

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
AGROINDUSTRIA**

**DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE UNA PLANTA PILOTO PARA EL
TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS GENERADOS EN LOS
LABORATORIOS DEL DEPARTAMENTO DE METALURGIA
EXTRACTIVA**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA
QUÍMICA**

**NORA ARACELI CULQUI CORREA
norahcorrea@gmail.com**

**DIRECTORA: ING. ALICIA DEL CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN MSc.
alicia.guevara@epn.edu.ec**

Quito, Mayo 2015

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

DECLARACIÓN

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

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

Nora Araceli Culqui Correa

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Nora Araceli Culqui Correa, bajo mi supervisión.

Ing. Alicia Guevara M. Sc.
DIRECTOR DE PROYECTO

AUSPICIO

La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto PIS-02-2010 “Tratamientos de efluentes industriales con métodos no convencionales”, que se ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

AGRADECIMIENTOS

A Dios en primer lugar por acompañarme cada día a lo largo de esta travesía. Por cada caída que significó un motivo para levantarme con más fuerza y aprender a seguir el camino del bien con entereza, decisión y responsabilidad. Por cada nuevo día de vida que me ofrece junto a mi familia, para demostrarles cuan duro han trabajado conmigo y que lo vean reflejado en los tantos logros que sé que voy a alcanzar a lo largo de este regalo sublime llamado vida.

A mi madre Patricia, gracias por cada regaño, por cada abrazo y por soportar cada mal momento. Por reconocer la tristeza o felicidad en mi rostro y aunque a veces sin obtener respuesta alguna de lo que me estaba sucediendo, sencillamente gracias por permanecer junto a mí de forma incondicional. Por tu ejemplo de constancia y tenacidad en la vida: gracias mami. Por tus palabras de apoyo cuando estaba a punto de abandonar el barco y por hacer todo lo posible para apoyarme a concluir mis estudios universitarios. Sé que la vida no me va a alcanzar para devolverte tan solo un poco de lo que tu noble y gigante corazón me ha brindado.

De igual forma infinito es el agradecimiento hacia mi padre Marcelo porque se mantuvo siempre a mi lado con su ejemplo de trabajo e integridad, por sus gestos que demostraban cuán importante soy en su vida, por apoyarme siempre en el ámbito académico y deportivo en la medida de lo posible y por demostrarme que con esfuerzo, constancia y dedicación todo es posible.

A mi hermano William por su ejemplo de tenacidad, esfuerzo, dedicación y superación, por sus sabios consejos no solo académicos sino de vida, por su ejemplo de ser una persona intachable y excepcional, gracias por tu apoyo incondicional a lo largo de mi carrera universitaria e incluso en el desarrollo de este proyecto.

A la Ing. Alicia Guevara por haberme dado la oportunidad de formar parte del Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX), por su paciencia, comprensión, colaboración y guía a lo largo de esta investigación.

Al Ing. Ernesto de la Torre por su apoyo, colaboración y buena predisposición siempre, además por incentivar y apoyar todos los proyectos de investigación.

A la Ing. Jady Pérez por ser miembro del tribunal examinador de mi tesis, por la ayuda y apoyo brindado.

A todas las personas que conforman el Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX): Pauly, Eve, Eli, Sra. Verito, Don Klever, gracias por su amistad, colaboración y apoyo a lo largo de este proyecto.

A mis amigas incondicionales Cynthi, Jessy, Lore y Marcelita quienes a través del tiempo y a veces la distancia me han apoyado, acompañado y hemos compartido hasta ahora los sucesos más importantes de nuestras vidas.

A Eli, Alexita, Cris, Pato, Xime, Iván y ustedes SPP con quienes compartí a lo largo de la carrera muchos momentos, los mismos que fueron enseñanzas no solo técnicas si no de vida para aprender, crecer y tomar decisiones.

DEDICATORIA

A mis padres Marcelo e Iralda que con paciencia y amor, siempre con su ejemplo me han guiado por el camino del bien y me han apoyado de forma incondicional.

A mi hermano William por su excelente ejemplo y su apoyo y a su hijita Wendy que con su amor e inocencia ha iluminado mis días desde el primer día de su existencia. Sin ustedes no hubiera logrado alcanzar esta meta.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PAGINA
RESUMEN	xv
INTRODUCCIÓN	xvii
1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1. Sedimentación y filtración aplicada al tratamiento de efluentes	1
1.1.1. Eliminación de partículas por sedimentación	1
1.1.1.1. Ley de Stokes	2
1.1.1.2. Sedimentación por zonas	5
1.1.1.3. Tipos de sedimentadores en función de las partículas a sedimentar	7
1.1.2. Filtración aplicada al tratamiento de efluentes	8
1.1.2.1. Filtración por gravedad	9
1.1.2.2. Filtración por presión	9
1.1.2.3. Aplicaciones de la filtración en la deshidratación de lodos	10
1.2. Electrocoagulación para tratamiento de efluentes líquidos	11
1.2.1. Principio de operación de la electrocoagulación	11
1.2.2. Aspectos generales a considerar	15
1.2.3. Variables que influyen en la electrocoagulación	15
1.2.3.1. El pH	15
1.2.3.2. Densidad de corriente	16
1.2.3.3. Conductividad eléctrica	16
1.2.3.4. Material del electrodo	16
1.2.4. Cálculo del trabajo eléctrico	17
1.2.5. Leyes de faraday aplicadas a la electrólisis	17
1.2.5.1. Primera Ley de Faraday	17
1.2.5.2. Segunda Ley de Faraday	18
1.2.5.3. Cantidad de metal disuelto	18
1.2.6. Aplicaciones de la electrocoagulación	18
1.2.7. Costos de operación	20
1.3. Fitorremediación como técnica de depuración de efluentes	20
1.3.1. Mecanismos para la remoción de contaminantes mediante fitorremediación y su aplicación	21
1.3.2. Humedales artificiales	25
1.3.2.1. Componentes de un humedal artificial	26

1.3.2.2.	Clasificación de los Humedales Artificiales	28
1.3.2.3.	Mecanismos de remoción de los humedales artificiales	29
1.3.3.	Factores importantes en el diseño de un sistema de fitorremediación con humedales artificiales	29
1.3.4.	Proceso de acumulación de metales pesados en las plantas	30
1.3.4.1.	Captación por las raíces	30
1.3.4.2.	Transporte	31
1.3.4.3.	Mecanismos de evasión y de tolerancia	31
1.3.5.	Costos	31
1.4.	Criterios de diseño e implementación de sistemas de tratamiento de efluentes líquidos	32
1.4.1.	Criterios para la selección de los procesos de tratamiento	32
1.4.2.	Orientación básica para el diseño	33
1.4.2.1.	Características físicas del agua residual	34
1.4.2.2.	Características químicas del agua residual	34
1.4.3.	Técnicas convencionales para el tratamiento de aguas residuales	36
1.4.3.1.	Tratamientos para la eliminación de materia en suspensión	37
1.4.3.2.	Tratamientos para la eliminación de materia disuelta	38
1.4.3.3.	Tratamiento para la eliminación de materia orgánica	38
1.4.3.4.	Procesos Electroquímicos para la eliminación de materia disuelta	40
1.4.4.	Criterios para el uso de métodos electroquímicos en el tratamiento de efluentes orgánicos	41
1.4.5.	Generación de efluentes cianurados a nivel industrial	42
1.4.6.	Manejo y disposición de residuos (lodos)	47
1.4.7.	TCLP	48
2.	PARTE EXPERIMENTAL	49
2.1.	Muestreo y caracterización de efluentes líquidos generados en los laboratorios del DEMEX	50
2.1.1.	Origen de los efluentes	50
2.1.2.	Muestreo de efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	51
2.1.3.	Caracterización de los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	52
2.2.	Ensayos de sedimentación, filtración y electrocoagulación	52
2.2.1.	Ensayos de sedimentación	52

2.2.1.1.	Materiales y equipos utilizados en los ensayos de sedimentación	53
2.2.1.2.	Efecto del floculante (poliacrilamida) sobre la velocidad de sedimentación	53
2.2.2.	Ensayos de filtración	54
2.2.2.1.	Materiales y equipos utilizados para la realización de ensayos de filtración	54
2.2.2.2.	Determinación de las constantes de filtración	54
2.2.3.	Ensayos de electrocoagulación	55
2.2.3.1.	Materiales y equipos utilizados para los ensayos de electrocoagulación	55
2.2.3.2.	Efecto del distanciamiento entre electrodos sobre la remoción de metales pesados y sólidos suspendidos.	56
2.3.	Ensayos de fitorremediación	57
2.3.1.	Desarrollo de pasto elefante	57
2.3.2.	Evaluación de la depuración de efluentes por fitorremediación	58
2.4.	Dimensionamiento e implantación de equipos para el tratamiento de 20 L/día de efluentes líquidos	59
2.4.1.	Dimensionamiento del sedimentador	59
2.4.2.	Dimensionamiento del filtro	61
2.4.3.	Dimensionamiento de un reactor electrolítico	63
2.4.4.	Dimensionamiento de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical	64
2.4.5.	Implantación de los equipos	66
2.5.	Evaluación del funcionamiento de la planta piloto implementada	67
2.5.1.	Evaluación del funcionamiento del proceso de sedimentación	68
2.5.2.	Evaluación del funcionamiento del proceso de filtración	68
2.5.3.	Evaluación del funcionamiento del proceso de electrocoagulación	69
2.5.4.	Evaluación del funcionamiento del proceso de fitorremediación	70
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	71
3.1.	Recolección y caracterización de los efluentes	71
3.1.1.	Recolección de los efluentes	71
3.1.2.	Caracterización de los efluentes	72
3.1.3.	Descripción del sistema de tratamiento actual de los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	75

