

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

## **FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA**

### **ESTUDIO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE UNA FÁBRICA PRODUCTORA DE PAPEL**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO  
QUÍMICO**

**EDGAR OMAR MERIZALDE ACUÑA  
(merizaldeomar66@gmail.com)**

**DIRECTORA: ING. LUCÍA MARGARITA MONTENEGRO AGUAS  
(lucia.montenegro@epn.edu.ec)**

**Quito, Diciembre 2015**

Escuela Politécnica Nacional (2015)  
Reservados todos los derechos de reproducción

## **DECLARACIÓN**

Yo, Edgar Omar Merizalde Acuña, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la ley de Propiedad intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

---

Edgar Omar Merizalde Acuña

## **CERTIFICACIÓN**

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Edgar Omar Merizalde Acuña, bajo mi supervisión.

---

Lucía Montenegro  
**DIRECTORA DE PROYECTO**

## **AGRADECIMIENTOS**

Primero quiero agradecer a mi Dios que siempre me acompaño, me conforto y me guío con fe en todos los momentos de mi vida y de la Universidad.

A mis amados padres, Alfredo y Yolanda que siempre me apoyaron incondicionalmente y supieron guiarme de la mejor manera durante toda mi vida, MIL GRACIAS por todos sus consejos, todo lo que soy es gracias a ustedes.

A mis hermanos Andrés, Alexander y Daniela por compartir tantas experiencias conmigo. Andrés gracias por tus consejos y tu apoyo incondicional, Alexander gracias por ser mi mejor amigo, Daniela gracias por tu cariño y amor te quiero muchísimo mi hermosa, este logró es para ustedes.

A la Ing. Lucía Montenegro por su apoyo, paciencia y enseñanzas a lo largo de mi carrera universitaria.

A la Dra. Jeaneth Cartagena por la apertura para realizar la tesis en el INAMHI y a mis amigos, Verito, Ju, Iraldy, Dianita, Julio, Víctor, Vicent, Kata, Carlita, Dani, Xime y Carito, muchas gracias por sus enseñanzas y su apoyo para desarrollar el presente proyecto.

A mis amigos que saben lo que es pertenecer a la mejor universidad y que de una u otra manera me han apoyado: Andre, Panda, Néstor, Jorge, Topher, Cabo, Gabby, Isma, Flor, Gabo, David, José, Damaris y Silvy.

A Gabby, Mily, Adri, Paúl y a mi grupo de amigos LANCEROS por brindarme su amistad.

A mi amiga y compañera tesista Andre por el apoyo en la realización del presente proyecto.

## DEDICATORIA

A mis padres que con todo su amor y ejemplo me han guiado durante toda mi vida, a mis hermanos y a mi sobrinito que vas a ser la alegría de la familia.

*Nunca te rindas ante las dificultades, siempre sigue adelante que el éxito tarda  
pero llega*

*Anónimo*

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
<b>RESUMEN</b>	<b>xii</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>xiv</b>
<b>1 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>1</b>
1.1 Procesos de producción de la industria de papel	1
1.1.1 Procesos de producción del papel <i>tissue</i>	2
1.1.2 Efluentes producidos por los diferentes procesos de la producción de papel	8
1.1.3 Parámetros físico-químicos del efluente en la industria del papel	10
1.1.3.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> )	10
1.1.3.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	10
1.1.3.3 Materia disuelta y en suspensión	11
1.1.3.4 Nitrógeno	11
1.1.3.5 Fósforo	11
1.2 Métodos de tratamientos para efluentes de la industria de papel	12
1.2.1 Tanque de almacenamiento	12
1.2.2 Sedimentación	13
1.2.2.1 Fuerzas que intervienen en la sedimentación	14
1.2.2.2 Zonas de la sedimentación	14
1.2.2.3 Partículas floculantes	15
1.2.2.4 Diseño de taques de sedimentación	16
1.2.3 Reactor biológico rotativo de contacto (RBC)	18
1.2.3.1 Modo de operación del RBC	18
1.2.3.2 Conteo y estabilización de los microorganismos en el RBC	20
1.2.3.3 Efecto del espesor de la biopelícula en un RBC	23
1.2.3.4 Efecto de la temperatura	24
1.2.3.5 Efecto del pH	24
1.2.3.6 Efecto de los nutrientes	24
1.2.3.7 Cinética del tratamiento biológico facultativo	24
1.2.4 Filtración	25
1.2.4.1 Filtración granular	25
1.2.4.2 Retrolavado de filtros.	28
1.2.4.3 Clasificación de los filtros por el modo de operación	29
1.2.4.4 Diseño de filtros abiertos	31
1.2.5 Diseños de sistemas de tratamiento de aguas residuales	33
1.2.6 Factibilidad económica de un proyecto	38

<b>2</b>	<b>PARTE EXPERIMENTAL</b>	<b>41</b>
2.1	Caracterización de las aguas residuales provenientes de una fábrica productora de papel	41
2.1.1	Muestreo de las aguas residuales	41
2.1.2	Caracterización físico-química de las muestras de aguas residuales	42
2.2	Evaluación del sistema de tratamiento con base en un tanque sedimentador, un RBC, y un filtro de arena y grava a escala de laboratorio	43
2.2.1	Evaluación del tratamiento de sedimentación a escala de laboratorio	43
2.2.1.1	Determinación de la altura de interfaz del líquido clarificado en la sedimentación	43
2.2.1.2	Determinación de los sólidos suspendidos en la sedimentación	43
2.2.1.3	Determinación del tiempo de sedimentación	44
2.2.2	Evaluación del reactor biológico rotativo de contacto (RBC) a escala de laboratorio	44
2.2.2.1	Conteo y estabilización de los microorganismos en el RBC	44
2.2.2.2	Determinación del orden y la cinética de reacción del RBC	46
2.2.2.3	Determinación del flujo <sup>3</sup> inicial de agua residual al RBC	47
2.2.3	Evaluación de un filtro de arena y grava a escala de laboratorio	48
2.2.3.1	Caracterización granulométrica de las arenas para el lecho filtrante	49
2.2.3.2	Determinación de la altura efectiva del filtro de arena y grava	50
2.2.3.3	Determinación del tiempo de saturación del filtro de arena y grava	51
2.3	Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales	52
2.3.1	Escalado del tanque de almacenamiento	52
2.3.2	Escalado del tanque de sedimentación	53
2.3.3	Escalado del reactor biológico rotativo de contacto (RBC)	56
2.3.4	Escalado del filtro de arena y grava	59
2.3.5	Estimación de la factibilidad económica del tratamiento	61
<b>3</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>64</b>
3.1	Resultados del muestreo y caracterización físico-química de las aguas residuales	64
3.1.1	Resultados del muestreo de las aguas residuales	64
3.1.2	Resultados de la caracterización físico-química de las aguas residuales	65
3.2	Evaluación del sistema de tratamiento con base en un tanque sedimentador, un RBC, y un filtro de arena y grava a escala de laboratorio	66



3.2.1	Evaluación del tratamiento de sedimentación a escala de laboratorio	66
3.2.1.1	Determinación de la altura de interfaz del líquido en la sedimentación	66
3.2.1.2	Determinación de los sólidos suspendidos en la sedimentación	70
3.2.1.3	Determinación del tiempo de sedimentación	71
3.2.2	Evaluación del reactor biológico rotativo de contacto (RBC) a escala de laboratorio	75
3.2.2.1	Conteo y estabilización de los microorganismos en el RBC	75
3.2.2.2	Determinación del orden y la cinética de reacción del RBC	77
3.2.2.3	Determinación del flujo inicial de agua residual al RBC	80
3.2.3	Evaluación del tratamiento mediante un filtro de arena y grava a escala de laboratorio	84
3.2.3.1	Caracterización granulométrica de las arenas para el lecho filtrante	84
3.2.3.2	Determinación de la altura efectiva del filtro	90
3.2.3.3	Determinación del tiempo de saturación del filtro de arena y grava	93
3.3	Diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales	104
3.3.1	Escalado del tanque de almacenamiento	104
3.3.2	Escalado del tanque de sedimentación	105
3.3.3	Escalado del RBC	108
3.3.4	Escalado del filtro de arena y grava	111
3.3.5	Balance de masa	112
3.3.6	Diseño del sistema hidráulico	113
3.3.7	Diagramas de proceso	115
3.3.7.1	Diagrama de flujo (PFD)	115
3.3.7.2	Diagrama de instrumentación y tuberías (P&ID)	117
3.3.8	Análisis económico de la implementación del sistema de tratamiento de aguas residuales	121
<b>4</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	<b>130</b>
4.1	Conclusiones	130
4.2	Recomendaciones	132
	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>133</b>
	<b>ANEXOS</b>	<b>142</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

		<b>PÁGINA</b>
<b>Tabla 1.1</b>	Consumo de agua para la producción de diferentes tipos de papel	1
<b>Tabla 1.2</b>	Aplicación del agua en la industria del papel	9
<b>Tabla 1.3</b>	Simbología usada en un PDF	36
<b>Tabla 1.4</b>	Código de colores para el transporte de fluidos en tuberías	36
<b>Tabla 1.5</b>	Límites permisibles para el control de descargas líquidas del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito	37
<b>Tabla 2.1</b>	Número de muestras simples en función del tiempo que opera el generador de la descarga	41
<b>Tabla 2.2</b>	Parámetros físico-químicos del agua residual de la fábrica productora de papel	42
<b>Tabla 2.3</b>	Parámetros de diseño del RBC a escala de laboratorio	45
<b>Tabla 2.4</b>	Ensayos a escala de laboratorio para diferentes cargas orgánicas a la entrada del RBC	48
<b>Tabla 2.5</b>	VARIABLES DE ENTRADA PARA LOS ENSAYOS DE ALTURA EFECTIVA	50
<b>Tabla 3.1</b>	Promedio de los volúmenes de muestras simples para formar una muestra compuesta de 20 L por día	64
<b>Tabla 3.2</b>	Caracterización físico-química de las aguas residuales realizadas en el laboratorio LANCAS y comparación con las Normas Técnicas	65
<b>Tabla 3.3</b>	Datos de la altura de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos	66
<b>Tabla 3.4</b>	Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de sedimentación	70
<b>Tabla 3.5</b>	Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de sedimentación	71
<b>Tabla 3.6</b>	Concentraciones de sólidos sedimentables a diferentes tiempos de sedimentación	72

<b>Tabla 3.7</b>	Parámetros físico-químicos del agua residual sedimentada	73
<b>Tabla 3.8</b>	Resultados de las concentraciones experimentales y teóricas de los nutrientes del agua residual para el tratamiento biológico	75
<b>Tabla 3.9</b>	Promedio del conteo de microorganismos del inóculo proveniente de una industria maderera	76
<b>Tabla 3.10</b>	Valores obtenidos para la determinación del orden de reacción	78
<b>Tabla 3.11</b>	Constantes cinéticas y valores de tendencia para los diferentes órdenes de reacción	80
<b>Tabla 3.12</b>	Resultados de los ensayos realizados a diferentes caudales de entrada al RBC para una DQO inicial de 1 082 mg/L	81
<b>Tabla 3.13</b>	Parámetros físico-químicos del agua residual después del RBC	84
<b>Tabla 3.14</b>	Pesos retenidos de la arena de sílice precipitada para diferentes diámetros de tamiz	85
<b>Tabla 3.15</b>	Granulometría de la arena de sílice precipitada a partir de 1 kg de muestra	86
<b>Tabla 3.16</b>	Pesos retenidos de la arena de sílice fume para diferentes diámetros de tamiz	87
<b>Tabla 3.17</b>	Granulometría de la arena de sílice fume a partir de 1 kg de muestra	88
<b>Tabla 3.18</b>	Coefficientes de uniformidad y curvatura de las granulometrías de las muestras de arenas de sílice precipitada y fume	89
<b>Tabla 3.19</b>	Sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho con un caudal de entrada al filtro de 20 mL/min	90
<b>Tabla 3.20</b>	Sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho con un caudal de entrada al filtro de 25 mL/min	91
<b>Tabla 3.21</b>	Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 20 mL/min	93
<b>Tabla 3.22</b>	Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 25 mL/min	94
<b>Tabla 3.23</b>	Relación entre la concentración final e inicial de sólidos suspendidos para los caudales de 20 y 25 mL/min de agua residual	96

<b>Tabla 3.24</b>	Concentraciones de sólidos suspendidos finales después de haber realizado un retrolavado al filtro con un caudal de 4,5 L/min	98
<b>Tabla 3.25</b>	Concentraciones de sólidos suspendidos finales después de haber realizado un retrolavado al filtro con un caudal de 5,5 L/min	99
<b>Tabla 3.26</b>	Relación entre la concentración final e inicial de sólidos suspendidos después de haber realizado al filtro un retrolavado	100
<b>Tabla 3.27</b>	Lodos generados por el proceso de retrolavado	102
<b>Tabla 3.28</b>	Caracterización final de los parámetros del agua residual al final del tratamiento del filtración	103
<b>Tabla 3.29</b>	Cumplimiento con las normas técnicas de los parámetros del agua residual al final del tratamiento	103
<b>Tabla 3.30</b>	Características y dimensiones del tanque de homogenización	105
<b>Tabla 3.31</b>	Características y dimensiones del tanque de sedimentación	106
<b>Tabla 3.32</b>	Capacidad y dimensiones del sedimentador por catálogo	106
<b>Tabla 3.33</b>	Características y dimensiones del RBC	108
<b>Tabla 3.34</b>	Características y dimensiones de los discos del RBC	109
<b>Tabla 3.35</b>	Capacidad y dimensiones del RBC por catálogo	109
<b>Tabla 3.36</b>	Características y dimensiones de los filtros de arena y grava	111
<b>Tabla 3.37</b>	Balances de masa de las corrientes del diagrama de flujo (PFD)	113
<b>Tabla 3.38</b>	Pérdida total de carga en tuberías por fricción y accesorios	114
<b>Tabla 3.39</b>	Detalles de las bombas para el sistema de tratamiento de aguas residuales	115
<b>Tabla 3.40</b>	Codificación de las operaciones unitarias para el PFD	115
<b>Tabla 3.41</b>	Costo de equipos del sistema de tratamiento de agua residuales	121
<b>Tabla 3.42</b>	Costo de obra civil e instalación de los equipos	122
<b>Tabla 3.43</b>	Costo de obra operación del sistema de tratamiento de aguas residuales	123
<b>Tabla 3.44</b>	Sueldo del personal del sistema de tratamiento de aguas residuales	123

<b>Tabla 3.45</b>	Compendio total de gastos para el primer año de funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales	124
<b>Tabla 3.46</b>	Costo de tratamiento de agua residual después del primer año	124
<b>Tabla 3.47</b>	Ahorro anual del agua para uso industrial asumiendo un caudal de 140 m <sup>3</sup> /día	125
<b>Tabla 3.48</b>	Ahorro por cumplir con la legislación ambiental de Quito	126
<b>Tabla 3.49</b>	Compendio total de ahorro del sistema de tratamiento de aguas residuales	126
<b>Tabla 3.50</b>	Parámetros para el flujo de caja de los indicadores económicos	127
<b>Tabla 3.51</b>	Flujo de caja para la implementación del sistema de tratamiento de aguas residuales	127
<b>Tabla 3.52</b>	Criterios financieros TIR y VAN para la implantación del sistema de tratamiento de aguas residuales	129
<b>Tabla AIII.1</b>	Datos de la altura de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos	155
<b>Tabla AIV.1</b>	Resultados de la experimentación a nivel de laboratorio a diferentes caudales de ingreso al reactor biológico	159
<b>Tabla AIV.2</b>	Resultados para la construcción de la gráfica de las constantes de diseño del RBC	160
<b>Tabla AVII.1</b>	Pérdidas equivalentes de accesorios de las tuberías	175

## ÍNDICE DE FIGURAS

		<b>PÁGINA</b>
<b>Figura 1.1</b>	Diagrama de bloques para la producción de papel <i>tissue</i>	2
<b>Figura 1.2</b>	Embalaje de bobinas de papel de la fábrica de papel	7
<b>Figura 1.3</b>	Diagrama simplificado de la producción y vertidos de efluentes en la industria del papel	8
<b>Figura 1.4</b>	Corrientes que intervienen en la sedimentación	13
<b>Figura 1.5</b>	Fuerzas que intervienen en la sedimentación de partículas	14
<b>Figura 1.6</b>	Zonas de la sedimentación	15
<b>Figura 1.7</b>	Análisis gráfico de la curva de sedimentación en la interfaz	17
<b>Figura 1.8</b>	Sedimentador continuo de forma cónica	18
<b>Figura 1.9</b>	Detalle de la zona húmeda de un disco	19
<b>Figura 1.10</b>	Depuración de aguas contaminadas mediante un RBC	20
<b>Figura 1.11</b>	Cámara de contaje de microorganismos	21
<b>Figura 1.12</b>	Efecto de la biopelícula en un sistema fijo como un RBC	23
<b>Figura 1.13</b>	Tipos de filtros empleados para la filtración de agua residual	26
<b>Figura 1.14</b>	Distribución de tamaños de grano de una arena cruda y tamaño requerido de arena para filtros	27
<b>Figura 1.15</b>	Representación esquemática de un filtro abierto convencional con sistema de retrolavado	30
<b>Figura 1.16</b>	Nomenclatura para la identificación de tuberías	34
<b>Figura 2.1</b>	Esquema del RBC a escala de laboratorio	45
<b>Figura 2.2</b>	Curva empírica para el escalado del RBC	57
<b>Figura 3.1</b>	Curva de altura del líquido clarificado en función del tiempo	67

<b>Figura 3.2</b>	Altura de los sólidos sedimentables del agua residual a los de 90 minutos	68
<b>Figura 3.3</b>	Construcción de líneas auxiliares para la curva de clarificación de sólidos del agua residual	69
<b>Figura 3.4</b>	Curva de concentración de sólidos sedimentables en función del tiempo	73
<b>Figura 3.5</b>	Variación de la DBO y DQO en función del tiempo de estabilización de los microorganismos en el RBC	77
<b>Figura 3.6</b>	Tendencia lineal de la reacción de Orden 1	78
<b>Figura 3.7</b>	Tendencia lineal de la reacción de Orden 2	79
<b>Figura 3.8</b>	Tendencia lineal de la reacción de Orden 3	79
<b>Figura 3.9</b>	Curva de la variación del porcentaje de remoción de DQO a diferentes caudales de entrada al RBC	82
<b>Figura 3.10</b>	Apariencia del agua residual antes del tratamiento y tratada biológicamente mediante el RBC	83
<b>Figura 3.11</b>	Granulometría de la arena de sílice precipitada a partir de 1 kg de muestra	86
<b>Figura 3.12</b>	Granulometría de la arena de sílice fume a partir de 1 kg de muestra	88
<b>Figura 3.13</b>	Concentración de sólidos suspendidos para diferentes alturas de lecho con caudales de entrada de agua residual de 20 y 25 mL/min	92
<b>Figura 3.14</b>	Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de caudales de 20 y 25 mL/min	96
<b>Figura 3.15</b>	Curva de saturación del filtro después del retrolavado con caudales de agua de limpieza de 4,5 y 5,5 L/min	101
<b>Figura 3.16</b>	Lodos generados por el proceso de retrolavado en el filtro de arena y grava para un caudal de 5,5 L/min	102
<b>Figura 3.17</b>	Diagrama esquemático del sedimentador TADIPOL	107

<b>Figura 3.18</b>	Diagrama esquemático del RBC DEPURSAN 750	110
<b>Figura 3.19</b>	Diagrama de bloques del sistema de tratamiento de aguas residuales	112
<b>Figura 3.20</b>	Diagrama de flujo del proceso para el tratamiento del agua residual de la fábrica productora de papel	116
<b>Figura 3.21</b>	Sistema de control implementado para el tanque TK-101	117
<b>Figura 3.22</b>	Sistema de control implementado para el tanque TKS-201	118
<b>Figura 3.23</b>	Sistema de control implementado para el filtro FAG-401	118
<b>Figura 3.24</b>	Diagrama de instrumentación y tuberías del sistema de tratamiento del aguas residuales	120
<b>Figura AII.1</b>	Cuadrículas de la cámara Petroff Hauser	153
<b>Figura AIV.1</b>	Resultados para la construcción de la gráfica empírica de las constantes de diseño del RBC	160
<b>Figura AVII.1</b>	Diagrama de Moody para pérdida por fricción de tuberías	173
<b>Figura AVII.2</b>	Constantes k de diferentes accesorios para tuberías	174
<b>Figura AVII.3</b>	Altura y potencia de bomba B-02 para transportar el agua de lavado al filtro	176
<b>Figura AVII.4</b>	Altura y potencia de bomba B-01 para transportar el agua residual al RBC	177



**ÍNDICE DE ANEXOS**

	<b>PÁGINA</b>
<b>ANEXO I</b> Procedimientos analíticos APHA para aguas y efluentes	143
<b>ANEXO II</b> Conteo de microorganismos por el método de la cámara de Petroff Hauser (Norma NTE INEN 1 529-19:96)	153
<b>ANEXO III</b> Cálculo para el escalado del tanque sedimentador	155
<b>ANEXO IV</b> Cálculo para el escalado del reactor biológico rotativo de contacto	159
<b>ANEXO V</b> Cálculo para el escalado de un filtro de arena y grava	164
<b>ANEXO VI</b> Determinación de los balances de masa de las corrientes del diagrama de flujo	166
<b>ANEXO VII</b> Cálculos de pérdidas por fricción y accesorios para el diseño de tuberías	171

## RESUMEN

El presente proyecto tuvo como objetivo principal diseñar un sistema de tratamiento de aguas residuales provenientes de una industria productora de papel con base en un reactor biológico rotativo de contacto (RBC). Los efluentes de este tipo de industrias contienen altas concentraciones de sólidos y carga orgánica. Para el efecto, se caracterizó los parámetros físico-químicos del agua residual. Se determinó que el agua residual incumple en la concentración de DBO, DQO, además, sólidos sedimentables, suspendidos y disueltos (con valores de 980 mg/L; 1 707 mg/L; > 40 mg/L; 4 591 mg /L; 1 352 mg/L; respectivamente), se tomó como referencia los límites permisibles de la normas técnicas para el control de descargas líquidas establecidas en la Resolución N°2-SA-2014 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito.

El tratamiento de sedimentación a escala de laboratorio sin la adición de floculantes y coagulantes, permitió la remoción de contaminantes de DBO, DQO, sólidos sedimentables y suspendidos (a valores de 748,5 mg/L; 1 088,0 mg/L; < 1,0 mg/L y 298,0 mg/L, respectivamente). La remoción de sólidos sedimentables presento una eficiencia del 99,68 %. Estos resultados se obtuvieron para un tiempo de residencia de 4,43 h.

El volumen inicial en el RBC fue de 3,0 L (2,7 L de agua residual y 0,3 L de inóculo de microorganismos provenientes de una industria maderera). El inóculo presento un valor adecuado de microorganismos para poder empezar la estabilización en el reactor. El tiempo de estabilización de los microorganismos fue de 14 días y el orden de la reacción para el consumo de la carga orgánica del agua residual fue de segundo orden.

El tratamiento por medio de un RBC, permitió la remoción de contaminantes de DBO, DQO y sólidos suspendidos (a valores de 88,2 mg/L; 187,5 mg/L y 181,0 mg/L, respectivamente). Los parámetros presentaron eficiencias de remoción del 88,21 %; 77,27 % y 32,29 % respectivamente.

El tratamiento por medio de un filtro abierto de arena y grava a escala de laboratorio, permitió la remoción de contaminantes como sólidos suspendidos, DBO y DQO (a valores de 61,0 mg/L; 88,2 mg/L y 116,2 mg/L, respectivamente). Estos resultados se obtuvieron para una altura de 60 cm de arena de sílice precipitada, además el tiempo de saturación fue de 9 días y el tiempo de ciclo de filtración fue de 6 días

El sistema de tratamiento de aguas residuales se diseñó para una capacidad de 140 m<sup>3</sup>/d, considerando las operaciones unitarias de tanque de almacenamiento, sedimentación, RBC y filtración granular. El diseño involucró la realización de los diagramas PFD, y P&ID, así como el escalado y selección de un sedimentador, RBC y un filtro abierto de arena y grava. El sistema de tratamiento cuenta con un tanque de almacenamiento de 32,67 m<sup>3</sup>, un sedimentador de 30,00 m<sup>3</sup>, un RBC de 35,95 m<sup>3</sup> con 150 discos de polietileno de 2,50 m de diámetro y un espesor de 0,01 m; dos filtros abiertos de arena y grava de 11,66 m<sup>3</sup>.

A escala de laboratorio se obtuvo una eficiencia de remoción para sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, DBO, DQO del 99,66%; 99,68%; 91,01% y 93,14%; respectivamente lo que permitió el cumplimiento con las normas técnicas para el control de descargas líquidas.

El sistema de tratamiento tendría una inversión inicial de 115 144,95 USD, con la cual se obtiene una tasa de retorno del 14,00 % y un valor actual neto de 125 967,85 USD.

## INTRODUCCIÓN

Una fábrica de papel contiene muchos contaminantes que se concentran en la pulpa de celulosa, para su producción se usan grandes volúmenes de agua en procesos como: lavado, blanqueado, curado, etc. El agua arrastra y concentra: contaminantes, químicos y materia orgánica producida en los diferentes procesos, por esta razón si el efluente no es tratado de una forma adecuada puede aportar un alto impacto ambiental al recurso agua.

La industria de papel no puede reusar el agua residual a sus procesos, debido a que contiene grandes concentraciones de sales que pueden ocasionar corrosión a los equipos y tuberías (Nemerow y Dasgupta, 2010, pp. 484-487).

La Ordenanza Metropolitana 404, obliga a mantener un control de los residuos que se producen por las actividades industriales y que implique grandes impactos al ambiente o a la calidad de vida de los habitantes del Distrito Metropolitano de Quito. Las normativas de la Ordenanza son muy estrictas en lo que respecta a los límites permisibles de las Normas Técnicas para el control de descargas líquidas. El incumplimiento de estas normas conlleva a la suspensión o revocatoria de la Licencia Ambiental por parte de la Secretaria del Ambiente de Quito.

En el Ecuador existen 5 fábricas que producen papel y cartón a partir de materia prima reciclada, hasta febrero del 2014 la producción abarcaba alrededor de 45 000 t/año con un promedio de consumo de agua de 40 m<sup>3</sup>/t de papel, un valor muy representativo que produce un alto impacto ambiental al recurso agua (Ministerio de Industrias y Productividad e Instituto Nacional de Preinversión, 2014, p.3).

La fábrica en estudio tiene una producción de papel de 1 190 t/año, con un promedio de consumo de agua de 130.41 m<sup>3</sup>/d. Los parámetros sólidos, DBO y DQO del efluente incumplen con la Norma Técnica, los mismos fueron analizados en el año 2014 por un laboratorio acreditado.

El control para los efluentes industriales se realiza con base a las Normas Técnicas para el control de descargas líquidas establecidas en la Resolución N°2-SA-2014 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, con el fin de cumplir los valores permisibles para los parámetros de calidad del agua residual.

El reactor biológico rotativo de contacto ha sido durante muchos años uno de los tratamientos más eficientes para depurar aguas residuales con alto contenido de carga orgánica. La remoción de DBO y DQO varía de 80-95%, dependiendo del agua residual a tratar, además, el RBC al ser un tratamiento facultativo con relación a otros sistemas de tratamiento biológicos tiene algunas ventajas: requiere una mínima área de trabajo sin producir malos olores ni espumas, además los discos se limpian por acción de la rotación con el agua y es fácil expandir o quitar discos del sistema (Deloya, 2001, pp. 57-59).

Considerando que las aguas residuales de la industria de papel contiene grandes concentraciones de contaminantes y afecta directamente al ambiente, el presente proyecto propone realizar un estudio de un sistema de tratamiento del agua residual para dar una solución efectiva al tratamiento para su disposición final y poder cumplir con la legislación ambiental vigente.

# 1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

## 1.1 PROCESOS DE PRODUCCIÓN DE LA INDUSTRIA DE PAPEL

La industria de papel tiene un alto consumo de agua en sus procesos de producción, generando lodos que están formados principalmente por pulpa de celulosa, un polímero que proviene de la madera (Elías, 2009, p. 98-100).

Existen varios tipos de papel en el mercado por ejemplo: el papel prensa se usa para la impresión de periódicos, el papel *tissue* se usa para el cuidado personal y el papel *lineboard* o cartón se usa para corrugados. Usar materia prima recuperada reduce el consumo de agua, ya que evita realizar el proceso de obtención de la pulpa de celulosa a partir de la madera (Aguilar, Rivera y Noé, 2004, p. 16)

La industria de producción de papel *tissue* tiene un consumo de agua de 40 m<sup>3</sup>/t; una generación de sólidos suspendidos de 7 kg/t y una DQO de 55 kg/t aproximadamente (Elías, 2009, p.100).

El consumo de agua para la producción de los tres tipos de papeles mencionados, se presenta en la Tabla 1.1.

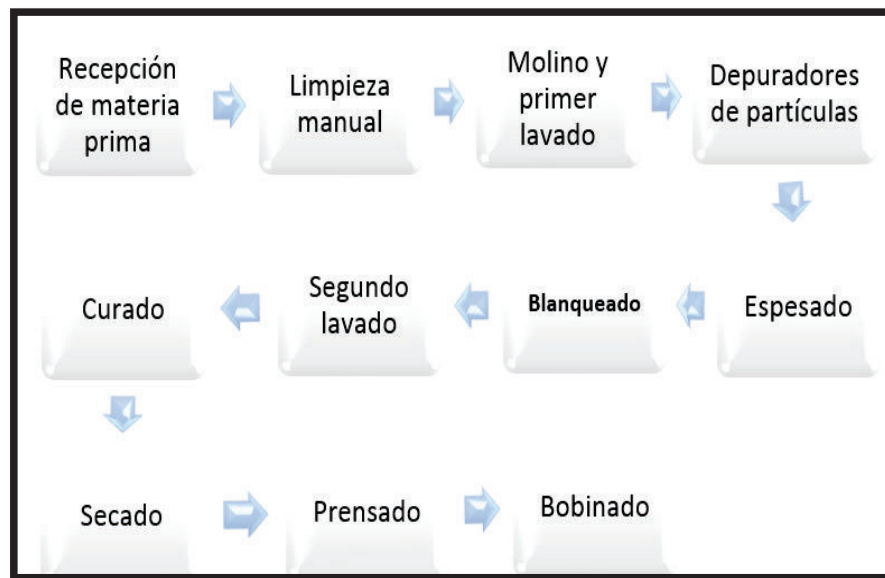
**Tabla 1.1.** Consumo de agua para la producción de diferentes tipos de papel

Tipo de papel	Materia prima	Consumo típico (m <sup>3</sup> /t)	Consumo mínimo (m <sup>3</sup> /t)
Papel prensa	Fibra reciclada	7-20	7
	Fibra virgen	20-40	12
Papel <i>tissue</i>	Fibra reciclada	8-30	8
	Fibra virgen	30-70	<20
Papel <i>lineboard</i>	Fibra reciclada	0,0-0,5	0
	Fibra virgen	15-25	14

(Elías, 2009, p.100)

### 1.1.1 PROCESOS DE PRODUCCIÓN DE PAPEL TISSUE

El proceso de papel tissue tiene dos procesos. El primero es la preparación de la pasta que empieza desde la recepción de la materia prima hasta el blanqueado de la pasta de papel; el segundo es la formación del papel que va desde el curado hasta el bobinado, como se observa en el diagrama de bloques de la Figura 1.1.



**Figura 1.1.** Diagrama de bloques para la producción de papel *tissue*  
(Elías, 2009, p. 105)

#### Recepción de la materia prima reciclada

Este proceso comprende la recepción de papel y cartón reciclado, y se procede almacenar en forma de pacas. El promedio de ingreso de papel y cartón a la planta industrial es de 3 a 4 toneladas diarias.

#### Limpieza manual de la materia prima reciclada

En este proceso se realiza un muestreo de la materia prima reciclada para evaluar el grado de contaminación de los sólidos mayores a 10 cm y verificar que no exceda el 5% en peso de la muestra total (Elías, 2009, p. 105).

Una vez que la materia prima ha sido revisada por el departamento de control de calidad, se realiza una limpieza de forma manual por operarios de la planta industrial, los materiales pueden ser: plásticos, metales, etc., que no son parte de la materia prima reciclada y se deben separar hasta obtener una materia prima de mejor calidad (Elías, 2009, p. 105).

### **Molienda y primer lavado**

El proceso de molienda y primer lavado es un proceso físico-químico. La materia reciclada se introduce en un molino especial llamado pulper, el cual por acción de la fuerza centrífuga y el rozamiento desfibra el papel. Para dicho objetivo se añade una mezcla de sosa cáustica, agua y el bactericida CONTRAM OF-G a temperatura ambiente. (Ainhoa, 2004, pp. 13-15).

Posteriormente, se realiza un tratamiento térmico a la mezcla de pulpa a una temperatura de 80 °C con el fin de mejorar las propiedades físicas de la pulpa como: la resistencia a la tracción y el ordenamiento de las fibras (Ainhoa, 2004, pp. 13-15).

La sosa cáustica se emplea para provocar una hinchazón de las fibras recuperadas y obtener un volumen uniforme, otra característica es disgregar tintas provenientes del papel reciclado (SCA, 2012, pp. 4-6).

La cantidad de sosa cáustica líquida al 10 % es de 10 a 20 litros por cada 10 m<sup>3</sup> de agua. Esta mezcla se introduce al pulper añadiendo una tonelada de papel reciclado, el tiempo de retención varía de 20 a 30 minutos a presión atmosférica (SCA, 2012, pp. 4-6).

La adición del bactericida mencionado sirve para eliminar agentes patógenos como: microorganismos y bacterias que contiene el papel, después del lavado la pulpa es enviada por medio de bombas a tanques de almacenamiento (SCA, 2012, pp. 4-6).



## **Depuradores de partículas**

Existen dos tipos de limpiadores de partículas que se clasifican por el tamaño de los contaminantes. Los sólidos como: grapas, clips, cintas, plásticos, etc., son removidos por limpiadores de alta consistencia, la operación unitaria que se usa es la de flotación (Hoyos y López, 2006, p. 35).

El proceso de flotación separa los sólidos de la solución acuosa mediante la diferencia de pesos que existe entre la pulpa de papel y los sólidos mencionados (Elías, 2009, p. 108).

La mezcla acuosa que sale del pulper entra a un tanque aireado, el aire entra desde el fondo del tanque hacia arriba del mismo. La presión que ejerce el aire debe ser suficiente para hacer flotar solamente a la pulpa de papel y que los sólidos precipiten en el fondo del tanque, luego se dispone como desechos urbanos (Elías, 2009, p. 108).

Las partículas finas como: cargas, pigmentos, etc., son removidos por separadores de baja consistencia, se usa un tratamiento de flotación pero esta vez con ayuda del sulfato de aluminio como floculante (Torraspapel, 2010, pp. 15-20).

El agua que sale del limpiador de alta consistencia entra a un segundo tanque de flotación. Aquí se añade sulfato de aluminio al tanque de flotación a un pH de 8, para que el aluminio pueda arrastrar las partículas en suspensión, después de este proceso la pulpa obtiene un grado de pureza del 70% aproximadamente. Los lodos que salen de este proceso, se envían a un tratamiento de deshidratación para luego disponer en un relleno (Torraspapel, 2010, pp. 15-20).

## **Espesado**

La mezcla de pasta de papel sale de los limpiadores con una humedad entre el 60 - 70%. El espesador consta de un tanque y un eje mecánico que contiene

paletas que giran en la superficie de la mezcla eliminando el exceso de agua. Una vez que sale del espesador, la mezcla pasa por un tornillo sin fin que actúa como un exprimidor mecánico eliminando el exceso de agua. La mezcla luego de este proceso tiene una humedad entre 20-30 % (Hoyos y López, 2006, p. 42).

### **Blanqueado**

El proceso de blanqueado se realiza en una torre de blanqueamiento, se debe verificar que la pasta no contenga más del 30% de humedad.

En este proceso se añade reactivos químicos a la mezcla de pasta de papel, tales como: hipoclorito de sodio al 2% y sosa cáustica al 10% para formar una reacción de oxidación a una temperatura de 25 °C (Ainhoa, 2004, p. 25).

Este proceso elimina el exceso de grasa, carbohidratos, etc., contaminantes causantes de la coloración en el papel. El tiempo de retención es de 15 minutos aproximadamente (Ainhoa, 2004, p. 25).

### **Segundo lavado**

En este proceso se realiza un lavado a la pulpa con la ayuda de agua y ácido sulfónico al 10%, un detergente muy utilizado en la industria de papel para limpiar a la pulpa del exceso de químicos que quedó impregnado de los tratamientos anteriores (Elías, 2009, p. 109).

El lavado se realiza en filtros de baja consistencia que retienen partículas pequeñas. Al final la pasta de pulpa queda libre de impurezas y químicos en un 95% (Elías, 2009, p. 109).

Una vez finalizado el segundo lavado, se da por terminado el proceso de preparación de pasta. El proceso de formación de la hoja se describe a continuación.

## **Curado**

El curado del papel se realiza con la ayuda de una tela plástica de formación. La pasta de papel se añade uniformemente sobre la tela con la ayuda de rociadores de precisión formando una capa de papel (Hoyos y López, 2006, p. 55).

Este proceso proporciona propiedades medibles al papel como: uniformidad y orientación de las fibras, aquí se obtiene la hoja de papel al formar un entretrejido de fibras de celulosa con agua (Casey, 2000, pp. 187-192).

Este proceso genera una gran cantidad de agua residual que es escurrida por la pulpa hacia los canales de efluentes de la fábrica (Casey, 2000, pp. 187-192).

## **Secado**

Este proceso drena el exceso de agua que tiene el entretrejido de fibra de celulosa. El papel pasa sobre unas rejillas que se encuentra al vacío. Esta etapa elimina la mayor parte de agua disminuyendo la humedad del papel aproximadamente en un 70% (Torraspapel, 2010, pp. 29-34).

Los procesos de acondicionamiento y secado de la pulpa de papel requieren de grandes cantidades de agua, con el fin de diluir y dispersar las fibras se añade aditivos, que forman de la pulpa una red heterogénea conocida como papel (Torraspapel, 2010, pp. 29-34).

Una vez finalizado el proceso de secado. La pulpa de papel pasa por dos rodillos que contienen una tela no tejida a una temperatura de 40 °C, esta acción hace que el papel se desprenda de la tela de formación y se transporte sobre la tela no tejida (Ainhoa, 2004, pp. 29-34).

La tela de formación es lavada por agua fresca a presión y retorna una vez más hacia los rociadores de pulpa para formar una nueva capa de papel. El proceso es continuo (Ainhoa, 2004, pp. 29-34).

### **Prensado**

El entretrejido húmedo pasa por unas prensas formadas por varios rodillos en serie las cuales aplican presión sobre un fieltro de tela tejida de hilos que actúa como material absorbente del exceso de agua que contiene el entretrejido. Unas cajas de vacío eliminan el agua de los fieltros para retornar una vez más a los rodillos. En este proceso el papel obtiene propiedades de grosor y textura (Lopez, 2010, pp. 75-83).

En el último proceso, el papel se desprende de la tela no tejida por acción de la presión que ejerce un rodillo de mayor tamaño llamado yankee, aquí se añade aditivos químicos al papel para dar propiedades de suavidad, resistencia y espesor a la hoja de papel (Lopez, 2010, pp. 75-83).

### **Bobinado**

El papel se va enrollando en forma bobinas, las mismas que se embalan para proteger de la humedad y la suciedad como se observan en la Figura 1.2 (Casey, 2000, pp. 187-192).



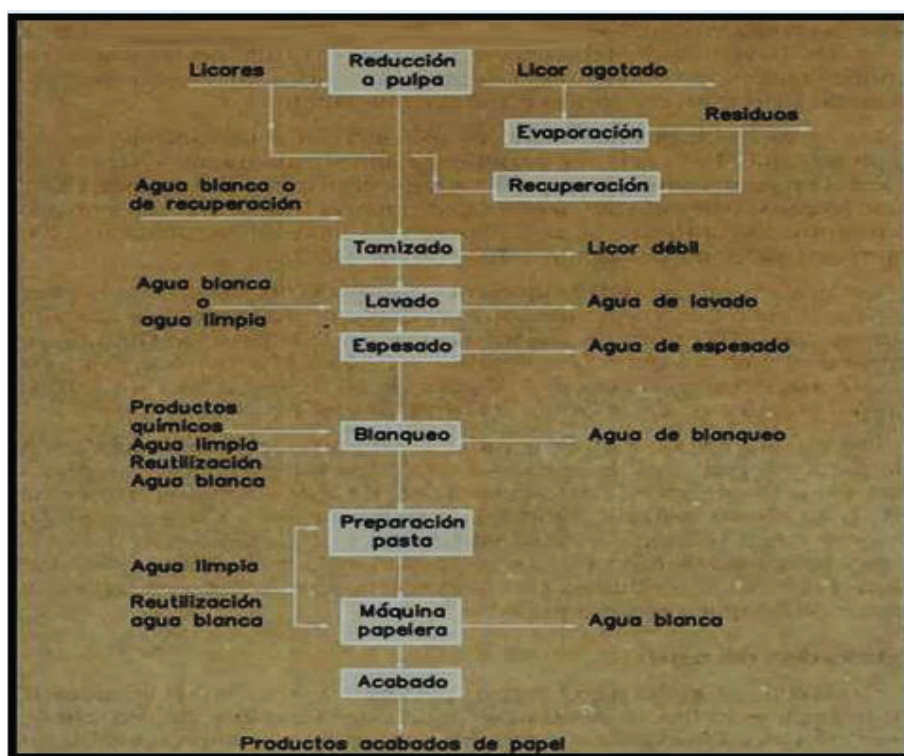
**Figura 1.2.** Embalaje de bobinas de papel de la fábrica de papel

### 1.1.2 EFLUENTES PRODUCIDOS POR LOS DIFERENTES PROCESOS DE LA PRODUCCIÓN DE PAPEL

La industria del papel realiza su producción a partir de pulpa virgen o materia prima reciclada. La producción de papel tiene dos procesos la preparación de la pasta y la formación del papel (Hoyos y López, 2006, p. 80-96).

En la primera etapa, los efluentes proceden de los procesos de molienda, lavado de la pasta recuperada, espesado y blanqueo. En la segunda etapa, las aguas residuales proceden de la máquina papelera con procesos de curado, secado y prensado. (Ramón, 2009, pp. 86-87).

El diagrama simplificado de producción de papel en función de los efluentes generados en los diferentes subprocesos se observa en la Figura 1.3. (Ramón, 2009, pp. 86-87)



**Figura 1.3.** Diagrama simplificado de la producción y vertidos de efluentes en la industria del papel  
(Ramón, 2009, p. 87)

En el proceso de producción de papel, el agua también proviene de la limpieza y lubricación de la tela de formación del papel, rodillos, transporte de aditivos que dan las propiedades al papel, etc.

Los diferentes usos que podría tener el agua en la industria del papel se describen en la Tabla 1.2.

**Tabla 1.2.** Aplicación del agua en la industria del papel

Usos	Función	Ejemplos
Agua de proceso	Transporte	Transporte de aditivos y cargas
	Dilución	Ajuste de humedad de la pulpa de papel, preparación de aditivos
Agua para rociadores y toberas	Mojado	Mojado de la tela de formación
	Lubricante	Retorno de la tela, tensor, conductor, etc.
	Corte	Recorte de los laterales de la banda de papel
	Limpieza	Limpieza de la tela de formación
	Dilución	Caja de alimentación
	Enfriamiento	Rodillos guías, partes mecánicas
Agua de refrigeración	Enfriamiento	Sistema de bombas, sistema de accionamiento de máquinas, fluidos de lubricación.
Agua de caldera	Producción de vapor	Cilindros secadores
Agua de limpieza	Transporte	Limpieza de máquinas, depósitos, tuberías.

