

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y
FÓSFORO EN UN REACTOR DE CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS
(RBC), A ESCALA DE LABORATORIO, SUMINISTRADO CON AGUA
RESIDUAL SINTÉTICA**

**LUIS FELIPE ERAZO CASTRO
LUIS FERNANDO GOMEZ MORCILLO**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2015**

**EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y
FÓSFORO EN UN REACTOR DE CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS
(RBC), A ESCALA DE LABORATORIO, SUMINISTRADO CON AGUA
RESIDUAL SINTÉTICA**

**LUIS FELIPE ERAZO CASTRO
LUIS FERNANDO GOMEZ MORCILLO**

**Informe final de trabajo de grado, modalidad trabajo de investigación,
presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniero
Ambiental.**

**Director
MSc. NAPOLEON ZAMBRANO**

**Co-Director
PhD. GERMAN CUERVO**



**UNIVERSIDAD DEL CAUCA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
INGENIERÍA AMBIENTAL
POPAYÁN
2015**

Nota de aceptación

Director

MSc. Napoleón Zambrano

Co-Director

PhD. Germán Cuervo

Jurado

MSc. Mauricio Aguirre

Jurado

PhD. Nazly Sánchez

Fecha de sustentación: Popayán, 21 de Septiembre del 2015

DEDICATORIA

A MIS PADRES, KARINA Y LUIS, POR SER LOS MEJORES GUÍAS Y MAESTROS DE MI VIDA.
A MI FAMILIA, POR SU PACIENCIA Y APOYO INCONDICIONAL EN CADA UNO DE MIS
PROYECTOS Y A CADA UNA DE ESAS PERSONAS QUE DE ALGUNA MANERA
CONTRIBUYERON A LA CULMINACIÓN DE ESTA ETAPA.

Luis Felipe Erazo Castro

A DIOS, POR PERMITIRME LOGRAR MIS PROPÓSITOS, POR SU PROTECCIÓN Y POR
GUIAR SIEMPRE MI VIDA.

A MIS PADRES, QUIENES ME DIERON DOS GRANDES REGALOS, LA VIDA Y LA LIBERTAD
PAR VIVIRLA. QUIENES ME HICIERON APRENDER QUE EL AMOR, EL TRABAJO Y EL
CONOCIMIENTO, DEBEN SER PARTE DE MI EXISTENCIA Y DECISIÓN. A QUIENES ME
MOSTRARON QUE LA CONSUMACIÓN PLENA DE MI EXISTENCIA SE LOGRA CON LA FE
PUESTA EN LO QUE SOY, PUEDO Y HAGO. A QUIENES ME HAN ENSEÑADO CON SUS
HECHOS Y CONVICCIONES QUE EXISTIR ES CAMBIAR, CAMBIAR ES MADURAR Y QUE
MADURAR ES CREARSE UNO A SÍ MISMO. POR ESTO QUE DIGO Y TODO LO QUE
CALLO... TODO MI AGRADECIMIENTO, RESPETO Y AMOR.

A MI ESPOSA, PORQUE TE TENGO, TE SIENTO A CADA LATIDO, VIVES EN MI Y ERES
MOTIVO, PORQUE TÚ SIGUES MI CAMINO Y ME DAS ALAS PARA VOLAR. GRACIAS POR
TU AMOR, APOYO Y COMPRENSIÓN A LO LARGO DEL CAMINO.

A MIS HIJOS, POR SER EL MOTOR QUE MUEVE MI VIDA. LA BENDICIÓN MAS GRANDE
QUE DIOS ME DIO, EL MOTIVO DE MI FELICIDAD.

A MIS HERMANOS, POR SU AMISTAD, SU CARIÑO, SUS CONSEJOS Y POR SER EL APOYO
INCONDICIONAL QUE ME PERMITIO ALCANZAR ESTE LOGRO.

Y A TODAS LAS PERSONAS QUE DIRECTA O INDIRECTAMENTE HAN TENIDO A BIEN
AYUDARME EN FORMA MORAL PARA MI FORMACIÓN COMO SER HUMANO Y
PROFESIONAL.

Luis Fernando Gómez Morcillo

AGRADECIMIENTOS

Al Ingeniero Napoleón Zambrano y al profesor Germán Cuervo, por sus valiosos aportes, orientación y asesorías, como directores del presente trabajo, las cuales permitieron cumplir con cada uno de los objetivos propuestos.

A Marcela Muñoz y demás monitores de la Unidad de Análisis Industriales del departamento de Química de la Universidad del Cauca por toda su paciencia, hospitalidad y colaboración en la realización de los diferentes ensayos.

A Walter Gonzáles y todo el personal del laboratorio de Genética Humana de la facultad de Ciencias de la Salud de la Universidad del Cauca por su valiosa colaboración.

A Ricardo Viveros Benavides tecnólogo del laboratorio de Ingeniería Ambiental de la facultad de Ingeniería Civil de la Universidad del Cauca por su hospitalidad y apoyo.

Al Ingeniero Mauricio Aguirre por su asesoría y valiosa colaboración.

A todos ustedes, expresamos infinitos sentimientos de gratitud por haber sido parte de este proceso y contribuir en este gran logro.

Felipe Erazo y Fernando Gómez

INFORMACIÓN GENERAL DEL PROYECTO

TÍTULO	Evaluación de la eficiencia de remoción de Nitrógeno y Fósforo en un reactor de contactores biológicos rotativos (RBC), a escala de laboratorio, suministrado con agua residual sintética
ESTUDIANTE	Luis Felipe Erazo Castro Luis Fernando Gómez Morcillo
DIRECTOR UNIVERSIDAD DEL CAUCA	MSc. Napoleón Zambrano
CO-DIRECTOR UNIVERSIDAD DEL CAUCA	PhD. Germán Cuervo
LUGAR DE EJECUCIÓN	Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad del Cauca.
DURACIÓN DEL PROYECTO	Diez (10) meses
FINALIZACIÓN	Julio de 2015
TIPO DE PROYECTO	Trabajo de investigación
FINANCIAMIENTO	Universidad del Cauca

DEFINICIÓN DE ABREVIATURAS

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

AR: Agua Residual

ARD: Agua Residual Domestica

ARnD: Agua Residual no Domestica

ARS: Agua Residual Sintética

DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno

DQO: Demanda Química de Oxígeno

IQR: Rango Intercuartilico

NH₃: Amoniacó libre

NH₄⁺: Ion Amonio

NO₂⁻: Ion Nitrito

NO₃⁻: Ion Nitrato

N: Nitrógeno

NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl

OD: Oxígeno Disuelto

P: Fósforo

PHB: Poli-b-hidroxibutirato

pH: Potencial de Hidrogeno

PO₄³⁻: Fosfatos

Q: Caudal

Q1: Primer Cuartil

Q3: Tercer Cuartil

RBC: Reactor de Contactores Biológicos Rotativos

SPSS: Statistical Product and Service Solutions

TRH: Tiempo de Retención Hidráulico

TRC: Tiempo de Retención Celular

UV: Ultravioleta Visible

UAI: Unidad de Análisis Industrial

RESUMEN

La remoción biológica de nutrientes del agua residual antes de descargarla a cualquier cuerpo receptor, es de gran importancia actualmente debido a que el Nitrógeno y Fósforo pueden impactar notablemente en la calidad del agua.

El Nitrógeno y el Fosforo presentes en los cursos de agua provienen de diferentes fuentes, como por ejemplo los fertilizantes artificiales, desechos ganaderos aplicados en la agricultura, los efluentes industriales y en particular los efluentes de los sistemas de tratamiento de las aguas residuales.

Posiblemente, la consecuencia más relevante de la contaminación por parte de estos compuestos es su capacidad de promover el crecimiento de algas. La presencia de Nitrógeno y Fosforo en un agua propicia normalmente su eutrofización y una proliferación de algas indeseables. La eliminación del Nitrógeno y del Fósforo de un agua residual o la conversión del Amoniaco a Nitratos reduce el efecto adverso de su vertido.

Para tratar este tipo de afluentes ricos en nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) existen diferentes sistemas de tratamiento entre ellos están los RBC.

En esta investigación se evaluó un sistema de contactores biológicos rotativos RBC conformado por un tanque de alimentación (40 L), un tanque para la fijación de los biodiscos con un volumen de 16,5 L, bomba peristáltica para el control del caudal y cuatro discos construidos con geotextil NT 1600.

Se evaluó el comportamiento del reactor mediante el seguimiento de parámetros como OD, pH y temperatura. Así mismo se evaluó el desempeño de este empleando tres tiempos de retención hidráulico (15, 8 y 4 horas) determinando las eficiencias en remoción de Nitrógeno y Fósforo.

De acuerdo con el monitoreo realizado se obtuvieron eficiencias del 29% en remoción de Nitrógeno y 9% en Fósforo para un tiempo de retención hidráulico de 15 horas, se hacen recomendaciones para mejorar su eficiencia.

Se evidencio buena resistencia del reactor a fluctuaciones del pH, temperatura y oxígeno disuelto, por lo cual se considera al RBC un sistema eficaz, estable y apropiado para implementarlo como tratamiento secundario de aguas residuales.

PALABRAS CLAVES: Biodiscos, Nitrógeno, remoción, agua residual, algas, eutrofización, afluente, parámetros, tiempo de retención hidráulico, Fósforo.

Contenido

	Pàg
INTRODUCCION	
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	19
2. JUSTIFICACIÓN	20
3. OBJETIVOS	21
3.1 OBJETIVO GENERAL	21
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
4. ANTECEDENTES	22
5.MARCO TEÓRICO	24
5.1 Agua residual	24
5.1.2. Clasificación	24
5.1.2.1 Aguas residuales domésticas	24
5.1.2.2 Aguas residuales no domésticas	24
5.1.2.3 Aguas residual sintética	24
5.2 Tratamiento de aguas residuales	25
5.2.1 Tratamiento biológico	25
5.2.1.1 Proceso Aerobio	26
5.2.1.2 Proceso Anaerobio	26
5.3 Biodiscos	26
5.4 Descripción del proceso de tratamiento	28
5.4.1 Remoción Biológica de Nitrógeno	29
5.4.2 Nitrificación	30
5.4.3. Desnitrificación	30
5.4.4. Remoción Biológica de Fósforo	31

5.5 Factores que influyen en la operación de los biodiscos	32
5.5.1 Oxígeno Disuelto	32
5.5.2 pH	32
5.5.3 Temperatura	32
5.5.4 El Agua Residual	33
5.5.5 Tiempo de retención hidráulico (TRH)	33
6. METODOLOGIA.	34
6.1 Zona de estudio	34
6.2 Sistema de tratamiento	34
6.3 Preparación del agua residual sintética	35
6.4 Adecuación del reactor	36
6.4.1 Alimentación en batch	36
6.4.2 Alimentación continua	36
6.5 Operación del reactor	36
6.5.1 Captación de muestras	36
6.5.2 Frecuencia y duración del muestreo	36
6.6 Parámetros analizados	37
6.6.1 Tiempos de retención hidráulico	37
6.6.1.1 Ecuaciones para la determinación de los tiempos de retención hidráulicos	37
6.6.2 Temperatura y pH	38
6.6.3 Determinación de Oxígeno Disuelto (OD)	38
6.6.3.1 Ecuaciones para la determinación de OD	39
6.6.3.2 Factor de equivalencia	39
6.6.4 Determinación de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Amoniacal	39
6.6.5 Nitratos y Fosfatos	39
6.6.5.1 Curvas de calibración	40
6.6.5.2 Preparación de la muestra	40
6.7 Analisis Estadistico	41
6.8 Metodología para el objetivo número 2	42

7.RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
7.1 Tiempo de retención hidráulico (Anexo B)	43
7.2 Temperatura (Anexo C)	44
7.3 pH (Anexo C)	46
7.4 Oxígeno Disuelto (Anexo C)	48
7.5 Nitrógeno (Anexo D)	50
7.5.1 Volatilización de Amoniaco	53
7.5.2 Cálculos realizados para TRH de 15 horas	55
7.5.3 Nitrificación – Desnitrificación	56
7.5.3.1 Nitrificación	57
7.5.3.2 Desnitrificación	58
7.6 Fósforo (Anexo E)	58
7.8 COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO OBTENIDA EN EL RBC CON OTROS SISTEMAS DE TRATAMIENTO, TENIENDO EN CUENTA EL TRH	62
8. CONCLUSIONES	66
9. RECOMENDACIONES	68
10. BIBLIOGRAFIA	70
Anexo A. Datos obtenidos durante las jornadas de muestreo	76
Anexo B. Resultados y análisis estadístico del TRH	82
Anexo C. Resultados y análisis estadístico de temperatura, pH y OD	84
Anexo D. Resultados y análisis estadístico Nitrógeno	87
Anexo E. Resultados y análisis estadístico Fósforo	92
Anexo F. Curvas de Calibración	95
Anexo G. Registro fotográfico	106

LISTADO DE TABLAS

	Pàg
Tabla 1. Formas predominantes de Nitrógeno	30
Tabla 2. Diseño y condiciones de operación del RBC a escala laboratorio	35
Tabla 3. Composición del agua residual sintética	35
Tabla 4. Muestreos y parámetros analizados	37
Tabla 5. Métodos, parámetros y equipos utilizados en la investigación	14
Tabla 6. Variaciones en los TRH del reactor	43
Tabla 7. Concentración de las especies de Nitrógeno Amoniacal respecto al TRH	55
Tabla 8. Eficiencias alcanzadas en diferentes sistemas de tratamiento respecto al TRH	62

LISTADO DE GRAFICAS

	Pàg
Grafica 1. Representación de una gráfica de cajas y bigotes	41
Grafica 2. Comportamiento de la temperatura en las etapas del reactor	44
Grafica 3. Comportamiento del pH en las diferentes etapas del reactor	46
Grafica 4. Comportamiento del OD con respecto al TRH del reactor	48
Grafica 5. Comportamiento del NTK con respecto al TRH del reactor	51
Grafica 6. Eficiencias de remoción de NTK en carga y concentración respecto al TRH del reactor	52
Grafica 7. Variación de la proporción de Amonio y Amoniaco según el pH	54
Grafica 8. Comportamiento del NO_3^- con respecto al TRH del reactor	56
Grafica 9. Comportamiento del PO_4^{3-} con respecto al TRH del reactor	59
Grafica 10. Eficiencias de remoción de PO_4^{3-} en carga y concentración respecto al TRH del reactor	60

LISTADO DE ECUACIONES

	Pàg
Ecuación 1. Ecuación de caudal	37
Ecuación 2. Ecuación para determinar OD	39
Ecuación 3. Factor de equivalencia	39
Ecuación 4. Reacción de equilibrio entre Amonio y Amoniaco	53
Ecuación 5. Ecuación de pH	54
Ecuación 6. Ecuación de la constante de acidez para hallar la concentración de las especies de Nitrógeno Amoniacal	55

LISTADO DE IMAGENES

	Pàg
Imagen 1. Esquema de biodiscos	28
Imagen 2. Sistema de biodiscos	34
Imagen 3. pH-metro	38
Imagen 4. Espectrofotómetro de luz UV – Visible Génesis	40

LISTADO DE ANEXOS

	Pàg
ANEXO A. Datos obtenidos durante las jornadas de muestreo	76
ANEXO B. Resultados y análisis estadístico del TRH	82
ANEXO C. Resultados y análisis estadístico de temperatura, pH y oxígeno disuelto	84
ANEXO D. Resultados y análisis estadístico Nitrógeno	87
ANEXO E. Resultados y análisis estadístico Fósforo	92
ANEXO F. Curvas de Calibración	95
ANEXO G. Registro fotográfico	106

INTRODUCCIÓN

El hombre continuamente ha hecho esfuerzos para mejorar los sistemas de captación y tratar las aguas residuales. Si bien, la captación y drenaje de aguas pluviales datan de tiempos antiguos; la recolección de aguas residuales no aparece sino a principios del siglo XIX, y el tratamiento sistemático de estas últimas, sólo se inicia a finales del mismo siglo y principios del siglo XX. A finales del siglo XX, menos del 14 % de los 600 m³/s de aguas residuales colectadas en América Latina recibían algún tratamiento antes de ser dispuestas en ríos y mares. De ellas, sólo un 6 % recibían un tratamiento aceptable (Márquez y Guevara, 2004).

En el último siglo se viene trabajando en la remoción de materia orgánica y de sólidos suspendidos contenidos en las aguas residuales de todo tipo. Más recientemente, se han incorporado procesos tendientes a mejorar la remoción de Nitrógeno y Fósforo presentes en aguas residuales (Márquez y Guevara, 2004).

Sólo a finales de los años ochenta y principios de los noventa se observaron los efectos negativos de las descargas de aguas residuales con aportes de Nitrógeno y Fósforo, por lo que el interés en la remoción de estos nutrientes se ha visto reflejado en un incremento del número de proyectos de investigación (González y Saldarriaga, 2008).

En muchos casos, llevar estas aguas a niveles tolerables y no contaminantes y así cumplir con las normativas establecidas, es un proceso muy costoso, tanto por los equipos empleados, como por el grado de tratamiento que requieren. Una manera de minimizar estos costos es usando métodos menos sofisticados, que sean económicos, prácticos y más ecológicos.

Los contactores biológicos rotativos o biodiscos, se presentan como una alternativa económica y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en comunidades pequeñas. Estudios realizados han demostrado que este sistema permite alta remoción de compuestos orgánicos carbonaceos y Nitrógeno Amoniacal (Álvarez y Suarez, 2006).

En Colombia se han desarrollado estudios a escala de laboratorio para evaluar la eficiencia de remoción de este sistema para tratamiento de aguas residuales domésticas, agua residual sintética y lixiviada proveniente de rellenos sanitarios.

Por lo anteriormente planteado el propósito de este trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de Nitrógeno y Fósforo de un reactor de contactores biológicos como tratamiento de aguas residuales.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El vertido directo de aguas residuales domésticas sin previo tratamiento sobre fuentes hídricas es un problema que tiene efectos sobre el ambiente; así se tienen datos de América latina donde solo el 14% de las aguas residuales son tratadas, de las cuales solo el 6% tiene un tratamiento adecuado; es decir que el 86% de las aguas residuales son vertidas directamente a fuentes hídricas sin previo tratamiento este porcentaje equivale a unos 560 m³/s aproximadamente, y en Colombia se producen 6 millones de metros cúbicos anuales, de los cuales el 20% se conduce a una planta de tratamiento, pero solo el 8% de éstos tiene un tratamiento efectivo (Collazos, 2008).

La problemática generada por la descarga de aguas residuales con presencia de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) radica ante todo en la eutrofización de corrientes naturales, entre las que se cuentan los lagos y embalses. Además, el Nitrógeno genera efectos negativos, como la reducción de la concentración de oxígeno disuelto (OD) en aguas receptoras y su consecuente toxicidad para la vida acuática, la disminución de la efectividad del proceso de desinfección con cloro, lo que implica un riesgo para la salud pública, y peor aún un menor potencial de reutilización del agua residual (Ferrara y Rodríguez, 2009).

En Colombia, el Decreto 1594 de 1984, en su capítulo VI, reglamenta el vertimiento de residuos líquidos a cuerpos receptores o alcantarillados públicos. Sin embargo el control de cargas contaminantes ha sido aplicado a la materia orgánica y sólidos, pero en menor medida a la eliminación de Nitrógeno y Fósforo, presentes principalmente en las aguas residuales domésticas (ARD), lo que ha generado un deterioro progresivo de los cuerpos de agua y la posible pérdida de ecosistemas acuáticos importantes para el mantenimiento de la calidad del recurso y del ambiente (Ferrara y Rodríguez, 2009).

Un reactor de contactores biológicos como tratamiento de aguas residuales, se presenta como alternativa para la remoción de Nitrógeno y Fósforo muy ventajoso por los costos reducidos de aireación. En este sistema se considera la ventaja de los biosistemas de lecho adherido que favorecen a las bacterias nitrificantes, cuyas tasas de crecimiento son bajas (Ferrara y Rodríguez, 2009).

2. JUSTIFICACIÓN

La generación de aguas es un problema inevitable en las actividades que desarrolla el hombre, puesto que en la gran mayoría de éstas, se requiere el empleo de este recurso, de modo que se genera un volumen significativo de aguas residuales. El grado de contaminación del agua se ve directamente relacionado con el proceso productivo o la actividad en la que se emplea. Por esta razón se requiere de tratamientos adecuados, de modo que no se afecte el cuerpo receptor, las fuentes de agua que reciben una descarga, más adelante, la comunidad la emplea como fuente abastecedora sin tratamiento potabilizador, de modo que este tipo de desechos no solo afectan el ambiente sino también la salud de las personas (Romero, 2001; Citado por Behling *et al.*, 2002).

La descarga de aguas residuales con altos contenidos de Nitrógeno y Fósforo a cuerpos de agua provocan la eutrofización de éstos últimos, de modo que se pierde fauna y flora de dichos ecosistemas, además de los problemas que se presentan en la salud de las personas puesto que algunos compuestos nitrogenados, como los Nitritos se pueden combinar con los aminoácidos y generar nitrosaminas que poseen propiedades cancerígenas (De Lima, 2008).

De acuerdo a lo mencionado anteriormente, se hace necesario el tratamiento de las aguas residuales generadas en diferentes procesos de producción, mediante tratamientos eficientes tanto en remoción de contaminantes como en costos de implementación, operación y mantenimiento; debido a esto, se han realizado diferentes estudios en los que se ha explorado los tratamientos biológicos como alternativa, teniendo en cuenta sus eficiencias significativas y bajos costos. Los biodiscos o RBC se encuentran dentro del tratamiento biológico, alcanzando 70% de remoción de DQO (Álvarez y Suarez, 2006) y 50% de remoción de Nitrógeno (De Lima, 2008); por esta razón es importante realizar estudios empleando este tipo de reactor, empleándolo para el tratamiento de diferentes aguas residuales sintéticas, de modo que se pueda determinar su comportamiento a escala de laboratorio y determinar su posible aplicación al entorno real.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia de remoción de Nitrógeno y Fósforo de Contactores Biológicos Rotativos (RBC o Biodiscos) elaborados con geotextil NT-1600, como alternativa de tratamiento de aguas residuales sintéticas a escala laboratorio.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 3.2.1 Determinar eficiencias de remoción en carga de Nitrógeno y Fósforo mediante utilización de agua residual sintética.
- 3.2.2 Comparar la eficiencia de remoción de Nitrógeno y Fósforo obtenida en el RBC con otros sistemas de tratamiento, teniendo en cuenta el tiempo de retención hidráulico, empleando datos teóricos.
- 3.2.3 Analizar los resultados obtenidos y plantear en torno a éstos recomendaciones que posibiliten el mejoramiento del tratamiento para su aplicación a escala real.

4. ANTECEDENTES

Este tipo de tecnología basada en discos ha sido utilizada desde principios del Siglo XX. Originalmente fue concebido en Alemania en 1900. Describiéndose como un cilindro constituido por tablas de madera y posteriormente en 1930 se construyeron unidades industriales. Para el año 1929 en Estados Unidos ya se estaban haciendo trabajos de investigación con este tipo de reactor pero con discos metálicos como medio de soporte; sin embargo, no fueron muy alentadores los resultados por lo cual se decidió suspender dichos estudios (Castillo y Vivas, 1996).

En la década de los 50, algunos investigadores empiezan a trabajar con discos plásticos (poliestireno) para mejorar el reactor y se inicia su comercialización. Sin embargo el Biodiscos no podía competir con el sistema de lodos activados debido a los altos costos para su construcción. (Castillo y Vivas, 1996).

En 1965 se utilizó un sistema de discos para la transferencia de oxígeno dentro de un proceso de aireación. Posteriormente se hicieron estudios con biomasa adherida y sin recirculación lo que confirmaron buenos resultados. A este proceso lo denominaron "Rotating Biological Contactor (RBC)". Después se desarrolló un nuevo material para los discos construidos con hojas corrugadas de polietileno. (Castillo y Vivas, 1996).