3.1.3.1.	Cálculo de la tasa de reducción de cianuro libre en los efluentes cianurados, por exposición y confinamiento de forma natural	76
3.1.3.2.	Ensayos preliminares de coagulación con efluentes orgánicos	78
3.2.	Remoción de contaminantes por sedimentación, filtración y electrocoagulación	80
3.2.1.	Sedimentación como tratamiento primario para la remoción de contaminantes	80
3.2.1.1.	Remoción de contaminantes por sedimentación para efluentes orgánicos	80
3.2.1.2.	Remoción de contaminantes por sedimentación para efluentes cianurados	80
3.2.1.3.	Determinación de la velocidad de sedimentación	84
3.2.1.4.	Determinación del diámetro y profundidad del sedimentador	85
3.2.2.	Filtración como tratamiento primario para los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	86
3.2.3.	Electrocoagulación como tratamiento primario para los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	89
3.3.	Fitorremediación como tratamiento de depuración final para los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	100
3.3.1.	Remoción de contaminantes por fitorremediación con pasto elefante de los efluentes cianurados pre tratados	101
3.3.2.	Remoción contaminantes por fitorremediación con pasto elefante de los efluentes orgánicos pre tratados	104
3.3.3.	Caracterización final de los efluentes tratados por la secuencia de procesos planteados	105
3.4.	Diseño e implementación de los equipos	106
3.4.1.	Diseño de los equipos	106
3.4.1.1.	Diseño de un sedimentador vertical	107
3.4.1.2.	Diseño de un filtro a presión	111
3.4.1.3.	Diseño de una celda de electrocoagulación	113
3.4.1.4.	Diseño de un sistema de humedales artificiales	120
3.4.2.	Implementación de los equipos	126
3.4.2.1.	Implementación del sedimentador	126
3.4.2.2.	Implementación del filtro prensa	127
3.4.2.3.	Implementación de la celda electrolítica	128
3.4.2.4.	Implementación de humedales artificiales de flujo sub superficial vertical	129

3.5.	Evaluación del funcionamiento de la planta piloto implementada	135
3.5.1.	Evaluación de la remoción de contaminantes en el proceso de sedimentación	136
3.5.2.	Evaluación de la remoción de contaminantes en el proceso de electrocoagulación	137
3.5.3.	Evaluación de la remoción de contaminantes en el proceso de fitorremediación	138
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	142
4.1.	Conclusiones	142
4.2.	Recomendaciones	143
	REVISIÓN BIBLIOGRAFICA	144
	ANEXOS	153

ÍNDICE DE TABLAS

		PÁGINA
Tabla 1.1.	Tipos de sedimentadores en base al tipo de partículas a sedimentar	7
Tabla 1.2.	Sistemas de deshidratación de residuos mediante filtración	10
Tabla 1.3.	Aspectos a considerar al trabajar con sistemas de electrocoagulación	15
Tabla 1.4.	Descripción de los mecanismos utilizados por las plantas en fitorremediación	23
Tabla 1.5.	Procesos de Fitorremediación aplicados a diferentes contaminantes	24
Tabla 1.6.	Mecanismos de remoción de contaminantes en humedales artificiales	29
Tabla 1.7.	Tipos de coagulantes, dosis, pH y aplicaciones efectivas	38
Tabla 1.8.	Mecanismos de los procesos electroquímicos	41
Tabla 2.1.	Intervalos de tiempo y altura empleados para la tabla de datos.	54
Tabla 3.1.	Medición mensual de volúmenes de efluentes generados	71
Tabla 3.2.	Caracterización de los efluentes orgánicos	73
Tabla 3.3.	Caracterización de los efluentes cianurados	74
Tabla 3.4.	Disminución del contenido de cianuro libre en los efluentes cianurados a través del tiempo	75
Tabla 3.5.	Remoción de contaminantes mediante coagulación química	79
Tabla 3.6.	Datos experimentales de altura y tiempo tomados durante los ensayos de sedimentación	83
Tabla 3.7.	Velocidad de sedimentación determinada a diferentes condiciones	85
Tabla 3.8.	Resultados del dimensionamiento del sedimentador a diferentes condiciones de operación	86
Tabla 3.9.	Constantes obtenidas experimentalmente para el dimensionamiento del filtro y parámetros necesarios para su cálculo	88

Tabla 3.10.	Tabla comparativa de los mejores porcentajes de remoción en cuanto a distanciamiento de electrodos, con respecto al volumen	97
Tabla 3.11.	Concentraciones de contaminantes obtenidas después del proceso de electrocoagulación a las mejores condiciones: $V = 3 \text{ L}$; Dist. entre electrodos = 1 cm y $\delta_{\text{corriente}} = 53 \text{ A/m}^2$, para efluentes orgánicos y cianurados	99
Tabla 3.12.	Resultados de remoción de contaminantes mediante fitorremediación con pasto elefante, en un humedal artificial a escala experimental	102
Tabla 3.13.	Resultados de remoción de contaminantes mediante fitorremediación con pasto elefante, en un humedal artificial a escala experimental	104
Tabla 3.14.	Resultados de la remoción de contaminantes de los efluentes tratados al final del proceso de depuración planteado	106
Tabla 3.15.	Profundidades de la unidad de sedimentación trabajando a diferentes porcentajes de sólidos	109
Tabla 3.16.	Dimensiones de la unidad de sedimentación obtenidas experimentalmente y condiciones de operación	109
Tabla 3.17.	Especificaciones del filtro necesario y unidad disponible en catálogo	112
Tabla 3.18.	Tiempos óptimos y porcentajes de remoción de contaminantes obtenidos a diferentes condiciones de trabajo para efluentes orgánicos y cianurados, $\delta = 53 \text{ A/m}^2$	114
Tabla 3.19.	Dimensiones del reactor de electrocoagulación	116
Tabla 3.20.	Constantes cinéticas de primer orden	123
Tabla 3.21.	Parámetros para el diseño de humedales artificiales	123
Tabla 3.22.	Dimensionamiento del humedal artificial	124
Tabla 3.23.	Distribución de las zonas del medio granular	130
Tabla 3.24.	Caracterización inicial de efluentes a tratar	136
Tabla 3.25.	Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de sedimentación para efluentes cianurados, $T_R = 1,4 \text{ horas}$	137

Tabla 3.26.	Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de electrocoagulación para efluentes cianurados y orgánicos, $T_{op} = 25$ min	137
Tabla 3.27.	Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de fitorremediación para efluentes cianurados y orgánicos, T_{ret} hidráulico = 1,82 días	139
Tabla 3.28.	Porcentajes totales de remoción de contaminantes después de aplicar el tratamiento de depuración planteado	139
Tabla A1.	Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles por cuerpo receptor	154
Tabla A2.	Parámetros a analizarse, procedimiento y laboratorio donde se realizó el ensayo	155
Tabla A4.	Parámetros a analizarse, procedimiento y laboratorio donde se realizó el ensayo	159
Tabla A5.	Masa de las sales utilizadas en la preparación de la solución nutritiva	162
Tabla A7.1.	Datos obtenidos experimentalmente en el ensayo de sedimentación	165
Tabla A7.2.	Datos bibliográficos necesarios para el cálculo	165
Tabla A7.3.	Datos medidos experimentalmente necesarios para el cálculo de la profundidad del sedimentador	168
Tabla A9.1.	Datos medidos en laboratorio del ensayo de fitorremediación aplicado a efluentes cianurados	171
Tabla A9.2.	Datos medidos en laboratorio del ensayo de fitorremediación aplicado a efluentes orgánicos	172
Tabla A10.	Datos experimentales medidos en el proceso de filtración	173
Tabla A11.	Dimensiones del reactor de electrocoagulación	175

ÍNDICE DE FIGURAS

		PÁGINA
Figura 1.1.	Fuerzas que intervienen sobre una partícula que cae en un fluido en reposo	2
Figura 1.2.	Proceso de sedimentación por zonas	5
Figura 1.3.	Representación gráfica de la altura de interfase frente al tiempo	6
Figura 1.4.	Esquema del funcionamiento de un sedimentador circular	8
Figura 1.5.	Esquema de un filtro a presión de placa y estructura	11
Figura 1.6.	Sistema de electrocoagulación	12
Figura 1.7.	Diagrama de solubilidad de $Al(OH)_3(s)$	14
Figura 1.8.	Simbiosis plantas-microorganismos durante el proceso de fitorremediación	22
Figura 1.9.	Mecanismos de fitorremediación en distintas partes de la planta	24
Figura 1.10.	Clasificación de los humedales artificiales b) Humedal de flujo superficial c) Humedal de flujo subsuperficial horizontal d) Humedal de flujo subsuperficial vertical	28
Figura 1.11.	Esquema de procesos que conforman una etapa de tratamiento de efluentes	36
Figura 1.12.	Diagrama de flujo para la obtención de piezas decorativas de cinc con revestimiento de cromo	43
Figura 1.13.	Tratamiento convencional de aguas residuales de la galvanoplastia	44
Figura 1.14.	Matriz tecnológica del tratamiento de residuos plantas industriales	46
Figura 1.15.	Métodos de tratamiento y disposición para el manejo de sólidos generados en plantas de depuración de efluentes contaminados	47
Figura 2.1.	Esquema de la secuencia de tratamientos aplicados a los efluentes líquidos generados en el DEMEX	50
Figura 2.2.	Determinación de la velocidad de sedimentación	60
Figura 2.3.	Variación de la relación $\Delta t \Delta V$ en función del volumen filtrado	63

