

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DE LOS PARÁMETROS Y CONSTANTES
CINÉTICAS DE UN MODELO EXPERIMENTAL PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

**TESIS PREVIA A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE MASTER (MSc.) EN
INGENIERÍA AMBIENTAL**

GONZALO EFRAIN ALULIMA GRANDA

gonzaloefrain1966@yahoo.es

DIRECTOR: MSc. CÉSAR ALFONSO NARVÁEZ RIVERA

Cesar.narvaez@epn.edu.ec

Quito, febrero 2017

DECLARACIÓN

Yo, Gonzalo Efraín Alulima Granda, certifico que la tesis de investigación desarrollada pertenece a mi autoría, y de acuerdo a la revisión bibliográfica disponible, no ha sido presentado anteriormente para ser calificada a un grado académico. La información bibliográfica utilizada en la elaboración de la tesis de investigación, se describe en el capítulo correspondiente.

En referencia a lo establecido en la Normativa Vigente de la Ley de Propiedad Intelectual; la Escuela Politécnica Nacional, podrá hacer uso de los derechos relacionado con este trabajo de investigación.

GONZALO E. ALULIMA GRANDA

CERTIFICACIÓN

Doy constancia que la presente investigación, la realizó el señor Gonzalo Efraín Alulima Granda, con asesoramiento y dirección de mi responsabilidad.

MSc. CÉSAR ALFONSO NARVÁEZ RIVERA
DIRECTOR DE TESIS

AGRADECIMIENTO

A Dios, nuestro Padre Celestial que con su guía y protección fue posible concretar esta importante investigación.

A mi familia por brindarme su apoyo espiritual, a los profesores de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional y a los maestros del Centro de Investigaciones Hidráulicas y de la Facultad de Ingeniería Química del Instituto Politécnico José Antonio Echeverría de la Habana-Cuba.

Mi fraterno y especial agradecimiento de gratitud y respeto a los señores Ingenieros: Ana Lucía Balarezo Aguilar lectora de esta tesis y César Narvárez Rivera, Director de este trabajo de Investigación.

DEDICATORIA

A nuestras comunidades de Ecuador, Latinoamérica y del mundo, para que sean beneficiadas de esta valiosa investigación, y puedan implementar tratamientos biológicos eficientes y económicos en la depuración de las aguas residuales domésticas.

Esta investigación que duró aproximadamente dos años, va dedicada en especial a mi Padre Dios, quien me fortaleció y protegió de las adversidades burocráticas que se presentaron en el desarrollo de este trabajo, espero que este modelo denominado MOAR (Monseñor Oscar Arnulfo Romero), sea útil en cualquier rincón donde esté presente el ser humano.

CONTENIDO

	PAG
DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTO.....	IV
DEDICATORIA.....	V
CONTENIDO.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	X
ÍNDICE DE TABLAS	XII
RESUMEN	XIV
ABSTRACT	XV
PALABRAS CLAVES:	XVI
KEY WORDS:	XVI
PRESENTACIÓN	XVII
SIGLAS IMPORTANTES.....	XIX
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1 JUSTIFICACIÓN	5
1.2 OBJETIVOS	8
1.2.1 OBJETIVO GENERAL.....	8
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
CAPÍTULO 2	9
REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	9
2.1 CONTAMINACIÓN POR LAS AGUAS RESIDUALES	9

2.1.1	ENFERMEDADES TRANSMITIDAS A TRAVÉS DEL AGUA RESIDUAL.....	10
2.1.2	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	11
2.2	TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	13
2.2.1	PROCESOS DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	14
2.3	TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	16
2.3.1	TIPOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICOS.....	16
2.4	TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES MEDIANTE BIOPELÍCULA.....	18
2.4.1	BENEFICIOS DE LA INMOVILIZACIÓN MICROBIANA.....	21
2.5	MEDIOS DE SOPORTE UTILIZADOS PARA LA FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA.....	21
2.6	CINÉTICA DE LA BIOPELÍCULA.....	24
2.6.1	CRECIMIENTO BACTERIANO.....	29
2.6.2	ESTRUCTURA DE LA BIOPELÍCULA.....	31
2.6.3	MODELO IDEAL DE LA BIOPELÍCULA.....	33
2.7	FILTROS BIOLÓGICOS.....	34
2.8	MODELO GENERAL PARA EL DISEÑO DE FILTROS BIOLÓGICOS.....	36
2.8.1	MODELO DE ECKENFELDER.....	37

2.8.2 DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DEL FILTRO BIOLÓGICO MODELO DE ECKENFELDER	39
CAPÍTULO 3	41
ETAPA EXPERIMENTAL	41
3.1 AFORO Y MUESTREO COMPUESTO DE LAS ARDC.....	41
3.1.1 METODOLOGÍA.....	41
3.2 ANÁLISIS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL ARDC.....	44
3.3 CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN FUNCIONAMIENTO DEL MODELO EXPERIMENTAL	45
3.3.1 METODOLOGÍA.....	45
3.4 CAUDAL DE CIRCULACIÓN EN EL MODELO EXPERIMENTAL	47
3.5 APLICACIÓN DE CARGAS HIDRÁULICAS EN EL MODELO EXPERIMENTAL.....	48
3.5.1 METODOLOGÍA PARA LAS CARGAS HIDRÁULICAS APLICADAS DE 60, 90 Y 120 m ³ /m ² .d.....	48
3.6 DETERMINACIÓN DE LA DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN EL MODELO EXPERIMENTAL	49
3.7 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DEL MODELO EXPERIMENTAL	51
3.8 DIMENSIONAMIENTO DEL MÓDULO DE TRATAMIENTO.....	54
3.9 PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE LA DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN EL MODELO EXPERIMENTAL	56

3.10 ANÁLISIS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL EFLUENTE TRATADO.....	58
3.11 ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO DEL ARDC Y DEL EFLUENTE TRATADO, DETERMINADO CON EL EQUIPO PORTÁTIL.....	58
3.12 ANÁLISIS ECONÓMICO DEL MODELO EXPERIMENTAL Y DEL FILTRO BIOLÓGICO CONVENCIONAL.....	61
CAPÍTULO 4	65
ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	65
CONCLUSIONES.....	74
RECOMENDACIONES	76
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
ANEXOS	87
ANEXO 1.....	88
AFORO DEL CAUDAL DE LAS ARDC	88
ANEXO 2.....	96
FOTOGRAFÍAS DEL MUESTREO COMPUESTO DE LAS ARDC Y DE LOS COMPONENTES DEL MODELO EXPERIMENTAL	96

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA	PAG
2.1 PROCESOS AEROBIO Y ANAEROBIO EN LAS AGUAS RESIDUALES	18
2.2 REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LA BIOPELÍCULA	20
2.3 TIPOS DE RELLENO PLÁSTICOS UTILIZADOS EN FILTROS BIOLÓGICOS.....	23
2.4 ETAPAS EN EL DESARROLLO DE LA BIOPELÍCULA.....	24
2.5 MODELO DE MONOD QUE RELACIONA LA TASA DE CRECIMIENTO MÁXIMA Y LA CONCENTRACIÓN DE SUSTRATO	26
2.6 CINÉTICA DE REACCIONES Y VELOCIDAD DE UTILIZACIÓN DEL SUSTRATO.....	27
2.7 ETAPAS DE CRECIMIENTO BACTERIANO.....	30
2.8 MICROBIOLOGÍA DE LA CAPA BIOLÓGICA.....	31
2.9 ESTRUCTURA TEÓRICA DE LA BIOPELÍCULA	32
2.10 MODELO IDEAL DE LA BIOPELÍCULA.....	33
3.1 CAUDALES HORARIOS PROMEDIO AFORADOS EN EL ARDC	42
3.2 VOLUMEN HORARIO COLECTADO PARA LA MUESTRA COMPUESTA DEL ARDC.....	43
3.3 ILUSTRACIONES DEL AFORO, MUESTREO COMPUESTO Y DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	46
3.4 CAUDAL DE CIRCULACIÓN VS TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO, EN EL MODELO EXPERIMENTAL.....	47
3.5 DQO ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	49

3.6 DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL	51
3.7 PENDIENTE DE LA RELACIÓN $\log S_a/S_e$ VS LONGITUD DEL MODELO EXPERIMENTAL	53
3.8 VALORES DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS k Y n DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	54
3.9 EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE LA DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL	57
3.10 OXÍGENO DISUELTO EN EL ARDC Y EL EFLUENTE TRATADO, DETERMINADO CON EL EQUIPO PORTÁTIL	59
3.11 POTENCIAL DE HIDRÓGENO EN EL ARDC Y EL EFLUENTE TRATADO, MEDIDO CON EL EQUIPO PORTÁTIL	60
3.12 TEMPERATURA EN EL ARDC Y EL EFLUENTE TRATADO, CUANTIFICADO CON EL EQUIPO PORTÁTIL.....	60
3.13 ESQUEMA DEL FILTRO BIOLÓGICO CONVENCIONAL PARA EL TRATAMIENTO DEL ARDC.....	61
3.14 ESQUEMA DEL MÓDULO DE TRATAMIENTO DEL ARDC DEFINIDO EN EL MODELO EXPERIMENTAL.....	62
4.1 BIOMASA DESPRENDIDA DEL INTERIOR DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	68
4.2 MUESTRAS DEL ARDT EN EL MODELO EXPERIMENTAL	73

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA	PAG
2.1 RANGO DE CONTAMINACIÓN TÍPICO DE LAS AGUAS RESIDUALES	12
2.2 COMPOSICIÓN TÍPICA DEL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA.....	13
2.3 NIVELES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	15
2.4 PROCESOS DE TRATAMIENTO AEROBIO Y ANAEROBIO EN LAS AGUAS RESIDUALES	17
2.5 CARACTERÍSTICAS DE LOS MEDIOS FILTRANTES.....	22
2.6 VALORES TÍPICOS DE DISEÑO PARA FILTROS BIOLÓGICOS	35
3.1 CAUDALES HORARIOS PROMEDIO AFORADOS Y VOLÚMENES PARA OBTENER LA MUESTRA COMPUESTA DEL ARDC.....	43
3.2 PARÁMETROS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL ARDC	44
3.3 CAUDALES DE CIRCULACIÓN VS TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO EN EL MODELO EXPERIMENTAL.....	47
3.4 DQO ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	48
3.5 DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL	50
3.6 RELACIÓN DE LA DBO ₅ SOLUBLE ESTABILIZADA DEL ARDC (Sa) Y DEL EFLUENTE TRATADO (Se).....	53
3.7 VALORES DE LAS PENDIENTES (Ks/q ⁿ) Y LAS HIDRÁULICAS (q)	53
3.8 VALORES DE LA ECUACIÓN 3.6 DE ECKENFELDER.....	55
3.9 PARÁMETROS DETERMINADOS DURANTE EL PROCESO DE EVALUACIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL	55

3.10 DIMENSIONAMIENTO DE LOS MÓDULOS DE TRATAMIENTO DE LAS ARDC	56
3.11 EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE LA DBO_5 SOLUBLE ESTABILIZADA EN DIFERENTES LONGITUDES DEL MODELO EXPERIMENTAL.....	57
3.12 PARÁMETROS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL EFLUENTE TRATADO	58
3.13 PARÁMETROS FÍSICO - QUÍMICO DEL ARDC Y DEL EFLUENTE TRATADO, CUANTIFICADOS CON EL EQUIPO PORTÁTIL	59
3.14 DIMENSIONAMIENTO DEL FILTRO BIOLÓGICO CONVENCIONAL.....	63
3.15 PRESUPUESTO DE LOS MÓDULOS DE TRATAMIENTO DE LAS ARDC	63
3.16 PRESUPUESTO DEL FILTRO BIOLÓGICO CONVENCIONAL	64
4.1 VALORES DE k Y n OBTENIDO DEL MODELO EXPERIMENTAL Y LOS REPORTADOS POR VARIOS AUTORES.....	71

RESUMEN

Esta investigación se enfoca en definir las constantes cinéticas de un modelo experimental de biofiltro aerobio, propuesto en la ecuación de Eckenfelder para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Para determinar las constantes del medio de soporte (n) y de remoción de sustrato (k), se valoró inicialmente las características físico, químico y bacteriológico del agua residual doméstica del conjunto habitacional "Crnl Alejandro Romo Escobar" (ubicado en Quito).

El modelo experimental funcionó a gravedad durante la fase de investigación y estuvo conformado de tres niveles; en los cuales se ubicó de manera secuencial los siguientes componentes: un recipiente dosificador del afluente, seguido por el biofiltro conformado por una tubería de PVC corrugado de diámetro 12 mm y 7 m de longitud, y finalmente un recipiente que hizo de sedimentador secundario. Durante la fase experimental se aplicó al biofiltro diferentes cargas hidráulicas superficiales de 60, 90 y 120 $\text{m}^2/\text{m}^3.\text{d}$ y posteriormente el efluente tratado fue recolectado en el sedimentador secundario.

El modelo experimental fue ensayado para las cargas hidráulicas (q) de: 60, 90 y 120 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; determinándose para cada (q) una DBO_5 soluble estabilizada de manera indirecta; para tal propósito se evaluó la DQO estabilizada en tres longitudes del modelo (3, 5 y 7 m). Considerando la ecuación de Eckenfelder ($\log S_a/S_e = kSD/q^n$) y las DBO_5 soluble estabilizada, se determinó las constantes cinéticas propias del modelo experimental ($n = 0,574$ y $k = 0,0030 \text{ m}^{0,574}.\text{d}^{-0,574}$).

Durante la fase experimental, los parámetros de control fueron: DQO, DBO_5 , aceites y grasas, sólidos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales, mismos que presentaron valores de remoción entre el 57 al 94%.

Para tratar un caudal sanitario de una población de 1.000 hab., se determinó que se necesita la implementación de 12 módulos de tratamiento (cada módulo estará conformado de 639 unidades de tuberías de PVC diámetro 12 mm y longitud 7 m).

ABSTRACT

This research focuses on defining the kinetic constants of an experimental model of aerobic biofilter, proposed in the equation Eckenfelder for the treatment of domestic sewage. To determine the constants of the support means (n) and removal of substrate (k), initially it assessed the physical, chemical and bacteriological characteristics of domestic wastewater from housing complex "Crnl. Alejandro Romo Escobar" (located in Quito).

The experimental model worked seriously during the research phase and consisted of three levels; In which the following components were sequentially placed: a tributary dosing vessel, followed by the biofilter formed by a corrugated PVC pipe with a diameter of 12 mm and 7 m in length, and finally a vessel that made a secondary settler. During the experimental phase different surface hydraulic loads of 60, 90 and 120 $\text{m}^2/\text{m}^3.\text{d}$ were applied to the biofilter, and the treated effluent was subsequently collected in the secondary sedimentator.

The biofilter was tested for hydraulic loads (q) of 60, 90 y 120 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$; determined for each (q) a soluble stabilized DBO_5 indirectly; for this purpose was evaluated the stabilized DQO in three lengths model (3, 5 and 7 m). Considering the model equation Eckenfelder ($\log S_a/S_e = kSD/q^n$) and soluble DBO_5 stabilized in the experimental model; own kinetic constants biofilter ($n = 0,574$ and $k = 0.0030 \text{ m}^{0,59}.\text{d}^{-0,59}$) was determined.

During the experimental phase, the control parameters were: DQO, DBO_5 , oils and fats, total solids, total suspended solids and total dissolved solids, with removal values between 57 and 94%.

To treat a sanitary flow of a population of 1.000 hab., it was determined that the implementation of 12 modules of treatment necessary (Each module will consist of 639 units of PVC pipes diameter 12 mm and length 7 m).

PALABRAS CLAVES:

BIOFILTRO MODELO EXPERIMENTAL ECKENFELDER, MODELO
ECKENFELDER BIOPELÍCULA.

KEY WORDS:

EXPERIMENTAL MODEL BIOFILTER ECKENFELDER, MODEL ECKENFELDER
BIOFILM.

PRESENTACIÓN

El presente trabajo de investigación trata de proporcionar una alternativa viable para el tratamiento de las aguas residuales domésticas, los resultados obtenidos en el modelo experimental permite dimensionar sistemas biológicos reducidos, de bajo costo y eficientes en la remoción de los contaminantes orgánicos, constituyendo una opción a ser considerada.

El contenido del trabajo de investigación, se encuentra desarrollado en cuatro capítulos, que se describe a continuación:

El capítulo 1, expone un breve resumen del sistema de tratamiento biológico, enfatizando la relación que tienen los microorganismos con los medios de soporte fijo y las ventajas que presentan los filtros biológicos en la remoción de los contaminantes presentes en el agua residual. Otro aspecto expuesto en este capítulo es la necesidad de contar con alternativas de tratamiento biológico no convencionales y eficientes en la depuración de las aguas residuales domésticas. Finalmente, se menciona los objetivos a cumplirse en la presente investigación y que básicamente corresponde a la obtención experimental de las constantes cinéticas del modelo propuesto por Eckenfelder a partir de la construcción y operación del modelo experimental.

El capítulo 2, describe las concentraciones de los contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas y los tipos de tratamiento utilizados en la depuración de las ARD. Además, detalla los procesos biológicos aerobios empleados para el tratamiento de las ARD mediante biopelículas. Otro aspecto considerado, se refiere al funcionamiento del filtro biológico y el comportamiento de la cinética de la biopelícula. Finalmente este capítulo, expone el modelo propuesto por Eckenfelder para determinar la constante modificada de remoción de sustrato (k), y la constante de caracterización del medio de soporte (n), a partir de la evaluación del modelo experimental.

El capítulo 3, explica el desarrollo de la parte experimental, en este apartado se detalla la metodología utilizada en la determinación de los caudales aforados, muestras compuestas y análisis físico, químico y bacteriológico de las aguas residuales domésticas. Además, se expone el procedimiento empleado en la definición de las DBO_5 soluble estabilizada y de las constantes cinéticas del modelo experimental. Finalmente el capítulo 3, muestra el dimensionamiento de los módulos de tratamiento y el respectivo análisis económico realizado.

El capítulo 4, analiza los resultados obtenidos en la fase de experimentación y determina los parámetros óptimos a ser considerados en el dimensionamiento.

El trabajo de investigación incluye las conclusiones y recomendaciones a ser consideradas en investigaciones futuras respecto al tema tratado.

SIGLAS IMPORTANTES

AR	Aguas Residuales
ARD	Aguas Residuales Domésticas
ARDC	Aguas Residuales Domésticas Crudas
ARDT	Aguas Residuales Domésticas Tratadas
CICAM	Centro de Investigación y Control Ambiental
CF	Coliformes Fecales
CH	Carga Hidráulica
CO	Carga Orgánica
CO ₂	Dióxido de Carbono
COT	Carbono Orgánico Total
COV	Carga Orgánica Volumétrica
CT	Coliformes Totales
D	Longitud de la tubería del modelo experimental
d	Diámetro interno del modelo experimental
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
hab	Habitante
k	Constante de remoción de sustrato
MO	Materia Orgánica
n	Constante de caracterización del modelo experimental
NH ₃	Amoniaco

NKT	Nitrógeno Kjeldhal
NMP/100mL	Número Más Probable por 100 mL
O.D	Oxígeno Disuelto
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
PVC	Poli Cloruro de Vinilo
Q	Caudal
q	Carga Hidráulica
S	Área específica de la tubería del modelo experimental
Sa	Demanda Bioquímica de Oxígeno Soluble del ARDC
Se	Demanda Bioquímica de Oxígeno Soluble estabilizada del ARDT
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SENAGUA	Secretaría Nacional del Agua
SST	Sólidos Suspendidos Totales
ST	Sólidos Totales
T	Temperatura del agua residual
t	Tiempo
TARD	Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas
V	Volumen
%	Porcentaje de remoción

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Las descargas directas del afluente sanitario en los cuerpos de agua superficiales y en el suelo, han provocado problemas de salud pública especialmente enfermedades infecciosas (Mara, 1996) y la contaminación de la biota del sector de influencia (Pierce y Turner, 1990; Seoáñez, 2004 y Roldán y Ramírez, 2010).

Los sectores rurales, generalmente no cuentan con sistemas de alcantarillados sanitarios adecuados, esto ha provocado la contaminación de los recursos hídricos que posteriormente son utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, por consiguiente es necesario implementar sistemas de tratamientos de aguas residuales (Da Ros, 1997).

Para degradar la materia orgánica disuelta y coloidal presente en el agua residual, generalmente se emplean tratamientos biológicos secundarios. La tecnología de tratamiento de biomasa adherida, que básicamente lo conforman los filtros biológicos y biodiscos rotatorios, reducen significativamente los contaminantes del agua residual, y la eficiencia de remoción depende de la composición de los microorganismos establecidos en el medio de soporte, de las condiciones de suministro de oxígeno y de la calidad del sustrato (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003).

Los microorganismos, desempeñan un papel importante en la mineralización de una gran cantidad de sustancias orgánicas y de acuerdo con el hábitat que ocupan, se encuentran formando películas biológicas adheridas en el medio de soporte o en forma suspendida (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010 y Menéndez y Pérez, 2007).

En los tratamientos biológicos implementados para reducir la contaminación, los microorganismos activos deben ser concentrados en el sistema y removidos del efluente tratado. En los procesos de biopelícula los microorganismos son

inmovilizados en una densa capa de crecimiento o matriz adherida a una superficie sólida. La formación de la matriz, se debe a que los microorganismos no viven en cultivos puros de células dispersas, si no que se acumulan en interfaces para formar agregaciones microbiológicas como películas, floc, gránulos, lodos o biopelículas. La biopelícula, es una comunidad estructurada de bacterias, algas, cianobacterias, hongos, y protozoarios, atrapadas en una matriz de Sustancias Poliméricas Extracelulares (SPE) de origen microbiológico que contiene polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos libres y agua, así como productos celulares excretados por las bacterias (Díaz, 2014; Orozco, 2014; Romero, 2010 y Menéndez y Pérez, 2007).

La matriz de SPE, es crucial en la estabilidad estructural y arquitectura de la biopelícula y proporciona refugio a la comunidad biológica, contra los esfuerzos cortantes y la deshidratación. Entre las funciones de la matriz de SPE, se incluyen la adhesión, agregación de células biológicas, cohesión de la biopelícula, retención de agua, protección, refugio y un gran número de otras funciones relevantes para la biopelícula. La biopelícula, es un ecosistema complejo en el cual se producen simultáneamente procesos físicos, químicos y biológicos. La matriz es un ambiente dinámico en el que los componentes microbiológicos parecen alcanzar homeostasis y están óptimamente organizados para hacer uso de los nutrientes disponibles (Díaz, 2014).

A partir de los años 80's, un considerable número de investigadores emplearon la biopelícula de manera exitosa en el tratamiento de las aguas residuales y en áreas de biotecnología (Díaz, 2014). Entre las ventajas del empleo de las biopelículas para el tratamiento de las aguas residuales, está la mayor capacidad en la remoción de xenobióticos y el soporte de una población microbiológica diversa, lo que implica un potencial para degradar una amplia variedad de sustratos orgánicos. Entre los ejemplos más representativos de reactores de película fija utilizados en el tratamiento de aguas residuales, está el contactor biológico rotatorio, el filtro biológico, lechos de carbón activado biológico y los sistemas de humedales (Díaz, 2014).

El filtro percolador o biológico es muy usado para reducir la carga orgánica del agua residual. En esta unidad de tratamiento, el agua residual se pone en contacto con la biomasa adherida en el medio de soporte fijo, constituyendo un lecho de oxidación biológica. Los medios de soporte de los microorganismos, generalmente están constituidos de piedras o material sintético (Díaz, 2014; Orozco, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Ronzano Llodra, 2007; Menéndez y Pérez, 2007; Ramalho, 2003 y Metcalf y Eddy, 2003).

Los filtros percoladores, se clasifican por las cargas orgánicas o hidráulicas aplicadas y pueden ser de: carga baja, media y alta. Los filtros que operan con altas cargas orgánicas (entre 0,32 a 8 kg DBO₅/m³.d) e hidráulicas (entre 9 a 240 m³/m².d), suelen utilizar como medio de soporte material plástico. La eficiencia de remoción de la DBO₅ varía entre el 50 a 90%, el arrastre de sólidos se presenta de manera continua, y la superficie específica del medio filtrante varía entre el 80 a 200 m²/m³ (Díaz, 2014; Orozco, 2004; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007; Metcalf y Eddy, 2003; Von Sperling, 1996 y Ramalho, 2003).

Los reactores de biopelícula, presentan las siguientes ventajas en relación a los métodos tradicionales (lodos activados): mayor superficie específica que favorece la transferencia de masa, tiempos de retención hidráulico reducidos, mayor transferencia de oxígeno y admiten la aplicación de altas cargas orgánicas e hidráulicas (Chan Y., 2009 y Sombatsompop K., 2006).

Para evitar que se continúe vertiendo las AR en las corrientes hídricas, se ha establecido el marco normativo y los criterios de calidad del agua para sus diferentes aplicaciones (Metcalf y Eddy, 2003). La legislación Ecuatoriana respecto a este tema, define claramente los parámetros de calidad del efluente tratado.

En la presente investigación, se determinaron las constantes cinéticas del modelo propuesto por Eckenfelder ($\log S_a/S_e = kSD/q^n$ para filtros biológicos), para tal propósito se construyó un modelo experimental. En la etapa de evaluación se

aplicaron cargas hidráulicas de 60, 90 y 120 m³/m².d, y se midieron las DQO estabilizada en las longitudes 3, 5 y 7 m del modelo experimental. Para determinar las constantes cinéticas n y k , se calculó de manera indirecta las DBO soluble estabilizada, las mismas que fueron graficadas considerando la metodología recomendada en la literatura (Romero, 2010; Orozco, 2014 y Menéndez y Pérez, 2007). Con los resultados obtenidos del proceso de evaluación del modelo experimental, se dimensionó los módulos de tratamiento.

1.1 JUSTIFICACIÓN

Para mejorar las condiciones de salubridad y saneamiento en las regiones en vías de desarrollo, es necesario implementar plantas depuradoras eficientes para el manejo del agua potable y tratamiento de las aguas residuales. En 1995, el Banco Mundial estimó que se requeriría una inversión de USD 12.000 millones anuales durante 10 años para elevar los estándares de abastecimiento de agua potable y de aguas residuales a niveles razonables; de los cuales USD 4.400 millones serían para aguas residuales (Reynolds, 2002). De acuerdo al estudio realizado por el Banco Mundial en 1997 (Idelovitch y Ringslog, 1997) la construcción de una PTAR tipo convención tendría un costo de USD 100 millones para una población de 1 millón de habitantes. Sin embargo, los costos económicos asociados por un brote de enfermedad, indican que la inversión inicial de capital valdría la pena. Así los altos costos que implica las necesidades curativas, de prevención y el impacto que ocasiona al sector turístico justifica la inversión de tratamiento de las aguas residuales (Reynolds, 2002).