(Ainhoa, 2004, pp. 14)

Las aguas residuales de la industria del papel se pueden agrupar en tres tipos:

- Agua de proceso: Interviene en el proceso de producción del papel.

- Agua de servicio: Para el consumo de calderas y maquinaria en general que se usa en el proceso de producción de papel.
- Agua de limpieza: Para limpiar la maquinaria con la ayuda de químicos, por lo general ácidos que remueven suciedad.

### **1.1.3 PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DEL EFLUENTE EN LA INDUSTRIA DEL PAPEL**

#### **1.1.3.1 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La demanda bioquímica de oxígeno es un parámetro que mide la cantidad de oxígeno necesario para degradar la materia biodegradable, como la celulosa en la industria de papel, por medio de procesos biológicos. En general el parámetro que se mide es la  $DBO_5$  la cual se realiza al quinto día, con una temperatura de 20°C. Esto es debido a que, a partir del quinto día, la materia orgánica se ha degradado entre el 70 y 80%. Este parámetro se reporta como concentración de  $O_2$  en mg/L. La DBO para efluentes en la industria de papel están entre 1-2 g/L (Rigola, 2004, p.37; APHA, 2012, p. 550).

#### **1.1.3.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

La demanda química de oxígeno es un parámetro que mide el oxígeno necesario para degradar químicamente la materia orgánica. Para el ensayo se emplea un reactivo fuertemente oxidante como el dicromato de potasio. La prueba se realiza a elevadas temperaturas con ayuda de un catalizador de sulfato de plata. Este parámetro se reporta como concentración de  $O_2$  en mg/L (Rigola, 2004, p.42).

La DQO para efluentes de la industria de papel están entre 2 a 5 g/L y es mayor que la concentración de DBO que se encuentra entre 1 a 2 g/L, debido a que por la vía química se puede oxidar más compuestos que por la vía biológica (Fernández, 2008, p. 209).

### 1.1.3.3 Materia disuelta y en suspensión

El agua residual en la industria de papel contiene muchos sólidos por la producción de celulosa de papel. Existen diferentes tipos de sólidos que engloban materia disuelta y materia en suspensión. Lo que les diferencia el uno del otro es el tamaño de partícula; la materia disuelta tienen un rango de  $10^{-11}$  a  $10^{-6}$  m y la materia en suspensión tiene un rango de  $10^{-6}$  a  $10^{-2}$  m (De Moel, 2006, p. 216; Metcalf y Eddy, 2003, p.59).

La materia disuelta son partículas que permanecen después de realizar un proceso de filtración y evaporación en el agua a una temperatura de 180 °C. Estos sólidos pueden ser de origen orgánico como la pulpa de celulosa o inorgánico como tintes (Guerrero, 2009, pp. 18-21).

La materia en suspensión, son partículas visibles al ojo humano, que se pueden separar de la muestra de agua por medio de un proceso de filtrado y secado a 105 °C. Estos sólidos son en su mayoría pulpa de celulosa (Guerrero, 2009, pp.18-21).

### 1.1.3.4 Nitrógeno

En muestras de aguas, el nitrógeno rara vez se encuentra en su estado elemental, es más común que se encuentre en forma de ion nitrato  $\text{NO}_3^-$  para después formar sales solubles y estables. Si se encuentra en un medio reductor los nitratos pasan a nitritos, nitrógeno o amoníaco. El nitrógeno proviene de fuentes orgánicas e inorgánicas, las aguas que presentan concentraciones mayores a 10 mg/L se encuentran contaminadas (Harris, 2006, p.352).

### 1.1.3.5 Fósforo

El fósforo es la principal causa de la eutrofización en las aguas debido al uso de fenoles, tensoactivos, blanqueadores, fertilizantes, etc. El fósforo orgánico se



transforma en ortofosfato mediante una digestión con ayuda de ácidos fuertes. La medición de este parámetro se realiza mediante espectrofotometría UV. Los efluentes en la industria de papel contiene fosforo por el uso blanqueadores en el proceso (Rodríguez, 2000, p. 122).

## **1.2 MÉTODOS DE TRATAMIENTOS PARA EFLUENTES DE LA INDUSTRIA DE PAPEL**

Para determinar el método más eficaz en la aplicación de tratamientos de efluentes, se analizan los siguientes factores (Ramón, 2009, p. 93).

- Tipo de contaminación del efluente
- Legislación ambiental sobre efluentes
- Recuperación y reutilización de las aguas
- Tipos de tratamientos aplicables al efluente
- Disponibilidad de terreno en las inmediaciones de la empresa
- Estudio económico de la aplicación

Los equipos y tratamientos aplicables a contaminantes que contienen los efluentes de la industria de papel, se describen a continuación.

### **1.2.1 TANQUE DE ALMACENAMIENTO**

El tanque de almacenamiento es un equipo de sumo valor que sirve para guardar, preservar el agua residual y aumentar la eficiencia de los tratamientos posteriores. Se usa en efluentes que provienen de varias descargas y difieren en caudal. (Nemerrow, Dasgupta, 2010, p. 214).

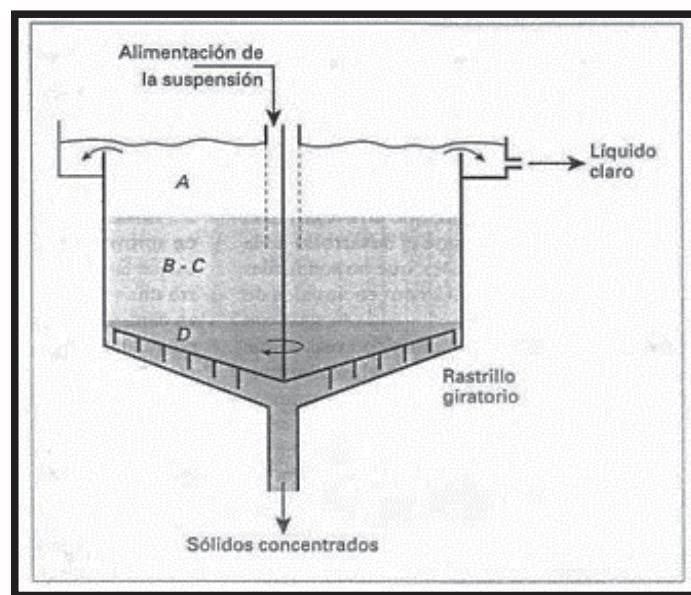
Es necesario incluir un tanque de almacenamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales, para fábricas que trabajan las 24 horas del día, como es el caso de la fábrica en estudio (Jaume, 2011 p. 105-109).

## 1.2.2 SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es una operación unitaria que tiene como principio la separación física de una suspensión sólido-líquido. Los sólidos se separan de la fase líquida por acción de la gravedad y la diferencia de peso específico que existe entre ellas. Las partículas sólidas se depositan en el fondo de la fase líquida a un determinado tiempo (Ramalho, 2003, p. 92).

La sedimentación de los efluentes de la industria de papel tiene una distribución de sólidos en un medio laminar de manera uniforme, aquí las partículas precipitan en el fondo del tanque con velocidades diferentes. El sedimentador continuo es el más usado industrialmente y está formado principalmente por 3 corrientes como se observan en la Figura 1.4. (Henry y Heinke, 2002, p. 444)

- Corriente de alimentación de la suspensión diluida
- Corriente del líquido clarificado
- Corriente de la suspensión de sólidos concentrados



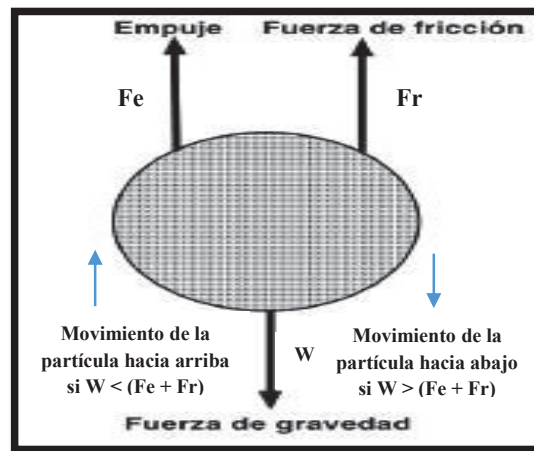
**Figura 1.4.** Corrientes que intervienen en la sedimentación  
(Henry y Heinke, 2002, p. 444)

### 1.2.2.1 Fuerzas que intervienen en la sedimentación

La sedimentación de partículas no es uniforme. La velocidad de sedimentación depende del tamaño, forma y peso de las partículas.

La velocidad de sedimentación según la ley de Stokes está en función de tres fuerzas aplicadas a las partículas. La primera es la fuerza creada por la gravedad que está en función de la masa de la partícula, la segunda es la fuerza de empuje del fluido que está en función de la viscosidad dinámica del fluido y la tercera fuerza es la de rozamiento entre la partícula y el fluido que está en función del volumen de la partícula y la viscosidad del fluido (Heinke y Henry, 2002, p. 226).

Las tres fuerzas que intervienen en la sedimentación de partículas se observan en la Figura 1.5.



**Figura 1.5.** Fuerzas que intervienen en la sedimentación de partículas  
(Ramalho, 2003, p. 94)

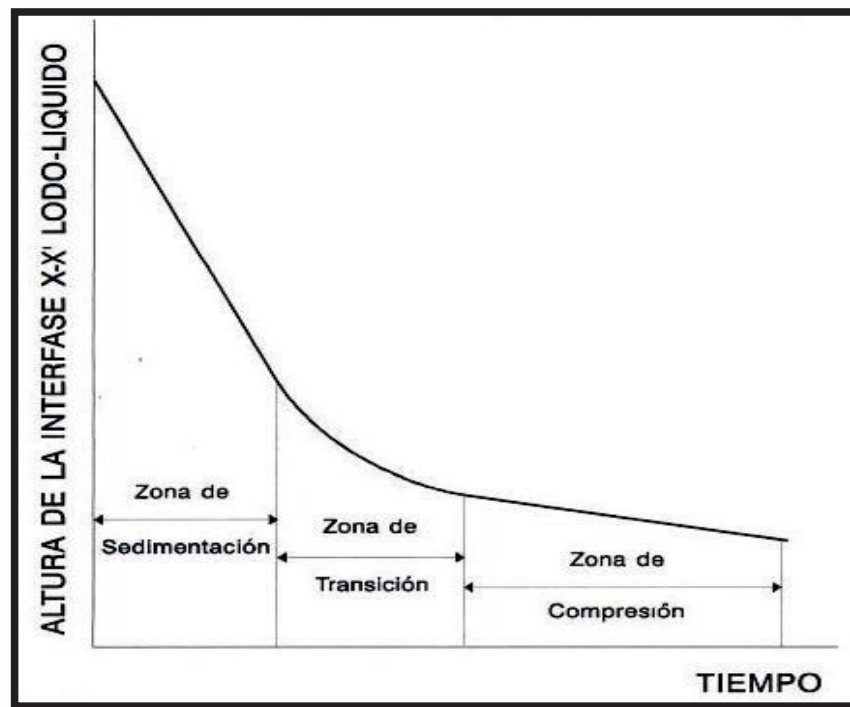
### 1.2.2.2 Zonas de la sedimentación

Las partículas del efluente empiezan a sedimentar en el fondo del tanque por acción de la fuerza de la gravedad. A mayor profundidad la solución líquido-sólido entra a un estado de transición y aumenta la densidad aparente. La alta concentración de

partículas tiende a sedimentarse por capas y mantener la misma posición relativa una con otra. (Rigola, 2004, pp. 59-60).

Una vez finalizada la transición, las partículas se encuentran comprimidas en el fondo del recipiente. Cuando mayor es la compresión menor será el volumen de fangos formados (Davis, 2010, pp. 39-41).

Las tres zonas de sedimentación se observa en la Figura 1.6 (Aguilar, Sáez y Soler, 2002, pp. 88-96).



**Figura 1.6.** Zonas de la sedimentación  
(Aguilar, 2002, p.92)

### 1.2.2.3 Partículas floculantes

Las partículas conforme pasa el tiempo se van agrupando formando una gran masa en forma de flóculos, la cual se deposita con una mayor velocidad debido al aumento de peso (Aguilar, Sáez y Soler, 2002, p. 89).

Para la sedimentación floculante la velocidad de sedimentación depende de ciertos factores como.

- La posibilidad de contacto entre las partículas
- La carga inicial en la superficie
- La profundidad del tanque de sedimentación
- El gradiente de velocidad
- Tamaño y concentración de partículas

Es importante controlar que la temperatura se mantenga constante durante el ensayo, debido a que puede ocasionar que la solución de sólido-líquido se vuelva turbulenta y las partículas comiencen a pegarse en las paredes de la columna de sedimentación. Los datos obtenidos y el tiempo de sedimentación serán erróneos (Ramalho, 2003, pp. 93-98).

Para el caso de los efluentes de la industria de papel, la pulpa al estar formada por una red de fibras tienden a unirse formando flóculos sin necesidad de aplicar floculantes y coagulantes. El tratamiento de sedimentación para este tipo de aguas residuales, tiene una eficiencia de depuración de la carga orgánica del 40% aproximadamente (Casey, 2000, p. 54).

#### **1.2.2.4 Diseño de taques de sedimentación**

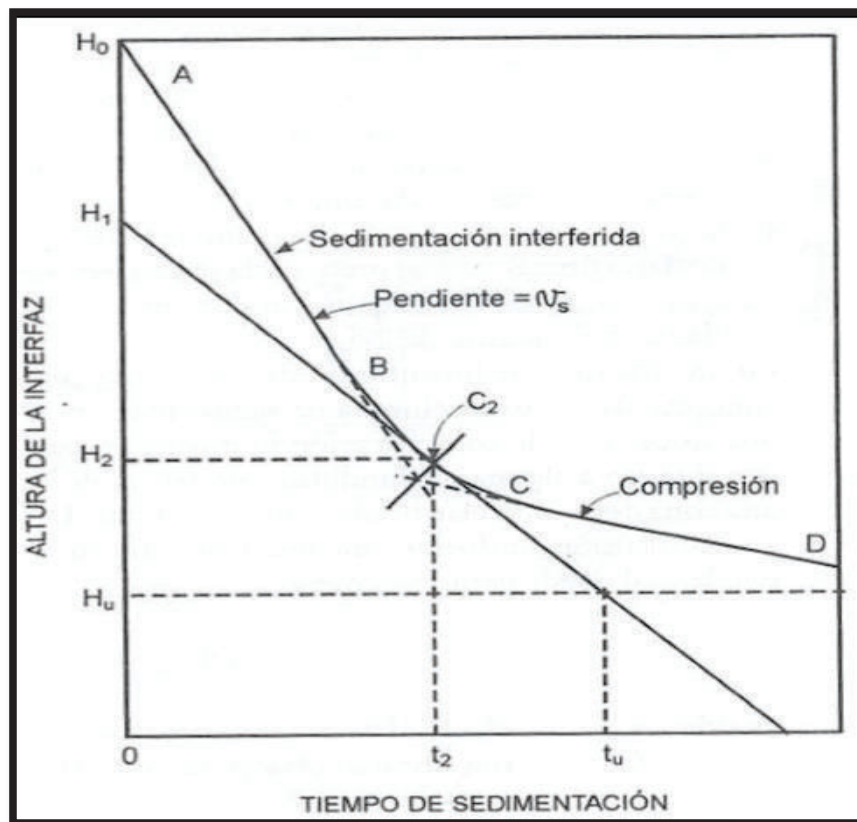
Para determinar las dimensiones de un tanque de sedimentación se debe tomar en cuenta tres aspectos importantes (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 405-412).

- Superficie necesaria para la clarificación
- Superficie necesaria para el espesado
- Tasa de extracción del fango

El método desarrollado por Talmadge y Fitch consiste en llenar una solución con concentración de sólidos conocida ( $C_0$ ) en una columna de altura conocida ( $H_0$ ),

con el paso del tiempo las partículas empiezan a sedimentar (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 405-412).

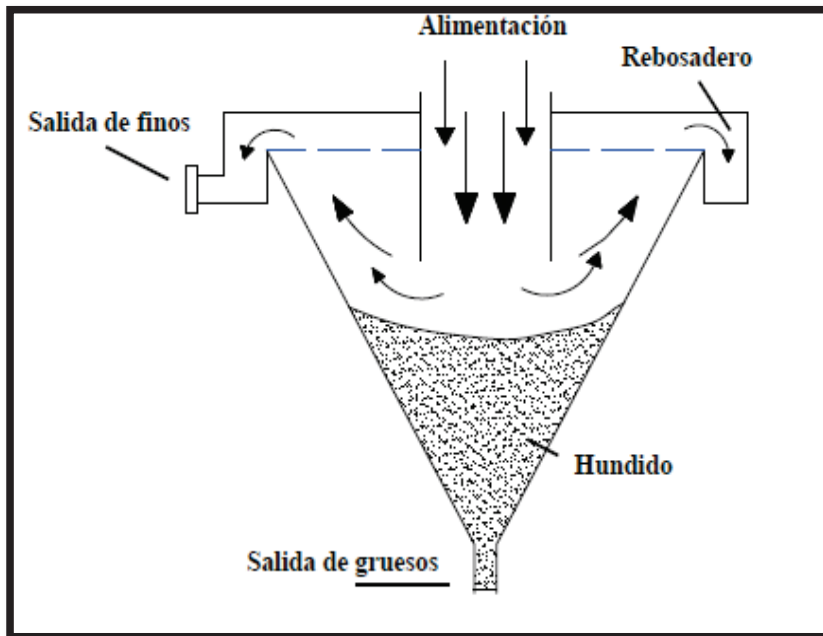
La gráfica de la altura del líquido clarificado en función del tiempo que se utiliza para determinar parámetros de diseño del sedimentador se observa en la Figura 1.7 (Romero, 2001, p. 650).



**Figura 1.7.** Análisis gráfico de la curva de sedimentación en la interfaz (Romero, 2001, p. 650)

El diseño del tanque de sedimentación en la parte inferior, que es la salida de los lodos debe tener forma cónica con un grado de inclinación de  $60^\circ$  y una superficie lisa para que los lodos puedan salir con mayor facilidad (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 405-412).

La salida de los lodos del agua residual en un tanque de sedimentación continuo de forma cónica se observa en la Figura 1.8.



**Figura 1.8.** Sedimentador continuo de forma cónica  
(Metcalf y Eddy, 2003, p. 408)

### 1.2.3 REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO (RBC)

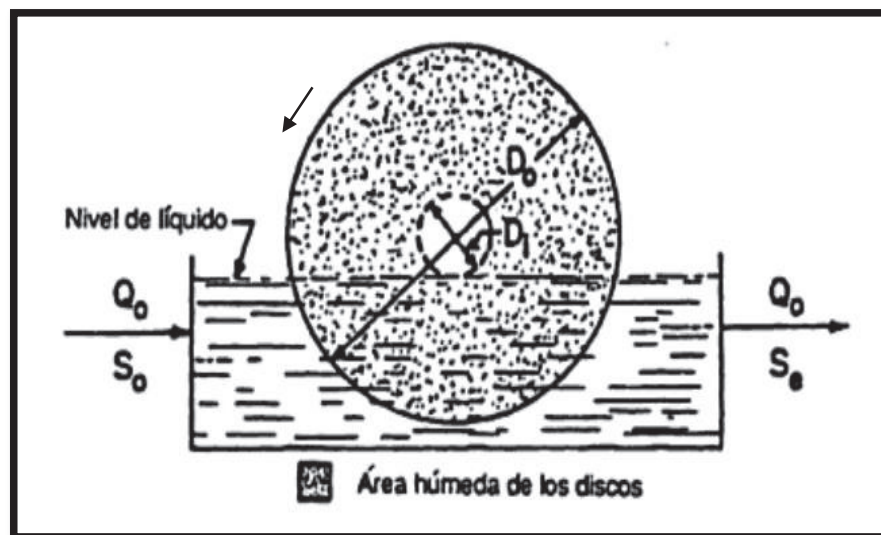
El RBC es un tratamiento biológico facultativo que está formado por un sistema aerobio y un sistema anaerobio. La depuración de la carga orgánica del agua residual se realiza por medio de microorganismos que tienen una respiración aerobia y anaerobia. Los tratamientos facultativos combinan sistemas mecánicos y biológicos (Behling et al, 2007, p.181).

#### 1.2.3.1 Modo de operación del RBC

El RBC está formado por discos inertes de polietileno, que se encuentran divididos por etapas a lo largo de un eje longitudinal que giran de 1 a 4 revoluciones por minuto con la ayuda de un motor rotativo. En la superficie de los discos se empieza a formar una biopelícula de microorganismos que son los responsables de la depuración del agua residual (Galvin, 2003, p. 222).

Aproximadamente el 60% del área de los discos está en contacto con el aire y provocan una digestión aerobia, mientras que, el 40 % restante está en contacto con el agua residual, aquí los microorganismos obtienen los nutrientes del sustrato orgánico del agua residual provocando una digestión anaerobia. La eficiencia del RBC está entre el 85-95%, es importante tener un tratamiento primario para eliminar partículas mayores a 1 mm que dificulta con la operación del tratamiento facultativo y un tratamiento secundario para tratar los lodos biológicos generados (Amieva, et al, 2005, p. 22)

El área húmeda se forma en toda la superficie del disco debido al giro de los mismos formando la biopelícula como se observa en La Figura 1.9.



**Figura 1.9.** Detalle de la zona húmeda de un disco  
(Ramalho, 2003, p. 1053)

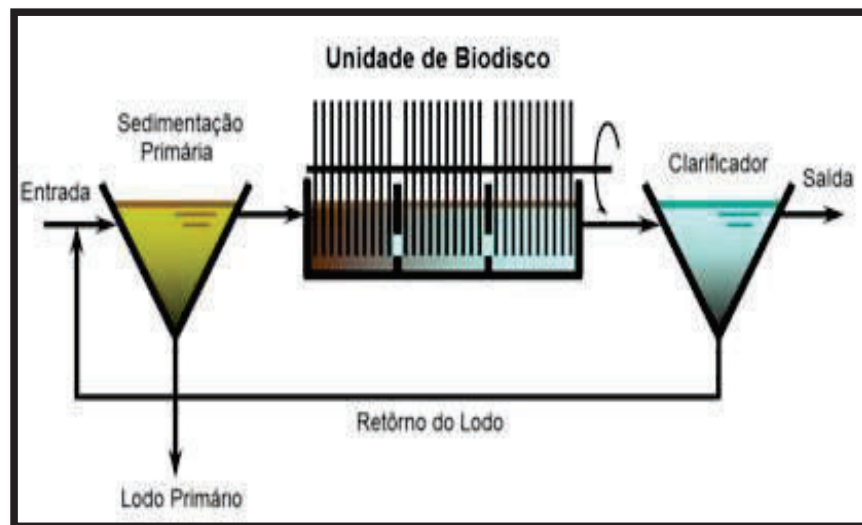
El RBC al ser un tratamiento facultativo tiene algunas ventajas con respecto a otros tratamientos biológicos (Deloya, 2001, pp. 57-59).

- Los discos debido a la acción de rotación en el agua residual va eliminando el exceso de biomasa que se adhiere a los mismos, lo cual hace que requiera menos mantenimiento.
- Por la acción de eliminación de la biomasa, este sistema no atrae insectos o malos olores.



- Es fácil expandir o quitar discos para pruebas de laboratorio y va depender de la demanda y exigencia del agua a tratar.

Un RBC compuesto por varios discos en serie distribuidos en 3 etapas, además, incorpora un tratamiento primario y un secundario, como se observa en la Figura 1.10.



**Figura 1.10.** Depuración de aguas contaminadas mediante un RBC  
(Amieva, et al, 2005, p. 25)

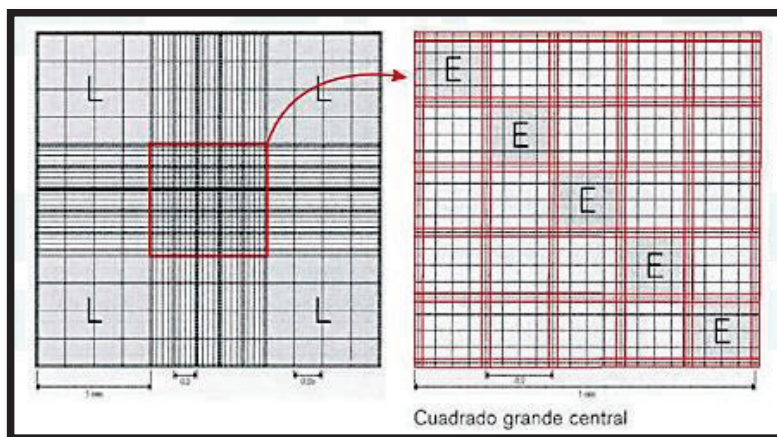
### 1.2.3.2 Conteo y estabilización de los microorganismos en el RBC

Los microorganismos que se usan en los procesos facultativos pueden desarrollar un metabolismo tanto en ambientes aerobios con ayuda del oxígeno y anaerobios con ayuda de la fermentación, es importante saber el número de microorganismos inicial que tiene un sistema de tratamiento para saber su evolución en el transcurso del tiempo (Romero, 2001, pp. 623).

EL método de conteo de microorganismos más conocido es el de conteo directo al microscopio, este es considerado como un método rápido y económico, ya que se utilizan equipos de fácil acceso, pero no es un método exacto ya que el conteo dependerá de la persona que esté observando los microorganismos en el microscopio (Benintende y Sánchez, 2009, p. 5).

El conteo directo al microscopio se realiza mediante cámaras de recuento, generalmente las más usadas son las de Petroff Hauser o cámaras de Neubauer bajo la Norma NTE INEN 1 529-19:96. Para esto, es necesario hacer una media de los microorganismos encontrados en varios grupos de celdas escogidos al azar para el conteo. El número de microorganismos se representa como unidades formadoras de colonias UFC (Benintende y Sánchez, 2009, p. 5).

El conteo se realiza en grupos de 25 celdas, se escoge 5 o 4 celdas al azar, dependiendo de la cámara que se utilice, tal como se puede visualizar en la figura 1.11 (Benintende y Sánchez, 2009, p. 5).



**Figura 1.11.** Cámara de conteo de microorganismos  
(Benintende y Sánchez, 2009, p.5)

La estabilización de los microorganismos en el agua residual están en función de tres componentes: aire, agua residual y masa biológica; estos parámetros son importantes para una adecuada respiración aerobia y una digestión anaerobia de nutrientes que ayuden al crecimiento de los microorganismos (Shammas, Wang y Wu, 2009, p. 435-458).

Para la respiración aerobia se recomienda que no exceda los 2 mg/L de aire en la película biológica, por lo que un correcto nivel de oxigenación depende de la velocidad rotación de los discos en el RBC (Shammas, Wang y Wu, 2009, p. 435-458).

La masa biológica depende de la carga orgánica que contiene el agua residual, la misma que se encuentra en función del área húmeda del reactor, la concentración inicial de la DQO del agua residual y el caudal a la entrada del reactor. La depuración del agua ocurre a partir de diferentes reacciones biológicas que degradan la materia contaminante y la transforman en compuestos más simples para su eliminación (Metcalf y Eddy, 2003, p. 750).

Existen dos etapas para la estabilización de los microorganismos, las mismas se detallan a continuación:

### **Etapas de flujo continuo**

El RBC funciona de forma continua con una carga orgánica inicial que no supere los 5 g DQO/día \*m<sup>2</sup>, este valor ayuda a tener un contacto íntimo entre el agua residual, el sustrato microbiano y los discos del RBC (Behling et al, 2008, p. 247).

Esta etapa sirve para estabilizar los microorganismos en el reactor y puede durar de 7 a 30 días. El tiempo de estabilización depende del acoplamiento del sustrato microbiano en el agua (Behling et al, 2008, p. 247).

### **Etapas de análisis del sistema**

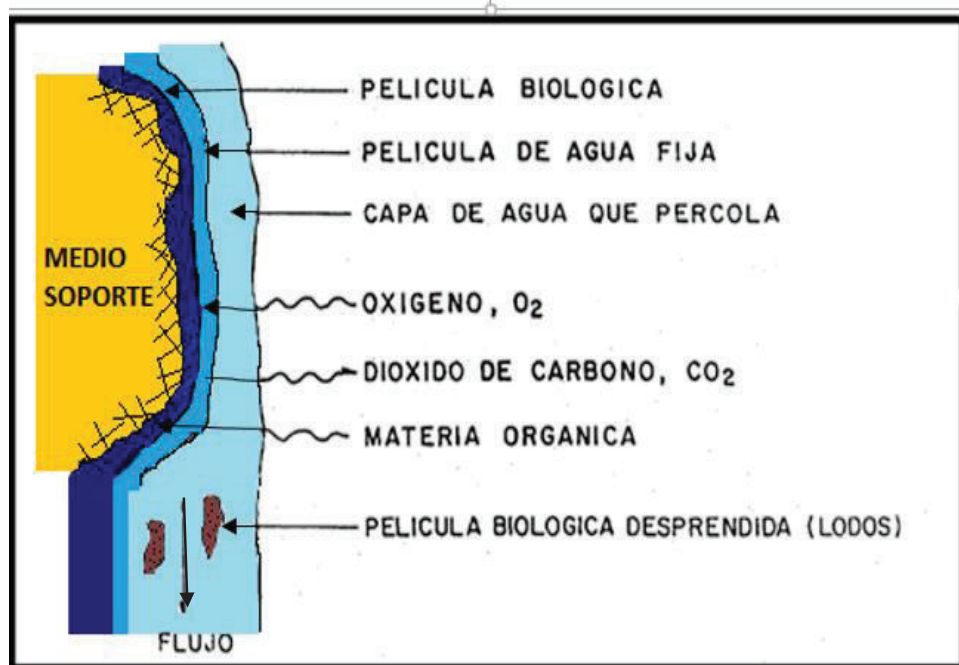
Una vez estabilizados los microorganismos en el RBC, se puede incrementar la carga orgánica al reactor como variable de entrada entre un rango de 30 a 60 g DQO/día\*m<sup>2</sup> (Romero, 2001, pp. 625-628).

Esta etapa sirve para evaluar a escala de laboratorio la concentración de DQO, DBO y sólidos a la salida del RBC. Los tiempos de residencias en el reactor van a depender de la carga orgánica inicial y el volumen del reactor (Romero, 2001, pp. 625-628).

### 1.2.3.3 Efecto del espesor de la biopelícula en un RBC

El espesor de la biopelícula es directamente proporcional al crecimiento los microorganismos dentro de la misma. El ciclo de formación inicia cuando el agua residual entra en contacto con los discos. Una vez formada la biopelícula, el oxígeno ingresa al interior de la misma al estar en contacto con el aire. Cuando el espesor es muy grande, el oxígeno es consumido antes de ingresar al interior de la biopelícula y los microorganismos empiezan a tener un ambiente anaerobio (Di Palma y Verdone, 2009, pp. 3-5).

Lo mismo sucede al obtener los nutrientes del agua residual, el sustrato solo es consumido afuera de la biopelícula, esto hace que se produzca una fase endógena en el interior de la biopelícula, donde los microorganismos se alimentan unos de otros y de la materia celular muerta, por lo que se llegan a desprender del disco en forma de lodos biológicos generando dióxido de carbono, cuando esto sucede se vuelve a formar una nueva biopelícula empezando un ciclo repetitivo. El consumo de materia orgánica y oxígeno en un tratamiento de biopelícula se observa en la Figura 1.12 (Behling et al, 2007, p. 245).



**Figura 1.12.** Efecto de la biopelícula en un sistema fijo como un RBC (Behling et al, 2007, p. 245)

#### **1.2.3.4 Efecto de la temperatura**

Una ventaja del tratamiento facultativo es la temperatura, debido a que diferentes tipos de microorganismos crecen en un extenso rango de temperaturas que va desde los 10 °C hasta los 50°C, por lo que el tratamiento facultativo puede operar a temperatura ambiente, siempre y cuando se encuentre en el rango indicado (Martí, 2002, p. 10; Nalco, 2006, p. 23-5).

#### **1.2.3.5 Efecto del pH**

Las colonias de microorganismos se encuentran estables a un valor de pH entre 6 a 8, si el pH se encuentra fuera del rango, las actividades microbianas son inhibidas (Fannin, 2007, p. 178).

#### **1.2.3.6 Efecto de los nutrientes**

Los microorganismos necesitan de una proporción de nutrientes que radica de la formula empírica del protoplasma bacteriano  $C_{60} H_{87} O_{23} N_{12} P$ . La relación está dada por: DQO/N/P: 100,00/1,25/0,25 (Nalco, 2006, p. 23-6; Romero, 2001, p. 255).

#### **1.2.3.7 Cinética del tratamiento biológico facultativo**

La materia orgánica es degradada mediante diferentes reacciones bioquímicas y suceden cuando interaccionan los microorganismos con el agua residual, de aquí se deduce la velocidad de reacción que rige por el crecimiento de los microorganismos y el consumo de la carga orgánica del agua residual (Borja, et al, 2000, pp. 87-93).

El orden y la cinética de reacción se pueden determinar mediante el método integral de las reacciones cinéticas, a partir de la construcción de una curva entre

el consumo de la DBO del efluente por parte de los microorganismos en función del tiempo (Fogler, 2001, pp. 235-238).

#### **1.2.4 FILTRACIÓN**

La filtración es una operación unitaria física que puede tener un pretratamiento químico para aumentar la eficiencia de eliminación de los sólidos en suspensión y mejorar la calidad del efluente. La filtración se divide en dos procesos, el primero consiste en eliminar los sólidos suspendidos por medio de una barrera física al paso del efluente, los lechos por lo general están formado por: membranas semipermeables o lechos granulares (Coulson y Richardson, 2003, pp. 25-36).

El segundo proceso es el lavado del filtro o regeneración. Cuando el filtro se satura es necesario aplicar un flujo de agua y aire en contracorriente para eliminar los sólidos que quedaron retenidos en el lecho del filtro (Coulson y Richardson, 2003, pp. 25-36).

##### **1.2.4.1 Filtración granular**

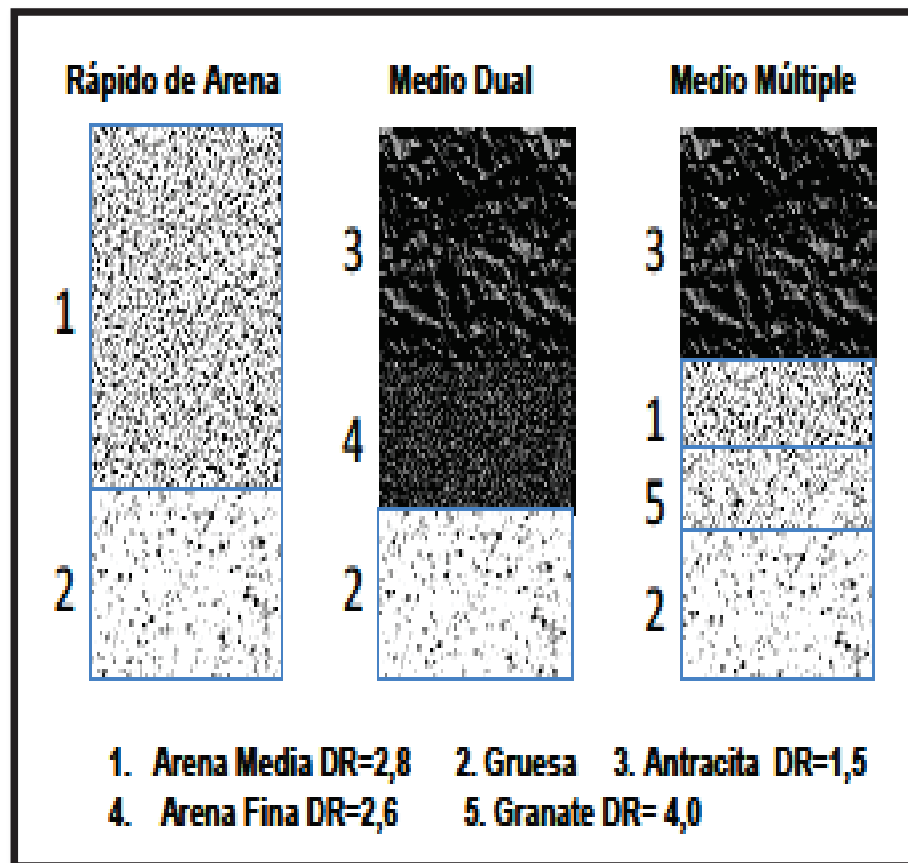
La filtración granular retiene los sólidos por medio de un lecho de granos, los más usados son: arena, antracita, tierra de diatomeas, carbón activado, etc

Un filtro puede estar formado por varios lechos de filtración una sobre otra de diferente material, granulometría y altura. El criterio y diseño que tiene el filtro está en función del agua a tratar (Jaume, 2011, p. 325).

La arena de sílice es el material más usado para lechos de filtros entre sus variedades existen: la arena de sílice fume que es el resultado de la reducción del cuarzo de alta pureza con características muy finas de grano y la arena de sílice precipitada que es una forma sintética del dióxido de silicio con excelente distribución de tamaño (Coulson, 2003, pp. 84-96).

Los métodos más usados para la filtración son: por gravedad (filtros abiertos) y fuerza inducida (filtros cerrados). El método depende del grado de contaminación del agua residual y del espacio que se dispone para implementar el tratamiento, debido a que los filtros abiertos ocupan mayor espacio que los filtros cerrados (Jaume, 2011, pp. 325-328).

Diferentes tipos de filtros, compuestos por varios lechos filtrantes donde DR es la densidad relativa de los granos se observan en la Figura 1.13 (Weber, 2003, p. 176).

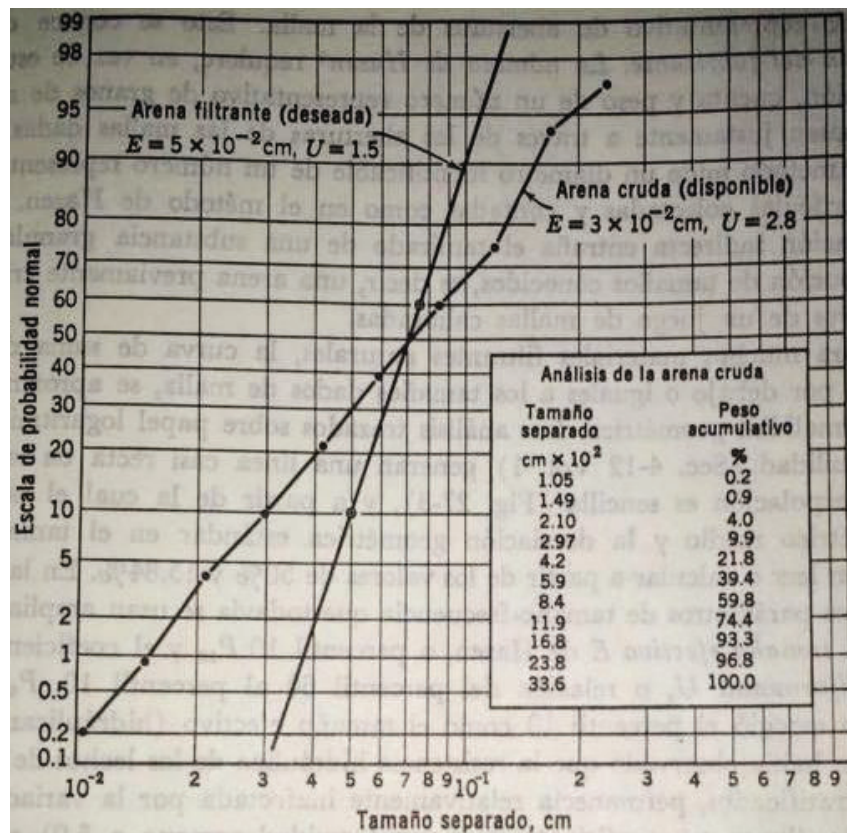


**Figura 1.13.** Tipos de filtros empleados para la filtración de agua residual (Weber, 2003, p. 177)

El tamaño de los granos se obtiene a partir de una muestra representativa del material filtrante y se procede a realizar un cribado con ayuda de mallas calibradas, los granos se separan en función del diámetro de partícula (Fair et al, 2002, p. 475).

La distribución óptima del tamaño de partícula de una muestra define a  $P_{10}$  como el tamaño de partícula por el cual pasa el 10 % de la muestra de arena sobre un juego de mallas. “Se observó que la resistencia hidráulica de los lechos de arena, permanecía relativamente inafectada por la variación en tamaño hasta un coeficiente de uniformidad de  $C_u = 2,5$ ; siempre que el  $P_{10}$  permanecía constante”. (Fair et al, 2002, p. 475).

La gráfica que se usa para determinar el coeficiente de uniformidad se construye a partir del porcentaje de peso acumulado y el tamaño de partícula a escala logarítmica como se observa en la Figura 1.14.



**Figura 1.14.** Distribución de tamaños de grano de una arena cruda y tamaño requerido de arena para filtros  
(Fair et al, 2002, p. 475)

El coeficiente de uniformidad ( $C_u$ ) es un parámetro del material filtrante de filtros granulares. Una muestra de arena perfectamente uniforme es la que contiene



partículas del mismo tamaño y se le asigna un  $C_u = 1,0$ ; por lo general la arenas que se usan en filtros se encuentra en un rango de 1,5 a 2,5. La evaluación del coeficiente de uniformidad sirve para determinar si el lecho granular tiene una distribución uniforme, la cual permita depurar el agua evitando grandes pérdidas de carga en el filtro durante su operación (Fair et al, 2002, p. 475).

#### **1.2.4.2 Retrolavado de filtros**

Los filtros de arena en el transcurso del tiempo se saturan de sólidos provenientes del agua residual y pueden ocasionar pérdidas de carga que impliquen una baja eficiencia en la remoción de los contaminantes. La velocidad de filtración también se ve afectada disminuyendo su valor considerablemente. Para evitar que el filtro llegue a saturarse es necesario lavar con agua y aire en contracorriente para eliminar las partículas y carga orgánica acumulada en el lecho del filtro (Jiménez, 2001, p. 220-221).

El tiempo de saturación de un filtro depende del grado de contaminación que tenga el efluente y el tipo de limpieza que se aplique al lecho. Para filtros abiertos varía de 20 a 60 días (Jiménez, 2001, pp. 220-221).

El filtro se lava en contracorriente con agua, el caudal debe ser grande, tal que permita expandir los granos del lecho filtrante para separar los sólidos en suspensión del lecho granular. Se recomienda de valores bibliográficos que las cargas hidráulicas del agua de lavado que se aplica al filtro estén entre 250 a 350 ( $L \cdot \text{min}/m^2$ ) (Weber, 2003, p. 187).