Figura 3.1.	Efluentes generados en los laboratorios del DEMEX	72
Figura 3.2.	Disminución de la concentración de cianuro libre contenida en los efluentes cianurados en función del tiempo, a diferentes concentraciones iniciales	76
Figura 3.3.	Esquema del tratamiento seguido para la purificación de efluentes contaminados en el DEMEX hasta el 2013	78
Figura 3.4.	Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados, trabajando al 4 y 8% de contenido en sólidos, sin floculante	81
Figura 3.5.	Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados con distinto porcentaje de sólidos usando como floculante de poliacrilamida	82
Figura 3.6.	Altura de interfase en función del tiempo, para efluentes cianurados al 30% de sólidos usando 25 mL de poliacrilamida como floculante	84
Figura 3.7.	Curva de filtración, volumen de filtrado en función del tiempo	87
Figura 3.8.	$\Delta t/\Delta V$ versus volumen filtrado, curva de filtración modificada según la teoría de Ruth con aproximación del diferencial al valor Δ	87
Figura 3.9.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos	90
Figura 3.10.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de color en los efluentes orgánicos.	91
Figura 3.11.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de plata en los efluentes cianurados	92
Figura 3.12.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de cobre en los efluentes cianurados	93
Figura 3.13.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos en los efluentes cianurados	93
Figura 3.14.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos.	94
Figura 3.15.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de color para los efluentes orgánicos.	95

Figura 3.16.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de plata para los efluentes orgánicos	96
Figura 3.17.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de cobre para los efluentes orgánicos	96
Figura 3.18.	Degeneración en tejidos de raíces y hojas de pasto elefante	100
Figura 3.19.	Humedal artificial a escala experimental implementado	101
Figura 3.21.	Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo aplicando el tratamiento de fitorremediación en efluentes orgánicos	105
Figura 3.22a.	Vista superior de la estructura de soporte de la unidad de sedimentación	110
Figura 3.22b.	Vista frontal del sistema soporte – sedimentador	110
Figura 3.23.	Prototipo del filtro prensa disponible en la industria	112
Figura 3.24.	Distribución de las zonas en el reactor electroquímico.	116
Figura 3.25a.	Dimensiones de la celda electroquímica, vista superior y lateral	117
Figura 3.25b.	Dimensiones de la celda electroquímica, vista lateral	118
Figura 3.26.	Disposición de los electrodos en la celda electrolítica	118
Figura 3.27.	Variación cualitativa en los efluentes orgánicos al aplicar el proceso de electrocoagulación, $\delta = 53 \text{ A/m}^2$; $V = 3 \text{ L}$; $t = 25 \text{ min}$; separación entre electrodos = 1 cm	120
Figura 3.28.	Cinética de absorción de la DQO para pasto elefante	122
Figura 3.29.	Cinética de absorción de cobre para pasto elefante	122
Figura 3.30.	Dimensiones de las celdas de polietileno de alta densidad y delimitación de accesos de entrada y salida de los efluentes	125
Figura 3.31.	Sedimentador instalado en el laboratorio	127
Figura 3.32.	Filtro sepor instalado en el laboratorio	128
Figura 3.33.	Montaje del reactor electrolítico	129
Figura 3.34.	Estacas de pasto elefante (material vegetativo empleado en la implementación del humedal artificial)	131

Figura 3.35.	Esquema de la distribución de plantas y el sistema de riego en los humedales artificiales	131
Figura 3.36.	Esquema del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical implementados	132
Figura 3.37.	Sistema de humedales artificiales implementado	133
Figura 3.38.	Esquema de la distribución de equipos en los laboratorios del DEMEX	134
Figura 3.39.	Esquema de la secuencia de tratamiento para los efluentes contaminados	135
Figura 3.40.	Balace de masa y porcentajes de remoción del sistema de tratamiento para efluentes orgánicos	140
Figura 3.41.	Balace de masa y porcentajes de remoción del sistema de tratamiento para efluentes cianurados	141
Figura A6.1.	Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 30% de contenido en sólidos, 25 mL de PAC como floculante	163
Figura A6.2.	Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 15% de contenido en sólidos, 20 mL de PAC como floculante	163
Figura A6.3.	Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 4% de contenido en sólidos, 10 mL de PAC como floculante	164
Figura A7.1.	Obtención de la pendiente (velocidad de sedimentación) de la recta tangente a la curva de sedimentación	167
Figura A7.2.	Esquema de la unidad de sedimentación para el cálculo del volumen	169
Figura A8.1.	Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos.	170
Figura A9.1.	Variación de la Concentración de Cu en función del tiempo durante el proceso de fitorremediación	171
Figura A9.2.	Variación de la Concentración de DQO en función del tiempo durante el proceso de fitorremediación	172
Figura A15.	Vista lateral y frontal de la estructura de soporte para el sistema de humedales artificiales	184

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO I Límites máximos permisibles de contaminantes para descargas líquidas según el TULAS	154
ANEXO II Procedimientos y métodos usados para medir diferentes parámetros	155
ANEXO III Fichas técnicas de los ensayos preliminares para la determinación de la dosis y el tipo de coagulante a usar para los efluentes orgánicos	156
ANEXO IV Determinación de la intensidad de corriente de trabajo para los ensayos de electrocoagulación	159
ANEXO V Preparación del medio inerte: grava y piedra pómez	160
ANEXO VI Resultados de los ensayos preliminares de sedimentación con efluentes cianurados	163
ANEXO VII Cálculos para el dimensionamiento del sedimentador	165
ANEXO VIII Determinación de los mejores tiempos de electrocoagulación y porcentajes de remoción	170
ANEXO IX Remoción de contaminantes de los efluentes por fitorremediación	171
ANEXO X Determinación del volumen del filtro según la fórmula establecida en catálogos	173
ANEXO XI Dimensionamiento de un reactor electrolítico para procesar 20 L/día de efluentes	175
ANEXO XII Cálculo del porcentaje promedio de desgaste de los electrodos en el proceso de electrocoagulación	177
ANEXO XIII Propiedades y ventajas del acrílico como material de construcción	181

ANEXO XIV	
Dimensionamiento de un sistema de humedales artificiales para procesar 2,5 L/h	183

ANEXO XV	
Esquema de las estructuras de soporte para la implementación de los humedales artificiales	184

RESUMEN

En el presente trabajo se diseña y se implementa una planta de 20 L/día de capacidad, para el tratamiento de dos tipos de efluentes generados en las actividades de asistencia técnica que ofrecen los laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX). El primer efluente corresponde a los residuos líquidos de los ensayos de cianuración y el segundo a los residuos de muestras con componentes orgánicos que se analizan en el DEMEX.

Los efluentes cianurados presentan concentraciones de Cu 55 mg/L; Ag 23 mg/L y sólidos suspendidos de 430 mg/L. Los efluentes orgánicos contienen valores de DQO 14 522 mg/L; sólidos suspendidos 343 mg/L, además de una tonalidad marrón oscura que corresponde a 12 430 unidades de color.

En la purificación de los efluentes se emplearán los procesos de sedimentación ($V_{\text{probeta}} = 2 \text{ L}$; 25 mL poliacrilamida, 24 h), filtración (30 psi), electrocoagulación ($V_{\text{reactor}} = 3 \text{ L}$, $\rho_{\text{corriente}} = 53 \text{ A/m}^2$, 25 min) y fitorremediación (con pasto elefante), hasta disminuir la concentración de los contaminantes a valores inferiores a los establecidos para descargas líquidas en la normativa vigente en el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (Resolución No 002-SA-2014). Se definen las mejores condiciones de operación en cada etapa y estos resultados se utilizaron para el dimensionamiento de:

Un sedimentador ($D = 0,55 \text{ cm}$ y $P = 28 \text{ cm}$), un reactor electrolítico ($V = 3 \text{ L}$, $t_{\text{operación}} = 25 \text{ min}$, con 8 electrodos separados 1 cm entre sí, $I_{\text{corriente}} = 4 \text{ A}$), un filtro a presión ($A_{\text{superficial}} = 0,003 \text{ m}^2$) y un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical ($A_{\text{superficial}} = 0,24 \text{ m}^2$).

Estos equipos, que forman parte de la planta de tratamiento de efluentes, fueron instalados en el DEMEX y, al evaluar su funcionamiento se obtienen los siguientes porcentajes de remoción de contaminantes:

Efluentes cianurados: 99 % Cu (55,05 a 0,5 mg/L); 99,9 % Ag (23,05 a 0,01 mg/L) y 99 % sólidos suspendidos (430 a 4 mg/L)

Efluentes orgánicos: 98,2 % DQO (14522 a 261 mg/L); 99,6 % color (12430 a 48 unidades de color, inapreciable sin necesidad de dilución como lo establece la norma) y 98,8 % sólidos suspendidos (343 a 4 mg/L).

Las concentraciones finales de los contaminantes se encuentran bajo los límites establecidos por la normativa ambiental vigente, esto demuestra la efectividad de la combinación de los procesos empleados en planta piloto implementada para el tratamiento de los efluentes estudiados.

INTRODUCCIÓN

“El 59 % del consumo total de agua en los países desarrollados se destina a uso industrial, el 30 % a consumo agrícola y un 11 % a gasto doméstico, según se constata en el primer informe de Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos del mundo”, el mayor porcentaje de este gasto corresponde al sector productor que es el que más contamina. Más del 80 % de los desechos líquidos peligrosos a nivel mundial se generan en países industrializados en tanto que en las naciones en vías de desarrollo como es el caso de Ecuador el 70 % de los residuos que se producen a escala industrial se descargan sin tratamiento previo, contaminando de este modo los recursos hídricos disponibles. (Rodríguez, Letón, Rosal, Dorado, Villar y Sanz, 2006, p. 7).

Por lo mencionado anteriormente es importante tratar las aguas residuales mediante diferentes sistemas, los mismos que deben ser asumidos en dos campos: como obligación medioambiental con la sociedad y como parte del proceso de producción en donde se debe tener en cuenta el costo que representará el tipo de tratamiento propuesto y la factibilidad de su implantación. (Analiza Calidad® Asesores, 2010, p. 1).