En la selección de la tecnología apropiada para el tratamiento de las aguas residuales, se deben considerar un cierto número de factores técnicos y económicos. En Latinoamérica, básicamente las aguas residuales, se tratan mediante métodos biológicos (tanque sépticos, tanques imhoff, filtros biológicos, lodos activados y lagunas de estabilización) y en menor porcentaje mediante tecnologías de precipitación-coagulación y floculación (Reynolds, 2002).

En referencia al censo de población y vivienda del 2010, la cobertura de agua potable en el país fue del 80% y de infraestructura sanitaria alcanzó el 64% (ENAS-SENAGUA, 2016). En referencia a la Estrategia Nacional de Agua potable y Saneamiento (ENAS-SENAGUA, 2016), los niveles de cobertura de los servicios de agua potable y saneamiento a nivel nacional se incrementaron en un 6,0 y 8,6% entre 2010 y 2014. De acuerdo a la Secretaria Nacional del Agua (SENAGUA) se estimó que únicamente el 8% de las aguas residuales recibió tratamiento (año 2012) y el resto fueron vertidos en las corrientes hídricas, causando problemas a la población y contaminación del ambiente.

La fase I del ENAS, plantea inversiones aproximadas de USD 4.900 millones (periodo 2015 – 2024) para el área de saneamiento, incluyendo el tratamiento de aguas residuales (ENAS-SENAGUA, 2016)

Generalmente el tratamiento biológico, permite mayor porcentaje de remoción de la materia orgánica y menores costos de operación, comparado con el tratamiento químico (Shun, 2001). Los costos de inversión de los procesos biológicos son de 5 a 20 veces menores a los químicos y respecto a los costos de tratamiento son de 3 a 10 veces inferiores (López, 2012 y Noguera y Pacheco, 2014).

En el país los filtros biológicos con medio de soporte sintéticos (plástico) son poco utilizados. Pero a nivel internacional son comúnmente empleados por las ventajas significativas que presentan: mayor superficie específica, permiten funcionar con altas cargas orgánicas e hidráulicas y evita el taponamiento de la unidad filtrante (Arnaiz, 2002 y Lapo, 2014). Además por funcionar con flujo continuo no requiere de operación especial, respecto al control del espesor de la biomasa (James p. McQuarrie, 2011).

Dentro de los procesos biológicos, utilizados para el TARD, existen los sistemas biológicos anaerobio y aerobio, siendo este último el más eficaz en la eliminación de los compuestos orgánicos (Templeton y Butler, 2011).

Considerando los aspectos descritos anteriormente (bajos porcentajes de cobertura en saneamiento, costos y tecnologías utilizadas en el TARD), la presente investigación pretende determinar las constantes cinéticas de la ecuación de Eckenfelder (para filtro biológicos), mediante la construcción de un modelo experimental. La definición de los parámetros cinéticos permitirá dimensionar módulos de TARD con ventajas operativas, financieras y ambientales, en comparación con el sistema de tratamiento convencional. Las bondades técnicas y económicas que presentan los módulos de tratamiento, son factores favorables a ser consideradas en las comunidades que aún no cuentan con este servicio básico.

La presente investigación, tiene como finalidad definir las constantes cinéticas de operación de una biopelícula adherida a un soporte fijo inerte (tubería de PVC corrugada de $\varnothing = 12$ mm y longitud 7 m), y de parámetros que sugieran el desarrollo de nuevas tecnologías en el tratamiento de las ARD.

Las principales características del modelo experimental, se describe a continuación:

- El modelo consiste en una tubería de PVC corrugada de $\varnothing = 12$ mm y longitud 7 m, en donde se fomentó el crecimiento de la biopelícula. El flujo simulado es de tipo pistón, lo que garantiza mayor transferencia de sustrato al interior de la capa biológica; la relación continua de materia orgánica y de microorganismos que se presenta en el interior de la tubería, favoreció el grado de tratamiento de las ARD.
- La geometría del modelo, favoreció el transporte convectivo y de difusión de la materia orgánica, así como de nutrientes hacia la capa superficial e interior de la biopelícula.
- El medio de soporte fijo usado (tubería de PVC corrugada de $\varnothing = 12$ mm y longitud 7 m), evitó el taponamiento del biofiltro, provocado por el desprendimiento de la biomasa.
- El modelo experimental, es de fácil replicación permitiendo su escalamiento en forma modular.
- La configuración corrugada de la tubería, incrementa la superficie específica del modelo ($S = 333,33 \text{ m}^2/\text{m}^3$), lo que representó ser mayor en cinco veces respecto al área específica de la grava ($S = 70 \text{ m}^2/\text{m}^3$)

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar las constantes cinéticas y parámetros de diseño de biodegradación de la MO presente en el ARD, en un modelo experimental de biopelícula con medio de soporte fijo inerte.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar las características física, química y microbiológica de las ARD.
- Optimizar la operación de un modelo experimental de biopelícula adherida a un soporte fijo inerte alternativo.
- Determinar las constantes cinéticas de la ecuación de Eckenfelder (n : constante del medio de soporte y k : constante de remoción de sustrato), para el modelo experimental propuesto.
- Dimensionar el modelo experimental a escala real, considerando zonas rurales con poblaciones menores a 1.000 hab.

CAPÍTULO 2

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONTAMINACIÓN POR LAS AGUAS RESIDUALES

El agua es un recurso hídrico necesario para actividades diarias y el desarrollo económico de una comunidad. Aproximadamente la dotación promedio de agua para consumo humano está alrededor de los 300 L/hab.d (FAO y FIDA, 2006).

El programa mundial de evaluación de los recursos hídricos (WWAP), estimó que para el año 2003 la generación global de las aguas residuales fue de 1.500 km³.

Los contaminantes líquidos, producto de las actividades diarias del ser humano y de los procesos industriales, se incrementan de manera acelerada y en muchos casos son vertidos directamente en las corrientes superficiales o infiltración en el subsuelo, provocando contaminación de los recursos naturales y transmisión de enfermedades a la población (Mara, 1996; Pierce y Turner, 1990 y Gallegos, 2013). Generalmente la carga contaminante de las aguas residuales, es medida a través de parámetros globales como son la Demanda Bioquímica de Oxígeno y la Demanda Química de Oxígeno (Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007 y Ramalho, 2003). En general, se consideran como ARD, los líquidos provenientes de las viviendas, residencias, edificios comerciales e institucionales (Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).

Se estima que el 80% de las aguas contaminadas a nivel global no reciben ningún tratamiento (UNESCO). En Latinoamérica y en otros países, las aguas residuales son utilizadas en actividades de riego de manera espontánea y sin recibir ningún tratamiento (Mara y Carnicross, 1990; Bakker et al., 2000). Se estima que en América Latina alrededor de 400 m³/s de agua residual es vertida a las fuentes superficiales y que en muchos de los casos son utilizadas en actividades de riego (Post, 2006).

De acuerdo al Banco Mundial, más de 300 millones de habitantes de ciudades en Latinoamérica producen aproximadamente 225.000 toneladas de residuos sólidos diariamente (Reynolds, 2002). Sin embargo menos del 28% de las aguas residuales reciben tratamiento (UNESCO), el resto de las aguas residuales domésticas e industriales son vertidas en las corrientes superficiales. La epidemia de cólera ocurrida en Latinoamérica evidenció la necesidad de implementar mejores prácticas de higiene, saneamiento y desecho de residuos (Reynolds, 2002).

En el país las principales fuentes de contaminación de las corrientes hídricas y del suelo son: la agricultura, minería, actividades petroleras y manufactureras (Cabrera y otros, 1998). El 80% de las agroindustrias y empresas dedicadas al comercio y servicio en el país, generan efluentes sanitarios con alta carga orgánica y contaminantes tóxicos, que son vertidos en el alcantarillado público o en las corrientes hídricas, sin recibir ningún tratamiento. Únicamente el 8% de las aguas residuales reciben algún tipo de tratamiento (Cabrera y otros, 1998).

2.1.1 ENFERMEDADES TRANSMITIDAS A TRAVÉS DEL AGUA RESIDUAL

Aproximadamente 100 millones de personas en el mundo están infectadas de dengue (WHO, 2013), 200 millones tienen esquistosomiasis y alrededor de 800 millones están en riesgo de infección (OMS, 2013).

Las aguas residuales albergan microorganismos que causan enfermedades (patógenos), incluyendo virus, protozoos y bacterias. Los organismos patógenos, pueden originarse en los individuos infectados o en animales domésticos o salvajes. La diarrea y la gastroenteritis, son las principales causas de muerte en el mundo y en la región de Latinoamérica (Reynolds, 2002). Entre las principales enfermedades transmitidas a través del agua residual doméstica está: gastroenteritis, legionelosis, leptospirosis, fiebre tifoidea, salmonelosis, cólera, yersinosis, criptosporidiosis, amibiasis, giardiasis y ascariasis, teniasis, entre otras (Henry y Heinke, 1999 y Metcalf y Eddy, 1995).

2.1.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

La carga contaminante per cápita por día, permite evaluar la composición de las aguas residuales; éste parámetro depende de las costumbres de los habitantes. Por lo tanto, es prioritario considerar en el diseño de un sistema de tratamiento la caracterización de las aguas residuales (Henze et al., 1996). Niveles altos de contaminación de las aguas residuales, significa bajo consumo de agua y aguas residuales diluidas, representan un alto consumo de agua (Henze et al., 1996).

En el diseño y operación de un sistema de tratamiento, es necesario analizar las fluctuaciones de la carga contaminante. La presencia de valores bajos de DBO, puede provocar deficiencias de nutrientes (Henze et al., 1996).

Las aguas residuales de acuerdo a su procedencia, se clasifican en: pluviales, blancas, urbanas o domésticas, industriales y agrarias (Hernández y otros, 2000).

La composición del agua residual, varía de acuerdo a su procedencia, y básicamente depende de las propiedades que tiene el agua potable y del uso dado en las actividades diarias (Gordón, Geyer y Okun, 1989). Por consiguiente al dimensionar un sistema de tratamiento biológico es indispensable realizar el análisis, para identificar las características preponderantes del AR (Gordón, Geyer y Okun, 1989).

Generalmente las ARD, están compuestas de: materia orgánica (materia fecal: proteínas y carbohidratos), compuestos refractarios (sustancias químicas domésticas e industriales), surfactantes (detergentes domésticos), grasas y aceites (de uso doméstico e industrial), Sales (desechos humano e industrial), metales pesados (proveniente del sector industrial), agentes complejantes (provenientes del sector industrial) y sólidos suspendidos (Doménech, 2000).

La caracterización de las aguas residuales, implica efectuar un programa de muestreo apropiado, con la finalidad de asegurar representatividad de la muestra y un análisis de laboratorio que aseguren precisión y exactitud de los resultados.

Cada agua residual es única en sus características y en lo posible los parámetros de polución deben evaluarse en el laboratorio (Romero, 2010).

Las Tablas 2.1 y 2.2 resumen la composición del agua residual doméstica típica en función de la concentración de los diferentes contaminantes. Para este tipo de aguas de composición compleja, existen indicadores de calidad que expresan de cierta manera el estado bioquímico de las ARD (Noguera y Pacheco, 2014).

TABLA 2.1 Rango de contaminación típico de las aguas residuales

Componente	Unidad	Intervalo	Valor típico
Sólidos totales	mg/L	375 - 1800	740
Sólidos suspendidos	mg/L	120 - 360	230
Sólidos fijos volátiles	mg/L	30 - 280	55 - 175
Sólidos sedimentables	mg/L	5 - 20	10
Sólidos disueltos	mg/L	250 - 800	500
DBO ₅	mg/L	110 - 400	210
DQO	mg/L	200 - 780	400
Nitrógeno total	mg/L	20 - 85	40
Nitrógeno orgánico	mg/L	8 - 35	20
Amonio	mg/L	12 - 50	20
Nitrito y nitrato	mg/L	0	0
Fósforo total	mg/L	4 - 15	8
Fósforo orgánico	mg/L	1 - 5	3
Fósforo inorgánico	mg/L	3 - 10	5
pH	-	6,70 - 7,50	7

FUENTE: (Carrasco y Menéndez, 2010)

La valoración adecuada de los componentes del ARD, permiten definir estrategias de tratamiento viables desde el punto de vista técnico, económico y minimizar el riesgo potencial de contaminación del ambiente y de la comunidad (Metcalf y Eddy, 2003). En general las ARD presentan valores de pH cercanos a 7, y tienen una concentración de MO entre 250 a 1000 mg/L de DQO, la variación en la concentración de los contaminantes, se debe a factores de tipo cultural, socioeconómico, climático, etc. (Mendonça, 2000). Respecto a la concentración de nutrientes varían entre 10 y 100 mg/L de N, 5 y 25 mg/L de P y 10 y 40 mg/L de K (Mara y Carnicross, 1990).

TABLA 2.2 Composición típica del agua residual doméstica

Contaminante	Unidad	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales	mg/L	350	720	1200
Sólidos disueltos totales	mg/L	250	500	850
Sólidos suspendidos totales	mg/L	100	220	350
Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	80	165	275
DBO ₅	mg/L	110	220	400
DQO	mg/L	250	500	1000
Nitrógeno total	mg/L	20	40	85
Nitrógeno orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniaco, N-NH ₃	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Alcalinidad total (CaCO ₃)	mg/L	50	100	200
Coliformes totales	NMP/100 mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁸

FUENTE: (Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2014 y Romero, 2010)

Varios estudios relacionados a la caracterización de las aguas residuales, han definido que la cantidad de excrementos humanos húmedos es aproximadamente de 80 a 270 g/hab.d, la cantidad de orina es de 1 a 1,3 kg/hab.d y el 20% es materia fecal (Romero, 2010).

Los principales constituyentes del ARD, lo conforma la materia orgánica con un 70% y los sólidos inorgánicos con un 30% (Lozano, 2015). De acuerdo a la composición del ARD (Tablas 2.1 y 2.2), los parámetros de mayor incidencia son: DQO (valor máximo = 1000 mg/L y valor mínimo = 250 mg/L), DBO₅ (valor máximo = 400 mg/L y valor mínimo = 110 mg/L), ST (valor máximo = 1200 mg/L y valor mínimo = 350 mg/L) y pH (valor máximo = 7,50 y valor mínimo = 6,70).

2.2 TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de las aguas residuales, tiene como finalidad minimizar el impacto al ambiente y mejorar las condiciones de vida de la comunidad (Romero, 2010 y Bermeo y Salazar, 2013). Además, es primordial para garantizar el ciclo del agua (CONAGUA-Comisión Nacional del Agua, 2015).

Los sistemas de tratamiento de AR, tienen como objetivo eliminar los siguientes contaminantes: DBO₅, sólidos suspendidos, patógenos, nutrientes (N y P), sustancias orgánicas refractarias (detergentes, fenoles y pesticidas), trazas de metales pesados y sustancias inorgánicas disueltas (Romero, 2010). El objetivo básico del TAR, es modificar las características del agua de tal forma que el efluente tratado cumpla con los requisitos especificados en la legislación para su vertido en el cuerpo receptor, sin causar impacto adversos al ecosistema o pueda ser reutilizado en otras actividades (Bernal y Cardona, 2003).

El Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente – TULSMA vigente en el país, regula la concentración de los efluentes tratados (TULSMA, RO edición especial No. 270. 13-02-2015).

Las PTAR, se dimensionan para producir efluentes que cumplan con la calidad establecida en la reglamentación existente, y generalmente se clasifican por niveles de tratamiento (preliminar, primario, secundario y terciario), y pueden ser implementadas de manera separada o simultáneamente (Von Sperling, 1996).

2.2.1 PROCESOS DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

En el tratamiento de las aguas residuales, existen una gran variedad de sistemas de depuración, basados esencialmente en operaciones físicas, químicas y biológicas. La combinación de estas operaciones, permiten definir el grado de tratamiento de las aguas residuales. Las unidades de pretratamiento y tratamiento primario, corresponden a procesos de carácter físicos; el tratamiento secundario, se realizan mediante procesos biológicos o químicos y en el tratamiento terciario, se utilizan combinaciones de los procesos físicos, químicos y biológicos (Metcalf y Eddy, 1995).

Para definir la factibilidad de implementar los procesos físicos, químicos y biológicos en el tratamiento de las aguas residuales, es necesario analizar los siguientes aspectos: características del agua residual, calidad requerida del efluente tratado, confiabilidad del sistema de tratamiento, factibilidad de

optimización del proceso, costos de construcción y operación del sistema de tratamiento y disponibilidad de terreno (Romero, 2010).

La remoción de los contaminantes presentes en el agua residual, se realizan mediante procesos físicos, químicos y biológicos. El método a utilizar, depende de la biodegradabilidad de la MO del agua residual. Si el fluido sanitario contiene altos porcentajes de MO biodegradable, se utilizan procesos biológicos y si la MO es no biodegradable, es conveniente emplear tratamientos químicos u oxidación avanzada (Romero, 2010 y Noguera y Pacheco, 2014).

Generalmente un sistema de tratamiento de aguas residuales, está conformada por varias etapas, e independiente del tipo de tecnología utilizada, es necesario instalar niveles de tratamiento preliminares que impidan el desgaste de los equipos (Metcalf y Eddy, 2003 y Idelovitch y Ringslog, 1997). Las reacciones bioquímicas, que se presentan en los procesos físicos, químicos y biológicos, son similares a los que ocurren en la naturaleza (ríos, lagos, suelo, etc.), solo que en forma controlada dentro de un reactor y a velocidades mayores (Suarez, 2010). La Tabla 2.3, muestra los niveles de tratamientos de las aguas residuales.

TABLA 2.3 Niveles de tratamiento de aguas residuales

Nivel	Descripción	Tipo de unidad
<i>Preliminar</i>	Remueve material causantes de problemas operacionales como trapos, ramas, arenisca, material	Rejas, tamices, desarenador, tanques de homogenización, trampas de grasa
<i>Primario</i>	Remueve una porción de sólidos suspendidos y de materia orgánica	Sedimentador, unidades con inyección de aire, tanque séptico, Imhoff
<i>Secundario</i>	Remueve materia orgánica biodegradable disuelta o suspendida. Puede ir acompañado de procesos	Lodos activados, biodiscos, filtros percoladores, humedales, lagunas, reactor UASB
<i>Terciario</i>	Remueve sólidos suspendidos a través de microfiltración, además en este nivel se remueven	Microfiltración, la coagulación y precipitación, la adsorción por carbón activado, cloración
<i>Avanzado</i>	Remueve material remanente suspendido o disuelto, después de tratamiento biológico	Destilación, osmosis, cloración, ozonización, intercambio iónico, nanofiltración, adsorción por carbón activado, electrodiálisis

FUENTE: (Idelovitch y Ringslog, 1997; Metcalf y Eddy, 2003 y Hernández et al., 2000)

2.3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LAS AGUAS RESIDUALES

El tratamiento biológico, permite eliminar los contaminantes por acción de la actividad biológica de los microorganismos presentes en el AR. En este proceso, la actividad biológica remueve sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas y nutrientes (N y P); producto de las reacciones bioquímicas el efluente tratado contiene gases que se liberan a la atmósfera y biomasa que es extraíble en la unidad de sedimentación (Romero, 2010).

Para garantizar adecuados porcentajes de eliminación de contaminantes en los sistemas biológicos, es necesario considerar los siguientes aspectos: disponer de oxígeno, nutrientes suficientes, condiciones favorables de temperatura, rangos de pH adecuados y tiempo adecuado para que los microorganismos degraden la materia orgánica biodegradable (Flynn, 2009). El cumplimiento de las condiciones descritas anteriormente, permitirá contar con sistemas de tratamientos biológicos favorables para la descomposición y eliminación de la MO biodegradable (Von Sperling y Chernicharo, 2005).

2.3.1 TIPOS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICOS

En los procesos biológicos, los microorganismos se alimentan de MO y reducen la concentración de contaminantes presentes en el AR. Además, utilizan los compuestos para la formación de nuevas células (Díaz et al., 2002). Los procesos biológicos se clasifican en (Von Sperling y Chernicharo, 2005):

Aerobios: el metabolismo de los microorganismos, se realizan en presencia de oxígeno disuelto. Los productos finales son principalmente CO_2 , H_2O y una parte de la MO, es empleada en la formación de nuevos microorganismos.

Anaerobios: el metabolismo de los microorganismos, se efectúa en ausencia de oxígeno libre, los productos finales son CH_4 , CO_2 y H_2O .

Facultativos: los microorganismos de carácter facultativos, son indiferentes a la presencia de oxígeno disuelto.

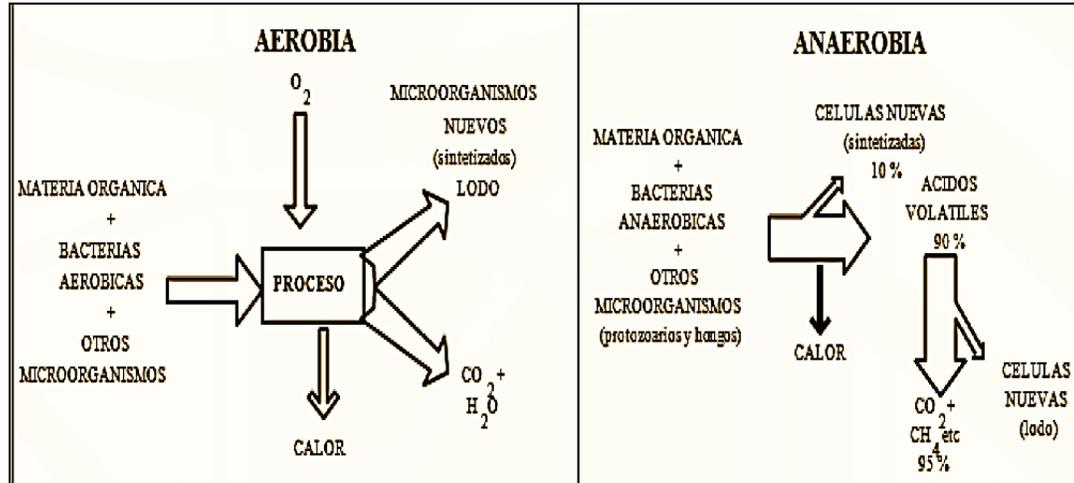
Anóxicos: la presencia de oxígeno es letal en el desarrollo de este proceso, se debe garantizar la ausencia total de oxígeno en el AR.

La Tabla 2.4, muestra los principales procesos biológicos empleados en el TAR y la Figura 2.1, muestra las reacciones bioquímicas que se presentan en el tratamiento biológico aerobio y anaerobio de las AR (Sterling, 1987).

TABLA 2.4 Proceso de tratamiento aerobio y anaerobio en las aguas residuales

Tipo	Nombre común	Uso	Fundamentos del proceso	Eficiencias logradas
Procesos aerobios				
Crecimiento en suspensión	Lodos activados	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación	En un reactor donde se mantiene una masa floculenta en suspensión, de superficie altamente activa para la adsorción de materiales coloidales y suspendidos, constituida por microorganismos, materia orgánica muerta y materiales inorgánicos.	80-85% DBO y SST
	Lagunas de estabilización (aerobia, facultativa y de maduración)	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación	En ellas se reduce la materia orgánica, los microorganismos patógenos que representan un grave problema para la salud y además su efluente puede ser reutilización, con finalidades como la agricultura.	80-90% DBO y SST; además de N y P
Película bacterial adherida	Filtros percoladores	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación	La materia orgánica que se halla presente en el AR es degradada por la población de microorganismos adherida al medio, en cuyas capas externas es degradada por los microorganismos aerobios, a medida que los microorganismos crecen el espesor de la película aumenta y el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo el espesor de la película.	80-85% DBO y SST
	Biodiscos	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación	La película biológica se encuentra en rotación dentro del agua residual sedimentada y dentro de la atmosfera para proveer oxígeno a los microorganismos. El AR fluye en sentido paralelo o perpendicular al eje horizontal de rotación, al pasar de una etapa a otra o de un tanque a otro	80-85% DBO y SST
Híbrido (combinación) crecimiento en suspensión y adherido	Humedales construidos (superficiales y subsuperficiales)	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación	La materia orgánica y los nutrientes que transportan las AR, son degradados por la población microbiana y asimilados por las plantas emergentes, sumergidas y flotantes con enraizamiento fijo, mientras que las libremente flotantes toman los nutrientes directamente del agua	80-85% DBO y SST; además de N y P
Procesos anaerobios				
Crecimiento en suspensión	Tanque séptico		Se logran las fases de hidrólisis y acidogénesis del material orgánico, con la correspondiente retención de sólidos biodegradables durante más tiempo, que el material orgánico presente en forma disuelta o coloidal; generalmente se complementa con otro tratamiento buscando mejorar eficiencias de reducción	40-50% DBO y SST
	Reactor UASB	Reducción de la DBO carbonácea, nitrificación, estabilización	La tecnología UASB está basada en la acumulación de microorganismos en un reactor, cuyas características de sedimentación impidan su arrastre fuera del mismo; otras propiedades esenciales que reúne este tipo de reactor es disponer de un mecanismo de separación gas-líquido-sólido, por medio de campanas colectoras situadas en su parte alta, mediante la cual se consigue la sedimentación de los floculos de pequeño tamaño que ascienden adheridos a las burbujas de gas y el disponer de un sistema distribución uniforme del afluente en la base del reactor	80-90% DBO y SST
	Laguna anaerobia		La estabilización en condiciones anaerobias es lenta, ya que las bacterias ase reproducen a una baja tasa, es por esto que generan menos lodo que los procesos aerobios	80-90% DBO y SST
Película bacterial adherida	Filtro anaerobio		En los filtros anaerobios de flujo ascendente la mayor parte de la biomasa bacteriana se acumula como floculos, mientras que en los de flujo descendente, la biomasa está casi totalmente retenida en las paredes del reactor y el material de soporte.	80-90% DBO y SST

FUENTE: (Crites y Tchobanoglous, 2000)

FIGURA 2.1 Procesos aerobio y anaerobio en las aguas residuales

FUENTE: (Sterling, 1987)

2.4 TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES MEDIANTE BIOPELÍCULA

En los procesos de tratamiento biológico, los microorganismos activos son concentrados dentro del sistema para realizar la degradación de la MO biodegradable y posteriormente son removidos del sistema (Henze Mogens, 2008).

El desarrollo de nuevas tecnologías, permiten incrementar la capacidad de tratamiento por unidad de área construida. Una de las alternativas, son los sistemas que emplean el crecimiento de biopelículas (Chen I., 2000).

La biopelícula es una estructura compleja con canales de agua y aireación, que permiten el transporte de oxígeno, nutrientes, agua y desechos. Los canales de la biopelícula generan gradientes de tensión de pH y oxígeno. La presencia de estos gradientes, permiten el desarrollo de micronichos y de grupos bacterianos (Kourkoutas Y.B., 2004).

