

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

“Estudio de factibilidad de planta de tratamiento de efluentes en industria de papel reciclado”

Trabajo Final de Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba conforme a los requisitos para obtener el título de Ingeniero Químico por

Moreyra, Leandro Emanuel

Raspo, Lucas Matías

Córdoba, Argentina

2019

El proyecto Integrador “Estudio de factibilidad de planta de tratamiento de efluentes en industria de papel reciclado” desarrollado por Moreyra, Leandro Emanuel y Raspo, Lucas Matías, alumnos de la carrera de Ingeniería Química, ha sido dirigido por:

.....

.....

Ing. Glatstein, Daniel Alejandro

Ing. Vilar, Gustavo Adolfo

Profesor Adjunto (DE). Cátedra
Operaciones Unitarias I – Dpto. QlyA

Gerente Gestión Proyectos Medio
Ambiente, Higiene y Protección Industrial.

FCEFYN-UNC

Arcor

Director del Proyecto Integrador

Co-director del Proyecto Integrador

El presente proyecto integrador de la carrera de Ingeniería Química ha sido aprobado el...../...../....., mereciendo la calificación de..... ().

Tribunal Evaluador

.....

.....

.....

.....

Ing. Antonini,
Sebastián Emilio

Ing. Alasino, Noelia
Pia Ximena

Ing. Severini,
Hernán Claudio

Ing. Yorio, Daniel
León

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE ABREVIATURAS	6
ÍNDICE DE FIGURAS	8
ÍNDICE DE TABLAS	10
Resumen	12
Abstract	13
1. Capítulo 1: Introducción al proyecto integrador	14
1.1 Planteo del problema	14
1.2 Objetivos del proyecto integrador	15
1.3 Organización del Proyecto Integrador	15
2. Capítulo 2: Marco teórico	18
2.1 Introducción	18
2.2 Proceso de fabricación de papel reciclado	19
2.2.1 Datos generales	19
2.2.2 Descripción del proceso	20
2.3 Residuos del proceso de reciclado	32
2.3.1 Clasificación de aguas residuales	32
2.3.2 Características de las aguas residuales industriales	33
2.3.3 Emisiones gaseosas y residuos sólidos	41
2.4 Técnicas de tratamiento de efluentes	43
2.4.1 Tratamientos Primarios	43
2.4.2 Tratamientos Secundarios	49
2.4.3 Tratamientos terciarios	60
2.5 Marco legal	66
2.5.1 Cuerpos receptores	66
2.5.2 Normativa nacional	66
2.5.3 Normativa de la provincia de Buenos Aires	69
2.5.4 Normativa de Córdoba y Misiones	73
2.5.5 Normativa internacional	78
2.6 Conclusión	79
3. Capítulo 3: Análisis estadístico	82
3.1 Introducción	82
3.2 Herramientas estadísticas y datos utilizados	83
3.2.1 Datos utilizados	83
3.2.2 Graficas de control e Histograma	84

3.3	Resultados obtenidos	85
3.3.1	Caudal	85
3.3.2	Sólidos suspendidos totales y sólidos sedimentables	86
3.3.3	pH	89
3.3.4	Contaminantes orgánicos	90
3.4	Discusión	91
3.5	Conclusión	94
4.	Capítulo 4: Pretratamiento y tratamiento primario	96
4.1	Introducción	96
4.2	Definición de parámetros	96
4.3	Criterios de selección	97
4.3.1	Criterios generales	97
4.3.2	Criterios condicionantes	98
4.4	Pretratamiento	98
4.4.1	Memoria descriptiva	98
4.4.2	Equipos e instalaciones	100
4.5	Tratamiento primario	107
4.5.1	Selección de tecnologías	107
4.5.2	Memoria descriptiva	109
4.5.3	Equipos e instalaciones	109
4.6	Discusión y conclusión	117
5.	Capítulo 5: Tratamiento secundario y terciario	120
5.1	Introducción	120
5.2	Tratamiento secundario	120
5.2.1	Definiciones	120
5.2.2	Tecnologías no aplicables	122
5.2.3	Reactor aerobio de lodos activados convencional	124
5.2.4	Filtro percolador con pulimiento aerobio	133
5.2.5	Reactor MBBR con pulimiento aerobio	140
5.2.6	Reactor anaeróbico con pulimiento aerobio	147
5.2.7	Reactor de membranas (MBR)	155
5.3	Selección de tecnología	160
5.4	Tratamiento terciario	168
5.5	Memoria descriptiva	169
5.6	Discusión	176
5.6.1	MBR vs UASB	176
5.6.2	Reutilización del agua	177
5.6.3	Deshidratado de lodos	178
5.6.4	Eliminación de boro	179

5.7	Conclusión	180
6.	Capítulo 6: Análisis económico	182
6.1	Introducción	182
6.2	Comparativa MBR vs. UASB	182
6.3	CAPEX	185
6.3.1	Equipamiento	185
6.2.1	Costos de compra	186
6.3.2	Construcción Civil	186
6.4	OPEX	191
6.4.1	Energía	191
6.4.2	Reactivos	193
6.4.3	Mano de obra	194
6.4.4	Disposición de lodos	195
6.5	Análisis y Discusión	195
7.	Conclusiones	197
8.	Anexo I	201
9.	Bibliografía	202

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

Símbolo	Abreviaturas
A	Área superficial
A/S	Relación aire/sólidos
C20	Concentración de saturación del oxígeno en agua limpia a 20 °C y 1 atm
CH	Carga hidráulica
CL	Concentración de Oxígeno residual
CM	Carga másica
COD	Carga orgánica diaria
Cpo	Concentración promedio de oxígeno saturado disuelto en agua limpia en el tanque de aireación a 25 °C y 50 msnm.
CS	Carga de sólidos
CV	Carga volumétrica
d	Diámetro
DAF	Flotación por aire disuelto
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
Ef	Eficiencia del sistema
EUR	Euros (moneda europea)
F/M	Relación alimento/microorganismos
H	Altura
Kd	Coefficiente de decaimiento endógeno
kW	Sólidos sedimentables
LIC	Límite inferior de control
LSC	Límite superior de control
MBBR	Birreactores de lecho móvil
PAC	Policloruro de aluminio
Px	Lodos generados por día, en base seca
Q	Caudal de alimentación
Qa	Caudal de aire

Qp	Caudal de purga de lodos
Qr	Caudal de recirculación
Qs	Caudal de sólidos
RH	Régimen de hidratación
RPM	Revoluciones por minuto
S	DBO de salida o DQO de salida
sa	Solubilidad del aire en el efluente
SALR	Tasa de remoción de DBO por m ² superficial
SCFM	Pie cubico estándar por minuto
So	DBO de ingreso o DQO de ingreso
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
Top	Temperatura operativa
Tref	Temperatura de referencia
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UASB	Reactor anaeróbico de flujo ascendente
USD	Dólares (moneda estadounidense)
V	Volumen
Vad	Volumen adoptado (estimado)
Vdl	Volumen del digestor de lodos
Vel.asc	Velocidad ascensional
Vmín	Volumen mínimo
Vr	Volumen del reactor (calculado)
Vs	Volumen estimado para el sedimentador
Xt	Sólidos suspendidos totales presentes en el reactor aireado
Xv	Sólidos suspendidos volátiles presentes en el reactor aireado
Y	Coefficiente de producción neta de biomasa
Yobs	Coefficiente de producción de biomasa observada
α	Factor de corrección por tipo de efluente
β	Factor de corrección por salinidad y tensión superficial
θ	Factor de corrección por temperatura
Θ_c	Edad celular media

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 2

Figura 2. 1 – Playa de fardos, materia prima	20
Figura 2. 2 - Diagrama del proceso de fabricación de papel	21
Figura 2. 3 - Púlper	21
Figura 2. 4 – Batería de hidrociclones	23
Figura 2. 5 - fibras de papel antes y después del refinado	25
Figura 2. 6 – Refinador de discos	25
Figura 2. 7 – Refinador cónico	25
Figura 2. 8 - Caja de entrada	28
Figura 2. 9 - Mesa de fabricación, zona crítica	29
Figura 2. 10 – Almacenamiento de bobinas	31
Figura 2. 11 - Generación de efluente e ingreso de agua limpia al proceso de fabricación de papel	33
Figura 2. 12 - Cono imhoff	34
Figura 2. 13 - Incubadora electrónica para ensayos de DBO y DQO	38
Figura 2. 14 - Representación de la celulosa	38
Figura 2. 15 - Sistemas de desbaste. (a) reja metálica. (b) malla metálica.	44
Figura 2. 16 - Sistema de desarenado por decantación	45
Figura 2. 17 - Homogeneizador cilíndrico con agitación mecánica	46
Figura 2. 18 - Tanque de flotación (DAF).	47
Figura 2. 19 - Decantadores primarios utilizados en sedimentación floculenta	49
Figura 2. 20 - Esquema comparativo entre tratamientos aerobios y anaerobios	50
Figura 2. 21 - Laguna aireada por difusores flotantes	50
Figura 2. 22 - Laguna aireada por difusores flotantes	51
Figura 2. 23 - Sistema de lodos activos clásico	53
Figura 2. 24 - Filtro percolador con relleno polimérico	55
Figura 2. 25 – Reactor biológico de membrana	56
Figura 2. 26 - Esquema de un Reactor MBBR	57
Figura 2. 27 - Esquema de un Reactor UASB	58
Figura 2. 28 - Esquema de un Reactor EGSB	59
Figura 2. 29 - Estanque de Cloración	61
Figura 2. 30 – Equipo de Electrocoagulación	65

Capítulo 3

Figura 3. 1 – Gráfico de control de caudal	85
Figura 3. 2 - Gráfico de control para SST	86
Figura 3. 4 - Gráfico de control para SST	87
Figura 3. 5 - Histograma de los SST	87
Figura 3. 6 - Gráfico de control para SS	88
Figura 3. 7 - Histograma de frecuencias de los SS	88
Figura 3. 8 - Gráfico de control para pH	89
Figura 3. 9 - Histograma de frecuencias del pH	90
Figura 3. 9 – Relación caudal vs. SST	91
Figura 3. 11 - Relación SST vs SS	92
Figura 3. 12 - Relación SST vs pH	93

Capítulo 4

<i>Figura 4. 1 - Diagrama de bloques del pretratamiento diseñado</i>	100
<i>Figura 4. 2 - Sistema de desbaste grueso</i>	101
<i>Figura 4. 3 – Equipo de desarenado</i>	102
<i>Figura 4. 4 - Tamiz rotativo de cribado fino</i>	103
<i>Figura 4. 5 - Instalación de una bomba sumergible en el interior de un pozo de bombeo</i>	104
<i>Figura 4. 6 – Diagrama de tratamiento primario propuesto</i>	110
<i>Figura 4. 7 - Ecuador de caudal cilíndrico, con división</i>	111
<i>Figura 4. 8 - Centrífuga</i>	116

Capítulo 5

<i>Figura 5. 1 - Tipos de soporte diseñados para el uso en reactores MBBR</i>	140
<i>Figura 5. 2 - Propuesta 1, lodos activados</i>	163
<i>Figura 5. 3 – Propuesta 2, biofiltro + lodos activados</i>	164
<i>Figura 5. 4 – Propuesta 3, MBBR + lodos activados</i>	165
<i>Figura 5. 5 – Propuesta 4, UASB + lodos activados</i>	166
<i>Figura 5. 6 – Propuesta 5, MBR</i>	167
<i>Figura 5. 7 – Laberinto de clorado</i>	169
<i>Figura 5. 8 – Lodos activados vs. MBR</i>	171
<i>Figura 5. 9 – Cartucho de membrana</i>	171
<i>Figura 5. 10 – Mecanismo de limpieza de difusores</i>	173
<i>Figura 5. 11 - Filtro banda</i>	179
<i>Figura 5. 12 – Polímero Purolite S108</i>	180

Capítulo 6

<i>Figura 6. 1 - Costos acumulados a 20 años</i>	186
<i>Figura 6. 2 - Distribución porcentual asociado a los costos de la planta de efluentes</i> -.....	198

ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo 2

<i>Tabla II. I - Comparativa entre tecnologías de filtrado por membranas</i>	62
<i>Tabla II. II - Límites de vertido de efluentes industriales en la República Argentina</i>	68
<i>Tabla II. III - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 1.</i>	71
<i>Tabla II. IV - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 2.</i>	71
<i>Tabla II. V - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 3.</i>	72
<i>Tabla II. VI - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 4.</i>	72
<i>Tabla II. VII - Límites de vertido – Provincia de Misiones</i>	74
<i>Tabla II. VIII - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Físicos.</i>	76
<i>Tabla II. IX - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Biológicos y Orgánicos.</i>	77
<i>Tabla II. X - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Químicos.</i>	77
<i>Tabla II. XI - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Plaguicidas</i>	78
<i>Tabla II. XII – Valores tipo para caracterización del efluente</i>	78

Capítulo 3

<i>Tabla III. I - DBO, DQO, y otros parámetros medidos en la industria papelera</i>	91
<i>Tabla III. II - Parámetros de diseño del tren de operaciones</i>	94

Capítulo 4

<i>Tabla IV. I - Valores de diseño de los distintos parámetros del efluente a tratar</i>	97
<i>Tabla IV. II - Características de la reja de desbaste grueso</i>	100
<i>Tabla IV. III - Características del desarenador de vórtice</i>	102
<i>Tabla IV. IV - Características del tamiz rotativo de alimentación interna</i>	103
<i>Tabla IV. V - Número de arranques por hora para bombas de alimentación</i>	105
<i>Tabla IV. VI - Características de las bombas de alimentación seleccionadas para el pozo de bombeo 1</i>	106
<i>Tabla IV. VII - Comparativa entre distintos sistemas DAF</i>	108
<i>Tabla IV. VIII - Características y dimensiones del equipo DAF seleccionado</i>	115
<i>Tabla IV. IX - Características de la centrífuga recuperadora de celulosa</i>	116
<i>Tabla IV. X - Bombas de alimentación al proceso biológico</i>	117
<i>Tabla IV. XI - Valores estimados de remoción en el sistema DAF para cada parámetro de diseño</i>	119

Capítulo 5

<i>Tabla V. I - Comparativa de profundidad, volumen y área de los distintos tipos de lagunas</i>	123
<i>Tabla V. II - Parámetros de ingreso al tratamiento secundario</i>	123
<i>Tabla V. III - Parámetros de diseño del reactor aireado aplicado en un sistema de lodos activados.</i>	124
<i>Tabla V. IV - Parámetros de diseño del sistema de aireación en el reactor de lodos activados</i>	125
<i>Tabla V. V - Parámetros de diseño del sedimentador</i>	126
<i>Tabla V. VI - Parámetros de diseño del digestor de lodos</i>	127
<i>Tabla V. VII - Parámetros de diseño del biofiltro</i>	133
<i>Tabla V. VIII - Valores de DBO de entrada y salida con distintos caudales de recirculación</i>	135
<i>Tabla V. IX - Parámetros de diseño de reactores MBBR</i>	141
<i>Tabla V. X - Parámetros de diseño del reactor aireado MBR (Kraume et al., 2005)</i>	155
<i>Tabla V. XI - Comparativa UASB vs. MBR</i>	162

<i>Tabla V. XII - Comparativa de métodos desinfectantes</i> _____	168
<i>Tabla V. XIII – Equipamiento sistema MBR</i> _____	174

Capítulo 6

<i>Tabla VI. I – Análisis financiero, MBR vs. UASB</i> _____	183
<i>Tabla VI. II – Costos acumulados a 20 años</i> _____	184
<i>Tabla VI. III – Costo de equipamientos</i> _____	187
<i>Tabla VI. IV – Construcciones civiles</i> _____	191
<i>Tabla VI. V – Tabla de potencias</i> _____	192
<i>Tabla VI. VI – Reactivos utilizados</i> _____	194
<i>Tabla VI. VII – Costos de mano de obra</i> _____	194
<i>Tabla VI. VIII – Costos disposición de lodos</i> _____	195

Resumen

El presente Proyecto es un estudio de factibilidad técnica y económica de las tecnologías aplicables en una planta de tratamiento de efluentes de una industria recicladora de papel.

Posteriormente a una investigación realizada, se define la provincia de Buenos Aires como región de mayor densidad respecto a este tipo de industrias, por lo tanto, será el distrito de referencia. La planta estará ubicada en una zona urbana, y tendrá una disponibilidad de superficie acotada.

Se desarrolla un marco teórico, en donde se detalla el proceso de fabricación de papel, identificando las operaciones de generación de efluente. Se describen los ensayos a realizar en la caracterización y las tecnologías aplicables a lo largo del tren de operaciones propuesto para la depuración del efluente. Se incluye el marco normativo nacional, de la provincia de Buenos Aires, y de provincias referenciales, haciendo foco en los parámetros de vertido en cuerpos receptores.

Los parámetros de diseño del tren de operaciones se definen posteriormente a la caracterización del efluente tipo. Parámetros como SS y SST se reducirán en el tratamiento primario, mientras que la carga orgánica, cuantificada como DBO o DQO, se depuran biológicamente en el tratamiento secundario. La selección de las tecnologías incluyen su memoria de cálculo y descriptiva correspondiente.

En el Capítulo final, se realiza el análisis económico del tren propuesto, incluyendo los costos de compra, costos operativos estimados y construcción civil requerida. Dicha observación se realiza acorde a una inversión sin retorno, obteniendo un valor porcentual anual de resignación de ganancias.

Palabras claves: Tratamiento de efluentes, papel reciclado, parámetros de diseño.

Abstract

The present Project is a study of technical and economic feasibility of the applicable technologies in an effluent treatment plant of a paper recycling industry.

After a research carried out, the province of Buenos Aires is defined as the region of greatest density with respect to this type of industry, therefore, it will be the reference district. The plant will be located in an urban area, and will have a limited surface availability.

A theoretical framework is developed, where the paper manufacturing process is detailed, identifying the effluent generation operations. The tests to be carried out in the characterization and the applicable technologies are described along the train of operations proposed for the purification of the effluent. It includes the national regulatory framework of the province of Buenos Aires, and of reference provinces, focusing on the parameters of discharge into receiving bodies.

The design parameters of the operations train are defined after the characterization of the type effluent. Parameters such as SS and SST will be reduced in the primary treatment, while the organic load, quantified as BOD or COD, will be biologically purified in the secondary treatment. The selection of technologies includes their corresponding calculation and descriptive memory.

In the final Chapter, the economic analysis of the proposed train is performed, including the purchase costs, estimated operating costs and civil construction required. Said observation is made according to an investment without return, obtaining an annual percentage value of resignation of profits.

Keywords: Effluent treatment, recycled paper, design parameters.

1. Capítulo 1: Introducción al proyecto integrador

1.1 Planteo del problema

En Argentina se producen anualmente 1.762.000 toneladas de productos de papel, para los cuales se utiliza como materia prima 45% de celulosa virgen y 55% de papel que se recicla (Area, 2008). La cifra de papel que se recicla en Argentina es comparativamente alta a nivel mundial pero todavía se encuentra por debajo del 70% que tienen los países centrales de Europa, razón por la cual se espera que esta cifra siga creciendo en los años posteriores.

El proceso de reciclado de papel tiene grandes ventajas respecto al proceso tradicional de pulpado de fibras madereras y no madereras. El reciclado de 1 tonelada de papel evita la tala de hasta 31 árboles, ahorra 7.000kWh de energía, 270 litros de petróleo, 26.000 litros de agua y 3,5 m³ de espacio en rellenos sanitario, pero todo proceso industrial genera efluentes y el reciclado de papel no es la excepción (Area, 2017).

Si bien en el proceso se obtienen efluentes gaseosos y residuos sólidos, generalmente el mayor impacto es el producido por los efluentes líquidos. El proceso requiere de grandes volúmenes de agua, que varían de entre 4 y 20 m³/T de papel producido en plantas con recirculación, y valores mayores en plantas sin recirculación (Area, 2008). Las sustancias potencialmente contaminantes son, en su mayoría, sólidos en suspensión y materia orgánica biodegradable, y las empresas papeleras deben disminuir estas cargas a valores aceptables en las aguas residuales generadas (Cadme Galabay & Miranda Ramirez, 2012)

En el presente proyecto integrador se realiza un estudio de factibilidad técnica y económica en una planta de tratamiento de efluentes líquidos de una industria recicladora de papel. En función del estudio bibliográfico realizado, la gran mayoría de plantas recicladoras se encuentra en la provincia de Buenos Aires, específicamente en el conurbano bonaerense, en zonas urbanas o mixtas, por lo tanto, el marco normativo de referencia será el de dicho distrito.

Todo el proyecto se apoya en 3 pilares fundamentales íntimamente ligados entre sí: el cuidado del medioambiente, la correcta gestión de recursos

renovables y no renovables, y el apego a las normativas que rigen la actividad industrial. Para esto, se definen criterios generales y criterios condicionantes, que rigen la selección de las tecnologías aplicables en cada tramo del tren de tratamiento.

1.2 Objetivos del proyecto integrador

El objetivo general del proyecto consiste en analizar las tecnologías existentes para el tratamiento de efluentes industriales, optimizar los procesos de tratamientos y proponer mejoras en el tratamiento de efluentes líquidos en industria recicladora de papel.

Los objetivos específicos que detallan las distintas partes del trabajo se pueden resumir como sigue:

- 1) Realizar la descripción del proceso de obtención de papel reciclado y de la planta de tratamiento de efluentes para comprender la naturaleza del efluente a tratar.
- 2) Analizar la normativa vigente para cumplimentar con los parámetros de vuelco y reúso de agua, considerando localizaciones relevantes dentro del territorio nacional.
- 3) Analizar la factibilidad técnica y económica de las tecnologías aplicables en la actividad de la Industria de papel reciclado, considerando tanto los costos de adquisición como los operativos.
- 4) Realizar la memoria de cálculo del proceso para dimensionar los equipamientos, a través de parámetros básicos de diseño y especificaciones de cada fabricante.
- 5) Proponer aplicaciones posibles para el reúso de las aguas obtenidas luego del tratamiento, analizando la reutilización tanto interna como la aplicación externa del efluente.

1.3 Organización del Proyecto Integrador

El Capítulo 2 es el “*marco teórico*” y contiene las siguientes secciones:

- Proceso de fabricación del papel reciclado: se realiza una descripción de las operaciones realizadas, en función de comprender las características del efluente líquido generado.
- Residuos del proceso de reciclado: descripción de los desechos industriales generados en la industria del reciclado de papel. Si bien se hace foco en los efluentes líquidos, también se analizan las emisiones gaseosas y los residuos sólidos generados, y su potencial peligro en casos de prácticas deficientes.
- Marco legal: se enuncian las leyes, decretos y normas que rigen esta actividad industrial. Los marcos normativos a cumplir son los Nacionales y los de la provincia de Buenos Aires. por otro lado, se incluyen las normativas de Misiones, por ser la provincia pionera en la producción papelería, y la de Córdoba. La normativa de Córdoba fue incluida ya que clasifica los efluentes en función de su destino de reúso e indica los destinos para los cuales no se recomienda el reúso del agua, por lo tanto, si bien no es el distrito estudiado, dichas pautas pueden ser utilizadas como referencia.
- Técnicas de tratamiento de efluentes: estudio de las operaciones utilizadas en la depuración de efluentes líquidos en general, y de los efluentes papeleros en particular, clasificados en tratamiento primario, secundario o terciario.

El Capítulo 3 se denomina “*análisis estadístico*” e incluye un breve análisis de los parámetros de diseño más importantes en el dimensionamiento de la planta de tratamiento de efluentes. Los datos fueron obtenidos de plantas modelos y de consultoras privadas, reforzados con bibliografía especializada.

El Capítulo 4 se llama “*pretratamiento y tratamiento primario*”, y detalla el proceso de selección de las tecnologías aplicadas al comienzo del tren de operaciones. El Capítulo incluye la memoria descriptiva del pretratamiento y del tratamiento primario propuesto, y el método aplicado en el dimensionamiento de cada operación.

El Capítulo 5 se denomina “*tratamiento secundario y terciario*” y estudia los procesos de degradación biológica aplicables al caso. El Capítulo 5 es el de mayor complejidad, tanto en la teoría como en el desarrollo numérico, puesto que la naturaleza biológica de los procesos así lo requiere. Se incluye el análisis técnico y económico de los procesos, y el proceso de selección en función de los criterios condicionantes definidos. En función de la tecnología seleccionada, tanto en el Capítulo 4 como en el 5, se estudian las posibilidades de reúso del agua obtenida.

En el Capítulo 6 se aborda el “*análisis económico*” del tren de tratamiento completo, puesto que todo proyecto técnicamente apropiado, debe también ser económicamente viable. Se establece el costo de compra o adquisición de cada equipo, monto total de inversión y los costos operativos generales de la planta completa.

Por último, en el Capítulo 7 se realiza la conclusión final del Proyecto Integrador.

2. Capítulo 2: Marco teórico

2.1 Introducción

El agua dulce es un recurso finito, vital para el ser humano y esencial para el desarrollo social y económico. La ONG Greenpeace indica que el 97,5% del agua total existente en el planeta es salada, mientras que solo el 2,5% restante es agua dulce. Del porcentaje total de agua dulce casi el 79% se encuentra en forma de hielo permanente en los hielos polares y glaciares, por lo tanto no está disponible para su uso. Del agua dulce en estado líquido, el 20% se encuentra en acuíferos de difícil acceso por el nivel de profundidad en el que se hallan (algunos casos superan los 2.000 metros bajo el nivel del mar). Sólo el 1% restante es agua dulce superficial de fácil acceso, representando el 0,025% del agua del planeta (Barea, 2007).

La evolución del hombre y la tecnología trajo consigo el desarrollo de procesos industriales que utilizan agua como insumo, y si el tratado de dicho efluente es deficiente, la potencial contaminación pasa a ser un gran problema ambiental. Uno de estos procesos industriales es el del papel reciclado (Area, Mastrantonio, & Vélez, 2012). El presente marco teórico expone los distintos puntos de vista de esta problemática.

En primer lugar, se presenta el proceso de fabricación de papel reciclado, con el objetivo de identificar las operaciones que generan efluentes líquidos, y conocer las propiedades del mismo. La producción de 1 tonelada de papel puede utilizar hasta 20 m³ de agua (Area, 2017), razón por la cual, los efluentes de mayor potencial contaminante son líquidos.

Posteriormente se clasifican las aguas residuales en función del origen, y luego se describen las propiedades que caracterizan a los efluentes industriales en particular, teniendo en cuenta los métodos de caracterización más utilizados en el campo.

Las características del agua residual de interés son (Morató & Peñuela, 2009):

- DBO₅ (Demanda bioquímica de oxígeno)
- Materia en suspensión
- pH

- Temperatura
- Presencia de productos tóxicos tales como boro y aluminio
- Presencia de nitrógeno y fósforo
- Metales pesados

Frente a la posibilidad de vertidos industriales peligrosos, gobiernos de distintos niveles (nación, provincia, municipio) redactan leyes, decretos y reglamentos que regulan el uso del agua y buscan evitar la contaminación de microsistemas acuáticos. Consecuentemente se analizan las obligaciones, los derechos y las recomendaciones que las normativas vigentes plantean para el tratamiento de residuos líquidos industriales y su posterior vertido en cuerpos receptores. El análisis incluye en primer lugar la normativa nacional, en segundo lugar la de la provincia de Buenos Aires, y posteriormente se realizan comparativas tanto nacionales como internacionales de límites de vertido.

Por último, se estudian las operaciones técnica y económicamente aplicables en un tratamiento de efluentes líquidos generados en la industria recicladora. Los sistemas de tratamiento resultan de la combinación de procesos y operaciones unitarias en los que se pueden diferenciar distintos niveles para las aguas residuales, dependiendo de los objetivos que se deseen cumplir. Dichos procesos se clasifican como tratamientos primarios, secundarios y terciarios (Metcalf y Eddy, 1995).

2.2 Proceso de fabricación de papel reciclado

2.2.1 Datos generales

La mayoría de las fábricas del país se ubican en la provincia de Buenos Aires y produce tanto papel como cartón corrugado. La capacidad máxima del sistema productivo de estas fábricas oscilan entre 3.000 y 6.500 T de papel y entre 3.000.000 y 6.000.000 m³ de cartón corrugado por mes (Area, 2008).

Las materias primas y los insumos principales en el proceso son desechos de papel y cartón, agua, pasta de celulosa en algunos productos, hidróxido de sodio, almidón y polietileno, entre otros (Campos, 2009).

La gran mayoría de las fibras recicladas pertenecen al circuito postconsumo, son papeles y cartones recogidos al final de su vida útil por cooperativas que clasifican los residuos sólidos urbanos reciclables, y posteriormente los comercializan. Existe otro circuito preconsumo, de tamaño menor, que incluye recortes de envases con defectos de fabricación, que son reprocesados. Las fibras son almacenadas en fardos, en un playón al aire libre, como se muestra en la Figura 2. 1.



Figura 2. 1 – Playa de fardos, materia prima

El insumo fundamental en la fabricación de papel reciclado es el agua, se abastece de red pública para el uso sanitario, y extracción de las napas el agua de uso industrial. La pasta de celulosa se almacena en fardos, el hidróxido de sodio se almacena en solución tanques, el almidón se almacena a granel y el resto de los insumos se almacena en depósitos cerrados.

En relación al secado del papel, se realiza con vapor a través de calderas de generación de vapor, alimentadas con gas licuado de petróleo (GLP).

2.2.2 Descripción del proceso

El proceso de fabricación de papel reciclado (Figura 2. 2) se puede segmentar en 2 fragmentos, denominados *preparación de la pasta de celulosa* y *máquina de papel* (Becerra Aguilar, Navarro Arzate, Ramirez Casillas, Rivera Prado, & Vargas Radillo, 2014).

La preparación de la pasta comienza con selección de la materia prima, donde se seleccionan los tipos de fardos de papel a utilizar (fardos de corrugado, papel o refile), en función del tipo de papel que se quiere fabricar (Papel linner o papel onda), los fardos son enviados a la operación de desintegración, más conocido como pulpeado.

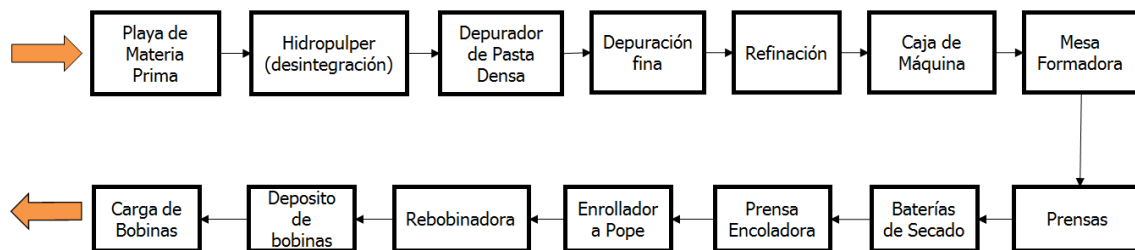


Figura 2. 2 - Diagrama del proceso de fabricación de papel

La *desintegración* del papel reciclado se lleva a cabo en los pulperes o desintegradores, que pueden trabajar de dos formas distintas: en proceso continuo o en proceso discontinuo. Ambos procesos pueden seleccionarse para trabajar a alta, media o baja consistencia presentando diferentes ventajas e inconvenientes.

Los equipos que trabajan en discontinuo (batch pulping) normalmente están formados por un cilindro o tina de acero con un rotor concéntrico (Figura 2. 3), con los correspondientes elementos verticales o deflectores, así como guías horizontales que sirven para facilitar la circulación del flujo. Los equipos que trabajan en discontinuo a alta/media consistencia, son conocidos como púlper helico por la forma de hélice que tienen los rotores utilizados.

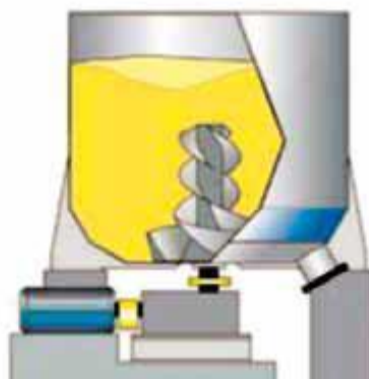


Figura 2. 3 - Púlper

Toda la zona ocupada por el rotor dentro del púlper se considera zona de desintegración a alta consistencia. Los elementos de recirculación tipo espiral están colocados de tal forma que se genera un movimiento de fuerzas hidráulicas horizontales y verticales dentro de la tina, capaces de inducir la turbulencia y aceleración necesarias a la suspensión. En estos púlperes discontinuos, una vez pasado el tiempo de desintegración necesario o bien, una vez alcanzado el contenido en grumos predeterminado, se vacían

totalmente en una única operación. Esto incluye la separación de las partes más groseras y un despastillado posterior adicional.

Luego se realiza la *depuración de la pasta densa*, la cual, es una separación mediante el uso de tamices o barreras cuyo objetivo principal es la eliminación de los contaminantes sólidos de la pasta reciclada. Gracias al tamizado se llegan a conseguir los requerimientos de limpieza de las pastas recicladas, eliminando desde películas plásticas hasta pequeñas partículas y *stickies* que están por debajo del límite visible. La suspensión fibrosa se tamiza a través de agujeros o ranuras más pequeños que la mayoría de las partículas que tienen que ser separadas, pero más grandes que las fibras.

En la tecnología del tamizado se han conseguido avances importantes, especialmente cuando hablamos del tamizado con ranuras. En función del tipo de pasta, se pueden utilizar ranuras por debajo de 0,10 o 0,15 mm. Aun así, el ancho de la ranura no es el único criterio de separación, pues la hidrodinámica del proceso tiene una gran importancia. Tanto las configuraciones de los tamices como los sistemas de tamizado se tienen que adecuar al grosor de partícula, forma y deformabilidad de los contaminantes. A veces también se hace necesaria la separación de las fibras en función de su longitud o flexibilidad. Este tipo de separación se lleva a cabo mediante el fraccionamiento que utiliza los mismos equipos que el tamizado.

Luego del tamizado, se produce el *fraccionamiento*, operación que consiste en separar las fibras en función de su longitud o flexibilidad, se lleva a cabo en tamices de disco o tamices cilíndricos. Los equipos que se usan son los mismos que para el tamizado, diferenciándose únicamente en sus condiciones de trabajo. En los tamices de disco y cilíndricos, los agujeros suelen ser más pequeños en el fraccionamiento que en el tamizado. Las cestas con ranuras tienen aberturas mucho más estrechas o bien presentan diferentes perfiles.

El objetivo de esta separación de las fibras (cortas y largas), es para tratarlas posteriormente por separado, dependiendo de los requerimientos que se necesiten después del fraccionamiento. Normalmente, el fraccionamiento se realiza para refinar de forma independiente, para eliminar contaminantes más abundantes en la fracción de fibra larga, o para someter la fibra corta y la larga al proceso de eliminación de tinta por flotación por separado, de manera que se produzca un ahorro energético y una reducción de pérdidas de fibra.

La etapa siguiente consiste en una *depuración centrífuga o depuración fina* mediante una batería de hidrociclones (Figura 2. 4), donde el principal objetivo es la eliminación de las partículas de la suspensión que afectan a la calidad del

papel o que pueden provocar un desgaste excesivo en los equipos del proceso. Estos contaminantes que se eliminan pueden ser pesados como arena, piezas metálicas y fajos fibrosos o ligeros como espumas plásticas o material plástico en sí. Para una eliminación eficiente, estas partículas tienen que cumplir dos condiciones:

- Tener una densidad que difiera bastante de la del agua.
- Tener distinta forma y grosor respecto a los demás componentes de la suspensión.

El campo centrífugo generado en los hidrociclones fuerza a las partículas pesadas hacia fuera mientras que las partículas ligeras se mueven por el centro. Las corrientes que contienen estas partículas más pesadas se separarán del flujo principal y se convertirán en los aceptados o bien el desecho, en función de si la depuración es grosera o fina. La utilización de estos hidrociclones en los procesos de obtención de fibras recicladas presenta algunas diferencias respecto a su utilización con fibras vírgenes. Usando fibras recicladas hay presentes muchas más partículas para separar, además su tipología y composición es mucho más variada.



Figura 2. 4 – Batería de hidrociclones

La etapa siguiente consiste en la *refinación* de la pasta, operación de preparación de la pasta en la que se modifica, mediante la acción de un trabajo mecánico y en presencia de un medio acuoso, la morfología de las fibras y su estructura físico-química. La operación de refino se controla mediante un aparato conocido como Schopper-Riegler, el cual se basa en la capacidad de desagote que tiene la pasta, es decir, la velocidad con la que la pasta deja

escurrir el agua absorbida. Esta medida se expresa en grados Schopper ($^{\circ}\text{SR}$). Esta operación tiene por objeto modificar y desarrollar algunas de las características de las materias fibrosas para conferirles las cualidades necesarias para fabricar un papel con unas propiedades determinadas. Dos conceptos básicos que caracterizan la operación de refinado son: la necesidad de dispensar energía a las fibras y que éstas tienen que estar en un medio acuoso. La manera de proporcionar energía a las fibras en el material utilizado en el refinado de pastas es hacer pasar a la suspensión fibrosa entre dos superficies sobre las que existen unas barras o cuchillas.

De las dos superficies una es fija (estator), mientras que la otra se desplaza con un movimiento perpendicular al eje de las barras (rotor), de manera que las fibras situadas entre ambas sufren un efecto de cortadura, aplastamiento y fricción entre sí y contra las guarniciones del aparato. La acción conjunta de todos estos esfuerzos mecánicos producirá el refinado de la pasta (Campos, 2009).

En lo que respecta a la modificación de la fibra durante el refinado, a causa del trabajo mecánico se rompen, dislocan y eliminan parcialmente las paredes primaria y secundaria externa de la fibra, lo que permite la penetración del agua en el interior de la misma provocando su hinchamiento y posibilitándose la fibrillación interna (eliminación parcial de los enlaces laterales en la pared secundaria media y consiguiente aflojamiento de la estructura interna de la fibra), a la vez que se realiza la fibrillación externa, al salir las fibrillas de las capas más interiores a través de los agujeros practicados en las capas externas. Debido al conjunto de estos efectos la fibra toma un aspecto deshilachado, aumentándose sensiblemente su superficie y volumen específicos, a la vez que se vuelve más flexible y blanda. Otros efectos producidos son la eventual pérdida de longitud por fractura y la producción de elementos finos, pequeñas partículas arrancadas de las capas externas y fibrillas desprendidas.

La Figura 2. 5 muestra los cambios a nivel microscópico las fibras de papel antes y después del refinado (Becerra Aguilar, Navarro Arzate, Ramirez Casillas, Rivera Prado, & Vargas Radillo, 2015).

Por su parte, los refinadores más utilizados pueden ser divididos en dos familias: de discos (Figura 2. 6) y cónicos (Figura 2. 7).

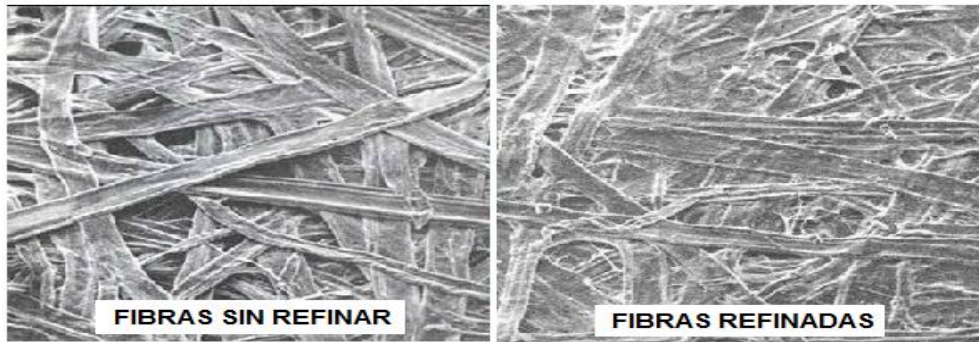


Figura 2. 5 - fibras de papel antes y después del refinado

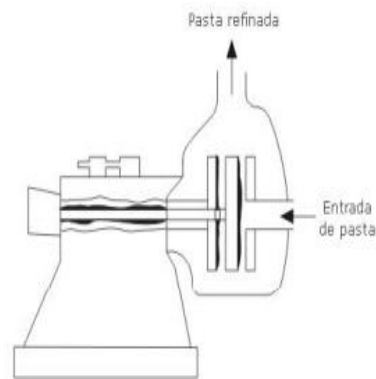


Figura 2. 6 – Refinador de discos

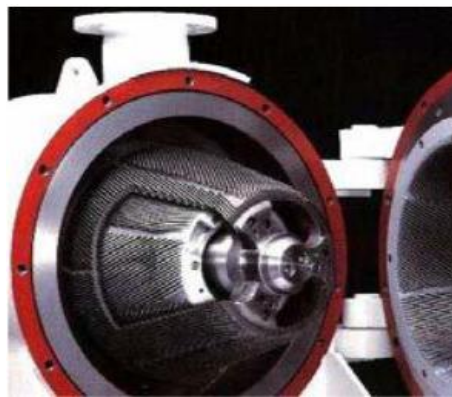


Figura 2. 7 – Refinador cónico

Antes de entrar en el proceso de transformación de la pasta en papel, se realiza la mezcla de aditivos, la cual es imprescindible para que el papel final tenga una serie de características y propiedades adecuadas en función de sus diferentes usos, por ello, dependiendo del tipo de papel que se desee obtener, se deben añadir a las fibras una serie de productos no fibrosos que modifican sus propiedades y las del papel obtenido de ellas, estos productos se pueden clasificar en dos grupos: aditivos y auxiliares.

Los aditivos son productos que se añaden en el proceso de fabricación para modificar las características del papel. Los más empleados son:

- Cargas y pigmentos: Son aditivos de carácter inorgánico (de origen mineral). Siendo su composición química básicamente igual, la diferencia esencial entre ambos es que los pigmentos tienen un tamaño de partícula más pequeño, y que mientras las cargas se aplican en masa, los pigmentos se aplican en superficie.
 - Las cargas son partículas minerales, de color blanco, que se utilizan como relleno en los espacios entre fibras, con el fin de mejorar algunas propiedades del papel, como la opacidad y la blancura, y además aumentar la calidad de la impresión al mejorar la superficie. No obstante, su utilización también tiene desventajas, ya que produce una disminución de las resistencias mecánicas del papel, al disminuir las uniones entre fibras, lo que hace que haya un límite en las formulaciones. Entre las cargas más utilizadas están el caolín, el carbonato de calcio, el talco y el sulfato de calcio.
 - Los pigmentos contribuyen a mejorar determinadas propiedades del papel (especialmente la blancura, opacidad y aptitud a la impresión). Los pigmentos se utilizan especialmente en "superficie", mediante una operación llamada estucado. Los pigmentos más utilizados son el caolín, el carbonato de calcio y el dióxido de titanio.
- Colorantes: Se utilizan básicamente para conseguir un papel con un color determinado y, a su vez, darle un matiz más agradable.
- Agentes de blanqueo óptico (A.B.O.): Son unos compuestos que tienen la particularidad de proporcionar a los papeles que los contienen la propiedad de emitir una luminosidad azulada cuando están en presencia de una luz ultravioleta, siendo ópticamente más blancos.
- Resinas para dar resistencia en húmedo: Son productos que se añaden para ayudar a conservar la resistencia del papel cuando su uso comporte una necesidad de resistir la acción del agua. Estas resinas desarrollan esta propiedad gracias a la formación de enlaces químicos entre resina y fibra que impiden las uniones entre fibra y agua (el agua no puede unirse a la fibra ya que ésta está "recubierta" por la resina).
- Ligantes: Son productos (como una especie de "pegamento") que se añaden en la operación de estucado para que los pigmentos queden unidos entre sí y, a su vez, queden fijados a la superficie del papel (al ser la fibra un componente de naturaleza orgánica, de forma fibrosa, y los pigmentos de naturaleza inorgánica, en forma de partículas, su unión no puede realizarse sin la presencia de un ligante).

- Productos de encolado: Son aquellos que se utilizan para ofrecer resistencia a la penetración de los líquidos en el papel, es decir, tienen por objeto conseguir un papel más impermeable al agua.
- Productos para dar resistencia en seco: Son productos que se utilizan para mejorar la fuerza de uniones fibra-fibra individualmente gracias a la creación de puentes de hidrógeno suplementarios entre las fibras, sin necesidad de refinar excesivamente (el refinado incrementa la resistencia en seco, pero empeora el drenaje en la tela de fabricación aumentando el consumo energético para el secado).

Los auxiliares son aquellos que no modifican de manera importante las propiedades del papel, siendo su misión principal la de facilitar el trabajo y ayudar en el proceso de fabricación. Los más utilizados son:

- Antiespumantes: Su función es la de eliminar o impedir la formación de la espuma que se suele producir en diferentes puntos de la máquina de papel, ya que dicha espuma disminuye la calidad del papel y ocasiona roturas y defectos. La espuma evita la oxigenación del agua, y en circuitos cerrados sin aporte de agua fresca puede ser un problema por el crecimiento de bacterias anaerobias facultativas. Además, la espuma es una emulsión que puede aglutinar carbonato formando depósitos en las superficies de los canales de conducción. Un antiespumante debe ir acompañado de unas instalaciones bien diseñadas sin saltos de agua ni turbulencias y con unos rociadores "mataespumas" eficaces.
- Microbicidas: Estos productos se utilizan para evitar la posible formación de colonias de bacterias u otros microorganismos que se adhieren a las paredes de tinas o circuitos, fieltros y demás elementos de la máquina. Debido a la humedad, estos microorganismos encuentran una zona perfectamente acondicionada para su proliferación y pueden provocar ensuciamiento del papel, roturas en la banda, infecciones, etc.
- Retentivos: Los retentivos se añaden en la fabricación del papel para mejorar la fijación de diferentes aditivos, finos (trozos de fibra) y cargas, evitando que éstos se vayan por las aguas blancas del desgote en la mesa de fabricación, lo que ocasionaría pérdida económica y problemas en los circuitos. Mediante los agentes de retención se consigue incorporar poco a poco al papel componentes que, de no hacerlo, pueden generar problemas de depósitos, o pitch, al acumularse en el circuito de aguas coladas y que podrían provocar agujeros o roturas.

Una vez que se han dado las propiedades necesarias a la pasta de papel y se ha preparado convenientemente la mezcla de materias primas (fibras, aditivos, pigmentos, etc.) en la tina de mezclas, las siguientes fases del proceso de

fabricación de papel van a ser básicamente iguales para cualquier tipo de papel. A partir de aquí se realizará la formación de la hoja, es decir, se transformará una corriente de pasta diluida en una lámina delgada, ancha y uniforme, con todos los componentes perfectamente distribuidos. Esta lámina constituye lo que más tarde será la hoja de papel. En la industria papelera, se entiende por formación de la hoja a la disposición mediante la cual las fibras se entrelazan unas con otras (esto se puede observar mirando la hoja a transparencia). Esta formación de la hoja se realiza en dos partes bien diferenciadas de la máquina:

1. Caja de entrada: es una caja con forma alargada de sección triangular cuya misión es la de distribuir la pasta a todo lo ancho de la mesa de fabricación o mesa formadora. Se controla la dilución de la pasta (entre 0,3 y 0,8%), el nivel de la caja, la presión en su interior y la apertura del labio de salida. Este elemento tiene mucha importancia, debido a que hace que se orienten las fibras en un sentido o en el otro, según convenga. También es fundamental el perfecto control del reparto de la pasta realizado en este punto, ya que de él dependerán algunas características tan importantes como el gramaje final del papel y la homogeneidad del perfil transversal de la hoja (Figura 2. 8).

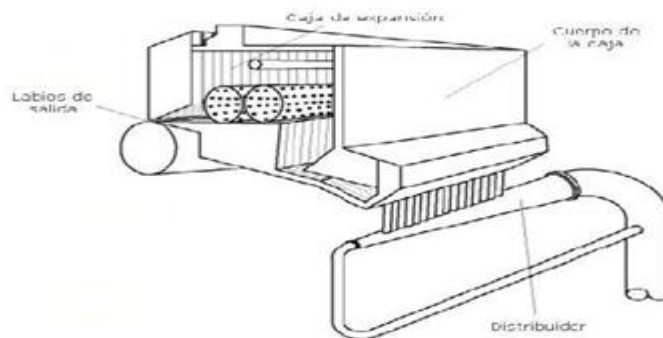


Figura 2. 8 - Caja de entrada

2. Mesa de fabricación: es la encargada de formar la hoja y reducir parte del agua que contiene la pasta (Figura 2. 9). Se encuentra situada a continuación de la caja de entrada, y tiene la misión de deshidratar la pasta (eliminando una gran cantidad del agua que contiene) y de formar la hoja de papel. Una mesa de fabricación está formada por una serie de elementos que permiten, cada uno a su manera, realizar el proceso de formación de la hoja convenientemente. La pasta, enviada a través del labio de la caja de entrada, se deposita sobre una "tela" sin fin, la cual se encarga de transportar las fibras a lo largo de la mesa de fabricación. Durante ese recorrido se va consolidando la hoja pasando sobre los diferentes elementos, realizando el efecto de desagote (eliminación del

agua). Al perder el agua, las fibras quedan depositadas sobre la superficie de la tela, constituyendo lo que será la hoja de papel. El desagote en la mesa de fabricación se realiza en dos etapas:

- 1ª etapa: desagote por gravedad. En los primeros metros de la mesa, el agua se elimina pasando libremente a través de la tela por efecto de su propio peso (fuerza de gravedad) y por la pequeña depresión que crean algunos elementos de la mesa (foils, rodillos desgotadores, etc.). Las fibras quedan retenidas en la parte superior de la tela.

- 2ª etapa: desagote por vacío. Cuando ya no es posible eliminar más agua por medio de la fuerza de la gravedad, se utilizan elementos de vacío que, mediante el efecto de una fuerza aspirante, eliminan el agua que hubiera quedado entre las fibras. Dichos elementos son los "vacuofoils", las "cajas aspirantes" y los "cilindros aspirantes", colocando los más energéticos al final. Se puede eliminar hasta un 20% de agua. En la máquina de papel existe una zona crítica que va desde la entrada de la caja hasta los primeros metros de la mesa de fabricación. En esta zona crítica se puede decir que la hoja queda prácticamente constituida fijando su estructura y características principales:
 - Distribución de las fibras, debe ser lo más uniforme posible.
 - Orientación de las fibras en sentido longitudinal (sentido de marcha de la máquina) o en sentido transversal.
 - Distribución homogénea de las cargas y finos.

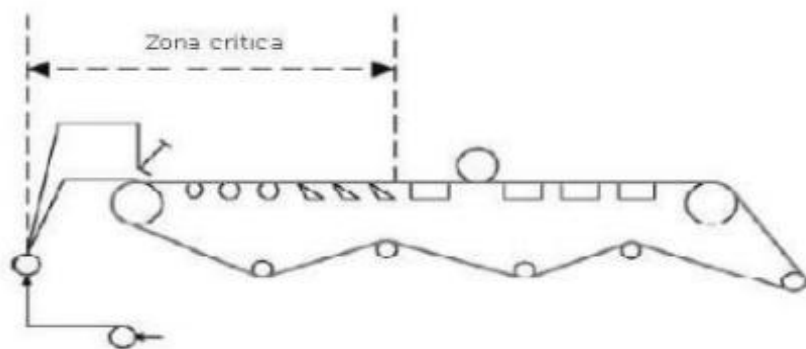


Figura 2. 9 - Mesa de fabricación, zona crítica

Posteriormente, la hoja de papel, al salir de la mesa de fabricación y entrar en la *sección de prensas*, tiene una consistencia aproximada de un 20%, es decir, aproximadamente un 80% de agua. Al final de la operación de prensado quedará, aproximadamente, con un 60% de agua. En este proceso, la hoja es transportada a través de unos rodillos que la presionan, los cuales consiguen extraer hasta un 20% más del agua y, a la vez, le dan al papel unas condiciones superficiales y de resistencia favorables para su posterior utilización. El sistema estudiado se conforma con 3 pares de rodillos, de 60 cm de diámetro, que giran a velocidad constante (Martínez Merino, 2017).