En 1978 existían 59 plantas de Biodiscos en Estados Unidos, 308 en 1980 y más de 600 en 1988, y para esa época ya había más de 3000 plantas de Biodiscos en el mundo (Romero Rojas, 2008). Para 1985 Japón ya tenía 1323 plantas con RBC, de las cuales el 10% ya eran utilizadas para el tratamiento de lixiviados (Castillo *et al*, 2007).

Desde 1982 en adelante, un gran número de trabajos se han publicado referentes al tratamiento de aguas residuales con RBC. Así los hay, desde los que desarrollan aspectos generales como el estado actual y las tendencias futuras de los RBC y casos de plantas de tratamiento de agua residual municipal o industrial, a otros más específicos, que presentan experiencias con innovaciones al sistema, su modelación, el estudio de sistemas en planta piloto y de campo y aspectos concretos de la biopelícula y biocinéticas (Lazcano, 2013).

Ordoñez y Betancur (2003), desarrollaron el estudio de un sistema de biodiscos a escala piloto para el tratamiento de lixiviados provenientes del relleno sanitario "La esmeralda" ubicado en Manizales, se encontró una remoción del 40% de DBO₅ y DQO cargas entre 8 y 28 gr DBO₅/m² día, con tiempos de residencia hidráulicos de 7.27 a 12.3 horas.

De Lima (2008), empleó un reactor de biodiscos para el tratamiento de efluentes con alto contenido de Nitrógeno, y encontró que se removía el 50% de Nitrógeno en condiciones aeróbicas.

Pérez (2010), determinó la eficiencia de un reactor de contactores biológicos rotativos (RBC o biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la pradera (Medellín), obteniendo eficiencias de 68% en remoción de DQO, 95% en DBO₅, 70% en SST, 90% en NTK, 74% de eliminación en Nitrógeno y 38% en Fósforo.

Marín *et al* (2011), evaluaron la variabilidad de los grupos bacterianos relacionados con la dinámica del Nitrógeno en la biopelícula en un reactor biológico rotativo de contactores de tres cámaras a escala de laboratorio obteniendo como resultado 74.1% de remoción de Nitrógeno.

Torres *et al* (2011), realizaron un estudio para evaluar el desempeño de un sistema de biodiscos para el tratamiento de agua residual de la ciudad de Cali, el sistema mostro buen desempeño, sin embargo se presentaron problemas relacionados con el desprendimiento de biomasa

Behling de Calmón *et a* (2012), estudiaron la influencia de la carga orgánica en la eficiencia de un reactor RBC de tres etapas, para el tratamiento de efluente sintético, y obtuvieron remociones de Nitrógeno Total de 62.95% y 66.92% para tiempos de retención de 12 y 24 horas respectivamente.

5. MARCO TEÓRICO

5.1 Agua residual

Agua que contiene material disuelto y en suspensión, luego de ser usada por una comunidad o industria (RAS, 2000).

5.1.2 Clasificación

5.1.2.1 Aguas residuales domésticas

Son las procedentes de los hogares, así como de las instalaciones en las cuales se desarrollan actividades industriales, comerciales o de servicios y que corresponden a:

- Descargas de los retretes y servicios sanitarios.
- Descarga de los sistemas de aseo personal (duchas y lavamanos), de las áreas de cocina y cocinetas, de las pocetas de lavado de elementos de aseo y lavado de paredes y pisos y del lavado de ropa (no se incluye las de los servicios de lavandería industrial) (Resolución 631, 2015).

5.1.2.2 Aguas residuales no domésticas

Las ARnD son las procedentes de las actividades industriales, comerciales o de servicios distintas a las que constituyen aguas residuales domésticas (Resolución 631, 2015).

5.1.2.3 Agua residual sintética

Agua residual de preparación sencilla y con compuestos de fácil consecución, la cual se comporta bioquímicamente de forma análoga al agua residual doméstica, de forma que puede ser usada en investigaciones a nivel de laboratorio y en reactores prototipo.

El estudio de tratamientos de depuración de aguas residuales domésticas es difícil debido a varias razones entre las que se cuentan:

- Dificultad de transporte de grandes muestras para ser llevadas al laboratorio para alimentar los reactores.
- Demanda importante de tiempo para trasladarse a tomar permanentemente muestras para alimentar dichos reactores.

- Variabilidad en las características fisicoquímicas y bacteriológicas de las ARD crudas.
- Peligrosidad en la manipulación del ARD por la presencia de microorganismos patógenos.

En razón a las dificultades anteriormente expuestas, surge la necesidad de operar el reactor RBC con un sustrato sintético de preparación sencilla y con ingredientes comunes de fácil consecución, para la composición de un ARS, que presente características similares a las del ARD (Rodríguez y Lozano, 2012).

5.2 Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales consiste en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en el agua.

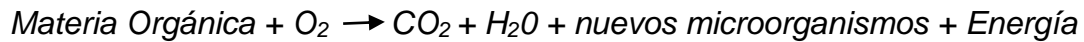
El tratamiento de aguas residuales comienza por la separación física inicial de sólidos grandes (basura) de la corriente de aguas domésticas o industriales empleando un sistema de rejillas (mallas); posteriormente se aplica un desarenado seguido de una sedimentación primaria (o tratamiento similar) que separe los sólidos suspendidos existentes en el agua residual. A continuación sigue la conversión progresiva de la materia biológica disuelta en una masa biológica sólida usando bacterias adecuadas, generalmente presentes en estas aguas. Una vez que la masa biológica es separada o removida (proceso llamado sedimentación secundaria), el agua tratada puede experimentar procesos adicionales (tratamiento terciario) como desinfección, filtración, etc. El efluente final puede ser descargado o reintroducido de vuelta a un cuerpo de agua natural (corriente, río o bahía) u otro ambiente (terreno superficial, subsuelo, etc.). Los sólidos biológicos segregados experimentan un tratamiento y neutralización adicional antes de la descarga o reutilización apropiada (Rodríguez y Lozano, 2012).

5.2.1 Tratamiento biológico

Los objetivos del tratamiento biológico son tres: reducir el contenido en materia orgánica de las aguas, reducir su contenido en nutrientes, y eliminar los patógenos y parásitos. Estos objetivos se logran por medio de procesos aeróbicos y anaeróbicos, en los cuales la materia orgánica es metabolizada por diferentes cepas bacterianas.

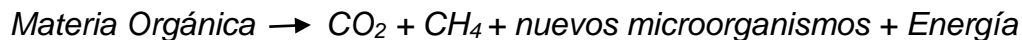
Estos tratamientos se pueden dividir por las condiciones presentes en el medio (aerobio y anaerobio) y dependiendo del tipo de crecimiento de los microorganismos (biomasa suspendida o biomasa adherida) (Pérez, 2010).

5.2.1.1 Proceso Aerobio: Consiste en la degradación biológica de los componentes orgánicos en presencia de oxígeno y se puede representar de la siguiente manera:



La principal ventaja de estos tratamientos es la buena eficiencia para depurar compuestos orgánicos y buena remoción de Nitrógeno Amónico ($\text{NH}_4^+\text{-N}$). Debido a que este proceso se lleva a cabo con la presencia de oxígeno, en ocasiones este debe ser suministrado mediante la inyección directa, turbulencia, o alguna vía mecánica y por ende hay un consumo de energía (costo operativo). Una desventaja importante de este proceso es la generación de grandes cantidades de lodos comparados con el proceso anaerobio, por lo cual se requiere un adecuado manejo y disposición de ellos (Pérez, 2010).

5.2.1.2 Proceso Anaerobio: Consiste en la degradación de compuestos orgánicos en ausencia de oxígeno, generando productos como Metano y Dióxido de Carbono, el cual se representa así:



Son procesos que pueden depurar aguas residuales con alta contaminación orgánica. Como la degradación se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, no requiere alto consumo de energía y no genera tanto lodo comparado con los procesos aerobios. Se genera biogás el cual que puede ser utilizado para la generación de energía. Una desventaja importante de este tipo de tratamiento es la generación de olores especialmente por la producción de ácido sulfhídrico (H_2S). De igual manera se deben tener unas condiciones bien controladas como el pH y temperatura para que se desarrolle de manera óptima la degradación anaerobia (Pérez, 2010).

5.3 Biodiscos

El reactor Biológico Rotativo de Contacto (del inglés RBC, Rotating Biological Contactor); también llamado "Contactor Biológico Rotativo" (CBR), es un sistema de tratamiento de depuración de aguas consistente en baterías de discos de diversos materiales colocados en paralelo que se van sumergiendo secuencial y parcialmente (un 40 %) en un depósito por donde circula el agua a tratar. Sobre dicho soporte se adhiere y desarrolla una biomasa activa procedente del agua residual, y la cual realiza el efecto depurador del sistema (Iglesias, 2013).

Los biodiscos son un sistema de tratamiento biológico secundario, para aguas residuales domésticas e industriales biodegradables, del tipo de crecimiento

adherido o reactor de película fija. Las películas biológicas crecen sobre discos, en rotación a través del agua residual, montados sobre un eje horizontal. El agua residual fluye en sentido paralelo o perpendicular al eje horizontal de rotación, al pasar de una etapa a otra o de un tanque a otro. Entre las ventajas de los biodiscos están las siguientes (Romero, 2008):

- Simplicidad
- Alta eficiencia de remoción de Carbono y Nitrógeno
- Confiabilidad
- Tiempos de retención cortos
- Poco consumo energético, bajos costos de operación y mantenimiento
- Lodos de buena sedimentabilidad
- Generalmente no hay recirculación de efluente ni de lodos
- Construcción modular

Entre las desventajas se pueden señalar:

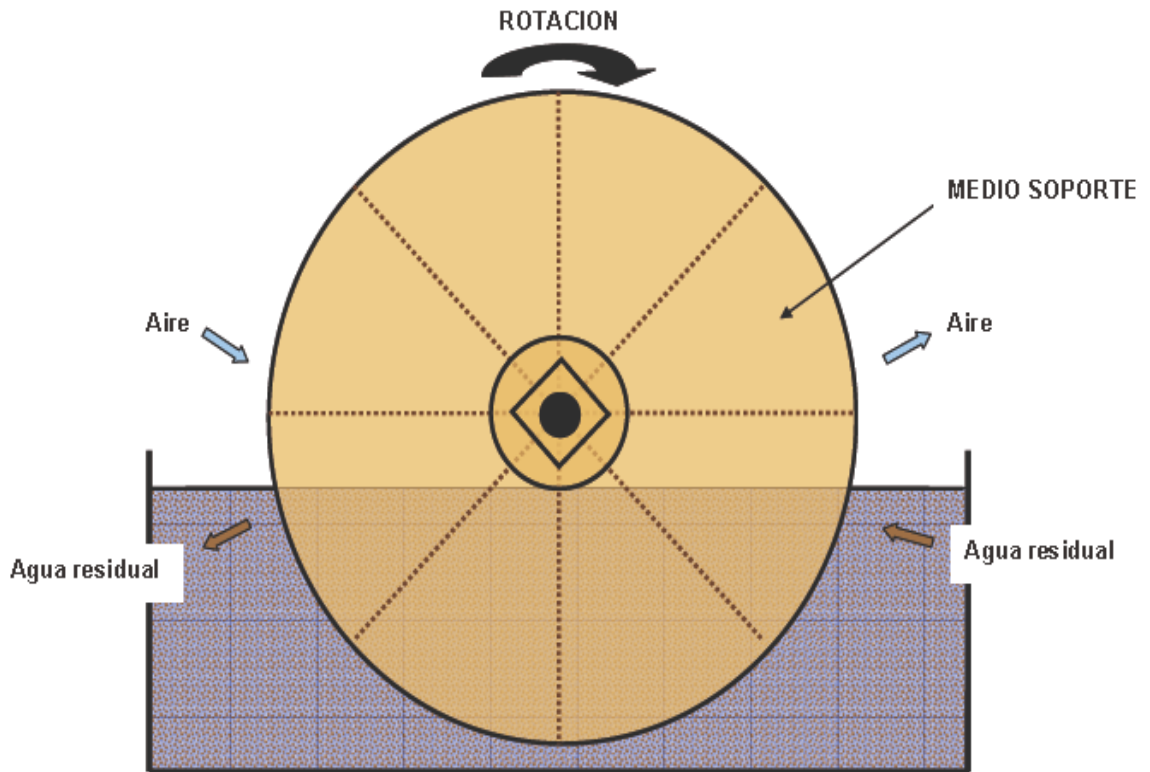
- Fallas en los discos, los ejes y los motores
- Criterios del diseño muy disímiles aún

Entre los principales factores de influencia sobre el proceso se indican:

- Características del agua residual
- Carga hidráulica
- Carga orgánica
- Velocidad rotacional de los discos
- Profundidad de sumergencia
- Tiempo de retención
- Temperatura del agua residual

5.4 Descripción del proceso de tratamiento

Imagen 1. Esquema de biodiscos.



Fuente: Tecdepur Ingeniería.

El proceso consiste en una serie de discos separados por 1 ó 2 cm, instalados en un eje horizontal. Los discos giran lentamente, y mantienen a cada instante, cerca de la mitad del área superficial sumergida en el agua residual, y el resto expuesta al aire. La biomasa crece adherida a los discos, formando una biopelícula. Cuando el sistema es puesto en operación, los microorganismos en el agua residual comienzan a adherirse a las superficies rotativas, y allí crecen hasta que toda la superficie del disco esté cubierta por una fina capa biológica, con pocos milímetros de espesor. A medida que los discos giran, la parte expuesta al aire arrastra una película de agua residual, permitiendo la absorción de oxígeno a través del goteo y percolación junto a la superficie de los discos. Cuando los discos completan su rotación, tal película se mezcla con la masa líquida de las aguas residuales, llevando aún cierta cantidad de oxígeno y mezclando las aguas residuales parcialmente y totalmente tratadas. Cuando los microorganismos que se encuentran adheridos a la superficie del disco pasan por el agua residual, éstos absorben una nueva cantidad de materia orgánica, que será utilizada para su alimentación. Cuando la capa biológica alcanza un espesor excesivo, pasa a desprenderse de los discos. Parte

de los organismos que se desprenden se mantienen en suspensión en el medio líquido debido al movimiento de los discos aumentando la eficiencia del sistema (Sperling, 2005).

Los fines de los discos son los siguientes:

- Servir de superficie para el crecimiento de la película microbiana
- Promover el contacto de la película microbiana con el agua residual
- Mantener la biomasa desprendida de los discos en suspensión en el agua residual
- Promover la aireación del agua residual.

El crecimiento de la película biológica es similar, en concepto al filtro biológico, con la diferencia de que los microorganismos pasan a través del agua residual, en vez de que el agua residual pase a través de los microorganismos, como ocurre en los filtros. Como en el proceso de filtros biológicos, los sedimentadores secundarios también son necesarios, con miras a la remoción de los organismos en suspensión (Sperling, 2005).

Los sistemas de biodiscos son principalmente utilizados para el tratamiento de las aguas residuales de pequeñas comunidades. Para el tratamiento de caudales más grandes, debido a la limitación en el diámetro de los discos, sería necesario un gran número de discos, muchas veces impracticable (Sperling, 2005). El sistema presenta buena eficiencia en la remoción de la DBO, aunque a veces pueda presentar signos de inestabilidad. Las concentraciones de OD en el efluente pueden ser elevadas (Sperling, 2005).

5.4.1 Remoción Biológica de Nitrógeno

Normalmente en un proceso aerobio, 20% del Nitrógeno que entra en el agua residual es retenido en la sedimentación primaria. Posteriormente en el tratamiento secundario otro 20% se incorpora en las células para la asimilación, la cual consiste en la incorporación del Nitrógeno Amoniacal dentro de la masa celular. La remoción por asimilación se hace luego que la biomasa se retira del sistema de tratamiento de agua mediante la purga de lodos, no obstante la mayoría de aguas residuales tienen mayores contenidos de Nitrógeno de lo que puede ser asimilado. Es por esta razón que debe emplearse otros mecanismos para obtenerse mayores remociones como la Nitrificación y Desnitrificación (Pérez, 2010).

Tabla 1. Formas predominantes de Nitrógeno.

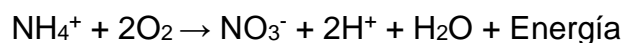
Forma	Formula	Estado de oxidación
Nitrógeno molecular	N ₂	0
Nitrógeno orgánico	Variable	Variable
Amoniacó libre	NH ₃	-3
Ion Amonio	NH ₄ ⁺	-3
Ion Nitrito	NO ₂ ⁻	+3
Ion Nitrato	NO ₃ ⁻	+5

Fuente. Von 2012.

5.4.2 Nitrificación

La Nitrificación es un proceso mediante el cual el Nitrógeno Amoniacal no asimilado es oxidado biológicamente por bacterias nitrificantes mediante dos conversiones, primero a Nitritos y luego a Nitratos. Es necesario tener presente que la transformación del Nitrógeno Amoniacal en Nitrato no supone la eliminación del Nitrógeno, aunque sí permite eliminar su demanda de oxígeno (Pérez, 2010).

Oxidación del Amoniacó a Nitrato (reacción global):



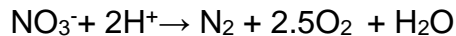
5.4.3 Desnitrificación

La Desnitrificación es un proceso mediante el cual los Nitritos y Nitratos generados en la Nitrificación se convierten en Nitrógeno gaseoso y óxidos de Nitrógeno mediante una variedad de organismos facultativos en condiciones anóxicas (en ausencia de oxígeno) que pueden utilizar Nitrato en lugar de oxígeno como aceptor final de electrones (Pérez, 2010).

El parámetro crítico para la Desnitrificación es la concentración de oxígeno disuelto. La presencia de OD suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo del proceso de desnitrificación. La alcalinidad se produce durante este proceso, lo cual provoca aumento del pH y se recupera parte de la alcalinidad consumida en el proceso de la Nitrificación. Con este proceso se hace remoción del Nitrógeno del agua ya que el contenido de Nitrato es convertido a Nitrógeno gaseoso, y por ende éste es liberado a la atmósfera (Pérez, 2010).

El Nitrato (NO₃⁻) es la forma más oxidada del Nitrógeno que se puede encontrar en el agua. En medio aerobio, la acción de las bacterias puede oxidar el Nitrógeno Amoniacal a Nitritos y luego a Nitratos. La preponderancia de Nitrógeno en forma de Nitratos es un indicador que el Nitrógeno ha sido estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno. La determinación del Nitrato puede hacerse por diferentes métodos. La técnica con luz UV mide la absorbancia de NO₃, pero es aplicable a aguas con bajo contenido de materia orgánica (Pérez, 2010).

Reducción de Nitrato a Nitrógeno gaseoso:



5.4.4 Remoción Biológica de Fósforo

Para el caso del Fósforo, su única vía de remoción es la asimilación (incorporación en las células bacterianas) y posteriormente extracción mediante la purga de lodos. Sin embargo, el Fósforo sólo hace parte del componente celular en promedio en un 3% y por lo tanto es poco lo que incorporan dentro de su estructura, siendo relativamente baja las eficiencias en un tratamiento biológico convencional alcanzando sólo de 10 a 30% de remoción. Bajo ciertas condiciones de operación, los microorganismos toman Fósforo en exceso, realizándose la remoción del mismo al retirar las células que lo contienen en exceso. A este efecto de tomar Fósforo en exceso es llamado “Luxury uptake”. El fundamento de este proceso se basa en las siguientes observaciones (Pérez, 2010):

- Un número de bacterias son capaces de almacenar en sus células cantidades de Fósforo en exceso en forma de polifosfatos.
- En presencia de productos de fermentación simple producidos bajo condiciones anaerobias (ej., ácidos grasos volátiles – AGV), estas bacterias los asimilarán en forma de poli-b-hidroxibutirato (PHB) con la liberación concomitante de Fósforo.
- Bajo condiciones aerobias, la energía producida dentro de las células se incrementan debido a la oxidación de los productos de almacenamiento y los polifosfatos.

Cuando una zona es anaerobia es seguida de una zona aerobia, los microorganismos toman Fósforo por encima de los niveles normales, el cual no sólo utilizan para el mantenimiento de la célula, la síntesis y el transporte de energía, sino que es almacenado para su uso posterior. El lodo que contiene el exceso de Fósforo es purgado y de esta manera se retira del agua residual. Las formas más frecuentes en las que se presenta el Fósforo en soluciones acuosas incluyen el ortofosfato, los polifosfatos y los fosfatos orgánicos. Para su análisis, existe un método que cuantifica todas las especies de Fósforo presentes en el agua, la cual se denomina Fósforo Total (Pérez, 2010).

El tiempo de retención celular TRC (en inglés cell retention time) es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de remoción simultánea de Nitrógeno y Fósforo, puesto que tiene que ver tanto con las bacterias que oxidan el N, así como con las encargadas de eliminar P. La remoción de Fósforo requiere contar con bajos TRC, y lo contrario ocurre para la remoción de Nitrógeno que, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de TRC (González y Saldarriaga, 2008).

5.5 Factores que influyen en la operación de los biodiscos (Pérez, 2010)

El desempeño del reactor de biodiscos depende de diferentes factores. De ellos los más importantes son: las características del agua residual, tiempo de retención hidráulico, carga orgánica e hidráulica, temperatura, pH, número de etapas, velocidad de rotación de los discos, las características de la biopelícula y el nivel de oxígeno disuelto, los cuales serán descritos a continuación de acuerdo con revisiones y estudios de varios autores (Diez y Gómez, 1999; Al-Ahmady, 2005; Cortez *et al*, 2008)

5.5.1 Oxígeno Disuelto

Teniendo en cuenta que este sistema de biodiscos es de tipo aerobio, el oxígeno disuelto es primordial para el desarrollo de los procesos biológicos. La transferencia de oxígeno del aire a los biodiscos puede darse por tres vías:

- Absorción de oxígeno en la película líquida sobre la superficie de la biopelícula cuando está expuesta a la atmósfera
- Inyección directa de oxígeno en la interface aire – agua
- Absorción directa de oxígeno a los microorganismos durante la exposición al aire.

El oxígeno disuelto es utilizado para la oxidación de la materia orgánica carbonosa y para la nitrificación. Para llevar a cabo las reacciones bioquímicas es necesario garantizar una cantidad de oxígeno suficiente para los procesos aerobios, los cuales se presentan con una concentración de oxígeno disuelto mayor a 1,0 mg/L.

5.5.2 pH

El pH es otro factor importante en el desempeño del reactor teniendo en cuenta que interviene en el desarrollo de las comunidades biológicas. La mayoría de las bacterias no toleran pH más bajos de 4,0 y superiores a 9,5. En general, el pH óptimo para el crecimiento bacteriano se sitúa entre 6,5 y 8,5.

5.5.3 Temperatura

La temperatura influye en el desempeño del reactor debido a la afectación que puede ocurrir en los procesos biológicos. Un incremento de temperatura puede aumentar la actividad microbiana y por ende aumenta la tasa de remoción de contaminantes. Cuando la temperatura está por debajo de 13°C los procesos de remoción de carbono y nitrógeno se ven muy afectados y por lo tanto se debe aplicar un factor de corrección de la superficie de discos necesaria para contrarrestar ese efecto. Aunque el aumento de temperatura contribuye a la actividad microbiológica, la temperatura no puede ser mayor a 30°C porque afecta la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua y puede ser factor limitante para el proceso microbiológico.

5.5.4 El Agua Residual

Es uno de los factores más importantes en la operación de los Biodiscos puesto que el contenido orgánico del agua residual es el sustrato para la comunidad microbiológica y por ende es necesario para mantener el buen desarrollo de la biopelícula. Otro aspecto a considerar son los constituyentes adicionales que pueden afectar la degradación de la materia orgánica tales como los metales pesados y otros componentes tóxicos, los cuales pueden inhibir la actividad microbiológica y por ende disminuir las eficiencias de remoción. De igual manera, la presencia de material suspendido en el agua residual puede ocupar espacio en el disco, reduciendo el flujo de contenido orgánico soluble a la biopelícula y por tanto baja las tasas de biodegradación.