En los sistemas de tratamiento que utilizan la biopelícula, la mayoría de los microorganismos producen polisacáridos extracelulares-PEC; sustancia que les

permite unirse entre sí, adherirse a diversas superficies sólidas, a reproducirse, crecer y protegerse. Los PEC son estructuras muy similares a una esponja, con presencia de espacios llenos de agua, que facilitan el transporte de sustancias solubles, mientras que los coloides, células y partículas sólidas son atrapados en la red del PEC (Livingston, 1995).

La biopelícula está definida por: la composición del medio, expansión volumétrica de la biomasa y transporte de sustratos hacia el interior de la biopelícula (Costerton, 1995).

Entre la función de la biopelícula, está la protección contra depredadores y cambios drásticos de las condiciones ambientales (González, et al., 2008).

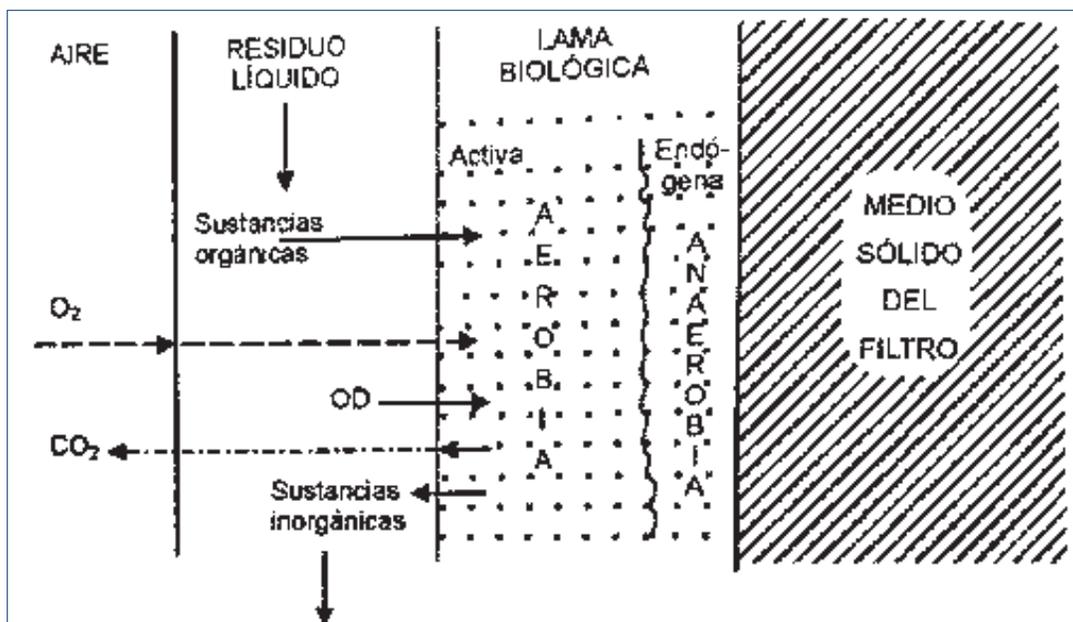
En los procesos de soporte sólido, la biomasa se encuentra sobre un medio de soporte fijo, formando así la biopelícula encargada de degradar la materia orgánica presente en las AR. Los filtros biológicos y contactores biológicos rotatorios (RBC) forman parte de los sistemas de tratamiento biológicos de soporte fijo. El espesor de la película de biomasa (biopelícula), oscila entre 0,1 y 2 mm y está conformada de una capa superficial donde el proceso es idéntico al de lodos activados, es decir la materia llega al sistema por transporte convectivo; y en la capa interior el transporte de sustrato, aceptor de electrones y nutrientes se produce por transporte molecular (difusión). Considerando estos aspectos, los modelos que se han desarrollado para representar el comportamiento de la biopelícula, han tomado en cuenta tanto la reacción bioquímica como los procesos de transferencia de materia (Ferrer y Seco, 2011).

Se puede definir a la capa biológica, como un sistema complejo y de composición heterogénea, siendo la proporción de biomasa activa mayor en la superficie que en el interior de la capa, y donde se acumulan gran cantidad de escombros. Dentro de los límites de la capa biológica se produce una migración continua de productos desde el interior hasta el exterior, donde por acciones de los esfuerzos cortantes superficiales son evacuados del sistema; esta acción continua permite mantener constante el espesor total de la película biológica; si esto no sucedería

así, se incrementaría excesivamente el espesor de la capa biológica impidiendo que el sustrato alcance la parte interior de la misma, provocando el desprendimiento de los microorganismos (Ferrer y Seco, 2011).

La comunidad biológica presente en el biofiltro es esencialmente protista (bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, hongos, y protozoos), algunos protozoos del grupo *Ciliata*, controlan la población bacteriana, de igual manera algunos animales como los caracoles, insectos, gusanos, entre otros, se alimentan de la biopelícula biológica manteniendo activa la población bacteriana y promoviendo el crecimiento y utilización rápida del sustrato. A lo largo del filtro biológico existen cambios en la comunidad biológica y están relacionados a la variación de las cargas orgánicas e hidráulicas, composición de las aguas residuales, el potencial de hidrógeno, temperatura, disponibilidad de oxígeno disuelto, entre otros factores. Generalmente en el sedimentador secundario el 90% son bacterias (Romero, 2010). La Figura 2.2, muestra un esquema de la biopelícula (Ferrer y Seco, 2011).

FIGURA 2.2 Representación esquemática de la biopelícula



FUENTE: (Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003)

Es importante mencionar que en el proceso biomasa fija, se efectúan de manera combinada el proceso de oxidación del carbono y de nitrificación, siendo

necesario para la actividad de nitrificación valores adecuados de los parámetros de funcionamiento, para ello basta con reducir la carga orgánica aplicada.

2.4.1 BENEFICIOS DE LA INMOVILIZACIÓN MICROBIANA

La inmovilización celular, se origina por procesos de adherencia a superficies o microorganismos, debido a sustancias que segregan los mismos microorganismos (Couto A, 2005). Para lograr una adecuada inmovilización microbiana, los medios de soporte deben contar con una adecuada área superficial y porosidad que faciliten la operación del sistema y el intercambio constante de sustratos, productos y gases. Además, deben presentar condiciones favorables de estabilidad química, biológica, mecánica, térmica y de resistencia a cambios de presión (Kourkoutas Y.B., 2004).

La inmovilización de los diferentes microorganismos en el medio de soporte, ha permitido el desarrollo de nuevas tecnologías, entre las ventajas están: alta concentración de biomasa, alta actividad metabólica, gran resistencia a contaminantes tóxicos y buenas propiedades de lodo (Cohen Y., 2001).

2.5 MEDIOS DE SOPORTE UTILIZADOS PARA LA FORMACIÓN DE LA BIOPELÍCULA

Existen dos tipos básicos de medios filtrantes, los conformados por piedra partida y los artificiales integrados por material plástico. Las propiedades más importantes de un medio de soporte fijo sintético es la superficie específica (definida como la relación área volumen del medio) que permite incrementar cargas orgánicas e hidráulicas sin aumentar el volumen total de la unidad de filtración. Además, de presentar mayor transferencia de oxígeno; la otra característica del medio de soporte artificial es la porosidad que actúa en el mismo sentido que la superficie específica. Estas propiedades inherentes al medio sintético, evitan el taponamiento del filtro por causa de la presencia de elevadas cantidades sólidos suspendidos en las AR (Ferrer y Seco, 2011 y Baecheler, Zambrano y Urrutia, 2001).

Las características del medio de soporte, influyen de manera significativa en la velocidad de formación de la biopelícula y en la distribución de los microorganismos. Si el medio de soporte es poroso, los microorganismos se protegen contra los esfuerzos cortantes y los organismos depredadores (Lewandowski, 1993).

El PVC tipo polipropileno (PP), es utilizado en la fabricación de tuberías, envases, juguetes, etc., presenta buena resistencia química a soluciones diluidas de ácidos minerales, grasas y aceites, jabones, hidrocarburos y alcoholes, buenas propiedades eléctricas, de inercia química y biológica y alta estabilidad térmica (Fasce, 2002).

Por la baja densidad que presentan los medios filtrantes plásticos, requieren estructuras de soporte muy ligeras y de bajo costo (Ferrer y Seco, 2011). La Tabla 2.5 y Figura 2.3, muestran algunos tipos de rellenos plásticos y de piedra utilizados en los filtros biológicos.

TABLA 2.5 Características de los medios filtrantes

Medio	Tamaño nominal mm	Masa/volumen kg/m ³	Superficie específica m ² /m ³	Porosidad %
Gravas de río				
Pequeñas	25 – 65	1250 - 1450	55 - 70	40 - 50
Grandes	100 – 120	800 – 1000	40 - 50	50 - 60
Escorias de hornos				
Pequeñas	50 -80	900 - 1200	55 - 70	40 - 50
Grandes	75 – 125	800 – 1000	45 - 60	50 - 60
Plástico				
Convencional	600x600x1200 ^a	30 - 100	80 - 100	94 - 97
Alta super. Especif.	600x600x1200 ^a	30 – 100	100 - 200	94 - 97
Madera	1200x1200x500 ^a	150 – 175	40 - 50	70 - 80

^a Tamaño del módulo

FUENTE: (Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003)

FIGURA 2.3 Tipos de rellenos plásticos utilizados en filtros biológicos



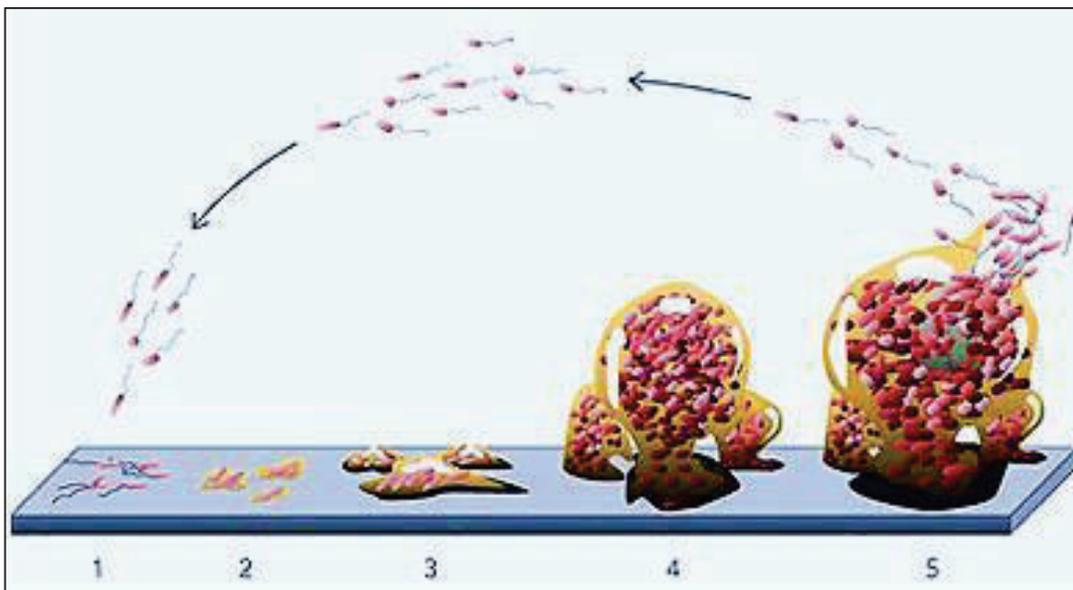
FUENTE: (<http://www.bio-fil.es/product/biofill-c/>.)

La superficie específica promedio de la grava es de $55 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y del plástico $140 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Tabla 2.5). Una mayor superficie específica, permite aceptar mayores cargas orgánicas e hidráulicas, sin incremento del volumen total del reactor. La otra propiedad importante del medio de soporte es la porosidad, que evita el estancamiento del filtro (Ferrer y Seco, 2011 y Menéndez y Pérez, 2007).

2.6 CINÉTICA DE LA BIOPELÍCULA

La formación de la biopelícula, inicia con la acumulación de nutrientes en la superficie del medio de soporte. La porosidad del material, las interacciones electrostáticas y los fenómenos de adsorción y electroquímicos que se presentan, permiten el incremento en la concentración de los nutrientes en el medio filtrante (Benetton, 2007). En el desarrollo de la biopelícula, se presentan las siguientes etapas: fijación inicial, fijación irreversible, maduración I, maduración II y dispersión (Kaplan, O'Toole y Kolter, 2003). La Figura 2.4, muestra las fases de desarrollo de la biopelícula.

FIGURA 2.4 Etapas en el desarrollo de la biopelícula



FUENTE: Kaplan et al., 2003)

- **Etapa de fijación inicial (1):** inicia el acondicionamiento de la superficie del medio de soporte, por adsorción de la materia orgánica.
- **Etapa de fijación irreversible (2):** ocurre el transporte de células y nutrientes al sitio de adherencia.

- **Etapa de maduración I (3):** inicio del proceso de adhesión bacteriana, todavía reversible por atracción electrostática.
- **Etapa de maduración II (4):** crecimiento celular, colonización y adhesión irreversible.
- **Etapa de dispersión (5):** la biopelícula presenta alta actividad metabólica y liberación de células localizadas en la periferia.

La mayoría de las bacterias, algas unicelulares, protozoos y ciertos hongos crecen mediante subdivisión en dos células descendientes (método de reproducción conocido como fisión binaria), en el medio natural la reproducción es muy lento y se necesitan periodos de crecimiento de 10 hasta 120 minutos (Romero, 2010). Los microorganismos se multiplican por fisión binaria, expresando la velocidad de crecimiento de los microorganismos mediante la ecuación de primer orden, en función de la concentración de la biomasa activa y se expresa en la ecuación 2.1 (Ferrer y Seco, 2011 y Romero, 2011):

Ecuación de la velocidad de crecimiento de los microorganismos:

$$r_x = \mu X \quad (2.1)$$

Experimentalmente se ha encontrado que el efecto de un sustrato o nutriente limitante puede definirse mediante la expresión empírica 2.2 propuesta por Monod.

Ecuación de Monod de la velocidad de crecimiento específico:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S} \quad (2.2)$$

Al sustituir la ecuación 2.2 en la ecuación 2.1, se obtiene la ecuación 2.3 del crecimiento de los microorganismos:

$$r_x = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad (2.3)$$

Dónde:

r_x : velocidad de crecimiento de los microorganismos, $ML^{-3}T^{-1}$

μ : velocidad de crecimiento específico, T^{-1}

X : concentración de biomasa activa, ML^{-3}

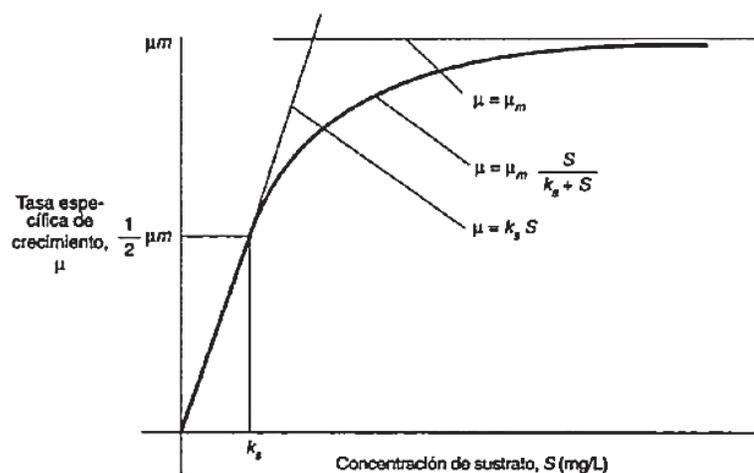
μ_m : velocidad máxima específica de crecimiento, T^{-1}

S : concentración del sustrato limitante del crecimiento, ML^{-3}

K_s : constante de semisaturación, concentración de sustrato tal que la velocidad de crecimiento es la mitad de la máxima, ML^{-3} . Cuando más bajo es su valor, más bajo es el valor de la concentración de sustrato para la que μ se aproxime a μ_m , es decir es la afinidad de los microorganismos por el sustrato.

El modelo o ecuación de Monod se representa en la Figura 2.5.

FIGURA 2.5 Modelo de Monod que relaciona la tasa de crecimiento máxima y la concentración de sustrato



FUENTE: (Henry y Heinke, 1999)

La velocidad de utilización del sustrato durante la fase de crecimiento logarítmico (en la cual se puede considerar despreciable el término de desaparición de biomasa), viene relacionada con la velocidad de crecimiento de los microorganismos, mediante las expresiones 2.4 y 2.5 (Ferrer y Seco, 2011):

Ecuación de la velocidad de utilización del sustrato:

$$r_s = -\frac{1}{Y} r_x \quad (2.4)$$

Sustituyendo la ecuación 2.3 en la ecuación 2.4, se obtiene la expresión 2.5:

$$r_s = \frac{-\mu m X S}{Y(K_s + S)} \quad (2.5)$$

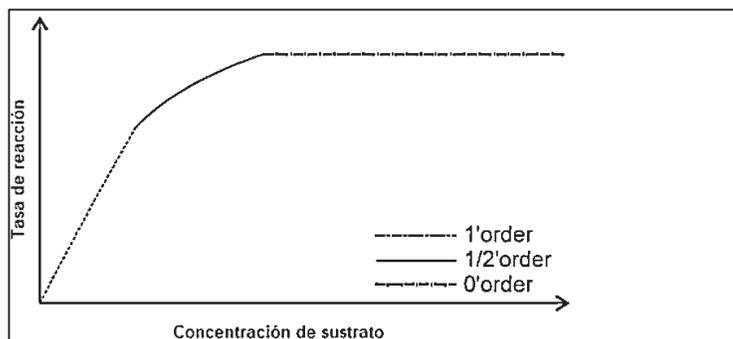
Dónde:

r_s : velocidad de utilización del sustrato, $ML^{-3}T^{-1}$

Y : relación entre masa células producida y masa de sustrato producido

La expresión 2.5 (Lawrence y Mc. Carty), se reduce a un modelo de primer orden al aplicarse a bajas concentraciones de sustrato, y para regiones de concentraciones elevadas de sustrato da lugar a un modelo de orden cero y su deducción está referida a un volumen elemental, por lo que es necesario integrar en todo el volumen de reacción (Henze Mogens, 2008). La Figura 2.6, muestra las tasas de reacción en relación a la concentración de sustrato

Figura 2.6 Cinética de reacciones y velocidad de utilización del sustrato



FUENTE: (Henze Mogens, 2008)

La tasa de remoción de sustrato es limitada únicamente a bajas concentraciones, donde un pequeño cambio en la concentración representa un cambio proporcional en la degradación. A concentraciones altas de sustrato (orden cero), la eficiencia enzimática restringe la tasa de remoción (Odegaard, Gisvold, y Strickland, 2000).

El consumo de sustrato en un sistema de cultivo fijo incluye varias etapas: el transporte por convección del sustrato (desde la disolución hasta la interfase) con la película líquida, la difusión interna en la película de la biomasa, y la reacción biológica en dicha película. La consideración en el modelo de la resistencia a la transferencia de materia implicaría el conocimiento de los coeficientes de transferencia de materia, muchos de los cuales son de difícil obtención; siendo una alternativa a los modelos teóricos de difícil aplicación los modelos semi-empíricos en los que a través de los parámetros cinéticos se introduce de manera simplificada la difusión externa, la difusión interna y el crecimiento microbiano, este último está representado por una expresión tipo Monod, que se describe a continuación (Ferrer y Seco, 2011).

Expresión de Monod del crecimiento microbiano:

$$r_{SS} = -\frac{\rho E K_{es} S_s}{K_s + S_s} \quad (2.6)$$

Dónde:

r_{SS} : flujo de sustrato a la capa biológica (g DQO soluble/m².d).

ρ : densidad de la biomasa (g DQO biomasa/m³ de biofilm).

E : espesor de la capa biológica (m).

K_{es} : constante de biodegradación que representa la máxima cantidad de sustrato utilizado por unidad de biomasa sintetizada (d⁻¹), equivalente a μ_m/Y en los cultivos en suspensión.

S_s : concentración media de DQO soluble biodegradable en la masa líquida (g DQO/m³).

K_s : constante de semisaturación (g DQO/m³)

El efecto de la difusión interna se incluye en el parámetro μ_m y el de difusión externa en K_s , ya que se define en términos de concentración de sustrato en la disolución y no en la película líquida.

2.6.1 CRECIMIENTO BACTERIANO

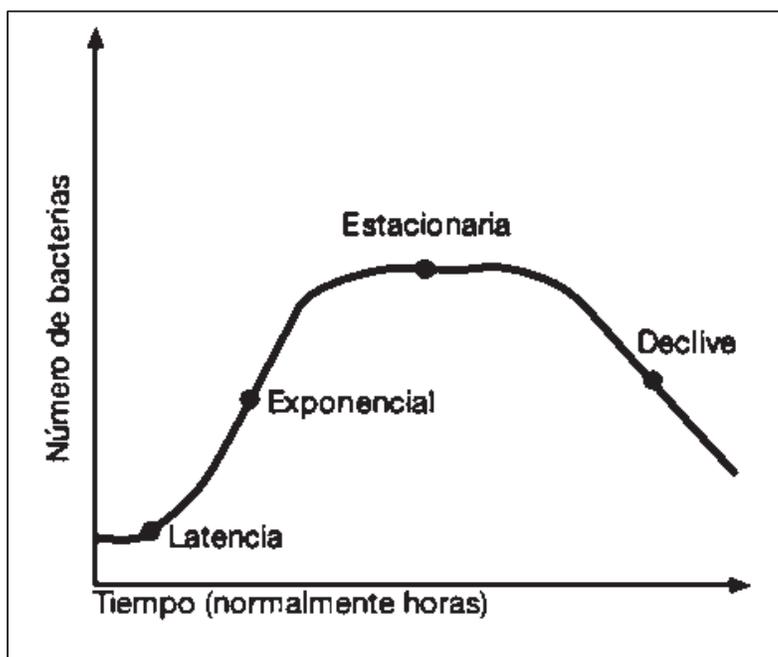
En cualquier tratamiento biológico, es fundamental el conocimiento del metabolismo, y crecimiento de los microorganismos (Cordero et al., 2008). Generalmente el crecimiento bacteriano, se resume en cuatro fases, como se indica en la Figura 2.7.

- **Fase de aclimatación o latencia:** los organismos están adaptándose al nuevo medio ambiental, la tasa de crecimiento es nula, el tamaño celular y la actividad metabólica son máximos, en el caso que el inóculo creciera previamente en un medio de cultivo diferente, las células necesitan sintetizar enzimas apropiadas para los nuevos nutrientes y si los medios son idénticos, la fase de aclimatación no puede presentarse o es muy corta (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).
- **Fase exponencial o logarítmica:** el periodo o tiempo de generación es mínima y constante, la tasa de crecimiento específico es máxima y constante. La tasa de conversión de sustrato es máxima, los organismos crean las reservas y logran condiciones de estado permanente, la culminación de esta fase se debe a factores como: deficiencia de nutrientes, acumulación de productos tóxicos y de ácidos que disminuyen el pH e incremento de la población de microorganismos (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).
- **Fase estacionaria:** los nutrientes se agotan, la densidad de microorganismos es máxima, el número de células nuevas es aproximadamente igual al número de células que mueren, aunque algunos

autores consideran que las células se encuentran en estado de animación suspendida (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).

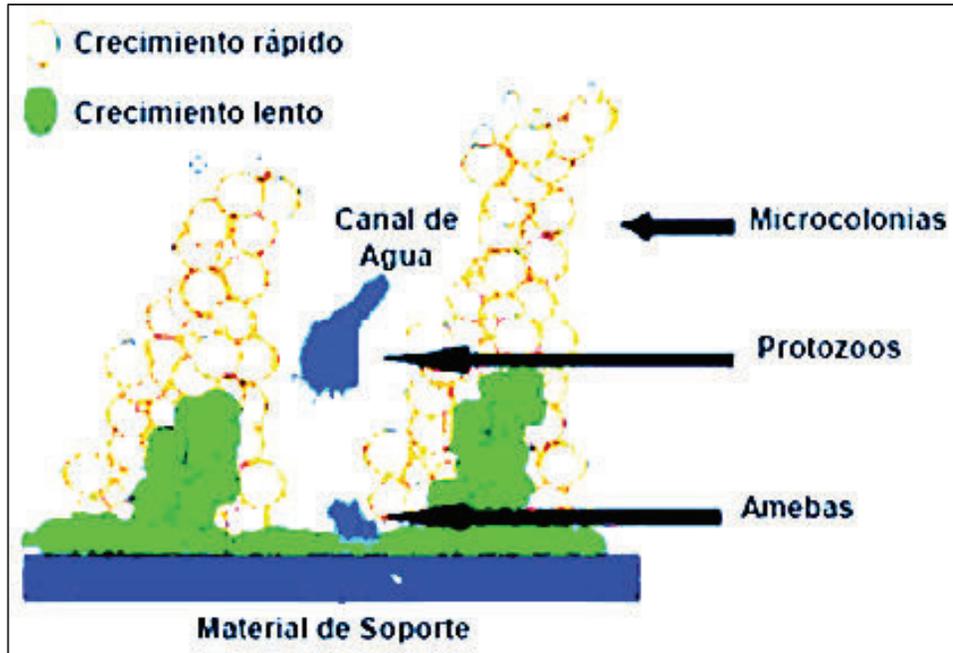
- **Fase endógena o declive:** presenta el metabolismo endógeno, una tasa de mortalidad alta y lisis celular. Además, existen células que no se reproducen ni mueren, simplemente existen por la utilización de sus reservas internas alimenticias, al agotarse sus reservas nutricionales, se produce el proceso de autólisis o autodestrucción de las células (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).

FIGURA 2.7 Etapas de crecimiento bacteriano



FUENTE: (<http://grupo-agua.com/blog/tag/aguas-servidas/>)

En la biopelícula las capas exteriores aerobias son muy complejas y están formadas principalmente de bacterias filamentosas, protozoos, metazoarios y algunos vertebrados (Lazarova y Manem, 1995). La Figura 2.8, esquematiza la microbiología de la capa biológica.

