendiente

negativa de eliminación de materia orgánica. Esto está connotado por su velocidad de degradación cuyo valor es de 93.8 [mg/Lh].

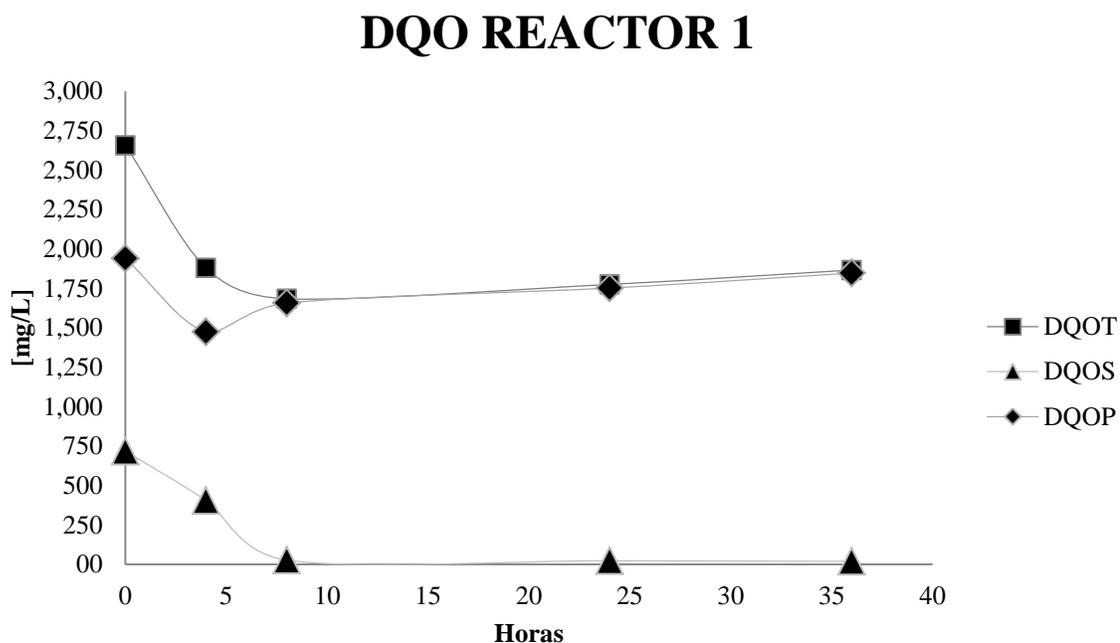


Figura 12. DQO total, soluble, y particulada para el primer reactor con 10%(v) de lodos

Para el reactor número 2, tenemos que la velocidad de degradación posee un valor 1.6 veces mayor, siendo esta de 150.0 [mg/Lh] como se puede apreciar en la Figura 13. DQO total, soluble, y particulada para el segundo reactor. Además, la tendencia es similar a la del primer reactor, a pesar de que la proporción del volumen de lodos es del doble y la de ANT es de 0.90 veces más. Esto corresponde a que debido a la presencia elevada de microorganismos heterotróficos, la fracción de materia orgánica rápidamente biodegradable se consume con mayor velocidad. (Lee, Lee, & Park, 1998)

DQO REACTOR 2

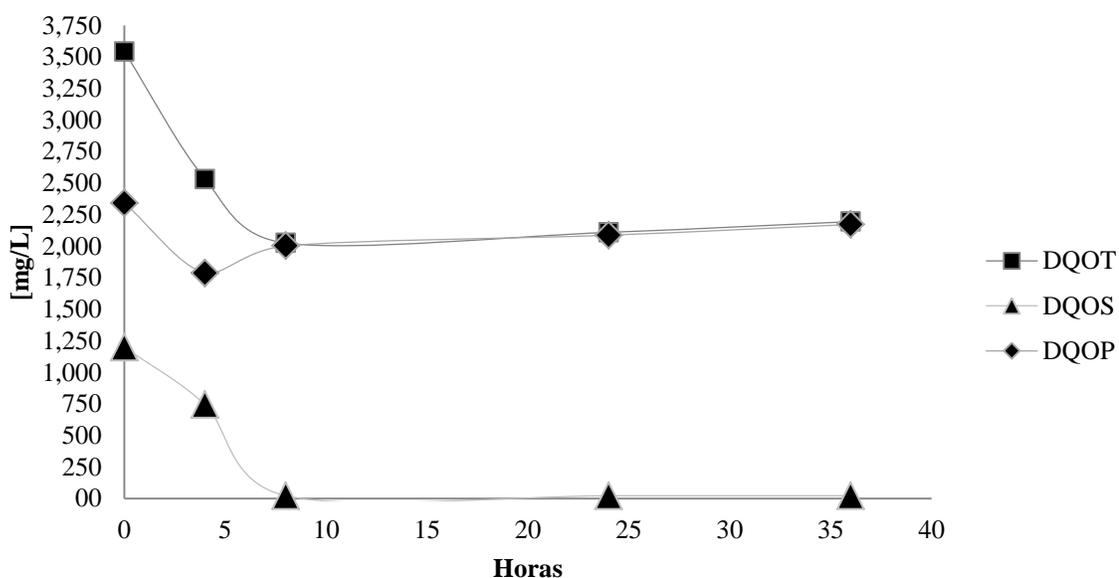


Figura 13. DQO total, soluble, y particulada para el segundo reactor con 20%(v) de lodos

Con respecto al tercer reactor y a la Figura 14. DQO total, soluble, y particulada para el tercer reactor, el comportamiento de la demanda química de oxígeno es similar a la de los dos reactores anteriores, a diferencia de que la velocidad de degradación que se presenta es de 163.5 [mg/Lh], es decir, aproximadamente 5 veces más en relación al primero y 2.5 veces mayor que el segundo. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la eficiencia de un reactor no está establecida por un solo parámetro.

DQO REACTOR 3

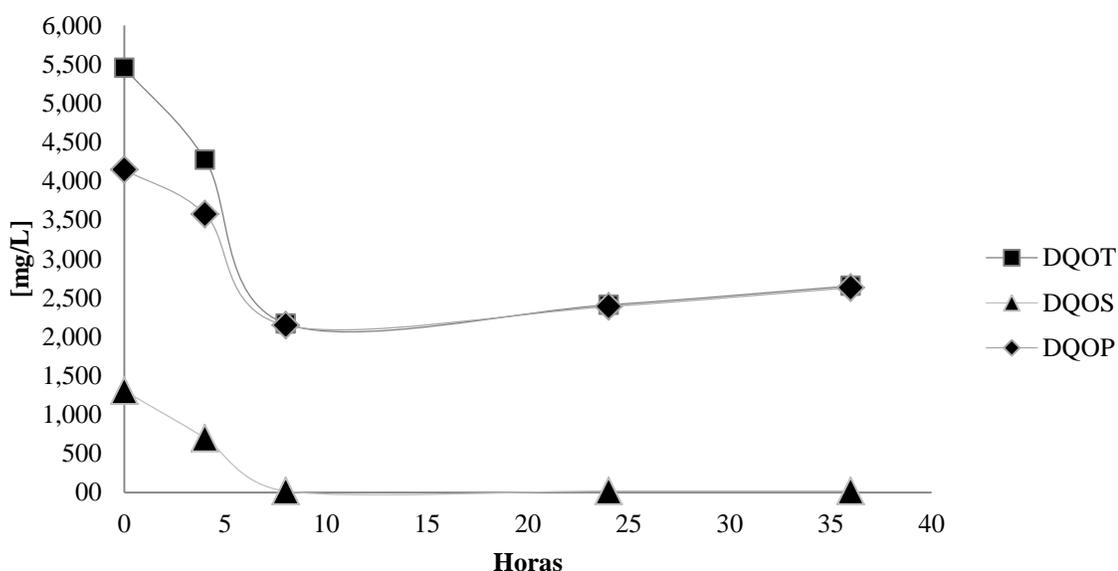


Figura 14. DQO total, soluble, y particulada para el tercer reactor con 50%(v) de lodos

De manera general, y dado que los tres reactores presentan la misma dinámica en la variación de la concentración del DQO con respecto al tiempo, es notable que la porción de la materia orgánica que necesita de soluciones posteriores para una degradación o sedimentación (principalmente DQO particulada) ocurre en etapas tardías, a partir de las 25 horas de operación. También es notorio que la materia orgánica rápidamente biodegradable (determinada principalmente por la DQOs) es proporcionalmente menor en los tres casos en comparación con aquella de baja biodegradabilidad (establecida básicamente por la DQOP). De igual manera, el dinamismo del pH está vinculado de estrecha manera con los procesos de nitrificación que pueden ocurrir dentro de la degradación. Todo esto nos genera una evidente selección del reactor número 1, cuya composición generó la mejor reducción de la materia orgánica con respecto al tiempo de operación dentro de las primeras 8 horas.

4.3. Experimentación del efecto de la separación de material particulado del afluente con respecto a la sedimentabilidad de los lodos.