5.5.5 Tiempo de retención hidráulico (TRH)

El TRH es el tiempo que el agua permanece en el sistema de tratamiento, es decir el tiempo durante el cual el agua se encuentra en contacto con la biopelícula. Al aumentar el tiempo de residencia hidráulica se refleja una mayor producción de microorganismo y una mayor eficiencia de remoción de contaminantes.

Hay estudios que comprueban que altos TRH mejoran la difusión del sustrato en la biopelícula y por ende aumenta la eficiencia de remoción, no obstante debe tenerse en cuenta que con TRH muy bajos se obtienen bajas remociones y con TRH muy altos el sistema de tratamiento no será económicamente viable.

6. METODOLOGIA

6.1 Zona de estudio

La evaluación del reactor de contactores biológicos rotativos se llevó a cabo en los laboratorios de ingeniería ambiental y en la unidad de análisis industriales del departamento de química de la Universidad del Cauca.

6.2 Sistema de tratamiento

El Sistema de tratamiento está constituido por un reactor de contactores biológicos rotativos (RBC) formado por 4 discos fabricados con geotextil NT-1600 de aproximadamente 47,5 cm de diámetro, los cuales se encuentran separados entre sí a 2 cm y sumergidos a un 40%, aproximadamente, en el efluente en tratamiento; cada uno con un orificio central disponible para la ubicación del eje. El mecanismo de transmisión fue un motor de 2.2 rpm y el tanque está elaborado en acrílico. En la tabla 1, se muestran las dimensiones del reactor.

Imagen 2: Sistema de biodiscos.



Tabla 2. Diseño y Condiciones de Operación del RBC a escala laboratorio.

PARÁMETROS	CAPACIDAD
Radio del disco	25,0 cm
Separación entre discos	2,0 cm
Ancho del tanque	20,0 cm
Longitud del tanque	55,0 cm
Porcentaje de disco sumergido	40.0%
Volumen útil	16,5 L
Espesor de los discos	0,3 cm
Número de discos	4
Velocidad de giro	2.2 rpm

Fuente: Elaboración propia.

6.3 Preparación del agua residual sintética

El agua residual sintética se preparó teniendo en cuenta que la receta utilizada presentará características similares a las del agua residual doméstica. La tabla número 3 muestra la composición del agua residual sintética utilizada.

Tabla 3. Composición del agua residual sintética

COMPUESTO	CANTIDAD mg/L	OBSERVACIONES
Leche en polvo	100	La descremada es más rica en sales minerales, pero tiene menos contenido de grasas. Si no tiene azúcar, evaluar la necesidad de agregar glucosa. No usar deslactosada.
Gelatina sin sabor	35	Sin azúcar, evaluar la necesidad de agregar glucosa a la mezcla.
Almidón	170	Se puede usar fécula de maíz, comercialmente conocida como maizena.
Sal común	7	NaCl
Azúcar	28	Glucosa (C ₆ H ₁₂ O ₆)
Urea	18	CO(NH ₂) ₂
Fosfato bicálcico	40	CaHPO ₄ ·2H ₂ O
Sulfato de magnesio	2,5	Conocida comercialmente como sal de EPSON
Inóculo de microorganismos	10 a 15 g de SSV/L ó 70mL/L	Se puede usar lodo activado de un reactor de aguas residuales existente
Jabón de tocador	3 gotas	Líquido y no antibacterial. Para algunos ensayos puede prescindirse de él.

Fuente: Rodríguez y Lozano, 2012.

6.4 Adecuación del reactor

La inoculación o arranque del reactor consistió en fomentar las condiciones necesarias para el crecimiento de microorganismos y por ende iniciar el tratamiento biológico. La actividad de inoculación se realizó en dos períodos: Alimentación en batch y alimentación continua.

6.4.1 Alimentación en batch

El inóculo de microorganismos se tomó del Río Molino, el reactor se alimentó con la carga de diseño correspondiente a 3 g DBO₅/m²*d suspendiendo la alimentación 4 veces en la semana, para facilitar la oxigenación del reactor y propiciar el desarrollo de poblaciones microbiológicas. Durante este periodo se realizaron mediciones de pH y temperatura garantizando las condiciones óptimas del reactor.

6.4.2 Alimentación continua

Para llevar a cabo la alimentación continua, se utilizó una caneca de capacidad de 40 litros, en el cual se le instaló una salida en el fondo donde se le acoplaba una manguera plástica transparente para suministrar el líquido al reactor.

El caudal fue regulado por una bomba peristáltica, la alimentación en continuo se realizó durante el proceso de aclimatación y medición.

El periodo de aclimatación en continuo se realizó durante dos semanas, tiempo en el cual se realizaron registros de temperatura, pH y caudal.

6.5 Operación del reactor

Esta fase comenzó luego de acondicionarse el reactor de Biodiscos a las condiciones diseñadas para el tratamiento, por lo tanto, en esta fase se determinaron diferentes parámetros fisicoquímicos que definen el desempeño del reactor con respecto a las eficiencias.

6.5.1 Captación de muestras

La captación de las muestras se realizó en la entrada y salida del reactor, como medio de recolección se utilizaron recipientes contenedores de material plástico, el volumen recolectado de muestra fue de un litro.

6.5.2 Frecuencia y duración del muestreo

Se realizaron 2 pruebas de caracterización semanal a la entrada y salida del reactor, para un total de 9 pruebas, el cronograma de muestreos se basó en tiempos de recolección de muestra y tiempos de aclimatación cada vez que se modificó el caudal de entrada.

Tabla 4. Muestreos y parámetros analizados.

Muestreos	Fase del estudio	Parámetros analizados
4	Alimentación en Batch	pH y temperatura
4	Alimentación en continuo	Caudal, pH, y temperatura
3	Primer tiempo de retención	Q, pH, temperatura, oxígeno disuelto, Nitrógeno total kenjdal, Nitratos, Fosfatos.
3	Segundo tiempo de retención	Q, pH, temperatura, oxígeno disuelto, Nitrógeno total kenjdal, Nitratos, Fosfatos.
3	Tercer tiempo de retención.	Q, pH, temperatura, oxígeno disuelto, Nitrógeno total kenjdal, Nitratos, Fosfatos.

Fuente: Elaboración propia.

6.6 Parámetros Analizados

Para la medición de cada uno de los parámetro se empleó como referencia la metodología descrita en el “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition”.

6.6.1 Tiempos de retención hidráulica

Se establecieron para el estudio tres tiempos hidráulicos a analizar, los cuales correspondieron a 15, 8 y 4 horas, para garantizar estos tiempos se realizaron pruebas de caudal a la entrada y salida del reactor, los tiempos fueron regulados con una bomba peristáltica.

6.6.1.1 Ecuaciones para la determinación de los tiempos de retención hidráulicos

Para la determinación del tiempo de retención hidráulico se partió de la ecuación:

$$CAUDAL = \frac{VOLUMEN}{TIEMPO}$$

Ecuación 1. Ecuación de caudal.

De esta ecuación se estableció que el TRH es:

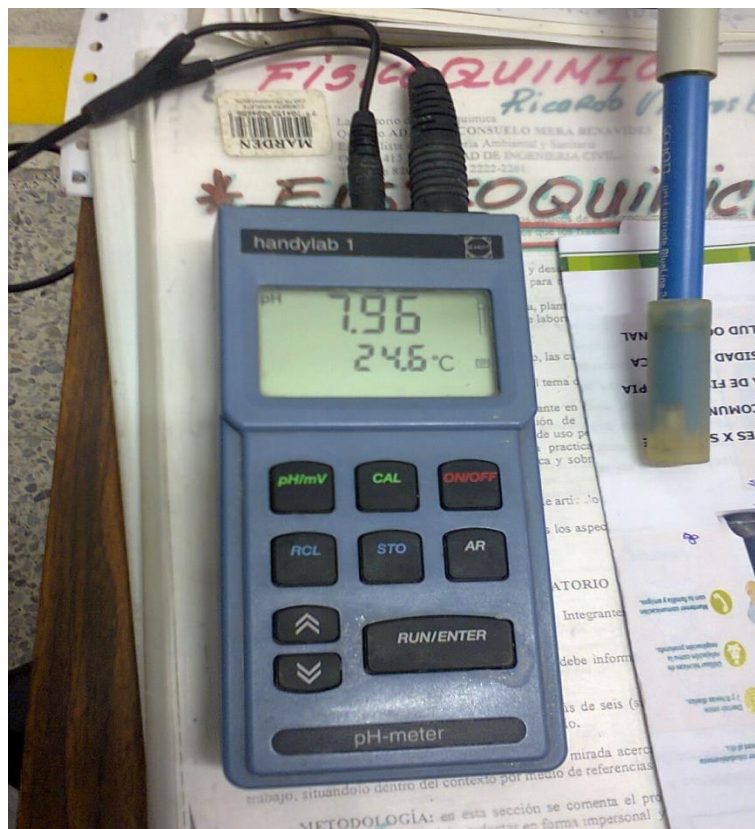
$$TRH = \frac{VOLUMEN\ UTIL\ DEL\ REACTOR}{CAUDAL}$$

$$(TRH)_{Horas} = \frac{16.5L}{\frac{volumen\ aforo}{tiempo\ aforo}} \times \frac{3600\ s}{1\ hora}$$

6.6.2 Temperatura y pH

Estos parámetros se determinaron de manera instrumental empleando un pH-metro luego de ser calibrado con soluciones buffer de pH 4, 7 y 10, se reporto el valor cuando en la pantalla no se visualizaban oscilaciones. La medición se realizó inmediatamente después de la toma de cada muestra.

Imagen 3: pH-metro



6.6.3 Determinación de Oxígeno Disuelto (OD)

Para determinar el oxígeno disuelto se utilizó el método yodométrico, (procedimiento titulométrico basado en las propiedades oxidativas del oxígeno disuelto).

6.6.3.1 Ecuaciones para la determinación de OD

$$(OD) \frac{mg}{l} O_2 = \frac{(Vt \times Nt) \times F \times 1000}{Vm}$$

Ecuación 2. Ecuación para determinar OD.

Dónde:

- Vt=volumen de tiosulfato en la titulación (ml)
- Nt=normalidad del tiosulfato
- F=factor de equivalencia para esta reacción
- Vm=volumen de muestra en (ml).

6.6.3.2 Factor de equivalencia.

$$F = \frac{16mgO_2}{2 meqO_2} = 8mg/meqO_2$$

Ecuación 3. Factor de equivalencia.

6.6.4 Determinación de Nitrógeno Orgánico y Nitrógeno Amoniacal

El Nitrógeno puede estar en diferentes formas. Por orden creciente de su estado de oxidación se tiene: Nitrógeno Orgánico (N-org), Amoniacal (N-NH₃), Nitrito (NO₂⁻) y Nitrato (NO₃⁻).

El método que se utilizó para la determinación de estos parámetros fue el Nitrógeno Total Kjeldahl el cual incluye el contenido de N-org y N-NH₃ (Metcalf y Eddy, 1996).

6.6.5 Nitratos y Fosfatos

La determinación de Nitratos se realizó por el método espectrofotométrico y para determinar Fosfatos se utilizó el método de cloruro estañoso, el equipo utilizado fue el espectrofotómetro de luz UV- Visible Génesis de la UAI del departamento de Química.

Imagen 4: espectrofotómetro de luz UV – Visible Génesis.



6.6.5.1 Curvas de calibración

Para la determinación de Nitratos y Fosfatos fue necesario realizar la curvas de calibración del equipo, las mediciones correspondientes a Nitratos se realizaron a una longitud de onda de 227 y 275 nanómetros (absorbancia), mientras que las de Fosfatos se midieron a 705 nanómetros, con el método de mínimos cuadrados se encontraron las ecuaciones de las rectas correspondientes, las curvas utilizadas para la medición de estos parámetros son las correspondientes al anexo F.

6.6.5.2 Preparación de la muestra

Se tomaron 100 mL de cada muestra a analizar y se sometieron a procesos de filtración, los filtros utilizados fueron marca Whatman de 55mm de diámetro, esto se hizo con el fin de evitar interferencias por materia orgánica, posteriormente se realizaron dilución de las muestras al 10%.

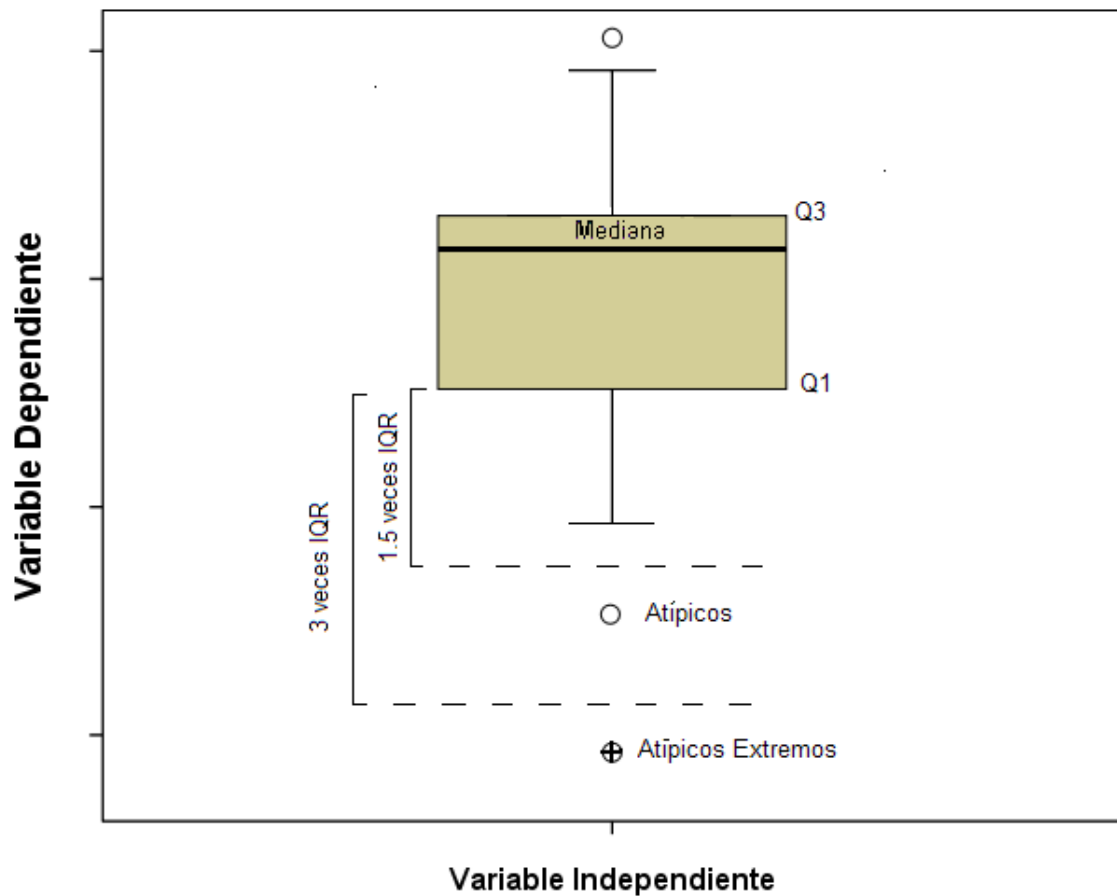
Tabla 5. Métodos, parámetros y equipos utilizados en la investigación.

Parámetro	Método	Observación
Caudal	Volumétrico	Aforo de caudales.
Temperatura	Termométrico	Termómetro digital marca HACH
pH	4500-H+	Potenciométrico. Electrodo marca HACH.
Oxígeno disuelto	4500-O	Método Titulométrico
NTK	4500-N	Digestión – Destilación – Titulación Método Kjeldahl
Nitratos	4500-NO ₃ ⁻	Espectrofotómetro UV-Génesis
Fosfatos	4500-P	Espectrofotómetro UV-Génesis

Fuente: Elaboración propia.

6.7 Análisis estadístico

Grafica 1. Representación de una gráfica de cajas y bigotes.



A los datos obtenidos de se les hizo un análisis estadístico basado en la gráfica de cajas y bigotes (Box and Whisker Plots) mediante el Software SPSS. La representación mediante el gráfico de cajas y bigotes es una manera de resumir una serie de datos, mostrando su media y la dispersión. Esta gráfica fue desarrollada en 1977 por John Tukey, en la cual se resume la información utilizando 5 medidas estadísticas: el valor mínimo, el primer cuartil (Q1), la mediana, el tercer cuartil (Q3) y el valor máximo.

La caja muestra el 50% de los datos. La línea y el signo “más” dibujados dentro de la caja, muestran la mediana y la media respectivamente. El límite inferior de la caja es el primer cuartil (Q1) y el límite superior es el tercer cuartil (Q3).

Junto a la caja se une una línea a cada lado llamadas “bigotes” . Los bigotes son dibujados desde el límite del cuartil hasta 1,5 veces el rango intercuartílico

(IQR), siendo IQR la diferencia entre Q3 y Q1. Datos que están a más de 1,5 veces del IQR son considerados atípicos y son representados como pequeños círculos individuales. Los puntos que quedan a más de 3 veces del IQR por encima o por debajo de la caja son considerados como datos atípicos extremos y se representan como pequeños círculos con un signo “más” en su interior (Pérez, 2010).

6.8 Metodología para el objetivo número 2

La comparación de la eficiencia de remoción de Fósforo y Nitrógeno entre sistemas de tratamiento de aguas residuales y el sistema de biodiscos operado en la investigación con respecto al Tiempo de Retención Hidráulico se realizó mediante la consulta de literatura a través de internet, libros, artículos, revistas, tesis etc.

Se hizo una búsqueda sobre tratamientos biológicos a escala piloto o laboratorio donde se hiciera comparaciones entre diferentes sistemas y en especial donde se mostrara las eficiencias alcanzadas en cada uno de estos con respecto al Tiempo de Retención Hidráulico.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales consultados para esta comparación fueron: Sistema híbrido UCT modificado (University Cape Town), Sistemas de procesos biológicos unitarios (anaerobio-anóxico-aerobio y aerobio-anóxico), Reactores biomembrana aireados, Reactor discontinuo secuencial (SBR) y Sistemas RBC (biodiscos) con tres etapas.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Tiempo de retención hidráulico (ANEXO B).

Tabla 6. Variaciones en los TRH del reactor.

TRH	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
4 horas	4.49	4.52	0.18	4.29	4.75
8 horas	8.52	8.31	0.46	7.98	9.41
15 horas	15.16	15.11	0.31	14.63	15.57

Fuente: **Elaboración propia**

Los TRH empleados para evaluar el comportamiento del reactor de biodiscos fueron 4, 8 y 15 horas respectivamente. Estos tiempos se establecieron debido a que en diferentes investigaciones realizadas, las eficiencias de los sistemas se incrementaron a medida que el TRH aumentaba; y en sistemas de biodiscos existen investigaciones donde se han estudiado este tipo de tratamientos empleando TRH de hasta 30 horas obteniéndose eficiencias del 90% en remoción de Nitrógeno y del 68% en remoción de Fósforo (Pérez, 2010).

La tabla 6 muestra el comportamiento del TRH en las diferentes etapas de operación, se observó que no hubo variaciones significativas en los resultados obtenidos para los aforos de caudal en el afluente y efluente.

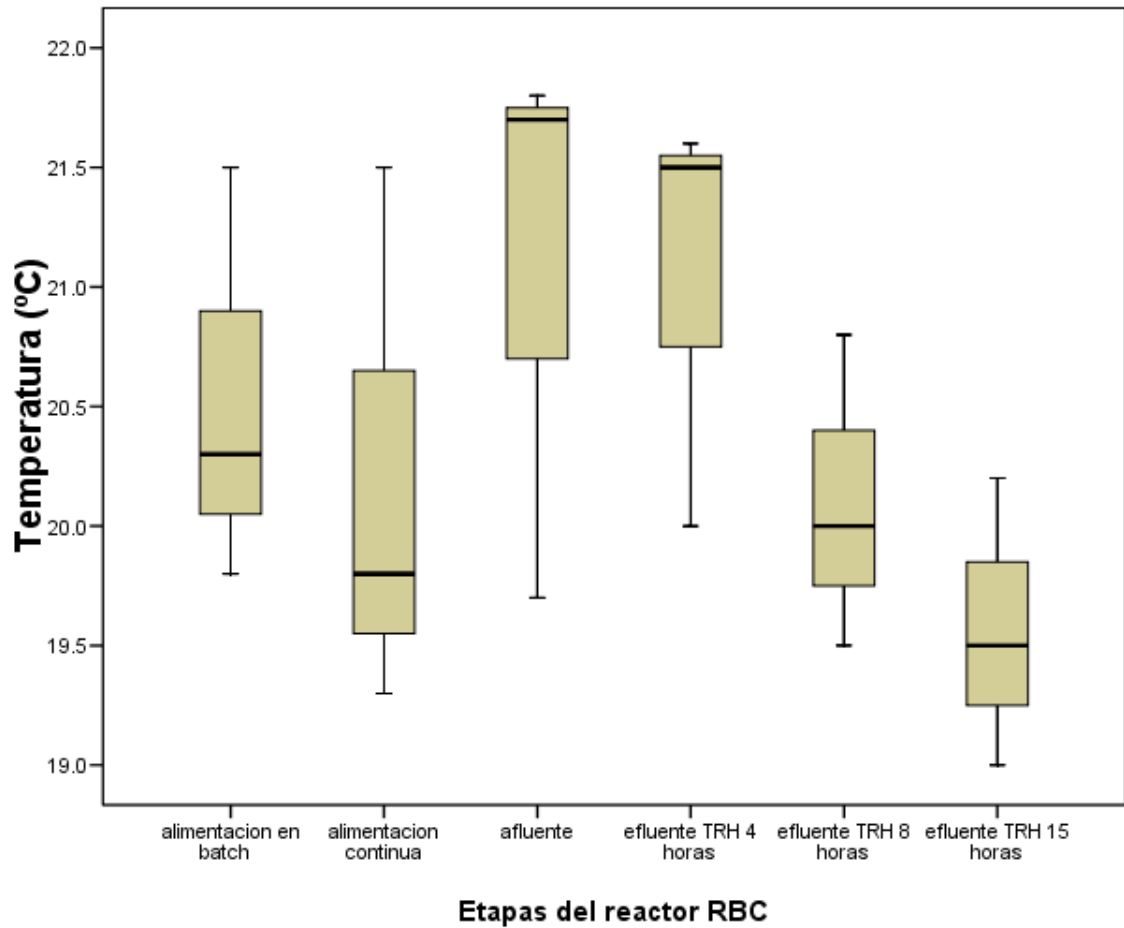
Para el TRH de 15 horas se obtuvo una media de 15.16 ± 0.31 , evidenciando que hubo continuidad en el flujo y buen comportamiento del reactor respecto a este parámetro.

En los resultados presentados para el TRH de 8 horas, las media para el afluente fue de 8.52 ± 0.46 con un valor mínimo de 7.98 y un valor máximo de 9.41 evidenciando una mayor variabilidad, sin embargo estos resultados no fueron significativos para el desempeño del reactor.

En cuanto al TRH de 4 horas se observó menor dispersión de los resultados donde se obtuvo una media de 4.49 ± 0.18 .

7.2 Temperatura (ANEXO C)

Grafica 2. Comportamiento de la temperatura en las diferentes etapas del reactor



La temperatura es un parámetro esencial para el buen funcionamiento del sistema de biodiscos puesto que interviene de manera directa con la velocidad de reacción de los microorganismos y en la evaluación de la eficiencia general de un proceso de tratamiento biológico. Así mismo, la temperatura influye en la actividad metabólica de la población bacteriana (Rodríguez y Duran, 2006).