El mecanismo de expansión de los contaminantes se lo realiza por acción de la fuerza de cizalla y la colisión entre partículas, mientras que, la eliminación de los sólidos se hace por acción de la fuerza arrastre que ejerce el agua en el lecho. El agua se recolecta en la parte superior del filtro y es tratado mediante un proceso de sedimentación. Para mejorar la limpieza del filtro se dispone de métodos auxiliares de agitación como: rastrillos mecánicos o inyección de aire a presión para

facilitar la remoción de los sólidos y la carga contaminante en los filtros (Weber, 2003, p. 187)

#### **1.2.4.3 Clasificación de los filtros por el modo de operación**

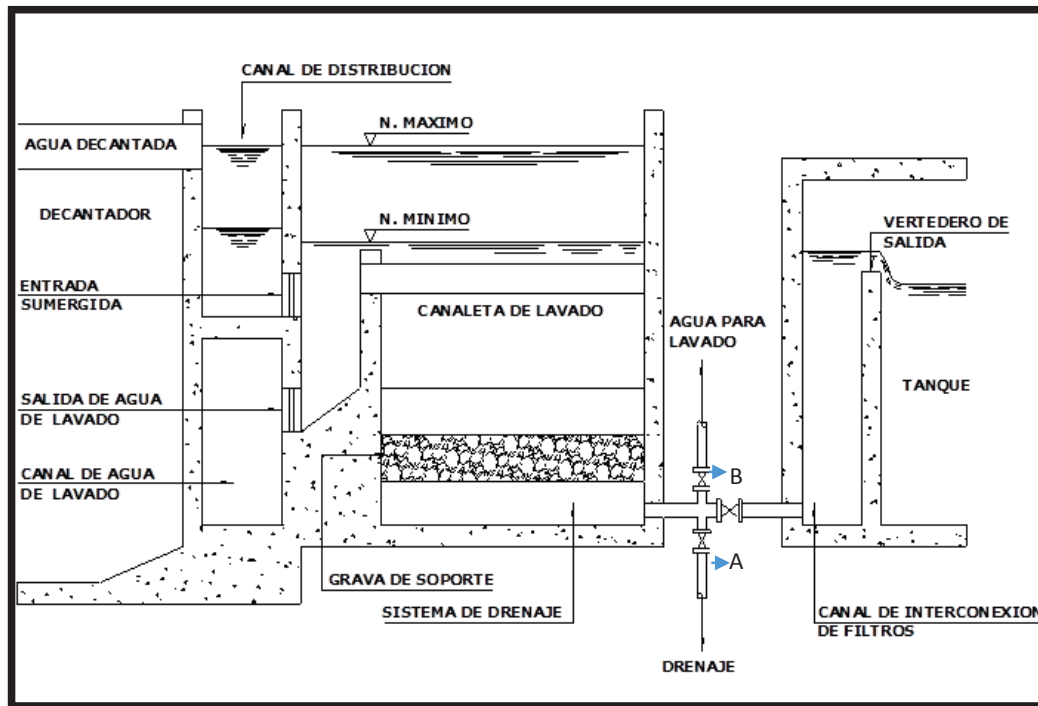
Un filtro de arena se clasifica por su modo de operación en continuos o semicontinuos. La clasificación dependerá de la forma que se aplican los procesos de filtración y de retrolavado. El filtro que se usará en el presente proyecto será de forma semicontinua debido a que tiene una mejor eficiencia a la hora de aplicar el proceso de lavado (Metcalf y Eddy, 2003, p. 284).

##### **Filtración continua**

En este tipo de filtros, los procesos de filtración y retrolavado se realizan al mismo tiempo mediante un proceso continuo. El lavado se realiza en contracorriente con ayuda de una bomba que inyecta el agua a presión y pasa por unos conductos de celdas en el filtro. Un puente se desplaza por el lecho filtrante lavando y aislando el proceso de filtración para que los dos subprocesos se puedan dar de forma simultánea (Metcalf y Eddy, 2003, p. 286).

##### **Filtración semicontinua**

En este tipo de filtros, los procesos de filtración y lavado se realizan de forma separada mediante un proceso batch. El retrolavado en el filtro se realiza en contracorriente combinando flujos de agua y aire. Este tipo de filtro es el más usado por las industrias. La operación de filtración semicontinua usa un sistema de válvulas para poder controlar los diferentes flujos de los procesos de filtración y lavado, como se observa en la Figura 1.15 (Metcalf y Eddy, 2003, p. 284).



**Figura 1.15.** Representación esquemática de un filtro abierto convencional con sistema de retrolavado  
(Coulson y Richardson, 2003, p. 145).

### Secuencia de funcionamiento del proceso de retrolavado

La descripción está basada en la Figura 1.15:

- Cerrar la entrada sumergida del canal de distribución
- Abrir la salida de agua de lavado
- Cerrar la válvula A
- Abrir la válvula B para permitir que el agua de lavado fluya a través del medio filtrante y empiece con el lavado de sólidos y carga orgánica del lecho filtrante.

El caudal de agua para el retrolavado opera con presiones desde 50 a 75 psi y una velocidad promedio de 4,5 a 6,5 m/h; el agua debe golpear al lecho de manera horizontal para provocar una mejor expansión del lecho filtrante. La velocidad del aire se encuentra entre 3 y 5 m/h, y se mantiene de 1 a 3 minutos.

Para el retrolavado a escala de laboratorio, se procede a evaluar los procesos de filtración y lavado de forma separada o semicontinuo. El sistema de válvulas entra en el campo del diseño y control del filtro (Fair et al, 2002, pp. 226-229).

#### **1.2.4.4 Diseños de filtros abiertos**

En los filtros abiertos, el agua residual fluye por acción de la gravedad, la velocidad o tasa de filtración es baja, por esta razón también se los conoce como filtros lentos. La eficiencia para la remoción de sólidos es máxima del 70 %. El diseño de filtros abiertos, está enfocado bajo seis aspectos. (Romero, 2001, pp. 663-665).

- El tipo de agua a tratar
- El tipo de material filtrante que se va usar
- Altura efectiva del lecho
- Las pérdidas de carga del filtro
- Tiempo del ciclo de filtración
- Tiempo de saturación

##### **Tipo de agua a tratar**

Los valores recomendados de concentración de sólidos suspendidos en aguas residuales para poder ser tratada por un filtro abierto es de 20 - 90 mg/L. Valores mayores a estos pueden causar pérdidas de carga en el filtro y por consiguiente una pérdida en su eficiencia (Romero, 2001, pp. 663-665).

##### **Tipo de material filtrante**

El tipo de material filtrante es importante, puesto que varía uno del otro tanto en costo, efectividad de depuración y tiempo de saturación del mismo, por ejemplo el carbón

activado es un excelente depurador de sólidos para aguas residuales, sin embargo, se satura muy rápido. El material más usado es la arena de sílice por su costo, abundancia, efectividad y tiempo de saturación en tratamientos de aguas residuales (Fair et al, 2002, p. 230).

Se debe realizar pruebas de granulometría, para verificar una buena distribución de partícula de lecho filtrante y evitar pérdidas de carga innecesarias en el filtro (Metcalf y Eddy, 2003, p. 284).

#### **Altura efectiva del lecho filtrante**

La altura efectiva se da cuando el lecho filtrante llegó a su máxima capacidad de depuración, y se determina mediante una curva entre el porcentaje de remoción de partículas en función de la altura del lecho filtrante (Romero, 2001, pp. 665).

El efluente conforme está en contacto con el filtro va perdiendo partículas que quedan impregnadas en lecho filtrante y llega a un punto en el cual el lecho no va poder retener más partículas, debido a que son demasiado pequeñas y a partir de dicha altura la remoción de partículas en el efluente será nula (Romero, 2001, pp. 665).

#### **Pérdidas de carga del filtro**

Las pérdidas de carga de un filtro abierto son casi nulas, debido a que el agua residual fluye solo por acción de la gravedad, minimizando las pérdidas por rozamiento o presión. (Weber, 2003, p. 184).

#### **Tiempo de ciclo de filtración**

Este tiempo se da cuando el agua residual tratada superó el valor límite permisible de contaminantes para descargas líquidas. El tiempo de ciclo de filtración no siempre es

el mismo que el tiempo de saturación del filtro y se lo determina con pruebas de laboratorio (Romero, 2001, pp. 663-665).

### **Tiempo de saturación**

Es el periodo de tiempo el cual puede trabajar el filtro, hasta que el lecho se sature de sólidos o carga orgánica y empiece a perder su eficiencia de depuración. Es necesario realizar un lavado del filtro para que pueda seguir funcionando correctamente (Jiménez, 2001, pp. 220-221).

## **1.2.5 DISEÑO DE SISTEMAS DE TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES**

La capacidad y la eficiencia del tratamiento de aguas residuales, se basan en el diseño de los tratamientos por separado y en el diseño del sistema en conjunto (Roca, 2014, p. 125).

El diseño para los equipos que se implementan en un sistema de tratamiento de aguas residuales, se determinan con base a datos experimentales a escala de laboratorio y se complementan con conceptos ingenieriles para el escalado de los mismos (Roca, 2014, p. 125).

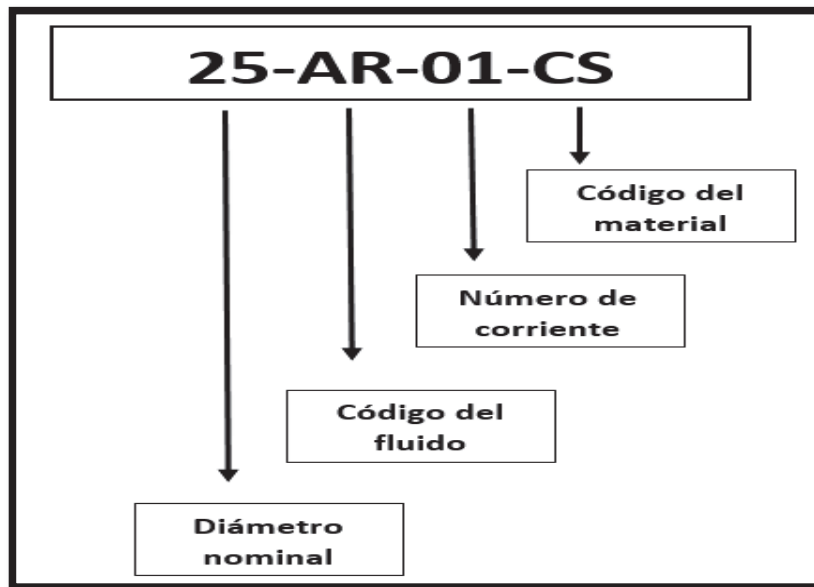
### **Balance de masa**

El balance de masa es un método matemático usado principalmente en Ingeniería Química, se basa en la ley de la conservación de la masa y se analiza el flujo másico de cada una de las corrientes tanto para una operación unitaria como para el sistema de tratamiento de agua residual en general. (Meyers y Stephens, 2006, p. 155).

### Diseño del sistema hidráulico

El diseño de tuberías es una parte fundamental para el sistema de tratamiento de aguas residuales, debido a que se transportan diferentes tipos de fluidos como: agua residual, aditivos químicos, agua de limpieza, etc. (Díaz, 2006, p.85).

El dimensionamiento de las tuberías se realiza con base a la ecuación de Bernoulli y conceptos básicos de Mecánica de Fluidos sobre: velocidades de flujo, pérdidas por fricción y accesorios. El uso de bombas en el sistema se evalúa con base a la pérdida de carga de las tuberías y la altura de la bomba con la ayuda de un software. El esquema general para la identificación de las tuberías del sistema de tratamiento de aguas residuales se observa en la Figura 1.16 (Paez, 2013, pp. 59).



**Figura 1.16.** Nomenclatura para la identificación de tuberías  
(Paez, 2013, p. 62)

### Metodología de control

La metodología del control automático se encuentra dentro del diseño del sistema hidráulico. Esta parte es la responsable de controlar el funcionamiento de los diferentes equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales, para que pueda

tener un comportamiento predefinido y mejorar el desenvolvimiento del sistema. El control automático es necesario cuando el proceso es continuo. (Sánchez, 2006, pp. 240-248).

### **Diagramas de proceso**

Los diagramas de procesos se presentan con base al diseño conceptual, mediante el cual gira la implementación satisfactoria de los proyectos de construcción de las plantas que van a gobernar la operabilidad, rendimiento y economía de la instalación de una planta industrial (Meyers y Stephens, 2006, pp. 152-167).

El diseño del sistema en general se realiza con base a diagramas que engloben todos los tratamientos como un sistema único. Los diagramas más usados son BFD, PFD y P&ID (Meyers y Stephens, 2006, pp. 152-167).

### **Diagrama de bloques (BFD)**

El diagrama de bloques BFD es un instrumento de lectura rápida de la planta donde muestra las operaciones unitarias y sus respectivos balances de masa a la entrada y salida de cada una de las operaciones unitarias que conforma la planta industrial (Sánchez, 2006, p. 225).





### **Diagrama de flujo (PFD)**

El diagrama de flujo (PFD) muestra las conexiones que existen entre las diferentes operaciones unitarias, se muestra el balance de masa de las corrientes, las operaciones unitarias se representan mediante un diseño real y se identifican datos de presión, temperatura en el proceso (Sánchez, 2006, p. 238).

La simbología usada en los diagramas PFD se muestra en la Tabla 1.3.



**Tabla 1.3.** Simbología usada en un PFD

Símbolo	Descripción
	Temperatura
	Presión
	Número de corriente
	Entrada y salida al proceso

(Sánchez, 2006, p. 239)

**Diagrama de instrumentación y tuberías (P&ID)**

El diagrama P&ID representa la parte hidráulica del sistema de tratamiento de aguas residuales y se representan: válvulas, controles, bombas, etc. Las tuberías tienen un color característico que depende del fluido que transporta. La Tabla 1.4 muestra la Norma NTE INEN 440: Colores de identificación de tuberías.

**Tabla 1.4.** Código de colores para el transporte de fluidos en tuberías

Fluido	Color
Agua	Verde
Vapor de Agua	Gris
Aire y oxígeno	Azul
Gases combustibles	Amarillo
Gases no combustibles	Amarillo
Ácidos	Anaranjado
Álcalis	Violeta
Líquidos combustibles	Café
Líquidos no combustibles	Negro

(Paez, 2013, p. 63)

## Legislación ambiental vigente para aguas residuales

La legislación ambiental vigente en el Ecuador es muy estricta con lo que respecta a límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales. La ciudad de Quito tiene su propia resolución con respecto a este tema y el incumplimiento de la misma conlleva a multas económicas, suspensión y/o revocatoria de los permisos ambientales en las industrias.

### Normas técnicas del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito

Las industrias ubicadas dentro del Distrito Metropolitano de Quito deben cumplir con las normas técnicas para el control de descargas líquidas establecidas en la Resolución N°2-SA-2014.

Los límites máximos permisibles de contaminantes para descargas líquidas se presentan en la Tabla 1.5 (Municipio de Quito - Normas Técnicas, 2014, pp. 4-5).

**Tabla 1.5.** Límites permisibles para el control de descargas líquidas del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito

Parámetro	Límites permisibles		
	Unidad	Alcantarillado	Cuerpo de agua dulce
DBO <sub>5</sub>	mg/L	<b>120,0</b>	70,0
DQO	mg/L	<b>240,0</b>	123,0
Aceites + grasas	mg/L	<b>100,0</b>	50,0
Sólidos totales	mg/L	<b>1 600,0</b>	1 020,0
Sólidos sedimentables	ml/L	<b>10,0</b>	1,0
Sólidos suspendidos	mg/L	<b>95,0</b>	53,0
Nitritos + nitratos	mg/L	<b>40,0</b>	10,0
Fosfatos	mg/L	<b>15,0</b>	10,0
Caudal	L/s	<b>4,5</b>	4,5

(Normas técnicas, 2014, pp. 4-5)

### **Ordenanza 404 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito**

La Ordenanza Metropolitana 404 es un instructivo que contiene las funciones y obligaciones por parte de las instituciones para cumplir las normas técnicas establecidas por el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito.

La Ordenanza Metropolitana 404 especifica las sanciones en caso de no cumplir con las normas técnicas. Para el caso del incumplimiento en el control de descargas líquidas va depender del impacto ambiental generado por la institución (Municipio de Quito - Ordenanza 404, 2014, pp. 1-3).

#### **1.2.6 FACTIBILIDAD ECONÓMICA DE UN PROYECTO**

Una vez que se han realizado los criterios para implementar el proyecto es necesario saber si es factible, y se analiza con base a la posibilidad de éxito o fracaso del proyecto.

Para analizar si el proyecto tendrá éxito, se evaluará la rentabilidad económica con base a los indicadores económicos: Valor Actual Neto (VAN) y Tasa Interna de Retorno (TIR) a partir de un flujo de caja (Barajas, 2008, pp. 161-168).

El flujo de caja se interpreta como las entradas y salidas de flujos efectivos que tiene el proyecto durante un tiempo determinado. El análisis se realiza mediante los siguientes parámetros (Barajas, 2008, pp. 161-168).

#### **Inversión total**

La inversión total del proyecto es la asignación de los recursos para implementar un proyecto. Los recursos pueden ser activos fijos como: instalaciones,

infraestructura, equipamiento etc., y activos intangibles como: dinero, bonos, patentes, etc (Mungaray y Ramírez, 2004, p.129).

### **Aportación de socios**

Es la cantidad de recursos que dispone un proyecto por parte de los accionistas, para la implementación y puesta en marcha del proyecto (Mungaray y Ramírez, 2004, p.129).

### **Dividendo de financiamiento**

Es la cantidad de recursos que necesita un proyecto por parte de terceros, debido a que los socios no pueden saldar en su totalidad la inversión inicial del proyecto, lo más común es pedir préstamos a una institución financiera (Hamilton y Pezo, 2005, pp. 151).

### **Costos para el funcionamiento del proyecto**

El costo de funcionamiento representa los gastos que tiene el proyecto una vez que se ha puesto en marcha. Estos gastos pueden ser: operativo, administrativo, mantenimiento, etc (Hamilton y Pezo, 2005, pp. 153).

### **Ingresos que genera el proyecto**

El objetivo de todo proyecto es generar ingresos o satisfacer una necesidad. Los ingresos se producen por el beneficio que crea el proyecto una vez que se encuentra en funcionamiento, los mismos que pueden ser activos fijos o intangibles (Barajas, 2008, pp. 166).

**Flujo bruto**

El flujo bruto es la cantidad de capital que tiene el proyecto después de pagar los costos de funcionamiento del mismo. Es un parámetro fundamental en el flujo de caja, debido a que indica si el proyecto va obtener ganancias (Barajas, 2008, pp. 168).

**Impuesto a la renta**

El impuesto a la renta se aplica a todos los proyectos que generen una ganancia o utilidad al final de cada año y se aplica sobre el flujo bruto que genero el proyecto para cada año. Los proyectos ambientales no pagan dicho impuesto (Hamilton y Pezo, 2005, pp. 154).

**Flujo de caja neto**

Es la cantidad de capital disponible para cada año una vez que se han pagado los costos para el funcionamiento del proyecto y los impuestos a la renta mencionados (Hamilton y Pezo, 2005, pp. 158-161).

**Flujo de caja neto acumulativo**

Es la cantidad de capital total que tiene anualmente el proyecto desde que se implementó. En el flujo de caja neto acumulativo se suma o se resta, según corresponda, otras partidas del balance financiero que no hayan sido tomadas en cuenta previamente. (Mungaray y Ramirez, 2004, p.133).

## 2. PARTE EXPERIMENTAL

### 2.1 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE UNA FÁBRICA PRODUCTORA DE PAPEL

#### 2.1.1 MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES

Se realizó el muestreo de las aguas residuales provenientes de la fábrica productora de papel, la cual opera las 24 horas al día. Se tomó como referencia la Tabla N° 4 del numeral 6.3, para flujos continuos de las normas técnicas para el control de descargas líquidas establecidas en la Resolución N°2-SA-2014 en fábricas que operan las 24 horas del día. El número de muestras simples que se necesitan están en función de las horas que opera el proceso generador de la descarga líquida como se presenta en la Tabla 2.1.

**Tabla 2.1.** Número de muestras simples en función del tiempo que opera el generador de la descarga

Horas por día que opera el proceso generador de la descarga	Número de muestras simples	Inventario entre toma de muestras simples (horas)	
		Mínimo	Máximo
Hasta 8	4	1	2
De 8 a 16	4	2	3
<b>De 16 a 24</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>4</b>

(Normas técnicas, 2014, p. 12)

Para obtener una muestra compuesta se procedió a tomar 6 muestras simples por día en el punto de descarga del efluente. El horario de muestreo fue desde las 8 h 00 hasta la 23 h 00 con un intervalo de 3 horas para cada muestra.

Se midieron los caudales instantáneos para cada muestra simple con base al método del cubo que consiste en llenar un recipiente con escala en volumen y mediante un cronómetro tomar el tiempo que se demora en llenar el recipiente hasta un volumen determinado.

Posteriormente se procedió a preservar las muestras con base en la Norma APHA 1060 C para su posterior transporte al laboratorio.

## 2.1.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS MUESTRAS DE AGUAS RESIDUALES

Se realizaron análisis de los parámetros físico-químicos del agua residual mediante los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012).

El criterio para la selección de los parámetros, se hizo en función de análisis previos de los efluentes del año 2014, realizados por la fábrica en estudio. Los mismos que se detallan en la Tabla 2.2 (APHA, 2012).

**Tabla 2.2.** Parámetros físico-químicos del agua residual de la fábrica productora de papel

Parámetro	Procedimiento
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	APHA 5210 B
Demanda química de oxígeno (DQO)	APHA 5220 D
Sólidos totales	APHA 2540 A
Sólidos suspendidos	APHA 2540 D
Sólidos disueltos	APHA 2540 C
Sólidos sedimentables	APHA 2540 F
Nitratos	APHA 4500 E
Nitritos	APHA 4500 B
Nitrógeno amoniacal	APHA 4500-NH3C
Fosfatos	APHA 4500 C

(Standart Methods for the Examination of the Water APHA, 2012)

Los procedimientos para los análisis de los parámetros físico-químicos del agua residual de la Tabla 2.2 se describen en el Anexo I. Los análisis se realizaron en el Laboratorio Nacional de Aguas y Sedimentos (LANCAS, INAMHI).

## **2.2 EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO CON BASE EN UN TANQUE SEDIMENTADOR, UN RBC, Y UN FILTRO DE ARENA Y GRAVA A ESCALA DE LABORATORIO**

### **2.2.1 EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE SEDIMENTACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO**

Para encontrar las condiciones óptimas, se realizaron pruebas de sedimentación a escala de laboratorio, con el fin de remover la mayor cantidad de sólidos del agua residual. Se evaluó la altura de interfaz de los sólidos sedimentables y la remoción de sólidos suspendidos a diferentes tiempos.

#### **2.2.1.1 Determinación de la altura de interfaz del líquido clarificado en la sedimentación**

Se colocó 1 litro de agua residual en una probeta de graduación entre 0 a 50 cm. Se registró la altura del líquido clarificado para diferentes tiempos 5, 15, 25, 40, 55, 70, 90 y 120 min con ayuda de un cronómetro, la altura se reportó en cm, con tres repeticiones para cada tiempo. Esta prueba sirvió para determinar el área requerida para la concentración de lodos y la zona de clarificación del agua residual. El método de obtención de las áreas mencionadas se detalla en la Sección 2.3.2.

#### **2.2.1.2 Determinación de los sólidos suspendidos en la sedimentación**

Para determinar los sólidos suspendidos removidos en el tratamiento de sedimentación, se procedió a tomar 9 litros de agua residual y se distribuyó en 9 vasos de precipitación de 1 litro de muestra cada uno. Se procedió a tomar una muestra de 100 mL del sobrenadante con la ayuda de una pipeta volumétrica para cada vaso de precipitación a tiempos de: 0, 5, 15, 25, 40, 55, 70, 90 y 120 min con



la ayuda de un cronómetro, con tres repeticiones para cada tiempo. Se realizó el análisis de sólidos suspendidos mediante el procedimiento APHA 2540 D.

### **2.2.1.3 Determinación del tiempo de sedimentación**

Para determinar el tiempo de sedimentación a escala de laboratorio se realizó con base en la norma APHA 2540 F. Se colocó el agua residual en un cono Imhoff de 1 litro. Se mezcló la muestra de agua residual con una varilla de agitación, y se dejó sedimentar por 45 minutos. Posteriormente se removió suavemente las paredes del cono con una varilla de agitación para que precipiten los sólidos que quedaron pegados a al cono y se dejó sedimentar por 45 minutos más. Se registró datos de concentración de sólidos sedimentables para diferentes tiempos 5, 15, 25, 40, 55, 70, 90 y 120 min y se reportó en mL/L, con tres repeticiones para cada tiempo.

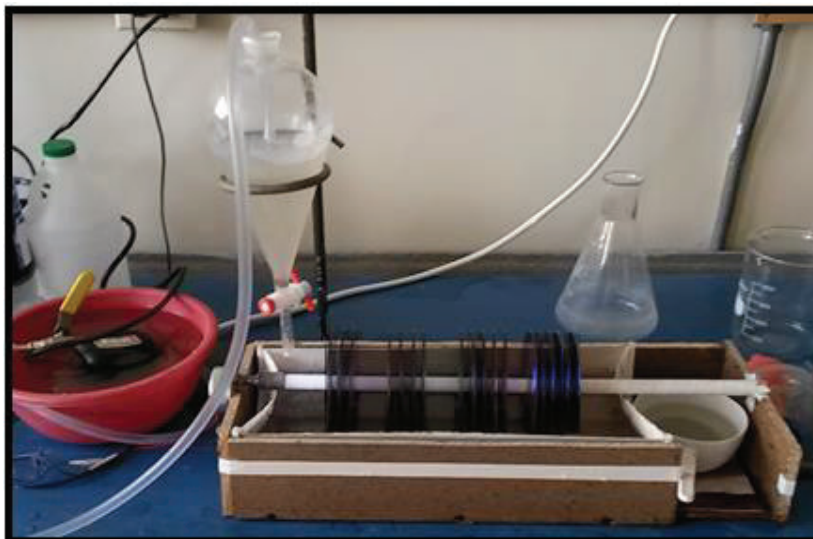
## **2.2.2 EVALUACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO (RBC) A ESCALA DE LABORATORIO**

Para encontrar las condiciones óptimas del RBC se evaluó el tiempo de estabilización de los microorganismos, el orden de la reacción para el consumo de  $\text{DBO}_5$ , además, variables de salida como DBO y DQO.

### **2.2.2.1 Conteo y estabilización de los microorganismos en el RBC**

Para la determinación del tiempo de estabilización de los microorganismos, se construyó un RBC a escala de laboratorio mediante discos de polietileno, un motor rotativo y un tanque de PVC.

El reactor fue instalado en el Laboratorio de Análisis Instrumental de la Escuela Politécnica Nacional. El esquema del reactor se presenta en la Figura 2.1.



**Figura 2.1.** Esquema del RBC a escala de laboratorio

El RBC se diseñó a escala de laboratorio y se construyó a partir de: 20 discos de polietileno de 16 cm de diámetro, un motor rotativo de  $\frac{1}{4}$  hp a 120 V, un tubo plástico como eje giratorio, un tanque de PVC de 8 in cortado por la mitad del eje transversal y una bomba peristáltica. Los criterios de diseño del RBC a escala de laboratorio se presentan en la Tabla 2.3 (Romero, 2001, p. 606).

**Tabla 2.3.** Parámetros de diseño del RBC a escala de laboratorio

Parámetros de diseño	Valor	Unidad
Etapas en el RBC	> 4	-
Espaciamiento entre discos	0,01	m
Espaciamiento entre etapas	0,05	m
Velocidad de giro de los discos	3	rpm

Se determinaron las concentraciones de nutrientes del agua residual al final del tratamiento de sedimentación. Los principales nutrientes que proporcionan un óptimo crecimiento a los microorganismos son: DQO, nitratos y fosfatos, con base en la relación DQO/N/P: 100/1,25/0,25 (Martí, 2002, p. 12).

El inóculo para el RBC se obtuvo del licor del proceso de la industria maderera, y se realizó un conteo de microorganismos mediante cámaras de recuento de Petroff

Hauser. El procedimiento se encuentra en el Anexo II. El análisis se realizó en el Laboratorio Nacional de Aguas y Sedimentos (LANCAS, INAMHI).

La muestra inicial se preparó para 3 litros de mezcla, compuesta por agua residual en un 90% (v/v) y un inóculo de microorganismos 10% (v/v). Estas concentraciones según Martí (2002, p.23) son ideales para arrancar un proceso de estabilización entre el agua residual y un inóculo de microorganismos.

Para estabilizar el RBC, se procedió a encender el reactor y se dosificó 0,7 mL/min de agua residual, proveniente del tratamiento de sedimentación, el reactor funcionó de forma continua. El caudal permitió un contacto íntimo entre los discos y el agua residual, se tomó una muestra de 1 litro cada día y se procedió a caracterizar variables de salida de DBO y DQO (Castillo, Bolio y Roger, 2012, p. 85).

El tiempo de estabilización se obtuvo cuando las variables de salida del reactor se mantuvieron constante con el tiempo y se determinó a partir de una curva de DBO en función del tiempo (Cuevas, González y González, 2004, pp. 31-35).

#### 2.2.2.2 Determinación del orden y la cinética de reacción del RBC

Para determinar el orden de reacción y la constante cinética se usó el método integral de las reacciones. Se tomó como base los datos obtenidos de la curva de DBO en función del tiempo, y se procedió a construir las curvas con base a las ecuaciones: [2.1], [2.2] y [2.3]; se realizó una regresión lineal para cada curva y se evaluó la linealidad con ayuda del factor  $r^2$  (Fogler, 2001, pp. 235-238).

- **Ecuación de orden 1**

$$\ln \frac{C_{A0}}{C_A} = kt \quad [2.1]$$

Donde:

$C_A$ : concentración de DQO al tiempo t, [mg/L]

$C_{A0}$ : concentración de DQO al tiempo 0, [mg/L]  
 $k$ : constante cinética de la reacción, [mg/L\*día]  
 $t$ : tiempo, [día]

- **Ecuación de segundo orden**

$$\frac{1}{C_A} - \frac{1}{C_{A0}} = kt \quad [2.2]$$

Donde:

$C_A$ : concentración de DQO al tiempo t, [mg/L]  
 $C_{A0}$ : concentración de DQO al tiempo 0, [mg/L]  
 $k$ : constante cinética de la reacción, [1/día]  
 $t$ : tiempo, [día]

- **Ecuación de tercer orden**

$$\frac{1}{C_A^2} - \frac{1}{C_{A0}^2} = kt \quad [2.3]$$

Donde:

$C_A$ : concentración de DQO al tiempo t, [mg/L]  
 $C_{A0}$ : concentración de DQO al tiempo 0, [mg/L]  
 $k$ : constante cinética de la reacción, [L/mg día]  
 $t$ : tiempo, [día]

### 2.2.2.3 Determinación del flujo inicial de agua residual al RBC

Una vez alcanzada la estabilización de los microorganismos, se realizaron ensayos a escala de laboratorio a diferentes concentraciones de cargas orgánicas a la entrada del RBC. Para cada ensayo se realizó tres repeticiones y se determinó: tiempo de residencia, remoción de DBO, remoción de DQO y remoción de sólidos suspendidos (Wang, Wu y Shammass, 2009, p. 445).

Las cargas orgánicas se escogieron con base en los parámetros de diseño del RBC para la remoción de DBO en aguas residuales y se presentan en la Tabla 2.4 (Romero, 2001, p. 620).

**Tabla 2.4.** Ensayos a escala de laboratorio para diferentes cargas orgánicas a la entrada del RBC

Carga orgánica (g DQO/m <sup>2</sup> *d)	Ensayo
35	1
45	2
55	3
60	4

(Romero, 2001, p. 620)

Las cargas orgánicas se obtuvieron a partir de la variación del caudal al ingreso del reactor y el área húmeda de contacto con los discos como se observa en la Ecuación [2.4] (Romero, 2001, p. 620).

$$CH = \frac{Q \cdot C_i}{A_h} \quad [2.4]$$

Donde:

CH: carga orgánica, [g DQO/m<sup>2</sup> \* día]

Q: caudal de ingreso al reactor, [m<sup>3</sup>/día]

Ci: concentración de DQO al ingreso del reactor, [g DQO/ m<sup>3</sup>]

A<sub>h</sub>: área húmeda de contacto de los discos, [m<sup>2</sup>]

### 2.2.3 EVALUACIÓN DE UN FILTRO DE ARENA Y GRAVA A ESCALA DE LABORATORIO

Para encontrar las condiciones óptimas del filtro de arena y grava. Se realizó una caracterización granulométrica de dos tipos de arena de sílice fume y precipitada.

Se determinó la altura efectiva del filtro y el tiempo de saturación a diferentes caudales.

### 2.2.3.1 Caracterización granulométrica de las arenas para el lecho filtrante

Se realizó pruebas de granulometría para dos tipos de arena sílice, precipitada y fume de dos casas comerciales Ecuamaster y Produquimic respectivamente, para poder comparar el desempeño como material filtrante. (Fair et al, 2002, pp. 228).

- La arena se secó en una estufa a 110°C por 4 horas y se dejó enfriar por 2 horas
- 1 kg de arena de sílice se pesó en una balanza digital DENVER, 10 kg, 0,1 g
- La muestra de arena se vertió en un juego de tamices con un rango de tamaño de poro entre 0,15 mm – 2,38 mm; y se procedió a tamizar con la ayuda un agitador mecánico
- El porcentaje de peso acumulado se calculó para cada tamiz
- La curva de distribución de grano entre el porcentaje de peso acumulado y el diámetro del tamiz, se realizó a escala logarítmica base 10.

El coeficiente de uniformidad  $C_u$  se determinó mediante la Ecuación [2.5] (Fair et al, 2002, pp. 228).

$$C_u = \frac{P_{60}}{P_{10}} \quad [2.5]$$

Donde:

$C_u$ : coeficiente de no uniformidad, [unidades]

$P_{60}$ : tamaño de partícula al cual se deja pasar el 60 % de la muestra significativa, [%]

$P_{10}$ : tamaño de partícula al cual se deja pasar el 10 % de la muestra significativa, [%]

Este proceso se realizó para las muestras de arena de sílice precipitada y fume, se evaluó la arena con mejor distribución granular para un rango de coeficiente de uniformidad entre 0,0 a 2,5; mientras menor sea el coeficiente de uniformidad mejor distribución tendrá la arena sílice (Fair et al, 2002, pp. 226-229).

### 2.2.3.2 Determinación de la altura efectiva del filtro de arena y grava

Una vez evaluada la arena con mejor distribución, se procedió a determinar la altura efectiva del filtro, para lo cual se realizó ensayos de filtración a escala de laboratorio con la ayuda de filtros pequeños, con tres repeticiones para cada ensayo. Se dosificó agua residual proveniente del RBC a los filtros con diferentes cargas hidráulicas. Al final de cada ensayo se determinaron los sólidos suspendidos.

La altura efectiva del lecho filtrante será la que mejor remoción de sólidos suspendidos dé como resultado al final del tratamiento. Las variables de entrada para los ensayos de filtración se presentan en la Tabla 2.5 (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 300-304).

**Tabla 2.5.** Variables de entrada para los ensayos de altura efectiva

Altura del lecho de arena de sílice (cm)	Carga hidráulica (m/día)	
	1,5	2,5
0	Ensayo 1	Ensayo 10
8	Ensayo 2	Ensayo 11
15	Ensayo 3	Ensayo 12
20	Ensayo 4	Ensayo 13
30	Ensayo 5	Ensayo 14
35	Ensayo 6	Ensayo 15
45	Ensayo 7	Ensayo 16

**Tabla 2.5.** Variables de entrada para los ensayos de altura efectiva (continuación...)

Altura del lecho de arena de sílice (cm)	Carga hidráulica (m/día)	
	1,5	2,5
50	Ensayo 8	Ensayo 17
55	Ensayo 9	Ensayo 18

### 2.2.3.3 Determinación del tiempo de saturación del filtro de arena y grava

Una vez obtenida la altura efectiva, se construyó un filtro de arena y grava a escala de laboratorio mediante una tubería PVC de 6 in de diámetro, la arena de sílice con mejor distribución granular y grava. (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 300-304).

Se procedió a dosificar al filtro diferentes flujos de agua residual tratadas por el RBC, con cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día; hasta que el filtro no retenga más sólidos suspendidos y la concentración a la salida del filtro sea igual a la que tenía al inicio del tratamiento. El tiempo de saturación del filtro se encuentra entre 0 a 15 días (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 300-304).

El caudal del agua residual a la salida del filtro, se determinó con la ayuda de un vaso de precipitación de 1 litro y un cronómetro. La tasa de filtración se determinó a partir del caudal de salida y el área del filtro mediante la Ecuación [2.6] (Orozco, 2005, p. 383).

$$t_f = \frac{Q_{salida}}{A_{filtro}} \quad [2.6]$$

Donde:

$t_f$ : tasa de filtración, [m/h]

$Q_{salida}$ : caudal de salida del agua residual en el filtro, [m<sup>3</sup>/h]

$A_{filtro}$ : área del filtro a escala de laboratorio, [m<sup>2</sup>]



Una vez obtenido el tiempo de saturación se procedió a realizar el retrolavado al filtro con flujos de agua en contracorriente. Los caudales de agua para la limpieza del filtro fueron de 4,5 L/min y 5,5 L/min; parámetros de diseño a partir de 250 y 320 L/min\*m<sup>2</sup> (Company, 2002, p.52).

## **2.3 DISEÑO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Con los resultados obtenidos de las Secciones 2.2, 2.3 y 2.4; se procedió con el escalado de los equipos principales de la planta de tratamiento de aguas residuales.

### **2.3.1 ESCALADO DEL TANQUE DE ALMACENAMIENTO**

El escalado del tanque de almacenamiento se realizó a partir de parámetros de diseño. La relación entre la altura y el diámetro del tanque de almacenamiento se presenta en la Ecuación [2.7] (Esquivel, 2009, p. 67).

$$\frac{H}{D} = 0.5 \quad [2.7]$$

Donde:

H: altura del tanque de almacenamiento, [m]

D: diámetro del tanque de almacenamiento, [m]

El volumen del tanque de almacenamiento tendrá un factor de corrección del 20% se calculó con la Ecuación [2.8] (Esquivel, 2009, p. 67).

$$Vt = V * \left(1 + \frac{f}{100}\right) \quad [2.8]$$

Donde:

Vt: volumen total de tanque de almacenamiento, [m<sup>3</sup>]

- V: volumen teórico para 4 horas de operación, [m<sup>3</sup>]  
 f: factor de seguridad, [%]

Para el cálculo del diámetro del tanque de almacenamiento se aplicó la Ecuación [2.9] (Esquivel, 2009, p. 67).

$$D = \sqrt[3]{\frac{8V}{\pi}} \quad [2.9]$$

La altura del tanque de almacenamiento se calculó al remplazar el diámetro en la Ecuación [2.7].

$$H = 0,5 D$$

### 2.3.2 ESCALADO DEL TANQUE DE SEDIMENTACIÓN

Para el escalado del tanque de sedimentación se va determinar el área de espesado de fangos y el área para la zona de clarificación. Se usó los datos obtenidos de la curva de sedimentación entre la altura de clarificación del agua residual en función del tiempo de la Sección 2.2.1.

#### Calculo del área de espesado de fangos

El área necesaria para el espesado de fangos en el proceso de sedimentación se calculó mediante la Ecuación [2.10] (Metcalf y Eddy, 2003, pp. 302).

$$A_e = \frac{Q * tu}{Ho} \quad [2.10]$$

Donde:

- A<sub>e</sub>: superficie necesaria para el espesado de fangos, [m<sup>2</sup>]  
 Q: caudal que entra al tanque, [m<sup>3</sup>/s]

$H_o$ : altura inicial de la interfaz en la columna, [m]

$t_u$ : tiempo necesario para la concentración de fangos deseados, [s]

### Calculo del área de clarificación

La velocidad de asentamiento de los sólidos sedimentables es un parámetro importante para determinar el área de clarificación y se calculó mediante la Ecuación [2.11] (Metcalf y Eddy, 2003, p. 302).

$$v_s = \frac{H_o - H_1}{t_o - t_1} \quad [2.11]$$

Donde:

$v_s$ : velocidad de asentamiento, [m/s]

$H_1$ : altura de la interfaz en la columna a un tiempo 1, [m]

$t_o$ : tiempo inicial, [s]

$t_1$ : tiempo, [s]

La tasa de clarificación del líquido sobre la zona de compresión de los lodos, se calculó mediante la Ecuación [2.12] (Romero, 2001, p. 653).

$$Q_o = \frac{Q*(H_o - H_u)}{H_o} \quad [2.12]$$

Donde:

$Q_o$ : caudal de clarificación del líquido, [m<sup>3</sup>/s]

$H_u$ : altura para alcanzar la concentración de fangos deseados, [m]

El área requerida para la clarificación se calculó mediante la Ecuación [2.13] (Romero, 2001, p. 654).

$$A_c = \frac{Q_o}{v_s} \quad [2.13]$$

Donde:

$A_c$ : área requerida para la clarificación, [m<sup>2</sup>]

En el diseño final se comparó  $A_c$  con  $A_e$ , y el área con mayor magnitud es la que determina el control de diseño. Esto se debe a que el área mayor demanda un mayor tiempo de residencia en el proceso (Metcalf y Eddy, 2003, p. 304).

El diseño del tanque de sedimentación más usado es de forma circular para el cálculo del diámetro se aplicó la Ecuación [2.14] (Romero, 2001, p. 654).

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}} \quad [2.14]$$

Donde:

D: diámetro del tanque de sedimentación, [m]

A: área requerida de control de diseño, [m<sup>2</sup>]

Para el volumen del tanque de sedimentación se aplicó la Ecuación [2.15] (Romero, 2001, p. 655).

$$V_1 = A * H \quad [2.15]$$

Donde:

$V_1$ : volumen del tanque de sedimentación parte rectangular, [m<sup>3</sup>]

H: altura de diseño, [m]

Para la capacidad del sedimentador de la parte cónica se calculó mediante la Ecuación [2.16] (Orozco, 2005, p. 654).

$$V_2 = \pi * \frac{1}{3} * h * \frac{D^2}{4} \quad [2.16]$$

Donde:

$V_2$ : volumen del tanque de sedimentación parte cónica, [m<sup>3</sup>]

D: diámetro de la parte cónica del sedimentador, [m]  
 h: altura de diseño, [m]

La capacidad total del sedimentador se aplicó con la Ecuación [2.17] (Orozco, 2005, p. 655).

$$V_T = V_1 + V_2 \quad [2.17]$$

Donde:

$V_T$ : volumen total del tanque de sedimentación, [m<sup>3</sup>]

Para el tiempo de residencia en el tanque de sedimentación se aplicó la Ecuación [2.18] (Orozco, 2005, p. 654).

$$tr = \frac{V_T}{Q} \quad [2.18]$$

Donde:

tr: tiempo de residencia del tanque de sedimentación, [h]

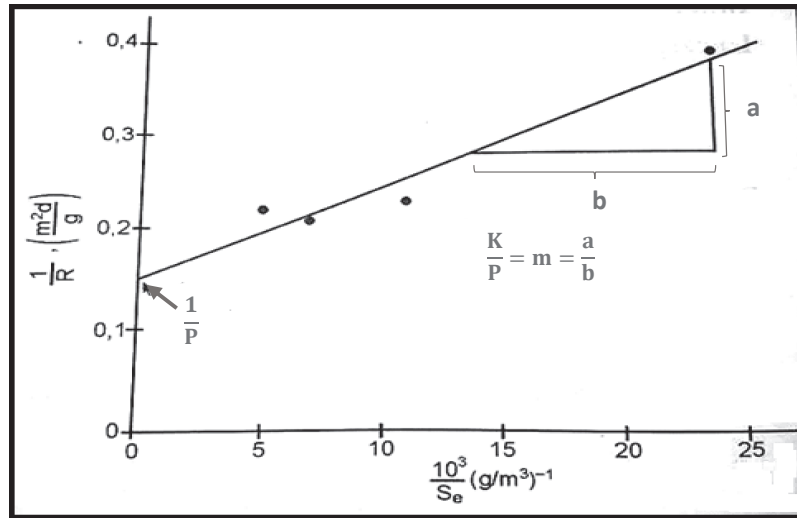
### **2.3.3 ESCALADO DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO (RBC)**

El escalado del RBC se realizó con base en las constantes cinéticas de diseño P y K propuesto por Di Palma en el año 2003, a partir de una curva empírica. (Di Palma y Verdone, 2009. pp. 6-9)

Para determinar las constantes cinéticas de diseño, se procedió a construir una curva entre el inverso de la carga orgánica y el inverso de la concentración de DQO.