FIGURA 2.8 Microbiología de la capa biológica

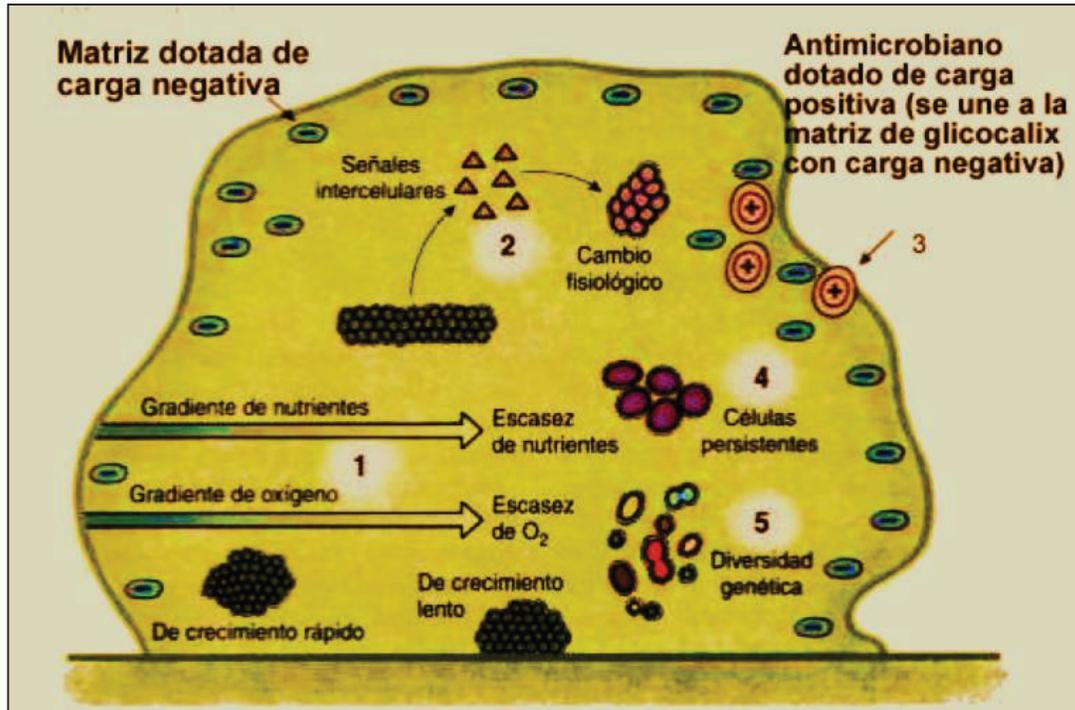
FUENTE: (Buswell, C., Herlihy, Y.M, 1998)

2.6.2 ESTRUCTURA DE LA BIOPELÍCULA

La biopelícula son pequeños ecosistemas, formadas por tres capas de diferente profundidad, que cambian de grosor y composición en el espacio y el tiempo. En el proceso de formación y maduración de la biopelícula, las capas son únicas, tanto en su estructura como en su arquitectura; los factores como el pH, la temperatura, la concentración de nutrientes, la viscosidad del medio, la concentración de oxígeno, definen el tipo de distribución de la biopelícula (Meyer-Reil, 1996).

En biopelículas con estructura y arquitectura heterogéneas, las células ocupan entre 5 y 25% del espacio total, el glicocálix, formado por polímeros, ADN y proteínas, ocupan entre 50 y 90% (Harrison J., y Col., 2005; Donlan R. y Col., 2002). La Figura 2.9, muestra la estructura teórica de la biopelícula y sus distintas heterogeneidades.

FIGURA 2.9 Estructura teórica de la biopelícula



FUENTE: (Harrison, 2005)

La arquitectura y estructura de la biopelícula tiene un mecanismo de comunicación intracelular, denominado *quorum sensing* (QS), que consiste en la producción de moléculas señalizadoras (Bassler, 2005). Las bacterias utilizan estos medios para vigilar su densidad de población y para activar un gen específico, el cual les permite comportarse en forma coordinada (Waters y Bassler, 2005). El QS provee a los microorganismos de la biopelícula un sistema de comunicación mediante señales bioquímicas. La función de este mecanismo es regular el crecimiento de la población a través de la detección de la concentración celular crítica dentro de la biopelícula.

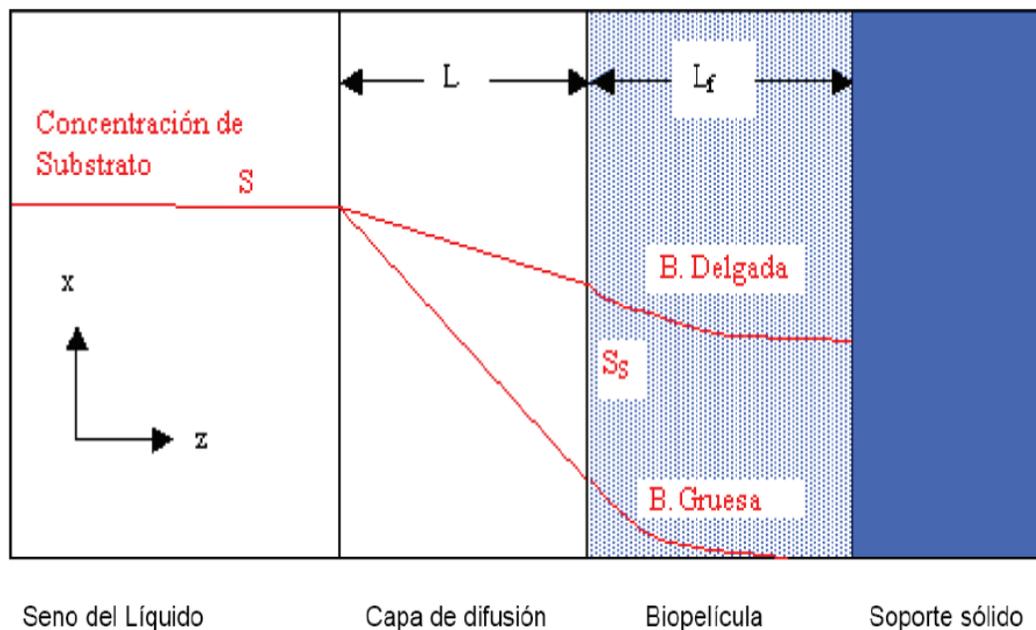
En la depuración de las aguas residuales, la manipulación del QS puede ser una estrategia adecuada para controlar los sistemas donde interviene la capa biológica (Feng, Ahuoying y Xin, 2013).

2.6.3 MODELO IDEAL DE LA BIOPELÍCULA

La compleja composición de los microorganismos que forman parte de la biopelícula y sus componentes fisiológicos, morfológicos y genéticos, conllevan a proponer el concepto de la biopelícula ideal, que básicamente supone: una densidad celular uniforme X_f , un espesor local uniforme (L_f), la concentración de sustrato en la biopelícula que cambia solo en la dirección de z , lo que es normal a la superficie de la biopelícula. Además, considera que todos los nutrientes requeridos por las bacterias se encuentran en exceso, excepto el sustrato limitante. Otro aspecto importante del modelo de la biopelícula ideal, es la incorporación explícita de la resistencia al transporte de masa desde el seno del líquido hacia la biopelícula a través de una capa de difusión molecular de espesor equivalente - L (Rittmann, 1982).

La Figura 2.10, muestra el modelo ideal de la biopelícula.

FIGURA 2.10 Modelo ideal de la biopelícula



FUENTE: (Rittmann, 1982)

2.7 FILTROS BIOLÓGICOS

El filtro biológico o biofiltro es muy usado en los procesos de depuración de las aguas residuales y consiste básicamente en poner en contacto el agua residual con la biomasa que se encuentra adherida en el medio de soporte, constituyendo de cierta manera un lecho de oxidación biológica, la función principal del biofiltro es reducir la carga orgánica y otros contaminantes presentes en el agua residual (Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003).

La biomasa localizada junto a la superficie de contacto es esencialmente anaerobio y la ubicada en la parte externa es netamente aerobio; A medida que crece la capa biológica la materia orgánica es adsorbida por los microorganismos ubicados en la parte externa de la biopelícula, provocando de esta manera que los microorganismos ubicados en la parte interior no dispongan de suficiente sustrato y entren en la fase de crecimiento endógeno, dando como resultado el desprendimiento del medio de soporte y su evacuación del sistema por acción del lavado del agua residual; este fenómeno se repite secuencialmente dando origen a una nueva lama de microorganismos (Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).

El desprendimiento de la biomasa está en función de la carga hidráulica que incide en la velocidad de arrastre y de la carga orgánica que interviene sobre la tasa de metabolismo de la película biológica. La comunidad biológica presente en el biofiltro es esencialmente protista (bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, hongos, y protozoos), algunos protozoos del grupo *Ciliata*, controlan la población bacteriana, de igual manera algunos animales como los caracoles, insectos, gusanos, entre otros, se alimentan de la biopelícula biológica manteniendo activa la población bacteriana y promoviendo el crecimiento y utilización rápida del sustrato (Romero, 2010 y Metcalf y Eddy, 2003).

La correcta operación de los filtros biológicos, garantizan el desprendimiento continuo y uniforme de la biomasa. Los filtros biológicos se clasifican en función de las cargas orgánicas e hidráulicas aplicadas, y pueden ser de carga baja, intermedia y alta. Los filtros biológicos pueden adaptarse a variaciones de caudal

y carga orgánica del contaminante sanitario (Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003). La Tabla 2.6, muestra las características de los filtros biológicos.

TABLA 2.6 Valores típicos de diseño para filtros biológicos

Tipo de filtro biológico					
Tipo de carga	Baja carga	Carga intermedia	Alta carga		Filtro de desbaste
Características			Material granular	Material plástico	
Carga hidráulica (m ³ /m ² .d)	1 - 4	4 - 10	10 - 40	15 - 90	60 - 180
Carga orgánica (kgDQObiod/m ³ .d)	0,12 - 0,35	0,35 - 0,7	0,7 - 3,5	≥ 7	>2,3
Recirculación	Mínima	Usual	Siempre	Usual	Rara vez
Desprendimiento de lodos	Intermitente	Intermitente	Continuo	Continuo	Continuo
Profundidad (m)	1,8 - 2,5	1,8 - 2,5	0,9 - 2,5	3 - 13	0,9 - 6
DQObiodegradable eliminación %	80 - 85	50 - 70	40 - 80	65 - 85	40 - 65
Grado nitrificación	Mucho	Algo	No	Escasa	No

FUENTE: (Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003)

Entre los factores que afectan el rendimiento de los filtros biológicos está: las características del AR, los medios de soportes utilizados, las cargas orgánicas e hidráulicas aplicadas, la temperatura del AR y la transferencia de oxígeno (Ferrer y Seco, 2011; Orozco, 2014; Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y Metcalf y Eddy, 2003). Recientes investigaciones han determinado que la carga orgánica volumétrica es el criterio dominante en el control de la eficiencia del tratamiento; presentando la carga hidráulica una baja o nula influencia; esta teoría es consistente con la teoría de los lodos activados, siendo la retención de las células y no el líquido el factor que controla la eliminación de la materia orgánica (Ferrer y Seco, 2011).

2.8 MODELO GENERAL PARA EL DISEÑO DE FILTROS BIOLÓGICOS

Para el diseño de los filtros biológicos, existen diferentes expresiones propuestas por varios investigadores, entre las más representativas tenemos: Velz (1948), Rankin (1955), Schulze (1960), Eckenfelder (1963), Germain (1966), Galler y Gotaas (1964), Bruce y Merkens (1973), Kincannon y Stover (1982), entre otros (Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007; y Metcalf y Eddy, 2003).

Para las condiciones de operación del filtro biológico, se puede considerar al biofiltro como un reactor de flujo tipo pistón; aunque se conoce que la remoción de DBO está relacionada a muchas variables (profundidad, textura, permeabilidad, configuración, área específica del medio de soporte, naturaleza del agua residual, carga hidráulica superficial, carga orgánica, relación de recirculación, tiempo de contacto y temperatura), se utilizan aproximaciones y se ignoran variables o se da mayor énfasis a un parámetro que otro con la finalidad de formular los diferentes modelos matemáticos de diseño. Para un filtro biológico sin recirculación, suponiendo un modelo de flujo en pistón y tasa de remoción de DBO, según una ley de primer orden, se obtiene la ecuación 2.7 (Romero, 2010; Orozco, 2014 y Metcalf y Eddy, 2003).

Ecuación de flujo pistón de primer orden para filtros biológicos:

$$\frac{dS}{dt} = -cS \quad (2.7)$$

Integrando la ecuación 2.7, se obtiene la ecuación 2.8:

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-ct} \quad (2.8)$$

Dónde:

S: concentración de sustrato, mg/L de DBO soluble

c: constante de remoción de sustrato, base natural, d^{-1}

t: tiempo de contacto, días

Sa: DBO soluble del afluente del filtro, mg/L

Se: DBO soluble del efluente del filtro, mg/L

2.8.1 MODELO DE ECKENFELDER

Eckenfelder para su análisis modificó la ecuación 2.8, y obtuvo la ecuación 2.9 (Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007; Ramalho, 2003 y Metcalf y Eddy, 2003).

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-cSt} \quad (2.9)$$

Dónde:

c: constante de remoción, m/d

S: área superficial específica del medio, m^2/m^3

t: tiempo de contacto, días

Sa: concentración de sustrato soluble del afluente, mg/L

Se: concentración de sustrato soluble del efluente, mg/L

Para el tiempo de contacto o tiempo de retención en el filtro biológico, Eckenfelder asumió lo realizado por otros investigadores (Velz, Shulze, Howland, Sinkoff y otros) y define la ecuación 2.10.

Expresión del tiempo de retención en el biofiltro:

$$t = \frac{C.D}{q^n} \quad (2.10)$$

Dónde:

D: longitud del medio de soporte, m

q: carga hidráulica superficial, m³/m².d

C y n: constantes que caracterizan el medio y dependen de las unidades utilizadas para determinar (t)

Sustituyendo la ecuación 2.10 en la ecuación 2.9, se obtiene la expresión 2.11 que constituye la expresión general de Eckenfelder para predecir la remoción de la materia orgánica en el filtro biológico (Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007; Ramalho, 2003 y Metcalf y Eddy, 2003).

$$\frac{S_e}{S_a} = e^{-KSD/q^n} \quad (2.11)$$

Donde:

K: constante modificada de remoción de sustrato, base natural (m/d)ⁿ; K = cC; K tiene unidades de m/d, para n= 1 y C es adimensional, sin embargo los valores de K son función de las unidades usadas para expresar las diferentes variables y del valor de n.

La ecuación 2.11, generalmente se expresa mediante la expresión 2.12:

$$\frac{S_e}{S_a} = 10^{-kSD/q^n} \quad (2.12)$$

Dónde:

k: constante modificada de remoción de sustrato, base decimal (m/d)ⁿ.

2.8.2 DETERMINACIÓN EXPERIMENTAL DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DEL FILTRO BIOLÓGICO MODELO DE ECKENFELDER

Para determinar las constantes cinéticas (k y n) de la ecuación 2.12, se recomienda el siguiente procedimiento (Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y Ramalho, 2003).

- Si el medio de soporte es plástico (PVC), se genera y aclimata la biopelícula mediante la aplicación de una carga hidráulica de $60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.
- Si el medio de soporte es sintético, se aplican en el biofiltro tres cargas hidráulicas de: 60, 90 y $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, hasta obtener condiciones de estado permanente, lo que significa que la DBO_5 del efluente tratado permanece relativamente constante en el tiempo, interpretándose de esta manera que el biofiltro se encuentra maduro.
- Para cada aplicación de la carga hidráulica en el filtro biológico, se debe analizar, en por lo menos tres longitudes, los parámetros de DBO_5 , DQO, DBO_5 solubles, pH, temperatura y otros parámetros estabilizados.
- Utilizando la ecuación 2.12, se grafica en papel semilogarítmico las relaciones $(\log S_a/S_e)$ vs (D) , obteniéndose una recta para cada carga hidráulica aplicada, la pendiente de la recta es igual a kS/q^n . El gráfico resultante incluirá una familia de rectas con pendientes kS/q^n .
- Las pendientes definidas en el paso anterior son graficadas en papel de doble logaritmo en función de las cargas hidráulicas; de los datos graficados se obtiene una recta con pendiente (n) y ordenada para $q = 1,0$ igual a kS . La información graficada se indica en las ecuaciones 2.13 - 2.16.

Ecuación del modelo de Eckenfelder para filtros biológicos de flujo pistón de primer orden:

$$\frac{S_a}{S_e} = 10^{kSD/q^n} \quad (2.13)$$

Relaciones de log Sa/Se vs longitud del filtro biológico (D):

$$\log \frac{S_a}{S_e} = \frac{kSD}{q^n} \quad (2.14)$$

Expresión del grafico de semilogaritmo de la recta con pendiente kS/qⁿ:

$$\log (\text{pendiente}) = \log \left(\frac{kS}{q^n} \right) \quad (2.15)$$

Expresión del grafico de doble logaritmo de la recta con pendiente igual a (n) y para q = 1,0 igual a kS.

$$\log \left(\frac{kS}{q^n} \right) = \log kS - n \log(q) \quad (2.16)$$

CAPÍTULO 3

ETAPA EXPERIMENTAL

3.1 AFORO Y MUESTREO COMPUESTO DE LAS ARDC.

Los materiales utilizados en las actividades de aforo y muestreo compuesto de las aguas residuales domésticas fueron: recipiente graduado, envases plásticos, embudo, caja térmica, hielo, guantes de nitrilo, mandil, mascarilla, gafas de seguridad y cronómetro.

3.1.1 METODOLOGÍA

Con la finalidad de definir las variaciones del caudal residual doméstico en el conjunto habitacional “Crnl Alejandro Romo Escobar” ubicado en el sur de la ciudad de Quito, se realizó mediciones continuas del flujo sanitario a partir de las 5:00 a 10:00 horas; en este intervalo de tiempo, se presentó los mayores flujos de descarga de las aguas residuales.

Los caudales promedios horarios se calcularon considerando el caudal volumétrico ($Q = V/t$), la unidad de volumen utilizada fue de 6 litros, el Anexo 1 detalla los resultados del aforo realizado. Con los valores de los caudales sanitarios promedios horarios y mediante la aplicación de la ecuación 3.1, se calculó el volumen necesario para obtener la muestra compuesta del agua residual doméstica.

La muestra compuesta horaria del agua residual doméstica determinada con la ecuación 3.1, fue extraída de la mitad del intervalo horario aforado y posteriormente recibió refrigeración; al final del periodo de aforo, las muestras se mezclaron hasta obtener la muestra compuesta.

La Figura 3.1 y Tabla 3.1, muestran los resultados obtenidos durante la experimentación.

Ecuación para determinar el volumen horario de la muestra compuesta del ARDC:

$$\text{Volumen necesario}(Y) = \left(\frac{\text{Volumen total de la muestra compuesta}(VT)}{\text{Caudal promedio}(Q_p) \times \text{número de muestras}(nm)} \right) X \quad (3.1)$$

Dónde:

Y: volumen horario de la muestra compuesta, mL

VT: volumen total del ARDC, para análisis físico, químico y microbiológico (4000 mL, requerido por el laboratorio del CICAM-EPN), mL

Qp: caudal promedio del periodo de aforo, L/s

X: caudal promedio horario de aforo, L/s

nm: número de muestras o intervalos horarios aforados

FIGURA 3.1 Caudales horarios promedio aforados en el ARDC

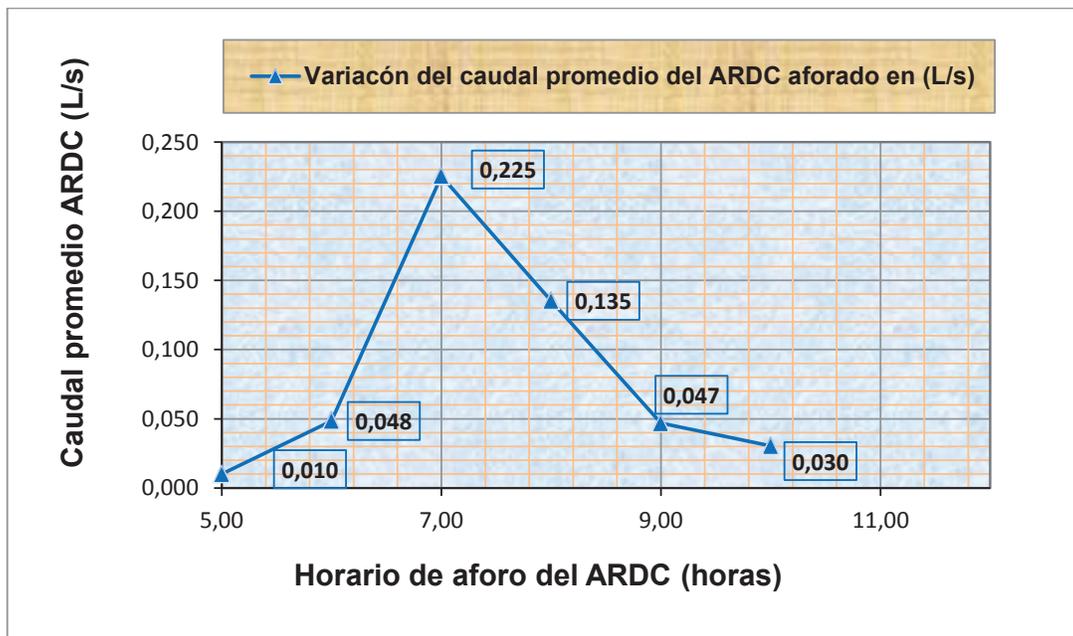
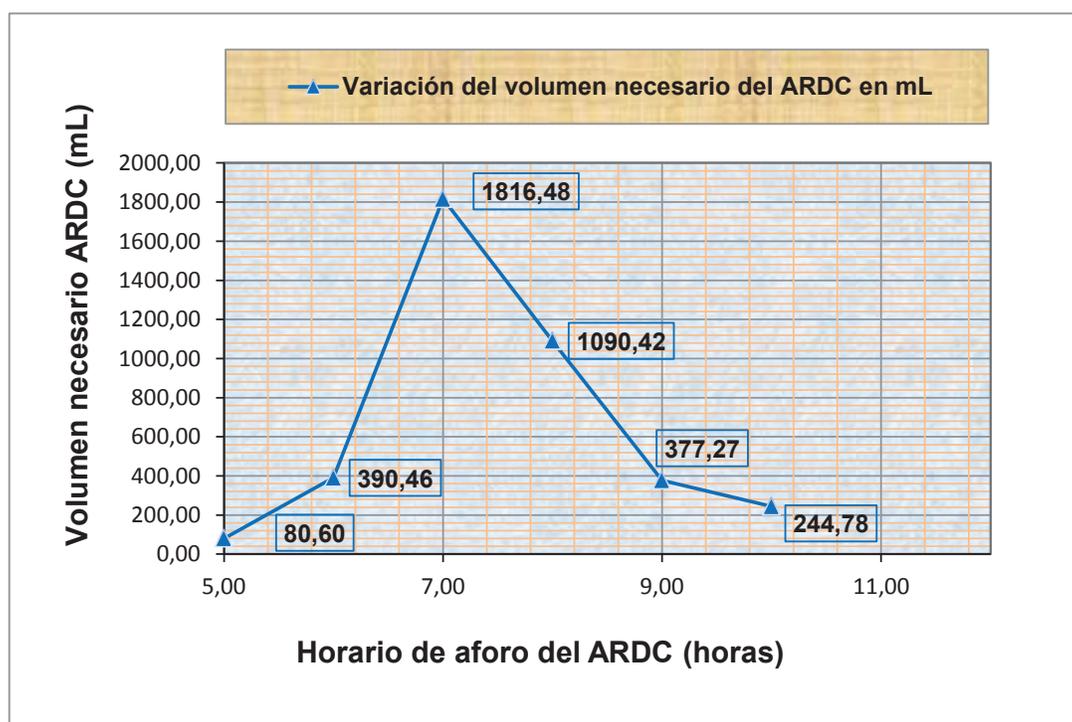


TABLA 3.1 Caudales horarios promedio aforados y volúmenes para obtener la muestra compuesta del ARDC

Hora	Caudal aforado (L/S) - (X)	Muestra del ARDC en (mL) - (Y) necesario para la muestra compuesta	Observación:
5:00	0,010	80,60	Volumen total de la muestra compuesta es de 4000 mL para Análisis físico, químico y microbiológico
6:00	0,048	390,46	
7:00	0,225	1816,48	
8:00	0,135	1090,42	
9:00	0,047	377,27	
10:00	0,030	244,78	
Promedio	0,083	4000,00	

La Figura 3.2, indica la variación horario del volumen necesario para definir la muestra compuesta representativa del ARDC. La evaluación de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos y el volumen del ARDC utilizado en la fase de experimentación, fueron extraídas en el intervalo de tiempo de 5:00 a 10:00 horas.

FIGURA 3.2 Volumen horario colectado para la muestra compuesta del ARDC



3.2 ANÁLISIS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL ARDC

El análisis físico, químico y microbiológico del ARD; fueron realizados en el Centro de Investigaciones y Control Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional CICAM-EPN. La evaluación de los análisis, se ejecutó bajo los procedimientos establecidos en el PEE/CICAM. La Tabla 3.2, indica los valores de los parámetros evaluados.

TABLA 3.2 Parámetros físico, químico y microbiológico del ARDC

Parámetro	Unidad	CICAM-EPN
Alcalinidad total (CaCO ₃)	mg/L	175,40
Aceites y grasas	mg/L	13866,00
Coliformes fecales	NMP/100mL	1,10x10 ¹⁰
Coliformes totales	NMP/100mL	1,10x10 ¹⁰
Color aparente	visual	9
Color verdadero	visual	7
Conductividad	mS/cm	2,51
Cromo total	mg/L	0,10
DBO ₅	mg/L	625,30
DQO	mg/L	962,00
Dureza cálcica (CaCO ₃)	mg/L	134,1
Dureza total (CaCO ₃)	mg/L	168,00
Fenoles	mg/L	0,94
Fosfatos (PO ₄ ⁻³)	mg/L	16,63
Hierro total	mg/L	0,30
Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	9,70
Nitritos (NO ₂ ⁻)	mg/L	1,14
Nitrógeno amoniacal, N-NH ₃	mg/L	42,16
pH	-	8,73
Sólidos sedimentables	ml/L*h	2,00
Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	237,00
Sólidos totales	mg/L	1200,00
Sólidos disueltos totales	mg/L	858,00
Tensoactivos (deterges aniónicos)	mg/L	0,70
Turbiedad	NTU	15

3.3 CONSTRUCCIÓN Y PUESTA EN FUNCIONAMIENTO DEL MODELO EXPERIMENTAL.

Los materiales y equipos utilizados fueron; módulos de madera, recipientes de plástico y de vidrio graduados, equipo dosificador de flujo de aire, tubería de PVC de longitud 7 m y diámetro = 12 mm, válvula reguladora de caudal y cronómetro.

3.3.1 METODOLOGÍA

El modelo experimental, lo conformó básicamente tres módulos de madera; en la parte superior del módulo, se instaló un recipiente de plástico con el propósito de almacenar 0,50 litros de ARDC, que previa aireación se dosificó al filtro biológico. En este mismo módulo se ubicó el equipo dosificador de aire, esto es una bomba de flujo máximo de aire de 3,5 L/min. Con la finalidad de garantizar condiciones aerobias al flujo del agua residual que ingresa al modelo experimental, se suministró durante la etapa de experimentación un flujo constante de aire de 2 L/min en el 0,50 litros del ARD, lo que representó un valor de 2,50 mg/L de oxígeno disuelto en el ARD (determinado con el equipo portátil de medición).