La temperatura influye en el desempeño del reactor debido a la afectación que puede ocurrir en los procesos biológicos, mantener la temperatura optima de crecimiento bacterial es importante puesto que estos microorganismos aportan en la descomposición de la materia orgánica y por tanto en el tratamiento del desecho; un incremento de temperatura puede aumentar la actividad microbiana y por ende aumenta la tasa de remoción de contaminantes. Cuando la temperatura está por

debajo de 13°C los procesos de remoción de nutrientes se ven muy afectados. Aunque el aumento de temperatura contribuye a la actividad microbológica, la temperatura no puede ser muy alta porque afecta la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua y puede ser factor limitante para el proceso microbológico. Estudios en este tipo de sistemas han demostrado que la temperatura debe estar entre los 15 °C y los 25 °C (Colín *et. al*, 2009).

Los resultados estadísticos obtenidos para la temperatura se presentan en la gráfica 2, donde se aprecia el comportamiento de este parámetro en las diferentes etapas de la investigación, como se puede observar la variable temperatura obtuvo una media para el afluente de 20.90 ± 0.88 °C y para el efluente de 19.57 ± 0.60 °C, 20.10 ± 0.66 °C y 21.03 ± 0.90 °C correspondientes a los tiempos de retención hidráulicos de 15, 8 y 4 horas respectivamente.

El comportamiento de la temperatura con respecto al tiempo de retención hidráulico tiene un rango muy similar, el valor máximo de temperatura fue de 21.6°C y el valor mínimo de temperatura fue de 19°C lo que demuestra que no existe un factor predominante que haga variar ostensiblemente la temperatura de un tiempo de retención a otro, sin embargo se observó una tendencia a que la temperatura aumentaba a medida que disminuía el TRH, lo cual indica la relación existente entre temperatura y oxígeno disuelto en el agua.

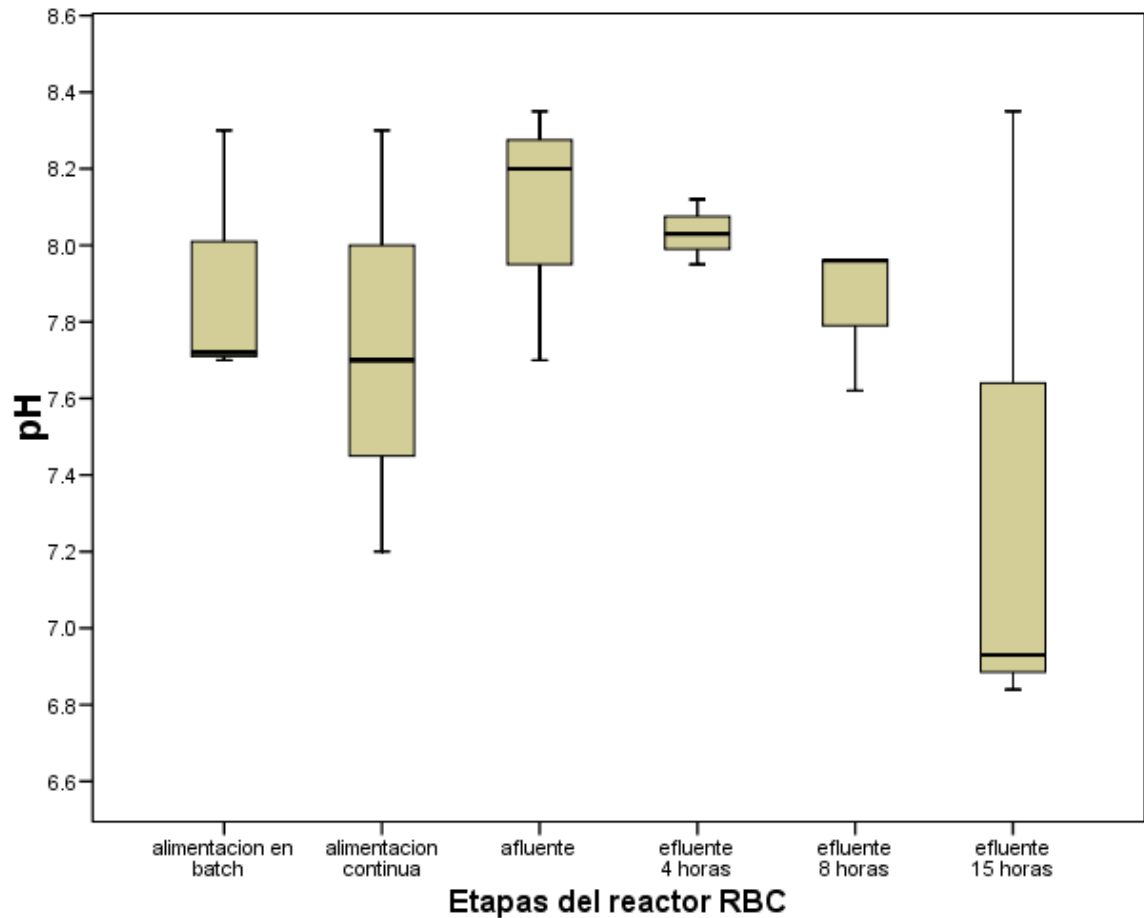
El clima es el factor principal que modifica la temperatura del agua en el reactor de biodiscos, sin embargo hay otros factores que también influyen en la temperatura como las reacciones endotérmicas y exotérmicas que ocurren dentro del reactor a partir de los procesos biológicos, aunque son insignificantes para la variación de la temperatura (Pérez, 2010).

Al apreciar los resultados obtenidos de temperatura se puede determinar que el RBC tuvo un buen desempeño en su funcionamiento, ya que dichos resultados están dentro del rango óptimo de operación.

Teniendo en cuenta lo dispuesto por el decreto 1594 de 1984, se cumple con la norma, puesto que la temperatura del agua en el efluente final del sistema es menor a 40°C.

7.3 pH (ANEXO C)

Grafica 3. Comportamiento del pH en las diferentes etapas del reactor.



Al observar el comportamiento del pH en la gráfica 3, se evidencia una disminución a lo largo de las diferentes etapas del proceso, el agua residual sintética tuvo una ligera basicidad situándose una media de 8.05 ± 0.22 unidades para el afluente, y de 7.37 ± 0.85 ; 7.85 ± 0.20 y 8.03 ± 0.09 unidades correspondiente a TRH de 15; 8 y 4 horas para el efluente. Este comportamiento básico se atribuye al Nitrógeno Amoniacal y a la alcalinidad presente en el agua residual que impide la reducción del pH (Álvarez y Suárez, 2006).

Para el TRH de 8 horas se evidencia que la mediana coincide con el percentil 75, lo cual se debe a que los datos tenían una tendencia hacia este valor. Sin embargo, los rangos de pH no variaron significativamente.

Se ha podido conocer que para el tratamiento de aguas residuales ricas en nutrientes, el pH debe oscilar entre 6 y 9 unidades alcanzándose para estos valores las mejores eficiencias (BELLO y LARA, 2000).

Para valores de pH altos se produce la precipitación de los nutrientes como el Fósforo, de modo que no estará disponible para los microorganismos afectando el tratamiento (Torrescano, 2009).

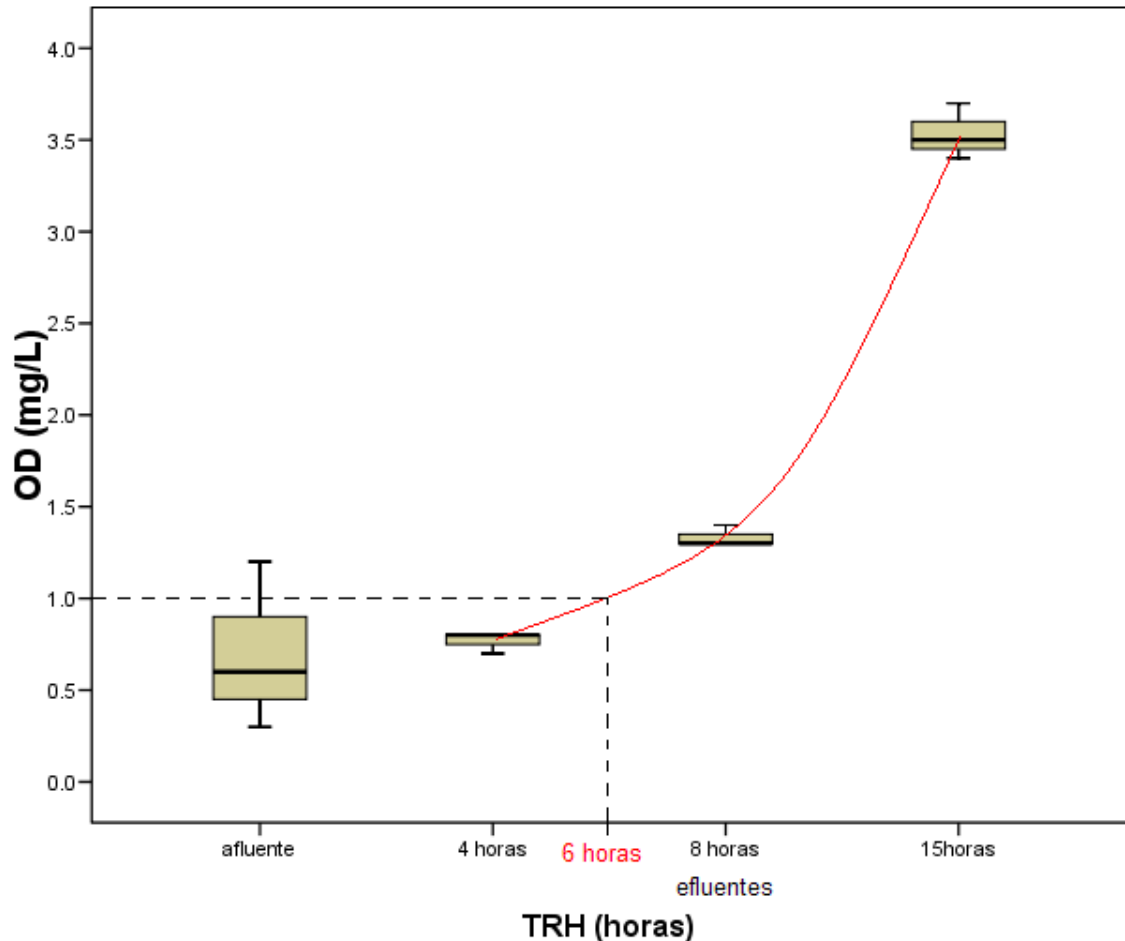
Como se puede apreciar los resultados conseguidos en las lecturas de pH para esta investigación, los valores están dentro del rango óptimo para el adecuado funcionamiento del reactor y para el crecimiento bacterial, de acuerdo a lo anterior se espera que la presencia, diversidad y actividad microbiana sea relativamente adecuada para el sistema de tratamiento (Metcalf y Eddy, 1996).

Los resultados evidencian un incremento del pH en las primeras etapas del reactor correspondiente a la alimentación en Batch y continua, luego permanece con muy pocas variaciones durante todo el tiempo de residencia dentro del reactor; sin embargo, se observa que está ligeramente influenciado por el TRH evidenciándose que el pH tiene una tendencia definida a seguir disminuyendo con respecto al tiempo, probablemente debido a la producción de dióxido de carbono y a los procesos de nitrificación.

A pesar de trabajar con variaciones de pH con tendencia a la basicidad se debe comentar que sólo se hizo seguimiento de esta variable sin tomarse acciones para neutralizarlo. Esta decisión se tomó para evaluar la respuesta del reactor (desempeño) frente a estas condiciones, con lo cual se pudo comprobar la alta resistencia a este pH sin deteriorar su operación, siendo ésta una de las ventajas de los biodiscos.

7.4 Oxígeno Disuelto (ANEXO C)

Grafica 4. Comportamiento del OD con respecto al TRH del reactor.



El OD es determinante en la oxidación del carbono y la nitrificación, y es el factor de diseño más importante en reactores RBC aerobios. Para prevenir que sea un factor limitante, la concentración de OD debe ser de al menos 1 mg/L en estos sistemas, indicando que se requieren TRH mínimo de 6 horas para obtener buenas eficiencias de remoción.

El comportamiento del OD evaluado para diferentes tiempos de retención hidráulico ha sido descrito por Ayoub et al. (2004) Con un tratamiento de agua sintética mediante un reactor de Biodiscos de 3 etapas, donde se evidencia el aumento gradual del oxígeno disuelto a medida que el TRH va aumentando, alcanzando hasta un nivel de OD de 7.8 mg/L, no obstante vale aclarar que el sistema de

biodiscos operado en esta investigación fue conformado por una sola etapa cuya concentración máxima de OD fue de 3.70 mg/L.

La grafica 4 muestra el comportamiento del OD respecto al TRH, se obtuvo para el afluente una concentración media de 0.57 ± 0.26 mg/L con un valor mínimo de 0.30 mg/L y un valor máximo de 1.20 mg/L, valores típicos de un agua residual doméstica, concentraciones muy bajas teniendo en cuenta sus características de carga orgánica y sus condiciones anaerobias predominantes.

La dispersión de los resultados para las concentraciones de OD en el afluente, se presentaron debido a las condiciones de la muestra, características del inóculo y a factores ambientales.

Las concentraciones medias de OD en el efluente para tiempos de retención de 4, 8 y 15 horas fueron 0.77 ± 0.06 , 1.33 ± 0.06 y 3.53 ± 0.15 ; mostrando una tendencia a crecer la concentración cuando el TRH aumento.

Este comportamiento se debe a que al haber un mayor contacto entre afluente y sistema, esto permitió una mayor oxigenación en el agua residual y por tanto, una mayor concentración de O.D; esto explica que la mayor concentración OD se obtuvo para un TRH de 15 horas.

Estudios con sistemas RBC han revelado que un mayor tiempo de contacto mejora la difusión del sustrato en el biofilm y su consiguiente remoción del afluente. Najafpour et al, y Chen et al, reportaron un comportamiento similar del OD en reactores RBC, durante el tratamiento de efluentes de comida enlatada y de aguas residuales municipales, respectivamente.

La media global de concentración de OD en el reactor es 1.88 mg/L, lo que demuestra una buena oxigenación del agua y una cantidad de oxígeno suficiente para que se lleven a cabo las reacciones bioquímicas necesarias para los procesos aerobios, los cuales se garantizan con un OD mayor a 0.5 mg/L (Romero Rojas, 2008). No obstante, vale destacar que se pudo encontrar niveles de oxígeno disuelto menores a 1 mg/L para el TRH de 4 horas, esto demuestra que los niveles bajos de OD se dieron pero sin afectar la operación del reactor, sin embargo la remoción de Nitrógeno pudo verse perturbada (baja remoción), por la poca disponibilidad de OD.

Esta condición se corroboró con la imperceptibilidad de olores desagradables, los cuales se pueden evidenciar en un tratamiento biológico en condiciones anaerobias por la producción de ácido sulfhídrico (H_2S). Esto infiere la capacidad del sistema a tolerar condiciones bajas de OD sin afectar su operación, ya que la biopelícula

constantemente está siendo expuesta a la atmósfera y retoma oxígeno sin que haya limitaciones.

7.5 Nitrógeno (ANEXO D)

El Nitrógeno tiene diferentes fuentes de origen en el AR. Agudelo (1996) cita diferentes vías de ingreso como el arrastre de aguas lluvias a través del suelo o la atmósfera, por emisiones de industrias, aporte de Nitrógeno Orgánico a partir de desechos domésticos (heces y materia orgánica) que posteriormente son convertidos en Amoníaco por bacterias saprófitas.

Los procesos de descomposición y mineralización llevados a cabo por los microorganismos, transforman este Nitrógeno a Nitratos (nitrificación) y finalmente a N_2 (desnitrificación). Las proporciones de estos procesos dependen en gran medida de la concentración de oxígeno en el sistema (Lara y Borrego, 1999).

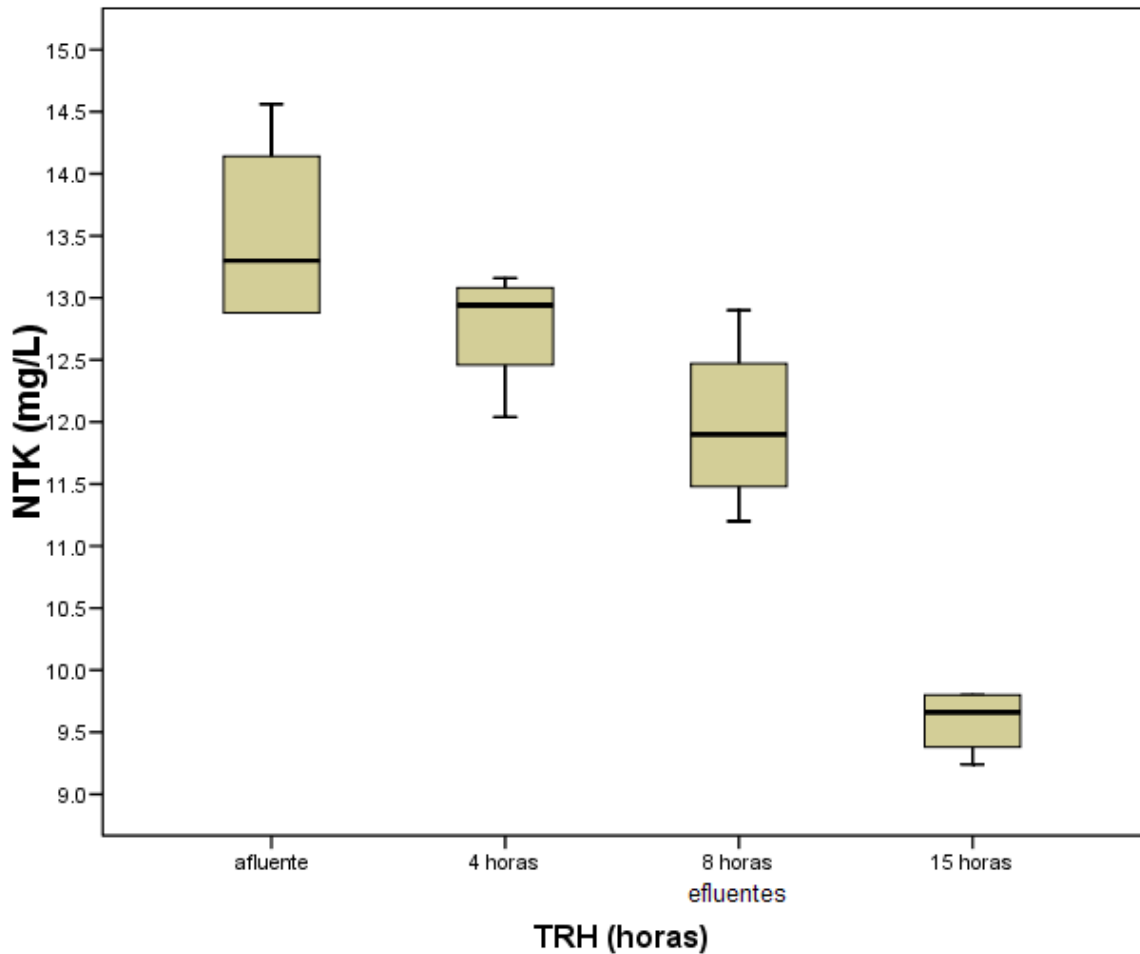
Los procesos de remoción de Nitrógeno en biodiscos incluyen diferentes mecanismos como: su utilización por los organismos del sistema (microorganismos), Amonificación, Nitrificación/Desnitrificación y Volatilización. Numerosos estudios han demostrado que el mecanismo más importante de remoción es el proceso de Nitrificación/Desnitrificación (Vymazal *et al*, 2002).

Los compuestos nitrogenados constituyen nutrientes clave para el crecimiento de los seres vivos, así que el Nitrógeno puede ser eliminado del agua siempre que sea asimilado por microorganismos (Cervantes *et al*, 2000).

Como se comentó en la teoría, el Nitrógeno puede estar en diferentes formas dependiendo de su estado de oxidación, como Nitrógeno Orgánico, Amoniacal, Nitrito y Nitrato. Las dos primeras especies son cuantificadas en conjunto lo que resulta el Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK).

Los resultados mostrados en la gráfica 5 evidencian el comportamiento del NTK en el afluente y en los diferentes TRH evaluados.

Grafica 5. Comportamiento del NTK con respecto al TRH del reactor.



La concentración media de NTK para el afluente fue de 13.51 ± 0.80 mg/L, con un valor mínimo de 12.88 mg/L y un valor máximo de 14.57 mg/L observándose una variabilidad considerable en los resultados, posiblemente ocasionadas por las mediciones de los componentes del agua residual sintética, a la hora de realizar su respectivo pesaje.

Sin embargo estas concentraciones de NTK encontradas en el afluente siguen siendo menores que las reportadas para un ARD típica (40 mg/L) (Metcalf y Eddy, 1996; Romero Rojas, 2008).

Las concentraciones más bajas de NTK en el efluente se reportaron cuando el TRH fue de 15 horas, la concentración media registrada fue de 9.59 ± 0.27 mg/L con un valor mínimo de 9.24 mg/L y un valor máximo de 9.80 mg/L.

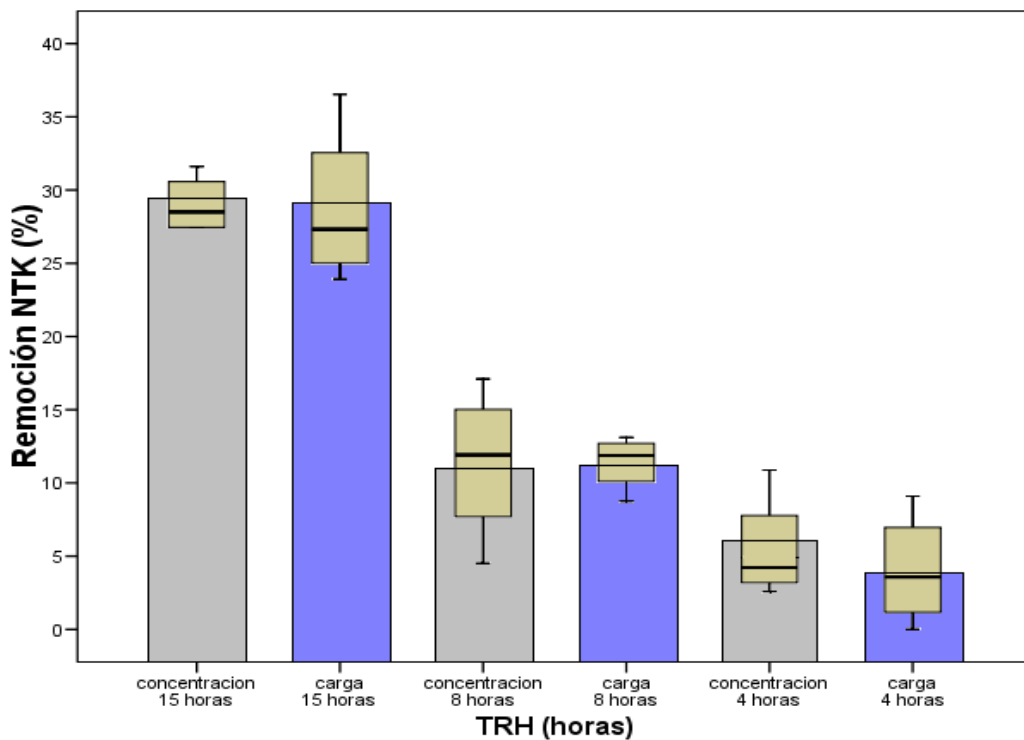
Para el TRH de 8 horas la concentración de NTK media fue de 11.98 ± 0.71 mg/L con un valor mínimo de 11.20 mg/L y un valor máximo de 12.90 mg/L.