Una vez construida la curva se procedió a realizar una regresión lineal y se prolongó la recta hasta cortar con el eje de las ordenadas. Se construyó dos líneas auxiliares a y b para determinar la pendiente de la recta de linealización. El método gráfico

para determinar las constantes de diseño del RBC se puede observar en la Figura 2.2 (Romero, 2001, pp. 626).



**Figura 2.2.** Curva empírica para el escalado del RBC  
(Romero, 2001, p. 626)

La constante cinética P se obtiene a partir de la Ecuación [2.19] (Romero, 2001, p. 626).

$$y = \frac{1}{P} \quad [2.19]$$

Donde:

y: ordenada del eje del inverso de la carga orgánica, [ $m^2 \cdot \text{día} / g \text{ DQO}$ ]

P: constante de diseño, [ $g \text{ DQO} / m^2 \cdot \text{día}$ ]

La constante cinética K se obtiene a partir de la Ecuación [2.20] (Romero, 2001, p. 626).

$$m = \frac{K}{P}$$

Donde:

m: pendiente de la recta de linealización de la curva empírica, [ $m^2 \cdot \text{día} / g \text{ DQO}$ ]

K: constante de diseño, [g DQO/ m<sup>3</sup>]

El área húmeda total del reactor se calculó mediante la Ecuación [2.21] (Ramalho, 2003, p. 1052).

$$AH = \frac{Qi (So-Se)}{P \left( \frac{Se}{K+Se} \right)} \quad [2.21]$$

Donde:

AH: área húmeda total del RBC, [m<sup>2</sup>]

Qi: caudal medio de la fábrica, [m<sup>3</sup>/día]

Se: concentración de DQO a la entrada del RBC, [g DQO/m<sup>3</sup>]

So: concentración de DQO a la salida del RBC, [g DQO/m<sup>3</sup>]

Una vez calculada el área húmeda total del RBC, se procedió a escalar los discos.

El área húmeda de un disco se calculó con la Ecuación [2.22] (Ramalho, 2003, p. 1052).

$$A_h = \frac{\pi * D^2}{4} \quad [2.22]$$

Donde:

A<sub>h</sub>: área húmeda de un disco, [m<sup>2</sup>]

D: diámetro del disco, [m]

El número de discos se obtuvo con la Ecuación [2.23] (Romero, 2001, pp. 625).

$$N = \frac{AH}{A_h} \quad [2.23]$$

Donde:

N: número de discos, [unidades]

Las características del contenedor del RBC se presentan a continuación:

El largo del RBC se calculó con la Ecuación [2.24] (Romero, 2001, pp. 648).

$$L_{RBC} = (N * l) + (N - M)e + (M + 2)E \quad [2.24]$$

Donde:

- L: largo del RBC, [m]
- M: número de etapas, [unidades]
- l: espesor de los discos, [m]
- e: espaciamiento entre discos, [m]
- E: espaciamiento entre etapas, [m]

Para el volumen del RBC se aplicó la Ecuación [2.25] (Jiménez, 2001, p. 53).

$$V_{RBC} = \frac{A_h}{2} * L_{RBC} \quad [2.25]$$

Donde:

- $V_{RBC}$ : volumen total del RBC, [m<sup>3</sup>]

El tiempo de residencia se aplicó la Ecuación [2.26] (Jiménez, 2001, p. 53).

$$tr = \frac{V_{RBC}}{Q_d} \quad [2.26]$$

Donde:

- tr: tiempo de residencia del RBC, [h]
- $Q_d$ : caudal que entrada al RBC, [m<sup>3</sup>/h]

### 2.3.4 ESCALADO DEL FILTRO DE ARENA Y GRAVA

Para el escalado del filtro es importante determinar la pérdida de carga del filtro expuesta por Fair y Hatch para lechos filtrantes no estratificados. Debido a que el



filtro se satura de sólidos y empieza a obstruir el paso del agua residual. El cálculo de la pérdida de carga se realizó mediante la Ecuación [2.27] (Willy, 2006, p. 15).

$$Hf_{arena} = f \frac{L \cdot \gamma}{g} v \frac{(1-Po)^2}{Po^3} \left( \frac{6}{Ce \cdot Dc} \right)^2 \quad [2.27]$$

Donde:

- Hf: pérdida de carga, [cm]
- f: coeficiente de Cozeny, [unidades]
- L: altura el lecho, [cm]
- $\gamma$ : viscosidad cinemática del agua, [m<sup>2</sup>/s]
- g: gravedad, [m/s<sup>2</sup>]
- v: velocidad de filtración, [m/s]
- Po: factor de porosidad, [unidades]
- Ce: coeficiente de esfericidad, [unidades]
- Dc: diámetro promedio de la arena, [m]

La altura total del lecho de arena sílica está en función de la altura efectiva y la pérdida de carga del filtro y se calculó mediante la Ecuación [2.28] (Fair et al, 2002, pp. 227).

$$H_{silica} = H_{ef} + Hf_{arena} \quad [2.28]$$

Donde:

- H<sub>silica</sub>: altura total del lecho de arena, [m]
- H<sub>ef</sub>: altura efectiva de lecho de arena, [m]

Para el diseño de filtros abiertos el soporte más usado es la grava y tiene la misma altura que de la arena de sílice. (Romero, 2001, p. 274).

La altura total del filtro se calculó con la Ecuación [2.29] (Fair et al, 2002, pp. 229).

$$H_{filtro} = H_{silica} + H_{grava} + H_{sobre} \quad [2.29]$$

Donde:

$H_{\text{filtro}}$ : altura total del filtro, [m]

$H_{\text{grava}}$ : altura total de la grava, [m]

$H_{\text{sobre}}$ : altura sobrenadante del agua residual en el filtro, [m]

El área del filtro se calculó con la Ecuación [2.30] (Willy, 2006, p. 20).

$$A = \frac{Q}{t_f} \quad [2.30]$$

Donde:

A: área del filtro, [ $m^2$ ]

Q: caudal, [ $\frac{m^3}{h}$ ]

$t_f$ : tasa de filtración, [ $\frac{m^3}{m^2 h}$ ]

El filtro más usado es de forma circular, debido a que optimiza el volumen del lecho filtrante y ofrece un mejor diseño al paso del agua residual. El cálculo del diámetro se lo realizó mediante la Ecuación [2.14]

El volumen del filtro se calculó con la Ecuación [2.31] (Orozco, 2005, p. 347).

$$V = A * H_{\text{filtro}} \quad [2.31]$$

Donde:

V: volumen del filtro, [ $m^3$ ]

### 2.3.5 ESTIMACIÓN DE LA FACTIBILIDAD ECONÓMICA DEL TRATAMIENTO

Una vez escalado y dimensionado el sistema de tratamiento de aguas residuales de la fábrica productora de papel, con ayuda del programa MS Excel™, se

desarrolló una matriz de relación de costo-beneficio. Los costos e ingresos se evaluaron de la siguiente manera:

### **Costos de inversión para el sistema de aguas residuales**

El costo de equipos se evaluó con ayuda de los precios actuales en el mercado para equipos que cumplan con las dimensiones y características del escalado. El costo de obra civil se evaluó con base en valores actuales de mano de obra e inmobiliaria para la construcción de las instalaciones del sistema de agua residual (Contraloría General del Estado, 2015, pp.1-2)

El costo de la operación se evaluó con base en el consumo de reactivos, insumos y energía. El sueldo del personal se evaluó con base en el salario mínimo y el puesto a desempeñar en el sistema de tratamiento de aguas residuales (Ministerio de Relaciones Laborales, 2015; Quintero y Zapata, 2007, pp. 591-595)

### **Ingresos por recirculación del agua al proceso y evitar el pago de multas**

El ingreso por concepto de ahorro al recircular el agua residual al proceso, se evaluó con base en el volumen recirculado al proceso de obtención de papel y el costo del agua fresca.

Las sanciones a las industrias que no tengan un adecuado tratamiento a sus efluentes líquidos y no cumplan con los valores límites de descargas líquidas con base en la Ordenanza 404 serán sancionados entre 30 a 60 remuneraciones básicas unificadas (10 800 y 21 600 USD), además, la remediación del lugar afectado (Municipio de Quito - Ordenanza 404, 2014, pp.65-70).

Las auditorías de verificación del cumplimiento se realizan semestralmente. Al ser una industria con contaminantes y químicos peligrosos, el valor de la multa será

alta, además, la remediación inmediata del cuerpo afectado por la descarga (Municipio de Quito - Ordenanza 404, 2014, pp.65-70).

### **Indicadores económicos**

El VAN se calculó mediante la Ecuación [2.33] (Díaz, 2005, pp. 5-11).

$$VAN = \sum_{T=0}^n \frac{F_n}{(1+i)^n} \quad [2.33]$$

Donde:

Fn: valor del flujo futuro de fondos, [USD]

i: tasa de interés de descuento, [%]

n: número de periodos correspondiente al flujo de fondos, [unidades]

El TIR se calculó mediante la Ecuación [2.34] (Díaz, 2005, pp. 5-11).

$$TIR = \sum_{T=0}^n \frac{F_n}{(1+i)^n} = 0 \quad [2.34]$$

La TIR está íntimamente relacionado con el VAN, la función valor actual neto. La tasa de retorno calculada por la TIR es la tasa de interés correspondiente a un valor neto actual 0.

### 3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 RESULTADOS DEL MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

##### 3.1.1 RESULTADOS DEL MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES

Los resultados de los volúmenes de las muestras simples para formar una muestra compuesta en un día se presentan en la Tabla 3.1

**Tabla 3.1.** Promedio de los volúmenes de muestras simples para formar una muestra compuesta de 20 L por día

Nº Muestra	Hora del Día	Caudal (L/s)	Volumen necesario para una muestra compuesta de 20 litros (L)
1	8 h 00	1,81	3,7
2	11 h 00	1,89	3,9
3	14 h 00	1,34	2,8
4	17 h 00	1,65	3,4
5	20 h 00	1,56	3,2
6	23 h 00	1,44	3,0
<b>Promedio</b>		1,62	20 litros de muestra compuesta
<b>Desv. Estándar (<math>\sigma</math>)</b>		0,22	

$\bar{x} \pm \sigma$  (n=3)

El promedio del caudal por día de la Tabla 3.1 es de 1,62 litros con una desviación estándar de 0,22 litros. Esto es debido a que el método del cubo que se usó para medir el caudal instantáneo depende mucho de la apreciación de la persona que lo realiza.

Las muestras para el horario de las 8 h 00 y 11 h 00 de la Tabla 3.1 son las que reportan mayor caudal de agua residual. Esto es debido a que en las horas de la mañana la planta industrial está a su mayor capacidad, utilizando el agua para la producción de papel, limpieza y mantenimiento de los equipos industriales.

El caudal mínimo se da a las 14 h 00, donde parte del personal de la empresa se encuentra almorzando o se encuentra en cambios de turno de trabajo y la producción de la planta baja relativamente por motivos de seguridad. Los caudales decrecen en horas de la madrugada, con una reducción aproximada del 30% con relación a los caudales en horas de la mañana.

### 3.1.2 RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

Los resultados de la caracterización físico-química, para tres muestras de aguas residuales tomadas en diferentes días se presentan en la Tabla 3.2. Los análisis se realizaron en el Laboratorio Nacional de Aguas y Sedimentos (LANCAS, INAMHI).

**Tabla 3.2.** Caracterización físico-química de las aguas residuales realizadas en el laboratorio LANCAS y comparación con las Normas Técnicas

Parámetros (mg/L)	Muestra 1 (6/10/2014)	Muestra 2 (24/10/2014)	Muestra 3 (29/10/2014)	Promedio	Nivel máximo permisible Normas Técnicas (alcantarillado)
DBO	973,5	1 002,7	964,5	980,2	100
DQO	1 694	1 748	1 678	1 707	160
Sólidos Totales	6 474	6 679	5 898	6 350	1 600
Sólidos Sedimentables	220	221	221	221	< 1
Sólidos Suspendidos	4 575	4 967	4 231	4 591	100
Sólidos Disueltos	1 370	1 429	1 256	1 352	1000
Fosfatos	3,29	3,37	2,67	3,10	10
Nitratos	0,78	3,34	2,56	2,20	10
Nitritos	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	10
Nitrógeno Amoniacal	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	30

(Normas técnicas, 2014, pp.4-5)

Los promedios de la Tabla 3.2 se comparó con los valores permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas. Resolución N°2-SA-2014.

La DBO<sub>5</sub> y DQO son parámetros que no cumplen con la legislación vigente. Esto es debido a que la industria de producción de papel usa como materia prima celulosa, un biopolímero orgánico que aporta a la concentración de carga orgánica de las aguas residuales de la fábrica, además, el proceso de producción del papel usa muchos aditivos químicos que ayudan con la contribución de contaminantes en el efluente (Seyhan, 2000, p. 1180).

Los sólidos no cumplen con las normas técnicas para el control de descargas líquidas. En el proceso de producción de papel se pierde una cantidad importante de pulpa de papel con diferentes tamaños de partícula que son arrastrados por el agua residual (Nemerow y Dasgupta, 2010, p. 225).

### **3.2 EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO CON BASE EN UN TANQUE DE SEDIMENTADOR, UN RBC Y UN FILTRO DE ARENA Y GRAVA A ESCALA DE LABORATORIO**

#### **3.2.1 EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE SEDIMENTACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO**

##### **3.2.1.1 Determinación de la altura de interfaz del líquido clarificado en la sedimentación**

Las alturas de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos de sedimentación se presentan en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3.** Datos de la altura de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos

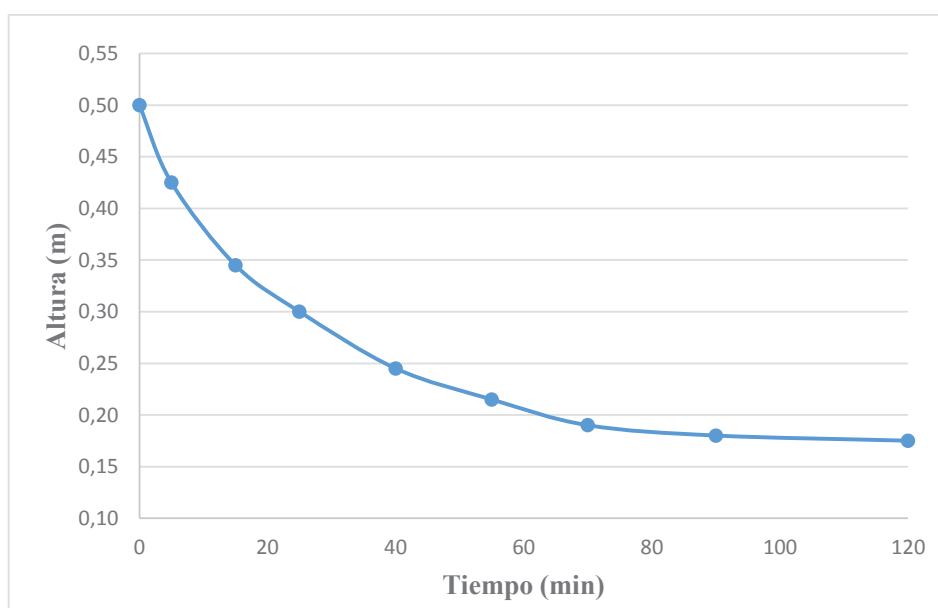
Tiempo (min)	Altura de la interfaz (m)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	0,50	0,50	0,52	0,51 ± 0,01
5	0,44	0,43	0,43	0,43 ± 0,01

**Tabla 3.3.** Datos de la altura de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos (continuación...)

Tiempo (min)	Altura de la interfaz (m)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
15	0,35	0,35	0,35	0,35 ± 0,00
25	0,29	0,31	0,29	0,30 ± 0,01
40	0,25	0,25	0,24	0,25 ± 0,01
55	0,21	0,22	0,23	0,22 ± 0,01
70	0,20	0,20	0,18	0,19 ± 0,01
90	0,19	0,18	0,18	0,18 ± 0,01
120	0,18	0,18	0,18	0,18 ± 0,00

Los promedios de la altura de interfaz del líquido de la Tabla 3.3 en general tienen una desviación estándar baja de 0,01 m, esto es debido a que los sólidos sedimentables del agua residual, formados principalmente por pulpa de papel precipitan lentamente en la probeta de ensayo y al ser una escala en metros no se aprecia considerablemente la variación de altura entre las repeticiones.

Con los datos de la Tabla 3.3 se procedió a construir la curva de altura del líquido clarificado en función del tiempo como se observa en la Figura 3.1.



**Figura 3.1.** Curva de altura del líquido clarificado en función del tiempo

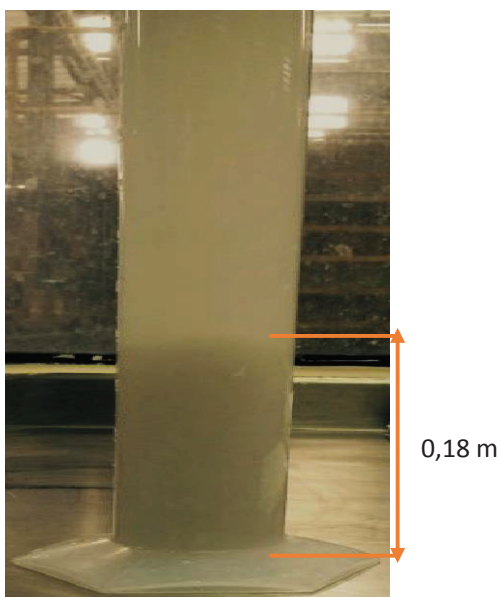


La zona de clarificación corresponde desde el tiempo 0 hasta los 25 minutos. Esta parte de la curva tiene una pendiente más pronunciada, debido a que los sólidos precipitan con mayor velocidad, esta zona alcanzó el 35 % de sólidos precipitados.

La zona de espesamiento corresponde desde el minuto 25 hasta los 120 minutos. La pendiente de la curva y la velocidad de sedimentación tienden a cero, debido al incremento de la viscosidad y densidad por el aumento de concentración de sólidos en la solución.

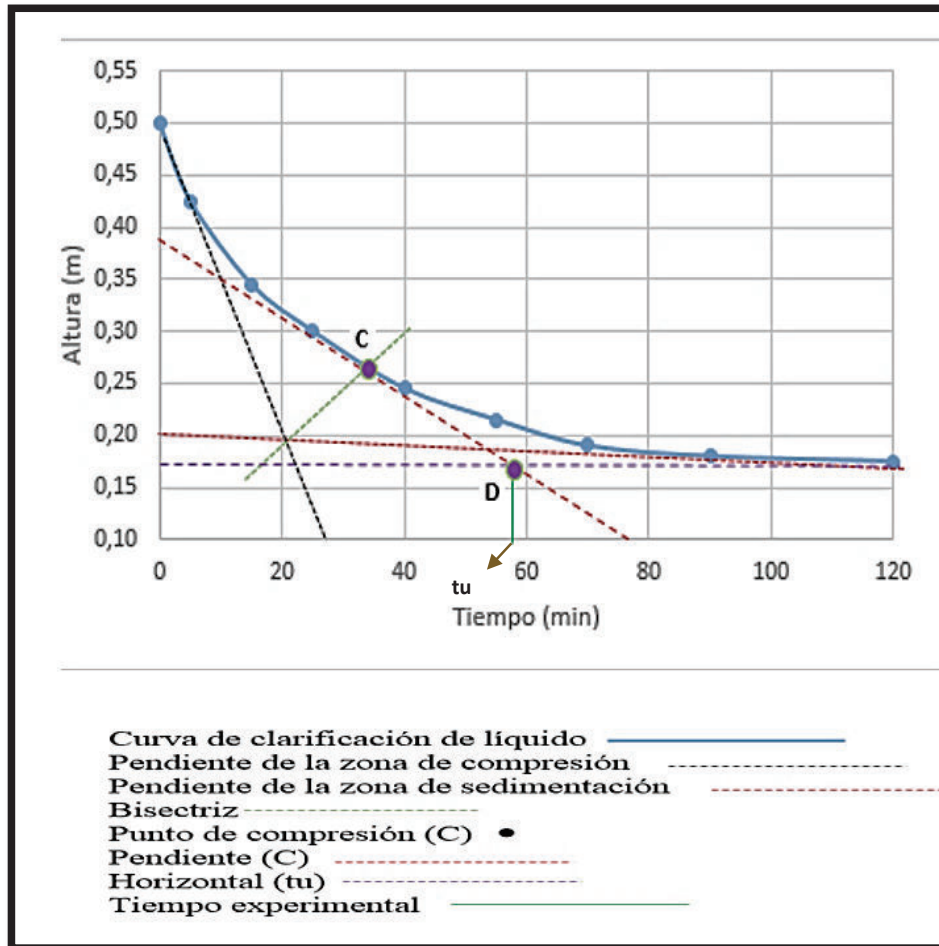
La velocidad de asentamiento disminuye considerablemente a partir del minuto 70. Según Romero (2001), las partículas se vuelven cada vez más lentas mientras se acercan al colchón de sólidos que se encuentra en el fondo de la probeta, los sólidos llegan a sedimentarse por completo y llegan al estado de reposo.

Los sólidos sedimentables entran en un estado de reposo con respecto al agua residual al minuto 90, debido a que la solución está saturada de sólidos en el fondo de la probeta y la velocidad de sedimentación se hace cero. La altura de clarificación de sólidos llegó a una altura de 0,32 m y una zona de espesamiento de lodos de 0,18 m; como se observa en la Figura 3.2.



**Figura 3.2.** Altura de los sólidos sedimentables del agua residual a los 90 minutos

El punto C indica el estado de transición del proceso de sedimentación. El tiempo necesario para alcanzar la concentración de fangos deseados se obtuvo trazando una tangente en el punto C y una recta paralela a la abscisa de la gráfica desde el punto 0.18 m (altura de clarificación sólidos). Se intersecó la tangente con la recta paralela y se obtuvo el punto D como se observa en la Figura 3.3.



**Figura 3.3.** Construcción de líneas auxiliares para la curva de clarificación de sólidos del agua residual

El tiempo necesario para alcanzar la concentración de fangos deseados  $t_u$ , corresponde a 57 minutos. La velocidad de asentamiento fue relativamente baja con un valor de 0,6 m/h; Este valor es debido a que no se usó floculante o coagulante para que ayude con la formación de flóculos y que las partículas precipiten con mayor rapidez.

### 3.2.1.2 Determinación de los sólidos suspendidos en la sedimentación

Los resultados de la concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante del agua residual a escala de laboratorio, para los diferentes tiempos de sedimentación se presentan en la Tabla 3.4.

**Tabla 3.4.** Concentración de sólidos suspendidos a diferentes tiempos de sedimentación

Tiempo (min)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	4 678	4 423	4 624	4 575 ± 143,4
5	3 267	3 247	3 254	3 256 ± 13,8
15	2 419	2 477	2 567	2 488 ± 79,6
25	873	864	846	861 ± 13,8
40	594	566	583	581 ± 14,1
55	437	433	437	436 ± 2,3
70	327	328	325	327 ± 14,1
90	301	288	305	298 ± 8,9
120	301	288	304	298 ± 8,5

La concentración de sólidos suspendidos de la Tabla 3.4, al tiempo 0 es de 4 575 mg/L con una desviación estándar apreciable de 143,4 mg/L, esto es debido a que el método que se aplicó APHA 2540 D, al ser un análisis gravimétrico depende de tres factores principales: la concentración inicial de sólidos en el agua residual, la capacidad de retención de los sólidos suspendidos por parte de la membrana y la sensibilidad de la balanza analítica para determinar la diferencia de pesos de la muestra al inicio y al final del tratamiento.

El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos para los diferentes tiempos de sedimentación a escala de laboratorio se presenta en la Tabla 3.5.

**Tabla 3.5.** Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos en el sobrenadante a diferentes tiempos de sedimentación

Tiempo (min)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)	Remoción de sólidos suspendidos (%)
0	4 575	0,00
5	3 256	28,83
15	2 488	45,62
25	861	81,18
40	581	87,30
55	436	90,46
70	327	92,85
90	298	93,49
120	298	93,49

La concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante del agua residual disminuye con el transcurso del tiempo, esto es debido a que las partículas en suspensión precipitan en el fondo del cono Imhoff por acción de la fuerza de gravedad.

La remoción de sólidos suspendidos como se observa en la Tabla 3.5 fue del 93,49 %; un valor alto debido a que las partículas del agua residual están formadas en su mayoría por celulosa de papel, las mismas que tienden a pegarse entre sí formando flóculos de diámetro relativamente alto para que puedan precipitar con mayor facilidad (Beyer, 2001, p. 489).

Los sólidos suspendidos que no alcanzaron a precipitar son partículas muy pequeñas con pesos despreciables que no pudieron vencer la fuerza de empuje que ejerce el agua sobre las mismas (McCabe y Smith, 2003, pp. 275-277).

### 3.2.1.3 Determinación del tiempo de sedimentación

Se realizó la prueba de tiempo de sedimentación del agua residual a escala de laboratorio con ayuda de un cono Imhoff mediante el método APHA 2540 F. Las

concentraciones de sólidos sedimentables del agua residual para los diferentes tiempos se presentan en la Tabla 3.6.

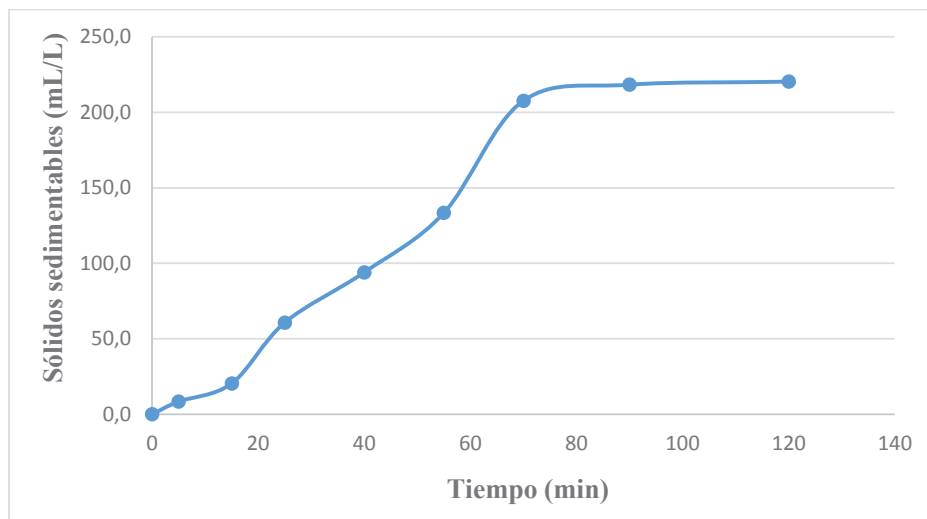
**Tabla 3.6.** Concentraciones de sólidos sedimentables a diferentes tiempos de sedimentación

Tiempo (min)	Sólidos Sedimentables (mL/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	0	0	0	0,0 ± 0,0
5	8	7	10	8,3 ± 1,5
15	18	20	23	20,3 ± 2,5
25	63	61	58	60,7 ± 2,5
40	96	97	89	94,0 ± 4,4
55	135	124	141	133,3 ± 8,6
70	201	207	215	207,7 ± 7,0
90	219	217	219	218,3 ± 1,2
120	222	220	219	220,3 ± 1,5

El promedio de la concentración de sólidos sedimentables tienen desviaciones estándar relativamente bajas con respecto a sus promedios, esto es debido a que el método que se aplicó es el APHA 2540 F y depende mucho del tipo de sólidos en el agua residual, en este caso se trata de pulpa de papel que puede formar flóculos fácilmente haciendo más uniforme la sedimentación, otro factor es la apreciación de la persona que realiza el análisis para interpretar el volumen de sólidos sedimentados en el cono Imhoff.

El tiempo de sedimentación a escala de laboratorio va ser referencial para un proceso batch, sin embargo al momento de diseñar el sedimentador se va a trabajar con procesos continuos.

Con los datos de la Tabla 3.6, se procedió a construir la curva de promedios de concentración de sólidos sedimentables en función del tiempo, como se muestra en la Figura 3.4.



**Figura 3.4.** Curva de concentración de sólidos sedimentables en función del tiempo

La concentración de sólidos sedimentables a partir del minuto 70, tiende a ser constante y la porosidad del sedimento disminuye por acción de la fuerza de compresión que ejerce los sólidos en el fondo del cono Imhoff, esto evita que más sólidos sedimentables precipiten (Coulson y Richardson, 2003, p. 224).

Para los tiempos de 90 y 120 minutos de la experimentación, las concentraciones de sólidos sedimentables fueron de 218,3 y 220,3 mL/L respectivamente, la diferencia entre los dos valores es mínima de apenas de 2,0 mL/L imperceptible con respecto al tiempo de intervalo de 30 minutos. Por lo tanto se concluye que del tiempo de sedimentación a escala de laboratorio es de 90 minutos.

Los valores de los parámetros físico-químicos del agua residual después del tratamiento de sedimentación se presentan en la Tabla 3.7.

**Tabla 3.7.** Parámetros físico-químicos del agua residual sedimentada

Parámetros	Valor inicial	Valor final del tratamiento	Porcentaje de remoción (%)
DBO (mg/L)	980,2	748,5	23,64

**Tabla 3.7.** Parámetros físico-químicos del agua residual sedimentada (continuación...)

Parámetros	Valor inicial	Valor final del tratamiento	Porcentaje de remoción (%)
DQO (mg/L)	1 707,0	1 088	36,25
Sólidos totales (mg/L)	6 350,3	730,0	88,85
Sólidos sedimentables (mL/L)	221	0,7	99,68
Sólidos suspendidos (mg/L)	4 591,0	298,0	96,06

El tratamiento de sedimentación logró reducir la concentración de los sólidos sedimentables en un 99,68 %; cumpliendo con las normas técnicas para descargas líquidas, además el tratamiento de sedimentación logró reducir la concentración de sólidos suspendidos en un 96,06%.

El sedimentador proporcionó excelentes resultados en la eliminación de sólidos presentes en el agua residual, mientras que para los parámetros de DBO y DQO la remoción alcanzo un promedio del 30%, aunque los valores no llegaron a norma, se obtuvieron valores muy satisfactorios a la hora de remover los contaminantes presentes en el agua residual de la fábrica productora de papel.

Los sólidos sedimentables producidos por el tratamiento de sedimentación para el caudal promedio del efluente de la fábrica productora de papel de 1,62 L/s de la Tabla 3.1 serán de 786,8 kg/día para un día de operación del sedimentador.

Una alternativa para la disposición final de los sólidos sedimentables, es incorporar nuevamente en el proceso de producción de papel como materia prima por medio de un sistema recuperador, debido a que los sólidos que sale del proceso de sedimentación están formados principalmente por la pulpa de papel que se perdió en el proceso.

### 3.2.2 EVALUACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO (RBC) A ESCALA DE LABORATORIO

#### 3.2.2.1 Cuento y estabilización de los microorganismos en el RBC

Para el tratamiento biológico con base en un RBC, se determinó la concentración de nutrientes del agua residual proveniente del tratamiento de sedimentación y se comparó con los valores teóricos que se encuentran con base a la DQO de la Sección 2.2.2, los mismos que se presentan en la Tabla 3.8.

**Tabla 3.8.** Resultados de las concentraciones experimentales y teóricas de los nutrientes del agua residual para el tratamiento biológico

Nutrientes	Valor experimental (mg/L)	Valor teórico (mg/L)
DQO	1 080,0	1 080,2
Nitratos	2,2	13,5
Fosfatos	3,1	2,8

Se puede notar un déficit de nitratos, debido a que los requerimientos de nutrientes con base a la DQO son: para nitratos un valor de 13,5 mg/L y para fosfatos de 2,8 mg/L.

Se procedió añadir nitrato de potasio en el agua residual en la porción indicada, este reactivo es ideal ya que cumple con los requerimientos nutricionales y no es un químico fuerte que pueda causar daño a los microorganismos (Nalco, 2006, p.23; Romero, 2001, p. 255).

Una vez acondicionada el agua residual con los nutrientes requeridos, se procedió a realizar el conteo de microorganismos del inóculo procedente de la industria maderera, el análisis se realizó en el Laboratorio Nacional de Agua y Sedimentos (LANCAS, INAMHI).



Los resultados del conteo de microorganismos con base al método de cámaras de recuento de Petroff Hauser se presentan en la Tabla 3.9.

**Tabla 3.9.** Promedio del conteo de microorganismos del inóculo proveniente de una industria maderera

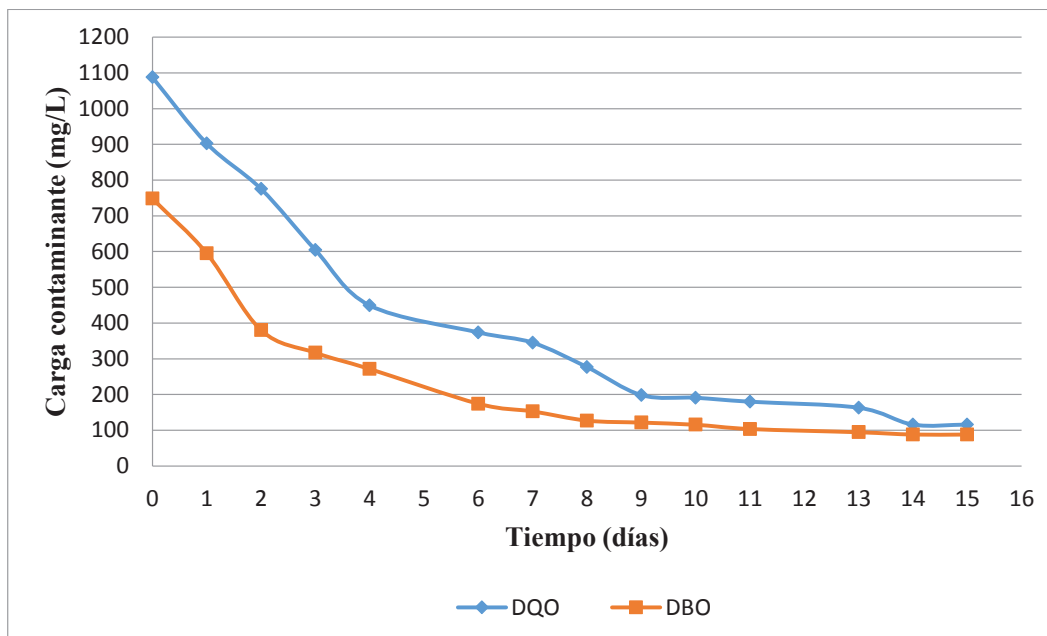
Ensayo N.	Microorganismos (UFC 10 <sup>6</sup> /mL)
1	20,00
2	17,50
3	23,75
Promedio	20,41

El conteo se realizó de forma cuantitativa para saber el número aproximado de microorganismos que se encuentran en el inóculo proveniente del licor de la producción de la madera.

El promedio de microorganismos presentes en 1 mL de muestra del inóculo es de 20 416 666, un valor óptimo que asegura la existencia de suficientes microorganismos para comenzar la estabilización microbiana en el RBC (Benintende y Sánchez, 2009, p. 25)

El reactor comenzó a operar con la mezcla de agua residual 90% (v/v) y el inóculo del licor del proceso de producción de la madera 10 % (v/v). Se procedió a dosificar al RBC un flujo de 0,7 mL/min de agua residual proveniente del tratamiento de sedimentación.

La variación de los parámetros de DBO y DQO en función del tiempo para el proceso de estabilización de los microorganismos en el reactor se observa en la Figura 3.5.



**Figura 3.5.** Variación de la DBO y DQO en función del tiempo de estabilización de los microorganismos en el RBC

El tiempo de estabilización de los microorganismos fue de 15 días, un valor que se encuentra dentro del rango de bibliografía establecido de 7 a 30 días. El tiempo en tratamientos que interviene la formación de biopelícula es relativamente alto con respecto a otros tratamientos biológicos, debido a que la formación de la película de microorganismos entre el agua residual y la superficie de los discos requiere de un tiempo significativo (Arnaiz y Medialdea, 2002, p. 189).

### 3.2.2.2 Determinación del orden y la cinética de reacción del RBC

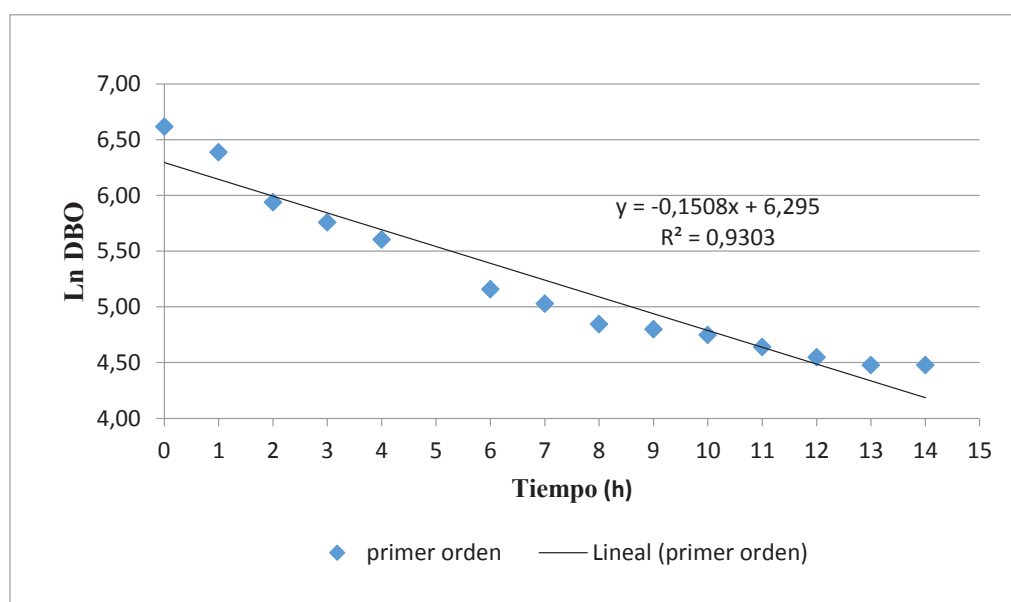
El orden y la cinética de reacción para la degradación de la materia orgánica en función de tiempo se realizaron con base en la Figura 3.5. Se escogió la curva de DBO en función del tiempo, debido a que este parámetro se relaciona con la materia orgánica susceptible a la degradación biológica.

Los resultados del método integral para encontrar el orden y la cinética de la reacción a partir de los datos de DBO de la Figura 3.5 y las ecuaciones de la Sección 2.2.2.2 se presentan en la Tabla. 3.10.

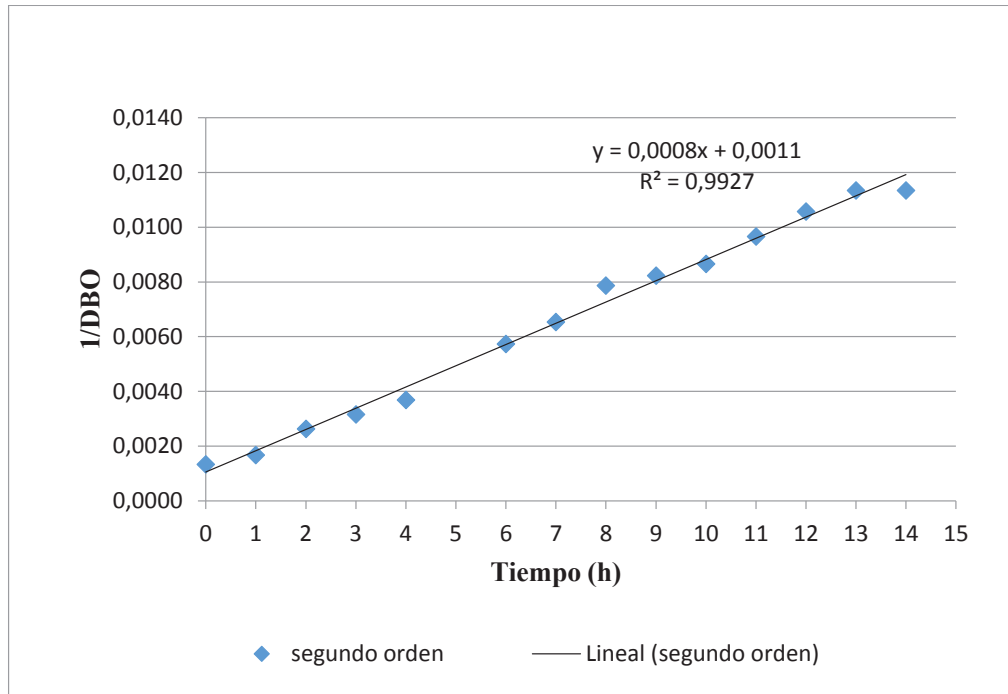
**Tabla 3.10.** Valores obtenidos para la determinación del orden de reacción

Orden de la reacción		Orden 1	Orden 2	Orden 3
tiempo (h)	DBO (mg/L)	ln DBO	1/DBO	(1/DBO) <sup>2</sup>
0	748,5	6,62	0,0013	1,78E-06
1	595,5	6,39	0,0017	2,82E-06
2	380,4	5,94	0,0026	6,91E-06
3	317,1	5,76	0,0032	9,94E-06
4	271,7	5,60	0,0037	1,35E-05
6	174,4	5,16	0,0057	3,29E-05
7	153,0	5,03	0,0065	4,27E-05
8	127,2	4,85	0,0079	6,18E-05
9	121,6	4,80	0,0082	6,76E-05
10	115,6	4,75	0,0087	7,48E-05
11	103,6	4,64	0,0097	9,32E-05
13	94,6	4,55	0,0106	1,12E-04
14	88,2	4,48	0,0113	1,29E-04
15	88,2	4,48	0,0113	1,29E-04

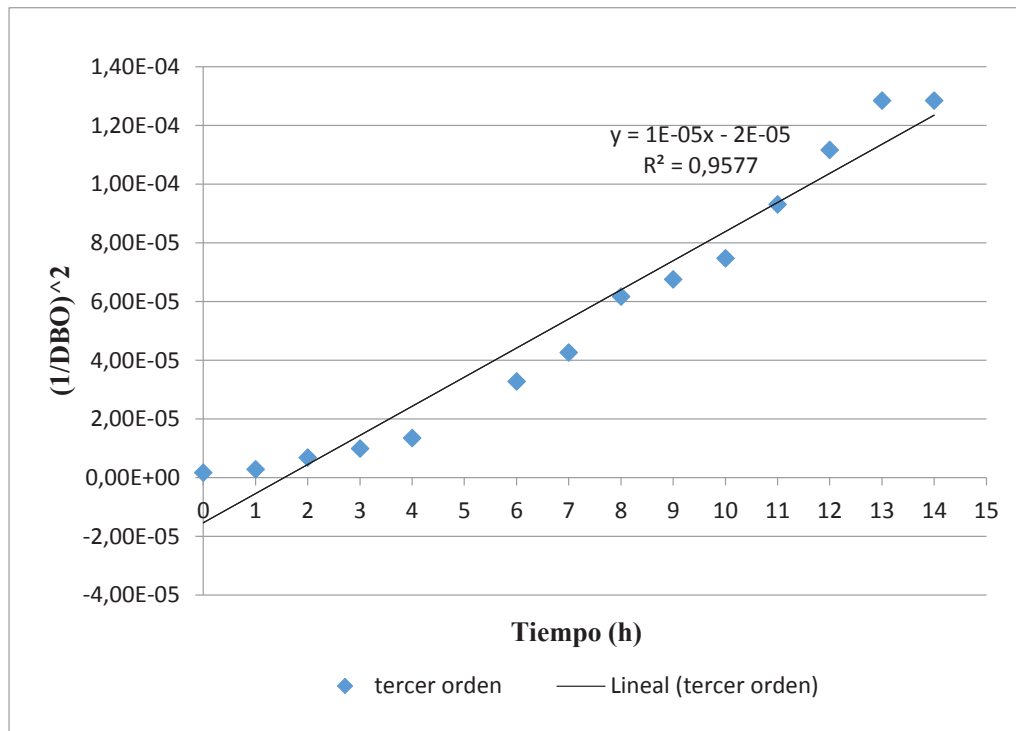
Con los valores de la Tabla 3.10 se construyeron las Figuras 3.6, 3.7 y 3.8 que permitan evaluar el orden de reacción por medio de una regresión lineal.



