

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA



PROYECTO PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL
QUÍMICO

**PUESTA EN MARCHA DE LA UNIDAD DE
TRATAMIENTO DE EFLUENTES 3600 EN ENAP
REFINERÍAS ACONCAGUA**

Alumno: Dana Contreras Berríos

Profesor Guía:
Gianni Olguín Contreras

AÑO 2010

TABLA DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1: PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	12
1.1. INTRODUCCIÓN AL PROYECTO	12
1.2. PROBLEMÁTICA ABORDADA	12
1.3. ALCANCE DEL PROYECTO	13
1.4. OBJETIVOS	14
1.4.1. OBJETIVO GENERAL	14
1.4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
1.5. METODOLOGÍA EMPLEADA	15
1.5.1. ENFOQUE DE LA INVESTIGACIÓN	15
1.5.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN	15
1.5.3. INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN PRIMARIOS (IRP)	15
1.5.4. INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN SECUNDARIA (IRS)	16
1.5.5. TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE INFORMACIÓN	16
1.6. PRESENTACIÓN DE LA EMPRESA	16
CAPÍTULO 2: DESCRIPCIÓN DEL PROCESO	20
2.1. UNIDAD DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES	21
2.2. TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUAS ACEITOSAS	23
2.3. TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUAS ACIDAS	27
2.4. HOMOGENIZACIÓN PREVIA AL FISICOQUÍMICO	30
2.5. TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO	32
2.6. TRATAMIENTO BIOLÓGICO	36
2.7. SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA	40
2.8. TRATAMIENTO DE LODOS	42
2.9. FILTRACIÓN TERCIARIA	46
2.10. EFLUENTE DE PLANTA	49
CAPÍTULO 3: ANÁLISIS DE VARIABLES Y LÓGICAS DE CONTROL	51
3.1. INSTRUMENTOS DE ANÁLISIS	52
3.1.1. MEDIDOR DE OXÍGENO DISUELTO	52
3.1.2. MEDIDOR DE CAUDAL	53
3.1.3. MEDIDOR DE pH	55

3.1.4. MEDIDOR REDOX	55
3.1.5. MEDIDOR DE NIVEL	56
3.2. VARIABLES DE PROCESO	60
3.2.1. RECUPERACIÓN DE ACEITES	60
3.2.2. TRATAMIENTO DE CIANUROS	63
3.2.3. HOMOGENIZACIÓN Y TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO.	68
3.2.4. TRATAMIENTO SECUNDARIO	73
3.2.5. TRATAMIENTO DE FANGOS	79
3.2.6. TRATAMIENTO TERCIARIO	81
CAPÍTULO 4: PUESTA EN MARCHA	84
4.1. CONSIDERACIONES GENERALES	85
4.2. PLANIFICACIÓN	85
4.3. PUESTA EN MARCHA	87
4.4. PROBLEMAS EVIDENCIADOS	88
4.4.1. DIFERENCIA DE CONCENTRACIÓN DE MATERIAL BIODEGRADABLE	88
4.4.2. ESTADO DE NUTRIENTES	89
4.4.3. PRODUCCIÓN DE FANGOS	89
4.5. RESULTADOS OBTENIDOS	90
4.5.1. TRATAMIENTO SECUNDARIO	90
4.5.2. RENDIMIENTO GLOBAL	94
CAPÍTULO 5: VERIFICACIÓN DE FUNCIONAMIENTO	101
5.1. BALANCE DE MASA	102
5.1.1. TRATAMIENTO DE AGUAS ACEITOSAS	105
5.1.2. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS	107
5.1.3. HOMOGENIZACIÓN Y TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO	109
5.1.4. TRATAMIENTO BIOLÓGICO	111
5.1.5. TRATAMIENTO DE FANGOS	113
5.1.6. FILTRACIÓN Y DESCARGA A EMISARIO MARINO	116
5.2. EVALUACIÓN DE RESULTADOS	118
5.2.1. ANÁLISIS DE DATOS	123

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	125
6.1. CONCLUSIONES	126
6.2. RECOMENDACIONES	128
6.2.1. PREVENCIÓN DE ESCAPES DE ACEITES	128
6.2.2. MONITOREO DE CONCENTRACIÓN DE CIANUROS	129
6.2.3. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES	129
6.2.4. EVALUACION DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO	130
REFERENCIAS	131
ANEXO A:	134
TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS INDUSTRIALES	134
ANEXO B:	177
NORMA EMISION DESCARGA DE RESIDUOS LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES	177
ANEXO C:	180
TABLAS DE RESULTADOS DE ANÁLISIS INTERNOS DE COMPUESTOS CONTAMINANTES CONTROLADOS	180
ANEXO D:	184
ANÁLISIS DE LABORATORIO EXTERNO DE COMPUESTOS CONTAMINANTES CONTROLADOS	184
ANEXO E:	191
ANÁLISIS DE VARIANZA DE DOS MUESTRAS	191

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características medias de la corriente de aguas aceitosas.....	23
Tabla 2. Porcentajes de remoción en tratamiento de aguas aceitosas.	27
Tabla 3. Características medias de la corriente de aguas ácidas.....	28
Tabla 4. Condiciones medias de la corriente homogenizada.	32
Tabla 5. Porcentajes de remoción en tratamiento fisicoquímico.....	36
Tabla 6. Porcentajes de remoción en tratamiento biológico.	40
Tabla 7. Objetivos del efluente final de UTE 3600.....	49
Tabla 8. Instrumento medidor de oxígeno disuelto.	52
Tabla 9. Instrumentos medidores de flujo.	54
Tabla 10. Instrumentos medidores de pH.	55
Tabla 11. Instrumentos medidores de redox.....	56
Tabla 12. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de aguas aceitosas.	57
Tabla 13. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de cianuros.....	57
Tabla 14. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de homogenización y fqco. ...	58
Tabla 15. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento biológico.	59
Tabla 16. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de fangos.	59
Tabla 17. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento terciario.	60
Tabla 18. Control de variables en tratamiento de aguas aceitosas.	63
Tabla 19. Control de variables en tratamiento de cianuros.....	68
Tabla 20. Control de variables en homogenización y tratamiento fqco.	73
Tabla 21. Control de variables en tratamiento biológico.	78
Continuación Tabla 21.	79
Tabla 22. Control de variables en tratamiento de fangos.	81
Tabla 23. Control de variables en tratamiento terciario.	83
Tabla 24. Comparativa de índice de fenol de laboratorio interno y externo.....	95
Tabla 25. Rendimientos de UTE 3600 durante la puesta en marcha.	100
Tabla 26. Datos de entrada en balance de masa.	102
Tabla 27. Condiciones operacionales para balance de masa.	103
Tabla 28. Balance de masa global.....	105
Tabla 29. Balance de masa en tratamiento de aguas con aceites.	106
Tabla 30. Balance de masa en tratamiento de aguas ácidas.	108

Tabla 31. Balances de masa de homogenización y tratamiento fisicoquímico.....	110
Continuación Tabla 31	111
Tabla 32. Balance de masa en tratamiento biológico.	112
Continuación de Tabla 32	113
Tabla 33. Balance de masa en tratamiento de fangos.....	115
Continuación tabla 33.	115
Tabla 34. Balance de masa en tratamiento de filtración y descarga a emisario marino..	117
Continuación Tabla 34.	117
Tabla 35. Comparativa de valores de DQO de entrada y salida.....	119
Tabla 36. Porcentaje de remoción real y calculada.	121
Tabla 37. Resumen de medidas estadística descriptiva.....	123
Tabla 38. Valores críticos de distribución F	124

ÍNDICE DE FIGURAS Y GRÁFICOS

Figura 1. Diagrama general de refinación de crudos de petróleo.	19
Figura 2. Diagrama general de la unidad de tratamiento de efluentes.	21
Figura 3. Diagrama de flujo 3600-00.....	22
Figura 4. Separadores de aceites L-3603 A/B.....	24
Figura 5. Diagrama de flujo 3600-01.....	25
Figura 7. Principio de funcionamiento del sistema de evacuación de hidrocarburos.	26
Figura 8. Diagrama de flujo 3600-02.....	29
Figura 9. Diagrama de flujo 3600-03.....	31
Figura 10. Recirculación de agua saturada de aire.	33
Figura 11. Equipo flotador con aire disuelto DAF L-3607.	34
Figura 12. Esquema de flotacion con aire disuelto.	35
Figura 13. Diagrama de flujo 3600-04.....	37
Figura 14. Red de difusores en selector aerobio.	39
Figura 15. Red de difusores en biorreactor.....	39
Figura 16. Decantador secundario L-3612.....	41
Figura 17. Detalle del puente de arrastre y Skimmer.....	42
Figura 18. Red de difusores de aire en pileta de fangos a deshidratar.	43
Figura 19. Diagrama de flujo 3600-05.....	44
Figura 20. Diagrama de equipo centrífugo.....	45
Figura 21. Filtros de arena L-3614.....	46
Figura 22. Diagrama de flujo 3600-06.....	47
Figura 23. Esquema de funcionamiento de filtro de arena.	48
Figura 24. Medidor de flujo en el área de separadores de aceites.	61
Figura 25. Medidor de nivel de acumulacion de fangos.....	63
Figura 26. Medidor de flujo en área de tratamiento de cianuros.....	64
Figura 27. Medidor de pH en área de tratamiento de cianuros.....	66
Figura 28. Medidor redox en área de tratamiento de cianuros.	67
Figura 29. Medidor de flujo en área de homogenización y fisicoquímico.....	69
Figura 30. Medidor de pH en área de homogenización y fisicoquímico.	71
Figura 31. Recuperación de fangos primarios.	72
Figura 32. Recirculacion de fangos biológicos.....	76
Figura 33. Medidor redox en área de tratamiento biológico.....	77

Figura 34. Medidor de OD en tratamiento biológico.	78
Figura 35. Medidor de flujo en área de tratamiento de fangos.	80
Figura 36. Medidor de flujo en área de tratamiento terciario.	82
Figura 37. Diagrama global de UTE para el balance de masa.	104
Figura 38. Tratamiento de aguas con aceites.	106
Figura 39. Tratamiento de aguas ácidas.	107
Figura 40. Tratamiento de homogenización y fisicoquímico.	109
Figura 41. Tratamiento biológico.	112
Figura 42. Tratamiento de fangos.	114
Figura 43. Tratamiento de filtración y descarga a emisario marino.	116
Gráfica 1. Evolución de la biomasa.	91
Gráfica 2. DQO de diseño. DQO en la alimentación de UTE y DQO salida Fqco.	92
Gráfica 3. DQO alimentado al biorreactor, Biomasa (MVLSS) y F/M.	93
Gráfica 4. DQO de entrada y salida, rendimiento UTE 3600.	94
Gráfica 5. Aceites y grasas de entrada y salida, y límite máximo de salida.	95
Gráfica 6. Índice de fenol de salida, laboratorio UTE 3600 y laboratorio externo. Límite máximo de salida.	96
Gráfica 7. Sólidos suspendidos totales de salida, límite de vertido.	97
Grafico 8. Sulfuros de salida, limite máximo.	97
Grafico 9. Hidrocarburos totales y volátiles de salida. Límites de salida.	98
Gráfico 10. Cianuros de salida. Limite máximo de salida.	99
Gráfica 11. DQO Entrada ponderada, DQO salida real y DQO salida calculada.	120
Gráfica 12. Porcentaje de remoción global real y calculada.	122

CAPÍTULO 1:
PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN AL PROYECTO

En ENAP Refinerías Aconcagua se ha desarrollado un área especializada en el tratamiento de los residuos líquidos producidos en los diferentes procesos productivos de la refinación del crudo, como parte de un plan institucional de gestión ambiental de los residuos de la empresa.

El área de tratamiento de RILes incluye el área de Separador de Aceites, la Planta de Fenoles y la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600. El área de separadores, implantada desde los inicios de Refinería realiza la recuperación de aceites, y retira sólidos en suspensión de las aguas residuales provenientes de diversos procesos de refinación dentro de la empresa.

La Planta de Fenoles es una operación biológica unitaria de fangos activos, diseñada para la degradación de fenol y la materia orgánica contenida en el agua de procesos provenientes desde Desodorización y la Unidad de Stripper.

La Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600, es el último proyecto realizado, configura una serie de procesos unitarios integrados para la depuración de dos corrientes de residuos líquidos generados en el Complejo Coker.

1.2. PROBLEMÁTICA ABORDADA

Los residuos líquidos industriales se encuentran asociados a todas las operaciones que utilicen recursos hídricos en sus procesos productivos. La dificultad relacionada a la generación de los residuos se encuentra en los desfavorables efectos que producen al ser descargados directamente en cuerpos receptores de agua. Los efectos van desde cambio de color, aumento de la turbidez; efectos fisicoquímicos, como sedimentos, exceso de nutrientes, cambios en el pH, variaciones en la temperatura, que a su vez tiene efectos sobre la concentración de oxígeno disponible, y consecuentemente la capacidad degradativa del material biológico; la presencia de sustancias inhibitorias o directamente tóxicas, que ponen en peligro el equilibrio del ecosistema.

Frente a este panorama, se hace completamente necesario aplicar un tratamiento que tenga la facultad de reducir los parámetros contaminantes para minimizar o amortiguar las repercusiones medioambientales que supondría la evacuación directa de las aguas residuales al medioambiente.

Los tratamientos de aguas residuales tienen como objetivo la depuración de las aguas residuales aplicando una o varias operaciones físicas, químicas y biológicas, para alcanzar altos rendimientos en la remoción de los compuestos contaminantes.

En el caso particular de una empresa, la unidad depuradora se diseña y construye para un tratamiento especializado que depure los residuos líquidos generados en sus procesos productivos. Para ENAP Refinerías Aconcagua la generación de RILes, asociados al procesamiento de crudos pesados en el Complejo Coker, induce la necesidad de implementar un tratamiento para la depuración de éstos residuos. La planta que cumple este rol se denomina Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600, y tiene como objetivo mejorar la calidad de los RILes para cumplir la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes asociados a la Descarga de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, D. S. N° 90/2000 del Ministerio de Secretaría General de la Presidencia.

Bajo esta perspectiva surge la necesidad de realizar la operación de puesta en marcha, es decir, iniciar la operación de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600 para alcanzar una operación normal, continua y estable en su función depuradora de aguas residuales y dar cumplimiento a la normativa que rige su vertido.

1.3. ALCANCE DEL PROYECTO

La operación de puesta en marcha es un conjunto de actividades que se dirigen a crear las condiciones para el correcto funcionamiento de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600. El proyecto abarca las actividades necesarias para alcanzar la estabilidad y operatividad de la planta, para ello es necesario realizar actividades preliminares para el acondicionamiento de la unidad, a continuación se realiza la inoculación o iniciación de la actividad biológica necesaria para desarrollar el tratamiento secundario, el arranque de las

operaciones que componen el tratamiento, y finalmente el control de los compuestos contaminantes en el efluente tratado.

En forma adicional, se pretende predecir condiciones de salida en base a las condiciones de entrada, mediante el seguimiento del parámetro DQO y su análisis cuantitativo.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. OBJETIVO GENERAL

Desarrollar las actividades de operación de puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600 en ENAP Refinerías Aconcagua.

1.4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conocer y describir las operaciones de la unidad de tratamiento de efluentes.
- Identificar las variables de proceso que se intervienen en la operación.
- Apoyar el área de supervisión para el arranque del tratamiento.
- Desarrollar balance de masa para la unidad de tratamiento de efluentes 3600.
- Verificar los resultados del balance de masa mediante comparación con los datos de los reportes de análisis entregados por el laboratorio interno de la unidad de tratamiento de efluentes, ubicada en ENAP Refinerías Aconcagua.

1.5. METODOLOGÍA EMPLEADA

1.5.1. ENFOQUE DE LA INVESTIGACIÓN

Desde la óptica metodológica, esta investigación estará estructurada con un enfoque de proceso cuantitativo [8]. Debido a que se realiza la evaluación de la operación de puesta en marcha en base a la medición de los compuestos contaminantes que son objetivo del tratamiento.

1.5.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN

Esta investigación será de tipo longitudinal descriptivo, dado que se trabajará con un grupo experimental de datos recopilados de los reportes de análisis del laboratorio interno durante la operación de la unidad.

1.5.3. INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN PRIMARIOS (IRP)

- Reportes de análisis de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600. La recolección de información para esta investigación se desarrollará por medio de los reportes de análisis entregados por el laboratorio interno de la unidad de tratamiento de efluentes, ubicada en ENAP Refinerías Aconcagua.
- Observación Participante. Participación y colaboración directa, durante siete meses, periodo que duró el trabajo en terreno de la memoria de título, en el desarrollo de las actividades de operación de puesta en marcha de la unidad de tratamiento de efluentes en ENAP Refinerías Aconcagua.

Podemos considerar a la observación participante como un método interactivo de recolección de información que requiere una implicación del observador en los acontecimientos o fenómenos que está observando. La implicación supone participar

y compartir las actividades fundamentales que realizan las personas que forman parte de una institución.

1.5.4. INSTRUMENTOS DE RECOLECCIÓN SECUNDARIA (IRS)

Análisis de Documentos, orientado a la búsqueda de documentos pertinentes con los objetivos específicos de la investigación, tales como:

- Documentos y presentaciones de ENAP Refinerías Aconcagua.
- Sus reglamentos internos.
- El manual de operación de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600, de Aqualia Industrial.
- Documentos relacionados con el tema de investigación.

1.5.5. TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE INFORMACIÓN

La tabulación de la información se llevará a cabo, mediante la construcción de tablas de resúmenes de los cálculos de balance de masa, de los reportes de análisis entregados por el laboratorio interno de la unidad de tratamiento de efluentes, ubicada en ENAP Refinerías Aconcagua.

1.6. PRESENTACIÓN DE LA EMPRESA

La Empresa Nacional del Petróleo es una empresa del Estado de Chile fundada oficialmente el 19 de junio de 1950 con la publicación de la Ley nº 9.618 [7]. El giro comercial es la exploración, producción y comercialización de hidrocarburos y sus derivados, y desarrolla por lo tanto, todas las actividades asociadas a la industria petroquímica, desde la exploración de yacimientos de hidrocarburos hasta la comercialización de combustibles en el mercado minorista.

ENAP realiza sus actividades productivas a través de dos Líneas de Negocios: Exploración y Producción (R & P) y Refinación y Logística (R & L). La primera gestiona los activos de exploración y producción de hidrocarburos, y la segunda la recepción y transporte del crudo, almacenamiento y distribución de productos. A la Línea de Exploración y Producción pertenece la filial ENAP Sipetrol S. A; y a la Línea de Refinación y Logística, la filial ENAP Refinerías S. A.

Sipetrol S. A. realiza actividades de exploración y producción de hidrocarburos en Argentina, Ecuador y Egipto. Además controla la concesión de un bloque petrolero en Irán.

ENAP Refinerías S. A. es el resultado de la fusión de las refinerías Aconcagua y Bío Bío, la cual compra y refina crudo. A esta filial pertenecen además el Departamento de almacenamientos y oleoductos, y la sociedad Manu, establecida para vender combustibles en estaciones de servicio en Perú y Ecuador, a través de las marcas Primax y Primax Holding, respectivamente.

Ambas líneas de negocios están presentes con sus operaciones en el complejo productivo ubicado en la región de Magallanes, donde la empresa explota los únicos yacimientos de hidrocarburos con valor comercial descubiertos hasta ahora en Chile.

La administración central de la compañía se realiza desde la Casa Matriz, ubicada en Santiago de Chile. También en este recinto operan la casa matriz de la filial ENAP Sipetrol S. A.

La administración superior de ENAP esta compuesta por un directorio de ocho miembros, presidido por el ministro de minería. La vicepresidencia es ejercida por el vicepresidente ejecutivo de la Corporación de Fomento de la Producción (CORFO), entidad que también designa a otros tres directores. Los tres directores restantes son designados por entidades privadas; el Instituto de Ingenieros de Minas de Chile, la Sociedad Nacional de Minería y la Sociedad de Fomento Fabril (SOFOFA).

El proceso productivo comienza con el abastecimiento del crudo a las refinerías, ya sea a través de oleoductos a ENAP Bío Bío, o por vía marítima a ENAP Bío Bío y a ENAP Refinerías Aconcagua. Para la recepción por vía marítima, ENAP cuenta con terminales

marítimos en Quintero, San Vicente y Magallanes. En estos terminales, el crudo es recibido y almacenado en estanques desde los que será despachado a través de un oleoducto a la refinería.

Una vez recepcionado el crudo en refinería, es depositado en estanques de almacenamiento, donde permanece varios días para sedimentar y drenar el agua que contiene. Posteriormente es mezclado con otros crudos sin agua y bombeado hacia las distintas unidades de la refinería para su procesamiento.

De acuerdo al diagrama general de la refinación de crudos de petróleo, como se muestra en la figura 1, la primera operación a la que se somete el crudo es alimentado a la planta Topping, donde el petróleo se vaporiza parcialmente a 370°C y pasa a una torre de fraccionamiento, desde la parte superior de la torre se obtienen los gases livianos como el gas licuado (GLP) y la gasolina, a continuación se obtiene el nafta utilizado para alimentar otras unidades, en la zona intermedia se obtienen kerosenes y petróleo diesel, casi en el fondo se obtiene gas oil, producto que alimenta las unidades de Cracking Catalítico e Hidrocracking, y en el fondo se produce el denominado crudo reducido que alimenta a las plantas de vacío.

La Planta de Etileno, alimentada con el nafta separado en la etapa anterior, produce principalmente gases livianos, gas licuado (GLP), etileno, propileno, y gasolina de alto octanaje. El etileno es suministrado a Petrodow para la producción de polietileno de baja densidad. El propileno es abastecido a Petroquim para la producción de polipropileno

La planta de reformación catalítica logra la deshidrogenación y deshidroisomerización de nafta, con el objetivo de aumentar el número de octanos, de este proceso se obtiene gasolina de 97 octanos, se produce además gas licuado (GLP) y gases livianos.

En la planta de Hidrocracking se transforma principalmente el gas oil de vacío en diesel de bajo contenido de azufre, se obtienen además, gases livianos y gasolinas.

El crudo reducido alimenta a la torre de vacío donde se fracciona para obtener cantidades adicionales de gas oil y pitch. El gas oil va a las unidades de Cracking Catalítico e

Hidrocracking. El pitch, por una parte se utiliza para obtener fuel oil en la planta Visbreaker, para la producción de asfalto y la alimentación del Complejo Coker.

El Complejo Coker es una unidad que procesa los fondos o pitch que provienen de las plantas de las torres de vacío y los convierte en gases livianos, gasolina, diesel, gas oil y coque.

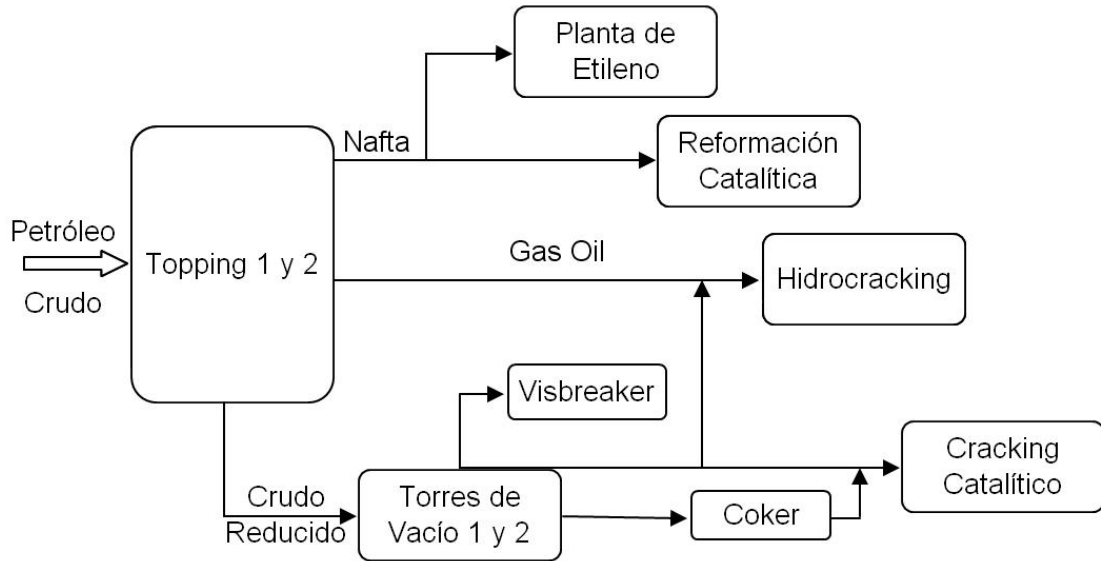


Figura 1. Diagrama general de refinación de crudos de petróleo.

CAPÍTULO 2:
DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

2.1. UNIDAD DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES

La Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600 fue diseñada para depurar las aguas residuales generadas en operaciones realizadas en el Complejo Coker. El objetivo es obtener un efluente de agua residual que cumpla con los parámetros de calidad que establecen los límites de emisión para la regulación de los residuos líquidos industriales. Para esquematizar las operaciones realizadas en la unidad de tratamiento de efluentes, se muestra en la figura 2, el diagrama general de la planta.

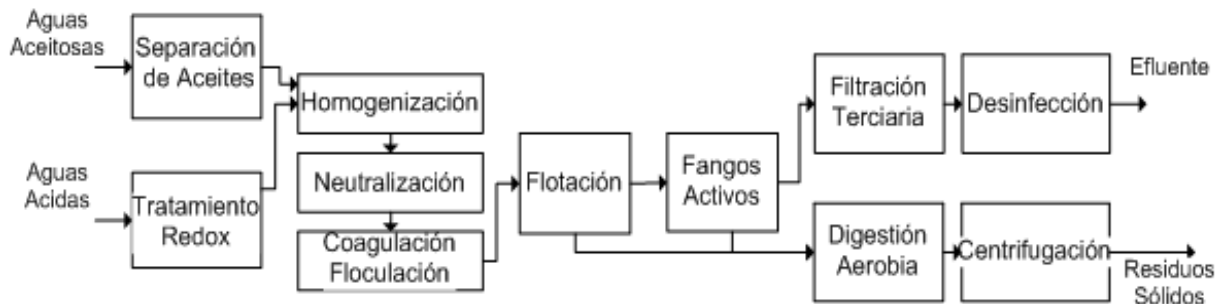


Figura 2. Diagrama general de la unidad de tratamiento de efluentes.

Debido a la naturaleza de las corrientes que serán tratadas, a su caracterización previa y el objetivo de la planta, los compuestos que serán depurados son aceites y grasas, cianuros, fenol, materia orgánica (medida como DBO_5 o DQO), fósforo, hidrocarburos, nitrógeno total, pH, sólidos suspendidos totales y sulfuros.

La alimentación de la planta está constituida por dos corrientes, una corriente de “aguas ácidas” caracterizada por la presencia de cianuros, y la segunda corriente de “aguas aceitosas” denominada de esta forma por el alto contenido de hidrocarburos y aceites. El diseño de la estación depuradora, que se puede ver en detalle en figura 3, incluye tratamientos preliminares para cada corriente de alimentación de acuerdo a su caracterización, un tratamiento de oxidación-reducción para la corriente cianurada y de recuperación de aceites para la corriente de aguas aceitosas [10].

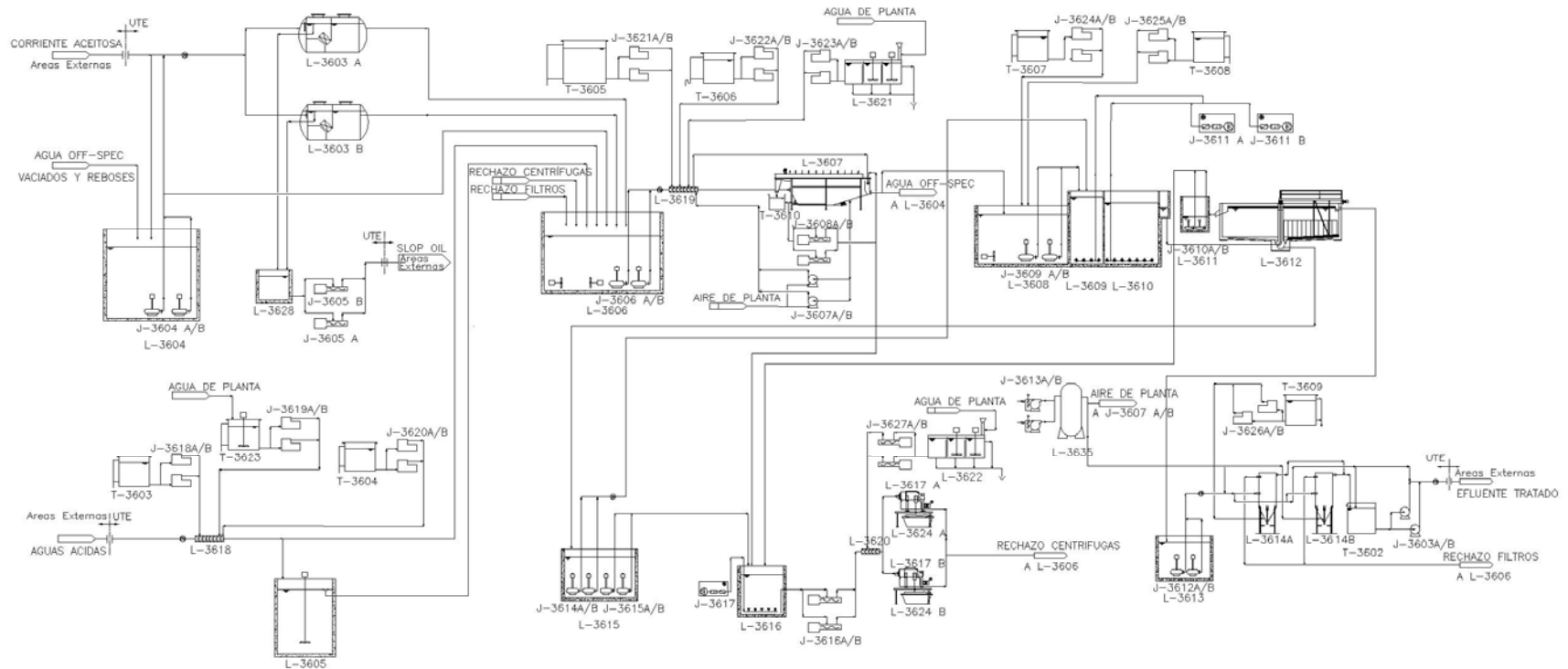


Figura 3. Diagrama de flujo 3600-00

A continuación se realiza la mezcla y homogenización de ambas corrientes, para recibir en forma conjunta el tratamiento primario, el cual incluye las operaciones de coagulación-floculación, neutralización y flotación con aire disuelto, tratamiento secundario o biológico y el tratamiento terciario, antes de ser descargado el efluente.

Por otra parte, los lodos generados en los tratamientos primario y secundario son estabilizados y concentrados mediante un tratamiento que incluye la digestión aerobia y deshidratación.

2.2 TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUAS ACEITOSAS

La corriente de aguas aceitosas se caracteriza por la presencia de aceites e hidrocarburos, razón por la cual se ha diseñado un tratamiento físico para la recuperación de éstos. Las características de la corriente de aguas aceitosas se han predeterminado, como se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Características medias de la corriente de aguas aceitosas.

Variables	Valores característicos	Límite máx. permisible ¹ para la descarga
Flujo mínimo	15 [m ³ /h]	-
Flujo medio	80 [m ³ /h]	-
Temperatura	Ambiente	30°C
DQO	575 [mg/L]	-
Hidrocarburos valor medio	500 [mg/L}	-
Hidrocarburos valor máximo	1000 [mg/L]	10 [mg/L]
Sólidos Suspendidos Totales	500 [mg/L]	100 [mg/L]
Sulfuros	600 [mg/L]	1 [mg/L]

El tratamiento de recuperación de aceites consiste en hacer pasar la corriente de aguas aceitosas a través de un equipo separador L-3603 A/B mostrado en la figura 4,

¹ Anexo B. Apartado B-1. Tabla n°4.

mediante el cual se realiza la separación de las fases agua y aceite. Aunque son dos los equipos dispuestos para la operación de separación de aceites, el diseño indica que un equipo estará en operación tratando el caudal medio, mientras el otro se encuentra en reserva. Esta condición cambiaría en el caso de que el caudal de operación superara al caudal de diseño del equipo, bajo esta situación ambos equipos operarían en paralelo, dividiéndose el caudal entre ambos.



Figura 4. Separadores de aceites L-3603 A/B.

Cada equipo separador de aceites L-3603 A/B (figura 5. diagrama de flujo 3600-01), como se muestra detalladamente en la figura 6, está integrado por dos cámaras, una decantadora de lodos y arenas, y una segunda cámara, separadora de aceites.

La primera cámara, decantadora de lodos y arena, esta equipada de una placa deflectora y un desbaste destinados a tranquilizar el efluente y sedimentar las partículas de mayor tamaño. La segunda cámara, separadora de aceites, utiliza un elemento físico (células lamelares), con una geometría que se asimila a un panal de abejas, en el cual la partícula choca y se desliza por ella logrando agrupar los aceites libres.

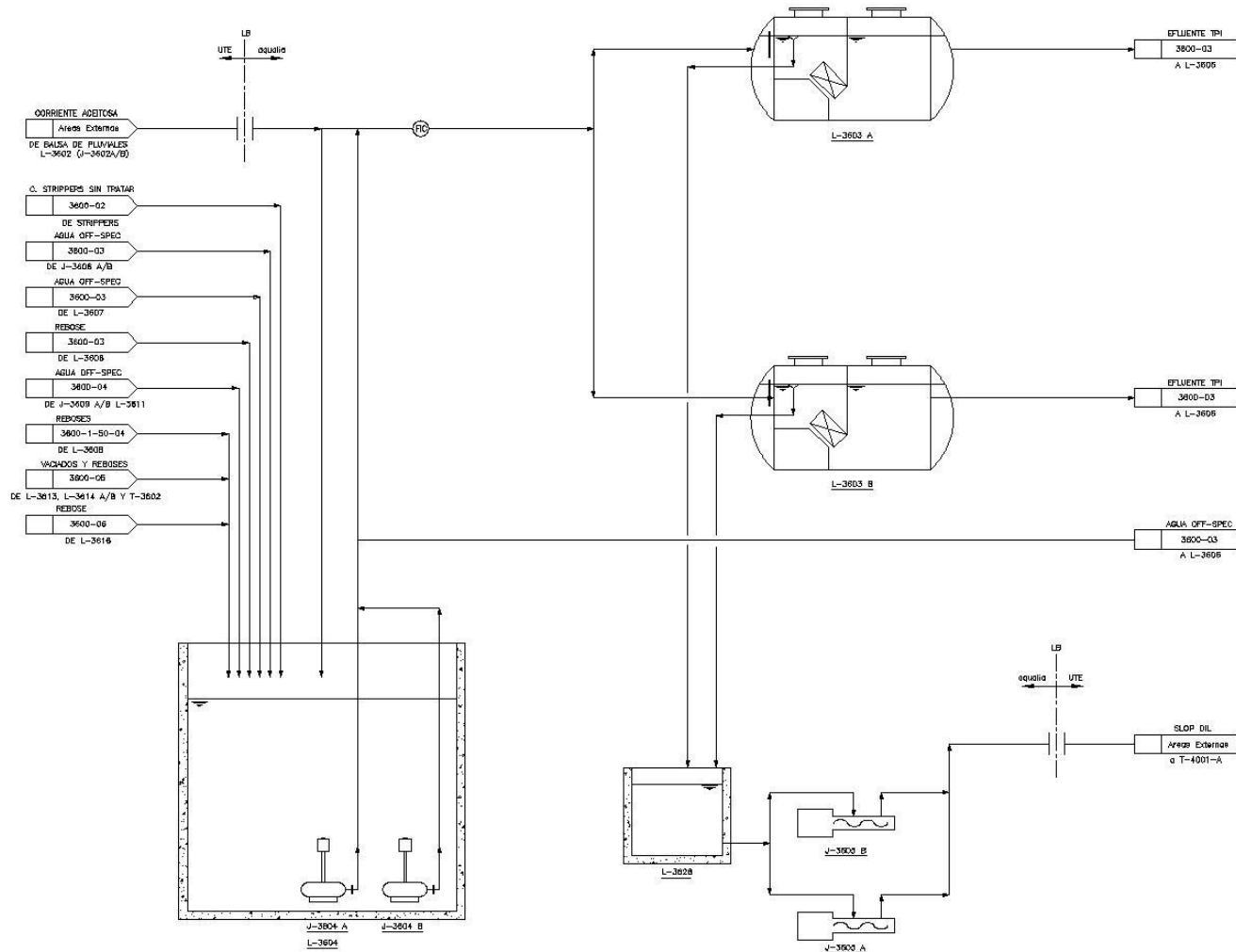


Figura 5. Diagrama de flujo 3600-01

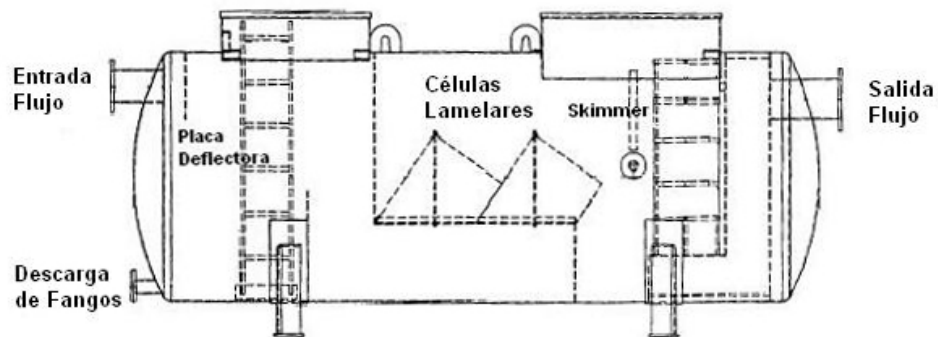


Figura 6. Esquema de separador de aceites.

Los aceites separados, que por diferencia de densidad se mantienen en la superficie del nivel de líquido, son recogido por un skimmer (ver figura 7) y derivados a un estanque de acumulación, denominado Slop oil L-3628 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01). En el fondo del equipo los sedimentos se acumulan hasta un nivel de seguridad prefijado, para que un sistema de alarma óptico y sonoro los detecte, y de aviso para su evacuación manual.

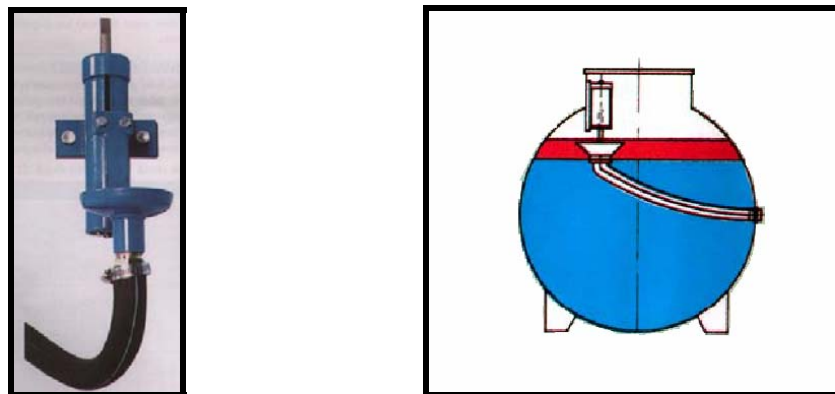


Figura 7. Principio de funcionamiento del sistema de evacuación de hidrocarburos.

La pileta off-spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01), ha sido dispuesta dentro de la unidad de tratamiento para recibir todas las corrientes que no cumplan con los rangos de diseño y se encuentren fuera de especificación, además de los vaciados y reboses de los equipos y piletas de la planta en las operaciones posteriores. La pileta off-spec L-3604 cuenta con una capacidad útil de 1750 [m³], lo que entrega un tiempo de

retención hidráulico bastante amplio, considerando la alimentación media de 80 [m³/h], la pileta off spec L-3604 entrega aproximadamente 21 horas de acumulación.

En el caso de que la corriente de alimentación de aguas aceitosas se encuentre fuera de especificación, ésta puede ser desviada a la pileta off-spec L-3604, antes de ser tratada en los separadores de aceites L-3603 A/B, mediante juego de válvulas manuales a la entrada de la Unidad.

Durante la operación normal el efluente, después de haber sido liberado de los aceites en el equipo en operación L-3603 A/B, descarga por gravedad a la pileta de homogenización L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), donde se mezclará con la corriente de aguas ácidas libre de cianuros, para continuar su tratamiento.

De acuerdo al diseño de la planta, en el tratamiento preliminar de aguas con aceites contempla la recuperación de un 95% de aceites y grasas, con la consecuente reducción de un 20% de DQO y 30% de sólidos suspendidos totales, resumidos en la tabla 2.

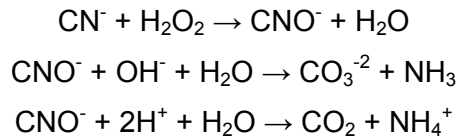
Tabla 2. Porcentajes de remoción en tratamiento de aguas aceitosas.

Compuesto	Remoción
Aceites y Grasas	95%
DQO	20%
Sólidos Suspendidos Totales	30%

2.3. TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUAS ACIDAS

Las aguas procedentes de desgasificación en Stripper Water Unit, dentro del Complejo Coker, pasarán por un tratamiento que consiste en la disminución de la concentración de cianuros, mediante reacciones de oxidación, utilizando como agente oxidante el peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

El cianuro (CN⁻) es oxidado a cianato (CON⁻) que, a su vez, es también oxidado a carbonato (CO₃⁻²) y dióxido de carbono (CO₂) [2], como se muestra a continuación:



De acuerdo a la caracterización previa de la corriente de aguas ácidas, resultados mostrados en la tabla 3, se ha diseñado el tratamiento de oxidación de cianuros. El tratamiento consiste en poner en contacto el efluente con un agente oxidante, peróxido de hidrógeno (H_2O_2) almacenado en el estanque T-3604 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02), en un reactor agitado L-3605 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02). Las condiciones que favorecen esta reacción son la adición de sulfato de cobre pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) que actúa como catalizador, con preparación y almacenamiento en el estanque T-3623 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02), y un ambiente alcalino, que es conseguido mediante la adición de hidróxido de sodio (NaOH) almacenado en el estanque T-3603 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02), hasta elevar el pH de la corriente a valor 10.

Tabla 3. Características medias de la corriente de aguas ácidas.

Variables	Valores característicos	Límite máx. permisible ² para la descarga
Flujo Medio	15 [m ³ /h]	-
Flujo Máximo	45 [m ³ /h]	-
Temperatura	49°C	30°C
DQO	2147 [mg/L]	-
H ₂ S	10 [mg/L]	1 [mg/L]
NH ₃	50 [mg/L]	-
CN ⁻	20 [mg/L]	0,5 [mg/L]
Fenol	295 [mg/L]	0,5 [mg/L]

² Anexo B. Apartado B-1 Tabla n°4.