En el módulo intermedio, se colocó la tubería de PVC (superficie específica de 333,33 m²/m³). La tubería fue configurada en forma circular con diámetro de 0,33 m. En los extremos de la tubería se conectó el recipiente dosificador del ARDC y la válvula reguladora de caudal. A distancias de 3 y 5 m de la misma tubería, se instaló dos mangueras de diámetro de 3 mm para extraer las muestras del efluente tratado (requerido para determinar la DBO₅ soluble estabilizada y posterior definición de las constantes cinéticas).

En el módulo final del modelo, se ubicó un recipiente de plástico de 6 litros de capacidad que sirvió como unidad de sedimentación secundaria. Las dimensiones de los módulos de madera son de 1,0 x 1,0 m y con distancias entre módulos de 0,40 y 0,20 m respectivamente.

Para realizar la evaluación de las constantes cinéticas del modelo propuesto por Eckenfelder y de los parámetros de diseño experimentales, se ubicó 0,50 litros del ARDC en el recipiente localizado en el módulo superior, este volumen de agua residual recibió aireación de 2 L/min durante 5 minutos; transcurrido este periodo de tiempo se abrió la llave de paso para dar inicio al funcionamiento del modelo experimental. Este proceso se repitió en toda la fase de experimentación y cada vez que se terminaba el 0,50 litros del ARDC. Con el propósito de mantener las condiciones aerobias en el flujo de ingreso al modelo, se mantuvo constante el suministro de aire. El Anexo 2, visualiza el sector donde se realizó el aforo y muestreo compuesto del ARDC. En las fotos inferiores de la Figura 3.3, se muestran los componentes del modelo experimental.

FIGURA 3.3 Ilustraciones del aforo, muestreo compuesto y del modelo experimental.



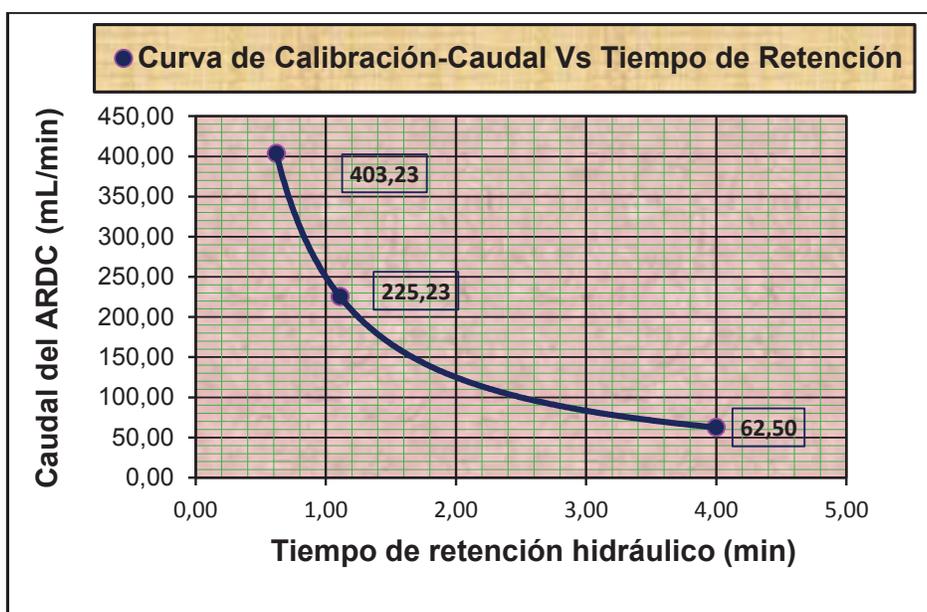
3.4 CAUDAL DE CIRCULACIÓN EN EL MODELO EXPERIMENTAL

Una vez puesto en funcionamiento el modelo experimental, se procedió a obtener la curva de calibración, mediante la medición del flujo de ARDC vs el tiempo de retención hidráulica. Para el aforamiento se utilizó la expresión del caudal volumétrico ($Q = V/t$) y los porcentajes de cierre de la válvula reguladora. La Tabla 3.3 y Figura 3.4, muestran los valores obtenidos.

TABLA 3.3 Caudales de circulación vs tiempo de retención hidráulico, en el modelo experimental

Estado válvula de cierre	Volumen de muestra (mL)	Tiempo de retención TR - (min)	Caudal - Q (mL/min)
Abierta totalmente	250	0,62	403,23
50 % abierta	250	1,11	225,23
20 % abierta	250	4,00	62,50

FIGURA 3.4 Caudal de circulación vs tiempo de retención hidráulico, en el modelo experimental.



3.5 APLICACIÓN DE CARGAS HIDRÁULICAS EN EL MODELO EXPERIMENTAL

En el modelo experimental, se aplicaron cargas hidráulicas (q) de: 60, 90 y 120 $m^3/m^2.d$ (q : relación caudal de circulación/área del biofiltro). El ARDC, previa a ser utilizada en el modelo experimental, fue evaluado en el laboratorio los parámetros físicos, químicos y microbiológicos y sedimentada por 4 horas para garantizar que ingresen al biofiltro, únicamente sólidos coloidales y disueltos. La Tabla 3.2, detalla los parámetros analizados, y la relación DBO_5/DQO representó un valor de 0,65, típico de las ARDC. Bajo estas consideraciones, fueron determinadas de manera indirecta las DBO_5 soluble estabilizada en las longitudes de 3, 5 y 7 m y para cada carga hidráulica aplicada en el modelo experimental. Las DBO_5 soluble estabilizada, fueron determinadas a partir de las DQO estabilizada y de los SST, obtenidas en el modelo experimental.

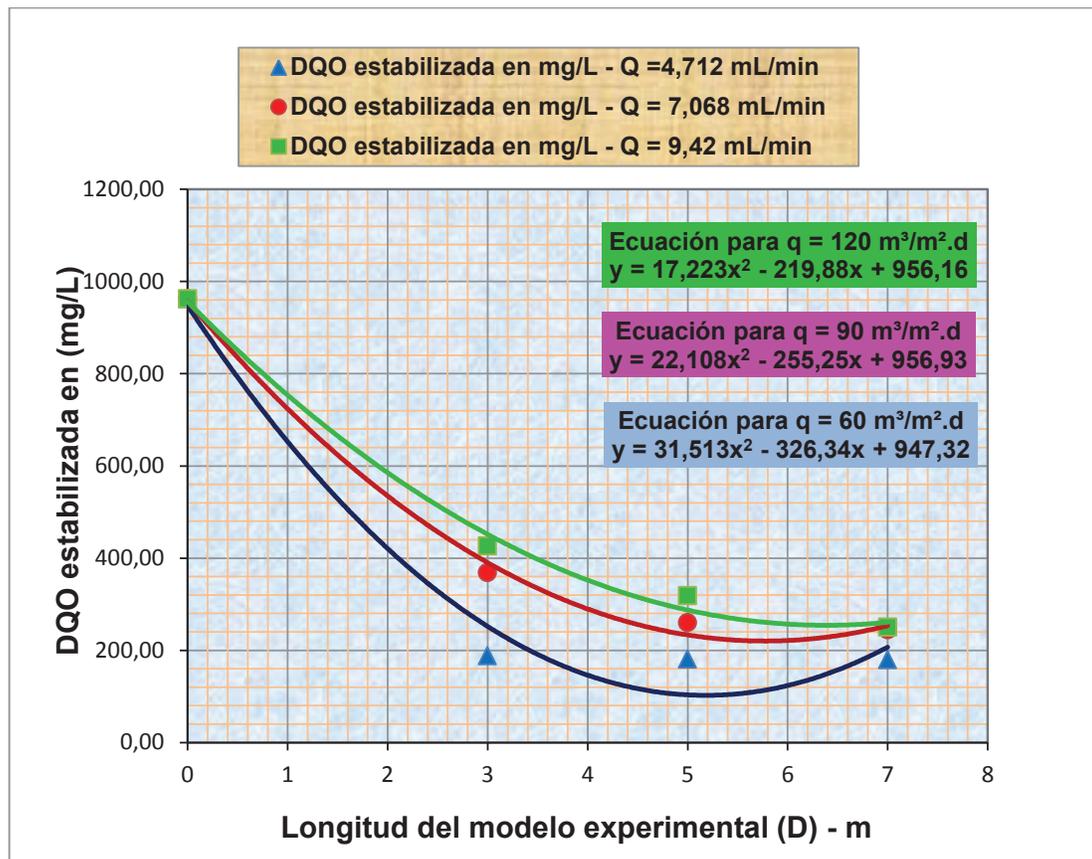
3.5.1 METODOLOGÍA PARA LAS CARGAS HIDRÁULICAS APLICADAS DE 60, 90 Y 120 $M^3/M^2.D$.

Cuando se aplicaron cargas hidráulicas de 60, 90 y 120 $m^3/m^2.d$ en el modelo experimental, las DQO estabilizada en el sedimentador secundario fueron de 179,50, 244,00 y 250,00 mg/L , y los tiempos del proceso aerobio presentaron valores de 29, 35 y 40 días respectivamente. La Tabla 3.4 y Figura 3.5, muestran las DQO estabilizada en las longitudes 3, 5 y 7 m del modelo experimental y la tendencia polinómica de orden dos, que presentaron las curvas.

TABLA 3.4 DQO estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental

Valores de DQO estabilizada en mg/L								
$q = 60 m^3/m^2.d$ (4,712 mL/min)			$q = 90 m^3/m^2.d$ (7,068 mL/min)			$q = 120 m^3/m^2.d$ (9,42 mL/min)		
Tiempo proceso Aerobio (días)	Longitud (m)	DQO (mg/L)	Tiempo proceso Aerobio (días)	Longitud (m)	DQO (mg/L)	Tiempo proceso Aerobio (días)	Longitud (m)	DQO (mg/L)
	0	962,00		0	962,00		0	962,00
29	3	187,66	35	3	368,00	40	3	426,00
	5	180,50		5	260,00		5	318,00
	7	179,50		7	244,00		7	250,00

FIGURA 3.5 DQO estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental



3.6 DETERMINACIÓN DE LA DBO₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN EL MODELO EXPERIMENTAL.

Para calcular las demandas bioquímicas de oxígeno soluble estabilizada en las longitudes de 3, 5 y 7 m del modelo experimental, se utilizó los valores de las DQO estabilizada de la Tabla 3.4 y las ecuaciones 3.2 al 3.4, sugeridas para tratamiento biológico (Romero, 2001).

Ecuación de conversión de los sólidos suspendidos totales-SST a demanda química de oxígeno-DQO_{en SST} del efluente tratado:

$$DQO_{\text{en SST}} = \text{SST} * \text{fracción volátil} * 1,42 \quad (3.2)$$

Ecuación de la demanda bioquímica de oxígeno de los sólidos suspendidos totales-SST del efluente tratado:

$$\text{DBO}_{5\text{en SST}} = \text{DQO}_{\text{en SST}} * \text{relación DBO}_5/\text{DQO} \quad (3.3)$$

Ecuación para calcular la demanda bioquímica de oxígeno soluble del efluente tratado:

$$\text{DBO}_5 \text{ soluble} = \text{DBO}_5 \text{ estabilizada} - \text{DBO}_{5\text{en SST}} \quad (3.4)$$

Dónde:

SST: sólidos suspendidos totales del AR, mg/L.

DBO₅/DQO: relación de las demandas bioquímica y química de oxígeno del AR.

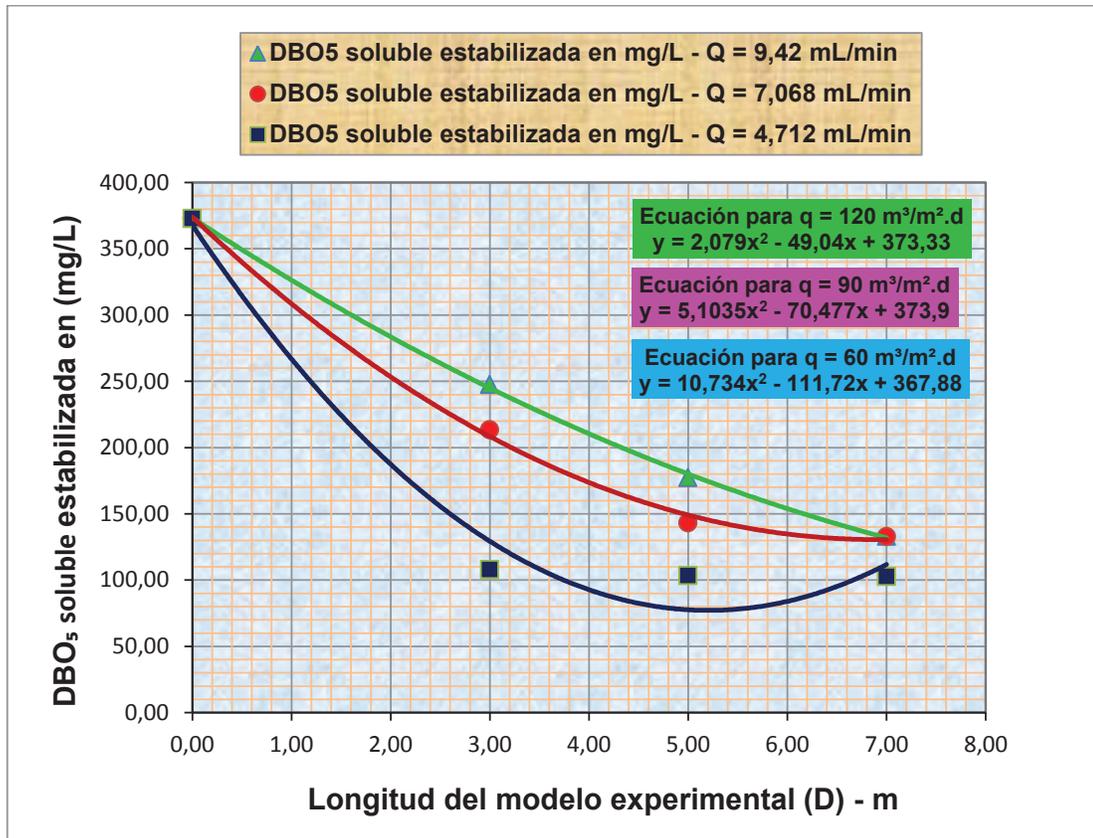
DBO₅ estabilizada: demanda bioquímica de oxígeno estabilizada del AR, en las distintas longitudes del modelo experimental, mg/L.

La fracción volátil considerada es de 0,80 y el valor de 1,42 representa los pesos moleculares de los reactantes (Romero, 2010); la relación DBO₅/DQO del AR fue de 0,65. La Tabla 3.5 y Figura 3.6, muestran los valores calculados y graficados de las DBO₅ soluble estabilizada en las longitudes 3, 5 y 7 m del modelo experimental. Las Curvas de la Figura 3.6, presentan una tendencia polinómica de orden dos.

TABLA 3.5 DBO₅ soluble estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental.

DBO ₅ soluble estabilizada en el modelo experimental, mg/L			
Longitud (m)	Carga hidráulica-q=60 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=90 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=120 m ³ /m ² .d
0,00	372,77	372,77	372,77
3,00	107,95	213,36	247,36
5,00	103,30	143,16	177,16
7,00	102,65	132,76	132,96
SST-tratado (mg/L)	(ST - SDT) 419 - 400 = 19	(ST - SDT) 470 - 435 = 35	(ST - SDT) 500-460 = 40
ARDC	DBO ₅ /DQO = 0,65 (625,30/962,00)		SST = ST - SDT = 342 mg/L (1200 - 858)

FIGURA 3.6 DBO₅ soluble estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental.



Para las cargas hidráulicas de 60, 90 y 120 m³/m².d; las DBO₅ soluble estabilizada en las longitudes de 3, 5 y 7 m del modelo experimental, presentaron una tendencia de incremento de sus valores. Los resultados se presentan en la Tabla 3.5, y fueron utilizados para la definición de las constantes cinéticas del modelo de Eckenfelder.

3.7 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DEL MODELO EXPERIMENTAL.

Los parámetros cinéticos n y k de la ecuación de Eckenfelder, fueron cuantificados, en base a los valores de las DBO₅ solubles estabilizada en las longitudes de 3, 5 y 7 m del modelo experimental (Tabla 3.5) y considerando las

ecuaciones 3.5 al 3.8 recomendadas para filtros biológicos (Romero 2010). Para tal propósito, se graficó en papel semilogarítmico las relaciones $\log(S_a/S_e)$ vs la longitud del modelo experimental (D), los resultados se visualizan en la Tabla 3.6 y Figura 3.7; las pendientes resultantes de la Figura 3.7, fueron a su vez graficadas en papel doble logaritmo en función de las cargas hidráulicas; en la Tabla 3.7 y Figura 3.8, se detallan los valores determinados. El valor de la constante de caracterización del medio de soporte (**n**), fue definido del cálculo de la pendiente de la Figura 3.8, y el valor de la constante modificada de remoción de sustrato (**k**), se calculó de la intercepción de la línea de pendiente con el valor unitario de la carga hidráulica.

A continuación se presentan el procedimiento utilizado en la definición de las constantes cinéticas del modelo experimental (Romero, 2010).

Ecuación de Eckenfelder de flujo pistón de primer orden:

$$\frac{S_a}{S_e} = 10^{kSD/q^n} \quad (3.5)$$

Dónde:

S_a: concentración de sustrato soluble del afluente, mg/L

S_e: concentración de sustrato soluble del efluente, mg/L

k: constante modificada de remoción de sustrato, base decimal (m/d)ⁿ

S: superficie específica del modelo experimental, m²/m³

D: longitud del modelo experimental, m

q: carga hidráulica superficial aplicada en el modelo experimental, m³/m².d

n: constante de caracterización del modelo experimental.

Relaciones de $\log S_a/S_e$ vs longitud del modelo experimental (D):

$$\log \frac{S_a}{S_e} = \frac{kSD}{q^n} \quad (3.6)$$

TABLA 3.6 Relación de la DBO₅ soluble estabilizada del ARDC (Sa) y del efluente tratado (Se).

Longitud (m)	Relación DBO ₅ soluble estabilizada del ARDC y efluente tratado (Sa/Se)		
	Carga hidráulica-q=60 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=90 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=120 m ³ /m ² .d
0,00	1,00	1,00	1,00
3,00	3,45	1,75	1,51
5,00	3,61	2,60	2,10
7,00	3,63	2,81	2,80

Expresión del gráfico semilogarítmico de la recta con pendiente kS/q^n :

$$\log(\text{pendiente}) = \log\left(\frac{kS}{q^n}\right) \quad (3.7)$$

FIGURA 3.7 Pendiente de la relación $\log Sa/Se$ vs longitud del modelo experimental.

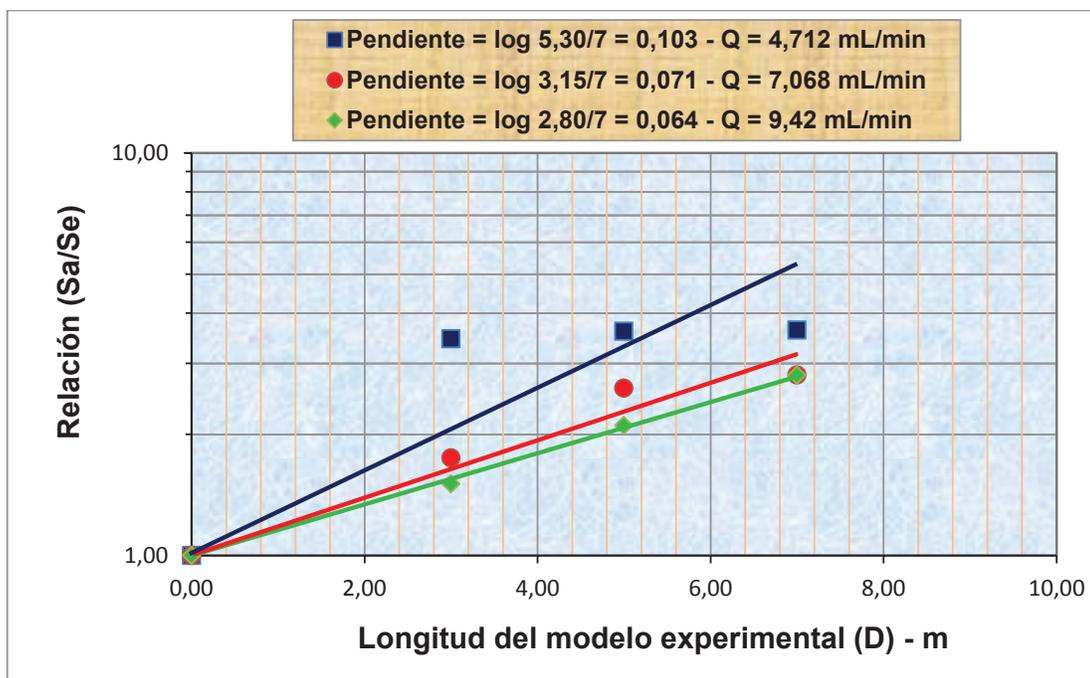


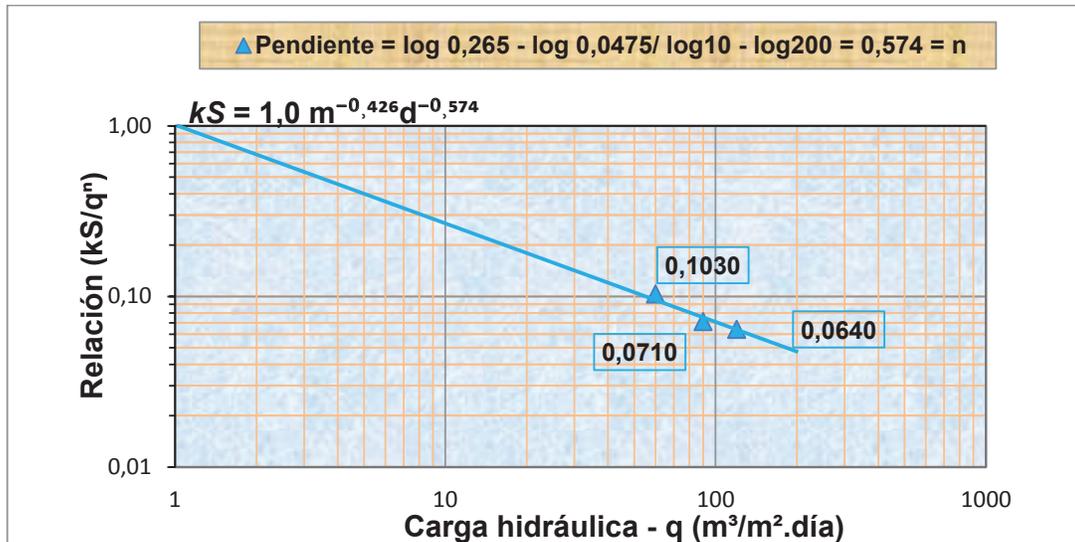
TABLA 3.7 Valores de las pendientes (kS/q^n) y cargas hidráulicas (q)

Valores de (q) y pendientes (kS/q^n)		Observaciones:
Cargas hidráulica (q) - m ³ /m ² .d	Pendiente (kS/q^n)	Los parámetros de la carga hidráulica (q) y pendiente (kS/q^n), son graficados en papel logarítmico
120	0,0640	
90	0,0710	
60	0,1030	

Expresión del gráfico de doble logaritmo de la recta con pendiente igual a (n) y para $q = 1,0$ representa el término kS .

$$\log \left(\frac{kS}{q^n} \right) = \log kS - n \log (q) \quad (3.8)$$

FIGURA 3.8 Valores de las constantes cinéticas k y n del modelo experimental.



Del gráfico de la Figura 3.8, se determinó los valores de las constantes cinéticas del modelo experimental, siendo $n = 0,574$ y $k = 0,0030 \text{ (m/d)}^{0,574}$.

3.8 DIMENSIONAMIENTO DEL MÓDULO DE TRATAMIENTO.

Considerando los valores de la Tabla 3.6, que corresponden a la relación S_a/S_e de cada carga hidráulica aplicada en el modelo experimental, y el resultado de los parámetros cinéticos n y k , se evaluó la ecuación 3.6 ($\log S_a/S_e = kSD/q^n$). Visualizándose que el mejor ajuste de la ecuación de Eckenfelder, correspondió a la carga hidráulica de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, y para una longitud de 7 m del modelo experimental ($\log S_a/S_e = 0,447$, $kSD/q^n = 0,448$). La Tabla 3.8, muestra los valores determinados de la ecuación 3.6.

TABLA 3.8 Valores de la ecuación 3.6 de Eckenfelder.

Longitud (m)	Relación $\log Sa/Se = kSD/q^n$					
	Carga hidráulica - q = 60 m ³ /m ² .d		Carga hidráulica - q = 90 m ³ /m ² .d		Carga hidráulica - q = 120 m ³ /m ² .d	
	log Sa/Se	kSD/q ⁿ	log Sa/Se	kSD/q ⁿ	log Sa/Se	kSD/q ⁿ
0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
3,00	0,538	0,286	0,243	0,227	0,179	0,192
5,00	0,558	0,477	0,415	0,378	0,322	0,320
7,00	0,560	0,667	0,449	0,529	0,447	0,448
Parámetros	n = 0,574; S = 333,33 m ² /m ³ , k = 0,0030 m ^{0,574} d ^{-0,574} y DBO ₅ soluble estabilizada (Sa/Se)					

La Tabla 3.9, resume los parámetros que fueron obtenidos durante la fase de investigación.

TABLA 3.9 Parámetros determinados durante el proceso de evaluación del modelo experimental.

Constantes cinéticas y parámetros definidos en el modelo experimental				
Parámetro	Unidad		ARDC	ARDT
DQO	mg/L	962,00		250,00
DBO ₅	mg/L	625,30		162,50
DBO ₅ soluble	mg/L	372,77		132,96
ST	mg/L	1200,00		419,00
STD	mg/L	858,00		400,00
SST	mg/L	342,00		19,00
DBO ₅ /DQO	-	0,65		0,65
Carga hidráulica-q	m ³ /m ² .d	120,00		120,00
Caudal (9,42 mL/min)	L/s	0,0001570		0,0001570
Constante (n)	-	0,574		0,574
Constante (k)	(m/d) ⁿ	0,0030		0,0030
Características del modelo experimental				
Parámetro	Unidad	Valor	Descripción	
Diámetro (d)	mm	12	Diámetro interno de la tubería de PVC	
Longitud (D)	m	7	Longitud del modelo experimental	
Área específica (S)	m ² /m ³	333,33	Relación área /volumen de la tubería	

Con los parámetros definidos en la Tabla 3.9, y considerando el aporte sanitario de una población de 1000 habitantes, se determinó el caudal residual que recibirá tratamiento y la capacidad de depuración de un módulo de tratamiento. El volumen de cada módulo de tratamiento será de 1 m³, y en su interior estarán instalados 639 unidades de tuberías (denominado en la presente investigación como un modelo experimental). En cada modelo experimental se aplicará una

carga hidráulica de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($Q = 9,42 \text{ mL}/\text{min}$). La Tabla 3.10, muestra la secuencia de cálculo, utilizada en la definición de los módulos de tratamiento, resultando necesario instalar 12 unidades de módulos, para cumplir con el objetivo del tratamiento de las ARDC.