Cuando el papel sale de la sección de prensas, su contenido de agua suele ser de un 60%. A partir de aquí no es posible eliminar más agua por medios mecánicos, sino que la única manera de hacerlo será mediante la aplicación de calor. Esto se realiza con la operación de *secado*, con la cual se conseguirá reducir la humedad del papel hasta un 5% de agua, que es el contenido que debe tener al final del proceso de fabricación. La operación de secado se realiza en una sección conocida como *sequería*, y en ella el calor hace que el agua de la hoja se evapore dejándola seca. Al final de esta operación, el papel habrá eliminado prácticamente la totalidad del agua que tenía, quedando con una ligera humedad (aproximadamente el 5%) deseada en su composición final para mantener su elasticidad.

El secado del papel consiste en aplicar una gran cantidad de calor a la hoja, mediante el método apropiado, con el propósito de elevar su temperatura hasta conseguir la evaporación del agua. En la operación de secado se produce:

- Una transferencia de energía (aplicamos calor a la hoja).
- Una transferencia de masa (agua en forma de vapor que debemos eliminar rápidamente hacia la atmósfera).

La transmisión del calor empleado para calentar la hoja en la operación de secado se produce principalmente de dos maneras:

- Por conducción. Se realiza a través del cuerpo (de molécula a molécula).
- Por convección. Es la forma de propagarse el calor en los fluidos (líquidos y gases). Los fluidos, al calentarse tienen menos densidad que cuando están fríos, por lo que tienden a subir.

Basándose en los distintos métodos de transmisión del calor, el secado con cilindros calentados (*sequería multicilíndrica*), es el método general empleado

en el secado de cualquier tipo de papel. Consiste en una serie de cilindros de diámetro variable y calentados con vapor. El papel queda en contacto con los cilindros superiores por una cara y, con los cilindros inferiores por la otra, permitiendo el secado por ambas caras. En este método de secado se utilizan fieltros (excepto en la fabricación de cartón) para mantener la hoja en contacto con los cilindros.

La última máquina de la línea es la *bobinadora*, que opera a una velocidad de 1000 metros lineales por minuto, y tiene una capacidad máxima de 2,6 metros de ancho. Las bobinas pueden ser comercializadas en ese formato, o bien ingresar al sistema de corrugado e impresión al agua (Becerra Aguilar et al., 2014).

El papel que sale de la máquina de papel se enrolla en forma de bobinas para facilitar su transporte y utilización en las demás operaciones. Cada una de estas bobinas, llamadas bobinas madre, son almacenadas hasta su siguiente operación, que será la de bobinado. La operación de bobinado tiene la misión de cortar y rebobinar la bobina de la máquina, de gran diámetro (bobina madre), en bobinas de diámetro y anchura más pequeños (bobinas hijas). Este proceso se realiza en una máquina llamada bobinadora. Y por último, las bobinas se almacenan en un depósito hasta ser transportadas al cliente (Figura 2. 10).



Figura 2. 10 – Almacenamiento de bobinas

2.3 Residuos del proceso de reciclado

2.3.1 Clasificación de aguas residuales

Bajo la denominación de aguas residuales se incluye todo tipo de agua que es afectada negativamente por las acciones del hombre (Metcalf y Eddy, 1995). Las características del agua residual varían en función de la fuente de generación de este efluente.

Se conoce como aguas residuales industriales o efluentes líquidos industriales a los residuos líquidos provenientes de las descargas de industrias de manufactura. En particular, los efluentes líquidos generados en la industria del papel reciclado contienen principalmente fibras celulósicas en suspensión y aditivos agregados en el proceso de fabricación de papel.

Los líquidos provenientes de viviendas, residencias, edificios, comercios y zonas mixtas se denominan aguas residuales urbanas. Los fluidos cloacales incluyen el agua de uso sanitario, lavado y cocción domiciliaria, y generalmente se trata en plantas bajo el mando de los gobiernos locales.

Se llaman escorrentías agrícolas a los líquidos contaminantes que se generan por precipitaciones en campos con aplicación de agroquímicos y fertilizantes. La corriente generada arrastra estos compuestos químicos, ricos en carbono, nitrógeno y fósforo hacia ríos, lagunas y lagos, promoviendo el crecimiento de algas y la mortandad de peces.

Los líquidos generados por reacción de putrefacción de materia orgánica en celdas de enterramiento sanitario se denominan lixiviados, y si bien no son voluminosos, su composición tiene gran poder contaminante si se filtra hacia las napas subterráneas.

De acuerdo a lo explicado en la Descripción del proceso, se indican los puntos de generación de efluente que se tendrán en cuenta a la hora de analizar los parámetros y definir el tren de tratamiento del efluente, y además se indica el ingreso del agua limpia al proceso (Figura 2. 11).

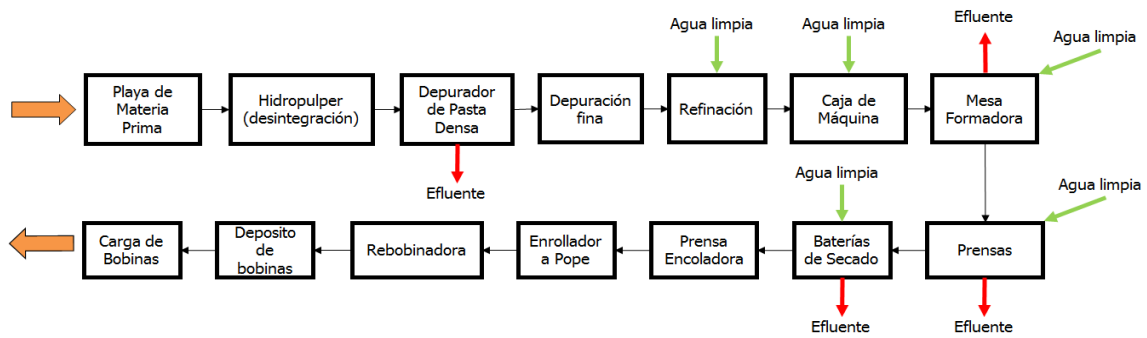


Figura 2. 11 - Generación de efluente e ingreso de agua limpia al proceso de fabricación de papel

2.3.2 Características de las aguas residuales industriales

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. Las principales propiedades físicas del agua residual incluyen el color, los olores, la temperatura del efluente y los contaminantes presentes. Una definición simple indica que un contaminante es toda sustancia que se encuentra en un medio al cual no pertenece o lo hace a niveles que pueden causar efectos adversos en la salud de las personas, los animales, el reino vegetal o el medioambiente en general (Nemerow, 1977). Los contaminantes se clasifican en físicos, químicos orgánicos, químicos inorgánicos y microbiológicos, y muchos de estos son medidos en forma continua o discreta y se utilizan como parámetro de medida en el control de distintos procesos. Por otro lado, las propiedades físicas también se parametrizan y se utilizan en el sistema de control, porque los efluentes con parámetros físicos no aceptables pueden afectar el medioambiente.

Propiedades físicas

El agua pura es un líquido incoloro, inodoro e insípido, pero estas propiedades cambian en función de la naturaleza de los contaminantes presentes y de la concentración de los mismos. Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, que incluye los sólidos en suspensión, la materia sedimentable, las partículas coloidales y las sales disueltas. Otras características físicas importantes son el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbidez (Nemerow, 1977; Ramalho, 1990; Metcalf y Eddy, 1995;).

Los sólidos totales (ST) se definen como la materia que se obtiene como residuo luego de someter una muestra de agua a un proceso de evaporación

en el rango de 103 °C a 105 °C. Los ST están compuestos por sólidos sedimentables (SS) y sólidos totales disueltos (STD). Los SS son aquellos que sedimentan en el fondo de un cono Imhoff luego del período estipulado por la técnica utilizada (los valores más utilizados son 10 min, 1 hora y 2 horas). El instrumento se ilustra en la Figura 2. 12 y el parámetro se expresa en ml/L de efluente. Los STD son aquellos que quedan en suspensión en el cono luego del período de decantación.



Figura 2. 12 - Cono imhoff

Los sólidos totales volátiles (STV) es la fracción orgánica de los ST, que se oxida y se pierde en forma de gas al someter a la muestra a temperaturas mayores a 550 °C. En este proceso, se forman cenizas que se denominan sólidos fijos (SF) y es la fracción inorgánica de los ST, conformada principalmente por sales y minerales.

En relación con el diseño de la planta de tratamiento, los SS dan un estimativo del volumen de sólidos que van a precipitar en las operaciones de decantación, y el parámetro puede ser utilizado para calcular la eficiencia del equipo. Los STD por otra parte, indican el volumen de sólidos que se pueden precipitar o coagular con el uso de acomplejantes o coagulantes.

Los olores normalmente son debido a los gases liberados, generalmente producto de la descomposición de la materia orgánica presente en el efluente. El agua residual industrial reciente tiene olor generalmente desagradable, que puede venir de compuestos olorosos en sí mismo, o compuestos formados en los distintos procesos de tratamiento. Estos efluentes liberan olores más tolerables que los generados por aguas sépticas, que generan sulfuro de

hidrógeno producto de la reducción de sulfatos a sulfitos por acción de microorganismos anaeróbicos.

La problemática de los olores se considera como la principal causa de rechazo a la implantación de instalaciones de tratamiento de efluentes líquidos, razón por la cual es importante su caracterización y control. A bajas concentraciones, los olores pueden generar tensiones psicológicas en los vecinos, reducción del apetito, náuseas y vómitos, entre otros problemas sanitarios. En condiciones extremas, los olores desagradables pueden conducir al deterioro de la dignidad personal y de la comunidad en general.

Los olores pueden medirse con métodos sensoriales o con métodos instrumentales. En los métodos sensoriales la cuantificación se realiza determinando el umbral de olor de un agua residual mediante la dilución del agua a caracterizar con agua inodora.

Los métodos instrumentales utilizan equipos electrónicos, que miden la concentración de sustancias particulares como el sulfuro de hidrógeno, y son de mayor utilidad en trabajos de campo de aguas cloacales.

El color del agua residual es una propiedad indicativa de la edad de la misma. El agua residual reciente puede tener color grisáceo, pero al aumentar el tiempo de transporte en cañerías en condiciones anaeróbicas, el color cambia a gris oscuro, marrón o negro. Estos colores oscuros generalmente se deben a la formación de sulfuros metálicos, productos de la reacción del sulfuro de hidrogeno liberado en condiciones anaeróbicas con los metales presentes en el efluente.

La turbidez es otro parámetro indicativo de la calidad del agua residual. La materia coloidal dispersa o absorbe la luz, impidiendo su transmisión, razón por la cual la turbidez aumenta con la concentración de partículas suspendidas en el efluente. La medición de la turbidez se lleva a cabo mediante la comparación entre la intensidad de la luz dispersada en la muestra y la intensidad registrada en una suspensión de referencia en las mismas condiciones.

La temperatura del agua es uno de los parámetros más importantes dada su influencia en el desarrollo de la vida acuática y en la variación de las velocidades, en reacciones químicas. El vertido de agua con alta temperatura en espejos naturales, puede provocar la muerte de las especies de peces presentes y, por otro lado, estimular la proliferación de plantas acuáticas y hongos. La lectura de la escala termométrica se simplifica con el uso de

sensores electrónicos, y muchos sistemas tienen un registro permanente del parámetro.

Se define la densidad de un efluente como su masa por unidad de volumen. La densidad es importante porque de ella depende el potencial de formación de fangos y en consecuencia, el diseño de las instalaciones de tratamiento. El agua pura tiene una densidad de 1000 kg/m^3 a $4 \text{ }^\circ\text{C}$, y se puede considerar constante en el rango de trabajo. Es de esperar que el efluente líquido generado en el reciclado de papel sea notablemente más denso, por la carga de contaminantes sólidos, fibras en suspensión y aditivos residuales agregados en el proceso de fabricación. El método clásico de cuantificación de la densidad utiliza el densímetro de vidrio, que mide de forma directa esta propiedad en una muestra de agua residual.

Propiedades químicas orgánicas

La contaminación orgánica de los espejos de agua puede tener su origen tanto en actividades humanas como naturales. Los residuos domésticos contienen materias orgánicas en descomposición, detergentes y microorganismos. Por otro lado, los vertidos industriales contienen múltiples compuestos orgánicos en el agua tales como aceites, disolventes, agroquímicos, entre otros. En el caso particular de los efluentes generados por las plantas recicladoras de papel, los compuestos orgánicos en el agua varían en función de los contaminantes presentes en las fibras postconsumo, y consecuentemente el diseño de la planta de tratamiento debe considerar estas fluctuaciones.

En relación a los métodos de cuantificación de la materia orgánica, se pueden mencionar los ensayos de laboratorio denominados demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (COT). Todos estos ensayos se utilizan para cuantificar concentraciones relativamente altas, mayores a 1 mg/L . Existen otros métodos de cuantificación de concentraciones menores, pero se orientan a otro tipo de proyectos, y no son de utilidad en el tratamiento de efluentes (Nemerow, 1977).

El ensayo de DBO es el parámetro de contaminación más ampliamente utilizado, y se aplica tanto en aguas residuales como superficiales. El estudio se relaciona con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación de la carga orgánica en el transcurso de 5 días (DBO_5). El ensayo DBO_5 es de gran importancia porque se emplea para determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente en el efluente, dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, medir la

eficacia de algunos procesos de degradación y controlar el cumplimiento normativo de la actividad (Acevedo, Castillo Bertel, & Severiche Sierra, 2013).

El ensayo se puede hacer inoculando una cepa bacteriana en la muestra a medir, pero en los efluentes industriales generalmente no es necesario este paso. El periodo de incubación más común es de 5 días, a 20 °C, pero puede variar en cantidad de días o con otro rango de temperatura (Fernández Cirelli, 2012). Este ensayo además, requiere de diluciones de la muestra en agua esterilizada, para evitar la sobrepoblación microbiana y obtener resultados confiables.

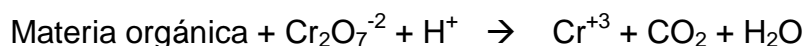
La fórmula de cálculo, cuando el agua residual no ha sido inoculada es:

$$DBO = \frac{D1 - D2}{P} \quad (2. 1)$$

- DBO medido en mg/L.
- D1: oxígeno disuelto de la muestra diluida inmediatamente después de la preparación, en mg/L.
- D2: oxígeno disuelto de la muestra diluida tras 5 días de incubación a 20 °C, en mg/L.
- P: fracción volumétrica de la muestra empleada.

El ensayo de la DQO se emplea para medir el contenido de materia orgánica tanto en aguas naturales como residuales. En el ensayo, se emplea un oxidante fuerte (generalmente dicromato de potasio en ácido sulfúrico) en medio ácido para determinar la cantidad de oxígeno necesaria para lograr la oxidación de toda la materia orgánica. Este ensayo debe hacerse a altas temperatura, y la reacción necesita de sulfato de plata como catalizador.

La reacción simplificada y no balanceada molecularmente se puede representar de la siguiente forma:



La DQO suele ser mayor que la DBO, porque degrada toda la materia orgánica, inclusive la que no puede ser degradada biológicamente, como aceites y resinas.

La incubación se realiza en sistemas electrónicos de temperatura constante de 140 °C y 120 minutos (Figura 2. 13).



Figura 2. 13 - Incubadora electrónica para ensayos de DBO y DQO

El parámetro COT (carbono orgánico total) es utilizado en casos de baja concentración de carga orgánica. El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de muestra en un horno a alta temperatura o en un medio altamente oxidante. En presencia de un catalizador, el carbono orgánico se oxida a anhídrido carbónico, y este producto se cuantifica con un analizador de infrarrojos.

En relación a los contaminantes químicos de origen orgánico, la forma más simple de clasificación incluye hidratos de carbono, proteínas, lípidos y agroquímicos (Metcalf y Eddy, 1995).

La familia de hidratos de carbono incluye azúcares, almidones, celulosa (Figura 2. 14) y fibra de madera. Los carbohidratos más comunes contienen seis, o un múltiplo de seis, átomos de carbono en una molécula, hidrógeno y oxígeno. Las propiedades de solubilidad varían entre los distintos carbohidratos, pudiendo ser solubles (azúcares) o insolubles (almidones y celulosa).

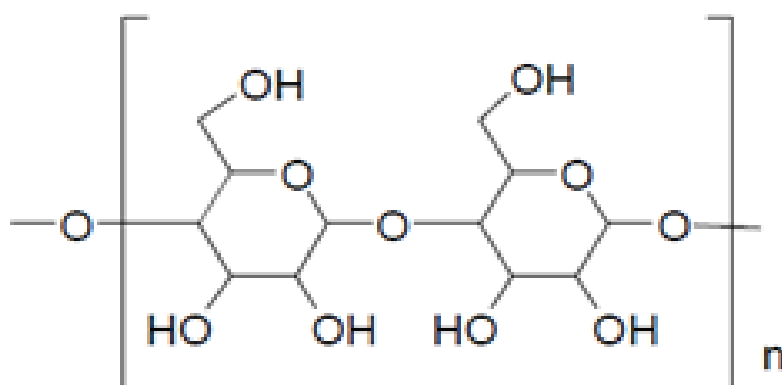


Figura 2. 14 - Representación de la celulosa

Los azúcares tienen predisposición a la descomposición por fermentación con producción de alcoholes y dióxido de carbono. Desde el punto de vista del volumen y la resistencia a la descomposición, la celulosa es el hidrato de carbono de mayor influencia, y su presencia en el efluente papelerero es inevitable.

Las proteínas son componentes principales en organismos animales, y su presencia es porcentualmente menor en los productos vegetales. La composición química de las proteínas es muy compleja e inestable, pudiendo adoptar distintos mecanismos en su descomposición. Las proteínas contienen carbono (común a todas las sustancias orgánicas) y una porción elevada de nitrógeno, (estimada en 16%), razón por la cual, las proteínas en conjunto con la urea, son las principales fuentes de nitrógeno en el agua residual. En muchos casos, también contiene azufre, fósforo y hierro, pero en valores muy por debajo. La principal problemática que genera la descomposición de proteínas en el tratamiento de efluente es la generación de olores extremadamente fuertes y desagradables (Metcalf y Eddy, 1995).

La familia de lípidos incluye grasas animales y aceites vegetales. Genéricamente, los compuestos que se presentan en estado líquido a 20 °C se denominan aceites, y los que se encuentran en estado sólido se llaman grasas. Las principales fuentes de grasas y aceites en los efluentes líquidos son la manteca, la margarina, los aceites comestibles, las carnes, los cereales y las semillas, razón por la cual, los lípidos son altamente considerados en el diseño del tratamiento de efluente líquidos provenientes de industrias alimenticias, pero en la fabricación de papel reciclado esa consideración disminuye. Por otro lado se encuentran los aceites lubricantes, derivados del petróleo. La presencia de estos compuestos puede interferir con la vida biológica en las aguas superficiales, crean películas en los equipos y generan acumulación de materia flotante, de aspecto desagradable.

Los compuestos orgánicos que se encuentran a nivel de trazas, tales como pesticidas, herbicidas y otros productos químicos usados en la agricultura, son tóxicos para gran número de formas de vida y, por lo tanto, pueden llegar a ser peligrosos contaminantes de las aguas superficiales. Elevadas concentraciones de estos productos pueden dar como resultado la muerte de peces, contaminación de carne del pescado que disminuye su valor como fuente de alimentación y el desmejoramiento del suministro de agua. Afortunadamente, la presencia de estos compuestos en el efluente a tratar es altamente improbable.

Propiedades químicas inorgánicas

Los componentes inorgánicos presentes en aguas residuales pueden ser numerosos, y su determinación es fundamental para establecer la calidad del efluente. Los iones pueden ser parte del agua que ingresa al proceso, y también pueden ser agregados durante el mismo, en operaciones unitarias específicas. Existen distintas propiedades cuantificables para caracterizar el efluente, entre las que se encuentran el pH, la alcalinidad y dureza, el contenido de cloruros, nitrógeno y fósforo, compuestos azufrados y metales pesados (Metcalf y Eddy, 1995).

La concentración del ion hidrógeno es un parámetro de calidad de gran importancia, porque el intervalo compatible con la proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica es bastante estrecho y crítico. El agua residual con pH inadecuado presenta dificultades para su tratamiento biológico, y el vertido de bajos volúmenes puede modificar el pH del cuerpo receptor, razón por la cual estos efluentes poseen gran potencial contaminante. La mayoría de los reservorios naturales de agua tienen un pH entre 6 y 7, siendo 7 el valor de pH neutro (Fernández Cirelli, 2012).

La alcalinidad es provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de calcio, magnesio, sodio, potasio o amoníaco, siendo las sales más comunes el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio (Zaragoza, 2012). La alcalinidad ayuda a regular los cambios de pH en casos de agregado de ácidos.

La presencia de sales de calcio y magnesio disueltas en el agua se denomina dureza, y los problemas relacionados con esta propiedad están relacionados con la formación de incrustaciones en cañerías, y por inconvenientes en el espumado con el agregado de jabones o detergentes, razón por la cual no son eficientes en tareas de lavado y limpieza. La presencia de sílice (SiO_2) también puede generar incrustaciones en las instalaciones.

La concentración de cloruros es alta tanto en aguas residuales industriales como cloacales, por lo cual este parámetro es medido en los cuerpos receptores para detectar vertidos no tratados.

El contenido de nitrógeno y fósforo es esencial para el crecimiento de microorganismos y plantas, razón por la cual también reciben el nombre de bionutrientes. El nitrógeno es fundamental en la síntesis de proteínas, por lo tanto es importante conocer su concentración en el agua residual para diseñar los procesos de degradación biológica de materia orgánica. Por otro lado, el

fósforo estimula el crecimiento descontrolado de algas en aguas superficiales, lo que representa un potencial problema ambiental (Mendonza, 2000).

El contenido total de nitrógeno se compone por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitritos y nitratos. En particular el nitrito es tóxico para gran número de peces y fauna acuática, por lo tanto el tratamiento de efluentes lo debe considerar (Orellana, 2005).

En relación al fósforo, las formas más frecuentes en las que se encuentra son ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos. Los ortofosfatos como el PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$ y H_3PO_4 se encuentran disponibles para su uso biológico, por lo tanto, son los compuestos que se utilizan como referencia.

En relación al azufre, la principal problemática es la formación de sulfuro de hidrógeno (H_2S) a partir de sulfatos por acción bacteriana en condiciones anaeróbicas. Luego, el H_2S en reacciones con gases liberados por la degradación de materia orgánica como el CO_2 y el CH_4 se torna corrosivo, y por ende peligroso para conductos metálicos.

Los metales de mayor impacto en los efluentes industriales son níquel (Ni), manganeso (Mn), plomo (Pb), cromo (Cr), cadmio (Cd), cinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe) y mercurio (Hg) (Díaz, González, Reyes, Torres, & Vergara, 2016). Algunos de estos metales son necesarios para el desarrollo de la vida y su ausencia en cantidades suficientes podría, por ejemplo, limitar el crecimiento de las algas. La presencia de cualesquiera de los metales citados en cantidades excesivas interfiere con muchos usos provechosos del agua dada su toxicidad; por tanto, conviene casi siempre medir y controlar las concentraciones de dichos metales. Teniendo en cuenta la naturaleza del proceso de fabricación de papel reciclado, el agua residual no debería tener metales pesados en exceso, por lo cual este parámetro no sería de los más importantes pero debe ser medido.

2.3.3 Emisiones gaseosas y residuos sólidos

Si bien el desarrollo del proyecto integrador no contempla el tratamiento de los residuos sólidos y las emisiones gaseosas generadas en la producción de papel reciclado, se hace una breve descripción de dichos efluentes en forma complementaria, y dejando la posibilidad de futuros desarrollos para mitigar los problemas ambientales que estos puedan generar.

En relación a los residuos sólidos generados, se estima que son menos del 5% del volumen total del efluente generado (Area *et al.*, 2012). El residuo se

compone por una mezcla de plásticos, cintas adhesivas, gomas, agregados, metales, vidrios y materiales textiles, entre otros. En general, estos materiales pueden ser clasificados mediante separaciones física, métodos magnéticos, de decantación o centrifugación.

Otros residuos sólidos a tratar son los barros de decantación del tratamiento de efluentes, ricos en fibra corta de celulosa (FCC). Se estima que hasta un 14% de la fibra de celulosa se pierde en los efluentes de fabricación del papel en cada ciclo y que cada fibra de celulosa puede reciclarse hasta un máximo de siete veces, antes de dañarse de tal manera que no pueda incorporarse al material elaborado (Area, 2017).

Los tratamientos son diversos, y en la actualidad la transformación de estos residuos en productos de uso comercial es materia de estudio. Los metales, plásticos y vidrios pueden ser reciclados. Los barros son secados y utilizados como combustible en las plantas más pequeñas, mientras que investigadores buscan generar materiales de construcción con ellos, principalmente ladrillos cocidos o placas prensadas. (Orellana Leon, 2015) Finalmente, las FCC también son motivo de estudio, puesto que pueden ser utilizadas como materia prima de compuestos celulósicos como dimetil-celulosa o carboximetil-celulosa, o aplicaciones nanotecnológicas (Delgado Aguilar, 2015).

La convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático indica que las emisiones gaseosas dependen del combustible utilizado: mientras que la energía eléctrica no genera emisiones en el lugar donde es consumida, el gas y el fuel oil, emiten contaminantes a la atmósfera. El gas natural de petróleo utilizado en las empresas es una mezcla de gases y en su combustión emite principalmente CO₂ y NO_x mientras que la del fuel oil genera CO₂, NO_x, polvo y bajas cantidades de metales pesados.

Los efluentes gaseosos no tienen el potencial que tienen los sólidos respecto al reúso, razón por la cual la forma de reducir el poder contaminante incluye las siguientes medidas:

- Utilización de equipos cuya fuente energética sea eléctrica.
- Instalación de equipos de captación de energía solar o alternativas.
- Desarrollo de sistemas de intercambio calórico para evitar la pérdida del mismo.
- Mejora de las calderas existentes, utilizando tecnologías de bajo uso de combustible.
- Instalación de sistemas de monitoreo constante de CO, NO_x y gases de azufre.
- Utilización de sistemas filtrantes.

2.4 Técnicas de tratamiento de efluentes

Los sistemas de tratamiento primario son procesos de tipo físico y/o químicos, que tienen como objetivo eliminar el contenido de sólidos presentes en las aguas residuales. Los procesos de tipo físico son aplicados a vertidos líquidos con contaminantes inorgánicos o con materia orgánica no biodegradable y/o insoluble (en suspensión); mientras que los procesos químicos son usados para la eliminación de sustancias solubles, empleando para esto agentes químicos como floculantes y/o coagulantes que mejoran la separación de partículas. Su importancia radica en eliminar constituyentes de las aguas residuales que puedan alterar el normal funcionamiento de los diferentes procesos y operaciones, disminuyendo los riesgos de problemas en las unidades de tratamiento posteriores.

Se entiende por tratamiento secundario la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual, mediante un proceso biológico llevado a cabo por microorganismos que utilizan dicha materia orgánica como nutriente. Su objetivo es, entonces, el de remover la materia orgánica contaminante, es decir, reducir la demanda de oxígeno en el agua.

El tratamiento secundario puede ser de naturaleza aeróbica o anaeróbica. Dentro de las diferencias está la generación de metabolitos finales, las necesidades de oxígeno y la cantidad de biomasa producida, debido a las características de las bacterias de cada sistema (Charpentier, 2014)

El tratamiento terciario tiene como objetivo eliminar compuestos específicos que no han sido eliminados por los sistemas primarios y secundarios. Las tecnologías empleadas pueden ser de tipo física, química y/o biológica.

2.4.1 Tratamientos Primarios

Engloba a aquellos procesos que buscan acondicionar el agua residual y eliminar residuos sólidos, arenas y grasas para facilitar los tratamientos posteriores y evitar un posible daño mecánico de los equipos. En todos los procesos se eliminan los contaminantes del agua residual por medios físicos. Las principales operaciones de tratamiento para la separación físico-química son (Ramalho, 1990):

- Desbaste
- Desarenado

- Homogeneización
- Flotación
- Sedimentación

Desbaste

Los elementos separadores pueden estar constituidos por barras, alambres o varillas paralelas, rejillas, telas metálicas o placas perforadas, y las aberturas pueden ser de cualquier forma, aunque normalmente suelen ser ranuras rectangulares u orificios circulares. Los elementos formados por varillas a barras paralelas reciben el nombre de rejas o barrotos (Figura 2. 15a). El término tamiz se circunscribe al uso de placas perforadas y mallas metálicas de sección cuneiforme (Figura 2. 15b). La función que desempeñan las rejas y tamices es retener y separar los sólidos más voluminosos, a fin de evitar las obstrucciones en los equipos mecánicos (bombas, aireadores) de la planta y facilitar la eficacia de los tratamientos posteriores. Según el método de limpieza que se empleen, pueden ser de limpieza manual o automática. Generalmente, las rejas tienen aberturas superiores a los 15 mm, mientras que los tamices tienen orificios de tamaño inferior a este valor (Metcalf y Eddy, 1995).

Como ventajas, se indica el bajo costo del equipo y la eficiencia demostrada en la separación de residuos voluminosos contenidos en la corriente de efluente líquido. La única desventaja es la pérdida de carga, que se debe considerar al momento de diseñar el sistema de bombeo.

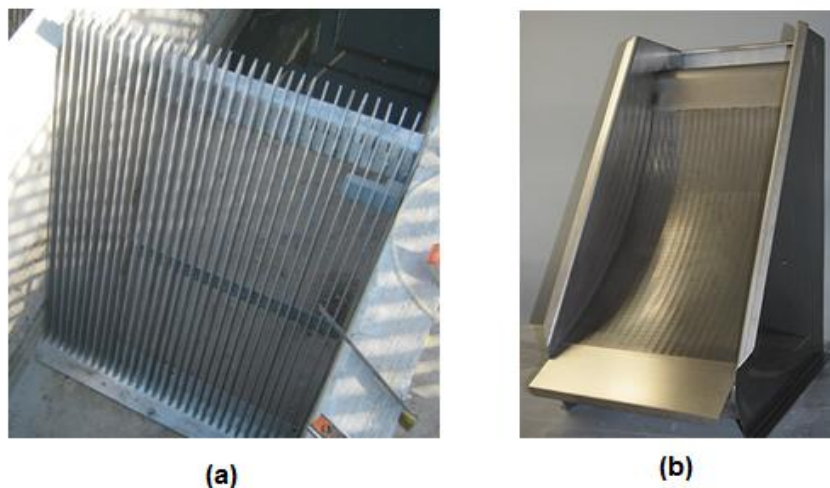


Figura 2. 15 - Sistemas de desbaste. (a) reja metálica. (b) malla metálica.

Desarenado

Las instalaciones de desarenado se sitúan después del desbaste y tienen como objetivo eliminar todas aquellas partículas de granulometría superior a 0,2 mm, con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales y conducciones, para proteger las bombas y otros aparatos contra la abrasión, y para evitar sobrecargas en las fases de tratamiento siguiente (Nemerow, 1977).

El funcionamiento técnico del desarenador reside en hacer circular el agua en una cámara con velocidad controlada para permitir el depósito de arena en el fondo (Figura 2. 16) pero existen otras configuraciones (Guereca, Noyola, & Morgan, 2013).

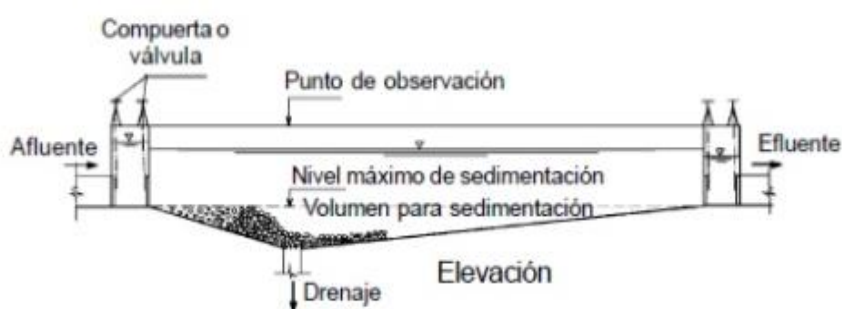


Figura 2. 16 - Sistema de desarenado por decantación

El desarenado es muy utilizado en plantas potabilizadoras de agua, o sistemas de tratamiento de efluentes cloacales, pero en la industria papelera el desarenado suele combinarse con otras operaciones, como el desbaste, la sedimentación o la flotación.

Homogeneización

El homogeneizado es usado para amortiguar las fluctuaciones en las propiedades del efluente obtenido en distintas operaciones del proceso productivo, para lograr un efluente lo suficientemente uniforme en cuanto a características y caudal a partir de unos residuos discontinuos y variables en calidad y cantidad. El tanque homogeneizador (Figura 2. 17) recibe distintas corrientes, cada una con sus características particulares, las estandariza mediante agitación mecánica, y descarga en la operación siguiente. Las configuraciones pueden ser cilíndricas, rectangulares o cuadradas, con profundidades variadas, agitadores de hélice, turbina, paletas o mezcladores estáticos, con elementos fijos que generan turbulencia (Ramalho, 1990).

El homogeneizado puede utilizarse también para neutralizar pH mediante el agregado de ácidos o bases, o añadir reactivos necesarios en operaciones posteriores, como agentes tensoactivos o polímeros.



Figura 2. 17 - Homogeneizador cilíndrico con agitación mecánica

Flotación

La flotación es una operación unitaria que se emplea para la separación de partículas sólidas o líquidas de una fase líquida. La separación se consigue introduciendo finas burbujas de aire, en la fase líquida. Las burbujas se adhieren a las partículas, y la fuerza ascensional que experimenta el conjunto partícula-burbuja de aire hace que suban hasta la superficie del líquido. De esta forma, es posible hacer ascender a la superficie partículas cuya densidad es mayor que la del líquido, además de favorecer la ascensión de las partículas cuya densidad es inferior, como en el caso del aceite en agua (Ramalho, 1990).

En el tratamiento de aguas residuales, la flotación se emplea para la eliminación de la materia suspendida y para la concentración de los fangos biológicos. En algunos casos se adicionan compuestos químicos (sales de hierro o aluminio, sílice activada, etc.) de manera que rompan el equilibrio coloidal, formando agregados con estructura de mayor adherencia a las burbujas de aire. También son utilizados polímeros orgánicos que modifican la naturaleza entre la interfase sólido-líquido y aire-líquido favoreciendo los cambios deseados.

Existen 3 métodos de flotación (Metcalf y Eddy, 1995):

En los sistemas de flotación por aire disuelto (DAF), el aire se disuelve en el agua residual a una presión de varias atmósferas, en un equipo auxiliar. Posteriormente, la mezcla se introduce al tanque de flotación a través de una válvula de reducción de presión, que genera una descompresión hasta 1

atmosfera, y produce burbujas diminutas que se distribuyen en todo el volumen.

Los flóculos ascienden hasta la superficie del tanque de flotación, como muestra la Figura 2. 18, y son recogidos por un brazo mecánico en forma de pala doble, que gira sobre su eje.



Figura 2. 18 - Tanque de flotación (DAF).

El segundo mecanismo, conocido como flotación por aireación, introduce aire directamente al tanque de flotación, por medio de difusores o turbinas sumergidas. Los sistemas de aireación directa no suelen ser efectivos en la reducción de grasas, aceites y sólidos en suspensión.

El tercer mecanismo se denomina flotación por vacío y consiste en saturar de aire el agua residual directamente en el tanque de aireación. Al aplicar un vacío parcial, el aire disuelto abandona la solución en forma de burbujas pequeñas.

En relación a las ventajas de los equipos de flotación, se puede indicar:

- Los tiempos de retención son menores comparados con los sistemas de decantación porque la flotación como fenómeno es más veloz que la decantación. Como consecuencia, los equipos de flotación son menos voluminosos que los decantadores, dimensionados para tratar el mismo efluente.
- Los sólidos flotados están sobre un medio líquido, en contacto con aire, razón por la cual la concentración de sólidos que se puede alcanzar es mucho mayor que en los sistemas de decantación, cuyos sólidos decantados están sumergidos permanentemente en un medio líquido.
- Los flóculos convenientes en la decantación deben ser grandes y bien formados, con el objeto de acelerar el proceso, por tal motivo el proceso necesita la adición de floculantes en volumen considerable. En cambio, la flotación solo necesita pequeños flóculos de tamaño reducido, que

sean capaces de adherirse a las burbujas de aire. Consecuentemente, la cantidad de productos floculantes utilizada es menor.

- Los sistemas de purga diseñados en los equipos de flotación permiten eliminar partículas densas, que precipitan naturalmente. De esta forma, se puede evitar la construcción de equipos desarenadores, en industrias cuyos efluentes no posean gran cantidad de sólidos densos.

Por otro lado, la desventaja de estos equipos está relacionada con el costo de compra y operación, puesto que tienen mayor consumo energético que otros sistemas.

Sedimentación

La sedimentación consiste en la separación, por acción de la gravedad, de las partículas suspendidas cuyo peso específico es mayor que el del agua. Los términos sedimentación, clarificación y decantación se utilizan indistintamente (Ramalho, 1990).

En la mayoría de los casos, el objetivo principal es la obtención de un efluente clarificado, pero también es necesario producir un lodo cuya concentración de sólidos permita su fácil tratamiento y manejo.

En función de la concentración y de la tendencia a la interacción de las partículas, se pueden producir cuatro tipos de sedimentación (Metcalf y Eddy, 1995):

- La sedimentación de partículas discretas hace referencia a la eliminación de arena presente en el agua residual. Las partículas sedimentan como entidades individuales y no existe interacción entre los precipitantes.
- El fenómeno de sedimentación floculenta refiere a una suspensión diluida de partículas que interactúan entre sí. Este tipo de decantación es el observado en sedimentaciones primarias, antes del proceso biológico (Figura 2. 19).
- La sedimentación retardada se presenta en los tanques de sedimentación secundaria empleados en las instalaciones de tratamiento secundario.
- Por último, la sedimentación por compresión ocurre como consecuencia de la compresión producida por el peso de las partículas. Es el caso de las instalaciones de espesamiento de fangos.

Las ventajas de esos sistemas son:

- Equipos adaptables a todo tipo de procesos.
- Bajos costos, tanto en construcción como en operación.

- Sistemas de bajo consumo energético.
- Sistemas simples, de baja complejidad.

Por otro lado, las desventajas son:

- Equipos voluminosos.
- Dificultad de operación en zonas urbanas.
- Pueden emanar olores.
- Altos tiempos de retención hidráulicos.



Figura 2. 19 - Decantadores primarios utilizados en sedimentación floculenta

2.4.2 Tratamientos Secundarios

El tratamiento secundario en el proceso de depuración de aguas residuales se conforma por una serie de procesos de naturaleza biológica que utilizan microorganismos para eliminar materia orgánica biodegradable, tanto coloidal como disuelta, así como la eliminación de compuestos que contienen elementos nutrientes (Morató & Peñuela, 2009).

Existen 2 grandes grupos (Figura 2. 20):

- Los sistemas aeróbicos se basan en la eliminación de contaminantes orgánicos por su transformación en biomasa bacteriana, CO_2 y H_2O .
- Los procesos anaeróbicos transforman las sustancias orgánicas en biogás, metano, CO_2 y puede existir la presencia de otros productos volátiles.

De forma reducida, se puede indicar (Guereca *et al.*, 2013):

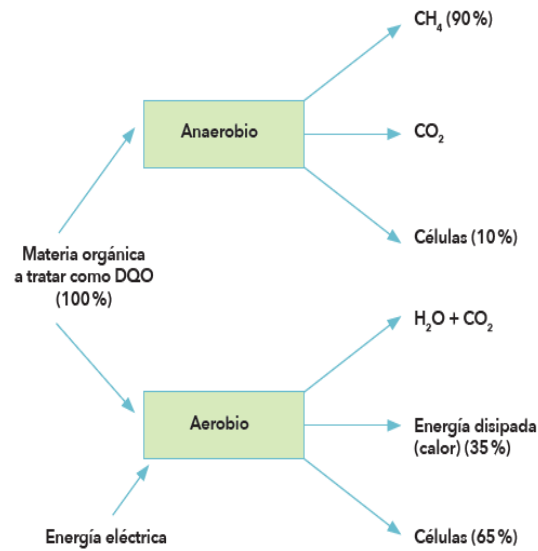


Figura 2. 20 - Esquema comparativo entre tratamientos aerobios y anaerobios

Lagunas aeróbicas

Las lagunas aireadas (Figura 2. 21) son estanques artificiales con profundidades de 1 a 5 metros (Guereca *et al.*, 2013) y funcionan como un tanque en el cual el oxígeno requerido por los microorganismos para la degradación de la materia orgánica se provee artificialmente mediante unidades de aireación, ya sean superficiales, turbinas o difusores, las que además suministran la mezcla necesaria para establecer un buen contacto entre las tres fases presentes: gas, líquido y sólido. Esto permite acortar el tiempo de tratamiento y como consecuencia, las áreas requeridas son menores que las necesarias en otras lagunas.



Figura 2. 21 - Laguna aireada por difusores flotantes

Estos sistemas no poseen reciclado de lodos. La concentración de sólidos en las lagunas es función de las características del agua residual y del tiempo de residencia, el cual puede variar entre 10 y 60 días (Mendonza, 2000).

Como ventajas se puede indicar la simpleza del tratamiento, pero esto contrasta con los grandes espacios requeridos para su instalación. Las lagunas, en todas sus variables, son sistemas eficientes y de bajo costo, pero no son viables en zonas urbanizadas.

Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas son aquellas que poseen una zona aerobia (en la superficie) y una zona anaerobia (en el fondo de la laguna), razón por la cual, en estos estanques se puede encontrar cualquier tipo de microorganismo, desde anaerobios estrictos en el fango del fondo hasta aerobios estrictos en la zona inmediatamente adyacente a la superficie. Sin embargo, los seres vivos más adaptados al medio serán los microorganismos facultativos, que pueden sobrevivir en las condiciones cambiantes de oxígeno disuelto y por lo tanto, son estos microorganismos los principales responsables de la degradación.

Las dos fuentes de oxígeno en lagunas facultativas son la actividad fotosintética de las algas y la aireación a través de la superficie. Puesto que las algas necesitan luz para generar oxígeno, y la difusión de éste en el agua es muy lenta, las lagunas tienen normalmente poca profundidad (1-2 metros), para facilitar así un ambiente oxigenado en la mayor parte del perfil vertical (Guereca *et al.*, 2013). Las reacciones químicas y la configuración se puede observar en la Figura 2. 22:

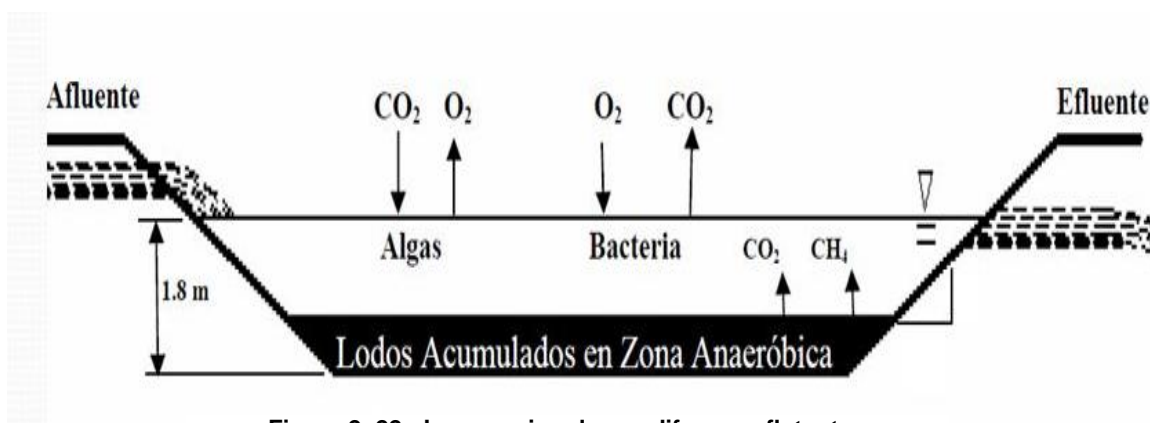


Figura 2. 22 - Laguna aireada por difusores flotantes

Lagunas anaeróbicas

Las lagunas anaeróbicas desarrollan un proceso simple y rustico, empleado principalmente en aguas de desecho industriales evacuadas a temperatura mayor a la del ambiente y con cierto contenido de sólidos suspendidos sedimentables. Las lagunas anaeróbicas consisten en tanques profundos, de hasta 10 m, normalmente sin cubierta para captar el biogás, razón por la cual la principal problemática asociada a estos sistemas es la emanación de olores (Guereca *et al.*, 2013).

Lagunas de maduración

Las lagunas de maduración tienen como objetivo principal reducir la concentración de bacterias patógenas y generalmente son el último paso del tratamiento de efluentes líquidos (Mendonza, 2000). Estos sistemas se construyen generalmente para tiempos de retención de 20 a 50 días cuando son estanques en serie, con un mínimo 30 días si se usa uno solo y profundidades de 1 a 1,5 metros. En la práctica, el número de lagunas de maduración lo determina el tiempo de retención necesario para proveer una remoción requerida de coliformes fecales.

Las principales ventajas de los sistemas de lagunas de estabilización son su bajo costo tanto en construcción como en operación, su bajo consumo energético respecto a otros tratamientos, pueden absorber cargas que fluctúan en el tiempo, reducen la carga biológica en el efluente de salida y son adaptables a distintos tipos de industria. Por otro lado, la principal desventaja es el requerimiento de gran extensión de tierra, comparado con otros sistemas biológicos.

Sistemas de lodos activos

Este proceso ha sido y es uno de los más utilizados en el mundo para el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico o municipal. En los procesos de lodos activados, los microorganismos se encuentran mezclados con la materia orgánica que digerirán para reproducirse y sobrevivir. Cuando la masa de microorganismo crece y es mezclada con la agitación introducida al tanque por medios mecánicos o de inyección de aire, ésta tiende a agruparse (floculación) para formar una masa activa de microorganismos denominada lodo activado; a la mezcla de este lodo con el agua residual se llama licor mezclado. El licor mezclado fluye del tanque de aireación a un tanque de sedimentación secundario donde el lodo activado es separado (Charpentier, 2014). La Figura 2. 23 resume el funcionamiento de este sistema.

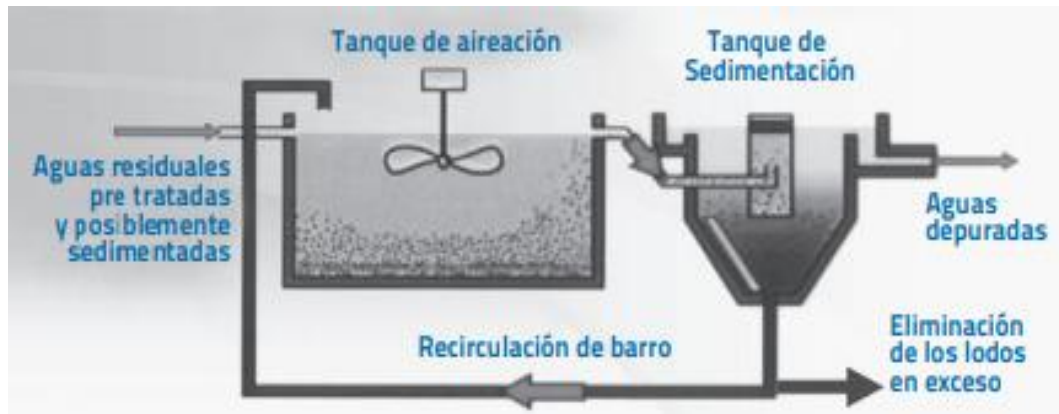


Figura 2. 23 - Sistema de lodos activos clásico

Una porción del lodo sedimentado debe ser retornado al tanque de aireación para mantener una apropiada relación sustrato-microorganismo y permitir así una adecuada degradación de la materia orgánica.

Un requerimiento básico del sistema de lodos activos es su adecuada aireación, que puede ser realizada mediante difusores de aire o aireadores mecánicos (Nemerow, 1977). En el reactor completamente mezclado, las partículas que entran al tanque de aireación son inmediatamente distribuidas en todo el volumen del reactor logrando una homogeneidad completa en el mismo. La concentración de contaminantes en el reactor es, idealmente, la misma en todo el volumen del reactor y por lo tanto en su salida. Existen otras configuraciones, que difieren del clásico "Aireación y sedimentación"; como los sistemas de flujo pistón, los procesos batch y los tanques combinados, pero los principios generales son los mismos a los ya descritos (Metcalf y Eddy, 1995).

Las ventajas del sistema de lodos activados son:

- Funcionamiento altamente sencillo.
- Se pueden lograr altas eficiencias en la remoción del Carbono orgánico, de hasta 98%.
- Ocupa menos espacio que otros sistemas biológicos.
- Parte de los lodos son reutilizados.

Por otro lado, las desventajas del sistema son:

- Propenso a complicaciones por vertidos químicos o microbiológicos.
- El efluente requiere un proceso de reducción de carga biológica.
- Requiere de supervisión experta.
- Genera una cantidad considerable de lodos, que requieren tratamiento.
- Se requiere de una fuente constante de energía.

Contadores biológicos rotativos (RBC)

Este sistema, también conocido como reactor de biodiscos, consiste en un empaque circular giratorio en el cual se encuentra la biomasa adherida. El disco rota sobre su eje lentamente (1 a 5 rpm) con un 40% de su superficie sumergida en el agua residual, mientras que el resto entra en contacto con el aire, es decir, la biopelícula interacciona con el aire y el agua en forma sucesiva (Guereca *et al.*, 2013). El agua tratada pasa después a un sedimentador secundario, en donde se separa la biopelícula desprendida, que constituye los lodos de purga del sistema y que hay que tratar antes de su disposición final. El proceso no requiere recirculación y sus costos de operación son reducidos.

En general, se realizan arreglos de dos, tres y hasta cuatro tanques de discos biológicos en serie, lo que puede llevar a altas eficacias de remoción de materia orgánica y de nitrificación. En el tratamiento del agua residual doméstica se alcanzan eficacias del 90 al 95% en la remoción de la DBO₅ (Deloya Martinez, 2001).

Como ventajas, se destaca:

- Alto rendimiento en consumo energético, ya que los tambores giran a baja velocidad y no requieren bombeo del agua a tratar.
- El equipo requiere de poco espacio físico comparado con otras tecnologías.
- No es necesario controlar el oxígeno disuelto en el tanque de tratamiento del contactor biológico rotativo.
- El sistema no genera ruidos molestos, razón por la cual puede ser utilizado en zonas urbanas.