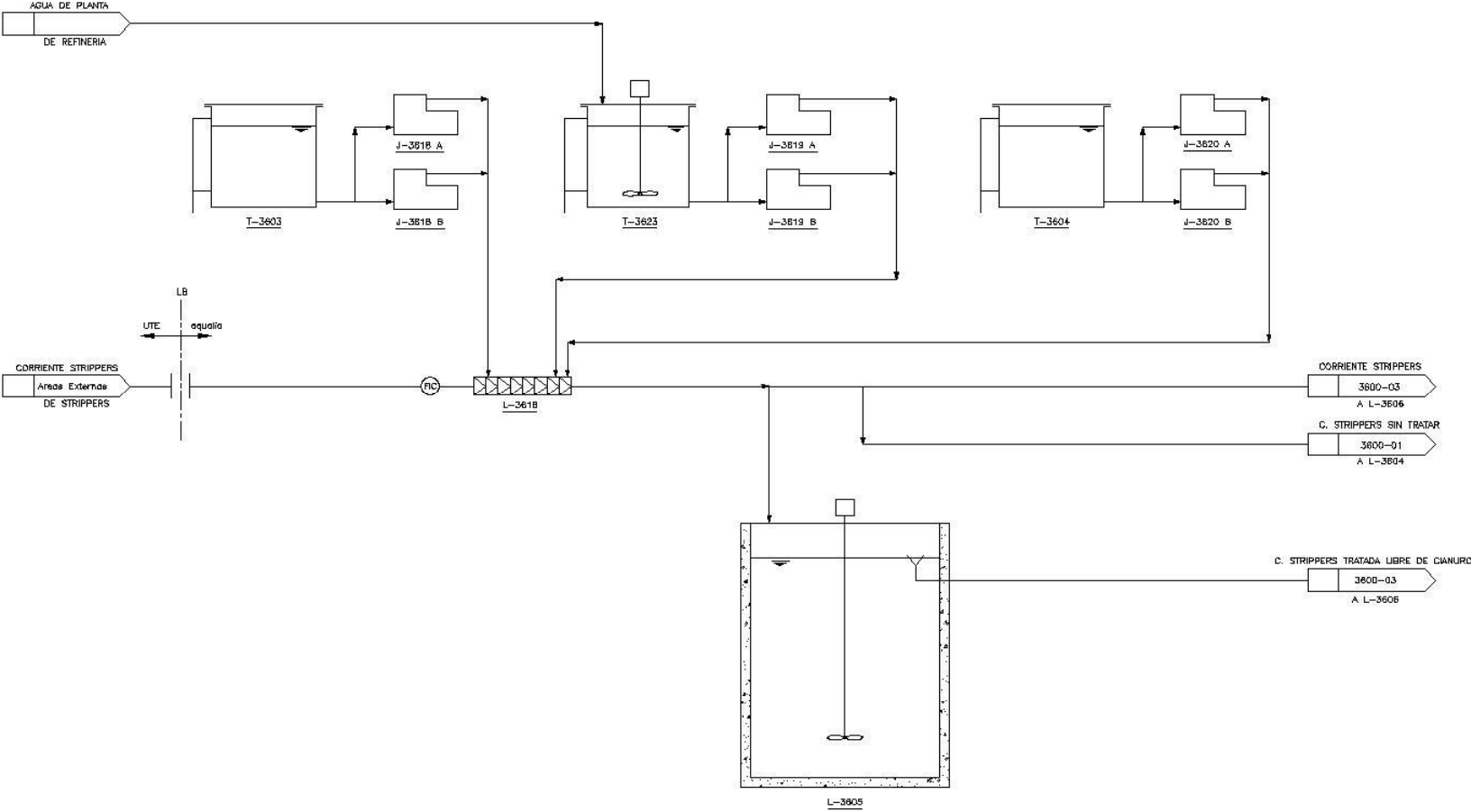


Figura 8. Diagrama de flujo 3600-02

La reacción es llevada a cabo en la pileta reactor L-3605 con un volumen útil de 45 [m³], lo que permite un tiempo de retención hidráulico de tres horas para un caudal medio de alimentación de 15 [m³/h]. El tiempo de retención hidráulico es el necesario para que ocurran las reacciones de oxido-reducción logrando una disminución de la concentración de cianuros en un 85%, alcanzando niveles adecuados para los tratamientos posteriores, considerando en especial los posibles efectos en el tratamiento biológico, y permisibles para la descarga del efluente a receptores externos.

Durante una operación normal, la corriente de aguas ácidas es descargada por rebalse a la pileta de homogenización L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) donde se mezcla con la corriente descargada de la recuperación de aceites. En el caso de que no sea necesario el tratamiento de oxidación debido a la baja concentración de cianuros en la alimentación, la corriente puede pasar directamente a la pileta de homogenización L-3606, evitando el gasto innecesario de reactivos. Si por el contrario, la corriente no cumpliera con las especificaciones para recibir el tratamiento de oxidación puede ser desviada a la pileta off spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01).

2.4. HOMOGENIZACIÓN PREVIA AL FISICOQUÍMICO

La corriente de aguas aceitosas, después de haber sido tratada en el separador de aceites L-3603 A/B (figura 5. diagrama de flujo 3600-01), descarga por gravedad a la pileta de homogenización L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) donde se mezcla con la corriente aguas ácidas libre de cianuros, que llega por rebalse desde la pileta reactor L-3605 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02). La homogenización tiene como objetivos ajustar las variaciones de la alimentación, y enviar un caudal constante al tratamiento posterior.

Disponiendo de un volumen útil de 327 [m³], el tiempo de residencia hidráulico en la pileta de homogenización L-3606 es de 3 horas y media, considerando un caudal medio de 95 [m³/h], suma del aporte de aguas aceitosas (80 [m³/h]) y de aguas ácidas (15 [m³/h]).

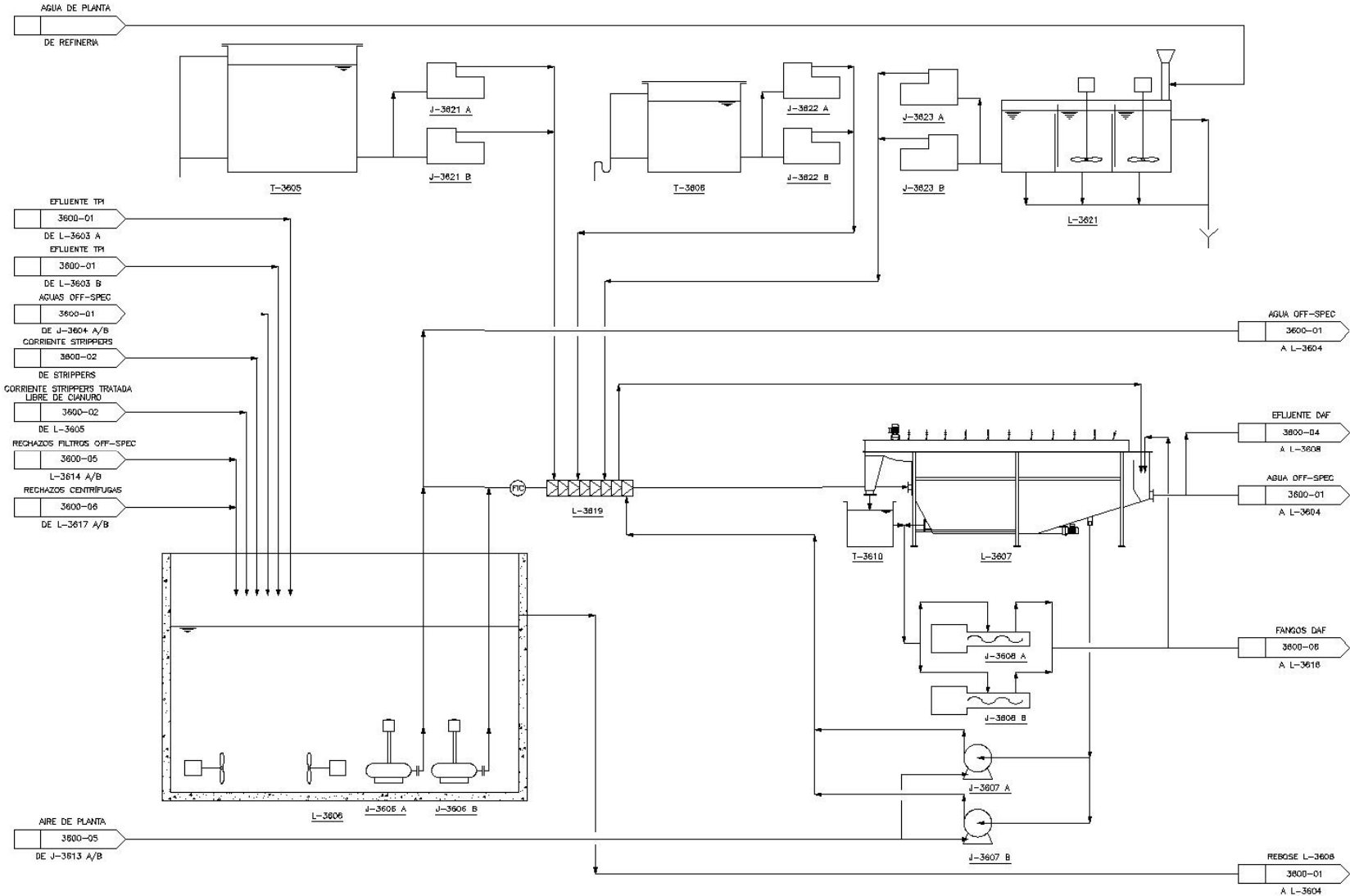


Figura 9. Diagrama de flujo 3600-03

La pileta de homogenización L-3606 posee dos agitadores (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) encargados de mantener la mezcla homogénea y evitar la sedimentación de las partículas sólidas, y dos bombas sumergibles J-3606 A/B, una en reserva (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), encargadas de enviar el flujo hacia el tratamiento fisicoquímico.

Las características medias de la corriente homogenizada en la pileta L-3606 se muestran en la tabla 4, y ellas son el resultado de los aportes de aguas aceitosas y aguas ácidas.

Tabla 4. Condiciones medias de la corriente homogenizada.

Variables	Valores
Flujo Medio	95 [m ³ /h]
Flujo Máximo	125 [m ³ /h]
DQO	775 [mg/L]
DBO ₅	377 [mg/l]
Sólidos en suspensión	520 [mg/l]
N-amoniaco	8 [mg/l]
Hidrocarburos	15 [mg/l]
CN ⁻	1,5 [mg/l]
pH	7,9

Si la corriente homogenizada se encontrara fuera de especificación, no cumpliendo con los valores medios esperados puede ser desviada hacia la pileta off spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01) utilizando las bombas sumergibles J-3606.

2.5. TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO

El tratamiento fisicoquímico incluye las operaciones de neutralización, coagulación-floculación y flotación con aire disuelto. La neutralización se realiza debido al carácter alcalino de la corriente, ocasionado principalmente por el aporte del efluente proveniente del tratamiento de cianuros, y es necesario para corregir el pH debido a su influencia en los

tratamientos de coagulación-floculación y fundamentalmente en el tratamiento biológico. Los tratamientos de coagulación-floculación y flotación con aire disuelto tienen por finalidad eliminar los sólidos en suspensión presentes en la corriente con una densidad similar a la del agua, así como aceites y grasas, y el resto de hidrocarburos que no fueron removidos en la etapa anterior.

El tratamiento de flotación con aire disuelto DAF (sigla en inglés de dissolved air flotation) se basa en el principio de la solubilidad del aire en el agua sometida a presión y consiste fundamentalmente en someter el agua bruta ya floculada a presión, hasta lograr la dilución del aire en el agua. La corriente de agua saturada de aire, es inyectada al estanque por medio de válvulas reductoras de presión, como se muestra en la figura 10, formándose a lo largo de toda la masa de agua una gran cantidad de pequeñas burbujas, que se fijan a las materias a eliminar en cantidad suficiente para que su fuerza ascensional supere el reducido peso de los sólidos, elevándolos a la superficie, donde un sistema de barrido superficial los retira.



Figura 10. Recirculación de agua saturada de aire.

La corriente a tratar es bombeada desde la pileta de homogenización L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) a un mezclador estático L-3619 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) adyacente al equipo de flotación con aire disuelto DAF L-3607 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03). El equipo DAF es una cuba construida en acero inoxidable de 9,5 [m] de longitud, anchura máxima de 2,44 [m], y altura máxima de 2,63 [m], mostrado en la figura 11, con capacidad de tratar un caudal de 125 [m³/h]. Un mezclador estático es un entramado de tuberías donde se produce turbulencia ideal para la mezcla de aditivos químicos. En el

mezclador se adiciona un coagulante (Policloruro de Aluminio) almacenado en el estanque T-3605 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) y un floculante (polielectrolito) preparado y almacenado en el equipo L-3621 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), para aumentar el tamaño de los sólidos constituyentes del agua residual y aumentar el rendimiento de la operación de flotación. Se aplica además en el mezclador, la neutralización del pH mediante la adición de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado almacenado en el estanque T-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03).



Figura 11. Equipo flotador con aire disuelto DAF L-3607.

Desde el mezclador L-3619, como se esquematiza en la figura 12, la corriente se alimenta la corriente (1) hacia el equipo DAF L-3607, una fracción de la corriente es recirculada (2) y saturada de aire mediante bombas de presurización J-3607 con capacidad de 25 [m^3/h] y 3,7 [bar] de presión, con aire de planta (3). Un sistema de inyectores distribuye el caudal despresurizando el agua, desprendiéndose las microburbujas de aire, las cuales se adhieren a las impurezas, elevándolas hasta la superficie.

El barrido de los flotados en la superficie se realiza de manera constante por la acción de un desnatador (4), el cual se describe como una serie de paletas insertas en un riel. El desplazamiento del desnatador esta accionado por un motor, que de forma manual su velocidad puede ser modificada lo que deriva en que el movimiento del desnatador se hace más o menos rápido, eligiendo la concentración de los flotados.

Los flotados y los fangos que sedimenten (5) son guiados hacia un depósito de acumulación de fangos primarios T-3610. Desde éste depósito, dos bombas helicoidales J-3608, que funcionan en forma alternada, trasladando los fangos (6) hacia la pileta de fangos a deshidratar L-3616 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05), para su posterior tratamiento.

El líquido clarificado (7) en el equipo DAF L-3607 es descargado por gravedad a la pileta de homogenización previa al tratamiento biológico L-3608 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), protegiendo su salida con placas deflectoras para que eviten el escape de los flotantes.

En el caso de que la corriente no cumpliera con las características adecuadas para el tratamiento biológico, el flujo puede ser desviado (8) a la pileta off-spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01).

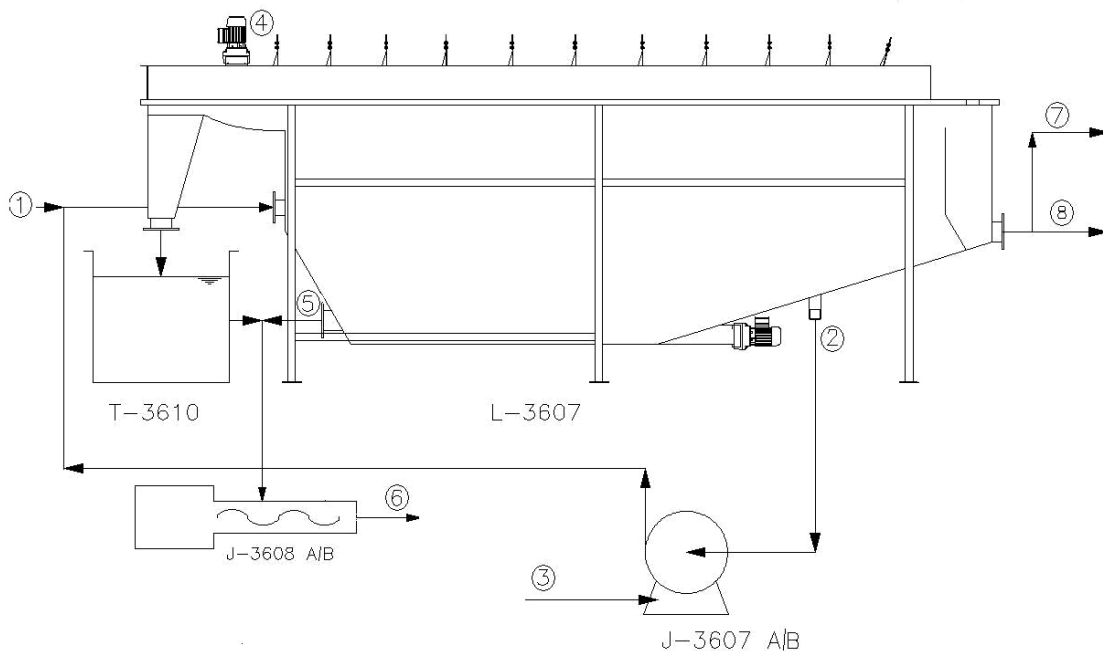


Figura 12. Esquema de flotacion con aire disuelto.

El diseño de la operación fisicoquímica indica que los compuestos que son eliminados con el tratamiento son los aceites y grasas, remanentes del tratamiento de aguas aceitosas, y los sólidos suspendidos totales, con la consecuente eliminación de DQO. Los

porcentajes considerados en el diseño para la eliminación de éstos compuestos se muestran en la tabla 5, para el tratamiento fisicoquímico.

Tabla 5. Porcentajes de remoción en tratamiento fisicoquímico.

Compuesto	Remoción
Aceites y Grasas	30%
DQO	70%
Sólidos Suspendidos Totales	50%

2.6. TRATAMIENTO BIOLÓGICO

Para la eliminación del fenol y de otras materias orgánicas presentes en la corriente, ha de utilizarse un tratamiento biológico de fangos activos. El proceso se basa en la degradación de la materia orgánica mediante la acción de una población microbiana aerobia, y se reconoce debido a que en él, los microorganismos se encuentran en suspensión, pudiendo ser separados del efluente en una posterior etapa de decantación.

Para llevar a cabo el tratamiento biológico es indispensable disponer de oxígeno, y además, de nitrógeno y fósforo, nutrientes que aportan al desarrollo y crecimiento de los microorganismos, bajo condiciones adecuadas de pH y temperatura. La adición de los nutrientes y el oxígeno se realiza en función de la demanda química de oxígeno (DQO). La DQO es un parámetro que representa todos los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes que se pueden oxidar mediante un agente oxidante, y por lo tanto, es indicativa del oxígeno, como agente oxidante, y de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, para alcanzar la relación de equilibrio DQO: N: P =150: 5: 1, que son necesarios suministrar para que ocurra la reacción.

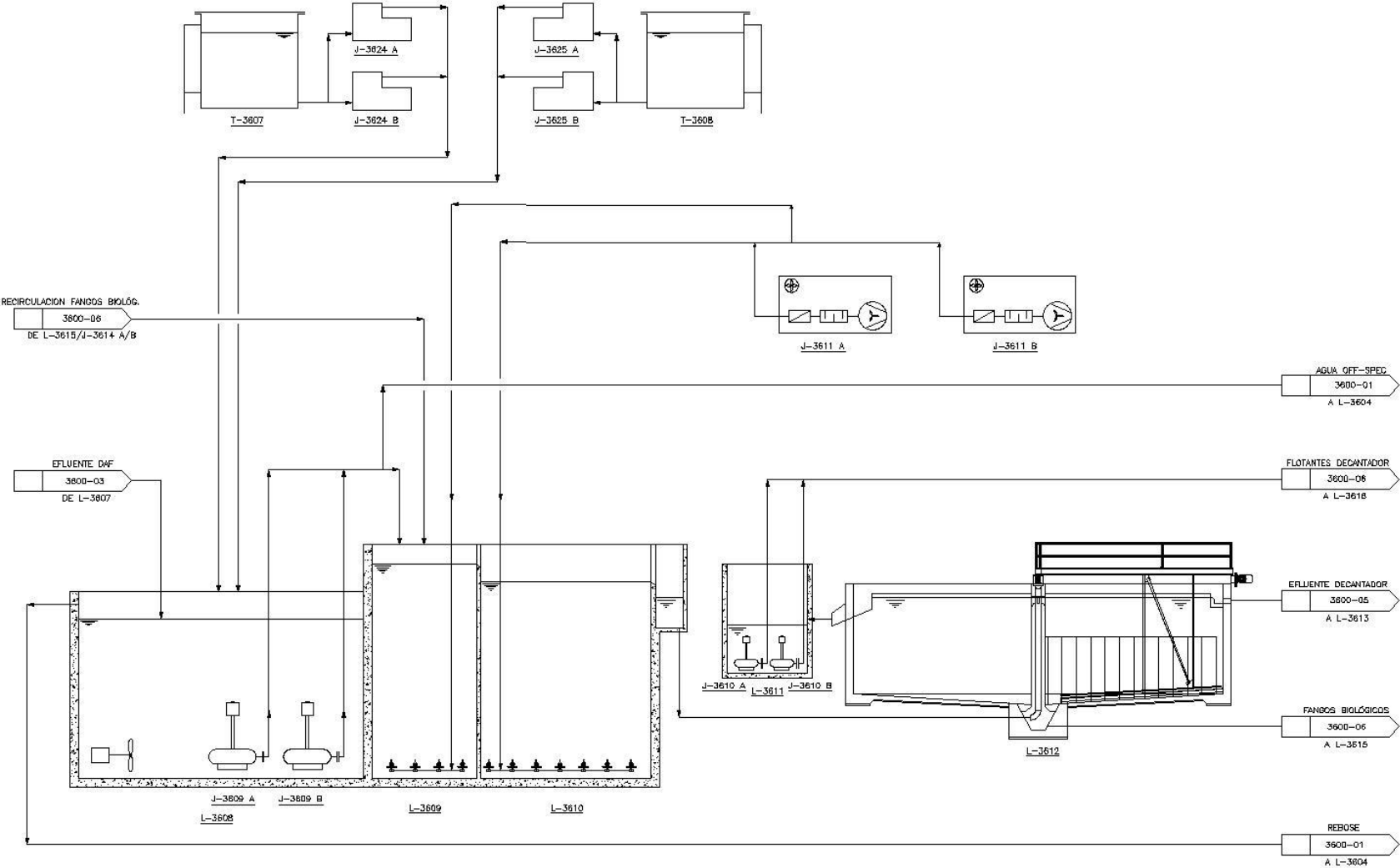


Figura 13. Diagrama de flujo 3600-04

Para la dosificación de nitrógeno, se utilizará urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) almacenado en el estanque T-3607 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), y para la dosificación de fósforo, se utiliza fosfato monoamónico ($\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$) almacenado en el estanque T-3608 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04). Ambos son adicionados en la pileta de homogenización previa al tratamiento biológico L-3608 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), la cual posee un agitador para la correcta dilución de los nutrientes y mantener la mezcla en constante movimiento.

El tratamiento biológico aerobio esta compuesto por un selector aerobio L-3609 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04) y un reactor biológico L-3610 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04). Con esta configuración se busca impedir altas concentraciones de filamentosas a la salida del reactor biológico mediante selección cinética, alternando fases de sobrealimentación y hambre.

Las bacterias formadoras de flóculos acumulan reservas de sustrato permitiendo alta tasa de crecimiento en condiciones de escasez³, mientras que las filamentosas carecen de esta capacidad y no crecen al mismo ritmo en la fase de hambre. Así, en el selector aerobio L-3609, el agua recibe el sustrato y los fangos activos (fase de sobrealimentación) y en el reactor biológico L-3610 no se dosifica sustrato (fase de escasez), por lo que prevalecen las bacterias formadoras de flóculos frente a las filamentosas.

En cada una de estas piletas se encuentra instalada una red de difusores de aire de burbuja fina. En el selector aerobio L-3609, se dispone de 3 filas con 14 difusores cada fila y en el biorreactor L-3610, se incluyen 16 filas con 11 difusores + 2 filas con 9 difusores cada fila, como se muestran en las figuras 14 y 15 respectivamente. Esta configuración le entrega al "licor mezcla" una completa aireación y agitación.

³ Anexo A.

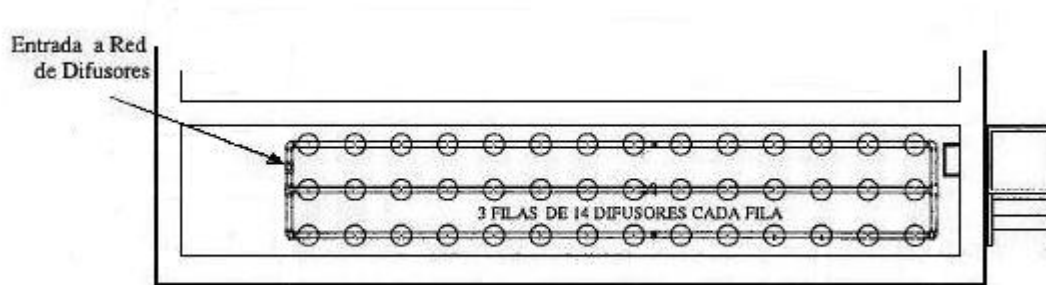


Figura 14. Red de difusores en selector aerobio.

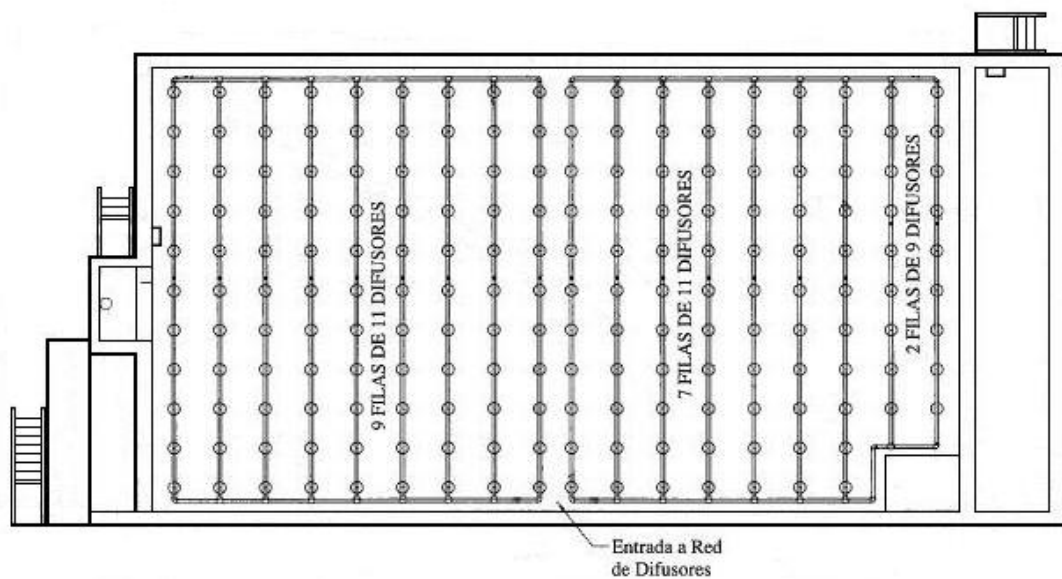


Figura 15. Red de difusores en biorreactor.

La concentración de oxígeno disuelto que se mantiene para el tratamiento es, normalmente, de 2 [mg/l], el cual es obtenido mediante el uso de sopladores de aire J-3611 A/B (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), y controlado por un medidor de oxígeno disuelto ubicado en el reactor biológico. El medidor de oxígeno disuelto determina la concentración de oxígeno en el biorreactor y este entrega una señal en los variadores de frecuencia de los sopladores de aire J-3611 A/B, modificando el caudal entregado hasta alcanzar la concentración de oxígeno disuelto de operación.

El reactor biológico L-3610 esta hidráulicamente conectado con el decantador secundario L-3612 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), por lo tanto el efluente que rebosa del biorreactor alimenta al decantador secundario, manteniendo el mismo nivel de líquido en ambos equipos.

El tratamiento secundario o biológico esta principalmente enfocado para la eliminación de material biodegradable, considerando especialmente el control del índice de fenol, como se muestra en la tabla 6.

Tabla 6. Porcentajes de remoción en tratamiento biológico.

Compuesto	Remoción
Índice de Fenol	95%
DQO en Biorreactor	50%
DQO en Decantador Secundario	30%

2.7. SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA

El proceso de sedimentación secundaria se realiza a continuación del tratamiento biológico, tiene por finalidad separar el agua clarificada y recuperar los fangos activos, para recircularlos manteniendo una concentración adecuada de ellos en el biorreactor.

La operación se realiza en un decantador secundario L-3612 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04) construido en hormigón armado, con diámetro de 15 [m], y esta diseñado para tratar un caudal de entre 95 a 125 [m³/h]. Como se aprecia en la figura 16, el flujo ingresa al decantador por una tubería central (1) y se distribuye en forma radial, para desbordar, finalmente a través de un vertedero (2) hacia un canal de descarga (3). Desde el fondo, los fangos sedimentados son retirados de forma continua, por el sistema de arrastre del puente decantador (4). El puente decantador gira en forma continua las 24 horas del día, arrastrando en forma paralela los fangos sedimentados (5), en el fondo, y los flotantes de la superficie hacia un skimmer (6) desde donde son descargados.

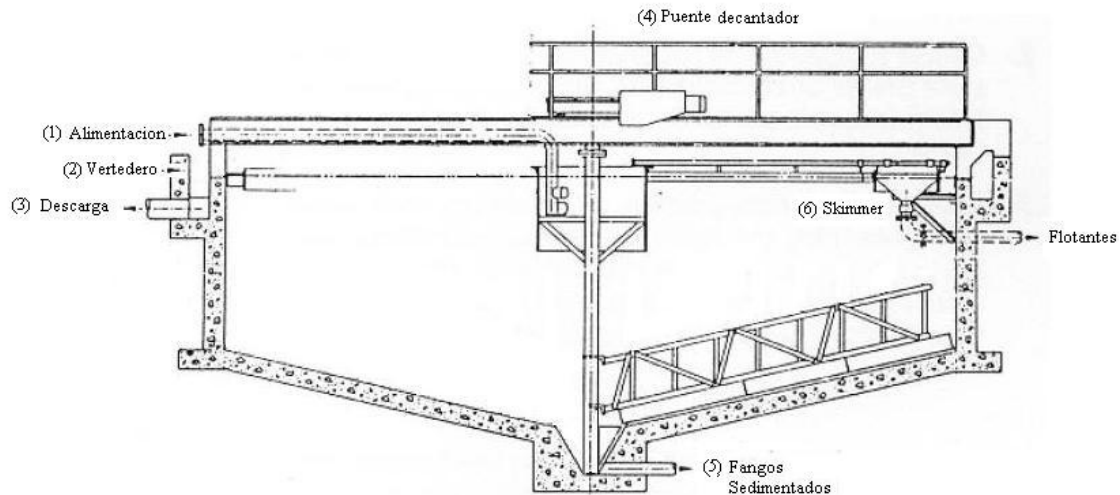


Figura 16. Decantador secundario L-3612.

El líquido clarificado que ha desbordado por sobre el vertedero perimetral, con una considerable reducción de la concentración de sólidos biológicos, es descargado en el pozo de bombeo a filtros L-3613 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06).

Los flotantes, arrastrados por el puente del decantador desde la superficie, son conducidos hacia un skimmer (ver figura 17) que descarga en una pileta de flotantes L-3611 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), y desde aquí, enviados mediante el uso de las bombas J-3610 A/B, una en reserva, a la pileta de fangos a deshidratar L-3616 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05). Por otro lado, los fangos activos son arrastrados desde el fondo y derivados a la pileta de fangos activos L-3615 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05) y desde ella, son recirculados al tratamiento biológico.

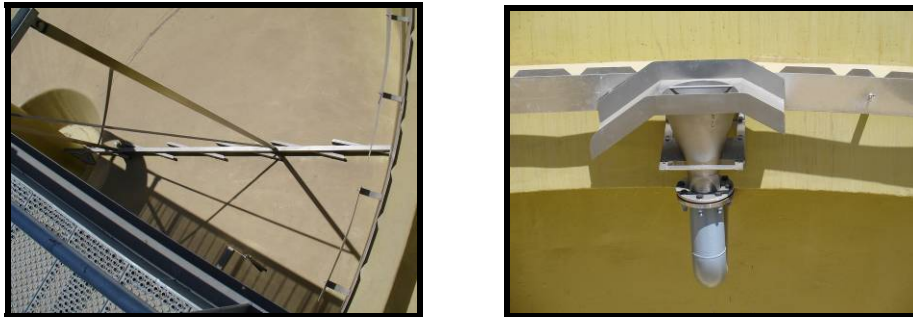


Figura 17. Detalle del puente de arrastre y Skimmer.

En los tratamientos de fangos activos con recirculación ocurre generalmente que el volumen de fangos activos producidos en la operación es mayor al necesario para su recirculación, por este motivo es necesaria la purga y tratamiento de los fangos en exceso.

La purga de los fangos activos en exceso se realiza desde la pileta de fangos activos L-3615 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05), desde la cual son bombeados hacia la pileta de fangos a deshidratar L-3616 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05). En esta etapa se unen con los fangos primarios, provenientes del DAF L-3607 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03) y con los flotantes del decantador secundario desde la pileta de flotantes L-3611 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04) para ser tratados en forma conjunta.

2.8. TRATAMIENTO DE LODOS

Esta considerado que en los tratamiento biológicos aerobios se genere un volumen de fangos secundarios mayor que el necesario para mantener la actividad biológica en la operación, la fracción de fangos en exceso debe ser reducida al máximo y estabilizada para evitar su posterior descomposición descontrolada. Usualmente se practica la mezcla de los fangos biológicos o secundarios con los generados en los tratamientos primarios, con lo cual se consiguen concentraciones superiores de materia seca.

El tratamiento de lodos aplicados para los fangos mixtos, generados del tratamiento fisicoquímico y biológico, es la estabilización mediante la digestión aerobia, seguido de la deshidratación centrífuga. La digestión aerobia se realiza en la pileta de fangos a deshidratar

L-3616 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05), donde son descargados los fangos primarios del tratamiento fisicoquímico (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), los flotantes del decantador secundario (figura 13. diagrama de flujo 3600-04), y los fangos secundarios en exceso desde la pileta de fangos activos L-3615 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05). La pileta de fangos a deshidratar L-3616 cuenta con una red de difusores de burbuja fina con 6 filas de 6 difusores + 2 filas de 5 difusores cada una (ver figura 18). La aireación y agitación se mantiene constante con el uso de un soplador de aire J-3617 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05).

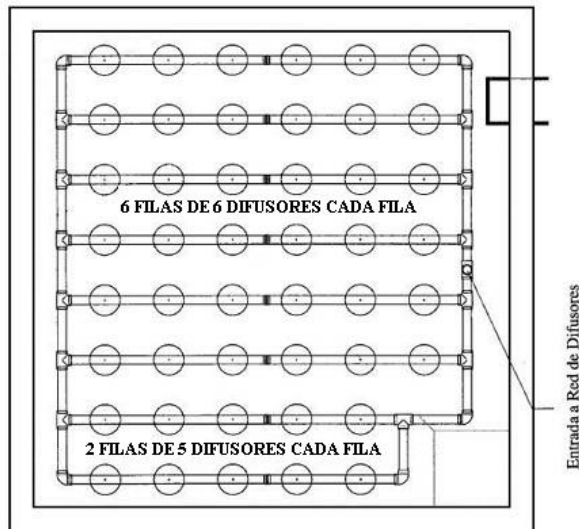


Figura 18. Red de difusores de aire en pileta de fangos a deshidratar.

Luego de la estabilización de la materia orgánica de los fangos, se realiza un acondicionamiento del fango mediante la adición de un floculante desde el depósito de preparación de polielectrolito L-3622 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05). La adición del floculante se lleva a cabo en un mezclador estático L-3620 (figura 19. diagrama de flujo 3600-05) previo a los equipos centrífugos.

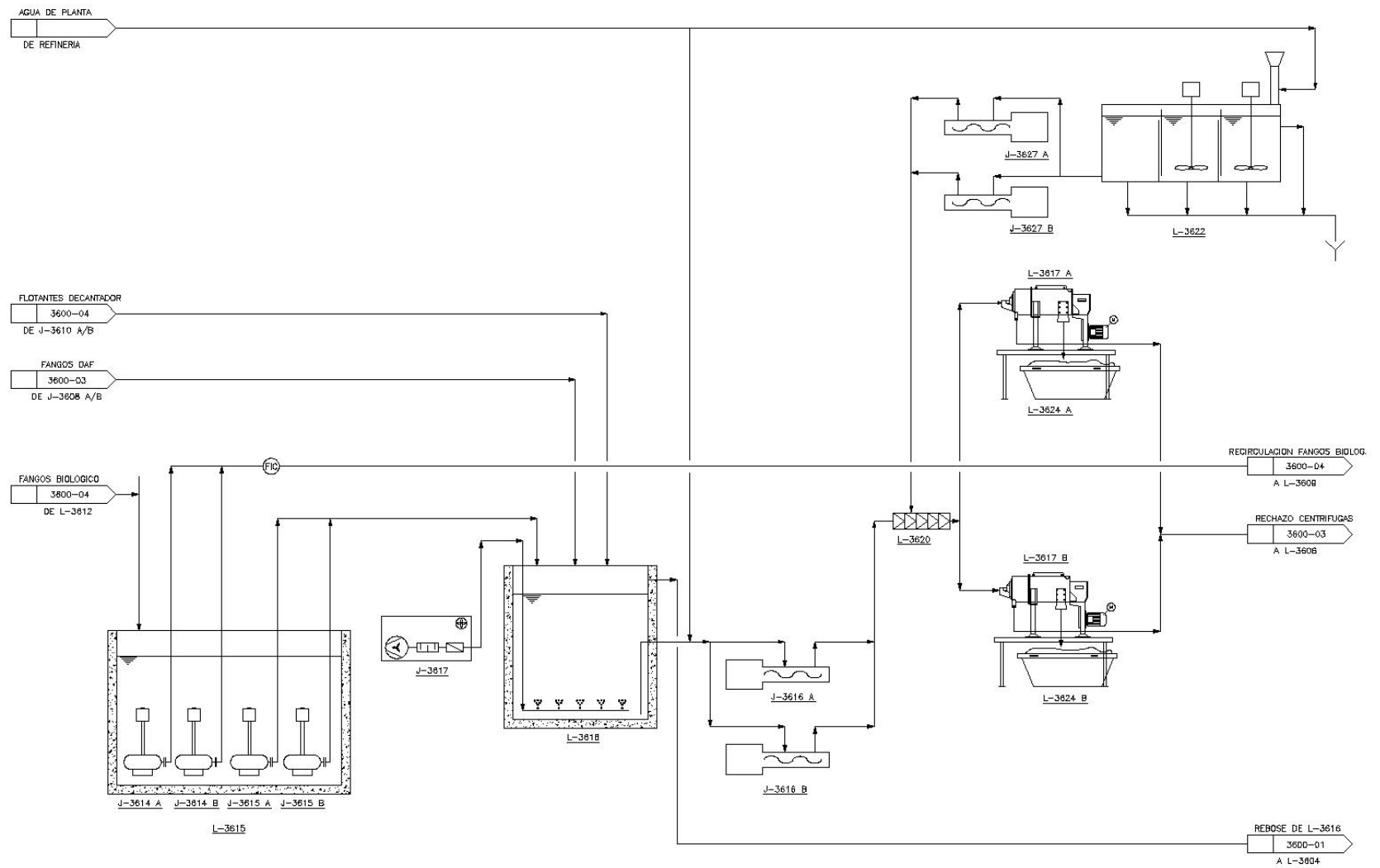


Figura 19. Diagrama de flujo 3600-05

Para la deshidratación se dispone de dos centrífugas L-3617 A/B (figura 19. diagrama de flujo 3600-05), cada una con capacidad de tratar un caudal de fangos de 6-8 [m³/h]. El aporte de fangos a la centrífuga se hará mediante bombas de tornillo helicoidal J-3616 A/B de caudal variable mediante variador mecánico de velocidad manual. El caudal unitario máximo de dichas bombas es de 8 [m³/h].

Como se aprecia en la figura 20 el fango acondicionado alimenta al equipo centrífugo en operación L-3617 A/B, a medida que ocurre la deshidratación por la tubería de alimentación (1). Después de salir de esta tubería, los lodos se distribuyen en el líquido que gira alrededor del rotor y se van acelerando poco a poco hasta conseguir la velocidad de rotación máxima. La fuerza centrífuga hace que los sólidos en suspensión se vayan depositando en la parte interior del rotor. El tornillo transportador va moviendo los sólidos hacia la zona de descarga de fangos (2), mientras el líquido clarificado sale por el extremo de mayor diámetro (3) por desbordamiento.

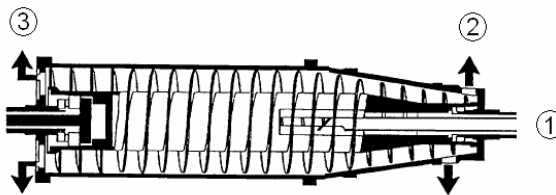


Figura 20. Diagrama de equipo centrífugo.

Los fangos deshidratados son descargados en contenedores L-3624 A/B (figura 19. diagrama de flujo 3600-05) desde donde una empresa externa se encarga del retiro y disposición final de los fangos, mientras que el agua con menor contenido de sólidos, denominada corriente de rechazo, es recirculada a la pileta de homogenización previa al tratamiento fisicoquímico L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03).

Los equipos centrífugos L-3617 A/B serán utilizados en forma alternada, y terminada la operación de deshidratación ocurre el lavado del equipo y tuberías que han intervenido en la operación. El tratamiento de deshidratación pretende conseguir una sequedad de 18 a

22% para los fangos mixtos generados en los tratamientos primarios y secundarios de la unidad de tratamiento de efluentes.

2.9. FILTRACIÓN TERCIARIA

El proceso de filtración terciaria se aplica con la finalidad de eliminar sólidos de la corriente, especialmente biológicos que pudieran haber escapado de la operación de decantación secundaria, haciéndola circular por un medio filtrante, en este caso, arena.

Para la operación se cuenta con dos filtros de arena L-3614 A/B en continuo (figura 22. diagrama de flujo 3600-06) mostrados en la figura 21, con capacidad de 62,5 [m³/h], que operan en forma paralela para tratar el caudal medio total de 125 [m³/h], el tratamiento terciario ha sido diseñado considerando la remoción de un 90% de sólidos suspendidos totales.



Figura 21. Filtros de arena L-3614.

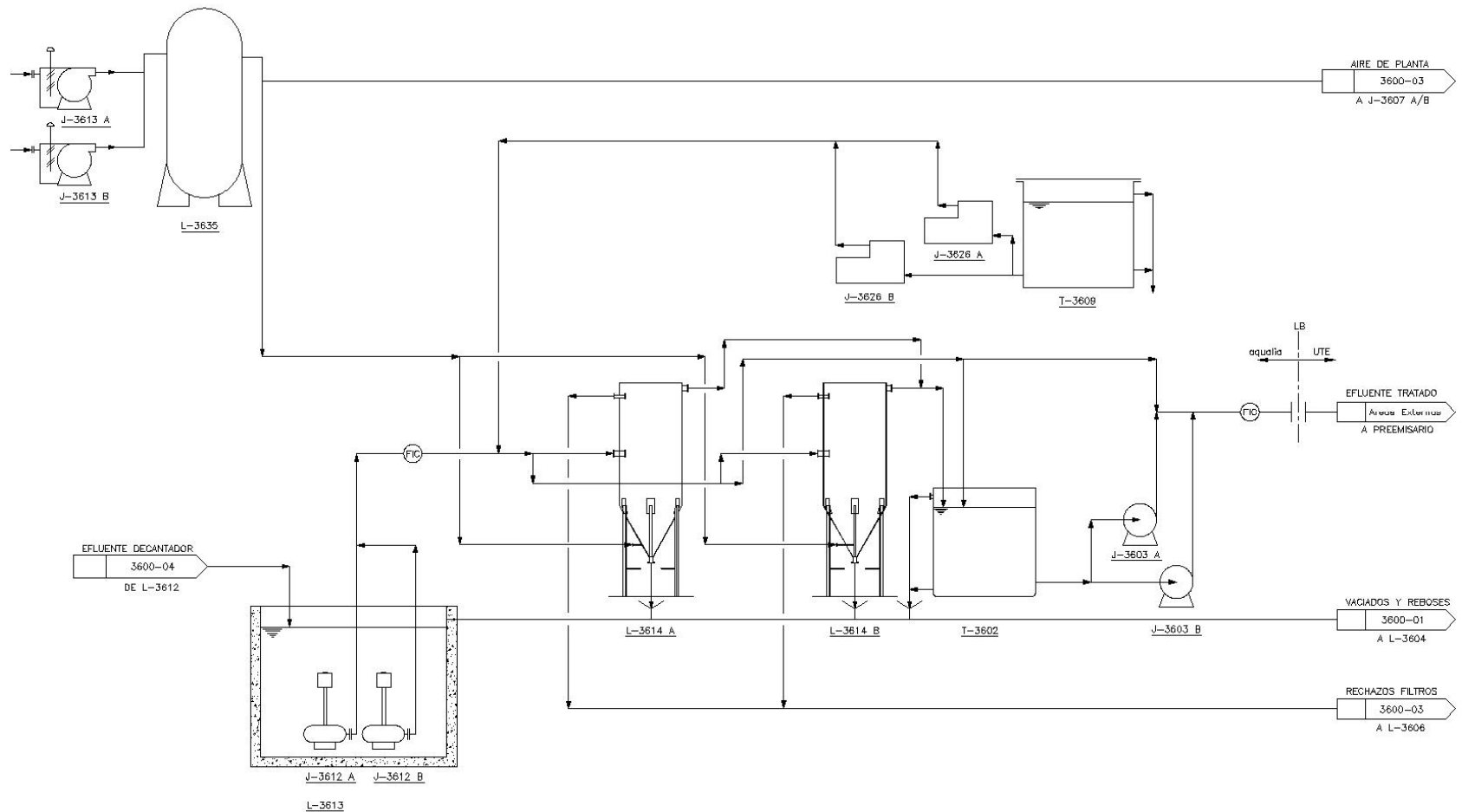


Figura 22. Diagrama de flujo 3600-06

El efluente decantado es derivado al pozo de bombeo a filtros L-3613 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06), desde el cual dos bombas sumergibles J-3612 A/B operan en forma alternada para enviar un caudal constante hacia los filtros de arena L-3614 A/B. En la línea de alimentación a los filtros, se aplica un tratamiento de desinfección para esterilizar el agua tratada y evitar la producción de lechos bacterianos en los filtros, mediante la inyección de hipoclorito de sodio desde el estanque de almacenamiento T-3609 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06).