TABLA 3.10 Dimensionamiento de los módulos de tratamiento de las ARDC.

Dimensionamiento de los módulos de tratamiento de las ARDC			
Parámetro	Unidad	Valor	Descripción
Material modelo experimental	-	-	Tubería de cloruro de polivinilo - PVC
Longitud modelo experimental(D)	m	7,00	Configurado en forma circular, diámetro de 0,33 m
Diámetro modelo experimental(d)	mm	12,00	Diámetro interior de la tubería del modelo experimental
Área específica modelo exp. (S)	m^2/m^3	333,33	Relación área/volumen del modelo experimental
Área modelo experimental (A)	m^2	0,0001130	Área sección transversal del modelo experimental
Constante cinética (n)	-	0,574	Característica del medio de soporte del modelo experim.
Constante cinética (k)	$(\text{m}/\text{d})^n$	0,003	Constante de remoción de sustrato
DBO ₅ soluble ARDC (Sa)	mg/L	372,77	DBO ₅ soluble del agua residual doméstica cruda
DBO ₅ soluble ARDT (Se)	mg/L	132,96	DBO ₅ soluble del agua residual doméstica tratada
log (Sa/Se)	-	0,448	Relación ecuación de Eckenfelder ($\log Sa/Se = kSD/q^n$)
Carga hidráulica (q)	$\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$	120,31	Calculada mediante: $q = [kSD/(\log Sa/Se)]^{1/n}$
Caudal unidad modelo expe. (Q)	m^3/d	0,0136	$Q = q \cdot A$, caudal de circulación en cada modelo experim.
Caudal unidad módulo (QM)	m^3/d	8,69	$QM = Q \cdot 639$, caudal de circulación en cada módulo de trata.
Población de diseño (hab)	habitante	1000	Considerada para tratamiento de las ARDC
Dotación de agua potable (dot)	L/hab.d	150,00	Considerada para tratamiento de las ARDC
Coefficiente de retorno	-	0,70	Considerada para tratamiento de las ARDC
Caudal de diseño (Qdiseño)	m^3/d	105,00	Caudal del ARDC a recibir tratamiento
Cantidad módulos tratamiento	u	12	Cada modulo será de 1 m³ (1,0 x 1,0 x 1,0 m)

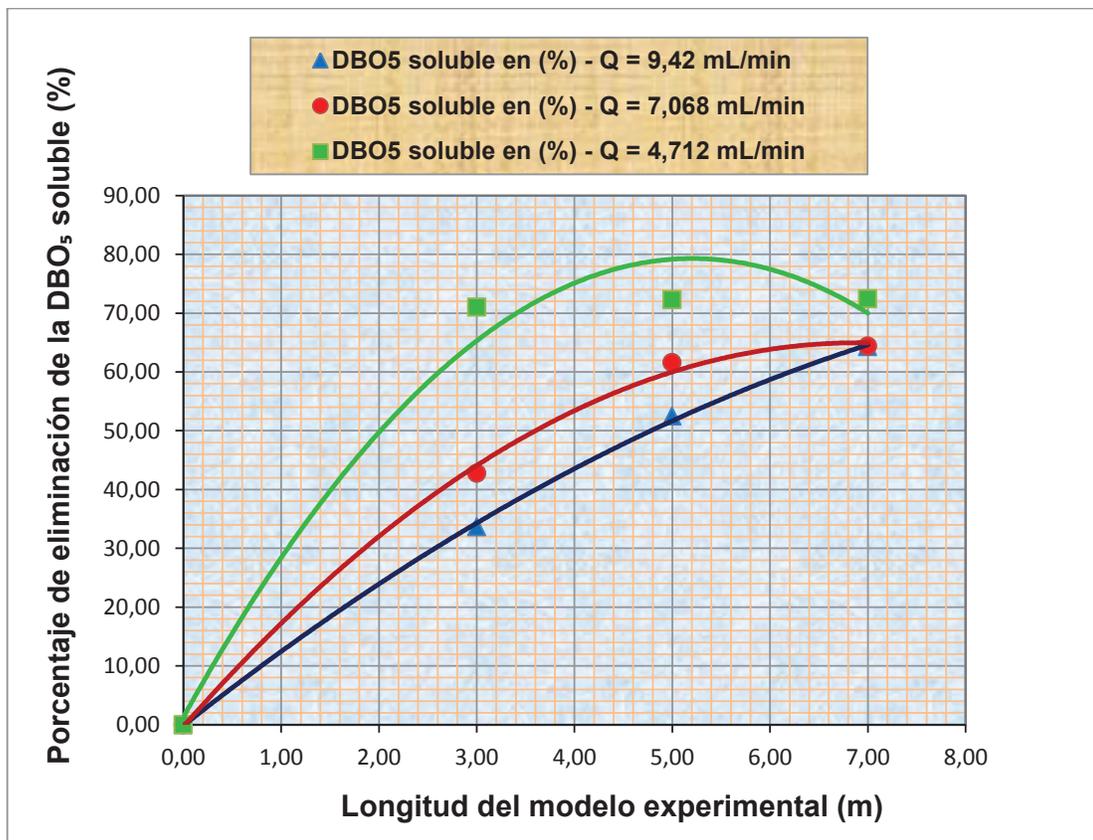
3.9 PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE LA DBO₅ SOLUBLE ESTABILIZADA EN EL MODELO EXPERIMENTAL.

Considerando los valores estabilizados de las DBO₅ soluble, indicados en la Tabla 3.5, se determinó los porcentajes de eliminación de la materia orgánica de las aguas residuales para cada carga hidráulica aplicada en el modelo experimental. La Tabla 3.11 y Figura 3.9, muestran los porcentajes de eliminación de los contaminantes del agua residual. La eficiencia de eliminación de la DBO₅ soluble varió entre el 64 al 72%.

TABLA 3.11 Eficiencia de eliminación de la DBO₅ soluble estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental.

Longitud (m)	Porcentaje de remoción de la DBO ₅ soluble estabilizada en el modelo experimental, %		
	Carga hidráulica-q=60 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=90 m ³ /m ² .d	Carga hidráulica-q=120 m ³ /m ² .d
0,00	0,00	0,00	0,00
3,00	71,04	42,76	33,64
5,00	72,29	61,60	52,47
7,00	72,46	64,39	64,33

FIGURA 3.9 Eficiencia de eliminación de la DBO₅ soluble estabilizada en diferentes longitudes del modelo experimental.



3.10 ANÁLISIS FÍSICO, QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICO DEL EFLUENTE TRATADO.

El análisis de las aguas residuales, fueron realizados en el Centro de Investigaciones y Control Ambiental de la Escuela Politécnica Nacional CICAM-EPN. La evaluación, se ejecutó bajo los procedimientos establecidos en el PEE/CICAM.

Una vez finalizado la fase de evaluación del modelo experimental, se realizó el análisis físico, químico y microbiológico del ARDT. La Tabla 3.12, muestra el resultado del análisis efectuado. Los parámetros que presentaron mayor incidencia en la eliminación de sus contaminantes fueron: la DBO₅ y los SST con un 80 y 94% de remoción.

TABLA 3.12 Parámetros físico, químico y microbiológico del efluente tratado.

Parámetro	Unidad	Porcentajes de eliminación de los contaminantes presentes en el ARD (%)			Parámetro	Unidad	ARDC	ARDT	%
		ARDC	ARDT	(%)					
Alcalinidad total (CaCO ₃)	mg/L	175,35	157,50	10,18	Fosfatos (PO ₄ ⁻³)	mg/L	16,63	2,90	82,56
Aceites y grasas	mg/L	13866	5082	63,35	Hierro total	mg/L	0,30	0,14	53,33
Coliformes fecales	NMP/100mL	1,1x10 ¹⁰	7,0x10 ⁶	99,94	Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	9,70	5,50	43,30
Coliformes totales	NMP/100mL	1,1x10 ¹⁰	2,4x10 ⁸	99,20	Nitritos (NO ₂ ⁻)	mg/L	1,14	0,06	94,74
Color aparente	UC-visual	9,00	7,00	22,22	Nitrógeno amoniacal, N-NH ₃	mg/L	42,16	26,44	37,29
Color verdadero	UC-visual	7,00	6,00	14,29	pH	-	8,73	7,93	-
Conductividad	mS/cm	2,51	0,81	67,73	Sólidos sedimentables	ml/L*h	2,00	0,00	100,00
Cromo total	mg/L	0,10	0,05	50,00	Sólidos suspendidos volátiles	mg/L	237,00	1092,0	-
DBO₅	mg/L	625,30	123,86	80,19	Sólidos totales	mg/L	1200,00	419,00	65,08
DQO	mg/L	962,00	179,50	81,34	Sólidos disueltos totales	mg/L	858,00	400,00	53,38
Dureza cálcica (CaCO ₃)	mg/L	134,11	50,04	62,69	Sólidos suspendidos totales	mg/L	342,00	19,00	94,44
Dureza total (CaCO ₃)	mg/L	168,00	142,00	15,48	Tensoactivos (detergentes aniónicos)	mg/L	0,70	0,30	57,14
Fenoles	mg/L	0,94	0,50	46,81	Turbiedad	NTU	15,00	1,00	93,33

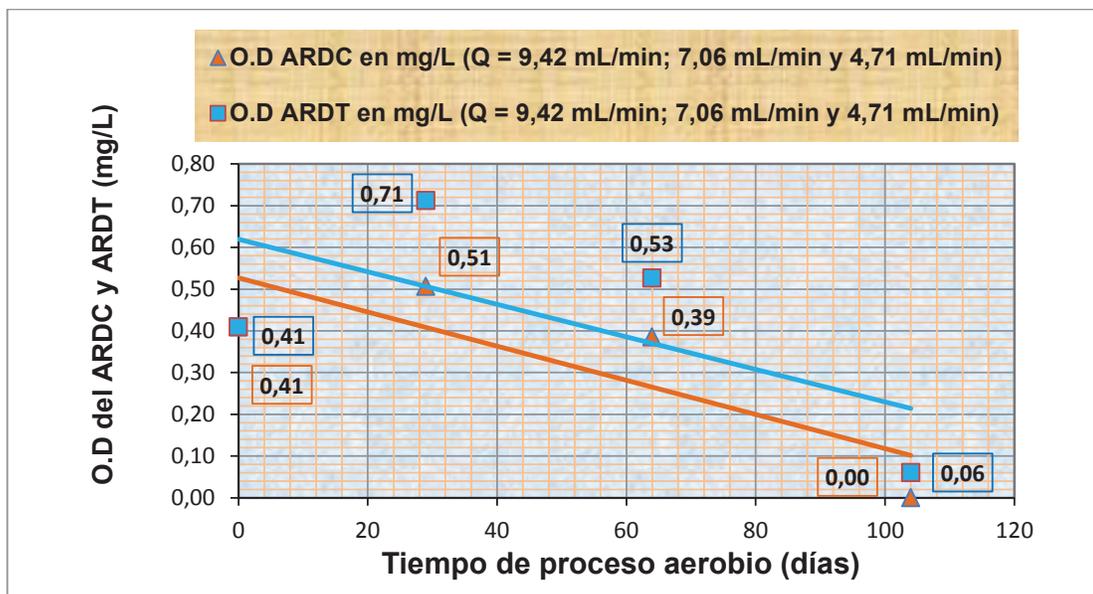
3.11 ANÁLISIS FÍSICO - QUÍMICO DEL ARDC Y DEL EFLUENTE TRATADO, DETERMINADO CON EL EQUIPO PORTÁTIL.

Con la finalidad de conocer el comportamiento del agua residual doméstica cruda y del efluente tratado en el modelo experimental, se midió diariamente los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, conductividad, sólidos disueltos totales, potencial de hidrógeno y temperatura. La Tabla 3.13 y Figuras 3.10 a 3.12, muestran los valores promedios de los parámetros evaluados con el equipo portátil modelo Bante 900P.

TABLA 3.13 Parámetros físico - químico del ARDC y del efluente tratado, cuantificados con el equipo portátil.

Tiempo (días)	Carga	Hidráulica (m ³ /m ² .d)	ARDC	ARDT	ARDC	ARDT	ARDC	ARDT	ARDC	ARDT	ARDC	ARDT
			O.D mg/L	O.D mg/L	COND. μS/cm	COND. μS/cm	STD mg/L	STD mg/L	pH	pH	T.agua °C	T.agua °C
0	0	60	0,41	0,41	1846,5	1846,5	949,33	949,33	8,74	8,74	21,35	21,35
29	29	60	0,51	0,71	1932,7	2319,4	969,06	1160,1	8,53	8,42	18,80	18,15
35	64	90	0,39	0,53	1802,6	1667,4	950,80	833,9	7,80	8,25	17,40	19,03
40	104	120	0,00	0,06	4937,6	890,00	2468,8	445,00	8,62	8,37	14,59	14,33
Promedio	60, 90 y 120		0,33	0,43	2629,9	1680,8	1334,5	847,08	8,42	8,44	18,03	18,22

FIGURA 3.10 Oxígeno disuelto en el ARDC y el efluente tratado, determinado con el equipo portátil.



Los valores promedios de los parámetros del ARDC, utilizados en la evaluación del modelo experimental fueron: O.D = 0,33 mg/L, pH = 8,42 y T = 18,03 °C, y del efluente tratado reportaron valores promedios de: O.D = 0,43 mg/L, pH = 8,44 y T = 18,22 °C.

Como se describió en la fase de operación del modelo experimental, el ARDC recibió aireación previa, la concentración de oxígeno disuelto determinada en el volumen del recipiente dosificador (0,50 litros) fue de 2,50 mg/L, y en la salida del modelo experimental, se obtuvo un valor promedio de 0,43 mg/L. La disminución

del O.D en el modelo experimental, se estima que se debió a la presencia de bacterias aerobias encargadas de oxidar la materia orgánica.

FIGURA 3.11 Potencial de hidrógeno en el ARDC y el efluente tratado, medido con el equipo portátil.

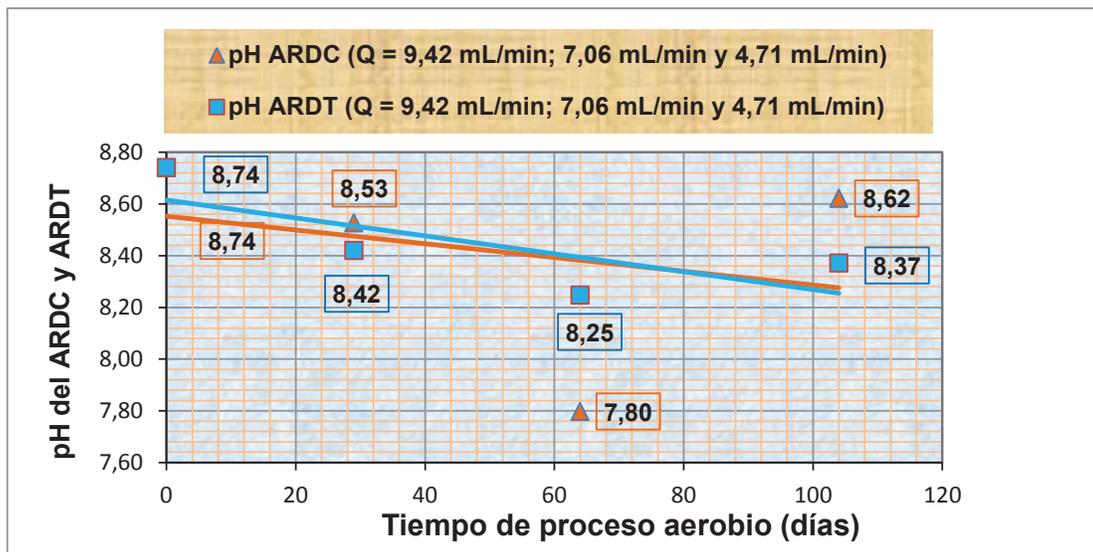
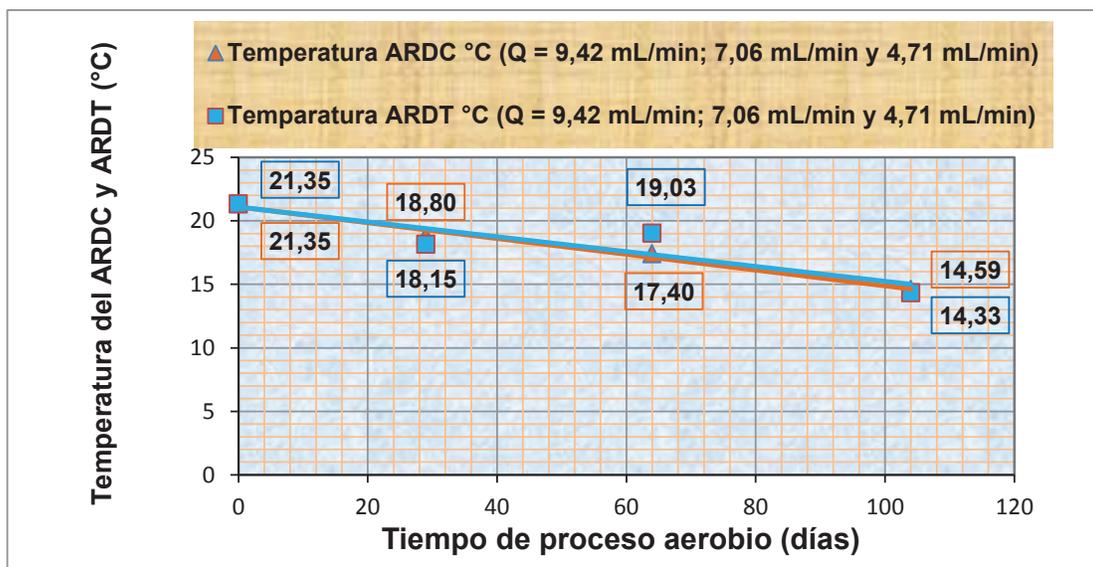


FIGURA 3.12 Temperatura en el ARDC y el efluente tratado, cuantificado con el equipo portátil.



3.12 ANÁLISIS ECONÓMICO DEL MODELO EXPERIMENTAL Y DEL FILTRO BIOLÓGICO CONVENCIONAL.

Las Figuras 3.13 y 3.14, muestran el esquema del filtro biológico convencional de empaquetadura de piedra que generalmente es utilizado en la depuración de las aguas residuales y del módulo de tratamiento definido en base del modelo experimental. Para el dimensionamiento del filtro convencional se utilizó la norma CO 10.07-601 (código Ecuatoriano para el diseño de obras sanitarias) y la norma ABNT (asociación Brasileira de normas técnicas). La Tabla 3.14, muestra la expresión que se utilizó en el dimensionamiento de los filtros biológicos y los resultados obtenidos. La cantidad de filtros biológicos definidos en base de la norma ABNT fueron de dos unidades y cuatro para la norma CO 10.07-601, la diferencia se debió al tiempo de retención hidráulico asumido, siendo el doble en la norma CO 10.07-601.

Para el análisis económico se utilizó los valores obtenidos de la norma ABNT, que representan la implementación de dos unidades de tratamiento.

FIGURA 3.13 Esquema del filtro biológico convencional para el tratamiento del ARDC

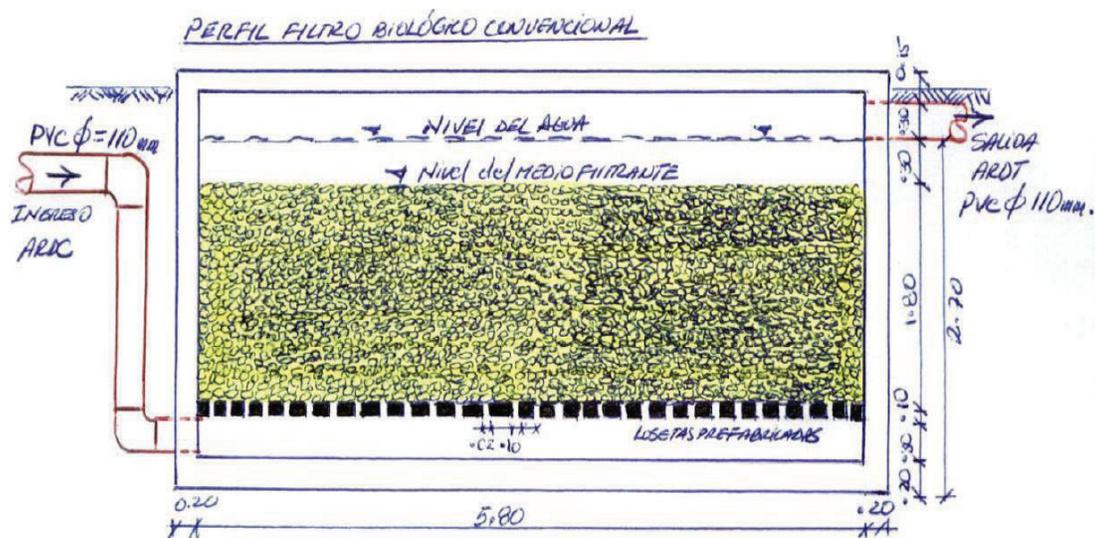


TABLA 3.14 Dimensionamiento del filtro biológico convencional.

Norma CO 10.07-601 ($V = 1,60 \times Q_{\text{diseño}} \times TR$)			ABNT Asociación Brasileira de Normas Técnicas		
Parámetro	Unidad	Valor	$V = 1,60 \times N \times C \times TR$		
Parámetro	Unidad	Valor	Parámetro	Unidad	Valor
Caudal de diseño ($Q_{\text{diseño}}$)	m ³ /d	105,00	Habitantes (N)	Hab	1000,00
Tiempo de retención (TR)	d	1,00	Contribución per cápita (C)	L/hab.d	105,00
Volumen del filtro (V)	m ³	168,00	Tiempo de retención (TR)	d	0,50
Espesor de capa filtrante	m	1,20	Volumen del filtro (V)	m ³	84,00
Capa filtrante (piedra, grava)	mm	25 a 75	Espesor de capa filtrante	m	1,80
Altura total del filtro	m	2,10	Capa filtrante (piedra, grava)	mm	25 a 75
Área total filtro (AT)	m ²	88,42	Altura total del filtro	m	2,70
Número de filtros (Nf)	U	4,00	Área total filtro (AT)	m ²	46,67
Área cada filtro (A)	m	22,11	Número de filtros (Nf)	U	2,00
Diámetro del filtro (D)		5,31	Área cada filtro (A)	m	23,33
DBO ₅ ARDC	mg/L	625,30	Diámetro del filtro (D)		5,45
Eficiencia de remoción MO	%	70,00	DBO ₅ ARDC	mg/L	625,30
DBO ₅ ARDT	mg/L	187,59	Eficiencia de remoción MO	%	70,00
Carga Hidráulica (CH)	m ³ /m ² .d	1,19	DBO ₅ ARDT	mg/L	187,59
(COV)	kg DBO/m ³ .d	0,39	Carga Hidráulica (CH)	m ³ /m ² .d	2,25
Característica del filtro biológico: de carga baja (*)			(COV)	kg DBO/m ³ .d	0,74
(*): Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010 y Menéndez y Pérez, 2007			Característica del filtro biológico: de carga intermedia (*)		

Las Tablas 3.15 y 3.16, muestran el valor de los rubros del módulo de tratamiento definido en base del modelo experimental y del filtro biológico convencional.

TABLA 3.15 Presupuesto de los módulos de tratamiento de las ARDC.

Rubro descripción	Unidad	Cantidad	P. Unitario-USD	P.Total-USD
Plancha plywood 8 mm, 1x1 m	u	6,00	6,00	36,00
Tiras madera 1x0,02 m, e = 1 cm	u	12,00	1,50	18,00
Tubería PVC Ø 12 mm, L = 7,0 m	u	639,00	1,05	670,95
Tubería PVC Ø 3/4", L = 1,0 m	u	12,00	2,50	30,00
Tapón PVC Ø 3/4"	u	9,00	0,80	7,20
Codo 90° PVC Ø 3/4"	u	6,00	1,20	7,20
Tee PVC Ø 3/4"	u	4,00	1,80	7,20
Cruz PVC Ø 3/4"	u	2,00	2,50	5,00
Llave de paso Ø 3/4"	u	2,00	6,00	12,00
Tubería PVC tipo B Ø 2", L = 1,0 m	u	15,00	2,50	37,50
Codo 90° PVC Ø 2"	u	6,00	1,50	9,00
Tee PVC Ø 2"	u	7,00	2,80	19,60
Yee PVC Ø 2"	u	1,00	3,20	3,20
Tapón PVC Ø 2"	u	9,00	1,40	12,60
Polilimpia, 1000 L	u	1,00	10,00	10,00
Polipega, 1000 L	u	1,00	10,00	10,00
Total módulo TARDC				895,45
Total 12 módulos TARDC				10745,40

TABLA 3.16 Presupuesto del filtro biológico convencional.

Rubro descripción	Unidad	Cantidad	P. Unitario-USD	P.Total-USD
Hormigón Armado $f_c = 210 \text{ kg/cm}^2$	m ³	47,20	250,00	11800,00
Piedra o grava de 2,5 a 7,5 cm	m ³	99,00	50,00	4950,00
Tubería PVC \varnothing 110 mm, L = 3,0 m	u	2,00	18,00	36,00
Codo 90° PVC \varnothing 110 mm	u	4,00	4,50	18,00
Total				16804,00

Los resultados de las Tablas 3.15 y 3.16, determinaron que implementar módulos de tratamiento, implicaría reducir un 56% del presupuesto, respecto al valor que se destinaria para la construcción de los filtros biológicos convencionales.

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo, se puntualiza los resultados relevantes obtenidos en la evaluación del modelo experimental.

De acuerdo a los resultados obtenidos del aforo y muestreo compuesto indicados en las Figuras 3.1 y 3.2, se determinó que los mayores flujos de agua residual se presentaron entre las 5:00 a 10:00 horas, por lo tanto se consideró a este intervalo como representativo. Las muestras para el análisis físico, químico y microbiológico del agua residual doméstica y el volumen utilizado durante la evaluación del modelo experimental, fueron extraídas en este periodo de tiempo.