**Figura 3.6.** Tendencia lineal de la reacción de Orden 1



**Figura 3.7.** Tendencia lineal de la reacción de Orden 2



**Figura 3.8.** Tendencia lineal de la reacción de Orden 3

Los valores de las tendencias lineales y constantes cinéticas obtenidas para los diferentes órdenes de reacción se presentan en la Tabla 3.11.

**Tabla 3.11.** Constantes cinéticas y valores de tendencia para los diferentes órdenes de reacción

Orden de reacción	Valor de la constante cinética	Unidad de la constante cinética	$r^2$
Orden 1	0,1508	$h^{-1}$	0,93
Orden 2	0,0008	L /mg * h	0,99
Orden 3	5,00 E-06	$(L/mg)^2$	0,96

La reacción de orden 1 obtuvo un  $r^2$  de 0,93; como se observa en la Figura 3.6, esto se debe a que a partir de las 2 hasta las 8 horas la curva se encuentra por debajo de la línea de tendencia, además para los tiempos de 14 y 15 horas los puntos se alejan de la línea de tendencia.

La reacción de orden 2 obtuvo un  $r^2$  de 0,99; como se observa en la Figura 3.7 los puntos siguen de una forma ordenada a la línea de tendencia, con una pequeña desviación a los dos últimos tiempos de 14 y 15 horas.

La reacción de orden 3 obtuvo un  $r^2$  de 0,96; como se observa en la Figura 3.8 la curva tiene dos tendencias con respecto a la línea de tendencia, por debajo de la curva desde las 2 hasta las 8 horas y por arriba de la curva desde las 11 hasta las 15 horas.

Por lo tanto se concluye que la cinética de reacción es de orden 2, ya que obtuvo con un  $r^2$  de 0,99 con una constante cinética de 0,0008 L /mg \* h.

### 3.2.2.3 Determinación del flujo inicial de agua residual al RBC

Una vez determinado el orden de reacción, se procedió a evaluar la influencia del caudal de alimentación del agua residual en el RBC procedente de la sedimentación

a escala de laboratorio y se analizó en función de la concentración de la DQO a la salida del reactor.

Se desarrollaron cuatro ensayos a partir de diferentes cargas orgánicas con valores de 35, 45, 55 y 60 g DQO/m<sup>2</sup>\*día y caudales de 10, 13, 16 y 18 mL/min respectivamente.

Los resultados de la concentración de la DQO al final del tratamiento facultativo a partir de diferentes flujos de agua residual a la entrada del RBC, provenientes del tratamiento de sedimentación con una concentración constante de DQO de 1 082 mg/L se presentan en la Tabla 3.12.

**Tabla 3.12.** Resultados de los ensayos realizados a diferentes caudales de entrada al RBC para una DQO inicial de 1 082 mg/L

Ensayo N.	Caudal de entrada (mL/min)	Tiempo de residencia (min)	DQO del afluente (mg/L)	Remoción de DQO (%)
1	10	300,00	122,67	88,66
2	13	230,77	187,77	82,65
3	16	187,50	245,98	77,27
4	18	166,67	383,67	64,54

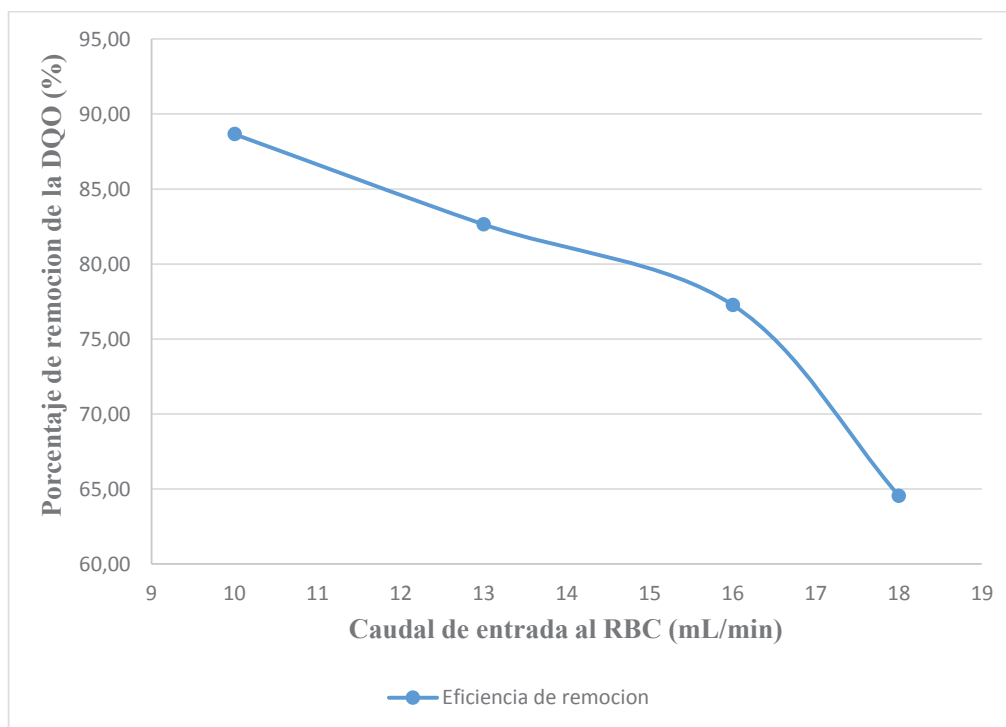
De los resultados de la Tabla 3.12 se puede concluir que a mayor flujo de agua residual a la entrada del RBC, la remoción de DQO y el tiempo de residencia disminuyen, debido a que el contacto entre los microorganismos con el agua residual es menor y resulta más difícil que exista las reacciones necesarias para depurar el agua residual (Sosa, 2002, p.6).

Para el caudal de 18 mL/min, la concentración de la DQO del afluente está fuera los límites permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas establecidas en la Resolución N°2-SA-2014 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito de 350 mg/L, para los demás ensayos los valores de la DQO se

encuentran bajo los valores permisibles de descargas líquidas de la norma técnica mencionada.

El caudal de 10 mL/min muestra una mejor eficiencia de remoción de la DQO con un 88,66 % y un tiempo de residencia en el reactor de 300 minutos. Lo que demuestra una vez más que los microorganismos lograron estabilizarse de una forma adecuada con el agua residual de la fábrica productora de papel en el RBC.

La tendencia de la eficiencia de remoción de DQO para los diferentes ensayos en función del caudal de ingreso al RBC se observa en la Figura 3.9. El valor inicial de la DQO permaneció constante con un valor de 1 082 mg DQO/L.



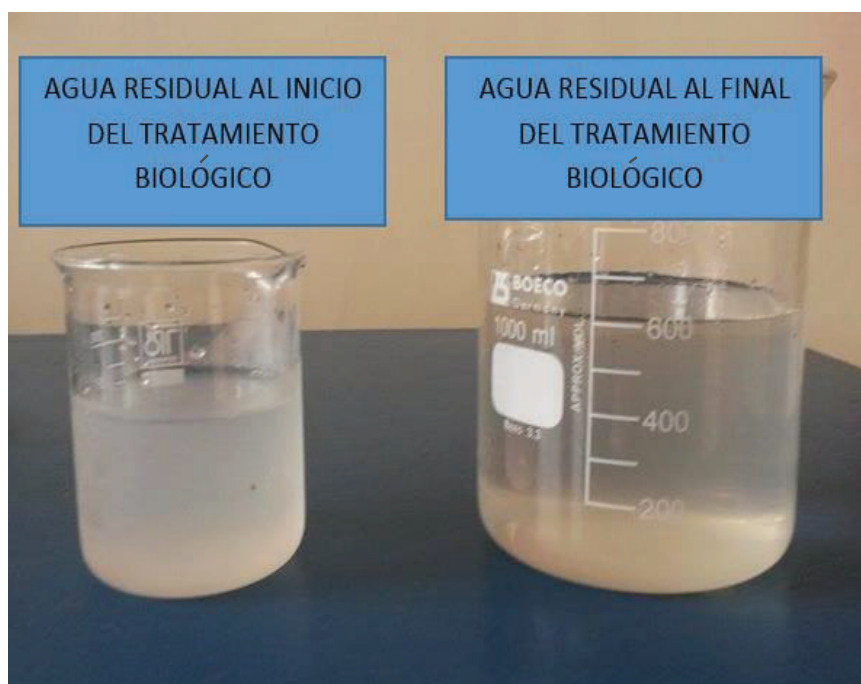
**Figura 3.9.** Curva de la variación del porcentaje de remoción de DQO a diferentes caudales de entrada al RBC

El porcentaje de remoción disminuye drásticamente partir del caudal de 16 mL/min, esto se debe a que la carga hidráulica inicial en el RBC es demasiado alta y los microorganismos pierden la eficiencia de depurar la carga contaminante del agua residual, ya que no existe el contacto necesario para dicho propósito.

Se concluye que el flujo de entrada de agua residual al RBC a escala de laboratorio, debe ser igual o menor a 16 mL/min para que pueda cumplir con los valores permisibles de descarga líquidas de la norma técnica mencionada.

Una vez finalizado el tratamiento facultativo con base en un RBC a escala de laboratorio, el agua residual se volvió más clara a la vista, pero aún conteniendo lodos biológicos en suspensión generados por la acción de depuración de los microorganismos y necesitan ser removidos por un tratamiento secundario.

La diferencia de color que existe entre el agua residual antes y después del tratamiento facultativo se debe al proceso de depuración microbiológico que consumió los sólidos disueltos y los transformo en biomasa, por lo tanto el agua se vuelve menos turbia como se observa en la Figura 3.10 (Fannin, 2007, p. 174).



**Figura 3.10.** Apariencia del agua residual antes del tratamiento y tratada biológicamente mediante el RBC

Los parámetros físico-químicos del agua residual al final del tratamiento facultativo con base en un RBC, se presentan en la Tabla 3.13.



**Tabla 3.13.** Parámetros físico-químicos del agua residual después del RBC

<b>Parámetros</b>	<b>Valor inicial</b>	<b>Valor final del tratamiento</b>	<b>Porcentaje de remoción en el RBC (%)</b>
DBO (mg/L)	748,5	88,2	88,21
DQO (mg/L)	1 088,0	187,8	77,27
Sólidos totales (mg/L)	780,0	506,0	35,12
Sólidos suspendidos (mg/L)	298,0	181,0	32,29

El tratamiento mediante el RBC logró reducir la DBO en un 88,21 %; la DQO en un 77,27 % y los sólidos suspendidos en un 32,29 %.

La eficiencia de un RBC según datos bibliográficos es aproximadamente de 85 a 95%. Se puede apreciar de la Tabla 3.13 que la remoción de DBO y DQO es del 80% aproximadamente, por lo que la remoción de contaminantes del agua residual a escala de laboratorio fue efectiva, por lo que se concluye que existió una buena compatibilidad entre los microorganismos, el agua residual y la velocidad de rotación de los discos en el RBC (Cortez, 2008, pp. 156-172).

### **3.2.3 EVALUACIÓN DEL TRATAMIENTO MEDIANTE UN FILTRO DE ARENA Y GRAVA A ESCALA DE LABORATORIO**

#### **3.2.3.1 Caracterización granulométrica de las arenas para el lecho filtrante**

La caracterización se realizó para dos tipos de arena de sílice: precipitada y fume que cumplen con la función de lecho filtrante, las mismas fueron adquiridas en diferentes casas comerciales.

Las arenas de sílice precipitada y fume fueron sometidas a pruebas de granulometría. Los pesos retenidos del proceso de tamizado a partir de una

muestra de 1 kg de arena sílice precipitada para los diferentes diámetros de tamiz se presenta en la Tabla 3.14.

**Tabla 3.14.** Pesos retenidos de la arena de sílice precipitada para diferentes diámetros de tamiz

Tamiz N.	Diámetro del tamiz (mm)	Peso retenido de arena (g)			
		Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
100	0,15	9,88	11,18	10,14	10,40 ± 0,7
70	0,21	63,20	61,93	62,37	62,50 ± 0,6
50	0,29	118,43	110,56	120,33	116,44 ± 5,2
40	0,42	266,81	259,17	253,69	259,89 ± 6,6
30	0,59	215,14	211,56	211,34	212,68 ± 2,1
20	0,84	112,63	118,13	104,40	111,72 ± 6,9
16	1,19	135,13	122,22	138,20	131,85 ± 8,5
12	1,68	94,50	94,27	94,64	94,47 ± 0,2
8	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00 ± 0,0

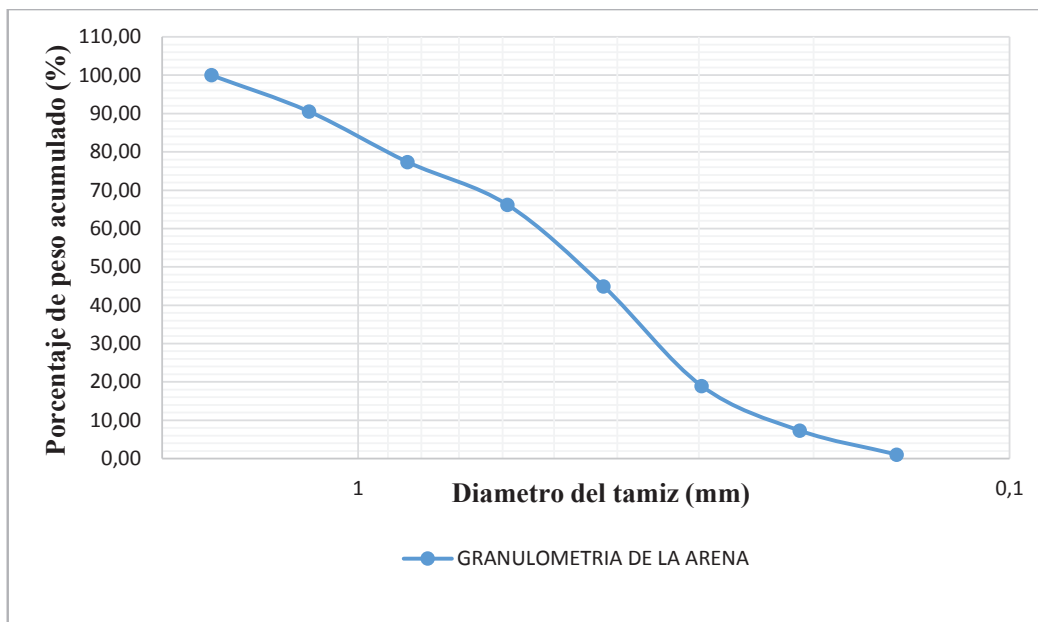
Los pesos retenidos de la arena de sílice precipitada a diferentes diámetros de tamiz de la Tabla 3.14 tienen desviaciones estándar relativamente bajas con respecto a sus promedios. El método que se aplicó fue el del tamizado de partículas que depende de la calibración de los tamices, el peso de arena inicial y del equipo de agitación, por lo que los ensayos reproducibles con las mismas condiciones pueden diferir uno del otro, sin embargo las pruebas se realizaron con la misma muestra de arena de sílice precipitada para las tres repeticiones, lo que produjo resultados similares.

El porcentaje de peso acumulado con base en los promedios de pesos retenidos de la arena de sílice precipitada se presenta en la Tabla 3.15.

**Tabla 3.15.** Granulometría de la arena de sílice precipitada a partir de 1 kg de muestra

Tamiz N.	Diámetro del tamiz (mm)	Peso retenido de arena (g)	Porcentaje de peso Retenido (%)	Porcentaje de peso acumulado (%)
100	0,15	10,40	1,04	1,04
70	0,21	62,50	6,25	7,29
50	0,29	116,44	11,64	18,93
40	0,42	259,89	25,99	44,93
30	0,59	212,68	21,27	66,19
20	0,84	111,72	11,17	77,37
16	1,19	131,85	13,19	90,55
12	1,68	94,47	9,45	100,00
8	2,38	0,00	0,00	100,00

La gráfica de granulometría a escala logarítmica de la arena de sílice precipitada se observa en la Figura 3.11.

**Figura 3.11.** Granulometría de la arena sílice precipitada a partir de 1 kg de muestra

Los pesos retenidos del proceso de tamizado de la arena de sílice fume, a partir de una muestra de 1 kg para los diferentes diámetros de tamiz se presenta en la Tabla 3.16.

**Tabla 3.16.** Pesos retenidos de la arena de sílice fume para diferentes diámetros de tamiz

Tamiz N.	Diámetro del tamiz (mm)	Peso retenido de arena (g)			
		Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
100	0,15	56,29	49,81	53,50	53,20 ± 3,3
70	0,21	73,20	71,93	72,37	72,50 ± 0,6
50	0,29	98,28	94,30	96,62	96,40 ± 2,0
40	0,42	103,84	107,95	105,31	105,70 ± 2,1
30	0,59	214,09	209,53	216,88	213,50 ± 3,7
20	0,84	217,94	203,81	213,41	211,72 ± 7,2
16	1,19	92,37	109,56	103,62	101,85 ± 8,7
12	1,68	97,58	102,42	107,20	102,40 ± 4,8
8	2,38	42,46	33,63	51,71	42,60 ± 9,0

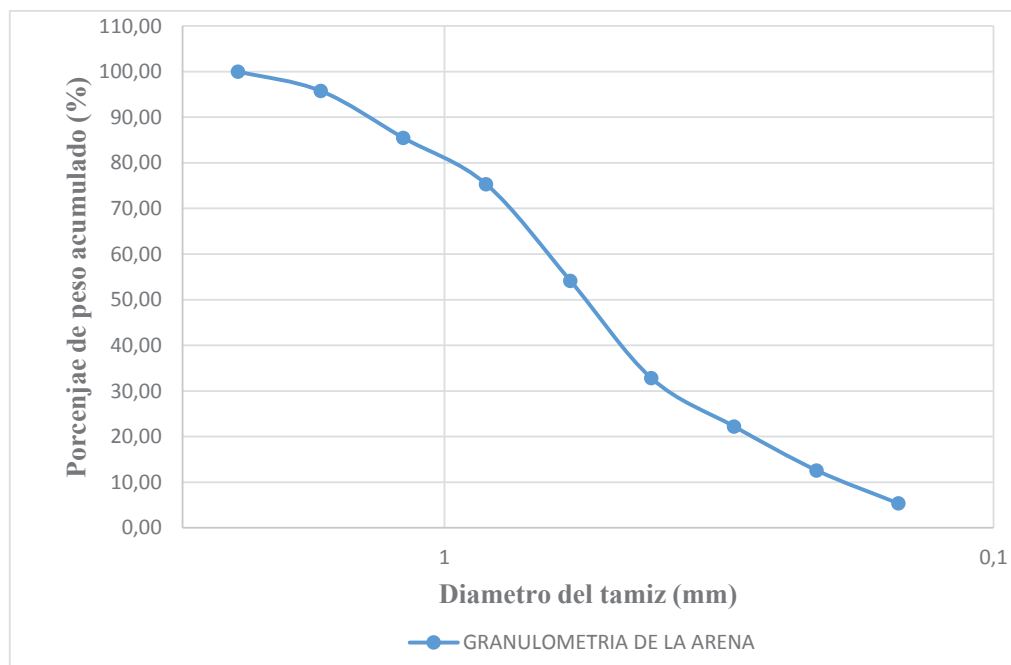
Los pesos retenidos de la arena de sílice fume a diferentes diámetros de tamiz de la Tabla 3.16 tienen desviaciones estándar relativamente bajas con respecto a sus promedios. Se aplicó el mismo método de tamizado para condiciones iguales a los de la arena precipitada y se obtuvieron resultados similares con respecto a las desviaciones estándar de la Tabla 3.14.

El porcentaje de peso acumulado con base en los promedios de pesos retenidos de la arena de sílice precipitada se presenta en la Tabla 3.17.

**Tabla 3.17.** Granulometría de la arena de sílice fume a partir de 1 kg de muestra

Tamiz N.	Diámetro del tamiz (mm)	Peso retenido de arena (g)	Porcentaje de peso Retenido (%)	Porcentaje de peso acumulado (%)
100	0,15	53,20	5,32	5,32
70	0,21	72,50	7,25	12,57
50	0,29	96,40	9,64	22,21
40	0,42	105,70	10,57	32,78
30	0,59	213,50	21,35	54,14
20	0,84	211,72	21,17	75,31
16	1,19	101,85	10,19	85,50
12	1,68	102,40	10,24	95,74
8	2,38	42,60	4,26	100,00

La gráfica de granulometría a escala logarítmica para la arena de sílice fume se observa en la Figura 3.12.

**Figura 3.12.** Granulometría de la arena de sílice fume a partir de 1 kg de muestra

Una vez obtenidas las gráficas de granulometría se determinó los coeficientes de uniformidad y de curvatura para cada muestra de arena sílice. El coeficiente de uniformidad  $C_u$  debe estar en un rango entre 0,0 - 2,5; para que el lecho filtrante no sufra grandes pérdidas de carga en el proceso de filtración y el filtro sea más eficiente (Fair et al, 2002, pp. 226-229).

Los valores de los coeficientes de uniformidad y curvatura para las arenas de sílice fume y precipitada se presentan en la Tabla 3.18.

**Tabla 3.18.** Coeficientes de uniformidad y curvatura de las granulometrías de las muestras de arenas de sílice precipitada y fume

Arena de sílice	Precipitada	Fume
Coeficiente de uniformidad ( $C_u$ )	2,30	3,10
Coeficiente de curvatura ( $C_c$ )	1,00	0,95

Las pruebas de granulometría se realizaron con 1 kg de muestra para cada arena de sílice. Al final de las pruebas se obtuvo pesos retenidos de arena de 999,95 g y 999,87 g para las arenas de sílice precipitada y fume respectivamente.

Para las pruebas de granulometría se usó mallas de diámetro pequeño, lo que ocasiono que las arenas se queden entre los huecos de las mallas de los tamices, y produjo una pérdida de arena mínima durante el pesaje, por lo tanto existió una leve variación en los valores de los coeficientes de uniformidad.

La arena de sílice precipitada tiene un coeficiente de uniformidad de 2,3; un valor que se encuentra dentro del rango establecido, sin embargo un coeficiente de uniformidad más bajo hace que la arena tenga una mejor distribución granular y el proceso de depuración sea más eficiente.

La arena de sílice fume tiene un coeficiente de uniformidad de 3,1; un valor que se encuentra fuera del rango establecido, por lo cual tiene una mala distribución granular y la depuración del lecho filtrante no será eficiente.

La muestra de arena de sílice precipitada reportó un mejor coeficiente de uniformidad, lo que significa que tiene una mejor distribución granular con respecto a la muestra de arena fume, por lo tanto se decidió que la arena de sílice precipitada se va usar como lecho filtrante para el filtro.

### 3.2.3.2 Determinación de la altura efectiva del filtro

Los caudales iniciales tratados del agua residual al filtro son de 20 mL/min y 25 mL/min para cargas hidráulicas de 1,5 y 2,5 m/día respectivamente (Romero, 2001, p. 655).

#### Resultados del caudal de entrada a los filtros de 20 mL/min

Las concentraciones de sólidos suspendidos en el agua residual, con un caudal de entrada al filtro de 20 mL/min proveniente del RBC, para diferentes alturas de arena de sílice precipitada se presentan en la Tabla 3.19.

**Tabla 3.19.** Sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho con un caudal de entrada al filtro de 20 mL/min

Profundidad de la arena de sílice (cm)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	183	184	177	181 ± 3,8
8	150	152	151	151 ± 1,0
15	123	128	127	126 ± 2,7
20	99	111	103	104 ± 6,1
30	79	93	85	86 ± 7,0
35	73	83	67	74 ± 8,1
45	60	68	71	66 ± 5,7
50	62	63	62	62 ± 0,6
55	62	62	61	61 ± 0,6
60	62	62	61	62 ± 0,6

### Resultados del caudal de entrada a los filtros de 25 mL/min

Los resultados obtenidos de la remoción de sólidos suspendidos en el agua residual, con un caudal de entrada al filtro de 25 mL/min proveniente del RBC, para diferentes alturas de lecho de arena de sílice precipitada se presentan en la Tabla 3.20.

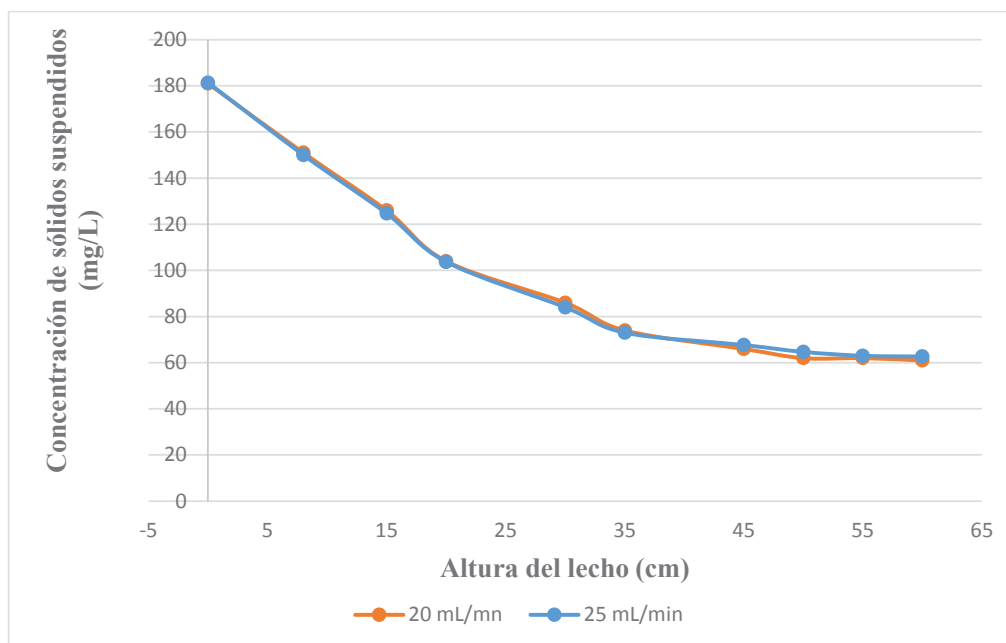
**Tabla 3.20.** Sólidos suspendidos a diferentes alturas de lecho con un caudal de entrada al filtro de 25 mL/min

Profundidad de la arena de sílice (cm)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	183	184	177	181 ± 3,8
8	147	155	148	150 ± 4,4
15	125	128	121	125 ± 3,5
20	103	111	97	104 ± 7,0
30	79	92	81	84 ± 7,0
35	71	79	69	73 ± 5,3
45	64	66	73	68 ± 4,7
50	63	65	66	65 ± 1,5
55	62	63	64	63 ± 1,0
60	62	62	64	63 ± 1,2

### Resultados al comparar los caudales de 20 y 25 mL/min

La concentración de sólidos suspendidos del agua residual a la salida del filtro, para caudales de 20 mL/min y 25 mL/min, en función de las alturas del lecho de la arena de sílice precipitada se observa en la Figura 3.13





**Figura 3.13.** Concentración de sólidos suspendidos para diferentes alturas de lecho con caudales de entrada de agua residual de 20 y 25 mL/min

La remoción de sólidos suspendidos en función de la altura de lecho de arena de sílice precipitada, para los caudales de 20 y 25 mL/min, prácticamente tiene la misma tendencia como se observa en la Figura 3.13.

La tendencia de las curvas se sobreponen debido a que la altura efectiva solo depende de la concentración inicial de sólidos y para ambos caudales es de 181 mg/L (Gutiérrez, 2008, p.35).

La altura efectiva es una variable de diseño importante para no sobredimensionar a un filtro. La prueba a escala de laboratorio, reportó una altura efectiva de 55 cm para los dos caudales, a partir de esta altura la concentración de sólidos se mantendrá constante con una concentración promedio de 62,5 mg/L (Gutiérrez, 2008, p.35).

Se concluye que el filtro presenta una eficiencia de remoción de sólidos suspendidos del 66,75 % valor que se encuentra dentro del rango de filtros abiertos, con una altura del lecho de arena de sílice precipitada de 55 cm como variable de diseño (Romero, 2001, p. 665).

### 3.2.3.3 Determinación del tiempo de saturación del filtro de arena y grava

Una vez determinada la altura efectiva se construyó un filtro a escala de laboratorio con un diámetro de 0,15 m; una altura de arena de sílice precipitada de 55 cm y grava como soporte del filtro, otra variable de diseño importante es el tiempo de saturación del filtro para prevenir posibles pérdidas de carga y un mal funcionamiento del mismo.

Para determinar el tiempo de saturación del filtro, se procedió a dosificar el agua residual proveniente del RBC al filtro con caudales de 20 mL/min y 25 mL/min de forma continua.

#### Resultados del caudal de entrada a los filtros de 20 mL/min

Las concentraciones de sólidos suspendidos en función del tiempo para el filtro de arena y grava, a partir de un caudal de 20 mL/min de agua residual a la entrada del filtro se presentan en la Tabla 3.21.

**Tabla 3.21.** Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 20 mL/min

Tiempo (días)	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	62	60	60	61 ± 1,2
1	64	63	61	63 ± 1,5
2	64	64	63	64 ± 0,6
3	64	63	63	63 ± 0,6
4	65	63	64	64 ± 0,6
5	68	66	66	67 ± 3,6
6	91	88	92	90 ± 2,1
7	133	135	128	132 ± 3,6

**Tabla 3.21.** Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 20 mL/min (continuación...)

Tiempo (días)	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/l)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
8	172	173	163	169 ± 5,5
9	183	182	182	182 ± 1,5
10	183	182	182	182 ± 0,6

La concentración de sólidos suspendidos de la Tabla 3.21 se realizó con base al método APHA 2540 D para un flujo inicial de 20 mL/min y una altura lecho filtrante de 55 cm. Una vez terminada la primera repetición se procedió a retirar la arena de sílice precipitada saturada y se añadió una nueva muestra de arena para obtener condiciones iguales de operación para cada repetición. Este procedimiento presentó resultados aceptables, debido a que los valores de desviación estándar del promedio de concentraciones de sólidos suspendidos fueron bajas.

#### Resultado del caudal de entrada a los filtros de 25 mL/min

Las concentraciones de sólidos suspendidos en función del tiempo para el filtro de arena y grava, a partir de un caudal de 25 mL/min de agua residual a la entrada del filtro se presentan en la Tabla 3.22.

**Tabla 3.22.** Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 25 mL/min

Tiempo (días)	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	62	60	60	61 ± 1,2
1	64	63	64	64 ± 0,6

**Tabla 3.22.** Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de un caudal de agua residual a la entrada del filtro de 25 mL/min (continuación...)

Tiempo (días)	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
2	64	63	63	63 ± 0,6
3	69	66	65	67 ± 2,1
4	76	72	78	75 ± 3,1
5	88	81	90	86 ± 4,7
6	137	136	145	139 ± 4,9
7	166	172	167	168 ± 3,2
8	180	176	178	178 ± 2,0
9	182	183	181	182 ± 1,0
10	182	182	181	182 ± 0,6

La concentración de sólidos suspendidos de la Tabla 3.22 se realizó con base al método APHA 2540 D para un flujo inicial de 25 mL/min y una altura de lecho filtrante de 55 cm. El procedimiento fue el mismo que se aplicó para el caudal de 20 mL/min de la Tabla 3.22, presentando valores de desviación estándar bajas del promedio de concentraciones de sólidos suspendidos.

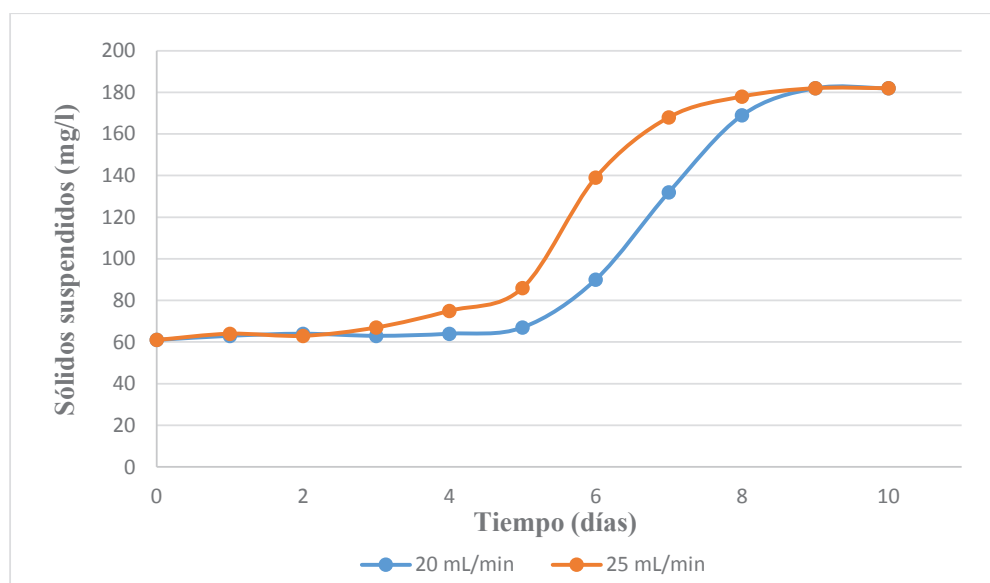
#### **Comparación de los resultados de los caudales de 20 y 25 mL/min**

Los resultados de la relación entre la concentración final e inicial de sólidos suspendidos a partir de caudales tratados de agua residual a la entrada del filtro de 20 y 25 mL/min se presentan en la Tabla 3.23. La concentración inicial a la entrada del filtro, es la misma con la que sale el agua residual del RBC, con un valor de 181 mg/L.

**Tabla 3.23.** Relación entre la concentración final e inicial de sólidos suspendidos para los caudales de 20 y 25 mL/min de agua residual

Tiempo (días)	20 mL/min		25 mL/min	
	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)	Cf/Co	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)	Cf/Co
0	61	0,3	61	0,3
1	63	0,3	64	0,4
2	64	0,4	63	0,3
3	63	0,3	67	0,4
4	64	0,4	75	0,4
5	67	0,4	86	0,5
6	90	0,5	139	0,8
7	132	0,7	168	0,9
8	169	0,9	178	1,0
9	182	1,0	182	1,0
10	182	1,0	182	1,0

La tendencia de saturación del filtro por sólidos suspendidos en función del tiempo, para caudales de 20 y 25 mL/min se observa en la Figura 3.14.



**Figura 3.14.** Tiempo de saturación del filtro de arena y grava a partir de caudales de 20 y 25 mL/min

El tiempo de saturación en el filtro se da cuando la relación de concentraciones  $C_f/C_o$  es igual a 1. Para el caudal inicial de 20 mL/min el tiempo de saturación es de 9 días, mientras que para el caudal inicial de 25 ml/min el tiempo de saturación es de 8 días, además se puede verificar de la Figura 3.14 que las curvas permanecen constantes para los sólidos suspendidos a partir de dichos tiempos.

El tiempo de saturación del filtro de arena y grava tiene un promedio de 8,5 días para ambos caudales, un valor bajo con respecto a valores de bibliografía que se encuentran de 2 a 3 semanas para filtros abiertos. Esto se debe a que los valores recomendados de concentración de sólidos suspendidos inicial del efluente para filtros abiertos están de 20 a 90 mg/L y la concentración de sólidos del agua residual al inicio del tratamiento de filtración fue de 181 mg/L el doble del límite superior lo que provocó que el filtro llegue a saturarse en menor tiempo. (Romero, 2001, pp. 663 - 665).

El tiempo de ciclo de filtración del filtro se da cuando la concentración de sólidos suspendidos supera el límite permisible de las normas técnicas para el control de descargas líquidas Resolución N°2-SA-2014 de 100 mg/L. Para el caudal de 20 mL/min el tiempo de ciclo de filtración es de 6 días, mientras que para el caudal de 25 mL/min es de 5 días.

El caudal de 20 mL/min obtuvo un mejor resultado tanto para el tiempo de saturación como para el tiempo de ciclo de filtración con 9 y 6 días respectivamente, debido a que al aplicar caudales bajos de agua residual la carga orgánica que soporta el filtro es menor, lo que permite mejorar la retención de sólidos del efluente y los tiempos de operación del filtro (Romero, 2001, pp. 663-665).

Por lo tanto se concluye que el filtro puede operar por 6 días seguidos, a partir de este tiempo, el agua residual supera los límites permisible de las normas técnicas mencionadas y es necesario realizar un retrolavado en el filtro para eliminar los sólidos retenidos por el lecho filtrante y que pueda seguir operando con eficiencia para un nuevo ciclo de filtración. La tasa de filtración fue de 0,024 cm/s un valor bajo debido a que el filtro abierto solo actúa la gravedad.

Una vez saturado el filtro se procedió a encontrar los flujos de agua de lavado que mejor remoción de sólidos den en el filtro. Los caudales en contracorriente de agua para la limpieza del filtro se basaron en cargas hidráulicas de bibliografía para lavado en contracorriente de filtros abiertos de 250 y 320 L\*min/m<sup>2</sup>, con caudales de los de 4,5 L/min y 5,5 L/min respectivamente (Company, 2002, p.52).

### Resultados del retrolavado del filtro con un caudal de 4,5 L/min

Se realizó un proceso de retrolavado en el filtro con un caudal de agua de 4,5 L/min, para determinar la eficiencia del retrolavado en el filtro se procedió a saturar nuevamente al filtro con agua residual a partir de un caudal de 20 mL/min proveniente del RBC.

Las concentraciones de sólidos suspendidos finales en el filtro, después de haber realizado un retrolavado con un caudal de 4,5 L/min se presentan en la Tabla 3.24.

**Tabla 3.24.** Concentraciones de sólidos suspendidos finales después haber realizado un retrolavado al filtro con un caudal de 4,5 L/min

Tiempo (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/L)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	73	70	72	72 ± 1,5
1	74	75	73	74 ± 1,0
2	74	74	72	73 ± 1,2
3	78	75	73	75 ± 2,5
4	79	78	78	78 ± 0,6
5	96	92	90	93 ± 3,1
6	116	123	106	115 ± 8,5
7	148	156	153	152 ± 4,0
8	171	180	179	177 ± 4,9
9	182	183	181	182 ± 1,0

La concentración de sólidos suspendidos de la Tabla 3.24 se realizó con base al método APHA 2540 D para una altura lecho filtrante de 55 cm. Para la primera repetición se procedió a saturar el filtro con un caudal de 20 mL/min de agua residual, para luego realizar un retrolavado con agua fresca a partir de un caudal de 4,5 L/min y por último se volvió a saturar el filtro con un caudal de 20 mL/min.

Para las otras repeticiones se procedió a retirar la arena de sílice precipitada saturada y se añadió una nueva muestra de arena para obtener condiciones iguales de operación y se repitió el proceso anterior. Este procedimiento presentó resultados aceptables, debido a que las desviaciones estándar con respecto al promedio de las concentraciones de sólidos suspendidos son bajas

#### **Resultados del retrolavado del filtro con un caudal de 5,5 L/min**

Los promedios de las concentraciones de sólidos suspendidos finales en el filtro, después de haber realizado un retrolavado en el filtro con un caudal de 5,5 L/min se presentan en la Tabla 3.25.

**Tabla 3.25.** Concentraciones de sólidos suspendidos finales después haber realizado un retrolavado al filtro con un caudal de 5,5 L/min

Tiempo (días)	Concentración de sólidos suspendidos (mg/l)			
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3	Promedio
0	65	66	69	67 ± 2,1
1	66	70	69	68 ± 2,1
2	66	68	67	67 ± 1,0
3	74	72	69	72 ± 2,5
4	78	71	72	74 ± 3,8
5	83	82	82	82 ± 0,6
6	104	99	101	101 ± 2,5
7	149	141	135	142 ± 7,0
8	172	167	168	169 ± 2,7
9	182	182	181	182 ± 0,6



El procedimiento fue el mismo que se aplicó para un caudal de retrolavado de 4,5 L/min de la Tabla 3.24 y las desviaciones estándar obtenidas con respecto al promedio de las concentraciones de sólidos suspendidos son bajas para el caudal de retrolavado de 5,5 L/min.

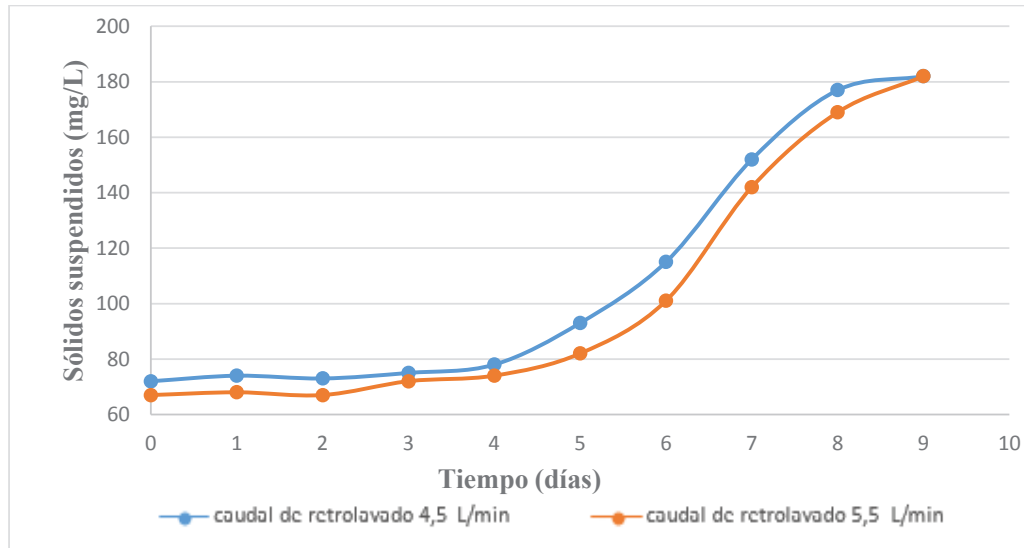
### **Comparación entre los procesos de retrolavado a partir de caudales de lavado al filtro de 4,5 y 5,5 L/min**

La comparación de los dos procesos se realizó con base en la relación entre la concentración final e inicial de los sólidos suspendidos en el filtro, como se presentan en la Tabla 3.26. La concentración inicial a la entrada del filtro es la misma con la que sale el agua residual del RBC y tiene un valor de 181 mg/L.