La descripción de la operación de los filtros de arena se realiza de acuerdo a la figura 23, la alimentación a los filtros se realiza por una tubería radial (1), y otra tubería en el interior (2) conduce el agua hasta un distribuidor (3), ubicado en el lecho de arena (6), dejando las impurezas en ella. El flujo ascendente de agua es forzado a pasar a través de la arena (6), dejando las impurezas en ella. Finalmente el agua sale del filtro en la parte superior al traspasar los vertederos (5), saliendo del filtro hacia el estanque de efluente tratado T-3602 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06).

Dentro del filtro, la arena sucia es lavada continuamente extrayéndola del fondo y un sistema "air lift" utiliza aire comprimido para levantar la arena (8) llevándola hasta un lavador de arena (10). El sistema air lift utiliza aire desde el depósito de aire comprimido L-3536 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06) que acumula aire obtenido por los compresores de aire J-3613 A/B (figura 22. diagrama de flujo 3600-06).

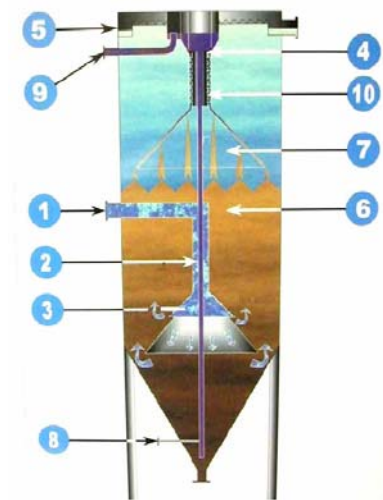


Figura 23. Esquema de funcionamiento de filtro de arena.

La arena sucia se pone en contacto con una fracción de la corriente filtrada, limpiando la arena. La arena limpia es devuelta, mediante un distribuidor de arena (7) al lecho filtrante, mientras que el agua que ha servido en el lavador es devuelta (9) como corriente de rechazo, a la pileta de homogenización previa al tratamiento fisicoquímico L-3606 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03).

Los vaciados y reboses de la pileta L-3613, filtros L-3614 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06) y el estanque de efluente tratado T-3602 son descargados por cañería enterrada a la pileta off spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01).

2.10. EFLUENTE DE PLANTA

El efluente tratado en la unidad de es descargado en el depósito de agua tratada T-3602 (figura 22. diagrama de flujo 3600-06) desde este estanque succionan las bombas J-3603 A/B enviando en forma continua el efluente hacia el emisario marino. En el depósito de agua tratada T-3602 se encuentra instalado un toma muestras automático, el cual toma muestras periódicas para el posterior análisis de los parámetros de control. Los parámetros de salida previstos para la planta se muestran a continuación en la tabla 7.

Tabla 7. Objetivos del efluente final de UTE 3600.

Variables	Valores
Aceites y Grasas	<20 [mg/L]
Fenoles	<0,5 [mg/L]
DBO ₅	<30 [mg/L]
SST	<100 [mg/L]
S ⁼	<1 [mg/L]
Hidrocarburos Totales	<10 [mg/L]
Hidrocarburos volátiles	<1 [mg/L]
CN ⁻	-
pH	6 – 9

El análisis continuo permite controlar los parámetros exigidos del efluente de salida, así como también es controlado el flujo descargado al emisario marino mediante el uso del caudalímetro FIC-36005, instalado en la tubería de descarga. Estos controles permiten discriminar la salida del efluente, contando con la posibilidad de recircular el efluente a la pileta off spec L-3604 (figura 5. diagrama de flujo 3600-01) en caso de no cumplir con la normativa para su descarga.

El cumplimiento de los parámetros de calidad del agua residual tratada en la unidad permite la descarga del efluente conforme a los límites de emisión establecidos por la normativa fuera de las instalaciones de ENAP Refinerías Aconcagua.

CAPÍTULO 3:
ANÁLISIS DE VARIABLES Y LÓGICAS DE
CONTROL

3.1. INSTRUMENTOS DE ANÁLISIS

La operación de la unidad de tratamiento de efluentes se encuentra automatizada mediante el sistema de control automático PLC (Programmable Logic Controller). El sistema de control automático PLC permite la verificación y control de; estado de bombas, motores y válvulas, visualización de medidas de los instrumentos de análisis (pH, flujo, redox, oxígeno disuelto y nivel de líquido en piletas y estanques), curvas de tendencia de los parámetros analizados, alarmas activas, e histórico de alarmas, configuración de algunos parámetros de las variables de proceso, modificación del tipo de operación, pudiendo operar en forma manual o automática.

Los instrumentos o analizadores en línea instalados en la planta son: medidor de oxígeno disuelto, medidores de flujo, medidores de pH, medidores redox y medidores de nivel. Mediante la señal emitida al PLC, se realiza la operación automática de la unidad, y se puede mantener el control de algunos parámetros operacionales. A continuación se describen estos elementos y su uso dentro de la planta.

3.1.1. MEDIDOR DE OXÍGENO DISUELTO

Un medidor de oxígeno disuelto AIC 36005 (tabla 8) se encuentra instalado en el biorreactor L-3610 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04). Mediante este instrumento se determina la concentración de oxígeno disuelto en el agua que contiene el biorreactor, y actúa sobre los sopladores de aire, para mantener la concentración de oxígeno necesaria para la actividad biológica.

Tabla 8. Instrumento medidor de oxígeno disuelto.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
AIC 36005	Biorreactor L-3610	Oxígeno disuelto	Controla la concentración de OD en el biorreactor, mediante acción sobre sopladores.

3.1.2. MEDIDOR DE CAUDAL

Los medidores de caudal, instalados en seis puntos dentro de la unidad de tratamiento de efluentes (tabla 9) indican el flujo puntual, y en algunos casos actúan como controladores de otras variables.

El caudalímetro FIT 36001 se encuentra instalado en la alimentación de las aguas aceitosas (figura 5. diagrama de flujo 3600-01). Controla las válvulas XV 36001 A/B de alimentación a cada equipo separador de aceites L-3603 A/B y los variadores de frecuencia SC 36001 de las bombas de transferencia de agua off spec J-3604 A/B.

El caudalímetro FIT 36002 se encuentra instalado en el mezclador estático L-3618, en la alimentación de aguas ácidas (figura 8. diagrama de flujo 3600-02). Controla el arranque de las bombas dosificadoras de hidróxido de sodio J-3618 A/B, peróxido de hidrógeno J-3620 A/B y dosificadoras de sulfato de cobre J-3619 A/B. El flujo de sulfato de cobre es proporcional al caudal de alimentación y es fijado en forma manual, mientras que la dosificación de hidróxido de sodio es controlada por el pHmetro AIC 3600 y la dosificación de peróxido de hidrógeno es controlada por el medidor redox AIC 36002.

El caudalímetro FIT 36003 se encuentra instalado en el mezclador estático L-3619 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), previo al tratamiento fisicoquímico. Controla el arranque de las bombas dosificadoras de coagulante J-3621 A/B, ácido sulfúrico J-3622 A/B y de floculante J-3623 A/B. La dosificación de coagulante y floculante es de regulación manual mientras que la dosificación de ácido sulfúrico es controlada por el pHmetro AIC 36003.

El caudalímetro FIT 36006, instalado en la descarga de las bombas de recirculación de fangos biológicos J-3614 A/B (figura 19. diagrama de flujo 3600-05), actúa sobre los variadores de frecuencia SC 36006 A/B de las bombas de recirculación de fangos J-3614 A/B para mantener el caudal constante y proporcional al alimentado al tratamiento biológico medido en el caudalímetro FIT 36003 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03).

El caudalímetro FIT 36004, instalado en la tubería de alimentación a los filtros de arena L-3614 A/B (figura 22. diagrama de flujo 3600-06). Controla el arranque de las bombas J-3626 A/B dosificadoras de hipoclorito de sodio, y los variadores de frecuencia SC 36005 A/B de las bombas de transferencia J-3612 A/B hacia los filtros de arena L-3514 A/B.

El caudalímetro FIT 36005, instalado en la tubería de descarga de las bombas de transferencia al emisario marino J-3603 A/B (figura 22. diagrama de flujo 3600-06), actúa como indicador del caudal de salida.

Tabla 9. Instrumentos medidores de flujo.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
FIT 36001	Alimentación de aguas aceitosas	Flujo	Controla las válvulas de alimentación de los separadores de aceites L-3603 A/B, y el flujo desde la pileta off spec L-3604.
FIT 36002	Alimentación de aguas ácidas	Flujo	Controla el arranque y detención de bombas dosificadoras de hidróxido de sodio J-3618 A/B, peróxido de hidrógeno J-3620 A/B y sulfato de cobre J-3619 A/B.
FIT 36003	Previo al tratamiento fisicoquímico	Flujo	Controla el arranque y detención de las bombas dosificadoras de ácido sulfúrico J-3622 A/B, coagulante J-3621 A/B y floculante J-3623 A/B.
FIT 36004	Filtros de Arena	Flujo	Controla el flujo de alimentación a los filtros L-3614 A/B, y arranque y detención de las bombas dosificadoras de hipoclorito de sodio J-3626 A/B.
FIT 36005	Descarga del Efluente	Flujo	Indicador del flujo de salida de la Unidad de Tratamiento de Efluente
FIT 36006	Recirculación de Fangos Biológicos	Flujo	Controla los variadores de frecuencia SC 36006 A/B de las bombas J-3614 A/B de recirculación de fangos activos con relación al FIT 36003.

3.1.3. MEDIDOR DE pH

Se encuentran en la unidad de tratamiento de efluentes, dos analizadores de pH (tabla 10) mediante los cuales se regula el pH de la corriente durante su tratamiento.

El pHmetro AIC 36001, instalado en el mezclador estático L-3618 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02), indica el pH de la corriente de alimentación de aguas ácidas, y actúa sobre las bombas J-3618 A/B dosificadoras de hidróxido de sodio. El pH requerido para el tratamiento de cianuros es ingresado como set point en el PLC, y la dosificación fluctuará sobre este valor.

El pHmetro, AIC 36003, instalado en el mezclador estático L-3619 (figura 9. diagrama de flujo 3600-03), previo al tratamiento fisicoquímico, indica el pH de la corriente de alimentación a éste tratamiento, y actúa las bombas J-3622 A/B dosificadoras de ácido sulfúrico. La neutralización de la corriente es realizada en esta etapa, ingresando el pH requerido como set point en el PLC.

Tabla 10. Instrumentos medidores de pH.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
AIC 36001	Tratamiento de cianuros	pH	Controla dosificación de hidróxido de sodio.
AIC 36003	Tratamiento fisicoquímico	pH	Controla ella dosificación de ácido sulfúrico.

3.1.4. MEDIDOR REDOX

Se encuentran instalados dos medidores del potencial redox (tabla 11) en la unidad de tratamiento de efluentes, mediante los cuales se verifica el potencial redox de la solución, en el tratamiento de cianuros y en el tratamiento biológico.

El medidor de Redox AIC 36002, instalado en la pileta reactor de cianuros L-3605 (figura 8. diagrama de flujo 3600-02), mide el potencial de oxidación en la pileta reactor L-3605. La señal del medidor de Redox actúa sobre las bombas dosificadoras J-3620 A/B de peróxido de hidrógeno, agente oxidante en el tratamiento de eliminación de cianuros, con un rango de medición que varía entre -200 a +200 [mV].

El medidor de redox AIC 36004, instalado en el selector aerobio L-3609 (figura 13. diagrama de flujo 3600-04) del tratamiento biológico, es únicamente indicador del estado de las reacciones de oxido-reducción biológicas, con un rango de medición que varía entre -200 a +200 [mV].

Tabla 11. Instrumentos medidores de redox.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
AIC 36002	Tratamiento de cianuros	Reacciones de oxido reducción	Controla la dosificación de peróxido de hidrógeno.
AIC 36004	Tratamiento biológico	Reacciones de oxido reducción	Indicador del estado de las reacciones de biológicas

3.1.5. MEDIDOR DE NIVEL

Los sensores de nivel (mostrados en las tablas 12, 13, 14, 15, 16 y 17) se utilizan para verificar el nivel de líquido en todos los estanques y piletas. La señal emitida de los sensores de nivel permite la visualización y control de los niveles de líquido y volúmenes almacenados, activar las señales de alarma en caso de exceder los niveles de seguridad, y el arranque y detención de bombas asociadas a cada equipo.

Tabla 12. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de aguas aceitosas.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36001	Pileta off spec L-3604	Nivel	Controla arranque y detención de las bombas J-3604 A/B dentro de la pileta.
LAH 36002	Estanque de Aceites L-3628	Nivel	Controla arranque y detención de las bombas J-3605 A/B hacia Slop Oil, en áreas externas.
LAH 36020 A/B	Separador de aceites L-3603 A/B	Nivel	Activa alarma y señal luminosa cuando el nivel de acumulación de fangos alcanza el nivel de seguridad.

Tabla 13. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de cianuros.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36003	Estanque de hidróxido de sodio T-3603	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo, y detiene bombas dosificadoras J-3618 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36004	Estanque de preparación y almacenamiento de sulfato de cobre T-3623	Nivel	Controla la válvula de alimentación de agua de planta SV 36002 para la preparación de catalizador. Controla el arranque y detención del agitador L-3630 y detiene bombas dosificadoras J-3619 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36005	Estanque de peróxido de hidrógeno T-3604	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3620 A/B para protección por bajo nivel.

Tabla 14. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de homogenización y fcco.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36006	Pileta de homogenización L-3606	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3606 A/B para envío de flujo hacia tratamiento Fco-Qco.
LAH 36007	Estanque de coagulante T-3605	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3621 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36008	Estanque de ácido sulfúrico T-3606	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3622 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36009	Equipo preparación de polielectrolito L-3621	Nivel	Controla válvula SV 36005 de agua de planta para la preparación de floculante. Controla el arranque y detención del agitador L-3633 y detiene bombas dosificadoras J-3623 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36018	Estanque de fangos primarios T-3610	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3608 A/B de transferencia de fangos hacia tratamiento de fangos.

Tabla 15. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento biológico.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36010	Pileta de homogenización L-3608	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3609 A/B para el envío de flujo hacia tratamiento biológico.
LAH 36011	Estanque de urea T-3607	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3624 A/B para protección por bajo nivel.
LAH 36012	Estanque de fosfato diamónico T-3608	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3625 A/B para protección por bajo nivel.

Tabla 16. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento de fangos.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36016	Depósito de fangos activos L-3615	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3614 A/B de recirculación y J-3615 A/B de transferencia hacia tratamiento de fangos.
LAH 36017	Pileta de Fangos a deshidratar L-3616	Nivel	Controla el arranque y detención de las bombas J-3610 A/B desde pileta de flotantes del decantador y J-3615 A/B desde el depósito de fangos activos.
LAH 36019	Estanque de flotantes decantador L-3611	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3610 A/B de transferencia hacia el tratamiento de fangos.

Tabla 17. Instrumentos medidores de nivel en tratamiento terciario.

TAG	Ubicación	Variable	Controla
LAH 36013	Estanque a filtros L-3613	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3612 A/B de envío hacia filtración terciaria.
LAH 36014	Estanque de efluente tratado T-3602	Nivel	Controla arranque y detención de bombas J-3603 A/B de envío del efluente tratado hacia emisario marino.
LAH 36015	Estanque de hipoclorito de sodio T-3609	Nivel	Activa alarma y señal luminosa para inicio y detención de llenado de estanque con reactivo y detiene bombas dosificadoras J-3626 A/B para protección por bajo nivel.

3.2. VARIABLES DE PROCESO

La unidad de tratamiento de efluentes integra una serie de operaciones, configuradas para alcanzar alto rendimiento en la reducción de los diversos parámetros limitados por las normas de emisión asociada a la descarga de los residuos industriales líquidos. Las variables de proceso permiten modificar las condiciones operacionales de la unidad para que el proceso opere en nivel óptimo.

Las variables de proceso descritas a continuación son aquellas que pueden ser modificadas de manera manual o automática durante la operación de la planta y consecuentemente, son aquellas que deben ser controladas para mantener la operación en nivel óptimo.

3.2.1. RECUPERACIÓN DE ACEITES

En esta etapa se realiza la separación y recuperación de aceites e hidrocarburos presentes en la corriente de aguas aceitosas, mediante el uso de dos equipos separadores de aceites L-3603 A/B, dispuestos para este propósito. Se considera además en esta etapa

la pileta off spec L-3604 (fuera de especificación), dispuesta para amortiguar posibles variaciones en el caudal de alimentación, recibir los vaciados y reboses, y todas las corrientes internas que se encuentren fuera de especificación dentro de la Unidad de Tratamiento.

- FLUJO. La alimentación a las unidades de separación L-3603 A/B, se encuentra restringida a un caudal máximo de 90 [m³/h] y puede estar compuesta por corriente fresca (provenientes del Complejo Coker), por aguas provenientes de la pileta off spec L-3604, o bien, la mezcla de ambas. La alimentación y distribución del caudal es controlado por el medidor de flujo FIC 36001 instalado en la tubería de alimentación, como se muestra en la figura 24.

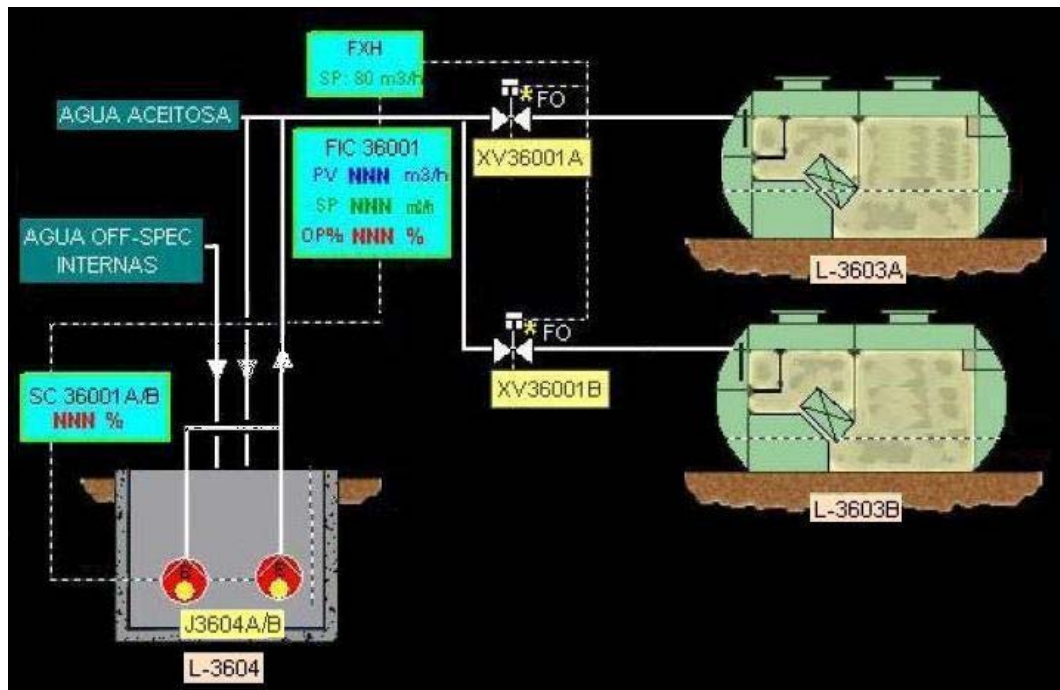


Figura 24. Medidor de flujo en el área de separadores de aceites.

Según la señal medida en la alimentación (PV), y el valor del set point (SP) ingresado en el PLC, el medidor de flujo FIC 36001 controla mediante los variadores de frecuencia SC 36001 A/B de las bombas J-3604 A/B el caudal enviado desde la pileta off spec L-3604 hacia los separadores L-3603 A/B, y controla la distribución mediante la acción en las válvulas de alimentación XV 36001 A/B.

El diseño del tratamiento indica que durante su operación normal solo uno de los equipos separadores L-3603 A/B se mantiene en funcionamiento, conservándose el otro en reserva. Cuando la señal del medidor de flujo indique un valor de operación mayor al del set point (SP), se abrirían ambas válvulas de alimentación XV 36001A y XV 36001B, operando los dos equipos en paralelo.

- NIVEL DE FANGOS Y ARENAS. El tratamiento en el equipo separador produce por medios físicos, por una parte la decantación de fangos y arenas y por otro lado, la separación de los aceites.

Los fangos y arenas son decantados y se acumulan en el fondo del equipo separador de aceites L-3603 A/B en operación, y para controlar el nivel de acumulación se encuentra instalado un medidor de nivel LAH 36020 A/B en el interior de cada equipo, como se muestra en la figura 25.

Cuando los fangos sedimentados alcanzan el nivel de seguridad predeterminado de acumulación, se cierra la válvula de alimentación XV 36001 A/B del equipo correspondiente, para su protección y se enciende una alarma sonora y visual para la evacuación manual de los fangos.

- NIVEL DE INTERFASE. La recuperación de los aceites, que por diferencia de densidades se hallan en la superficie del nivel de líquido, se realiza mediante un skimmer de regulación manual (figura 25). El skimmer recoge el líquido de la superficie, según la altura en que se encuentra instalado, si se halla por debajo de la interfase agua/aceite será descargada una solución con alto contenido de agua, por el contrario, si quedara por sobre el nivel de la interfase, recoge menor contenido de agua, pero con el consiguiente riesgo de escape de aceites.

En los equipos separadores de aceites existe el riesgo del escape de aceites durante su operación si sucediera que el skimmer quedara por sobre el nivel de interfase agua/hidrocarburos.

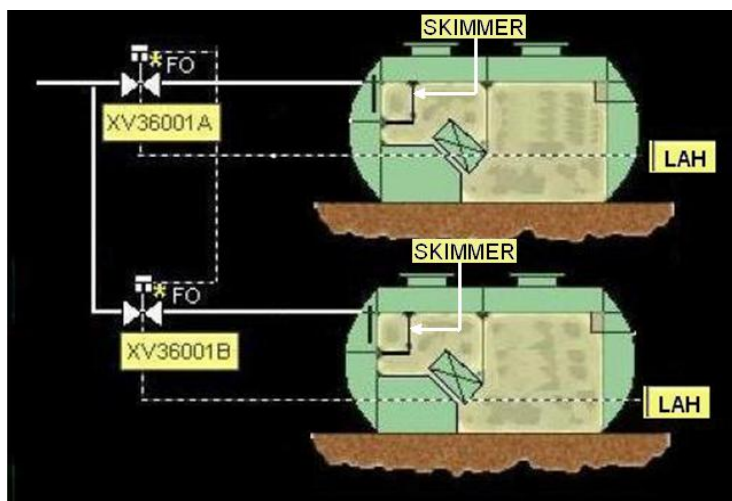


Figura 25. Medidor de nivel de acumulacion de fangos.

En resumen, las variables en el área de tratamiento de aguas con aceite se muestran en la tabla 18, y el estado de control de la variable correspondiente.

Tabla 18. Control de variables en tratamiento de aguas aceitosas.

Variable	Estado de la variable
Flujo	Variable medida y controlada por medidor de flujo FIC 36001
Nivel de fangos y arenas	Nivel de acumulación medido por sensor y activa alarma LAH 36020 para evacuación manual.
Nivel de Interfase	Variable controlada por manipulación de nivel de skimmer.

3.2.2. TRATAMIENTO DE CIANUROS

El tratamiento consiste en la oxidación de los cianuros mediante la adición de peróxido de hidrógeno como agente oxidante, en un medio alcalino y catalizado con sulfato de cobre. El tiempo de retención hidráulico en la pileta reactor L-3605 para un flujo medio de alimentación determina un tiempo de reacción medio de tres horas, adecuado para la reducción de la concentración de cianuros a niveles permisibles para las siguientes etapas de tratamiento y su descarga a áreas externas.

- FLUJO. El caudal de alimentación de aguas ácidas determina la adición de catalizador (sulfato de cobre) y el tiempo de retención hidráulico durante el cual se producen las reacciones de oxido-reducción. Esta variable se controla mediante el medidor de flujo FIC 36002 instalado en el mezclador estático L-3619 en la alimentación, como se muestra en la figura 26.

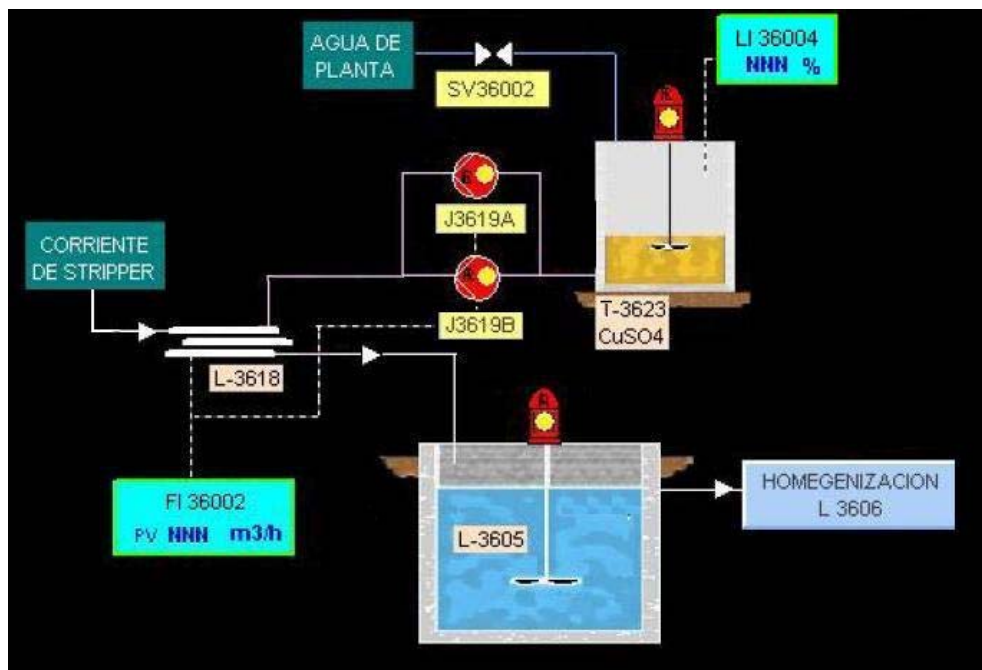


Figura 26. Medidor de flujo en área de tratamiento de cianuros.

Durante el tratamiento de cianuros el flujo de alimentación se mantiene constante, para el cual se debe determinar previamente el caudal de la solución de sulfato de cobre que debe adicionarse para que éste actúe como catalizador.

El caudal de sulfato de cobre se calcula para que la concentración de catalizador en la pileta reactor sea de 250 [mg/L], considerando la dilución del producto y el flujo de alimentación. Las bombas dosificadoras J-3619 A/B de este producto, se regulan mediante un comando manual que restringe el caudal nominal para que dosifique el caudal requerido.

El medidor de flujo FIC 36002 al detectar flujo en la tubería de alimentación al tratamiento de cianuros, tiene la función de arrancar las bombas J-3619 A/B para la dosificación del catalizador en el mezclador estático L-3618, para descargar seguidamente en la pileta reactor L-3605, donde ocurrirá la reacción (figura 26).

- **FLUJO DE CATALIZADOR.** El caudal dosificado de sulfato de cobre debe ser previamente determinado para el caudal medio a tratar de aguas ácidas, para alcanzar una concentración de 250 [mg/L] de catalizador en la pileta reactor L-3605. Una vez determinado la dosificación con la cual se operará, el caudal de la bomba dosificadora se limita mediante un comando de regulación manual, y la partida se ejecuta por la señal del medidor de flujo FIC 36002.

La preparación del catalizador se realiza a partir de sulfato de cobre sólido disuelto con agua de planta y agitación, en el estanque T-3623 (ver figura 26). La preparación se controla mediante el medidor de nivel LI 36004, al detectar nivel de líquido menor del nivel mínimo, actúa sobre la válvula de alimentación de agua de planta SV 36002, permitiendo la entrada del agua. Cuando el nivel de líquido supera el nivel superior, la señal del medidor de nivel LI 36004 cierra la válvula de alimentación de agua de planta SV 36002, terminando la preparación del catalizador. El medidor de nivel controla además, la partida y detención del agitador vertical en el estanque de preparación y almacenamiento de sulfato de cobre.

- **TIEMPO DE REACCIÓN.** El tiempo de reacción es una variable que determina el rendimiento del tratamiento. El tiempo de reacción esta dado por la división entre el volumen de la pileta reactor y el flujo de alimentación. Esta variable queda determinada, por lo tanto, por el flujo de alimentación. Para un flujo medio de alimentación de aguas ácidas de 15 [m³/h], el tiempo de reacción es de 3 [h], suficiente para alcanzar rendimientos sobre el 80% en la oxidación de cianuros.
- **pH.** El tratamiento de oxidación de cianuros se ve favorecida en un medio alcalino, por ésta razón el pH es regulado mediante la adición de hidróxido de sodio en el mezclador estático L-3618.

La dosificación de hidróxido de sodio se controla mediante el pHmetro AIC 36001 (figura 27), instalado en el mezclador estático L-3618, el cual mide el pH de la corriente de alimentación (PV) y actúa sobre las bombas dosificadoras J-3618 A/B, dosificando producto hasta alcanzar el valor del set point (SP) ingresado en el PLC.

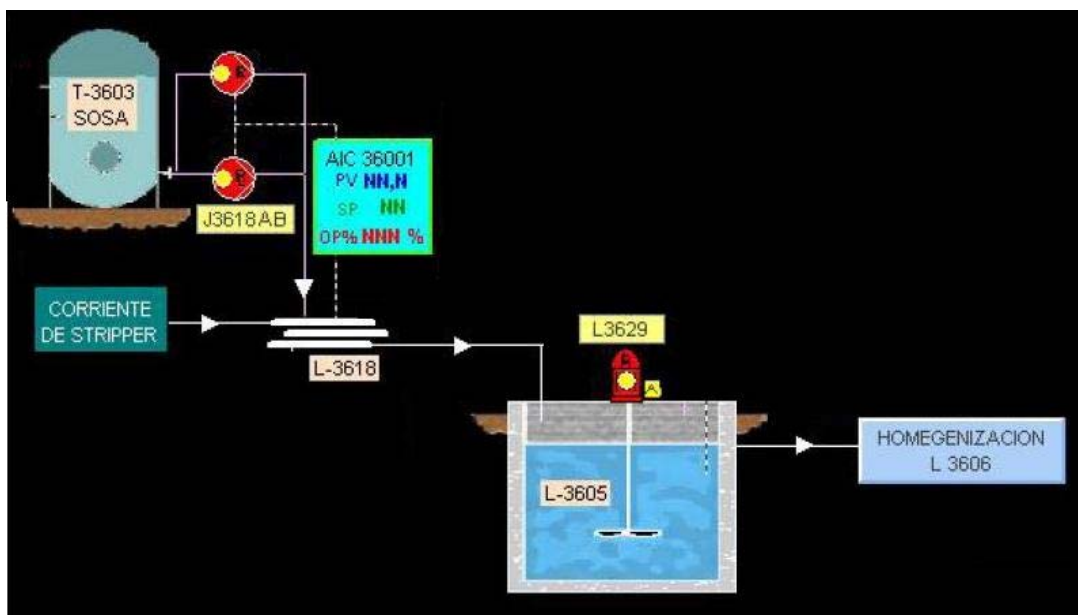


Figura 27. Medidor de pH en área de tratamiento de cianuros.

- FLUJO DE AGENTE OXIDANTE. La dosificación de peróxido de hidrógeno, como agente oxidante para la reacción de oxido-reducción, está regulada por el medidor redox AIC 36002 instalado en la pileta reactor como se muestra en la figura 28.

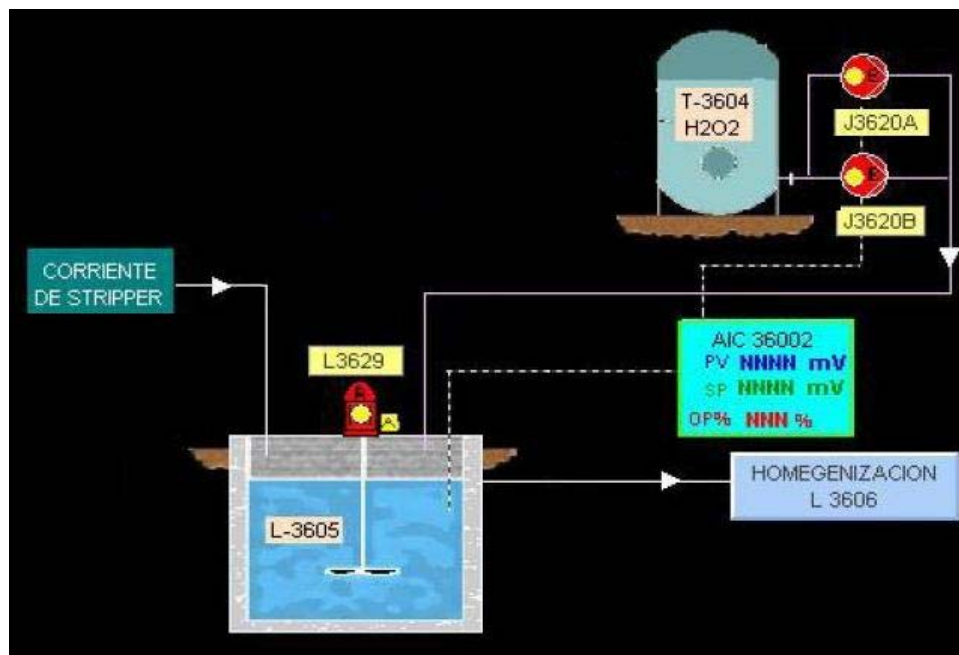


Figura 28. Medidor redox en área de tratamiento de cianuros.

El medidor redox AIC 36002 indica el potencial electroquímico (PV) en la pileta reactor L-3605, y comanda sobre las bombas dosificadoras de peróxido de hidrógeno J-3620 A/B, dosificando producto hasta alcanzar el valor del set point (SP) ingresado en el PLC.

Las variables operacionales intervenidas en el área de tratamiento de cianuros se muestran en la tabla 19, a continuación:

Tabla 19. Control de variables en tratamiento de cianuros.

Variable	Estado de la variable
Flujo de alimentación	Variable medida y controlada por el medidor de flujo FIC 36002.
Flujo de catalizador	Proporcional al caudal de alimentación medido por FIC 36002.
Tiempo de reacción	Variable determinada por el flujo de alimentación.
pH	Controlado por el pHmetro AIC 36001 mediante la adición de hidróxido de sodio.
Flujo de agente oxidante	Variable controlada por el medidor redox 36002.

3.2.3. HOMOGENIZACIÓN Y TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO.

La mezcla de las corrientes se realiza en la pileta de homogenización L-3606 mediante la acción de dos agitadores sumergibles. Desde esta pileta se bombea hacia el equipo DAF L-3607, donde se realizan en forma consecutiva el tratamiento de neutralización, coagulación-floculación y flotación con aire disuelto, luego de los cuales se obtiene una corriente de fangos primarios, que en conjunto con los fangos secundarios recibirán un tratamiento de deshidratación, y una corriente, con menor concentración de sólidos suspendidos y sedimentables, que prosigue hacia el tratamiento biológico.

- FLUJO. El caudal de alimentación determina la cantidad de reactivos para el tratamiento de coagulación-floculación, y el tiempo de retención hidráulico para la operación. Esta variable es controlada por la acción del medidor de flujo FIC 36003 mostrado en la figura 29.

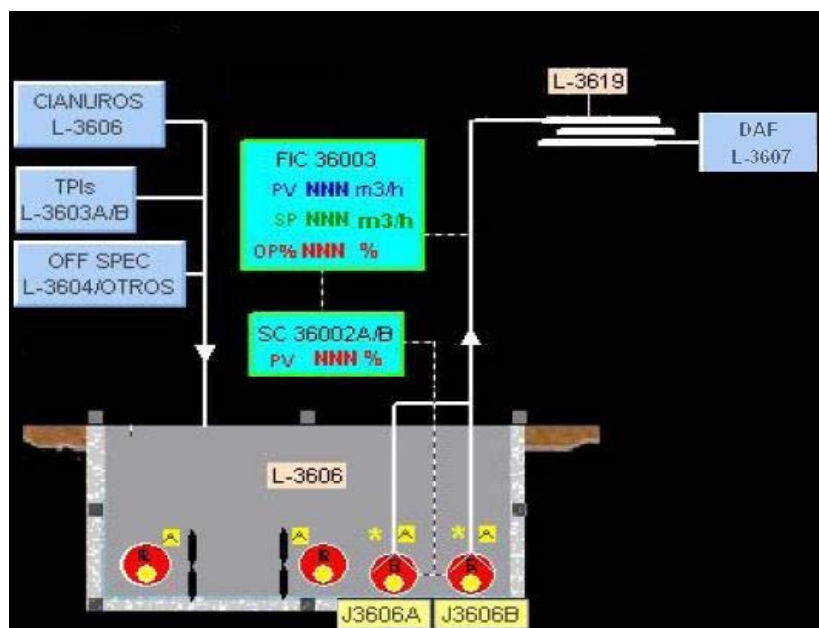


Figura 29. Medidor de flujo en área de homogenización y fisicoquímico.

Mediante pruebas preliminares se ha determinado la dosificación de coagulante y floculante al tratamiento, para un caudal de alimentación constante. El medidor de flujo FIC 36003 tiene como función el mantener el caudal de alimentación constante, desde la pileta de homogenización L-3606 hacia el tratamiento fisicoquímico, y el arranque de las bombas dosificadoras de coagulante y floculante.

La señal del medidor de flujo FIC 36003 comanda sobre los variadores de frecuencia SC 36002 A/B de las bombas sumergibles J-3606 A/B en la pileta de homogenización (L-3606), para enviar caudal constante según el valor del set point (SP) ingresado en el PLC, y arranca las bombas dosificadoras J-3621 A/B y J-3623 A/B de coagulante y floculante, respectivamente.

La señal del medidor de flujo FIC 36003 interviene además en la recirculación de fangos activos en el tratamiento biológico, ya que el flujo de las bombas de recirculación esta determinado por el flujo de alimentación al tratamiento biológico medido por el medidor de flujo FIC 36003, que a su vez esta relacionado con el medidor de flujo FIC 36006 instalado en la tubería de descarga de las bombas de recirculación.

- FLUJO DE COAGULANTE Y FLOCULANTE. Se adicionan en el mezclador estático L-3619, coagulante, floculante y ácido sulfúrico. La cantidad de coagulante y floculante se determina previamente mediante un análisis o test de jarras, para un flujo constante desde la pileta de homogenización L-3606.

Durante la operación, la dosificación de los reactivos puede ser ajustada de forma manual, en un rango de 0 a 100% del caudal nominal de las bombas dosificadoras. El arranque y detención de las bombas dosificadoras de coagulante y floculante se realiza por la acción del medidor de flujo FIC 36003.

- TEMPERATURA. La temperatura influye en los tiempos de reacción, siendo ésta inversamente proporcional al tiempo de reacción, al aumentar la temperatura disminuye el volumen necesario para el tratamiento. En el tratamiento de coagulación-floculación, la temperatura tiene efecto en la formación de los flóculos, determinando el tamaño de la partícula para un tiempo de retención dado, y por lo tanto, tiene efecto en la eficiencia del tratamiento.

La variable temperatura, en la corriente de alimentación al tratamiento de coagulación-floculación, es medida en el mezclador estático L-3619, pero no puede ser modificada durante la operación, pero esto no implicaría inconvenientes al encontrarse los equipos expuestos a la temperatura ambiente.

- pH. En las operaciones de coagulación-floculación y flotación con aire disuelto, el pH determina las características superficiales de los sólidos en suspensión, como consecuencia, la eficiencia de éstos tratamientos. El pH además es determinante en la posterior operación biológica, por este motivo se realiza en esta etapa la neutralización de la corriente.

Para regular el pH de la corriente, en el mezclador estático L-3619 se adiciona ácido sulfúrico controlado por la señal del pHmetro AIC 36003 mostrado en la figura 30, el cual actúa en las bombas dosificadoras de ácido sulfúrico J-3622 A/B hasta alcanzar el valor de set point (SP) ingresado en el PLC.

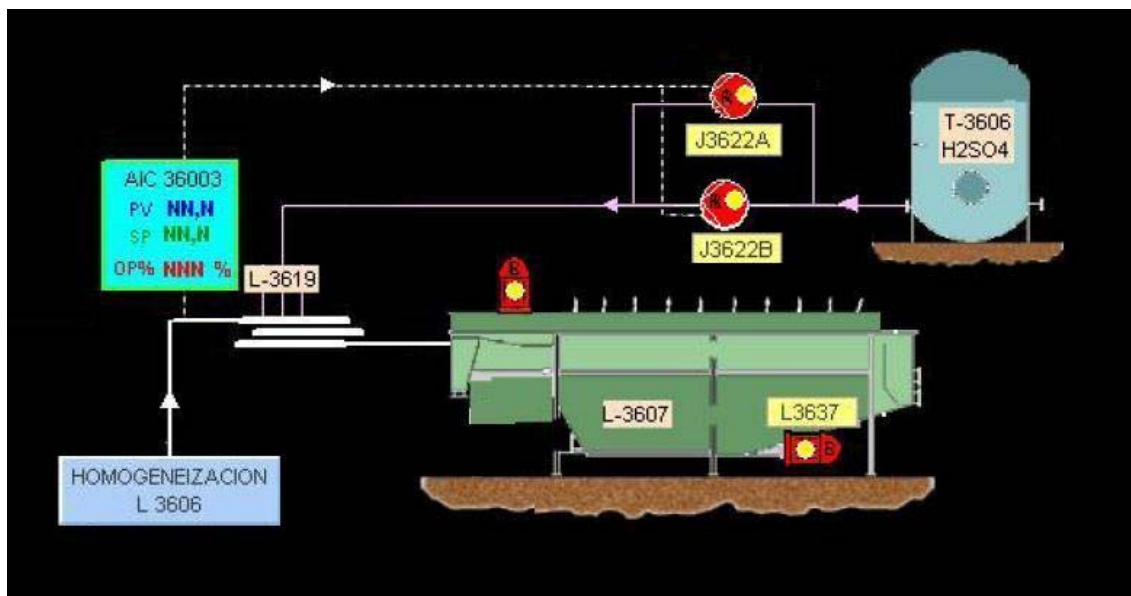


Figura 30. Medidor de pH en área de homogeneización y fisicoquímico.

- **FLUJO DE FANGOS PRIMARIOS.** La recuperación de fangos se realiza mediante el desnatador L- 3636 y el tornillo sin fin L-3637 (figura 31) ubicados en el equipo DAF L-3607. La recuperación de los fangos primarios, flotados en el DAF, en cuanto a su caudal y concentración, va a estar determinada por la velocidad con la que el desnatador avance. Cuando la velocidad sea mayor, el flujo de fangos es mayor y estos se encuentran más diluidos, análogamente, con una menor velocidad del desnatador, el flujo de fangos será menor y más concentrado. Los fangos decantados son empujados mediante la acción de un tornillo sin fin, el cual va empujando los fangos en el fondo.