Los valores de los parámetros físico, químico y microbiológico de las aguas residuales domésticas que fueron utilizadas en la evaluación del modelo experimental (Tabla 3.2), se caracterizaron por tener una composición fuerte de contaminantes (Metcalf y Eddy, 2003 y CEPIS, 2002). De acuerdo a los valores reportados de las Tablas 2.1 y 2.2 (DQO = 1000 mg/L, ST = 1200 mg/L, SDT = 850 mg/L, SST = 350 mg/L, SSV = 257 mg/L, NH_3 = 50 mg/L, alcalinidad total (CaCO_3) = 200 mg/L, coliformes totales = 10^8 NMP/100 mL, entre otros). Los parámetros que presentaron mayor coincidencia en la concentración fuerte de contaminantes fueron: DQO = 962 mg/L, ST = 1200 mg/L, SDT = 858 mg/L, SST = 342 mg/L, SSV = 237 mg/L, NH_3 = 42,16, Alcalinidad total (CaCO_3) = 175,40 mg/L y Coliformes totales = $1,10 \times 10^{10}$ NMP/100 mL (Tabla 3.2). Por lo tanto, las ARDC utilizadas en la evaluación del modelo experimental, se caracterizaron por tener altas concentraciones de contaminantes.

La relación DBO_5/DQO de 0,65 del ARDC que fue suministrada al modelo experimental, permitió garantizar materia orgánica biodegradable a los microorganismos responsables de la depuración de las ARD. La bibliografía recomienda para tratamientos biológicos una relación de DBO_5/DQO entre 0,40 a 0,80, con el propósito de obtener niveles adecuados en la eliminación de la

materia orgánica (Romero, 2010; Orozco, 2014 y Menéndez y Pérez, 2007). Bajo esta consideración, fue evaluado el modelo experimental.

Respecto a la disminución del valor de la concentración del oxígeno disuelto de 2,50 mg/L (ingreso al modelo experimental) a 0,43 mg/L (salida del modelo experimental), se deduce que se debió a la demanda de oxígeno que requirió los microorganismos aerobios localizados en el interior del modelo experimental, que captan el oxígeno del flujo sanitario y metabolizan la materia orgánica biodegradable. En general la bibliografía recomienda concentraciones de oxígeno disuelto mayor a 0,50 mg/L, para satisfacer la demanda de oxígeno requerida por la masa microbial (Romero, 2010 y González, 2012) y para llevar a cabo el proceso de nitrificación (Menéndez y Pérez, 2007). Considerando lo antes expresado, se determinó que en el proceso de evaluación del modelo experimental, se presentaron condiciones aerobias favorables para el TARD.

Los valores promedios de pH del ARDC y del efluente tratado, fueron de 8,42 y 8,44 respectivamente, la permanencia de estos niveles de pH, en la fase de evaluación del modelo experimental, favoreció las condiciones biológicas de tratamiento y la velocidad de nitrificación, respecto a estas consideraciones varios autores mencionan que los rangos adecuados de pH deben estar entre 6,5 a 9,0 (Orozco, 2014; Romero, 2010 y González, 2012).

El valor de la temperatura promedio del ARD cruda y tratada en el modelo experimental fue de 18 °C. De acuerdo a lo establecido en la bibliografía, se menciona que para obtener una adecuada actividad bacteriana y se desarrolle la nitrificación, la temperatura del agua residual debe estar entre 15 a 35 °C (Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007 y González, 2012). Por consiguiente la temperatura del ARDC, ayudó de cierta manera al crecimiento de los microorganismos encargados de oxidar la materia orgánica.

Los valores de las DQO estabilizada en el modelo experimental, para las cargas hidráulicas aplicadas de 60, 90 y 120 m³/m².d, fueron de 179,50, 244 y 250 mg/L y los porcentajes de eliminación de la DBO₅ estuvieron entre el 74 al 81%; estos

valores están relativamente cercano al establecido para efluentes que han recibido tratamiento secundario que indican una DQO de 164 mg/L y porcentajes de remoción del 86% (Romero, 2010 y CEPIS, 2002). Para los sistemas de biopelícula móvil reportan tasas de remoción de la DQO entre el 90 al 95% (Li, 2016). Del análisis realizado, se determinó que en el modelo experimental, se desarrolló una adecuada degradación de la materia orgánica biodegradable y el comportamiento de los porcentajes de remoción, fueron relativamente similares a los establecidos en la literatura.

Otro aspecto que se observó en la evaluación del modelo experimental, fue la disminución de los porcentajes de remoción de la materia orgánica (DBO_5), que oscilaron entre 81 y 74%, notándose una tendencia a disminuir con el aumento de la carga orgánica volumétrica aplicada en el modelo experimental ($COV = 5,36, 8,03$ y $10,72$ kg $DBO/m^3.d$, que corresponden a las cargas hidráulicas aplicadas de 60, 90 y 120 $m^3/m^2.d$). Estos resultados concuerdan con la información de la literatura (Ahmet, 2008; Beris, Raynal y Jover, 1982; Dahab y Young, 1982 y García y Fernández, 1988), que indican valores de eficiencia de eliminación entre el 60 y 80%, cuando se suministraron cargas orgánicas volumétricas entre 1 y 10 kg $DBO/m^3.d$.

También se determinó los tiempos de estabilización de la DQO, en función de las cargas hidráulicas aplicadas en el modelo experimental. Para las cargas hidráulicas de 60, 90 y 120 $m^3/m^2.d$, las DQO estabilizadas fueron de 179,50, 244 y 250 mg/L, y los tiempos de proceso aerobio fueron de 29, 35 y 40 días respectivamente (Tabla 3.4 y Figura 3.5). El incremento de cada tiempo de proceso aerobio, obedece a un posible lavado de la biomasa que ocurrió en el interior del modelo experimental a consecuencia del aumento de las cargas hidráulicas aplicadas.

La Figura 4.1, muestra fotografías de la biomasa recolectada. Por lo tanto fue necesario esperar el crecimiento de la nueva capa biológica para las nuevas condiciones de flujo, es decir en el interior del modelo experimental se presentaron los procesos de: adsorción, desorción, adherencia, crecimiento

bacteriano y desadherencia de la capa biológica (Characklis, 1990; Kaplan, O'Toole y Kolter, 2003 y Nazar, 2007).

FIGURA 4.1 Biomasa desprendida del interior del modelo experimental



El modelo experimental evaluado, presentó las siguientes características: (D) = 7 m, (S) = 333,33 m²/m³, (q) aplicadas = 60, 90 y 120 m³/m².d y una eficiencia de eliminación de la DBO₅ entre el 81 al 74%, estos valores corresponden a filtro biológicos de alta carga o tasa, con medio de soporte de plástico y generalmente operan bajos los siguientes rangos: (D) = 3 a 12 m, (S) = 80 a 250 m²/m³, (q) aplicadas = 10 a 240 m³/m².d, y tienen una eficiencia de remoción de la DBO₅ del 60 al 85% (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Metcalf y Eddy, 2003 y Menéndez y Pérez, 2007).

El modelo experimental por ser un filtro de alta carga y además por tener un elevado valor de superficie específica (S), presentó ventajas significativas de optimización de espacio y eficiencia de tratamiento, respecto a los filtros biológicos convencionales de piedra, que se caracterizan por funcionar en los siguientes rangos: (D) = 1,0 a 2,5 m, (S) = 40 a 70 m²/m³, (q) aplicadas = 1,0 a 10 m³/m².d, y tienen una eficiencia de remoción de la DBO₅ del 50 al 70% (Orozco, 2014; Díaz, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Metcalf y Eddy, 2003 y Menéndez y Pérez, 2007).

Cuando se evaluó la ecuación de Eckenfelder ($\log Sa/Se = kSD/q^n$), para las superficies específicas de $70 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (filtro de piedra) y $333.33 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (modelo experimental), se determinó que el área de la sección transversal del filtro convencional de piedra es aproximadamente 15 veces mayor al área de la sección transversal del modelo experimental (para el análisis se utilizó los datos obtenidos de la Tabla 3.10).

Además por ser el modelo experimental de forma modular, evitó el taponamiento producto del desprendimiento de la biomasa (Ferrer y Seco, 2011; Ramalho, 2003; Kaplan et. al, 2003 y Degremont, 1979). El modelo experimental presentó poca actividad de nitrificación, disminuyó el 37% del nitrógeno amoniacal (Tabla 3.12), siendo este valor algo similar al reportado por varios autores, que indican la presencia de una baja nitrificación en los filtros de alta carga (Romero, 2010; Ferrer y Seco, 2011 y Metcalf y Eddy, 2003).

La eficiencia de eliminación de las DBO_5 soluble estabilizada de la Tabla 3.5 fueron del 72 al 64%, porcentajes que están relativamente cercanos al establecido en la bibliografía que indican un valor del 86% (Romero, 2010 y Li, 2016). Los valores de las DBO_5 soluble estabilizada en las diferentes longitudes del modelo experimental y que fueron graficadas en la Figura 3.6, presentaron una tendencia polinómica de orden dos.

Las constantes cinéticas, k y n de la ecuación 3.6 de Eckenfelder ($\log Sa/Se = kSD/q^n$), fueron obtenidas en base al valor de la superficie específica ($S = 333,33 \text{ m}^2/\text{m}^3$) y de las DBO_5 soluble estabilizada en las longitudes 3, 5 y 7 m del modelo experimental (Tabla 3.5).

El procedimiento utilizado para determinar las constantes cinéticas k y n , fue el recomendado por varios autores (Romero, 2010; Orozco, 2014; Menéndez y Pérez, 2007; Ramalho, 2003 y Díaz, 1987), y básicamente consistió en graficar en papel semilogarítmico los valores de la relación $\log Sa/Se$ definidos en la Tabla 3.6 vs las longitudes (D) 3, 5 y 7 m del modelo experimental y en papel de doble logaritmo el resultado de las pendientes (kS/q^n) de la Figura 3.7 vs las cargas

hidráulicas (q) 60, 90 y 120 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, que fueron aplicadas en el modelo experimental. De la Figura 3.8, fueron definidas la constante de remoción de sustrato ($k = 0,003 \text{ m}^{0,574}\cdot\text{d}^{-0,574}$) y la constante de caracterización del modelo experimental ($n = 0,574$).

La Tabla 4.1, muestra los valores de las constantes cinéticas k y n , que fueron obtenidos en el modelo experimental y los mencionados en la literatura, respecto a experimentos realizados en instalaciones piloto de filtros biológicos con medios de soporte de plástico (Romero, 2010; Orozco, 2014 y Menéndez y Pérez, 2007).

Las constantes de caracterización del medio (n), definidos en la Tabla 4.1, presentaron valores similares. El valor de $n = 0,574$, definido en el modelo experimental, se encuentra dentro del rango establecido en la bibliografía, que de acuerdo a (Menéndez y Pérez, 2007), la constante n puede variar entre 0,20 a 1,10 (dependiendo del medio de empaquetadura utilizado). Para (Benjes, 1980) la empaquetadura de plástico tiene un valor de $n = 0,50$.

Las constantes de remoción de sustrato (k) definidas en la Tabla 4.1, presentaron diferencia en relación al valor obtenido en el modelo experimental ($k = 0,0030 \text{ m}^{0,574}\cdot\text{d}^{-0,574}$). Tal diferencia, se estima que se debió por la composición del ARDC utilizada, al tipo de medio evaluado, a las cargas hidráulicas aplicadas y al comportamiento de las DBO₅ soluble estabilizada en las diferentes longitudes del modelo experimental y de los filtros biológicos pilotos. El modelo experimental fue evaluado para una composición fuerte de ARDC, el medio del soporte fue de plástico ordenado y las cargas hidráulicas aplicadas fueron superiores a las indicadas en la Tabla 4.1.

Para definir el mejor ajuste de la relación $\log Sa/Se = kSD/q^n$ de Eckenfelder, se evaluó la ecuación 3.6 con los parámetros y constantes cinéticas obtenidas en el modelo experimental, presentándose la mejor relación para la carga hidráulica de 120 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ y una longitud de 7 m (Tabla 3.8). Los valores definidos anteriormente y los indicados en la Tabla 3.9, fueron utilizados en el dimensionamiento de los módulos de tratamiento.

TABLA 4.1 Valores de k y n obtenido del modelo experimental y los reportados por varios autores.

Modelo experimental (tubería de PVC)				Resultado Jairo Romero (filtro sintético)					
Relación log Sa/Se				Relación log Sa/Se (*)					
Longitud	Carga hidráulica (q) m ³ /m ² .d			Longitud	Carga hidráulica (q) m ³ /m ² .d				
(m)	60	90	120	(m)	6	12	18		
0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00		
3,00	3,45	1,75	1,51	0,75	1,64	1,43	1,35		
5,00	3,61	2,60	2,10	1,50	2,70	2,04	1,82		
7,00	3,63	2,81	2,80	2,25	4,35	2,94	2,44		
Parámetro			Unidad	Valor	Parámetro			Unidad	Valor
Sa (ARDC)			mg/L	372,77	Sa (ARDC)			mg/L	200,00
n			-	0,574	n			-	0,450
k			(m/d) ⁿ	0,0030	k			(m/d) ⁿ	0,0089
Ks = k. S			m ^{-0,426} .d ^{-0,574}	1,00	Ks = k. S			m ^{-0,555} .d ^{-0,45}	0,62
Área específica (S)			m ² /m ³	333,33	Área específica (S)			m ² /m ³	70
Sa (ARDC) soluble				Se (ARDC) soluble estabilizada en modelo experim.				(*) DBO ₅ , resultado de datos experimentales de un filtro biológico piloto de laboratorio	
Resultado Álvaro Orozco (filtro sintético PVC)				Resultado Menéndez y Pérez (filtro sintético PVC)					
Relación log Sa/Se (*)				Porcentaje remanente Se/Sa (*)					
Longitud	Carga hidráulica (q) m ³ /m ² .d			Longitud	Carga hidráulica (q) m ³ /m ² .d				
(m)	6,91	12,96	17,28	(m)	15	27	36	46	70
0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
1,00	3,90	4,00	4,10	1,50	70,00	64,00	62,00	58,00	48,00
2,00	3,60	3,75	3,90	3,00	49,00	41,00	38,00	33,00	23,00
3,00	3,30	3,53	3,71	4,50	33,00	26,50	23,00	19,00	11,00
4,00	3,00	3,31	3,50	6,00	23,00	17,00	14,00	11,00	10,00
Parámetro			Unidad	Valor	Parámetro			Unidad	Valor
Sa (ARDC)			mg/L	200,00	Sa (ARDC)			mg/L	200,00
n			-	0,570	n			-	0,440
k			(m/d) ⁿ	0,0004	k			(m/d) ⁿ	0,0080
Ks = k. S			m ^{-0,43} .d ^{-0,57}	0,080	Ks = k. S			m ^{-0,56} .d ^{-0,44}	1,60
Área específica (S)			m ² /m ³	200	Área específica (S)			m ² /m ³	200
(*) DBO ₅ , resultado de un experimento piloto de un filtro biológico.				(*) DBO ₅ , resultado de datos experimentales de una instalación semipiloto					
Autor	Modelo experimental			Álvaro Orozco	Menéndez y Pérez		Jairo Romero		
Medio de soporte	Material tubería PVC			Material sintético PVC	Material sintético PVC		Material sintético PVC		
Constantes cinéticas	n	k	n	k	n	k	n	k	
	0,574	0,0030	0,570	0,0004	0,440	0,0080	0,450	0,0089	

Para determinar el número de módulos necesarios para tratar el ARDC, se consideró el caudal de diseño para una población de 1.000 habitantes ($Q_{\text{diseño}}=105 \text{ m}^3/\text{d}$) y la capacidad de depuración de un módulo de tratamiento ($Q_M=8,69 \text{ m}^3/\text{d}$). Cada módulo de tratamiento será de 1 x 1 x 1 m y contendrá en su interior 639 unidades de modelos experimentales (tuberías PVC $\phi=12 \text{ mm}$, longitud 7 m), concluyéndose que es necesario instalar 12 módulos para el

tratamiento del afluente sanitario. En la Tabla 3.10, se presenta el respectivo cálculo.

La Tabla 3.14, muestra el dimensionamiento del filtro biológico convencional, donde la carga hidráulica y orgánica fue de 2,25 m³/m².d y 0,74 kg DBO/m³.d respectivamente, valores que corresponden a filtros biológicos de carga intermedia de acuerdo a referencias de la literatura (Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010 y Menéndez y Pérez, 2007). Las cargas hidráulicas y orgánicas del modelo experimental fueron de 120 m³/m².d y 10,72 kg DBO/m³.d, que acuerdo a la bibliografía, se clasifican como filtros de alta carga con medio de soporte sintético (Metcalf y Eddy, 2003; Orozco, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010 y Menéndez y Pérez, 2007).

Los resultados obtenidos de las Tablas 3.15 y 3.16, determinaron que implementar los módulos de tratamiento, implicaría una reducción del 56% respecto al presupuesto de construcción de los filtros biológicos convencionales.

Además del bajo costo que representa la implementación de los módulos de tratamiento, este sistema de depuración tiene las siguientes ventajas en comparación con el sistema tradicional de tratamiento (filtros biológicos de piedra): por ser un filtro de alta carga con medio sintético (mayor superficie específica), permite el funcionamiento con altas cargas hidráulicas y orgánicas y por su forma tubular evita el taponamiento del sistema, facilidad de instalación, mayor eficiencia en la remoción de la materia orgánica biodegradable, estas consideraciones son concordantes con la reportada en la literatura (Díaz, 2014; Orozco, 2014; Ferrer y Seco, 2011; Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007; Metcalf y Eddy, 2003; Ramalho, 2003 y Degremont, 1979).

La Tabla 3.12, muestra el análisis físico, químico y microbiológico del ARDT, los parámetros que presentaron mayor eficiencia en la remoción de los contaminantes, fueron la DBO₅ con un 80% y los sólidos suspendidos totales con un 94%, estos valores son similares al encontrado en la literatura para efluentes de tratamientos secundarios (Romero, 2010; Menéndez y Pérez, 2007; Von

Sperling, 1996; Torres, 2000; Lapo, 2014 y Gallegos, 2013). La Figura 4.2, indica las muestras de las aguas residuales tratadas en el modelo experimental.

La Figura 4.2, muestra el cambio de coloración que presentó el agua residual doméstica durante el proceso de evaluación del modelo experimental. Al final del periodo de investigación se obtuvo los siguientes valores de remoción: color aparente 22%, color verdadero 14% y turbiedad el 93%.

FIGURA 4.2 Muestras del ARDT en el modelo experimental.



CONCLUSIONES

- Las características del ARDC fueron: DQO = 962 mg/L, DBO₅ = 625,30 mg/L, ST = 1200 mg/L, SDT = 858 mg/L, SST = 324 mg/L, pH = 8,73, T = 18 °C y NH₃ = 42,16 mg/L. El modelo experimental fue evaluado bajo esta composición fuerte de contaminantes que presento el ARDC.
- En el proceso de evaluación, se observó la disminución de los porcentajes de eliminación de la materia orgánica biodegradable en la medida que se incrementó las cargas hidráulicas en el modelo experimental. Así cuando se aplicó las cargas hidráulicas de 60 m³/m².d (COV = 5,16 kg DBO/m³.d) y 120 m³/m².d (COV = 10,72 kg DBO/m³.d), la eficiencia de remoción fue del 81 y 74% respectivamente, siendo estos resultados similares a los reportados en la literatura. Cuando se evaluó la ecuación de Eckenfelder ($\log Sa/Se = kSD/q^n$) para las condiciones iniciales del ARDC (DBO₅ = 625,30 mg/L) y considerando los resultados obtenidos en la fase de experimentación (constantes cinéticas n y k y DBO₅ solubles estabilizadas en las longitudes 3, 5 y 7 m del modelo experimental), se determinó que para la carga hidráulica de 120 m³/m².d (Q = 9,42 mL/min, COV = 10,72 kg DBO/m³.d) y una longitud de 7 m del modelo experimental, se presentó el mejor ajuste, por tanto se concluyó que los módulos de tratamiento funcionan de manera eficiente bajo estas consideraciones.
- Los valores de las constantes cinéticas $n = 0,574$ y $k = 0,003$ (m/d)ⁿ que fueron determinados en el modelo experimental, concuerdan con los valores reportados en la bibliografía, respecto a experimentos pilotos realizados en filtros biológicos con medios sintéticos, lo que valida de cierta manera los resultados obtenidos en este trabajo de investigación.
- De acuerdo a la literatura, el modelo experimental fue evaluado para características de ARDC fuertes (alto contenido de contaminantes), por

tanto las constantes cinéticas n y k , son propias del afluente sanitario evaluado.

- Se asume que se presentaron condiciones aerobias en el interior del modelo experimental, la disminución del oxígeno disuelto de 2,50 mg/L (valor promedio en el recipiente dosificador del ARDC) a 0.43 mg/L (valor promedio en la salida del modelo experimental), se presume que se debió a la presencia de bacterias aerobias que necesitan de oxígeno para realizar la metabolización de la materia orgánica biodegradable del ARDC. Además los valores del potencial de hidrógeno y la temperatura del ARDC favorecieron en la remoción de los contaminantes presentes en el ARDC (pH = 8,42 y T = 18 °C). De acuerdo a la literatura existente los rangos de O.D, pH y T, descritos anteriormente, favorecieron el grado de depuración del afluente sanitario.
- Considerando las características que presentó el modelo experimental (mayor superficie específica = 333,33 m²/m³ y definido como filtro de alta carga) y del análisis económico realizado a los módulos de tratamiento y al filtro biológico convencional, se concluyó que implementar el modelo experimental, implicaría un ahorro económico de aproximadamente el 56% en relación con la alternativa de construcción de filtros biológicos de grava (la mayor superficie específica del modelo experimental, permitió contar con diseños reducidos, y económicos y su forma tubular evitó el taponamiento y facilitó la operación del mismo). Por todas estas características que presentó el modelo experimental y que es concordante con la información descrita en la literatura, se concluyó que es una alternativa viable a ser considerada en el tratamiento de las ARDC.

RECOMENDACIONES

- Por las ventajas técnicas y económicas que presenta el modelo experimental, sería una alternativa viable a ser considerada en el tratamiento de las aguas residuales domésticas.
- Evaluar el modelo experimental con cargas hidráulicas y orgánicas superiores a las establecidas en esta investigación y para condiciones diferentes de oxígeno disuelto en el ARDC.
- Realizar un estudio de estabilidad del lodo biológico, depositado en el sedimentador secundario
- Realizar la ingeniería de detalle del modelo experimental, incluyendo el componente electromecánico.
- Evaluar el modelo experimental para otras condiciones de diámetro y superficie de contacto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmet, A. (2008). *Influence of high organic loading rates on cod removal and sludge production in moving bed biofilm reactor.* Environmental Engineering Science.

Arnaiz, C. y otros (2002). *“Eliminación biológica de contaminantes (II)”*. Ingeniería Química. Año XXXIV. Número 390. España.

Baecheler, J., Zambrano, E. y Urrutia, H. (2001). *Estudio de la cinética de crecimiento de biopelículas bacterianas aplicadas en el tratamiento de riles.* XIV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Santiago de Chile.

Bakker, N., Dubbeling, M., Gundel, U., Koschella, S. y Zeeuw, H. (2000). *Growing food, urban agriculture on the policy agenda.* DSE, Alemania.

Bassler, W.M. (2005). *QUORUM SENSING: cell – to cell communication in bacteria.* Annual review of cell and developmental biology.

Benetton, D. (2007). *Biocomplexity and bioelectrochemical influence of gasoline pipelines biofilms, in carbon steel deterioration: A transmission lines and transfer functions approach.* Tesis de doctorado.

Benjes, H. (1980). *Handbook of biological wastewater treatment.* New York, USA: Garland STPM Press.

Beris, A., Raynal, J. y Jover, J.P. (1982). *Fixed film reactor with plastic media for methane fermentation of distilleris wastewater.* Proc. 2nd. Conf. energy from biomass. Berlín.

Bermeo, D. y Salazar, F. (2013). *Optimización de la planta de tratamiento de aguas residuales industriales de una empresa textil.* Tesis Ingeniería Industrial. UPS. Guayaquil, Ecuador.

Bernal, D.P., Cardona, D.A. (2003). Selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales domésticas por métodos naturales: una metodología con énfasis en aspectos tecnológicos. (Tesis Pregrado Ingeniería Sanitaria y Ambiental). Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Buitron, G., Moreno, G. y Moreno, A. (2003). Eliminación biológica de altas concentraciones de fenol presente en aguas residuales. México: Universidad Autónoma de México.

Buswell, C., Herlihy, Y.M., Lawrence, L.M., James, T.M., Marsh, P.D., Keevil, C.W. y Leach, S.A. (1998). Extended survival and persistence of campylobacter spp. In water and aquatic biofilms and their detection. Applied and environmental microbiology.

Cabrera y otros (1998). Evaluación de los recursos de agua en Ecuador. Lima, Perú.

Carrasco, F. y Menéndez, A. (2010). Nuevos materiales y tecnologías para el tratamiento de agua. (1era. Edición). Andalucía, España: Editorial Universitaria Internacional de Andalucía.

CEPIS (2002). "Gestión integral de tratamiento de aguas residuales". Curso Internacional. Conferencia de sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Chan, Y., C.M. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. Chemical Engineering.

Characklis, W. (1990). Physical and chemical properties of biofilms. Wiley and Cons.

Chen I, C.F. (2000). Specificity of microbial activities in the reductive dechlorination of chlorinated benzenes. Wat. Environ. Res.

Cohen, Y. (2001). Biofiltration the treatment of fluid by microorganism immobilized into the filter bedding material.

CONAGUA-Comisión Nacional del Agua. (2015). Programa de tratamiento de aguas residuales. México.

Cordero, C.M., Guerrero, D.E. y Sinche, P.E. (2008). Determinación de la eficiencia de un tratamiento aeróbico de aguas residuales con la aplicación de un sistema contactor biológico rotante (biodiscos). Colombia.

Costerton, J.W. (1995). Microbial biofilms. Annu. Rev. Microbiol.

Couto A, A.M. (2005). Molecular, anatomical, and functional organization of the drasaphila olfactory system. Curr. Biol.

Crites, R. y Tchobonoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá, Colombia: Editorial MC Graw Hill.

Crites, R. y Tchobonoglous, G. (1998). Small and decentralized wastewater management systems. USA: Editorial MC Graw Hill.

Dahab, M.F. y Young, J.C. (1982). Retention and distribution of biological solids in fixed –bed anaerobic filters. Proc. 1st. Int. Conf. Fixed Film Biol. Processe. King Island. Ohio.

Da Ros, G. (1997). La contaminación de aguas en Ecuador, una aproximación económica. Quito, Ecuador: Abya Yala.

Díaz, J. (2014). Procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Boyacá, Colombia: Ed. Universidad de Boyacá.

Díaz, M., Espitia, S. y Molina, F. (2002). Digestión anaerobia. Una aproximación tecnológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Díaz, R. (1987). Tratamiento de aguas y aguas residuales. La Habana, Cuba. Editorila ISPJAE.

Degremont. (1979). Manual Técnico del Agua. Bilbao, España: Grafo.

Doménech, X. (2000). Química de la hidrósfera. Origen y destino de los contaminantes. (3ra. Edición). Madrid, España: Miraguano Ediciones.