El DEMEX, desde hace más de 25 años realiza actividades de investigación y docencia: en donde se realizan estudios relacionados a las cátedras dictadas en Ingeniería química, agroindustrial, ambiental, geología y petróleo; y en asistencia técnica: ofrece servicios de análisis químico y mineralógico, ensayos a nivel laboratorio y piloto, para empresas nacionales e internacionales que pertenecen a los sectores minero, metalúrgico, petrolero, cerámico, medio ambiental, textil, florícola, reciclado, manejo de desechos tóxicos y peligrosos, entre otros.

Durante las actividades de investigación y asistencia técnica que realiza el DEMEX se generan efluentes, en volúmenes relativamente pequeños (20 - 30 L/mes) con alta carga contaminante. Los efluentes líquidos que se generan con mayor frecuencia son de dos tipos principalmente: i) efluentes que presentan alto contenido de metales pesados, producto de procesos de cianuración y flotación y

ii) efluentes con alta carga orgánica (aceites, grasas, sólidos en suspensión). Estos efluentes son recolectados en recipientes plásticos de 30 L de capacidad y son tratados por métodos convencionales como la neutralización, oxidación, entre otros, previo su descarga. Las técnicas utilizadas hasta ahora resultan obsoletas ante tecnologías alternativas y nuevas que se podrían implementar. (Lovera, Vásquez, Puente, Quiñónez y Arias, 2000, p. 43).

Los tratamientos primarios y secundarios como sedimentación, coagulación, filtración entre otros no logran eliminar a los metales pesados o altas cargas contaminantes en sus procesos, en comparación a tecnologías nuevas como la electrocoagulación que se considera efectiva y económica en la eliminación de contaminantes en aguas residuales. (Chávez, Cristancho, Ospina, 2009, p. 39).

Las técnicas de depuración final presentan baja eficiencia en la remoción de contaminantes, además de un alto costo operativo y de construcción (procesos biológicos alrededor de 45 USD/m³, ósmosis inversa 10 USD/m³), pero existen tecnologías de bajo costo como la fitorremediación a través de sistemas de humedales artificiales que constituyen métodos alternativos adecuados para el tratamiento de efluentes líquidos pretratados (Giraldo, 2001, p.55).

Para cumplir con la normativa de seguridad interna del laboratorio, es necesario establecer un manejo efectivo de los efluentes generados, que se ajuste tanto a los requerimientos establecidos por la normativa ambiental vigente como a la realidad y necesidades del DEMEX. Mediante este trabajo se diseñará e implementará una planta piloto para el tratamiento de efluentes líquidos, este sistema de depuración será el resultado de la mezcla entre métodos convencionales y tecnologías nuevas (de bajo costo para la industria): sedimentación, filtración, electrocoagulación y fitorremediación combinados según sea el caso, que puedan dar solución al problema planteado, además de permitir en un futuro evaluar la capacidad de estos procesos para la remoción de contaminantes en otro tipo de efluentes, donde radica la importancia de este proyecto como un aporte al avance científico del país en un campo de sumo interés en la actualidad como es la remediación ambiental.

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN APLICADA AL TRATAMIENTO DE EFLUENTES

1.1.1. ELIMINACIÓN DE PARTÍCULAS POR SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es una operación unitaria en la que mediante la fuerza de gravedad una partícula con mayor densidad que el agua desciende hacia el fondo de la unidad de sedimentación (Rodríguez et al., 2006, p. 19).

Es decir, este proceso consiste en separar las fases líquida y sólida de una solución diluida, debido a factores como la densidad del soluto y del disolvente, tamaño de las partículas en suspensión y concentración, y si la mezcla contiene o no coagulantes. Con la finalidad de obtener un lodo sedimentado (espesamiento) y un líquido claro (clarificación). Generalmente se obtienen aguas clarificadas con un aproximado de 20 g/L y lodos con un contenido de 60 – 70% de sólidos (Ramalho, 2003, p. 93).

La separación se da de acuerdo al siguiente criterio:

- Diferencia en el tamaño de partículas.
- Diferencia entre densidades de la partícula y el fluido.

Dependiendo del movimiento de las partículas que sedimentan se pueden distinguir dos tipos de sedimentación: sedimentación libre y sedimentación por zonas (Gilarra, 2007, p. 1).

La libre sedimentación ocurre cuando la relación entre el diámetro del recipiente y de la partícula es muy pequeña (1/200 aproximadamente) y la solución es muy diluida, en consecuencia las partículas sedimentan sin que exista interferencia entre las mismas.

La sedimentación por zonas se da en suspensiones concentradas y se caracteriza por presentar una velocidad de sedimentación menor que en la libre, debido a la interacción entre partículas la sedimentación se ve retardada o impedida. La diferencia en la velocidad de sedimentación se debe a que en el interior del sedimentador existen diferentes zonas con concentraciones de sólidos variables.

De acuerdo a como se efectúe el proceso de sedimentación se tienen además dos tipos de sedimentación: intermitente si el proceso se da en régimen no estacionario y continua si el proceso se efectúa en régimen estacionario.

La sedimentación dentro del tratamiento de efluentes se da como proceso complementario cuando se tiene pretratamientos como la coagulación o floculación, si este es el caso se analiza el fenómeno como sedimentación de partículas discretas ya que se asume que estos tratamientos primarios se llevan a cabo en un floculador y el proceso de sedimentación se da directamente en un sedimentador cuando las partículas aglomerables ya adquieren una forma definitiva de flóculos y se comportan como partículas discretas. (Ramalho, 2003, p. 93). La sedimentación de partículas discretas se explica mediante la ley de Stokes.

1.1.1.1. Ley de Stokes

En un fluido en reposo una partícula que cae se somete a dos tipos de fuerzas, una fuerza que es la que ejerce el peso del volumen del fluido desplazado F_f y la otra que se debe a la fuerza de gravedad F_g como se muestra en la figura 1.1.

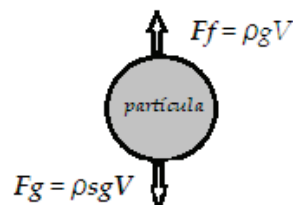


Figura 1.1. Fuerzas que intervienen sobre una partícula que cae en un fluido en reposo

Donde:

ρ : es la densidad del fluido

g : es la fuerza de gravedad

ρ_s : es la densidad de la partícula

V : es el volumen de la partícula

Por lo tanto la fuerza que impulsa a la partícula hacia abajo será:

$$F_i = F_g - F_f \quad [1.1]$$

$$F_i = gV (\rho_s - \rho) \quad [1.2]$$

La partícula desciende impulsada por esta fuerza con una velocidad creciente, a la vez que se genera una fuerza de fricción que el fluido ejerce sobre la partícula y que incrementa con la velocidad de sedimentación de la siguiente forma:

$$F_r = \frac{1}{2} C_d A \rho V_s^2 \quad [1.3]$$

Donde:

C_d : coeficiente de fricción de Newton

A : área transversal de la partícula

V_s : velocidad de asentamiento

Cuando la fuerza de fricción F_r se iguala a la fuerza de impulsión F_i la partícula adquiere una velocidad de asentamiento V_s que es constante durante el resto del descenso. Para encontrar este parámetro se procede a igualar [1.2] y [1.3], de donde al despejar V_s se obtiene la siguiente expresión:

$$V_s = \sqrt{\frac{2g}{C_d} \times \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \times \frac{V}{A}} \quad [1.4]$$

Para el caso de partículas esféricas se tiene que $A = \frac{\pi D^2}{4}$ y $V = \frac{\pi D^3}{6}$ por lo tanto $\frac{V}{A} = \frac{2}{3}D$, entonces:

$$V_s = \sqrt{\frac{4}{3} \times \frac{g}{C_d} \times \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \times D} \quad [1.5]$$

Tenemos que [1.5] representa la ecuación de un cuerpo esférico que cae dentro de un fluido en reposo, a continuación se va a determinar el valor de C_d que varía con R de la siguiente forma:

$$C_d = \frac{24}{R} + \frac{3}{\sqrt{R}} + 0,34 \quad \text{En la región de flujo turbulento} \quad [1.6]$$

$$C_d = \frac{24}{R} \quad \text{En la región de flujo laminar} \quad [1.7]$$

$$R = \frac{V_s \times D}{\gamma} < 0,5 \quad \text{y} \quad \gamma = \frac{\mu}{\rho} \quad [1.8]$$

Donde:

γ : es la viscosidad cinemática (Stokes o $\frac{cm^2}{s}$)

El flujo laminar ($R < 0,1$) presenta una mejor sedimentación de las partículas que el flujo turbulento, en general cuando $R < 0,5$ se obtienen buenas sedimentaciones. Si reemplazamos [1.8] en [1.7] y despejamos C_d se tiene:

$$C_d = \frac{24\gamma}{V_s D} \quad [1.9]$$

Al reemplazar [1.9] en [1.4] nos da como resultado la ecuación de Stokes:

$$V_s = \sqrt{\frac{g}{18} \times \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \times \frac{D^2}{\gamma}} \quad [1.10]$$

De donde se puede inferir que a mayor tamaño de partícula mayor velocidad de sedimentación (Rodríguez et al., 2006, p. 19), además a mayor temperatura disminuye la viscosidad por lo tanto incrementa la velocidad de sedimentación, entonces para el diseño de un sedimentador se debe considerar la temperatura mínima del fluido y un determinado tamaño mínimo de partícula con esto se garantiza la remoción de todas las partículas con dimensiones mayores que esta (Ramalho, 2003, p. 93).

1.1.1.2. Sedimentación por zonas

La sedimentación por zonas se puede observar en una probeta como se indica en la figura 1.2. En primer lugar, se puede ver que el sólido que tiene una concentración X_0 (figura 1.2a) empieza a sedimentar (figura 1.2b), entre el líquido clarificado que queda en la parte superior (zona A) y la superficie de la capa de sólidos que sedimentan, se establece una interfase (interfase 1). Se denomina zona interfacial (zona B) al área por debajo del líquido clarificado en donde es uniforme la concentración de sólidos y el conjunto de partículas ubicadas en esta zona sedimentan como un mismo manto de materia a velocidad constante V_s , a partir de la gráfica altura de interfase versus tiempo se puede calcular la velocidad de sedimentación como se ilustra en la figura 1.3.