Finalmente para el TRH de 4 horas la concentración media de NTK obtenida fue de 12.77 ± 0.50 con un valor mínimo y máximo de 12.04 y 13.16 mg/L respectivamente.

Este comportamiento de NTK se debe a diversos factores entre ellos a la disponibilidad de OD ya que está relacionado directamente con el TRH, además de la biomasa la cual incorpora el Nitrógeno Amoniacal a la célula por medio de su asimilación y las reacciones que se llevan a cabo dentro del sistema.

La grafica 6 muestra la eficiencia de remoción en porcentaje para el NTK analizada respecto a resultados de concentración y carga para los diferentes TRH evaluados.

Grafica 6. Eficiencias de remoción de NTK en carga y concentración respecto al TRH del reactor.



Para el TRH de 15 horas los valores medios de eficiencias de remoción fueron del 29.02% y 28.78% en concentración y carga, así mismo, para el TRH de 8 horas se obtuvieron eficiencias medias de remoción del 11.36% y 11.40% en concentración y carga, mientras que para el TRH de 4 horas las eficiencias de remoción obtenidas fueron de 5.48% y 4.07% en concentración y carga.

Estos resultados se obtuvieron debido a que cuando se trató el afluente con un TRH de 15 horas, se generó un mayor contacto con el reactor, permitiendo así que la concentración de OD en el agua aumentara, como la remoción de Nitrógeno depende en gran medida de la cantidad presente de OD en el agua. Lo contrario ocurrió para TRH de 8 y 4 horas debido a que la presencia de OD fue menor por tanto las eficiencias de remoción también fueron menores.

Si se observa las variaciones de las eficiencias de remoción en carga con respecto a las de concentración no hay una diferencia significativa en cuanto a remoción de NTK, sin embargo los resultados pueden haber sido influenciados por los aforos de caudal que se realizaron aumentando la variabilidad y mayor incertidumbre en el resultado.

De acuerdo con Metcalf & Eddy (1996), las remociones que se pueden alcanzar por Nitrógeno pueden estar en un 8 a 12%. Crites y Tchobanoglous (2000) estiman que las remociones pueden alcanzar un máximo de 20% para un sistema biológico convencional. En estos casos la remoción de Nitrógeno se atribuye principalmente por la síntesis de Biomasa. No obstante en este estudio se obtiene un porcentaje mucho mayor en remoción para el TRH de 15 horas a lo establecido en la literatura porque no sólo se da la remoción por síntesis, sino también por otras vías de eliminación de Nitrógeno los cuales ocurren mediante diferentes procesos que serán explicados a continuación:

- ✓ Químico: Volatilización de Amoniac
- ✓ Biológico: Nitrificación – Desnitrificación

7.5.1 Volatilización de Amoniac

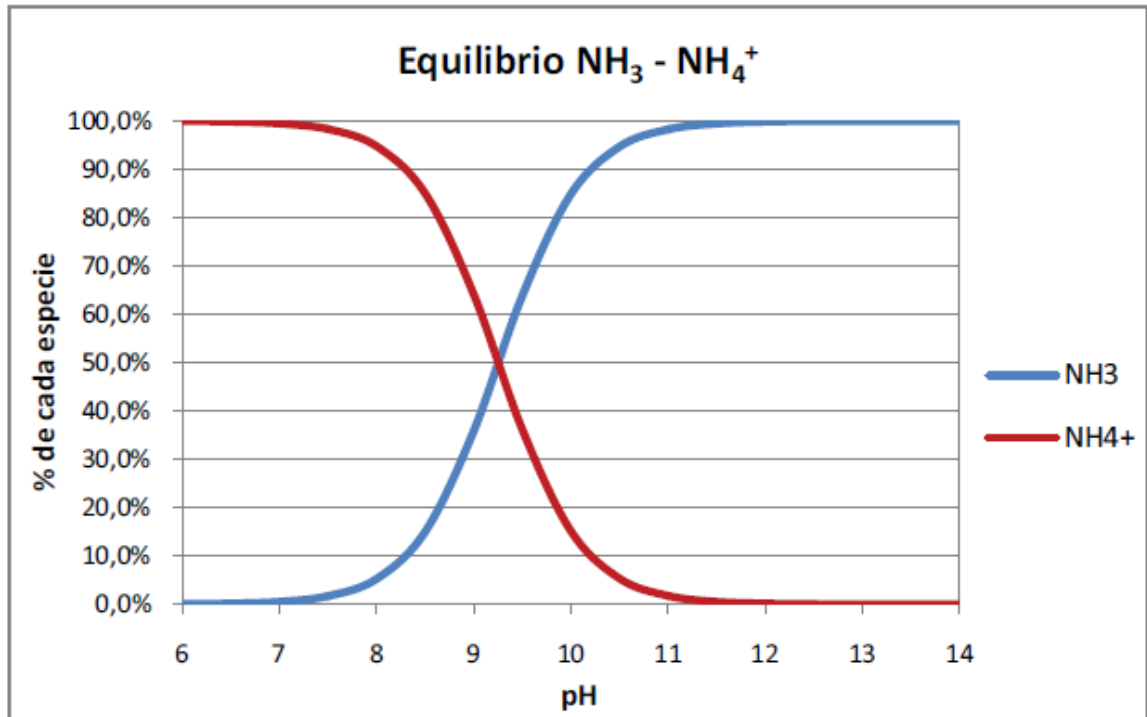
La volatilización es un proceso donde parte del Nitrógeno presente en el agua se pierde en forma de Amoniac gaseoso. Para que ocurra dicho proceso es necesario cumplir con ciertas condiciones como un pH básico. Este principio es aprovechado en las plantas de tratamiento que remueven Nitrógeno por el método “Stripping”, en el cual se le adiciona una base al agua para aumentar el pH.

Inicialmente el Nitrógeno del agua residual está en forma de Amonio acuoso (NH_4^+) y éste forma un equilibrio con el Amoniac que está influenciado por el pH del medio. (Bódalo *et al*, 2007b). Dicha reacción se representa a continuación:



Ecuación 4. Reacción de equilibrio entre Amonio y Amoniac.

Grafica 7. Variación de la proporción de Amonio y Amoniaco según el pH.



Fuente: Pérez, 2010

En un pH neutro (7.0) casi todo el Nitrógeno Amoniacal se encuentra en forma de NH_4^+ , no obstante cuando el pH aumenta, el equilibrio de la reacción se desplaza hacia la derecha favoreciendo la formación de Amoniaco el cual puede liberarse en forma de gas mediante la turbulencia originada por el giro de los discos del reactor.

De acuerdo con los resultados de pH discutidos anteriormente, el reactor operó con una ligera basicidad en un promedio de 7.37; 7.85 y 8.03 unidades para los TRH correspondientes a 15; 8 y 4 horas. Este pH desplazó la reacción a la derecha y por lo tanto se generó Amoniaco. De acuerdo con la constante de acidez (K_a) de la Ecuación 4 y el pH del reactor, se halló la proporción de ambas especies. El cálculo se hace de la siguiente manera:

$$pH = -\log[H^+]$$

Ecuación 5. Ecuación de pH.

7.5.2 Cálculos realizados para TRH de 15 horas

como $pH = 7.37$, entonces $[H^+] = 1 \times 10^{-7.37}$

$$K_a = \frac{[NH_3][H^+]}{[NH_4^+]} = 5.6 \times 10^{-10}$$

Remplazando $[H^+]$:

$$K_a = \frac{[NH_3]1 \times 10^{-7.37}}{[NH_4^+]} = 5.6 \times 10^{-10}$$

$$\rightarrow \frac{[NH_3]}{[NH_4^+]} = 0.013 \text{ ó } [NH_3] = 0.013[NH_4^+]$$

para hallar la proporción de cada especie:

$$[NH_3] + [NH_4^+] = 100\%$$

Remplazando $[NH_3]$:

$$0.013[NH_4^+] + [NH_4^+] = 100\%$$

Por lo tanto $[NH_4^+] = 98.72\%$ y $[NH_3] = 1.28\%$

Ecuación 6. Ecuación de la constante de acidez para hallar la concentración de las especies de Nitrógeno Amoniacal.

Tabla 7. Concentración de las especies de nitrógeno amoniacal respecto al TRH.

TRH	Concentración de las especies de Nitrógeno Amoniacal (%).	
	NH_4^+	NH_3
15 horas	98.72	1.28
8 horas	96.15	3.85
4 horas	94.34	5.66

Fuente: Elaboración propia.

De la misma manera se procedió a calcular las concentraciones de especies de Nitrógeno Amoniacal para TRH de 8 y 4 horas.

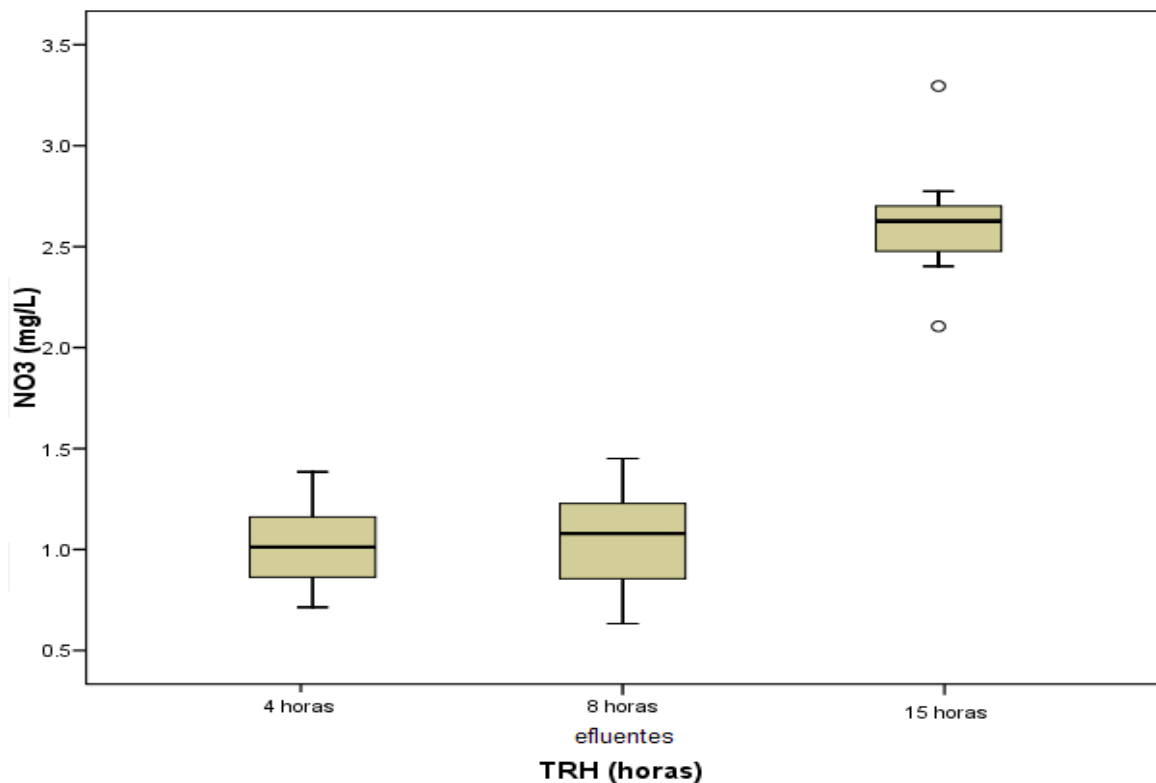
Como se puede observar, parte del Nitrógeno Amoniacal del afluente que llega al reactor no alcanza a ser asimilado u oxidado por procesos biológicos, sino que logra volatilizarse gracias a las condiciones desarrolladas dentro del reactor que favorecen este proceso químico, el cual pudo corroborarse por el olor característico a Amoniacal que se percibía principalmente para TRH de 4 horas. Este fenómeno también se ha descrito en un estudio de tratamiento de aguas residuales mediante un sistema de lagunaje, donde se obtuvieron remociones de 75 a 98% de Nitrógeno Amoniacal gracias al proceso de volatilización, influenciado por las condiciones de pH superior a 8,0 y temperaturas de agua ligeramente altas (Silva, 2007).

Un mayor TRH permite mejor oxigenación del sistema y disminución del pH, a diferencia de TRH cortos, los cuales no son suficientes para neutralizar el pH permitiendo mayor volatilización del Amonio, otro factor importante es la procedencia y composición del afluente, en el caso de la investigación el afluente tendía a ser básico.

7.5.3 Nitrificación – Desnitrificación

El proceso de Nitrificación – Desnitrificación tienen como objetivo básico la eliminación del Nitrógeno que hay en un residuo. Se trata de un proceso microbiológico en el cual el Amonio es oxidado por bacterias autótrofas a Nitrato en presencia de oxígeno y carbono inorgánico (Nitrificación) y, a continuación, este Nitrato es reducido por bacterias heterótrofas a Nitrógeno molecular gas, en ausencia de oxígeno y presencia de carbono orgánico (Desnitrificación).

Grafica 8. Comportamiento del NO_3^- con respecto al TRH del reactor.



7.5.3.1 Nitrificación

El Proceso de convertir Amoníaco a Nitrato se llama Nitrificación y requiere del cultivo de bacterias especializadas más que aeróbicas sensitivas conocidas como nitrificadoras.

La concentración libre de oxígeno disuelto deberá mantenerse por arriba de 1 mg/L para que los nitrificadores funcionen.

Es importante notar que el proceso de Nitrificación por sí mismo no remueve el Nitrógeno del sistema. La Nitrificación estabiliza (oxida) el Amoníaco y el NTK a Nitrato lo cual nos creará una demanda de oxígeno inmediata en las aguas que se reciben. El Nitrato sin embargo, es un fertilizante y puede promover el crecimiento de algas las cuales finalmente mueren y como consecuencia de esto todavía crea una demanda de oxígeno por medio del proceso de descomposición. Con el fin de remover el Nitrógeno del sistema, el Nitrato debe ser removido por medio del proceso biológico conocido como Desnitrificación.

La Nitrificación es influenciada por la temperatura, pH, alcalinidad del agua, población microbial, concentraciones de Oxígeno Disuelto y Nitrógeno Amoniacal. La temperatura ideal para su desarrollo está entre los 15 y 25 °C, bajas temperaturas disminuyen las velocidad de reacción siendo el valor mínimo para que la Nitrificación ocurra 4°C (Paredes y Kuschik, 2001).

En el reactor de Biodiscos se presentaron buenas condiciones para el desarrollo de la Nitrificación. De acuerdo con la teoría, es necesario un pH entre 6 y 9 unidades, un OD por encima de 1 mg/L y temperaturas por encima de 13°C puesto que por debajo de esta temperatura empieza a limitar dicho proceso. Todas estas condiciones se cumplieron dentro del reactor por lo tanto no se presentaron restricciones para llevar a cabo el proceso.

La gráfica 8 permite observar que la mayor concentración media de Nitratos se presentó durante el TRH de 15 horas, y esta concentración fue de 2.63 ± 0.32 mg/L. Así mismo se aprecia las concentraciones para TRH de 4 y 8 horas con valores de 1.06 ± 0.27 y 1.02 ± 0.21 mg/L de Nitratos respectivamente. Las dos últimas concentraciones presentan valores muy similares, esto debido a la baja presencia de OD en ambos casos, lo que represento un menor proceso de Nitrificación para estas condiciones.

La concentración de Nitrato fue decreciendo a medida en que el TRH fue disminuyendo. Este comportamiento lo observaron Chen et al, durante el tratamiento de un RBC. Gupta y Gupta, en un reactor RBC, observando que para los cinco TRH estudiados (rango 18 a 6 h), a medida que el efluente experimentaba un menor contacto con el sistema de tratamiento debido a la reducción del TRH, la concentración de Nitrato decrecía.

7.5.3.2 Desnitrificación

La Desnitrificación biológica es la actividad metabólica de bacterias heterótrofas aerobias facultativas que emplean el carbono orgánico como fuente de energía y utilizan los iones Nitrito y Nitrate como aceptores finales de electrones. Algunas de estas bacterias son las *Pseudomonas denitrificans*, *Micrococcus* y *Achromobacter*. Cuando el sustrato utilizado por las bacterias proviene del carbón orgánico.

Otra forma sencilla de entender la desnitrificación es: el proceso en el cual el Nitrate es reducido a Nitrógeno como gas por los microorganismos en ausencia de Oxígeno Disuelto. La Desnitrificación puede ocurrir cuando en cantidades suficientes se encuentran el Carbón Orgánico y Nitratos.

La limitación más importante en la Desnitrificación es que se debe garantizar un OD casi nulo. Cuando no hay Oxígeno Disuelto y existe el ión Nitrate (por Nitrificación), éste actúa como aceptor de electrones, oxidando la materia orgánica presente y reduciendo el Nitrate a Nitrógeno gaseoso (González, 2008).

Para el caso de los Biodiscos, siendo éste un reactor con predominancia aerobia, no se puede presentar dichas condiciones anóxicas. Como la Desnitrificación dificulta la sedimentación, en sistemas de tratamiento a escala real se controla este inconveniente mediante la instalación de un reactor antes del sedimentador para la liberación del gas, para que posteriormente se facilite el asentamiento del lodo (Metcalf y Eddy, 1996), sin embargo el RBC favorece la resuspensión de sólidos y la generación de lodos es mínima.

7.6 Fósforo (ANEXO E)

Teniendo en cuenta la importancia del Fósforo como nutriente, su determinación es necesaria en estudios de polución de ríos, lagos y en los procesos químicos y biológicos de purificación y en tratamiento de aguas residuales. La descarga de 1 g de Fósforo, en un lago, puede permitir la formación de más de 100 g de biomasa (materia orgánica) además de problemas de eutrofización y crecimiento de fitoplancton.

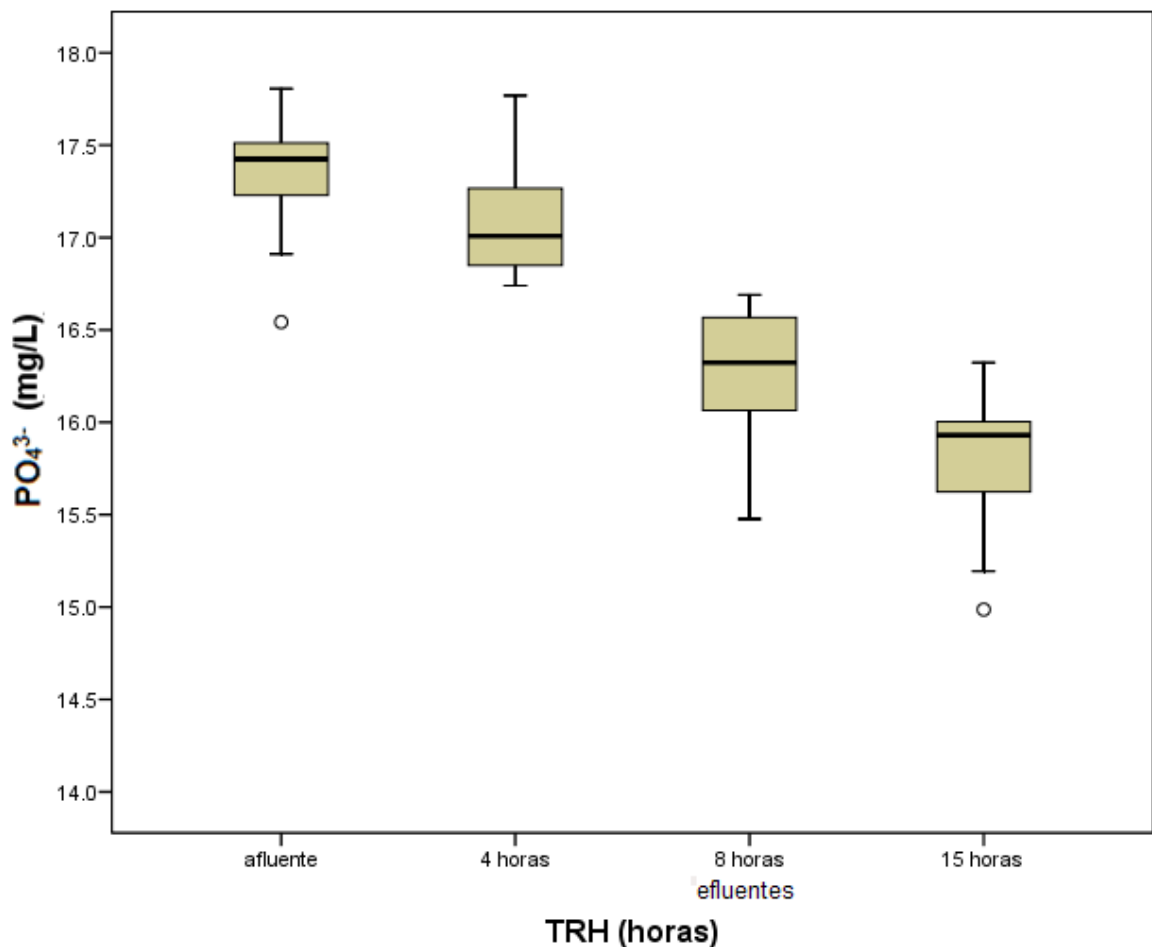
El Fósforo en aguas residuales se encuentra principalmente como Fosfatos y en formas orgánicas. La contaminación de agua por este elemento tiene su fuente principal en el uso de productos de limpieza con compuestos fosforados como principios activos. El Fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser un nutriente limitante de la productividad primaria. En concentraciones elevadas por la incorporación de aguas residuales o tratadas, estimula el

crecimiento acelerado de macrofitas y microorganismos, provocando eutrofización (APHA, 1992).

La oxidación biológica da como resultado que la mayoría del Fósforo sea convertido a ortofosfatos. Los mecanismos de remoción de Fósforo son principalmente adsorción, formación de complejos y precipitación.

El Fósforo puede ser asimilado en diferentes formas iónicas, el cual se integrará al metabolismo de los microorganismos, razón por la cual disminuye su concentración en el agua a su paso por el reactor (Agudelo, 1996).

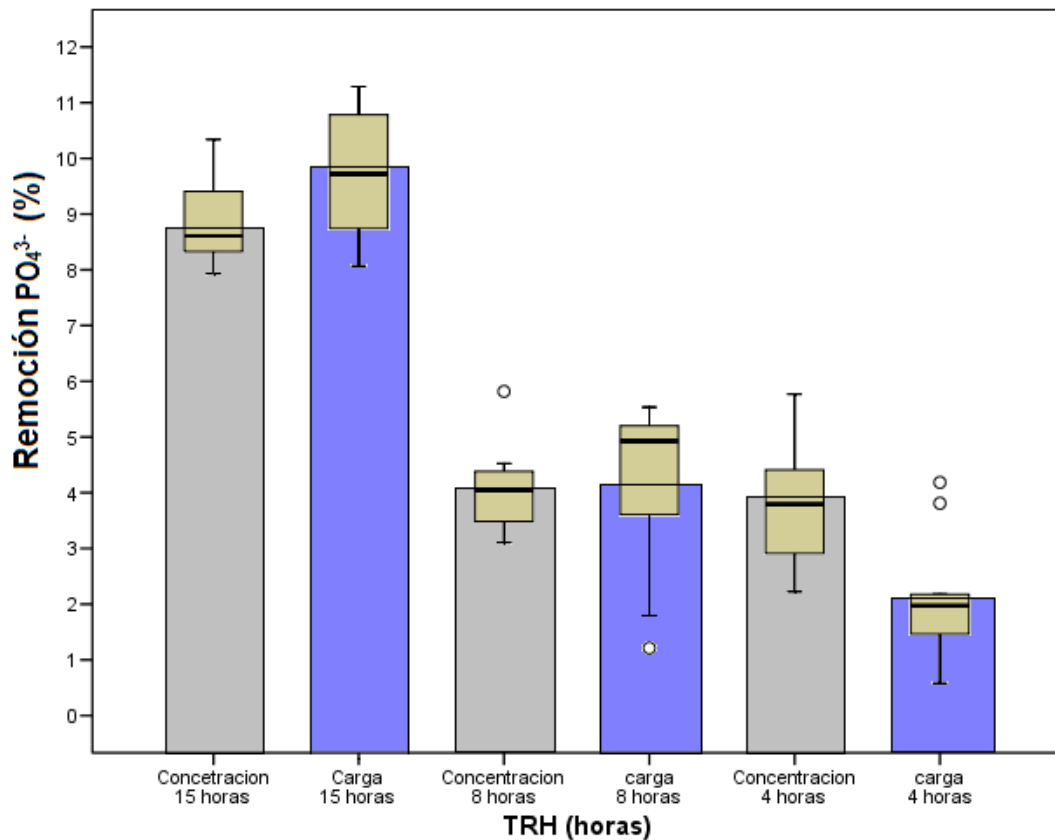
Grafica 9. Comportamiento del PO_4^{3-} con respecto al TRH del reactor.