Como desventajas, los problemas se generan en casos de exceso de carga orgánica o en efluentes con presencia de sólidos en suspensión o grasas, que provoca posteriormente una oxigenación insuficiente, el desarrollo de una película biológica excesiva que provoque malos olores y bajo rendimiento del proceso. Entonces, el uso de RBC requiere de un tratamiento primario eficaz y de un mantenimiento constante.

Filtros percoladores

La palabra filtro se debe a la presencia de un material de empaque, que “filtra” las aguas residuales reteniendo la materia orgánica disuelta (Figura 2. 24). En realidad este es un dispositivo que pone en contacto a las aguas residuales con microorganismos adheridos en forma de biopelícula a un empaque,

suficientemente espaciado para que circule el aire en forma natural (Noyola *et al.*, 2013).



Figura 2. 24 - Filtro percolador con relleno polimérico

El material de empaque ideal debe contar con una alta relación área/volumen, ser inerte, resistente, durable y de bajo costo. En la práctica, todos estos atributos no se encuentran en un solo material, por lo que básicamente se tiene acceso a dos tipos de empaques, los naturales (materiales pétreos) y sintéticos (diversas geometrías de piezas de plástico).

Una característica importante a resaltar de este sistema de tratamiento es que la aireación se efectúa por convección natural, es decir, el aire fluye a través del medio empacado por diferencia de temperaturas entre el ambiente interno del reactor y el externo. Ello conlleva el no uso de sistemas de aireación que consuman energía y es posible obtener eficacias de remoción de contaminantes del orden del 70 a 85% en función de la carga aplicada.

Como desventaja se puede indicar el alto costo relativo del material de relleno, y la prácticamente nula posibilidad de eliminar residuos patógenos.

Reactor biológico de membrana (MBR)

El Reactor Biológico de Membrana (MBR) combina un proceso de fangos activos con posterior separación mediante membranas. De hecho, el MBR es un derivado del clásico tratamiento de lodos activos, pero que incluye un módulo de membranas en lugar del tanque de sedimentación (Figura 2. 25).

Las membranas empleadas en este tipo de aplicaciones se sitúan entre los rangos de micro y ultrafiltración, con un tamaño medio de poro entre 0.03 y 0.5 μm según el fabricante. Los tipos de membranas más empleadas en los MBR son las de fibra hueca y placa plana. Aunque su geometría,

hidrodinámica, configuraciones espaciales y propiedades mecánicas son distintas, los rendimientos obtenidos en estudios comparativos no presentan diferencias significativas entre ambas membranas en términos de eficiencias obtenidas (Noyola *et al.*, 2013; Charpentier, 2014).

Las ventajas que presenta un MBR frente a un tratamiento convencional de fangos activos son:

- Eliminación del decantador secundario, reduciendo el espacio requerido para su instalación.
- Eliminación de los problemas derivados de las sedimentaciones de lodo deficientes.
- Obtención de efluentes de calidades equiparables a las obtenidas tras un tratamiento terciario, aumentando la posibilidad de reúso.
- Posibilidad de ampliación de plantas preexistentes sin necesidad de obra civil y gran estabilidad frente a vertidos de alta carga contaminante.

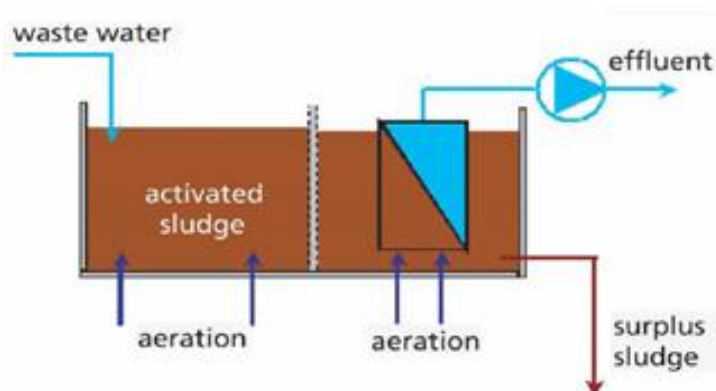


Figura 2. 25 – Reactor biológico de membrana

Reactores MBBR

Los reactores MBBR (moving bed biofilm reactor) utilizan procesos mixtos para degradar la materia orgánica presente en el efluente. Las bacterias se sitúan en películas adheridas a soportes, generalmente poliméricos, cuya densidad es menor a la del agua, razón por la cual, quedan en suspensión. Es decir, los cultivos se encuentran fijos, pero los soportes son fluidizados. Las configuraciones pueden ser rectangulares o cilíndricas, y los materiales con los cuales se fabrican los reactores actualmente son polímeros o materiales compuestos (Figura 2. 26).

Los sistemas de aireación inyectan aire desde la base del reactor, lo cual permite mejorar la fluidización y acortar los tiempos de degradación.

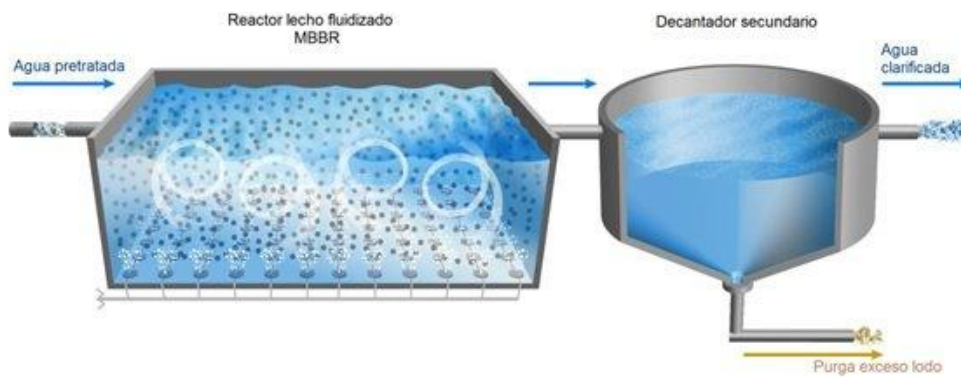


Figura 2. 26 - Esquema de un Reactor MBBR

Los objetivos del proceso MBBR pueden ser los siguientes:

- Reducir la DBO y DQO del efluente.
- Reducir el contenido de nitrógeno total.
- Reducir el contenido de fósforo total.

En función de lo expuesto, los reactores MBBR tienen alta eficiencia en el tratamiento de efluentes domiciliarios, comerciales e industriales, principalmente de industrias alimenticias, químicas o papeleras.

Las ventajas del proceso MBBR se enumeran a continuación:

- Menor volumen para el reactor biológico.
- Menor superficie ocupada por decantadores.
- No necesita recirculación externa.
- Reducción en la generación de lodos.
- Sistemas de alta adaptabilidad.
- Equipos compactos.

Por otro lado, las desventajas pueden ser:

- Necesidad de un decantador secundario.
- Alto valor de compra de los soportes poliméricos.

Reactores anaeróbicos

Los reactores anaerobios se utilizan para tratar efluentes industriales o domésticos, de alta carga orgánica. Las reacciones de degradación en ausencia de oxígeno son distintas a las aeróbicas. El producto principal

obtenido en reactores anaeróbicos es metano, que puede ser recogido y utilizado, permitiendo reemplazar parte del combustible utilizado por la empresa.

Los sistemas anaerobios pueden ser utilizados en forma única, pero generalmente se dispone un tratamiento de pulimiento a la salida del efluente, porque la reducción de carga orgánica no es tan fuerte como en procesos aerobios. La eficiencia puede rondar el 80%, siendo menor que la lograda en procesos aeróbicos. El sistema de pulimiento suele ser aeróbico, como los filtros percoladores, lodos activos o biofiltros (Márquez Velázquez & Martínez Gonzalez, 2011).

Los equipos de mejor tecnología anaeróbica son:

- Manto de fango anaerobio de flujo ascendente (UASB)
- Reactores de lecho expandido (EGSB)

En los reactores UASB, representados en la Figura 2. 27, el proceso consiste en un flujo ascendente a través de un denso manto suspendido de lodo con gran actividad biológica. El perfil de sólidos dentro del reactor varía desde partículas densas y granulares con muy buenas características de decantabilidad en el fondo del reactor hasta lodos más ligeros en la región superior. La conversión de la materia orgánica se da en todo el reactor y la mezcla del sistema se ve favorecida por el flujo ascendente y la generación de biogás (Márquez Velázquez & Martínez Gonzalez, 2011).

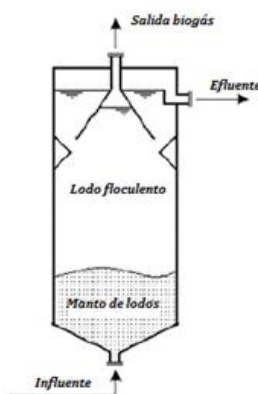


Figura 2. 27 - Esquema de un Reactor UASB

El efluente a tratar ingresa por la parte inferior del reactor y el efluente egresa del mismo pasando por un conjunto de placas decantadoras en la parte superior (separador de fases). Este separador de fases L-S-G por un lado retiene la biomasa o sólidos dentro del reactor, canaliza el biogás generado en el proceso y deja pasar la fase líquida tratada.

Los reactores EGSB son una derivación de los UASB, con la excepción del tipo de lodo y la expansión del manto dentro de él. Los reactores EGSB emplean lodos granulares y el manto o lecho es expandido debido a las altas cargas hidráulicas aplicadas (Figura 2. 28). Esta condición intensifica la mezcla hidráulica dentro del reactor aumentando el contacto entre biomasa y sustrato. Las mencionadas altas tasas de flujo (5-10 m/h) se logran mediante una alta recirculación del efluente, combinada con el uso de reactores con una relación alto/diámetro > 20. Son reactores comúnmente utilizados cuando el espacio es una limitante.

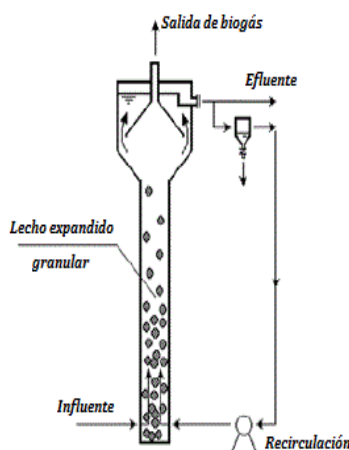


Figura 2. 28 - Esquema de un Reactor EGSB

En este tipo de reactor, la excesiva presencia de sólidos suspendidos en el efluente de ingreso puede generar inconvenientes de mantenimiento de las buenas características del lodo granular.

Como ventajas de los sistemas anaeróbicos, se puede indicar:

- No requieren aporte de O_2 , en consecuencia tienen bajo consumo energético.
- Tienen la posibilidad de recuperar metano.
- La producción de lodos es de 3 a 5 veces menor que el generado en otros sistemas, y el lodo generado es estable.
- Requieren de poco espacio físico.

Las desventajas son las siguientes:

- Menor eficiencia en remoción de compuestos orgánicos, debido al bajo consumo de nutrientes de estos microorganismos.
- Biomasa anaeróbica susceptible de inhibición por numerosos compuestos.

- Puesta en régimen del reactor puede ser lenta si no se cuenta con ayuda de un inóculo aclimatado.
- Requiere de un post tratamiento para poder cumplir con los límites de vuelco actuales.
- Posibilidad de generación de malos olores.
- Cinética altamente dependiente de temperatura del efluente (más marcada que en un sistema aeróbico).

2.4.3 Tratamientos terciarios

El tratamiento terciario es el procedimiento final en el tren de operaciones de la planta de tratamiento de aguas residuales. La finalidad de estos es eliminar la carga orgánica residual y aquellas otras sustancias contaminantes no eliminadas en los tratamientos secundarios, como por ejemplo, los nutrientes, fósforo y nitrógeno (Ramalho, 1990).

En el proceso de fabricación de papel no se utilizan metales pesados ni compuestos de gran poder contaminante, y los efluentes no tienen alta carga en nitrógeno y fósforo como otras industrias, por lo tanto, el principal objetivo es reducir la carga biológica que opera en el tratamiento secundario, pudiendo también eliminar contaminantes residuales para luego reutilizar el agua obtenida.

Cloración

La cloración se realiza en un depósito final (Figura 2. 29) de agua con un contenido adecuado de cloro libre para evitar la proliferación de microorganismos con el objetivo de hacerla apta para su reutilización.

Las formas de cloración pueden ser automáticas o manuales. Los sistemas automáticos incluyen caudalímetros y aplicadores electrónicos, mientras que los más rudimentarios simplemente aplican hipoclorito de sodio en forma manual (Noyola *et al.*, 2013).

Como ventajas, se puede indicar que la cloración es el sistema más sencillo y económico para reducir la carga biológica. Por otro lado, las desventajas son el requerimiento de un contenedor de grandes dimensiones para realizar la operación, y la manipulación por parte de los operarios de un producto químico como el hipoclorito de sodio. (Jácome, Suarez, Tejero, & Tempango, 2013).



Figura 2. 29 - Estanque de Cloración

Ozonización

El ozono es un poderoso oxidante y desinfectante con una velocidad de esterilización superior a la de un tratamiento convencional de cloro. Esto permite tratamientos con ozono con tanques de contacto muy reducidos ya que únicamente son necesarios unos tres minutos de tiempo de contacto para asegurar la desinfección. Además, para el tratamiento de agua residual para su reutilización en riego y agricultura, el ozono aporta una mayor oxigenación a la raíz de la planta a la vez que le transmite su carácter desinfectante. Los resultados son cultivos con un crecimiento más rápido con mayor productividad y evitando plagas y enfermedades (Jácome *et al.*, 2013; Bucio Villalobos *et al.*, 2016).

Radiación ultravioleta

Se consideran agentes desinfectantes efectivos a varias formas de radiación. La acción desinfectante de la radiación ultravioleta (UV) en una longitud de onda de cerca de 254 nm es bastante fuerte siempre que los organismos se expongan de forma efectiva a la radiación. Para que se dé esta circunstancia es necesario que no haya turbidez y tener en cuenta la absorción de radiación por la materia orgánica presente. Se consiguen desinfecciones eficientes con tiempos de retención muy pequeños, del orden de segundos. La radiación se genera mediante tubos de vapor de mercurio y la demanda energética es bastante alta, de 10 a 20 W/m³·h (Tejero *et al.*, 2013).

Como ventajas la desinfección por UV ofrece la no formación de olores o sabores, y no hay problemas con posibles sobredosis.

Su desventaja es que no deja residual, es decir, no queda ninguna protección remanente.

Ósmosis inversa

La ósmosis Inversa consiste en aplicarle a la disolución concentrada una presión superior a la osmótica, produciéndose el paso del efluente desde la disolución más concentrada a la más diluida, separada por una membrana semipermeable, hasta alcanzar un nuevo equilibrio. Usando esta técnica, se elimina la mayor parte del contenido en sales del agua, obteniendo un producto apto para recirculación en la planta (Ramalho, 1990).

En relación a las ventajas, los equipos de osmosis inversa son respetuosos con el medio ambiente, ya que no producen ni utilizan productos químicos nocivos durante el proceso. La extracción de minerales disueltos, metales y otras partículas beneficia las cañerías, ya que no hay nada en el agua que pueda corroer las tuberías o acumular como sedimento.

Como desventajas, los tratamientos de ósmosis inversa requieren una enorme cantidad de agua. Tales sistemas típicamente devuelven tan solo entre el 5 y el 15 por ciento del agua empujada a través del mismo, lo que significa que también tarda mucho tiempo para tratarla apropiadamente. Lo que queda, luego sale del sistema como agua residual.

Microfiltración y Ultrafiltración

El principio de la micro y ultrafiltración (al igual que la ósmosis inversa ya descrita) es la separación física. Es el tamaño de poro de la membrana lo que determina hasta qué punto son eliminados los sólidos disueltos, la turbidez y los microorganismos. Las sustancias de mayor tamaño que los poros de la membrana son retenidas totalmente. Los materiales usados en la fabricación de membranas son generalmente polímeros, como polisulfona, poliamidas y poliuretanos. Los tamaños de poro se pueden ver en Tabla II. I (Colina Irezabal, 2012).

Tabla II. I - Comparativa entre tecnologías de filtrado por membranas

Proceso	Tamaño de Poros	Partículas retenidas	Presión Requerida
Microfiltración	0,1 μm	Microorganismos, Coloides, Glóbulos de grasa	0,1 a 5 bar
Ultrafiltración	0,001 μm	Proteínas y macromoléculas	1 a 10 bar
Nanofiltración	1 nm	Azúcares y sales polivalentes	5 a 20 bar
Osmosis inversa	0,1 nm	sales inorgánicas	10 a 100 bar

En relación a las ventajas, las tecnologías de membrana poseen:

- Alta eficiencia y bajos consumos energéticos
- Uso reducido de reactivos químicos, incluso disminuye el consumo posterior al cloro en la etapa de desinfección
- Puede tratar grandes volúmenes de agua
- Bajos costos de operación
- Tamaños pequeños de plantas de tratamientos

Por otro lado, las desventajas son:

- Genera entre un 30 y 60% de rechazo (lavado de la membrana) según el agua tratada que debe disponerse o tratarse
- No son eficientes para el tratamiento de las aguas con elevado contenido de elementos.
- A pequeña escala puede resultar más cara que a gran escala
- Las membranas no son completamente semipermeables, puede ocurrir fugas de algunos con-iones de la misma carga que la membrana. Este efecto es generalmente insignificante en soluciones con concentraciones bajas pero puede ser grave en soluciones concentradas como el agua de mar.

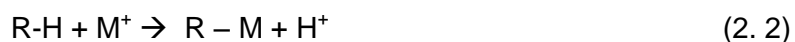
Tecnología de resinas

Las resinas se constituyen por polímeros de elevado peso molecular, insolubles, generalmente esféricos y de tamaño variado, que retienen, concentran o eliminan distintos elementos o compuestos, en el paso del efluente líquido a través de ellas.

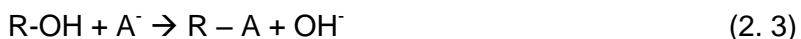
Los mecanismos más comunes, son los siguientes(De La Fuente, 2000):

Resinas de intercambio iónico: contienen grupos funcionales (positivos o negativos) capaces de intercambiar iones con una solución. Estos grupos funcionales de las resinas intercambian en el caso más sencillo iones H^+ y OH^- presentes en la solución según sea el tipo de intercambiadores.

La resina se define como catiónica si el ion intercambiable es el H^+ , y actúa según la siguiente ecuación:



Análogamente, la resina se define como aniónica si el ion intercambiable es el OH⁻, y actúa como sigue:



Dentro de este tipo de resinas, se pueden identificar (Proelec, 2017):

- Resinas catiónicas fuertes: son capaces de eliminar todos los cationes del agua. Presentan máxima selectividad para los cationes trivalentes, intermedia para los bivalentes e inferior para los monovalentes. La velocidad de intercambio es rápida y da poca fuga iónica. Son resinas muy estables y pueden durar hasta 20 años o más.
- Resinas catiónicas débiles: captan el calcio y magnesio de la alcalinidad bicarbonatada, liberando ácido carbónico, que se puede eliminar de forma simple y barata por desgasificación mediante aeración.
- Resinas aniónicas fuertes: son capaces de eliminar todos los aniones de ácidos débiles o fuertes operando a cualquier pH. Su selectividad para los aniones bivalentes es superior a los monovalentes. Son menos estables que las homólogas catiónicas y su duración es bastante menor.
- Resinas aniónicas débiles: eliminan los aniones de los ácidos fuertes (Cl⁻, SO₄⁻, NO₃⁻) pero no los de los ácidos débiles (CO₃⁻², HCO₃⁻, SiOH⁻) y no funcionan a pH superior a 6.

Las resinas extienden su vida útil con la regeneración, esto es, el corrimiento de soluciones ricas en HCl o Na(OH), que reemplazan los iones atrapados en los grupos funcionales por H⁺ u OH⁻, según sea el caso. La regeneración programada es una operación esencial en el correcto funcionamiento de las resinas.

Resinas de adsorción: El término adsorción se utiliza para describir la adhesión de una delgada capa de moléculas a la superficie de los líquidos o sólidos que entran en contacto con ella. La adsorción es ampliamente utilizada en el tratamiento de agua potable para remover sustancias orgánicas o compuestos específicos que tienen alta adherencia a las superficies, como benceno, combustibles líquidos, pesticidas, solventes y ácidos.

Existen otros materiales sólidos, que no son específicamente resinas, pero que tienen excelente poder adsorbente, como el óxido de aluminio, el hidróxido de hierro, materiales sintéticos y, en especial, el carbón activado.

La capacidad del carbón activado de atraer y retener compuestos no deseados se basa en su gran número de poros, Esta característica le confiere una

superficie específica de entre 500 y 1.500 m² por gramo. Los filtros de carbón activado pueden decolorar y desodorizar el agua, además de remover ciertos metales pesados, taninos, y compuestos orgánicos volátiles.

Electrocoagulación

El proceso de electrocoagulación es similar al tratamiento típico de coagulación, pero utilizando energía eléctrica. El objetivo del tratamiento es desestabilizar los coloides contenidos en el agua, formando un precipitado que luego es retirado.

Un reactor electroquímico se compone de un depósito en el que se sumergen 2 electrodos conectados a una fuente de alimentación. Al establecer las condiciones necesarias, comienzan los procesos de reducción en el cátodo (formando H₂ gaseoso a partir de agua) y oxidación en el ánodo (produciendo Al⁺³ si es de aluminio, o Fe⁺³ si es de hierro).

Las configuraciones varían, pudiendo tener varias celdas (Figura 2. 30), o aplicar el uso de placas en lugar de electrodos, que aumentan la superficie reactiva y reduce significativamente los tiempos de operación.



Figura 2. 30 – Equipo de Electrocoagulación

Tomando como referencia la empresa Procontrol (Barcelona, España), se pueden lograr remociones de alta eficiencia en iones de aluminio (99%), arsénico (96%), bario (93%), boro (71%), cadmio (96%), calcio (98%), cobalto (82%), cobre (99%), cromo (99%), hierro (99%), magnesio (99%), manganeso (98%), fosfatos (99%), nitratos (77%), nitritos (43%) y sulfatos (35%).

La desventaja de esta tecnología es el alto requerimiento energético, y el costo de reposición de placas, que deben cambiarse cada 6 meses o 1 año.

2.5 Marco legal

2.5.1 Cuerpos receptores

Antes de describir las normativas a cumplir por parte de las empresas en estudio, y las referencias comparativas, es necesario definir los distintos destinos que pueden tener los vertidos industriales (Nemerow, 1977).

Se conoce como cuerpo de agua o espejo de agua a las lagunas o lagos, de origen natural o artificial, que no poseen una corriente marcada. Por otro lado, los cursos de agua son ríos, arroyos, canales y conductos al aire libre, que permiten el movimiento del agua en forma de corriente.

Los conductos pluviales son canales, generalmente artificiales, rurales o urbanos, cuya función es la de encauzar el agua producto de precipitaciones.

Los sistemas de agua subterránea, como su nombre lo indica, incluyen todos los cuerpos de agua subterráneos, como napas, acuíferos, ríos subterráneos y reservorios producto de la infiltración de agua.

Los sistemas de desagüe cloacal son cañerías por las cuales circula el residuo líquido sanitario producido en las grandes ciudades, y que vierten estos desechos en plantas de tratamiento. Los establecimientos que carecen de red cloacal, suelen tener pozo absorbente. Este sistema se conforma por un pozo, realizado generalmente a mano, calzado con aros de hormigón, que llega hasta unos metros por arriba del nivel freático y permite la rápida absorción de líquidos hacia el subsuelo.

Los cuerpos de control clasifican los vertidos en función de su destino, motivo por el cual, es importante conocer dicho destino al diseñar un sistema de tratamiento de efluentes.

2.5.2 Normativa nacional

En Argentina, la “*Ley suprema*” es la constitución nacional, la cual en su artículo 41 indica: “*Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental*

generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley. Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales. Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquéllas alteren las jurisdicciones locales”.

La herramienta de protección de los recursos naturales mencionados es el decreto presidencial 674/89, cuyos objetivos son los siguientes:

- 1) Conseguir y mantener un adecuado nivel de calidad de las aguas subterráneas y superficiales, de modo tal que se preserven sus procesos ecológicos esenciales.
- 2) Impedir la acumulación de compuestos tóxicos o peligrosos capaces de contaminar las aguas subterráneas y superficiales.
- 3) Evitar cualquier acción que pudiera ser causa directa o indirecta de degradación de los recursos hídricos.
- 4) Favorecer el uso correcto y la adecuada explotación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos.
- 5) Proteger la integridad y buen funcionamiento de las instalaciones de la Empresa aguas y saneamientos Argentinos (AySA).

Para lograr estos objetivos, el anexo I del decreto (Tabla II. II) establece los límites máximos permitidos en el vertido de efluentes líquidos para establecimientos industriales que produzcan, en forma continua o discontinua, vertidos cloacales o barros originados por la depuración de aquellos a conductos cloacales, pluviales o a cursos de agua, de modo que puedan contaminar las fuentes de agua de forma directa o indirecta.

El incumplimiento del decreto presidencial 674/89 se pena con multas económicas.

La Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación desarrolló la resolución 591/2015, que modifica el decreto y establece las siguientes multas:

- El monto de \$10.000 (pesos diez mil) a los establecimientos que no presenten en término la declaración jurada anual de efluentes líquidos industriales.
- El monto de \$10.000 (pesos diez mil) a los establecimientos que no presenten en término la documentación técnica obligatoria o que no cumpla en tiempo y forma con las observaciones o requerimientos pedidos por la secretaria.
- Se impondrán multas escalonadas desde \$10.000 (pesos diez mil) hasta \$100.000 (pesos cien mil) para establecimientos industriales que motiven la contaminación de recursos de agua.

Tabla II. II - Límites de vertido de efluentes industriales en la República Argentina

Anexo I - Decreto presidencial 674/89			
Parámetro	Límites máximos permitidos en el vertido		
	A colectora cloacal	A conducto pluvial	A curso de agua
pH	5,5 – 10	5,5 – 10	5,5 - 10
Sustancia solubles en éter etílico	100 mg/L	100 mg/L	100 mg/L
Sulfuros	1,0 mg/L	1,0 mg/L	1,0 mg/L
SS (10 min)	0,5 mg/L	0,5 mg/L
SS (2 h)	1,0 mg/L
Temperatura	45 °C	45 °C	45 °C
DBO	200 mg/L sobre muestra bruta	50 mg/L sobre muestra decantada 2 h	50 mg/L sobre muestra bruta
Oxígeno consumido por KMnO ₄	50 mg/L sobre muestra bruta	20 mg/L muestra decantada 2 h	50 mg/L sobre muestra bruta
Demanda de Cloro	no aplica en papeleras	
Gases tóxicos o sustancias que producen CN-	0,1 mg/L	0,1 mg/L	0,1 mg/L
Hidrocarburos	50 mg/L	50 mg/L	50 mg/L
Cromo hexavalente	0,2 mg/L	0,2 mg/L	0,2 mg/L
Cromo trivalente	2 mg/L	2 mg/L	2 mg/L
Detergentes	5 mg/L	5 mg/L	5 mg/L
Cadmio	0,1 mg/L	0,1 mg/L	0,1 mg/L
Plomo	0,5 mg/L	0,5 mg/L	0,5 mg/L
Mercurio	0,005 mg/L	0,005 mg/L	0,005 mg/L
Arsénico	0,5 mg/L	0,5 mg/L	0,5 mg/L
Sustancias que producen olor	Con planta de tratamiento 5 mg/L. Sin planta de tratamiento 0,5 mg/L	Conductos: Medrano, Vega, White, Maldonado 0,05 mg/L el resto 0,5 mg/L	Vertidos en un radio menor de 5 km de una toma de agua para bebida 0,05 mg/L. Otros 0,5 mg/L

2.5.3 Normativa de la provincia de Buenos Aires

En este proyecto se analiza la normativa de la provincia de Buenos Aires, dado que, la mayor cantidad de industrias relacionadas a la producción de papel a nivel Nacional, se radican en la respectiva provincia. A partir de esto, se analizan los distintos decretos y leyes que tienen que ver con el vertido industrial de efluentes a cuerpos receptores naturales y se establecen los lineamientos ambientales regidos por dicha normativa provincial.

Análogamente a la constitución nacional, la constitución de la provincia de Buenos Aires indica en su artículo 28: *“Los habitantes de la provincia tienen el derecho a gozar de un ambiente sano y el deber de conservarlo y protegerlo en su provecho y en el de las generaciones futuras. La provincia ejerce el dominio eminente sobre el ambiente y los recursos naturales de su territorio incluyendo el subsuelo y el espacio aéreo correspondiente, el mar territorial y su lecho, la plataforma continental y los recursos naturales de la zona económica exclusiva, con el fin de asegurar una gestión ambientalmente adecuada. En materia ecológica deberá preservar, recuperar y conservar los recursos naturales, renovables y no renovables del territorio de la provincia; planificar el aprovechamiento racional de los mismos; controlar el impacto ambiental de todas las actividades que perjudiquen al ecosistema; promover acciones que eviten la contaminación del aire, agua y suelo; prohibir el ingreso en el territorio de residuos tóxicos o radiactivos; y garantizar el derecho a solicitar y recibir la adecuada información y a participar en la defensa del ambiente, de los recursos naturales y culturales. Asimismo, asegurará políticas de conservación y recuperación de la calidad del agua, aire y suelo compatible con la exigencia de mantener su integridad física y su capacidad productiva, y el resguardo de áreas de importancia ecológica, de la flora y la fauna. Toda persona física o jurídica cuya acción u omisión pueda degradar el ambiente está obligada a tomar todas las precauciones para evitarlo”*.

En relación al cuidado del agua, la ley provincial 12.257 (conocida como Código de Aguas) de la provincia de Buenos Aires establece en su artículo 3 la creación de la Entidad del Agua (ADA) que luego es reglamentado por el decreto 3.511/07 de noviembre del 2007. El ADA es un ente autárquico de derecho público y naturaleza interdisciplinaria, que tiene entre otras, las siguientes atribuciones y funciones:

- Formular la política del agua.
- Decretar reservas que prohíban o limiten usos y la constitución de derechos individuales sobre agua de dominio público.

- Establecer preferencias y prerrogativas para el uso del agua, privilegiando el abastecimiento de agua potable y alentando criterios de reutilización de agua.
- Fijar el canon y las contribuciones en función de la región y de la categoría del usuario.
- Suspender el suministro de agua para uno o más usos en casos que lo ameriten. Imponer restricciones y limitaciones.
- Otorgar los derechos y cumplir todas las funciones que el Código de Aguas le encomienda.
- Supervisar y vigilar las actividades y obras relativas al estudio, captación, uso, conservación y evacuación del agua.
- Debe prohibir el uso recreativo y el abastecimiento doméstico o urbano de determinadas aguas en salvaguarda de la salud pública y Promover programas de educación formal e informal sobre el uso racional del agua.

ADA es la entidad responsable de habilitar concesiones y permisos en relación al uso del agua, y estos pueden ser revocados en casos como:

- Uso del agua con fines distintos a los habilitantes.
- Incumplimiento de la normativa vigente.
- No conservar las obras de infraestructura.
- Contaminación del agua.
- No abonar el canon dispuesto.

Por otro lado, la misma normativa plantea una reducción del canon en casos de uso responsable y cuidado del recurso por parte de la empresa.

El programa de reconversión tecnológica (Resolución ADA 146/17) lanzado por ADA en 2017 es una herramienta voluntaria que brinda asesoramiento especializado y financiamiento destinado al diseño y construcción de instalaciones de tratamiento de efluentes, para establecimientos que no tengan sistemas operativos, tengan tratamiento de efluentes pero no cumplan con los parámetros de vertido, posean tecnologías obsoletas o no tengan un correcto sistema de sensores de monitoreo que controlen y registren los parámetros en forma continua. Los resultados obtenidos en el capítulo 3 del presente informe pueden brindar las pautas para el ingreso al programa por parte de las empresas.

La resolución ADA 336/03 presenta los límites aceptables en los parámetros de vertido, y se referencian los sistemas de medición y control de estos

parámetros. Las tablas II. III a II. VI presentan los límites para los distintos contaminantes agrupados según su naturaleza.

Por otro lado, la ley 11.720 de la provincia de Buenos Aires es la que regula la generación, manipulación, almacenamiento, transporte, tratamiento y disposición final de residuos especiales.

En el anexo I de dicha ley se indica que los Residuos resultantes de las operaciones de eliminación de desechos industriales deben regularse por esta normativa, por lo tanto, los lodos generados en los procesos de depuración se incluyen.

Tabla II. III - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 1.

Grupo I Parámetro	Unidad	Código técnica analítica	Límites para descarga			
			colectora cloacal	cuerpo agua superficial	Absorción por suelo	Mar abierto
Temperatura	°C	2550B	≤45	≤45	≤45	≤45
pH	upH	4500H+B	7,0-10	6,5-10	6,5-10	6,5-10
SS (10 min)	ml/L	Cono Imhoff	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
SS (2 h)	ml/L	Cono Imhoff	≤5,0	≤1,0	≤5,0	≤5,0
Sulfuros	mg/L	4500S=D	≤2,0	≤1,0	≤5,0	No esp.
Sust. Solubles en éter etílico	mg/L	5520B	≤100	≤50	≤50	≤50
Cianuros	mg/L	4500 CN C y E	≤0,1	≤0,1	Ausente	≤0,1
Hidrocarburos	mg/L	EPA 418.1 ó ASTM3921- 85	≤30	≤30	Ausente	≤30
Cloro libre	mg/L	4500 Cl G (DPD)	No esp.	≤0,5	Ausente	≤0,5
Coliformes fecales	NMP/ 100ml	9223 A	≤20000	≤2000	≤2000	≤20000

Tabla II. IV - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 2.

Grupo II Parámetro	Unidad	Código técnica analítica	Límites para descarga			
			colectora cloacal	cuerpo agua superficial	Absorción por suelo	Mar abierto
DBO	mg/L	5210 B	≤200	≤50	≤200	≤200
DQO	mg/L	5220 D	≤700	≤250	≤500	≤500
Detergentes	mg/L	5540 C	≤10	≤2,0	≤2,0	≤5,0
Sust. Fenólicas	mg/L	5530 C	≤2,0	≤0,5	≤0,1	≤2,0
Sulfatos	mg/L	4500 SO4 E	≤1000	No esp.	≤1000	No esp.
COT	mg/L	5310 B	No esp.	No esp.	No esp.	No esp.
Fe (soluble)	mg/L	3500 Fe D	≤10	≤2,0	≤0,1	≤10
Mn (soluble)	mg/L	3500 Mn D	≤1,0	≤0,5	≤0,1	≤10

Tabla II. V - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 3.

Grupo III Parámetro	Unidad	Código técnica analítica	Límites para descarga			
			colectora cloacal	cuerpo agua superficial	Absorción por suelo	Mar abierto
Zinc	mg/L	3111 B y C	≤5,0	≤2,0	≤1,0	≤5,0
Níquel	mg/L	3111 B y C	≤3,0	≤2,0	≤1,0	≤2,0
Cromo total	mg/L	3111 B y C	≤2,0	≤2,0	Ausente	No esp.
Cromo hexavalente	mg/L	3500 Cr D	≤0,2	≤0,2	Ausente	No esp.
Cadmio	mg/L	3111 B y C	≤0,5	≤0,1	Ausente	≤0,1
Mercurio	mg/L	3500 Hg B	≤0,02	≤0,005	Ausente	≤0,005
Cobre	mg/L	3500 Cu D ó 3111 B/C	≤2,0	≤1,0	Ausente	≤2,0
Aluminio	mg/L	3500 Al D ó 3111 B y C	≤5,0	≤2,0	≤1,0	≤5,0
Arsénico	mg/L	3500 As C	≤0,5	≤0,5	≤0,1	≤0,5
Bario	mg/L	3111 B	≤2,0	≤2,0	≤1,0	≤2,0
Boro	mg/L	4500 B B	≤2,0	≤2,0	≤1,0	≤2,0
Cobalto	mg/L	3111 B y C	≤2,0	≤2,0	≤1,0	≤2,0
Selenio	mg/L	3114 C	≤0,1	≤0,1	Ausente	≤0,1
Plomo	mg/L	3111 B y C	≤1,0	≤0,1	Ausente	≤0,1
Organoclorados	mg/L	6630 B	≤0,5	≤0,05	Ausente	≤0,05
Organofosforados	mg/L	6630 B	≤1,0	≤0,1	Ausente	≤0,1

Tabla II. VI - Límites de vertido indicados en el código de aguas de Pcia. de Buenos Aires. Grupo 4.

Grupo IV Parámetro	Unidad	Código técnica analítica	Límites para descarga			
			colectora cloacal	cuerpo agua superficial	Absorción por suelo	Mar abierto
Nitrógeno total	mg/L	4500 N org B	≤105	≤35	≤105	≤105
N amoniacal	mg/L	4500 NH ₃ +F	≤75	≤25	≤75	≤75
N orgánico	mg/L	4500 N org B	≤30	≤10	≤30	≤30
Fosforo total	mg/L	4500 PC	≤10	≤1,0	≤10	≤10

Como puntos más importantes, se puede mencionar:

- Tanto los generadores como los transportistas y operadores deben registrarse. Dicho trámite es llevado a cabo por la autoridad de aplicación. La tecnología utilizada en el tratamiento de estos residuos también debe declararse.
- Todo generador es responsable de las consecuencias causadas por el desecho producido.
- Los residuos pueden tener como destino plantas de tratamiento o plantas de disposición final. Las primeras son aquellas en las que se modifican las características físicas, fisicoquímicas, la composición

química o la actividad biológica del residuo con el objeto de hacerlo menos peligroso o posibilitar la recuperación del mismo, y las segundas son lugares especialmente acondicionados para el depósito permanente de residuos especiales.

- Los residuos almacenados transitoriamente, deberán acondicionarse bajo el control y las medidas de seguridad que disponga la autoridad de aplicación.
- Las operaciones de tratamiento o eliminación pueden ser: depósito dentro o sobre la tierra, relleno especialmente diseñados para tal fin, tratamientos biológicos de degradación, tratamientos fisicoquímicos tales como evaporación, secado, calcinación, neutralización o precipitación, entre otros.

En relación a las sanciones por incumplimiento de la ley, se puede indicar:

- Apercibimiento
- Multa económica (hasta 1.500 sueldos básicos)
- Suspensión de la inscripción en el registro de hasta 1 año.
- Cancelación de la inscripción.
- Clausura temporal o definitiva del establecimiento.

2.5.4 Normativa de Córdoba y Misiones

A modo comparativo, se analizarán los límites de vertido en las provincias argentinas de Misiones y Córdoba. La selección de estos distritos está fundada en el gran número de industrias papeleras que posee la provincia de Misiones, y el sentido de pertenencia que los estudiantes tienen en Córdoba.

En Misiones, el decreto reglamentario es el 2149/197 denominado "*tratamiento de los efluentes industriales y de la disposición final de los mismos*" indica que los residuos líquidos de todos los establecimientos industriales que serán vertidos en cuerpos receptores, deben cumplir los siguientes requisitos:

- Temperatura: No será superior a 45 °C.
- pH: Deberá estar comprendido entre 6 y 9.
- Sólidos Sedimentables en 2 horas: No será superior a 1 ml/L.
- Demanda Bioquímica de Oxígeno: La DBO del líquido efluente (o el CO₂, cuando la DBO no se pueda realizar) no deberá exceder los siguientes valores máximos permisibles: DBO 30 mg/L, CO₂ 20 mg/L
- Demanda de Cloro: Cuando por la naturaleza u origen del líquido residual se considere necesario, se podrá exigir la cloración del mismo hasta satisfacer su demanda de cloro.

- Sustancias grasas, alquitranes, resinas, etc. (sustancias solubles, en frío, en Éter Etilico): Su concentración no será superior a 100 mg/L.
- No contendrán: Sólidos de naturaleza compacta, Residuos o cuerpos gruesos (lanas, pelos, plumas, estopa, trapos etc.), líquidos muy coloreados o de olor ofensivo, Sustancias que interfieran los procesos de depuración del cuerpo receptor.

La tabla que incluye los límites máximos permitidos de los parámetros del efluente líquido se presenta en el ANEXO II (Tabla II. VII), no está segmentada como la normativa de Buenos Aires, y tampoco incluye los códigos de la técnica analítica aplicada.

La Ley Provincial N° 2267 y su reglamentación, indican que el organismo de control en industrias madereras y celulósicas en la provincia de misiones es el ministerio de ecología y recursos naturales renovables a través de la dirección de gestión ambiental y dirección general de economía forestal provincial. En relación a las sanciones, el artículo N° 26 de la ley antes señalada, indica que en caso de verificarse infracciones, las multas son económicas y se aplican de acuerdo a la naturaleza de la infracción. Las sanciones pueden alcanzar hasta un monto de 5% (cinco por ciento) de los activos fijos de la empresa, actualizado a la fecha de la infracción por un índice proporcionado por INDEC.

Tabla II. VII - Límites de vertido – Provincia de Misiones

Ley Provincial 2267 - Misiones					
Parámetro	Unidad	Límite máximo	Parámetro	Unidad	Límite máximo
Temperatura	°C	45	Hidrocarburos	mg/L
pH	6 a 9	Hierro soluble	mg/L	3
Amoniaco	mg/L	5	Manganeso	mg/L	0,5
Arsénico	mg/L	0,1	Mercurio	mg/L	0,002
Alquil benceno sulfonato	mg/L	0,5	Níquel	mg/L	1
Bario	mg/L	1	Nitrato	mg/L	45
Boro	mg/L	1	Plata	mg/L	0,001
Cadmio	mg/L	0,1	Plomo	mg/L	0,05
Cianuro	mg/L	0,2	Selenio	mg/L	0,01
Cobre	mg/L	1	Sulfuros	mg/L
Comp. fenólicos	mg/L	0,2	Zinc	mg/L	5
Cromo	mg/L	0,1	Colif. totales	NMP/100ml	20.000
Extracto carbón cloroformo (ECC)	mg/L	0,3	Colif. fecales	NMP/100ml	2.000
Fosfatos	mg/L	Demanda de Cl	Satisfecha

En Córdoba, en Decreto Provincial 847/16 establece las normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la provincia. Los efluentes se caracterizan en 3 categorías, y la fabricación de papel, cartón y cartulina se incluyen en la categoría 1.

Los límites de vertido se tipifican en el Anexo I del Decreto Provincial 847/16, y discrimina en función de las propiedades del efluente generado (Estándares físicos, químicos, plaguicidas, orgánicos y biológicos) y del tipo de descarga (cuerpos de agua superficiales, cursos de agua superficiales, pozo absorbente, red cloacal y condiciones de reúso). Las Tablas II.VIII a II.XI presentan los límites de vertido de la provincia de Córdoba.

La normativa que rige en Córdoba tiene como destacado la inclusión de clasificaciones, parámetros y características de agua de reúso, por lo tanto, si bien es solo de referencia, dicha normativa puede ser útil al momento de seleccionar el destino final del efluente tratado.

Se clasifican los efluentes líquidos según el tipo de reúso en:

- Reúso urbano: agua que puede ser utilizada para riego de todo tipo de zonas verdes, como campos de golf, parques o cementerios, lavado de automóviles, inodoros, combate de incendios, y otros usos similares. Las personas expuestas a este tipo de agua reusada es el público en general y los trabajadores.
- Reúso para riego con acceso restringido: regadíos particulares como cultivo de césped, silvicultura, y otras áreas donde el acceso del público es prohibido, restringido o poco frecuente. Las personas expuestas en este caso solo son los trabajadores.
- Reúso agrícola en cultivos de alimentos que no se procesan comercialmente: Riego de cualquier cultivo comestible, incluyendo aquellos que se consumen crudos.
- Reúso agrícola en cultivos de alimentos que se procesan comercialmente: Estos cultivos son aquellos que, previo a su venta al público, han recibido el procesamiento físico o químico necesario para la destrucción de los organismos patógenos que pudieran contener. En este caso, las personas expuestas son los trabajadores.
- Reúso agrícola en cultivos no alimenticios: Riego de pastos para ganado lechero, forrajes, cultivos de fibras y semillas y otros cultivos no alimenticios.
- Reúso recreativo: aguas que pueden tener contacto incidental con pescadores o practicantes de deportes acuáticos. Las personas expuestas a este tipo de agua recirculada son el público en general.

- Reúso paisajístico: aprovechamientos estéticos donde el contacto con el público no es permitido, y dicha prohibición esté claramente rotulada.
- Reúso en la construcción: aplicaciones como compactación de suelos, control del polvo, lavado de materiales, producción de concreto, entre otros. Las personas involucradas son los trabajadores de obra y transeúntes.
- Otros usos: en los supuestos usos de agua regenerada resultante del reúso de efluentes líquidos para usos no contemplados en las actividades antes mencionadas, la Autoridad de Aplicación exigirá las condiciones de calidad que se adapten al uso más semejante de los descritos. En este apartado se puede incluir el reúso del agua obtenida en el proceso productivo de papel reciclado.

Se prohíbe el reúso de efluentes líquidos para los siguientes destinos:

- Para el consumo humano, salvo situaciones de declaración de catástrofe en las que la autoridad sanitaria especificará los niveles de calidad exigidos a dichas aguas y los usos.
- Para el uso de aguas de proceso y limpieza en la industria alimentaria.
- Para uso en instalaciones hospitalarias y otros usos similares.
- Para cualquier otro uso que la Autoridad de Aplicación considere un riesgo para la salud de las personas o un perjuicio para el medio ambiente, cualquiera que sea el momento en el que se aprecie dicho riesgo o perjuicio.
- Los trabajadores involucrados con el reúso y uso agronómico de efluentes líquidos, deberán realizar sus tareas implementando buenas prácticas de trabajo con el fin de prevenir posibles afectaciones a su salud.
- El establecimiento generador del efluente líquido podrá darlo en donación a otro establecimiento para que haga uso del mismo. Esto se permitirá siempre y cuando el establecimiento generador acondicione el efluente para que cumpla con los estándares de calidad exigidos según la disposición final. Dicha acción se celebrará con un contrato de donación.

Tabla II. VIII - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Físicos.

Estándares físicos	Unidades	Cuerpo de agua superficial	Pozo absorbente	Red cloacal
Temperatura	°C	40	40	40
pH	UpH	6 a 9	5,5 a 10	5,5 a 10
SS (10 min)	ml/L	0,5	0,5	0,5
SS (2 h)	ml/L	1	1	No esp.
Sólidos suspendidos	mg/L	40	No esp.	250

Tabla II. IX - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Biológicos y Orgánicos.

Estándares biológicos y orgánicos	Unidades	Cuerpo de agua superficial	Pozo absorbente	Red cloacal
DBO5	mg/L	30	150	200
DQO	mg/L	250	350	500
Coliformes totales	NMP/100ml	5000	No esp.	No esp.
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	1000	No esp.	No esp.

Tabla II. X - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Estándares Químicos.

Estándares Químicos	unidades	Cuerpo de agua superficial	Pozo absorbente	Red cloacal
Aluminio	mg/L	5	1	5
Arsénico	mg/L	0,5	0,1	0,5
Bario	mg/L	2	1	2
Boro	mg/L	2	1	2
Cadmio	mg/L	0,1	0,05	0,5
Cianuro	mg/L	0,1	0,02	0,02
Cobalto	mg/L	2	1	2
Cobre	mg/L	0,1	0,1	0,1
Comp. fenólicos	mg/L	0,05	0,05	0,5
Cromo hexavalente	mg/L	0,1	0,1	0,2
Cromo total	mg/L	1	1	2
Cloro residual	mg/L	0,1	0,5	No esp.
Demanda de cloro	mg/L	satisfecha	No esp.
Detergentes	mg/L	0,5	0,5	1
Estaño	mg/L	4	4	4
Fósforo total	mg/L	0,5	10	10
Fluoruros	mg/L	1,5	1,5	1,5
Hidrocarburos	mg/L	10	0,1	30
Hierro	mg/L	1	2	2
Manganeso	mg/L	0,5	0,1	1
Mercurio	mg/L	0,005	0,005	0,005
Níquel	mg/L	2	0,1	0,1
Nitrógeno amoniacal	mg/L	3	10	10
Nitrito	mg/L	0,3	No esp.	No esp.
Nitrato	mg/L	10	No esp.	10
Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	10	30	40
Plata	mg/L	0,001	No esp.	0,1
Plomo	mg/L	0,5	0,05	0,5
Selenio	mg/L	0,1	ausencia	0,1
Sodio	mg/L	250	250	250
Sulfuros	mg/L	1	1	2
Sulfatos	mg/L	500	500	400
SS en éter etílico	mg/L	20	40	50
Zinc	mg/L	2	1	5

Tabla II. XI - Límites de vertido en la provincia de Córdoba. Plaguicidas

Plaguicidas	Unidad	Cuerpo de agua superficial	Pozo absorbente	Red cloacal
P. Organoclorados	mg/L	ausencia	ausencia	Ausencia
P. Organofosforados	mg/L	0,1	ausencia	1
P. totales	mg/L	0,1	ausencia	1

2.5.5 Normativa internacional

Brasil es el segundo país del mundo en cantidad de hectáreas forestadas y el sexto país en producción de pasta de celulosa y derivados, razones que indican que la normativa que rige la industria brasilera puede ser tomada como referencia.

El Conselho Nacional do Meio Ambiente, dependiente del Ministerio Do Meio Ambiente brasilero, emite la resolución N° 430 de mayo de 2011, en la cual especifica que los vertidos que cumplen con las siguientes exigencias, pueden ser vertidos en cuerpos receptores de agua:

- pH: entre 6 y 9.
- Temperatura inferior a 40 °C. la diferencia de temperatura entre el vertido y el cuerpo receptor no puede ser mayor a 3 °C.
- Sólidos Sedimentables: menor a 1 ml/L en ensayo con cono Imhoff, en 1 hora de reposo. En cuerpos de agua sin velocidad de circulación, como lagos o lagunas, el efluente debe estar libre de solidos sedimentables.
- Aceites minerales: hasta 20 mg/L.
- Aceites vegetales y grasas animales: hasta 50 mg/L.
- DBO₅ a 20 °C: la remoción mínima debe ser del 60%.

En función del análisis de los parámetros permitidos en el vertido, se enfocará el estudio de los efluentes generados en las industrias de papel reciclado de la provincia de Buenos, teniendo en cuenta los siguientes valores tipo de las papeleras y cumplir con la normativa de dicha provincia:

Tabla II. XII – Valores tipo para caracterización del efluente

Caracterización del efluente en industria de papel reciclado	
pH	5,5 – 6,5
Temperatura (°C)	20 – 26
DBO (mg/L)	1000 – 2500
DQO (mg/L)	3500 – 4500
SST (mg/L)	2000 - 6000

2.6 Conclusión

En relación al proceso de fabricación de papel reciclado, el principal residuo generado es una suspensión rica en fibras celulósicas de diferente longitud, con material particulado, polvo, distintos iones y carga biológica. Las propiedades y características específicas del efluente varían particularmente con el tipo de papel fabricado y los aditivos que éste requiere. A modo de ejemplo, se puede indicar que el papel linner lleva encolante como aditivo, que genera baja carga de sólidos en el efluente, puesto que el papel linner es de alto gramaje. Por el contrario, el papel onda es de bajo gramaje y genera efluentes con alta carga de sólidos, como consecuencia de la ausencia de encolante.