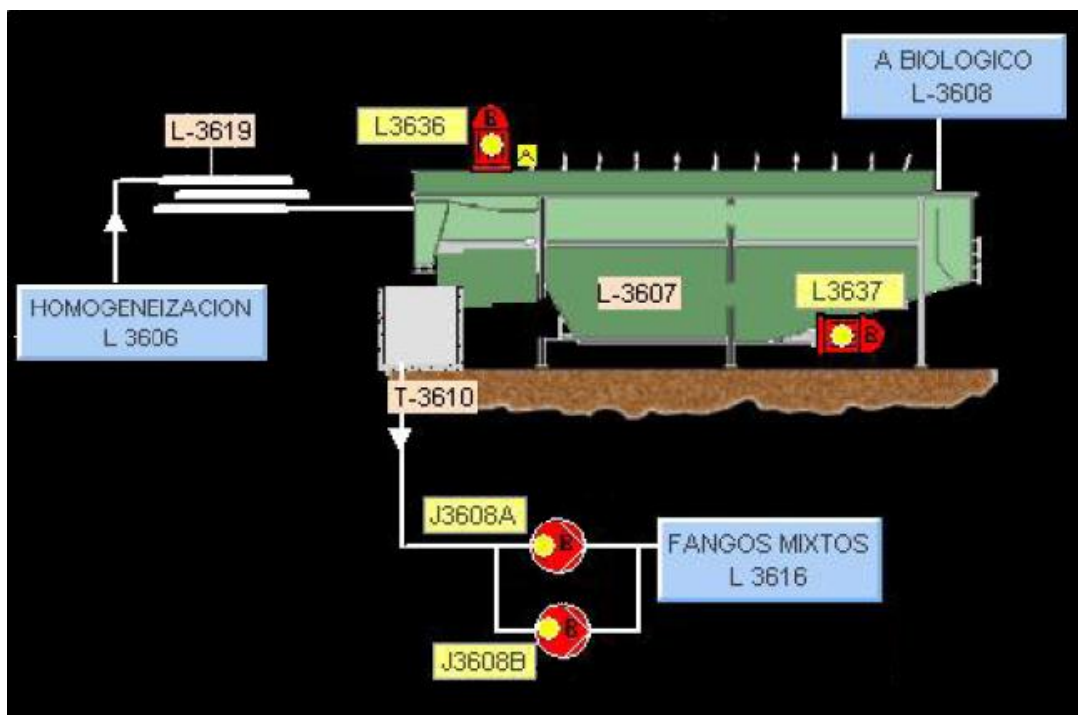


Figura 31. Recuperación de fangos primarios.

La homogenización tiene como finalidad amortiguar las variaciones de los riles, principalmente en cuanto a flujo y carga contaminante. Por lo tanto, los siguientes tratamientos están diseñados para operar con flujo constante, y con una carga contaminante inferior a los niveles que pudieran interferir en el proceso.

La neutralización es necesaria, pues la corriente homogenizada puede presentar un pH ligeramente básico, debido al efecto del tratamiento de cianuros en la etapa anterior. El control de pH en esta etapa es de suma importancia debido a la influencia que ejerce en los tratamientos de coagulación-floculación, y principalmente en el tratamiento biológico.

Los tratamientos de coagulación-floculación y flotación con aire disuelto, permiten disminuir de manera eficiente la concentración de sólidos suspendidos y sólidos sedimentables.

En conjunto, las operaciones fisicoquímicas aplicadas permiten la obtención de una corriente constante y estable que permita proseguir con el tratamiento del RIL, teniendo gran consideración en el cumplimiento de los parámetros necesarios para el tratamiento biológico

y, especialmente, para la descarga a áreas externas. Las variables abordadas en el área de homogenización y tratamiento fisicoquímico, son resumidas en la tabla 20, y su estado de control.

Tabla 20. Control de variables en homogenización y tratamiento fcco.

Variable	Estado de la variable
Flujo	Variable medida y controlada por el medidor de flujo FIC 36003.
Flujo de coagulante y floculante	Variable predeterminada se ajusta mediante comando de regulación manual de las bombas dosificadoras.
pH	Variable medida y controlada por pHmetro AIC 36003 mediante la adición de ácido sulfúrico.
Temperatura	Variable medida AIC 36003, no intervenida.
Flujo de fangos primarios	Variable determinada por la acción del desnatador L- 3636 y el tornillo sin fin L-3637.

3.2.4. TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario o biológico, clasificado como fangos activos de mezcla completa con aireación prolongada, tiene la capacidad de descomponer y estabilizar la materia orgánica biológicamente oxidable presente en las aguas residuales. Integran el tratamiento biológico, las operaciones de homogenización, para equilibrar las condiciones de alimentación, el tratamiento de fangos activos y la decantación secundaria, para la separación y recuperación de los fangos biológicos.

- FLUJO. El flujo de alimentación en la etapa biológica determina el tiempo de retención hidráulico en el sistema, y por lo tanto, el tiempo que se mantiene en contacto directo la materia orgánica biológicamente degradable con los microorganismos encargados de su degradación. Por lo tanto, el flujo de alimentación esta determinado por la concentración de microorganismos disponibles en el

biorreactor, y la concentración de materia orgánica que debe ser digerida en las aguas residuales.

Para determinar el caudal que debe alimentarse diariamente al sistema, se consideran los análisis de demanda biológica de oxígeno (DBO_5) o demanda química de oxígeno (DQO), presente en la corriente de alimentación y la concentración de microorganismos (MVLSS) en el biorreactor, disponible para su degradación. Ambos parámetros son obtenidos mediante análisis de laboratorio y se relacionan mediante el factor denominado carga másica (F/M), con un rango de operación normal entre 0,25 y 0,5, para el proceso de fangos activos.

El flujo de alimentación se fija en la etapa previa, ingresando el valor de operación en el PLC, controlado por el medidor de flujo FIC 36003 (figura 29) instalado en el mezclador estático L-3619, previo al equipo DAF L-3607.

- **DOSIS DE NUTRIENTES.** La adición de nitrógeno y fósforo, necesaria para la actividad biológica, se realiza en función de los análisis realizados en el laboratorio diariamente de materia orgánica (DQO), nitrógeno (N) y fósforo (P), contenidos en la corriente de alimentación. Los nutrientes, adicionados en forma de urea, que aporta un 46% de nitrógeno, y fosfato diamónico, con un aporte de 46% de fósforo y un 16% de nitrógeno, son determinados para alcanzar la proporción DQO: N: P = 150: 5: 1 en el biorreactor.

La dosificación de ambos productos, urea y fosfato diamónico, se realiza en forma automática, fijando el caudal horario de las bombas dosificadoras en forma diaria, de acuerdo a los análisis.

- **TEMPERATURA.** La temperatura tiene efectos sobre la actividad de los microorganismos, para un sistema de tratamiento de fangos activos las temperaturas óptimas de operación se deben encontrar entre los 25 a 35 °C. La temperatura además tiene efecto sobre la solubilidad del oxígeno disuelto, necesario para las reacciones aerobias, disminuyendo su solubilidad conforme aumenta la temperatura.

La temperatura es analizada en el biorreactor mediante el instrumento AIC 36004, pero solo se realiza la inspección de su valor. No sería necesaria una medida correctiva, ya que las operaciones se realizan en piletas abiertas donde se regularía la temperatura.

- **RAZÓN DE RECIRCULACIÓN DE FANGOS ACTIVOS.** La recirculación de fangos es determinante para mantener la concentración necesaria de microorganismos en el biorreactor, y por lo tanto tiene efectos directos sobre el rendimiento de la operación biológica.

La recirculación de fangos, como se muestra en la figura 32, queda determinada por el caudal de alimentación al tratamiento biológico (igual al caudal de alimentación al DAF). El flujo de alimentación es controlado por la señal del medidor de flujo FIC 36003 instalado en el mezclador estático L-3619 previo al equipo DAF L-3607. Este caudal de alimentación se relaciona (mediante la señal percibida en el medidor de flujo) con el medidor de flujo de fangos activos FIC 36006 instalado en la tubería de recirculación de fangos, mediante un factor ingresado en el PLC el cual puede variar entre 0,5 y 2.

El factor de recirculación de fangos es multiplicado por el flujo de alimentación al tratamiento biológico, y el resultado es el flujo de fangos recirculados. El factor con el cual se opera es normalmente 1, es decir, el flujo de recirculación de fangos es igual al flujo que es alimentado al tratamiento biológico.

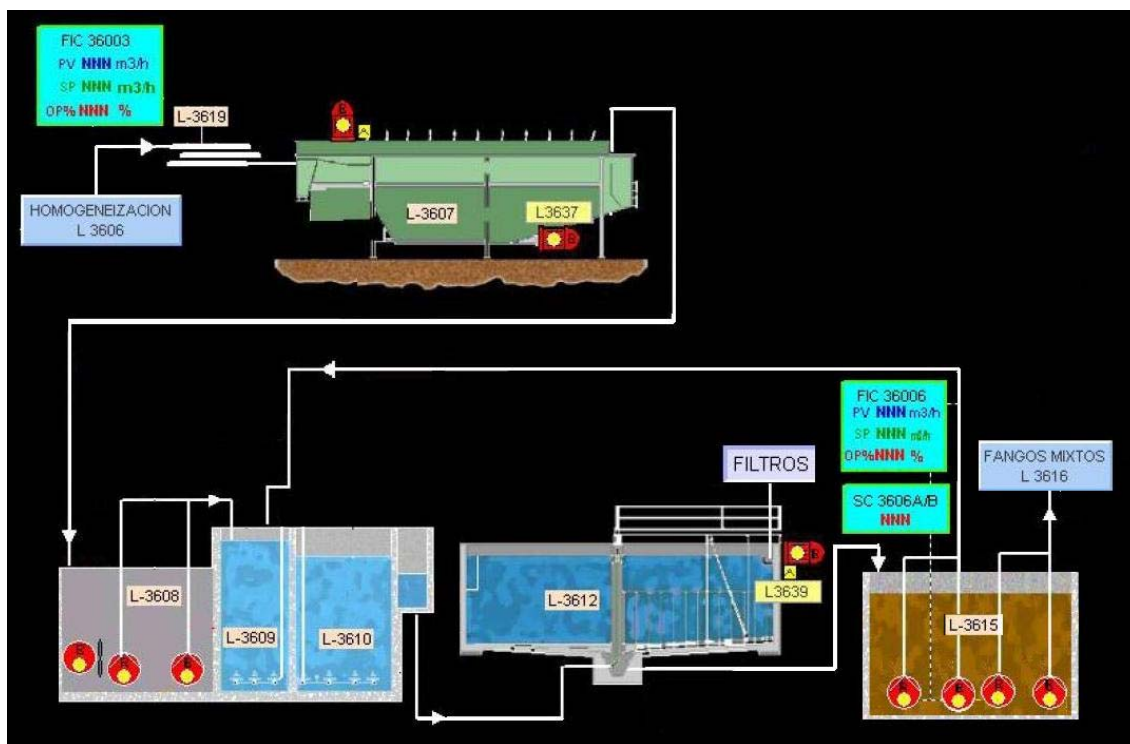


Figura 32. Recirculación de fangos biológicos.

- POTENCIAL REDOX.** El potencial redox medido en el tratamiento biológico, es analizado mediante la medición del potencial electroquímico de las reacciones de óxido-reducción que ocurren en el selector aerobio L-3609. Para esto se halla instalado en el selector aerobio L-3609 un medidor redox AIC 36004 mostrado en la figura 33, cuya señal es utilizada solo para comprobar que ocurre la oxidación del material biodegradable.

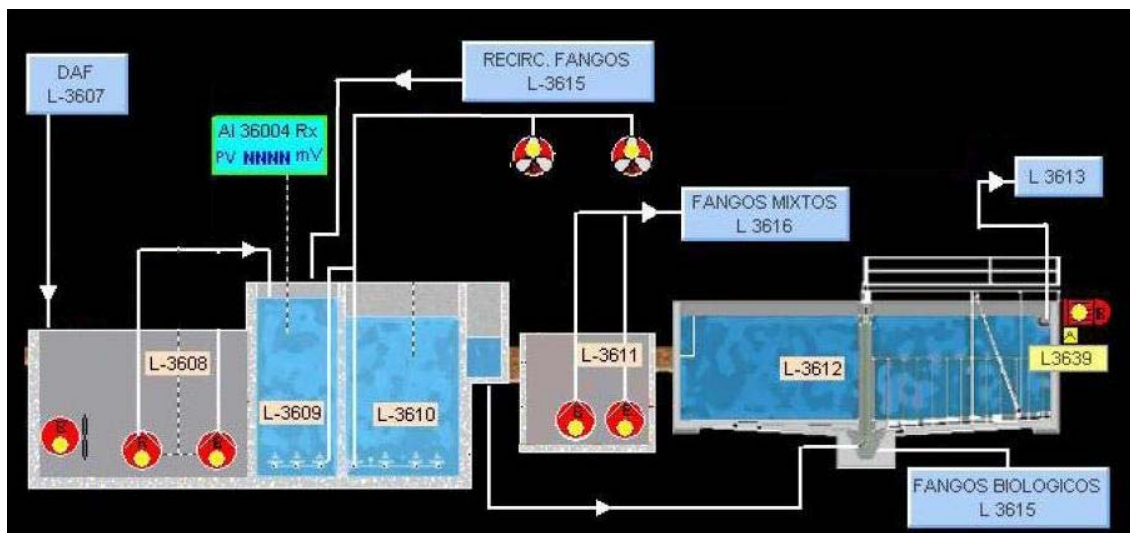


Figura 33. Medidor redox en área de tratamiento biológico.

- pH. El pH del medio donde se desarrollan las reacciones biológicas, es determinante para la actividad microbiana, y consecuentemente para el rendimiento de la operación biológica. En esta etapa, el pH solamente puede ser inspeccionado con el instrumento medidor de redox AIC 36004 (figura 33) en el selector aerobio L-3609, ya que esta variable se controla en la etapa anterior (homogenización y tratamiento fisicoquímico) mediante la adición de ácido sulfúrico en el mezclador estático L-3619.
- OXÍGENO DISUELTO. Es necesario para producir las reacciones aerobias del tratamiento biológico. Se determina el oxígeno necesario para la degradación de la materia orgánica mediante el análisis de la demanda bioquímica de oxígeno DBO_5

Durante la operación, esta variable se analiza en un medidor de oxígeno disuelto AIC 36005, como se muestra en la figura 34. Este instrumento determina la concentración de oxígeno disuelto en el biorreactor y comanda sobre los variadores de frecuencia SC 36004 A/B de los sopladores de aire J-3611 A/B de modo de alcanzar el valor del set point ingresado en el PLC. El valor de operación de oxígeno disuelto que suele ingresarse en una operación normal es de 2 ppm de OD.

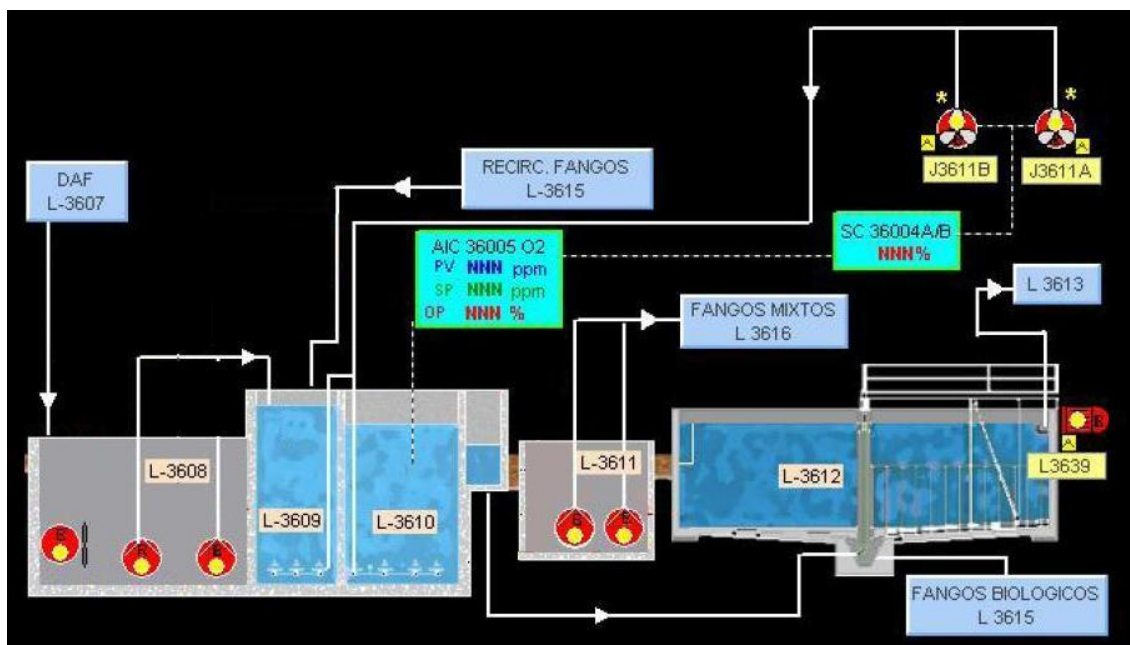


Figura 34. Medidor de OD en tratamiento biológico.

El tratamiento aeróbico de fangos activos esta sujeto a una serie de factores que inciden en la actividad de los microorganismos y consecuentemente en la eficiencia de los procesos de remoción de la materia orgánica que contienen las aguas residuales. Las variables mas determinantes en la operación biológica (tabla 21) son el flujo, que determina el tiempo de retención hidráulico, la concentración de oxígeno disuelto, la dosis de nutrientes, temperatura, pH y la concentración de fangos activos disponibles para la biodegradación.

Tabla 21. Control de variables en tratamiento biológico.

Variable	Estado de la variable
Flujo	Variable medida y controlada por el medidor de flujo FIC 36003.
Dosis de nutrientes	Se determina para alcanzar la relación DQO: N: P en base a análisis en laboratorio

Continuación Tabla 21.

Variable	Estado de la variable
Temperatura	Variable medida con el instrumento AIC 36004, no intervenida.
Razón de recirculación de fangos activos	Variable se controla mediante la relación entre FIC 36003 con FIC 36006 entre 0,5 y 2.
Potencial redox	Variable medida por AIC 36004, solamente indicativa del estado de las reacciones biológicas.
pH	Variable medida por AIC 36004, solamente inspeccionada.
Oxígeno disuelto	Variable medida y controlada por AIC 36005, el cual actúa sobre los sopladores de aire J-3611 A/B.

3.2.5. TRATAMIENTO DE FANGOS

De los tratamientos primarios y secundarios se obtienen fangos, para los cuales se ha dispuesto un tratamiento para su deshidratación y estabilización. El área de tratamiento de fangos incluye la recirculación de los fangos biológicos, y la estabilización y concentrado de fangos mixtos (compuestos por el exceso de fangos biológicos, fangos primarios provenientes del la flotación con aire disuelto y los flotantes del decantador secundario).

- FLUJO. El flujo de recirculación de fangos es una variable que condiciona la operación biológica, y queda determinada durante la operación por el flujo de alimentación al tratamiento. Para controlar esta variable se encuentra instalado un medidor de flujo FIC 36006 en la recirculación de fangos activos, como se muestra en la figura 35. Esta señal comanda sobre los variadores de frecuencia SC 36006 de las bombas de recirculación J-3614 A/B de modo de alcanzar la relación entre los flujos de alimentación y de recirculación.

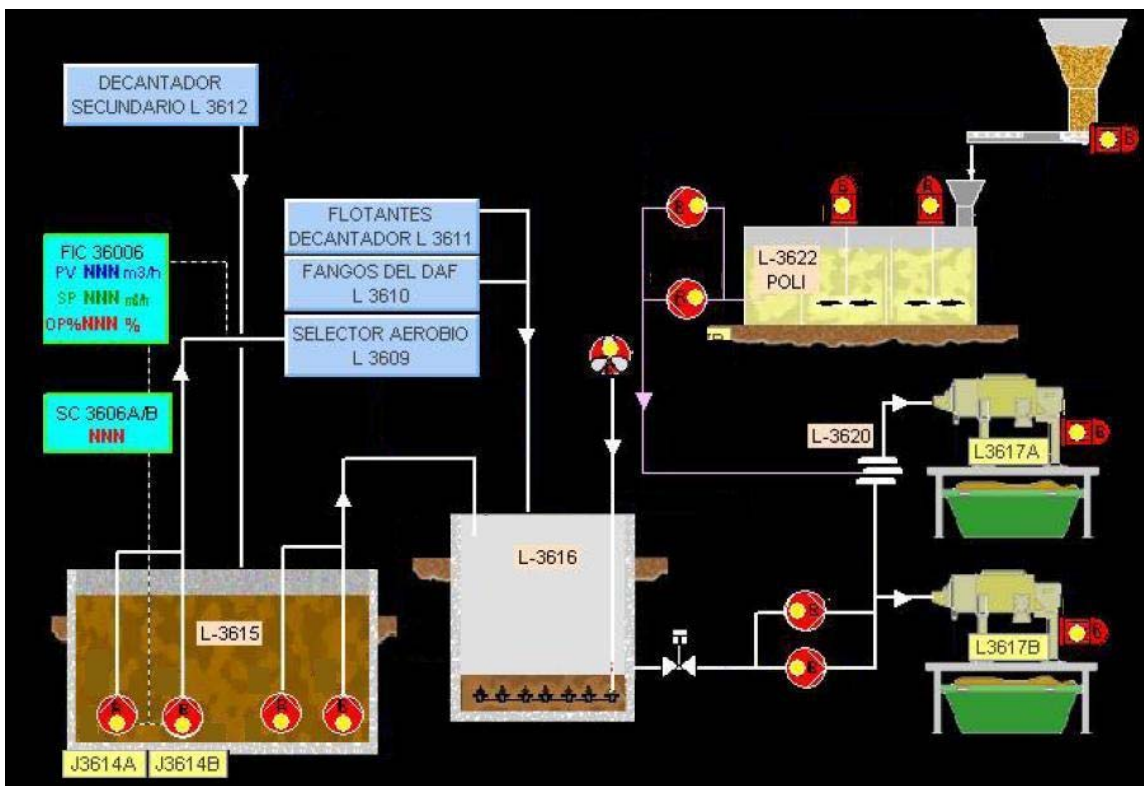


Figura 35. Medidor de flujo en área de tratamiento de fangos.

- **DOSIS DE FLOCULANTE.** La dosis de floculante se determina previamente mediante test de jarras. El floculante se encuentra diluido al 1%, preparado y almacenado en el depósito L-3622. La dosificación se realiza mediante las bombas dosificadoras J-3627 A/B con variador de frecuencia de ajuste manual, el cual es ajustado para la dosificación del floculante según el caudal de fangos a deshidratar.

El tratamiento de fangos contempla la recirculación de fangos biológicos y el tratamiento de digestión aerobia y deshidratación de fangos mixtos. La principal variable controlada en el tratamiento, es el flujo de fangos biológicos que es recirculado al tratamiento secundario, la que se encuentra determinada por la razón de recirculación de fangos operacional. Durante la operación de digestión aerobia, los fangos mixtos son constantemente agitados y aireados, por lo cual se considera que no hay variables asociadas a este tratamiento. Finalmente la deshidratación, se realiza con un acondicionamiento previo de floculación, en la cual la dosificación del polielectrolito implica

una variable que es determinada por test de jarras y controlada por variadores de frecuencia de ajuste manual.

Tabla 22. Control de variables en tratamiento de fangos.

Variable	Estado de la variable
Flujo	Variable se controla mediante la relación entre FIC 36003 con FIC 36006 entre 0,5 y 2.
Dosis de floculante	Variable se fija previamente para fangos mixtos a deshidratar, y se ajusta manualmente en el variador mecánico de las bombas dosificadoras J-3627 A/B

3.2.6. TRATAMIENTO TERCIARIO

La filtración terciaria y la desinfección son tratamientos que tienen como objetivo eliminar algunos contaminantes específicos presentes en el agua residual, tales como sólidos suspendidos y especialmente microorganismos, que hayan vulnerado la etapa de separación secundaria, y cuya descarga podría repercutir en los cuerpos de agua receptores.

- FLUJO. La operación de filtración terciaria esta diseñada para operar en forma paralela, mediante dos filtros de arena cada uno con capacidad de 75 a 100 [m³/h]. El control del caudal de alimentación a los filtros, se realiza por acción de un medidor de flujo FIC 36004 mostrado en la figura 36, el cual regula la alimentación a los filtros al comandar sobre los variadores de frecuencia SC 36005 de las bombas J-3621 A/B de alimentación y arranca las bombas de dosificación J-3626 A/B de hipoclorito de sodio.

Se encuentra instalado en esta área, un segundo medidor de flujo FIC 36005 el cual registra continuamente el caudal descargado hacia el emisario marino. Este instrumento estaría dispuesto solamente para mantener el control sobre los valores de descarga, sin intervenir en alguna de las operaciones de la Unidad.

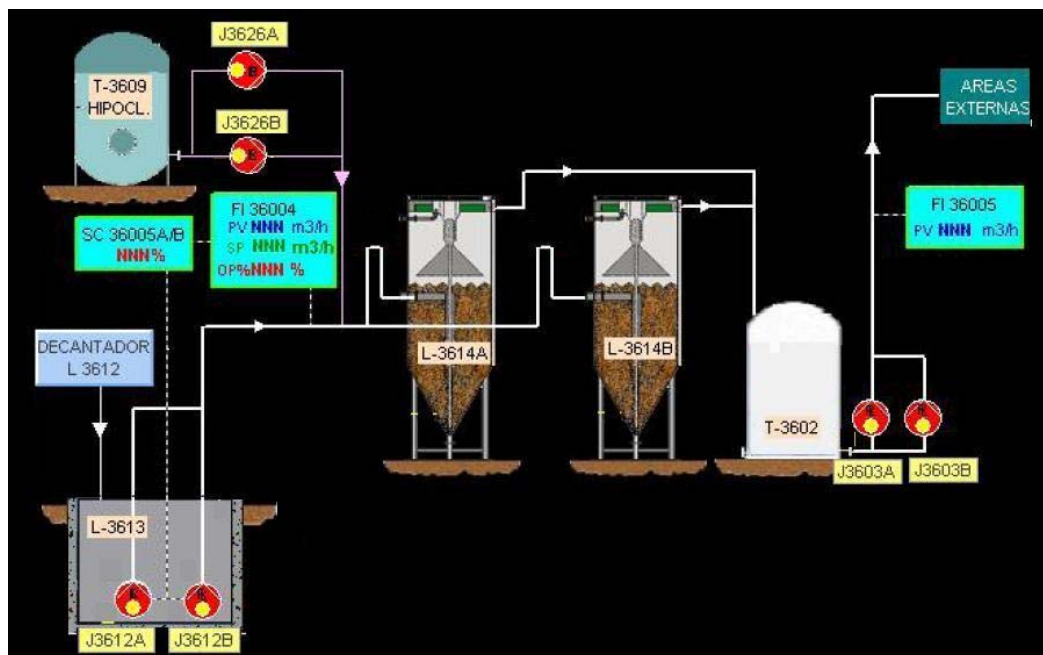


Figura 36. Medidor de flujo en área de tratamiento terciario.

- **FLUJO DE RECHAZO DE FILTROS.** El lavado de la arena se realiza dentro del equipo de filtración, con una fracción de la corriente filtrada. Esta corriente utilizada en el lavador se denomina corriente de rechazo y es recirculada a la pileta de homogenización L-3606 en la etapa de tratamiento fisicoquímico. El caudal de la corriente de rechazo es, por lo tanto, función de la corriente de alimentación a los filtros y de la concentración de sólidos filtrables.
- **FLUJO DE DESINFECTANTE.** Para desinfectar el efluente y asegurar la total destrucción de los microorganismos que pudieran entrar a los filtros se utiliza hipoclorito de sodio, adicionándolo en la tubería de alimentación a los filtros L-3614 A/B. La solución es una concentración al 25% y la dosificación, proporcional al caudal de agua depurada, es ajustada para lograr la dosis deseada mediante el mando de regulación manual de las bombas dosificadoras.

La señal del medidor de flujo FIC 36004, al detectar flujo en la alimentación, arranca las bombas de dosificación J-3626 A/B de hipoclorito de sodio para caudal superior a 20 [m³/h].

El flujo de alimentación a los filtros es controlado mediante variadores de frecuencia de las bombas para el arranque y detención de las bombas, controlando además para un máximo de operación de 100 [m³/h]. De acuerdo al flujo de operación y la concentración de sólidos filtrables, se ajusta en forma manual el caudal que ha de utilizarse para el lavado de la arena dentro del equipo.

Tabla 23. Control de variables en tratamiento terciario.

Variable	Estado de la variable
Flujo	Variable medida y controlada por medidor de flujo 36004.
Flujo de rechazo de filtros	Variable de regulación manual en los filtros L-3614 A/B.
Flujo de desinfectante	Variable determina para alcanzar una concentración de 6 [mg/L] en la corriente, dosificado por las combas J-3626 AB, las cuales son arrancadas por el medidor de flujo FIC 36004.

CAPÍTULO 4:
PUESTA EN MARCHA

4.1. CONSIDERACIONES GENERALES

La Unidad de Tratamiento de Efluentes se ha proyectado teniendo en cuenta los parámetros de diseño que la hagan más funcional y tiene el objetivo de depurar dos corrientes líquidas residuales, disminuyendo, de esta manera, el impacto ambiental de su descarga en cuerpos receptores de agua.

Se ha considerado que la operación de puesta en marcha se realice con dos corrientes de alimentación sustitutas, para que la unidad se encuentre en operación y estable para recibir las corrientes de alimentación provenientes del complejo Coker, para las cuales fue diseñado el tratamiento. La elección de las corrientes sustitutas se realiza mediante análisis debido a la similitud de sus características respecto de las originales. En el caso de la corriente de aguas aceitosas, se cuenta como reemplazo con una desviación desde el holding de separadores de aceites de 30 [m³/h], la corriente de aguas ácidas es reemplazada por 15 [m³/h] de la corriente de alimentación de la planta de fenoles.

De los parámetros establecidos por la norma que regula la descarga de riles a cuerpos de agua receptores (Anexo B), los contaminantes que son controlados en la Unidad de Tratamiento de Efluentes mediante análisis son sulfuros, cianuros, hidrocarburos, aceites, nitrógeno amoniacal, fósforo, índice de fenol, DQO, sólidos suspendidos, temperatura y pH.

4.2. PLANIFICACIÓN

Se describe a continuación el conjunto de actividades que son necesarias para conducir en forma segura y controlada los procedimientos finales de la construcción y la puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes.

En la primera etapa se realiza el chequeo y verificación de instalaciones en condiciones desenergizadas, que permiten asegurar que la construcción se ha realizado de acuerdo al diseño.

La siguiente etapa incluye las verificaciones con los sistemas en condición energizada o dinámica, tanto desde el punto de vista eléctrico como del ingreso de fluidos, conduciendo a la planta a una condición preparada para la puesta en marcha.

La puesta en marcha, como etapa culmine del proyecto, es donde convergen todos los aspectos de diseño, seguridad y operación con el objetivo de lograr el arranque inicial, desarrollo preliminar de la operación y el ajuste de los parámetros operativos.

Para lograr el arranque inicial es necesaria la inoculación de una biomasa conveniente, de modo que sea ella la encargada de la degradación de la materia orgánica durante el tratamiento. La inoculación puede realizarse de dos formas, creando el inóculo a partir del propio vertido de riles, dejándolo airear hasta que alcance una cierta concentración de sólidos volátiles y la bioindicación del fango sea aceptable, o bien, tomando un cierto volumen de lodos externos generados en operaciones similares. La opción de crear un inóculo propio es descartada, debido al tiempo y dificultad requeridos para esta operación. Para la segunda opción, de inoculación a partir de lodos externos, se generan dos alternativas, a partir de lodos extraídos desde otra planta fuera de las instalaciones de ENAP, o bien extraerlos desde la Unidad de Fenoles, perteneciente al área de tratamiento de riles de la empresa. La primera opción tiene como desventaja que presenta dificultades para su traslado, mientras que la segunda tiene la desventaja de operar con lodos con alto tiempo medio de retención celular. Finalmente, la opción de utilizar lodos de la Unidad de Fenoles es elegida, principalmente debido a la facilidad y rapidez que implica su movilización.

Con la iniciación de la actividad biológica, para el tratamiento secundario, y en forma paralela, comienza a alimentarse la unidad con dos corrientes de aguas residuales y acumular éste volumen en la pileta off spec L-3604, hasta almacenar 1750 [m³] con un aporte del 50% aproximadamente de cada una de las corrientes de alimentación.

Durante los días en los que se realiza el llenado del reactor biológico, los objetivos que se han marcado son; tratar el caudal provisional, incrementar el volumen de la biomasa y garantizar que las características de la biomasa permiten una correcta operación de la planta. Para esto se debe procurar que la biomasa tenga adecuadas condiciones de sedimentabilidad, lograr flóculos compactos para que el clarificado sea el mejor posible, y evitar la proliferación de organismos filamentosos.

El desarrollo de la operación ha sido considerado en dos etapas, según la condición del caudal. En la primera etapa, el procedimiento se realiza con un caudal fijo del efluente circulando dentro del sistema pasando por todas las operaciones que constituyen la Unidad de Tratamiento, esta condición sucede hasta que los análisis indican que el tratamiento ha cumplido con los objetivos para el vertido. A partir de esta situación, se considera la segunda etapa, con una alimentación y descarga continua hasta la estabilización de la Unidad.

4.3. PUESTA EN MARCHA

La operación de puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes se inicia con la recepción de fangos en el biorreactor L-3610 acondicionado con 300 [m³] de agua limpia y aireado continuo. Se reciben 50 [m³] de lodo, y se añaden 50 [m³] de vertido acumulado en la pileta off spec L-3604. La aireación se mantiene continua para mantener el nivel de oxígeno disuelto en el líquido mezcla. El análisis de sólidos en el líquido mezcla del biorreactor L-3610 indica una concentración de los sólidos suspendidos volátiles en solución mixta (MLVSS) es de 518 [mg/l], y la fracción no volátil, sólidos suspendidos en solución mixta (MLSS) es de 1008 [mg/l].

Posteriormente, luego de tres días se alimentan otros 70 [m³] de vertido y se trasvasa otro inóculo de 30 [m³] de lodo, quedando en el biorreactor L-3610 una concentración de MLVSS de 350 [mg/l] y MLSS de 964 [mg/l] en un volumen total de 500 [m³].

Luego de la inoculación, se procede al llenado paulatino del biorreactor, el volumen que se debe alimentar esta relacionado con la evolución de la biomasa en el biorreactor, teniendo como objetivo una progresiva adaptación de la flora bacteriana a las condiciones de operación definitivas.

El caudal diario de alimentación en el biorreactor L-3610 es determinando en función de la concentración de biomasa presente en el líquido mezcla (MLVSS) y la carga orgánica en la corriente de alimentación (DBO₅ o DQO). Estos dos parámetros se relacionan mediante la carga másica (F/M), relación entre la masa de material orgánico degradable en la alimentación y la masa de microorganismos disponible en el biorreactor L-3610 para su degradación.

A continuación, el agua residual es sometida a cada una de las operaciones para completar el tratamiento, e iniciar nuevamente el ciclo hasta que los resultados de los análisis de los parámetros controlados se encuentren bajo la normativa y permiten el vertido hacia áreas externas. Una vez alcanzados los niveles para la descarga del efluente, se mantiene un flujo continuo entre 50 a 90 [m³/h] hacia el emisario marino.

4.4. PROBLEMAS EVIDENCIADOS

Durante la operación de puesta en marcha, se presentan algunas dificultades operacionales que requieren ser corregidas para alcanzar la estabilización de la Unidad de Tratamiento.

4.4.1. DIFERENCIA DE CONCENTRACIÓN DE MATERIAL BIODEGRADABLE

Una de las dificultades manifestadas durante la puesta en marcha es la diferencia de concentración del material biológicamente degradable disponible para la operación secundaria comparada con la de diseño. La dificultad se ocasiona debido a la menor concentración de sólidos suspendidos y DQO en la alimentación, y considerando además que el tratamiento fisicoquímico es bastante eficiente, la concentración del material biológico degradable es menor a la necesaria para la operación biológica de fangos activos, con lo cual se limita el crecimiento de la biomasa.

Para solucionar esta dificultad, se establecen estrategias para aumentar la DQO en la alimentación. La primera alternativa es detener las operaciones de coagulación-floculación y flotación con aire disuelto, de modo de hacer menos eficiente la remoción de la DQO antes del tratamiento biológico. La segunda alternativa es agregar una fuente de carbono adicional para el crecimiento de los microorganismos, para lo cual fue utilizado azúcar. A partir de la tercera semana de operación de puesta en marcha se utilizan ambas alternativas en conjunto.

4.4.2. ESTADO DE NUTRIENTES

El diseño considera la adición, almacenamiento y dosificación de urea y fosfato monoamónico, para cumplir con los requerimientos de nitrógeno y fósforo para la actividad biológica, en estado líquido. La diferencia se produce porque estos productos no se encuentran en el mercado en forma líquida, y la puesta en marcha se realiza con los productos en forma sólida, y además es reemplazado el fosfato monoamónico por fosfato diamónico.

La adición de los productos debe ser calculada en función de los análisis de DQO, nitrógeno y fósforo diarios para alcanzar una relación de 150: 5: 1. La adición se realiza en forma manual a cada hora, esta operación impide el autónomo funcionamiento de la Unidad de Tratamiento.

4.4.3. PRODUCCIÓN DE FANGOS

Para el tratamiento de fangos, la producción de lodos esperado es de 4 a 5 [m³/h] en base a la alimentación media de aguas aceitosas y aguas ácidas. Para éste volumen, el diseño incluye la homogenización y estabilización en la pileta de fangos a deshidratar L-3616 de 75 [m³] de capacidad útil, y la operación de deshidratación, que consta de dos equipos centrifugos de 6 a 8 [m³/h] de capacidad, en funcionamiento 11 horas al día. Los fangos deshidratados son almacenados en contenedores, desde donde los retira un gestor autorizado.

Durante la operación de puesta en marcha, el volumen de fangos para la operación de deshidratación es bastante menor al considerado por el diseño, por lo cual los equipos podrían haber sido sobredimensionados. Fundamentalmente, el menor caudal de fangos a deshidratar se debería a la menor producción de fangos primarios en el tratamiento fisicoquímico, debido a la detención del tratamiento, y el bajo contenido de DQO en el tratamiento biológico, por lo que no se genera exceso de fangos secundarios. La operación de deshidratación de fangos, debido al poco volumen producido, solo se realiza en una ocasión durante la operación de puesta en marcha.

4.5. RESULTADOS OBTENIDOS

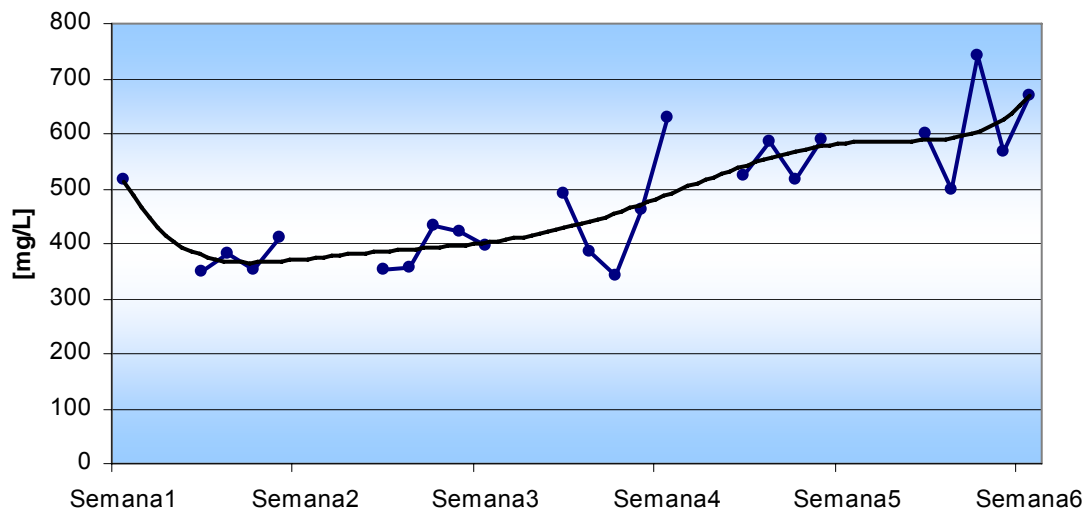
El desarrollo de la biomasa es evaluada mediante el análisis de la concentración de la fracción volátil de los sólidos suspendidos en el licor mezcla (MVLSS) en [mg/L]. El control se realiza durante todo el periodo que dura la puesta en marcha. Con ello es posible evaluar la adaptabilidad de la biomasa y se determina el flujo de alimentación del efluente al tratamiento biológico, y por tanto a la unidad.

La evaluación de los resultados obtenidos, considera el control de la concentración de los contaminantes presentes en las aguas residuales, restringidos por la normativa, para la evaluación de la Unidad de Tratamiento. Estos son DQO, aceites y grasa, índice de fenoles, sólidos suspendidos totales, sulfuros hidrocarburos totales y volátiles y cianuros. Estimados a partir de la recopilación de los análisis de laboratorio para estos parámetros durante la operación de puesta en marcha.

4.5.1. TRATAMIENTO SECUNDARIO

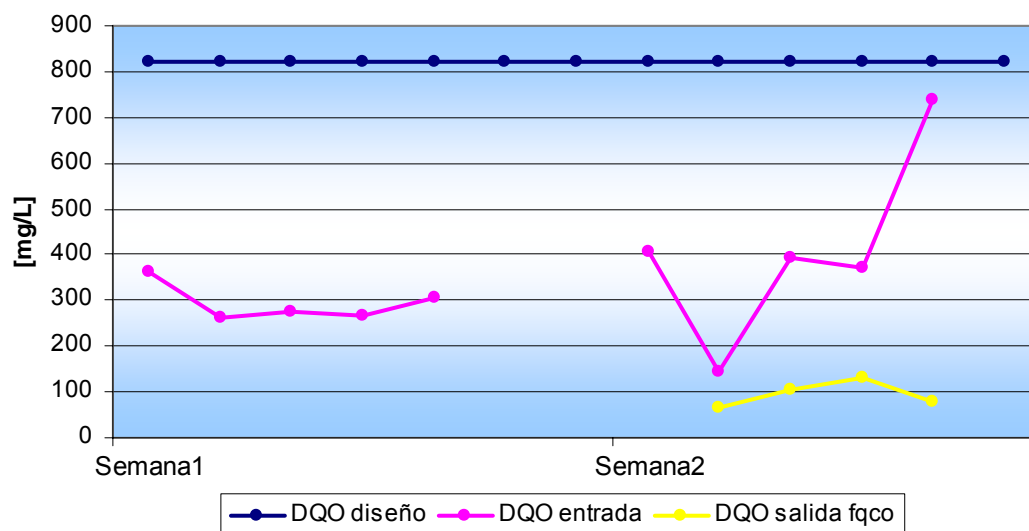
La concentración de la biomasa activa, evaluada como la fracción de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla MVLSS [mg/L], en el biorreactor es controlada, como se muestra en la gráfica 1, para verificar la evolución de la biomasa durante el proceso. La gráfica muestra como inmediatamente después de la inoculación, se presenta una disminución inicial de la concentración del material biológico, este hecho se ajusta a la fase de retardo, donde los microorganismos se adaptan al medio.

Durante la primera y segunda semana, se dispone de un volumen fijo de aguas residuales que se mantiene circulando dentro de la unidad, y por lo tanto se produce una progresiva disminución de la carga orgánica alimentada al biorreactor. A partir de la terceras y hasta la sexta semana, se cuenta con alimentación fresca y puede distinguirse el sostenido crecimiento de la biomasa. La determinación de detener el tratamiento fisicoquímico y la adición de una fuente adicional de carbono, explican adicionalmente el aumento de la biomasa.



Gráfica 1. Evolución de la biomasa.