En relación al pH, los reactores poseen un comportamiento estable que se ubica dentro de los valores teóricos para la degradación de aireación extendida entre 7 y 8. (Henze, 1992) Es destacable que los reactores del 1 al 4 presentan una tendencia muy similar entre ellos, a diferencia del quinto reactor; esto puede tener una importancia con respecto a la velocidad de degradación de amonio, ya que al estar constituido totalmente por un afluente con baja presencia de materia orgánica de poca biodegradabilidad los microorganismos pueden degradarla con mayor eficiencia. Además, debido a la aireación continua, aproximadamente 7.14 [mg] de alcalinidad es consumida por cada miligramo de NH_4^+ oxidado. (Lee, Lee, & Park, 1998)

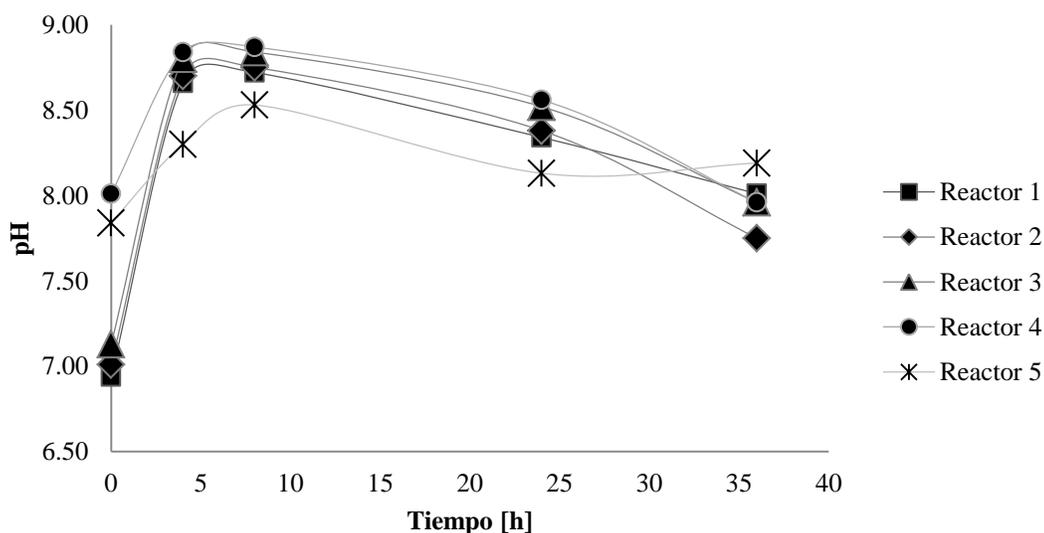


Figura 15. Evaluación del pH en los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente

Con respecto a la demanda de oxígeno para esta disposición de experimentos, existe una clara tendencia neutra. Es decir, al analizar la Figura 16. Evaluación del oxígeno, es sobresaliente el comportamiento que poseen los reactores y los microorganismos con respecto a la cantidad de biomasa disponible; posiblemente a que la fracción de biomasa de baja biodegradabilidad ha sido removida mediante filtración, ya que al comparar la tendencia del reactor 1 (cuya proporción de ANT filtrada es del 0%) con las de los reactores 2, 3, y 4, estos últimos presentan una alza del OD, indicando que hay una menor actividad bacteriana.

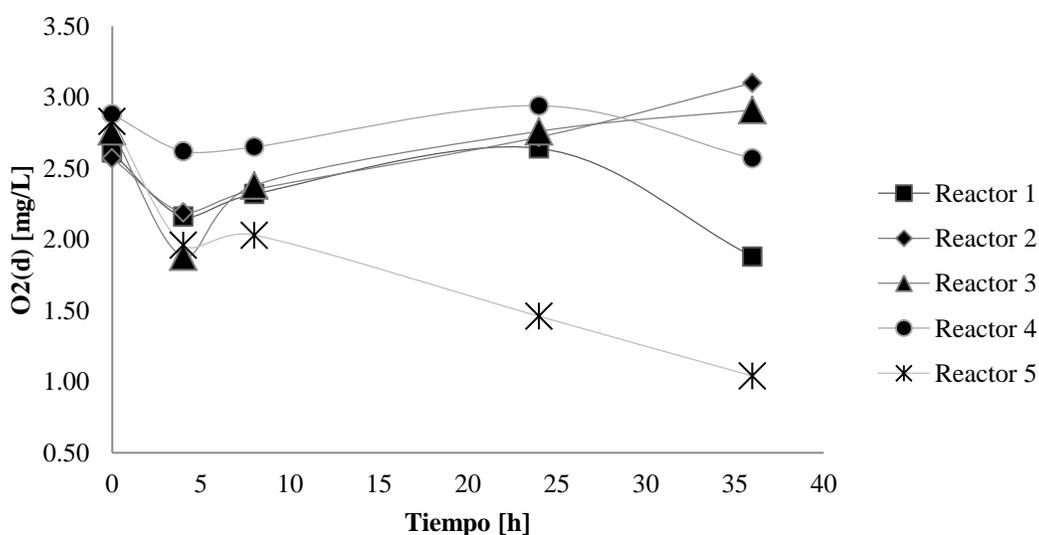


Figura 16. Evaluación del oxígeno disuelto en los reactores con porcentajes de ANT filtrada, de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente

Por otro lado, la concentración de iones nitrato en los experimentos nos proveen de una valiosa información con respecto a la actividad de nitrificación, ya que la tendencia en todos es a aumentar. Al observar la Figura 17. **Evaluación de la concentración de nitrato en los**

es claro que existe una generación de dichos aniones principalmente por el proceso de nitrificación. Estas concentraciones tiene un valor máximo de 73 [mg/L] proveniente del reactor 1, el cual posee únicamente ANT. Conjuntamente, es notoria que a medida que la cantidad de materia orgánica particulada que favorece al proceso de nitrificación disminuye lo hace también, por ende, la concentración de los iones, yendo desde la mayor generación en el reactor N° 1 hasta la más baja que ocurre en el reactor N° 5.

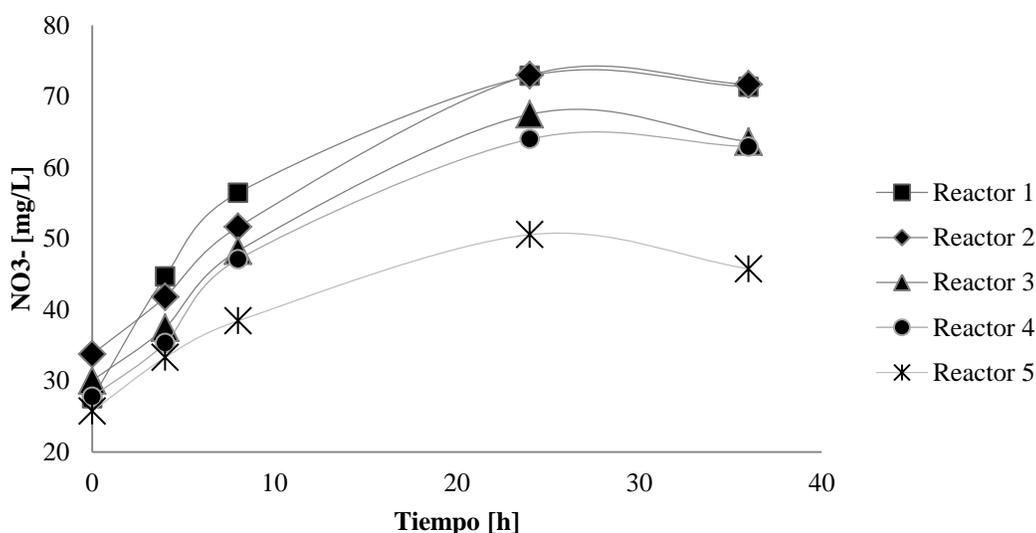


Figura 17. Evaluación de la concentración de nitrato en los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente

En la Tabla 11. **Velocidades iniciales de degradación de los biorreactores** tenemos las velocidades iniciales de degradación basado en la DQO_T de cada uno de los reactores.

Tabla 11. Velocidades iniciales de degradación de los biorreactores

Reactor N°	% ANT filtrada	r_o [mg/Lh]
1	0	88.5
2	20	86.0
3	50	89.8
4	80	103.9
5	100	74.4

Es notorio que la velocidad de degradación de los reactores 3 y 4 son las mayores favoreciendo a la variable de que aquellos son los que mayor proporción de ANT filtrada poseen (50% y 80% ANT filtrada respectivamente). Dentro de las primeras 8 horas se genera una eficiencia de remoción del 52% para el reactor 4 y del 64% para el número 5, en comparación de 48% y 30% para el primero y segundo respectivamente en función de la DQO_s.

La velocidad inicial de degradación es mayor para el reactor 4 que para el 5, al igual que términos de la eficiencia de remoción debido a que se debe tener en consideración que la cantidad de carga orgánica inicial para el cuarto reactor es 1/3 de veces mayor que la del quinto, llegando a obtener una diferencia de 0.5 veces más carga orgánica a la octava hora de operación del reactor 4 como se observa en la Figura 19. **DQO de los reactores** . Es por eso que la pendiente (la velocidad de degradación de las figuras de la DQO) es mayor como ha si explicado anteriormente.