En la gráfica 9 se observa que la concentración de Fosfato del agua residual sin tratar (afluente) se obtuvo en un promedio de 17.36 ± 0.49 mg/L. Una vez esta fue ingresando al reactor y bajo el TRH a 15 horas, la concentración disminuyó; la nueva lectura fue en promedio de 15.77 ± 0.44 mg/L en Fosforo.

En lo que respecta a TRH de 8 y 4 horas las concentraciones bajo estas condiciones alcanzaron valores de 16.26 ± 0.39 y 17.10 ± 0.33 mg/L de PO_4^{3-} respectivamente. Confirmando así que las remociones en Fósforo para estos casos fueron inferiores y que el TRH es fundamental a la hora de favorecer o limitar su eficiencia.

Grafica 10. Eficiencias de remoción de PO_4^{3-} en carga y concentración respecto al TRH del reactor.



La grafica 10, muestra las eficiencias en porcentaje alcanzadas en remoción de Fósforo tanto para carga y concentración respecto al TRH. Donde se puede apreciar que para un TRH de 15 horas el porcentaje en concentración promedio alcanzado fue de 8.99% y en carga de 9.81%. Para el TRH de 8 horas se obtuvieron valores en concentración de 4.09% y en carga de 4.17%, finalmente para el TRH de 4 horas las remociones alcanzadas fueron de 3.85% en concentración y de 2.10% en carga. Con respecto a los anteriores resultados se puede afirmar que los mejores valores en remoción de Fósforo se dieron para el TRH de 15 horas.

Existen pocos estudios que evalúen la eficiencia de remoción de Fósforo en los biodiscos. Diferentes investigaciones, muestran un bajo desempeño en las remociones de Fósforo que oscilan entre 3,3% y 41%. La explicación de esta baja remoción se debe a que el único modo de eliminar Fósforo en un sistema biológico convencional es mediante la incorporación en la Biomasa para síntesis y posteriormente extraído en las purgas de lodo, el cual posee Fósforo aunque en un porcentaje bajo (aproximadamente 3%). En la teoría se especifican remociones de Fósforo para un reactor de Biodiscos que pueden estar en un 10% a 25% (Metcalf y Eddy, 1996; RAS, 1998)

Con respecto al comportamiento del Fósforo, se obtuvo inicialmente una remoción cercana a 9.0% y fue disminuyendo en el tiempo hasta llegar a 3.85% aproximadamente (gráfica 10). Esta disminución obedece a la reducción del tiempo de retención hidráulico, lo cual se hizo con el propósito de conocer el comportamiento del reactor frente a estos cambios.

Hay que tener en cuenta también que aunque en este reactor predominan los procesos aerobios, existen capas internas de la biopelícula que presentan condiciones de anaerobiosis, porque cuando se tiene desarrollada la biopelícula y su espesor se empieza a incrementar, el oxígeno disuelto no es capaz de llegar hasta el fondo y por lo tanto los microorganismos de la capa inferior podrían cambiar alternativamente adaptándose a las nuevas condiciones desarrolladas de anaerobiosis (Cortez *et al*, 2008). Esta pequeña alternancia de procesos aerobio-anaerobio puede favorecer a una mayor incorporación de Fósforo dentro de las células y por esta razón se pudieron obtener mayores remociones en el RBC.

A partir de los resultados enunciados se deduce entonces que la eficiencia en remoción de Fósforo ha sido buena para este sistema biológico. Los sistemas biológicos convencionales se caracterizan por no ser tan eficientes en la remoción de Fósforo, por lo tanto para obtener mayores remociones de Fósforo deben emplearse sistemas fisicoquímicos o sistemas biológicos avanzados que pueden estimular a la incorporación de Fósforo en exceso en el tejido celular, exponiéndolos a condiciones aerobias y anaerobias alternadamente. Algunos de estos sistemas biológicos avanzados son: Phoredox, A/O (anaerobio-aerobio), PhoStrip, A2O (Anaerobio-anóxico-aerobio), Bardenpho, UCT, VIP, entre otras (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000).

7.8 COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO OBTENIDA EN EL RBC CON OTROS SISTEMAS DE TRATAMIENTO, TENIENDO EN CUENTA EL TRH

El tiempo de retención es el tiempo en el que el agua a tratar permanece dentro del sistema depurador o reactor. Por lo tanto, es un parámetro muy importante en la operación de un sistema de tratamiento, que dependerá típicamente del tipo de reactor utilizado en el tratamiento y de este dependerá en alta proporción la eficiencia alcanzada (Rodríguez y Duran, 2006).

En la tabla 8 se muestran los resultados obtenidos en el sistema de biodiscos operado durante la investigación como los resultados obtenidos en otros estudios, para diferentes sistemas de tratamiento en aguas residuales, evaluados con diferentes Tiempos de Retención Hidráulico en la remoción de Nitrógeno y Fósforo.

Tabla 8. Eficiencias alcanzadas en diferentes sistemas de tratamiento respecto al TRH.

Sistema de Tratamiento	Parámetros Analizados	Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)		Eficiencias Alcanzadas (%)			
				N	P		
Reactor de Contactores Biológicos Rotativos (RBC) "Sistema evaluado en la investigación"	Nitrógeno Fósforo	15 h		29.02	8.99		
		8 h		11.36	4.09		
		4 h		5.48	3.85		
Sistema UCT híbrido modificado	Nitrógeno Fósforo	16 h		85.2	83.3		
		4 h		82.7	80.2		
Sistemas de Procesos Biológicos Unitarios (anaerobio-anóxico-aerobio y aerobio-anóxico)	Nitrógeno Fósforo	15	15	Tren 1		Tren 2	
				N	P	N	P
		9	3	83	87	90	75
		4		69	74	51	37
Reactores Biomembrana Aireados	Nitrógeno	10 h		15.40			
		7 h		47.51			
		5h		47.23			
		2 h		33.42			

Continuación tabla 8. Eficiencias alcanzadas en diferentes sistemas de tratamiento respecto al TRH.

Sistema de Tratamiento	Parámetros Analizados	Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	Eficiencias Alcanzadas (%)	
			N	P
Reactor Discontinuo Secuencial (SBR).	Nitrógeno	6 h	27.3	15.6
		10 h	40.2	33.7
	Fósforo	14 h	52.3	47.7
		18 h	29.8	19.5
Sistemas de Contactores Biológicos Rotativos RBC (biodiscos) con tres etapas	Nitrógeno	24 h	88.92	41.90
		12 h	68.95	25.57
	Fósforo	6 h	53.87	17.60

Fuente: Elaboración propia.

Como se puede observar, existen diferentes sistemas de tratamiento para aguas residuales, los cuales son operados bajo ciertos factores que son determinantes en la remoción de la materia orgánica, nutrientes, etc. Y de estos depende la eficiencia de los sistemas.

Uno de esos factores es el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH), parámetro importante en el momento de elegir un sistema de tratamiento para afluentes. Aunque en algunas investigaciones realizadas se ha podido observar que existen tratamientos donde el TRH no ha influido en los resultados obtenidos.

Los biodiscos por ejemplo, son operados con un TRH entre 0.8 a 1.2 horas (Romero Rojas, 2008) 1.5 a 4 horas (Metcalf y Eddy, 1996) e inclusive tiempos aún mayores de 2 a 8 horas (Deloya, 1985). Para tratar solo materia orgánica en estos sistemas y en concentraciones bajas, los tiempos de retención son cortos (1 a 2 horas) mientras que para el tratamiento de efluentes con alta presencia de materia orgánica, ricos en nutrientes como Fósforo y Nitrógeno, los tiempos son relativamente más prolongados (3 a 30 horas) para reactores con volúmenes grandes. Alcanzando remociones del 80 al 95% en Nitrógeno y del 30 al 50% en Fósforo.

Para el caso de esta investigación, se evaluó un sistema de biodiscos de una fase, conformado por 4 discos construidos con geotextil NT 1600, en el cual se obtuvo remociones del 29.01; 11.32 y 5.48% en Nitrógeno y del 8.99; 4.09 y 3.85% en

Fósforo empleando TRH de 15; 8 y 4 horas. La mayor eficiencia obtenida fue para un TRH de 15 horas. Es importante aclarar que el reactor evaluado fue operado con una sola etapa y un número reducido de discos (4 discos), lo cual influyó en las bajas remociones obtenidas con respecto a los demás sistemas.

Se operó un sistema UCT híbrido modificado a escala de laboratorio, compuesto por una cámara anaerobia, anóxica y aerobia conectadas en serie, en el que la biomasa crece en suspensión y adherida en torno a pequeñas partículas de un soporte plástico que se mantienen en suspensión en la cámara aerobia. Durante la operación se varió el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) entre 16 y 4 horas, utilizando un agua residual sintética, con una composición similar a la de las aguas residuales urbanas para evaluar la eliminación simultánea de N y P de las aguas residuales. Los resultados alcanzados muestran una alta eficiencia en la remoción de N cercanas al 85%. En cuanto a la remoción de P, se alcanzó eficiencias del 83%. Durante el periodo experimental, el TRH fue gradualmente reducido de 16 a 4 horas, sin presentar deterioro significativo en los valores de eliminación de los nutrientes (Saldarriaga *et al*, 2009).

Los sistemas de tratamiento biológico unitarios se han empleado para la remoción de Nitrógeno y Fósforo. Se operaron dos sistemas de tratamiento biológico (anaerobio-anóxico-aerobio o tren I y aerobio-anóxico o tren II, modificados), en la eliminación simultánea de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo). Los arreglos contaron con un crecimiento de biomasa en suspensión en cámaras anaerobia y anóxicas y combinado (suspendido y adherido) en las aerobias. El tiempo de retención hidráulico (TRH) varió entre 15 y 3 horas por tren. Los procesos fueron evaluados empleando agua residual sintética, similar en composición al agua residual doméstica, preparada a partir de suero de leche en polvo y con la adición de macronutrientes y micronutrientes. Las remociones obtenidas durante la experimentación fueron del 83 % en N y 87 % P para el tren de tratamiento 1 mientras que para el tren de tratamiento 2 se obtuvieron eficiencias del 90 % en N y del 75 % en P observándose que en el primer sistema la eficiencia de remoción fue mayor para el P, en cuanto al segundo sistema el porcentaje de remoción alcanzado fue mejor para el N. En este caso el TRH fue determinante en la eficiencia de cada sistema (Correa *et al*, 2011).

Otros sistemas de tratamiento como los reactores con biomembrana aireados y los reactores de carga secuencial (SBR), han sido usados en la depuración de aguas residuales e industriales evaluados con TRH entre 10 y 2 horas (Lolmede *et al*, 2000) y finalmente de 18 a 6 horas (Pérez *et al*, 2002). Consiguiéndose remociones

de 47.23% y 47.51% para un TRH entre 5 y 7 horas y de 52.30% y 47.70% con TRH de 14 horas en la eliminación de Nitrógeno y Fósforo.

Un sistema de biodiscos fue evaluado en la remoción de nutrientes N y P presentes en aguas residuales sintéticas y bajo TRH de 24, 12 y 6 horas respectivamente. Dicho sistema fue operado con tres etapas y un número de 8 discos por etapa, cuyas remociones obtenidas fueron las siguientes: 88.92 %; 68.95 % y 53.87 % en N para TRH de 24, 12 y 6 horas, mientras para P las remociones alcanzadas fueron de 41.90 %; 25.57 % y 17.60 % con TRH de 24, 12 y 6 horas.

Internacionalmente, se llevó a cabo un estudio en el cual se compararon las eficiencias en Nitrógeno y Fósforo de diversos tipos de tratamientos a pequeña escala como reactores UASB, lodos activados y Biodiscos operados con diferentes tiempos de retención hidráulico, para el manejo de agua residual en Montevideo (Borzacconi *et al*, 1996). A nivel local, se hicieron estudios a escala laboratorio para determinar la eficiencia en términos de Nitrógeno y Fósforo para el tratamiento de aguas residuales generados en la ciudad de Cúcuta por medio de dos tipos de tratamientos, uno aerobio (Biodiscos) y uno anaerobio del tipo de UASB (Álvarez y Suárez, 2006). En Bucaramanga, se hizo de igual manera una investigación observando el comportamiento de dos sistemas de tratamiento diferentes (Biodiscos, UASB) aplicado al lixiviado generado en el relleno sanitario “El Carrasco” de esa ciudad, evaluándose sus eficiencias en diferentes parámetros entre ellos la remoción de Nitrógeno y Fósforo (Castillo *et al*, 2007). En cada uno de estos estudios se ha obtenido mejores resultados para Biodiscos comparados con los otros sistemas de tratamiento, donde Borzacconi *et al* (1996) obtuvo eficiencias en promedio de 67% en Nitrógeno y del 29% en Fósforo, Álvarez y Suarez (2006) obtuvo 76% y 31% en Nitrógeno y Fósforo, así mismo el estudio de Castillo *et al* (2007) obtuvo 70% en la remoción de Nitrógeno y 39% en Fósforo. Bajo estos antecedentes se hace viable técnicamente la implementación de Biodiscos como tratamiento secundario de aguas residuales y lixivados por obtener mayores eficiencias en la remoción de Nitrógeno y Fósforo con respecto a otros sistemas de tratamiento, lo anterior permite concluir que existen diferentes sistemas de tratamiento, los cuales son operados con diferentes tiempos de retención; esto debido al funcionamiento de cada uno, en donde este parámetro es de vital importancia para que estos sistemas alcancen buenas remociones en el tratamiento de aguas residuales.

8. CONCLUSIONES

- Se evaluó el comportamiento del reactor en sus diferentes etapas con respecto a variables como el OD, pH y Temperatura, obteniéndose las siguientes conclusiones:
 - El nivel de OD tuvo gran variación en cada uno de los tiempos de retención, influenciado directamente por la carga orgánica presente en el agua a tratar. Se encontró una correlación con tendencia lineal entre el TRH y el OD promedio, lo cual evidencia el incremento del OD a medida que el tiempo de retención va aumentando, pasando de una media de 0.77 mg/L para 4 horas hasta 3.5 mg/L en 15 horas.
 - El pH presento pequeñas variaciones de 8.05 unidades en el afluente a 7.75 unidades en el efluente producto de la presencia de Nitrógeno Amoniacal y a la Alcalinidad presente en el agua residual que impide la reducción brusca del pH.
- Las remociones de Nitrógeno obtenidas de 29%, 13.69% y 3.83% para TRH de 15, 8 y 4 horas son comparables con resultados obtenidos en otros estudios que evaluaron tratamientos biológicos de tipo aerobio con TRH similares. Normalmente se da remoción sólo por asimilación y se transforma el Nitrógeno Amoniacal en procesos de Nitrificación. Para esta investigación se obtuvo también remoción gracias a procesos de volatilización.
- Al obtenerse las remociones para cada parámetro fisicoquímicos durante el periodo experimental pudo observarse que las eficiencias permanecen con poca variación, lo cual se concluye la gran estabilidad del reactor en su desempeño sin afectarse por las variaciones del afluente o por condiciones ambientales. Al incrementar los TRH del reactor se obtuvieron incrementos en la concentración de OD y Nitratos, mayores eficiencias de remoción de NTK y Fosforo, menor volatilización de Amoniaco gaseoso, menor concentración de Fosfatos y disminución del pH y temperatura.
- Con relación al Fósforo se obtuvieron eficiencias aceptables de 8.98; 4.08 y 3.84% en promedio teniendo en cuenta que este sistema se operó en una sola etapa, lo cual limito el desempeño del reactor, siendo más bajas a las eficiencias promedio en sistemas convencionales. La única vía de

eliminación para este componente es mediante la asimilación de la biomasa, la cual incorpora dentro de las células un pequeño porcentaje.

- Al desarrollarse una investigación con un modelo a escala laboratorio pueden existir factores exógenos (precipitación-humedad, radiación y temperatura) no valorados que pueden incidir en los resultados al aplicarlos a escala real. Considerando que la investigación se llevó a cabo en el laboratorio de la Universidad del Cauca se concluye que dichos factores no afectarían negativamente el desempeño del sistema porque el reactor no estuvo expuesto a la intemperie, siempre permaneció cubierto evitándose el crecimiento de algas causantes de la disminución de la eficiencia y se pudo comprobar durante la investigación que la temperatura se encontró por encima de los valores establecidos en la literatura.
- Los resultados obtenidos en esta investigación indican claramente que el TRH es una variable fundamental y definitiva en la eficiencia de remoción de Nitrógeno y Fósforo. Además controla variables como Temperatura, pH y OD que fueron observados para el control del proceso en el sistema de biodiscos.

9. RECOMENDACIONES

- En la operación de un sistema de tratamiento de aguas residuales con un reactor de contactores biológicos rotativos (RBC), se deben tener presente parámetros como: pH, OD, Temperatura, Alcalinidad y Tiempo de Retención Hidráulico, ya que estos influyen directamente en la eficiencia del sistema.
- Se sugiere que el sistema de tratamiento cuente con más etapas de discos construidos con geotextil NT-1600 por separado, para aumentar las eficiencias de remoción y que cada etapa cuente con un número mayor de discos. Un sistema dividido en etapas permite que la película biológica presente diferentes tipos de poblaciones en cada una de ellas y especializada en la degradación de sustratos diferentes. Al aumentarse el número de discos disminuye la carga orgánica superficial y favorece la oxigenación pudiendo llegar a un nivel de OD promedio de 2 mg/L de acuerdo a la correlación de TRH-OD, de esta manera se evita condiciones de sobrecarga que vayan en detrimento de la operación del reactor de Biodiscos.
- Es importante evaluar un RCB con diferentes tipos de aguas residuales, incluyendo aguas residuales con alta carga orgánica como los lixiviados, con discos realizados en geotextil para conocer el comportamiento de este sistema en el tratamiento de agua residual con diferentes características.
- Para mejorar la eficiencia del sistema es importante realizar estudios posteriores donde se evalué un sistema de biodiscos construidos con geotextil NT 1600 y dividido por etapas para analizar más detalladamente los procesos bioquímicos involucrados para la remoción de nutrientes y así cuantificar las vías de eliminación, de esta manera se tendrán explicaciones con mayor detalle sobre las remociones obtenidas en este tipo de reactores biológicos.
- Para el escalamiento de este reactor a dimensiones reales debe considerarse como parámetro de diseño principal la carga orgánica superficial. Determinado el caudal del afluente, el área de discos requerido para el tratamiento siendo éste el componente primordial para el diseño. El escalamiento de otro tipo de componentes como el motor, eje, material de discos, entre otros, debe considerarse su composición y características los

cuales permitan garantizar la resistencia, estabilidad y operatividad del reactor.

10. BIBLIOGRAFIA

1. AGUDELO, R. A. (1996). Tratabilidad de lixiviados producidos en rellenos sanitarios. Medellín, Universidad de Antioquia. 400pp.
2. ALVAREZ, A. & SUAREZ, J. (2006). "Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario "El Guayabal" de la ciudad San José de Cúcuta". San José de Cúcuta, Universidad Del Norte. 11pp.
3. APHA (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington D.C. 937 p.
4. AYOUB, G., SAIKALY, P., EL-FADEL, M. & BAYDOUN, E. (2004). "Impact of Step-Feed on COD and BOD5 Removal in Rotating Biological Contactors." *Environmental Engineering Science* 21(5): 11pp.
5. BEHLING E, MARIN JC, CHIRINOS A, RINCON N, COLINA A G, MESA J. Influencia de la carga orgánica sobre la eficiencia de reactores RBC de tres etapas en el tratamiento de un efluente industrial sintético. Universidad Militar Nueva Granada, 2012, paginas 7-24.
6. BEHLING E, MARIN J C, GUTIERREZ E y FERNANDEZ N. Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto. Maracaibo, 2002, 10paginas.
7. BELLO Y. & LARA R. Evaluación del arranque y puesta en marcha del sistema de tratamiento de aguas residuales de una empresa tabacalera. *Revista de la Facultad de Ingeniería Universidad Central de Venezuela*, versión impresa ISSN 0798-4065. Caracas, Venezuela. Marzo, 2000. 13pp.
8. BÓDALO, A., HIDALGO, A. M., GÓMEZ, M., MURCIA, M. D. & MARÍN, V. (2007). "Tecnologías de tratamiento de lixiviados de vertedero (I): Tratamientos convencionales." *Ingeniería Química* 39(451): 8pp.
9. BORZACCONI, L., LÓPEZ, I., ARCIA, E., CARDELINO, L., CASTAGNO, Á. & VIÑAS, M. (1996). "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario." Recuperado en Agosto de 2008, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01147e20.pdf>.
10. CASTILLO, F. & VIVAS, F. (1996). "Tratamiento de Aguas Residuales, de una Empresa Papelera, con Sistema de Biodiscos." *Revista Acotepac* (29): 6pp.
11. CASTILLO, E., VERGARA, M. & MORENO, Y. (2007). "Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor." *Waste management* (20): 7pp.

12. Cervantes-Carrillo F., Pérez J. y Gómez J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Rev. Latinoam. Microbiol.* 42, 73-82.
13. Chen Zhiqiang, Wen Qinxue, Wang Jianlong, LI Fang, (2006). Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC). En: *Process Biochemistry*, Vol. 41, pp. 2468-2472.
14. Correa A., Saldarriaga J y Hoyos D. (2011). EVALUACIÓN DE PROCESOS BIOLÓGICOS UNITARIOS EN LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE NUTRIENTES PARA MINIMIZAR LA EUTROFIZACIÓN. Ingeniería Ambiental, Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia: 114pp.
15. CORTEZ, S., TEIXEIRA, P., OLIVEIRA, R. & MOTA, M. (2008). "Rotating Biological contactors: a review on main factors affecting performance " *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7(2): 18pp.
16. CRITES, R. & TCHOBANOGLIOUS, G. (2000). *Sistemas de manejo de Aguas Residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Bogotá, McGraw Hill. 701pp.
17. Cervantes-Carrillo F., Pérez J. y Gómez J. (2000). Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Rev. Latinoam. Microbiol.* 42, 73-82.
18. COLLAZOS, Carlos. "Tratamiento de aguas residuales domesticas e industriales". Universidad nacional de Colombia, 2008. Páginas 1-49.
19. COLÍN, A., ROMERO, M., SÁNCHEZ, E y ORTIZ, L. (2009). TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR UN SISTEMA PILOTO DE HUMEDALES ARTIFICIALES: EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE LA CARGA ORGÁNICA. Centro de Investigación en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México. México: 167pp
20. COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. Resolución N° 0631 (17, marzo, 2015). Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. 62 p.
21. COLOMBIA. PRESIDENCIA DE LA REPUBLICA. Decreto 1594 (26, junio, 1984). Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 09 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI – Parte III - Libro II y el Título III de la Parte III Libro I del Decreto 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. 55 p.