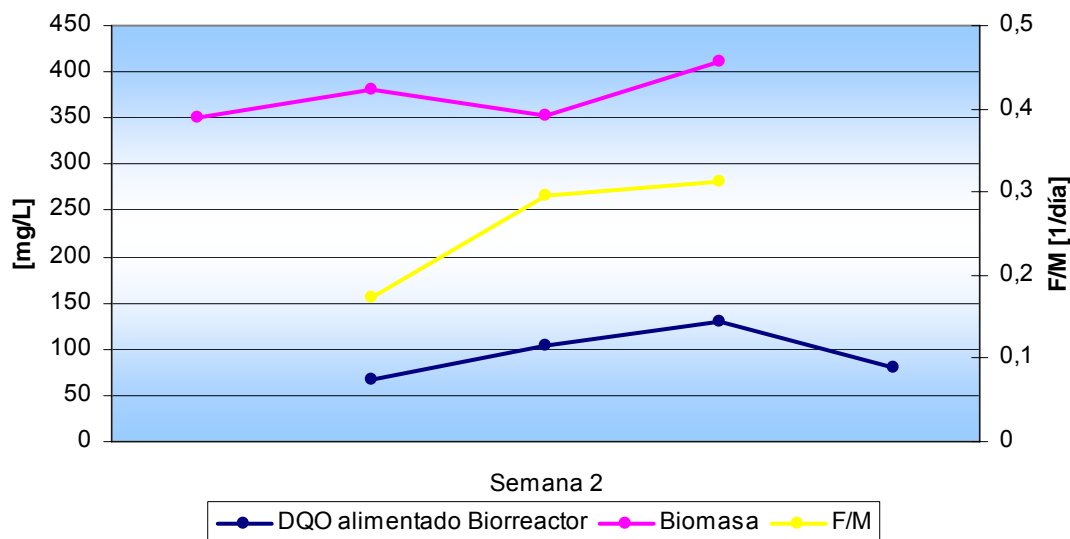
Como se puede ver en la gráfica 2, la DQO de alimentación, aporte de las aguas ácidas y aceitosas, es bastante menor que la de diseño (823 [mg/l] DQO promedio, tablas 1 y 3 Capítulo 2). Se muestra además, la reducción de la DQO a la salida del tratamiento fisicoquímico, con lo cual el material biodegradable disponible para el posterior tratamiento biológico es bastante menor al de diseño (775 [mg/L] DQO tabla 4 Capítulo 2).



Gráfica 2. DQO de diseño. DQO en la alimentación de UTE y DQO salida Físicoquímico.

Por lo tanto, con el bajo aporte de DQO en la alimentación de aguas aceitosas y ácidas, la escasa disponibilidad de caudal y el alto rendimiento de la operación hasta el tratamiento físico-químico, se dispone de una carga orgánica muy baja para el tratamiento secundario, lo que dificulta la relación de equilibrio entre DQO, nutrientes y microorganismos.

Se puede analizar en la gráfica 3, que la concentración de microorganismos en el biorreactor es muy superior a la DQO en la corriente de alimentación, con estos datos y considerando el volumen útil del biorreactor de 1353 [m³] con un caudal de alimentación de 45 [m³/h], se obtiene una relación de alimento-microorganismo (F/M) mas bajo que el planteado en el diseño teórico, que indica un factor óptimo de operación entre 0,25 a 0,5. Durante las dos primeras semanas y parte de la tercera se manifiesta el factor F/M menor al óptimo de operación y a continuación, se bordea el valor mínimo de operación.



Gráfica 3. DQO alimentado al biorreactor, Biomasa (MVLSS) y F/M.

El operar con menor masa de material biodegradable en la alimentación, frente a la masa de microorganismos dispuestos en el biorreactor tiene; por una parte la ventaja de producir un alto rendimiento en la operación debido a que los microorganismos consumen gran porcentaje del sustrato disponible. Por otro lado, se genera una menor tasa de crecimiento e incluso la muerte de biomasa.

Las estrategias utilizadas durante la operación de puesta en marcha, para aumentar la concentración de la biomasa, se manifiesta en la gráfica a partir de la tercera semana.

Una característica de la masa activa, es que los microorganismos forman flóculos y por lo tanto, tiene la capacidad de sedimentar. Esta característica se utiliza para separar los fangos activos del efluente, y recircularlos para continuar la actividad biológica en el biorreactor.

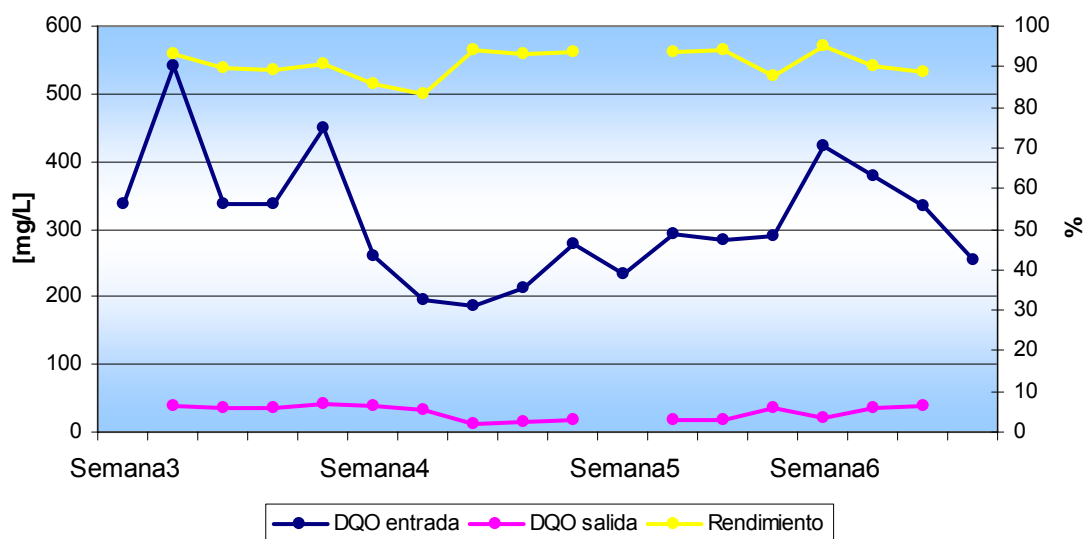
Para desarrollar una operación eficiente, los parámetros que deben controlarse son la carga másica, que relaciona la materia orgánica en la alimentación al biorreactor con la concentración de microorganismos disponibles para su degradación; la edad de los fangos, que relaciona la masa de fangos en el biorreactor y la masa de fangos purgados por día; y el rendimiento de depuración de la operación.

4.5.2. RENDIMIENTO GLOBAL

El rendimiento global de la operación de puesta en marcha, se calcula considerando los porcentajes de eliminación de los parámetros contaminantes controlados para dar cumplimiento a las condiciones de calidad exigidas del efluente.

- DQO. Teniendo como objetivo de la operación de puesta en marcha el aumentar la concentración de biomasa, se consideran estrategias para aumentar la DQO alimentada al tratamiento biológico manifestada en la gráfica a partir de la tercera semana.

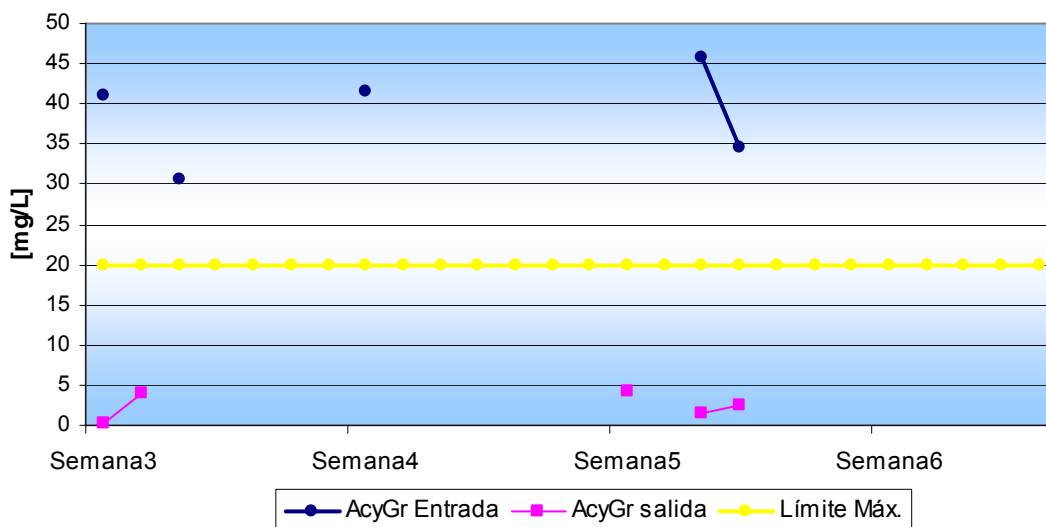
Al considerar los resultados de los análisis de DQO en la entrada y salida de la unidad, el rendimiento en cuanto a la materia orgánica degradada, como se muestra en la gráfica 4, supera el 90%. Es necesario destacar además, que la DQO de salida no supera en todo el periodo los 50 ppm, si la relacionamos con la DBO₅, ésta no debería superar los 30 ppm de salida cumpliendo los objetivos del efluente (tabla 7 Capítulo 2).



Gráfica 4. DQO de entrada y salida, rendimiento UTE 3600.

- ACEITES Y GRASAS. Como se muestra en la gráfica 5, el análisis de entrada y salida de este parámetro indican un alto rendimiento de remoción. Los análisis de salida,

indican que el vertido se encuentra bajo los límites exigidos por la norma que rige sobre su descarga (Anexo B. Apartado B-1, Tabla nº 4).



Gráfica 5. Aceites y grasas de entrada y salida, y límite máximo de salida.

- **ÍNDICE DE FENOLES.** Los análisis de salida para este parámetro fueron realizados mediante análisis espectrofotométrico en el laboratorio de la unidad de efluentes. Para corroborar los resultados, se pidieron análisis a laboratorio externo acreditado (Anexo C), los cuales difirieron bastante de los internos. Para los días coincidentes, los resultados de ambos análisis son presentados en la tabla comparativa, tabla 24 a continuación:

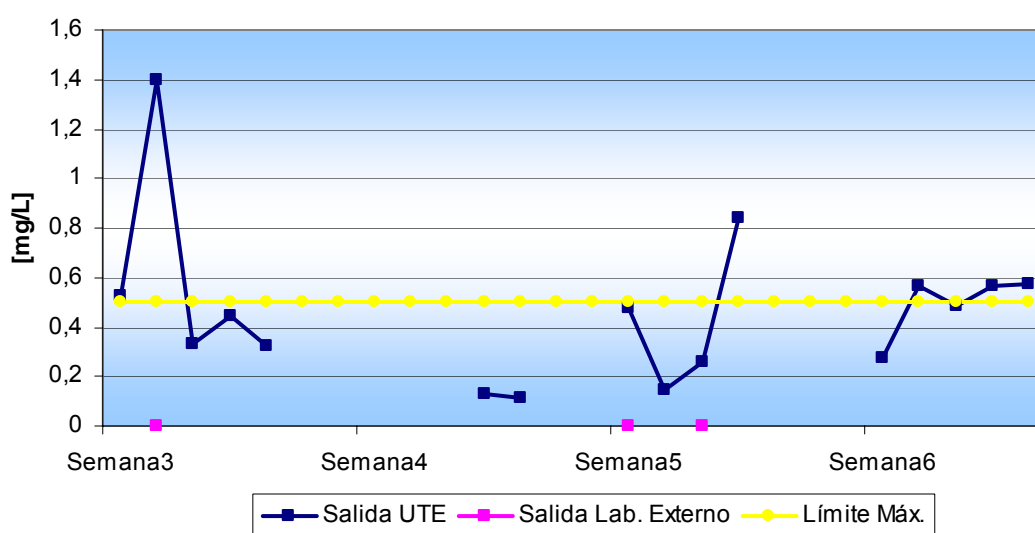
Tabla 24. Comparativa de índice de fenol de laboratorio interno y externo.

Fecha	Laboratorio UTE 3600	Laboratorio Externo
04-03-08	1,399 [mg/l]	<0,001 [mg/l]
17-03-08	0,479 [mg/l]	<0,001 [mg/l]
19-03-08	0,255 [mg/l]	<0,001 [mg/l]

En laboratorio externo acreditado se puede comprobar que los valores de Índice Fenol están muy por debajo de los obtenidos en el laboratorio de la planta, y debido a la

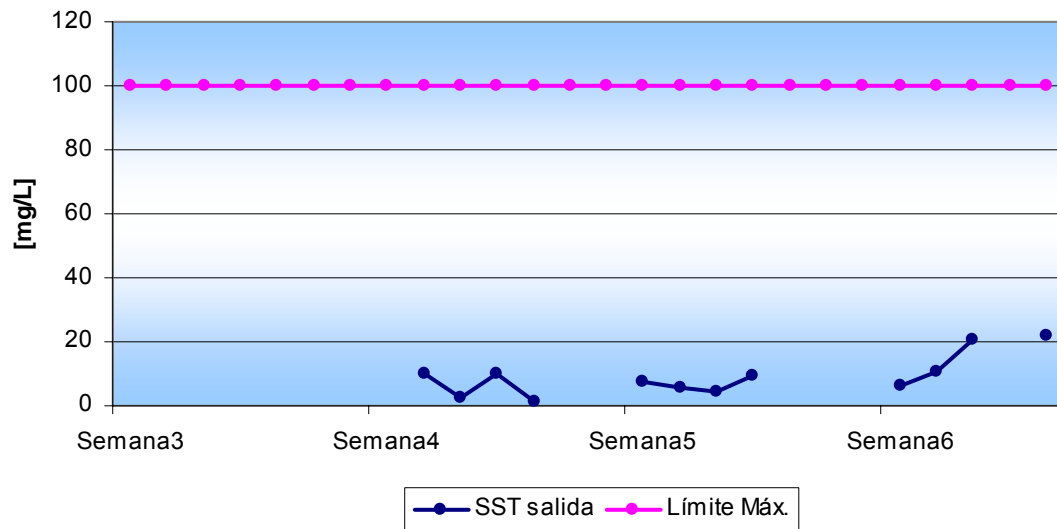
susceptibilidad a errores que se genera por el método de medición realizado en el laboratorio de la unidad, se aceptan como válidos los resultados del laboratorio externo acreditado.

Se muestran en la gráfica 6, los análisis de salida de Índice de fenol entregados por el laboratorio externo acreditado, los cuales cumplen con los límites máximos permitidos para la descarga de riles (Anexo B. Apartado B-1, Tabla nº 4) dentro de la zona de protección litoral.



Gráfica 6. Índice de fenol de salida, laboratorio UTE 3600 y laboratorio externo. Límite máximo de salida.

- SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (TSS). Se puede apreciar en la gráfica 7 que los resultados, obtenidos en laboratorio de la unidad de tratamiento, están muy por debajo de los límites máximos permitidos para el vertido (Anexo B. Apartado B-1. Tabla nº 4).



Gráfica 7. Sólidos suspendidos totales de salida, límite de vertido.

- SÚLFUROS (S^{2-}). Se puede apreciar en la gráfica 8 que los resultados están muy por debajo de los límites máximos para la descarga del efluente (Anexo B. Apartado B-1, Tabla nº 4). Estos resultados se han obtenido en laboratorio externo acreditado (Anexo C).

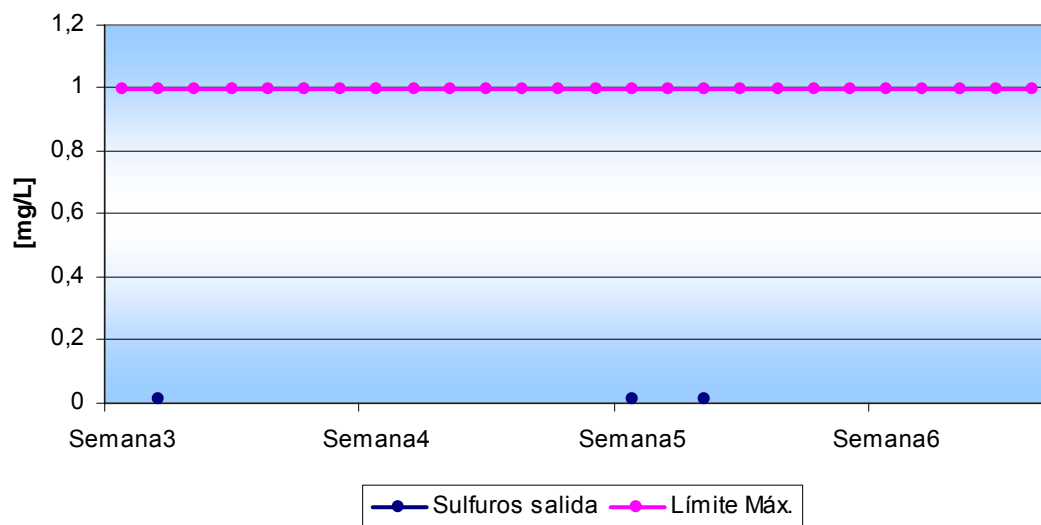


Gráfico 8. Sulfuros de salida, límite máximo.

- HIDROCARBUROS TOTALES Y VOLÁTILES.** Los parámetros de salida para ambos compuestos son mostrados en la gráfica 9. Los resultados de hidrocarburos totales e hidrocarburos volátiles se han obtenido en laboratorio externo acreditado (Anexo C). Este laboratorio entrega un informe con los resultados de las concentraciones inferior a 10 [mg/L] para el vertido de hidrocarburos totales. En el caso de hidrocarburos volátiles, el laboratorio emite resultado de las concentraciones inferior a 0,5 [mg/L], cumpliendo con los límites máximos para su vertido de acuerdo a la normativa vigente (Anexo B. Apartado B-1, Tabla N° 4).

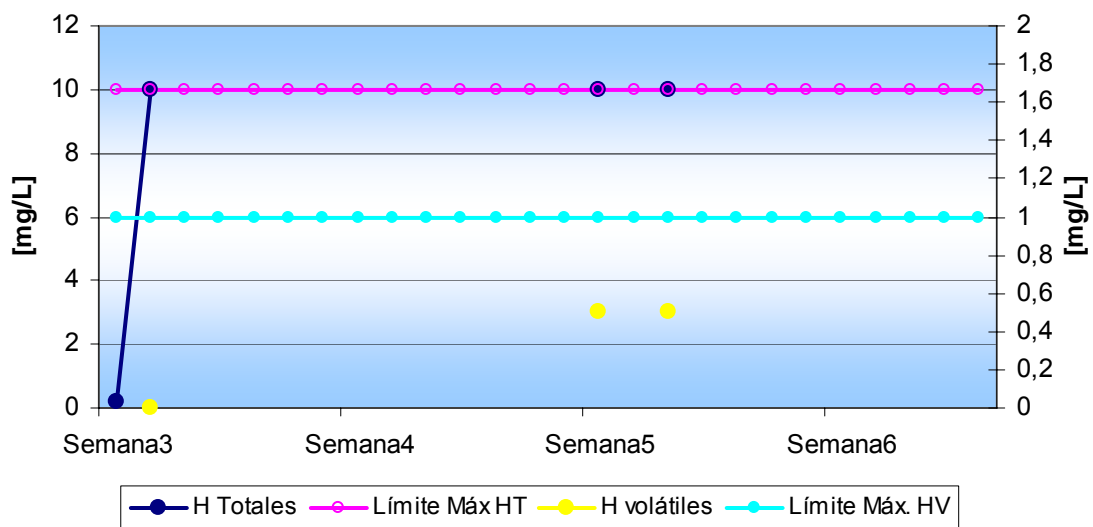


Gráfico 9. Hidrocarburos totales y volátiles de salida. Límites de salida.

- CIANUROS.** Los análisis realizados en el laboratorio interno mostrados en la gráfica 10 indican la emisión bajo la norma de emisión que regula la concentración de este parámetro en los residuos líquidos descargados a cuerpos de agua marinos dentro de la protección litoral (Anexo B. Apartado B-1, Tabla N° 4).

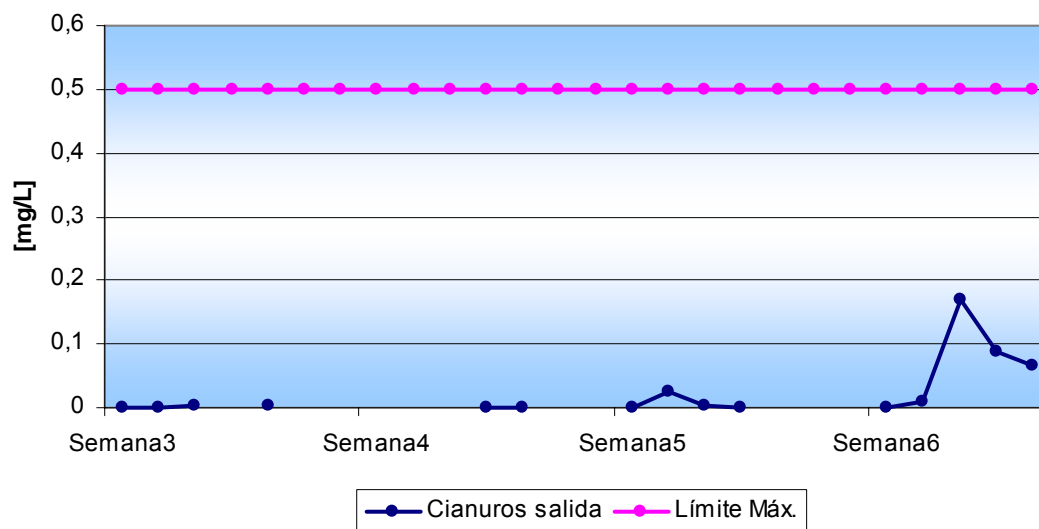


Gráfico 10. Cianuros de salida. Limite máximo de salida.

En resumen, se ha normalizado la alimentación de la Unidad de Tratamiento, con aportes de las corrientes de aguas ácidas y aguas aceitosas. El vertido se mantiene prácticamente continuo entre 50 a 90 [m³/h] hacia el emisario marino, controlando las concentraciones de los parámetros que son objetivos (tabla 7 Capítulo 2) de ésta operación.

Finalmente, la operación de puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes es finalizada considerando que los parámetros controlados han alcanzado los objetivos antes mencionados para la descarga de las aguas residuales luego de su tratamiento.

Durante todo el periodo de puesta en marcha se lograron altos niveles de remoción (ver tabla 25), con excepción de los sólidos suspendidos totales y nitrógeno total, el rendimiento depurativo de la unidad supera el 90% para cada parámetro controlado.

Para los casos de sólidos suspendidos totales (SST) y nitrógeno total (Nt), aunque los rendimientos son bastante menores se logra el vertido de acuerdo a la normativa vigente. El motivo del bajo rendimiento para los sólidos suspendidos puede estar asociado a la detención del tratamiento fisicoquímico.

Tabla 25. Rendimientos de UTE 3600 durante la puesta en marcha.

Parámetro	Entrada UTE 3600 ⁴	Salida UTE 3600	Rendimiento
Aceites y Grasas	46 [mg/L]	2,5 [mg/L]	94,5%
Índice de Fenol	53,6 [mg/L]	0,47 [mg/L]	99,1%
DQO	347,3 [mg/L]	28,2 [mg/L]	91,7%
SST	18,55 [mg/L]	9,1 [mg/L]	51%
Sulfuros	38 [mg/L]	0,01 [mg/L]	99,9%
HC totales	33,58 [mg/L]	0,2 [mg/L]	99,4%
Cianuros	0,69 [mg/L]	0,024 [mg/L]	96,5%
N total	83,4 [mg/L]	19 [mg/L]	77,2%

El nitrógeno total es un indicador que refleja la cantidad total de nitrógeno en el agua residual, suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal. En el desarrollo de las actividades biológicas, el nitrógeno sirve de nutriente para los microorganismos, incorporándose a su masa en el proceso de crecimiento biológico, reduciendo su concentración en el agua residual. La baja remoción de nitrógeno total en la operación de puesta en marcha se debe principalmente a la alta concentración de nitrógeno y a la vez las bajas concentraciones de DQO en la alimentación. La relación entre DQO y nutrientes en la operación biológica no se encuentra en la adecuada proporción mencionada para desarrollar las actividades biológicas, y para que se reduzca el contenido total de nitrógeno. Para solucionar esta dificultad se desarrollaron estrategias para aumentar la DQO, pero las concentraciones de nitrógeno superan ampliamente la relación de equilibrio, no logrando alcanzarla durante la operación de puesta en marcha.

⁴ Media aritmética datos recopilados en Anexo C y D. Para Entrada y Salida de UTE 3600.

CAPÍTULO 5:
VERIFICACIÓN DE FUNCIONAMIENTO

5.1. BALANCE DE MASA

Para verificar el comportamiento durante la operación de puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes, se ha propuesto realizar un balance de masa mediante la aplicación de macro en planilla Excel. Mediante esta aplicación, el balance de masa permite determinar las corrientes intermedias y predecir las condiciones de salida del efluente.

El balance de masa de la planta de tratamiento se realiza en base a las dos corrientes de alimentación, aguas aceitosas y aguas ácidas, de acuerdo a la caracterización de las corrientes, en la cual se ha determinado la composición y los caudales estimados de las corrientes de alimentación a la Unidad de Tratamiento, mostrados en la tabla 26.

Tabla 26. Datos de entrada en balance de masa.

Corriente	Aguas Aceitosas	Aguas Acidas
Caudal Medio	80 [m ³ /h]	15 [m ³ /h]
DQO [mg/l]	575	2147
SST [mg/l]	600	-
Ac-Gr [mg/l]	500	-
Cianuros [mg/l]	-	20
Fenoles [mg/l]	-	295

Se estima que la utilización de los valores de diseño, usados para realizar el cálculo y determinar cada una de las corrientes intermedias y de salida, permite verificar a la vez, que los resultados son similares a las condiciones medias de la corriente homogenizada (tabla 4 Capítulo 2) y a los objetivos del efluente final (tabla 7 Capítulo 2), indicados en el diseño de la Unidad de Tratamiento.

Tabla 27. Condiciones operacionales para balance de masa.

Área de Tratamiento	Remoción	Dosificación	Otras condiciones
Tratamiento de Aguas Aceitosas	20 % DQO 30% SST 95% Ac-Gr		
Tratamiento de Aguas Ácidas	85% conversión de Cianuro	8 [mg/l] de NaOH 25[mg/l] CuSO ₄ *5H ₂ O 3 gr. H ₂ O ₂ /g CN ⁻	
Homogenización y Tratamiento Físicoquímico	70% DQO 50% SST 30% Aceites y Grasas	20 [mg/l] Coagulante 20 [mg/l] H ₂ SO ₄ 2 [mg/l] Floculante	Flujo de fangos primarios 1% del caudal de entrada La recirculación de agua presurizada se ha considerado el caudal nominal de la bomba.
Tratamiento Biológico	50% DQO en Biorreactor 98% Fenol 30% DQO en Decantador Secundario	DQO: N: P =150: 5: 1	Recirculación de fangos del 100%
Tratamiento Terciario	90% SST	6 [mg/l] NaOCl	Caudal de rechazo filtros 12%
Tratamiento de Fangos		3,75 K poli/tonelada m. s.	Sequedad 20%

El balance de masa se realiza considerando los porcentajes de remoción, dosificaciones y condiciones de operación mostrados en la tabla 27, en cada una de las áreas de tratamiento, las cuales se han dividido en el tratamiento preliminar de aguas aceitosas, de aguas ácidas,

homogenización y tratamiento fisicoquímico, biológico, tratamiento terciario y tratamiento de fangos, como se ha esquematizado en el diagrama global de la Unidad de Tratamiento, figura 37. Los valores son ingresados manualmente, y pueden ser modificados para variar los datos de alimentación y condiciones operacionales, de modo de predecir las condiciones de salida.

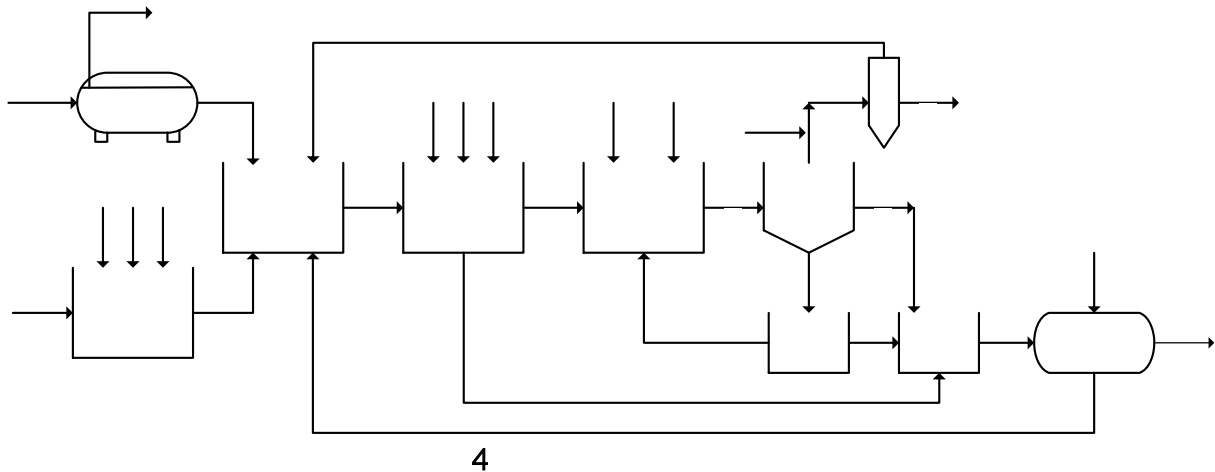


Figura 37. Diagrama global de UTE para el balance de masa.

Se muestra en la tabla 28, los flujos máxicos de entrada y salida en la unidad calculados en base a las dos corrientes de alimentación, como se ha esquematizado en la figura 36, para realizar el balance de masa global.

De modo de facilitar el cálculo y la exposición de los resultados, el balance de masa se realiza subdividiendo la unidad, según las áreas de tratamiento. Las áreas se dividen en tratamiento de aguas aceitosas, tratamiento de cianuros, homogenización y tratamiento fisicoquímico, tratamiento biológico, tratamiento terciario y tratamiento de fangos.

2 Tratamiento Cianuros 35

Tabla 28. Balance de masa global.

Corriente	Masa Entrada [k/h]	Masa Salida [k/h]
Alimentación Aguas Aceitosas 1	79920	-
Alimentación Aguas Acidas 2	14985	-
Recuperación de Aceites 4	-	38
Efluente de Salida 19	-	90469
Fangos Deshidratados 24	-	4583,5
Hidróxido de Sodio 25	0,8	-
Sulfato de Cobre 26	3,75	-
Peróxido de Hidrógeno 27	3,27	-
Coagulante 28	14,84	-
Acido Sulfúrico 29	2,21	-
Floculante 30	118,76	-
Urea 31	1,19	-
Fosfato Diamónico 32	0,26	-
Hipoclorito de Sodio 33	2,470	-
Total	95052,55	95052,5

5.1.1. TRATAMIENTO DE AGUAS ACEITOSAS

En el tratamiento de aguas con aceites, como se ha esquematizado en la figura 38, la corriente de aguas aceitosas (1) es alimentada al equipo separador de aceites (L-3603) que se encuentra en operación, en el cual se realiza la separación de las fases aceite y agua. Por diferencia de densidad, la corriente de aceites y grasas (4) es recogida desde la superficie a través de un skimmer, hacia recuperación de Slop Oil.

En esta etapa se ha considerado que la corriente de recuperación (4) es solamente aceites y grasas, con una remoción del 95% de éste parámetro desde la corriente de alimentación. Consecuentemente se genera la disminución de la concentración de sólidos suspendidos totales y DQO, con un 30 y 20% de remoción respectivamente. La descarga de la corriente (3), luego de recuperados los aceites y grasas, se realiza hacia la pileta de homogenización (L-3606).

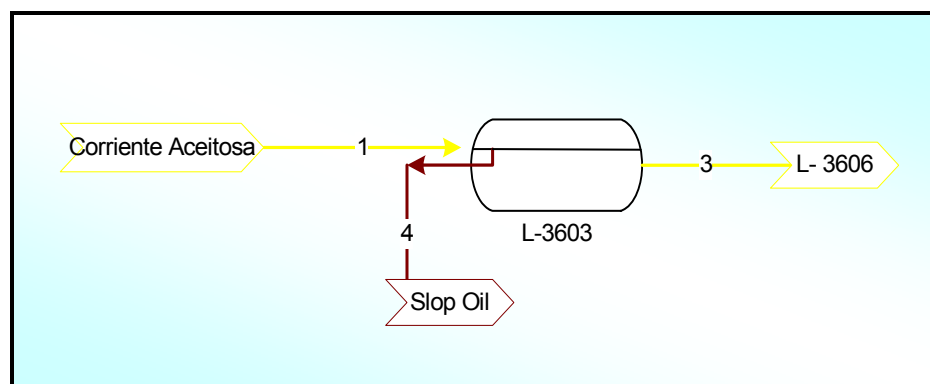


Figura 38. Tratamiento de aguas con aceites.

Como se muestra en la tabla 29, en la corriente de alimentación de aguas con aceites (1) se destacan los valores que deben ser ingresados manualmente para realizar el balance de masa. La corriente de recuperación de aceites y grasas (4) descargaría aproximadamente 0,5 [m³/h] hacia Slop Oil, con la consecuente reducción de SST y DQO en la corriente (3) que continua hacia la siguiente operación de homogenización.

Tabla 29. Balance de masa en tratamiento de aguas con aceites.

Corrientes	1	3	4	Total
Flujo volumétrico [l/h]	80000	79962	43,68	-
Flujo Másico [k/h]	79920	79882	38	-
Densidad [k/l]	0,999	0,999	0,87	-
DQO [mg/l]	575	460,00	-	-
SST [mg/l]	600	420,0	-	-
Ac-Gr [mg/l]	500	25,0	-	-
Cianuros [mg/L]	-	-	-	-
Fenoles [mg/L]	-	-	-	-
pH	7,5	-	-	-
Masa Entrada [k/h]	79920	-	-	79920
Masa Salida [k/h]	-	79882	38	79920

5.1.2. TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS

Para el tratamiento de aguas ácidas, ilustrado en la figura 39, la corriente de alimentación de aguas ácidas (2) recibe un tratamiento de oxido-reducción para la eliminación de iones cianuros presentes en ella. El tratamiento consiste en dosificar peróxido de hidrógeno (25) como agente oxidante, en presencia de sulfato de cobre (26), como catalizador, en un medio alcalino, alcanzado mediante la adición de hidróxido de sodio (27).

El caudal de alimentación pasa por un mezclador estático, donde se adicionan el oxidante, catalizador e hidróxido de sodio. La descarga se realiza a la pileta reactor (L-3605), donde ocurre la reacción, para luego ser descargada (35) por rebalse a la pileta de homogenización (L-3606).

La determinación de flujo del agente oxidante se realiza en base a una relación que propone 3 gramos de peróxido de hidrógeno por gramo de cianuro alimentado. El flujo de hidróxido de sodio se determina para alcanzar 8 [mg/l] en la corriente de alimentación. En el caso del sulfato de cobre, como catalizador de la reacción, el flujo se determina en función del caudal de alimentación, para alcanzar una concentración de 25 [g/l] en la pileta reactor (L-3605).

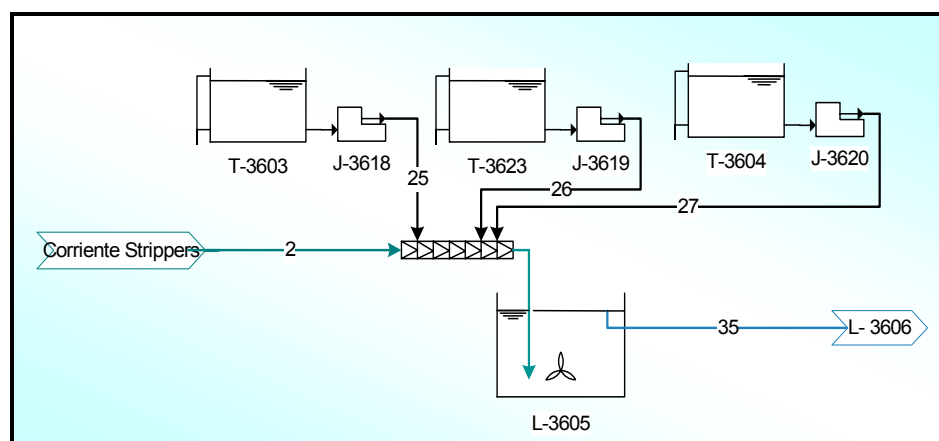


Figura 39. Tratamiento de aguas ácidas.

El tiempo medio de retención hidráulico permite 3 horas de reacción, para alcanzar un alto grado de conversión. Se considera en el cálculo un 85% de conversión para el cianuro, con

lo cual la concentración de descarga (35) de cianuro se ajusta a los análisis realizados durante la puesta en marcha.

Como se muestra en la tabla 30, en la corriente de alimentación (2) se destacan los valores que deben ser ingresados para realizar el balance de masa. Las corrientes de hidróxido de sodio (25), sulfato de cobre (26) y peróxido de hidrógeno (27), son calculados en función de la corriente de alimentación (2). La corriente de descarga (35) luego del tratamiento de cianuros, muestra una disminución de la concentración de cianuros, adecuado para continuar la operación para no interferir en el posterior tratamiento biológico, y se encuentra por debajo del límite permitido para la descarga de las aguas residuales.

Tabla 30. Balance de masa en tratamiento de aguas ácidas.

Corrientes	2	25	26	27	35	Total
Flujo Volumétrico [l/h]	15000	0,67	3,56	2,91	15008	-
Flujo Másico [k/h]	14985	0,8	3,75	3,27	14992,8	-
Densidad [k/l]	0,999	1,198	1,054	1,124	0,999	-
DQO [mg/l]	2147	-	-	-	2145,9	-
SST [mg/l]	-	-	-	-	-	-
Ac-Gr [mg/l]	-	-	-	-	-	-
Cianuros [mg/l]	20	-	-	-	3,00	-
Fenoles [mg/l]	295	-	-	-	295	-
pH	-	-	-	-	10	-
Masa Entrada [k/h]	14985	0,8	3,75	3,27	-	14992,8
Masa Salida [k/h]	-	-	-	-	14992,8	14992,8

5.1.3. HOMOGENIZACIÓN Y TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO

En esta etapa se incluyen la mezcla y homogenización de las dos corrientes anteriormente tratadas, y los consecutivos tratamientos de neutralización, coagulación-floculación y flotación con aire disuelto.

La figura 40 muestra las corrientes y equipos que intervienen en ésta etapa. Las corrientes de descarga desde los separadores de hidrocarburos (3), sumada a la descarga desde el tratamiento de cianuros (35) y dos recirculaciones (36 y 37), provenientes de las posteriores operaciones de filtración y centrifugado, descargan en la pileta de homogenización (L-3606). Mediante la acción de dos agitadores sumergibles, las corrientes se mantienen homogéneas y el caudal constante (5) es bombeado hacia el mezclador estático.

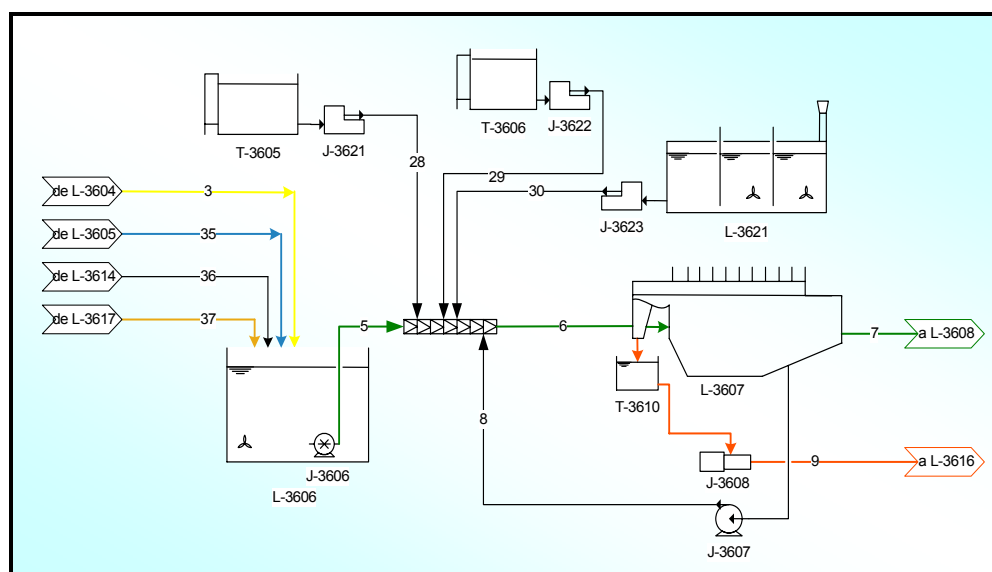


Figura 40. Tratamiento de homogenización y fisicoquímico.

El pH estimado de la corriente es levemente alcalino, por lo que debe ser neutralizado agregando ácido sulfúrico (29). La dosificación en el mezclador estático se determina para alcanzar una concentración de 20 [mg/l] en la corriente.

La coagulación ocurre en el mezclador estático, mediante la adición de Policloruro de Aluminio (28) hasta una concentración, predeterminada por ensayos de jarras, de 20 [mg/l]. A

continuación, y para completar el tratamiento de coagulación-floculación, se adiciona un Polielectrolito (30), calculado para alcanzar 2 [mg/l] en la corriente.

La corriente desde el mezclador estático descarga (6) en el equipo DAF (L-3607), en el cual se realiza la flotación con aire disuelto. El tratamiento se realiza sometiendo una fracción de la corriente (8) a presión introduciendo simultáneamente aire comprimido. El caudal recirculado (8) destacado en la tabla 31, es el caudal nominal de la bomba de recirculación, pudiendo ajustarse a una fracción del flujo de la bomba según sea necesario. El tratamiento de flotación con aire disuelto permite la separación de una corriente limpia (7) con una alta remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos y una corriente de fangos (9), destacada en la tabla 31. El caudal de fangos se calcula considerando un 1% de la corriente de alimentación al tratamiento fisicoquímico.

Tabla 31. Balances de masa de homogenización y tratamiento fisicoquímico.

Corrientes	3	5	6	7	8	9
Flujo volumétrico [l/h]	79962	108466	133602	107478	25000	1085
Flujo másico [k/h]	79882	108357	133468	107371	24975	1123
Densidad [k/l]	0,999	0,999	0,999	0,999	1,00	1,035
DQO [mg/l]	460,0	636	547,35	165,6	165,6	47194
SST [mg/l]	420,0	759	680,24	343,0	343,0	41893,91
Ac-Gr [mg/l]	25,0	18	17,24	12,2	12,2	637
Cianuros [mg/l]	0	0,41	0,42	0,4	0,4	-
Fenoles [mg/l]	0	40,80	40,82	41,2	41,2	-
pH	7,5	7,9	-	-	-	-
Masa Entrada [k/h]	79882	-	-	-	-	-
Masa Salida [k/h]	-	-	-	107371	-	1123

En esta etapa se considera una eficiencia del 70% en la eliminación de DQO, 50% para sólidos suspendidos totales, y un 30% en aceites y grasas. La corriente tratada (7) descarga por gravedad hacia el tratamiento biológico.

Continuación Tabla 31

Corrientes	28	29	30	35	36	37	Total
Flujo volumétrico [l/h]	10,92	1,19	118,76	15008	12349	1147	
Flujo másico [k/h]	14,84	2,21	118,76	14993	12337	1146	
Densidad [k/l]	1,36	1,86	1,00	0,999	0,999	0,999	
DQO [mg/l]	0	0	0	2145,9	0	0	
SST [mg/l]	0	0	0	0	2687	13551	
Ac-Gr [mg/l]	0	0	0	0	0	0	
Cianuros [mg/l]	0	0	0	3,0	0	0	
Fenoles [mg/l]	0	0	0	294,8	0	0	
pH	-	-	-	10	-	-	
Masa Entrada [k/h]	14,84	2,21	118,76	14993	12337	1146	108493
Masa Salida [k/h]	-	-	-	-	-	-	108493

5.1.4. TRATAMIENTO BIOLÓGICO

El tratamiento biológico, como se muestra en la figura 41, se inicia con la homogenización de la corriente proveniente del DAF (7). En esta etapa, se busca alcanzar la relación entre los nutrientes, adicionando nitrógeno (31) y fósforo (32) en la pileta (L-3608). Para determinar la dosificación de nutrientes se ha utilizado la proporción DQO: N: P = 150: 5: 1, considerando la DQO en la corriente de alimentación a la etapa biológica (7), y el aporte de nitrógeno y fósforo en los compuestos dosificados (urea y fosfato diamónico).

En la siguiente etapa, se adicionan a la corriente homogenizada (10) los fangos biológicos (20) y la aireación, comenzando la operación biológica para la degradación de la materia orgánica (DQO), destacando la del fenol dentro de los compuestos orgánicos que son controlados en la salida de la Unidad.