**Tabla 3.26.** Relación entre la concentración final e inicial de sólidos suspendidos después de haber realizado al filtro un retrolavado

Tiempo (días)	4,5 L/min		5,5 L/min	
	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)	Cf/Co	Concentración final de sólidos suspendidos (mg/L)	Cf/Co
0	72	0,39	67	0,36
1	74	0,40	68	0,37
2	73	0,40	67	0,36
3	75	0,41	72	0,39
4	78	0,42	74	0,40
5	93	0,51	82	0,45
6	115	0,63	101	0,55
7	152	0,83	142	0,78
8	177	0,97	169	0,90
9	182	1,00	181	1,00

La tendencia de saturación del filtro de arena y grava, después de haber aplicado el proceso de retrolavado se observa en la Figura 3.15.



**Figura 3.15.** Curva de saturación del filtro después del retrolavado con caudales de agua de limpieza de 4,5 y 5,5 L/min

De la Figura 3.15 se observa que, para el caudal de agua de lavado de 4,5 L/min reportó un tiempo de saturación de 8,25 días; mientras que, para el caudal de lavado de 5,5 L/min es de 9 días.

El tiempo de ciclo de filtración para el caudal de agua de lavado de 4,5 L/min, reportó un tiempo de saturación de 5,25 días, mientras que para el caudal de lavado de 5,5 L/min es de 6 días.

Se puede observar que la eficiencia del retrolavado no es del 100%, ya que hay partículas que se quedan impregnadas en el lecho y se van acumulando en cada proceso de filtración. El tiempo de vida útil de un filtro de arena tiene un promedio de 5 años y depende del mantenimiento que se realice en el mismo (Company, 2002, p.55).

El caudal de 5,5 L/min reportó una mejor limpieza en el filtro, ya que muestra mejores tiempos de ciclo de filtración en el filtro con un valor de 6 días con respecto a los 5,25 días que reportó con el caudal de 4,5 L/min. A mayor caudal de lavado se genera mayor turbulencia en el agua de lavado mejorando la expansión de la arena, por lo que es más fácil remover los sólidos retenidos en el filtro.

Se concluye que se debe realizar un retrolavado en el filtro cada 6 días de operación para que el agua residual tratada por el filtro cumpla los límites permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas según la Resolución N°2-SA-2014.

Los resultados de los lodos generados, para un proceso de 10 minutos de retrolavado y un caudal de 5,5 L/min de agua de lavado a la salida del filtro se presentan en la Tabla 3.27.

**Tabla 3.27.** Lodos generados por el proceso de retrolavado

<b>Variables de salida del retrolavado</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Volumen de agua y sólidos generados	53,60	L
Lodos generados	32,15	g

Los lodos generados por el proceso de retrolavado en el filtro, se muestra en la Figura 3.16.



**Figura 3.16.** Lodos generados por el proceso de retrolavado en el filtro de arena y grava para un caudal de 5,5 L/min

Los resultados de la caracterización de los parámetros físico-químicos del agua residual al final del tratamiento de filtración se presentan en la Tabla 3.28.

**Tabla 3.28.** Caracterización final de los parámetros del agua residual al final del tratamiento de filtración

Parámetro	Valor del agua residual antes de los tratamientos	Valor del agua residual después de los tratamientos	Porcentaje de remoción (%)
DBO (mg/L)	980,2	88,2	91,01
DQO (mg/L)	1 707,0	116,2	93,14
Sólidos totales (mg/L)	6 350,0	223,0	96,48
Sólidos Sedimentables (mL/L)	221,0	0,7	99,68
Sólidos suspendidos (mg/L)	4 591,0	61,0	99,66

Las concentraciones de los parámetros físico-químicos al final del tratamiento con base en procesos de sedimentación, RBC y filtración, se presentan en la Tabla 3.29. Se compararon los límites permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas. Resolución N°2-SA-2014

**Tabla 3.29.** Cumplimiento con las normas técnicas de los parámetros del agua residual al final del tratamiento

Parámetro	Valor del agua residual después de los tratamientos	Normas técnicas	Cumplimiento con las normas técnicas
DBO (mg/L)	88,2	100,0	Si
DQO (mg/L)	116,2	160,0	Si
Sólidos totales (mg/L)	223,0	1 600,0	Si
Sólidos sedimentables (mL/L)	0,7	< 1,0	Si
Sólidos suspendidos (mg/L)	61,0	100,0	Si

El agua residual tratada por el sistema de tratamiento con base en los tratamientos de sedimentación, RBC y filtro granular, mostró una disminución en la concentración de los parámetros del agua residual con porcentajes del 90% aproximadamente para: DBO, DQO, sólidos suspendidos y sólidos sedimentables, cumpliendo con los valores permisibles de las normas técnicas de descargas líquidas al alcantarillado.

Se concluye que el sistema de tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio tuvo una buena eficiencia a la hora de tratar el agua residual proveniente de la fábrica productora de papel, cumpliendo con la legislación ambiental. Un valor agregado del agua tratada es que se puede recircular al proceso, ya que tiene la calidad suficiente para no causar corrosión a los equipos industriales.

### **3.3 DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

El sistema de tratamiento de aguas residuales se dimensionó para tratar un caudal promedio de 140 m<sup>3</sup>/día y una cantidad de sólidos de 980 kg provenientes del proceso de producción de papel. Estos datos se obtuvieron a partir de los registros reportados por la fábrica para el presente proyecto.

De los resultados obtenidos a partir de las pruebas a escala de laboratorio de los tratamientos de las Secciones: 3.2.1, 3.2.2, 3.2.3, se realizó el escalado y el diseño del sistema de tratamiento de aguas residuales que consta de un tanque de almacenamiento, sedimentación, tratamiento facultativo (RBC) y filtración; aplicando criterios de ingeniería de diseño.

#### **3.3.1 ESCALADO DEL TANQUE DE ALMACENAMIENTO**

Para el escalado del tanque de almacenamiento se consideraron los siguientes parámetros a partir de datos bibliográficos y condiciones meteorológicas de Quito, lugar donde va estar ubicado el sistema de tratamiento de aguas residuales (Esquivel, 2009, p.67).

- Volumen de agua residual total de almacenamiento por día de 140 m<sup>3</sup>
- Tiempo máximo de residencia del agua residual en el tanque de 4 horas
- Tanque de almacenamiento de forma cilíndrica

- Factor de seguridad para el escalado del 40%

El tanque de almacenamiento será construido con base al caudal promedio del sistema de tratamiento de aguas residuales para un tiempo de residencia de 4 horas, el material de construcción va ser hormigón armado para resistir la corrosión.

La construcción del tanque de almacenamiento se realizará con base a las características y dimensiones que se presentan en la Tabla 3.30.

**Tabla 3.30.** Características y dimensiones del tanque de homogenización

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Volumen	32,67	m <sup>3</sup>
Altura	2,18	m
Diámetro	4,37	m
Tiempo de residencia	4,00	h

### 3.3.2 ESCALADO DEL TANQUE DE SEDIMENTACIÓN

Para el escalado del tanque de sedimentación se consideraron los siguientes factores a partir de datos bibliográficos y condiciones meteorológicas de Quito (Weber, 2003, pp. 132-140)

- El diseño del tanque de sedimentación se realizó con base a los resultados experimentales a escala de laboratorio de la Sección 3.2.1.
- El tratamiento de sedimentación va trabajar a temperatura ambiente y presión atmosférica de la ciudad de Quito.
- El tanque de sedimentación va trabajar de forma continua, sin la adición de floculantes o coagulantes.
- El volumen de agua residual es de 140 m<sup>3</sup> para un día de operación
- El tiempo necesario para alcanzar la concentración de lodos deseados es de 57 minutos.

- El tanque de sedimentación funcionará las 24 horas del día.
- El material de construcción será de acero inoxidable para soportar la corrosión que pueda ocasionar el agua residual en el tanque.

Los cálculos respectivos para el escalado del tanque de sedimentación se encuentran en el Anexo III.

Los resultados del escalado del tanque de sedimentación se presentan en la Tabla 3.31.

**Tabla 3.31.** Características y dimensiones del tanque de sedimentación

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Volumen	25,86	m <sup>3</sup>
Altura	3,00	m
Diámetro	3,76	m
Tiempo de residencia	4,43	h

Para este tratamiento, se encontró un tanque de sedimentación de forma cónica marca Tapidol, las características del tanque de sedimentación se presenta en la Tabla 3.32. (TAPIDOL, 2005, p.17).

**Tabla 3.32.** Capacidad y dimensiones del sedimentador por catálogo

<b>Modelo</b>	<b>Volumen (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Capacidad máxima (m<sup>3</sup>/día)</b>	<b>Diámetro (m)</b>	<b>Altura (m)</b>
Tapidol 30	30	160	3,50	5,85

\*Tapidol, 2005, p.17

El diagrama esquemático del tanque de sedimentación continuo Tapidol 30 se observa en la Figura 3.17.

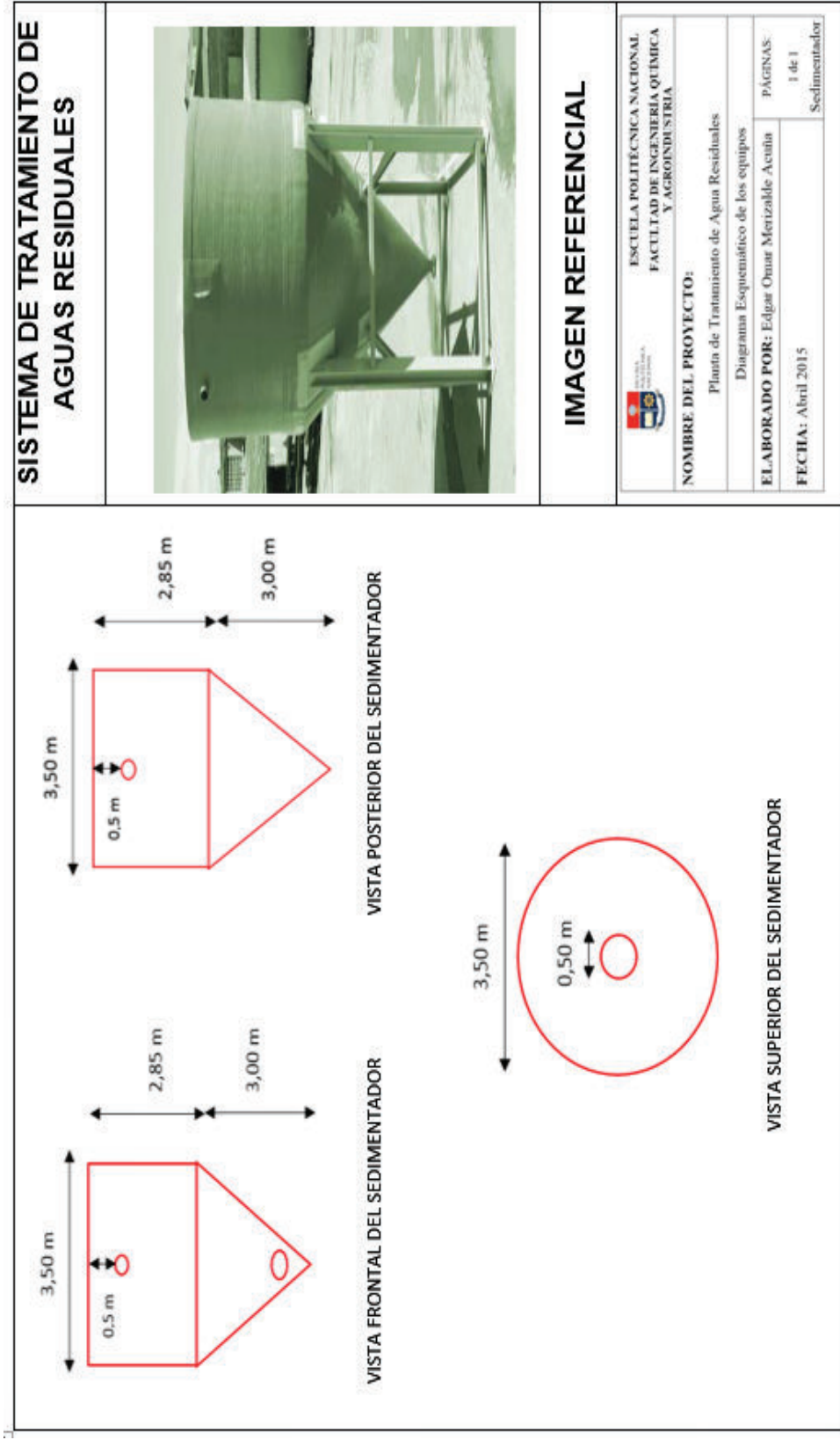


Figura 3.17. Diagrama esquemático del sedimentador TAPIDOL



### 3.3.3 ESCALADO DEL RBC

Para el escalado del reactor biológico rotativo de contacto se consideraron los siguientes factores.

- El diseño del RBC se realizó con base a los resultados experimentales a escala de laboratorio de la Sección 3.2.2.
- El flujo volumétrico de operación es de 140 m<sup>3</sup>/día
- Los insumos requeridos, es decir, la cantidad de nutrientes que se va añadir es equivalente a 1,58 kg/día de nitrato de potasio a partir del balance de masa.
- El reactor va operar a temperatura ambiente y presión atmosférica para la ciudad de Quito.
- El material de construcción será de acero inoxidable para soportar la corrosión que pueda ocasionar el agua residual en el RBC.

Los cálculos respectivos para el escalado del RBC se encuentran en el Anexo IV.

Las características y dimensiones del RBC se presentan en la Tabla 3.33.

**Tabla 3.33.** Características y dimensiones del RBC

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen	38,61	m <sup>3</sup>
Área húmeda	2 853,13	m <sup>2</sup>
Diámetro	3,00	m
Tiempo de residencia	6,72	h

Las características y dimensiones de los discos del RBC se presentan en la Tabla 3.34.

**Tabla 3.34.** Características y dimensiones de los discos del RBC

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>
Material	NA	Polietileno
Número de discos por RBC	202	Unidad
Área húmeda	14,13	m <sup>2</sup>
Diámetro	3,00	m
Espesor	0,01	m

Para esta aplicación, se encontró un reactor biológico rotativo de contacto marca DEPURSAN cuya capacidad y dimensiones se especifican en la Tabla 3.35.

**Tabla 3.35.** Capacidad y dimensiones del RBC por catálogo

<b>Modelo</b>	<b>Capacidad de depuración (m<sup>3</sup>/día)</b>	<b>Superficie total del RBC (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Dimensiones ancho x alto x largo (m)</b>	<b>Número de discos en el RBC</b>	<b>Potencia instalada (kW)</b>
DEPURSAN 750	150,00	3 115	2,40 x 2,30 x 8,40	150	1,50

\*DEPURSAN, 2006, p.36

El diagrama esquemático del reactor biológico rotativo de contacto Depursan 750 se observa en la Figura 3.18.

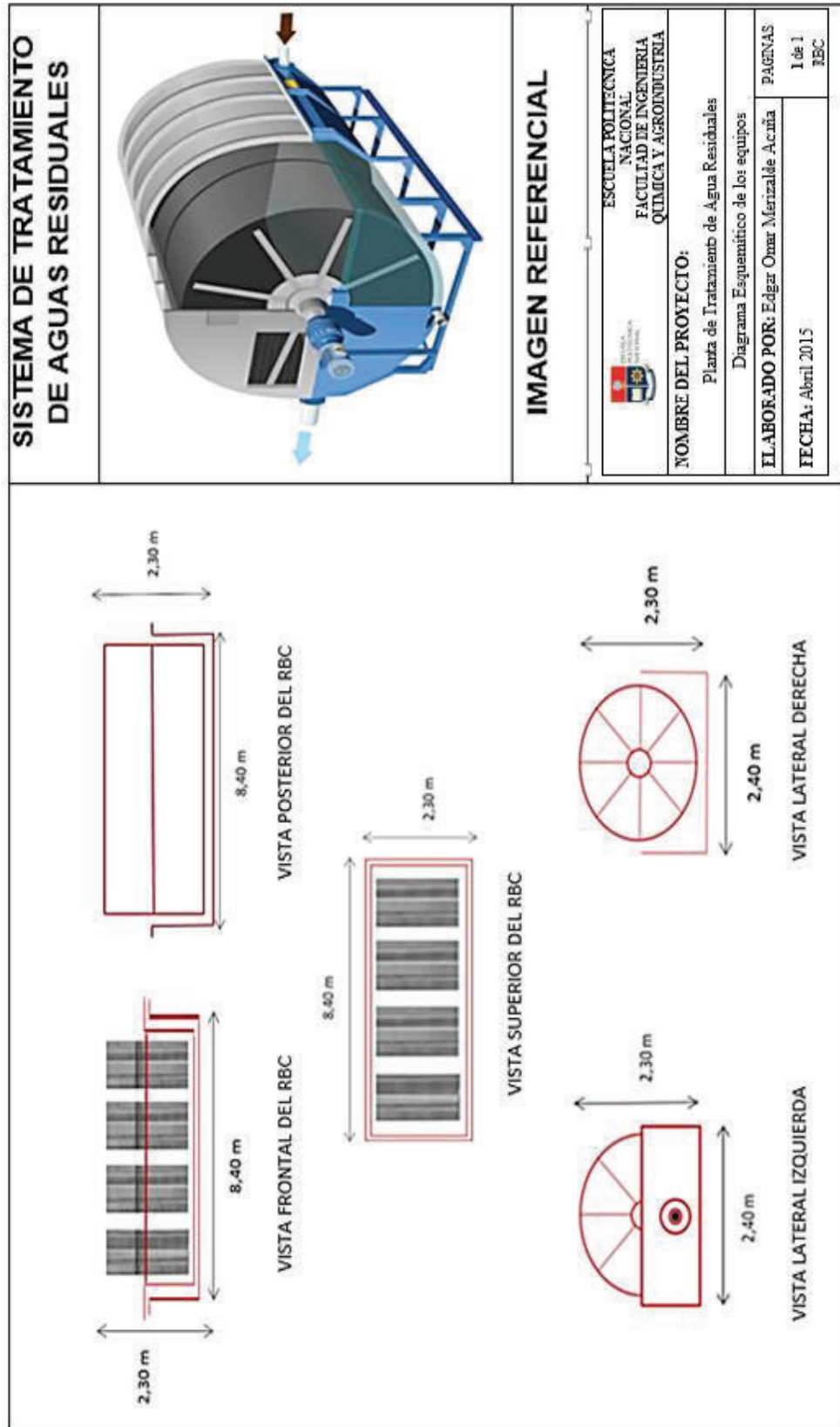


Figura 3.18. Diagrama esquemático del RBC DEPURSAN 750

### 3.3.4 ESCALADO DEL FILTRO DE ARENA Y GRAVA.

Para el escalado del filtro de arena y grava se consideraron los siguientes factores (Willy, 2006, p. 22).

- El diseño del filtro de arena y grava se realizó con base a los resultados experimentales de la Sección 3.2.3.
- El caudal de operación es de 140 m<sup>3</sup>/día.
- El filtro va operar a temperatura ambiente y presión atmosférica para la ciudad de Quito.
- El coeficiente de esfericidad de la arena de sílice precipitada es de 0,94 y el diámetro promedio es de 0,09 cm.

Los cálculos respectivos para el escalado del filtro de arena y grava se encuentran en el Anexo V.

Las características y dimensiones de los filtros de arena y grava se presentan en la Tabla 3.36.

**Tabla 3.36.** Características y dimensiones de los filtros de arena y grava

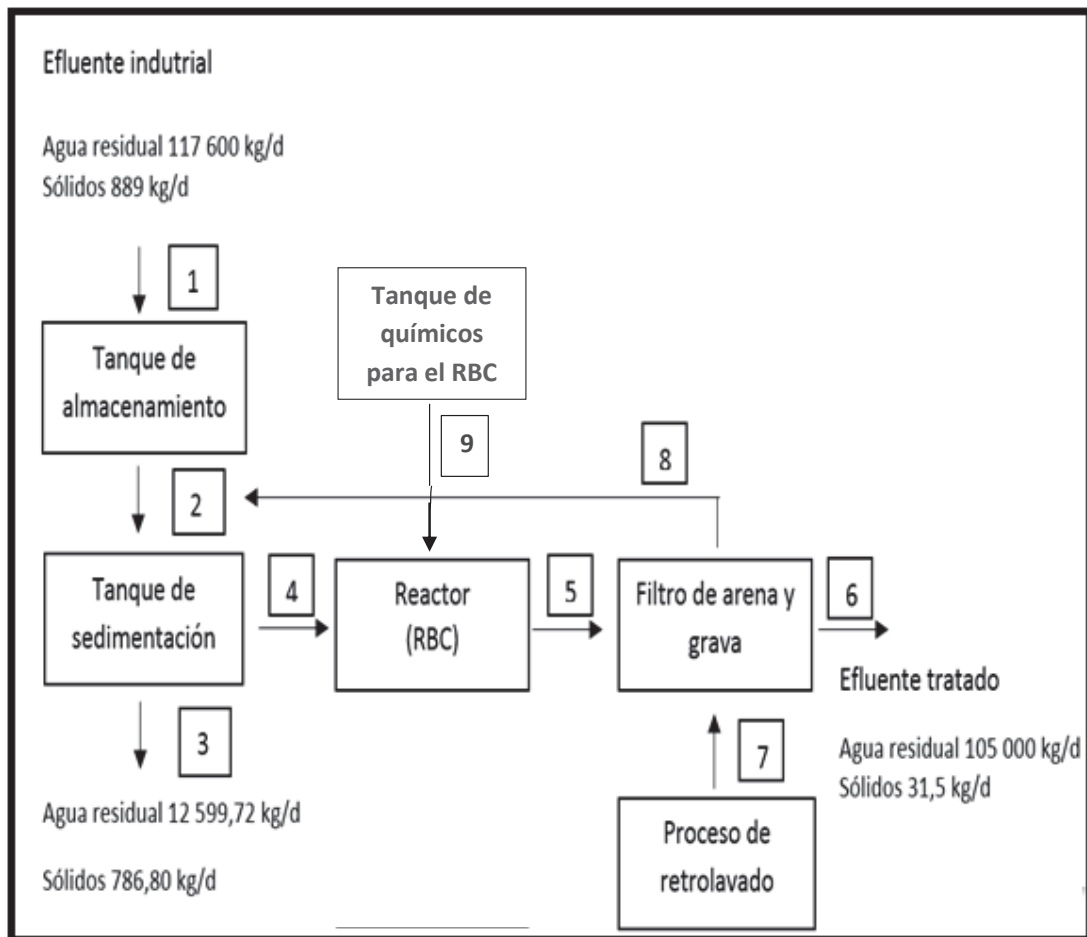
Parámetro	Valor	Unidad
Material	NA	Hormigón armado
Material filtrante	NA	Arena de sílice precipitada
Volumen	11,66	m <sup>3</sup>
Altura	1,70	m
Diámetro	2,96	m
Tiempo de residencia	0,06	h

El filtro de arena y grava está previsto dentro de la obra civil que se realizara para implementar el sistema de tratamientos de aguas residuales, se va construir de hormigón armado con arena de sílice precipitada y grava.

### 3.3.5 BALANCE DE MASA

El balance de masa se realizó para un día de operación y una capacidad de tratamiento de 140 m<sup>3</sup>/día de agua residual, dato reportado por la fábrica.

El diagrama de flujo del sistema de tratamiento de las aguas residuales se observan en la Figura 3.19.



**Figura 3.19.** Diagrama de bloques del sistema de tratamiento de aguas residuales

La Tabla 3.37 presenta los resultados para las diferentes corrientes del sistema de tratamiento de aguas residuales. Los cálculos y corrientes se encuentran en el Anexo VI.

**Tabla 3.37.** Balances de masa de las corrientes del diagrama de flujo (PFD)

Número de corriente	Agua residual (kg/día)	Sólidos (kg/día)	Agua fresca (kg/día)	Nitrato de potasio (kg/día)
1	117 600,00	889,00	0	0
2	117 600,00	889,00	0	0
3	12 599,00	786,80	0	0
4	105 000,28	102,20	0	0
5	105 000,28	70,84	0	1,58
6	105 000,28	31,36	0	1,58
7	0	0	3 430,00	0
8	0	39,48	3 430,00	0
9	0	0	0,00	1,58

Mediante el balance de masa se determinó los flujos másicos para las diferentes corrientes del sistema de tratamiento de aguas residuales. Los sólidos de la corriente 5 con respecto a la corriente 4 disminuye por acción de la depuración de los microorganismos convirtiendo en partículas disueltas. La corriente 6 que es el efluente tratado, reportó un flujo másico de agua de 105 000,28 kg/día con una concentración de sólidos de 31,51 kg/día. Por lo que el sistema de tratamiento cumplió con la depuración final del agua con respecto a la legislación ambiental tanto en sólidos como en carga orgánica.

### 3.3.6 DISEÑO DEL SISTEMA HIDRÁULICO

Para el sistema hidráulico se usó válvulas globo, válvulas check para el control automático y codos de 90° para las curvaturas de dirección del flujo, debido a la variación de altura en las entradas y salidas del agua residual en los equipos del sistema de tratamiento.

Los resultados de las pérdidas de carga de cada tubería se muestran en la Tabla 3.38, la metodología que se aplicó se encuentra en el Anexo VII.

**Tabla 3.38.** Pérdida total de carga en tuberías por fricción y accesorios

Número de corriente	Denominación	Accesorio	Cantidad	Pérdida total de carga (m)
1	25-AR-01-CS	Válvula de globo	1	1,60
		Codo de 90°	1	
2	25-AR-02-CS	Válvula de globo	1	1,55
		Codo de 90°	1	
3	38-PU-03-CS	Válvula de globo	1	1,98
		Codo de 90°	2	
4	25-AR-04-CS	Válvula check	1	2,33
		Codo de 90°	1	
5	25-AR-05-CS	Válvula de globo	2	11,63
		Válvula check	1	
		Codo de 90°	3	
6	25-AR-06-CS	Válvula de globo	2	10,71
		Codo de 90°	3	
7	300-AL-07-CS	Válvula check	1	70,61
		Codo de 90°	3	
8	300-AL-08-CS	Válvula check	1	70,61
		Codo de 90°	3	
9	10-NQ-01-CS	Válvula de globo	1	11,02
		Válvula check	1	
		Codo de 90°	1	

Las pérdidas de carga de las corrientes: 7 y 8 presentan un valor representativo, debido a que pertenecen a la operación de retrolavado del filtro que demanda una presión de agua considerable en el filtro.

Se seleccionó tres bombas para las corrientes: 4, 7 y 8; la primera bomba se colocará en la corriente 4 a pesar de que no tiene una pérdida de carga considerable, la bomba tiene la función de mantener un flujo constante de carga orgánica al RBC. Las otras dos bombas son para el agua de retrolavado de los filtros debido a que las corrientes 7 y 8 tienen pérdidas de 71,3 m. Las características de las bombas se muestran en la Tabla 3.39

**Tabla 3.39.** Detalles de las bombas para el sistema de tratamiento de aguas residuales

Corriente	Potencia (kW)	Tipo
4	0,30	Centrifuga
7	110,00	Centrifuga
8	110,00	Centrifuga

### 3.3.7 DIAGRAMAS DE PROCESO

Los diagramas de proceso se diseñaron con base en los resultados experimentales, balance de masa, diseños del sistema hidráulico y el escalado de los equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales.

#### 3.3.7.1 Diagrama de flujo (PFD)

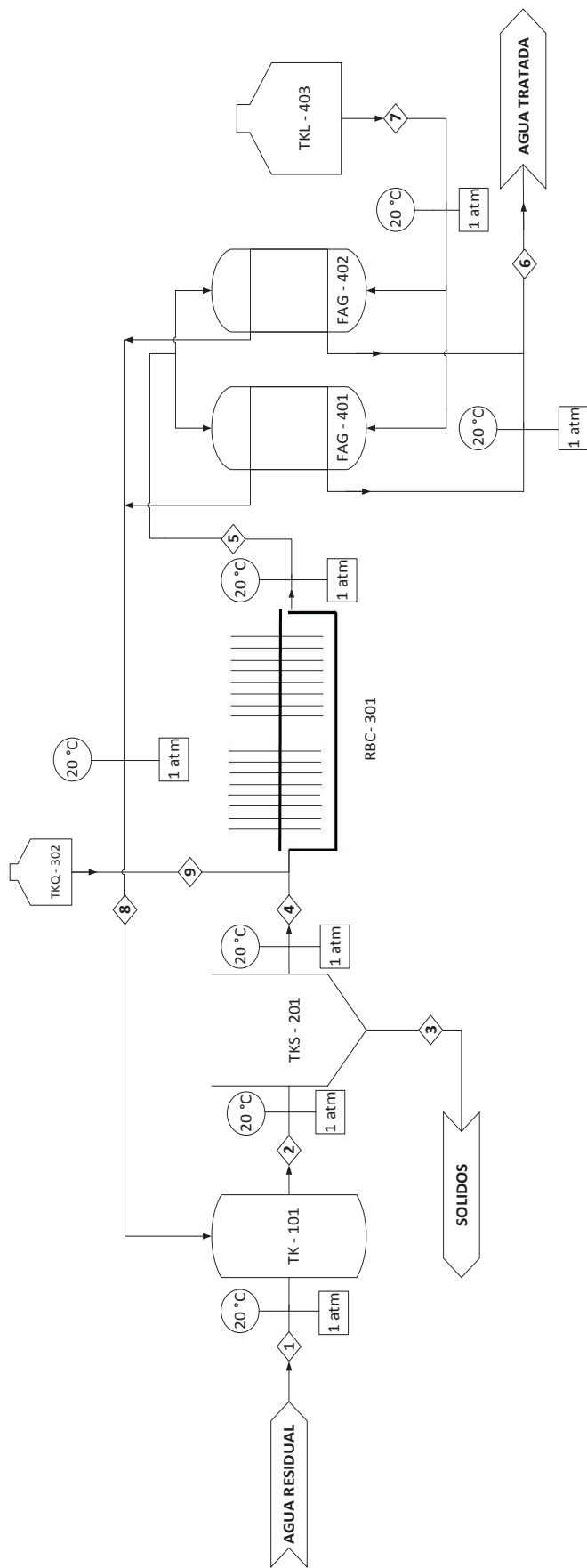
Las operaciones unitarias del diagrama PFD se encuentran codificadas con letras y números para poder identificarlos. Los códigos de los equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales se presentan en la Tabla 3.40.

**Tabla 3.40.** Codificación de las operaciones unitarias para el PFD

Equipo	Código
Tanque de almacenamiento	TK - 101
Tanque de sedimentación	TKS - 201
Reactor Biológico Rotativo de Contacto	RBC - 301
Tanque de químicos para el RBC	TKQ - 302
Filtro de arena y grava	FAG - 401
	FAG - 402
Tanque de retrolavado	TKL - 403

El diagrama de flujo PFD del sistema de tratamiento de aguas residuales se observa en la Figura 3.20.





Número de corriente	Proceso	Agua residual (kg/día)	Sólidos (kg/día)	Agua fresca (Kg/día)	Nitrato de potasio (kg/día)
1	Almacenamiento	117 600,00	889,00	0,00	0,00
2	Sedimentación	117 600,00	889,00	0,00	0,00
3	Sedimentación	12 599,00	786,00	0,00	0,00
4	RBC	105 000,28	102,20	0,00	0,00
5	Filtración	106 000,28	70,84	0,00	1,58
6	Filtración	107 000,28	31,51	0,00	1,58
7	Retrolavado	0,00	0,00	3 430,00	0,00
8	Sedimentación	0,00	39,48	3 430,00	0,00
9	Químico	0,00	0,00	0,00	1,58


 <b>ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL</b> <b>FACULTAD DE INGENIERÍA</b> <b>QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA</b>
<b>NOMBRE DEL PROYECTO:</b>
Planta de Tratamiento de Agua Residuales Línea de Tratamiento de Efluentes
<b>ELABORADO POR:</b> Edgar Omar Merizalde Acuña
<b>FECHA:</b> Marzo 2015
<b>PÁGINAS:</b> 1 de 1 PFD

Figura 3.20. Diagrama de flujo del proceso para el tratamiento del agua residual de la fábrica productora de papel

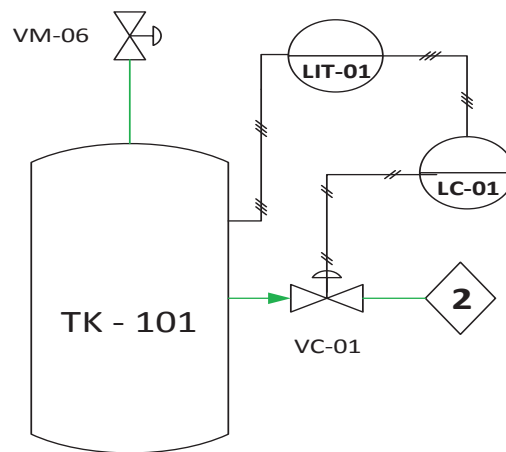
### 3.3.7.2 Diagrama de instrumentación y tuberías (P&ID)

#### Metodología de control

A continuación se detallarán los sistemas de control para los diferentes procesos del sistema de tratamientos de aguas, que se especifican en el diagrama P&ID.

#### Control de nivel en el tanque de homogenización TK-101

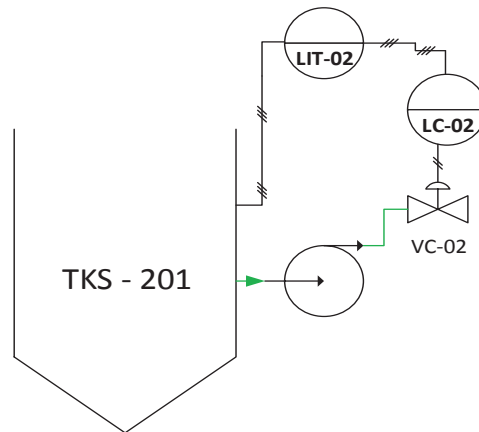
La Figura 3.21 muestra el sistema de control implementado para el tanque TK-101 para manipular el flujo de agua residual a la salida del tanque de homogenización y evitar que exista un desbordamiento en el mismo.



**Figura 3.21.** Sistema de control implementado para el tanque TK-101

#### Control de nivel en el tanque de sedimentación TKS-201

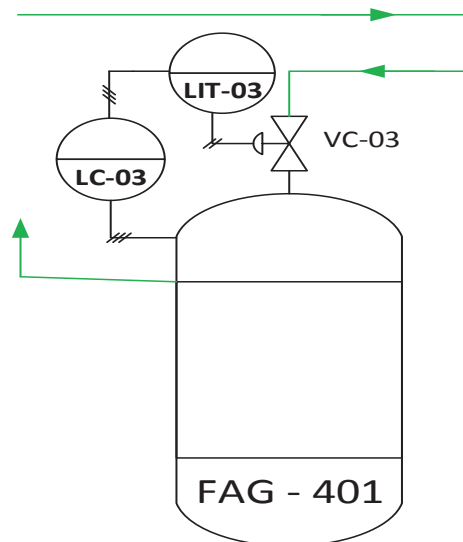
La Figura 3.22 muestra el sistema de control implementado para el tanque TKS-201 para manipular el flujo de agua residual a la salida del tanque de sedimentación para evitar que exista turbulencia en el sedimentador que pueda afectar el proceso de precipitación de las partículas.



**Figura 3.22.** Sistema de control implementado para el tanque TKS-201

### Control de nivel en el filtro de arena y grava FAG-401

La Figura 3.23 muestra el sistema de control implementado para el tanque FAG-401 para manipular el flujo de agua residual a la entrada del filtro de arena y grava, es necesario controlar la carga hidráulica inicial en el filtro y evitar posibles pérdidas de carga en el mismo. Para el filtro FAG-402 el control tiene el mismo propósito



**Figura 3.23.** Sistema de control implementado para el filtro FAG-401

### Metodología de operación

La metodología de operación es la siguiente: El agua residual ingresa al tanque de almacenamiento TK-101 por la línea 22-AR-01-CS, en este tanque el agua tiene un segundo proceso es el de sedimentación, el agua residual sale del tanque de almacenamiento TK-101 por la línea 22-AR-02-CS y llega al tanque de sedimentación TKS-201, aquí se elimina los sólidos sedimentables del agua residual con un tiempo de residencia de 4,43 horas; la descarga de sólidos se realizará por la línea 38-PU-03-CS y se dispondrá nuevamente como materia prima en el proceso de producción de papel.

El tercer proceso es el RBC, el agua residual sale del tanque de sedimentación TKS-201 por la línea 25-AR-04-CS y llega al RBC-301 con un tiempo de residencia de 6,62 h; aquí el agua residual es tratada para depurar la carga orgánica. El tanque de almacenamiento de: nitrato de potasio al 40% y fosfato de sodio al 40% TKQ-302 sirve para proveer de nutrientes a los microorganismos del RBC-301.

El cuarto proceso es la filtración granular, el agua residual tratada por el RBC-302 viaja por la línea 25-AR-05-CS y llega a dos filtros de arena FAD-401 y FAD-402 para eliminar los sólidos suspendidos y la biomasa que se formó en el RBC-301. Una vez culminado el proceso el agua está tratada y se dispone al alcantarillado por la línea 25-AR-06-CS.

El proceso de retrolavado con ayuda del tanque TKL-403 que contiene agua que es inyectado a los filtros de manera ascendente por la línea 100-AL-07-CS, el agua de retrolavado sale por la parte superior de los filtros y pasa por la línea 100-AL-08-CS hasta llegar nuevamente al tanque de sedimentación TKS-201, este subproceso opera 10 minutos.

El diagrama PI&D del sistema de tratamiento de aguas residuales de la fábrica productora de papel se observa en la Figura 3.24

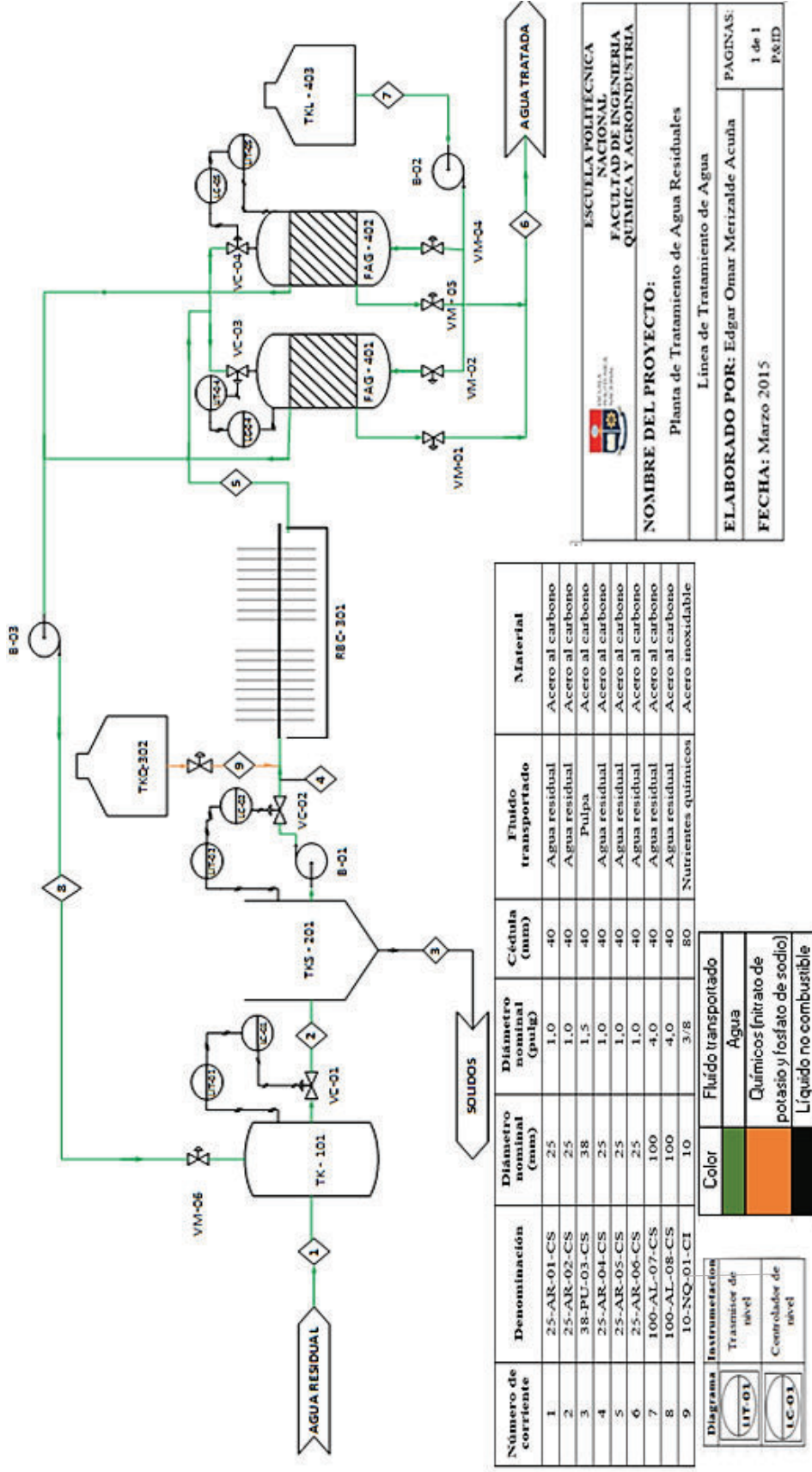


Figura 3.24. Diagrama de instrumentación y tuberías del sistema de tratamiento de aguas residuales

### 3.3.8 ANÁLISIS ECONÓMICO DE LA IMPLEMENTACIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

#### Costo de inversión para la planta de tratamiento de aguas

A continuación se detalla el costo de inversión para la implementación de la planta de tratamiento de aguas residuales que consta de: equipos industriales, accesorios, válvulas, obra civil, instalación.

El análisis se fundamentó del diseño y escalado presentado en la Sección 3.3.1 hasta la Sección 3.3.7 de este capítulo.

Los costos de los equipos como: el tanque de sedimentación, material filtrante tuberías, accesorios y bombas centrífugas, se establecieron a partir de los precios reportados por la empresa ecuatoriana Proquimarsa, dedicada a la comercialización de equipos para tratamiento de aguas.

El costo del reactor biológico rotativo de contacto se estableció a partir del precio reportado por la empresa Sande y Díaz, empresa española que se dedica a la construcción y comercialización de maquinaria industrial, especializada en equipos de bombeo y tratamiento de aguas residuales.

El detalle de los precios de los equipos principales del sistema de tratamiento de aguas residuales se presenta en la Tabla 3.41.

**Tabla 3.41.** Costo de equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales

Concepto	Cantidad (unidades)	Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
Tanque de sedimentación	1	20 500,00	20 500,00
RBC	1	10 000,25	10 000,25
Filtro de arena y grava	2	2 000,00	4 000,00

**Tabla 3.41.** Costo de equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales (continuación...)

Concepto	Cantidad (unidades)	Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
Tuberías y accesorios	-	10 000,00	10 000,00
Bomba centrífuga	3	2 500,00	7 500,00
<b>TOTAL</b>			52 000,25

De acuerdo a la Tabla 3.41 el costo de los equipos del sistema de tratamiento de aguas residuales asciende a 52 000,25 USD.