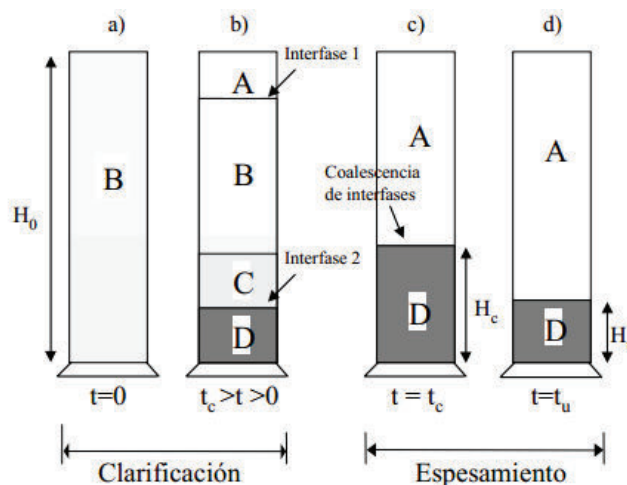


Figura 1.2. Sedimentación por zonas
(Gilarra, 2007, p. 3)

De forma paralela al proceso descrito ocurre la acumulación y compactación de los sólidos suspendidos al fondo de la probeta dando origen al área de compactación (área D), en donde es uniforme la concentración de sólidos suspendidos y la interfase que limita esta área (interfase 2), avanza de forma ascendente a velocidad constante V .

Entre el área interfacial y el área de compactación existe una zona de transición (zona C). En donde, debido al incremento de la densidad y viscosidad de la suspensión disminuye la velocidad de sedimentación de los sólidos, a esto se debe el cambio gradual de la concentración de sólidos entre estas dos zonas.

Las áreas interfacial y de compactación pueden unirse produciéndose como resultado la coalescencia de las dos áreas y desapareciendo el área de transición (figura 1.2c), dicho fenómeno recibe el nombre de momento crítico t_c . En este punto el sólido sedimentado posee una concentración crítica o concentración uniforme X_c , dando origen la compactación y alcanzando la concentración final X_u (figura 1.2d). La velocidad de sedimentación al tiempo t_c corresponde a un valor V_c que está dado por la pendiente de la tangente a la curva de sedimentación en el punto C, como se muestra en la figura 1.3 donde $V_c < V_s$.

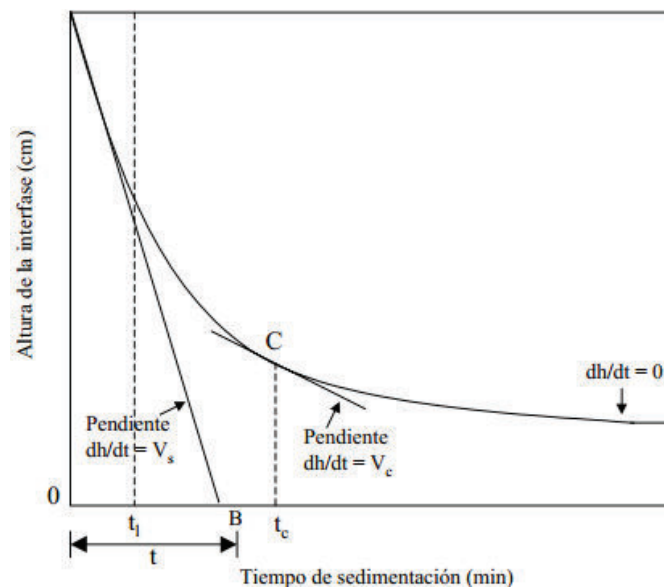


Figura 1.3. Altura de interfase versus tiempo de sedimentación (Gilarra, 2007, p. 4)

La densidad y el tamaño de las partículas a separar del agua influyen en la eficacia del proceso variando de forma proporcional con la velocidad de sedimentación, este es el parámetro más importante de diseño.

En la práctica las arenas que son partículas densas y grandes, se encuentran ocasionalmente en aguas industriales. Por lo general se encuentran sólidos poco densos, razón por la cual en ciertas ocasiones es necesario realizar previamente una coagulación-floculación, que consiste en adicionar ciertos reactivos químicos que promueven el incremento de la densidad y del tamaño de las partículas (Rodríguez et al., 2006, p. 19).

1.1.1.3. Tipos de sedimentadores en función de las partículas a sedimentar

Los equipos de sedimentación pueden ser de diferentes formas en función de las características como: tamaño, forma, concentración, densidad, etc. de las partículas a sedimentar, como se explica en detalle en la siguiente tabla:

Tabla 1.1. Tipos de sedimentadores en base al tipo de partículas a sedimentar

Tipo de sedimentador	Descripción	Características
Sedimentadores rectangulares	Utilizados para separar partículas densas y grandes como arenas, la velocidad de movimiento horizontal del agua se mantiene constante. En el desplazamiento hacia el fondo del sedimentador las partículas no cambian sus propiedades físicas (sedimentación discreta).	Este tipo de equipos son poco profundos, puesto que en teoría este parámetro no influye tanto en la eficacia del proceso como el área horizontal del mismo.
Sedimentadores circulares	El flujo de agua es radial, por lo cual la velocidad de desplazamiento disminuye al alejarse del centro del sedimentador. Este tipo de proceso es adecuado cuando la operación va en conjunto con la floculación, es decir el tamaño de flóculo aumenta mientras las partículas descienden, aumentando así su velocidad de sedimentación.	La relación entre el diámetro y la profundidad tiene que estar entre 0,75 y 2, la velocidad de sedimentación constituye el principal parámetro a considerar en el diseño.
Sedimentadores lamelares	Son tanques que poseen conjuntos de tubos inclinados respecto a la base o placas, el agua fluye por el interior de forma ascendente tal que las partículas se van acumulando en el área inferior y se recogen en el fondo del sedimentador.	Tienen poca profundidad, ya que en un mismo espacio se obtiene un área mayor de sedimentación.

(Rodríguez et al., 2006, p. 20)

Con base a la descripción de cada tipo de unidad de sedimentación en la figura 1.4 se presenta un esquema de un sedimentador circular que resulta el más apropiado para el caso de estudio.

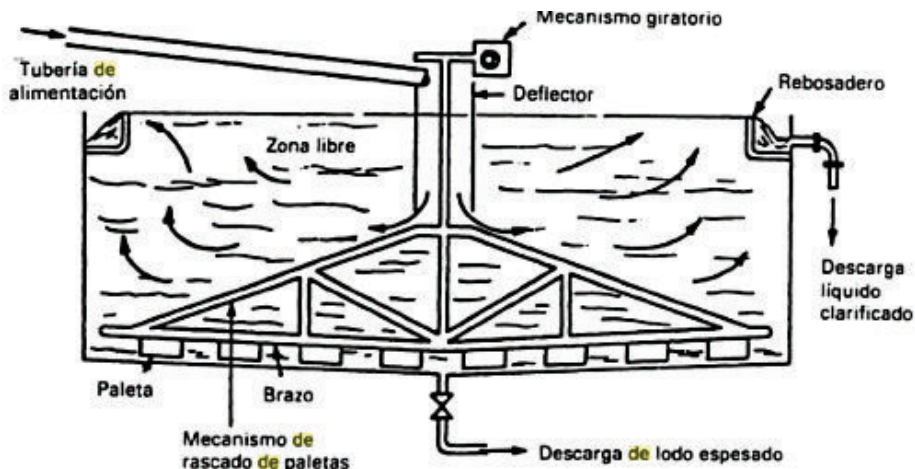


Figura 1.4. Esquema del funcionamiento de un sedimentador circular
(Ramalho, 2003, p. 145)

Las partículas depositadas en el fondo de un sedimentador reciben el nombre de fangos y se arrastran mediante rasquetas hacia la salida. Para reducir su volumen y darles un destino final estos lodos se someten a distintas operaciones, si es posible en la misma planta de tratamiento. (Rodríguez et al., 2006, p. 19).

1.1.2. FILTRACIÓN APLICADA AL TRATAMIENTO DE EFLUENTES

La filtración es una operación usada para eliminar las partículas en suspensión que continúan presentes aún después de la aplicación de procesos como la sedimentación, consiste en hacer pasar el agua a través de un medio poroso, para retener la mayor cantidad posible de componentes en suspensión.

Existen distintos medios porosos pero el que se emplea con frecuencia en el tratamiento de aguas potables y para reutilización es un lecho de arena de altura variable, dispuesta en distintas capas de distinto tamaño de partícula, la capa superior es la más pequeña y oscila entre 0,15 y 0,3 mm (Analiza Calidad Asesores, 2010, p. 5).

Es común a escala industrial el uso de Tierra de Diatomeas como material filtrante, así como también es habitual realizar una coagulación-floculación previa para mejorar la eficacia del proceso. Una clasificación simple de los sistemas de filtración puede ser: por gravedad o a presión (Rodríguez et al., 2006, p. 20).

1.1.2.1. Filtración por gravedad

El descenso del agua a través del filtro se da por simple gravedad. Dentro de este tipo de filtración se puede hablar de dos formas de operar una filtración lenta o una filtración rápida. El mecanismo de la separación de sólidos constituye una combinación de: asentamiento, retención, adhesión y atracción, de esta forma es posible eliminar partículas de menor tamaño que el espacio intersticial. Esta operación es frecuentemente usada en el tratamiento para aguas potables.