Finalmente, la descarga de la operación biológica (11) alimenta al decantador secundario (L-3612) para la separación de los fangos biológicos. La decantación secundaria permite la recuperación de los fangos (13) para su recirculación, y un efluente clarificado (12). La corriente de flotantes (14) se compone de las posibles pérdidas de microorganismos por rebalse, dirigiéndose al tratamiento de fangos.

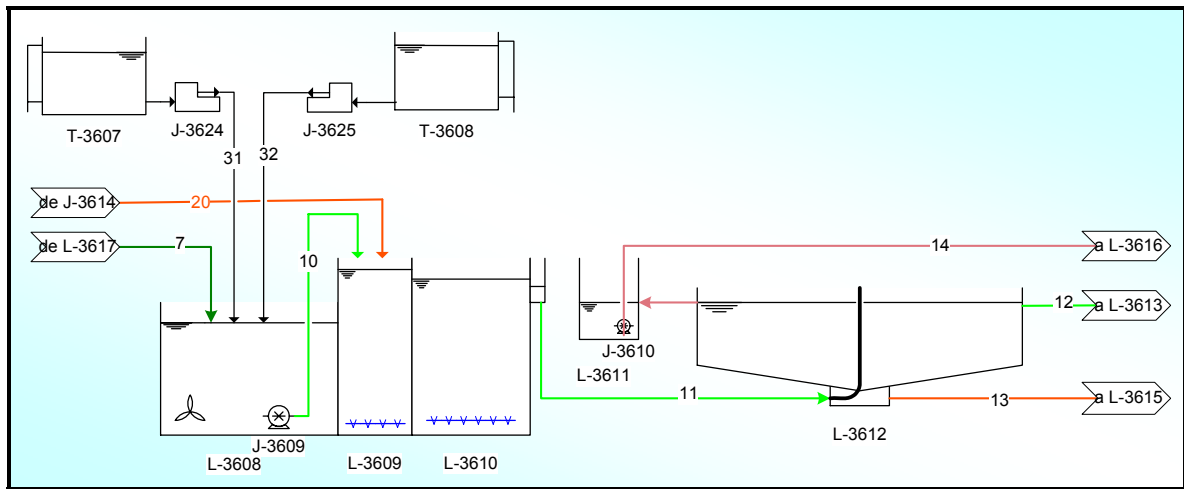


Figura 41. Tratamiento biológico.

Tabla 32. Balance de masa en tratamiento biológico.

Corrientes	7	10	11	12	13
Flujo Volumétrico [l/h]	107478	107480	215945	102906	109107
Flujo Másico [k/h]	107371	107372	215729	102804	112925
Densidad [k/l]	0,999	0,999	0,999	0,999	1,035
DQO [mg/l]	165,6	165,6	41,21	60,53	24,47
SST [mg/l]	343,0	343,0	170,72	358,24	0,00
Ac-Gr [mg/l]	12,2	12,2	6,06	12,71	0,00
Cianuros [mg/l]	0,4	0,4	0,208	0,21	0,21
Fenoles [mg/l]	41,2	41,2	0,41	0,42	0,42
pH	-	7	-	6-9	-
Masa Entrada [k/h]	107371	-	-	-	-
Masa Salida [k/h]	-	-	-	102804	112925

Continuación de Tabla 32

Corrientes	14	20	31	32	Total
Flujo Volumétrico [l/h]	0,50	107711	Sólido	Sólido	
Flujo Másico [k/h]	0,5	108357	1,19	0,26	
Densidad [k/l]	0,999	1,006	-	-	
DQO [mg/l]	-	-	-	-	
SST [mg/l]	-	-	-	-	
Ac-Gr [mg/l]	-	-	-	-	
Cianuros [mg/l]	-	-	-	-	
Fenoles [mg/l]	-	-	-	-	
pH	-	-	-	-	
Masa Entrada [k/h]	-	108357	1,19	0,26	215729,45
Masa Salida [k/h]	0,5	-	-	-	215729,5

En la tabla 32 se muestran en detalle la composición de las corrientes que intervienen en el tratamiento biológico. Fueron considerados para el cálculo de las composiciones una reducción del 50% de DQO y 98% de fenol en el tratamiento de fangos activos, y un 30% de DQO en la recuperación de fangos en el decantador secundario.

La corriente de flotantes del decantador secundario (14) destacado en la tabla 12, puede ser modificado manualmente. El flujo, fijado en medio litro por hora, es considerablemente menor en comparación con la alimentación. La corriente de recirculación de fangos activos (20) se ha considerado una recirculación de 100% del caudal de alimentación al DAF (5).

5.1.5. TRATAMIENTO DE FANGOS

El tratamiento de fangos ilustrado en la figura 42, consiste en la recirculación de fangos biológicos y el tratamiento de estabilización y concentración de lodos mixtos.

Los fangos biológicos, separados en el decantador secundario, descargan (13) en la pileta de fangos secundarios (L-3615) desde la cual son recirculados al selector aerobio. La

recirculación de fangos se controla relacionando la corriente de alimentación (5) con la descarga de los fangos (20). El factor que relaciona la recirculación puede variar entre 0,5 y 2, utilizando el factor 1 como valor operacional y en el balance de masa.

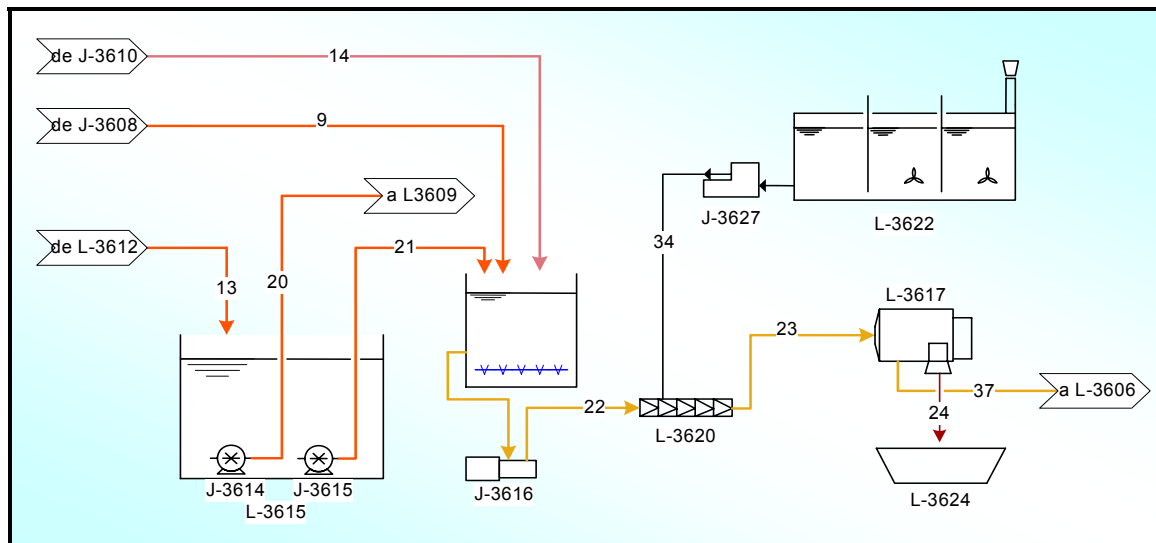


Figura 42. Tratamiento de fangos.

El tratamiento de estabilización y centrifugado es aplicado al exceso de fangos biológicos (21), a los fangos primarios (9) (separados en el DAF) y a los flotantes de decantador secundario (14).

La estabilización se realiza mediante la digestión aerobia de los fangos mixtos y a continuación se realiza el centrifugado. Para conseguir mejores concentraciones se adiciona un Floculante (34) previamente preparado en el equipo (L-3622). La operación de centrifugación permite conseguir una deshidratación de entre un 18 a un 22%, utilizando para este calculo el valor medio de 20%. Se genera de la operación de centrifugación una corriente de rechazo (37), recirculada a la pileta de homogenización (L-3606). En detalle se pueden ver las corrientes descritas en el tratamiento de fangos en la tabla 33.

Aunque el diseño considera una operación de 11 horas al día para el tratamiento de centrifugación, para determinar el caudal de las corrientes se han considerado flujos continuos.

Tabla 33. Balance de masa en tratamiento de fangos.

Corrientes	9	13	14	20	21
Flujo Volumétrico [l/h]	1085	109107	0,50	107711	4541
Flujo Másico [k/h]	1123	112925	0,5	108357	4568
Densidad [k/l]	1,035	1,035	0,999	1,006	1,006
DQO [mg/l]	47193,86	24,47	-	-	587,95
SST [mg/l]	41893,91	0,00	-	-	0,00
Ac-Gr [mg/l]	637,06	0,00	-	-	0,00
Cianuros [mg/l]	-	0,21	-	-	-
Fenoles [mg/l]	-	0,42	-	-	-
Masa Entrada [k/h]	1123	112925	0,5	-	-
Masa Salida [k/h]	-	-	-	108357	-

Continuación tabla 33.

Corrientes	22	23	24	34	37	Total
Flujo Volumétrico [l/h]	5618	5656	3819,6	3819,56	1145,9	
Flujo Másico [k/h]	5691	5729	4583,5	38,20	1145,9	
Densidad [k/l]	1,013	1,013	1,20	1,00	1,00	
DQO [mg/l]	9586,68	-	-	-	-	
SST [mg/l]	8088,25	11896,8	13550,95	0	13550,95	
Ac-Gr [mg/l]	122,99	180,9	267,88	0	0,00	
Cianuros [mg/l]	-	-	-	-	-	
Fenoles [mg/l]	-	-	-	-	-	
Masa Entrada [k/h]	-	-	-	38,2	-	114086,7
Masa Salida [k/h]	-	-	4583,5	-	1145,9	114086,4

5.1.6. FILTRACIÓN Y DESCARGA A EMISARIO MARINO

En el tratamiento de filtración y la descarga hacia el emisario marino, ilustrado en la figura 43, la corriente que descarga desde el tratamiento biológico (12) es acumulada en la pileta previa a filtración (L-3613), desde la cual es bombeada a los filtros de arena (L-3614 A/B). La corriente que alimenta a los filtros (15) es desinfectada, agregando hipoclorito de sodio (33), y dividida en dos partes iguales para alimentar a los filtros (16), que operan paralelamente.

La operación filtración terciaria es continua, y se realiza por lo tanto la filtración y lavado de arena en forma paralela. Una fracción de la corriente limpia se utiliza para realizar el lavado de arena (18) en cada uno de los equipos de filtración. El caudal de rechazo de los filtros varía entre un 2 a un 12% de la corriente de alimentación a los filtros (15), utilizando para el cálculo de este flujo, el valor máximo de 12%. La suma de ambas corriente de lavado se unen (36), y esta es descargada a la pileta de homogenización (L-3606).

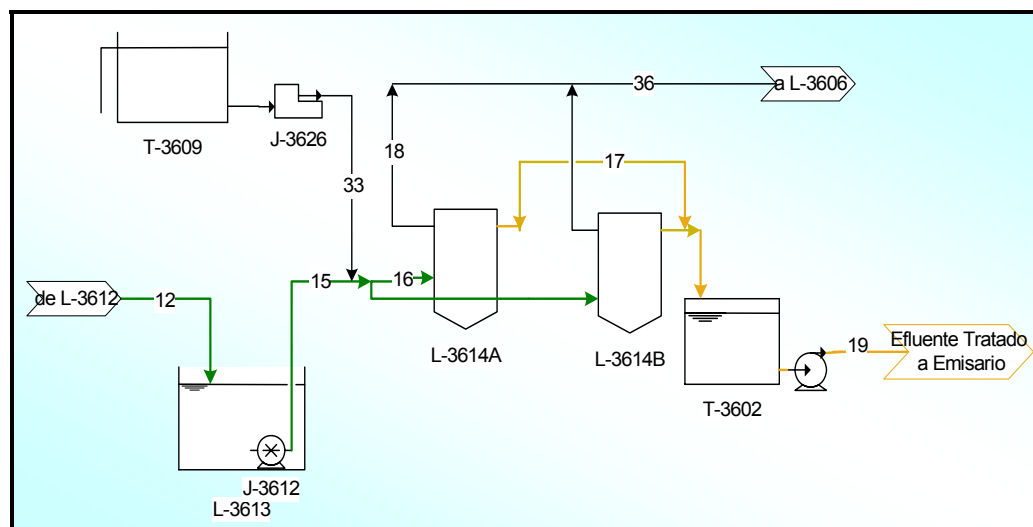


Figura 43. Tratamiento de filtración y descarga a emisario marino.

Desde cada equipo descarga una corriente filtrada (17), las cuales son acumuladas en una pileta (T-3602), para ser seguidamente bombeada una corriente (19) al emisario marino. La operación de filtrado permite una alta reducción de los sólidos suspendidos totales, por lo cual se utiliza, para el cálculo, un rendimiento del 90% para éste parámetro.

Tabla 34. Balance de masa en tratamiento de filtración y descarga a emisario marino.

Corrientes	12	15	16	17
Flujo Volumétrico [l/h]	102906	102906	51454	45280
Flujo Másico [k/h]	102804	102804	51403	45235
Densidad [k/l]	0,999	0,999	0,999	0,999
DQO [mg/l]	60,53	60,53	60,53	68,79
SST [mg/l]	358,24	358,24	358,23	40,71
Ac-Gr [mg/l]	12,71	12,71	12,71	14,44
Cianuros [mg/l]	0,21	0,21	0,21	0,24
Fenoles [mg/l]	0,42	0,42	0,42	0,47
pH	6-9	6-9	6-9	6-9
Masa Entrada [k/h]	102804	-	-	-
Masa Salida [k/h]	-	-	-	-

Continuación Tabla 34.

Corrientes	18	19	33	36	Total
Flujo Volumétrico [l/h]	6175	90560	2,30	12349	
Flujo Másico [k/h]	6168	90469	2,5	12337	
Densidad [k/l]	0,999	0,999	1,07	0,999	
DQO [mg/l]	0	68,79	-	0	
SST [mg/l]	2687	40,71	-	2687	
Ac-Gr [mg/l]	0	14,44	-	-	
Cianuros [mg/l]	-	0,24	-	-	
Fenoles [mg/l]	-	0,47	-	-	
pH	6-9	6-9	-	-	
Masa Entrada [k/h]	-	-	2,5	-	102806,5
Masa Salida [k/h]	-	90469	-	12337	102806

En la tabla 34 se muestra el detalle de las corrientes en el área de filtración y descarga al emisario marino, calculadas a partir de los valores medios de diseño. Se destaca en la tabla 34, la corriente de descarga hacia el emisario marino (19), donde los parámetros objetivo

calculados (DQO, SST, aceites y grasas, cianuros y fenoles) se encontrarían bajo los límites de descarga especificados por la norma (Anexo B. Apartado B-1 Tabla N° 4).

5.2. EVALUACIÓN DE RESULTADOS

El desarrollo del balance de masa de la unidad, implica la necesidad de corroborar los resultados obtenidos. Resulta interesante reflejar de alguna manera cual es la fiabilidad de los resultados. La forma idónea de medir esta fiabilidad sería determinar punto a punto si los resultados del balance de masa se ajustan a los datos reales. Para realizar esta verificación se utilizan los valores de análisis del laboratorio de la Unidad de Tratamiento de Efluentes, obtenidos durante la etapa de vertido del efluente de la operación de puesta en marcha hacia el emisario marino.

Los parámetros controlados son el flujo, DQO, aceites y grasas, sólidos suspendidos totales, fracción volátil de sólidos suspendidos en el licor mezcla (MVLSS mixed liquor volatile suspended solids), fracción fija sólidos suspendidos en licor mezcla (MLSS mixed liquor suspended solids) hidrocarburos, índice de fenol, sulfuros, cianuros, fósforo, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total, y pH (Anexo C).

De los parámetros mencionados, el flujo y DQO, organizados en la tabla 35, son los disponibles para la verificación del balance de masa, por la mayor cantidad de análisis realizados durante la operación de puesta en marcha.

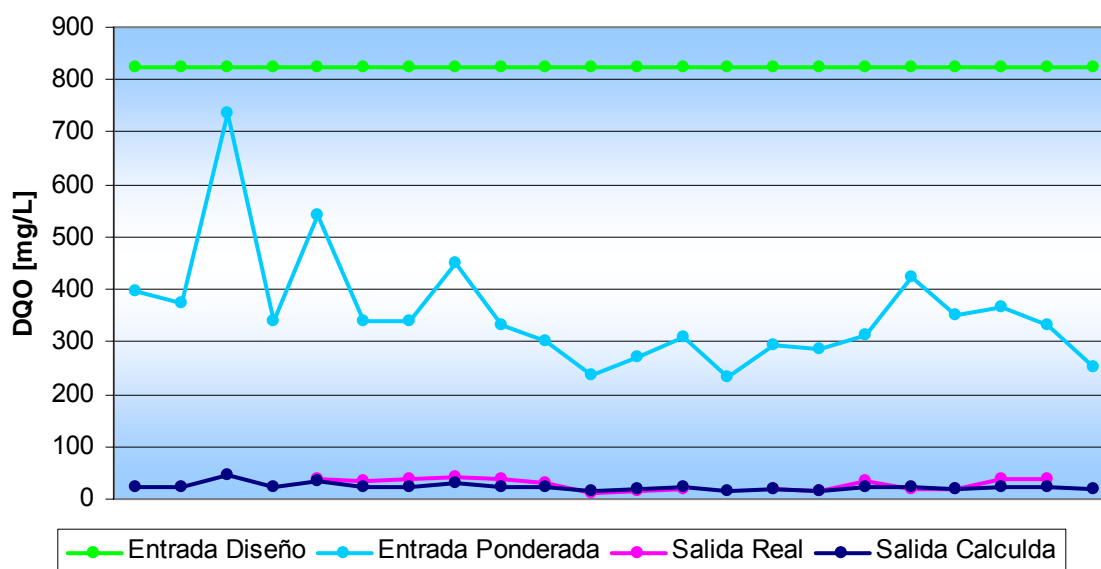
Tabla 35. Comparativa de valores de DQO de entrada y salida.

Día	Entrada Aguas Aceitosas		Entrada Aguas Ácidas		Entrada Ponderada	Salida Planta	Salida Calculada
	Flujo [m ³ /día]	DQO [mg/l]	Flujo [m ³ /día]	DQO [mg/l]	DQO [mg/l]	DQO [mg/l]	DQO [mg/l]
1	360	486	360	304	395,00		24,67
2	360	477	360	268	372,50		23,13
3	360	1177	360	297	737,00		44,14
4	360	334	360	342	338,00		21,69
5	360	765	360	315	540,00	37,4	33,02
6	360	326	360	350	338,00	34,7	21,75
7	600	303	195	444	337,58	36,5	21,44
8	600	471	360	412	448,88	42,3	30,21
9	600	259	360	449	330,25	37,2	23,07
10	600	196	360	479	302,13	32,4	21,50
11	600	185	360	319	235,25	10,8	16,42
12	600	212	360	364	269,00	15,0	18,78
13	600	277	360	360	308,13	18,2	21,18
14	600	216	105	327	232,53		13,85
15	600	253	360	358	292,38	18,3	20,19
16	600	279	45	364	284,93	16,6	16,00
17	600	291	360	344	310,88	36,2	21,26
18	600	432	105	367	422,32	20,5	24,68
19			360	352	352,00	20,2	18,98
20	360	360	300	377	367,73	36,7	22,73
21	360	294	360	373	333,50	37,9	21,66
22	360	253			253,00		20,05

Los valores de flujo y DQO de entrada de aguas aceitosas y aguas ácidas, y salida de planta son resultado de los medidores de flujo y análisis en el laboratorio de la Unidad, respectivamente. Utilizando los valores de alimentación, se determina la DQO ponderada en la entrada, solamente para facilitar la visualización de las concentraciones de éste parámetro en la

alimentación. Los valores de DQO de salida calculada, se determinan mediante el balance de masa a partir de los datos de entrada, mediante la planilla Excel.

Se muestra en la gráfica 11, la concentración de DQO de diseño, DQO ponderados en la alimentación, y los valores de DQO de salida, reales y calculados. En cuanto a los valores de entrada es necesario comentar que se encuentran por debajo de los valores de diseño (tabla 1 y tabla 3 Capítulo 2) para las corrientes de aguas aceitosas y aguas ácidas, calculado un ponderado de DQO de 823 [mg/l] en la alimentación a partir de la información de diseño. En la gráfica, además, es posible contrastar los valores de salida con los valores reales y verificar de manera visual la variación entre ellos.



Gráfica 11. DQO Entrada ponderada, DQO salida real y DQO salida calculada.

En la tabla 36 se muestran los datos de DQO de salida de planta, efectivamente obtenidos mediante análisis del laboratorio, y los datos de DQO de salida obtenidos mediante el balance de masa. Considerando la DQO de alimentación y salida, son calculados los porcentajes de remoción reales y calculados, y contrastados los resultados para determinar la diferencia porcentual entre ambos valores.

Se han destacado en la tabla 36, los valores que presentan mayores diferencias entre los porcentajes de remoción. Del total de 16 datos, 7 muestran diferencias mayores a un 3%, solo 1 dato muestra una diferencia mayor a 5%.

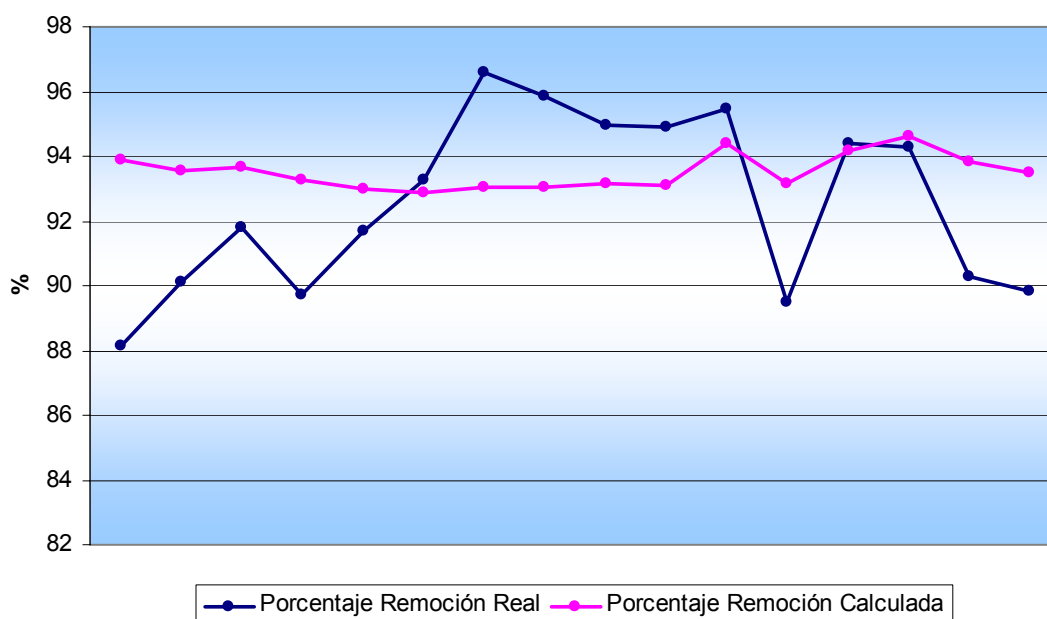
Tabla 36. Porcentaje de remoción real y calculada.

Día	Entrada Planta ⁵ DQO [mg/L]	Salida Real DQO [mg/L]	Salida Calculada DQO [mg/L]	Porcentaje Remoción Real	Porcentaje Remoción Calculada	Desviación de Porcentajes de Remoción
5	540,00	37,4	33,02	88,13	93,89	6,53%
6	338,00	34,7	21,75	90,09	93,57	3,86%
7	337,58	36,5	21,44	91,78	93,65	2,04%
8	448,88	42,3	30,21	89,73	93,27	3,94%
9	330,25	37,2	23,07	91,71	93,01	1,42%
10	302,13	32,4	21,50	93,24	92,88	0,38%
11	235,25	10,8	16,42	96,61	93,02	3,72%
12	269,00	15	18,78	95,88	93,02	2,98%
13	308,13	18,2	21,18	94,94	93,13	1,91%
15	292,38	18,3	20,19	94,89	93,09	1,89%
16	284,93	16,6	16,00	95,44	94,38	1,11%
17	310,88	36,2	21,26	89,48	93,16	4,12%
18	422,32	20,5	24,68	94,41	94,16	0,27%
19	352,00	20,2	18,98	94,26	94,61	0,37%
20	367,73	36,7	22,73	90,27	93,82	3,94%
21	333,50	37,9	21,66	89,84	93,51	4,08%

Utilizando los resultados de los análisis de DQO en la entrada y salida de la unidad, se obtienen los porcentajes de remoción reales, y a partir de los mismos valores de entrada de DQO y los valores de salida de DQO calculados en el balance de masa, se han determinado los porcentajes de remoción calculada. En la gráfica 12, es posible verificar la diferencia que se genera para cada día efectivo de medición, entre el porcentaje de remoción real y el porcentaje

⁵ Concentración DQO [mg/L] de entrada ponderada Anexo C Tabla C-1.

de remoción calculada mediante el balance de masa. Se manifiesta en la gráfica, que los porcentajes de remoción, calculados a partir de los datos reales, son más variables, mientras que los obtenidos a partir de los datos calculados son más homogéneos. La razón de esto podría deberse a que al realizar cada uno de los cálculos para obtener la DQO de salida mediante el balance de masa, las condiciones operacionales (porcentajes de remoción en cada etapa, dosificaciones, recirculaciones, etc. se mantienen constantes) tabla 27 Capítulo 5, se mantienen constantes, mientras que en las condiciones reales de puesta en marcha, estas condiciones son variables. Es posible deducir que las diferencias manifestadas en la determinación entre los datos de salida reales y calculados son producto de las variables de operación, y de la complejidad de las operaciones que componen la Unidad de Tratamiento.



Gráfica 12. Porcentaje de remoción global real y calculada.

Se presenta gran dificultad para eliminar las desviaciones que se presentan entre los datos reales y calculados, al no existir una mayor cantidad de puntos de medición durante la operación de puesta en marcha, y por otra parte, la dificultad de manipular las condiciones operacionales en función de las características de las corrientes de alimentación.

5.2.1. ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de datos se ha realizado considerando las dos poblaciones de datos, DQO de salida reales (X_1) y DQO de salida calculados (X_2). La comparación se realiza para determinar la variabilidad de las dos poblaciones independientes son iguales o diferentes, mediante el test de distribución F [1].

Como se muestra en la tabla 37, se resumen los valores de las medidas de dispersión para las muestras X_1 y X_2 (Anexo E).

Tabla 37. Resumen de medidas estadística descriptiva.

Medidas de Dispersión	X_1	X_2
Tamaño de muestra (n)	16	22
Media muestral (\bar{x})	28,18	22,74
Desviación estándar (S)	10,5	6,35
Varianza muestral (S^2)	110,43	40,3

La prueba se realiza planteada la hipótesis nula de iguales varianzas poblacionales:

$$H_0: \sigma_1 = \sigma_2$$

Y la hipótesis alternativa:

$$H_1: \sigma_1 \neq \sigma_2$$

Luego se obtiene F de tabla para n_1-1 , n_2-1 grados de libertad a un error α .

Si $F < F_{\alpha}$, entonces H_0 es verdadera. En caso contrario, H_1 es verdadera.

Se determina el estadístico de prueba F: $F = \frac{S_1^2}{S_2^2}$ considerando en el numerador el valor de mayor de varianza y en el denominador el de menor varianza.

$$F = \frac{110,43}{40,3} = 2,74$$

Luego, se verifican los valores F de tabla, para diferentes niveles de significación, y se comparan con el estadístico de prueba F.

Tabla 38. Valores críticos de distribución F.

Nivel de Significación	F
10,0%	1,8271
5,0%	2,1757
2,5%	2,5338
1,0%	3,0300
0,5%	3,4300

De acuerdo a los valores de tabla F de Fisher, mostrados en la tabla 38, para los diferentes niveles de significación de 10%, 5%, 2,5%, 1% y 0,5%, comparados con el estadístico obtenido $F = 2,74$, éste valor se ubicaría en la tabla entre 2,5% y 1%, ya que es mayor a 2,5338 y menor a 3,03. Entonces es posible rechazar la hipótesis nula, que indica que las varianzas poblacionales son iguales, y admitir la hipótesis alternativa, la cual indica que las varianzas poblacionales son diferentes, debido a la baja probabilidad de que se cumpla la hipótesis nula.

El análisis de varianza realizado para la comparación de las muestras de valores reales y los valores calculados para el parámetro DQO mediante la aplicación del balance de masa, indica que la estimación de los valores de salida presentan diferencias significativas respecto de los valores reales. La diferencia entre los valores reales y calculados no permite el uso de la aplicación del balance de masa para predecir condiciones de salida, debido principalmente a la variación de las condiciones operacionales durante el tratamiento.

CAPÍTULO 6:
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1. CONCLUSIONES

Una vez desarrolladas las actividades para la puesta en marcha de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600 en ENAP Refinerías Aconcagua, se han obtenido los resultados que permiten presentar un conjunto de conclusiones.

1. La evaluación de la puesta en marcha de la unidad indica que la planta se encuentra operativa, debido a que el control de los contaminantes asociados a los residuos líquidos, muestra que las concentraciones cumplen con los objetivos del tratamiento y se encuentran bajo norma de emisión que establece la concentración máxima de contaminantes permitida para residuos líquidos descargados a los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales, dentro de la zona de protección litoral.

Por otra parte, la operación ha revelado falencias en el diseño, principalmente la baja concentración de material biodegradable disponible para la operación, especialmente para el tratamiento biológico. Para sostener la operación biológica se implementaron la detención del tratamiento fisicoquímico y la incorporación de fuentes adicionales de DBO, estas acciones son indicativas de que se han sobredimensionado las operaciones que componen el tratamiento.

2. Las variables de proceso permiten modificar las condiciones operacionales de la unidad de tratamiento, el conocimiento e intervención de las variables de proceso permiten alcanzar mayor eficiencia en la remoción de los contaminantes.

Los flujos, dosificaciones, concentración de oxígeno disuelto, pH, razón de recirculación de fangos activos y tiempos de reacción o residencia, son las principales variables que se intervienen en la operación y son controladas a través del sistema de control automático PLC.

Se presentan otras variables que también son intervenidas, pero de manera manual, como es el caso de nivel de interfase agua/aceites para la recuperación de aceites, nivel de fangos y arenas, flujo de fangos primarios, flujo de rechazo de filtros.

Finalmente, existen variables que son simplemente verificadas como es el caso de la temperatura y potencial redox en el tratamiento biológico. No ha sido considerada la intervención de la temperatura debido a que los estanques se encuentran abiertos y la temperatura de las corrientes se ajustaría a la temperatura ambiental, y el potencial redox es medido para evaluar las reacciones de oxidación de las reacciones biológicas, el tratamiento biológico no puede ser modificado a través de ésta variable operacional, sino mediante variables como oxígeno disuelto, razón de recirculación de fangos primarios y dosificación de nutrientes, principalmente.

3. Una vez alcanzados los objetivos de la Unidad de Tratamiento que establece la normativa que rige el vertido del efluente al emisario marino de ENAP Refinerías Aconcagua, es posible evaluar el rendimiento global de la operación de puesta en marcha.

Para los compuestos controlados mediante análisis de laboratorio, los porcentajes de remoción son 94,5% de aceites y grasas, 99,1% de índice de fenol, 91,7% de DQO, 51% de sólidos suspendidos totales, 99,9% de sulfuros, 99,4% de hidrocarburos totales, 96,5% de cianuro y 77,2% de nitrógeno total. Con estos rendimientos, se estima que el porcentaje de remoción global de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600 es superior al 90%, concluyendo que se ha alcanzado una operación eficiente en su función depuradora de los compuestos contaminantes presentes en el agua residual.

4. El desarrollo de un balance de masa, con la aplicación de Macro de Excel, permite determinar caudal y composición de las corrientes intermedias y de salida de la Unidad. Esta aplicación permite además, estimar dosis de reactivos, consecuentemente sus costos y frecuencias de llenado, estimar la corriente de recuperación de aceites y grasas, y principalmente la corriente de fangos deshidratados.

Los fangos deshidratados son finalmente un subproducto resultante del tratamiento depurador de las aguas residuales, como resultado, los contaminantes que se han separado del agua residual se han concentrado en esta corriente de fangos. Surge la problemática adicional de la disposición final para éste volumen de fangos y el costo asociado. En el caso de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600, los fangos son retirados por un gestor autorizado.

5. Del análisis e interpretación de los datos obtenidos mediante el balance de masa y comparados con datos reales para el parámetro DQO obtenidos de los análisis de laboratorio interno de la Unidad de Tratamiento de Efluentes, se ha concluido que existe una baja probabilidad de que no exista variabilidad entre los datos calculados y reales. La diferencia puede estar radicada en que los datos calculados fueron obtenidos considerando fijas las variables operacionales de diseño, en cuanto a remoción, dosificaciones, etc.

A partir de ésta información se puede apreciar que el balance de masa permite calcular condiciones intermedias y de salida, considerando las condiciones operacionales efectivas para el día de análisis, pero no permite predecir condiciones de salida, debido principalmente a la variabilidad de las condiciones operacionales.

6.2. RECOMENDACIONES

6.2.1. PREVENCIÓN DE ESCAPES DE ACEITES

En el tratamiento de aguas con aceites, específicamente en los equipos separadores de aceites L-3603 A/B, se presenta una variable de proceso que fue diseñada para ser intervenida de forma manual, la regulación del nivel del skimmer que recoge los aceites y grasas.

De manera de automatizar la recuperación de aceites y grasa, y proteger el tratamiento de posibles escapes de aceites, ambos equipos separadores L-3603 A/B podrían estar equipados con un obturador automático en la cámara separadora de hidrocarburos. Un obturador automático es un flotador (en general tarado para una densidad de hidrocarburos de 0,85 K/l) el cual sigue la interfase agua/hidrocarburos en función de la acumulación de hidrocarburos, provocando el cierre de la salida cuando la capacidad de retención del separador se ha alcanzado.

6.2.2. MONITOREO DE CONCENTRACIÓN DE CIANUROS

El tratamiento de cianuros tiene como finalidad disminuir la concentración de este compuesto en las aguas residuales, para dar cumplimiento a la normativa vigente que regula su descarga. Análogamente, este tratamiento evita que el contenido de cianuros en la corriente perturbe tratamientos posteriores, especialmente el tratamiento biológico, en el cual las altas concentraciones de cianuros pueden inhibir las reacciones biológicas, incluso destruir la biomasa cuando se han alcanzado concentraciones tóxicas.

A pesar de que el tratamiento de cianuros permite la reducción de la concentración de este compuesto en la corriente, solo se contempla el análisis a la entrada y salida de la Unidad de Tratamiento, y no ha sido previsto el monitoreo puntual a la salida del tratamiento de cianuros. Esta deficiencia no permite visualizar si la concentración de cianuros a la salida del tratamiento de cianuros tendrá efectos negativos al avanzar a las siguientes operaciones.

Se propone incluir un dispositivo de análisis periódico que permita cuantificar la concentración de cianuros en la corriente de salida del tratamiento. En base a estos resultados, y considerando la dilución de la corriente, es posible evaluar si la concentración de cianuros pudiera tener efectos negativos en los tratamientos posteriores. Considerando esta información es posible tomar la decisión de desviar o recircular la corriente si fuera necesario.

6.2.3. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

Para un tratamiento biológico eficiente es necesario condiciones adecuadas en varios aspectos, uno de ellos es la adecuada relación entre DBO_5 y nutrientes. El parámetro DBO_5 usualmente se relaciona en la operación de plantas de tratamiento con el parámetro DQO, ya que es más rápido y menos costoso de analizar. La relación de equilibrio que se utiliza durante la operación para determinar las concentraciones de nitrógeno y fósforo es DQO: N: P = 150: 5: 1. La dificultad que generalmente se presenta durante una operación biológica de fangos activos es el desequilibrio de ésta condición debido a las altas concentraciones de nutrientes, ya sea de nitrógeno o fósforo.

Se recomienda por lo tanto, evaluar métodos adicionales de eliminación biológica de nutrientes, mediante la implementación de configuraciones de zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas para remover en forma conjunta la materia orgánica y los nutrientes.

6.2.4. EVALUACION DEL TRATAMIENTO BIOLÓGICO

La operación de puesta en marcha de la unidad deja en evidencia la baja concentración de DBO disponible para el tratamiento biológico. Para sustentar el tratamiento biológico fue necesario implementar medidas para aumentar el material biodegradable disponible. Las medidas fueron detener el tratamiento fisicoquímico, previo al tratamiento biológico, de modo que esta operación no reduzca aun más el contenido de DBO, y agregar fuentes adicionales de DBO, para lo cual fue adicionado azúcar.

Esta condición expone el posible sobredimensionamiento del tratamiento, ya que los tratamientos de separación de aceites, tratamiento de cianuros y tratamiento fisicoquímico podrían reducir los niveles de los compuestos contaminantes presentes en el agua residual por debajo de la normativa. Por ello, se recomienda evaluar el agua residual a la salida del tratamiento fisicoquímico, y determinar si es necesaria la aplicación del tratamiento biológico.

REFERENCIAS

- [1] Canavos, George C. 1988. Probabilidad y Estadística: aplicaciones y métodos. Primera Edición en Español. México. McGraw-Hill/Interamericana de México S.A.

- [2] Chang, Raymond. 2002. Química General. Séptima Edición en Español. McGraw-Hill

- [3] Chamy, Rolando. 2003. Avances en Biotecnología Ambiental: Tratamiento de Residuos Líquidos y Sólidos. Volumen II. Archivos de Ingeniería Bioquímica, PUCV.

- [4] Díaz, José A. 1991. Depuración de Aguas Residuales. Madrid. Ministerio de Obras Publicas y Transportes.

- [5] Dupré, Nicole. 2006. Optimización de funcionamiento del sistema de Lodos Activados utilizados en la remoción de fenoles de ENAP Refinerías. Tesis de Grado para optar al título de Ingeniero Civil Químico de la Universidad Técnica Federico Santa María.

- [6] EGEVASA, Empresa General Valenciana de Agua S.A. 1998. Microbiología de la Depuración mediante Fangos Activados.

- [7] ENAP Grupo de Empresas. Memoria Anual 2008.

- [8] Hernández Sampieri, Roberto, Fernández-Collado, Carlos y Baptista Lucio, Pilar. 2006. Metodología de la Investigación. Cuarta Edición. México. McGraw – Hill Interamericana de México S.A.

- [9] Levin, Morris, and Gealt, Michael. 1997. Biotratamiento de Residuos Tóxicos y Peligrosos. Selección, Estimación, Modificación de Microorganismos y Aplicaciones. McGraw-Hill/Interamericana de España.

- [10] Manual de operaciones de la Unidad de Tratamiento de Efluentes 3600, Aqualia Industrial. 2007.

[11] Metcalf & Eddy. 1995. Ingeniería de Aguas Residuales: tratamiento, vertido y reutilización, Volumen I, Tercera Edición. McGraw-Hill.

[12] Metcalf & Eddy. 1995. Ingeniería de Aguas Residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Volumen II, Tercera Edición, McGraw-Hill.

[13] Rigola, Miguel. 1999. Tratamiento de Aguas Industriales: aguas de proceso y residuales. Marcombo. Boixareu Editores.

[14] Treybal, Robert. 1996. Operaciones de Transferencia de Masa. Segunda Edición. McGraw-Hill.

SITIO WEB

[1] Nemerow, Nelson L. and Dasgupta Avijit. 1998. Tratamiento de Vertidos Industriales y Peligrosos [on-line]. Madrid. Ediciones Díaz de Santos S.A.

<http://books.google.com/books?id=KDmjTWMEuaoC&printsec=frontcover&dq=Tratamiento+de+Vertidos+Industriales&hl=es#v=onepage&q=&f=false>, Internet, acceso Junio, Julio 2009.

[2] Ramalho, Rubens Sette. 1996. Tratamiento de Aguas Residuales [on-line]. Segunda Edición. Editorial Reverté S.A.

<http://books.google.com/books?id=30etGjzPXyWC&printsec=frontcover&dq=Tratamiento+de+Aguas+Residuales&hl=es#v=onepage&q=&f=false>, Internet, acceso Junio, Julio 2009.

[3] Martín, Antonio A. y Luna del Castillo, Juan de Dios. 2004. Bioestadística para las Ciencias de la Salud [on-line]. Madrid. Ediciones Norma – Capitel.

<http://books.google.com/books?id=kZ5NoA2BwjEC&printsec=frontcover&dq=para+las+Ciencias+de+la+Salud&hl=es#v=onepage&q=&f=false>, Internet, acceso Noviembre 2009.

[4] Comisión Nacional del Medio Ambiente.

www.conama.cl, Internet, acceso 2009.

[5] Superintendencia de Servicios Sanitarios

www.siss.cl, Internet, acceso 2009.

[6] Tablas de distribución F [on-line].

<http://personal.telefonica.terra.es/web/pegonrui/tablas-estadisticas/fsnedecor900.pdf>

<http://personal.telefonica.terra.es/web/pegonrui/tablas-estadisticas/fsnedecor950.pdf>

<http://personal.telefonica.terra.es/web/pegonrui/tablas-estadisticas/fsnedecor975.pdf>

<http://personal.telefonica.terra.es/web/pegonrui/tablas-estadisticas/fsnedecor990.pdf>

<http://personal.telefonica.terra.es/web/pegonrui/tablas-estadisticas/fsnedecor995.pdf>

Internet, Octubre, Noviembre 2009.

ANEXO A:
TRATAMIENTO DE RESIDUOS LÍQUIDOS
INDUSTRIALES

El agua es una sustancia fundamental que interviene en muchas operaciones industriales, del volumen utilizado en tales operaciones sólo una fracción bastante menor acaba en el producto final, resultando la mayor parte como residuos líquidos industriales, o como se denominan de forma abreviada, RILes.

Un residuo líquido industrial que es evacuado de las instalaciones donde fue generando con destino a cuerpos receptores de agua, ya sea natural o artificial, superficial o subterráneo, puede producir efectos indeseables, en la medida que supere la capacidad autodepuradora del medio que la recibe.

Un tratamiento de aguas residuales es un conjunto de operaciones que se utilizan para remover o transformar aquellos componentes definidos como contaminantes, molestos o con efectos nocivos para el medio ambiente, y ajustar la calidad del agua para su reutilización o a la normativa para verterla.

De acuerdo a la definición anteriormente mencionada, el tratamiento de aguas residuales esta integrado por procedimientos individuales que suelen clasificarse en operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios, y procesos biológicos unitarios, pero se ha extendido otro tipo de clasificación, que mas bien considera el nivel de tratamiento al cual es sometido el ril. Según la definición clásica, el tratamiento de aguas residuales esta dividido en un pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento terciario y tratamiento de lodos.

Antes de proceder a una descripción de los procesos disponibles para mejorar la calidad de las aguas, es conveniente revisar los parámetros utilizados para definir su calidad.

1. PARÁMETROS DE CALIDAD DE LOS RILES

Los parámetros de calidad de los riles son aspectos físicos, químicos y biológicos que son normalmente inspeccionados durante el tratamiento de aguas residuales, realizando mediciones de forma continua o discreta.

La variabilidad de los residuos líquidos esta principalmente definida por la amplia gama de operaciones industriales en las cuales han intervenido, concluyentemente, los parámetros que deben contemplarse para su análisis y control están determinados por la procedencia de las aguas residuales. Siendo éstos tan extensos, se describen a continuación los considerados ineludibles en la generalidad de las plantas depuradoras.

1.1. PARÁMETROS FÍSICOS

Las características físicas que son consideradas en la evaluación de las aguas residuales olor, color, temperatura, densidad y turbidez. Uno de los parámetros físicos de mayor control en el tratamiento de las aguas residuales es el contenido total de sólidos, que a su vez integra los sólidos sedimentables, suspendidos y disueltos. El contenido total de sólidos en la descarga se encuentra regida por la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas Continentales Superficiales, D. S. n° 90 (Anexo B).