Las velocidades de degradación son estimadas directamente del valor de la pendiente de las gráficas de DQO ya que las reacciones son consideradas como pseudo-primer orden o de primer orden debido a que la cantidad de materia orgánica residual en cualquier instancia de tiempo es gobernada por dichos ordenes de degradación. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003)

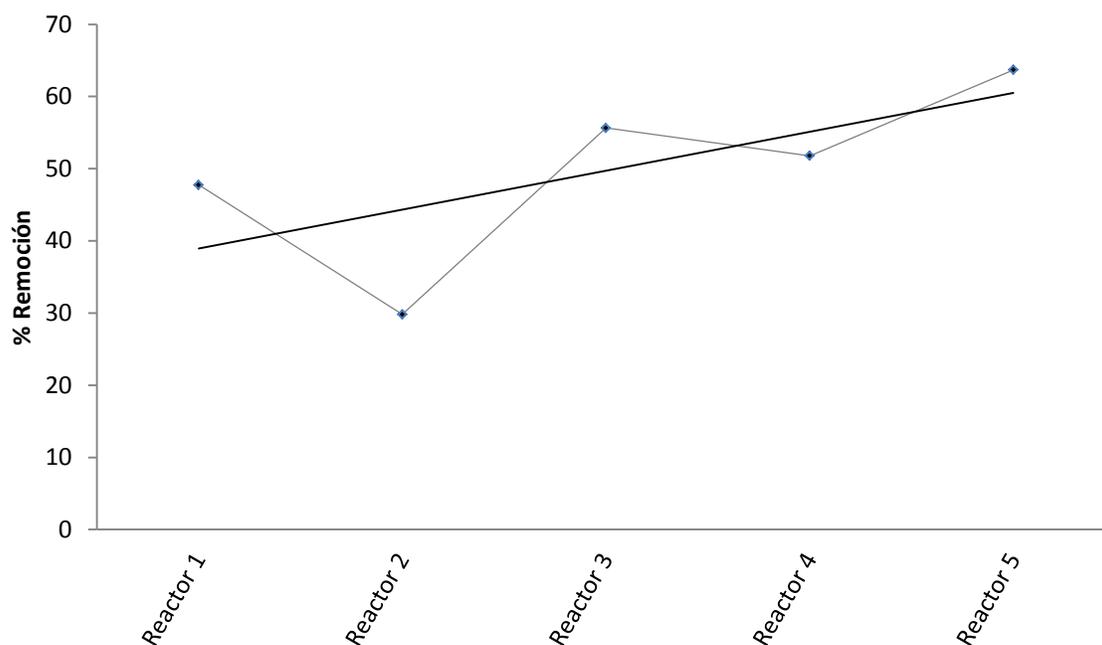
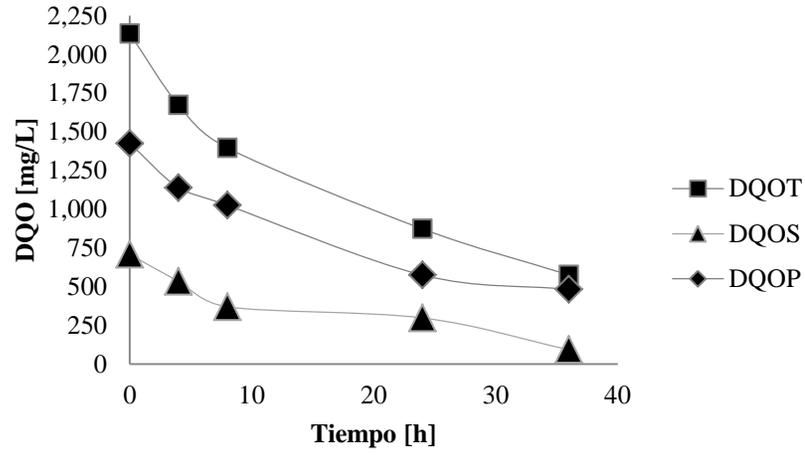


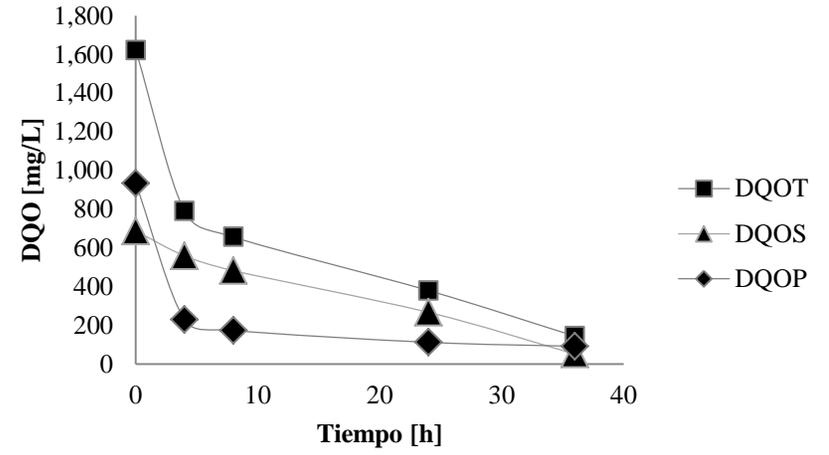
Figura 18. Eficiencia Inicial de Remoción de los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente

La Figura 18. nos permite percibir de mejor manera la eficiencia de remoción de la biomasa de los reactores durante el tratamiento biológico. Existe una tendencia de mayor eficiencia a medida que se aumenta la cantidad de ANT filtrada presumiblemente a que mediante la filtración del agua no tratada se remueve compuestos grasos, los cuales son difíciles de degradar en el reactor.

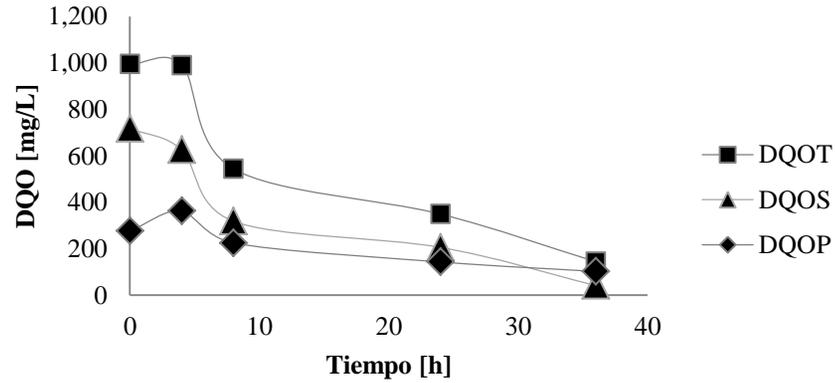
Reactor 1



Reactor 2



Reactor 3



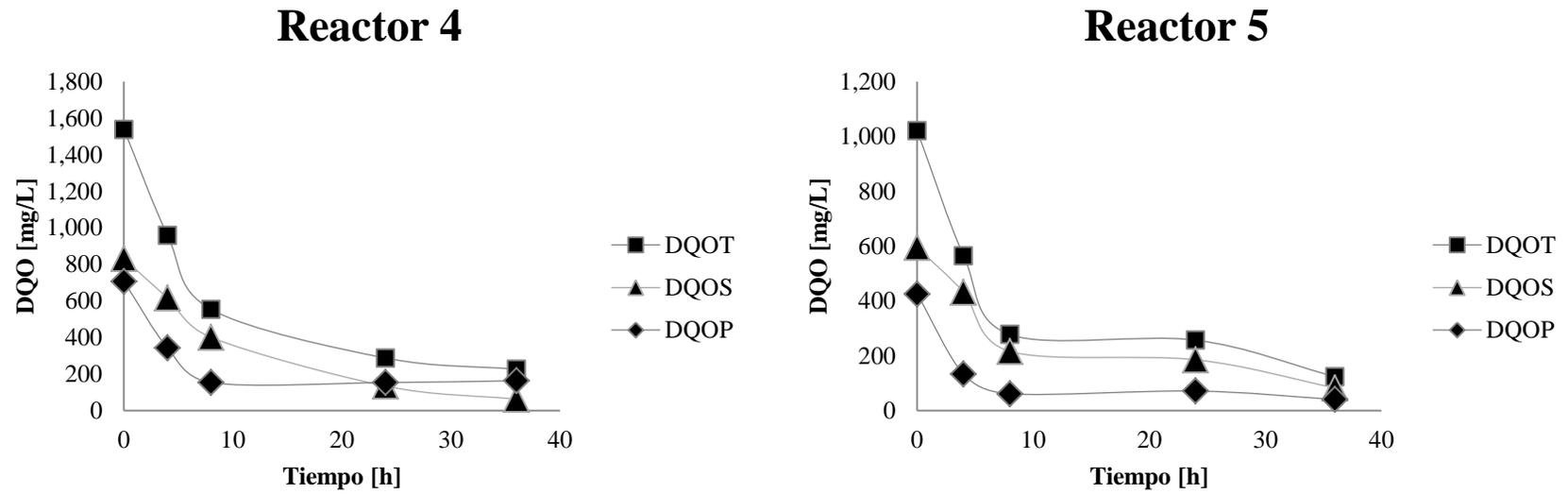


Figura 19. DQO de los reactores con porcentajes de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80 y 100 respectivamente

En referencia a la Figura 19. DQO de los reactores , es evidente que a medida que la remoción de sólidos totales va en aumento se facilita la degradación de la materia orgánica por parte de los microorganismos. Además, es claro que una remoción de la materia orgánica de baja biodegradabilidad permite que la eficiencia de degradación del reactor aumente significativamente dentro de las primeras horas de operación.