22. DE LIMA PHILIS A M. Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio. Florianópolis, 2008. 194 paginas.
23. Deloya, M.A. Estudio del Comportamiento de una Unidad de Biodiscos Estructuralmente Modificada. Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 3332, México, 1985.
24. DIEZ, J. F. & GÓMEZ, V. J. (1999). Diseño y Construcción de un sistema de Biodiscos para el tratamiento de Aguas Residuales. Escuela de Ingenierías Facultad de Ingeniería Mecánica. Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, UPB. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Mecánico: 158pp.
25. DI PALMA L. & VERDONE, N. (2008). "The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors." *Bioresource Technology* 100(3): 4pp.
26. Dutant S. R. (2002). COMPORTAMIENTO DE LA D.B.O., NITROGENO Y FOSFORO EN UN SISTEMA DE REACTORES DE BIOMASA SUSPENDIDA (ANAERÓBICO Y ANÓXICO) Y BIOMASA ADHERIDA AIREADA (BIODISCOS) DISEÑADOS A ESCALA LABORATORIO. Ingeniería Civil Instituto Técnico de Estudios Superiores Monterrey México. Ingeniería Civil Por Reválida Universidad de Carabobo Venezuela. Maestría en Ingeniería Ambiental Instituto Técnico de Estudios Superiores Monterrey, México: 17pp
27. FERRARA, G. & RODRIGUEZ, F. (2009). "Remoción biológica de nitrógeno usando una combinación de reactores de crecimiento adherido y suspendido bajo operación intermitente". Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 9pp.
28. GONZÁLEZ, A. (2008). Principales problemas en la sedimentación del floc biológico (lodos activados) Maracay, CONTRASER. 60pp.
29. GONZALES, M. & SALDARRIAGA, J. (2008). "Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio". Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín (Colombia). 9pp.
30. Gupta A., and Gupta S., (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. En: *Water Research*, Vol. 35, pp. 1714-1722.
31. IGLESIAS GONZALES, J. A. (2013). "Cálculo y diseño de una EDAR de Biodiscos". Departamento de Ciencia e Ingeniería de Materiales e Ingeniería Química. Universidad Carlos III de Madrid. 178pp.

32. Lara-Borrego J.A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Cataluña, España.
33. LAZCANO, PEDRO. (2013). "Tratamiento del agua residual generada en un edificio mediante contactores biológicos rotatorios". Universidad Nacional Autónoma De México, Facultad De Ingeniería. 93pp.
34. Lolmede Ph., Vidart T., Eguía E., Jácome A., Tejero I. (2000). Effect of high concentrations of nitrates on a permeable support biofilm reactor. *Biofilm Systems IAWQ*, núm. 1, 11 - 13.
35. MARIN JC, CASTRO E, BEHLING E, COLINA G, DIAZ L y RINCON N. Nitrobacterias en reactores biológicos rotativos de contacto (RBC) de tres cámaras bajo diferentes cargas orgánicas. Venezuela, 2011, paginas 71-82
36. Márquez, A. & Guevara, E. (2004). "Descripción y evaluación del funcionamiento de un sistema de tratamiento de aguas residuales en una industria avícola". Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela. 10pp.
37. METCALF & EDDY (1996). Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. México D.F, McGraw Hill. 1485pp.
38. Najafpour Ghasem, Zinatizadeh A., and Lee L., (2006). Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment. En: *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 30, pp. 297-302.
39. ORDOÑEZ J y BETANCUR A. ESTUDIO PRELIMINAR PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS EN UN REACTOR DE BIODISCOS. Manizales 2003, 104 páginas.
40. Paredes D, Kusch P. (2001). Tipo de humedales y mecanismos de remoción. Seminario humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Armenia, Manizales, Pereira, Septiembre 3-8 del 2001. p: 10-12.
41. Pérez, Juan. (2010). "Aplicación y evaluación de un reactor de contactores biológicos rotativos a escala laboratorio como tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la pradera". Universidad de Medellín. 187pp.
42. REGLAMENTO TÉCNICO DEL SECTOR DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO BASICO. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: SECCION II, TITULO E. BOGOTA: RAS, 2000. 145 p.
43. PEREZ M., CONTRERAS A. y GONZALEZ H. REMOCION DE FOSFORO Y NITROGENO EN AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO UN REACTOR DISCONTINUO SECUENCIAL (SBR). XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México. Octubre, 2002: 18pp.

44. Rodríguez M J y Duran de Bazúa C. Remoción de nitrógeno y fósforo en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. Programa de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental, Facultad de Química, UNAM, México D.F. México, 2006, 9pp.
45. RODRIGUEZ M y LOZANO W. Preparación, composición y uso de agua residual sintética para alimentación de reactores prototipo y de laboratorio. Universidad Antonio Nariño, Bogotá, 2012, páginas 10-16.
46. ROMERO ROJAS, J. A. (2008). Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y Principios de diseño. Bogotá, Escuela Colombiana de Ingeniería. 1248pp.
47. SALDARRIAGA, M. J. C., GARRIDO, F. J. M., HOYOS, A. D. A y CORREA, O. M. A. REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE NITRÓGENO Y FÓSFORO DE AGUAS RESIDUALES EN UN SISTEMA HÍBRIDO UCT MODIFICADO. Facultad de Ingeniería Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Antioquia Colombia. Junio, 2009: 10pp
48. SÁNCHEZ A., REVELO D., BURBANO A., GARCÍA R y GUERRERO C. (2013). EFICIENCIA DE CONSORCIOS MICROBIANOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN UN SISTEMA DE RECIRCULACIÓN ACUÍCOLA. Recursos Hidrobiológicos, Universidad de Nariño, San Juan de Pasto: 10pp
49. Sperling, Marcos. (2005). PRINCIPIOS DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad Federal de Minas Gerais-UFMG (Brasil). 468pp.
50. SILVA, J. D. D. (2007). Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina. Doutor em Engenharia Ambiental.: 218.
51. Tecnologías blandas (2): Contactores Biológicos Rotativos (CBR) o Biodiscos. Recuperado de: <http://www.tecdepur.com/blog/tecnologias-blandas-2-contactores-biologicos-rotativos-cbr-o-biodiscos>
52. TORRES L, VASQUEZ N, PEREZ A, MADERA C y RODRIGUEZ J. ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO PARA EL AGUA RESIDUAL DOMESTICA DEL MUNICIPIO DE CALI, COLOMBIA. Escuela de ingeniería de recursos naturales y del ambiente, Universidad del Valle. 2011: 8pp.
53. TORRESCANO, J. L. Parámetros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual por lodos activados. México, 2009, 6 páginas.

54.Vymazal J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. Ecol. Engin. 18, 633-646.

Anexo A

Datos obtenidos durante las jornadas de muestreo

En las siguientes tablas se muestran los parámetros medidos en cada jornada de muestreo, para el reactor de contactores biológicos rotativos.

Tabla A1. Datos de pH y temperatura durante la alimentación en batch.

Muestreos	Fecha	Temperatura °C	pH
1	23/03/15	20.3	7.70
2	24/03/15	21.5	7.72
3	25/03/15	19.8	8.30
4	26/03/15	21.1	7.40

Tabla A2. Datos de pH y temperatura durante la alimentación continúa.

Muestreos	Fecha	Caudal de salida (litros/hora)	Temperatura °C	pH
1	5/03/15	1.085	19.3	7.70
2	9/03/15	1.092	21.5	7.20
3	16/03/15	1.002	19.8	8.30
4	20/03/15	1.035	19.4	7.40

Tabla A3. Resultados de muestreos de los diferente parámetros analizados.

Fecha	Parámetros analizados									
	Caudal (L/hora)		Tiempo de retención hidráulico(horas)		pH		Temperatura (C°)		Oxígeno disuelto (mg/L)	
	Afluente	efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	efluente
18/03/15	1.09	1.11	15.01	14.81	8.2	6.84	19.7	19.5	0.3	3.5
	1.13	1.11	14.63	14.87						
	1.10	1.10	14.94	14.96						
20/03/15	1.08	1.09	15.28	15.12	8.35	8.35	21.7	19.0	1.2	3.4
	1.09	1.08	15.11	15.29						
	1.10	1.07	14.96	15.43						
25/03/15	1.06	1.05	15.50	15.67	7.70	6.93	21.8	20.2	0.6	3.7
	1.06	1.08	15.57	15.23						
	1.07	1.05	15.48	15.74						
22/04/15	2.17	1.95	7.61	8.46	8.11	7.96	20.5	20.0	0.5	1.3
	1.97	2.07	8.37	7.98						
	1.79	1.87	9.18	8.79						
23/04/15	2.10	1.75	7.85	9.41	8.21	7.96	21.3	20.8	0.4	1.3
	1.87	1.99	8.80	8.28						
	1.71	1.83	9.65	9.01						
24/04/15	2.15	2.02	7.68	8.18	7.92	7.62	19.5	19.5	0.7	1.4
	1.94	2.00	8.49	8.24						
	1.77	1.99	9.30	8.31						
28/04/15	3.63	3.85	4.55	4.29	8.22	8.03	21.5	21.5	0.5	0.8
	3.54	3.47	4.66	4.76						
	3.35	3.50	4.93	4.71						
29/04/15	3.93	3.83	4.20	4.30	7.76	8.12	20.5	20.0	0.4	0.7
	3.72	3.82	4.44	4.32						
	3.61	3.79	4.57	4.36						
30/04/15	3.77	3.65	4.37	4.52	8.02	7.95	21.6	21.6	0.5	0.8
	3.60	3.64	4.59	4.53						
	3.42	3.58	4.83	4.61						

Tabla A4. Absorbancia (nm) obtenidas en muestreos de NO₃⁻ respecto al TRH.

Fecha	TRH (HORAS)	Absorbancia (nanómetros)							
		λ=227nm			λ= 275			Muestra corregida	
		Muestra	Patrón 0,7mg/L	Patrón 5mg/L	muestra	Patrón 0,7mg/L	Patrón 5mg/L		
18/03/15	15	0.095	0.127	0.676	0.015	0.002	0.002	0.065	
		0.098	0.128	0.679	0.017	0.003	0.007	0.064	
		0.095	0.130	0.677	0.019	0.002	0.001	0.057	
20/03/15		0.103	0.124	0.690	0.015	-0.001	-0.002	0.073	
		0.099	0.124	0.690	0.018	-0.001	-0.001	0.063	
		0.100	0.126	0.692	0.017	-0.003	-0.005	0.066	
25/03/15		0.098	0.137	0.732	0.018	0.005	0.001	0.062	
		0.093	0.135	0.736	0.016	0.009	0.003	0.061	
		0.102	0.133	0.733	0.019	0.009	0.002	0.064	
22/04/15	8	0.080	0.121	0.673	0.019	-0.003	0.001	0.042	
		0.078	0.122	0.675	0.017	0.002	0.000	0.044	
23/04/15		0.078	0.121	0.672	0.019	0.002	0.001	0.040	
		0.073	0.129	0.700	0.018	0.004	0.003	0.037	
		0.075	0.130	0.700	0.016	0.000	0.001	0.043	
24/04/15		0.076	0.132	0.701	0.014	-0.001	-0.002	0.048	
		0.079	0.128	0.682	0.016	0.004	0.002	0.047	
		0.077	0.124	0.684	0.016	0.002	0.002	0.045	
28/04/15	0.077	0.131	0.689	0.019	0.001	0.000	0.039		
	29/04/15	4	0.077	0.139	0.710	0.016	0.002	0.001	0.045
			0.079	0.140	0.716	0.016	-0.002	0.001	0.047
0.076			0.140	0.721	0.019	0.001	0.003	0.038	
0.072	0.138		0.730	0.016	-0.002	-0.001	0.040		
30/04/15	0.074	0.123	0.733	0.015	0.003	0.001	0.044		
	0.073	0.126	0.731	0.016	0.002	0.000	0.041		
	0.079	0.129	0.701	0.017	0.001	0.000	0.043		
30/04/15	0.076	0.129	0.702	0.016	-0.002	-0.001	0.044		
	0.08	0.130	0.702	0.015	0.003	0.001	0.05		

Tabla A5. Datos de muestreos de NTK (mL).

Fecha	Muestra analizadas mL(Nitrógeno total kenjdahl)								
	Numero de muestras	Muestra afluyente	Blanco	Muestra efluente TRH 15 horas	Blanco	Muestra efluente TRH 8 horas	Blanco	Muestra efluente TRH 4 horas	Blanco
20/03/15	3	5.0	0.1	3.7	0.2				
				3.6	0.2				
25/03/15	3	4.8	0.2	3.4	0.1				
				3.6	0.1				
22/04/15	3	5.3	0.1			4.6	0.3		
						4.2	0.2		
24/04/15	2					3.9	0.1		
						4.3	0.1		
28/04/15	3	4.7	0.1					4.8	0.1
								4.7	0.1
30/04/15	2							5.1	0.3
								4.4	0.1

Tabla A6. Absorbancias (nm) obtenidas en muestreos de PO_4^{3-} respecto al TRH.

Fecha	TRH (HORAS)	Absorbancia (nanómetros) $\lambda = 275$				
		Afluente	Efluente	Patrón (0,3mg/L)	Patrón (1,5mg/L)	
18/03/15	15	1.433	1.312	0.269	1.270	
		1.439	1.327	0.272	1.274	
		1.450	1.332	0.280	1.273	
20/03/15		1.407	1.267	0.291	1.291	
		1.449	1.302	0.291	1.293	
		1.456	1.333	0.230	1.294	
25/03/15		1.480	1.250	0.262	1.253	
		1.479	1.345	0.269	1.258	
		1.480	1.359	0.275	1.260	
22/04/15		8	1.442	1.378	0.305	1.246
			1.442	1.380	0.309	1.249
			1.449	1.389	0.316	1.246
23/04/15			1.375	1.328	0.280	1.286
			1.380	1.338	0.287	1.290
			1.397	1.346	0.276	1.293
24/04/15	1.368		1.290	0.285	1.300	
	1.368		1.290	0.290	1.250	
	1.407		1.359	0.292	1.247	
28/04/15	4		1.456	1.393	0.271	1.284
			1.456	1.402	0.266	1.284
			1.463	1.402	0.275	1.284
29/04/15			1.500	1.415	0.300	1.279
			1.502	1.446	0.300	1.260
			1.510	1.477	0.302	1.275
30/04/15		1.469	1.402	0.290	1.254	
		1.470	1.428	0.291	1.257	
			1.477	1.436	0.296	1.259

Anexo B

Resultados y análisis estadístico del TRH

Tabla B1. TRH en afluente y efluente.

Afluente			Efluente		
TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas	TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas
15.01	7.61	4.55	14.81	8.46	4.29
14.63	8.37	4.66	14.87	7.98	4.76
14.95	9.18	4.93	14.96	8.79	4.71
15.28	7.85	4.20	15.12	9.41	4.30
15.11	8.80	4.44	15.28	8.28	4.32
14.96	9.65	4.57	15.43	9.00	4.36
15.50	7.68	4.37	15.66	8.18	4.52
15.57	8.49	4.59	15.23	8.24	4.53
15.48	9.30	4.83	15.74	8.31	4.61

Tabla B2. Variación del TRH (horas) a la entrada y salida del reactor.

TRH	Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
15 horas	Afluente	15.16	15.11	0.31	14.63	15.57
	Efluente	15.23	15.23	0.33	14.81	15.74
8 horas	Afluente	8.55	8.49	0.74	7.61	9.65
	Efluente	8.52	8.31	0.46	7.98	9.41
4 horas	Afluente	4.57	4.57	0.22	4.20	4.93
	Efluente	4.49	4.52	0.18	4.29	4.75

Anexo C

Resultados y análisis estadístico de temperaturas, pH y oxígeno disuelto

Tabla C1. Comportamiento de la temperatura (°C) en las diferentes etapas del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Alimentación en Batch	20.68	20.70	0.77	19.80	21.50
Alimentación continua	20.00	19.60	1.02	19.30	21.50
Afluente	20.90	21.30	0.88	19.50	21.80
Efluente TRH 15 horas	19.57	19.50	0.60	19.00	20.20
Efluente TRH 8 horas	20.10	20.00	0.66	19.50	20.80
Efluente TRH 4 horas	21.03	21.50	0.90	20.00	21.60

Tabla C2. Comportamiento del pH en las diferentes etapas del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Alimentación en Batch	7.78	7.71	0.38	7.40	8.30
Alimentación continua	7.65	7.55	0.48	7.20	8.30
Afluente	8.05	8.11	0.22	7.70	8.35
Efluente TRH 15 horas	7.37	6.93	0.85	6.84	8.35
Efluente TRH 8 horas	7.85	7.96	0.20	7.62	7.96
Efluente TRH 4 horas	8.03	8.03	0.09	7.95	8.12

Tabla C3. Comportamiento del OD (mg/L) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Afluente	0.57	0.50	0.26	0.30	1.20
Efluente TRH 15 horas	3.53	3.50	0.15	3.40	3.70
Efluente TRH 8 horas	1.33	1.30	0.06	1.30	1.40
Efluente TRH 4 horas	0.77	0.80	0.06	0.10	0.70

Anexo D

Resultados y análisis estadístico Nitrógeno

Tabla D1. Resultados de NO₃⁻ para datos analizados en concentración y carga.

Fecha	TRH (HORAS)	Muestra mg/L (dilución 10%)	Muestra mg/L	MUESTRA Kg/día	
18/03/15	15	0.272	2.72	7.46E-05	
		0.264	2.64	7.26E-05	
		0.212	2.12	5.83E-05	
20/03/15		0.331	3.31	8.58E-05	
		0.257	2.57	6.65E-05	
		0.279	2.79	7.23E-05	
25/03/15		0.249	2.49	6.35E-05	
		0.242	2.42	6.17E-05	
		0.264	2.64	6.73E-05	
22/04/15		8	0.100	1.00	4.39E-05
			0.120	1.15	5.04E-05
			0.086	0.86	3.74E-05
23/04/15			0.063	0.63	2.82E-05
			0.108	1.08	4.81E-05
			0.145	1.45	6.47E-05
24/04/15	0.137		1.38	5.90E-05	
	0.123		1.23	5.26E-05	
	0.078		0.78	3.35E-05	
28/04/15	4		0.123	1.23	1.06E-04
			0.138	1.38	1.20 E-04
			0.071	0.71	6.12E-05
29/04/15			0.086	0.86	7.53E-05
			0.115	1.15	1.02 E-04
			0.093	0.93	8.19E-05
30/04/15		0.108	1.08	8.92E-05	
		0.086	0.86	7.08E-05	
		0.100	1.00	8.31E-05	

Tabla D2. Comportamiento del NO_3^- (mg/L) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Efluente TRH 15 horas	2.63	2.64	0.32	2.12	3.31
Efluente TRH 8 horas	1.06	1.08	0.27	1.45	0.82
Efluente TRH 4 horas	1.02	1.00	0.21	0.71	1.38

Tabla D3. Concentraciones de NTK (mg/L) para diferentes TRH.

Concentración de Nitrógeno total kjeldahl (mg/L)			
Afluente	TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas
13.72	9.80	12.04	13.16
12.88	9.52	11.20	12.88
14.56	9.24	12.90	13.00
12.88	9.80	11.76	12.04

Tabla D4. Concentraciones de NTK (kg/d) para diferentes TRH.

Concentración de Nitrógeno total kjeldahl (kg/d)					
Afluente			Efluente		
TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas	TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas
3.60E-04	6.40E-04	1.20E-03	2.57E-04	5.61E-04	1.16E-03
3.38E-04	6.01E-04	1.12E-03	2.50E-04	5.22E-04	1.14E-03
3.82E-04	6.79E-04	1.26E-03	2.42E-04	6.01E-04	1.15E-03
3.38E-04	6.01E-04	1.12E-03	2.57E-04	5.48E-04	1.06E-03

Tabla D5. Comportamiento del NTK (mg/L) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Afluente	13.51	13.30	0.80	12.88	14.57
Efluente TRH 15 horas	9.59	9.66	0.27	9.24	9.80
Efluente TRH 8 horas	11.98	11.90	0.71	11.20	12.90
Efluente TRH 4 horas	12.77	12.94	0.50	12.04	13.16

Tabla D6. Eficiencias de remoción de NTK (%) para datos analizados en concentración.

Eficiencias de remoción en concentración (porcentaje)		
TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas
27.46	10.88	2.59
29.53	17.10	4.66
31.61	4.52	3.77
27.46	12.95	10.88

Tabla D7. Eficiencias de remoción de NTK (%) para datos analizados en carga.

Eficiencias de remoción en carga (porcentaje)		
TRH 15 horas	TRH 8 horas	TRH 4 horas
28.57	12.30	2.34
26.09	13.10	0
36.54	11.46	9.10
23.91	8.76	4.83

Tabla D8. Remoción de NTK (%) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Remoción	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Efluente TRH 15 horas	Concentración	29.02	28.50	1.98	27.46	31.61
	carga	28.78	27.40	5.51	23.91	36.54
Efluente TRH 8 horas	Concentración	11.36	11.92	5.25	4.52	17.10
	carga	11.40	11.88	1.89	8.76	13.10
Efluente TRH 4 horas	Concentración	5.48	4.22	3.70	2.59	10.88
	carga	4.07	3.59	3.89	0.00	9.10

Anexo E

Resultados y análisis estadístico Fósforo

Tabla E1. Resultados de PO₄³⁻ para datos analizados en concentración y carga.

Fecha	TRH (HORAS)	Concentración de las muestras						
		Afluyente mg/L (dilución 10%)	Efluente mg/L (dilución 10%)	Afluyente mg/L	Efluente mg/L	Afluyente Kg/día	Efluente Kg/día	
18/03/15	15	1.687	1.539	16.872	15.394	4.591E-04	4.189E-04	
		1.694	1.558	16.945	15.773	4.610E-04	4.239E-04	
		1.708	1.564	17.080	15.638	4.646E-04	4.255E-04	
20/03/15		1.655	1.484	16.554	14.844	4.430E-04	3.939E-04	
		1.707	1.527	17.068	15.272	4.565E-04	4.050E-04	
		1.720	1.565	17.153	15.651	4.588E-04	4.148E-04	
25/03/15		1.619	1.463	16.188	14.636	4.281E-04	3.820E-04	
		1.743	1.580	17.434	15.797	4.604E-04	4.116E-04	
		1.744	1.597	17.446	15.968	4.608E-04	4.160E-04	
22/04/15		8	1.698	1.620	16.982	16.200	8.234E-04	7.810E-04
			1.698	1.622	16.982	16.224	8.234E-04	7.820E-04
			1.707	1.633	17.068	16.334	8.274E-04	7.870E-04
23/04/15			1.616	1.559	16.164	15.590	7.540E-04	7.168E-04
			1.622	1.571	16.224	15.712	7.634E-04	7.212E-04
			1.643	1.581	16.432	15.809	7.712E-04	7.434E-04
24/04/15	1.608		1.512	16.078	15.125	9.937E-04	7.840E-04	
	1.660		1.597	16.554	15.968	8.103E-04	7.960E-04	
	1.691		1.621	16.909	16.212	1.473E-03	1.449E-03	
28/04/15	4		1.720	1.638	17.153	16.383	1.473E-03	1.458E-03
			1.720	1.649	17.153	16.494	1.480E-03	1.458E-03
			1.724	1.649	17.238	16.494	1.624E-03	1.556E-03
29/04/15			1.769	1.665	17.691	16.652	1.626E-03	1.591E-03
			1.772	1.703	17.715	17.031	1.635E-03	1.626E-03
			1.781	1.741	17.813	17.410	1.524E-03	1.466E-03
30/04/15		1.731	1.649	17.312	16.494	1.525E-03	1.494E-03	
		1.732	1.681	17.324	16.811	1.533E-03	1.503E-03	
		1.741	1.691	17.410	16.909	4.591E-04	4.190E-04	

Tabla E2. Comportamiento del PO_4^{3-} (mg/L) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Afluente	17.36	17.43	0.49	16.43	18.17
Efluente TRH 15 horas	15.77	15.93	0.44	14.99	16.32
Efluente TRH 8 horas	16.26	16.32	0.39	15.48	16.69
Efluente TRH 4 horas	17.10	17.01	0.33	16.73	17.77

Tabla E3. Remoción de PO_4^{3-} (%) con respecto al TRH del reactor.