A partir de esto, el tratamiento del efluente debe contemplar operaciones que disminuyan la cantidad de celulosa y material particulado en el tratamiento primario, y bajar la carga orgánica y biológica en el tratamiento secundario.

Las propiedades físicas y biológicas del efluente generado tienen como parámetros de referencia la temperatura, el pH, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, DBO y DQO. Los límites de vertido se encuentran tipificados en la Resolución 336/03 de ADA, de la Provincia de Buenos Aires, en donde se indica:

- Temperatura: menor o igual a 45 °C.
- pH: de 7 a 10 para vertidos en canales cloacales, y entre 6,5 a 10 para otro tipo de vertido.
- SS (10 min): ausente para todo tipo de efluente.
- DBO: menor o igual a 50 mg/L para vertidos en cuerpo de agua superficial, y menor o igual a 200 mg/L para otros destinos.
- DQO: menor o igual a 250 mg/L para vertidos en cuerpo de agua superficial, menor o igual a 500 mg/L para vertidos al mar abierto o a pozos absorbentes, y hasta 700 mg/L para colectora cloacal.
- SST: no especificado.

La importancia en la medición de los SST radica en que permite calcular la efectividad obtenida por procesos de separación de contaminantes por medios físicos o fisicoquímicos, permitiendo controlar la operación.

La normativa nacional (decreto 674/89) es algo más permisiva en relación a los parámetros físicos, pero más exigente para contaminantes de naturaleza orgánica, puesto que, para vertidos en cursos de agua, permite:

- Temperatura: menor o igual a 45 °C.
- pH: de 5,5 a 10.
- SS (10 min): 0,5 mg/L.
- DBO: no especificado.
- DQO: menor o igual a 50 mg/L.

Respecto a la normativa Misionera, la ley N° 2267 no especifica los límites de DBO o DQO, lo cual marca una deficiencia en la misma, puesto que al ser Misiones una provincia pionera en la producción de papel, los vertidos pueden traer grandes inconvenientes ecológicos y de salud para la población.

Respecto a Córdoba, los parámetros de vertido especificados en el decreto 847/16 son similares a los de la provincia de Buenos Aires. La particularidad es que se incluyen estándares de calidad para el agua de reúso, por lo tanto, dicha normativa puede ser tomada como referencia, respecto a la posibilidad cierta de reúso del agua obtenida luego de tratamiento.

Los límites más importantes para agua de reúso:

- Temperatura: 40 °C.
- pH: entre 6,5 y 8.
- Conductividad: hasta 1000 microsiemens/cm.
- Sólidos disueltos: 500 mg/L.
- Sólidos suspendidos: 50 mg/L.
- DBO₅: 30 mg/L.
- Nitrógeno (NTK): 30 mg/L.
- Nitratos: 30 mg/L.
- Fosfatos: 5 mg/L.

Si se logran reducir todos los parámetros hasta valores aceptables, el efluente podrá ser reutilizado de acuerdo a los destinos antes descriptos.

Las tecnologías aplicables en el tratamiento de efluentes líquidos obtenidos en la industria del papel reciclado son muchas y muy variables, y su selección va a depender de factores tales como el volumen de líquidos a tratar, los recursos económicos y técnicos disponibles y la ubicación geográfica de la planta.

En relación a los tratamientos primarios, el desbaste es útil para la separación de residuos voluminosos como fibras no desintegradas, que pueden ser recirculadas y para el cuidado de los equipos posteriores. Por otro lado, los sistemas de flotación tienen preponderancia por sobre los de decantación con respecto al tiempo de tratamiento y en plantas que disponen de áreas reducidas para la instalación del equipo. Además las tecnologías por sistema

de flotación tienen mayor preponderancia en las industrias del papel, siendo el sistema mayormente adoptado debido a las características que poseen las fibras, siendo ésta menos densa que el agua, favorece la flotación mediante el agregado de floculante.

En relación a los tratamientos secundarios, estos se dividen en dos grandes grupos, tanto aeróbicos como anaeróbicos con características distintivas entre ellos. En general, los sistemas aerobios se caracterizan por requerir grandes consumos de energía debido a la necesidad de aire, mayor generación de lodos y en cuanto al funcionamiento del mismo son más estables en comparación con los sistemas anaeróbicos. En los siguientes Capítulos se realizará un análisis profundo y exhaustivo de las tecnologías aplicables al tratamiento de efluentes y se tendrá en cuenta lo abordado en el presente Capítulo.

Por último, los tratamientos terciarios cambian en función del destino del agua tratada. El vertido en cuerpos de agua solo requiere desinfección, mientras que el recirculado de agua necesita procesos más complejos, como la ultrafiltración o proceso de ósmosis inversa. Por lo tanto, en el Capítulo 5 se analizan las diferentes tecnologías posibles para obtener un agua con calidad de recirculación, teniendo como objetivo lograr la disminución en el consumo de agua limpia en las etapas del proceso descritas según la Figura 2. 11.

3. Capítulo 3: Análisis estadístico

3.1 Introducción

Las propiedades y características del efluente líquido obtenido en las industrias recicladoras de papel varían en función del tipo papel fabricado, los métodos y/o procesos utilizados, materia prima, los aditivos y las toneladas de papel producido. El diseño de la planta de depuración requiere entonces del resultado de los ensayos presentados en el Capítulo 2, y del posterior tratamiento estadístico de los mismos.

El tratamiento estadístico de variables se define como la ciencia que trata de la recolección, tabulación, análisis, interpretación y presentación de datos cuantitativos (Besterfield, 2009). El tratamiento estadístico aplicado al diseño de una planta de tratamiento de efluentes tiene dos objetivos principales:

- Definir los parámetros de diseño, con los que se calculan las dimensiones y características de los equipos y las operaciones utilizadas.
- Estudiar las fluctuaciones de las variables y establecer si el proceso se encuentra bajo control o no.

Las características de mayor importancia son:

- Caudal: variable principal, dado que los equipos y las instalaciones de la planta de tratamiento de efluentes se dimensionan a partir del caudal a tratar. Dicho parámetro es denominado también carga hidráulica.
- Sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos sedimentables (SS): estas variables indican la cantidad de fibra celulósica presente en el efluente, así como también, distintos contaminantes en suspensión. El efluente de salida debe ser libre de SS según normativa vigente. Por otro lado, los SST no se encuentran legislados, y la importancia de su medición radica en la posibilidad de medir la eficiencia de los sistemas respecto a la reducción de SST. Se utilizan como parámetro de diseño en los equipos del tratamiento primario (separación física), y los sólidos sedimentables (SS) son parámetro de control en las operaciones de depuración en todo el tren de tratamiento, por lo tanto, ambos son importantes en el diseño de la planta.

- pH: la importancia del pH radica en no perjudicar el correcto funcionamiento de coagulantes y floculantes, permitir el biodegradación en el tratamiento secundario, y cumplir la normativa vigente de vertido.
- DBO y DQO: formas de cuantificar la materia orgánica biodegradable, o degradable químicamente. Esta materia orgánica está constituida, típicamente, por almidones, aditivos derivados de la celulosa y productos de degradación de celulosa y hemicelulosa.

A diferencia de sistemas de control en la producción industrial, en donde se realiza un muestreo y análisis por “datos agrupados” o continuos, en el control de variables del efluente, el análisis se realiza por “datos no agrupados”, es decir, mediciones tomadas en forma periódica para algunos parámetros (caudal, pH, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables) y en forma aislada en otros (DBO y DQO, entre otras variables).

3.2 Herramientas estadísticas y datos utilizados

3.2.1 Datos utilizados

Los parámetros medidos en el presente análisis se obtuvieron de distintas maneras. Los datos de caudal, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables y pH fueron medidos por personal de una empresa recicladora de papel, entre los meses de Mayo y Septiembre del año 2018. Por otro lado, los parámetros orgánicos, tales como DBO, DQO, nitrógeno y fósforo, fueron obtenidos de una empresa consultora especializada en control y tratamiento de efluentes.

En relación al caudal, las mediciones se realizan por turno. La empresa testigo opera en forma continua, en 3 turnos diarios, por lo tanto se tienen 3 mediciones diarias. Los días en donde las mediciones fueron realizadas en forma incompleta o los datos son dudosos, se descartan. Con estos datos, se realiza un promedio diario, y el número de mediciones es de 83.

En relación a los SS y SST, la modalidad de toma de datos es la misma a la ya explicada. La cantidad de mediciones que se tiene para los SST es de 70, y para los SS es de 75. Posteriormente, se identifican 29 días en donde los datos de pH, SST y SS son completos y confiables. Con esta población reducida, se

realizan los diagramas de dispersión correspondientes para analizar la existencia o no de relación entre las variables.

3.2.2 Graficas de control e Histograma

Las gráficas de control X-R permiten identificar el valor medio, el límite superior de control (LSC) y el límite inferior de control (LIC) en un sistema de mediciones. Existen distintas formas de establecer los límites de control superior e inferior. Para sistemas agrupados, como por ejemplo sistemas de producción de una pieza de plástico, los límites se obtienen a partir de un factor tabulado, función de "n", siendo "n" el número de integrantes del subgrupo seleccionado para controlar. En cambio, en mediciones puntuales, los límites de control se suelen establecer en ± 3 desviaciones estándar (s) de la línea central para un 99,73%, es decir, se espera que más de 9973 mediciones de 10000 se encuentren dentro de los límites permitidos. Cuando eso sucede, se considera que el proceso está bajo control.

$$\text{LSC} = \bar{X} + 3s \quad (3.1)$$

$$\text{LIC} = \bar{X} - 3s \quad (3.2)$$

El sistema se encuentra fuera de control cuando:

- Alguna medición se posiciona por arriba del LSC o por debajo del LIC.
- 9 mediciones seguidas por arriba o por debajo de la línea media.
- 14 puntos consecutivos alternándose por abajo y por arriba de la línea media.

Un histograma es una representación gráfica de una variable en forma de barras, donde la superficie de cada barra es proporcional a la frecuencia de los valores representados. Los histogramas se utilizan para obtener un panorama de la distribución de las mediciones realizadas. De esta manera, se puede observar el grado de homogeneidad o de variabilidad con el que se trabaja.

En el histograma, la variable independiente puede ser única, o ser un rango finito, y la dependiente es la frecuencia con la que este valor o grupo de valores se repite a lo largo del tiempo. El número de muestras para realizar un histograma no puede ser menor a 50.

3.3 Resultados obtenidos

3.3.1 Caudal

Con los valores seleccionados, se realiza el gráfico de control (Figura 3. 1), con los siguientes datos de importancia:

- Mínimo: 328 m³/h
- Máximo: 358,6 m³/h
- Promedio: 343,6 m³/h
- Desviación estándar: 7,75
- LSC: 366,85 m³/h
- LIC: 320,35 m³/h

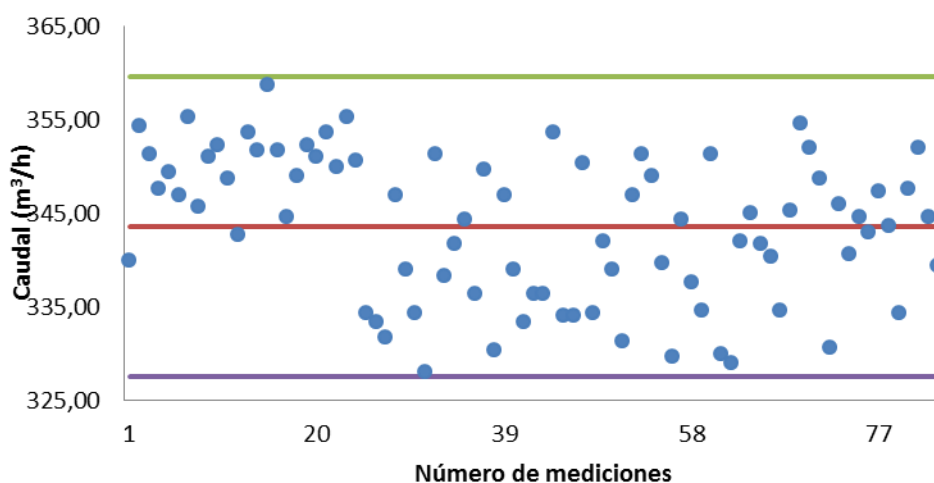


Figura 3. 1 – Gráfico de control de caudal

Si bien no existen mediciones que se posicionen fuera de los límites (solo la medición 31 se encuentra realmente cerca al LIC, pero dentro del rango aceptable), se observan 10 valores posicionados por arriba de la media, correspondientes a Mayo y Abril de 2018, lo que indica altos caudales en esos meses. La razón pueden ser un incremento en la producción de papel, o la producción de algún tipo de papel que requiera mayor cantidad de agua para la suspensión de su materia prima. Este incremento en el caudal no reviste importancia, puesto que posteriormente se observa una estabilización de la variable.

Para ver el tipo de distribución que se tiene, se realiza un histograma de frecuencias (Figura 3. 2), dividiendo los datos en 7 subgrupos. En el histograma se observa una distribución poco uniforme, con un pico máximo alejado del promedio (el valor promedio es 343,6 m³/h mientras que el subgrupo de mayor frecuencia es de 351 a 355 m³/h). Esto indica que se tienen fluctuaciones de caudal en el proceso, y seguramente, será indispensable la instalación de equalizadores de caudal en el proceso de depuración.

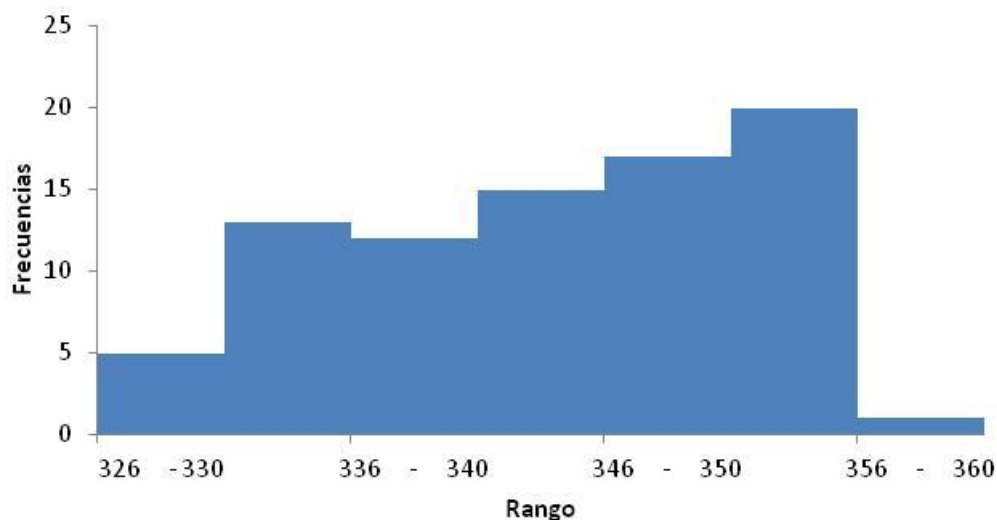


Figura 3. 2 - Gráfico de control para SST

3.3.2 Sólidos suspendidos totales y sólidos sedimentables

Se realiza el gráfico de control para SST (Figura 3. 4), en donde se tienen los siguientes valores:

- Mínimo: 1228 mg/L
- Máximo: 3032 mg/L
- Promedio: 2086 mg/L
- Desviación estándar: 396
- LSC: 3274 mg/L
- LIC: 898 mg/L

No se observan puntos por fuera de los límites establecidos, y la distribución, a diferencia de lo observado en las mediciones de caudal, son más homogéneas. El histograma correspondiente se observa en la Figura 3. 5. Se tiene un pico en el rango que va desde 1800 a 2099 mg/L, y el promedio es de 2086 mg/L, coincidente con el subgrupo de mayor frecuencia. Indicando distribución normal.

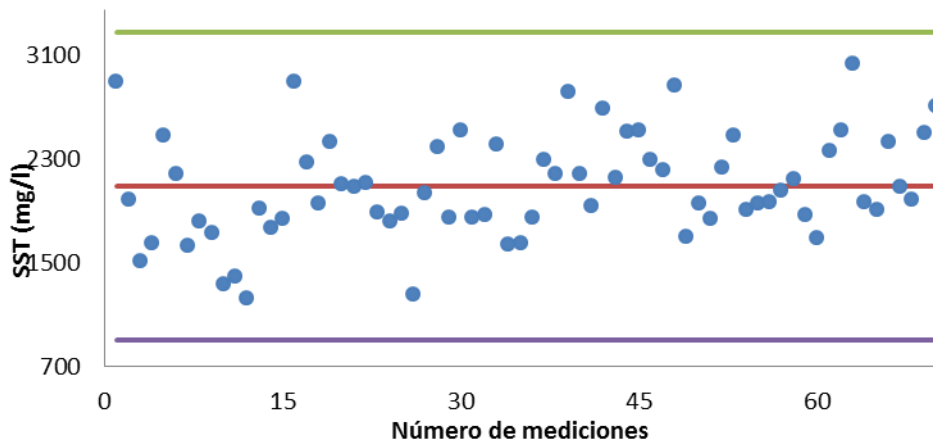


Figura 3. 3 - Gráfico de control para SST

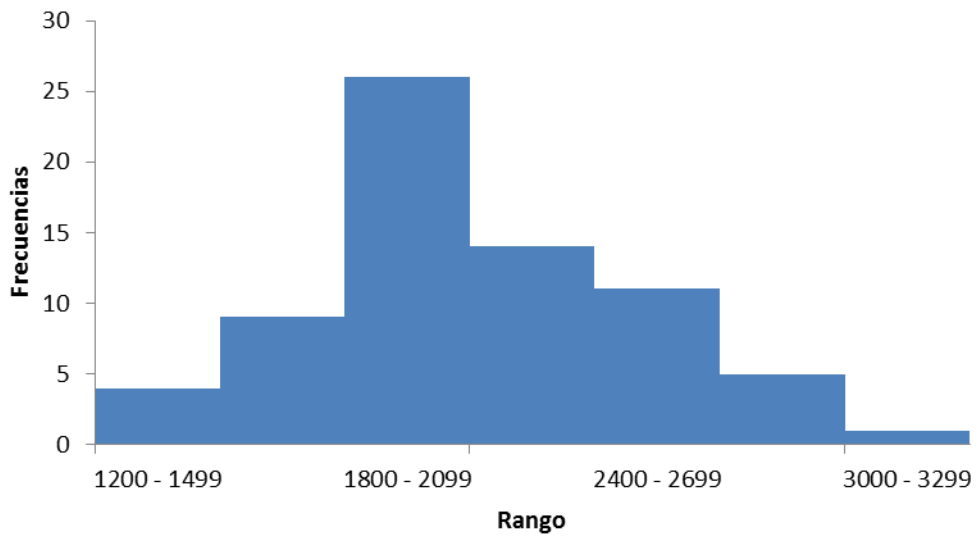


Figura 3. 4 - Histograma de los SST

Por otro lado, el gráfico de control para SS (Figura 3. 6), muestra los siguientes valores:

- Mínimo: 135 ml/L
- Máximo: 325 ml/L
- Promedio: 212,8 ml/L
- Desviación estándar: 33,2 ml/L
- LSC: 312 ml/L
- LIC: 113 ml/L

En Figura 3. 6 se observa un valor fuera de rango, por lo cual, el sistema en algún momento se encuentra fuera de control, pero por otro lado, los valores restantes tienen cierta homogeneidad, mayor a lo visto en el análisis de SST.

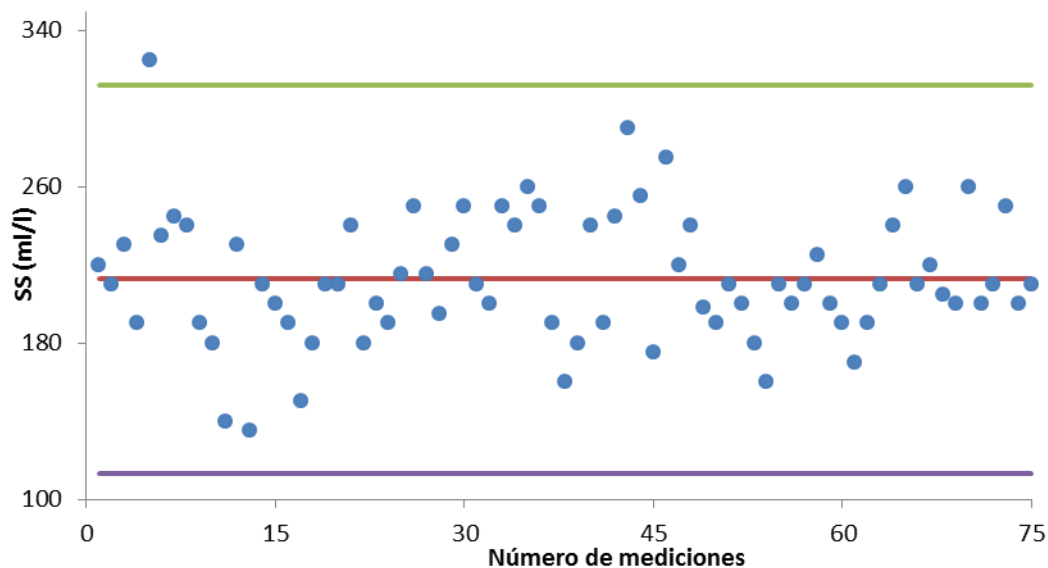


Figura 3. 5 - Gráfico de control para SS

Al realizar el histograma de frecuencias (Figura 3. 7), se observa que los valores de SS se concentran entre los 180 y 270 ml/L en el efluente crudo, con un promedio de 212,8 mg/L, posicionado aproximadamente en el centro de este rango.

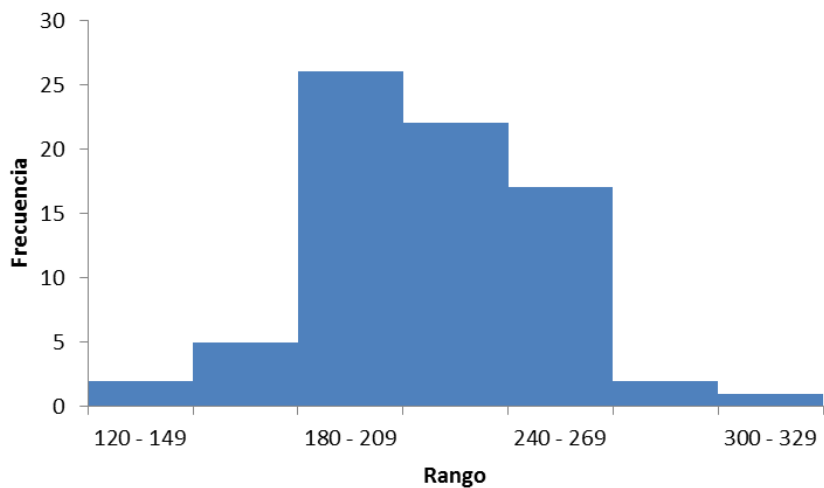


Figura 3. 6 - Histograma de frecuencias de los SS

3.3.3 pH

El pH tiene un tratamiento distinto a las variables ya estudiadas, puesto que no se realiza el promedio diario, sino que se realiza el gráfico de control directamente con las mediciones obtenidas (1 por día). La importancia de las fluctuaciones en el pH radica en la efectividad que poseen los floculantes y coagulantes aplicados en el tratamiento primario, y en la sensibilidad que pueden tener los microorganismos de degradación utilizados en el tratamiento secundario respecto al cambio de pH del medio.

Los valores de importancia en el análisis del pH son:

- Mínimo: 6,23
- Máximo: 6,91
- Promedio: 6,58
- Desviación estándar: 0,13
- LSC: 6,97
- LIC: 6,19

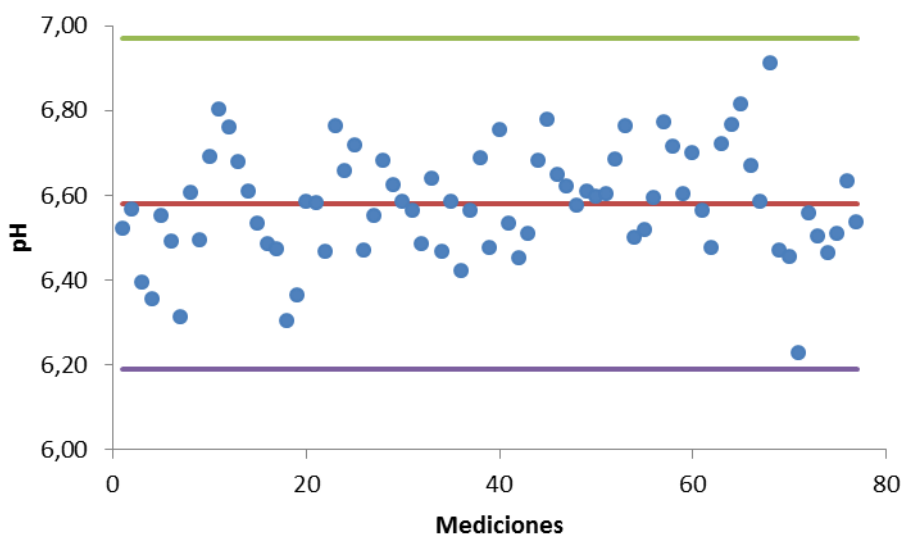


Figura 3. 7 - Gráfico de control para pH

Si bien, al observar el gráfico, parece que el pH tiene alta fluctuabilidad, salvo algunos puntos concretos, el rango es acotado, sin llegar en ningún caso a una variación de 1 unidad de pH. En particular, con relación al análisis estadístico y el control de proceso, los valores de pH no se sitúan por debajo de 6,2 ni se elevan por arriba de 7, y todas las mediciones se encuentran visiblemente lejos de los límites superior e inferior, por lo tanto, el pH se encuentra bajo control. El histograma de frecuencias de pH se muestra en la Figura 3. 9:

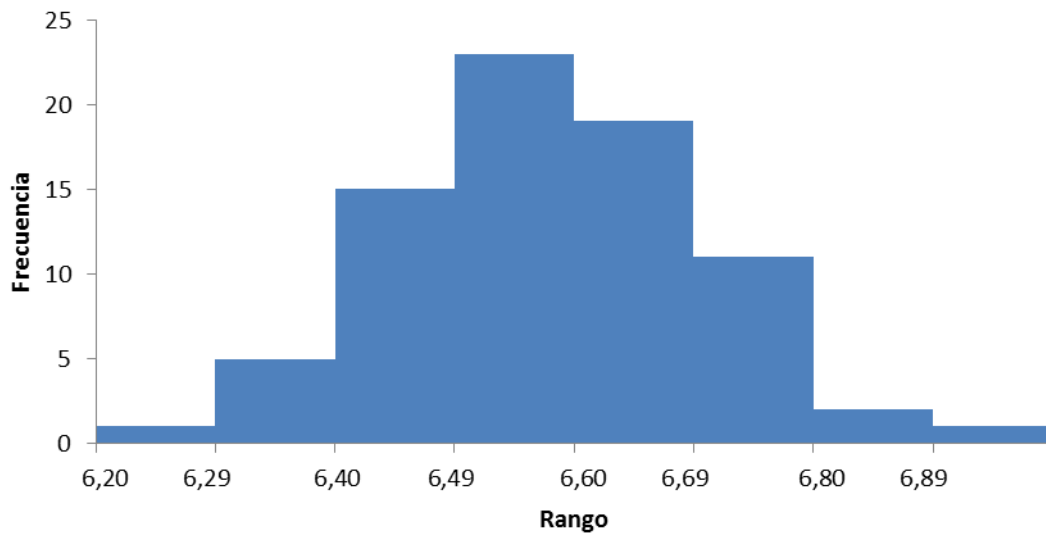


Figura 3. 8 - Histograma de frecuencias del pH

La distribución es normal, y el 72,7% de las mediciones se encuentran dentro de lo indicado por la norma (pH 6,5 a 10). Es necesario entonces, instalar un sistema automático de sensores y dosificadores de Na(OH) para neutralizar el pH en los momentos requeridos. Sin embargo, esta neutralización será mínima, no sólo por la baja frecuencia de los puntos fuera de norma sino fundamentalmente debido a la pequeña diferencia entre los valores observados y los regulados

3.3.4 Contaminantes orgánicos

La carga orgánica se analiza a través de una medición puntual, realizada por una consultora privada en la provincia de Buenos Aires. En dicho análisis, se miden la DBO, DQO, fósforo total, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y bacterias coliformes fecales, en efluente crudo de una industria recicladora de papel. Los resultados obtenidos se exponen en la Tabla III. I y se comparan dichos parámetros con los límites de vertido indicados en el código de aguas de la provincia de Buenos Aires.

Los datos expuestos serán la referencia para diseñar el tratamiento secundario, y las bacterias coliformes fecales, al igual que las bacterias remanentes del tratamiento secundario, se eliminan en el tratamiento terciario del proceso de depuración.

Tabla III. I - DBO, DQO, y otros parámetros medidos en la industria papelera

Parámetros	Unidad	Valor medido	Límite de vertido según norma 336/03
Bacterias coliformes fecales	NMP	700000	2000
DBO (5)	mg/L	1271	50
DQO	mg/L	3800	250
Fósforo total	mg/L	2,59	1
Nitrógeno amoniacal	mg/L	0,6	25
Nitrógeno orgánico	mg/L	33,9	10
Nitrógeno total NTK	mg/L	34,3	35

3.4 Discusión

Si bien se sabe que las propiedades relacionadas con la carga, como los SS y SST, varían principalmente con el tipo de papel fabricado, se realiza un Gráfico de dispersión (Figura 3. 9) para estudiar las variaciones de carga (variable independiente) asociadas al aumento o disminución del caudal (variable dependiente).

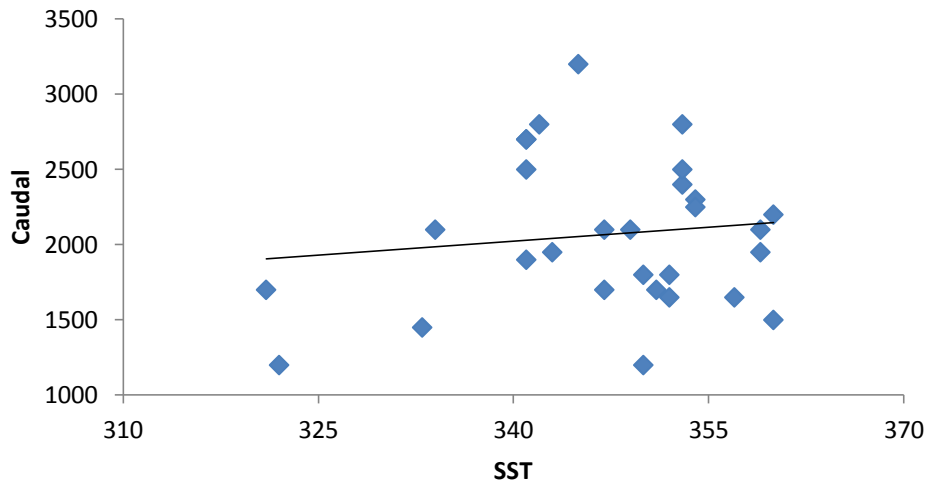


Figura 3. 9 – Relación caudal vs. SST

Se puede observar una leve tendencia positiva, mostrando que a medida que aumenta el caudal, se produce el incremento en los SST, posiblemente relacionado a su vez, con el incremento en los volúmenes de papel producido.

Posteriormente, se realiza el gráfico de dispersión entre los SST (variable independiente) y los SS (variable dependiente). En este gráfico (Figura 3. 11) se observa una correlación, poco marcada pero existente, que indica que al aumentar el valor de los SST, se presenta una tendencia a crecer en los valores de SS, por lo tanto, las variables están relacionadas.

La importancia de esta correlación radica en que el ensayo de medición de los SS es simple y rápido (como Imhoff), y puede ser utilizado como estimativo para analizar la eficiencia de los procesos de separación física o fisicoquímica, en donde se mide la reducción en valores de SST. Por otro lado, es esperable que, con el aumento de caudal, aumente también el valor de SS en el efluente crudo.

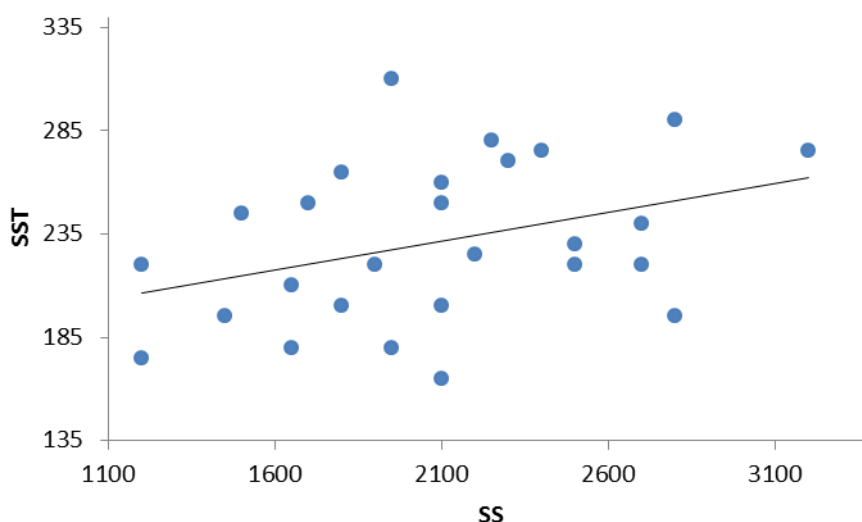


Figura 3. 10 - Relación SST vs SS

En relación al pH, la dispersión no muestra una correlación marcada con respecto a los SST (La línea de tendencia tiene una leve pendiente negativa, pero parece ser aleatoria), por lo tanto, tampoco es esperable una correlación con los SS.

En función de lo expuesto a lo largo del Capítulo, principalmente en las discusiones del mismo, se concluye:

- La fluctuabilidad observada en las mediciones de caudal, requieren indefectiblemente del diseño y la instalación de ecualizadores de caudal, equipados con sistemas Mixer, para poder alimentar de forma constante a las operaciones que así lo requieran, e incrementen la tolerancia del tren de tratamiento a cambios en la corriente de alimentación.

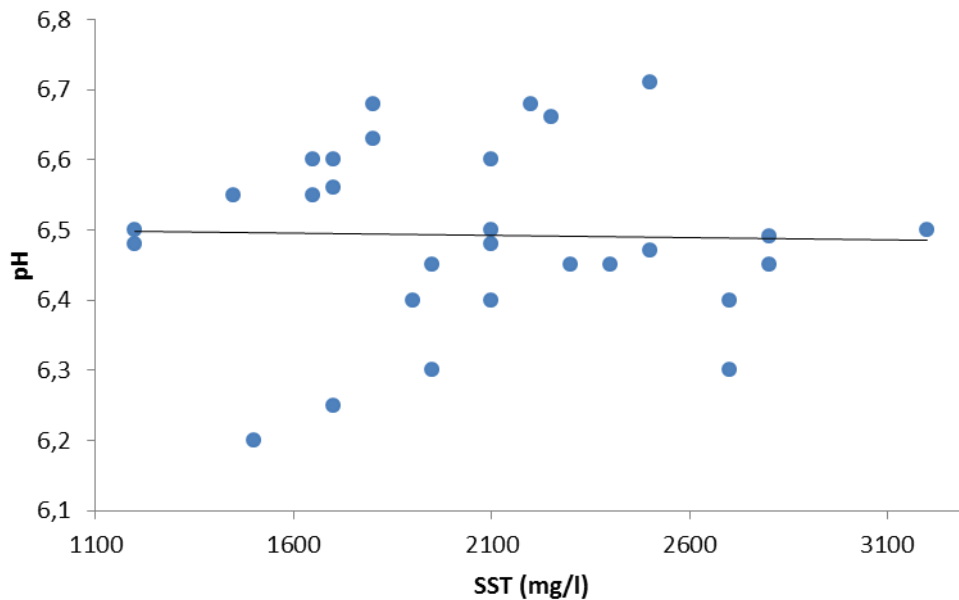


Figura 3. 11 - Relación SST vs pH

- El rango aceptable para mediciones de pH según norma aplicable para vertidos en cuerpo de agua superficial varía entre 6,5 y 10. En el caso en estudio, se observan mediciones por debajo de dicho rango, por lo tanto, se debe instalar un sistema automático de regulación de pH, en cual puede ser incluido en los equalizadores antes descritos, o en etapas posteriores.
- Los sólidos suspendidos totales no son un parámetro tipificado en la norma vigente. la medición de éstos se utiliza en el control de los procesos de separación físico-química, obteniéndose como resultado la eficiencia del mismo. Debido a la naturaleza del proceso de fabricación de papel reciclado, los equipos de separación física seleccionados en el Capítulo 4, deben tener la capacidad de soportar las fluctuaciones respecto a la carga de sólidos, cuantificados como SS y SST, y lograr una eficiencia de remoción superior al 95%, con el objetivo de poder recircular la mayor cantidad de fibras reutilizables al proceso, como así también, lograr un funcionamiento correcto de los equipos posteriores.
- La temperatura media se estima en 25 °C, pero puede ser menor en invierno y mayor en verano. Este parámetro no debería tener influencia directa en los procesos de separación física, pero son determinantes en el funcionamiento de los sistemas de depuración biológica.
- Los parámetros menos relevantes, serán el nitrógeno, el fósforo y los coliformes fecales totales, puesto que, los 2 primeros parámetros son macronutrientes y se reducen en el tratamiento secundario, y las

bacterias son eliminadas en las operaciones de desinfección instaladas en el tratamiento terciario.

La Tabla III. II define los parámetros de diseño, que serán la base de cálculo de todas las operaciones del tratamiento de depuración.

Tabla III. II - Parámetros de diseño del tren de operaciones

Parámetro	Unidades	Valor de diseño
Caudal horario	m ³ /h	360
Caudal diario	m ³ /día	8.640
SST	mg/L	2.200
SS (2 h)	ml/L	180 - 270
Ph	-	6,2 – 7,0
DBO	mg/L	1.600
DQO	mg/L	3.700
Nitrógeno orgánico	mg/L	35
Fósforo total	mg/L	3
Temperatura	°C	25°C

3.5 Conclusión

En relación al caudal, los sólidos suspendidos totales, los sólidos sedimentables y el pH, la toma y el registro de datos no tuvieron la constancia y la regularidad requerida para hacer un análisis estadístico extenso. Así mismo, se pueden realizar las siguientes afirmaciones:

- El caudal tiene alto nivel de fluctuación, pero no se observan puntos fuera de los límites de control. por otro lado, se observa que en ciertos periodos de tiempo (mediciones 2 a 11), los valores se posicionan por arriba de la media, indicando alta producción estacional. Como consecuencia, será necesario el diseño y la instalación de ecualizadores de caudal a lo largo del tren de operaciones de depuración. El histograma de frecuencias enfatiza en lo ya expuesto, la distribución observada es poco homogénea, con varios subgrupos que presentan una frecuencia similar.
- El histograma de frecuencias de los SST muestra un pico bien marcado con distribución normal (campana de gauss), el 45% de las mediciones se posicionan por arriba de la media, y el 55% por debajo, demostrando

homogeneidad en la variable. La media además, es coincidente con el subgrupo de mayor frecuencia. Estos resultados permiten fijar el parámetro de diseño, pero el equipo seleccionado deberá tener tolerancia a las fluctuaciones de SST.

- La distribución observada en los SS es distinta, el pico máximo es menos marcado y la campana es más ancha. El 86,7% de las mediciones se posicionan entre 180 y 269 ml/L. en función de estos datos, se puede estimar el valor de diseño.
- Al estudiar la relación entre los SST y los SS, se observa pendiente positiva, lo que indica una tendencia de los SS a acompañar las variaciones presentadas por los SST. Esto indica que el análisis de SS, en cono Imhoff, puede ser utilizado en campo, como estimativo rápido de la eficiencia del tratamiento primario.
- El pH es, posiblemente, la variable de mayor regularidad. El 100% de las mediciones se posicionan entre 6,2 y 7,0 y solo el 27,3% de las mediciones se encuentran fuera de norma (por debajo de 6,5). Esta variable es la más simple de corregir, puesto que con la instalación de un sistema de dosificación de Na(OH) automático, se puede neutralizar el pH. Dicho instrumento puede ser instalado a lo largo del tren de operaciones, pero generalmente se ubican en el tratamiento primario.
- El gráfico de dispersión entre SST y pH no muestra una relación marcada entre las variables. Esto indica que el pH no varía fuertemente con el contenido de fibra, sino que, depende de otros contaminantes y de los aditivos usados.
- En relación a la carga orgánica, no es prudente realizar un análisis cuando se tiene una sola medición. Los valores expuestos en la Tabla 3.1 serán referencia en el diseño del tratamiento secundario. Los compuestos de nitrógeno y fósforo también se eliminan en el tratamiento secundario. Las relaciones DBO:N:P para procesos de depuración biológica suelen ser 500:5:1, por lo tanto para 500 mg/L de DBO removida, se depuran 5 mg/L de nitrógeno y 1 mg/L de fósforo.
- En función del estudio bibliográfico realizado, los efluentes papeleros suelen ser ricos en boro y aluminio, producto de los aditivos que se incorporan al proceso, la contaminación de la materia prima, los materiales compuestos, y la recirculación de agua dentro de la planta que concentra iones. Si bien, no se diseñaran procesos de eliminación particular de estos contaminantes, tendrán un tratamiento teórico en el Capítulo 5.

4. Capítulo 4: Pretratamiento y tratamiento primario

4.1 *Introducción*

Las plantas de tratamiento de efluentes tienen como objetivo principal garantizar que el agua descargada cumpla con los requisitos ambientales esperados. Para cumplir con este objetivo, se incorporan las tecnologías necesarias, y se disponen en forma secuencial para lograr una eficiente depuración. Esta secuencia lógica de operaciones se denomina tren de tratamiento, y su diseño es el primer paso a realizar en la selección de tecnologías aplicables.

Para diseñar el tren de tratamiento, se requiere de lo siguiente:

- Análisis y caracterización del efluente a tratar
- Valores límite de vertido de aguas tratadas
- Naturaleza del proceso industrial
- Perfecto conocimiento de las tecnologías disponibles
- Análisis del terreno destinado a la planta de tratamiento
- Servicios y recursos disponibles

El presente capítulo incluye el desarrollo de la parte inicial del tren de tratamiento, conformado por el pretratamiento y el tratamiento primario. El pretratamiento se compone de operaciones que preparan al efluente para su posterior depuración, y el tratamiento primario es una separación física de contaminantes. La selección y el dimensionamiento del tratamiento secundario (degradación biológica) requieren de un análisis más profundo, por lo tanto, se estudian exclusivamente en el Capítulo 5.

4.2 *Definición de parámetros*

El análisis presentado en el Capítulo 3 permite definir los parámetros de importancia en el efluente a tratar, y la normativa vigente expone los valores

que se deben alcanzar para cada uno de estos parámetros. La información se resume en la Tabla IV. I.

Tabla IV. I - Valores de diseño de los distintos parámetros del efluente a tratar

Parámetro	Unidades	Valor de diseño	Límite de vertido
Caudal horario	m ³ /h	360	No especificado
Caudal diario	m ³ /día	8.640	No especificado
SST	mg/L	2.200	No especificado
SS (2 h)	ml/L	60	1
pH	-	6,53	6,5 - 10
DBO	mg/L	1.600	50
DQO	mg/L	3.700	250
Nitrógeno total	mg/L	33	10
Fósforo total	mg/L	2	1
Temperatura	° C	25	45

4.3 Criterios de selección

El análisis de las plantas recicladoras de papel, ubicadas en zonas urbanas de la provincia de Buenos Aires, permite definir los criterios de selección de tecnologías, que se clasifican en generales y condicionantes. Los criterios generales son aquellos que se buscan como ideal, pero no son determinantes en la selección de equipos, en cambio, los criterios condicionantes son de cumplimiento obligatorio.

4.3.1 Criterios generales

Las tecnologías aplicables en la planta de tratamiento de efluentes deben considerar las siguientes características generales:

- Evitar la emisión de olores y ruidos molestos.
- Tener baja generación de lodos.
- Priorizar el bajo consumo energético.
- Valorar la generación de energía.
- Permitir el tratamiento de gran volumen de efluente.

4.3.2 Criterios condicionantes

Las plantas recicladoras en general, se ubican en zonas urbanas, porque la materia prima que utilizan se genera y recoge en las grandes ciudades.

En particular, las características que se tendrán en cuenta son las siguientes:

- El tren de tratamiento completo debe ser capaz de distribuirse en un terreno de 3400 m².
- El tratamiento debe ser capaz de tratar 360 m³/h, y devolver 300 m³/h de agua de calidad al proceso productivo.
- Las operaciones deben cumplir con las normativas vigentes.
- La disposición de equipos requiere además, permitir la instalación de un laboratorio, un depósito de reactivos, una sala de tableros y comandos, y un pozo de control al final del proceso de depuración.

Los criterios condicionantes no tienen gran relevancia en los equipos de pretratamiento y tratamiento primario, puesto que no son voluminosos y tienen cierta estabilidad, pero sí son determinantes en las tecnologías estudiadas en el tratamiento secundario.

4.4 *Pretratamiento*

4.4.1 Memoria descriptiva

El efluente líquido crudo contiene restos de papel sin desintegrar, cartón, plástico, vidrio, botellas, astillas, arena y polvo, entre otros contaminantes, razón por la cual, la primera operación debe ser un desbaste grueso. El equipo seleccionado es una reja autolimpiante, porque los contaminantes gruesos a separar se encuentran mojados, y se adhieren fácilmente a las barras de la reja, por lo tanto, el equipo requiere de una separación continua de estos residuos, para evitar obstrucciones. Por otro lado, el equipo solo requiere una revisión mínima diaria por parte del operario. El equipo tiene un rastrillo, que se mueve tirado por una cadena impulsada por un motor eléctrico que limpia de forma continua las barras de la reja, y deposita los residuos separados en un contenedor de desechos.

La reja deberá estar localizada en un canal conductor, de modo que el efluente ingresa por un extremo del canal, atraviesa la reja y se descarga en el otro extremo, en un pozo de bombeo.

El primer pozo de bombeo contiene 2 bombas sumergidas, una en servicio y la otra de soporte. La función de las bombas es elevar el efluente hacia el equipo de desarenado.

El equipo desarenador es tipo Vórtex, y como su nombre lo indica, genera un vórtice a través de paletas giratorias impulsadas por un motor eléctrico posicionado en la parte superior del cilindro. El movimiento inducido por las paletas genera una corriente transversal que provoca la concentración de arenas en el fondo del tanque, que luego son separadas mediante purga.

El efluente desarenado sale por el extremo superior del equipo y cae por gravedad a la última operación del pretratamiento. El equipo seleccionado para el desbaste fino es un tamiz rotativo de alimentación interna, autolimpiante, de acero inoxidable, que permite separar partículas sólidas de menor tamaño, mientras vierte el efluente depurado a un ecualizador de caudal. El agua residual ingresa a un cilindro metálico perforado que rota a baja velocidad, y fluye por los orificios hacia la salida del equipo. Los contaminantes quedan retenidos dentro del cilindro, que posee una inclinación para direccionar las partículas hacia una salida de residuos. La caída de agua dentro del cilindro tiene como función secundaria la limpieza de las perforaciones, por lo tanto, el equipo es autolimpiante.

La Figura 4. 1 resume el pretratamiento diseñado. Si bien el volumen de residuos gruesos, arenas y residuos finos separados se pueden estimar en unos cuantos kg diarios, dicha cantidad es despreciable respecto al volumen de efluente tratado, por lo tanto, no se tienen en cuenta en el balance de masa.

Los contaminantes separados pueden ser tratados como residuos sólidos urbanos, y no requieren de tratamiento especial. Los desechos se almacenan en contenedores, y luego son transportados a disposición final por la empresa que presta el servicio.

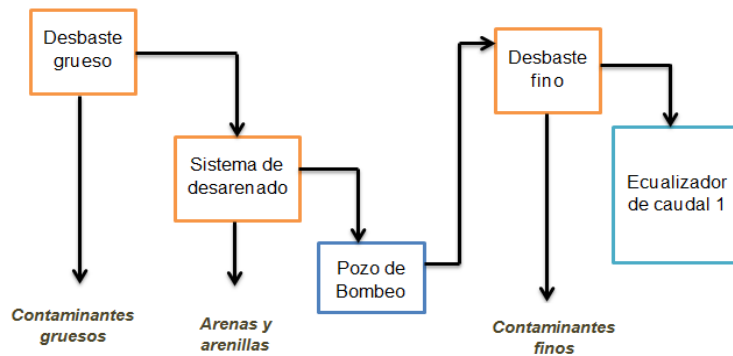


Figura 4. 1 - Diagrama de bloques del pretratamiento diseñado

4.4.2 Equipos e instalaciones

Reja de desbaste grueso y canal conductor

El parámetro principal utilizado para definir la dimensión del canal conductor y de la reja de desbaste grueso es el tiempo de retención hidráulico, que debe posicionarse entre 30 y 60 segundos (Olivos Lara, 2010).

La reja seleccionada se describe en la Tabla IV. II y se ilustra en la Figura 4. 2, en donde se indica que el ancho total del equipo es de 1 m, por lo tanto el canal conductor debe tener 1 m de ancho. Se define la profundidad del canal en 1,5 m (con 1 m de profundidad efectiva), y el largo del mismo en 4 m.

Tabla IV. II - Características de la reja de desbaste grueso

Reja de desbaste grueso	
Proveedor	Jiangsu BOEEP (China)
Ancho total	1 m
Ancho efectivo	0,9 m
Altura del equipo	2,3 m
Espacio entre barras	5 mm
Ancho de las barras	5 mm
Angulo de instalación (respecto al eje horizontal)	75°
Consumo eléctrico	0,5 kWh
Valor	USD 8.200

El TRH se calcula:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad (4. 1)$$

$$TRH = \frac{1\text{ m} \times 1\text{ m} \times 4\text{ m}}{360 \frac{\text{m}^3}{\text{hs}}} = 0,0111\text{ hs}$$

$$TRH = 40\text{ segundos}$$

Por lo tanto, el dimensionamiento de la reja y del canal es correcto.



Figura 4. 2 - Sistema de desbaste grueso

Desarenado

El equipo de desarenado seleccionado es de tipo “Vórtex” puesto que son los equipos más compactos y simples utilizados en la eliminación de arenas y arenillas. Existen otras configuraciones, como construcciones civiles con cambio de dirección brusco en el efluente, que retiene arena en sus bordes, pero estas instalaciones requieren de mayor espacio y de limpieza manual, por lo tanto, no son recomendables para industrias de producción continua. Por otro lado, existen equipos de tratamiento primario que tienen sistemas de desarenado, pero la problemática observada con la presencia de arena en el efluente es muy importante, puesto que desgasta rápidamente las bombas y cañerías, por lo tanto se decide instalar un equipo exclusivo para eliminar arena.

Las características del desarenador seleccionado se exponen en la Tabla IV. III y se esquematiza en la Figura 4. 3. El dimensionamiento depende exclusivamente del caudal a tratar.