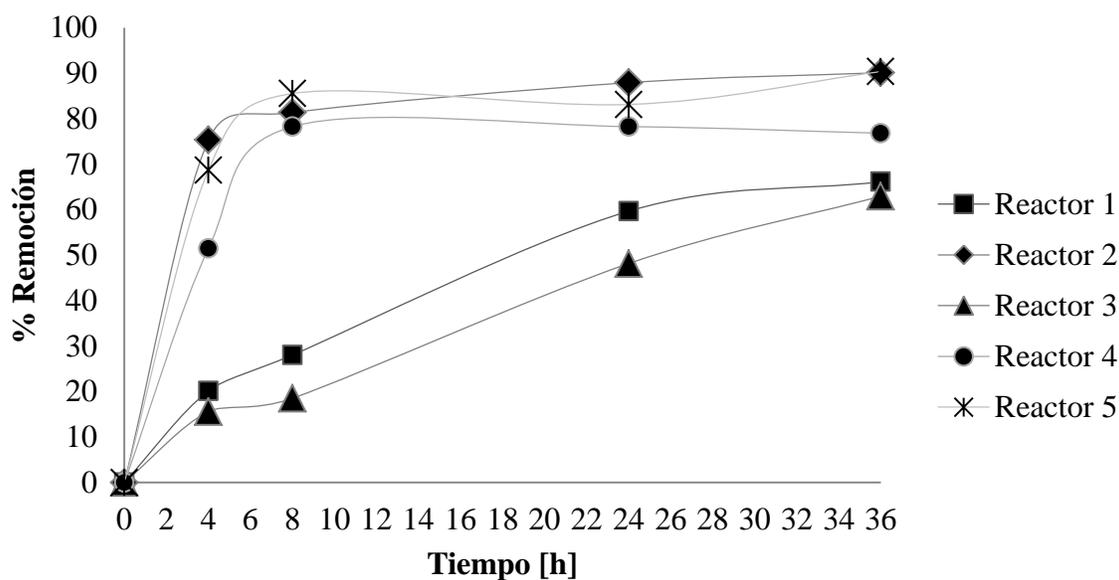


Figura 20. Eficiencia de remoción de la materia orgánica particulada (DQO_P) de los reactores con porcentaje de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80y 100 respectivamente

En la Figura 20. **Eficiencia de remoción de la materia orgánica particulada (DQO_P) de los reactores con porcentaje de ANT filtrada de 0, 20, 50, 80y 100 respectivamente** se puede observar la eficiencia de remoción de la biomasa (DQO_P) en los cinco reactores y es claro que el reactor 5, que posee 100% de ANT filtrada es el que mejor eficiencia presenta. Pero es importante observar que el reactor 2 también posee valores altos de remoción, lo que

puede deberse a que la muestra para ese reactor no poseía altas concentraciones de grasas debido a que su eficiencia es elevada a lo largo de todo el tratamiento.

4.4. Experimentación del efecto del tiempo de aireación en la sedimentabilidad de los lodos activados.

Los procesos de nitrificación y desnitrificación, generados por bacterias especializadas, son el principal resultado de generar un régimen de aireación en la degradación aeróbica. Por ello, primero se realizó una evaluación con aireación continua para analizar estos procesos teniendo una proporción de lodos de 10%(v). Debido a que la literatura sugiere que cuando el pH se mantiene estable no ocurre un proceso de nitrificación significativa (Li, Healy, Zhan, Norton, & Rodgers, 2008), se procedió a generar una evaluación de la nitrificación y desnitrificación. Teniendo como resultados los siguientes datos.

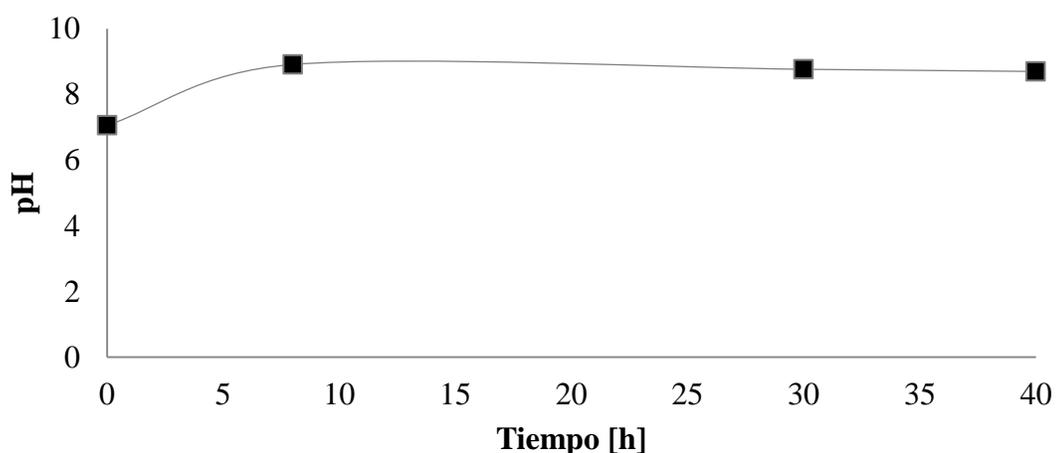


Figura 21. Evaluación del pH con respecto al tiempo de aireación en los biorreactores con aireación continua

En la Figura 21. Evaluación del pH con respecto al tiempo de aireación en los biorreactores se observa de manera clara que la tendencia del pH en los biorreactores se mantuvo dentro de un rango de 7 a 9, indicando un comportamiento estable. Lo que insinuó una baja producción de iones nitratos y elevada concentración de iones amonio. Sin embargo, algunos científicos proponen que el pH óptimo para el proceso de nitrificación se ubica alrededor de 8 ± 0.5 (Dincer & Kargi, 2000), lo que indica que el proceso de nitrificación se puede llevar a cabo en los reactores.

Según la Figura 22. Evaluación de la concentración de nitrato con respecto al tiempo de aireación, se observa claramente que la concentración de los aniones de nitrato van en aumento, indicando la generación de los mismos por parte de la actividad microbiana. Cabe resaltar que la concentración de estos iones, durante el proceso de nitrificación, debe aumentar durante las primeras 18 horas de funcionamiento, que es el intervalo donde se espera que entre en efecto la nitrificación; pero se puede observar que dicho aumento ocurre a intervalos posteriores, lo que insinúa que el proceso de denitrificación pueda ocurrir a partir de las 40 horas de trabajo.

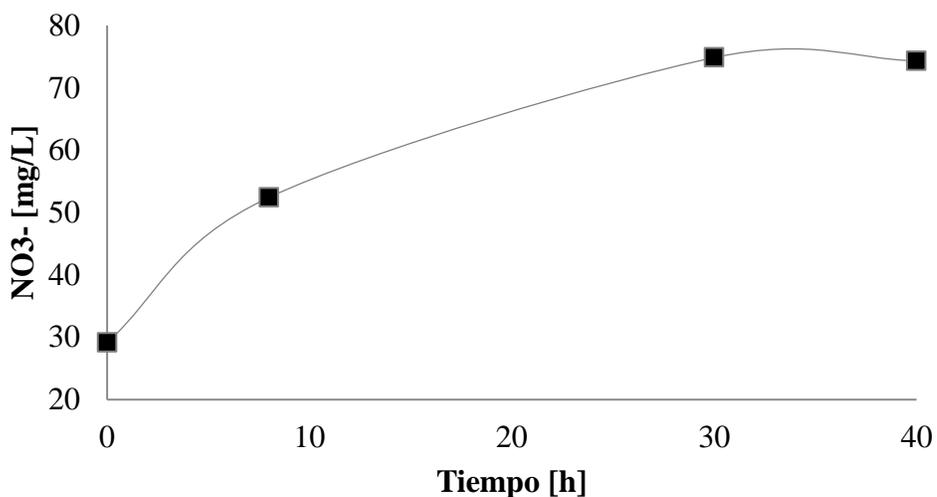


Figura 22. Evaluación de la concentración de nitrato con respecto al tiempo de aireación en los reactores

Por otro lado, si comprendemos que la concentración de nitratos presenta esta dinámica, entonces se debe tener en cuenta que el comportamiento de los iones de amonio será inverso. En la Figura 23. Evaluación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de aireación, se observa que la tendencia de estos cationes dentro de las 10 primeras horas aumenta, lo cual coincide con la degradación de la materia orgánica. De igual manera, a partir de este intervalo de tiempo, su concentración decae, esta dinámica comprende el proceso de nitrificación antes mencionado y que se correlaciona con el aumento de aniones nitrato.