Etapas del reactor RBC	Remoción	Media	Mediana	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Efluente TRH 15 horas	Concentración	8.99	8.61	0.85	7.93	10.34
	Carga	9.81	9.72	1.20	8.07	11.21
Efluente TRH 8 horas	Concentración	4.09	4.05	0.80	3.10	5.82
	Carga	4.17	4.93	1.61	1.21	5.53
Efluente TRH 4 horas	Concentración	3.85	3.80	1.08	2.23	5.77
	Carga	2.10	1.99	1.20	0.58	4.18

Anexo F

Curvas de Calibración

Para la determinación de Nitratos y Fosfatos fue necesario realizar las respectivas curvas de calibración del espectrofotómetro UV- Génesis ubicado en el laboratorio de aguas de la unidad de análisis industrial de la Universidad del Cauca.

Este trabajo se llevó a cabo bajo la supervisión del profesor Germán Cuervo docente de la Universidad del Cauca y de la estudiante del programa de Química Sandra Marcela Muñoz, monitora del laboratorio.

En las siguientes tablas y graficas se muestran los resultados obtenidos en cada jornada de trabajo.

Tabla F1. Datos de curva de calibración 1 de NO_3^- .

Concentración mg/L	Absorbancia 227nm	Absorbancia 275 nm	Absorbancia Corregida	Varianza
0.3	0.086	0.021	0.077	1.07E-03
	0.082	0.018		
	0.088	0.023		
0.5	0.112	0.017	0.095	3.25E-04
	0.112	0.018		
	0.114	0.019		
0.7	0.158	0.023	0.138	6.10E-04
	0.162	0.024		
	0.167	0.027		
1	0.190	0.023	0.172	5.54E-04
	0.196	0.023		
	0.199	0.024		
3	0.487	0.030	0.461	9.46E-04
	0.494	0.032		
	0.493	0.030		
5	0.735	0.023	0.712	5.48E-04
	0.732	0.023		
	0.739	0.024		
7	0.994	0.023	0.977	5.77E-04
	1.003	0.024		
	1.006	0.024		
10	1.385	0.026	1.364	7.10E-04
	1.395	0.026		
	1.391	0.027		

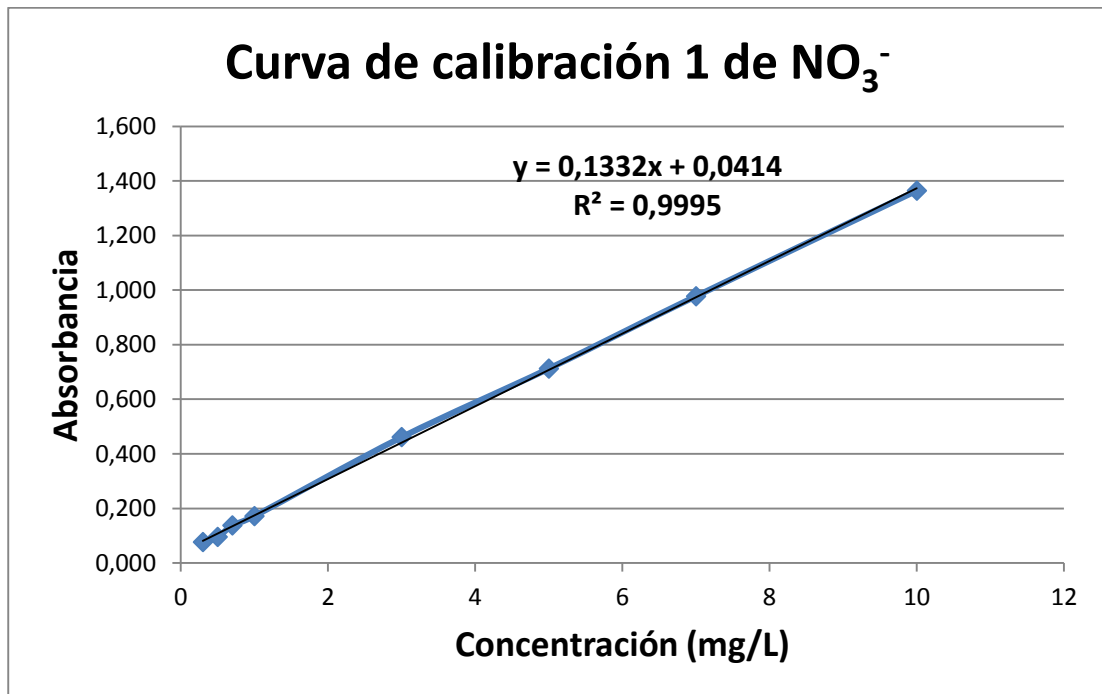
Tabla F2. Datos de curva de calibración 2 de NO₃⁻.

Concentración mg/L	Absorbancia 227nm	Absorbancia 275 nm	Absorbancia Corregida	Varianza
0.3	0.095	0.023	0.073	6.26E-04
	0.099	0.026		
	0.099	0.026		
0.5	0.118	0.021	0.095	4.00E-04
	0.115	0.020		
	0.113	0.019		
0.7	0.147	0.023	0.125	5.00E-04
	0.148	0.022		
	0.148	0.022		
1	0.190	0.023	0.169	5.31E-04
	0.189	0.021		
	0.196	0.025		
3	0.443	0.023	0.421	5.60E-04
	0.444	0.023		
	0.447	0.025		
5	0.701	0.020	0.683	4.17E-04
	0.701	0.020		
	0.707	0.021		
7	1.004	0.022	0.985	5.31E-04
	1.009	0.023		
	1.011	0.024		
10	1.394	0.027	1.372	8.30E-04
	1.403	0.028		
	1.405	0.031		

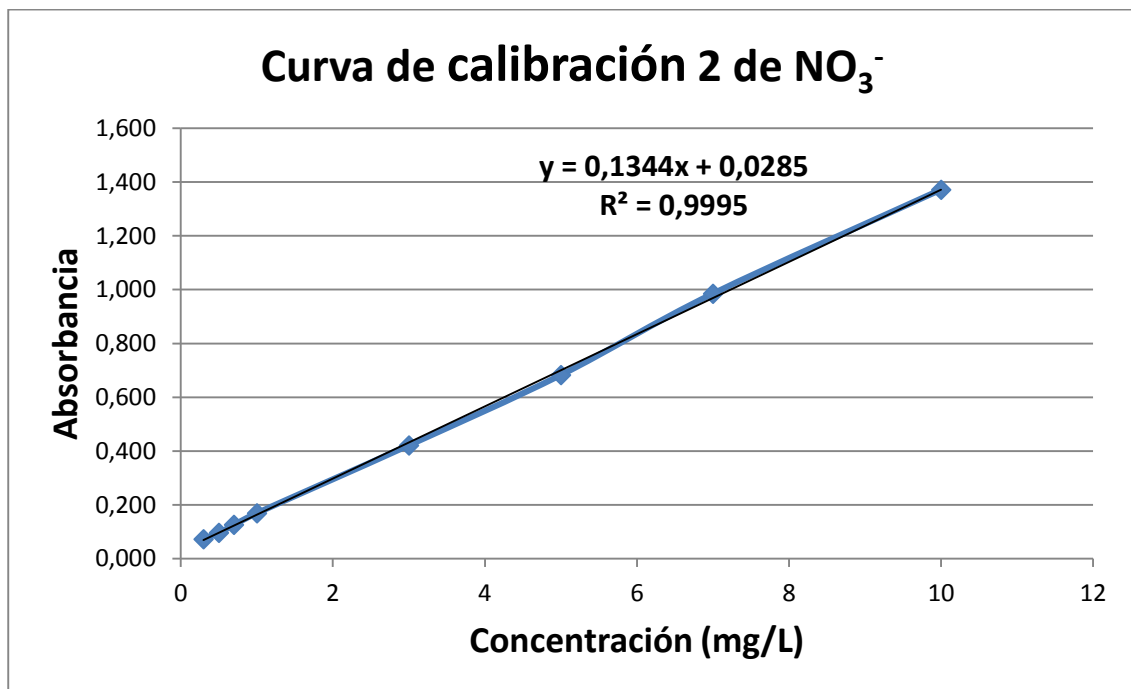
Tabla F3. Datos de curva de calibración 3 de NO₃⁻.

Concentración mg/L	Absorbancia 227nm	Absorbancia 275 nm	Absorbancia Corregida	Varianza
0.3	0.095	0.023	0.071	5.14E-04
	0.094	0.023		
	0.091	0.022		
0.5	0.122	0.022	0.099	4.55E-04
	0.120	0.021		
	0.119	0.021		
0.7	0.153	0.023	0.131	6.26E-04
	0.158	0.026		
	0.156	0.026		
1	0.188	0.022	0.169	5.32E-04
	0.194	0.023		
	0.195	0.024		
3	0.485	0.025	0.464	6.26E-04
	0.489	0.027		
	0.490	0.020		
5	0.754	0.023	0.730	5.02E-04
	0.753	0.022		
	0.749	0.022		
7	1.031	0.024	1.011	6.29E-04
	1.036	0.024		
	1.040	0.027		
10	1.413	0.026	1.392	8.83E-04
	1.427	0.031		
	1.426	0.032		

Grafica F1. Curva de calibración 1 de NO_3^- .



Grafica F2. Curva de calibración 2 de NO_3^- .



Grafica F3. Curva de calibración 3 de NO₃⁻

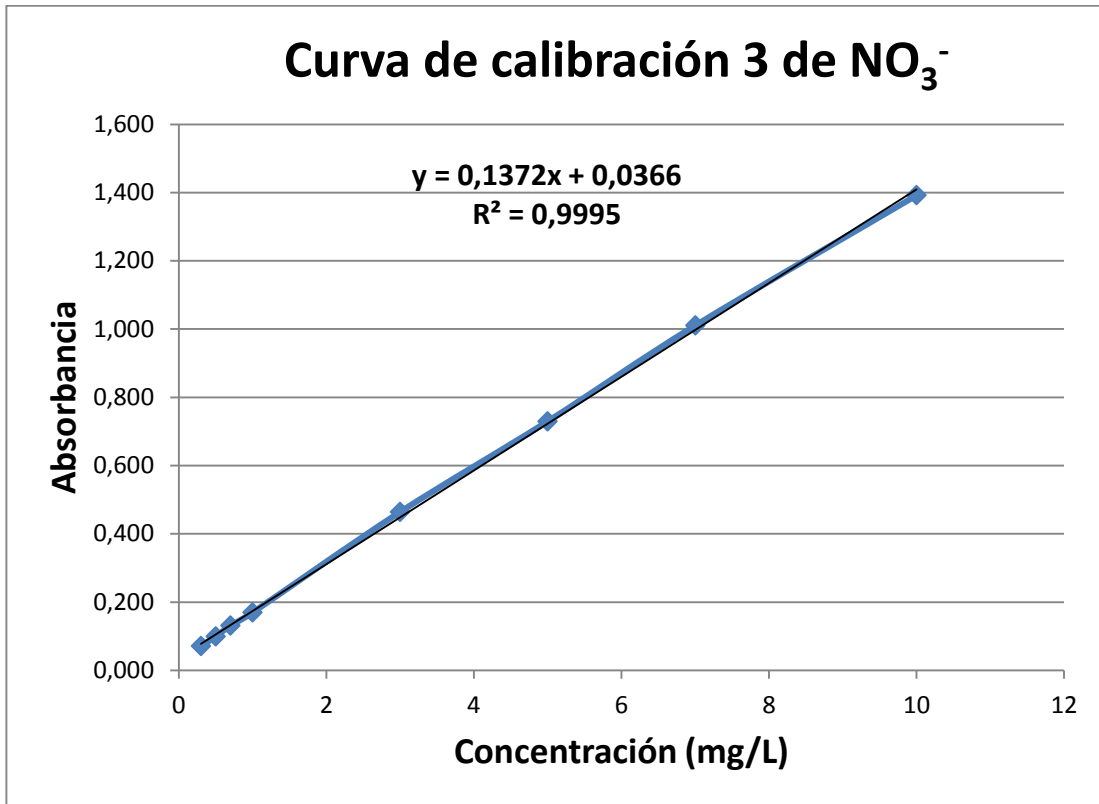


Tabla F4. Datos de curva de calibración 1 de PO₄³⁻

Concentración mg/L	Absorbancia 705 nm	Media	Varianza
0.1	0.100	0.104	2.466E-05
	0.101		
	0.111		
0.3	0.282	0.262	1.949E-04
	0.254		
	0.251		
0.5	0.486	0.468	1.529E-04
	0.458		
	0.462		
0.8	0.642	0.642	2.536E-04
	0.661		
	0.622		
1	0.846	0.845	4.666E-06
	0.847		
	0.842		
1.3	1.129	1.104	9.620E-04
	1.122		
	1.060		
1.5	1.271	1.270	2.669E-04
	1.290		
	1.250		
1.8	1.514	1.485	4.389E-04
	1.464		
	1.479		
2	1.659	1.651	4.866E-05
	1.642		
	1.652		

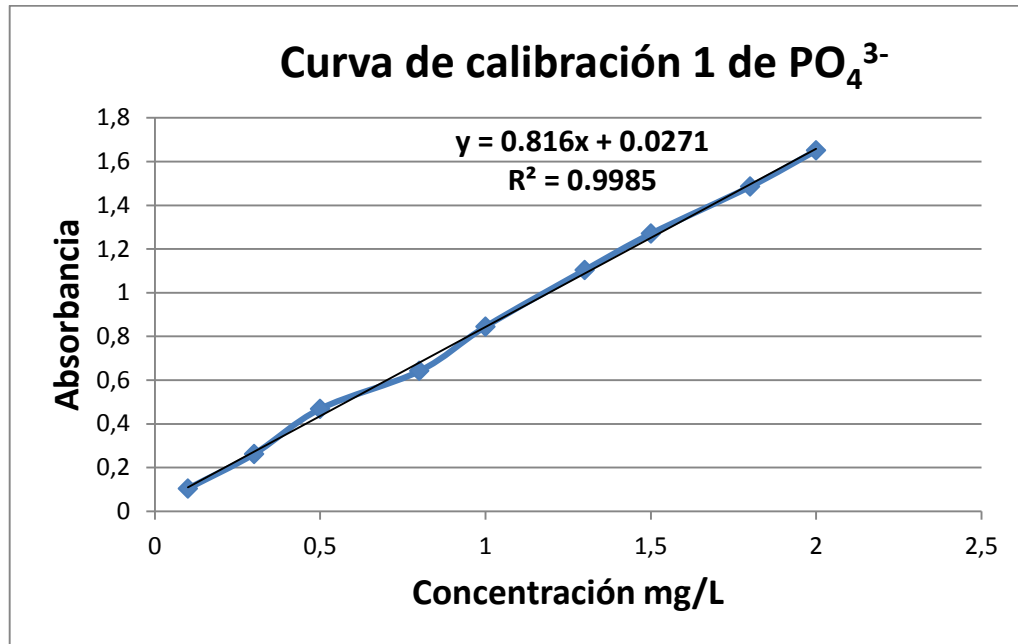
Tabla F5. Datos de curva de calibración 2 de PO₄³⁻

Concentración mg/L	Absorbancia 705 nm	media	Varianza
0.1	0.091	0.105	1.786E-04
	0.123		
	0.101		
0.3	0.306	0.291	1.342E-04
	0.288		
	0.278		
0.5	0.496	0.494	8.955E-05
	0.505		
	0.482		
0.8	0.707	0.726	2.286E-04
	0.727		
	0.744		
1	0.876	0.873	1.982E-04
	0.854		
	0.888		
1.3	1.159	1.118	1.434E-03
	1.068		
	1.129		
1.5	1.305	1.287	4.482E-04
	1.298		
	1.257		
1.8	1.479	1.460	2.676E-04
	1.439		
	1.461		
2	1.729	1.727	1.520E-04
	1.741		
	1.711		

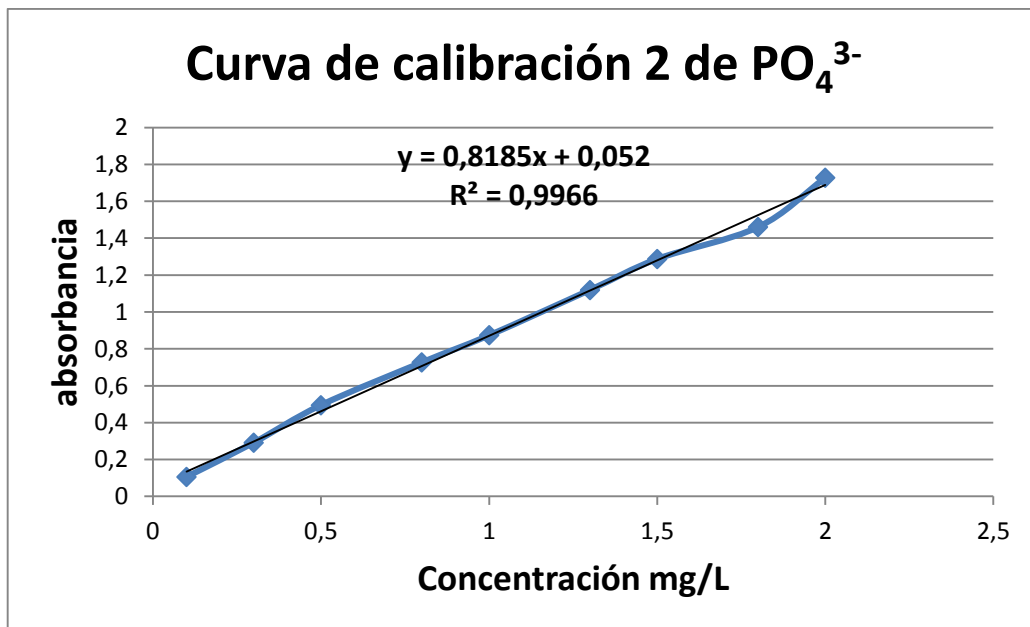
Tabla F6. Datos de curva de calibración 3 de PO₄³⁻

Concentración mg/L	Absorbancia 705 nm	media	Varianza
0.1	0.116	0.117	6.89E-06
	0.121		
	0.115		
0.3	0.305	0.301	6.689E-05
	0.290		
	0.309		
0.5	0.523	0.507	1.509E-04
	0.493		
	0.506		
0.8	0.745	0.730	1.136E-04
	0.720		
	0.726		
1	0.873	0.870	9.956E-05
	0.881		
	0.857		
1.3	1.093	1.080	9.622E-05
	1.069		
	1.080		
1.5	1.289	1.254	1.193E-03
	1.266		
	1.207		
1.8	1.352	1.471	7.191E-03
	1.515		
	1.545		
2	1.628	1.608	3.469E-04
	1.583		
	1.612		

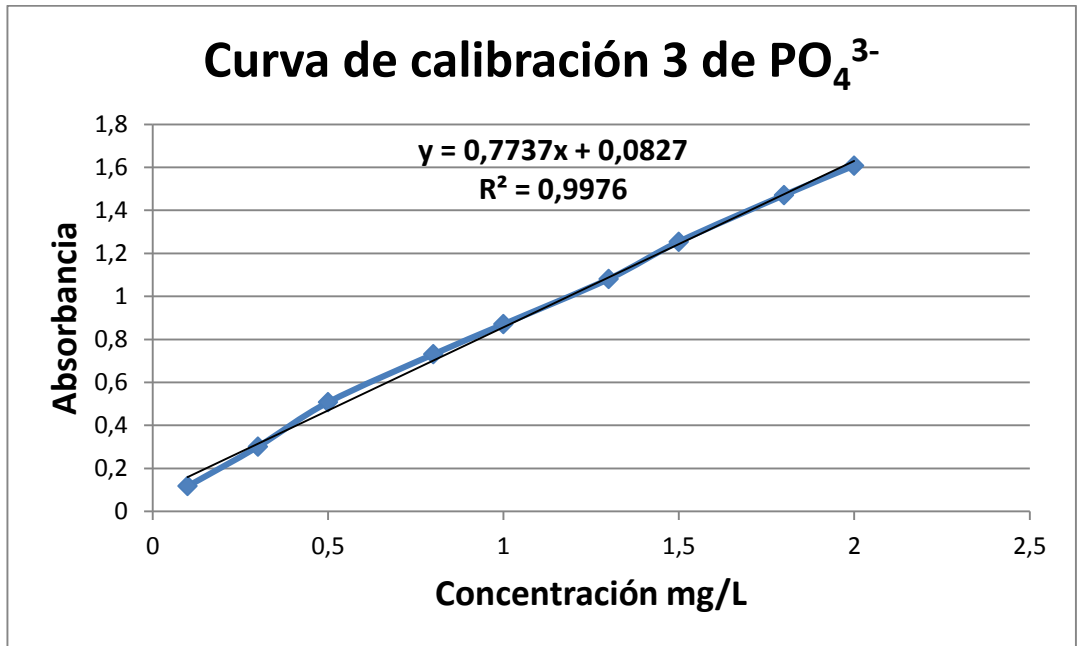
Grafica F4. Curva de calibración 1 de PO_4^{3-}



Grafica F5. Curva de calibración 2 de PO_4^{3-}



Grafica F6. Curva de calibración 3 de PO_4^{3-}



ANEXO G

Registro fotográfico



Foto 1. Rio Molino- Recolección inculo de microorganismos



Foto 2. Bomba peristáltica



Foto 3. Disco elaborado con geotextil NT 1600



Foto 4. Tanque en acrílico del RBC



Foto 5. Motor 2.2 RPM



Foto 6. Tanque de almacenamiento de AR sintética.



Foto 7. Vista frontal RBC



Foto 8. Vista componentes RBC



Foto 9. RBC en operación



Foto 10. Espectrofotómetro UV-Génesis



Foto 11. Reactivos, materiales y equipos prueba de PO_4^{3-}



Foto 12. Reactivos y materiales para prueba de OD



Foto 13. Titulación prueba de OD

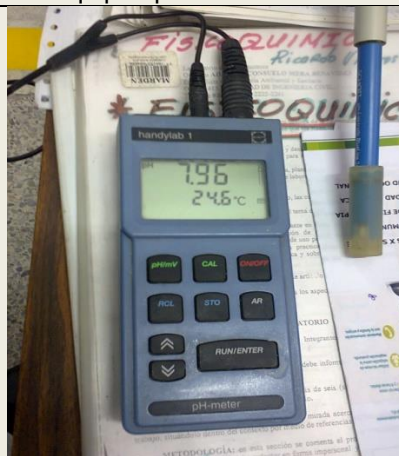


Foto 14. pH-metro



Foto 15. Equipo para determinar NTK



Foto 16. Equipo desionizador milli Q

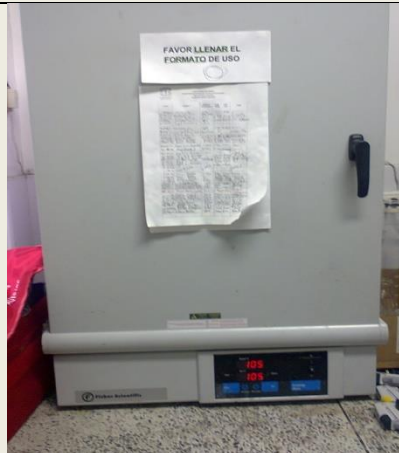


Foto 17. Horno de secado



Foto 18. Equipo desionizador milli Q



Foto 19. Crecimiento biopelícula día 1



Foto 20. Crecimiento biopelícula día 5



Foto 21. Crecimiento biopelícula día 10



Foto 22. Crecimiento biopelícula día 12



Foto 23. Crecimiento biopelícula día 14



Foto 24. Desprendimiento biopelícula día 17



Foto 25. Biopelícula estabilizada fase de medición



Foto 26. Biopelícula estabilizada vista frontal



Foto 27. Biopelícula estabilizada vista lateral