1.1.2.2. Filtración por presión

En esta técnica los fangos están contenidos en recipientes sometidos a presión por lo que el agua se ve forzada a atravesar el medio filtrante, en este caso también puede haber filtración lenta por mecanismos físicos y biológicos a través de la torta que se forma en la superficie del filtro. En contraste cuando la mayor parte de espesor de medio filtrante está activo para el proceso y la calidad del filtrado mejora con la profundidad se habla de una filtración rápida y en profundidad. Este método se emplea mayormente en aguas industriales. En algunas de sus aplicaciones en la actualidad, estas técnicas están siendo desplazadas por operaciones con membranas, especialmente por microfiltración.

La importancia de esta operación unitaria para el tratamiento de efluentes radica en la filtración de los lodos o fangos generados en el proceso de sedimentación para su deshidratación, a escala industrial la filtración a presión de placa y estructura es el método usado con mayor frecuencia, seguido de la filtración al vacío y la filtración a presión en banda (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 34).

1.1.2.3. Aplicaciones de la filtración en la deshidratación de lodos

Las operaciones unitarias empleadas en el tratamiento de residuos peligrosos como sedimentación, neutralización, precipitación y oxidación/reducción generan lodos que deben deshidratarse antes de su estabilización o disposición. A continuación en la tabla 1.2 se mencionan tres sistemas de deshidratación mediante filtración que frecuentemente se usan en plantas de residuos industriales en los Estados Unidos.

Tabla 1.2. Sistemas de deshidratación de residuos mediante filtración

Sistema de filtración	Descripción	Observaciones
Filtración a presión de placa y estructura	Conformada por varias placas de filtro (la tela de filtrar está colocada en la parte delantera de cada placa) conectadas a una estructura y presionadas entre un extremo fijo y uno móvil, mientras se presionan las placas el lodo se bombea en la unidad bajo presión, los sólidos se retienen en las cavidades del filtro-prensa adheridos a la tela hasta formar una torta, en tanto que el filtrado pasa por la tela de filtrar y se drena al fondo de la prensa, se aplica presión hasta detener el flujo o filtrado.	La torta resultante es más seca que en otros métodos de deshidratación, además cuando se deben procesar lodos de diferentes residuos por separado es mejor manejar un proceso discontinuo, pero debido a la operación discontinua, un filtro-prensa de placa y estructura requiere más mano de obra.
Filtración rotatoria al vacío	Una banda continua de tela de filtrante se enrolla alrededor de un cilindro de rotación con perforaciones que se encuentra conectado a una bomba de vacío, el cilindro está sumergido de forma parcial en un tanque poco profundo, a medida que gira se produce un vacío en su interior que conduce el lodo a la tela filtrante. El agua del fango pasa a través del filtro al cilindro y sale por un punto de descarga. El vacío se libera a medida que la tela sale del cilindro, mientras la banda gira alrededor del rodillo la torta de filtro se desprende.	El costo de operación es relativamente alto por esta razón este sistema de filtración está precedido de una etapa de espesamiento con la finalidad de reducir el volumen de lodo que va a ser deshidratado. Es un proceso continuo razón por la cual requiere menos atención por parte del operador.
Filtración a presión en banda	Son sistemas continuos usados con frecuencia para deshidratar fangos procedentes de tratamientos biológicos. Para producir una torta de lodo esta técnica usa la gravedad, la compresión mecánica y la fuerza cortante. Para tratar un residuo por este mecanismo se requiere de una etapa previa de floculación donde se agregan polímeros para crear un lodo con la fuerza suficiente como para resistir la compresión entre las bandas sin ser expulsados.	Las ventajas de este sistema son el mínimo requerimiento de mano de obra y bajo consumo de energía, se puede mencionar como desventajas que la calidad del filtrado es deficiente y que el requerimiento en volumen de agua necesaria para lavar la banda es alto.

(Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 59)

En la figura 1.5 se muestra un esquema de un filtro a presión de placa y estructura que representa la opción más acertada para el caso de estudio.

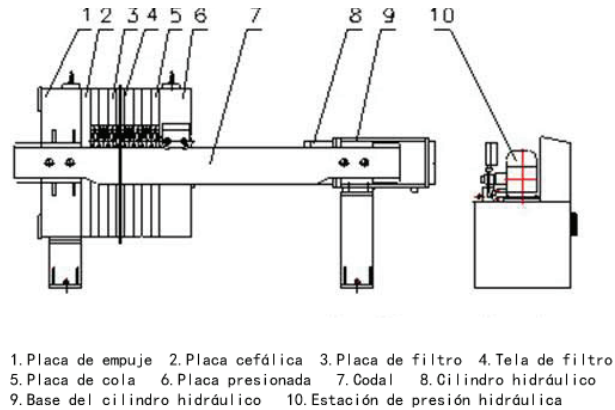


Figura 1.5. Esquema de un filtro a presión de placa y estructura
(Ramalho, 2003, p. 203)

1.2. ELECTROCOAGULACIÓN PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS

Uno de los tratamientos para las aguas residuales generadas en la industria galvánica, las cuales tienen características parecidas a los efluentes cianurados que son motivo de este estudio, tiene que ver con el empleo del principio de la electroquímica, a través de métodos como: electrocoagulación, electroflotación y electrodecantación (Mollah, Schennach, Parga y Cocke, 2001, p. 30).

Entre las ventajas de los métodos electroquímicos están los beneficios ambientales, la eficiencia de energía, la seguridad, la facilidad de automatización del proceso y los bajos costos (Morales y Acosta, 2010, p. 36).

1.2.1. PRINCIPIO DE OPERACIÓN DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Un reactor electroquímico está constituido por una celda electrolítica con electrodos conductores de corriente (ánodos) o de sacrificio (cátodos), que son

sumergidos en el fluido por tratar y que va a ser aprovechado como medio electrolítico, un esquema de un sistema de electrocoagulación se muestra en la figura 1.6.

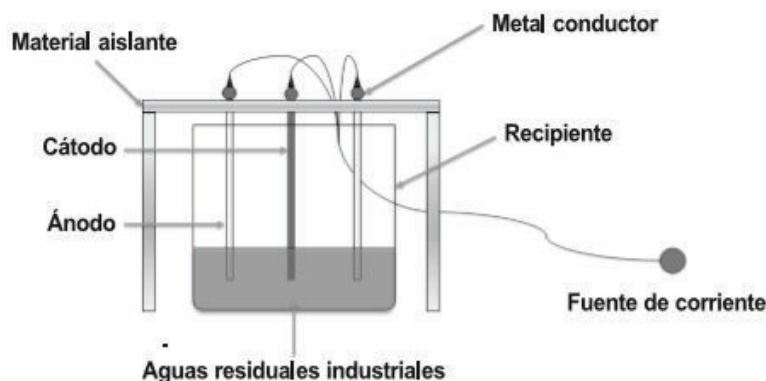


Figura 1.6. Sistema de electrocoagulación
(Morales y Acosta, 2010, p. 37)

Como se observa en la figura se necesita además de una fuente externa de energía eléctrica que origina las reacciones electroquímicas como resultado del flujo de electrones entre los electrodos metálicos y los compuestos o elementos presentes en el efluente. De esta manera se generan procesos de reducción en el cátodo (conversión de los protones del agua en hidrógeno), y los de oxidación en el ánodo (que produce iones metálicos y oxígeno proveniente de la hidrólisis del agua). A medida que esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que precipitan o flotan y de este modo se hace fácil su remoción. (Restrepo, Arango y Garcés, 2006, p. 60).

Una vez iniciado el proceso de electrocoagulación al aplicar la corriente eléctrica se empiezan a generar cationes debido a la disolución de los ánodos de sacrificio que dependiendo del material pueden ser (Al^{3+} y Fe^{2+}) que son los que se usan con más frecuencia en la industria (Ni'am, Othman, Sohaili y Fauzia, 2007, p. 47).

El proceso tiene lugar en tres etapas sucesivas que son: formación del coagulante a causa de la disolución de iones metálicos provenientes del ánodo, desestabilización de partículas y suspensiones coloidales y por último agregación de la suspensión desestabilizada y formación de flóculos. (Bukhari, 2008, p. 914).

La interacción de los iones H^+ y OH^- formados en las proximidades de los electrodos genera un perfil de pH entre cada ánodo y cátodo que favorece la aparición de diferentes especies químicas en el reactor, este perfil es responsable de las menores cantidades de Al o Fe necesarias para conseguir un mismo rendimiento en el proceso, generar este componente por vía electroquímica requiere la décima parte de la cantidad de reactivo consumida por vía química (Cañizares, García, Lobato y Rodrigo, 2004, p. 188).

Las reacciones de óxido – reducción que ocurren en los electrodos en el caso de que estos sean de aluminio son las que se muestran a continuación:

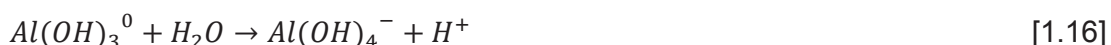
En el ánodo se da la reacción electroquímica [1.10] que involucra el metal:



En el cátodo se dan las siguientes reacciones:



El agua y los iones hidroxilo se combinan con los iones Al^{3+} para formar hidróxidos y/o polihidróxidos como se muestra en las reacciones 1.13; 1.14; 1.15; 1.16 (Bensadok, Benammar, Lopicque y Nezzal, 2008, p. 423).



Considerando sólo especies mononucleares, la concentración de diversas formas de Al presentes en la solución dependen del pH tal como se muestra en la figura 1.7.