- OLOR. Esta normalmente asociado a la descomposición anaerobia de la materia orgánica. Se puede asociar también a la presencia, en las aguas residuales, de compuestos con tendencia a producir olores durante las diferentes etapas del tratamiento.
- COLOR. Las aguas residuales presentan un color gris, que al aumentar el tiempo tiende a oscurecerse, para finalmente adquirir color negro. Generalmente, el color del agua residual se debe a la formación de sulfuros metálicos, el cual es generado de la reacción entre el sulfuro liberado en condiciones anaerobias con los metales presentes en el efluente.
- TEMPERATURA. Es un parámetro fundamental en la caracterización de las aguas residuales, dada su directa influencia en los aspectos operacionales del tratamiento de aguas residuales. Tiene directa relación con las velocidades de reacción en las reacciones químicas, la solubilidad de los gases, la estabilidad de las emulsiones y material coloidal, y afecta la actividad biológica. La temperatura de los riles se suele encontrar más elevada que lo normal, lo cual es determinante durante el tratamiento

biológico, la temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana se sitúa entre los 25 y 35°C, siendo sobrepasados estos niveles, los microorganismos se inhiben provocando una serie de inconvenientes operacionales.

La temperatura debe ser normalizada antes de su vertido, ya que afecta el desarrollo de la vida acuática en los cuerpos receptores de agua.

- **DENSIDAD.** La densidad se define como su masa por unidad de volumen. También se utiliza el término peso específico, que hace referencia a la densidad del agua. Ambos parámetros, la densidad y el peso específico, dependen de la temperatura y varían en función de la concentración total de sólidos en el agua residual.
- **TURBIDEZ.** La turbidez es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a la presencia de materiales insolubles en suspensión o coloidales. La medición de la turbiedad 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. Se utiliza como un parámetro indicativo de la calidad de las aguas residuales, aunque no es posible afirmar que exista una relación entre la turbiedad y la concentración de sólidos en suspensión de un agua no tratada.
- **SÓLIDOS TOTALES.** Se definen los sólidos totales analíticamente como aquellos que quedan como residuo después de la evaporación del agua a 105°C. Los sólidos totales, o residuo de evaporación, pueden clasificarse en filtrables o no filtrables haciendo pasar un volumen conocido de líquido por un filtro de membrana con un tamaño de poro de 1,2 micras. La fracción que queda retenida en el filtro se denomina sólidos suspendidos, mientras que el resto son los llamados sólidos disueltos.

Los sólidos sedimentables se definen como aquellos que se depositan en el fondo de un vaso cónico, llamado "cono de Imhoff", tras un período de una hora.

Cada una de estas clases de sólidos, puede a su vez dividirse en una fracción fija o no volátil y otra volátil (ver figura 1), según que permanezca estable o no a una temperatura de 600 °C. Tradicionalmente se considera que la fracción volátil

corresponde a la materia orgánica, aunque esto no es exactamente así, ya que existen fuentes de error como la descomposición del carbonato magnésico a 350 °C. Esto hace necesario corregir numéricamente el valor obtenido cuando la concentración de carbonato magnésico es considerable, o bien regenerar químicamente el carbonato magnésico descompuesto.

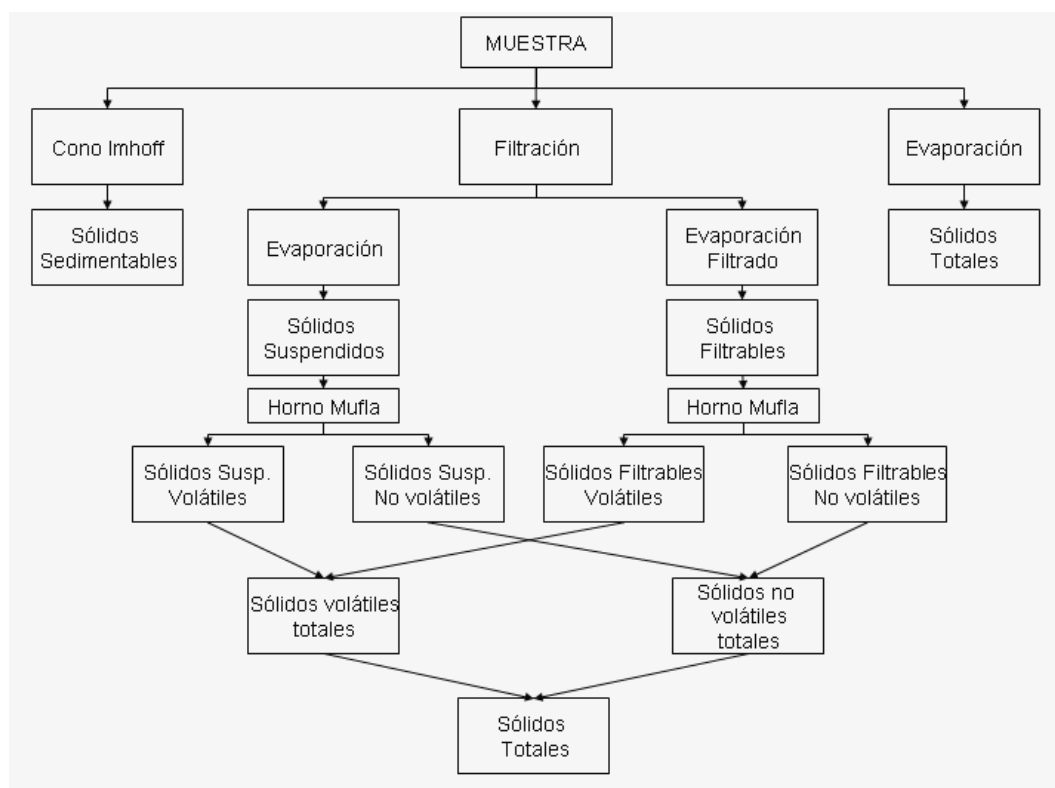


Figura 1. Esquema de sólidos.

De todas estas clases de sólidos las que se determinan con más frecuencia son los sólidos sedimentables, los sólidos en suspensión y los sólidos totales, y de estos últimos, la fracción no volátil y la volátil.

1.2. PARÁMETROS QUÍMICOS

Las propiedades químicas de las aguas residuales son proporcionadas por componentes que podemos agrupar en tres categorías según su naturaleza: materia

orgánica, compuestos inorgánicos y componentes gaseosos. Se incluyen en ésta clasificación el pH y la alcalinidad de las aguas residuales.

- **MATERIA ORGÁNICA.** La materia orgánica representa una importante fracción de los sólidos totales presentes en los residuos líquidos de origen industrial. Dentro de los compuestos orgánicos que son aportados por las operaciones industriales se destacan las grasas y aceites, fenoles, detergentes, etc.

Las grasas y aceites caracterizan los riles provenientes de industrias del rubro alimenticio, refinerías, etc. Siendo más livianos que el agua se mantienen en la superficie, impidiendo la oxigenación y el paso de la luz, retardando el crecimiento de algas y plantas. El aceite es en particular tóxico para los peces y la vida acuática.

El fenol es un compuesto que se halla comúnmente como residuo de industrias petroquímicas, industrias farmacéuticas, entre un gran número de fuentes. El fenol (C_6H_5OH) es un hidrocarburo aromático, formado por un anillo bencénico (C_6H_6) y un grupo hidroxilo (OH). Es tóxico incluso a bajas concentraciones y es por ello que son necesarios métodos de tratamiento eficientes para reducir la concentración de fenol en las aguas residuales a niveles aceptables.

El límite de descarga es de 0.5 [mg/L] según la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas Continentales Superficiales, D. S. N° 90 (Anexo B. Apartado B-1).

De los muchos métodos existentes aplicables para la degradación de fenol, el tratamiento biológico es especialmente recomendable porque tiene un potencial capaz de degradar casi completamente el fenol generándose productos finales inocuos.

- **COMPUESTOS INORGÁNICOS.** Los contaminantes pueden encontrarse en forma disuelta o en suspensión y por su naturaleza química ser orgánica e inorgánica. Son varios los componentes inorgánicos de las aguas residuales que tienen importancia en la determinación y control de la calidad de las aguas. Se destacan entre los

compuestos orgánicos, el control de nutrientes, nitrógeno y fósforo, compuestos tóxicos, tales como el cianuro y metales pesados, sulfatos, cloruros, etc.

El nitrógeno y el fósforo son elementos esenciales para el desarrollo de microorganismos y plantas, por esta razón reciben el nombre de nutrientes.

En el agua residual, el nitrógeno puede encontrarse en variadas formas. El contenido total de nitrógeno esta compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco (NH_3), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). Mediante el método Kjeldahl se determina el nitrógeno total, que incluye las formas de nitrógeno orgánico y amoniacal.

El ión nitrito, cuya determinación se realiza colorimétricamente, es relativamente inestable y fácilmente oxidable a nitrato. Es un indicador de la contaminación anterior al proceso de estabilización, a pesar de que su presencia suele darse en concentraciones pequeñas, los nitritos tienen gran importancia en el estudio de aguas residuales, dada su toxicidad para gran parte de especies acuáticas.

El ión nitrato, forma sales muy solubles y bastante estables, aunque en medio reductor puede pasar a nitrito, amoníaco, o nitrógeno. Su determinación en el laboratorio es complicada y se realiza en general por espectrofotometría. Su presencia en las aguas superficiales, conjuntamente con fosfatos, determina la eutrofización, que se caracteriza por un excesivo crecimiento de las algas.

El fósforo esta presente en el agua residual en forma de ortofosfato (PO_4^{-3}), polifosfato (P_2O_7) y formas orgánicas del fósforo, es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Debido a que en aguas superficiales tienen lugar nocivas proliferaciones incontroladas de algas, actualmente existe mucho interés en limitar la cantidad de compuestos de fósforo que alcanzan las aguas superficiales por medio de vertido de aguas residuales. El fósforo es utilizado por los microorganismos para la síntesis celular y el transporte de energía, por ésta razón los principales tratamientos para su eliminación sean operaciones biológicas unitarias.

El cianuro es otro de los compuestos inorgánicos que se presenta en los residuos industriales líquidos, la importancia para la determinación y control radica en su alto

grado de toxicidad. El término cianuro se utiliza para referenciar a una familia de compuestos químicos que se caracterizan por la presencia de un átomo de carbono enlazado a un átomo de nitrógeno mediante un enlace covalente triple ($C \equiv N^-$). De las formas de cianuro, la más tóxica es el cianuro libre (CN^- y HCN).

El cianuro libre en solución puede transformarse a formas menos tóxicas mediante la degradación natural, precipitación, recuperación de cianuro, adsorción sobre carbón activado y oxidación, siendo este último el más aplicado.

Otros compuestos inorgánicos específicos de industrias son los metales pesados, tales como fierro, cobre, mercurio, cobalto, zinc, etc. La importancia de su control y eliminación radica en el carácter tóxico para los seres vivos. Afectan las cadenas alimenticias, provocando un efecto de bioacumulación entre los organismos de la cadena trófica, ello se debe a la alta persistencia de los metales pesados en el entorno.

- **COMPONENTES GASEOSOS.** Una corriente de agua residual contiene componentes gaseosos disueltos. De las actividades industriales, por ejemplo, los gases de desecho son lavados con agua, por esta razón se genera una corriente líquida con una concentración determinada del gas absorbido. Variaciones en la concentración, presión y temperatura afectan la solubilidad de los gases, lo que podría provocar un cambio de fase de los compuestos gaseosos, liberándolos a la atmósfera.

El caso del oxígeno disuelto, es de los parámetros más importantes en el tratamiento de riles, dada su relevancia en los tratamientos aerobios para la degradación de la carga orgánica. La cantidad de oxígeno disuelto puede ser incrementada por captación y difusión a través de la superficie del agua, por la acción fotosintética o por el descenso de temperatura. Sin embargo, también puede disminuir por la respiración de los organismos, por elevación de la temperatura o por reacciones químicas; por lo que la descarga de riles suele provocar una disminución de concentración de este gas en el cuerpo receptor.

- pH. Es una escala utilizada para cuantificar la acidez o basicidad de una solución acuosa. El pH se define como el logaritmo negativo de la concentración de iones Hidrógeno (H^+). En el control de las aguas residuales, el pH es un parámetro de gran importancia debido a sus efectos, principalmente, en el desarrollo de la actividad biológica. A pesar de que el intervalo de pH en que pueden sobrevivir los microorganismos es bastante amplio, el desarrollo óptimo se suele producir en un intervalo muy restringido. El pH además tiene efectos en la estabilización de las emulsiones y las partículas coloidales, en la velocidad de reacción en las reacciones químicas.
- ALCALINIDAD. La alcalinidad es un parámetro que mide la capacidad de neutralizar ácidos. Contribuyen a alcalinidad principalmente los iones bicarbonatos (CO_3H^-), carbonatos ($CO_3^{=}$), hidróxidos (OH^-), pero también los fosfatos (PO_4^{-3}) u otros ácidos de carácter débil. La alcalinidad es un parámetro útil en la operación de los tratamientos biológicos. Debido a que la actividad biológica tiende a descender el pH del sistema, la alcalinidad debe ser suficiente para evitar un excesivo descenso.

La alcalinidad se determina por valoración con ácido, y se corrige por descarbonatación con cal, tratamiento con ácido, o desmineralización por intercambio iónico.

1.3. PARÁMETROS BIOLÓGICOS

El contenido orgánico de las aguas residuales es totalmente variable, y dependiente del proceso de producción que ha generado la corriente residual. La concentración de materia orgánica en un residuo líquido industrial puede alcanzar varios miles de ppm, y su determinación es fundamental para establecer el tratamiento más conveniente, ya sean procesos fisicoquímicos, biológicos aerobios o anaerobios, o combinación de ellos.

Para determinar el contenido de materia orgánica se utilizan la DBO_5 y la DQO. En un tratamiento biológico, estos parámetros sirven además para determinar las necesidades de nutrientes en el desarrollo de la actividad biológica. En función de la DBO_5 o DQO, y de los

análisis de nitrógeno y fósforo disponible en la corriente residual se diseñan las operaciones biológicas unitarias.

- DBO₅. La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica del agua, mediante procesos biológicos aerobios. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días y se mide en ppm de O₂.

La DBO₅, es por lo tanto el parámetro más importante para la determinación del nivel de contaminación del agua residual. Mediante el análisis y control periódico se determina la cantidad aproximada de oxígeno que requerirá un tratamiento biológico para la estabilización de la materia orgánica contenida en el ril.

- DQO. La demanda química de oxígeno mide la capacidad de consumo de un oxidante químico, dicromato o permanganato, por las materias oxidables contenidas en el agua, al igual que la demanda bioquímica de oxígeno, se expresa en ppm de O₂.

La DQO es un parámetro que mide la materia orgánica total y no la que realmente es la que consume oxígeno para los organismos presentes en el agua residual, tomándose más bien como una estimación en la operación de un tratamiento biológico. El uso generalizado de éste parámetro radica en que su determinación sólo tarda 2 horas.

La relación entre los valores de la DBO y la DQO es un indicativo de la biodegradabilidad de la materia contaminante. En aguas residuales, un valor de la relación DBO/DQO menor que 0,2 se interpreta como un vertido tipo inorgánico y si es mayor que 0,6 como orgánico.

2. CLASIFICACIÓN DE TRATAMIENTO DE RILES

Existen una serie de tecnologías utilizadas actualmente en el tratamiento de las aguas residuales. Cada operación o proceso por si sola, es normalmente ineficaz para

alcanzar un nivel adecuado de depuración, por este motivo se utilizan en conjunto, buscando maximizar los resultados.

Como anteriormente se ha mencionado, un tratamiento de aguas residuales es conceptualmente dividido en cinco etapas [4], pretratamiento, tratamiento primario, secundario, terciario y tratamiento de lodos, de acuerdo a ésta clasificación se entrega a continuación una reseña de las operaciones o procesos más utilizados en cada etapa de tratamiento.

2.1. PRETRATAMIENTO

“El pretratamiento de los residuos industriales líquidos se define como el proceso de eliminación de los constituyentes de las aguas residuales cuya presencia puede provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares” [11]. El pretratamiento, consecuentemente mejora la eficiencia de los tratamientos posteriores, disminuye los ciclos de mantención y detenciones de las plantas depuradoras.

Se basa, el pretratamiento, principalmente en la eliminación de los materiales de mayor tamaño mediante diversos mecanismos, entre los cuales se destacan el desbaste, el harneado, los desarenadores, y desmenuzadores. En ocasiones se puede considerar la homogenización como uno de los procedimientos de pretratamiento, debido a su función amortiguadora, siendo el resto de las oportunidades considerada como un tratamiento primario. Se describen a continuación, los pretratamientos más utilizados en los tratamientos de residuos industriales líquidos.

- **DESBASTE.** El desbaste es una operación preliminar que tiene por finalidad retener o separar los sólidos de mayor tamaño presentes en un ril. Se utilizan para esta tarea elementos separadores, que pueden estar constituidos por barras paralelas o placas perforadas. Las barras paralelas denominadas rejillas, son útiles en la protección de equipos, principalmente bombas, válvulas, tuberías y cualquier elemento que pueda ser obstruido por la presencia de sólidos gruesos. Los segundos elementos se clasifican con el nombre de tamices, son aquellos formados por placas perforadas o

mallas metálicas de sección uniforme, que retienen sólidos de menores dimensiones que las rejillas.

- **HARNEADO.** El harneado es utilizado para interceptar materiales suspendidos o sólidos de mayor tamaño mediante la colocación de una malla o barras paralelas opuestas al flujo de las aguas residuales. Los materiales de mayor tamaño que las aberturas quedan retenidos, donde un sistema mecánico de limpieza podrá retirarlos.
- **DESARENADORES.** La función de los desarenadores es separar del agua residual la arena, partículas minerales y cualquier otro elemento pesado que tenga una velocidad de sedimentación o peso específico superior al de los sólidos orgánicos. La arena contenida en los riles puede dañar las bombas por abrasión o dificultar la acción en tanques de sedimentación y en la digestión de lodos, por esta razón es conveniente eliminar este material por medio de cámaras desarenadoras. Una posibilidad es ubicarlas antes de las bombas para no dañar estos equipos.

Los desarenadores de flujo horizontal consisten en un canal por el cual pasa el agua a una velocidad tal que los sólidos en suspensión de baja densidad se mantienen en suspensión, mientras que las arenas decantan.

Una innovación de este proceso, denominados desarenadores aireados, consiste en la inyección de aire a través de difusores lo que produce una acción revolvedora dentro de los canales. La materia orgánica más ligera se mantiene en suspensión, mientras que las arenas, relativamente libre de materia orgánica, se depositan en la zona no agitada bajo la difusión de aire. Debido a que la descomposición de la materia orgánica produce olores molestos, este procedimiento tiene como ventaja el recoger arenas más limpias con lo que se evita su lavado posterior.

- **DESMENUZADORES.** Los desmenuzadores son equipos utilizados con la finalidad de romper materiales de mayores tamaños hasta dimensiones que no interfieran en el funcionamiento de los equipos. Entre los equipos desmenuzadores encontramos trituradoras, cortadoras, teniendo la posibilidad de desviar el flujo o pueden estar incluidos en la trayectoria del ril.

- **HOMOGENIZACIÓN.** La homogenización consiste en la amortiguación de las fluctuaciones del caudal de aguas residuales. En cuanto a caudal y carga contaminante, las condiciones de los residuos líquidos industriales son muy variables, siendo el tratamiento secundario el más crítico en este aspecto, debido a la vulnerabilidad de los microorganismos. Con la homogenización las variaciones son minimizadas entregando un efluente de condiciones estables a los tratamientos posteriores.

La homogenización puede aplicarse en línea a la totalidad del caudal de alimentación, o bien, considerada como homogenización en derivación, aplicarse al caudal que excede de un límite prefijado, disminuyendo las necesidades de bombeo, pero a su vez se consigue una menor amortiguación de las sobrecargas.

La homogenización, como pretratamiento, es ventajosa para la aplicación de tratamientos posteriores mejorando la eficiencia en operaciones tales como coagulación y floculación, al amortiguar las cargas aplicadas mejora el control de la dosificación de los reactivos; elimina o reduce las altas cargas contaminantes, diluyendo sustancias inhibidoras y estabiliza el pH, con la consiguiente mejora del tratamiento biológico; un efluente biológico de calidad presenta mayor facilidad de clarificación, con el consecuente aumento del rendimiento durante la sedimentación secundaria; finalmente mejora la calidad del efluente, siendo posible, en una posible etapa de filtración, la reducción del área de filtrado.

2.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario es el segundo en la consecución de etapas que constituyen un tratamiento de aguas residuales de origen industrial. “De acuerdo con la definición clásica, tratamiento primario se entiende como el proceso o conjunto de procesos que tienen como misión la separación por medios físicos de las partículas en suspensión no retenidas en el pretratamiento” [11]. Se incluyen en el tratamiento primario, aquellos procesos que consiguen la eliminación o conversión de los contaminantes por medio de adiciones de productos químicos.

El tratamiento primario puede llevarse a cabo mediante la aplicación de operaciones físicas unitarias o procesos químicos unitarios (tablas 1 y 2). De ésta clasificación es posible destacar, procesos químicos unitarios, como la coagulación-floculación, adsorción, intercambio iónico y neutralización, y dentro de las operaciones físicas unitarias, la sedimentación, flotación, filtración, destilación y transferencia de gases.

Tabla 1. Operaciones físicas unitarias.

Descripción	Aplicación
Sedimentación	Eliminación de sólidos suspendidos, flóculos biológicos, flóculos químicos. Concentración de fangos.
Flotación	Eliminación de partículas líquidas o sólidas de una fase líquida. Concentración de fangos.
Filtración	Eliminación de sólidos en suspensión y fósforo, precipitado químicamente.
Destilación	Separación de líquidos para su recuperación o evacuación.
Evaporación	Deshidratación de fango, eliminación de materias volátiles, concentración de residuos líquidos.
Transferencia de gases	Adición o eliminación de gases, eliminación de aceites volátiles.
Separación de gases	Eliminación de grasas, aceites y materia en flotación.

Tabla 2. Procesos químicos unitarios.

Descripción	Aplicación
Coagulación-Floculación	Eliminación de materia coloidal.
Neutralización	Control de pH.
Adsorción	Eliminación de compuestos orgánicos solubles.
Intercambio iónico	Recuperación de compuestos e iones específicos.
Reducción	Conversión de compuestos solubles a forma volátil o precipitado para su eliminación.

Se entrega a continuación, la descripción de los procesos comúnmente utilizados en el tratamiento primario de las aguas residuales.

- **COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN.** El proceso de coagulación-floculación es comúnmente aplicado en el tratamiento de aguas residuales. Es utilizado para producir la aglomeración de las partículas coloidales, formando otras de mayor tamaño y como consecuencia, aumenta su velocidad de sedimentación. Este proceso comprende las fases de coagulación, seguidamente de la floculación.

La coagulación es la desestabilización de las cargas electromagnéticas repartidas en la superficie de las partículas coloidales, que puede conseguirse especialmente a través de la neutralización de cargas mediante la adición de un coagulante.

La floculación es la agrupación de las partículas descargadas, al ponerse en contacto unas con otras formando flóculos de mayor tamaño. Esta agrupación es favorecida por la adición de productos llamados floculantes. Los flóculos son retirados en una fase posterior del tratamiento, tal como la sedimentación o flotación.

La existencia de cargas electrostáticas repartidas en la superficie de las partículas coloidales produce la repulsión entre ellas, lo que proporciona estabilidad a las suspensiones coloidales y evita su aglomeración. Las cargas son normalmente negativas, y para su neutralización se deben adicionar electrolitos de carga opuesta a las de las partículas coloidales, el efecto de ellos presenta además un aumento con el número de cargas que presenta el electrolito.

Los principales coagulantes utilizados son las sales de aluminio y hierro. Como la neutralización de los coloides es el primer objetivo en el momento de introducir un coagulante, es necesario que el reactivo se difunda con la mayor rapidez, ya que el tiempo de coagulación es muy corto. Para mezclar el reactivo, a veces se emplea la turbulencia producida por un vertedero, pero lo común es emplear un sistema que permita la mezcla rápida, tal como el uso de mezcladores estáticos.

Las partículas formadas en la coagulación pueden ser aún pequeñas y de baja densidad, el tamaño de las partículas puede aumentar con la adición de floculantes. Los floculantes son polielectrolitos, polímeros de alto peso molecular, y solubles en agua, que por disociación electrolítica en el agua dan formas iónicas capaces de

actuar como puentes de unión entre las partículas coaguladas. La floculación depende del factor de colisión, que se produce mediante una agitación moderada de la solución, y la adhesión, que es controlada por fuerzas químicas o electrónicas. La mezcla lenta por alrededor de 15 a 20 minutos, permite obtener una mejor homogenización del tamaño de los floculos formados, así como un aumento en su densidad.

Los floculantes de origen orgánico pueden ser polielectrolitos naturales o sintéticos. Dentro de los polielectrolitos naturales se encuentran las proteínas, polisacáridos y almidón, los polielectrolitos sintéticos son a su vez subdivididos en catiónicos, aniónicos y no iónicos.

Para determinar la selección de los reactivos más adecuados, que serán utilizados en el proceso de coagulación-floculación, se precisa la realización de ensayos de laboratorio o test de jarras. El pH es un factor crítico en la operación, debido a que sus variaciones alteran las características superficiales de los sólidos en suspensión. Por ello, para cada tipo de agua a tratar, así como para cada coagulante existe un intervalo de pH en el cual se produce una mejor coagulación-floculación.

- **NEUTRALIZACIÓN.** Cuando el pH de la corriente de aguas residuales presenta valores inadecuados para su vertido o tratamiento biológico, debe ser previamente neutralizada. La actividad biológica, durante el tratamiento biológico, se encuentra inhibida para valores de pH fuera del rango comprendido entre 6,5 a 7,5, llegando incluso a la muerte de la biomasa para pH menores a 4 y superiores a 9,5. En el caso del vertido, el pH de la corriente debe quedar ajustado a la normativa.

Los compuestos más utilizados para la neutralización son: para aumentar el pH, soda cáustica o hidróxido de sodio, carbonato de calcio y para disminuirlo, el ácido sulfúrico.

La neutralización con carbonato de calcio puede producir reacciones con ácidos para formar precipitados tales como sulfatos, fluoruros, fosfatos de calcio, etc. que obligan a una etapa posterior de sedimentación. Tiene como ventaja, la facilidad de compra y bajo precio.

La soda cáustica es un neutralizante ampliamente utilizado debido a su elevada velocidad de reacción y solubilidad en agua, siendo la principal desventaja el potencial riesgo que implica su manipulación.

El ácido sulfúrico es el más utilizado para neutralizar las aguas alcalinas debido a su bajo precio. Son utilizados también el ácido clorhídrico y nítrico, pero son más caros y corrosivos.

- **ADSORCIÓN.** El proceso de adsorción tiene como finalidad eliminar compuestos específicos de las aguas residuales mediante su captura sobre superficies sólidas. “Este proceso ha sido utilizado hasta ahora en el tratamiento de aguas residuales, con excepción de algunos contaminantes específicos como los fenoles, hidrocarburos aromáticos nitrados, derivados clorados, etc. así como la eliminación de color, olor y sabor” [4].

Los adsorbentes más utilizados son: sílice, alúmina, resinas orgánicas y preferentemente carbón activo. Tanto el precio como la capacidad de adsorción y las posibilidades de regeneración son los principales factores a considerar a la hora de seleccionar el adsorbente a utilizar.

El carbón activado es uno de los materiales adsorbentes más elegido debido a su versatilidad, tiene la capacidad de eliminar muchos compuestos orgánicos e inorgánicos que medios granulares convencionales no pueden reducir.

- **SEDIMENTACIÓN.** La sedimentación es una de las operaciones más utilizada en el tratamiento de aguas residuales. La eliminación de los sólidos en suspensión sucede por diferencia de densidad a aquellos que son susceptibles de separación por acción de la gravedad.

De acuerdo a la representación de la figura 2, según el tamaño de la partícula pueden catalogarse como disueltas, coloidales o suspendidas. Bajo esta clasificación, las partículas de tamaños mayores a 10^{-2} [mm] son por lo general sedimentables,

mientras que para las partículas coloidales es necesario un tratamiento de coagulación-floculación para lograr su decantación.

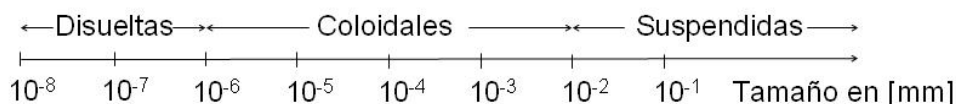


Figura 2. Esquema de tamaño de partícula.

La sedimentación es una operación eficiente en la eliminación de arenas y sólidos suspendidos, dado que en la composición de dichos sólidos hay materia orgánica, su eliminación lleva asociada una considerable reducción de la DBO₅. La velocidad de sedimentación viene dada principalmente por el peso específico, forma y tamaño de partícula, por la viscosidad del agua y el diseño del decantador.

Para el diseño de los decantadores se consideran principalmente el tiempo de residencia, necesario para que ocurra la sedimentación, concentración de los sólidos, carga superficial y variaciones de caudal. Los decantadores pueden ser dinámicos o estáticos, según posean elementos electromecánicos de arrastre o no. Entre los decantadores estáticos se pueden distinguir dos tipos, cilindro-cónico o lamelares. Aquellos decantadores cilindro-cónicos son utilizados para tratar caudales menores, mientras que los decantadores lamelares utilizan un elemento físico llamado lamela, contra el cual chocan los sólidos facilitando la sedimentación.

Los decantadores dinámicos pueden tener forma rectangular o circular, la principal variación radica en el recorrido del flujo, en el primer caso el flujo es paralelo a la dimensión mas larga del decantador, mientras en el decantador circular el flujo es radial.

Durante una operación de sedimentación, debido a la concentración e interacción entre las partículas, se producen cuatro diferentes mecanismos de sedimentación, discreta, floculenta, retardada, y por compresión (ver figura 3).

La sedimentación discreta se refiere a la sedimentación de partículas en una suspensión con baja concentración de sólidos, es por lo tanto baja la interacción entre las partículas y decantan como entes individuales.

Cuando en una suspensión bastante diluida las partículas se agregan o flocculan durante el proceso de sedimentación, aumentan de tamaño, y decantan a una velocidad mayor, se denomina a este mecanismo sedimentación floculenta.

En una suspensión de concentración intermedia, en las que las fuerzas entre las partículas son suficientes para entorpecer la sedimentación, las partículas tienden a permanecer relativamente fijas, y la masa de partículas sedimenta como una unidad se clasifica como sedimentación retardada. Se distingue una interfase sólido-líquido en la parte superior a la masa que sedimenta.

Cuando una suspensión se halla concentrada, las partículas forman una estructura, y la sedimentación se ocurre como consecuencia de la compresión producida por el peso de las partículas, que se van añadiendo constantemente a la estructura desde las capas superiores. A éste tipo de decantación se denomina sedimentación por compresión.

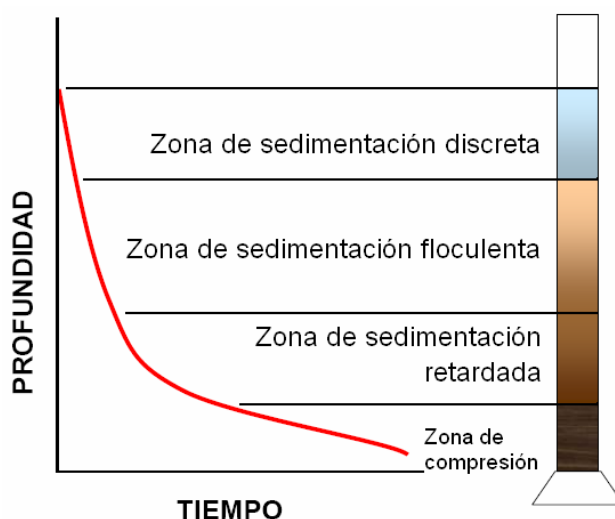


Figura 3. Mecanismos de sedimentación.

Es posible que los cuatro mecanismos de sedimentación ocurran simultáneamente. Es una práctica común realizar un ensayo de sedimentación, en una probeta graduada es vertida una muestra de la suspensión, midiendo el descenso de la interfase sólido-líquido versus el tiempo, para determinar la curva de sedimentación (ver figura 3). Mediante la curva de sedimentación se determina la velocidad de sedimentación, que es a su vez utilizada para el cálculo del área del decantador.

- **FLOTACIÓN.** La flotación es una operación unitaria que se utiliza en el tratamiento de aguas residuales para la eliminación de sólidos en suspensión con una densidad próxima a la del agua, así como de aceites y grasas. La separación se consigue introduciendo o formando burbujas de gas, normalmente aire, en la fase líquida. Mediante ésta acción se produce la fijación artificial de burbujas de aire sobre las partículas sólidas, lo que le confiere al conjunto partícula-gas una velocidad ascensional que permite que suban hasta la superficie.

Según la forma de producir e introducir las burbujas de aire se pueden distinguir tres sistemas: flotación por aireación, flotación por aire disuelto y flotación por vacío.

La flotación por aireación ocurre al introducir burbujas de aire directamente en la fase líquida mediante el uso de difusores o turbinas situadas en el fondo del tanque de flotación. La aireación debe ser proporcionada por largos periodos de tiempo o bien de manera constante para conseguir la flotación de los sólidos. El rendimiento en la eliminación de sólidos en suspensión es bajo, no así la eliminación de grasas y aceites. Es recomendable éste tratamiento para los riles con tendencia a formar espumas

La flotación por aire disuelto se realiza sometiendo la corriente de alimentación a presión en presencia de aire hasta conseguir la saturación. El caudal se mantiene bajo presión durante algunos minutos, a continuación, el líquido presurizado se alimenta al tanque de flotación a través de una válvula reductora de presión, lo cual provoca que el aire deje de estar en disolución y que se formen pequeñas burbujas distribuidas por todo el volumen de líquido. Los sólidos en suspensión, grasas y aceites son arrastrados a la superficie, donde un sistema de barrido los retira, y los sólidos sedimentados en el fondo del tanque de flotación son arrastrados hacia una

descarga en la parte inferior. El líquido clarificado rebalsa por sobre placas deflectoras que protegen la salida de flotantes. La flotación por aire disuelto es el procedimiento de más utilizado dentro de los sistemas de flotación.

En la flotación por vacío el agua residual se satura, ya sea por inyección de aire en la succión de la bomba o en el propio tanque de flotación. En condiciones de vacío, la solubilidad del aire en el líquido disminuye, por lo que se desprenden gran cantidad de burbujas que arrastran los sólidos y grasas hasta la superficie.

La flotación es una operación mucho más rápida que la sedimentación, por lo tanto el tiempo de retención necesario es menor, con una considerable disminución del área del equipo. Una opción para aumentar el rendimiento de ésta operación es combinarlo con un proceso de coagulación-floculación previa que acondiciona las partículas para mejorar la fijación de las burbujas e incrementar la velocidad ascensional del conjunto partícula-gas.

- **FILTRACIÓN.** La filtración es una operación física unitaria, por la cual se hace pasar una mezcla de sólidos y fluidos, a través de un medio poroso o filtrante donde se retiene la mayor parte del o de los componentes sólidos de la mezcla [14].

Las aplicaciones de los procesos de filtración son muy amplias, en muchos ámbitos de la industria. La variedad de dispositivos de filtración o filtros es tan extensa como las variedades de materiales porosos disponibles como medios filtrantes.

La operación completa de filtración consta de dos fases, la fase de filtración y la fase de lavado o regeneración. Si las fases de filtración y lavado se dan una a continuación de la otra, se denomina como funcionamiento semicontinuo, mientras que en los filtros de funcionamiento continuo, ambas fases se producen en forma simultánea.

Se han disminuido las limitaciones para ésta operación al emplear filtros de funcionamiento continuo, ya que para ellos no existen los conceptos de turbiedad límite del efluente ni de pérdida de carga máxima admisible en la circulación a través del lecho filtrante.

- **DESTILACIÓN.** La destilación es una operación para separar los componentes de una solución. La destilación se refiere a separar soluciones en que todos los componentes son apreciablemente volátiles, mediante la manipulación adecuada de las fases.

Cuando se aplica calor, es posible evaporar parcialmente la solución y crear, una fase gaseosa que se enriquece con aquellos compuestos más volátiles, con lo que se ha logrado cierto grado de separación. Al pasar el vapor a través de una cámara de refrigeración se condensa dando una solución de mayor pureza. En la práctica siempre existe un pequeño arrastre de materia disuelta y coloidal.

La destilación es un proceso caro, debido al consumo de energía en la evaporación y del agua fría en la refrigeración. Para mejorar el rendimiento energético del proceso se han desarrollado las técnicas de destilación multietapa, en que parte del calor latente de evaporación se recupera desde una etapa para suministrar calor a la siguiente en la cual el agua hierve a menor presión y por tanto menor temperatura.

- **TRANSFERENCIA DE GASES.** La transferencia de gases se puede definir como el fenómeno mediante el cual se transfiere gas de una fase a otra, normalmente de la fase gaseosa a la líquida. Se considera como una operación fundamental como componente de otros procesos, como es el caso de los tratamientos biológicos aerobios, desinfección, postaireación, entre otros.

En el tratamiento de aguas residuales, la aplicación más común de la transferencia de gases consiste en la transferencia de oxígeno en el tratamiento biológico aerobio, para operaciones tales como la filtración biológica, fangos activos y digestión aerobia, los cuales dependen directamente de la disponibilidad de oxígeno.

El aire se introduce mediante soplantes que pueden ser rotativas de desplazamiento positivo o centrífugas.

En la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales, la aireación se lleva a cabo mediante la dispersión de burbujas sumergidas. Para introducir el oxígeno en el estanque donde se realiza el tratamiento del agua residual, se utilizan difusores

porosos sumergidos y mediante agitadores mecánicos. Los difusores son diseñados para producir burbujas pequeñas (ver figura 4) o relativamente grandes, los diferentes sistemas de aireación incluyen placas y tubos porosos, tubos perforados, y diferentes configuraciones de difusores metálicos y de plástico

Los agitadores mecánicos, son normalmente de superficie o de turbina. Los aireadores de superficie son rotores sumergidos total o parcialmente, montados en el centro del depósito de aireación. Los aireadores de turbina, generalmente son de flujo ascendente, y basan su eficiencia en la agitación de la superficie y en el arrastre de aire.

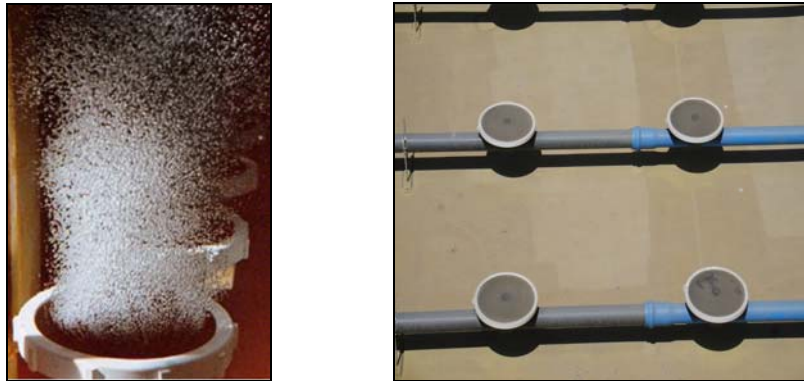


Figura 4 . Difusor de burbuja pequeña.

Entre los factores que afectan a la transferencia de oxígeno es importante destacar la temperatura, el tipo de aireador, la geometría de la cámara de mezcla y de los constituyentes presentes en el agua.

2.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO

En el tratamiento de las aguas residuales, el tratamiento secundario es el encargado de la eliminación de los sólidos en suspensión y de la degradación de la materia orgánica mediante mecanismos biológicos.

El proceso biológico consiste en la conversión de la materia orgánica biodegradable presente en el agua residual, en productos gaseosos y en tejido celular biológico fácilmente removible por operaciones unitarias. Al tratamiento secundario se han agregado además la eliminación y control de los nutrientes, nitrógeno y fósforo, presentes en el agua residual los cuales pueden ser eliminados por procesos químicos o biológicos o una combinación de ellos. La necesidad de controlar la descarga de los nutrientes se hace necesaria debido a su potencial impacto sobre la calidad de las aguas receptoras.

Los principales procesos biológicos aplicados al tratamiento de aguas residuales son resumidos en la tabla 2. El tratamiento secundario se ha dividido en cinco categorías, los procesos aerobios, procesos anaerobios, procesos anóxicos, procesos combinados aerobio, anaerobio y anóxicos y los procesos de lagunaje. A su vez, los procesos pueden dividirse según el tipo de cultivo, en suspensión o fijo. Los cultivos en suspensión son aquellos en los que los microorganismos responsables de la oxidación se encuentran en suspensión dentro del líquido. En los procesos de cultivo fijo, los microorganismos están fijados a un medio inerte, tal como piedras, cerámicos, plásticos especialmente diseñados para esta función. Existen además variantes en el tipo de flujo, que puede ser de mezcla completa o flujo pistón; o según la operación, continuos o discontinuos (Batch).

La aplicación del tratamiento secundario esta orientado a la eliminación de de la materia orgánica carbonosa presente en el agua residual, normalmente medida como DBO, o DQO; para el control y eliminación de los nutrientes, nitrógeno y fósforo; y para la estabilización de fangos [13]. Se presentan a continuación, la descripción de los procesos: aerobio, anaerobio, anóxico y de lagunaje.

Tabla 3. Principales procesos biológicos anóxicos.

PROCESOS ANÓXICOS		
TIPO	NOMBRE	APLICACIÓN
Cultivo en suspensión	Desnitrificación con cultivo en suspensión	Desnitrificación
Cultivo fijo	Desnitrificación de película fija	Desnitrificación

Tabla 4. Principales procesos biológicos en estanques.

PROCESOS EN ESTANQUES		
TIPO	NOMBRE	APLICACIÓN
	Lagunas aerobias	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Estanques facultativos	Eliminación de la DBO carbonosa
	Estanques anaerobios	Eliminación de la DBO carbonosa (estabilización de residuos).

Tabla 5. Principales procesos biológicos aerobios.

PROCESOS AEROBIOS		
TIPO	NOMBRE	APLICACIÓN
Cultivo en suspensión	Proceso de fangos activados	Eliminación de la DBO carbonosa
	Nitrificación de cultivos en suspensión	Nitrificación
	Lagunas aireadas	Eliminación de la DBO carbonosa
	Digestión aerobia	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa.
Cultivo fijo	Filtros percoladores	Eliminación de la DBO carbonosa, nitrificación.
	Filtros de desbaste	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Sistemas biológicos rotativos de contacto (RBC)	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Reactores de lecho compacto	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Biofiltros activados	Eliminación de la DBO carbonosa.

Tabla 6. Principales procesos biológicos anaerobios.

PROCESOS ANAEROBIOS		
TIPO	NOMBRE	APLICACIÓN
Cultivo en suspensión Cultivo fijo	Digestión anaerobia	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa.
	Proceso anaerobio de contacto	Eliminación de la DBO carbonosa
	Manto de fango anaerobio de flujo ascendente	Eliminación de la DBO carbonosa.
	Filtro anaerobio	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos (desnitrificación).
Cultivo en suspensión	Lecho expandido	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos.
	Digestión anaerobia	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa.
	Proceso anaerobio de contacto	Eliminación de la DBO carbonosa

- PROCESOS AEROBIOS. Los procesos aerobios son aquellos que se producen en presencia de oxígeno. En el tratamiento secundario, la aplicación de los procesos biológicos aerobios se utilizan para la eliminación de la materia orgánica degradable biológicamente, contenida en el agua residual, en presencia de oxígeno y nutrientes. La biomasa esta constituida por microorganismos aerobios o facultativos, consumidores de oxígeno. El carbono de la materia orgánica disuelta en el agua se convierte paralelamente en dióxido de carbono (CO₂), con producción de energía y en parte es anabolizada para sintetizar nueva materia celular.

La complejidad de las reacciones de oxidación biológica de la materia orgánica hace que éstas se puedan ver favorecidas o inhibidas por muchos agentes externos. Así pues, el conocimiento y repercusión de tales factores es muy importante para el control de las reacciones biológicas. Los factores más importantes a tener en cuenta son:

- Características del alimento.
- Nutrientes.
- Suministro de oxígeno.
- Tipo de microorganismos.
- pH
- Sustancias inhibidoras o tóxicas

Las características del alimento, tanto físicas y químicas del agua residual a tratar van a determinar, no sólo las reacciones que van a tener lugar sino, también, los microorganismos que las van a llevar a cabo. La biodegradabilidad del alimento es la que condiciona el rendimiento del tratamiento.