Tabla IV. III - Características del desarenador de vórtice

Desarenador Vórtice	
Proveedor	CALA (Chile)
Caudal máximo	580 m ³ /h
Configuración	Cilíndrica
Diámetro	2,5 m
Altura total	2,4 m
Velocidad lineal	11 m/min
Consumo eléctrico	1,1 kWh
Valor	USD 400000

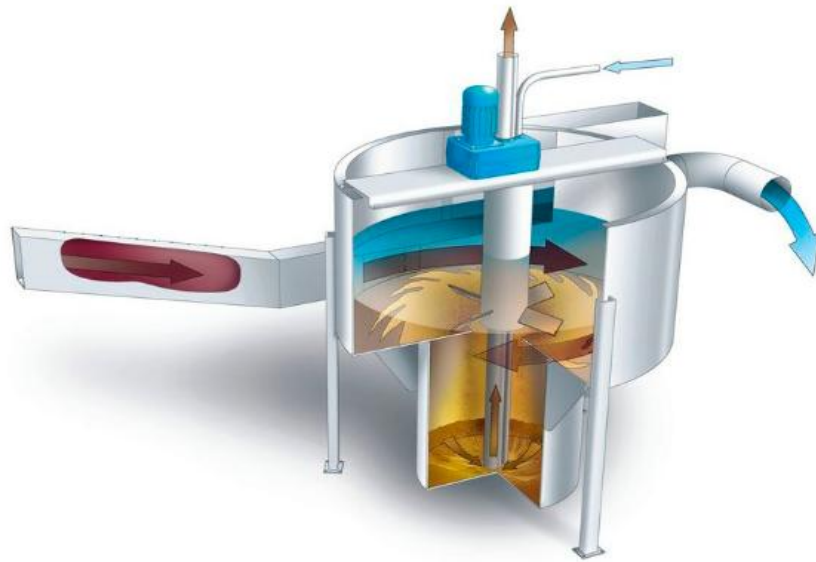


Figura 4. 3 – Equipo de desarenado

Desbaste de finos

El equipo seleccionado para el desbaste fino es un tamiz rotativo de alimentación interna, autolimpiante, de acero inoxidable (Figura 4. 4). En este caso, el medio de separación es una perforación en una chapa metálica, a diferencia de cribado grueso que es por rejas. Esta variación permite retener contaminantes finos que pasan el primer cribado, como fibras textiles, hilos, y demás. En este caso, el dimensionamiento se realiza en función del caudal a tratar y del diámetro de las perforaciones. Las características y dimensiones del equipo son las siguientes:

Tabla IV. IV - - Características del tamiz rotativo de alimentación interna

Tamiz rotativo	
Proveedor	NMFC (China)
Caudal máximo	695 m ³ /h
Material	Acero Inox (304 L)
Largo	3,10 m
Ancho	1,68 m
Alto	1,95 m
Diámetro del cilindro rotatorio	80 cm
Longitud del cilindro rotatorio	183 cm
Diámetro de las perforaciones	1,5 mm
Consumo eléctrico	1,1 kW
Valor	USD 22500

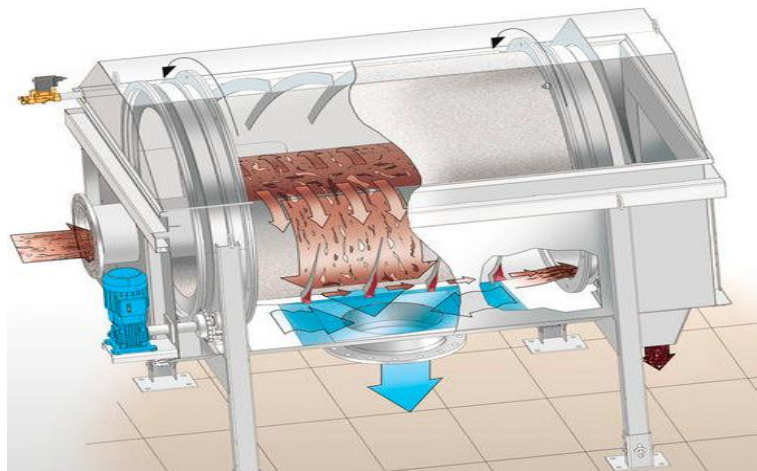


Figura 4. 4 - Tamiz rotativo de cribado fino

Pozo de bombeo 1

Se conoce como pozo de bombeo a la construcción civil en donde se ubican las bombas de alimentación de caudal, que generan la fuerza impulsora necesaria en los tratamientos de depuración.

Para el diseño de los pozos se toma como referencia el libro “Bombas sumergibles y estaciones de bombeo” de la empresa Flygt, en donde se exponen los siguientes criterios:

- El pozo se denomina húmedo cuando las bombas son sumergibles y se posicionan dentro de la construcción, como indica la

$$T_{\text{mín}} = \frac{3600 \text{ seg}}{N^{\circ} \text{ arranques}} \quad (4.2)$$

$$V_{\text{mín}} = \frac{3600 \text{ seg}}{N^{\circ} \text{ arranques}} \times \frac{Q}{4} \quad (4.3)$$

- .
- Se recomienda que la altura mínima de columna de agua para protección de las bombas y evitar la cavitación debe ser de 70 cm, pero este parámetro se fija en 1 m.
- Es recomendable adoptar configuraciones (1+1) o (2+1), siempre teniendo una bomba de refuerzo.
- Los pozos de configuración cuadrada, deben tener una base de 2 m de lado, es decir, ocupan una superficie de 4 m².
- El diseño de la profundidad del pozo requiere de 2 criterios, el tiempo mínimo de ciclo (T_{mín}) y el volumen mínimo de pozo (V_{mín}). Las Ecuaciones respectivas son las (4. 2) y (4. 3).

$$T_{\text{mín}} = \frac{3600 \text{ seg}}{N^{\circ} \text{ arranques}} \quad (4.2)$$

$$V_{\text{mín}} = \frac{3600 \text{ seg}}{N^{\circ} \text{ arranques}} \times \frac{Q}{4} \quad (4.3)$$

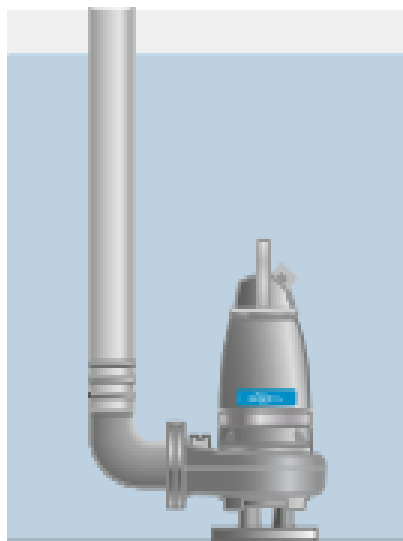


Figura 4. 5 - Instalación de una bomba sumergible en el interior de un pozo de bombeo

Las bombas de alimentación no tienen un funcionamiento continuo, sino que tienen periodos de bombeo y periodos de descanso. El fabricante recomienda que, mientras mayor es la potencia de la bomba, menor es el número de arranques por hora que esta debe tener. El número de arranques se define en función de la Tabla IV. V.

Tabla IV. V - Número de arranques por hora para bombas de alimentación

Potencia (kW)	Arranque conservador	Arranque ajustado
0,5 - 7,5	10	18
7,5 - 11,0	8	15
11,0 - 22,0	6	12
22,0 - 37,0	6	10
37,0 - 110,0	6	9
110,0 - 160,0	5	8
mayor a 160	5	7

El primer pozo de bombeo debe ser capaz de transportar 360 m³/h (0,1m³/seg) desde el canal conductor de desbaste grueso hacia el desarenador. La potencia de la bomba es 15 kW, por lo tanto el número de arranques se puede fijar en 10. Según ecuación (4. 2) y (4. 3):

$$T_{min} = \frac{3600 \text{ seg}}{10}$$

$$T_{min} = 360 \text{ seg}$$

$$V_{min} = \frac{3600 \text{ seg}}{10} \times \frac{0,1 \frac{m^3}{\text{seg}}}{4}$$

$$V_{min} = 9 \text{ m}^3$$

El pozo contendrá 2 bombas sumergidas de capacidad media, en una configuración (1+1) y tendrá una superficie de 4m² (2m x 2m), con una profundidad de 4,5 m y 4 niveles definidos por sensores de nivel, definidos a continuación:

- 1 m de profundidad desde el piso para cobertura hídrica de las bombas, en donde se instala el primer sensor de nivel.
- 1,25 m desde el piso hasta el segundo sensor de nivel, que marca el fin del volumen útil del pozo.

- 3,5 m desde el piso hasta el tercer sensor de nivel, que marca el inicio del volumen útil del pozo.
- 4 m desde el piso hasta el cuarto sensor de nivel, que activa una alarma indicando falla y posible vuelco de efluente.

Las características de las bombas se definen en la Tabla IV. VI.

Tabla IV. VI - Características de las bombas de alimentación seleccionadas para el pozo de bombeo 1

Bombas de alimentación (1+1)	
Marca comercial	Flygt
Modelo	3171
Potencia	15 – 22 kW
Revoluciones por minuto	1475 RPM
Caudal de diseño	100 L/s
Altura máxima para 15 kW	7 m
Altura máxima para 18,5 kW	9 m
Altura máxima para 22 kW	14 m
<i>Valor</i>	USD 12985

Una potencia de 15 kW permite elevar el caudal de diseño hasta 7 m, altura suficiente para alimentar el desarenador.

Ecualizador de caudal 1

Como su nombre lo indica, el ecualizador de caudal es una construcción civil que permite evitar los inconvenientes que se pueden presentar como consecuencia de las fluctuaciones del efluente, es decir, amortiguan las variaciones de caudal. Las tecnologías aplicadas en el tratamiento primario requieren de alimentación constante, por lo tanto, es necesario instalar un ecualizador de caudal al ingreso del mismo.

El método de cálculo es el producto del TRH, estimado en 2 h de diseño (Morató & Peñuela, 2009), por el caudal Q (360 m³/h).

$$Vol. ecualizador = TRH \times Q \quad (4.4)$$

$$Vol. ecualizador = 2 h \times 360 \frac{m^3}{h}$$

$$\text{Vol. ecualizador} = 720\text{m}^3$$

Por lo tanto, el volumen del ecualizador de caudal 1 se fija en 720 m^3 .

4.5 Tratamiento primario

4.5.1 Selección de tecnologías

El tratamiento primario (separación física de contaminantes) más altamente probado y utilizado en la industria papelera es el sistema de flotación por aire disuelto (DAF). Existen otros mecanismos de flotación como los de aire inducido (IAF), pero son equipos más precarios, para caudales muchos menores a los tratados, o para eliminación de grasas y aceites, por lo tanto se adaptan mejor a plantas productoras de alimentos, tales como farináceos, industrias lácteas o frigoríficos, pero difícilmente aplicables a industria de altos caudales como las papeleras. Los equipos DAF logran la remoción de hasta el 98% de los sólidos suspendidos totales contenidos en la corriente de agua residual, y la tecnología de floculación y separación por aire disuelto, permite separar la fibra celulósica presente, que ingresa nuevamente al proceso de fabricación de pasta, por lo tanto, no solo permiten reducir el contenido de SST del efluente, sino que además, recupera fibras celulósicas de valor comercial (Jácome Burgos, Suárez López, & Ures Rodriguez, 2013).

La Tabla IV. VII muestra una comparativa entre 4 marcas comerciales que fabrican sistemas DAF, respecto al origen de los equipos, las características principales de funcionamiento y eficiencia de remoción, y los sistemas auxiliares incorporados.

El sistema DAF entonces, logra mejorar considerablemente la calidad del agua tratada, para recircularla nuevamente en el proceso productivo. Por la concentración de sales, los reactivos residuales y las fibras cortas presentes, el circuito de recirculación de agua no puede ser del 100%. Se define que el caudal tratado sea de $360 \text{ m}^3/\text{h}$, y que el caudal que se recircula sea de $300 \text{ m}^3/\text{h}$. el efluente restante, será depurado en un tratamiento secundario y luego descargado.

Tabla IV. VII - Comparativa entre distintos sistemas DAF

Marca comercial		Huber	Krofta	World Water Works	NMFC
Origen		Alemania	Austria	Estados Unidos	China
Características principales	Configuración	Rectangular	Circular	Rectangular	Circular
	Material	AISI 316 (A. Inox)	AISI 316 (A. Inox)	Polipropileno	AISI 316 (A. Inox)
Eficiencia de remoción garantizada	SST	95 al 98%	90%	90%	90%
	Grasas y aceites	95 al 98%	90%	90%	no especificado
	DBO	50 al 70%	50 al 70%	50%	no especificado
	DQO	no especificado	menor al 30%	no especificado	no especificado
Datos de funcionamiento	Bomba de recirculación	Centrífuga horizontal multietapa	Incluye pero no especifica	no especificado	Marca Grundfos de 45 kW
	Cantidad	2, config: 1+1	2, config: 1+1		1
	Compresor	compresor de pistón Kaeser	Compresor Atlas Copco	no incluye	Compresor Ingersoll Rand de 7,5 kW
	Cantidad	1	1		1
	Bomba de sólidos	Incluye, marca Seepex	no incluye	Bomba de doble diafragma	Sistema de purga automática, no especifica tipo de bomba
	Cantidad	1		1	
Sistema de dosificación de coagulantes	Tipo	Bomba dosificadora de diafragma Prominent	Bombas especiales para dosificación de coagulantes	Dosificadores con sistema de autodilución	Incluye pero no especifica
	Cantidad	1	2	2	
	Tanques	no incluye	incluye 2 tanques de acero inoxidable	no requiere tanques de dilución	No especifica
Sistema de dosificación de polielectrolitos	Tipo	Sistema automático.	Sistema manual	Incluye pero no especifica	Incluye pero no especifica
	Tanques	1	2, de acero inoxidable		
	Capacidad	1000 L	no especificado		
Sistema de neutralización de pH	Tipo	Bomba dosificadora de diafragma Prominent	No incluye sistema de adición de ácidos o bases	Incluye 2 sistemas, uno para adición de ácido y otro para bases	Incluye pero no especifica
	Cantidad	1		2	
	Sensor	2 sensores Prominent		incluye	
	Controlador	1 controlador Dulcometer		incluye	
	Tanques	no incluye		2 tanques de 5000 L	
Caudalímetro	Tipo	Electromagnético			

4.5.2 Memoria descriptiva

El pretratamiento deposita el efluente en el ecualizador de caudales 1, que tiene como función alimentar con caudal constante al equipo DAF. El agua residual “cruda” es bombeada hasta la cámara de flotación del equipo, y una corriente de agua tratada se recircula dentro del sistema. En dicha corriente de recirculación, se incorpora aire a 6,5 atm de presión. El tiempo de retención en la recirculación es de 1 minuto, y posteriormente el agua saturada de aire se devuelve a la cámara de flotación, pasando por una válvula de reducción de presión que genera miles de micro burbujas.

El equipo tiene un sistema de adición de coagulantes y floculantes, que se adhieren a las fibras, y ascienden a la superficie con ayuda de las burbujas formadas. El sistema está equipado con una pala rotativa, que separa los contaminantes flotantes y los transporta hacia el centro del equipo, en donde se posiciona la salida de los mismos. El agua tratada sale del equipo, y se direcciona hacia el ecualizador de caudales 2, por gravedad.

Las fibras separadas se almacenan en un recipiente y posteriormente son bombeadas hacia una centrifuga deshidratadora, en donde, las fibras largas se separan para luego reincorporar al proceso. El agua de rechazo se direcciona también al ecualizador de caudales 2. Dicho estanque tiene como objetivo almacenar el agua que ingresará posteriormente al proceso de fabricación de papel, y el agua de desborde, se direcciona al tratamiento secundario.

La celulosa recuperada se estima en 180 kg/h, es decir, 120 L/h (la densidad de la celulosa es 1500 kg/m³), y la concentración es del 3%, por lo tanto, el caudal es 4 m³/h. El diagrama expuesto en la Figura 4. 6 expone las corrientes ya descritas.

4.5.3 Equipos e instalaciones

Ecualizador de caudal 2 y pozo de bombeo 2

El ecualizador de caudal 2, recibe el efluente depurado del tratamiento primario, y alimenta al pozo de bombeo 2. El pozo contiene 4 bombas, en 2 configuraciones 1+1. El primer par, permite recircular 300 m³/h hacia el proceso de fabricación de papel reciclado, mientras que el caudal restante (aproximadamente 60 m³/h) se bombea al tratamiento secundario, para su depuración biológica y descarga (Hammeken Arana & Romero García, 2005).

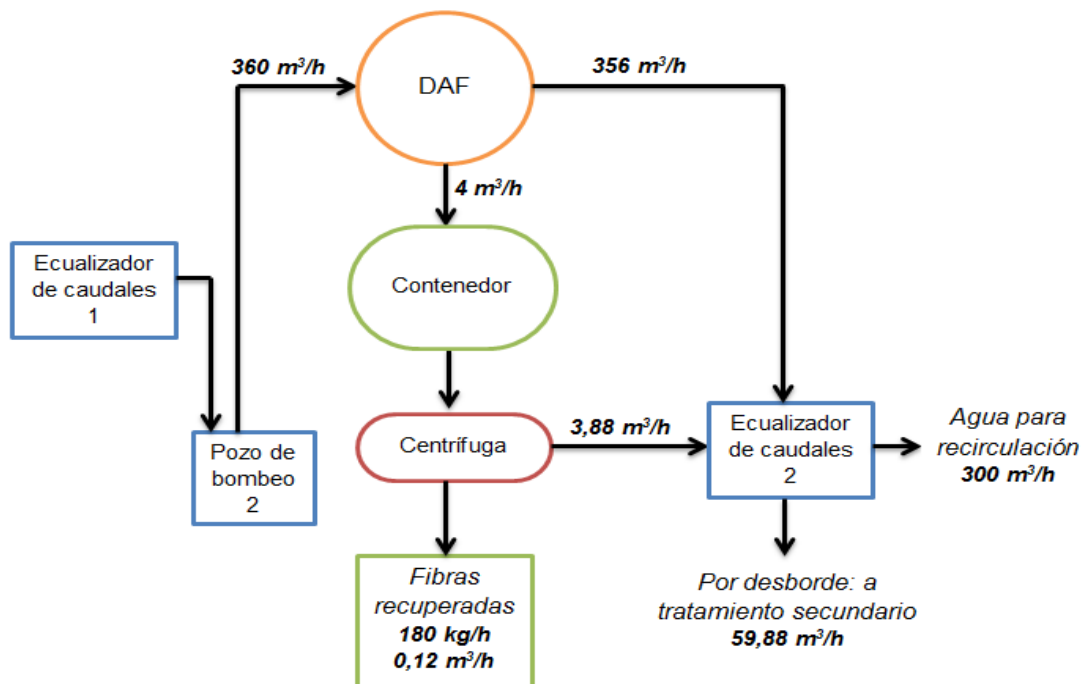


Figura 4. 6 – Diagrama de tratamiento primario propuesto

El volumen del ecualizador según ecuación (4. 4) es:

$$Vol.ecualizador = 2 h \times 360 \frac{m^3}{h}$$

$$Vol.ecualizador = 720m^3$$

El volumen del ecualizador 2 se fija en 780 m³, puesto que el agua de deshidratación de lodos se almacenará en este cuerpo. La construcción propuesta de los ecualizadores es en conjunto, como muestra la Figura 4. 7, con un diámetro de 25 m y una profundidad de 3,10 m.

La potencia de las bombas que recirculan agua es de 12 kW (10 arranques) y las que alimentan el tratamiento biológico son de 4 kW (15 arranques) (Flygt, 2004).

Según las Ecuaciones (4. 2) y (4. 3):

$$V_{min} = \frac{3600 \text{ seg}}{10} \times \frac{0,1 \frac{m^3}{seg}}{4} = 9 m^3$$

$$V_{min} = \frac{3600 \text{ seg}}{15} \times \frac{0,1 \frac{m^3}{\text{seg}}}{4} = 6 m^3$$

$$V_{min} = 9 m^3 + 6 m^3$$

$$V_{min} = 15 m^3$$

La superficie es de $7,5 m^2$ ($2,5 \times 3$), con una profundidad de $4,25 m$ y 4 niveles, de igual forma al pozo ya detallado. Las alturas definidas son $1 m$; $1,25 m$; $3,25 m$ y $3,75 m$.



Figura 4. 7 - Ecuador de caudal cilíndrico, con división

Equipo DAF

El dimensionamiento del sistema se realiza por 3 parámetros denominados carga hidráulica (CH), carga de sólidos (CS) y relación aire/sólidos (A/S) (Graterol & Riera, 2015).

La CH (Ecuación (4. 5)) es la relación entre la razón de flujo total y el área de superficie disponible en la celda de flotación. Las cargas hidráulicas de diseño varían de $1,5$ a $5,0 \text{ gpm/ft}^2$, y el valor recomendado es $2,5 \text{ gpm/ft}^2$ ($6,30 \text{ m}^3/\text{h m}^2$).

$$CH = \frac{Q}{\text{Superficie efectiva}} \quad (4.5)$$

La CS (Ecuación 4.6) es la relación entre el área de superficie efectiva de una celda DAF y la cantidad total de sólidos suspendidos totales y grasas, aceites y partículas flotantes que entran al sistema. La carga promedio de diseño, calculada por la Ecuación 4.7, es de 1,0 a 3,5 lb/h.ft², pero se recomienda no exceder 2,0 lb/h.ft². La carga se expresa en libras horarias, y la superficie efectiva en pies cuadrados.

$$CS = \frac{\text{Carga}}{\text{Superficie efectiva}} \quad (4.6)$$

$$\text{Carga} = \frac{Q \times SST}{1000} \quad (4.7)$$

La (A/S) representa los kg de aire aplicados por kg de sólidos suspendidos a retener. Para el tratamiento de efluentes, la relación varía entre 0,005 y 0,06. Se propone como valor de diseño 0,04 kg de aire por kg de sólidos a retirar (Metcalf y Eddy, 1995).

$$\left(\frac{A}{S}\right) = 1,3 \times sa \times Qr \times \frac{(f \times P) - 1}{SST \times Q} \quad (4.8)$$

El caudal de aire (Qa) se obtiene con la Ecuación (4. 9):

$$Qa = \left(\frac{A}{S}\right) \times SST \times Q \quad (4.9)$$

Se definen los siguientes parámetros:

- La solubilidad del aire (sa), expresado en ml/L a 20 °C es 22,8.
- La fracción de aire disuelto a la presión P (f): Generalmente es 0,8.
- Presión (P): 6,5 atm
- Sólidos suspendidos totales (SST): 2200 mg/L
- Caudal de alimentación (Q): 360 m³/h
- Caudal de recirculación para burbujeo (Qr): valor a obtener

La carga es según ecuación (4. 7):

$$Carga = 360 \frac{m^3}{h} \times 2200 \frac{mg}{l} \times \frac{1}{1000} = 792 \text{ kg/h}$$

Se comienza el análisis calculando el caudal de recirculación Q_r en función de la $(A/S) = 0,04$ propuesta, despejando la Ecuación (4. 8):

$$Q_r = 0,04 \times \frac{1}{1,3 \times 22,8} \times \frac{2200 \times 360}{(0,8 \times 6,5) - 1} = 254,5 \frac{m^3}{h}$$

El caudal de aire necesario según Ecuación (4. 9):

$$Q_a = 0,04 \frac{kg \text{ Aire}}{kg \text{ SST}} \times \frac{2,2 \text{ kg SST}}{m^3} \times 360 \frac{m^3}{h}$$

$$Q_a = 31,68 \frac{kg \text{ Aire}}{h}$$

El caudal de diseño es:

$$Q_d = Q + Q_r = 360 + 254,5$$

$$Q_d = 614,5 \text{ m}^3$$

Por lo tanto, para un caudal de diseño (Q_d) de $614,5 \text{ m}^3/\text{h}$, la superficie efectiva será:

$$\text{Superficie efectiva} = \frac{614,5 \frac{m^3}{h}}{6,30 \frac{m^3}{h}} \frac{m^2}{m^2}$$

$$\text{Superficie efectiva} = 97,5 \text{ m}^2 \text{ (1049,5 ft}^2\text{)}$$

Para una configuración circular, el diámetro del equipo será:

$$\frac{\pi \times d^2}{4} = 97,5 \text{ m}^2 \rightarrow d = 11,15 \text{ m}$$

Para corroborar, se estima la carga de sólidos y se compara con los valores recomendados según Ecuación (4. 6):

$$2200 \frac{g}{m^3} \times 360 \frac{m^3}{h} = 792000 \frac{g}{h} = 1,746 \frac{lb}{h}$$

$$CS = \frac{1,746 \frac{lb}{h}}{1049,5 ft^2}$$

$$CS = 1,66 \frac{lb}{h ft^2}$$

El valor obtenido es menor al límite recomendable, por lo tanto el dimensionamiento es correcto.

Con respecto a la selección del equipo DAF, según la Tabla IV. VII, la tecnología de origen chino incluye los elementos auxiliares para el correcto funcionamiento del mismo y en cuanto a su valor comercial representa un 60% menos con respecto a la primera marca más conocida en el ámbito de industrias papeleras como KROFTA. Se toma como referencia el valor comercial de un DAF marca KROFTA, modelo SPC-27 de 30 m³/h tasado en USD 384.368. Por lo tanto, se define que se adquiere un sistema DAF de origen chino.

Respecto a los reactivos utilizados en el tratamiento primario, el sistema DAF propuesto tiene sistema de regulación de pH, con sensor de medición y bomba dosificadora de Na(OH). El pH del efluente que ingresa al DAF oscila entre 6,2 y 6,9 y el sistema regulador se programa para que el pH de salida sea superior al valor 6,5 (Amaya, Avilés, & Cañon, 2004). Las razones de dosificación de Na(OH) son las siguientes:

- La normativa indica que el rango de vertido respecto al pH es 6,5 a 10.
- El pH óptimo de los floculantes y coagulantes aplicados es levemente ácido, entre 6,5 y 7.
- El tratamiento biológico aplicado posteriormente requiere de un pH cercano al valor neutro.

El consumo promedio diario se estima en 50 kg de Na(OH) de uso industrial, que se diluye en solución al 30% y se dosifica automáticamente en función del pH medido mediante sensores.

Tabla IV. VIII - Características y dimensiones del equipo DAF seleccionado

Sistema de flotación por aire disuelto DAF	
Marca comercial	NMFC (China)
Caudal máximo	590 m ³ /h
Diámetro	13 m
Potencia de traslado de pala	3 kW
Potencia de rotación de pala	2,2 kW
Potencia de bomba de recirculación	45 kW
Potencia de compresor de aire	7,5 kW
Potencia total	60 kW
Valor	USD 175800

El uso de coagulantes es necesario para desestabilizar las suspensiones coloidales, formar coágulos y facilitar la adherencia de estos a las microburbujas de aire, para finalmente realizar la separación física mediante la cuchara del sistema DAF. El coagulante de mayor consumo en las industrias papeleras es el policloruro de aluminio (PAC), pero existen otras sales tales como sulfato de aluminio, cloruro férrico que puede cumplir esta función. Por otro lado, en estos sistemas de separación también se adicionan polímeros catiónicos, aniónicos o ambos, para aumentar la cohesión en los flóculos formados, y mejorar considerablemente el proceso.

El PAC se aplica en concentraciones que van desde 100 g/m³ hasta 400 g/m³, mientras que los polímeros catiónicos van de 10 g/m³ hasta 50 g/m³.

Estimando una aplicación mínima de 100 g/m³ para el PAC y de 10 g/m³ para el polímero, los requerimientos diarios van a ser 864 kg de PAC y 86,4 kg de polímero. El equipo DAF seleccionado posee las bombas dosificadoras requeridas para aplicar estos compuestos, previamente solubilizados.

Centrifuga

La centrifuga seleccionada es de marca Peralisi (Italia) y tiene una capacidad hidráulica de 9,1 m³/h, las características se resumen en la Tabla IV. IX.

La corriente de rechazo del sistema DAF es de 4 m³/h, es decir, 96 m³ diarios, por lo tanto, el régimen de funcionamiento de la centrífuga ronda las 10 horas diarias.

Tabla IV. IX - Características de la centrífuga recuperadora de celulosa

Centrífuga de recuperación de fibras	
Marca comercial	Pieralisi
Caudal máximo	9 m ³ /h
Potencia del motor	11 kW
Longitud total	2,77 m
Ancho total	1,04 m
Altura total	1,42 m
Diámetro del cilindro contenedor	0,36 m
Velocidad máxima	3100 RPM
Valor	EUR 90000

La Figura 4. 8 esquematiza el funcionamiento de la centrífuga. La velocidad de giro del sistema permite la separación de fibras por diferencia de densidad con el agua, y genera una corriente separada de fibras, con bajo contenido acuoso.

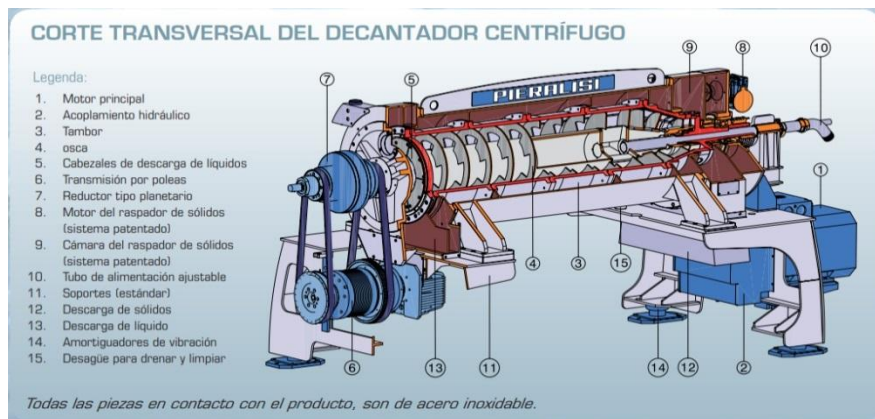


Figura 4. 8 - Centrífuga

Bombas de alimentación

Las bombas de recirculación de agua al proceso productivo pueden tener las mismas características que las ubicadas en el pozo de bombeo 1 con variador de caudal, puesto que, tanto el caudal como la altura requerida son similares (Flygt 3171).

Las bombas de alimentación al sistema biológico, por otro lado, serán de menor potencia. El caudal se estima en 60 m³/h, y para este caudal, las bombas seleccionadas son las que se presentan en la Tabla IV. X:

Tabla IV. X - Bombas de alimentación al proceso biológico

Bombas de alimentación (60 m ³ /h)	
Marca comercial	Flygt
Modelo	3153
Potencia	7,5 – 13,5 kW
Caudal de diseño	16,7 L/s
Altura máxima para 7,5 kW (1465 RPM)	12 m
Altura máxima para 9 kW (1460 RPM)	13,5 m
Altura máxima para 13,5 kW (1455 RPM)	17 m
Valor	USD 5800

4.6 *Discusión y conclusión*

El proceso de selección de tecnologías tanto en el pretratamiento como en el tratamiento primario no es técnicamente tan rico como lo será en el tratamiento secundario, y se reduce a una selección de equipos fabricados por distintas empresas, pero con principios de funcionamiento similares.

Con la selección de equipos de desbaste (tanto grueso como fino) se busca eliminar todo tipo de contaminantes voluminosos con el fin de adecuar el efluente para su posterior tratamiento y preservar la vida útil y el correcto funcionamiento de los equipos (por ejemplo, las bombas de alimentación). Los sistemas deben ser autolimpiantes, puesto que los contaminantes mojados se adhieren fácilmente a las superficies, y se requiere de una limpieza constante de los equipos.

Posteriormente se diseña una operación de desarenado, puesto que, según lo observado, la presencia de arenas y arenillas abrasivas contenidos en los fardos de materia prima generan desgaste por abrasión en las partes móviles de los distintos equipos. En el caso del DAF, la presencia de arena en el fondo de la cámara de aireación impide el correcto desplazamiento del brazo barredor, por lo tanto, es necesario desarenar el efluente antes de su ingreso al DAF.

El equipo de desarenado seleccionado es económicamente costoso, si se compara con un simple desarenador estático de precipitación por gravedad, pero se prioriza el ahorro en el espacio físico ocupado. La velocidad horizontal

del agua se estima en 0,15 m/s, velocidad suficientemente lenta para permitir la retención de arenas y arenillas en el canal (Rojas, 2019). Con este parámetro, la sección normal es de 0,66 m², y la superficie del canal es de 59 m². Si la altura es de 0,5 m, el ancho será de 1,32 m y la longitud de 44,5 m. Si se aumenta la profundidad del sistema, el ancho del canal se reduce, pero la longitud se incrementa. En función de lo expuesto, se descarta la construcción de un desarenador estático, decantando la selección hacia un sistema Vórtex compacto.

De acuerdo a la investigación de mercado realizada, los valores de los equipos de origen Chino ronda entre el 40% y el 60% respecto al valor que tienen los sistemas de las primeras marcas internacionales. Esta diferencia se hace determinante al momento de la selección. En el caso particular del DAF, el equipo Chino trae incorporados todos los sistemas auxiliares requeridos y el fabricante garantiza una remoción de SST del 90%, por lo tanto, es la mejor opción entre las analizadas.

Para equipos auxiliares menores, como las bombas de alimentación, se prefieren las primeras marcas porque, si bien la diferencia en los valores se mantiene, los costos son menores y por lo tanto más accesibles.

Las fibras separadas en el proceso de flotación, son bombeadas hacia una centrífuga, que permite la separación de las mismas, para luego reincorporarlas al proceso de reciclado.

En relación al uso de coagulantes y floculantes, cada empresa genera un efluente con características particulares, y la dosis óptima debe estimarse con el llamado Jar test. Este ensayo consiste en la adición de dosis crecientes de coagulante y/o floculante a una serie de porciones del agua a ensayar, determinando después de un período de agitación adecuado, las características del coágulo y algunas propiedades físicas y químicas en las porciones tratadas, que permiten establecer las dosis óptimas de coagulante y/o floculante que deben añadirse al agua para su tratamiento. Los valores propuestos son tentativos, en función de los datos brindados por proveedores.

El tren propuesto a lo largo del Capítulo permite una depuración física del efluente, logrando reducir considerablemente los SST presentes, y además, neutralizar el pH del efluente de salida. Si bien los SST no se encuentran tipificados en la normativa vigente, su reducción estimada en el 95% aumenta la calidad del agua de salida, y por otro lado, se logra reducir considerablemente el contenido de SS, cuyo valor máximo tanto para descarga en colectora cloacal como en cursos de agua es de 0,5 ml/L.

La Tabla IV. XI muestra las estimaciones realizadas para el efluente, a la salida del sistema DAF. Si bien para valores de DBO, los porcentajes de reducción indicados por los fabricantes rondan el 50% y para DQO rondan el 30%, los valores estimados de reducción serán menores, para que el dimensionamiento del tratamiento secundario tenga cierta tolerancia en los picos que se puedan presentar.

Los valores expresados en la Tabla IV. XI serán los de referencia para dimensionar los equipos de depuración biológica.

Tabla IV. XI - Valores estimados de remoción en el sistema DAF para cada parámetro de diseño

Parámetro	Unidades	Valor de ingreso al DAF	% de remoción estimado	Valor de salida del DAF
SST	mg/L	2.200	95%	110
SS (2 h)	ml/L	60	95%	3
pH	-	6,53	-	6,6 – 6,8
DBO	mg/L	1.600	25%	1.200
DQO	mg/L	3.700	25%	2.775
Nitrógeno orgánico	mg/L	33	30%	23
Fósforo total	mg/L	2	30%	1,4

5. Capítulo 5: Tratamiento secundario y terciario

5.1 Introducción

El tratamiento secundario, por la naturaleza biológica del proceso, es el más complejo del tren. Las tecnologías aplicables al caso son variadas y engloban distintos parámetros, razón por la cual, se realizará un análisis extenso de las mismas, tomando como referencia los criterios generales y condicionantes de selección, definidos en el Capítulo 4, y el marco teórico, presentado en el Capítulo 2.

El diseño del tratamiento secundario requiere de una fuerte memoria de cálculos, que se desarrollará a lo largo del presente Capítulo.

Por otro lado, se conoce como tratamiento terciario a las operaciones de reducción de carga microbiana y a los procesos de depuración diseñados e implantados al final del tren de operaciones, cuyo objetivo es eliminar aquellos contaminantes particulares que quedan en forma residual en el efluente.

5.2 Tratamiento secundario

5.2.1 Definiciones

Para comprender correctamente el diseño de cada proceso de depuración, es necesario definir parámetros específicos utilizados en los sistemas de degradación microbiológica (Metcalf y Eddy, 1995).

La eficiencia (%) del sistema se define en función de la capacidad de remoción de carga orgánica, cuantificada como DBO o DQO.

$$Ef (\%) = \frac{S_o - S}{S_o} \times 100 \quad (5. 1)$$

En donde S_o es la DBO o DQO de entrada y S es la de salida.

La carga orgánica diaria (COD) es la cantidad de materia orgánica aplicada al reactor, cuantificado como kg DBO por día o kg DQO por día, dependiendo del modelo de cálculo adoptado.

$$COD = S_o \times Q \quad (5.2)$$

La edad del lodo o edad celular media (θ_c) es una medida de la cantidad promedio del tiempo que los sólidos biológicos permanecen en el reactor. La edad celular media para sistemas con aireación extendida se estima en 20 a 30 días, siendo 25 días el valor de referencia para el caso de lodos activados convencional, en el caso de los reactores de membranas (MBR) el valor se estima por arriba de 40 días.

Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) representan la concentración de células en el licor mezcla, y varía normalmente entre 800 y 6000 mg/L, en lodos activados, mientras que su valor puede elevarse hasta 15000 mg/L en otros sistemas, como el reactor biológico de membranas filtrantes (MBR). Por otro lado, los sólidos suspendidos totales (SST) representan la totalidad de sólidos en suspensión en el licor, y se estima mediante la relación SSV/SST. Generalmente, esta relación se estima en 0,8.

El tiempo de retención hidráulico (TRH) es otro parámetro de importancia, en el diseño de reactores biológicos. El TRH representa el tiempo que el efluente se almacena dentro del reactor, y se calcula como el cociente entre el volumen del reactor (V_r) y el caudal (Q).

$$TRH = \frac{V_r}{Q} \quad (5.3)$$

La relación F/M es la relación entre alimentos y microorganismos presentes en el reactor. La F/M también se conoce como carga másica y se expresa como kg de DBO aplicada por kg de Sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla por día. La F/M representa la masa de sustrato aplicado diariamente al tanque de aireación, contra la masa de microorganismos. En sistemas de aireación extendida, este valor de diseño varía entre 0,05 y 0,15 kg DBO / kg SSV.

$$\frac{F}{M} = \frac{S_o \times Q}{X_v \times V_r \text{ adoptado}} \quad (5.4)$$

La carga volmétrica (CV) es la DBO o DQO aplicada en forma diaria por m³ y se expresa en kg por m³ día. La CV de diseño debe variar entre 0,16 y 0,40 kg/m³día para sistemas con aireación extendida.

$$CV = \frac{S_o \times Q}{Vr \text{ adoptado} \times 1000} \quad (5.5)$$

Por último se definen 2 constantes: el coeficiente de producción celular (Y), es el valor estimado de biomasa que se produce a partir de la materia carbonosa, y se expresa como kg SSV/kg DBO. El coeficiente de decaimiento endógeno o destrucción celular (Kd), es un valor que estima la muerte de células y se expresa como kg SSV/kg SSV de células muertas.

Teniendo en cuenta la última etapa del tratamiento, el deshidratado de lodos, por cual, el lodo proveniente del digester de lodos, se transporta mediante una bomba tornillo hasta el equipo correspondiente, en este caso, se va a utilizar un filtro de banda ubicado en una sala de deshidratado. Al deshidratar los lodos mediante filtro banda, se estima que el 18% es sólido y el 82% restante es agua que se elimina por gravedad, la cual retorna a la etapa de equalización previa al tratamiento biológico.

Para el cálculo de deshidratación de lodos, se toma en cuenta el valor de caudal de purga (Qp) generado por el sistema a partir de la Ecuación (5. 9) y el parámetro básico de dimensionamiento de estos equipos es la carga lineal o producción de sólidos por metro lineal de anchura de las bandas, por lo tanto se estima que se pueden tratar de 10 m³/h de lodo por ancho de banda.

En relación a las fuentes de N y P, se utilizará urea y ácido fosfórico, en una relación de DBO:N:P de 100:5:1.

5.2.2 Tecnologías no aplicables

Se sabe que el espacio físico disponible para la construcción de la planta depuradora es reducido, por lo tanto, las lagunas en todas sus variantes quedan excluidas como opción de estudio según la Tabla V. I. Además, las lagunas son generadores de malos olores y vectores biológicos (moscas, mosquitos, vinchucas, roedores e insectos), por lo tanto, es inviable su instalación en zonas urbanas o mixtas (Gonzalez Ledesma, 2015).

Tabla V. I - Comparativa de profundidad, volumen y área de los distintos tipos de lagunas

Tipo de laguna	TRH (días)	Profundidad (m)	Volumen (m ³)	Area (m ²)
Laguna aerobia	5 – 20	1	7.200-28.800	7.200-28.800
Laguna anaerobia	20 – 50	4	28.800-72.000	7.200-18.000
Laguna facultativa	5 – 30	2	7.200-43.200	3.600-21.600
Laguna de maduración	20 – 50	1,5	28.800-72.000	19.200-48.000

Los reactores anaeróbicos por otro lado, son tecnologías complejas, con difícil adaptación, largos tiempos de puesta en punto, y rangos operativos acotados. El reactor EGSB además, tiene baja tolerancia a las fluctuaciones de DBO o DBO₅, condición que impide la aplicación de esta tecnología en el tren a diseñar.

Otra tecnología excluida del análisis es la de biofiltros, puesto que el desarrollo es antiguo (más de 30 años) y queda obsoleto respecto a otras tecnologías de película, como los reactores MBBR actuales. Además, la degradación con biofiltros no fue probada ampliamente en el país, y la bibliografía encontrada no es rica respecto a los resultados obtenidos en el tratamiento de efluentes generados en la industria del papel reciclado.

Las propuestas estudiadas son 5, y combinan tecnologías como la de lodos activados de régimen aireado, filtros percoladores, membranas MBR, reactores MBBR y reactores de régimen anaerobio, además de los clarificadores necesarios, digestores de lodos y equipos auxiliares.

Los parámetros del efluente líquido crudo que ingresan al tren de tratamiento, según el Capítulo 3 se expone en la Tabla V. II y se toman como base para el diseño de tratamiento secundario.

Tabla V. II - Parámetros de ingreso al tratamiento secundario

Parámetro	Unidades	Valor de ingreso al tratamiento biológico
SST	mg/L	110
SS (2 h)	ml/L	3
pH	-	6,53
DBO	mg/L	1.200
DQO	mg/L	2.775
Nitrógeno orgánico	mg/L	23
Fósforo total	mg/L	1,4

5.2.3 Reactor aerobio de lodos activados convencional

La primera propuesta analizada incluye el diseño de un reactor de lodos activados convencional como sistema único de degradación biológica, operando en conjunto con un sedimentador y un digestor de lodos. Todo el cálculo realizado tiene como fuente bibliográfica el libro “Ingeniería de aguas residuales” de Metcalf y Eddy (1995).

El desarrollo se comienza con el cálculo de la eficiencia requerida por el sistema adoptado y el COD diario según la Ecuación (5. 1) y (5. 2) respectivamente. Luego se establecen los parámetros de diseño referenciados en la Tabla V. III y se obtiene el volumen del reactor aireado (V_r) en forma estimativa (Ecuación (5. 6)), posteriormente se fija el volumen adoptado (V_r adoptado) y se verifican los parámetros de diseño TRH, CV y la relación F/M según las Ecuaciones (5. 3), (5. 4) y (5. 5).

$$V_r = \frac{\theta_c \times Q \times Y \times (S_o - S)}{X_v \times (1 + K_d \times \theta_c)} \quad (5. 6)$$

Tabla V. III - Parámetros de diseño del reactor aireado aplicado en un sistema de lodos activados.

Símbolo	Parámetro	Rango
Q	Caudal	1400 m ³ /día
S_o	DBO de ingreso	1200 mg/L
S	DBO de salida	30 mg/L
X_v	Sólidos suspendidos volátiles en el reactor	3500 mg/L
X_v/X_t	Relación entre SS volátiles y SS totales	0,8
X_{vr}	SSV en la corriente de recirculación	10000 mg/L
θ_c	Edad celular media	25 días
Y	Coefficiente de producción celular	0,55 mg/mg
K_d	Coefficiente de destrucción celular	0,065 1/día
F/M	Relación F/M para lodos activados con aireación extendida	0,05 - 0,15 kg DBO/ kg SSV
CV	Carga volúmica para sistemas con aireación extendida	0,16 - 0,40 kg DBO/m ³ día
TRH	Tiempo de retención hidráulica en el reactor	18 - 36 horas

Para estimar la cantidad de lodos generados el sistema, se debe determinar el coeficiente de producción celular observado (Y_{obs}) y la producción neta de lodos (P_x). Posteriormente, se define la concentración de lodo purgado al 1%, se calcula el caudal de purga diario (Q_p) que se envía a la etapa de digestión aeróbica.

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + K_d \times \theta_c} \quad (5. 7)$$

$$Px = \frac{Y_{obs} \times Q \times (S_0 - S)}{1000} \quad (5.8)$$

$$Qp = \frac{Px}{0,01 \times 1003} \quad (5.9)$$

Posteriormente al dimensionamiento del reactor aireado, se calcula el caudal de aire necesario para un óptimo funcionamiento. Se toma como referencia la aplicación de 2 kg de O₂ por kg de DBO removido, despreciando el requerimiento de oxígeno en la degradación de compuestos con N y P, y otros, puesto que los valores medidos de estos son muy reducidos.

Se definen los siguientes parámetros de corrección:

Tabla V. IV - Parámetros de diseño del sistema de aireación en el reactor de lodos activados

Símbolo	Parámetro	Valor
α	Factor de corrección por tipo de efluente	0,75
β	Factor de corrección por salinidad y tensión superficial	0,95
θ	Factor de corrección por temperatura	1,024
C20	Concentración de sat. del oxígeno en agua limpia a 20 °C y 1 atm	9,17 mg/L
CL	Concentración de Oxígeno residual	2 mg/L
Cpo	Concentración promedio de oxígeno saturado disuelto en agua limpia en el tanque de aireación a 25 °C y 50 msnm.	8,1756 mg/L
Top	Temperatura de operación	25 °C
Tref	Temperatura de referencia	20 °C

Con respecto a la necesidad de aire para en lodos activados, la necesidad de oxígeno se estima en 2 kg O₂ por kg de DBO removida. La fórmula de cálculo define la tasa de oxigenación sin corrección (TOSC), la tasa de oxigenación con corrección (TOCC) y un factor de corrección:

$$\frac{kg\ DBO}{día} \times 2 \frac{kg\ O_2}{kg\ DBO} \times \frac{1\ lb}{0,4535\ kg} \times \frac{1\ día}{24\ h} = 0,184 \frac{lb\ O_2}{h} \quad (5.10)$$

$$TOSC = TOCC \frac{\beta \times (Cpo - CL)}{C20} \times (\theta^{Top-Tref}) \times \alpha \quad (5.11)$$

El valor de aire requerido se estima finalmente, incluyendo en el cálculo el contenido de O₂ presente en el aire (23,2%) y una eficiencia de transferencia del 30% para burbujas finas en reactores de lodos activados convencional, y

realizando el cambio de SCFM (pie cubico estándar por minuto) a Nm³/h (normal metro cúbico por hora).

$$\frac{lb\ O_2}{h} \times \frac{1}{\frac{0,075\ lb}{ft^3}} \times \frac{1}{0,232} \times \frac{1\ h}{60\ min} \times \frac{1}{0,3} = 3,19\ SCFM\ aire \quad (5.12)$$

$$SCFM\ aire \times 1,6992 = \frac{m^3\ aire}{hora} \quad (5.13)$$

El lodo generado se descarga en un clarificador o sedimentador, del cual una parte se recircula al sistema de lodos activados, para mantener una edad de lodos constante y la otra se descarga en el digestor de lodos. El dimensionamiento del sedimentador se realiza estimando el volumen, y verificando el cumplimiento de los distintos parámetros de diseño (Tabla V. V).

Tabla V. V - Parámetros de diseño del sedimentador

Símbolo	Parámetro	Valor o rango
Q	Caudal de alimentación	60 m ³ /h
Qr	Caudal de recirculación (80%)	48 m ³ /h
CH	Carga hidráulica aplicada al clarificador	entre 8 y 16 m ³ /m ² día
CM	Carga másica aplicada al clarificador	entre 0,97 y 4,88 kg SST /m ² h
TRH	Tiempo de retención hidráulica	entre 4 y 6 horas
H	Profundidad	entre 3,6 y 6 m

En donde:

$$CH = \frac{Q + Qr}{Superficie} \quad (5.14)$$

$$CM = SST \times \frac{Q + Qr}{Superficie} \quad (5.15)$$

$$TRH = \frac{V}{Q + Qr} \quad (5.16)$$

El volumen del tanque digestor de lodos (Vdl) se calcula teniendo en cuenta, que el caudal de ingreso al equipo proviene de la purga de barro que se realiza en el lodos activados, que trae consigo una concentración de SST. En este caso también se tiene en cuenta el tiempo de edad de los fangos, para lograr una mejor digestión de los mismos y generar un barro estabilizado y fácilmente

deshidratable. En este caso, no se tiene en cuenta la descarga de lodos primarios y se calcula con la siguiente fórmula:

$$Vdl = \frac{Qp \times Xtr}{Xtd \times \left[\left(Kd \times \left(\frac{Xv}{Xt} \right) \right) + \left(\frac{1}{\theta c} \right) \right]} \quad (5. 17)$$

Para lo cual se definen los siguientes parámetros:

Tabla V. VI - Parámetros de diseño del digestor de lodos

Símbolo	Parámetro	Valor o rango
Qp	Caudal de purga diaria	34,22 m ³ /día
Xtr	Sólidos suspendidos totales en el lodo de alimentación	10000 mg/L
Xtd	Sólidos suspendidos totales en el lodo del digestor	10000 mg/L
Kd	Constante de reacción	0,05 1/día
Xv/Xt	Fracción de volátiles	0,8
θc	Edad celular media	25 días
	Verificación de la mezcla aireación / volumen	0,02 - 0,04 m ³ / m ³ min

El valor de aire requerido se calcula teniendo los parámetros enunciados en la Tabla V. VI. Se calculan los SST/día, luego se obtiene los SSV/día y la necesidad de oxígeno se estima en 2,3 kg O₂ por kg de SSV.

$$\frac{kg \text{ SSV}}{\text{día}} = \frac{Qp \times Xtr}{1000} \times 0,8 \quad (5. 18)$$

$$\frac{kg \text{ SSV}}{\text{día}} \times \frac{2,3 \text{ kg } O_2}{kg \text{ SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} \times \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ h}} = 0,211 \frac{\text{lb } O_2}{h} \quad (5. 19)$$

Sabiendo que el aire contiene 23,2% de O₂, y una eficiencia de transferencia del 10% para el caso de burbuja gruesa, se aplica la Ecuación (5. 12) y (5. 13).