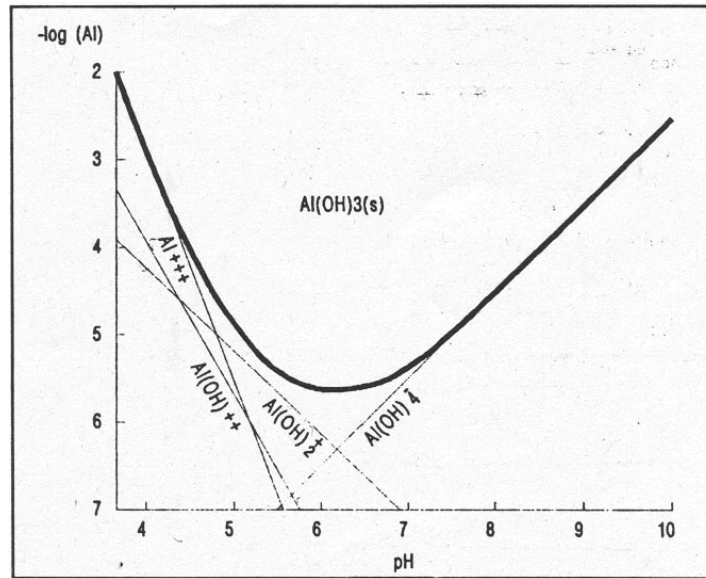


Figura 1.7. Diagrama de solubilidad de $Al(OH)_3(s)$
(Bensadok et al., 2008, p. 423)

La presencia de iones cloruro en el efluente a tratar disminuyen la pasivación de la superficie del Al incrementando la eficiencia de la electrocoagulación, lo recomendable es mantener cantidades de Cl^- alrededor del 20 %. Un método para la reducción de la pasivación ocasionada por la capa de contaminantes depositada en la superficie del Al es el que se presenta a continuación (Restrepo et al., 2006, p. 72):



La renovación de la superficie de los electrodos se puede conseguir al cambiar su polaridad, de modo que el ánodo funcione como cátodo periódicamente, de esta forma el hidrógeno desprendido favorece la renovación de la superficie las placas (Cañizares et al., 2004, p. 188).

1.2.2. ASPECTOS GENERALES A CONSIDERAR

Los aspectos generales a considerar al trabajar con sistemas de electrocoagulación son los que se mencionan en la tabla 1.3:

Tabla 1.3. Aspectos a considerar al trabajar con sistemas de electrocoagulación

Aspecto	Observación
Consumo de energía	Varían entre 0,1 a 1,0 kWh/m ³ dependiendo del tipo de efluentes a tratar.
Desgaste de electrodos	Está directamente relacionado con la corriente aplicada al sistema y el tiempo de operación. Se establece que el reemplazo de los electrodos sea mínimo de 2 veces por año.
Condiciones de operación	Se puede automatizar el sistema de electrocoagulación de forma que se pueda regular la corriente y el voltaje a través de controles de acuerdo a la calidad del agua residual.
Producción de lodos	La generación de lodos es proporcional al nivel de contaminantes presentes en el efluente, y de las especies catiónicas que se disuelven en el agua de acuerdo con la corriente aplicada a los electrodos. Por lo general se obtienen lodos compactos con un nivel de humedad entre el 97 a 99%.

(Chávez, et al., 2009, p. 39)

1.2.3. VARIABLES QUE INFLUYEN EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

1.2.3.1. El pH

Las variaciones del pH dependen del material de los electrodos y del pH inicial del agua residual, al trabajar en medios ácidos el pH aumenta durante el proceso debido a la generación de hidrógeno molecular que se origina en el cátodo mientras que en aguas residuales alcalinas puede decrecer. Para efluentes con contenido de metales pesados y contenido de cianuros, se puede tolerar un pH entre 5 - 6, en términos generales las eficiencias más altas en remoción se han obtenido a potenciales cercanos a 7, por ejemplo la eliminación óptima de arsénico en aguas de consumo se da a un pH entre 6 y 8, las mejores remociones de DQO y turbiedad en efluentes textiles se dan a un pH de 7 (Holt, Barton y Mitchell, 2005, p. 360).

1.2.3.2. Densidad de corriente

“En todo proceso electrolítico la densidad de corriente es el parámetro más importante para controlar la velocidad de reacción dentro del sistema” (Ojeda y Hing, 2010, p. 23). Este parámetro influye tanto en la remoción del contaminante del agua residual como en el consumo de energía. El aumento en la densidad de corriente significa un incremento en los costos de operación y un mayor porcentaje de remoción de contaminantes, sin embargo para altos consumos de energía se tienen pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica debido al incremento en la temperatura del agua residual tratada.

1.2.3.3. Conductividad eléctrica

La densidad de corriente está relacionada con la conductividad, un aumento en la conductividad eléctrica provoca un incremento en la densidad de corriente. La conductividad de las aguas residuales a tratar puede mejorar con la adición de cloruro de sodio o calcio a la vez que disminuye los efectos adversos de los iones carbonatos o sulfatos. Estos iones conducen a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} sobre los electrodos formando una capa insoluble que aumenta el potencial y disminuye la eficiencia de la corriente. Para efluentes con contenido de metales pesados se puede tolerar una conductividad de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Holt et al., 2005, p. 360).

1.2.3.4. Material del electrodo

El material del electrodo debe tener resistencia química y buenas propiedades electroquímicas, por lo cual el cátodo debe contar con elevados sobrepotenciales que favorezcan las reacciones de descomposición del agua y permitan obtener elevados rendimientos electroquímicos. Con frecuencia en la depuración de efluentes industriales se usan electrodos de aluminio y hierro (Aristizabal y Bermúdez, 2007, p. 63).

Los iones Al^{3+} ó Fe^{2+} son coagulantes altamente eficientes para la floculación de partículas, por lo que son habitualmente utilizados. Los iones de aluminio hidrolizado pueden formar largas cadenas de Al-O-Al-OH las cuales tienen la capacidad de adsorber químicamente una gran cantidad de contaminantes. El hierro es normalmente usado para el tratamiento de aguas residuales, y el aluminio para el tratamiento de agua potable. (Piña et al., 2011, p. 265).

1.2.4. CÁLCULO DEL TRABAJO ELÉCTRICO

El trabajo eléctrico se puede calcular mediante la ecuación [1.19] (Maron y Prutton, 1996, p. 125).

$$E = V \times I \times t \quad [1.19]$$

Donde:

E: trabajo eléctrico (J)

V: diferencia de potencial (V)

I: intensidad de corriente (A)

t: tiempo de operación (s)

1.2.5. LEYES DE FARADAY APLICADAS A LA ELECTRÓLISIS

1.2.5.1. Primera Ley de Faraday

“La cantidad de una sustancia liberada o depositada en un electrodo es proporcional a la cantidad de electricidad que pasa por un electrolito” (Reyes y Mercado, 2003, p. 12). Es decir la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a la cantidad de cargas que pasan a través del sistema, independientemente de la temperatura, presión o naturaleza del solvente, siempre que sea promovida la ionización (Restrepo et al., 2006, p. 65).

1.2.5.2. Segunda Ley de Faraday

“Las masas de distintos elementos liberados en los electrodos por una misma cantidad de electricidad son directamente proporcionales a sus equivalentes químicos” (Reyes y Mercado, 2003, p. 12).

Es decir, la cantidad de electricidad puesta en el sistema está relacionada estequiométricamente con el número total de moles de sustancia formada en un electrodo. (Restrepo et al., 2006, p. 66).

1.2.5.3. Cantidad de metal disuelto

Durante el proceso de electrocoagulación el electrodo es conectado a una fuente de corriente directa. La cantidad de metal disuelto depende de la cantidad de electricidad que pasa a través de la solución electrolítica. La relación entre la densidad de corriente y la cantidad de electrodo disuelto se deriva de la ley de Faraday expresada en la ecuación 1.20 (Aristizabal y Bermúdez, 2007, p. 63).

$$Md = \frac{i \times t \times M}{n \times F} \quad [1.20]$$

Donde:

md: cantidad de material de electrodo disuelto (g/m^2)

i: densidad de corriente (A/m^2)

t: tiempo de operación (s)

M: peso molecular del electrodo

n: número de electrones en la reacción de óxido reducción

F: constante de Faraday (96 485,33 C/mol)

1.2.6. APLICACIONES DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

Vastos estudios sobre electrocoagulación aplicada al tratamiento de efluentes con diversos tipos de contaminantes demuestran que una gran variedad de partículas

disueltas y suspendidas pueden ser removidas de manera efectiva por electrólisis (Phutdhawong, Chowwanapoonpohn y Buddhasukh, 2000, p. 1083).

Entre algunas aplicaciones de esta alternativa se encuentran:

- Clarificación de aguas residuales y con fines de potabilización.
- Remoción de cromato, cianuro y arsénico de efluentes industriales.
- Remoción de fluoruro en agua para consumo humano.
- Remoción de materia orgánica soluble.
- Remoción de aceites en emulsión.
- Recuperación de compuestos fenólicos.
- Recuperación de compuestos tánicos, entre otros.

Otros autores han realizado estudios sobre los contaminantes removidos con mayor eficiencia mediante electrocoagulación y consideran el agua contaminada con aceite, aguas residuales municipales e industriales, agua de desecho de la industria textil (colorantes), compuestos fenólicos, metales pesados en aguas residuales, turbiedad y metales pesados en agua potable, nitritos, nitratos, amoníaco y fluoruros, entre otros tipos de aguas residuales que han obtenido excelentes resultados al trabajar con esta técnica como tratamiento de depuración (Piña et al., 2011, p. 264).

Para el caso de los nitritos, nitratos y amoníaco es factible la electrocoagulación, pero se requiere mayor investigación en vista de que no se han establecido los mecanismos de remoción, al igual que para la defluoración del agua esta técnica es efectiva, pero no existe suficiente información referente a los complejos formados de Al-F. Es importante mencionar que varios autores coinciden en que la principal aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de residuos líquidos es la eliminación de la materia orgánica coloidal y de grasas, también se ha probado con éxito esta tecnología en la depuración de efluentes industriales que contenían colorantes, debido a que estos contaminantes se comportan de forma similar a grasas y coloides (Cañizares et al., 2004, p. 188).