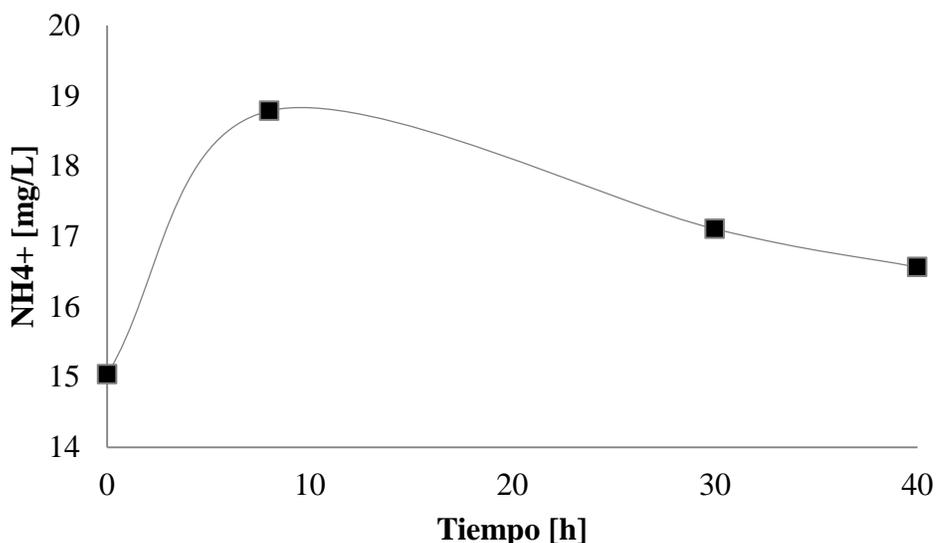


Figura 23. Evaluación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de aireación en los tres reactores

Un aspecto importante a recalcar es que existen varios procesos de nitrificación y denitrificación que se llevan a cabo en la degradación de la materia orgánica dentro de los procesos de aireación extendida, como la nitrificación y denitrificación simultánea, la nitrificación y denitrificación de corto plazo, el proceso denominado annamox, entre otros (Khardenavis, Kapley, & Purohit, 2007); pero en las Figura 22. **Evaluación de la concentración de nitrato con respecto al tiempo de aireación** y Figura 23. **Evaluación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de aireación** se evidencia que solamente ocurre el proceso de nitrificación.

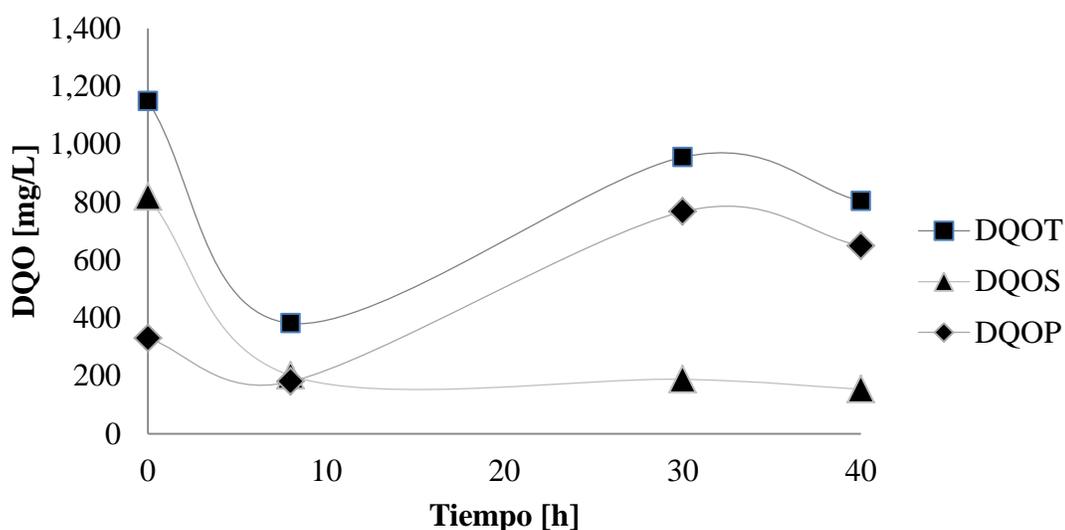


Figura 24. Evaluación de la DQO con respecto al tiempo de aireación en los reactores

En relación con la demanda química de oxígeno, la Figura 24. Evaluación de la DQO con respecto al tiempo de aireación nos permite generar una idea del comportamiento de la actividad bacteriana en la degradación de la materia orgánica tanto soluble (fácil biodegradabilidad) como particulada (baja biodegradabilidad). Inicialmente, la DQO soluble es elevada, pero al transcurrir 8 horas de aireación, ésta se consume y dicho valor se reduce al punto de ser equivalente con la DQO particulada. A partir de este intervalo de tiempo, la materia orgánica particulada aumenta considerablemente. No se ha hallado una evidencia teórica con respecto a este comportamiento, pero se acerca, por un lado, a una disminución en la tasa de decaimiento bacteriano, y, por otro lado, a que la cantidad de sustrato (donador de electrones –materia orgánica-) ha disminuido debido a su consumo en fases iniciales.

4.5. Experimentación de los efectos de la coagulación-floculación en la sedimentabilidad de los biosólidos.

Como parte fundamental de un tratamiento de aireación extendida, está la prevención de la contaminación de material particulado y coloidal generado en el reactor aeróbico. Para ello, existe la posibilidad de usar ciertas sales, principalmente, de hierro que se añaden en un sedimentador o clarificador secundario para proporcionar una mejor remoción de dichas partículas indeseadas en el efluente final. La utilización de diferentes sales y compuestos dependerá de la concentración adecuada que se determina mediante el protocolo denominado prueba de jarras, donde se consideran parámetros como el pH, el tamaño del flóculo, y la eficiencia del coagulante. Además, se utilizó una muestra de ANT con una proporción de lodos del 10%(v).

En la Figura 25. Eficiencia de remoción del cloruro férrico, se puede observar de manera notoria que la mayor eficiencia de coagulación presenta a concentraciones bajas, alrededor de 20 y 50 [mg/L]. Mientras que a mayor cantidad la remoción, a una concentración de 400 [m/L], la eficiencia llega a valores de 83%.

De igual manera, la tendencia de esta sal es de disminuir su capacidad de remoción de partículas de la muestra debido a que muchas veces, esta sal en particular, reacciona con los bicarbonatos presentes, neutralizándolos y produciendo CO₂ gaseoso lo que genera una resuspensión de los flóculos formados.

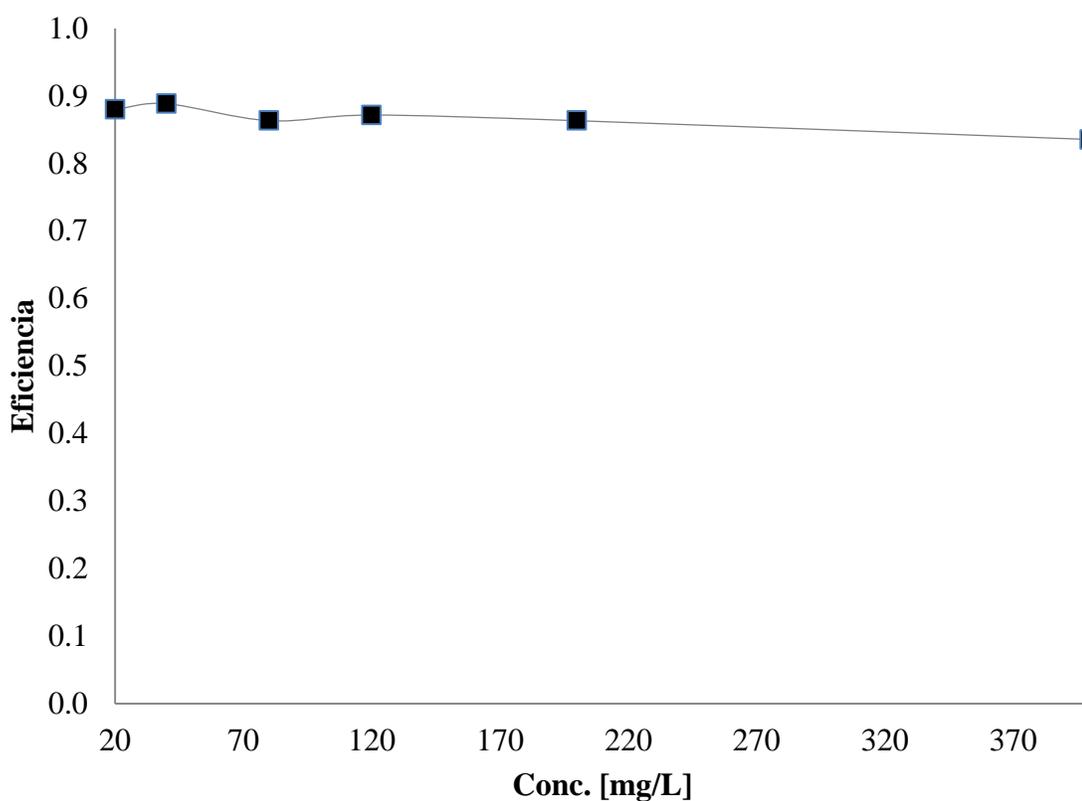


Figura 25. Eficiencia de remoción del cloruro férrico

En Tabla 12. Valores de coagulación-floculación del cloruro férrico se puede evidenciar que a medida que la concentración de FeCl_3 va en aumento los valores de la turbidez final disminuyen hasta llegar a valores mayores que las iniciales, lo que indica que a partir de los 200 [mg/L] el cloruro férrico deja de ser una ventaja y se convierte en un problema para la sedimentabilidad de los lodos. Este comportamiento está gobernado por la solubilidad de la sal de hierro con respecto al pH. Debido a que a medida que se añade mayores concentraciones el pH de la muestra se acidifica y se genera una disminución de la solubilidad del hierro, evitando que se forme el su hidróxido. (Schwertmann, 1991) (Hem, 1985)

Tabla 12. Valores de coagulación-floculación del cloruro férrico

Concentración [mg/L]	pH inicial	pH final	Turbidez inicial [NTU]	Turbidez final [NTU]
20	7.61	7.52	123.5	9.4
40	7.61	7.47	123.5	8.6
80	7.61	7.07	123.5	12
120	7.61	6.34	123.5	11.1
200	7.61	3.56	123.5	237.1
400	7.61	2.81	123.5	355.2

Por otro lado, la remoción mediante cal es una práctica menos aplicada debido a su baja eficiencia; se lo usa principalmente como regulador de pH, ya que al disociarse los moléculas de carbonato reaccionan con los iones hidronio¹⁶ haciendo que el pH del agua suba. Además, como se observa en la Figura 26. Eficiencia de remoción de la cal, a medida que la concentración de cal aumenta su eficiencia de coagulación-floculación lo hace de igual manera. Incluso, el tamaño del flóculo mejora, aumentando su tamaño de 1 [mm] en una concentración de 20 [mg/L] hasta un tamaño de 2.5 [mm] a la mayor concentración de 400 [mg/L].