De igual forma, se determinó el costo de la obra civil del sistema de tratamiento de aguas residuales, el cual incluye mano de obra, bodegas y un cuarto de control; cuyos precios se presentan en la Tabla 3.42. (Contraloría General del Estado, 2015, pp.1-2)

**Tabla 3.42.** Costo de obra civil e instalación de los equipos

Concepto	Costo total (USD)
Transporte y montaje	2 000,00
Mano de obra	5 000,00
Bodega de mantenimiento y químicos	2 500,00
Cuarto de control	10 000,00
Tanque de almacenamiento	6 000
<b>TOTAL</b>	25 500,00

De acuerdo a la Tabla 3.42 el costo de la obra civil para la implementación del sistema de tratamiento de aguas residuales asciende a 25 500,00 USD.

### **Costo de operación de la planta de tratamiento de aguas**

El costo de los insumos y energía para la operación del sistema de tratamiento de aguas residuales, se estableció a partir de los precios reportados por la empresa

NOVACHEM del Ecuador para insumos químicos, y el precio del kW/h establecido por la Empresa Eléctrica Quito. Las bombas B-02 y B-03 para el retrolavado, se usaran cada seis días por un tiempo de 10 minutos. Los valores se presentan en la Tabla 3.43.

**Tabla 3.43.** Costo de obra operación del sistema de tratamiento de aguas residuales

Concepto	Detalle	Costo unitario (USD)	Costo Día (USD)	Costo Año (USD)
Solución de nitrato de sodio 40%	1 (gal/día)	5,00	5,00	1 800,00
Solución de fosfato de sodio 40 %	1/2 (gal/día)	5,00	2,50	900,00
Energía (kW/h)	B-01 (0,30 kW)	0,08	0,58	211,70
	B-02 (110 kW)	0,08	1,46	532,90
	B-03 (110 kW)	0,08	1,46	532,90
	RBC (1,5 kW)	0,08	2,88	1 051,00
<b>TOTAL</b>				<b>5 028,70</b>

El costo para los salarios del personal de que va trabajar en el sistema de tratamiento de aguas residuales se estableció a partir del salario básico unificado de 354 USD, décimo tercero y décimo cuarto reportado por el Ministerio de Relaciones Laborales. Los salarios del personal de planta se presentan en la Tabla 3.44.

**Tabla 3.44.** Sueldo del personal del sistema de tratamiento de aguas residuales

Personal	Cantidad (unidades)	Sueldo mensual (USD)	Sueldo Anual (USD)
Operadores de planta	3	400,00	14 400,00
Ingeniero de control	1	1 200,00	14 400,00
Décimo tercero	-	-	1 416,00
Décimo cuarto	-	-	2 400,00
<b>TOTAL</b>			<b>32 616,00</b>



El compendio total de gastos para el primer año de funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales se resume en la Tabla 3.45.

**Tabla 3.45.** Compendio total de gastos para el primer año de funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales

<b>Concepto</b>	<b>Costo (USD)</b>
Equipos y accesorios	52 000,25
Obra civil	25 500,00
Operación	5 028,70
Administrativo	32 616,00
<b>TOTAL</b>	<b>115 144,95</b>

De acuerdo a la Tabla 3.45 el costo para el primer año de funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas residuales asciende a 115 144,95 USD.

Una vez finalizado la implementación del sistema de tratamiento. Los costos de equipos, accesorio y obra de civil ya están cubiertos para el primer año.

El costo de tratamiento de agua residual anual después del primer año de operación para 51 100 m<sup>3</sup>/año, se presenta en la Tabla 3.46.

**Tabla 3.46.** Costo de tratamiento de agua residual después del primer año

<b>Concepto</b>	<b>Costo (USD)</b>
Operación	5 028,70
Administrativo	32 616,00
Mantenimiento	2 000,00
<b>TOTAL</b>	<b>39 644,70</b>

### **Ingresos por ahorro de agua al recircular en el proceso de producción**

El agua tratada por la planta de tratamiento de agua residual tiene las características óptimas para recircular en el proceso sin que afecte la calidad del

producto y los equipos industriales. El costo del metro cúbico de agua para el sector industrial es de 0,72 USD. Este valor fue reportado por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento.

El agua tratada que se puede recircular es de 105 000,28 kg/d valor reportado en el balance de masa del sistema de tratamiento de aguas residuales de la Tabla 3.37. El ahorro por recircular dicha cantidad de agua al proceso se presenta en la Tabla 3.47.

**Tabla 3.47.** Ahorro anual del agua para uso industrial asumiendo un caudal de 140 m<sup>3</sup>/día

Concepto	Unidad (kg/día)	Unidad (m <sup>3</sup> /año)	Costo (USD)
Agua para la producción de papel	105 000,28	38 325,10	27 594,07
<b>TOTAL</b>			27 594,07

#### **Ingresos por evitar el pago de multas**

El Capítulo V de la Ordenanza 404, abarca el tema acerca de la suspensión o revocatoria de la Licencia Ambiental por parte de la Secretaria del Ambiente de Quito. La empresa que haya sido suspendida su Licencia Ambiental tiene que obligatoriamente restaurar integralmente los ecosistemas afectados e indemnizar a las personas afectadas, todo esto conlleva un valor económico grande. Una vez revocada la Licencia Ambiental de una empresa o institución se procede a retirar la Licencia Metropolitana Única para el Ejercicio de Actividades en el Distrito Metropolitano de Quito LUAE por lo que la industria tendrá que suspender sus actividades. (Municipio de Quito - Ordenanza 404, 2014, pp. 42-45).

Las sanciones a las industrias que no tengan un adecuado tratamiento a sus efluentes líquidos y no cumplan con los valores límites de las normas técnicas para descargas líquidas con base en la Ordenanza 404, serán sancionados entre 30 a 60 salarios unificados (10 800,00 a 21 600,00 USD), además la remediación del lugar afectado que va depender de la gravedad del mismo. Las auditorías de verificación del cumplimiento se realizan semestralmente (Municipio de Quito - Ordenanza 404, 2014, pp.65-70).

Las multas se van analizar a partir del peor caso, un método usado para abarcar todos los casos posibles, con esta reseña el valor será de 21 600,00 USD (Martinez y Muñoz, 2004, p. 258).

**Tabla 3.48.** Ahorro por cumplir con la legislación ambiental de Quito

<b>Concepto</b>	<b>Multa semestral (USD)</b>	<b>Multa anual (USD)</b>
Sanción por incumplir la legislación de descargas líquidas	21 600,00	43 200,00
Remediación de la zona	10 000,00	20 000,00
<b>TOTAL</b>		63 200,00

De acuerdo a la Tabla 3.48 el ahorro que se genera por cumplir los límites permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas. Resolución N°2-SA-2014 asciende a 63 200,00 USD.

El compendio total de los ahorros generados por recircular el agua y cumplir las normas técnicas de la Ordenanza 404 se resume en la Tabla 3.49.

**Tabla 3.49.** Compendio total de ahorro del sistema de tratamiento de aguas residuales

<b>Concepto</b>	<b>Ahorro anual (USD)</b>
Agua recirculada para la producción de papel	27 594,07
Sanción por incumplir la legislación de descargas líquidas	63 200,00
<b>TOTAL</b>	90 794,07

De acuerdo a la Tabla 3.49 el ahorro que se genera por recircular el agua y cumplir los límites permisibles de las normas técnicas para el control de descargas líquidas. Resolución N°2-SA-2014, asciende a 90 794,07USD.

### **Flujo de caja**

Para determinar la viabilidad del proyecto se va a construir un flujo de caja, para lo cual se presentan los parámetros necesarios en la Tabla 3.50.

**Tabla 3.50.** Parámetros para el flujo de caja de los indicadores económicos

<b>Parámetros del proyecto</b>		
<b>Nombre del Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor del Parámetro</b>
Aportación de socios	USD	115 144,95
Costo el primer año	USD	115 144,95
Costo después del primer año	USD	39 644,70
Ahorro generado por el proyecto	USD	90 794,07
Duración de capital de operación	año	1,00
Impuesto a la renta para proyectos ambientales*	Porcentaje (%)	0,00
Amortización de maquinaria y equipo	Años	5,00
Amortización de instalaciones	Años	5,00

(\*Banco Central del Ecuador, Mayo, 2015)

Con base en los parámetros de la Tabla 3.50, se realizó el flujo de caja respectivo que se presenta en la Tabla 3.51.

**Tabla 3.51.** Flujo de caja para la implementación del sistema de tratamiento de aguas residuales

<b>Flujo de Caja</b>						
<b>Designación</b>	<b>Año 0</b>	<b>Año 1</b>	<b>Año 2</b>	<b>Año 3</b>	<b>Año 4</b>	<b>Año 5</b>
Inversión total	\$-115 144,95					
Aportación de socios	\$115 144,95					
Ahorro por multas y recirculación de agua		\$90 794,07	\$90 794,07	\$90 794,07	\$90 794,07	\$90 794,07
Costo de tratamiento de agua		\$39 644,70	\$34 685,00	\$34 685,00	\$34 685,00	\$34 685,00
Flujo bruto		\$51 149,37	\$56 109,07	\$56 109,07	\$56 109,07	\$56 109,07
Dividendo de financiamiento	\$0,00	\$0,00	\$0,00	\$0,00	\$0,00	\$0,00
Impuesto a la renta		\$0,00	\$0,00	\$0,00	\$0,00	\$0,00
Flujo después de impuestos		\$51 149,37	\$56 109,07	\$56 109,07	\$56 109,07	\$56 109,07
Flujo Acumulativo	-\$115 144,95	-\$63 995,58	-\$7 886,51	\$48 222,56	\$104 331,63	\$160 440,70

La inversión inicial que requiere el proyecto corresponde al compendio total de gastos para el primer año de la Tabla 3.45 con un valor de 115 144,95 USD y se lo realizará en un solo monto para tener cubierto todos los gastos que implica la implementación del sistema de tratamiento de aguas residuales.

Los valores de operación del sistema de tratamiento de aguas residuales a partir del primer año corresponden al total de gastos que se encuentra en la Tabla 3.46 con un valor de 39 644,70 USD.

El ahorro de dinero se obtendrá por concepto de no pagar las multas, debido al cumplimiento de las normas técnicas de la Ordenanza 404 y la recirculación del agua tratada, el compendio total se encuentra en la Tabla 3.49 con un valor anual de 90 794,07 USD.

El flujo bruto tiene un valor anual de 51 149,37 USD; y se concluye que el sistema de tratamiento de aguas residuales es sustentable.

El dividendo de financiamiento del flujo de caja es de 0,00 USD para todos los años, debido a que la inversión inicial estará cubierta en su totalidad por los inversionistas de la fábrica productora de papel, lo que implica que no se va a requerir de ningún préstamo por parte de una entidad financiera externa.

El flujo después del impuesto a la renta se mantiene con un valor igual al del flujo bruto, debido a que los proyectos ambientales no pagan dicho impuesto, por lo que el valor es de 51 149,37 USD, este capital sirve para recuperar la inversión inicial de 110 239,89 USD que se realizó para implementar el sistema de tratamiento de aguas residuales.

El flujo acumulativo es positivo a partir del tercer año con un valor de 48 222,56 USD; lo que significa que el proyecto ha recuperado su inversión inicial; sin embargo el flujo acumulativo para el tercer año es menor a la inversión inicial de 115 144,95 USD por lo que el valor actual neto (VAN) y la tasa de interna de retorno (TIR) en ese instante serán negativas.

Es necesario evaluar el flujo de caja por más tiempo hasta que el flujo acumulativo sea mayor a la inversión inicial. Los valores VAN y TIR se presentan en la Tabla 3.52.

**Tabla 3.52.** Criterios financieros TIR y VAN para la implantación del sistema de tratamiento de aguas residuales

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>
Valor actual neto (VAN)	125 967,85 USD
Tasa interna de retorno (TIR)	14,00 %

Con base a la Tabla 3.50 el VAN y el TIR son positivos a partir del cuarto año de operación del sistema de tratamiento de aguas residuales. Para la evaluación se asumió el peor de los casos de multa por el incumplimiento de las normas técnicas para descargas líquidas con base en la Ordenanza 404 de la Tabla 3.49 con un valor de 21 600,00 USD por semestre.

El estudio del sistema de tratamiento de aguas residuales de la fábrica productora de papel está enfocado a una cultura ambiental empresarial, para que la institución como tal tenga un bienestar económico encaminado a un manejo ambiental seguro y una mejora continua.

## 4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 4.1 CONCLUSIONES

- Los parámetros físico-químicos iniciales del agua residual fuera de norma fueron: 980,2 mg/L para la DBO; 1 707,0 mg/L para DQO; 6 350,0 mg/L para sólidos totales; 4 591,0 mg/L para sólidos suspendidos; 220 mL/L para sólidos sedimentables. Estos valores superan el límite máximo permisible para descargas líquidas establecido en 100 mg/L para la DBO<sub>5</sub>; 160 mg/L para DQO; 1 600 mg/L para sólidos totales; 100 mg/L para sólidos suspendidos; < 1 mL/L para sólidos sedimentables.
- El tratamiento de sedimentación a escala de laboratorio, sin la adición de floculantes y coagulantes, redujo los sólidos sedimentables del agua residual hasta un 97,50%. Así también, se corroboró que a partir de los 90 minutos el porcentaje de sólidos sedimentables removidos se mantuvo constante.
- El conteo inicial de los microorganismos presentes en el inóculo procedente de una industria maderera fue de 20,41E+06 aproximadamente. Este valor fue óptimo para empezar el proceso de estabilización microbiana en el reactor biológico rotativo de contacto.
- La estabilización del inóculo de microorganismos con el agua residual para una concentración inicial del 10% V/V, tuvo un tiempo de 14 días dentro del rango establecido en bibliografía. Así pues, se demostró que, la compatibilidad entre el inóculo y el agua residual en el reactor biológico rotativo fue adecuado.
- En el reactor biológico rotativo de contacto a escala de laboratorio, el mejor flujo de agua residual a la entrada fue de: 16 mL/ min con un porcentaje de reducción en los contaminantes del 77,27 % para la DQO y 88,21% para la DBO.

- Los lechos filtrantes de arena de sílice precipitada y fume reportaron coeficientes de uniformidad de 2,30 y 3,10 respectivamente. La arena de sílice precipitada reportó un valor de diseño dentro del rango para lechos filtrantes (0,0 – 2,5); presentando una mejor uniformidad granular.
- La altura efectiva del lecho de arena a escala de laboratorio fue de 55 cm y presentó una remoción de sólidos suspendidos del 66,75 %. Así mismo, el tiempo de saturación se obtuvo a los 9 días, por lo que requirió un retrolavado en el filtro mediante agua fresca en contracorriente.
- El retrolavado se realizó aplicando un flujo de agua fresca de 34,3 L/s por 10 minutos en el filtro. Este proceso se realizará cada 5 días, tiempo que dura el ciclo de filtración.
- Se realizó el escalado del sistema de tratamiento de aguas residuales modalidad continua que puede tratar una capacidad de 140 m<sup>3</sup>/día. El sistema contempla un tanque de sedimentación de 33,24 m<sup>3</sup>, un RBC de 35,95 m<sup>3</sup> y un filtro de arena y grava de 9,40 m<sup>3</sup>.
- El sistema de tratamiento con base en un reactor biológico rotativo de contacto, obtuvo una eficiencia de depuración del 91,01 % para la DBO<sub>5</sub>; 93,14 % para la DQO; 97,50 % para los sólidos sedimentables y 99,69 % para sólidos suspendidos, por lo que permitió el cumplimiento con las normas técnicas para el control de descargas líquidas.
- El costo de inversión neta para la implementación del sistema de agua residual fue de: 115 144,95 USD para el primer año. El costo de operación anual del tratamiento de agua residual después del primer año fue de: 39 644,70 USD. El ahorro de multas por descarga líquida y recirculación del agua residual a la planta de producción de papel fue de 90 794,07 USD.



- La inversión se recupera a los 5 años de proyecto con un valor actual neto de 125 967,85 USD y una tasa interna de retorno del 14,00 %.

## **4.2 RECOMENDACIONES**

- Implementar un sistema de recuperación de pulpa de papel, para incorporar nuevamente como materia prima al proceso de producción y así disminuir los lodos generados en las aguas residuales.
- A pesar de que se obtuvo un resultado positivo para el filtro lento de arena y grava, sería recomendable trabajar con filtros a presión para optimizar el tiempo de filtración y el espacio dentro del sistema de tratamientos de aguas residuales.
- Realizar un estudio constante de nutrientes del agua residual en el RBC, para un óptimo crecimiento de microorganismos y un buen desempeño de tratamiento del RBC.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Aguilar, J., Rivera, N. y Noé. (2004). *El reciclado de papel y cartón* (2da. ed.). Elementos: Ciencia y Cultura.
2. Aguilar, M., Sáez, J. y Soler, A. (2002). Química en Murcia. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=19we0uKpM\\_AC&dq=Aguilar,+S%C3%A1ez+y+Soler,++sedimentacion&hl=es&source=gbs\\_navlinks](https://books.google.com.ec/books?id=19we0uKpM_AC&dq=Aguilar,+S%C3%A1ez+y+Soler,++sedimentacion&hl=es&source=gbs_navlinks) (Enero, 2015)
3. Ainhoa, S. (2004). Gestión del agua en la industria del papel. Recuperado de <http://www.sc.ehu.es/iawfemaf/archivos/materia/industrial/libro-3.PDF> (Diciembre, 2014).
4. Amieva, J., Bezanilla, J., Castillo, P., Jácome, A., & Monzón, I. T. (2005). Depuración de agua residual con salinidad variable empleando un proceso de biodiscos (RBC). *Ingeniería del agua*, 2(1), 25-30.
5. (APHA), A. P. (2012). *Standart Methods for the Examination of Water* (20va. ed). New York, EE UU: Centennial Edition.
6. Arnaiz, C. y Medialdea, M. (2002). Eliminación biológica de contaminantes (II). *INGENIERÍA QUÍMICA-MADRID*, 34(390), 184-193.
7. Banco Central del Ecuador. (2015, Febrero). Recuperado de: [http://bce.fin.ec/resumen\\_ticker.php?ticker\\_value=inflacion](http://bce.fin.ec/resumen_ticker.php?ticker_value=inflacion), (Junio, 20015)
8. Barajas, A. (2008) *Finanzas para no financistas*. (4 ta. ed.). Bogotá, Colombia: Pontifica Universidad Javeriana.
9. Behling, E., Colina, G., Díaz, A., Fernández, N., Marín, J., Rincón, N. y Weffer, G. (2007). Tratamiento de un efluente sintético de glucosa y

fenol en un reactor biológico rotativo de contacto. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 39(3), 277-298.

10. Behling, E., Colina, G., Díaz, A., Marín, J., Rincón, N. y Fernández, N. (2008). Tratamiento Biológico de Aguas Residuales Industriales: Efluente Camaronero en Reactores Rbc. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 42(2), 243-255.
11. Benintende, S y Sánchez, C. (2009). Crecimiento Bacteriano. Recuperado de [http://www.fca.uner.edu.ar/academicas/deptos/catedras/microbiologia/unidad\\_3\\_crecimiento\\_bacteriano.pdf](http://www.fca.uner.edu.ar/academicas/deptos/catedras/microbiologia/unidad_3_crecimiento_bacteriano.pdf), (Abril, 2015)
12. Beyer, W. (2001). *Lehrbuch der organischen chemie 19 Auflage*. Recuperado de <https://books.google.es/books?id=Pm7INZzKlaoC&pg=PA489&dq=celulosa+de+papel&hl=es&sa=X&ei=bgLsVOHQJsvBggT6noLwAw&ved=0CDgQ6AEwAQ#v=onepage&q=celulosa%20de%20papel&f=false>
13. Borja, E., Alba, P., Martín, C. y Mancha, L. (2000). *Estudio cinético de digestión anaerobia de aguas de lavado de aceitunas de almazara en reactores de mezcla completa con microorganismos inmovilizados*. Recuperado de <http://digital.csic.es/bitstream/10261/21873/1/718.pdf> (Enero, 2015)
14. Casey, P.J. (2000). *Pulpa y papel: Química y tecnología química*. (4ta. ed.). Madrid: LIMUSA S:A.
15. Castillo, B., Bolio, A. y Roger, I. (2012). Remoción de materia orgánica en aguas residuales por proceso de Contactor Biológico Rotativo. Recuperado de <http://www.revista.ingenieria.uady.mx/volumen16/remocion.pdf> (Marzo, 2015)
16. Company, J. (2002). *Tratamiento de aguas residuales*. (2da. ed). Barcelona, España: Kemira Iberica S.A.

17. Contraloría General del Estado (2015). *Reajustes de salarios mínimos por ley*, Quito, Ecuador.
18. Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira R. y Mota, M. (2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Environmental Science and Biotechnology*, 7(2), 155-172. doi: 10.1007/s11157-008-9127-x.
19. Coulsom, J y Richardson, J. (2003). *Ingeniería química operaciones básicas*. (2da. ed.). Barcelona: Reverte.
20. Cuevas, G., González, O y González, S. (2004). *Arranque y estabilización de un RBC que utiliza biomasa suspendida para la eliminación de fosforo*. Coordinación de ingeniería ambiental, México D.F, México. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/mexico/01390e14.pdf> (Diciembre, 2014)
21. Davis, M. (2010). *Wastewater engineering: Sedimentation*. (1era. ed.). New York, Estados Unidos: McGraw-Hill.
22. Deloya, A. (2001). Biodiscos, una alternativa de tratamiento biológico para aguas residuales cuando no se disponen de grandes extensiones de terreno Recuperado de. <http://tecdigital.tec.ac.cr.pdf>. (Enero 2015).
23. De Moel, R., Verberk, J. y Van Dijk, J. (2006). *Drinking Water Principles and Practices* (1ra. ed.). Holanda: World Scientific Publishing.
24. Díaz, A. (2005). *Finanzas corporativas en la práctica*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=kLbHgcDyv0IC&dq=D%C3%A1z+tir+y+van&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=kLbHgcDyv0IC&dq=D%C3%A1z+tir+y+van&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Febrero, 2015)
25. Díaz, J. (2006). *Mecánica de Fluidos e Hidráulica*. (1ra. ed.). Cali: Universidad del Valle.

26. Di Palma, L. y Verdone, N. (2009). The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors. *Bioresource technology*, 100(3), 1467-1470. Recuperado de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408006743>.
27. Elías, X. (2009). Reciclaje de residuos industriales. Recuperado de <https://books.google.com.ec/books?id=8yWSZEBqSXgC&pg=PA300&dq=industri+de+papel+a+partir+de+fibras+recuperadas&hl=es&sa=X&ei=lvoWVdmHBuSwsATPzoDoCA&ved=0CCUQ6AEwAg#v=onepage&q&f=false>.
28. Esquivel, E. (2009). Dimensionamiento de equipos industriales. UDLAP, 2(3). Recuperado de [http://catarina.udlap.mx/u\\_dl\\_a/tales/documentos/lpro/esquivel\\_e\\_jr/capitulo3.pdf](http://catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lpro/esquivel_e_jr/capitulo3.pdf) (Enero, 2015)
29. Fair, G., Geyer, J. y Okun, D. (2002). *Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales*. (3ra. Ed). México D.F, México: LIMUSA.
30. Fannin, K.F. (2007). *Start-up, operation, stability and control in anaerobic digestion of biomass*. Texas, EEUU: Editorial D.P Chynoweth.
31. Fernández, L. (2008). *Manual para la formación en medio ambiente*. Recuperado de <https://books.google.com.ec/books?id=J7rMDpW49ZQC&pg=PA205&dq=parametros+de+calidad+del+agua+industrial&hl=es&sa=X&ei=gB8XVbH2PO3jsASOxIDABw&ved=0CDYQ6AEwBQ#v=onepage&q=parametros%20de%20calidad%20del%20agua%20industrial&f=false> (Octubre, 2014).
32. Fogler, S y Gurmen, N. (2001). *Elementos de las Reacciones de Ingeniería Química*. (3ra. ed.). México D.F, México: Pearson Educación de México S.A de C.V.

33. GAB System, (2005). Cámara Thoma y Neubauer improved para el recuento de levaduras).Recuperado.de:[http://shop.gabsystem.com/data/descargas /Camara%20thoma%20neubauer\\_ Esp.pdf](http://shop.gabsystem.com/data/descargas/Camara%20thoma%20neubauer_Esp.pdf) (Abril, 2015)
34. Galvin, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de la calidad del agua*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=k8blixwJzYUC&dq=Galvin+bio discos&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=k8blixwJzYUC&dq=Galvin+bio+discos&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Noviembre, 2014)
35. Guerrero, T., Rives, C., Rodríguez, A. y Saldivar, Y. (2009). El agua residual. *Ciencias* 94, abril-junio, 16-23.
36. Gutiérrez, J. (2008). Eliminación biológica de contaminantes. *Tratamiento de aguas residuales*, 2(2), 184-192. Recuperado de <http://www.inese.es/html/files/pdf/amb/iq/390/12articulo.pdf> (Febrero, 2015)
37. Hamilton, M. y Pezo, A. (2005) Evaluación y producción de proyectos tecnológicos. (1 era. ed.). Bogotá, Colombia: Convenio Andrés Bello
38. Harris, D. (2006). Análisis químico cuantitativo (3ra. ed.). New York, EE.UU: W. H. FREEMAN AND COMPANY.
39. Heinke, G. y Henry, G. (2002). Ingeniería Ambiental. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=ToQmAKnPpzIC&dq=Henry+s edimentacion&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=ToQmAKnPpzIC&dq=Henry+s+edimentacion&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Febrero, 2015)
40. Hoyos, J. (2006) Destintado enzimático de papel impreso por el método offset. Medellín, Colombia. Universidad Pontificia Bolivariana. Facultad de ingeniería química.
41. Jaume, A. (2011). Depuración de aguas residuales urbanas. (1ra. ed.). Madrid: Universidad de Alicante.

42. Jiménez, B. (2001). *Contaminación Ambiental en México*. (1ra. Ed.). Mexico: Limusa
43. López, J: (2010). Variables críticas en la fabricación del papel reciclado. *Ingeniería Primero*, 1(17), 75-83.
44. Marti, N. (2002). Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process. Recuperado de <http://www.bookpump.com/dps/pdf.b/1123329b.pdf> (Diciembre, 2014)
45. Martínez, A. y Muñoz J (2004). Tamaño de muestra y precisión estadística. Recuperado de <https://books.google.com.ec/books?id=StjFM7-jGfgC&pg=PA259&dq=estadistica+el+peor+de+los+casos&hl=es&sa=X&ved=false> (Agosto, 2015)
46. McCabe, W, y Smith, J. (2003). *Operaciones básicas de ingeniería química*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=YBXZz82jwksC&dq=sedimentacion+Smith+y+McCabe&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=YBXZz82jwksC&dq=sedimentacion+Smith+y+McCabe&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Octubre, 2014)
47. Metcalf, L. y Eddy, H. (2003) *Tratamiento y depuración de las aguas residuales*. (4ta ed.). New York, Estados Unidos: McGraw-Hill.
48. Meyers, F. y Stephens, M. (2006). *Diseño de instalaciones de manufactura y manejo de materiales*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=uq3CmCKEv6AC&dq=Meyers+dise%C3%B1os+de+planta&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=uq3CmCKEv6AC&dq=Meyers+dise%C3%B1os+de+planta&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Marzo, 2015)
49. Ministerio de Industria y Productividad; Instituto Nacional de Preinversión (2014). Base de datos de productividad. *Estudio básico de la industria de papel y cartón*, Quito, Ecuador.

50. Mott, R. (2006). *Mecánica de fluidos aplicada*. (4ta. ed.). Juárez, México: Prentice Hall Hispanoamericana S.A.
51. Mungaray, A. y Ramirez, M. (2004) *Lecciones de microeconomía*. (1 era. ed.). México D.F, México: Miguel Ángel Porrúa
52. Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. (2014). Normas técnicas para el control de descargas líquidas. Resolución N° 2-SA-2014 Recuperado de: "<http://www.quitoambiente.gob.ec> " (Octubre, 2014)
53. Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. (2014). Ordenanza Metropolitana N° 404. Recuperado de: <http://www.quitoambiente.gob.ec> (Abril, 2015)
54. Nalco, C. (2006). *Manual del agua su naturaleza, Tratamiento .Aplicaciones*. (3era. Ed). Juárez, México: McGraw-Hill.
55. Nemerow, N. y Dasgupta, A. (2010). *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. (4ta Ed.). Madrid: Díaz Santos S.A.
56. Orozco, A. (2005), *Bioingeniería de Aguas Residuales*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=t5w5EZf1VhMC&dq=Orozco+2005,&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=t5w5EZf1VhMC&dq=Orozco+2005,&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Noviembre, 2014)
57. Paez, M. (2013). *Manual para el estudiante de diseño de plantas industriales* (1era. ed.). Quito, Ecuador: EPN.
58. Pankaj, M y Patwardhan, A. (2005). Comparison of mass transfer efficiency in horizontal rotating packed beds and rotating biological contactors. *Chemical Technology and Biotechnology*. 80(4), 413-419. doi: 10.1002/jctb.1190



59. Quintero, D., Zapata, M. (2007). Modelo de costos para el tratamiento de aguas residuales en la región (pp. 591-595). Recuperado de file:///C:/Users/Usuario/Downloads/4191-2643-1-PB.pdf (Junio, 2015)
60. Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de Aguas Residuales*. (2da. Ed). Barcelona, España: Reverte S.A.
61. Ramón, S. (2009). *Ingeniería Ambiental: conceptos y tratamientos*. Recuperado de [http://books.google.com.ec/books?id=kumplOJs6T0C&vq=contaminacion+ambiental&dq=contaminacion+ambiental&lr=&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](http://books.google.com.ec/books?id=kumplOJs6T0C&vq=contaminacion+ambiental&dq=contaminacion+ambiental&lr=&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Octubre, 2014)
62. Rigola, M. (2004). *Tratamiento De Aguas Industriales: Aguas de proceso y residuales*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=fQcXUq9WFC8C&dq=Rigola&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.com.ec/books?id=fQcXUq9WFC8C&dq=Rigola&hl=es&source=gbs_navlinks_s)(Septiembre, 2014)
63. Roca, A. (2014). *Control automatico de procesos industriales*. Recuperado de [https://books.google.es/books?id=xmMWBQAAQBAJ&dq=control+tw5+automa%C3%A1tico+por+Roca&hl=es&source=gbs\\_navlinks\\_s](https://books.google.es/books?id=xmMWBQAAQBAJ&dq=control+tw5+automa%C3%A1tico+por+Roca&hl=es&source=gbs_navlinks_s) (Marzo, 2015)
64. Rodríguez, R. (2000). Aportaciones al conocimiento del estado del medio ambiente de hidrosistemas de interés internacional situados en Castilla-La Mancha. (Tesis doctoral). Universidad de Catilla de la Mancha, Barcelona, España.
65. Romero, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño*. (1era. Ed). Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
66. Sánchez, J. (2006). Instrumentación y control avanzado de procesos (1era. ed.). Madrid: Díaz de Santos

67. Seyhan, E. (2000). *Química Orgánica. Estructura y Reactividad*. (vol 2) Barcelona, España: Reverte
68. Shammas, N., Wang, L. K y Wu, Z y (2009). Rotating biological contactors. In *Biological Treatment Processes* (pp. 435-458). Recuperado de [http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-60327-156-1\\_10](http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-60327-156-1_10) (Enero, 2015)
69. Sosa, R., Chao, R. y del Rio, J. (2002). Aspectos bioquímicos y tecnológicos del tratamiento de residuales agrícolas con producción de biogás. Recuperado de <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/rccpn/rev62/RCPP62art1.htm>.
70. Svenska Cellulosa Aktiebolaget SCA. (2012). Fabricación de papel (pp. 2-16). Recuperado de [http://www.sca.com/global/publicationpapers/pdf/brochures/papermaking\\_es.pdf](http://www.sca.com/global/publicationpapers/pdf/brochures/papermaking_es.pdf) (Enero, 2015).
71. Torraspapel, (2010), Fabricación de papel (pp. 10-28). Recuperado de <http://www.torraspapel.com/Conocimiento%20Tcnico/FormacionFabricacionPapel.pdf> (Junio, 2015)
72. Weber, W. (2003). *Control de la calidad del agua* (3ra. ed.). Buenos Aires: Reverte.
73. Willy, F. (2006). *Diseño de filtros para depuración de agua residual*. Recuperado de [http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/tesis/ingenieria/cristobal\\_ef/cap04.pdf](http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtualdata/tesis/ingenieria/cristobal_ef/cap04.pdf) (Enero, 2015)

**ANEXOS**

## ANEXO I

### PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS APHA PARA AGUAS Y EFLUENTES

#### Procedimiento para el análisis de sólidos suspendidos con base al método APHA 2540 D

##### Equipos y materiales

- Filtros de fibra de vidrio: Whatman 934 AH de 4,7 cm de diámetro
- Equipo de filtración por vacío
- Estufa LINDBERG para operar 100°C – 105°C
- Balanza analítica de precisión; 0,1 g
- Probetas

##### Procedimiento

- Colocar el filtro en el embudo de filtración, aplicar vacío y enjuagar con 3 porciones de 20 mL de agua destilada.
- Continuar la succión hasta eliminar totalmente el agua. Secar en la estufa a 103°C por 1 hora en un soporte de porcelana.
- Una vez que termino el secado, pesar inmediatamente antes de usarlo.
- Colocar el filtro en el embudo de filtración, mojar el filtro con una pequeña cantidad de agua destilada.
- Tomar un volumen de muestra que de un residuo seco entre 2,5 y 200 mg. Verter el volumen medido en el embudo de filtración. Comenzar a lavar 3 veces sucesivas con 10 mL de agua destilada cada vez, permitiendo un completo drenaje en los lavados. Continuar la succión por 3 minutos hasta que la filtración sea completa.
- Remover el filtro y colocar sobre un soporte de porcelana. Secar por 1 hora a 103 °C en una estufa, enfriar en el desecador hasta temperatura ambiente y pesar. Repetir el ciclo de secado, enfriado y pesado hasta obtener un peso constante.

Cálculos

$$SS = \frac{(P2-P1)*1000}{V} \quad [A1.1]$$

Donde:

P1: Peso del filtro, [mg]

P2: Peso del filtro mas el residuo seco a 103 °C, [mg]

V: Volumen de la muestra, [mL]

SS: Sólidos suspendidos, [mg/mL]

### **Procedimiento para el análisis de sólidos sedimentables con base al método APHA 2540 F**

Equipos y Materiales

- Cono Imhoff graduado de 1 000 mL.
- Varilla de vidrio
- Cronómetro

Procedimiento

- Verter en el cono Imhoff 1 L de muestra perfectamente mezclada. Dejar sedimentar y leer el volumen de sedimento a los 10 minutos en las escala del cono Imhoff.
- Repasar las paredes del cono a los 45 minutos con una varilla de vidrio para desprender las partículas adheridas.
- Dejar sedimentar 45 minutos más y leer el volumen del sedimento en la escala a los 90 minutos del ensayo.

Cálculos

- Los resultados se expresan en mL/L de muestra a los 10 minutos y a los 90 minutos.

## Procedimiento para el análisis de DBO<sub>5</sub> con base al método APHA 5210 B

### Equipos y materiales

- Botellas de incubación de 300 mL de capacidad, perfectamente con el sello de agua.
- Incubadora controlada termostáticamente a  $20 \pm 1$  °C. TERMO.
- Excluir toda luz para prevenir la posibilidad de producción de oxígeno disuelto por fotosíntesis
- Electrodo de membrana selectiva al oxígeno con compensación automática de temperatura y medidor apropiado.

### Reactivos

- Solución buffer de fosfato: disolver 8,5 g de fosfato de potasio monobásico  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ; 33,4 g de fosfato de sodio di básico heptahidratado  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y 1,7 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  en 500 mL de agua destilada y diluir a 1L. El pH debe ser de 7,2.
- Solución de sulfato de magnesio: disolver 22,5 g de sulfato de magnesio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) en agua destilada y diluir a 1L.
- Solución de cloruro de calcio: disolver 27,5 g de cloruro de calcio ( $\text{CaCl}_2$ ) en agua destilada y diluir a 1L.
- Solución de cloruro férrico: disolver 0,25 g de cloruro férrico hexahidratado ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) y diluir a 1L.
- Soluciones acidas y alcalinas: para neutralización de muestras cáusticas se utilizan solución 1N.

### Procedimiento

- Preparación del agua de dilución: Colocar el volumen deseado de agua destilada en un recipiente adecuado y adicionar 1mL de las soluciones de buffer de fosfato, sulfato de magnesio, cloruro de calcio y cloruro férrico por litro de agua. Acondicionar el agua de dilución previa a su uso a 20 °C. El contenido de oxígeno debe ser próximo a la saturación 20 °C.

- Blanco del agua de dilución: Incubar una botella de DBO llena de agua de dilución por 5 días a 20 °C conjuntamente con el ensayo de la muestra. Medir la concentración de oxígeno antes y después de la incubación. El consumo de oxígeno disuelto al cabo de los 5 días no debe ser mayor a 0,2 mg/L y preferiblemente no más de 0,1 mg/L. Un consumo mayor de 0,2 mg/L indica contaminación del agua con materia orgánica.
- Pretratamiento de la muestra: el pH del agua de dilución no debe ser afectado por la disolución de la muestra. En caso necesario ajustar entre 6,5 - 7,5 el pH de las muestras con una solución de ácido sulfúrico o hidróxido de sodio de tal fuerza que la cantidad de reactivo no diluya las muestras en más del 0,5 %.
- Medida de oxígeno disuelto en la muestra: determinar el oxígeno disuelto de la muestra con el electrodo de oxígeno, según las instrucciones de la medida de oxígeno disuelto final: Luego de los 5 días de incubación determinar el oxígeno disuelto en las diluciones de la muestra.

Cálculos

$$DBO_5 = \frac{(Odi - Odf) * V}{T} \quad [A1.2]$$

Donde:

Odi: Concentración de oxígeno disuelto inicial, [mg/L]

Odf: Concentración de oxígeno disuelto final, [mg/L]

V: Capacidad de la botella de DBO, [mL]

T: Alicuota en mL de muestra tomada para dilución, [mL]

### **Procedimiento para el análisis de la DQO con base al método APHA 5220 D**

Equipos y materiales

- Espectrofotómetro o colorímetro, longitud de onda 600 nm. Con adaptador de celda (tubos de digestión) de 25 mm de diámetro

- Digestor: block de aluminio con huecos para alojar tubos de 25 mm de diámetro y que opere a  $150 \pm 2$  °C.
- Tubos de digestión: tubos de borosilicato con tapa de rosca resistente al calor y contratapa de teflón, con 50 mL de capacidad y 25 mm de diámetro.
- Matraces aforados de 1000 mL.
- Pipetas aforadas de 1, 2, 3, 4, 5 y 10 mL
- Pipetas graduadas de 10mL.

### Reactivos

- Solución de digestión: agregar a 500 mL de agua destilada 10.216 g de dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) previamente secado a 10 °C por 2 horas, 167 mL de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), y 33,3 g de sulfato mercúrico ( $Ag_2SO_4$ ). Disolver, enfriar a temperatura ambiente y aforar a 1 L.
- Solución de ácido sulfúrico: agregar sulfato de plata ( $Ag_2SO_4$ ) al ácido sulfúrico de cc 98%. En una relación de 5,5 g/g de  $H_2SO_4$ . Espera 1 o 2 días antes de usar esta solución para permitir la disolución completa del  $Ag_2SO_4$
- Solución estándar de ftalato: añadir ácido de potasio (KHP), 500 mg  $O_2/L$  secar ftalato acido de potasio hasta peso constante a 120 °C. Disolver 425 mg en agua destilada y diluir a 1 000 mL en matraz aforado Conservar la solución refrigerada a 4 °C
- Agua destilada

### Procedimiento

- Curva de calibración: pipetear en 7 tubos de digestión: 1, 2, 3, 4, 5, 8 y 10 mL de la solución estándar de KHP y completar un volumen final de 10 mL con agua destilada. Estas soluciones corresponden a 50, 100, 150, 200, 250, 400, 500 mg  $O_2/L$  respectivamente.
- Hacer un blanco de reactivos, pipetear 10 mL de agua destilada en un tubo de digestión.
- Agregar a cada tubo de digestión 6 mL de solución de digestión dicromato de potasio y 14 mL de solución de ácido sulfúrico.



- Tapar bien los tubos de digestión y agitar vigorosamente. Colocar los tubos en el digestor a 150 °C durante 2 horas. Enfriar los tubos a temperatura ambiente en el digestor a 150 °C durante 2 horas. Enfriar los tubos a temperatura ambiente colocándolos en una gradilla que debe ser adecuada para no deteriorar la calidad del vidrio de los tubos, lo mismos que se usan como celda en el espectrofotómetro.
- Invertir los tubos de digestión cuya solución posea color verde. Leer la absorbancia a 600 nm.
- Graficar la absorbancia en mg O<sub>2</sub>/L y trazar la mejor recta. Hacer una curva de calibración por cada lote de reactivos preparados.
- Pipetear 10 mL de muestra o una dilución adecuada en un tubo de digestión
- Seguir los pasos descritos en el procedimiento desde el tercer literal hasta el quinto.
- Leer la absorbancia a 600 nm.

#### Cálculos

$$DQO, mg \frac{O_2}{L} = \frac{C*10}{T} \quad [A1.3]$$

Donde:

C: mg O<sub>2</sub>/L de la muestra leídos de la curva de calibración

T: mL de la muestra tomada para el ensayo

#### Procedimiento para el análisis de nitratos con base al método APHA 4500 NO<sub>3</sub>

##### Equipos y materiales

- Espectrofotómetro de lámpara UV, a longitud de onda 220 nm y 275 nm.
- Matraz aforado de 100 mL y 1 L.
- Pipetas de escala 1 mL

## Reactivos

- Ácido clorhídrico (HCl) 1 M.
- Solución stock de nitrato de potasio 100 mg nitrato de potasio  $\text{KNO}_3$ , secar el nitrato de potasio a 105 °C durante 24 horas. Disolver 0,72 g en agua destilada. Agregar 2 mL de cloroformo para preservar la solución y diluirá 1 000 mL en el matraz aforado. Esta solución es estable por 6 meses.
- Solución intermedia de nitrato de potasio, 10 mg  $\text{KNO}_3$ /L, diluir 10 veces la solución stock de nitrato con agua destilada y agregar 2 mL de cloroformo. Esta solución es estable por 6 meses.

## Procedimiento

- Curva de calibración: preparar soluciones estándares de nitrato en un rango de 0 y 7 mg N/L por dilución de la solución intermedia de nitrato
- Medir la absorbancia de los estándares a 220 y 275 nm contra un blanco de agua.

## Cálculos

$$Abs = (Abs_{220} - Abs_{275}) \quad [A1.4]$$

La concentración de nitratos se obtiene con la curva de calibración y el valor de absorbancia corregido.

## Procedimiento para el análisis de nitritos con base al método APHA 3500

### Equipos y materiales

- Espectrofotómetro para trabajar a 425 nm
- Erlenmeyer
- Pipeta graduada de 10 y 100 mL

- Balanza analítica
- Matraz aforado de 1 L

### Reactivos

- Reactivo zambelli: diluir 260 mL de ácido clorhídrico concentrado con 500 mL de agua destilada. Añadir 5,0 g de ácido sulfanílico ( $C_6H_7NO_3S$ ) y 7,5 g de fenol ( $C_6H_6O$ ) y calentar suavemente hasta disolver. Agregar 135 g de  $NH_4Cl$  y disolver. Dejar enfriar y completar hasta 1 000 mL con agua destilada en un matraz aforado. Almacenar en refrigeración hasta 6 meses.
- Amoníaco concentrado
- Solución madre de nitritos: pesar 149,88 mg de nitrito de sodio ( $NaNO_2$ ), disolverlos y aforar con agua destilada en un matraz aforado de 1 000 mL, previa adición de 1 mL de cloroformo ( $CHCl_3$ ). Almacenar en refrigeración hasta 6 meses.
- Solución intermedia de nitritos: tomar 190 mL de la solución madre de Nitrito y llevarla a 1 000 mL con agua destilada. Esta solución contiene 0,001 mg de  $NO_2$  por un mL y se debe preparar al momento de usar.
- Solución patrón de nitritos: tomar 50 mL de la solución intermedia de nitritos y llevarla a 1 000 mL con agua destilada.