ENAS-SENAGUA (2016). Estrategia Nacional de Agua Potable y Saneamiento-ENAS: Diagnostico, prioridades, estrategias y propuestas programáticas. Quito, Ecuador.

FAO y FIDA, (2006). El agua para la alimentación, la agricultura y los medios de vida rurales, 2° Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los recursos Hídricos en el Mundo. Resumen Ejecutivo.

Fasce, L. (2002). Comportamiento mecánico de polipropileno modificado con una poliiolefina elastomérica. Asociación Argentina de materiales.

Fend, L., Ahuoying, W. y Xin, Y. (2013). QUORUM SENSING in water and wastewater treatment biofilms. Journal of environment biology.

Ferrer, J. y Seco, A. (2011). Tratamientos biológicos de aguas residuales (1era. Reimpresión). México: Editorial Universidad Politécnica de Valencia.

Flynn, D. (2009). The Nalco Water Handbook (3era. Edición). United States of America. McGraw-Hill.

Gallegos, A. (2013). Dimensionamiento de un sistema de tratamiento aerobio de aguas contaminadas domésticas. (Tesis de titulación de Ingeniería Química). Escuela Politécnica Nacional. Quito, Ecuador.

García, A. y Fernández, R. (1988). Development and Evaluation of biofilters with oriented support – BSO – by ENADIMSA. Proc. 5th. Int. Symp. On Anaerobic Digestion. Bolonia, Italia.

González, G. (2012). Microbiología del agua, conceptos y aplicaciones. (1era. Edición). Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito.

González, M. y López, F. (2008). Comportamiento de un reactor de biopelícula para tratamiento de agua residual a diferentes velocidades de flujo. Revista Mexicana de Ingeniería Química.

Gordón, F., Geyer, J. y Okun, A. (1989). Purificación de aguas, tratamiento y remoción de aguas residuales. México: Editorial Limusa.

Harrison, J. (2005). Biofilms, American scientist.

Henry, G. y Heinke, W. (1999). Ingeniería ambiental. (2nda. Edición). México: Prentice Hall.

Henze Mogens, L.M. (2008). Biological wastewater treatment – principles, modelling and design. Londres: IWA publishing.

Henze, M., Harre Moes, P., Lour Jansen, J. y Arvin, E. (1996). Wastewater treatment; biological and chemical processes (2da. Edición With 190 figures). Berlin: Editorial Springer.

Hernández, A. y otros (2000). Manual de depuración de Uralita (2da. Edición). España: Thomson Editores.

Hernández, J.E., Sagastume, J.M. y Noyola, R.A. (2000). Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ingeniería. México D.F.

Idelovitch, E. y Ringslog, K. (1997). Directions in development: Wastewater treatment in Latin America, old y new options. World Bank. Washington, D.C.

James P. McQuarrie, J.P. (2011). Moving bed biofilm reactor technology: Process applications, desig, and performance. Water Environment research.

Kaplan, H.B., O'Toole, G. y Kolter, R. (2003). Biofilm formation as microbial development, Annu Rev Microbial.

Kourkoutas, Y.B. (2004). Immobilization technologies and support materials suitable inalcohol beverages production: Food Microbiology.

Lapo, B. (2014). Estudio de medios de soportes para crecimiento bacteriano, aplicado al tratamiento biológico aerobio de aguas residuales (Tesis inédita de titulación de post-grado). Escuela Politécnica Nacional. Quito, Ecuador.

Lazarova, V., y Manem, J. (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. Water resources.

Lewandowski, Z.A. (1993). NMR and microelectrode studies of hydrodynamis and kinetics on biofilms. Biotechnol. Prog.

Li, A. (10 octubre de 2016). Biological wastewater treatment: selecting the process. www.che.com.

Livingston, L.M. (1995). Biotechnol. Bioeng.

López, E. (2012). Tratamiento de aguas residuales. Instituto Superior de Irapuato. México.

Lozano, W. (2015). Preparación, composición y uso de agua residual sintética para alimentación de reactores prototipo y de laboratorio. (en línea) <http://www.researchgate.net>

Manaham, S.E. (2007). Introducción a la química ambiental. México D.F: Ediciones Reverte.

Mara, D. (1996). Waste stabilization ponds: effluent quality requirement and implications for process design. Wat. Sci. Tech.

Mara, D. y Carnicross, S. (1990). Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Ginebra: OMS.

Martínez, S. y Rodríguez, M. (2005). Tratamiento de las aguas residuales con Matlab. México: Ediciones Reverte.

Mendoça, S. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.

Menéndez, C. y Pérez, J. (2007). Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales. La Habana, Cuba: Editorial Universitaria.

Metcalf y Eddy. (2003). Waste engineering: treatment and reuse: (4ta. Edición). Nueva York, USA: McGraw-Hill.

Metcalf y Eddy (2001). Ingeniería sanitaria, tratamiento evacuación y reutilización de aguas residuales. (2nda. Edición). México, D.M: Labor S.A.

Metcalf y Eddy. (1995). Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización. (3ra. Edición). Colombia: McGraw-Hill.

Meyer – Reil, L.A. (1996). Microbial life en sedimentary biofilms – the challenge to microbial ecologists. Marine ecology progress series.

Noguera, M. y Pacheco, N. (2014). Creación a nivel de laboratorio de un reactor de lecho fijo experimental de flujo ascendente para la determinación de los

parámetros fundamentales de diseño a escala real. Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca, Ecuador.

Nazar, J. (2007). Biofilms bacterianos. Rev. Otorrinolaringol. Cir. Cabeza Cuello.

Odegaard, H., Gisvold y Strickland, J. (2000). The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. Water Science technology.

OMS (2013). Estadísticas sanitarias mundiales: WHO documents production services. Ginebra, Suiza.

Orozco, A. (2014). Bioingeniería de aguas residuales. (2nda. Edición). Colombia: Acodal.

Pierce, D., y Turner, K. (1990). Economics resources and the enviroment. Washington D.C: John Hopkins Press.

Post, J. (2006). Wastewater treatment and reuse in the eastern Mediterranean region. Water.

Ramalho, R. (2003). Introducción to wastewater treatment processes. (2nda. Edición). London: Reverte.

Ramón, J., Gualdrón, L. y Maldonado, J. (2007). Determinación de los coeficientes cinéticos y estequiométricos del proceso de degradación aerobia en el tratamiento biológico del agua residual en reactores discontinuos. Revista ambiental agua, aire y suelo.

Reynolds, K. (2002). Tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica, identificación del problema. De la Llave. Agua Latinoamérica.

Rittmann, B. (1982). Comparative performance of biofilm reactor types, biotechnology and bioengineering.

Roldán, G. y Ramírez, J. (2010). Fundamentos de limnología neotropical (2da. Edición). Colombia: Universidad de Antioquia.

Romero, J. (2010). Tratamiento de aguas residuales, teoría y principios de diseño. (3era. Reimpresión). Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.

Ronzano E. Llodra, J.L. (2007). Tratamiento biológico de las aguas residuales. Bilbao, España: Ediciones Díaz de Santos.

Ronzano, LI. y Baqueiro, E. (2007). Tratamiento de las aguas residuales. España: Díaz de Santos S.A.

Sainz, J. (2007). Tecnologías para la sostenibilidad, procesos y operaciones unitarios en depuración de aguas residuales. Madrid, España: Fundación EOI.

Seoáñez, M. (2004). Depuración de las aguas residuales por tecnologías ecológicas y de bajo costo. Madrid, España: Prensa S.A.

Shun, Dar Lin. (2001). Water and Wastewater calculations manual. (2da. Ed). USA. McGraw-Hill.

Sombatsompop, K., V.C. (2006). Evaluation of bio fouling phenomenon in suspended and attached growth membrane bioreactor systems. Desalination.

Sterling, C.R. (1987). The detection of guardia and cryptosporidium from water sources using monoclonal antibodies. University of Arizona, Tucson.

Suarez, C. (2010). Tratamiento de aguas residuales municipales en el valle del Cauca. (Trabajo de investigación para optar al título de magister en ingeniería). Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería. Santiago de Cali, Colombia.

Templeton, M. y Butler, D. (2011). Introduction to wastewater treatment. Londres: Publishing ApS.

Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente-TULSMA (2015). Registro Oficial edición especial No. 270. 13-02-2015.

Torres, P. (2000). Tratamento de esgoto sanitario em sistema combinado anaerobio (UASB-RSB). Tesis doctoral. Escola de Engenharia de Sao Carlos, Universidade de Sao Paulo, Sao Carlos, Brasil.

Tortora, G. (2007). Introducción en la microbiología. (9nd. Edición). Buenos Aires: Médica Panamericana.

UNESCO, 4to. Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo “Gestionar el agua en un contexto de incertidumbre y riesgo”

Von Sperling, M. y De Lemos Chernicharo, A. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. (1era. Edition). IWA Publishing.

Von Sperling, M. (1996). Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. Departamento de engenharia sanitária e ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais: Brasil.

Water, C. y Bassler, B. (2005). Quorum sensing: Cell-to cell communication in bacteria.

WHO (2013). Water Quality and Health Strategy.

Wiesmann, U., Choi, S. y Dombrowski, E.M. (2007). Fundamentals of biological wastewater. Wiley.

ANEXOS

ANEXO 1
AFORO DEL CAUDAL DE LAS ARDC

RESULTADOS DE LOS CAUDALES AFORADOS

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
5:00:00 a 5:10.00	600	6,00	0,010	Caudal promedio de 5:00 a 6:00 X = 0,048 l/s
5:10:00 a 5:18:00	480	6,00	0,013	
5:18:00 a 5:26.00	480	6,00	0,013	
5:26:00 a 5:32.00	360	6,00	0,017	
5:32:00 a 5:38:00	360	6,00	0,017	
5:38:00 a 5:42:00	240	6,00	0,025	
5:42:00 a 5:46:00	240	6,00	0,025	
5:46:00 a 5:50:00	240	6,00	0,025	
5:50:00 a 5:53.00	180	6,00	0,033	
5:53:00 a 5:55.00	120	6,00	0,050	
5:55:00 a 5:56:00	60	6,00	0,100	
5:56:00 a 5:57:00	60	6,00	0,100	
5:57:00 a 5:58:00	60	6,00	0,100	
5:58:00 a 5:59:00	60	6,00	0,100	
5:59:00 a 6:00:00	60	6,00	0,100	
Promedio			0,048	
6:00:00 a 6:00:50	50	6,00	0,120	Observaciones:
6:00:50 a 6:01:40	50	6,00	0,120	Caudal promedio de 6:00 a 7:00 X = 0,225 l/s
6:01:40 a 6:02:30	50	6,00	0,120	
6:02:30 a 6:03:20	50	6,00	0,120	
6:03:20 a 6:04:05	45	6,00	0,133	
6:04:05 a 6:04:50	45	6,00	0,133	
6:04:50 a 6:05:35	45	6,00	0,133	
6:05:35 a 6:06:05	30	6,00	0,200	
6:06:05 a 6:06:35	30	6,00	0,200	
6:06:35 a 6:07:05	30	6,00	0,200	
6:07:05 a 6:07:35	30	6,00	0,200	
6:07:35 a 6:07:55	20	6,00	0,300	
6:07:55 a 6:08:15	20	6,00	0,300	
6:08:15 a 6:08:35	20	6,00	0,300	
6:08:35 a 6:08:55	20	6,00	0,300	
6:08:55 a 6:09:15	20	6,00	0,300	
6:09:15 a 6:09:30	15	6,00	0,400	
6:09:30 a 6:09:45	15	6,00	0,400	
6:09:45 a 6:10.00	15	6,00	0,400	
6:10:00 a 6:10:15	15	6,00	0,400	

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
6:10:15 a 6:10:35	20	6,00	0,300	Caudal promedio de 6:00 a 7:00 X = 0,225 l/s
6:10:35 a 6:10:55	20	6,00	0,300	
6:10:55 a 6:11:15	20	6,00	0,300	
6:11:15 a 6:11:35	20	6,00	0,300	
6:11:35 a 6:11:55	20	6,00	0,300	
6:11:55 a 6:12:15	20	6,00	0,300	
6:12:15 a 6:12:40	25	6,00	0,240	
6:12:40 a 6:13:05	25	6,00	0,240	
6:13:05 a 6:13:30	25	6,00	0,240	
6:13:30 a 6:13:55	25	6,00	0,240	
6:13:55 a 6:14:20	25	6,00	0,240	
6:14:20 a 6:14:50	30	6,00	0,200	
6:14:50 a 6:15:20	30	6,00	0,200	
6:15:20 a 6:15:50	30	6,00	0,200	
6:15:50 a 6:16:20	30	6,00	0,200	
6:16:20 a 6:16:50	30	6,00	0,200	
6:16:50 a 6:17:15	25	6,00	0,240	
6:17:15 a 6:17:40	25	6,00	0,240	
6:17:40 a 6:18:05	25	6,00	0,240	
6:18:05 a 6:18:35	30	6,00	0,200	
6:18:35 a 6:19:05	30	6,00	0,200	
6:19:05 a 6:19:35	30	6,00	0,200	
6:19:35 a 6: 20:05	30	6,00	0,200	
6:20:05 a 6:20:35	30	6,00	0,200	
6:20:35 a 6:21:05	30	6,00	0,200	
6:21:05 a 6:21:35	30	6,00	0,200	
6:21:35 a 6:22:05	30	6,00	0,200	
6:22:05 a 6:22:30	25	6,00	0,240	
6:22:30 a 6:22:55	25	6,00	0,240	
6:22:55 a 6:23:20	25	6,00	0,240	
6:23:20 a 6:23:45	25	6,00	0,240	
6:23:45 a 6:24:10	25	6,00	0,240	
6:24:10 a 6:24:35	25	6,00	0,240	
6:24:35 a 6:25:00	25	6,00	0,240	
6:25:00 a 6:25:25	25	6,00	0,240	
6:25:25 a 6:25:50	25	6,00	0,240	
6:25:50 a 6:26:10	20	6,00	0,300	
6:26:10 a 6:26:30	20	6,00	0,300	
6:26:30 a 6:26:50	20	6,00	0,300	

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
6:26:50 a 6:27:10	20	6,00	0,300	Caudal promedio de 6:00 a 7:00 X = 0,225 l/s
6:27:10 a 6:27:30	20	6,00	0,300	
6:27:30 a 6:27:50	20	6,00	0,300	
6:27:50 a 6:28:10	20	6,00	0,300	
6:28:10 a 6:28:20	10	6,00	0,600	
6:28:20 a 6:28:30	10	6,00	0,600	
6:28:30 a 6:28:45	15	6,00	0,400	
6:28:45 a 6:29:00	15	6,00	0,400	
6:29:00 a 6:29:15	15	6,00	0,400	
6:29:15 a 6:29:30	15	6,00	0,400	
6:29:30 a 6:29:55	25	6,00	0,240	
6:29:55 a 6:30:20	25	6,00	0,240	
6:30:20 a 6:30:45	25	6,00	0,240	
6:30:45 a 6:31:10	25	6,00	0,240	
6:31:10 a 6:31:40	30	6,00	0,200	
6:31:40 a 6:32:10	30	6,00	0,200	
6:32:10 a 6:32:40	30	6,00	0,200	
6:32:40 a 6:33:10	30	6,00	0,200	
6:33:10 a 6:33:40	30	6,00	0,200	
6:33:40 a 6:34:10	30	6,00	0,200	
6:34:10 a 6:34:40	30	6,00	0,200	
6:34:40 a 6:35:10	30	6,00	0,200	
6:35:10 a 6:35:40	30	6,00	0,200	
6:35:40 a 6:36:10	30	6,00	0,200	
6:36:10 a 6:36:40	30	6,00	0,200	
6:36:40 a 6:37:10	30	6,00	0,200	
6:37:10 a 6:37:40	30	6,00	0,200	
6:37:40 a 6:38:15	35	6,00	0,171	
6:38:15 a 6:38:50	35	6,00	0,171	
6:38:50 a 6:39:25	35	6,00	0,171	
6:39:25 a 6:40:00	35	6,00	0,171	
6:40:00 a 6:40:35	35	6,00	0,171	
6:40:35 a 6:41:10	35	6,00	0,171	
6:41:10 a 6:41:45	35	6,00	0,171	
6:41:45 a 6:42:20	35	6,00	0,171	
6:42:20 a 6:42:55	35	6,00	0,171	
6:42:55 a 6:43:30	35	6,00	0,171	
6:43:30 a 6:44:05	35	6,00	0,171	
6:44:05 a 6:44:40	35	6,00	0,171	

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
6:44:40 a 6:45:15	35	6,00	0,171	Caudal promedio de 6:00 a 7:00 X = 0,225 l/s
6:45:15 a 6:45:50	35	6,00	0,171	
6:45:50 a 6:46:25	35	6,00	0,171	
6:46:25 a 6:47:00	35	6,00	0,171	
6:47:00 a 6:47:35	35	6,00	0,171	
6:47:35 a 6:48:10	35	6,00	0,171	
6:48:10 a 6:48:45	35	6,00	0,171	
6:48:45 a 6:49:20	35	6,00	0,171	
6:49:20 a 6:49:55	35	6,00	0,171	
6:49:55 a 6:50:35	40	6,00	0,150	
6:50:35 a 6:51:15	40	6,00	0,150	
6:51:15 a 6:51:55	40	6,00	0,150	
6:51:55 a 6:52:35	40	6,00	0,150	
6:52:35 a 6:53:15	40	6,00	0,150	
6:53:15 a 6:54:00	45	6,00	0,133	
6:54:00 a 6:54:45	45	6,00	0,133	
6:54:45 a 6:55:30	45	6,00	0,133	
6:55:30 a 6:56:15	45	6,00	0,133	
6:56:15 a 6:57:00	45	6,00	0,133	
6:57:00 a 6:57:45	45	6,00	0,133	
6:57:45 a 6:58:30	45	6,00	0,133	
6:58:30 a 6:59:15	45	6,00	0,133	
6:59:15 a 7:00.00	45	6,00	0,133	
Promedio			0,225	
7:00:00 a 7:00:45	45	6,00	0,133	Observaciones:
7:00:45 a 7:01:30	45	6,00	0,133	Caudal promedio de 7:00 a 8:00 X = 0,135 l/s
7:01:30 a 7:02:15	45	6,00	0,133	
7:02:15 a 7:03:00	45	6,00	0,133	
7:03:00 a 7:03:45	45	6,00	0,133	
7:03:45 a 7:04:30	45	6,00	0,133	
7:04:30 a 7:05:15	45	6,00	0,133	
7:05:15 a 7:06:00	45	6,00	0,133	
7:06:00 a 7:06:30	30	6,00	0,200	
7:06:30 a 7:07:00	30	6,00	0,200	
7:07:00 a 7:07:30	30	6,00	0,200	
7:07:30 a 7:08:00	30	6,00	0,200	
7:08:00 a 7:08:30	30	6,00	0,200	
7:08:30 a 7:09:00	30	6,00	0,200	
7:09:00 a 7:09:30	30	6,00	0,200	

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
7:09:30 a 7:10:00	30	6,00	0,200	
7:10:00 a 7:10:30	30	6,00	0,200	
7:10:30 a 7:11:00	30	6,00	0,200	
7:11:00 a 7:11:30	30	6,00	0,200	
7:11:30 a 7:12:00	30	6,00	0,200	
7:12:00 a 7:12:30	30	6,00	0,200	
7:12:30 a 7:13:00	30	6,00	0,200	
7:13:00 a 7:13:30	30	6,00	0,200	
7:13:30 a 7:14:20	50	6,00	0,120	
7:14:20 a 7:15:10	50	6,00	0,120	
7:15:10 a 7:16:00	50	6,00	0,120	
7:16:00 a 7:16:50	50	6,00	0,120	
7:16:50 a 7:17:40	50	6,00	0,120	
7:17:40 a 7:18:30	50	6,00	0,120	
7:18:30 a 7:19:20	50	6,00	0,120	
7:19:20 a 7:20:10	50	6,00	0,120	
7:20:10 a 7:21:00	50	6,00	0,120	
7:21:00 a 7:21:50	50	6,00	0,120	
7:21:50 a 7:22:35	45	6,00	0,133	
7:22:35 a 7:23:20	45	6,00	0,133	
7:23:20 a 7:24:05	45	6,00	0,133	
7:24:05 a 7:24:50	45	6,00	0,133	
7:24:50 a 7:25:35	45	6,00	0,133	
7:25:35 a 7:26:20	45	6,00	0,133	
7:26:20 a 7:27:05	45	6,00	0,133	
7:27:05 a 7:27:50	45	6,00	0,133	
7:27:50 a 7:28:40	50	6,00	0,120	
7:28:40 a 7:29:30	50	6,00	0,120	
7:29:30 a 7:30:20	50	6,00	0,120	
7:30:20 a 7:31:10	50	6,00	0,120	
7:31:10 a 7:32:00	50	6,00	0,120	
7:32:00 a 7:32:50	50	6,00	0,120	
7:32:50 a 7:33:40	50	6,00	0,120	
7:33:40 a 7:34:25	45	6,00	0,133	
7:34:25 a 7:35:10	45	6,00	0,133	
7:35:10 a 7:35:40	30	6,00	0,200	
7:35:40 a 7:36:10	30	6,00	0,200	
7:36:10 a 7:37:00	50	6,00	0,120	
7:37:00 a 7:37:50	50	6,00	0,120	

**Caudal promedio
de 7:00 a 8:00
X = 0,135 l/s**

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
7:37:50 a 7:38:40	50	6,00	0,120	
7:38:40 a 7:39:30	50	6,00	0,120	
7:39:30 a 7:40:20	50	6,00	0,120	
7:40:20 a 7:41:10	50	6,00	0,120	
7:41:10 a 7:42:00	50	6,00	0,120	
7:42:00 a 7:43:00	60	6,00	0,100	
7:43:00 a 7:44:00	60	6,00	0,100	
7:44:00 a 7:45:00	60	6,00	0,100	
7:45:00 a 7:46:00	60	6,00	0,100	
7:46:00 a 7:47:00	60	6,00	0,100	
7:47:00 a 7:48:00	60	6,00	0,100	
7:48:00 a 7:49:00	60	6,00	0,100	
7:49:00 a 7:50:00	60	6,00	0,100	
7:50:00 a 7:51:00	60	6,00	0,100	
7:51:00 a 7:52:00	60	6,00	0,100	
7:52:00 a 7:53:00	60	6,00	0,100	
7:53:00 a 7:54:00	60	6,00	0,100	
7:54:00 a 7:55:30	90	6,00	0,067	
7:55:30 a 7:57:00	90	6,00	0,067	
7:57:00 a 7:58:30	90	6,00	0,067	
7:58:30 a 8:00:00	90	6,00	0,067	
Promedio			0,135	
8:00:00 a 8:01:30	90	6,00	0,067	Observaciones:
8:01:30 a 8:03:00	90	6,00	0,067	Caudal promedio de 8:00 a 9:00 X = 0,047 l/s
8:03:00 a 8:04:30	90	6,00	0,067	
8:04:30 a 8:06:00	90	6,00	0,067	
8:06:00 a 8:08:00	120	6,00	0,050	
8:08:00 a 8:10:00	120	6,00	0,050	
8:10:00 a 8:12:00	120	6,00	0,050	
8:12:00 a 8:14:00	120	6,00	0,050	
8:14:00 a 8:16:00	120	6,00	0,050	
8:16:00 a 8:18:00	120	6,00	0,050	
8:18:00 a 8:20:00	120	6,00	0,050	
8:20:00 a 8:22:00	120	6,00	0,050	
8:22:00 a 8:24:20	140	6,00	0,043	
8:24:20 a 8:26:40	140	6,00	0,043	
8:26:40 a 8:29:00	140	6,00	0,043	
8:29:00 a 8:31:20	140	6,00	0,043	
8:31:20 a 8:33:40	140	6,00	0,043	

Valores de caudales aforados				
Hora de aforo	Tiempo de aforo (s)	Volumen de aforo (L)	Caudal de aforo (L/s)	Observaciones:
8:33:40 a 8:36:00	140	6,00	0,043	
8:36:00 a 8:38:30	150	6,00	0,040	
8:38:30 a 8:41:00	150	6,00	0,040	
8:41:00 a 8:43:30	150	6,00	0,040	
8:43:30 a 8:46:00	150	6,00	0,040	
8:46:00 a 8:48:30	150	6,00	0,040	
8:48:30 a 8:51:00	150	6,00	0,040	
8:51:00 a 8:54:00	180	6,00	0,033	
8:54:00 a 8:57:00	180	6,00	0,033	
8:57:00 a 9:00:00	180	6,00	0,033	
Promedio			0,047	
9:00:00 a 9:03:00	180	6,00	0,033	Observaciones:
9:03:00 a 9:06:00	180	6,00	0,033	Caudal promedio de 9:00 a 10:00 X = 0,030 l/s
9:06:00 a 9:09:00	180	6,00	0,033	
9:09:00 a 9:12:00	180	6,00	0,033	
9:12:00 a 9:15:00	180	6,00	0,033	
9:15:00 a 9:18:00	180	6,00	0,033	
9:18:00 a 9:21:00	180	6,00	0,033	
9:21:00 a 9:24:00	180	6,00	0,033	
9:24:00 a 9:27:20	200	6,00	0,030	
9:27:20 a 9:30:40	200	6,00	0,030	
9:30:40 a 9:34:00	200	6,00	0,030	
9:34:00 a 9:37:20	200	6,00	0,030	
9:37:20 a 9:40:40	200	6,00	0,030	
9:40:40 a 9:44:00	200	6,00	0,030	
9:44:00 a 9:48:00	240	6,00	0,025	
9:48:00 a 9:52:00	240	6,00	0,025	
9:52:00 a 9:56:00	240	6,00	0,025	
9:56: a 10.00	240	6,00	0,025	
Promedio			0,030	

ANEXO 2
FOTOGRAFÍAS DEL MUESTREO COMPUESTO DE LAS
ARDC Y DE LOS COMPONENTES DEL MODELO
EXPERIMENTAL

ILUSTRACIONES DEL MUESTREO COMPUESTO DEL ARDC

CONJUNTO HABITACIONAL "CRNL ALEJANDRO ROMO ESCOBAR"



CAJA DE REVISIÓN



MUESTRAS COMPUESTAS DEL ARDC



MUESTRAS COMPUESTAS DEL ARDC



RECIPIENTES PARA TOMA DE MUESTRAS COMPUESTAS



CAJA DE REVISIÓN

ILUSTRACIONES DE LOS COMPONENTES DEL MODELO EXPERIMENTAL



FILTRO BIOLÓGICO AEROBIO MODULAR "MOAR"



MODELO EXPERIMENTAL



MODELO EXPERIMENTAL



MODELO EXPERIMENTAL PVC d = 12 mm Y 7 m



BOMBA DOSIFICADORA DE AIRE



VÁLVULA REGULADORA DE CAUDAL Y
SEDIMENTADOR SECUNDARIO