¹⁶ Reacción del carbonato de calcio en el agua: $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$

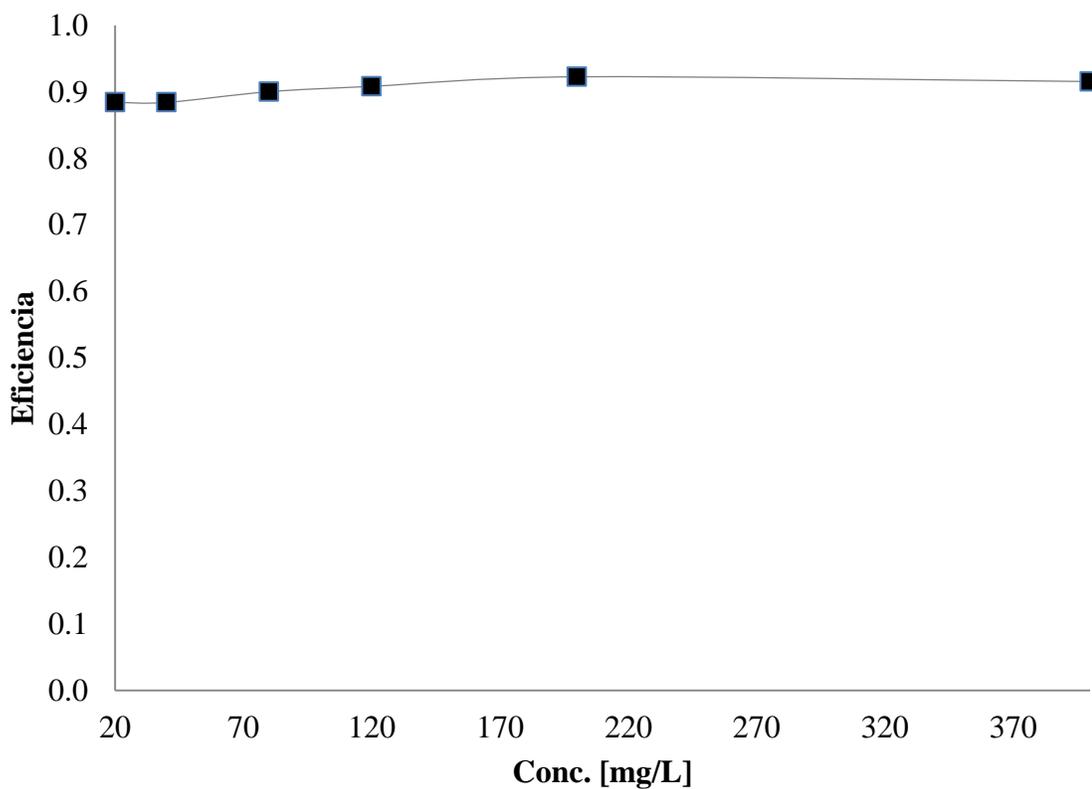


Figura 26. Eficiencia de remoción de la cal

De igual manera, el carbonato de calcio (cal) es de fácil adquisición y de bajo costo, pero si analizamos la Tabla 13. Evaluación de la dinámica del pH de la cal en el proceso de coagulación-floculación genera un alza en el valor del pH hasta valores de 10.11, lo que no es deseado en el tratamiento de aguas residuales, ya que esto interviene con otros procesos biológicos.

Tabla 13. Evaluación de la dinámica del pH de la cal en el proceso de coagulación-floculación

Concentración [mg/L]	pH inicial	pH final
20	7.59	7.65
40	7.59	7.83
80	7.59	8.78
120	7.59	9.21
200	7.59	9.76
400	7.59	10.11

Al utilizar otra sal, sulfato férrico, se obtuvo una tendencia y comportamiento totalmente distinto. La Figura 27. Evaluación de la eficiencia de remoción del sulfato férrico nos permite analizar la qué tan bueno es el sulfato férrico. Además, posee un comportamiento muy diferente al del cloruro férrico, ya que es notorio que la sal ferrosa genera una eficiencia del 97.2% a una concentración de 400 [mg/L] sin presentar problemas de variación brusca del pH que varía de 7.59 hasta 6.45.

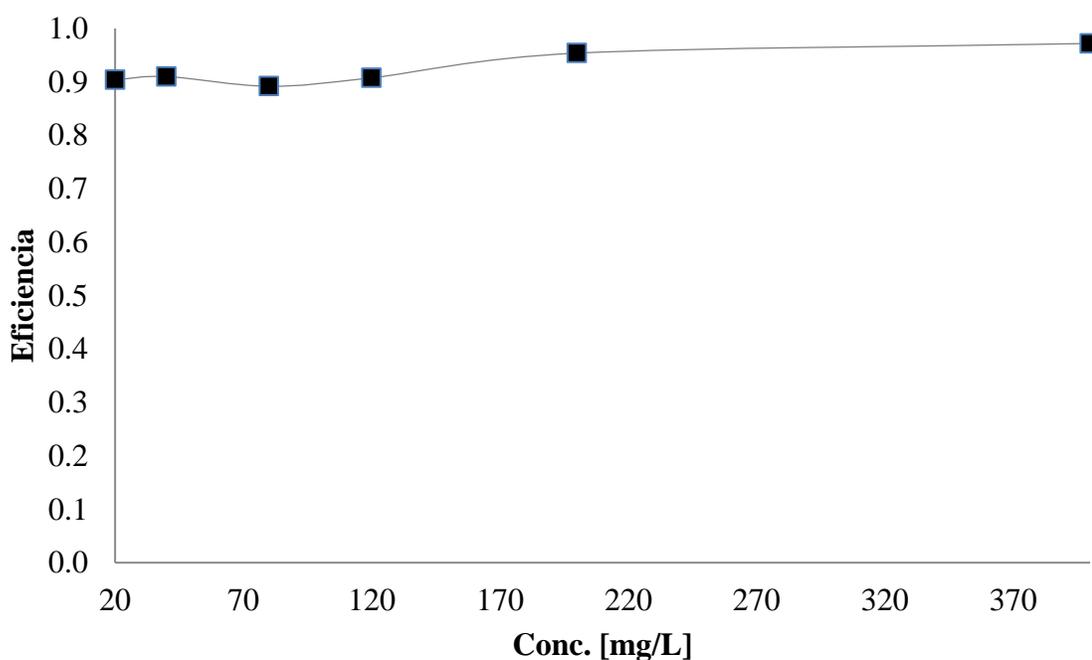


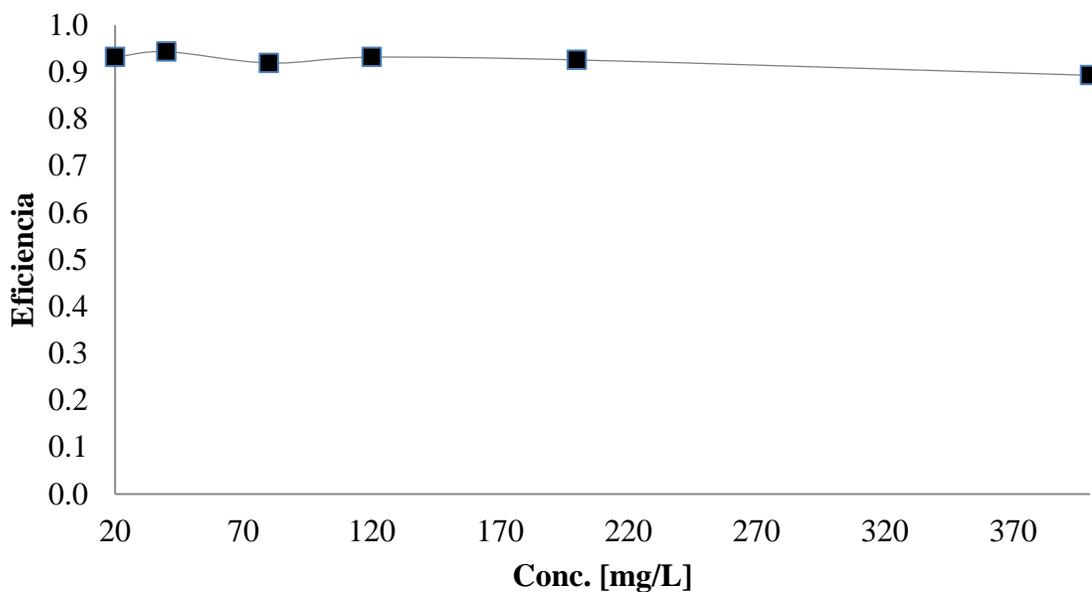
Figura 27. Evaluación de la eficiencia de remoción del sulfato férrico

De manera similar se usó una solución mixta anteriormente indicada, la cual está compuesta de cloruro férrico y cal. Se dispuso esta composición para controlar de mejor manera la variación del pH final de la muestra. En la Tabla 14. Evaluación de la dinámica del pH del compuesto mixto se puede observar que el pH final a un comienzo se eleva a un valor de 7.92 para después bajar a valores de 7.08, lo que mantiene valores adecuados para el tratamiento e incluso para posteriores estabilizaciones en camas/lechos de secado de lodos para utilidades como abono orgánico.