### Procedimiento

- Preparación de la curva de calibración: pipetear volúmenes crecientes de la solución patrón o de la solución intermedia e nitritos y completar a volumen con agua destilada para obtener al menos 6 concentraciones entre 0,005 – 0,200 mg/L, transferir los estándares anteriores a vasos de precipitación de 100 mL. Añadir 2 mL de reactivo de zambelli.
- Agitar para mezclar bien y esperar 2 minutos. Añadir 2 mL de amoníaco y agitar, leer inmediatamente en espectrofotómetro a 425 nm.
- Transferir 50 mL. de muestra a un vaso de precipitación de 100 mL, adicionar 2 mL de reactivo de zambelli. Agitar para mezclar bien y esperar 2 minutos.

- Añadir 2 mL de amoníaco, agitar y esperar 5 minutos
- Analizar un blanco de reactivos con agua destilada
- Leer en espectrofotómetro a 425 nm.

#### Cálculos

- La concentración de nitritos se obtiene directamente con la curva de calibración.

#### **Procedimiento para el análisis de fosfatos con base al método APHA 4500**

#### Equipos y materiales

- Espectrofotómetro para trabajar a 880 nm
- Matraz de 1 000 mL, 500 mL y 100 mL
- Balón volumétrico de 500 mL
- Vaso de precipitación de 100 mL.

#### Reactivos

- Solución madre de fosfatos (100 mg  $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ ): utilizar solución trazable de forma alternativa, pesar (después de secar a 105 °C por 24 horas) 143,29 mg de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , disolver y aforar con agua en un matraz de 1 000 mL.
- Solución patrón de fosfatos (1 mg  $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ ): pipetear 1 mL de la solución madre de fosfatos en un matraz aforado de 100 mL y aforar con agua destilada.
- Solución de ácido sulfúrico 5 N: verter 70 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado en un matraz de 500 mL que contenga aproximadamente 400 mL de agua, agitar, enfriar y aforar
- Solución de ácido ascórbico 0,1 M: pesar 1,76 g de ácido ascórbico, disolver y aforar con agua en un matraz aforado de 100 mL.

- Solución de molibdato de amonio al 4%: pesar 20,00 g de  $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , disolver y aforar con agua en un matraz de 500 mL
- Solución de tartrato doble de antimonio y potasio: pesar 1,37 g de  $\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6\cdot 1/2 \text{H}_2\text{O}$ , disolver con 400 mL de agua en un balón volumétrico de 500 mL y aforar.
- Solución combinada: mezclar 50 mL de solución de ácido sulfúrico 5N, 5 mL de solución de ácido ascórbico 0,1 M; 15 mL de solución de molibdato de amonio al 4 % y 30 mL de solución de tartrato doble de antimonio y potasio, posteriormente agitar bien la solución combinada.

#### Procedimiento

- Transferir 50 mL de muestra, a un vaso de precipitación de 100 mL. Adicionar 8 mL de reactivo combinando. Agitar para mezclar bien.
- Esperar 10 minutos para el desarrollo del color. Preparar y analizar un blanco de reactivo con agua destilada.
- Leer en el espectrofotómetro a 880 nm.

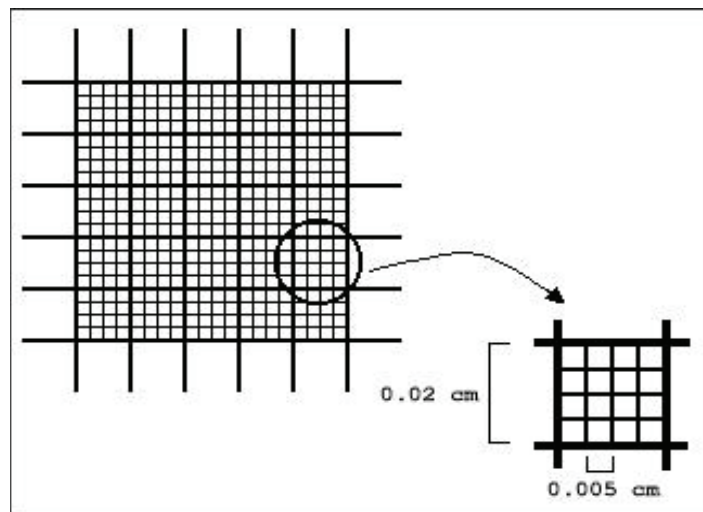
#### Cálculos

- La concentración de fosfatos se obtiene directamente con la curva de calibración.

## ANEXO II

### CONTEO DE MICROORGANISMOS POR EL METODO LA CÁMARA DE PRETROFF HAUSER (NORMA NTE INEN 1 529-19:96)

El conteo se realiza en grupos de cuadrículas de 25, escogiendo 4 o 5 cuadrículas al azar, dependiendo de la cámara que se utilice como se muestra en la Figura AII.1 (GAB System, 2005, p. 2).



**Figura AII.1** Cuadrículas de la cámara de Petroff Hauser  
(GAB System, 2005, p. 4)

#### Procedimiento

- Colocar dos gotas de la solución que contenga los microorganismos sobre la cámara de Petroff Hauser, con una pipeta Pasteur esterilizada.
- Colocar la cámara Petroff Hauser en el microscopio.
- Contar los microorganismos presentes en 4 o 5 celdas al azar y sacar un promedio del número de microorganismos
- Multiplicar por 25 para obtener el número de microorganismos en  $1 \text{ mm}^2$
- Multiplicar por 50 para obtener el número de microorganismos en  $1 \text{ mm}^3$
- Multiplicar por 1 000 para obtener el número de microorganismos en 1 mL

## Cálculos

El número de microorganismos se determina mediante la ecuación [AII.1]

$$\frac{N_t}{\text{mL solución}} = N_c * 25 * 50 * 1000 \quad [\text{AII.1}]$$

Donde:

$N_t$ : Número total de microorganismos por mililitro de solución

$N_c$ : Número total de microorganismos por cuadrícula

## ANEXO III

## CÁLCULOS PARA EL ESCALADO DEL TANQUE SEDIMENTADOR

El escalado del tanque de sedimentación se realizó con base en los datos de la altura del líquido clarificado en función del tiempo de la Sección 3.2.1.

**Tabla AIII.1.** Datos de la altura de interfaz del líquido clarificado a diferentes tiempos

Tiempo (min)	Altura de la interfaz (m)
0	0,50
5	0,43
15	0,35
25	0,30
40	0,25
55	0,22
70	0,19
90	0,18
120	0,18

Con los datos de la Tabla AIII.1 y la Figura 3.1 de la Sección 3.2.1, se procedió a determinar el tiempo necesario para poder alcanzar la concentración de fangos deseado  $t_u$ , con un valor de 57 minutos.

Los cálculos para el escalado del tanque de sedimentación, se realizaron con base a las ecuaciones de la Sección 2.3.2.

Se calculó el área requerida de sedimentación mediante la Ecuación [2.10] con un caudal equivalente al caudal promedio diario de la industria de  $140 \text{ m}^3/\text{día}$ .

$$A_e = \frac{Q * t_u}{H_o}$$

$$A_e = \frac{140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 57 \text{ min} * \frac{1 \text{ día}}{1440 \text{ min}}}{0,5 \text{ m}}$$

$$A_e = 11,08 \text{ m}^2$$



Se calculó la velocidad de asentamiento a partir de la tangente de la zona de velocidad de sedimentación constante con la Ecuación [2.11].

$$v_s = \frac{H_o - H_1}{T_o - T_1}$$

$$v_s = \frac{0,50 \text{ m} - 0,35 \text{ m}}{15 \text{ min}} * \frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}}$$

$$v_s = 0,60 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

Se determinó la tasa de clarificación sobre la zona de compresión de los lodos con la Ecuación [2.12].

$$Q_o = \frac{Q * (H_o - H_u)}{H_o}$$

$$Q_o = \frac{140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * (0,50 \text{ m} - 0,18 \text{ m})}{0,50 \text{ m}}$$

$$Q_o = 89,60 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

Se calculó el área requerida para la interfaz de clarificación del líquido mediante la Ecuación [2.13].

$$A_c = \frac{Q_o}{v_s}$$

$$A_c = \frac{89,6 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ h}}}{0,6 \frac{\text{m}}{\text{h}}}$$

$$A_c = 6,22 \text{ m}^2$$

Se comparó  $A_e$  con  $A_c$  para saber qué área controla el diseño

$$A_e = 11,08 \text{ m}^2$$

$$A_c = 6,22 \text{ m}^2$$

$$A_e > A_c$$

Por lo tanto el área que controla el diseño es de la superficie necesaria para el espesado de fangos. El sedimentador es de forma circular, para obtener su diámetro se determinó con la Ecuación [2.14].

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 * 11,08 \text{ m}^2}{\pi}}$$

$$D = 3,76 \text{ m}$$

Según Romero (2001), para diámetros entre 3 y 4 metros, se recomienda una altura del sedimentador cónica entre 2 y 3 metros, para una mejor simetría.

$$H_{total} = 3 \text{ m}$$

$$H_{rectangular} = 2 \text{ m}$$

$$H_{cónica} = 1 \text{ m}$$

La capacidad del sedimentador de la parte rectangular se calcula con la Ecuación [2.15].

$$V_1 = Ae * H$$

$$V_1 = 11,08 \text{ m}^2 * 2 \text{ m}$$

$$V_1 = 22,16 \text{ m}^3$$

La capacidad del sedimentador de la parte cónica se calcula con la Ecuación [2.16].

$$V_2 = \frac{1}{3} * h * \pi * \frac{D^2}{4}$$

$$V_2 = \frac{1}{3} * 1 * \pi * \frac{(3,76)^2}{4}$$

$$V_2 = 3,70 \text{ m}^3$$

La capacidad total del sedimentador se calcula con la Ecuación [2.17].

$$V_T = V_1 + V_2$$

$$V_T = 22,16 \text{ m}^3 + 3,70 \text{ m}^3$$

$$V_T = 25,86 \text{ m}^3$$

Por último se determina el tiempo de llenado que tiene el sedimentador en función del caudal de agua residual a la entrada con la Ecuación [2.18].

$$t_u = \frac{V}{Q}$$

$$t_u = \frac{25,86 \text{ m}^3}{140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ h}}}$$

$$t_u = 4,43 \text{ h}$$

## ANEXO IV

### CÁLCULO PARA EL ESCALADO DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO

El escalado del RBC se realizó a partir de los resultados de la experimentación a escala de laboratorio de la Sección 3.2.2 mediante el método de las constantes cinéticas de diseño K y P de Di Palma y la curva empírica (Romero, 2001, pp. 608-609; Ramalho, 2003, p.1025)

**Tabla AIV.1.** Resultados de la experimentación a nivel de laboratorio a diferentes caudales de ingreso al reactor biológico

Ensayo N.	Carga Orgánica (g DQO/ m <sup>2</sup> *día)	Caudal de entrada (mL/min)	Tiempo de residencia (min)	DQO del afluente (Se) (mg/L)
1	35	10	300,00	122,67
2	45	13	230,77	187,77
3	55	16	187,50	245,98
4	60	18	166,67	383,67

Para el cálculo de las constantes cinéticas de diseño K y P, se procedió a construir una curva entre el inverso de la concentración de DQO al final de cada ensayo 1/Se y el inverso de la carga orgánica de cada ensayo 1/R. A continuación se muestra los cálculos respectivos.

#### Ejemplo de cálculo para el ensayo N 1.

Para el cálculo de 1/Se

$$\frac{1}{S_e} = \frac{1}{122,67 \frac{g}{m^3}}$$

$$\frac{1}{S_e} = 0,0082 \frac{m^3}{g}$$

$$\frac{10^3}{S_e} = 8,2 \frac{m^3}{g}$$

Para el cálculo de  $1/R$

$$\frac{1}{R} = \frac{1}{35 \frac{g DQO}{m^2 * día}}$$

$$\frac{1}{R} = 0,0285 \frac{m^2 * día}{g DQO}$$

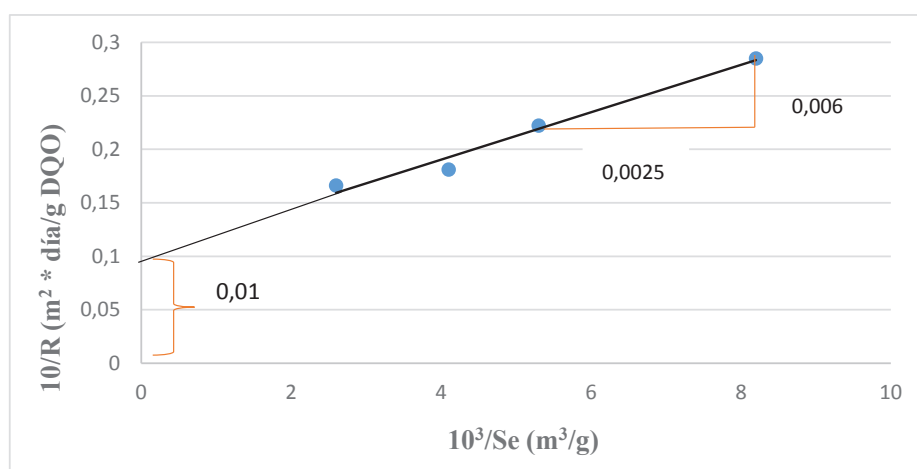
$$\frac{10}{R} = 0,285 \frac{m^2 * día}{g DQO}$$

Este proceso se repite para los cuatro ensayos, una vez obtenidos los resultados se procede a construir la curva de  $1/Se$  vs  $1/R$  a partir de la Tabla AIV.2.

**Tabla AIV.2.** Resultados para la construcción de la gráfica empírica de las constantes de diseño del RBC

Ensayo N.	Caudal de entrada (mL/min)	$10^3/Se$ ( $m^3/g$ )	$10/R$ ( $m^2 * día/g DQO$ )
1	10	8,2	0,285
2	13	5,3	0,222
3	16	4,1	0,181
4	18	2,6	0,166

Una vez construida la gráfica se procede a linealizar e intersecar con el eje de las ordenadas como se observa en la Figura AIV.1.



**Figura AIV.1.** Resultados para la construcción de la gráfica de las constantes de diseño del RBC

Los cálculos para el escalado del RBC, se realizaron con base a las ecuaciones de la Sección 2.3.3.

La constante de diseño P se obtiene con la Ecuación [2.19]. A partir de la ordenada inicial de la Figura AIV.1.

$$\frac{1}{P} = 0,01 \frac{m^2 * día}{g DQO}$$

$$P = 100 \frac{g DQO}{m^2 * día}$$

La constante de diseño K se obtiene a partir de la pendiente de la línea de tendencia de la gráfica de parámetros de diseño de RBC con las Ecuaciones [2.20].

$$m = \frac{K}{P}$$

La pendiente de la recta se obtiene mediante la Ecuación [AIV.1]

$$m = \frac{\text{Cateto opuesto}}{\text{Cateto adyacente}} \quad [\text{AIV.1}]$$

$$m = \frac{0,006 \frac{m^2 * día}{g DQO}}{0,0025 \frac{m^3}{g DQO}}$$

$$m = 2,40 \frac{día}{m}$$

Remplazando en la Ecuación [2.20]

$$m = \frac{K}{P}$$

$$2,40 \frac{día}{m} = \frac{K}{100 \frac{g DQO}{m^2 * día}}$$

$$K = 240 \frac{g DQO}{m^3}$$

A partir de las constantes de diseño (P y K). Se calculó el área de contacto de los discos requerido para el RBC con la Ecuación [2.21]. A partir del caudal de diseño de 140 m<sup>3</sup>/día.

$$AH = \frac{Qi (So - Se)}{P \left( \frac{Se}{Ks + Se} \right)}$$

$$A_H = \frac{140 \frac{m^3}{día} * \left( 1082,00 \frac{g DQO}{m^3} - 187,68 \frac{g DQO}{m^3} \right)}{100 \frac{g DQO}{m^2 * día} * \left( \frac{187,68 \frac{g DQO}{m^3}}{240,00 \frac{g DQO}{m^3} + 187,68 \frac{g DQO}{m^3}} \right)}$$

$$AH = 2853,13 m^2$$

El diámetro de los discos se toma de parámetros de diseño en un rango de 2 a 3 metros. (Romero, 2001, p. 606)

El cálculo para el área húmeda del disco se realizó con la Ecuación [2.22].

$$Ah = \frac{\pi * D^2}{4}$$

$$Ah = \frac{\pi * (3)^2}{4}$$

$$Ah = 7,06 m^2$$

$$Ah = 7,06 m^2 * 2 \text{ caras del disco}$$

$$Ah = 14,13 m^2$$

El número de discos se calculó con la Ecuación [2.23].

$$N \text{ discos} = \frac{AH}{Ah}$$

$$N \text{ discos} = \frac{2853,13 m^2}{14,13 m^2}$$

$$N \text{ discos} = 202$$

Para las dimensiones del RBC se consideró los siguientes parámetros de diseño de la Tabla 2.3 de la Sección 2.2.2.

El largo del reactor se calculó con la Ecuación [2.24].

$$L_{RBC} = (N * l) + (N - M)e + (M + 2)E$$

$$L_{RBC} = (202 * 0,01m) + (202 - 4) * 0,03m + (4 + 2) * 0,2 m$$

$$L_{RBC} = 9,16 * f \text{ seguridad}$$

$$L_{RBC} = 9,16 * 1,2$$

$$L_{RBC} = 10,99 m$$

El volumen del RBC se calculó con la Ecuación [2.25].

$$V_{RBC} = \frac{A_h}{2} * L_{RBC}$$

$$V_{RBC} = \frac{7,06 m^2}{2} * 10,99 m$$

$$V_{RBC} = 38,80 m^3$$

El tiempo de residencia se calculó con la Ecuación [2.26].

$$tr = \frac{V_{RBC}}{Qd}$$

$$tr = \frac{38,80 m^3}{140 \frac{m^3}{día}}$$

$$tr = 0,28 \text{ días} * \frac{24 h}{1 \text{ día}} = 6,72 h$$



## ANEXO V

### CÁLCULO PARA EL ESCALADO DE UN FILTRO DE ARENA Y GRAVA

Datos para el diseño de un filtro de arena a partir de los resultados de la Sección 3.2.3.

El cálculo de la pérdida de carga se aplicó mediante la Ecuación [2.27].

$$H_{f_{arena}} = f \frac{L \cdot \gamma}{g} v \frac{(1-P_0)^2}{P_0^3} \left( \frac{6}{C_e \cdot D_c} \right)^2$$

$$H_{f_{arena}} = 5 \frac{55 \text{ cm} \cdot 0,01 \frac{\text{cm}^2}{\text{s}}}{981 \frac{\text{cm}}{\text{s}^2}} * 0,024 \frac{\text{cm}}{\text{s}} * \frac{(1-0,39^2)}{0,39^3} * \left( \frac{6}{0,94 * 0,09} \right)^2$$

$$H_{f_{arena}} = 4,83 \text{ cm}$$

La altura total del lecho de arena de sílice se calculó mediante la Ecuación [2.28].

$$H_{silica} = H_{efectiva} + H_{f_{arena}}$$

$$H_{silica} = 55,00 \text{ cm} + 4,83 \text{ cm} = 59,83 \text{ cm} \approx 60,00 \text{ cm}$$

La altura de la grava es la misma que la de la arena de sílice para un filtro abierto, por lo tanto la altura de la grava es de 60 cm.

La altura total del filtro se calculó mediante la Ecuación [2.29]

$$H_{total} = H_{silica} + H_{grava} + H_{sobrenadante}$$

$$H_{total} = 60 \text{ cm} + 60 \text{ cm} + 50 \text{ cm} = 170 \text{ cm} = 1,70 \text{ m}$$

El área del filtro de arena y grava se calculó mediante la Ecuación [2.30]

$$A = \frac{Q}{t_f}$$

$$A = = \frac{140 \frac{m^3}{d} * \frac{1 d}{24 h}}{0,85 \frac{m}{h}} = 6,86 m^2$$

El filtro es de forma circular y el diámetro se calculó mediante la Ecuación [2.31]

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 * 6,86 m^2}{\pi}}$$

$$D = 2,96 m$$

El filtro será de forma cilíndrica, el volumen se calculó mediante la Ecuación [2.32]

$$V = A * H_{filtro}$$

$$V = 6,86 m^2 * 1,70 m = 11,66 m^3$$

## ANEXO VI

### DETERMINACIÓN DE LOS BALANCES DE MASA DE LAS CORRIENTES DEL DIAGRAMA DE FLUJO

El balance de masa se realizó a partir del caudal de 140 m<sup>3</sup>/día del sistema de aguas residuales, dato reportado por la fábrica productora de papel para un día de operación.

Los cálculos de los balances de masa, se realizaron con base a la Figura 3.19 de la Sección 3.5.5 y los resultados experimentales de la Sección 3.2.

#### Corriente N. 1.

- Flujo másico de agua residual:

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = Q \text{ agua}_{residual} * d \text{ agua}_{residual} \quad [\text{AVI.1}]$$

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 840 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 117\,600 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F \text{ másico de sólidos} = C \text{ sólidos tot} * Q \text{ agua}_{residual} \quad [\text{AVI.2}]$$

$$F \text{ másico de sólidos} = 6,35 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 889 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

#### Corriente N. 2.

La corriente N.2 que sale del tanque de almacenamiento es la misma que la corriente N.1, debido a que, al ser un tratamiento pasivo las concentraciones se mantienen constantes con el tiempo.

- Flujo másico de agua residual.

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = Q \text{ agua}_{residual} * d \text{ agua}_{residual} \quad [\text{AVI.3}]$$

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 840 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 117\,600 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F \text{ másico de sólidos} = C \text{ sólidos tot} * Q \text{ agua}_{residual} \quad [\text{AVI.4}]$$

$$F \text{ másico de sólidos} = 6,35 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 889 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

### Corriente N. 3.

- Flujo másico de agua residual.

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = C \text{ sólidos sed} * Q \text{ agua}_{residual} * d \text{ lodos} \quad [\text{AVI.5}]$$

$$F \text{ másico de agua}_{residual} = 0,220 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^3} * 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 409,09 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 12\,599,72 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$C \text{ sólidos tot } 3 = C \text{ sólidos tot } 2 - C \text{ sólidos tot } 4 \quad [\text{AVI.6}]$$

$$C \text{ sólidos } 3 = 6,35 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} - 0,73 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 5,62 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

$$F \text{ sólidos tot} = C \text{ sólidos tot} * Q \text{ agua}_{residual}$$

$$F \text{ sólidos tot} = 5,62 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 786,8 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

**Corriente N. 4.**

- Flujo másico de agua residual.

$$F_{\text{agua residual } 4} = F_{\text{agua residual } 2} - F_{\text{agua residual } 3} \quad [\text{AVI.7}]$$

$$F_{\text{agua residual } 4} = 117\,600,00 \frac{\text{kg}}{\text{día}} - 12\,599,72 \frac{\text{kg}}{\text{día}} = 105\,000,28 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F_{\text{sólidos tot } 4} = F_{\text{sólidos tot } 2} - F_{\text{sólidos tot } 3} \quad [\text{AVI.8}]$$

$$F_{\text{sólidos tot } 4} = 889,0 \frac{\text{kg}}{\text{día}} - 786,8 \frac{\text{kg}}{\text{día}} = 102,2 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

**Corriente N. 5.**

- Flujo másico de agua residual.

$$F_{\text{agua residual } 5} = F_{\text{agua residual } 4} \quad [\text{AVI.9}]$$

$$F_{\text{agua residual } 5} = 105\,000,28 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F_{\text{sólidos tot } 5} = C_{\text{sólidos tot } 5} * Q_{\text{agua residual}} \quad [\text{AVI.10}]$$

$$F_{\text{sólidos tot } 5} = 0,51 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 140,00 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 70,84 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

**Corriente N. 6.**

- Flujo másico de agua residual.

$$F_{\text{agua residual } 6} = F_{\text{agua residual } 5} \quad [\text{AVI.11}]$$

$$F_{\text{agua}_{\text{residual}}6} = 105\,000,28 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F_{\text{sólidos tot } 6} = C_{\text{sólidos tot } 6} * Q_{\text{agua}_{\text{residual}}} \quad [\text{AVI.12}]$$

$$F_{\text{sólidos tot } 6} = 0,223 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} * 140 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} = 31,36 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

### Corriente N. 7

La corriente 7 es para el retrolavado del filtro de arena y grava. El cálculo del flujo se realizó a partir de la Ecuación AV.7 con parámetros de operación de retrolavado para una carga hidráulica entre 250 a 350 L/min\*m<sup>2</sup> para 10 minutos de operación.

$$Q_{\text{agua}_{\text{fresca}}} = A_{\text{filtro}} * CH \quad [\text{AVI.13}]$$

$$Q_{\text{agua}_{\text{fresca}}} = 6,86 \text{ m}^2 * 300 \frac{\text{L}}{\text{min} * \text{m}^2} * \frac{\text{m}^3}{1\,000 \text{ L}} = 2,06 \frac{\text{m}^3}{\text{min}}$$

$$Q_{\text{agua}_{\text{fresca}}} = 2,06 \frac{\text{m}^3}{\text{min}} * \frac{5 \text{ veces}}{30 \text{ días}} * 10 \text{ min} = 3,43 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

- Flujo másico de agua fresca.

$$F_{\text{agua}_{\text{fresca}} 7} = Q_{\text{agua}_{\text{fresca}}} * d_{\text{agua}} \quad [\text{AVI.14}]$$

$$F_{\text{agua}_{\text{residual}} 7} = 3,43 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} * 1\,000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} = 3\,430 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

### Corriente N. 8.

- Flujo másico de agua residual.

$$F_{\text{agua}_{\text{residual}} 8} = F_{\text{agua}_{\text{residual}} 7} \quad [\text{AVI.15}]$$

$$F_{\text{agua}_{\text{residual}} 7} = 3\,430 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

- Flujo másico de sólidos.

$$F \text{ sólidos tot } 8 = F \text{ sólidos tot } 5 - F \text{ sólidos tot } 6 \quad [\text{AVI.16}]$$

$$F \text{ sólidos tot } 4 = 70,84 \frac{\text{kg}}{\text{día}} - 31,36 \frac{\text{kg}}{\text{día}} = 39,48 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

### Corriente N. 9.

El déficit de nitrato de potasio es de 11,3 mg/L de agua residual

$$F \text{ nitrato de potasio } 9 = 11,3 \frac{\text{mg}}{\text{L}} * 140\,000 \frac{\text{L}}{\text{día}} * \frac{1}{1\,000\,000} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} = 1,58 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

## ANEXO VII

### CÁLCULOS DE PÉRDIDAS POR FRICCIÓN Y ACCESORIOS PARA EL DISEÑO DE TUBERÍAS

Ejemplo de cálculo para la corriente 7 del diagrama PI&D

Para el cálculo se asumió.

- La longitud de la tubería es de 10 m.
- El retrolavado tiene un tiempo de funcionamiento de 10 minutos, cada 5 días.

El flujo másico de la corriente 7 se calculó en el bance de masa para un caudal de 2,058 m<sup>3</sup>/min

$$Fm = Qi * d \text{ agua}$$

Donde:

Fm: flujo másico, [kg/h]

Qi: caudal del fluido, [m<sup>3</sup>/h]

$$Fm = 2,058 \frac{m^3}{min} * \frac{60 min}{1 h} * 1000 \frac{kg}{m^3} = 123\,480 \frac{kg}{h} \quad [AVII.1]$$

La velocidad del agua de lavado por la tubería se calculó mediante la Ecuación [AVII.2].

$$v = \frac{4 * Fm}{\pi * Do^2 * \rho} \quad [AVII.2]$$

Donde:

Do: diámetro de tubería, [m]

p: densidad del fluido, [kg/m<sup>3</sup>]

v: velocidad del fluido por la tubería, [m/h]



$$v = \frac{4 * 123\,480 \frac{kg}{h}}{\pi * (0,088m)^2 * 1\,000 \frac{kg}{m^3}} = 20\,302,12 \frac{m}{h} * \frac{1\,h}{3\,600\,s} = 5,64 \frac{m}{s}$$

El teorema de Bernoulli se aplicó para dos puntos el de entrada y salida de la tubería mediante la Ecuación [AVII.3].

- **Teorema de Bernoulli**

$$\frac{P_1}{\gamma_1} + \frac{v_1^2}{2g} + z_1 + H_B = \frac{P_2}{\gamma_2} + \frac{v_2^2}{2g} + z_2 + hf_{1-2} \quad [AVII.3]$$

Donde:

P1: presión en el punto de inicio, [Pa]

$\gamma_1$ : gravedad específica en el punto inicial, [N/m<sup>3</sup>]

v1: velocidad en el punto inicial, [m/s]

z1: altura con respecto al nivel de referencia, [m]

H<sub>B</sub>: altura necesaria de la bomba, [m]

hf<sub>1-2</sub>: pérdida total por fricción y accesorios, [m]

El sistema de tratamiento va trabajar a presión atmosférica, la velocidad en ambos casos es la misma por lo tanto la Ecuación [AVI.4] queda de la siguiente manera.

$$H_B = z_2 - z_1 + hf_{1-2} \quad [AVII.4]$$

El número de Reynolds se calculó mediante la Ecuación [AVII.5] (Díaz, 2006 p. 142).

$$R_e = \frac{D_o v \rho}{\mu} \quad [AVII.5]$$

Donde:

Re: número de Reynolds, [unidades]

D<sub>o</sub>: diámetro de tubería, [m]

v: velocidad del fluido, [m/s]

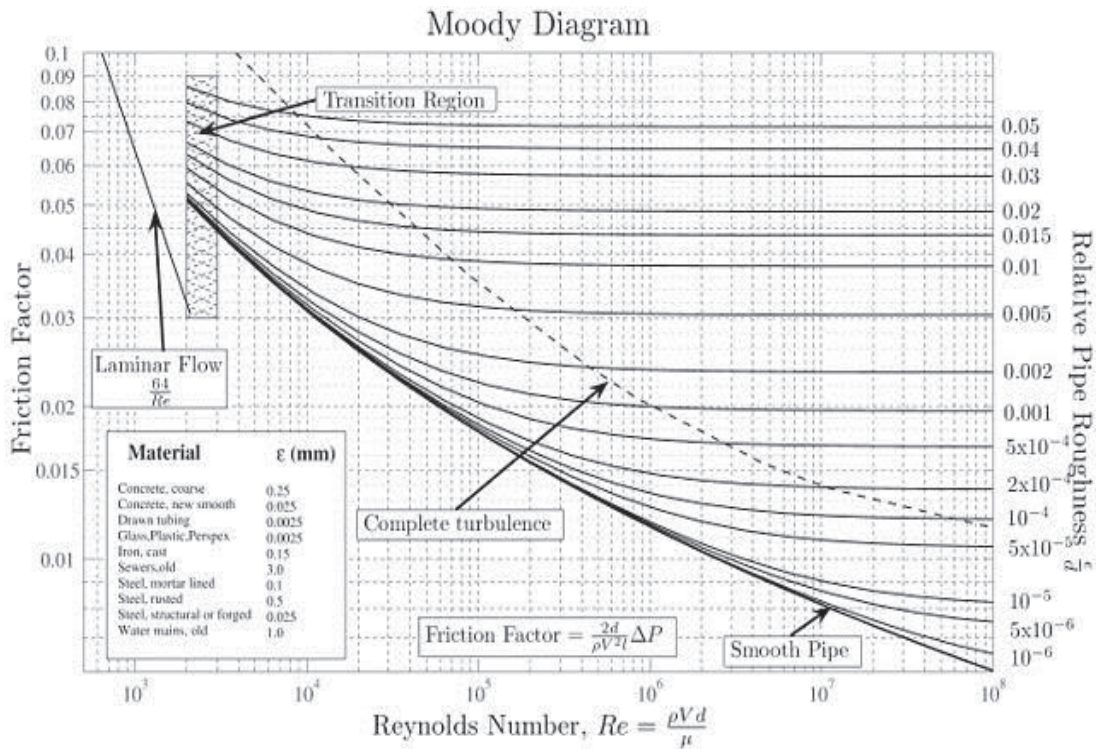
$\rho$ : densidad del fluido, [kg/m<sup>3</sup>]

$\mu$ : viscosidad del fluido, [N\*s/m<sup>2</sup>]

$$Re = \frac{0,0889 \text{ m} * 5,64 \frac{\text{m}}{\text{s}} * 1\,000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}}{0,001102 \frac{\text{N} * \text{s}}{\text{m}^2}}$$

$$Re = 454\,987,29$$

La Figura AXV.1 muestra el diagrama de Moody empleado para obtener el factor de fricción para el diseño de las tuberías mediante la Ecuación AVII.6. El factor de Darcy se obtiene con el diagrama de Moody de la Figura VIII.1



**Figura AVII.1.** Diagrama de Moody para pérdida por fricción de tuberías (Díaz, 2006 p. 142)

La rugosidad se calculó mediante la Ecuación [AVII.6] (Díaz, 2006 p. 143).

$$e_r = \frac{e}{D_o}$$

[AVII.6]

Donde:

$e_r$ : rugosidad relativa, [unidades]

$e$ : rugosidad, [m]

$D_o$ : diámetro de tubería, [m]

$$e_r = \frac{0,00006 \text{ m}}{0,0889 \text{ m}} = 0,00067$$

El factor de Darcy es de.

$$f_D = 0,018$$

- **Pérdidas por fricción**

Se calculó mediante la Ecuación [AVII.7] (Díaz, 2006 p. 143).

$$hf_{1-2fr} = f_D \frac{v^2 L}{2g D_o} \quad \text{[AVII.7]}$$

Donde:

$hf_{1-2fr}$ : pérdida total por fricción y accesorios, [m]

$f_D$ : factor de fricción, [unidades]

$L$ : largo de la tubería, [m]

$D$ : diámetro de tubería, [m]

$v_1$ : velocidad del fluido, [m/s]

$g$ : gravedad, [m/s<sup>2</sup>]

$$hf_{1-2fr} = 0,018 * \frac{\left(5,64 \frac{\text{m}}{\text{s}}\right)^2}{2 * 9,81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2}} * \frac{10 \text{ m}}{0,088 \text{ m}} = 3,32 \text{ m}$$

- **Pérdidas por accesorios**

La Figura AVII.2 muestra las constantes k de diferentes accesorios para tuberías.

Accesorios	L/D	Diámetro nominal (en pulgadas)												
		1/2	3/4	1	1 1/4	1 1/2	2	2 1/2-3	4	6	8-10	12-16	18-24	
		Valores de K												
Válv. de compuerta (abierta)	8	0.22	0.2	0.18	0.18	0.15	0.15	0.14	0.14	0.12	0.11	0.1	0.1	
Válv. de globo (abierta)	340	9.2	8.5	7.8	7.5	7.1	6.5	6.1	5.8	5.1	4.8	4.4	4.1	
Válv. de retención horizontal (check)	100	2.7	2.5	2.3	2.2	2.1	1.9	1.8	1.7	1.5	1.4	1.3	1.2	
Válv. de retención horizontal oscilatoria (check)	50	1.4	1.3	1.2	1.1	1.1	1.0	0.9	0.9	0.75	0.7	0.65	0.6	
Válv. de pie de disco (de huso) con colador	420	11.3	10.5	9.7	9.3	8.8	8.0	7.6	7.1	6.3	5.9	5.5	5.0	
Válv. de pie de disco con bisagra	75	2	1.9	1.7	1.7	1.7	1.4	1.4	1.3	1.1	1.1	1.0	0.9	
Codos estándar	90°	30	0.81	0.75	0.69	0.66	0.63	0.57	0.54	0.51	0.45	0.42	0.39	0.36
	45°	16	0.43	0.4	0.37	0.35	0.34	0.3	0.29	0.27	0.24	0.22	0.21	0.19
	90° radio largo	16	0.43	0.4	0.37	0.35	0.34	0.3	0.29	0.27	0.24	0.22	0.21	0.19
	180°	50	1.35	1.25	1.15	1.10	1.05	0.95	0.9	0.85	0.75	0.7	0.65	0.6
Curvas de 90°	20	0.54	0.5	0.46	0.44	0.42	0.38	0.36	0.34	0.3	0.28	0.26	0.24	
T en línea (con derivación en la línea principal y lateral cerrada)	20	0.54	0.5	0.46	0.44	0.42	0.38	0.36	0.34	0.3	0.28	0.26	0.24	
T en línea (con circulación por derivación)	60	1.62	1.5	1.38	1.32	1.26	1.14	1.08	1.02	0.9	0.84	0.78	0.72	

**Figura AVII.2.** Constantes k de diferentes accesorios para tuberías  
(Díaz, 2006 p. 144)

Las pérdidas por accesorios se calcularon mediante la Ecuación AVIII.8

$$hf_{1-2ac} = k \frac{v^2}{2g} \quad \text{[AVIII.8]}$$

Donde:

$Hf_{1-2ac}$ : pérdida total por fricción en accesorios, [m]

k: constante de pérdida por accesorio, [unidades]

v1: velocidad del fluido, [m/s]

g: gravedad, [m/s<sup>2</sup>]

Las pérdidas por accesorios se resumen en la Tabla AVII.1

**Tabla AVII.1.** Pérdidas equivalentes por accesorios de las tuberías

Accesorio	Longitud equivalente (m)
Codo 1	0,03
Codo 2	0,03
Codo 3	0,03
Válvula check	2,40
Pérdida total	2,49

Para la pérdida por fricción del lecho de arena de sílice se determinó mediante la constante de pérdida de lechos en filtros de parámetros bibliográficos entre 40 a 60 y se aplicó mediante la Ecuación AVIII.9 (Díaz, 2006 p. 153).

$$h_{f_{lecho}} = k * l \quad [AVIII.9]$$

Donde:

$H_{f1-2ac}$ : pérdida por fricción en lechos, [m]

k: constante de pérdida de la arena, [unidades]

l: longitud del lecho, [m]

$$h_{f_{lecho}} = 54 * 1,20 \text{ m} = 64,80 \text{ m}$$

Una vez obtenidas las pérdidas por fricción y accesorios, se calculó la altura de la bomba mediante la Ecuación AVII.3

$$H_B = h_{f_{1-2}} = 2,49 \text{ m} + 3,32 \text{ m} + 64,80 \text{ m} = 70,61 \text{ m}$$

Una vez determinada la altura de la bomba, con ayuda del programa HIDRA-SOFTWARE se calcula la potencia de la bomba como se indica en la Figura AVII.3.

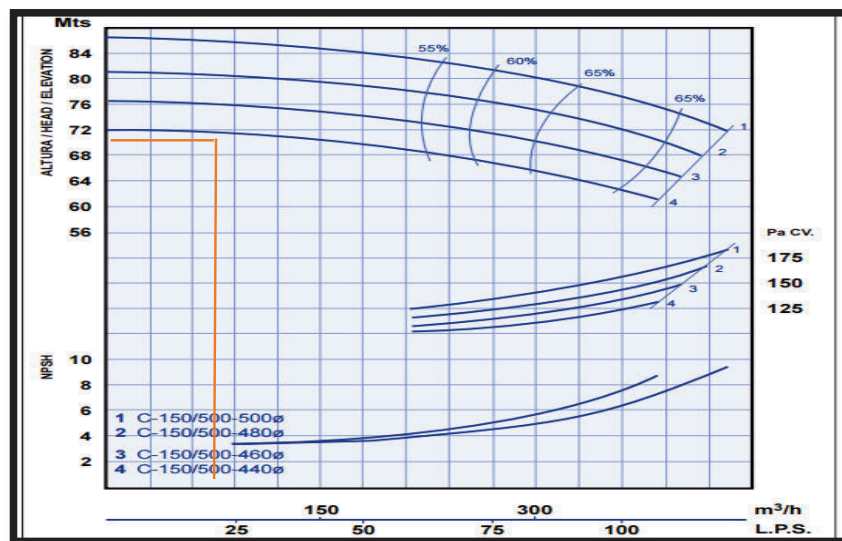


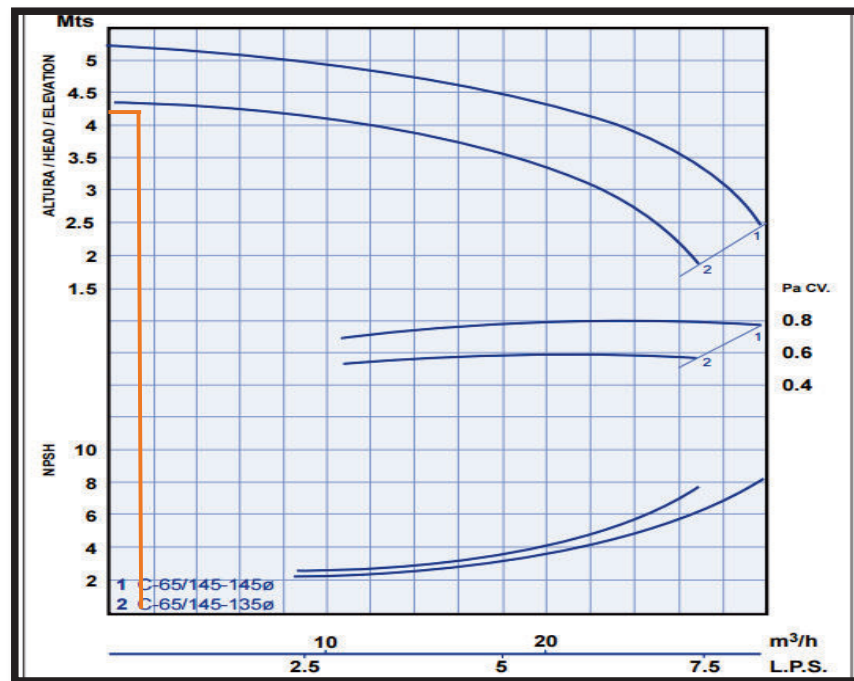
Figura AVII.3. Altura y potencia de bomba B-02 para transportar el agua de lavado al filtro

Se determinó la bomba que más se ajusta al proceso. Se eligió la bomba centrífuga CBM-100, la cual trabaja con fluidos de 10 a 50 °C, con una potencia de 100 kW; para un caudal de 31,4 L/s.

La potencia fue de 125 CV, se procedió a transformar de unidades a kW.

$$P = 125 \text{ CV} \frac{0,735 \text{ kW}}{1 \text{ CV}} = 92 \text{ kW}$$

Para la corriente 4 del diagrama PI&D. la pérdida de carga fue de 4,35 m, Se eligió la bomba centrífuga CBM-03, la cual trabaja con fluidos de 10 a 50 °C, con una potencia de 0,3 kW; para un caudal de 1,62 L/s, como se indica en la Figura AVII.4.



**Figura AVII.4.** Altura y potencia de bomba B-01 para transportar el agua residual al RBC

La potencia fue de 0,4 CV, se procedió a transformar de unidades a kW.

$$P = 0,4 \text{ CV} \frac{0,735 \text{ kW}}{1 \text{ CV}} = 0,30 \text{ kW}$$