Posteriormente, se realiza la verificación de aireación para el digestor de lodos, donde la necesidad energética para el mezclado debe variar entre 0,02 y 0,04 m³/m² min. Para comprobar el correcto dimensionamiento:

$$\frac{Qaire}{Vol. \text{ adoptado}} \quad (5. 20)$$

Cálculos de dimensionamiento

El desarrollo comienza estimando una eficiencia teórica para el reactor, en el cual, se toma como valor de DBO ingreso 1200 mg/L y de salida 30 mg/L. Luego se calcula la eficiencia de salida del sistema según Ecuación (5. 1):

$$Ef = \frac{1200 \frac{mg}{l} - 30 \frac{mg}{l}}{1200 \frac{mg}{l}}$$

$$Ef = 97,5 \%$$

Se calcula el volumen de reactor según Ecuación (5. 6):

$$Vr = \frac{25 \text{ días} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,55 \times (1200 - 30) \frac{mg}{l}}{3500 \frac{mg}{l} \times \left(1 + 0,065 \frac{1}{\text{días}} \times 25 \text{ días}\right)}$$

$$Vr = 2451,42 \text{ m}^3$$

Con el volumen calculado, se procede a la verificación de las Ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5):

$$TRH = \frac{2451,42 \text{ m}^3}{1400 \frac{m^3}{\text{día}}} \times 24 \frac{hs}{\text{día}}$$

$$TRH = 42 \text{ hs}$$

$$F/M = \frac{1200 \frac{mg}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}}}{2451,42 \text{ m}^3 \times 3500 \frac{mg}{l}}$$

$$F/M = 0,196 \frac{1}{\text{días}}$$

$$CV = \frac{1200 \frac{mg \text{ DBO}}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}}}{2451,42 \text{ m}^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,69 \frac{kg\ DBO}{m^3\ día}$$

Puede observarse que con el volumen calculado del reactor no cumple con los parámetros de diseño según la Tabla V. III. Por lo tanto se adoptado un volumen de reactor de 4200 m³, para el cual se verifica las Ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5):

$$TRH = \frac{4200\ m^3}{1400\ \frac{m^3}{día}} \times 24\ \frac{hs}{día}$$

$$TRH = 72\ hs$$

$$F/M = \frac{1200\ \frac{mg}{l} \times 1400\ \frac{m^3}{día}}{4200\ m^3 \times 3500\ \frac{mg}{l}}$$

$$F/M = 0,114\ \frac{1}{días}$$

$$CV = \frac{1200\ \frac{mg\ DBO}{l} \times 1400\ \frac{m^3}{día}}{4200\ m^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,4\ \frac{kg\ DBO}{m^3\ día}$$

A partir de la verificación, se puede determinar que el volumen adoptado es el correcto a pesar que el valor de TRH es superior a 36 horas, lo cual sin bien implica un sobredimensionamiento del equipo, sólo reducirá aún más la carga orgánica.

Generación de lodos:

Según las Ecuaciones (5. 7), (5. 8):

$$Y_{obs} = \frac{0,55}{1 + 0,065\ \frac{1}{días} \times 25\ días}$$

$$Y_{obs} = 0,209$$

$$P_x = \frac{0,209 \times 1400 \frac{m^3}{día} \times (1200 - 30) mg/l}{1000}$$

$$P_x = 343,2 \frac{kg}{día}$$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según Ecuación (5. 9) es:

$$Q_p = \frac{343,2 \frac{kg}{día}}{0,01 \times 1003}$$

$$Q_p = 34,22 \frac{m^3}{día}$$

Requerimiento de aire lodos activados:

Según las Ecuaciones (5. 10) y (5. 11), la aireación para lodos activados es:

$$300,9 \text{ lb } O_2/h = TOCC \left(\frac{0,95 \times (8,1756 \frac{mg}{l} - 2 \text{ mg/l})}{9,17 \text{ mg/l}} \times (1,024^{25-20}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 566,7 \frac{\text{lb } O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 3074 \frac{Nm^3}{h}$$

Sedimentador:

Nuevamente, el Sedimentador es idéntico a la propuesta del digestor anaeróbico, el cual con un diámetro de 15 m y altura útil de 3,6 m, cumple los parámetros de diseño.

Digestor de lodos:

Según Ecuación (5. 17),

$$Vdl = \frac{34,22 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{10000 \frac{mg}{l} \times [(0,05 \frac{1}{día} \times 0,8) + (\frac{1}{25 \text{ días}})]}$$

$$Vdl = 427,72 \text{ m}^3$$

Se adopta un volumen de reactor de 432 m³.

Requerimiento de aire:

Según las Ecuaciones (5. 18) y (5. 19):

$$\frac{34,22 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{1000} \times 0,8 = \frac{273,74 \text{ kg SSV}}{día}$$

$$\frac{273,74 \text{ kg SSV}}{día} \times \frac{2,3 \text{ kg O}_2}{\text{kg SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} = 1338 \frac{\text{lb O}_2}{día}$$

$$\text{Aire calculado} = 57,83 \frac{\text{lb O}_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 914,3 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}$$

Se verifica el requerimiento de aire según Ecuación (5. 20):

$$\frac{848,6 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}}{432 \text{ m}^3 \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hora}}} = 0,0367 \frac{m^3 \text{ aire}}{m^3 \text{ reactor min}}$$

Por lo tanto, la verificación se cumple y el dimensionamiento para el digestor de lodos es correcto.

Deshidratación de lodos, filtro de banda:

Según el valor obtenido en la Ecuación (5. 9), se puede determinar la cantidad de lodo deshidratado que se obtiene al final del tratamiento, el cual, mediante una cinta transportadora es almacenado en un contenedor para luego ser llevado a disposición final.

Suponiendo que el equipo trabaja todos los días 8 h, es decir su tiempo de ciclo de 24 h y el tiempo de filtrado es de 8 h, se procede a calcular la masa seca de lodos que se genera por día:

$$Qp = 34,22 \frac{m^3}{día}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = \frac{34,22 \frac{m^3}{día}}{8 \frac{hs}{día}}$$

$\text{caudal a filtrar por hora} = 4,28 \text{ m}^3/\text{hs}$

La cantidad de lodo deshidratado será:

$$\text{lodo deshidratado} = 34,22 \frac{m^3}{día} \times 0,18$$

$\text{lodo deshidratado} = 6,16 \frac{m^3}{día}$

Teniendo en cuenta que, según la información obtenida por parte de la empresa CEAMSE, los contenedores para disposición final de lodos tienen un volumen 14 m^3 , se estima la cantidad de contenedores que se tratan por año.

$$6,16 \frac{m^3}{día} \times 365 \frac{días}{año} \times \frac{1 \text{ contenedor}}{14 \text{ m}^3} = 161 \frac{\text{contenedores}}{\text{año}}$$

5.2.4 Filtro percolador con pulimiento aerobio

La segunda propuesta a analizar es la utilización de un filtro percolador como sistema de remoción de DBO, para posteriormente tratar el efluente en un reactor de lodos activados como pulimiento.

El filtro percolador seleccionado posee 4 brazos regadores y funciona con aireación por convección, es decir, no requiere de aireación mecánica.

La empresa Estadounidense Brentwood industries indica que para este sistema, el régimen de hidratación (RH) debe situarse entre 0,5 gpm/ft² y 3 gpm/ft² (este último valor es el fijado como referencia). Las fórmulas utilizadas son empíricas, y utiliza el sistema de medición imperial. Cada variable calculada se planteará también en unidades del sistema internacional, para evitar la pérdida de referencias.

La altura (H) del equipo se estima en 24 pies (7,32 m), y se conforma por 12 módulos de 2 pies de altura cada uno. El caudal expresado en unidades del sistema internacional es de 60 m³/h, realizando el cambio de unidades al sistema imperial, el valor es de 256,8 gpm (galones por minuto).

La superficie del biofiltro se calcula con el cociente entre el régimen de hidratación estimado y el caudal de diseño según Tabla V. VII. Posteriormente se obtiene el volumen de relleno requerido (La Iglesia Gandarillas, 2016).

Tabla V. VII - Parámetros de diseño del biofiltro

Símbolo	Parámetro	Valor
Q	Caudal diario	256,800 gpm
RH	Régimen de hidratación	3 gpm/ft ²
So	DBO de entrada	1200 mg/L
k	Constante empírica	0,054
n	Constante empírica	0,500
h	Altura del sistema	12 ft

$$Superficie = \frac{RH}{Q} \quad (5. 21)$$

$$Volumen\ de\ relleno = Superficie \times h \quad (5. 22)$$

La eficiencia del sistema se calcula con una fórmula empírica, conocida como relación de Germain y Schultz:

$$\frac{S}{S_0} = e^{\left(\frac{-k*d}{RH^v}\right)} \quad (5. 23)$$

Para el caso de la generación de lodos, en el sistema filtro percolador con lodos activados de pulimento, se estiman 0,15 kg SSV por kg de DBO removido. Es decir:

$$Px = \frac{0,15 \text{ kg SSV}}{\text{kg DBO}} \times Q \times \frac{S_0 - S}{1000} \quad (5. 24)$$

Cálculos de dimensionamiento

Biofiltro:

Se estima la superficie y el volumen de relleno según ecuación (5. 21) y (5. 22):

$$\text{Superficie} = \frac{256,8 \text{ gpm}}{3 \text{ gpm/ft}^2}$$

$$\text{Superficie} = 85,61 \text{ ft}^2$$

$$\text{Volumen de relleno} = 85,61 \text{ ft}^2 \times 24 \text{ ft}$$

$$\text{Volumen de relleno} = 2054,7 \text{ ft}^3$$

Sabiendo que la configuración es cilíndrica y realizando los cambios al sistema internacional, la superficie es de 7,96 m² y el diámetro es de 3,18 m.

La DBO de salida, según ecuación (5. 23) será:

$$S = 1200 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times e^{\left(\frac{-0,054*24}{3^{0,5}}\right)}$$

$$S = 567,83 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$$

Posteriormente, se analiza el sistema con recirculación, para intentar mejorar la eficiencia del mismo.

Tabla V. VIII - Valores de DBO de entrada y salida con distintos caudales de recirculación

	R=0	R=1	R=2	R=3
RH	3	6	9	12
So	1200	883,92	778,55	725,87
S	567,83	520,75	505,44	499,32
Eficiencia total	52,70%	56,60%	57,88%	58,40%

Por lo tanto la recirculación se fija en R = 3, y la DBO de salida es de 499,32 mg/L. La depuración de la carga orgánica residual se trata en un tratamiento de lodos activados de pulimiento.

Lodos activados:

Para el caso de los lodos activados, se aplica la misma metodología de cálculo que en el apartado 5.2.3.

Por lo tanto, la eficiencia teórica para el reactor se toma como valor de ingreso al sistema, la de DBO de salida del biofiltro y la DBO de salida 30 mg/L. Luego se calcula la eficiencia de salida del sistema según ecuación (5. 1):

$$Ef = \frac{499,32 \frac{mg}{l} - 30 \frac{mg}{l}}{499,32 \frac{mg}{l}}$$

$ Ef = 94 \% $

Volumen de reactor según Ecuación (5. 6):

$$Vr = \frac{25 \text{ días} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,55 \times (499,32 - 30) \frac{mg}{l}}{3500 \frac{mg}{l} \times \left(1 + 0,065 \frac{1}{\text{días}} \times 25 \text{ días}\right)}$$

$$Vr = 983,35 \text{ m}^3$$

En función de los parámetros de diseño, se redimensiona el reactor aerobio, se adoptado un volumen de 1800 m³, para el cual se verifica las Ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5)

$$TRH = \frac{1800 \text{ m}^3}{1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}$$

$$TRH = 30,86 \text{ hs}$$

$$F/M = \frac{499,32 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}{1800 \text{ m}^3 \times 3500 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}$$

$$F/M = 0,110 \frac{1}{\text{días}}$$

$$CV = \frac{499,32 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}{1800 \text{ m}^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,388 \frac{\text{kg DBO}}{\text{m}^3 \text{ día}}$$

Las verificaciones son correctas, por lo tanto, el volumen adoptado también.

Generación de lodos:

Respecto a la generación de lodos en el sistema filtro percolador combinado con lodos activados de pulimento, se estiman 0,15 kg SSV por kg de DBO removido. Según Ecuación (5. 24):

$$Px = \frac{0,15 \text{ kg SSV}}{\text{kg DBO}} \times 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times \frac{(1200 - 30) \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{1000}$$

$$Px = 245,7 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según Ecuación (5. 9) es:

$$Qp = \frac{245,7 \frac{\text{kg}}{\text{día}}}{0,01 \times 1003}$$

$$Qp = 24,5 \frac{m^3}{día}$$

Requerimiento de aire lodos activados:

La principal ventaja de este sistema es que el biofiltro no requiere aireación externa, puesto que el movimiento de aire es por convección. Para el reactor de lodos activados, el requerimiento de aire se calcula según ecuación (5. 10) y (5. 11):

$$120,7 \text{ lb } O_2/h = TOCC \left(\frac{0,95 \times (8,1756 \frac{mg}{l} - 2 \text{ mg/l})}{9,17 \text{ mg/l}} \times (1,024^{25-20}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 227,20 \text{ lb } O_2/h$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 1233 \frac{Nm^3}{h}$$

Sedimentador:

Se estima el volumen del sedimentador, adoptando un diámetro de 15 m, altura de 3,6 m, por lo tanto el volumen es de 636,17 m³ y el área superficial es 176,7 m². Luego se realizan las verificaciones correspondientes según las Ecuaciones (5. 14), (5. 15) y (5. 16):

$$CH = \frac{1440 \frac{m^3}{día} + 1152 \frac{m^3}{día}}{176,7 \text{ m}^2}$$

$$CH = 14,67 \frac{m^3}{m^2 \text{ día}}$$

$$CM = \frac{4,375 \text{ kg SST}}{m^3} \times \frac{1440 \frac{m^3}{día} + 1152 \frac{m^3}{día}}{176,7 \text{ m}^2 \times 24 \frac{hs}{día}}$$

$$CM = 2,67 \frac{m^3}{m^2 h}$$

$$TRH = \frac{636,17 m^3 \times 24 hs}{1440 \frac{m^3}{día} + 1152 \frac{m^3}{día}}$$

$$TRH = 5,89 hs$$

Las verificaciones son las esperadas y el dimensionamiento es correcto.

Digestor de lodos:

Teniendo en cuenta la Ecuación (5. 9), se obtiene el caudal de purga:

$$Qp = \frac{245,7 \frac{kg}{día}}{0,01 \times 1003}$$

$$Qp = 24,50 \frac{m^3}{día}$$

Entonces, el volumen del digestor de lodos según Ecuación (5. 17):

$$Vdl = \frac{24,5 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{10000 \frac{mg}{l} \times [(0,05 \frac{1}{día} \times 0,8) + (\frac{1}{25 días})]}$$

$$Vcd = 306,25 m^3$$

Se adopta un volumen de reactor de 308 m³.

Requerimiento de aire:

Según las Ecuaciones (5. 18) y (5. 19):

$$\frac{24,5 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{1000} \times 0,8 = \frac{196 kg SSV}{día}$$

$$\frac{196 \text{ kg SSV}}{\text{día}} \times \frac{2,3 \text{ kg O}_2}{\text{kg SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} = 993,84 \frac{\text{lb O}_2}{\text{día}}$$

$$\text{Aire calculado} = 41,41 \frac{\text{lb O}_2}{\text{h}}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calcula es:

$$\text{Aire calculado} = 673,98 \frac{\text{m}^3 \text{ aire}}{\text{hora}}$$

Se verifica el requerimiento de aire según Ecuación (5. 20):

$$\frac{673,97 \frac{\text{m}^3 \text{ aire}}{\text{hora}}}{308 \text{ m}^3 \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hora}}} = 0,0365 \frac{\text{m}^3 \text{ aire}}{\text{m}^3 \text{ reactor min}}$$

Por lo tanto, la verificación se cumple y el dimensionamiento para el digestor de lodos es correcto.

Deshidratación de lodos, filtro de banda:

Según el valor obtenido en la Ecuación (5. 9), se puede determinar la cantidad de lodo deshidratado que se obtiene al final del tratamiento, el cual, mediante una cinta transportadora es almacenado en un contenedor para luego ser llevado a disposición final.

Suponiendo que el equipo trabaja todos los días 8 h, es decir su tiempo de ciclo de 24 h y el tiempo de filtrado es de 8 h, se procede a calcular la masa seca de lodos que se genera por día:

$$Q_p = 24,50 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = \frac{24,50 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}{8 \frac{\text{hs}}{\text{día}}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = 3,06 \text{ m}^3/\text{hs}$$

La cantidad de lodo deshidratado será:

$$\text{lodo deshidratado} = 24,50 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 0,18$$

$$\text{lodo deshidratado} = 4,41 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta que, según la información obtenida por parte de la empresa CEAMSE, los contenedores para disposición final de lodos tienen un volumen 14 m³, se estima la cantidad de contenedores que se tratan por año.

$$4,41 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 365 \frac{\text{días}}{\text{año}} \times \frac{1 \text{ contenedor}}{14 \text{ m}^3} = 115 \frac{\text{contenedores}}{\text{año}}$$

5.2.5 Reactor MBBR con pulimiento aerobio

El tercer sistema a analizar es la inclusión de un reactor MBBR (Biorreactor de lecho móvil) aeróbico, y un tratamiento de lodos activados como pulimiento.

El primer parámetro a definir en el diseño del reactor es el carrier (soporte) a utilizar. La empresa veolia (Francia) desarrolló la línea AnoxKaldnes de soportes de polietileno, y los modelos se presentan en la Figura 5. 1. El modelo BiofilmChip P tiene excelente desempeño en la depuración de efluentes generados en la industria del papel reciclado, por lo tanto se define como el carrier a utilizar (La Iglesia Gandarillas, 2016).






Modelo	SE (m ² /m ³)	Materia l	Espesor (mm)	Diámetro (mm)	Fotografía
K1	500	PEAD	7,2	9,1	
K3	500	PEAD	12	25	
K5	800	PEAD	3,5	25	
BiofilmChip P	900	PEAD	3	45	
BiofilmChip M	1200	PEAD	2,2	48	

Figura 5. 1 - Tipos de soporte diseñados para el uso en reactores MBBR

El dimensionamiento en estos sistemas es empírico, y se define en función de los datos presentados en la Tabla V. IX.

Tabla V. IX - Parámetros de diseño de reactores MBBR

% de remoción de DBO	SALR de diseño (g DBO/m ² día)	TRH (Días)
75%	23	1
Entre 75% y 90%	10 a 22	2
Entre 90 y 95%	8	3
Más de 95%	5	4

El valor SALR (por sus siglas en inglés) es la tasa de remoción de DBO por metro cuadrado superficial del carrier por día. Operando con el SALR y la superficie específica, se estima el volumen de relleno:

$$Volumen\ de\ relleno = \frac{kg\ DBO}{SALR \times Superficie\ específica} \quad (5.25)$$

Fijado el volumen de relleno, se realizan 2 verificaciones (Manterola Agirrezabalaga, 2015). La primera indica que el volumen de relleno no puede superar el 74% del volumen total del reactor, y la segunda es el cálculo del SALR, que debe dar un valor similar al SALR de diseño.

$$SALR = \frac{kg\ DBO\ ingreso \times 1000}{V\ Relleno \times S.\ esp} \quad (5.26)$$

Posteriormente se calcula el requerimiento de aire, con una eficiencia de transferencia del 20%, a diferencia del reactor aerobio de lodos activados que es del 30%, por la presencia de los soportes móviles.

Para el caso de la generación de lodos, en el sistema MBBR con lodos activados de pulimento, se estiman 0,22 kg SSV por kg de DBO removido. Es decir:

$$Px = \frac{0,22\ kg\ SSV}{kg\ DBO} \times Q \times \frac{So - S}{1000} \quad (5.27)$$

Cálculos de dimensionamiento

Reactor MBBR:

El volumen se define por Tabla V. IX. La eficiencia de remoción de DBO será del 75%.

$$Volumen = 1400 \text{ m}^3$$

El volumen de relleno según ecuación (5. 25), teniendo en cuenta que se adopta un carrier modelo P según Figura 5. 1, es:

$$Volumen \text{ de relleno} = \frac{(1680 \frac{kg}{día} \times 75\%) \times 1000}{23 \frac{g \text{ DBO}}{m^2 día} \times 900 \frac{m^2}{m^3}}$$

$$Volumen \text{ de relleno} = 60,9 \text{ m}^3$$

El volumen de relleno se fija en 80 m³ y se realizan las 2 comprobaciones:

$$Comprobación \text{ volumétrica} = \frac{80 \text{ m}^3}{1400 \text{ m}^3}$$

$$Comprobación \text{ volumétrica} = 5,7 \%$$

$$Comprobación \text{ SALR} = \frac{1680 \text{ kg DBO} \times 1000 \frac{g}{kg}}{80 \text{ m}^3 \times 900 \frac{m^2}{m^3}}$$

$$Comprobación \text{ SALR} = 23,3 \frac{g \text{ DBO}}{m^2 día}$$

Requerimiento de aire MBBR:

Según las Ecuaciones (5. 10) y (5. 11), la aireación para el sistema MBBR es:

$$231,5 \frac{lb \text{ O}_2}{h} = TOCC \left(\frac{0,95 \times (8.1756 \frac{mg}{l} - \frac{2mg}{l})}{9,17 \frac{mg}{l}} \times (1,024^{25^{\circ}C - 20^{\circ}C}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 435,9 \frac{lb O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 3546,94 \frac{Nm^3}{h}$$

Reactor de lodos activados:

El sistema de pulimiento se diseña para reducir la DBO de 300 mg/L (valor de salida del MBBR) a 30 mg/L. el método de cálculo es similar al ya descrito, pero con una edad de lodos de solo 11 días, puesto que la población microbiana generada en el MBBR así lo requiere. Según ecuación (5. 6):

$$Vr = \frac{11 \text{ días} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,55 \times 270 \frac{mg}{l}}{\frac{3500 \text{ mg}}{l} \times (1 + 0,065 \frac{1}{\text{día}} \times 11 \text{ dias})}$$

$$Vr = 381 \text{ m}^3$$

El volumen calculado del reactor no cumple con los parámetros de diseño según la Tabla V. III. Por lo tanto se adoptado un volumen de reactor de 1100 m³, para el cual se verifica las ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5):

$$TRH = \frac{1100 \text{ m}^3}{1440 \frac{m^3}{\text{día}}} \times 24 \frac{hs}{\text{día}}$$

$$TRH = 18,86 \text{ hs}$$

$$\frac{F}{M} = \frac{300 \frac{mg}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}}}{1100 \text{ m}^3 \times 3500 \frac{mg}{l}}$$

$$F/M = 0,109 \frac{1}{\text{días}}$$

$$CV = \frac{300 \frac{mg}{l} \times 1400 \text{ m}^3}{1100 \text{ m}^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,381 \frac{kg}{m^3}$$

A partir de la verificación, se puede determinar que el volumen adoptado es el correcto.

Generación de lodos:

Respecto a la generación de lodos en el sistema MBBR combinado con lodos activados de pulimento, se estiman 0,22 kg SSV por kg de DBO removido. Según Ecuación (5. 27):

$$Px = \frac{0,22 \text{ kg SSV}}{\text{kg DBO}} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}} \times \frac{(1200 - 30) \frac{mg}{l}}{1000}$$

$$Px = 360,4 \frac{kg}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según Ecuación (5. 9) es:

$$Qp = \frac{360,4 \frac{kg}{\text{día}}}{0,01 \times 1003}$$

$$Qp = 35,89 \frac{m^3}{\text{día}}$$

Requerimiento de aire lodos activados:

Según las Ecuaciones (5. 10) y (5. 11), la aireación para lodos activados es:

$$69,4 \text{ lb } O_2/h = TOCC \left(\frac{0,95 \times (8,1756 \frac{mg}{l} - 2 \text{ mg/l})}{9,17 \text{ mg/l}} \times (1,024^{25-20}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 130,8 \frac{\text{lb } O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 709,38 \frac{\text{Nm}^3}{\text{h}}$$

Sedimentador:

El Sedimentador es idéntico a la propuesta del digestor anaeróbico, el cual con un diámetro de 15 m y altura útil de 3.6 m, cumple los parámetros de diseño.

Digestor de lodos:

Según Ecuación (5. 17),

$$Vdl = \frac{35,93 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times \left[\left(0,05 \frac{1}{\text{día}} \times 0,8 \right) + \left(\frac{1}{25 \text{ días}} \right) \right]}$$

$$Vdl = 449,10 \text{ m}^3$$

Se adopta un volumen de reactor de 470 m³.

Requerimiento de aire:

Según las Ecuaciones (5. 18) y (5. 19):

$$\frac{35,89 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{1000} \times 0,8 = \frac{287,42 \text{ kg SSV}}{\text{día}}$$

$$\frac{287,42 \text{ kg SSV}}{\text{día}} \times \frac{2,3 \text{ kg O}_2}{\text{kg SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} = 1457,43 \frac{\text{lb O}_2}{\text{día}}$$

$$\text{Aire calculado} = 60,73 \frac{\text{lb O}_2}{\text{h}}$$

Teniendo en cuenta la ecuación (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 988,37 \frac{\text{m}^3 \text{ aire}}{\text{hora}}$$

Se verifica el requerimiento de aire según Ecuación (5. 20):

$$\frac{988,37 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}}{470 m^3 \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hora}}} = 0,035 \frac{m^3 \text{ aire}}{m^3 \text{ reactor min}}$$

Por lo tanto, la verificación se cumple y el dimensionamiento para el digestor de lodos es correcto.

Deshidratación de lodos, filtro de banda:

Según el valor obtenido en la Ecuación (5. 9), se puede determinar la cantidad de lodo deshidratado que se obtiene al final del tratamiento, el cual, mediante una cinta transportadora es almacenado en un contenedor para luego ser llevado a disposición final.

Suponiendo que el equipo trabaja todos los días 8 h, es decir su tiempo de ciclo de 24 h y el tiempo de filtrado es de 8 h, se procede a calcular la masa seca de lodos que se genera por día:

$$Qp = 35,93 \frac{m^3}{\text{día}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = \frac{35,93 \frac{m^3}{\text{día}}}{8 \frac{hs}{\text{día}}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = 4,50 m^3/hs$$

La cantidad de lodo deshidratado será:

$$\text{lodo deshidratado} = 35,93 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,18$$

$$\text{lodo deshidratado} = 6,47 \frac{m^3}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta que, según la información obtenida por parte de la empresa CEAMSE, los contenedores para disposición final de lodos tienen un volumen $14 m^3$, se estima la cantidad de contenedores que se tratan por año.

$$6,47 \frac{m^3}{día} \times 365 \frac{días}{año} \times \frac{1 \text{ contenedor}}{14 m^3} = 169 \frac{\text{contenedores}}{año}$$

5.2.6 Reactor anaeróbico con pulimiento aerobio

La propuesta analizada incluye el diseño de un reactor anaeróbico del flujo ascendente UASB (del inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket) como medio de reducción de DBO, seguido de un reactor de lodos activados como etapa de pulimiento.

Reactor anaeróbico

El desarrollo se comienza estimando una eficiencia teórica para el reactor, en el cual, se toma como valor de referencia, un 80% de remoción de la DQO (Monge, Rodrigo, & Sanz, 2010). Luego se calcula la DQO de salida del sistema según ecuación (5. 1):

Seguidamente se obtiene la generación de carga orgánica diaria COD (kg DQO/día) función de la DQO de entrada.

$$DQO \text{ ingreso} \times \frac{1000 l}{m^3} \times \frac{1 kg}{1000000 mg} \times Q = \frac{kg DQO}{día} \quad (5. 28)$$

El volumen del reactor (V_r) se obtiene en función orgánica diaria COD. La relación entre DQO de alimentación y volumen del reactor se estima entre 8 y 10 kg DQO/m³día. En este caso se toma un valor de 9,7 kg DQO/m³.día.

$$9,7 = \frac{COD}{V_r} \quad (5. 29)$$

Otro parámetro de importancia es la velocidad ascensional (vel.asc), basada en una velocidad mínima de flujo ascendente para el óptimo mezclado y contacto con el lodo granular presente en el reactor, por lo tanto se tiene en cuenta una relación 2:1 largo-diámetro, se adopta un margen de seguridad y se define en 2 m/h. A partir de dicho parámetro se calcula el área del reactor.

$$vel. asc. = \frac{Q}{A} \times \frac{1 día}{24 horas} = 2 m/h$$

Despejando:

$$A = \frac{Q}{vel.asc} \times \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ horas}} \quad (5. 30)$$

La configuración del reactor seleccionada es cilíndrica, para evitar la presencia de puntos muertos. El diámetro (D) y la altura (H) serán:

$$D = \sqrt[2]{\left(\frac{A \times 4}{\pi}\right)} \quad (5. 31)$$

$$H = \frac{Vr}{A} \quad (5. 32)$$

El tiempo de retención hidráulico (TRH) debe ser mayor a 4 horas, para lograr un tratamiento apropiado. Se calcula según ecuación (5. 3)

Los valores reportados con respecto al coeficiente de producción celular observado (Yobs) para el tratamiento anaeróbico de aguas residuales se pueden estimar en 0,02 kg SSV por kg DQO removida. A partir de dicho parámetro se calcula la producción neta de lodos (Px) según ecuación (5. 8)

Por otro lado, los reactores anaerobios producen gas metano aprovechable, estimable con la relación 0,35 m³ metano por kg de DQO removido.

$$Q \times So - S \times \frac{0,35 \text{ m}^3 \text{ metano}}{\text{Kg DQO removido}} = \frac{\text{m}^3 \text{ CH}_4}{\text{día}} \quad (5. 33)$$

Cálculos de dimensionamiento

DQO de salida de reactor UASB:

La eficiencia del reactor se estima en el 80%, por lo tanto la DQO de salida según ecuación (5. 1) será:

$$80\% = \frac{S - 2775 \frac{mg}{l}}{\frac{2775 \text{ mg}}{l}}$$

$S = 555 \text{ mg/l}$

Según ecuación (5. 28), la COD es:

$$\frac{2775 \text{ mg DQO}}{\text{l}} \times \frac{1000 \text{ l}}{\text{m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1000000 \text{ mg}} \times \frac{1400 \text{ m}^3}{\text{día}}$$

$$COD = 3885 \frac{\text{kg DQO}}{\text{día}}$$

Volumen de reactor UASB según ecuación (5. 29):

$$Vr = \frac{3885 \frac{\text{kg DQO}}{\text{día}}}{9,7 \frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \text{ día}}}$$

$$Vr = 400,5 \text{ m}^3$$

Área de reactor:

$$A = \frac{1400 \text{ m}^3}{\text{día}} \times \frac{1 \text{ día}}{24 \text{ horas}} \times \frac{1}{\left(\frac{2 \text{ m}}{\text{h}}\right)}$$

$$A = 29,17 \text{ m}^2$$

Diámetro de reactor:

$$D = \sqrt{\left(\frac{29,17 \text{ m}^2 \times 4}{\pi}\right)}$$

$$D = 6,1 \text{ m}$$

$$H = \frac{400,5 \text{ m}^3}{29,17 \text{ m}^2}$$

$$H = 13,73 \text{ m}$$

El tiempo de retención hidráulico (TRH) según ecuación (5. 3) es:

$$TRH = \frac{400,5 \text{ m}^3}{1400 \text{ m}^3/\text{día}} \times 24 \frac{\text{hs}}{\text{día}}$$

$$TRH = 6,86 \text{ hs}$$

Producción neta de lodos según Ecuación (5. 8):

$$Px = \frac{0,02 \frac{\text{kg SSV}}{\text{kg DQO removida}} \times 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times (2775 - 555) \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{1000}$$

$$Px = 62,16 \frac{\text{kg SSV}}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según Ecuación (5. 9) es:

$$Qp = \frac{62,16 \frac{\text{kg}}{\text{día}}}{0,01 \times 1003}$$

$$Qp = 6,2 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

Metano producido según ecuación (5. 33):

$$CH_4 = 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times \frac{(2775 - 555) \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{1000} \times \frac{0,35 \text{ m}^3 \text{ metano}}{\text{kg DQO}}$$

$$CH_4 = 1087,8 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$$

Reactor de lodos activados

Para el caso de los lodos activados, se tiene en cuenta el mismo método de resolución realizado en los casos anteriores.

En el efluente analizado, la relación DBO/DQO se fija en 0,43, por lo tanto, la DQO de salida del reactor anaerobio UASB cuantificado como DBO es:

$$DBO = DQO \times 0,4324 = 555 \frac{mg}{l} \times 0,4324 = 240 \frac{mg}{l} DBO$$

La eficiencia requerida en el sistema de pulimiento según ecuación (5. 1)

$$Ef = \frac{240 \frac{mg}{l} - 30 \frac{mg}{l}}{240 \frac{mg}{l}}$$

$$Ef = 87,5 \%$$

Volumen de reactor según ecuación (5. 6):

$$Vr = \frac{25 \text{ dias} \times 1400 \frac{m^3}{\text{dia}} \times 0,55 \times (240 - 30) \frac{mg}{l}}{\frac{3500 \text{ mg}}{l} \times \left(1 + 0,065 \frac{1}{\text{dia}} \times 25 \text{ dias}\right)}$$

$$Vr = 440 \text{ m}^3$$

El volumen calculado del reactor no cumple con los parámetros de diseño según la Tabla V.III. Por lo tanto se adoptado un volumen de reactor de 911,62 m³, para el cual se verifica las ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5):

$$TRH = \frac{911,62 \text{ m}^3}{1400 \text{ m}^3} \times \frac{24 \text{ hs}}{\text{dia}}$$

$$TRH = 15,62 \text{ hs}$$

$$\frac{F}{M} = \frac{\frac{240 \text{ mg}}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{dia}}}{911,62 \text{ m}^3 \times 3500 \frac{mg}{l}}$$

$$F/M = 0,105 \frac{1}{\text{dias}}$$

$$CV = \frac{240 \frac{mg}{l} \times 1400 \text{ m}^3}{911,62 \text{ m}^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,368 \text{ Kg/m}^3$$

A partir de la verificación, se puede determinar que el volumen adoptado es el correcto.

Generación de lodos:

Según la ecuación (5. 7), (5. 8):

$$Y_{obs} = \frac{0,55 \frac{mg}{l}}{1 + \left(0,065 \frac{1}{día} * 25 días\right)}$$

$$Y_{obs} = 0,2095 \text{ mg/l}$$

$$P_x = \frac{0,2095 \frac{mg}{l} \times \frac{1400m^3}{día} \times \frac{(240 - 30)mg}{l}}{1000}$$

$$P_x = 61,2 \frac{Kg}{día}$$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según ecuación (5. 9) es:

$$Q_p = \frac{61,2 \frac{kg}{día}}{0,01 \times 1003}$$

$$Q_p = 6,14 \frac{m^3}{día}$$

Requerimiento de aire lodos activados:

Según las Ecuaciones (5. 10) y (5. 11), la aireación para lodos activados es:

$$54 \text{ lb } O_2/h = TOCC \left(\frac{0,95 \times \left(8,1756 \frac{mg}{l} - 2 \text{ mg/l}\right)}{9,17 \text{ mg/l}} \times (1,024^{25-20}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 101,7 \frac{\text{lb } O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 551,75 \frac{\text{Nm}^3}{\text{h}}$$

Sedimentador:

El Sedimentador es idéntico a la propuesta del digestor anaeróbico, el cual con un diámetro de 15 m y altura útil de 3.6 m, cumple los parámetros de diseño.

Digestor de lodos:

Para el caudal de ingreso al digestor, se tiene en cuenta para el dimensionamiento del mismo, la suma de los caudales de purga del sistema UASB y lodos activados. Por lo tanto, Según ecuación (5. 17):

$$Vdl = \frac{12,34 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \times \left[\left(0,05 \frac{1}{\text{día}} \times 0,8 \right) + \left(\frac{1}{25 \text{ días}} \right) \right]}$$

$$Vdl = 154,24 \text{ m}^3$$

Se adopta un volumen de reactor de 165 m³.

Requerimiento de aire:

Según la ecuación (5. 18), (5. 19):

$$\frac{12,34 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times 10000 \frac{\text{mg}}{\text{l}}}{1000} \times 0,8 = \frac{98,71 \text{ kg SSV}}{\text{día}}$$

$$\frac{98,71 \text{ kg SSV}}{\text{día}} \times \frac{2,3 \text{ kg O}_2}{\text{kg SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} = 500,53 \frac{\text{lb O}_2}{\text{día}}$$

$$\text{Aire calculado} = 20,85 \frac{\text{lb O}_2}{\text{h}}$$

Teniendo en cuenta la ecuación (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$\text{Aire calculado} = 339,44 \frac{\text{m}^3 \text{ aire}}{\text{hora}}$$

Se verifica el requerimiento de aire según ecuación (5. 20):

$$\frac{339,44 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}}{165 m^3 \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hora}}} = 0,0342 \frac{m^3 \text{ aire}}{m^3 \text{ reactor min}}$$

Por lo tanto, la verificación se cumple y el dimensionamiento para el digestor de lodos es correcto.

Deshidratación de lodos, filtro de banda:

Según el valor obtenido en la ecuación (5. 9), se puede determinar la cantidad de lodo deshidratado que se obtiene al final del tratamiento, el cual, mediante una cinta transportadora es almacenado en un contenedor para luego ser llevado a disposición final.

Suponiendo que el equipo trabaja todos los días 8 h, es decir su tiempo de ciclo de 24 h y el tiempo de filtrado es de 8 h, se procede a calcular la masa seca de lodos que se genera por día:

$$Q_p = 12,34 \frac{m^3}{\text{día}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = \frac{12,34 \frac{m^3}{\text{día}}}{8 \frac{hs}{\text{día}}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = 1,54 m^3/hs$$

La cantidad de lodo deshidratado será:

$$\text{lodo deshidratado} = 12,34 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,18$$

$$\text{lodo deshidratado} = 2,22 \frac{m^3}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta que, según la información obtenida por parte de la empresa CEAMSE, los contenedores para disposición final de lodos tienen un volumen $14 m^3$, se estima la cantidad de contenedores que se tratan por año.

$$2,22 \frac{m^3}{día} \times 365 \frac{días}{año} \times \frac{1 \text{ contenedor}}{14 m^3} = 58 \frac{\text{contenedores}}{año}$$

5.2.7 Reactor de membranas (MBR)

La última propuesta es el diseño de un reactor de membranas MBR (Biorreactor de Membrana) aerobio, sin clarificador posterior, y con digestor de lodos. El dimensionamiento del sistema es similar al reactor aireado de lodos activados, pero parámetros de diseño distintos. La concentración de sólidos en el licor mezcla es considerablemente mayor, la cual se estima en 12000 mg/L, y como consecuencia, la edad de lodos se extiende a 45 días. El reactor contiene en su interior material filtrante, dispuesto en forma de placas planas o de fibras huecas, que permiten obtener un efluente de salida ultra-clarificado, y eficiencias de remoción de DBO de 98% y de SS mayores al 99%. Se definen las siguientes variables como parámetros de cálculo del reactor MBR.

Tabla V. X - Parámetros de diseño del reactor aireado MBR (Kraume *et al.*, 2005)

Símbolo	Parámetro	Valor o Rango
Q	Caudal	1400 m ³ /día
So	DBO de ingreso	1200 mg/L
S	DBO de salida	30 mg/L
Xv	Sólidos suspendidos volátiles en el reactor	12000 mg/L
Xv/Xt	Relación entre SS volátiles y SS totales	0,8
θc	Edad celular media	45 días
Y	Coeficiente de producción celular	0,55 mg/mg
Kd	Coeficiente de destrucción celular	0,065 1/día
F/M	Relación F/M para MBR	0,02 - 0,08 kg DBO/kg SSV
CV	Carga volumétrica para sistemas MBR	0,32 – 2,5 kg DBO/m ³ día
TRH	Tiempo de retención hidráulica en el reactor	3 - 10 horas

Posteriormente se calcula el requerimiento de aire, con una eficiencia de transferencia del 20%, a diferencia del reactor aerobio de lodos activados que es del 30%, por la presencia de las membranas filtrantes. Lo cual, el aire cumplirá la función de mezclar el lodo dentro del reactor, aportar oxígeno a las bacterias y controlar el ensuciamiento de las membranas.

Cálculos de dimensionamiento

El desarrollo comienza estimando una eficiencia teórica para el reactor MBR, en el cual, se toma como valor de DBO ingreso 1200 mg/L y de salida 30 mg/L. Luego se calcula la eficiencia de salida del sistema según Ecuación (5. 1):

$$Ef = \frac{1200 \frac{mg}{l} - 30 \frac{mg}{l}}{1200 \frac{mg}{l}}$$

$$Ef = 97,5 \%$$

Se calcula el volumen de reactor según Ecuación (5. 6):

$$Vr = \frac{45 \text{ días} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,55 \times (1200 - 30) \frac{mg}{l}}{12000 \frac{mg}{l} \times \left(1 + 0,065 \frac{1}{\text{días}} \times 45 \text{ días}\right)}$$

$$Vr = 860,63 \text{ m}^3$$

El volumen calculado del reactor no cumple con los parámetros de diseño según la Tabla V. X. Por lo tanto se adoptado un volumen de reactor de 2062,5 m³, para el cual se verifica las Ecuaciones (5. 3),(5. 4) y (5. 5):

$$TRH = \frac{2062,5 \text{ m}^3}{1400 \frac{m^3}{\text{día}}} \times 24 \frac{hs}{\text{día}}$$

$$TRH = 35,36 \text{ hs}$$

$$F/M = \frac{1200 \frac{mg}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}}}{2062,5 \text{ m}^3 \times 12000 \frac{mg}{l}}$$

$$F/M = 0,068 \frac{1}{\text{días}}$$

$$CV = \frac{1200 \frac{mg \text{ DBO}}{l} \times 1400 \frac{m^3}{\text{día}}}{2062,5 \text{ m}^3 \times 1000}$$

$$CV = 0,814 \frac{kg \text{ DBO}}{m^3 \text{ día}}$$

Es esperable según datos bibliográficos que, por la concentración de los SSVLM, el TRH y la relación F/M sean menores en comparación con el sistema tradicional de lodos activados diseñado con los mismos parámetros que un

MBR, y la CV debe ser mayor dado que la concentración de los SSVLM es 4 veces mayor al sistema de lodos activados. (Matthias Kraume, 2005)

A partir de la verificación, se puede determinar que el volumen adoptado es el correcto.

Generación de lodos:

Según las Ecuaciones (5. 7) y (5. 8):

$$Y_{obs} = \frac{0,55}{1 + 0,065 \frac{1}{\text{días}} \times 45 \text{ días}}$$

$Y_{obs} = 0,14$

$$P_x = \frac{0,014 \times 1400 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \times (1200 - 30) \text{mg/l}}{1000}$$

$P_x = 229,53 \frac{\text{kg}}{\text{día}}$

Teniendo en cuenta una concentración del 1%, el caudal de purga diario según Ecuación (5. 9) es:

$$Q_p = \frac{229,53 \frac{\text{kg}}{\text{día}}}{0,01 \times 1003}$$

$Q_p = 22,88 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}$

Requerimiento de aire lodos activados:

Según las Ecuaciones (5. 10) y (5. 11), la aireación para lodos activados es:

$$300,9 \text{ lb } O_2/h = TOCC \left(\frac{0,95 \times (8,1756 \frac{\text{mg}}{\text{l}} - 2 \text{ mg/l})}{9,17 \text{ mg/l}} \times (1,024^{25-20}) \times 0,75 \right)$$

$$TOCC = 566,7 \frac{lb O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$Aire\ calculado = 4611,02 \frac{Nm^3}{h}$$

Digestor de lodos:

Según Ecuación (5. 17),

$$Vdl = \frac{22,88 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{10000 \frac{mg}{l} \times [(0,05 \frac{1}{día} \times 0,8) + (\frac{1}{25 \text{ días}})]}$$

$$Vdl = 286 m^3$$

Se adopta un volumen de reactor de 288,75 m³.

Requerimiento de aire:

Según las Ecuaciones (5. 18) y (5. 19):

$$\frac{22,88 \frac{m^3}{día} \times 10000 \frac{mg}{l}}{1000} \times 0,8 = \frac{183,07 \text{ kg SSV}}{día}$$

$$\frac{183,07 \text{ kg SSV}}{día} \times \frac{2,3 \text{ kg } O_2}{\text{kg SSV}} \times \frac{1 \text{ lb}}{0,4535 \text{ kg}} = 928,3 \frac{lb O_2}{día}$$

$$Aire\ calculado = 38,68 \frac{lb O_2}{h}$$

Teniendo en cuenta las Ecuaciones (5. 12) y (5. 13), el aire calculado es:

$$Aire\ calculado = 629,63 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}$$

Se verifica el requerimiento de aire según Ecuación (5. 20):

$$\frac{629,63 \frac{m^3 \text{ aire}}{\text{hora}}}{288,75 m^3 \times \frac{60 \text{ min}}{\text{hora}}} = 0,0363 \frac{m^3 \text{ aire}}{m^3 \text{ reactor min}}$$

Por lo tanto, la verificación se cumple y el dimensionamiento para el digestor de lodos es correcto.

Deshidratación de lodos, filtro de banda:

Según el valor obtenido en la ecuación (5. 9), se puede determinar la cantidad de lodo deshidratado que se obtiene al final del tratamiento, el cual, mediante una cinta transportadora es almacenado en un contenedor para luego ser llevado a disposición final.

Suponiendo que el equipo trabaja todos los días 8 h, es decir su tiempo de ciclo de 24 h y el tiempo de filtrado es de 8 h, se procede a calcular la masa seca de lodos que se genera por día:

$$Qp = 22,88 \frac{m^3}{\text{día}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = \frac{22,88 \frac{m^3}{\text{día}}}{8 \frac{hs}{\text{día}}}$$

$$\text{caudal a filtrar por hora} = 2,86 m^3/hs$$

La cantidad de lodo deshidratado será:

$$\text{lodo deshidratado} = 22,88 \frac{m^3}{\text{día}} \times 0,18$$

$$\text{lodo deshidratado} = 4,12 \frac{m^3}{\text{día}}$$

Teniendo en cuenta que, según la información obtenida por parte de la empresa CEAMSE, los contenedores para disposición final de lodos tienen un volumen $14 m^3$, se estima la cantidad de contenedores que se tratan por año.

$$4,12 \frac{m^3}{día} \times 365 \frac{días}{año} \times \frac{1 \text{ contenedor}}{14 m^3} = 108 \frac{\text{contenedores}}{año}$$

5.3 Selección de tecnología

En esta sección del capítulo se define el tren de tratamiento que será adoptado para la etapa de depuración biológica de los residuos generados por industria de papel reciclado.

Como se comentó en el Capítulo 4, el criterio de mayor relevancia que se estableció fue la superficie ocupada por el tren de tratamiento, la cual se define en 3400 m². A partir de este criterio, se mencionan las propuestas que cumplen con dicha solicitud.

Teniendo en cuenta los cálculos de dimensionamiento de las 5 propuestas, se realiza la disposición de los equipos en el terreno disponible mediante la herramienta gráfica AutoCAD, la cual, permite visualizar las dimensiones de los equipos a escala real. La disposición de los equipos se realiza en función de los siguientes aspectos:

- Distancia óptima entre operaciones/equipos.
- Fácil acceso a los equipos para su correspondiente mantenimiento y control de operación.
- Calles de acceso para transportes.
- Calles peatonales de circulación para personal de planta.

A partir de lo comentado anteriormente, se adjuntan las implantaciones de cada propuesta. Como se puede observar en la Figura 5. 2, la propuesta 1 no cumple con los requisitos establecidos, por lo tanto, dicha tecnología de lodos activados convencional es excluida del análisis. Además, teniendo en cuenta la generación de lodos según Ecuación (5. 8) y (5. 9), es una de las propuestas que genera mayor cantidad de lodos, por lo que repercute en un costo operativo elevado.

Continuando con el análisis, la propuesta 2 (Figura 5. 3) tampoco cumple con los requisitos establecidos. Se realizó la consulta bibliográfica y a proveedores de esta tecnología, para la instalación de 2 o más biofiltros en serie,

permitiendo el aumento en la degradación biológica y menor volumen del reactor de pulimiento, pero la respuesta fue negativa. La biopelícula formada en el primer filtro percolador, puede desprenderse, cae y ser bombeada hacia el segundo filtro, incrementando los SSV del sistema y desestabilizándolo. Si bien, desde el análisis numérico y teórico con respecto a la disposición de biofiltros en serie es viable, desde lo técnico y operativo es inviable. En función de lo expuesto, la propuesta 2 no será seleccionada.

La propuesta 3, por su parte, es la que peor desempeño tiene en la disposición de equipos (Figura 5. 4). Por otra parte, mediante el análisis matemático se puede confirmar que el sistema MBBR posee altos costos operativos, asociados al gran caudal de aire requerido y a la voluminosa generación de lodos destinados a disposición. En relación al costo de compra o instalación, el sistema fue tasado en USD 1.900.000 +/- 20% (ICR Ambiental, 2019), valor muy alto comparado con otras propuestas tecnológicas analizadas. La propuesta 3 entonces, queda descartada.

En relación a la propuesta 4, el Layout realizado (Figura 5. 5) cumple con las expectativas y la disposición de los equipos es satisfactoria, permitiendo disponer de una calle de circulación vehicular, acceso a los distintos sectores del tratamiento y senderos peatonales para los operarios de planta. En el aspecto operativo, la propuesta 4, al incluir un reactor anaerobio, requiere menor consumo energético que las demás propuestas, puesto que no necesita aireación. Por otra parte, la generación de lodos es baja, porque el metabolismo anaerobio de microorganismos no prioriza el crecimiento poblacional. Como ventaja principal, el sistema anaerobio genera metano, con posibilidad de reuso, pero en el caso analizado, la generación del gas obtenido es significativamente baja en relación al consumo normal de una planta de papel reciclado, esto se debe a que la carga introducida al reactor UASB es demasiado baja para el aprovechamiento del gas metano. Como desventaja, se puede indicar que los reactores anaeróbicos son inestables a las fluctuaciones de carga, y poseen largos tiempos de arranque y puesta a punto. La propuesta 4 es viable y será analizada en mayor detalle. El valor de compra del sistema es de USD 1400000 +/- 20% (ICR Ambiental, 2019).

Por último, la propuesta 5 es la que mejor se adapta al espacio físico disponible según la Figura 5. 6. Las razones radican en la alta carga de SSV del reactor (12000 mg/L) y la ausencia de sedimentador. Si bien, la generación de lodos y los requerimientos energéticos, son mayores que los de la propuesta 4, la calidad de agua de salida es ampliamente superior, puesto que en esta tecnología se combina la degradación biológica con una ultrafiltración, generando agua de calidad y posibilidad de reuso. Por otro lado, el valor de adquisición del sistema ronda los USD 800000 (TAERSA - Tratamiento de

Agua, Efluente y Reuso S.A., 2019), costo menor al obtenido en la propuesta 4. Por lo analizado, la propuesta 5 cumple con los requerimientos.