Tabla 14. Evaluación de la dinámica del pH del compuesto mixto

Concentración [mg/L]	pH inicial	pH final
20	7.61	7.92
40	7.61	7.71
80	7.61	7.55
120	7.61	7.31
200	7.61	7.22
400	7.61	7.08

La tendencia que presentó el compuesto mixto se presenta en la Figura 28. Evaluación de la eficiencia de remoción del compuesto mixto y es característica de disminuir a medida que aumenta la concentración del compuesto coagulante.

**Figura 28.** Evaluación de la eficiencia de remoción del compuesto mixto

La mayor tasa de remoción del compuesto mixto se presentó a una concentración de 40 [mg/L] con un valor de 94.32%, mientras que a una concentración de 400 [mg/L] la tasa se redujo a un valor de 89.29%. Esto demuestra, por un lado, que el mejor compuesto para coagulación-floculación en términos de eficiencia de remoción es compuesto en base de sulfato férrico ya que presentó como mayor valor un 97.20% de eficacia; pero si se toma en cuenta la menor cantidad utilizada para generar la mejor remoción es el compuesto mixto, ya que a una concentración de 40 [mg/L] presentó una eficacia de 94.32%.

Con respecto a la DQO, se presenta la con los resultados obtenidos:

Tabla 15. Resumen de los valores obtenidos para las pruebas de Jarras con los distintos compuestos coagulantes con los resultados obtenidos:

Tabla 15. Resumen de los valores obtenidos para las pruebas de Jarras con los distintos compuestos coagulantes

Compuesto	Conc. [ppm]	pH Inicial	pH Final	DQO Inicial [mg/L]	DQO Final [mg/L]	%Remoción DQO	%Remoción Turbidez
Cloruro Férrico	40	7.63	7.21	6013.5	161.6	97.3	91.8
Cal	200	7.66	9.71	6013.5	130.7	97.8	91.7
Mix	40	7.70	7.71	6013.5	170.1	97.2	93.4
Sulfato Férrico	400	7.59	6.45	6013.5	169.3	97.2	93.5

Si tenemos en cuenta, la mejor remoción de la DQO ocurre con el compuesto de la cal, el único ligero inconveniente es que el pH final de la solución es de 9.71. Pero su eficiencia de

remoción es de 97.8%, en comparación con la más baja que es la del compuesto mix cuyo valor es de 97.2%, que para la mayoría de los casos es adecuado.

5. CONCLUSIONES

Una proporción adecuada entre el afluente y los lodos activados es muy importante en el tratamiento de aireación extendida debido a que el rendimiento del proceso biológico depende mucho de la dinámica entre la utilización del sustrato y el crecimiento microbiano. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003) Por ello, y demostrado en los experimentos preliminares, se demostró que el reactor número 1 (10% lodos y 90% afluente) presentó el mejor funcionamiento debido a que, por un lado, el pH se ajustó de mejor manera a una tendencia natural en relación a los procesos de nitrificación, debido a que inicialmente la degradación de la materia orgánica causa una disminución del pH, seguido de un incremento de su valor debido a que la aireación extendida reduce la concentración de CO_2 de la fase acuosa; y finalmente la oxidación del NH_4^+ a NO_3^- reduzca el pH como lo indica la Figura 9. Evaluación del pH en los 3 reactores preliminares.

De igual manera, con respecto a la variación de la concentración de nitrato, el primer reactor presentó los valores más bajos con un alza de su concentración hacia el final del experimento, indicando y correlacionándose con una percepción de que el proceso de denitrificación recién empieza a originarse en las etapas finales de operación de los reactores sin representaciones en ninguno de los experimentos llevados a cabo por lo que es necesario un mayor tiempo de tratamiento.

Evidentemente, de los valores obtenidos para las pruebas de índice de volumen de lodos se evidencia que las muestras presentan problemas de sedimentabilidad, ya que los valores iniciales oscilan entre 300 y 400 [mL/g], mientras que una vez que se removió una gran

cantidad de sólidos coloidales y en suspensión dichos valores se redujeron a oscilar alrededor de 100 [mL/g], lo cual es un valor adecuado, ya que valores mayores a 150 [mL/g] representan problemas de sedimentabilidad. (Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003) Esto se asemeja a la teoría de que un reactor aeróbico que debe ser operado bajo ciertas cantidades adecuadas de carga orgánica, ya que como se ha evidenciado, un exceso en la materia orgánica que ingresa al sistema provocará problemas operacionales.

Si hacemos referencia al parámetro de la DQO con respecto a la remoción de la carga orgánica que debe ser tratada por los reactores, se observa que la presencia de materia de baja biodegradabilidad, como lo son aceites y grasas presentes como sólidos en suspensión, pueden alterar drásticamente el proceso de degradación, tanto así que sin la mayoría de los SST, la materia orgánica es degradada dentro de las primeras 8 horas de operación de los reactores, de igual manera, la dinámica de las velocidades de degradación son sustanciales, obteniendo valores tan altos como 103.9 [mg/Lh], reflejando una acelerada degradación de la materia orgánica.

Si bien la degradación de la materia orgánica no es un problema prioritario cuando se ha removido la mayoría de las partículas de baja biodegradabilidad, se debe analizar los procesos de nitrificación y desnitrificación de manera conjunta, ya que generan interferencias en la sedimentabilidad de los lodos indiscutiblemente; por ello, los regímenes de aireación permitieron una evaluación sobre este tema. La evaluación de iones nitrato evidencia una generación de los mismos debido a que por la degradación de la materia orgánica está disponible el ion NH_4^+ como lo sustenta la Figura 23. Evaluación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de aireación; acertando con el inicio del proceso de

nitrificación; sin embargo, con respecto a la denitrificación, no se ha evidenciado en ningún experimento indicios sobre una reducción sustancial de iones nitrato para de alguna manera acercarse a una transformación de NO_3^- a $\text{N}_{2(\text{g})}$.

Usualmente, cuando existen problemas de sedimentabilidad de lodos, una solución accesible y de fácil uso es la adición de sales de hierro o aluminio en los clarificadores para promover el proceso de coagulación-floculación y de esta manera reducir la presencia de sólidos suspendidos en el efluente. Pero como se ha evidenciado en esta experimentación, es necesario llevar a cabo una prueba de laboratorio inicial con respecto a la cantidad de coagulante a ser usado, ya que muchas veces una demasía en la cantidad de cloruro de hierro (esencialmente) puede generar una resuspensión de los lodos ya sedimentados debido a la generación de dióxido de carbono (CO_2), que resulta de la neutralización de bicarbonatos por parte de la sal de hierro, los cuales reaccionan formando burbujas que quedan atrapadas debajo y en el interior de los lodos.

Por otro lado, entre las sales analizadas, se concluye que la que genera una mejor remoción –en términos de su eficiencia- es el sulfato férrico, ya que obtuvo valores de remoción tan altos como 97.2% a una concentración de 400 [mg/L]. Pero en términos de la concentración mínima a la que un compuesto genera la mejor remoción se debe resaltar que es el compuesto mixto (cal y cloruro férrico) el que a valores de 40 [mg/L] generó una remoción del 94.3%.

Finalmente, lo que se debe tener en consideración cuando existen problemas de sedimentabilidad en una planta de aireación extendida utilizada en la industria de faenamiento de aves de engorde es, principalmente, la carga orgánica que está ingresando al reactor aeróbico, ya que debido a las características de estas aguas residuales, se puede encontrar una

gran cantidad de materia orgánica de baja biodegradabilidad que primero debe interactuar con enzimas extracelulares para poder ser utilizada en el proceso bacteriano; de igual manera, los valores operacionales de una PTAR deben ser una prioridad en el registro de datos ya que permiten una evaluación adecuada del funcionamiento de la misma cuando pueden ser enlazados con observaciones obtenidas de los parámetros como son la DQO, la DBO, oxígeno disuelto, SVI, SST, SSV, ST, SV, entre otros. Todo esto nos conllevará a un mejoramiento del sistema en general y por ende un ahorro económico al igual que una reducción en el impacto ambiental.

6. RECOMENDACIONES

En todo proyecto o investigación acerca de los problemas o algún tipo de acercamiento a los procesos del tratamiento de aireación extendida es sin duda alguna necesario una caracterización del agua residual previa para poder generar una idea global de la situación previa al tratamiento; y más aún si se tienen en cuenta que las muestras de agua residual de este experimento provienen de la industria del faenamiento de aves de engorde, que se caracteriza por poseer sangre, grasas solubilizadas, heces, elementos minerales, tensoactivos, entre otros. (United States Environmental Protection Agency;, 2004)

Cuando se desea determinar la proporción adecuada de afluente y de lodos activados que debe llevar un reactor aeróbico es necesario tomar en cuenta valores teóricos, en esta investigación se partió del valor propuesto por Tchobanoglous et al., en el cual el valor de los lodos presentes en el reactor aeróbico debe ser del 10% del volumen. De igual manera, es importante tomar en cuenta que durante el proceso de degradación de la materia orgánica se genera biomasa, la cual forma parte de los lodos activados, los mismos que no pueden exceder mayor cantidad debido a que se generarán problemas de sedimentabilidad por una sobrecarga de lodos.