Los nutrientes son elementos que se encuentran en muy bajas concentraciones en los organismos, algunos incluso a nivel de trazas. A pesar de ello, el déficit de algunos de estos nutrientes impide las reacciones de síntesis y crecimiento celular. Los nutrientes más importantes son el Nitrógeno, el Fósforo, el Sodio, el Potasio, el Hierro, etc.

El suministro de oxígeno es vital para las reacciones involucradas en los procesos aerobios, es por lo tanto fundamental mantener un nivel de oxígeno disuelto mínimo para el correcto desarrollo de los microorganismos.

Los microorganismos más importantes que intervienen en las reacciones de oxidación de la materia orgánica son: bacterias, protozoos, rotíferos, algas, hongos, etc [6]. Los más comunes son las bacterias, aunque en determinadas condiciones de pH, y con niveles de oxígeno disuelto bajo, juegan un papel importante los hongos. Los protozoos metabolizan materia orgánica, aunque su papel fundamental en los procesos biológicos es el de depredador de bacterias, ayudando así a una mejor calidad del efluente.

El pH tiene una doble influencia en las reacciones biológicas de oxidación, pues por un lado puede inhibir el desarrollo de los microorganismos en el intervalo de pH

superior a 9,5 o inferior a 6,5, al mismo tiempo que tiene un efecto sobre la velocidad de las reacciones.

La temperatura tiene efectos en la velocidad de reacción para la degradación del material biológico. Un aumento de la temperatura influye positivamente en la velocidad de reacción a nivel celular pero disminuye la solubilidad de los gases, afectando especialmente a la solubilidad del oxígeno tan necesario para mantener las reacciones metabólicas.

Sustancias inhibitoras o tóxicas. De igual forma que existen sustancias que son difícilmente degradables o no biodegradables, hay otro tipo de sustancias inorgánicas u orgánicas que pueden llegar a inhibir las reacciones biológicas a una determinada concentración. Dentro de este tipo de sustancias ocupan un papel importante los metales pesados por su nocivo efecto sobre las enzimas [5].

En un proceso biológico para el tratamiento de agua residual, es importante conocer los mecanismos de crecimiento y nutrición de los microorganismos, especialmente de las bacterias, tanto por su número, como por el papel que desempeñan en las reacciones biológicas de oxidación y síntesis de la materia orgánica.

La reproducción de las bacterias se realiza de tres formas, por fisión binaria, sexual o gemación, siendo la primera de ellas la más extendida e importante [9]. Si es gráfico el crecimiento bacteriano de un cultivo discontinuo, se obtiene una curva como muestra la figura 5.

La curva de crecimiento se obtiene haciendo un recuento del número de células vivas a través del tiempo, a partir de la inoculación de un pequeño número de organismos en un volumen determinado y un aporte continuo de aire. El modelo de crecimiento consta, mas o menos, de cuatro fases diferenciadas.

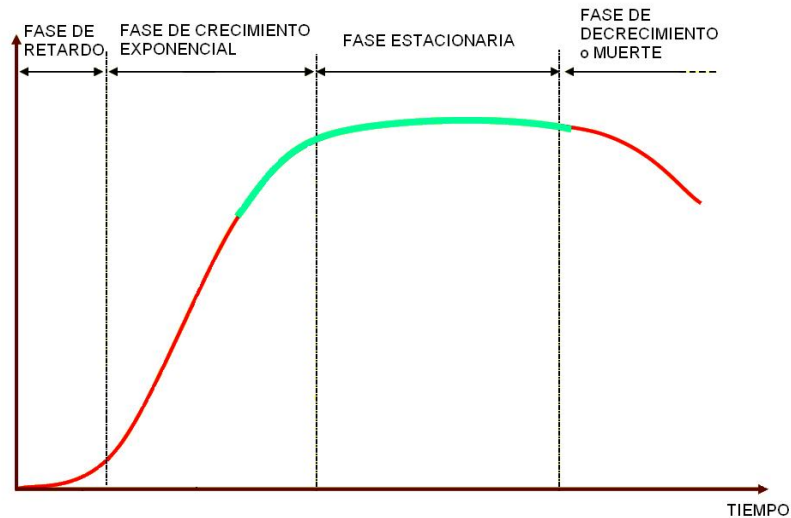


Figura 5 . Curva típica de crecimiento bacteriano.

La fase de retardo representa el tiempo necesario para que los organismos se aclimaten a las nuevas condiciones ambientales y comiencen a reproducirse.

La siguiente fase, de crecimiento exponencial, los microorganismos disponen de todo el alimento que necesitan y se desarrollan a plena capacidad, hasta que por su elevado número y el consumo realizado, el disponible se vuelve escaso. Su crecimiento decae hasta alcanzar una población máxima.

Durante la fase estacionaria, la población permanece constante. Es posible que este fenómeno se produzca debido a que por un lado, los microorganismos que han agotado el o nutrientes necesarios para el crecimiento, y la generación de microorganismos nuevos compensa la muerte de los viejos.

Finalmente, en la fase de decrecimiento o muerte se encuentra agotada su fuente de suministro exterior, se inicia el consumo de las propias reservas y una muerte progresiva de las células.

Es importante destacar que la descripción anterior se refiere a una única población de microorganismos. En general, los procesos biológicos están compuestos por complejas poblaciones mezcladas e interrelacionadas. Entre los microorganismos

importantes en el tratamiento biológico del agua residual están las bacterias, hongos, algas, protozoos y rotíferos.

Los tratamientos aerobios se pueden clasificar en tratamientos con biomasa suspendida y tratamientos con biomasa fija. Los principales tratamientos aerobios de cultivo en suspensión se destacan el tratamiento de lodos activos, el reactor de flujo discontinuo secuencial, la digestión aerobia y lagunas aireadas.

De los tratamientos aerobios, el más ampliamente utilizado es el tratamiento de lodos activos [3]. El proceso se basa en la degradación de la materia orgánica de un agua residual al encontrarse en un biorreactor con una población microbiana mixta en suspensión floculenta en un ambiente aireado y agitado, mediante el uso de difusores o aireadores mecánicos. Después de un tiempo de contacto suficiente, el “licor mezcla” es trasvasiado a un tanque sedimentador, o decantador secundario, para separar los lodos del agua tratada. Del fango sedimentado, una fracción se recircula al biorreactor, para mantener la concentración necesaria de microorganismos, y el excedente (fangos secundarios en exceso), se extrae del sistema para aplicar un tratamiento de fangos. El régimen hidráulico convencional se trata de un influente continuamente alimentado al biorreactor, se clasifica éste sistema como de mezcla completa. El diagrama de la operación de fangos activos se muestra en la figura 6, a continuación.

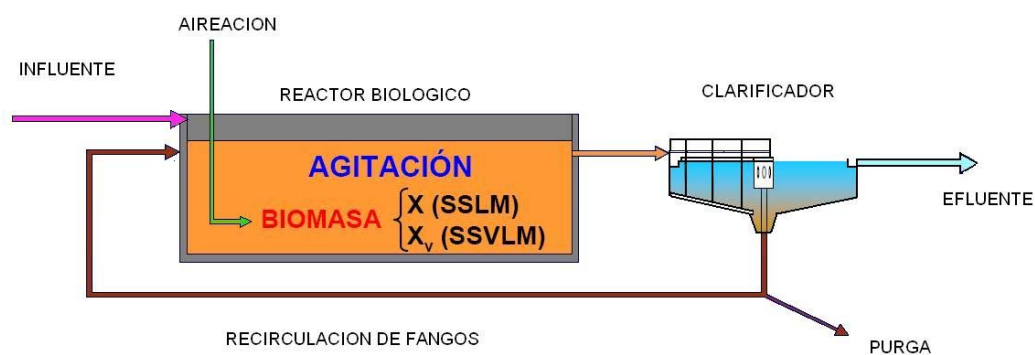


Figura 6. Diagrama de tratamiento de fangos activos.

Un requisito importante para la funcionalidad de la operación, es la capacidad de los microorganismos de formar flóculos adecuados para la decantación secundaria. La unidad de sedimentación, donde se realiza la separación del material biológico para su recirculación al reactor biológico, es parte integral del proceso de fangos activos.

Para el diseño de un tratamiento de fangos activos se han desarrollado relaciones prácticas que pretenden predecir los efectos de los diferentes cambios que puedan producirse en el sistema. Las relaciones que hay que considerar son el tiempo medio de retención celular, la relación alimento-microorganismos o carga másica, el rendimiento y la tasa de utilización específica de sustrato.

El tiempo de retención celular o edad del lodo (θ_c o TRC), es el tiempo medio de retención de los fangos activados en el sistema, y se define como la relación entre la cantidad de fangos en el biorreactor y la masa de fangos purgados diariamente.

$$\theta_c = \frac{V \text{ MLSS}}{Q_p \text{ MLSS}_p}$$

Donde:

- θ_c : Tiempo medio de retención celular [día].
- V : Volumen del Biorreactor [m³].
- Q_p : Caudal de lodo purgado [m³/día].
- MLSS : Concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla del Biorreactor [K/m³]
- MLSS_p : Concentración de sólidos suspendidos en la purga [K/m³].

La carga de alimentación o carga másica, se refiere a la relación entre la materia orgánica en la alimentación (F, food) y la cantidad de microorganismos (M, microorganism) disponibles para su degradación en el biorreactor. Se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\frac{F}{M} = \frac{DBO_5 * Q}{MLVSS * V}$$

Donde:

F/M	:	Carga de alimentación [día ⁻¹].
DBO5	:	Demanda biológica de Oxígeno [mg/L].
Q	:	Caudal de alimentación [m ³ /día]
MLVSS	:	Fracción volátil Sólidos Suspendidos en el licor mezcla del Biorreactor [mg/L]
V	:	Volumen de Biorreactor [m ³]

- PROCESOS ANEROBIOS. Los procesos anaerobios se definen como aquellos en que la conversión biológica se produce en ausencia de oxígeno. En el tratamiento de aguas residuales, los procesos anaerobios fueron postergados, debido principalmente a los grandes tiempos de retención hidráulico necesarios para la degradación de la materia orgánica comparados con los procesos aerobios. Durante los últimos periodos, se ha incentivado el desarrollo de los procesos anaerobios debido a que se autosustentan mediante la generación de gas metano; y que generan una menor producción de fangos y mas estables que en condiciones aerobias.

De los procesos anaerobios, como se mencionó anteriormente, se distinguen los de cultivo en suspensión y los de cultivo fijo. De acuerdo con esta clasificación, se describen algunos de éstos procesos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales. Dentro de la categoría de procesos anaerobios de cultivo en suspensión se describen a continuación la digestión anaerobia y el proceso anaerobio de contacto, de los procesos anaerobios de cultivo fijo, se describen el filtro anaerobio y lecho expandido.

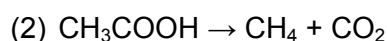
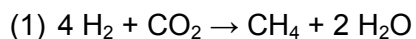
La digestión anaerobia es uno de los procesos anaerobios más comunes, y es ampliamente utilizado para la estabilización de fangos. En este proceso se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica contenida, en ausencia de oxígeno molecular, generando como productos gaseosos, metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂).

La alimentación de los fangos se puede realizar en forma continua o intermitente, y permanecen en un reactor completamente cerrado por periodos de carga variables. Los dos tipos de digestores anaerobios mas usados son los de alta y baja carga. En los procesos de digestión de alta carga se realiza la mezcla y calentamiento del contenido, la cual permanece 15 días o menos. En los de baja carga, no se realiza ni mezcla ni calentamiento, mientras que los tiempos de detención varían entre 30 y 60 días.

La conversión biológica de la materia orgánica en condiciones anaerobias se produce en cuatro etapas consecutivas, la etapa hidrolítica, acidogénica, acetogénica y metanogénica. En la primera etapa, hidrolítica, los sustrato son disolver se hidrolizan y pasan a la disolución, debido a la acción enzimática. En la fase ácida, las sustancias orgánicas disueltas son transformadas en ácidos orgánicos. La acidogénesis, como siguiente etapa, implica la conversión de los ácidos anteriormente generados en los acetatos correspondientes. Durante la última etapa, denominada metanogénesis, las bacterias metanogénicas transforman los acetatos en productos finales, dióxido de carbono (CO₂) y metano (CH₄).

La etapa metanogénica es limitante en un proceso de degradación anaerobia, debido a que la cinética del proceso y la tasa de crecimiento de las bacterias responsables de este proceso es muy lenta. En la digestión anaerobia, la estabilización se alcanza cuando se cuando se produce metano y dióxido de carbono.

Las principales reacciones ocurridas en la formación de metano son las siguientes:



Para conseguir una correcta operación anaerobia, el reactor debe carecer de oxígeno disuelto, debido a que las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas. Además las condiciones del medio deben presentar un rango de pH entre 6,6 y 7,6 y una alcalinidad suficiente para que no descienda de 6,2, ya que a partir de este valor se inhibe la actividad de las bacterias metanogénicas. Se requieren además, de ciertos nutrientes, estos son carbono, nitrógeno, fósforo, cobalto, fierro, níquel y molibdeno y

evitar las concentraciones de compuestos inhibitorios tales como metales pesados y los sulfuros.

El proceso anaerobio de contacto es otro de los procesos anaerobios para la digestión de los residuos industriales, es muy efectivo para riles con alto contenido de DBO. El tratamiento pone en contacto la alimentación con una corriente de fango recirculado en un reactor de mezcla completa, en una siguiente etapa, la mezcla es sometida a sedimentación o flotación al vacío. El líquido clarificado normalmente es sometido a un tratamiento posterior, mientras el fango anaerobio recuperado es recirculado.

Entre los procesos anaerobios de cultivo fijo, se utilizan para la degradación de la materia orgánica del agua residual se encuentra el filtro anaerobio y el proceso de lecho expandido.

El filtro anaerobio consiste en un lecho, formado por diversos tipos de materiales sólidos, donde se desarrolla un cultivo anaerobio de microorganismos. El agua residual es alimentada por el fondo de la columna, y fluye en sentido ascendente, entrando en contacto con el cultivo para la degradación de la materia orgánica presente. En este tipo de cultivo anaerobio, las bacterias adheridas al medio no son arrastradas por el efluente, en consecuencia el tiempo medio de retención celular aumenta. El filtro anaerobio es empleado para el tratamiento de aguas residuales de baja carga a temperatura ambiente.

El proceso de lecho expandido, consiste en el desarrollo de un cultivo biológico fijado a un medio expandido, a través del cual circula el agua residual. Se desarrollan en este tipo de tratamiento, una alta concentración de biomasa. El efluente se recircula para diluir la alimentación, y mantener un caudal adecuado para que el medio se halle expandido.

En general, los procesos anaerobios han ingresado al tratamiento de aguas residuales debido a que el producto de la descomposición de la materia orgánica residual es útil como combustible. Otro de los incentivos para el desarrollo de este

tipo de proceso es la baja generación de fango, lo que implica la reducción de los costos asociados al tratamiento de los mismos.

- **PROCESOS ANÓXICOS.** Los procesos anóxicos son aquellos donde intervienen organismos, que en ausencia de oxígeno, reemplazan la función de aceptor de electrones por algunos compuestos inorgánicos oxidados, tales como nitrato o nitrito. Este proceso se ha aplicado en el tratamiento de aguas residuales para la eliminación de nitrógeno. La eliminación biológica del nitrógeno incluye dos etapas, la nitrificación y la desnitrificación. Aunque solamente la desnitrificación es la operación donde intervienen procesos anóxicos, para comprender el procedimiento se debe hacer antes una alusión al proceso de nitrificación.

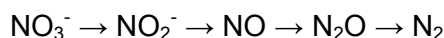
El nitrógeno presente en el agua residual puede encontrarse en variadas formas, dentro de las cuales se halla el amoníaco (NH_3). En la primera etapa, de nitrificación, el amoníaco es convertido a nitrato en condiciones aerobias. Las bacterias nitrificantes oxidan el amoníaco a nitrito, como producto intermedio, para luego transformar el nitrito a nitrato, compuesto más estable. Esta etapa permite la transformación del nitrógeno amoniacal en nitrógeno en forma de nitrato, pero no aun su eliminación.

Las bacterias nitrificantes son extremadamente sensibles a gran cantidad de agentes, tanto orgánicos como inorgánicos, que pueden impedir el crecimiento y la actividad de estos organismos. Es importante el efecto del pH, siendo el intervalo óptimo entre 7,5 y 8,6. La operación requiera además, una concentración mínima de oxígeno disuelto de 1 ppm.

La nitrificación puede realizarse con cultivos en suspensión o cultivos fijos, y se puede conseguir en el mismo reactor empleado para la degradación de la materia orgánica o bien en un reactor independiente.

La desnitrificación se realiza a continuación de la nitrificación. En esta operación el nitrógeno de los nitratos se transforma, biológicamente, en nitrógeno gas en ausencia de oxígeno. La conversión se realiza transformando el nitrato en nitrito, y a

continuación se producen óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gaseoso, como se muestra a continuación:



El parámetro crítico para la operación, es la presencia de oxígeno disuelto la cual suprime la desnitrificación. El valor óptimo de pH depende de las diferentes poblaciones bacterianas posibles, presentando un rango recomendable entre 7 y 8.

De la misma forma que la nitrificación, los procesos de desnitrificación pueden aplicarse en sistemas de cultivo en suspensión o de cultivo fijo. La desnitrificación con cultivos en suspensión suele realizarse en sistemas de fangos activos de flujo pistón, mientras que en cultivo fijo puede realizarse en procesos tal como lecho expandido o técnicas como filtros anaerobios, variando la dirección de flujo a descendiente para evitar la obstrucción del medio.

2.4. TRATAMIENTO TERCIARIO

El tratamiento terciario se aplica cuando las condiciones para el vertido o reutilización exigen una mayor depuración que la conseguida con los tratamientos primarios y secundarios. Por lo tanto, un aspecto fundamental en la aplicación de un tratamiento terciario, es el objetivo que se requiera lograr con el tratamiento de aguas residuales. Algunas operaciones que son aplicadas en un tratamiento terciario, son descritas a continuación:

- **FILTRACIÓN TERCIARIA.** La operación de filtración se aplica como un tratamiento terciario, teniendo como objetivo la eliminación de sólidos suspendidos que pudieran haber sido arrastrados desde el tratamiento secundario, además de otras aplicaciones en tratamientos tales como la eliminación de fósforo, nitrificación o desnitrificación.

Como lecho filtrante suele emplearse arena, grava, otro material adecuado o una combinación de ellos.

- **PRECIPITACIÓN QUÍMICA.** La precipitación química en el tratamiento de las aguas residuales lleva consigo la adición de productos químicos con la finalidad de alterar el estado físico de los sólidos disueltos y en suspensión. Los productos químicos que se añaden al agua residual reaccionan con las sustancias habitualmente presentes, formando un precipitado que es normalmente eliminado por sedimentación.

Algunos de los compuestos que pueden perjudicar el cauce receptor del vertido son los fosfatos, por su influencia decisiva en el crecimiento de las algas. La eliminación de los fosfatos se realiza parcialmente en los tratamientos biológicos, pero su tratamiento masivo se realiza por precipitación química, usando iones metálicos polivalentes, tales como calcio, hierro o aluminio y un pH específico para cada ión.

Se desprenden de este procedimiento algunas desventajas, tal como el aumento neto del contenido de sólidos disueltos del agua residual, y la generación de un gran volumen de fango que, además, puede contener compuestos tóxicos que dificulten su tratamiento y evacuación.

- **INTERCAMBIO IÓNICO.** El intercambio iónico es un proceso unitario en el que se utiliza material de intercambio iónico, que tiene la capacidad de desplazar iones disueltos, mantenerlos temporalmente unidos, para cederlos de nuevo frente a una solución regenerante.

Se utilizan resinas poliméricas de fabricación sintética, las resinas actúan selectivamente, de forma que pueden preferir un ión sobre otro con factores relativos de afinidad, aunque la resina tome con preferencia unos iones frente a otros, se trata de una reacción reversible y es posible invertir esta tendencia, para su regeneración. La resina de intercambio catiónico se regenera con un ácido fuerte, como el ácido sulfúrico, mientras que las resinas de intercambio aniónico se regeneran con bases fuertes, como hidróxido de sodio.

En la reacción se mantiene la electroneutralidad. Un ión simple se intercambiara por otro ión simple, análogamente, un ión divalente necesitara dos iones monovalentes para realizar el intercambio.

- OSMOSIS INVERSA. La osmosis inversa ocurre cuando se aplica una presión mayor a la presión osmótica, de modo que se produce la difusión, a través de una membrana semipermeable, de uno de los constituyentes de la disolución. La aplicación de este fenómeno produce la concentración conveniente de una de las disoluciones.

La utilización de la osmosis inversa en el tratamiento de efluentes persigue alguno de los tres objetivos siguientes:

- Concentrar la contaminación en un reducido volumen.
- Recuperar productos de alto valor económico.
- Recircular el agua.

Se debe señalar, que la osmosis inversa no destruye ni transforma los componentes contaminantes, sino que los concentra en un volumen reducido, el cual puede reutilizarse u obtener subproductos de alto valor económico.

Una operación similar a la osmosis inversa, es la ultrafiltración, esta última se diferencia por utilizar presiones relativamente bajas. La ultrafiltración se aplica para la eliminación de aceites de cursos de agua, y la eliminación de la turbidez provocada por coloides.

- OZONIZACION. Debido a su poder oxidante, el ozono, O_3 , es una alternativa para eliminar ciertos compuestos orgánicos. En algunos casos, la ozonización se puede activar o complementar con luz ultravioleta.

Es muy eficaz como agente bactericida, germicida y algicida. En operaciones similares, se utiliza cloro o hipoclorito de sodio, pero la ozonización tiene como ventaja que no produce consecuencias, tales como sabores u olores anexos al agua. La ozonización, se aplica también, al igual que el otros agentes oxidantes como hipoclorito de sodio o peróxido de hidrógeno, en el tratamiento de aguas cianuradas.

Son varias las operaciones o procesos que pueden ser aplicados en un tratamiento terciario de aguas residuales. Considerando, para su aplicación, factores como el

costo, tipo y concentración de contaminantes, necesidades de explotación y reutilización, entre otros.

A modo de resumen en la tabla 5 se pueden apreciar algunos procesos aplicados en el tratamiento terciario.

Tabla 7. Operaciones aplicadas en el tratamiento terciario.

Objetivo	Operación o Proceso aplicado
Eliminación de Sólidos en Suspensión	Filtración Terciaria
Eliminación de Sólidos Disueltos	Precipitación Química Intercambio Iónico Osmosis Inversa Ultrafiltración Electrodialisis
Eliminación de Residuos Orgánicos	Adsorción
Eliminación de Fósforo	Precipitación Química Filtración Terciaria
Eliminación de Compuestos Orgánicos Volátiles	Volatilización y arrastre con Gas.

2.5. TRATAMIENTO DE LODOS

Durante los tratamientos del agua residual, debido a algunas operaciones se separación, o bien como subproducto de alguna etapa productiva de la industria, se producen lodos que deben ser estabilizados y concentrados, para su eliminación.

El tratamiento de los lodos depende de la composición y pueden ser clasificados de acuerdo a su origen.

Los lodos primarios son aquellos obtenidos de una operación de sedimentación primaria o flotación. Contiene sólidos inorgánicos finos y sólidos orgánicos. Estos sólidos,

generalmente de apariencia desagradable, prácticamente no han sufrido descomposición, y son por lo tanto muy inestables y putrescibles.

Los lodos secundarios provienen del tratamiento secundario. De operaciones tales como fangos activos, reactor de discos rotatorios, filtros percoladores, etc. De apariencia homogénea y floculenta, la materia orgánica está parcialmente descompuesta, son por lo tanto mas estable que los primarios y poseen olores menos fuertes.

Los lodos químicos se generan de procesos químicos, como la precipitación química, por la adición de sales de aluminio, fierro y carbonato de calcio. Si se deja suficiente tiempo en el tanque se produce su descomposición, pero a menor velocidad que el lodo primario; produce gas en cantidades sustanciales y su densidad aumenta con el tiempo.

- **CONCENTRACIÓN DE LODOS.** La concentración de los lodos puede llevarse a cabo mediante el uso de espesadores, procesos de flotación o centrifugación.

El espesador es un depósito de forma cilíndrica con terminación cónica. El depósito cuenta con una entrada, para la alimentación de fangos, y dos salidas; una en la parte superior, la descarga del líquido separado y la otra en la parte inferior, para retirar en fango espesado. El fango tratado en espesadores puede ser primario, secundario o mixto.

La flotación, siendo el mismo procedimiento aplicado en un tratamiento primario, se aplica en el tratamiento de lodos ligeros, como en el caso de lodos secundarios del proceso de lodos activos.

- **ESTABILIZACION.** La destrucción de la materia orgánica en el tratamiento de lodos se produce, análoga al tratamiento secundario, mediante la digestión aerobia y anaerobia.

La digestión aerobia realiza la degradación de la materia orgánica de los fangos mediante la oxidación biológica, en presencia de oxígeno. Este procedimiento se aplica usualmente a lodos secundarios o mixtos.

El procedimiento es sencillo, de bajo costo de instalación y producen un lodo de mejores características que los anaerobios, la desventaja se halla en el costo de la energía necesaria para la mantener una aireación constante del lodo para su digestión.

La digestión anaerobia consiste en la estabilización del fango en condiciones anaerobias, mediante la conversión de la materia orgánica a productos gaseosos tales como el dióxido de carbono y metano. En general, los productos gaseosos de la digestión anaerobia pueden ser utilizados para satisfacer las necesidades energéticas del proceso.

Al igual que en el tratamiento secundario, pueden aplicarse operaciones de cultivo en suspensión o de cultivo fijo. Siendo los de biomasa suspendida los de mejor capacidad para procesar lodos.

- **ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.** Es una práctica común, la adición de reactivos que aumentan el tamaño de las partículas coloidales. El acondicionamiento de los lodos tiene como consecuencia el aumento del rendimiento en tratamientos posteriores, tales como filtración o deshidratación.
- **DESHIDRATACION.** La deshidratación permite la concentración de los fangos al eliminar agua por medio de operaciones de filtración, centrifugación.

La filtración permite la reducción de la humedad de los fangos. Algunos tipos de filtro utilizado en el tratamiento de lodos es el filtro prensa, mostrado en la figura nº 8. Estos filtros consisten en una serie de placas con tela filtrante por ambos lados, colocadas en posición vertical que son prensadas mediante un sistema hidráulico.



Figura 7. Filtro prensa.

El filtro prensa puede reducir la humedad de la torta hasta un 50%. Es muy utilizado para la deshidratación de fangos secundarios de origen industrial, siendo una desventaja la operación discontinua

La centrifugación se utiliza tanto para las operaciones de concentración, como para la deshidratación. Un decantador centrifugo separa sólidos del liquido mediante la aplicación de una fuerza centrífuga.

La centrifugación aplicada para la deshidratación de fangos, ya sean primarios, secundarios, químicos o mixtos, consigue sequedades del orden del 20%. La utilización de floculantes logra aumentar el rendimiento, pudiendo ser aplicados en la línea de alimentación o dentro del equipo.

- DISPOSICION FINAL DE LODOS. Para la disposición final de los lodos, una de las alternativas que se manejan es la de depositar los lodos en un vertedero controlado, esta sin duda, debe satisfacer una serie de normas ambientales. Esta alternativa es actualmente la única viable para el manejo de sólidos

Otro método manejado para la disposición final de residuos sólidos es el compostaje; el cual se aplica principalmente a residuos orgánicos. Este proceso consiste en la degradación de la fracción orgánica restante en los residuos sólidos, reduciéndose así el volumen y el peso del material, obteniéndose como producto final una sustancia húmica utilizada principalmente como acondicionador de suelos.

En el anexo recién expuesto, se ha entregado una reseña sobre las operaciones más utilizadas en el tratamiento de las aguas residuales de acuerdo a la estructura clásica de configuración. Esta estructura puede variar entre una planta y otra, considerando un tratamiento primario como pretratamiento, o según su nivel de especificidad, como terciario.

Dentro de las operaciones utilizadas en el tratamiento de aguas residuales, tradicionalmente se han utilizado las biológicas, de ellas, las operaciones aerobias son las de mayor aplicación. Aunque se pueden contar una serie de ventajas y desventajas entre las operaciones aerobias y anaerobias, las primeras se desarrollaron debido, principalmente a los considerablemente menores tiempos de retención hidráulico necesarios para la degradación. Las operaciones anaerobias han reducido los tiempos de retención, y por lo tanto los volúmenes de reacción, a costa de un mayor gasto energético para aumentar la temperatura, y con ella la velocidad de reacción.

Las operaciones anaerobias se destacan por que el producto de la descomposición del residuo orgánico es un producto final útil, ya que genera metano, gas combustible que puede ser usado para la generación de energía.

El diseño de un tratamiento óptimo para la depuración de las aguas residuales esta regido por una serie de factores, tales como caudal, composición y concentración del ril, objetivos del tratamiento, consideraciones económicas, etc

ANEXO B:

NORMA EMISION DESCARGA DE RESIDUOS
LIQUIDOS A AGUAS MARINAS Y
CONTINENTALES SUPERFICIALES

B-1. TABLA N° 4. LÍMITES MAXIMOS PERMITIDOS PARA LA DESCARGA DE RESIDUOS LIQUIDOS A CUERPOS DE AGUA MARINOS DENTRO DE LA ZONA DE PROTECCION LITORAL.

CONTAMINANTE	UNIDAD	EXPRESION	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	20
Aluminio	mg/L	Al	1
Arsénico	mg/L	As	0,2
Cadmio	mg/L	Cd	0,02
Cianuro	mg/L	CN-	0,5
Cobre	mg/L	Cu	1
Coniformes fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000-70*
Índice de Fenol	mg/L	Fenoles	0,5
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr ⁺⁶	0,2
Cromo Total	mg/L	Cr total	2,5
DBO ₅	mg O ₂ /L	DBO ₅	60
Estaño	mg/L	Sn	0,5
Fluoruro	mg/L	F ⁻	1,5
Fósforo	mg/L	P	0,5
Hidrocarburos Totales	mg/L	HCT	10
Hidrocarburos Volátiles	mg/L	HCV	1
Hierro Disuelto	mg/L	Fe	10
Manganeso	mg/L	Mn	2
Mercurio	mg/L	Hg	0,005
Molibdeno	mg/L	Mo	0,1
Níquel	mg/L	Ni	2
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NTK	50
pH	Unidad	pH	6,0-9,0
Plomo	mg/L	Pb	0,2
SAAM	mg/L	SAAM	10
Selenio	mg/L	Se	0,01
Sólidos Sedimentables	Ml/l/h	S SED	5
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SS	100
Sulfuros	mg/L	S ⁻²	1
Zinc	mg/L	Zn	5
Temperatura	°C	T°	30

* En áreas aptas para la acuicultura y áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos, no se deben sobrepasar los 70 NMP/100 ml.

B-2. TABLA N° 5. LÍMITES MAXIMOS DE CONCENTRACION PARA DESCARGA DE RESIDUOS LIQUIDOS A CUERPOS DE AGUA MARINOS FUERA DE LA ZONA DE PROTECCION LITORAL

CONTAMINANTE	UNIDAD	EXPRESION	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE	LIMITE MAXIMO PERMISIBLE A PARTIR DEL 10° AÑO DE VIGENCIA DEL PRESENTE DECRETO
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	350	150
Sólidos Sedimentables	ml/l/h	S.SED	50	20
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	S.S	700	300
Aluminio	mg/L	Al	10	
Arsénico	mg/L	As	0,5	
Cadmio	mg/L	Cd	0,5	
Cianuro	mg/L	CN ⁻	1	
Cobre	mg/L	Cu	3	
Índice de Fenol	mg/L	Fenoles	1	
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr ⁺⁶	0,5	
Cromo Total	mg/L	Cr Total	10	
Estaño	mg/L	Sn	1	
Fluoruro	mg/L	F ⁻	6	
Hidrocarburos Totales	mg/L	HCT	20	
Hidrocarburos Volátiles	mg/L	HC	2	
Manganeso	mg/L	Mn	4	
Mercurio	mg/L	Hg	0,02	
Molibdeno	mg/L	Mo	0,5	
Níquel	mg/L	Ni	4	
pH	mg/L	Unidad	5,5 - 9,0	
Plomo	mg/L	Pb	1	
SAAM	mg/L	SAAM	15	
Selenio	mg/L	Se	0,03	
Sulfuro	mg/L	S ⁻²	5	
Zinc	mg/L	Zn	5	

ANEXO C:
TABLAS DE RESULTADOS DE ANÁLISIS
INTERNOS DE COMPUESTOS
CONTAMINANTES CONTROLADOS

C-2. TABLA DE RESULTADOS DE ANALISIS EN EL REACTOR BIOLOGICO.

Fecha	Reactor Biológico													
	Entrada				Reactor		Salida				Fangos			
	DQO (mg/L)	pH	N NH ₃ (mg/L)	N Total (mg/L)	P (mg/L)	MVLSS (mg/L)	MLSS (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	N NH ₃ (mg/L)	N Total (mg/L)	P (mg/L)	MVLSS (mg/L)	MLSS (mg/L)
06-12-07														
18-02-08														
19-02-08														
20-02-08														
21-02-08														
22-02-08						518	1008							
23-02-08														
24-02-08														
25-02-08						350	964							
26-02-08	66,2			15,8	1,84	380	930	86			10,3			
27-02-08	104			9,61		352	1000	209			18,8			
28-02-08	129	7,61		10,7		412	1028	79,8			17,1			
29-02-08	79,2	7,68		8,94				99,8	8,26		19,1			
03-03-08	41,4	7,8		16,1		352	944	11,2	7,93		17,4			
04-03-08	29,7	7,74		14,8		356	940	13,4	7,98		15,6			
05-03-08	21,9	7,88		14,8	0,82	432	1096	22	7,77					
06-03-08	170	7,78		16,7	1	420	868	7,46	7,67					
07-03-08	169	7,86	7,32	15,3	1,07	396	1030	40,5	7,82					
08-03-08														
09-03-08														
10-03-08	73,5	7,63	5,64	11	1,21	490	1310	36,9	7,98					
11-03-08	81,4	7,73	5,68	11,7	1,65	384	1088	20,3	8,04					
12-03-08	96,6	7,9	6,12	15,9	1,65	340	1100	36,6	8,18					
13-03-08	41,4	7,9	3,04	17,9	0,923	460	1470	14,3	8,32					
14-03-08	42,7	7,88	2,37	15,1	0,0738	630	1470	8,08	8,28					
15-03-08														
16-03-08														
17-03-08	34,7	7,48	7,08	16,4	0,962	522	1420	9,62	8,24					
18-03-08	122	7,71	6,36	13,9	1,35	584	1408	7,73	8,05					
19-03-08	80,7	7,88	7,37	20,6	1,18	516	1192	17,2	7,88					
20-03-08	108	7,35	6,37	15,4	1,20	590	1530	19,2	7,87					
21-03-08														
22-03-08														
23-03-08														
24-03-08	157	3,74	5,64	17,1	***	600	1608	17,6	5,02					
25-03-08	140	6,5	10,3	28,5	1,60	500	1480	38	5,08					
26-03-08	137	7,92			1,7	740	1560	31,3	7,03					
27-03-08	117	7,81	23,4	220	1,7	566	1322	35,5	7,8					
28-03-08	74,4	7,87	109	160	0,12	670	1430	45,5	7,96					

C-3. TABLA DE RESULTADOS DE ANALISIS A LA SALIDA DE LA PLANTA.

Fecha	Salida de Planta												
	Salida												
	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Fenoles (mg/L)	Sulfuros (mg/L)	Cianuro (mg/L)	TSS (mg/L)	P (mg/L)	pH	N Total (mg/L)	N NH3 (mg/L)	HT (ppm)	HV (ppm)	Ac y Grasa (ppm)
06-12-07													
18-02-08													
19-02-08													
20-02-08													
21-02-08													
22-02-08													
23-02-08													
24-02-08													
25-02-08													
26-02-08													
27-02-08													
28-02-08													
29-02-08													
03-03-08			0,524		0,001						0,2		0,2
04-03-08	37,4		1,399		0		0,403		14,5				
05-03-08	34,7		0,328		0,002		0,379	7,43	17				
06-03-08	36,5		0,445				0,5	7,71	16,6				
07-03-08	42,3		0,324		0,004		0,488	7,03	12,9				
08-03-08													
09-03-08													
10-03-08	37,2						0,703	7,96	20,1				
11-03-08	32,4					9,71	0,678	8,04	18,3				
12-03-08	10,8					2,2	0,689	8,23	18,3				
13-03-08	15		0,132		0	10	0,772	8,3	16,9				
14-03-08	18,2		0,11		0	1,3	0,654	8,36	11,1				
15-03-08													
16-03-08													
17-03-08		19,1	0,479	0,01	0,001	7,33	0,936	8,32	12,3				4,22
18-03-08	18,3		0,143		0,025	5,67	0,914	8,09	11,7				
19-03-08	16,6		0,255	0,01	0,002	4,16	0,83	8,08	16,1				1,6
20-03-08	36,2		0,837		0	9,33	0,732	7,13	15				2,6
21-03-08													
22-03-08													
23-03-08													
24-03-08	20,5		0,274		0	6,5	0,416	7,07	18,6				
25-03-08	20,2		0,566		0,008	10,8	1	5,91	17				
26-03-08	36,7		0,487		0,17	20,4	1,5	6,5	32				
27-03-08	37,9		0,564		0,087		1,2	6,78	35				
28-03-08			0,57		0,067	21,8	1,1	7,51	39				

ANEXO D:
ANÁLISIS DE LABORATORIO EXTERNO DE
COMPUESTOS CONTAMINANTES
CONTROLADOS

AMPLIACION 1

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - Nº A-08/03577

CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	4-mar-08
Descripción:		Hora:	
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	4-mar-08
Código de Análisis:	A-1675-CH	Fecha de Inicio:	13-mar-08
		Fecha de Fin:	20-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<i>Parámetro</i>	<i>Resultado</i>	<i>Unidades</i>	<i>Procedimiento de Análisis</i>
DBO5	14,92	mg/l O2	NCh2313/5 Of1995
Aceites y Grasas	< 4,22	mg/l	NCh2313/6 Of1997
Cianuro	0,00	mg/l	NCh2313/14 Of1997
Índice de Fenol	< 0,001	mg/l	NCh2313/19 Of2001

Observaciones: La unidad de expresión para DBO5 es mg O2/L



P.A.

Fdo. Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
20/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - Nº A-08/03578

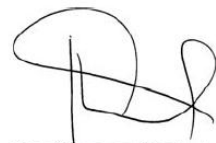
CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	4-mar-08
Descripción:		Hora:	
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	4-mar-08
		Fecha de Inicio:	17-mar-08
Código de Análisis:	A-1676-CH	Fecha de Fin:	19-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<i>Parámetro</i>	<i>Resultado</i>	<i>Unidades</i>	<i>Procedimiento de Análisis</i>
Hidrocarburos Totales	< 10	mg/l	APHA 5520-F
Hidrocarburos Volátiles	< 0,5	mg/l	USEPA 8260, 5030B
Sulfuros	< 0,01	mg/l	APHA 4500-S

Observaciones:



P.A.

Fdo. Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
19/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.



MODIFICACION 1

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - Nº A-08/03952

CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	17-mar-08
Descripción:		Hora:	
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	18-mar-08
		Fecha de Inicio:	18-mar-08
Código de Análisis:	A-1675-CH	Fecha de Fin:	30-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<u>Parámetro</u>	<u>Resultado</u>	<u>Unidades</u>	<u>Procedimiento de Análisis</u>
DBO5	19,01	mg/l O2	NCh2313/5 Of1995
Aceites y Grasas	< 4,22	mg/l	NCh2313/6 Of1997
Cianuro	0,00	mg/l	NCh2313/14 Of1997
Índice de Fenol	< 0,001	mg/l	NCh2313/19 Of2001

Observaciones: La unidad de expresión para DBO5 es mg O2/L

P.A.

Fdo. Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
30/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.

AMPLIACION 1

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - Nº A-08/03953

CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	17-mar-08
Descripción:		Hora:	
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	18-mar-08
		Fecha de Inicio:	25-mar-08
Código de Análisis:	A-1676-CH	Fecha de Fin:	30-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<i>Parámetro</i>	<i>Resultado</i>	<i>Unidades</i>	<i>Procedimiento de Análisis</i>
Hidrocarburos Totales	< 10	mg/l	APHA 5520-F
Hidrocarburos Volátiles	< 0,5	mg/l	USEPA 8260, 5030B
Sulfuros	< 0,01	mg/l	APHA 4500-S

Observaciones: Analisis subcontratados, resultados emitidos Informe Nº SE0800307.



P.A.

Fdo. Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
30/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.

AMPLIACION 1

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - N° A-08/03991

CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	19-mar-08
Descripción:		Hora:	16:00
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	20-mar-08
		Fecha de Inicio:	26-mar-08
Código de Análisis:	A-1675-CH	Fecha de Fin:	30-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<i>Parámetro</i>	<i>Resultado</i>	<i>Unidades</i>	<i>Procedimiento de Análisis</i>
DBO5	< 10	mg/l O2	NCh2313/5 Of1995
Aceites y Grasas	< 4,22	mg/l	NCh2313/6 Of1997
Cianuro	0,00	mg/l	NCh2313/14 Of1997
Índice de Fenol	< 0,001	mg/l	NCh2313/19 Of2001

Observaciones: La unidad de expresión para DBO5 es mg O2/L



P.A.
Fdo. Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
30/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.

INFORME ANALÍTICO DE AGUAS - Nº A-08/03992

CLIENTE: AQUALIA INDUSTRIAL
P. IND NUEVO CALONGE, C/PINCEL, 25 41007
SEVILLA SEVILLA

Tipo de Muestra:	AGUA RESIDUAL	Fecha de Muestreo:	19-mar-08
Descripción:		Hora:	
Unidad de Gestión:		Fecha de Recepción:	20-mar-08
		Fecha de Inicio:	28-mar-08
Código de Análisis:	A-1676-CH	Fecha de Fin:	28-mar-08
		Muestreador	Cliente

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO

<i>Parámetro</i>	<i>Resultado</i>	<i>Unidades</i>	<i>Procedimiento de Análisis</i>
Hidrocarburos Totales	< 10	mg/l	APHA 5520-F
Hidrocarburos Volátiles	< 0,5	mg/l	USEPA 8260, 5030B
Sulfuros	< 0,01	mg/l	APHA 4500-S

Observaciones: Análisis subcontratados, resultados emitidos en Informe Nº SE0800316.



Fdo./Responsable de Laboratorio.
Eduardo Leal Valenzuela
29/03/2008

Observaciones: L.D.T.: Límite de Determinación. Los Resultados de este informe solo afectan a la muestra tal como es recibida en el laboratorio. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. * Los parámetros así referenciados, no forman parte del Alcance de Acreditación de ENAC. Las incertidumbres están calculadas y a disposición del cliente que lo solicite. Los resultados entre paréntesis están fuera del alcance.

ANEXO E:
ANÁLISIS DE VARIANZA DE DOS MUESTRAS

El análisis de datos se realiza para las poblaciones de datos DQO de salida reales (x_1) y DQO de salida calculados (x_2).

X_1 Salida Real DQO [mg/l]	X_2 Salida Calculada DQO [mg/l]
	24,7
	23,1
	44,1
	21,7
37,4	33,0
34,7	21,8
36,5	21,4
42,3	30,2
37,2	23,1
32,4	21,5
10,8	16,4
15,0	18,8
18,2	21,2
	13,9
18,3	20,2
16,6	16,0
36,2	21,3
20,5	24,7
20,2	19,0
36,7	22,7
37,9	21,7
	20,1

La muestra x_1 con $n_1=16$, y x_2 con $n_2=22$

Para el cálculo de la media aritmética: $\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}$

$$\bar{x}_1 = \frac{450,9}{16} = 28,18$$

$$\bar{x}_2 = \frac{500,4}{22} = 22,74$$

La varianza muestral se determina mediante: $S^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}$

Y la desviación estándar: $S = \sqrt{S^2}$

$$S_1^2 = \frac{1656,424}{(16-1)} = 110,43$$

$$S_1 = \sqrt{110,43} = 10,5$$

$$S_2^2 = \frac{846,2}{(22-1)} = 40,3$$

$$S_2 = \sqrt{40,3} = 6,35$$