A continuación, en la Tabla V. XI se realiza una comparativa entre las propuestas 4 y 5, donde los valores de compra se obtiene de proveedores (ICR Ambiental, 2019; TAERSA - Tratamiento de Agua, Efluente y Reuso S.A., 2019), el valor de referencia del kWh se obtiene del cuadro tarifario (EDESUR, 2019) en \$1,72/kWh; con respecto al valor de disposición final de lodos se obtiene de CEAMSE, con un costo unitario de \$2000/m³. Los valores referenciados en la Tabla V. XI se dolarizan al valor promedio del mes de enero 2019 (1 USD = 38 pesos argentinos). Para el caso de los reactivos utilizados en el proceso de degradación biológica, tanto en el UASB como en el MBR, la cantidad utilizada de urea (fuente de nitrógeno) y fosfato (fuente de fósforo) es la misma para ambos sistemas, por lo tanto no se incluye en el análisis comparativo de los costos totales.

Tabla V. XI - Comparativa UASB vs. MBR

	UASB	MBR
Valor de compra	USD 1.400.000,00	USD 770.000,00
Consumo kW.año	354.960	1.167.344,1
Costo Energético	USD 16.066,61	USD 52.837,68
Costo de disposición de lodos/año	USD 42.736,84	USD 79.578,95
Construcción Civil	USD 107.988,90	USD 229.440,20
Costo de inoculación	USD 80.000,00	-

Teniendo en cuenta la Tabla V. XI, se observa que el valor de compra de dicha tecnología es 55% menor al reactor UASB y si bien los costos operativos como consumo energético, disposición de lodos y reactivos del sistema MBR es 44% mayor al UASB, las ventajas que posee el MBR con respecto al reactor UASB son:

- Menor costo de compra
- Buena calidad de agua obtenida
- Posibilidad de reúso de agua
- Menor cantidad de equipos
- Operación simple
- Menor tiempo en la puesta a punto del sistema

En conclusión, la tecnología adoptada para el sistema de tratamiento biológico es el reactor de membrana MBR.

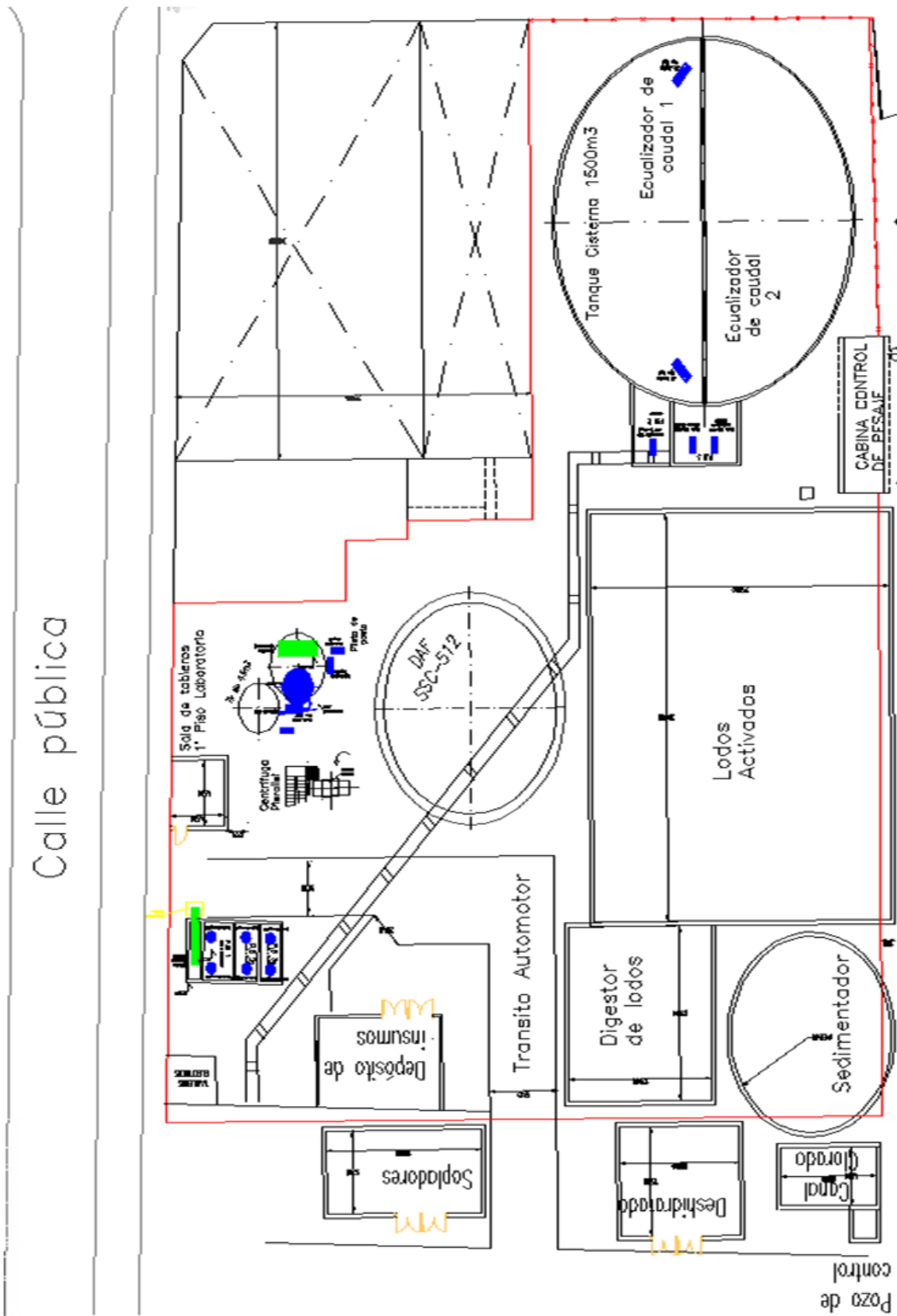


Figura 5. 2 - Propuesta 1, lodos activados

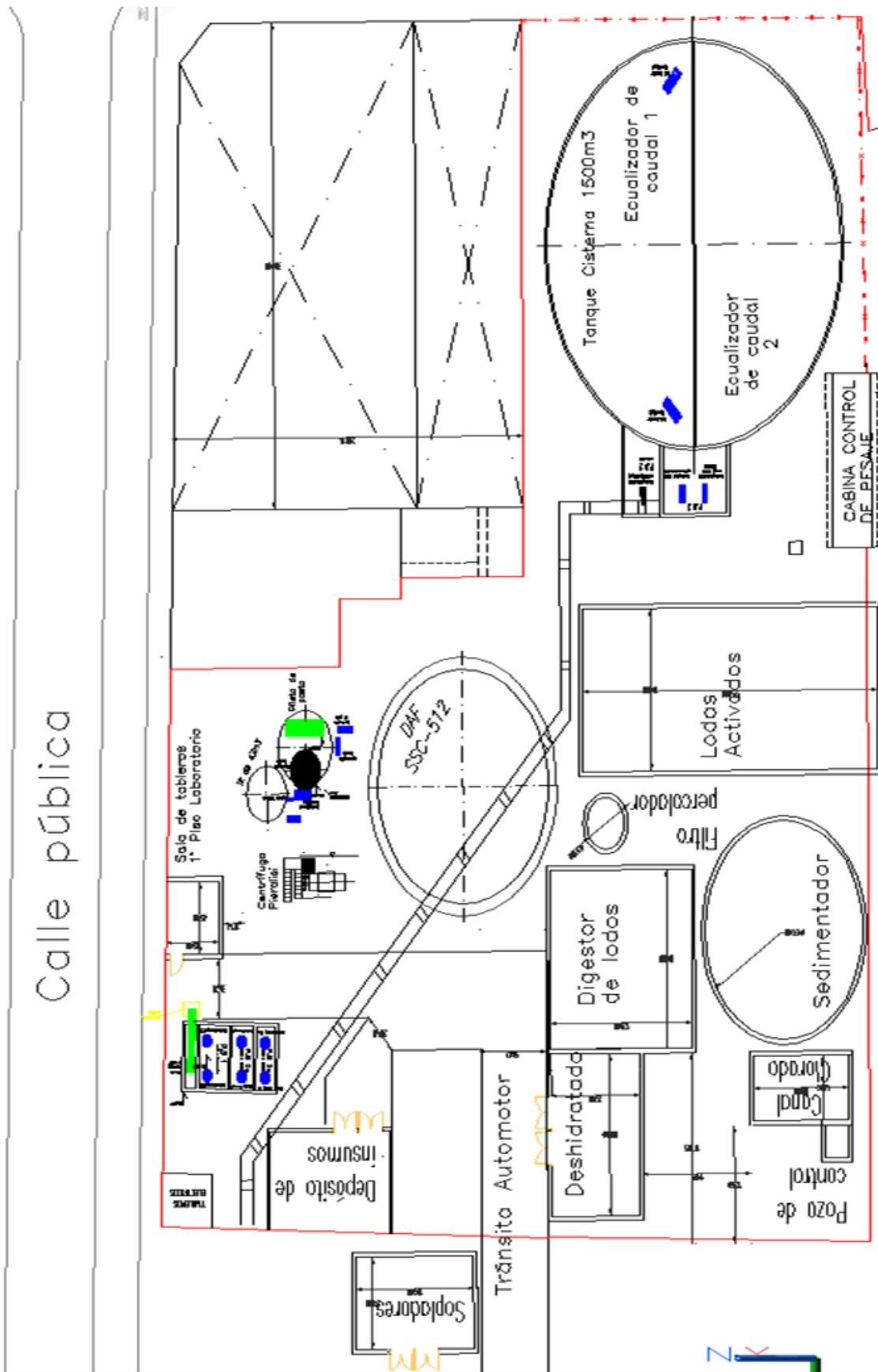


Figura 5. 3 – Propuesta 2, biofiltro + lodos activados

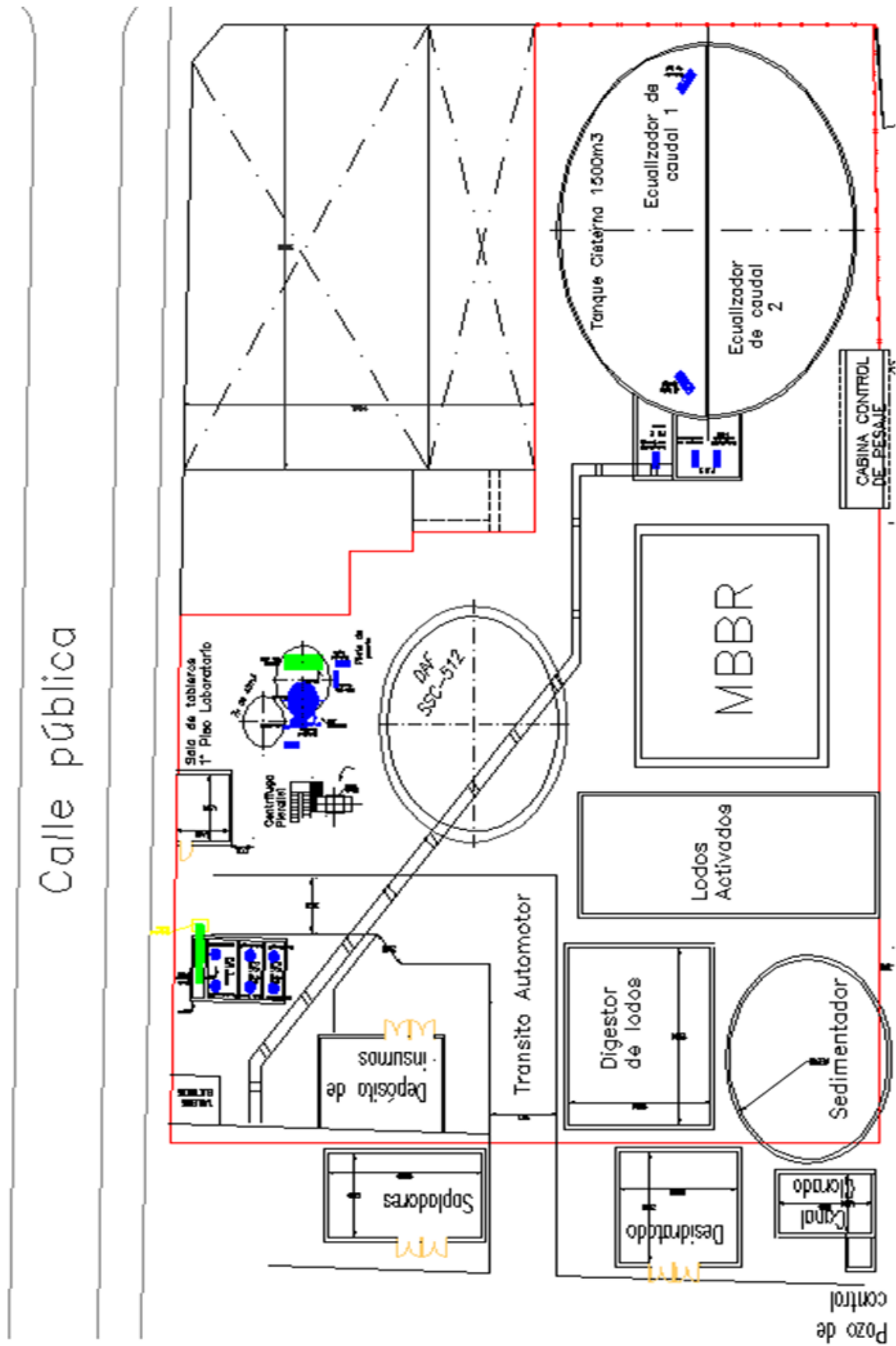


Figura 5. 4 – Propuesta 3, MBBR + lodos activados

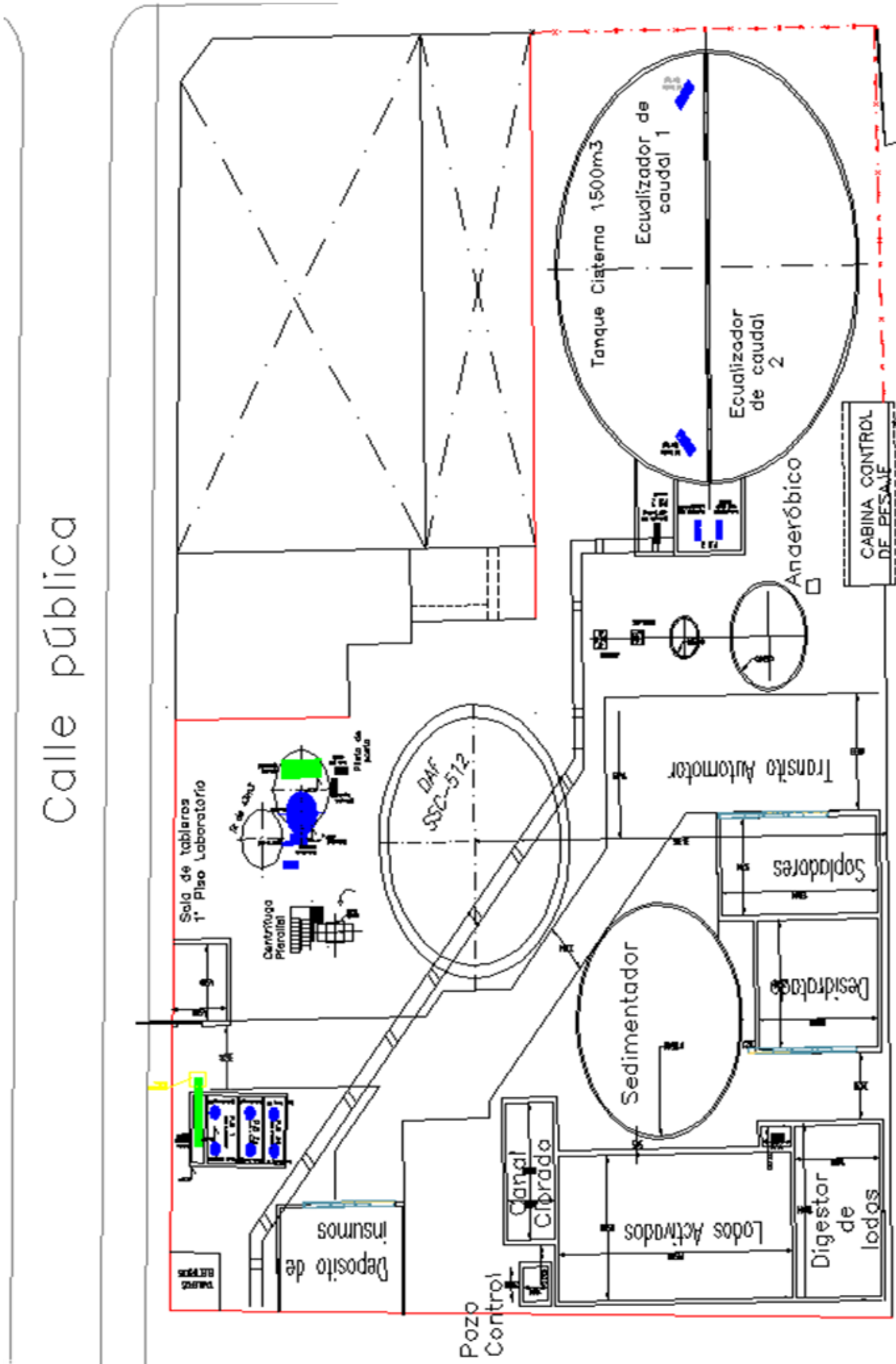


Figura 5. 5 – Propuesta 4, UASB + lodos activados

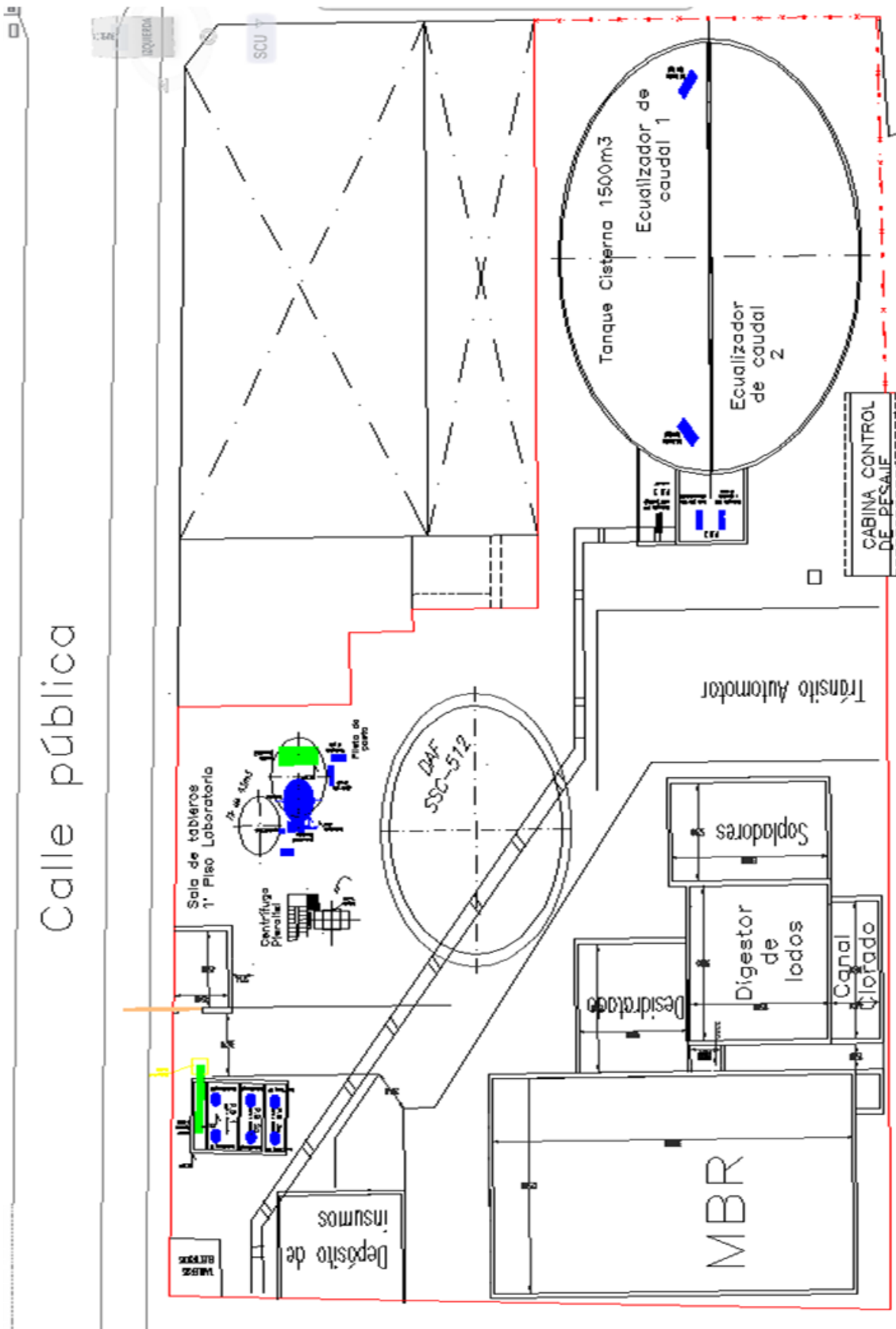


Figura 5. 6 – Propuesta 5, MBR

5.4 Tratamiento terciario

Desinfección

Si bien existen diversos desinfectantes, el cloro es el compuesto universalmente utilizado, incluso para aguas potabilizadoras de agua. La OMS indica que para la correcta desinfección del agua, se debe aplicar 5 mg/L de agente desinfectante clorado por litro de agua, con un TRH en el laberinto de cloración de 30 minutos. Las distintas formas de presentación y aplicación de cloro se muestran en la Tabla V. XII.

Tabla V. XII - Comparativa de métodos desinfectantes

Características	Cloro gaseoso	Hipoclorito de sodio	Cloro en pastillas
Forma de presentación	Gas licuado a presión	Solución líquida amarilla	Sólido blanco
Contenido de Cloro	99%	hasta 20%	entre 50 y 75%
Modo de aplicación	Burbujeo, con caños perforados posicionados dentro del laberinto	Dosificación automática por bombas	Incorporación manual. Requiere de mayor mano de obra
Seguridad	Gas muy corrosivo. Peligro de fuga	Se puede almacenar en bidones. Bajo nivel de peligro	Bajo nivel de peligro

Por la posibilidad de automatización del proceso, y la baja probabilidad (prácticamente nula) de fuga con consecuencias perjudiciales para el medioambiente, operarios o vecinos, se selecciona el uso de hipoclorito de sodio como agente desinfectante para la última etapa del tratamiento. Para la elección del mismo se tiene en cuenta el costo del método, por lo que el hipoclorito de sodio es el más económico de los 3 casos referenciados en la Tabla V. XII.

El hipoclorito de sodio se adquiere en forma líquida, con una concentración de hasta 152 g/L; se estima que 1 L de esta solución permite desinfectar 30,4 m³, por lo tanto, se requiere de 48 litros de hipoclorito de sodio por día, para tratar 60 m³/h.

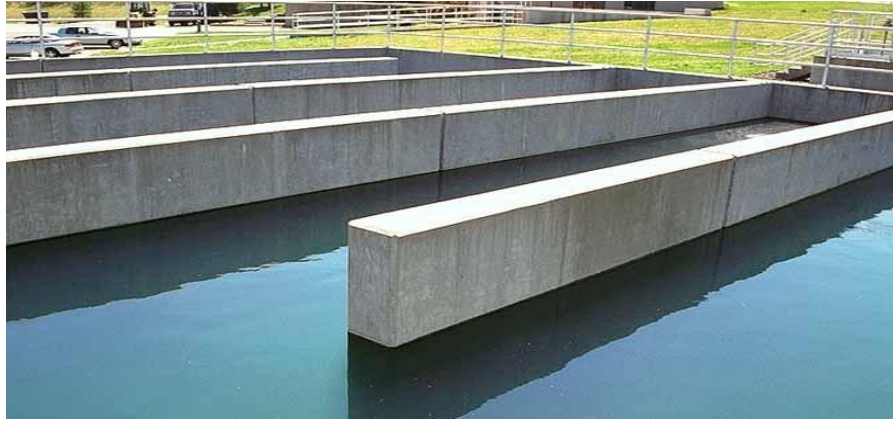


Figura 5. 7 – Laberinto de clorado

El laberinto de clorado es una construcción civil cuyo dimensionamiento se realiza en función del TRH determinado para la desinfección. Al tratar un caudal estimado en $60 \text{ m}^3/\text{h}$ en promedio, y con un TRH de 30 minutos, el volumen efectivo del laberinto deberá ser de 30 m^3 , a partir de esto, se adopta el dimensionamiento de un piletón internamente tabicado formando canales, con un total de 8 m de ancho, 4,5 m de largo y 1,15 m de profundidad.

Según la Figura 5. 7 se puede observar que el canal de cloración posee un formato de tipo laberinto, el cual cumple la función de generar un mezclado estático y contacto óptimo entre el efluente y desinfectante, obligando al efluente a cambiar de dirección para su mezclado.

5.5 Memoria descriptiva

El líquido es impulsado desde ecualizador de caudal 2 al sistema biológico a caudal constante donde se produce la degradación biológica de la DBO y compuestos con nitrógeno (NTK - Nitrificación). Dado que es un proceso aeróbico, se requiere la adición de oxígeno para fomentar el crecimiento bacteriano. Por lo tanto, se considera la provisión de un sistema de aireación mediante difusores de burbuja fina para la eficiente transferencia de oxígeno, mediante sopladores tipo root con cabina de insonorización para instalación a intemperie. Los difusores de aire serán circulares con membrana de EPDM.

La separación sólido-líquido se realiza por membranas de microfiltración las cuales son sumergidas en una cámara dispuesta a tal fin. La filtración del licor

mezcla entrega una calidad de agua lo suficientemente buena como para ser reutilizada en distintos usos del complejo (no potable). El rechazo del sistema de membranas son las bacterias que quedan retenidas en la cámara de aireación. Se realizará una purga programada de licor mezcla para evitar la saturación y la consiguiente disminución de eficiencia del sistema. La purga de barros se enviará a sistema de deshidratación de barros mediante bombas de desplazamiento positivo.

El agua permeada se encuentra desinfectada por la acción de la filtración. Igualmente se prevé un sistema de desinfección por medio de un canal de cloración con dosificación automática.

Proceso de tratamiento MBR

Es una tecnología de lodos activados de última generación que reemplaza al sistema tradicional. Básicamente se reemplaza el típico sedimentador secundario por un sistema de membranas para separar los sólidos generados en la cámara de aireación (Figura 5. 8). Esto permite no solo ahorrar el espacio ocupado por el sedimentador sino también trabajar con una concentración mayor de sólidos suspendidos en el licor mezcla reduciendo el volumen de la cámara de aireación. Además, la calidad del efluente de salida mejora sustancialmente, el proceso es mucho más robusto y confiable y es independiente del tipo de bacterias generadas.

La tecnología de Biorreactor de Membrana (MBR) se puede definir como la combinación de dos procesos: degradación biológica y separación física por membrana, en uno único, en el que los sólidos en suspensión y microorganismos responsables de la biodegradación, son separados del agua tratada mediante una unidad de filtración por membrana. La concentración de microorganismos en el licor mezcla varía entre 8.000 – 15.000 mg/L según el diseño. En la configuración que estamos planteando, las membranas de filtración están ubicadas en la misma cámara de aireación de forma de evitar la recirculación de barros y un ahorro sustancial en CAPEX/OPEX de la instalación, dichos valores serán analizados en el Capítulo 6.

El aire de proceso se suministra por medio de sopladores bilobulares tipo root. El aire será utilizado para dos funciones al mismo tiempo: para crecimiento bacteriano y para limpieza de membranas. Ambos sopladores son independientes.

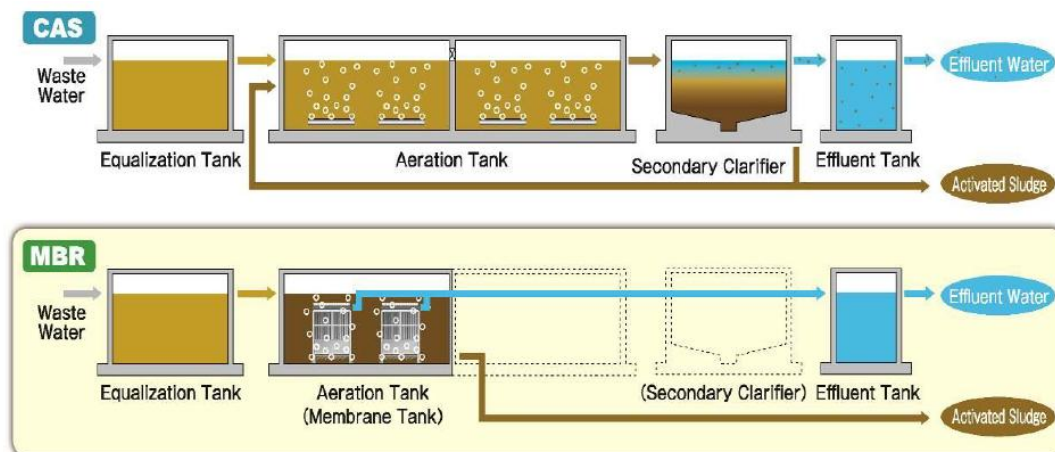


Figura 5. 8 – Lodos activados vs. MBR

Módulo de membrana sumergida de placa plana

Cartucho de Membrana

El área del cartucho de membrana seleccionado será 1,45 m². Consiste en dos hojas de membrana soldadas a un soporte de ABS mediante un efectivo sistema de soldado por ultrasonido. Entre las membranas y el soporte de ABS descansa un espaciador que potencia el flujo del permeado dentro del cartucho. El cartucho incluye 1 boquilla de aspiración de permeado.

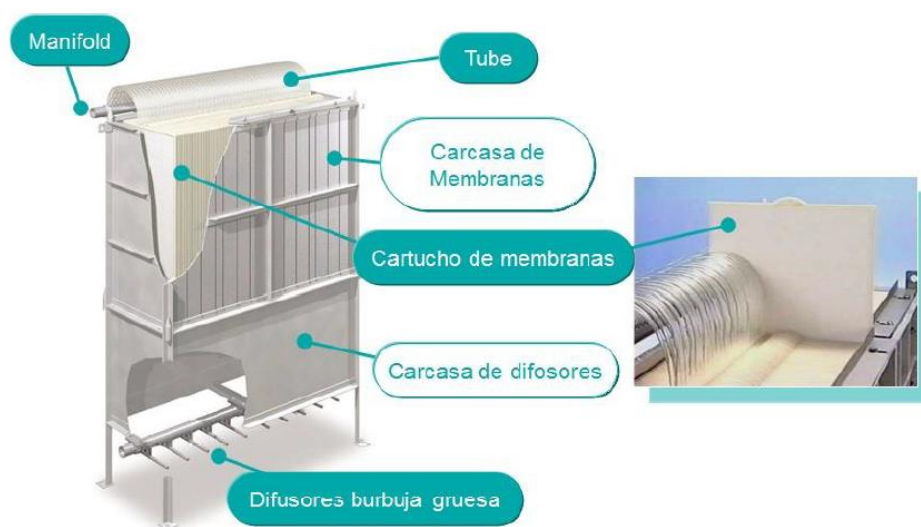


Figura 5. 9 – Cartucho de membrana

La membrana está hecha de polietileno clorado sobre un sustrato con estructura muy fuerte y no tejida. El tamaño de poro medio y máximo son 0,2 y

0,4 μm respectivamente (rango de micro filtración: 0,1-10 μm), lo que permite la eliminación de las bacterias y material coloidal. Sin embargo, debido a la formación de una capa dinámica de proteína y de material celular en la superficie de la membrana durante el funcionamiento, el tamaño efectivo del poro se sitúa dentro del rango de la ultrafiltración, permitiendo así la eliminación de elementos inferiores al tamaño del poro como virus y reduciendo la presión de operación. Todos los cartuchos de membrana encajan de forma sólida en el interior de las carcasas de membranas con una separación de 7 mm entre ellos. En combinación con la limpieza constante mediante aireación, ésta disposición de los cartuchos impide la formación de tortas de lodo sobre la superficie de las membranas.

Tubos de Permeado y Manifold

Los tubos de permeado de poliuretano recogen el permeado desde las boquillas de aspiración en el lateral de cada cartucho de membrana y lo llevan a un colector (manifold) común de AISI304 en el cual todos los cartuchos se conectan en paralelo. Los tubos de permeado pueden desconectarse por separado permitiendo así sacar uno por uno los cartuchos de membrana para labores de mantenimiento. Por lo tanto, se trata de un sistema completamente modular y versátil.

Difusor de Membrana

El diseño del módulo asegura el paso del aire sobre la superficie de las membranas generando un barrido ascensional de la biomasa entre los cartuchos y sobre la superficie de la membrana. De esta forma se genera el denominado flujo transversal (la dirección del flujo de biomasa forma un ángulo de 90° con la dirección del flujo de permeado) que es una efectiva medida de control del ensuciamiento. El difusor se compone de una tubería central de la que parten otras veinte más pequeñas, cada una de ellas con 5 orificios en la parte superior. Las principales funciones de la aireación de las membranas son:

- Proporcionar una medida física de control del ensuciamiento de la membrana
- Mezclar el lodo dentro del reactor
- Aportar oxígeno para bacterias

El sistema incorpora la limpieza automática de los difusores de los módulos para asegurar una aireación y limpieza física de las membranas efectivas. La limpieza del difusor se realiza diariamente mediante la apertura de la válvula en el colector de salida de aire durante 5 minutos. Esto genera un efecto Venturi que impulsa por el colector de salida de aire una mezcla aire-fango que arrastra

cualquier obstrucción en la tubería u orificios. Esta limpieza de difusores es automática mediante apertura/cierre de válvulas automáticas. No se requiere intervención del operador.

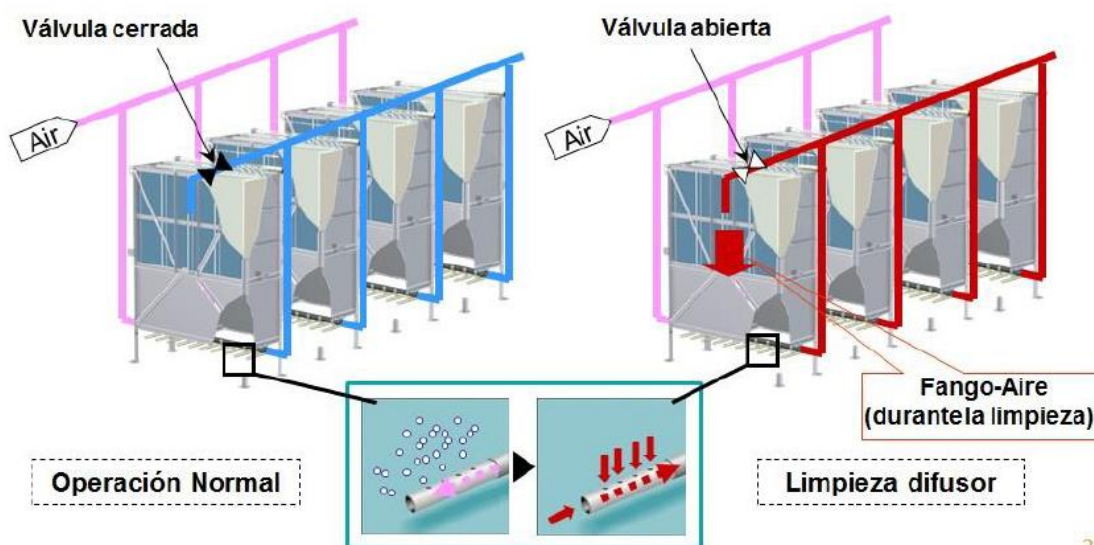


Figura 5. 10 – Mecanismo de limpieza de difusores

31

El permeado será bombeado por bombas autocebantes que enviará el mismo hacia el tanque de almacenamiento de efluente tratado. Desde este tanque se enviará a los distintos usos de la planta depuradora como limpieza de tamiz o lavados de estructuras, pisos, etc.

Limpieza Química in situ de Cartucho de Membrana

Para mantener el rendimiento de las membranas es suficiente con llevar a cabo limpiezas químicas in-situ, denominadas CIP (Clean-In-Place). La frecuencia de dichas limpiezas en efluentes cloacales es de 3-4 meses. En la práctica, la necesidad de una limpieza viene determinada mediante la medición de la presión transmembrana (TMP). Cuando se observa un incremento de la TMP de 5 a 10 kPa con respecto al valor inicial, se recomienda realizar un CIP. El sistema medirá este valor en forma continua y determinará la necesidad de limpieza automáticamente. Para ello se suministra e incluye un instrumento en línea que mide continuamente la diferencia de presión entre los puntos.

Para realizar la limpieza no es necesario rellenar el tanque con soluciones químicas, sacar las membranas del reactor o vaciar el reactor. El CIP típicamente consiste en dosificar en el colector de permeado una solución de hipoclorito sódico diluido (0.5% m/v) para eliminar la película biológica que se

adhiera a la misma. Solo en el caso de incrustaciones inorgánicas se debe realizar un lavado con ácido cítrico.

La dosificación de la solución de limpieza se hace en un período corto de tiempo (15-20 minutos) por bombeo y en contracorriente a través del colector general de permeado. Una vez dosificada la cantidad recomendada, se deja el sistema en reposo durante aproximadamente 2-3 horas para asegurar la recuperación de la permeabilidad. Pasado este tiempo el sistema está listo para entrar en funcionamiento nuevamente. Es importante repetir que esta operatoria se realiza con una frecuencia de 3-4 meses. La limpieza de membranas se coordina para ser realizada en periodos donde no hay ingreso de efluente por ejemplo durante la noche. Se determinará en la puesta en marcha esta operatoria. En el caso de ensuciamiento por materia inorgánica, se suele utilizar una solución ácida en lugar de hipoclorito sódico. Ácido cítrico (0.5-1,0%) o ácido clorhídrico (mayor al 2.0%) se emplean en caso de que el ensuciamiento esté asociado al calcio (dureza). En caso de ensuciamiento asociado a Ca, no debe usarse ácido oxálico. El tanque y bomba de dosificación del compuesto se utiliza para ambos productos químicos.

Tabla V. XIII – Equipamiento sistema MBR

<i>Sopladores proceso biológico</i>	
Cantidad	3 (1 stand by)
Caudal m³/h	1500
Presión m.c.a	5,5
Tipo	Root lobulares
Potencia kW	40 aprox.
Cabina	No
Marcas	Repicky 2.0
<i>Difusores de aireación</i>	
Cantidad	A definir en ingeniería de detalle
Tipo	Disco
Diámetro	9"
Material de membrana	EPDM
Material cuerpo	PVC
Válvula de retención	Incluida
<i>Módulos de membrana</i>	
Tipo	Placa Plana
Material membrana	Polietileno Clorado
Material marco	AISI 304
Material colector	AISI 304
Nro. de trenes	2
Módulos por tren	4
Área por modulo	580 m ²
Área total instalada	4.640 m ²
Flux a caudal total	0,3 m3/ m ² .d

<i>Bombas permeado</i>	
Tipo	Autocebantes
Cantidad	3 (2 + 1)
Caudal m3/h	30
Presión de succión m.c.a	0,7 max.
Presión de descarga m.c.a	2 max.
Variador de velocidad	Incluido
<i>Sopladores Membranas</i>	
Cantidad	2 (1 stand by)
Caudal m3/h	1500
Presión m.c.a	5,5
Tipo	Root lobulares
Potencia kW	20
Cabina	No
Marcas	Repicky 2.0
<i>Instrumentación</i>	
Caudalímetros	2
Diferencial de presión	1
Medición de presión	1
Horquillas vibrantes	2
Nivel por ultrasonido	1
Detector de flujo de aire	1
Pera de nivel por seguridad	1
<i>Bomba de purga de barros</i>	
Cantidad	2 (1 + 1)
Tipo	Desplazamiento positivo (tornillo)
Caudal máximo	5 m3/h
Presión descarga	1 bar
Material cuerpo	Hierro fundido
Material tornillo	AISI 304
<i>Reactivos</i>	
Urea (fuente de N)	16,8 kg/día
Ácido fosfórico (fuente de P)	3,4 kg/día
<i>Filtro de bandas</i>	
Marca y modelo	SHANGAI DAZHANG
Capacidad	10 m ³ /h
Ancho de banda	1,5 m
<i>Bomba de lavado</i>	
Marca	Grundfos
Capacidad	6 m ³ /h
Potencia	2,23 kW

5.6 *Discusión*

5.6.1 **MBR vs UASB**

Teniendo en cuenta lo relevado en materiales bibliográficos y consultas a personas idóneas en el tema de tratamiento de efluente, se puede decir que, con respecto a temas operativo de planta, el sistema anaeróbico UASB trabaja con altas concentraciones de sólidos suspendidos volátiles (mayor a 5000 mg/L), no soporta las fluctuaciones del proceso y esto conlleva al mal funcionamiento del reactor, por lo que el manejo diario de los parámetros de la planta por parte de los operarios se vuelve un problema. Además, a la hora de poner en funcionamiento el UASB, se debe realizar la inoculación de los lodos con mucha precaución para no provocar la contaminación del mismo y se estima que el tiempo que lleva en poner a régimen un reactor UASB es aproximadamente de 2 meses, además se debe tener en cuenta el costo de los barros para realizar la inoculación, teniendo un valor aproximado de USD 200/m³. Luego, a la hora de controlar los parámetros del tratamiento biológico, el reactor UASB es un tanque cerrado en el cual, no se pueden observar y determinar si el funcionamiento del mismo es el correcto y se necesita personal capacitado e idóneo en el tema debido a lo detallado anteriormente.

En el caso MBR, los problemas que mencionaron anteriormente con respecto a la puesta a punto del sistema no existen o son menores, dado que para un sistema aeróbico su operación es simple y la generación de microorganismos es mucha más rápida y se puede observar y dar un diagnóstico de su correcto funcionamiento como por ejemplo, la formación de espuma es buen indicador de que el reactor está funcionando bien.

A partir de la Tabla V. XI, se observa que los costos operativos del MBR son un 44% mayor al UASB, por lo que a la hora de seleccionar la tecnología no es un condicionantes, ya que el sistema MBR tiene la capacidad de generar un agua de salida de buena calidad con la posibilidad de reuso en el proceso, lo cual disminuiría el uso de agua limpia y los costos asociados a la misma. Por el contrario, para el caso del reactor UASB se necesita la instalación de un equipo de ultrafiltración para lograr las mismas condiciones de salida que el sistema MBR, lo que conlleva a costos mayores de inversión y mantenimiento.

En el Capítulo 6 se detalla el análisis económico y comparativo entre ambas tecnologías.

5.6.2 Reutilización del agua

La normativa tomada como referencia para definir la calidad de agua de reuso es el Anexo III del Decreto 847/16 de Córdoba, en donde se especifican los siguientes límites:

- Temperatura: 40 °C
- pH: entre 6,5 y 8
- Conductividad: hasta 1000 microsiemens/cm
- Sólidos disueltos: 500 mg/L
- Sólidos suspendidos: 50 mg/L
- DBO₅: 30 mg/L
- Nitrógeno (NTK): 30 mg/L
- Nitratos: 30 mg/L
- Fosfatos: 5 mg/L

Las membranas MBR utilizadas en el tratamiento secundario poseen poros de tamaño medio de 0,2 µm y máximo 0,4 µm, posicionándose en el rango de la microfiltración, lo cual permite la separación de SST en su totalidad, bacterias y material coloidal. Sin embargo, cuando el sistema de encuentra operativo, se forma una capa dinámica de proteínas y de material celular en la superficie de la membrana, razón por la cual el tamaño efectivo de los poros se sitúan dentro del rango de ultrafiltración, permitiendo además, la eliminación de virus y mejorando considerablemente la calidad del agua. La tecnología MBR, permite reducir los valores de DBO₅, nitrógeno, nitratos y fosfatos, por medio de la degradación biológica, y los SS y SST, a través de las membranas de filtrado. Por otro lado, los sistemas de medición y control de pH permiten neutralizar este parámetro, y por lo tanto, el agua obtenida posee calidad de reuso. Consecuentemente, el agua obtenida al final del proceso de depuración, puede ser reutilizada de las siguientes formas:

- Reuso urbano: el agua puede ser utilizada para riego de zonas verdes, como campos deportivos y parques recreativos, lavado de automóviles y maquinaria, uso sanitario, combate de incendios, y otros usos similares.
- Reuso para riego con acceso restringido: regadíos particulares como cultivo de césped, silvicultura, y otras áreas donde el acceso del público es prohibido, restringido o poco frecuente.
- Reuso agrícola en cultivos de alimentos, que pueden ser procesados comercialmente o no.
- Reuso agrícola en cultivos no alimenticios.
- Reuso recreativo: aguas que pueden tener contacto incidental con pescadores o practicantes de deportes acuáticos. Las personas expuestas a este tipo de agua recirculada son el público en general.

- Reúso en la construcción: aplicaciones como compactación de suelos, control del polvo, lavado de materiales, producción de concreto, entre otros. Las personas involucradas son los trabajadores de obra y transeúntes.
- Otros usos: el principal destino del agua obtenida es para recirculación al proceso de producción de papel reciclado: el diseño del tratamiento primario permite tratar 360 m³/h y recircular 300 m³/h al proceso, puesto que la concentración de sólidos suspendidos, partículas coloidales e iones residuales son perjudiciales para el papel fabricado. La incorporación del tratamiento MBR permite mejorar considerablemente la calidad del agua, y promueve el aumento del volumen de agua de reciclo, tendiendo a lograr el circuito cerrado.
- Agua como materia prima: la ultrafiltración suele ser la operación previa a la osmosis inversa, que genera agua de calidad para calderas, acumuladores y demás, pero para este fin es necesario realizar una inversión extra. La planta recicladora podría generar su propia agua desmineralizada para uso en calderas, utilizados en el proceso de secado de papel.

5.6.3 Deshidratado de lodos

El equipo que se selecciona para el tratamiento de deshidratación de lodos es un filtro banda por lo que su aplicación deriva de la industria papelera y ha sido posible gracias a los avances en la preparación de los lodos mediante los procesos de coagulación y floculación por polielectrolitos.

Este acondicionamiento de los lodos permite una rápida separación de fases, con la consiguiente aglomeración de la fase sólida, que permite su manejo entre dos bandas abiertas.

El lodo acondicionado se deposita entre las dos bandas produciéndose, en la primera etapa un brusco desagotamiento sobre la banda inferior. A continuación, el lodo de elevada concentración de sólidos, se introduce entre las dos bandas, a las que se conducen conjuntamente mediante diversos rodillos, provocando cambios bruscos de dirección para, con la compresión y cizalladura producidas, conseguir la deshidratación de la fase sólida.

Al cabo de una determinada longitud de las bandas, estas vuelven a separarse conduciéndose por rodillos diferentes, punto que se aprovecha para realizar la descarga de la torta mediante cuchillas de rascado colocadas sobre ambas bandas filtrantes.

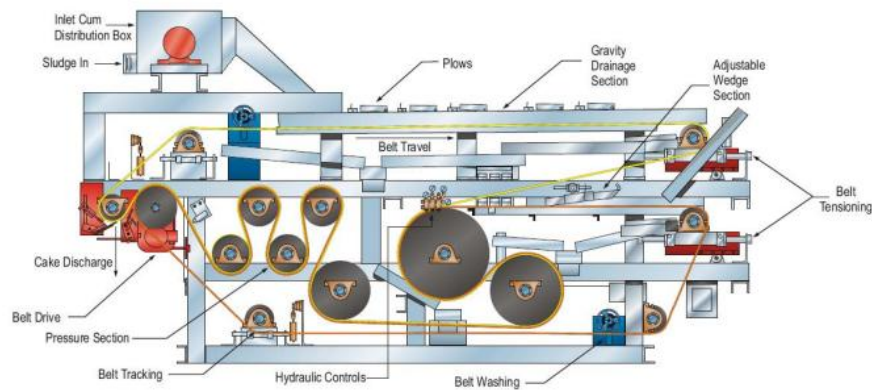


Figura 5. 11 - Filtro banda

Sus ventajas son:

- Funcionamiento continuo.
- Bajo requerimiento de personal en su operación, aunque frecuentemente se requiere su presencia en el control del adecuado acondicionamiento.
- Bajos costes de inversión.
- Bajo consumo energético.

5.6.4 Eliminación de boro

En función del análisis bibliográfico realizado, los iones que suelen presentarse en el efluente de las recicladoras de papel son principalmente de boro. En el presente proyecto no se contempla la construcción o adquisición de tecnologías destinadas específicamente a la eliminación de estos elementos, la discusión se abordará en forma teórica.

En relación a las membranas de ultrafiltración, las moléculas de ácido bórico o de ion borato son muy pequeñas para ser retenidas, pero se puede realizar una reacción de complejación entre el compuesto de boro y una macromolécula que contiene grupos diol vecinales, cuyo volumen es mayor a los poros de las membranas de ultrafiltración. Un compuesto utilizado para tal fin es el N-metil-D-glucosamina (NMG), que es el mismo grupo funcional de las resinas de intercambio iónico. (De La Fuente, 2000).

Otro método de eliminación de boro es el uso de resinas de intercambio iónico específicas (Purolite, 2014). La resina Purolite S108 (específica para eliminación de boro) posee las siguientes propiedades:

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS:

Estructura del polímero	Poliestireno macroporoso Reticulado con divinilbenceno
Aspecto	Perlas esféricas
Grupo funcional	N-metilglutamina
Forma iónica	FB forma
Capacidad total	0.6 EQ/L (13.1 Kgr/pie ³) (FB forma)
Densidad específica	0 - 1.10
Retención de la humedad	61 - 67 % (Cl ⁻ forma)
Rango de tamaño de esferas	425 - 630 μ m
< 425 μ m (max.)	5 %
Coefficiente de uniformidad (max.)	1.2
Hinchamiento reversible, FB \rightarrow Cl ⁻ (max.)	25 %
Densidad específica	1.1 (None)
Peso de envío (aprox.)	670 - 730 g/L (41.9 - 45.6 lb/pie ³)
Límite de temperatura	60 °C (140.0 °F)

Figura 5. 12 – Polímero Purolite S108

La Purolite S108 tiene como ventaja principal su posibilidad de reuso, mediante retrolavado con HCl al 4%, pero existen otras resinas no reutilizables, que luego de saturación se deben descartar como residuo industrial.

5.7 Conclusión

En función a lo expuesto a lo largo del Capítulo, se concluye:

- Las tecnologías aplicables en el tratamiento secundario tienen mayor complejidad que las analizadas en el tratamiento primario; su diseño requiere del análisis de un mayor número de variables, y la adaptabilidad de cada tratamiento varía en función de las características del efluente.
- En relación al tratamiento de lodos activados convencionales aplicados en forma exclusiva, es poco eficiente en comparación a las combinaciones que se pueden diseñar, o a las mejoras tecnológicas disponibles. Como ventaja, el tratamiento de lodos activados convencionales puede ser aplicado como sistema de depuración, con excelentes resultados.
- Los biofiltros son tecnologías altamente probadas en tratamiento de efluentes de la industria alimenticia con muy buenos resultados

obtenidos, pero la imposibilidad de realizar una instalación en serie, dificulta su aplicación en la planta diseñada.