En referencia a experimentos para evaluar el efecto de la concentración de sólidos suspendidos, es importante tener en cuenta la caracterización inicial para poder determinar la cantidad de sólidos suspendidos que se separan; además, de que es importante que en futuras investigaciones se lleve a cabo una evaluación y caracterización de los compuestos separados por simple filtración.

El tiempo de aireación es un aspecto importante en la degradación aeróbica extendida debido a que es un parámetro que gobierna el proceso bacteriano. Por ende, un adecuado control de los tiempos de aireación y reposo en los reactores debe ser considerado y para ello se debe poseer buenos temporizadores al igual que el reactor no debe ser sellado de manera hermética para promover un flujo de aire positivo.

Cuando se realizan análisis de coagulación-floculación para los lodos y el licor mezcla de un reactor aeróbico se debe considerar qué sales se van a experimentar, ya que existen variaciones como lo son los biopolímeros, pero por aspectos económicos, las sales de hierro y aluminio o la cal son la mejor opción. Cuando se trabaja en estos procesos un aspecto importante a considerarse es el del pH final, el cual debe ser mantenido en valores cercanos a los de operación en una PTAR.

Como aspectos generales, un reactor aeróbico es un sistema delicado al cual se le debe prestar mucha atención, de manera especial cuando de la caracterización y la toma de muestras se trata. De igual manera, existen factores físicos externos al reactor que se deben considerar, como la temperatura ambiente, la cantidad o el efecto de la degradación lumínica que pueden alterar los resultados.

Por otro lado, se debe considerar una evaluación de otros parámetros que permitan generar evaluaciones de la cinética de crecimiento bacteriano, al igual que se debe tomar en consideración parámetros como el TKN, alcalinidad, fósforo total, BOD.

De igual manera, en esta experimentación no se logró instalar un sistema de mezclado durante los tiempos de reposo de la aireación; y es muy importante que se tome en cuenta este aspecto ya que muchas veces en una etapa total de reposo se pueden generar fases o áreas

anóxicas que generan otros resultados, los mismos que pueden alterar de una manera (no significativa) la interpretación de los resultados.

Así mismo, es muy importante que en futuras investigaciones sobre problemas de sedimentabilidad se realicen caracterizaciones microbiológicas de los lodos, ya que como se ha mencionado en esta investigación, una de las principales causas de estos problemas son las bacterias filamentosas.

Finalmente, se recomienda una futura investigación en la cual se considere un mayor tiempo de investigación con mayor cantidad de muestras, las mismas que deberían ser tomadas con mayor periodicidad para evaluar los efectos físicos-ambientales que interactúan con una PTAR, como lo son las variaciones de temperatura, precipitación, humedad, entre otras.

7. REFERENCIAS

- Adav, S., Lee, D.-J., & Lai, J.-Y. (2009). Biological Nitrification-Denitrification with Alternating Oxidic and Anoxic Operations Using Aerobic Granules. *Environmental Biotechnology*, 1181-1189.
- Chang, S., Verdezoto, A., & Estrada, L. (20 de Febrero de 2009). *Repositorio de la Escuela Superior Politécnica del Litoral*. Obtenido de ESPOL: <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/743>
- Comisión Nacional del Medio Ambiente - Región Metropolitana. (1998). *Guía para el Control y Prevención de la Contaminación Industrial. Sector Criaderos de Ave. Subsector Productores Avícolas*. Santiago.
- CORPORACIÓN FAVORITA. (2012). *POFASA*. Obtenido de Corporación Responsable: <http://www.corporacionfavorita.com/portal/es/web/favorita/pofasa1>
- Dincer, A., & Kargi, F. (2000). Effects of Operating Parameters on Performances of Nitrification and Denitrification Processes. *Bioprocess Engineering*, 75-80.
- Eaton, A., Archie, A., Rice, E., & Clesceri, L. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. USA: American Public Health Association , APHA; American Water Works Association, AWWA; Water Environment Federation, WEF.
- Gao, D., Yuan, X., & Liang, H. (2011). Comparison of biological removal via nitrite with real-time control using aerobic granular sludge and flocculent activated sludge. *Environmental Biotechnology*, 1645-1652.
- Gerardi, M., & Zimmerman, M. (2004). *Wastewater Pathogens*. New Jersey: Wiley-Interscience.
- Hem, J. (1985). *Study and Interpretation of the chemical Characteristics of Natural Water*. US Department of the Interior.
- Henry, G., & Heinke, G. (1999). *Ingeniería Ambiental*. México, D.F.: Prentice Hall.

- Henze, M. (1992). Characterization of Wastewater for Modelling of Activated Sludge Processes. *Water, Science, and Technology*, 1-15.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2011). Encuesta de Producción Agropecuaria Continua. Quito, Pichincha, Ecuador.
- Jaramillo, M. (2011). *Gráfico de Flujo POFASA. PROD-GDF-001 V0.2*. Quito.
- Jenkins, D., Richard, M., & Daigger, G. (1993). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge, Bulking Foaming, and other Solids Separation Problems*. Washington: IWA.
- Khardenavis, A., Kapley, A., & Purohit, H. (2007). Simultaneous Nitrification and Denitrification by Diverse *Diaphorobacter* sp. *Applied Microbial and Cell Physiology*, 403-409.
- Lau, P., Tam, N., & Wong, Y. (1997). Wastewater Nutrients (N and P) Removal by Carrageenan and Alginate immobilized *CHLORELLA VULGARIS*. *Environmental Technology*, 945-951.
- Lee, K., Lee, J., & Park, T. (1998). Simultaneous Organic and Nutrient Removal from Municipal Wastewater by BSACNR Process. *Korean J. Chemical Engineering*, 9-14.
- Li, D., & Ganczarczyk, J. (1991). Size Distribution of Activated Sludge Flocs. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 806-814.
- Li, J., Healy, M., Zhan, X., Norton, D., & Rodgers, M. (2008). Effecto of Aeration Rate on Nutrient Romoval from Slaughterhouse Wastewater in Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactors. *An International Journal of Envorionmental Pollution*, 251-261.
- Lorenzo, E., Llanes, J., Fernández, L., & Bataller, M. (2010). Evaluación de la Eficiencia de los Procesos de Coagulación-Floculación y Ozonización a Escala de Laboratorio en el Tratamiento de las Aguas Residuales Municipales. *Ciencias Químicas*, 49-56.
- Ministerio del Ambiente. (s.f.). Anexo VI. En M. d. Ambiente, *Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria*. Especial.
- Peñañiel, R., Ochoa, V., & Arboleda, R. (2011). *Evaluación del Funcionamiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Empresa Pollo Favorito S.A. (POFASA)*. Quito.

- Petrucci, R., Harwood, W., & Herring, G. (2000). *Química General*. Madrid: Prentice Hall.
- Pitman, A. (1980). Settling Properties of Extended Aeration Sludge. *Journal Water Pollution Control Federation*, 524-536.
- Ramos Chunga, J. R. (2010). *Ingeniería Ambiental*. Piura: Sechura.
- Restrepo Osorno, H. A. (2009). *Evaluación del Proceso de Coagulación-Floculación de una Planta de Tratamiento de Agua Potable*. Medellín.
- Rodríguez Saldaña, D. (14 de Agosto de 2009). *Engormix*. Obtenido de <http://www.engormix.com/MA-avicultura/articulos/industria-avicola-ecuatoriana-t2606/p0.htm>
- Saavedra, J. (2006). *Diagnóstico Competitivo de la Industria Avícola en el Ecuador*. Quito.
- Sandoval, F. (2010). Recuperado el 20 de Julio de 2011, de <http://www.pomasqui.com>
- Sawyer, M. P. (2008). *Química Para Ingeniería Ambiental*. Quito: Alfabuara.
- Schlumberger. (2012). *Oilfield Glossary*. Obtenido de <http://www.glossary.oilfield.slb.com/Display.cfm?Term=colloidal%20solids>
- Schwertmann, U. (1991). Solubility and Dissolution of Iron Oxides. *Plant and Soil*, 1-25.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Tuntoolavest, M., Miller, E., & Grady, L. (1983). Factors Affecting the Clarification Performance of Activated Sludge Final Settlers. *Water Pollution Control Federation*, 234-248.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (2011). *EPA*. Obtenido de National Service Center for Environmental Publications (NSCEP): <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1008YOS.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995%20Thru%201999%7C1976%20Thru%201980%7C2006%20Thru%202010%7C1991%20Thru%201994%7C2000%20Thru%202005%7C1986%20Thru%201990%7C1981%20Thru%201985%7CPrior%20to%201976&Docs>

United States Environmental Protection Agency;. (8 de Septiembre de 2004). *Meat and Poultry Products (MPP) Final Rule*. Obtenido de <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/guide/mpp/index.cfm>

van Haandel, A., & van der Lubbe, J. (2007). *Handbook Biological Wastewater treatment - Design of Activated Sludge Systems*. Recuperado el 22 de Junio de 2012, de <http://www.wastewaterhandbook.com>

Weisman, U., Choi, I., & Dombrowski, E.-M. (8 de Noviembre de 2006). *WILEY Online Library*. Obtenido de WILEY-VCH: http://www.wiley-vch.de/books/sample/3527312196_c01.pdf