- El sistema MBBR se adapta correctamente a efluentes de alta carga orgánica (DBO mayor a 10.000 mg/L) pero su aplicación en la industria papelera es poco eficiente, requiere de alta superficie disponible, genera gran cantidad de lodos, consume mayor caudal de aire que otros sistemas aerobios y su instalación es costosa.
- Los reactores anaerobios se adaptan mejor a sistemas con alta carga orgánica, como la industria alimenticia, que a los efluentes papeleros de alto caudal y baja carga. En relación a la generación de efluentes y del consumo energético, ambos parámetros son bajos, por lo tanto, los costos operativos son reducidos. Por otro lado, los reactores UASB tienen desventajas operativas determinantes en la selección de tecnologías, como la baja tolerancia a los cambios de DBO y DQO, y los largos períodos de puesta a punto. El costo de adquisición se posiciona en valores medios comparados con otros sistemas, y la calidad de agua obtenida es aceptable.
- La tecnología MBR es la que presenta mejores características y resultados. La combinación entre la degradación biológica y la separación física permite reducir los valores de DBO y DQO hasta límites aceptables y realizar una ultrafiltración dinámica, evitando el paso de ciertos contaminantes inorgánicos, bacterias y virus. Los costos de adquisición son menores a otros sistemas, pero los costos operativos son relativamente altos. Como desventaja se indica que, si la operación no es correcta, las membranas pueden sufrir desgaste y deberán ser cambiadas, aumentando considerablemente los costos.

Por otro lado, el análisis profundo del presente Capítulo con respecto a las distintas propuestas para el tratamiento secundario, lleva a definir que la tecnología que se adapta a las necesidades y condiciones del presente proyecto para la depuración biológica es el reactor biológico de membrana MBR.

6. Capítulo 6: Análisis económico

6.1 Introducción

El estudio de factibilidad de todo proyecto requiere del análisis de viabilidad económica complementando al análisis técnico, puesto que pueden existir tecnologías técnicamente apropiadas para alcanzar el objetivo propuesto, pero económicamente inviables. El análisis económico del tren de tratamiento completo, diseñado en los Capítulos 4 y 5, se realiza en el presente Capítulo.

El análisis económico se puede clasificar en 2 grandes partes:

- CAPEX: la palabra CAPEX deriva de la frase “gastos de capital”. Bajo esta denominación se engloban todos aquellos bienes físicos adquiridos por la empresa. Si bien la planta de tratamiento de efluentes no es un conjunto de bienes que aumenten la capacidad productiva, sino que, tiene como objetivo lograr sustentabilidad ambiental y legal, las instalaciones diseñadas y las maquinarias se pueden clasificar dentro del CAPEX.
- OPEX: es el gasto operativo de la planta de tratamiento de efluentes. En este apartado se encuentran los consumos energéticos, los gastos asociados a la compra de reactivos químicos y el costo de mano de obra, entre otros gastos aleatorios, mantenimiento de equipos.

A continuación se analizan las 2 ramas antes mencionadas, y se estima un valor de CAPEX y otro de OPEX para la propuesta elegida. Finalmente se realiza la comparativa económica del tren de tratamiento tanto del sistema MBR como el UASB.

6.2 Comparativa MBR vs. UASB

La presente comparativa tiene en cuenta el tren de tratamiento completo de ambas propuestas con un horizonte de vida de 20 años, por lo tanto se calcula

el costo anual equivalente pro el sistema francés de ambos con una tasa en USD del 7%. Como aspecto importante se destaca que el reactor UASB tiene un costo asociado a la inoculación de microorganismos para su puesta a punto y correcto funcionamiento, con un valor aproximado de USD 200/m³, mientras que el MBR no necesita inoculación pero luego de 10 años, el reactor requiere el cambio de las membranas de microfiltración de USD 250.000 (TAERSA - Tratamiento de Agua, Efluente y Reuso S.A., 2019).

A continuación se expone la Tabla VI. I con los valores asignados a cada tren de tratamiento con su respectivo costo anual equivalente.

Tabla VI. I – Análisis financiero, MBR vs. UASB

Análisis financiero		
	<i>MBR</i>	<i>UASB</i>
CAPEX	USD 2.180.707,51	USD 2.739.390,87
OPEX	USD 1.046.806,42	USD 960.728,98
Io (\$)	USD 2.180.707,51	USD 2.739.390,87
Financiado	100%	100%
N° cuotas anuales	20	20
Interes	7%	7%
Cuota anual (sistema Francés)	USD 205.843,36	USD 258.579,12
Cuota anual+OPEX	USD 1.252.649,78	USD 1.219.308,10
USD/ton	USD 750,00	USD 750,00
ton/día	USD 240,00	USD 240,00
ton/año	USD 86.400,00	USD 86.400,00
Ingreso Bruto	USD 64.800.000,00	USD 64.800.000,00
Porcentaje anual destinado a PTE	1,93%	1,88%

Teniendo en cuenta que la inversión realizada es a 20 años, se muestra el detalle de cada propuesta por año con sus respectivos costos anuales equivalentes y costos operativos. En la Tabla VI. II se detalla los costos acumulados a 20 años, obteniendo la diferencia de costos entre ambas propuestas.

Tabla VI. II – Costos acumulados a 20 años

Año	UASB (USD)	MBR (USD)	Diferencia Total (USD)	Diferencia/año (USD)
1	1.299.308,10	1.252.649,78	46.658,32	46.658,32
2	2.518.616,21	2.505.299,56	13.316,64	6.658,32
3	3.737.924,31	3.757.949,34	-20.025,03	6.675,01
4	4.957.232,41	5.010.599,12	-53.366,71	13.341,68
5	6.176.540,51	6.263.248,90	-86.708,39	17.341,68
6	7.395.848,62	7.515.898,68	-120.050,07	20.008,34
7	8.615.156,72	8.768.548,47	-153.391,75	21.913,11
8	9.834.464,82	10.021.198,25	-186.733,42	23.341,68
9	11.053.772,93	11.273.848,03	-220.075,10	24.452,79
10	12.273.081,03	12.776.497,81	-503.416,78	50.341,68
11	13.492.389,13	14.029.147,59	-536.758,46	48.796,22
12	14.711.697,23	15.281.797,37	-570.100,13	47.508,34
13	15.931.005,34	16.534.447,15	-603.441,81	46.418,60
14	17.150.313,44	17.787.096,93	-636.783,49	45.484,54
15	18.369.621,54	19.039.746,71	-670.125,17	44.675,01
16	19.588.929,65	20.292.396,49	-703.466,85	43.966,68
17	20.808.237,75	21.545.046,27	-736.808,52	43.341,68
18	22.027.545,85	22.797.696,05	-770.150,20	42.786,12
19	23.246.853,95	24.050.345,83	-803.491,88	42.289,05
20	24.466.162,06	25.302.995,62	-836.833,56	41.841,68

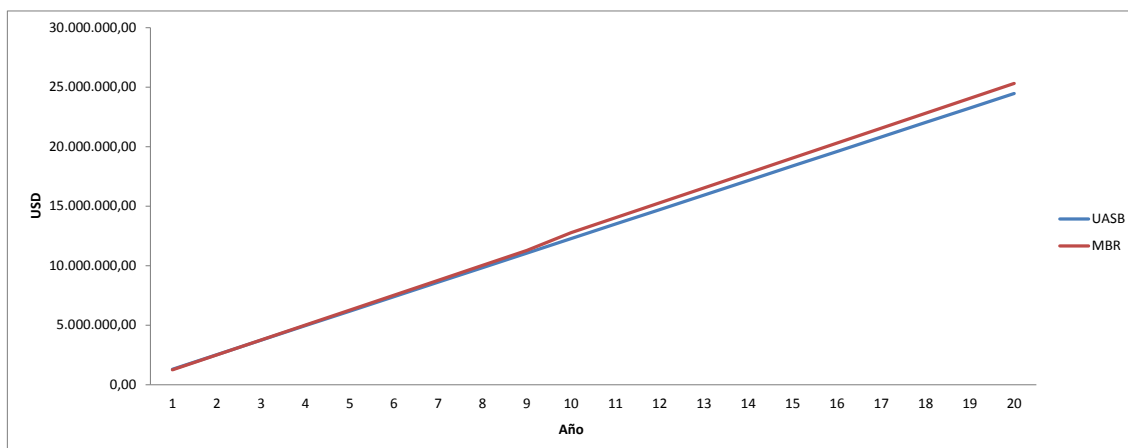


Figura 6. 1 - Costos acumulados a 20 años

Como conclusión del análisis realizado, podemos decir que si bien el costo de anual equivalente más el costo operativo (OPEX) del MBR es mayor que los valores presentados por el UASB, se puede observar en la Tabla VI. II que los costos acumulados en el año 20 con respecto al MBR, significa una diferencia de USD 836.833,56, la cual representaría a lo largo de los 20 años un costo de USD 41.841,68 por cada año. Si tenemos en cuenta el ingreso bruto estimado

por año, podemos decir que si selecciona la propuesta del reactor MBR, esto representaría un 0,065% del ingreso bruto, por lo cual, la diferencia entre ambas propuestas no es significativa con un horizonte de 20 años. Además se puede observar en la Tabla VI. I que el porcentaje anual destinado a la planta de tratamientos de efluentes de ambas propuestas es similar (1,88% para el caso del UASB y 1,93% para el MBR).

Finalizando el análisis, como se comentó en el Capítulo 5 la tecnología seleccionada para el tren de tratamiento completo es el sistema de reactor MBR. En la sección siguiente se detalla el CAPEX y OPEX del tren de tratamiento propuesto.

6.3 CAPEX

6.3.1 Equipamiento

Los valores de compra fueron obtenidos mediante diversas fuentes por parte de proveedores idóneos en el tema, tanto nacionales como internacionales. A continuación se detallan los costos de compra y obra civil, clasificados dentro del tren de tratamiento.

- Pretratamiento: los valores de los 3 equipos principales (rejas de desbaste grueso, desarenador y tamiz rotativo) fueron consultados a empresas proveedoras. Se plantea además, la instalación de 2 caudalímetros (1+1) en el comienzo del tratamiento. Las construcciones civiles requeridas son el canal conductor y el pozo de bombeo 1 con 2 bombas de alimentación en configuración (1+1).
- Tratamiento primario: el equipo DAF (empresa NMFC) incluye como elementos auxiliares un compresor de aire, un sistema de medición de pH, bomba dosificadora de Na(OH), los tanques de preparación para coagulantes y floculantes y las bombas dosificadoras, las bombas de recirculación de caudal, un caudalímetro y el panel de control. Las construcciones civiles requeridas son los equalizadores de caudal con sus correspondientes mezcladores, cuya construcción puede ser en conjunto, y las bombas de alimentación al sistema instaladas en un pozo de bombeo en configuración (1+1). Por otro lado, se incluye el valor de la centrífuga de recuperación de celulosa, la pileta contenedora y las bombas de alimentación a centrífuga en configuración (1+1).

- Tratamiento secundario: el presupuesto por parte de la empresa proveedora del sistema MBR (TAERSA - Tratamiento de Agua, Efluente y Reuso S.A., 2019) incluye las membranas de microfiltración, bombas de permeado (2+1), sopladores (4+1), bombas de purga de barro (1+1), bombas dosificadoras de urea y fosfatos. Por otro lado se cotiza el filtro de bandas y la bomba tornillo de alimentación al filtro. Como construcciones civiles se tienen el reactor aireado, la sala de sopladores, la sala de tableros, el laboratorio, los ecualizadores de caudal y los pozos de bombeo.
- Tratamiento terciario: el costo más importante es la construcción del laberinto de clorado, y como equipo auxiliar se requieren 2 bombas dosificadoras de cloro (1+1), con sus respectivos tanques de mezclado y 2 caudalímetros (1+1). En este tratamiento se puede incluir la construcción del pozo de control de salida, con capacidad de toma de muestra y clausura.

6.2.1 Costos de compra

Los costos de compra de equipos se presentan en la Tabla VI.III. Puede observarse que más del 80% de la inversión inicial en equipamiento está representada por 4 equipos: MBR (tratamiento secundario, 43%), Desarenador (pretratamiento, 22%), DAF (Tratamiento primario, 10%) y Filtro (Tratamiento secundario, 7%).

6.3.2 Construcción Civil

Con respecto a la construcción de las instalaciones necesarias para el tratamiento de efluentes propuesto, se toma como referencia el valor de construcción del m² de \$25.902,34 (Colegio de Arquitectos de la Provincia de Córdoba, 2019) para el caso de construcciones con techo y se toma el valor del 50% para construcciones sin techo como es el caso de los pozos de bombeo, ecualizadores, etc., a partir de esto, en la Tabla VI. IV se detallan los m² totales para edificar.

En este punto, las dos construcciones con mayor requerimiento de superficie son los ecualizadores de caudal y el reactor MBR.

Tabla VI. III – Costo de equipamientos

TABLA DE COSTOS DE COMPRA				
Equipos o instrumentos	Descripción/Marca	N	Costo unitario (USD)	Costo total (USD)
Pretratamiento				
Boyas de nivel	-modelo ENM 10 - sistema de 4 boyas por pozo de bombeo - densidad del líquido entre 0,95 y 1,1 g/ml - temperatura máxima 60 C -Homologado por CE, CSA, SEMKO, NEMKO, DEMKO Flygt	12	USD 74,00	USD 888,00
Reja de desbaste	- ancho del canal: 1.0m - ancho neto del equipo: 0.9m - Profundidad del canal: 2,3 m. - Separación de la rejilla: 5 mm. - ángulo de instalación: 75 ° 6. altura de descarga: 0.75m - Material (grada, eje de grada, placa de cadena y rack): SUS304 - Con armario eléctrico. - motorreductor: SEW / Nord - grado del motor: IP55 - Voltaje: 380v / 50hz / 3ph Jiangsu BOE Environmental Protection Technology Co Ltd (BOEEP)	1	USD 8.200,00	USD 8.200,00
Caudalímetros	- Caudalímetros electromagnéticos - tamaño 4 plg Promag	2	USD 4.500,00	USD 9.000,00
Bombas de alimentación	360	2	USD 12.985,00	USD 25.970,00
Desarenador	Tipo Vortex	1	USD 400.000,00	USD 400.000,00
Tamiz rotativo	- Accionamiento: SEW Eurodrive o igual, motor y caja de engranajes, espacio de 1,5 mm - Marco de la pantalla del tambor - Manejar; SEW Eurodrive o Igual -1.1KW - Entrada de brida DN400, Salida 2x DN350, Tubo de lavado DN20 - Tamaño de diseño: 3100 x 1680 x 1950 mm - Gabinete de control: Schneider Electrical Components - Peso; 1.3 toneladas NMFC - New Machery from China	1	USD 22.500,00	USD 22.500,00
Tratamiento primario				
Bombas de alimentación a DAF	- Flygt 3171 - caudal 360 m ³ /h Flygt	2	USD 12.985,00	USD 25.970,00
Bombas de alimentación a proceso	- Flygt 3171 con regulador de caudal - caudal 300 m ³ /h Flygt	2	USD 12.985,00	USD 25.970,00

Equipo DAF	- DAF Tanque, carro, cuchara y superestructura) rieles, pasarelas y pasillos) - Carro DriveSEW Eurodrive o Igual -3KW - Scoop Drive; SEW Eurodrive o igual -2.2kW - Sistema de disolución de aire y componentes relacionados; Sensores de nivel, - Manómetros, válvulas de retención, válvula de seguridad, válvula solenoide, entrada de aire, acoplamientos de bridas. - Bomba de reciclaje; GRUNDFOS o Equivalente @ 45 kW - Compresor de aire; Ingersoll Rand o equivalente @ 7.5 kW - Requerimientos de energía; 380V / 3Ph / 50Hz o según el requisito del país de origen del cliente - Sistema de nivel automático - Sistema de purga automática; Válvula Solenoide (120 V) - Liberación de presión, válvulas con bridas SS - Panel de control; Siemens PLC con pantalla táctil y componentes eléctricos Schneider. - Peso; 28 T NMFC - New Machery from China	1	USD 175.800,00	USD 175.800,00
Caudalímetro		2		
Panel de control - PLC		1		
Motoreductor		1		
Bomba de recirculación		2		
Compresor de aire	1			
Tanque floculante	Tanque de Cl3Al	1	USD 1.278,00	USD 1.278,00
Sistema de preparación y dosificación automático de polímero DAF.	- Preparador de polímero Polvo/Líquido Qmax 400 L/h - Material: PP con 2 agitadores - Incluye sensor de nivel PROMINENT - ULTROMAT ULFA0400-P1-L4.	1	USD 19.227,00	USD 19.227,00
Bomba dosificadora de Na(OH)	- Diafragma de EPDM con teflón(PTFE) - cabezal: Poliuretano - Q= 17 L/h Prominent- Gamma	2	USD 977,00	USD 1.954,00
Tanque de Na(OH)	- Tanque vertical - Capacidad : 1000 lt Material PRFV. -Diámetro 1200 mm, Altura : 1300 mm	1	USD 1.278,00	USD 1.278,00
Agitador tanque Na(OH)	- Material de acople, eje y hélice y AISI 316 - Pot= 0.75 kW - 1500 rpm - Long eje: 1200 mm	1	USD 1.402,00	USD 1.402,00
Sensor de nivel	Lanza de succión y sensor por bajo nivel (tanque de NaOH)	2	USD 107,00	USD 214,00
Sistema de Medición de pH y regulación	- 230 V, 50 Hz pH 0-14, - Señal de entrada=4/20 mA. - Señal de salida= 4/20 mA - PID PROMINENT- DULCOMETER D1CAW	1	USD 1.825,00	USD 1.825,00
Centrífuga	Pieralisi, modelo FP600 RS/M Potencia: 11 kW Capacidad hidráulica: 9000 L/h Pieralisi	1	USD 102.019,50	USD 102.019,50
Bomba de alimentación a centrífuga	- Bomba centrífuga de bajo caudal	2	USD 5.800,00	USD 11.600,00

Mixer ecualizador 1 y 2	- mezcladores sumergibles de operación continua - velocidad 266 rpm - impulsor 700 mm de diámetro Mervers	4	USD 3500	USD 14.000
Bomba a tanque de pasta-Centrífuga	- Bomba centrífuga de bajo caudal	2	USD 3.000,00	USD 6.000,00
Tratamiento secundario				
Bombas de alimentación a MBR (60m ³ /h). Ecualizador 2	- Flygt 3153 - caudal 60 m ³ /h Flygt	2	USD 5.800,00	USD 11.600,00
Cámara aerobia	Reactor de 30,5 m x 12,5 m x 5,5 m Material: hormigón armado (H°A) Profundidad: -2 metros sobre cota de piso	1	USD 770.000,00	USD 770.000,00
Placas de filtrado MBR	Kubota RW 400 Superficies: 580 m ² /cassette Kubota Corporation - Water Engineering Division. Tokyo	3200		
Bombas de permeado	Bomba tipo autocebantes con variador de velocidad Caudal: 30 m ³ /h Presión de succión m.c.a: 0,7 máx. Configuración 2+1	3		
Bombas de purga de barro	Bomba de desplazamiento positivo (tornillo) de hierro fundido. Caudal máx.: 5 m ³ /h Presión: 1 bar,	2		
Sopladores	- Sopladores tipo root lobulares R 2.0 - Caudal: 1500 m ³ /h - Potencia: 38 kW - Configuración 4+1 Repicky	5		
Tablero de potencia, PLC y pantalla HMI	Tablero integrado al sistema MBR. Tensión monofásica de 2x220V. 50Hz Incluye pulsador de parada de emergencia	1		
Caudalímetro	Sistema de medición de caudal	1		
Sistema de preparación y dosificación automático de polímero. Filtro banda	- Preparador de polímero Polvo/Líquido Máx. 400 L/h - Material: PP con 2 agitadores - Incluye sensor de nivel PROMINENT - ULTROMAT ULFA0400-P1-L4.	1	USD 19.227,00	USD 19.227,00
Filtro banda	-modelo DNY 1500 L - ancho de banda: 1,5m - relación sólido/Líquido: entre 12% y 20,5% - sólido seco por hora: entre 180 y 308 kg -Incluye bomba de lavado de filtro Grundfos SHANGAI DAZHANG	1	USD 130.000,00	USD 130.000,00
Bomba tornillo-alimentación a filtro banda	- Bomba de desplazamiento positivo (tornillo) - Q= 6 m ³ /h	1	USD 6.500,00	USD 6.500,00

Bomba dosificadora de urea	- Diafragma de EPDM con teflón(PTFE) - cabezal: Poliuretano - Q= 17 L/h Prominent- Gamma	2	USD 977,00	USD 1.954,00
Tanque de urea	- Tanque vertical - Capacidad: 1000 lt. Material PRFV. -Diámetro 1200 mm, Altura : 1300 mm	1	USD 1.278,00	USD 1.278,00
Sensor de nivel	Lanza de succión y sensor por bajo nivel(tanque de urea)	2	USD 107,00	USD 214,00
Agitador tanque urea	- Material de acople, eje y hélice y AISI 316 - Pot= 0.75 kW- 1500 rpm - Long eje: 1200 mm	1	USD 1.402,00	USD 1.402,00
Bomba dosificadora de fosfato	- Diafragma de EPDM con teflón(PTFE) - cabezal: Poliuretano - Q= 17 L/h Prominent- Gamma	2	USD 977,00	USD 1.954,00
Tanque de fosfato	- Tanque vertical - Capacidad: 1000 lt Material PRFV. - Diámetro 1200 mm, Altura : 1300 mm	1	USD 1.278,00	USD 1.278,00
Sensor de nivel	Lanza de succión y sensor por bajo nivel(tanque de fosfato)	2	USD 107,00	USD 214,00
Agitador tanque fosfato	- Material de acople, eje y hélice y AISI 316 - Pot= 0.75 kW - 1500 rpm - Long eje: 1200 mm	1	USD 1.402,00	USD 1.402,00
Tratamiento terciario				
Bomba dosificadora de cloro	- Diafragma de EPDM con teflón(PTFE) - cabezal: Poliuretano - Q= 17 L/h Prominent- Gamma	2	USD 977,00	USD 1.954,00
Tanque de cloro	- Tanque vertical - Capacidad: 1000 lt Material PRFV. -Diámetro: 1200 mm, altura : 1300 mm	1	USD 1.278,00	USD 1.278,00
Agitador tanque cloro	- Material de acople, eje y hélice y AISI 316 - Pot= 0.75 kW - 1500 rpm - Long eje: 1200 mm	1	USD 1.402,00	USD 1.402,00
Caudalímetros	- Caudalímetros electromagnéticos - tamaño 4 plg. Promag	1	USD 4.500,00	USD 4.500,00
Total			USD 1.796.364,50	

Tabla VI. IV – Construcciones civiles

Construcción Civil		
Instalación	Superficie a construir (m²)	Costo
Canal de desbaste grueso-reja de desbaste	4	\$51.804,68
Pozo de bombeo 1	4	\$51.804,68
Ecuilizador de caudal 1	144	\$1.864.968,48
Pozo de bombeo 2	4	\$51.804,68
Ecuilizador de caudal 2	120	\$154.140,40
Pozo de bombeo 3	4	\$51.804,68
MBR	375	\$4.856.688,75
Sala de deshidratado de lodos	75	\$1.942.675,50
Sala de sopladores	74,1	\$1.919.363,39
Canal de clorado	32	\$414.437,44
Sala de tableros	20,25	\$524.522,39
Laboratorio	24	\$621.656,16
Depósito de insumos	25	\$647.558,50
Pozo de Control (salida)	4	\$51.804,68
Valor de referencia obtenido del Colegio de Arquitectos de la provincia de Córdoba, Enero 2019 (en pesos)		\$25.902,34
	Cotización USD estadounidense	\$38/1 USD
	Total	USD 384.343,01

6.4 OPEX

En el cálculo de los costos operativos se tiene en cuenta, el consumo de energía, reactivos, disposición de lodos y mano de obra necesarios en el tren de tratamiento. Los costos se presentan de forma diaria y posteriormente se anualizan para estimar un costo operativo proyectado en el tiempo.

6.4.1 Energía

A continuación se muestra la Tabla VI. V asociada al consumo eléctrico del tren de tratamiento. Debido a que ciertas operaciones son intermitentes, como las dosificaciones de reactivos o algunas agitaciones, se incorpora la cantidad de horas por día en actividad, para poder realizar un cálculo del consumo diario de energía y luego anualizarlo.

Tabla VI. V – Tabla de potencias

TABLA DE POTENCIAS							
<i>Equipo</i>	<i>N Inst</i>	<i>N Op</i>	<i>Potencia Equipo kW</i>	<i>Potencia instalada kW</i>	<i>Potencia operativa kW</i>	<i>Hora/día</i>	<i>Consumo diario kW.d</i>
Pretratamiento							
Caudalímetro	2	1	0,186	0,372	0,1581	24	3,7944
Reja de desbaste	1	1	2,25	2,25	1,9125	24	45,9
Bombas sumergibles (360 m ³ /h) de alimentación a ecualizador 1 (pozo de bombeo 1). (1+1)	2	1	30	60	25,5	24	612
Desarenador Vórtex	1	1	1,1	1,1	0,935	22	20,57
Tamiz rotativo	1	1	0,75	0,75	0,6375	22	14,025
Tratamiento primario							
Bombas de alimentación a DAF (360 m ³ /h) (Ecuilizador 1). (1+1)	2	1	30	60	25,5	24	612
Mixer ecualizador 1	2	1	7,5	15	6,375	24	153
Caudalímetro	1	1	0,186	0,186	0,1581	24	3,7944
DAF (incluye el consumo de compresor de aire, bomba de disolución, skimmer, motor y PLC)	1	1	60	60	51	24	1224
Centrifuga de pasta	1	1	11	11	9,35	8	74,8
Bomba elevación a centrífuga	2	1	0,75	1,5	0,6375	18	11,475
Bombas-Retorno al proceso (300 m ³ /h). Ecuilizador 2 (1+1)	2	1	30	60	25,5	22	561
Mixer ecualizador 2	2	1	7,5	15	6,375	24	153
Bomba a tanque de pasta-Centrífuga	2	1	4	8	3,4	24	81,6
Medidor de pH	2	1	0,75	1,5	0,6375	24	15,3
Bomba dosificadora de sosa caustica	2	1	0,75	1,5	0,6375	2	1,275
Agitador de tanque de sosa caustica	1	1	0,75	0,75	0,6375	8	5,1
Sistema de preparación y dosificación automático de polímero DAF.	1	1	2,5	2,5	2,125	2	4,25
Tratamiento secundario							
Bombas de alimentación a MBR (60 m ³ /h). Ecuilizador 2 (1+1)	2	1	4	8	3,4	24	81,6
Sistema de aireación (sopladores MBR+digestor) (4+1) R 2.0 Repicky 1500 m ³ /h	5	4	37,28	186,4	126,752	24	3042,048

Bombas de permeado de membranas	3	2	2,25	6,75	3,825	24	91,8
Bomba dosificadora de urea	1	1	0,186	0,186	0,1581	2	0,3162
Agitador del tanque de urea	1	1	0,186	0,186	0,1581	8	1,2648
Bomba dosificadora de fosfato	1	1	0,186	0,186	0,1581	2	0,3162
Agitador del tanque de fosfato	1	1	0,186	0,186	0,1581	8	1,2648
Bomba tornillo-alimentación a digestor de lodos	1	1	1,5	1,5	1,275	8	10,2
Sistema de preparación y dosificación automático de polímeros para deshidratado de lodos	1	1	2,5	2,5	2,125	2	4,25
Filtro de banda	1	1	0,75	0,75	0,6375	8	5,1
Bomba de lavado del filtro de banda	1	1	2,25	2,25	1,9125	1	1,9125
Bomba tornillo-alimentación a filtro banda	1	1	1,5	1,5	1,275	2	2,55
Tratamiento terciario							
Bomba dosificadora de cloro	1	1	0,186	0,186	0,1581	1	0,1581
Agitador del tanque cloro	1	1	0,186	0,186	0,1581	8	0,1581
Caudalímetro	1	1	0,186	0,186	0,1581	24	0,1581
Valor de referencia obtenido del cuadro tarifario de EDESUR para grandes consumidores, Enero 2019 (en pesos)							\$ 1,72
Se estima a la fecha, un valor de cotización de 1 USD estadounidense = 38 pesos argentinos							USD 38,00
Consumo total diario (kW.d)						6839,98	
Costo energético diario						USD 309,60	
Costo energético anual						USD 111.455,68	

6.4.2 Reactivos

En relación al polímero de deshidratado de lodos, se estiman 6 kg cada 1000 kg de SSV en base seca. En el sistema MBR se generan 229,53 kg de SSV diarios, por lo tanto, se requieren 1,38 kg de polímero.

Con respecto a la utilización de químicos en el proceso de degradación biológica, se usa un formulado de urea y fosfato al 20% en BIN de 1000 litros.

Por último, en el proceso de desinfección se utiliza NaClO.

Tabla VI. VI – Reactivos utilizados

TABLA DE REACTIVOS UTILIZADOS				
<i>Reactivo</i>	<i>Costo unitario</i>	<i>Cantidad diaria (kg/día)</i>	<i>Costo diario</i>	<i>Costo anual</i>
Floculante para DAF	USD 6,05	86,40	USD 522,72	USD 188.179,20
Coagulante para DAF	USD 1,80	864,00	USD 1.555,20	USD 559.872,00
Soda cáustica	USD 0,40	50,00	USD 20,00	USD 7.200,00
Solución de Urea (Fuente de N) y fosfato. N/P 20%	USD 0,85	170,00	USD 144,50	USD 52.020,00
Polímero para deshidratado de lodos	USD 6,05	1,38	USD 8,35	USD 3.005,64
Hipoclorito de sodio	USD 0,30	48,00	USD 14,40	USD 5.184,00
Total			USD 815.460,84	

6.4.3 Mano de obra

Con respecto a los costos de mano de obra, los mismos se obtienen del convenio colectivo de trabajo N°720/15, con actualización a marzo de 2019 (F.O.E.I.P.C. y Q. - Federación de Obreros y Empleados de la Industria del Papel, Cartón y Químicos, 2019) en donde se plantea un cuerpo de operarios de 5 integrantes, con horarios rotativos de lunes a domingo. Se contempla un adicional de 30% de aportes patronales sobre el precio de mano de obra por hora, para un empleado del mayor rango. Los costos se presentan en la Tabla VI. VII.

Tabla VI. VII – Costos de mano de obra

Costos de mano de obra	
Cantidad de Operarios	5
Horas trabajadas/turno	8
Horas semanales/operario	44
Horas totales a la semana	220
\$MO/h	\$133,9
\$MO/mensual	\$ 117.832,00
\$MO/anual	\$ 1.531.816,00
\$MO total/año	USD 40.310,95

6.4.4 Disposición de lodos

A continuación se detallan los costos de disposición de lodos, según lo calculado en el Capítulo 5.

Tabla VI. VIII – Costos disposición de lodos

Costos disposición de lodos	
kg de lodos/día	228
m ³ de lodos/día al 18%	4,12
Costo/ m ³	\$2.000,00
Cotización USD estadounidense	\$38/1 USD
Volumen de contenedor (m ³)	14
Contenedores anuales	108
<i>Disposición total/año</i>	USD 79.578,95

6.5 Análisis y Discusión

El análisis económico desarrollado indica que el CAPEX del sistema sería de USD 2.180.707,51 y el OPEX de USD 1.046.806,42 anuales, demostrando el gran impacto que poseen los costos operativos a lo largo del tiempo.

Se estima que cada tonelada de papel reciclado requiere el consumo de 4 a 6 m³ de agua limpia (Area, 2008), por lo tanto, para una planta que vierte 60 m³ horarios, es esperable que produzca 240 toneladas de papel por día. El valor internacional de la tonelada de papel ronda los USD 750, por lo tanto, se puede estimar una venta bruta anual de 64,8 millones de dólares. La vida útil de la planta es de 20 años, y la tasa en USD se estima al 7%. Con estos datos, el costo anual equivalente calculado por el sistema francés es de USD 205.843,36, que sumados al valor de costos operativos da un total de USD 1.252.649,78, y representa el 1,93% de las ventas totales brutas.

Es decir, la construcción de la planta de tratamiento de efluentes requiere de un porcentaje elevado de los ingresos brutos anuales, esto se debe a los condicionantes propuestos anteriormente, como el espacio físico reducido, lo que conlleva a adquirir tecnologías compactas, limpias, con gran capacidad de tratamiento y eficientes, por lo tanto esto se traduce en altos valores de CAPEX y OPEX. Según la Figura 6. 2, el principal costo asociado al mantenimiento de

la planta de efluentes y de mayor influencia, tiene que ver con el gasto en reactivos para lograr tanto la reducción de los SST en el tratamiento primario, como los usados para la degradación biológica en el tratamiento secundario

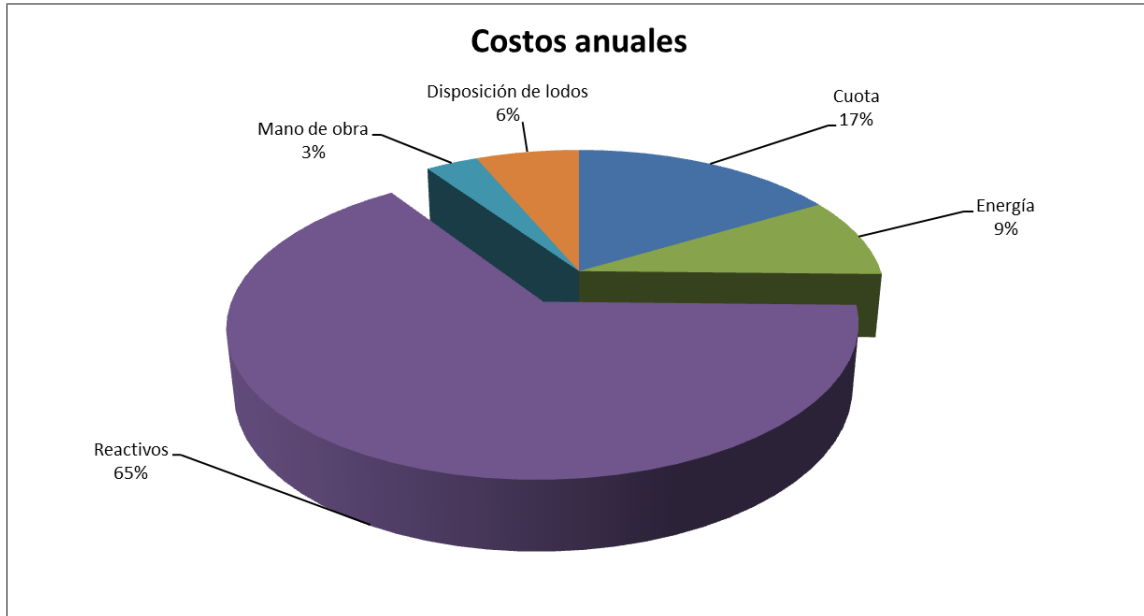


Figura 6. 2 - Distribución porcentual asociado a los costos de la planta de efluentes

7. Conclusiones

El presente Proyecto Integrador se analiza la factibilidad técnica y económica de la instalación de una planta de efluentes de la industria de papel reciclado. El estudio abarca los siguientes aspectos:

- Revisión del proceso de fabricación de papel reciclado y los efluentes generados en el mismo.
- Análisis estadístico de los parámetros del efluente más relevantes para el diseño de la planta de tratamiento.
- Análisis de alternativas técnicamente viables, con los condicionamientos de una empresa testigo
- Análisis económico de las alternativas seleccionadas

A partir de los resultados obtenidos y los análisis planteados, es posible obtener las siguientes conclusiones. En relación al proceso industrial y los efluentes generados:

- El efluente a tratar se obtiene principalmente de los procesos de depuración de pasta y de los procesos de deshidratado y secado, en donde además, se elimina también agua en forma de vapor. El efluente entonces, es una suspensión rica en fibras celulósicas de diferente longitud, con material particulado, polvo, distintos iones y carga biológica.
- La resolución ADA 336/03 es la norma que rige la actividad en la Provincia de Buenos Aires, donde se encuentra la industria testigo, por lo tanto, es la principal normativa a cumplir. En el Capítulo 2 del presente Proyecto se describen los principales parámetros a controlar.

En función de los límites de vertido, de las características del efluente, y de los métodos de dimensionamiento de los equipos, se determinan los siguientes parámetros de diseño:

- Caudal: parámetro principal de dimensionamiento. La planta se diseña para 360 m³/h.
- Sólidos suspendidos totales: parámetro de importancia en el control de la eficiencia de los procesos de depuración. Los SST del efluente crudo serán de 2.200 mg/L.
- Sólidos sedimentables: parámetro tabulado por ADA. El rango en el efluente crudo es de 180 a 270 mg/L, mientras que en el efluente de

salida, dicho valor debe ser menor o igual a 1 mg/L, para análisis en cono Imhoff de 2 horas.

- pH: otro parámetro definido en el Código de Aguas. El rango de trabajo es de 6,2 a 7,0 mientras que el rango en el efluente de salida debe ser de 6,5 a 10.
- DBO y DQO: principales parámetros de diseño en el tratamiento secundario. El efluente crudo posee 1.600 mg/L de DBO y 3.700 mg/L de DQO, mientras que los límites de vuelco son 50 y 250 mg/L respectivamente, para descarga en cuerpos de agua.
- Nitrógeno y fósforo: los valores de ingreso al tratamiento serán de 35 mg/L para el NTK y 3 mg/L para el fósforo total. Los valores de salida no pueden superar los 35 mg/L y 1,0 mg/L, respectivamente.
- Temperatura: la Temperatura de referencia es de 25 °C, y el efluente de salida no puede superar los 45 °C.

Debido a la elevada carga orgánica del efluente, la mayor inquietud radica en el tratamiento secundario para su abatimiento. Debido al factor condicionante del área impuesta por la empresa testigo, es que deben analizarse tecnologías compactas, como el reactor anaerobio UASB con lodos activados de pulimiento, y el reactor aerobio de membranas MBR. En relación a estas dos tecnologías, es posible resumir que:

- Las ventajas del UASB radican en la baja producción de lodos y la reducida necesidad de aireación, que se traduce en un bajo costo de mantenimiento del sistema. Las desventajas se asocian con la inestabilidad del sistema en cuanto a la operación y puesta a punto del mismo.
- La ventaja principal del reactor MBR es su naturaleza dual, combinando la degradación biológica de un sistema de barros activados convencional, y su sistema de membranas de ultrafiltración inmersas en el mismo, cumpliendo la función de un tratamiento terciario, obteniendo así un efluente de mayor calidad. Adicionalmente, el sistema MBR opera con altas cargas biológicas, de hasta 20.000 mg SSVLM, optimizando el espacio físico ocupado, y generando lodos de mayor compactabilidad.

De acuerdo a los resultados obtenidos en los Capítulos 4 y 5, el tren de tratamiento de operaciones, se definen de la siguiente manera:

- Desbaste grueso mediante rejillas
- Desarenador vórtice
- Desbaste fino mediante filtro rotativo
- Sistema de separación por flotación (DAF)
- Centrifugas de recuperación de fibra

- Sistema de depuración biológica de membrana (MBR)
- Digestor aerobio de lodos
- Filtro de bandas para lodos

En relación al análisis económico, se pueden desglosar las siguientes conclusiones:

- El tren propuesto permite ser instalado en 3400 m² de superficie, y tiene un costo de construcción y compra de USD 2.180.707,51 financiado a 20 años con un costo anual equivalente de USD 205.843,36, mientras que su costo operativo anual se estima en USD 2.063.105,83. Dentro de la estructura de costos, el mayor porcentaje lo llevan los reactivos para el tratamiento primario y secundario. Si bien existen otras alternativas más económicas, la limitación de espacio impuesta por la empresa testigo redujo el análisis a alternativas compactas.
- Teniendo en cuenta que el proyecto estudiado no tendrá rentabilidad económica, se estima que el valor anual representara el 1,92% de los ingresos brutos de una empresa tipo, que produce 10 T de papel por hora, a un valor de venta de USD 750 por tonelada.
- La Normativa Nacional (resolución 591/2015) impone multas económicas, que van desde \$10.000 hasta \$100.000 para establecimientos industriales que motiven la contaminación de recursos de agua, mientras que ADA tiene la capacidad de revocar los permisos de uso y clausurar plantas infractoras. Si bien las multas económicas impuestas por la Normativa Nacional son marginales con respecto a los gastos anuales que requiere el tratamiento de efluente (Tabla VI. IX), se puede decir que las sanciones establecidas por el ADA son muchos más severas e impactan más en lo económico y lo social debido a las repercusiones que esto puede ocasionar en la comunidad. En el caso que se dicte la clausura del establecimiento, esto conlleva a una pérdida de USD 180.000 de ingresos brutos por día.
- Por otro lado, la falta de responsabilidad social empresarial puede ocasionarse por no tratar correctamente los efluentes líquidos generados o tener un mal manejo de los mismos, generando una visión de mercado negativa para la compañía, e impactar de lleno en las ventas de sus productos. Debido a esto, no solo se deben tratar los efluentes por el cumplimiento de la normativa que rige la actividad, sino también por el respeto, cuidado y preservación del medio ambiente, el bienestar de la comunidad, conformidad de los clientes y posibles inversores relacionados con la actividad papelera.

Finalmente, como se detalla en el Capítulo 5, la tecnología MBR satisface los parámetros establecidos para el reuso del agua obtenida al final del

tratamiento. Si bien el distrito de interés es la provincia de Buenos Aires, la normativa de Córdoba (Decreto 847/16) se toma como referencia para decidir los posibles destinos del agua obtenida, en función de la calidad de la misma. En el caso de este proyecto, si bien la normativa prevé el reúso urbano, para riego o agrícola, entre otros, el principal reúso en el sistema será la recirculación al mismo proceso.

Como corolario, se incluye la construcción de un laboratorio, que permita realizar los ensayos correspondientes para el control del tren completo y del agua de salida, siguiendo el cronograma propuesto en el Anexo I.

8. Anexo I

Planteado en su totalidad el análisis técnico y económico, se desarrolla el sistema de control y monitoreo de la planta, expuesto a continuación:

Determinación	Frecuencia de muestreo	Tipo de muestra	Lugar de recolección	Laboratorio
pH	8 h	Puntual	Canal de desbaste grueso	Interno
pH	8 h	Puntual	Pozo de control	Interno
Temperatura	8 h	Puntual	Canal de desbaste grueso	Interno
Temperatura	8 h	Puntual	Pozo de control	Interno
SS (10 min)	8 h	Compuesta	Ingreso al DAF	Interno
SS (10 min)	8 h	Compuesta	Salida del DAF	Interno
SS (10 min)	8 h	Compuesta	Pozo de control	Interno
SST	8 h	Compuesta	Ingreso al DAF	Interno
SST	8 h	Compuesta	Salida del DAF	Interno
SST	8 h	Compuesta	Pozo de control	Interno
Caudal	8 h	Lectura puntual	Canal de desbaste grueso	Interno
Caudal	8 h	Lectura puntual	Ingreso al DAF	Interno
Caudal	8 h	Lectura puntual	Ingreso al t. secundario	Interno
Caudal	8 h	Lectura puntual	Pozo de control	Interno
DBO	24 h	Compuesta	Ingreso al t. secundario	Interno
DBO	24 h	Compuesta	Salida del t. secundario	Interno
DBO	24 h	Compuesta	Pozo de control	Interno
DQO	24 h	Compuesta	Ingreso al t. secundario	Interno
DQO	24 h	Compuesta	Salida del t. secundario	Interno
DQO	24 h	Compuesta	Pozo de control	Interno
Análisis completo según legislación vigente	30 días	Puntual	Canal de desbaste grueso	Externo
Análisis completo según legislación vigente	30 días	Puntual	Pozo de control	Externo

9. Bibliografía

- Acevedo, R., Castillo Bertel, M., & Severiche Sierra, C. (2013). *Biología y Microbiología Ambiental* (Primera ed.). España.
- Amaya, W., Avilés, O., & Cañon, O. (2004). *Control de pH para plantas de tratamiento de aguas residuales*. Universidad Militar Nueva Granada.
- Area, M. C. (2008). *La industria de pulpa y papel y el medio ambiente*. Posadas: CONICET.
- Area, M. C. (2017). *El reciclado en la fabricación de papel y cartón*. Posadas: CONICET.
- Area, M. C., Mastrantonio, G., & Vélez, H. (2012). *Gestión ambiental en la fabricación de papel reciclado*. Posadas: CONICET.
- Barea, J. (2007). *Agua y cambio climático*. Organización Greenpeace.
- Becerra Aguilar, B., Navarro Arzate, F., Ramirez Casillas, R., Rivera Prado, J., & Vargas Radillo, J. (2014). *Proceso para la elaboración de papel para la producción de cartón corrugado*. El Salvador: Universidad de Don Bosco.
- Becerra Aguilar, B., Navarro Arzate, F., Ramirez Casillas, R., Rivera Prado, J., & Vargas Radillo, J. (2015). *Procesos de acabado y eliminación de agua de la lámina de cartón por vapor*. El Salvador: Universidad Don Bosco.
- Besterfield, D. H. (2009). *Control de calidad* (Octava ed.). México: Pearson.
- Cabello Romero, R. (2007). *Microbiología y parasitología humana* (Tercera ed.). Médica Panamericana.
- Cadme Galabay, N., & Miranda Ramirez, L. (2012). *Estudio de factibilidad para una planta procesadora de papel y cartón reciclado en la ciudad de Azogues*. Universidad Politécnica Salesiana.
- Campos, E. (2009). *Curso de preparación de la pasta*.

- Carlos Manuel Bucio Villalobos, F. R. (2016). EFECTO DEL OZONO SOBRE LA POBLACIÓN MICROBIANA DEL SUELO Y EL CRECIMIENTO DE PLANTAS DE FRESA. *Terra Latinoamericana*, 34, 229-237.
- Charpentier, J. (2014). *Tratamiento de aguas residuales con lodos activados*. INTI.
- Colegio de Arquitectos de la Provincia de Córdoba. (08 de Febrero de 2019). *Colegio de Arquitectos de la Provincia de Córdoba*. Obtenido de <http://www.colegio-arquitectos.com.ar/noticias/A3-1466.pdf>
- Colina Irezabal, M. L. (2012). *Filtración por membrana*. México D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana.
- De La Fuente, M. (2000). *Diseño y desarrollo de un sistema de tratamiento para la eliminación de boro en vertidos industriales*. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid.
- Delgado Aguilar, M. (2015). *Nanotecnología en el sector papelerero: mejoras en calidad y permanencia de las fibras de alto rendimiento y secundarias en una economía circular mediante el uso de nanofibras y el refinado enzimático*. Girona, España: Universitat de Girona.
- Deloya Martinez, A. (2001). Biodiscos: una alternativa de tratamiento biológico para aguas residuales cuando no se disponen de grandes extensiones de terreno. *Tecnología en marcha*.
- Díaz, M., González, E., Reyes, Y., Torres, O., & Vergara, I. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería, investigación y desarrollo*.
- EDESUR. (Enero de 2019). *EDESUR*. Recuperado el Enero de 2019, de <https://www.edesur.com.ar/tarifas-cuadro-tarifario/>
- F.O.E.I.P.C. y Q. - Federación de Obreros y Empleados de la Industria del Papel, Cartón y Químicos. (07 de Febrero de 2019). *Federación de Obreros y Empleados de la Industria del Papel, Cartón y Químicos*. Obtenido de <http://www.papeleros.org.ar>
- Fernández Cirelli, A. (2012). *El agua: un recurso esencial*. Buenos Aires: Universidad Nacional de Buenos Aires.

- Flygt. (2004). *Bombas sumergibles y estaciones de bombeo* (primera ed.).
- Gonzalez Ledesma, M. (2015). *Optimización del tratamiento biológico de la planta de aguas residuales de Papelera Nacional S.A.* Guayaquil, Ecuador: Universidad Estatal de Guayaquil.
- Graterol, N., & Riera, M. (2015). *Diseño de una unidad de flotación de aire disuelto para la remoción de contaminantes de las aguas residuales generadas en una empresa manufacturera.* Barquisimeto: Universidad de Yacambu. Universidad Centro Occidental Lisandro Alvarado.
- Guereca, L., Noyola, A., & Morgan, J. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales.* Universidad Nacional de México.
- Hammeken Arana, A., & Romero García, E. (2005). *Análisis y diseño de una planta de tratamiento de agua residual para el municipio de San Andrés Cholula.* Puebla, México: Universidad de las Américas Puebla.
- ICR Ambiental. (2019). *Cotización Budget Tratamiento de Efluentes Secundario.* Puebla, México.
- Jácome Burgos, A., Suárez López, J., & Ures Rodriguez, P. (2013). *Flotación mediante aire disuelto.* La Coruña, España: Universidade Da Coruña.
- Jácome, A., Suarez, J., Tejero, I., & Tempino, J. (2013). *Desinfección: Cloración, Ozonización.* Universidade Da Coruña .
- La Iglesia Gandarillas, J. (2016). *Fundamentos lodos activos y tipos de reactores. Módulo gestión de aguas residuales y utilización.* Escuela de Organización Industrial.
- Manterola Agirrezabalaga, G. (2015). *Tecnología AnoxKaldnes Z-MBBR: nueva generación de biosoporte 3D con control de espesor de biopelícula para procesos de lecho móvil.* Madrid, España: Veolia.
- Márquez Velázquez, M., & Martínez Gonzalez, S. A. (2011). *Reactores anaerobios de flujo ascendente.* Centro Tecnológico Aragón.

- Martínez Merino, M. (2017). *Cálculo de un púlper y sus instalaciones complementarias en una fábrica de papel*. Valladolid: Universidad de Valladolid.
- Matthias Kraume, U. B. (2005). NUTRIENTS REMOVAL IN MBRS FOR MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT. *Wat. Sci. Tech.*, 51 , 391-402.
- Mendoza, S. R. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización*. Santa Fe de Bogotá: Acodal.
- Metcalf y Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y utilización* (Tercera ed., Vol. I). McGraw-Hill.
- Monge, S., Rodrigo, J., & Sanz, J. (2010). Tratamientos anaerobios Biothane para aguas residuales industriales. *Tecnología del agua*, 52-56.
- Morató, J., & Peñuela, G. (2009). *Manual de tecnologías sostenibles en tratamiento de aguas*. TECSPAR.
- Nemerow, N. L. (1977). *Aguas residuales industriales: teorías, aplicaciones y tratamiento*. H. Blume.
- Orellana Leon, X. O. (2015). *Uso de lodos, producto del tratamiento de aguas residuales, para la fabricación de ladrillos*. Guayaquil, Ecuador: Universidad Católica de Santiago de Guayaquil.
- Orellana, J. A. (2005). *Contaminación*. Rosario: UTN Facultad Regional Rosario.
- Proelec. (2017). Tecnología electroquímica. *Tratamiento de aguas residuales por electrocoagulación*.
- Purolite. (2014). *Engineering Bulletin*. Llantrisant, Gales.
- Ramalho, R. S. (1990). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverté.
- Rojas, J. (26 de Febrero de 2019). *Civilgeeks.com*. Obtenido de <https://civilgeeks.com/2018/03/15/parametros-diseno-canal-desarenador/>

TAERSA - Tratamiento de Agua, Efluente y Reuso S.A. (2019). *Planta depuradora MBR*. Buenos Aires.

Zaragoza, J. (2012). Incrustaciones y corrosión en tus instalaciones. *Válvulas arco*.