1.2.7. COSTOS DE OPERACIÓN

Una ventaja importante de la electrocoagulación es que permite la remoción de un elevado porcentaje de contaminantes en una sola operación, además de la sencillez de los equipos, por lo cual se ha convertido en una opción económica para el tratamiento de las aguas residuales de varias industrias.

Por otra parte los requerimientos de corriente eléctrica son bajos razón por la cual se puede emplear energía solar, eólica o pilas de combustible (Cañizares et al., 2008, p. 188).

Al comparar la electrocoagulación contra la coagulación química con flotación por aire disuelto, se encontró que el costo incrementa según la densidad de corriente aumentaba, y que el costo por el consumo de los electrodos de aluminio representaba de un 70 a 90% del costo total (Jaing et al., 2002, p. 292).

Los costos por concepto del material del electrodo en el caso de que este sea aluminio, son de 6 USD/kg es decir para dosificaciones de 81 mg Al/L genera un costo del agua tratada (sólo por material de electrodos) de 0,50 USD/m³ (Piña et al., 2005, p. 264).

1.3. FITORREMEDIACIÓN COMO TÉCNICA DE DEPURACIÓN DE EFLUENTES

“El término fitorremediación, surgió en los años 90 a partir de investigaciones realizadas con humedales construidos para la remediación de ambientes contaminados con hidrocarburos y la acumulación de metales pesados en plantas usadas en la agricultura” (EPA, 2000). Es una alternativa innovadora, que representa un menor costo efectivo, posee ventajas estéticas, tiene la capacidad de capturar gases efecto invernadero, no requiere de una fuente de energía diferente a la solar y tiene una gran aplicabilidad para remover diferentes rangos de concentraciones de contaminantes (Cubillos, 2011, p. 11).

Se define como una opción tecnológica desarrollada y usada para remediar medios afectados con diferentes tipos de contaminantes y se basa en el uso de plantas y su interacción con los microorganismos que se ubican en la rizósfera, con el objetivo de remover, transformar, secuestrar o degradar sustancias contaminantes contenidas en suelos y aguas (Susarla, Medina y McCutcheon, 2002, p. 650).

1.3.1. MECANISMOS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES MEDIANTE FITORREMEDIACIÓN Y SU APLICACIÓN

La fitorremediación ha sido ampliamente estudiada con el fin de entender los procesos de toma y metabolismo de los compuestos orgánicos e inorgánicos por parte de las plantas, la complejidad del sistema implica una serie de procesos que dependen de los mecanismos que ocurren en su interior, debido a que durante la fotosíntesis, las plantas efectúan la incorporación de la biomasa y la producción de energía mientras se realiza la respiración celular, y la generación de exudados (Cubillos, 2011, p. 11).

La fitorremediación incluye procesos de: estabilización, secuestración, asimilación, reducción, degradación, metabolización y/o mineralización. El proceso inicia cuando el contaminante se pone en contacto con la raíz de la planta, donde es absorbido o mezclado con la estructura de la raíz y su pared celular; después de esto pueden ocurrir tres pasos:

- Los contaminantes son tomados vía difusión e incorporados en la pared y membrana celular.
- Los contaminantes son tomados y transformados inmediatamente dando paso a la transpiración del mismo, llevándolo desde la raíz hasta las hojas.
- El compuesto contaminante es tomado, metabolizado y localizado en las partes de la planta mediante las fases de conversión, conjugación y compartimentación.

La transpiración de las plantas se usa como medida indirecta para determinar la eficiencia en la toma del contaminante, la misma que depende de la especie de la planta, edad, estado de salud y propiedades fisicoquímicas en la zona de raíces.

En las plantas los contaminantes se localizan en el interior de sus partes, utilizando mecanismos de desintoxicación del compuesto xenobiótico y transformándolo en metabolitos no tóxicos, esto se conoce como el efecto del hígado verde.

Los microorganismos por su parte metabolizan el contaminante al mismo tiempo que pueden disminuir la toxicidad para las plantas de algunos compuestos a través del uso de enzimas transformándolos en ácidos, alcoholes, CO_2 y H_2O . Se presenta además una simbiosis entre las plantas y los microorganismos de la rizósfera (figura 1.8), ya que existe una pérdida de carbono en las raíces (rizodeposición), la misma que permite la proliferación de microorganismos en la endorizósfera y ectorizósfera (Jones, Hodge y Kuzyakov, 2004, p. 460).

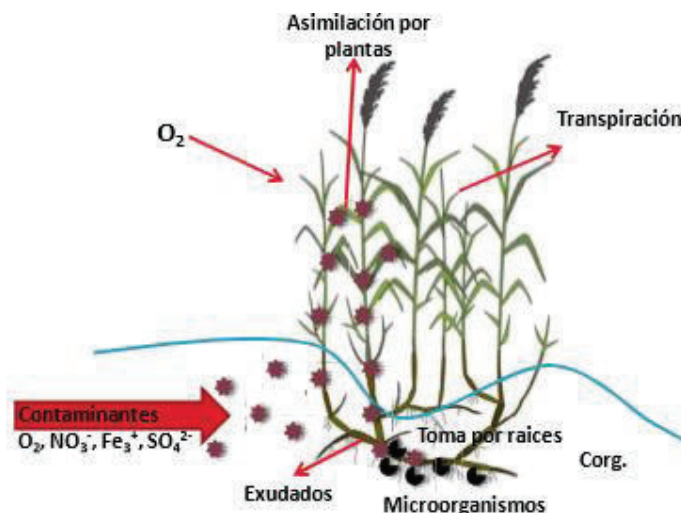


Figura 1.8. Simbiosis plantas-microorganismos durante el proceso de fitorremediación (Cubillos, 2011, p. 13)

La fitorremediación puede ser empleada para remover metales, pesticidas, solventes, explosivos, aceites derivados del petróleo, hidrocarburos derivados del petróleo, compuestos clorinados, lixiviados y compuestos volátiles en el aire, entre otros (Cubillos, 2011, p. 12).

Según el proceso que ocurre en el interior del sistema de fitorremediación, suelo, plantas o microorganismos, pueden prevalecer los mecanismos mostrados en la tabla 1.4.

Tabla 1.4. Descripción de los mecanismos utilizados por las plantas en fitorremediación

MECANISMO	DESCRIPCIÓN DEL PROCESO	CONTAMINACIÓN TRATADA
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar metales en las partes cosechables (hojas y tallos).	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc.
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar metales pesados a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.	Cadmio, cobalto, cromo, níquel, mercurio, plomo, plomo selenio, zinc isótopos radioactivos, compuestos fenólicos
Fitoestabilización	Las plantas tolerantes a metales son usadas para reducir la movilidad de los mismos y obstruir el paso a napas subterráneas o al aire.	Lagunas de deshecho de yacimientos mineros. Propuesto para fenólicos y compuestos clorados.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).	Hidrocarburos derivados del petróleo y poliaromáticos, benceno, tolueno, atrazina, etc
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican metales pesados o compuestos orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.	Mercurio, selenio y solventes clorados (tetraclorometano y triclorometano)
Fitodegradación	Plantas acuáticas y terrestres: captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.	Municiones (TNT, DNT, RDX, nitrobenzono, nitrotolueno), atrazina, solventes clorados, DDT, pesticidas fosfatados, fenoles y nitrilos, etc.

(Jaramillo y Flores, 2012, p. 33)

Una representación gráfica de estos mecanismos y las partes de la planta en las que estos ocurren con frecuencia se muestra en la figura 1.9.

Mientras que en la tabla 1.5 se muestra un resumen de los procesos de remoción aplicados en la fitorremediación para diferentes tipos de contaminantes y las especies que mejor se adaptan para estos requerimientos.

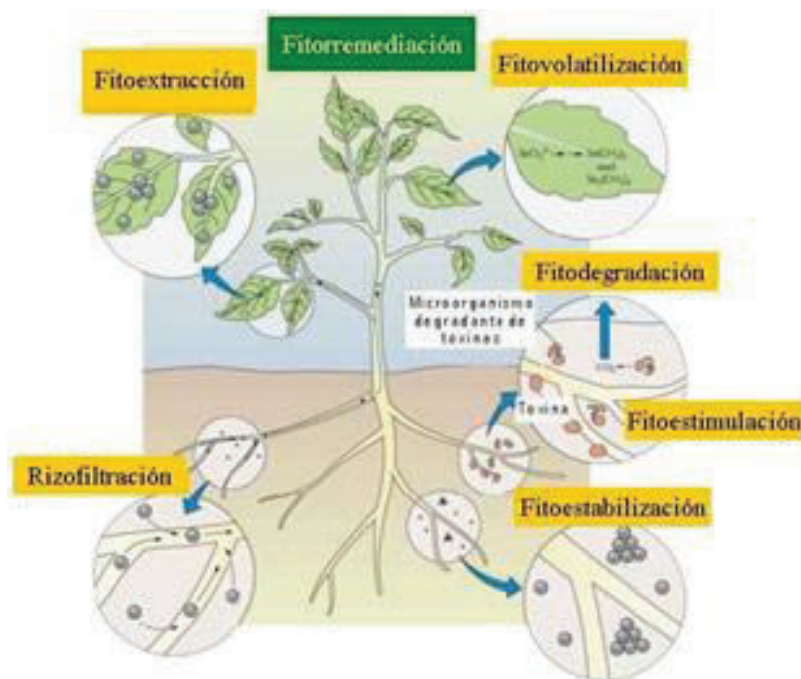


Figura 1.9. Mecanismos de fitorremediación en distintas partes de la planta
(Cubillos, 2011, p. 16)

Tabla 1.5. Procesos de Fitorremediación aplicados a diferentes contaminantes

Proceso	Contaminante	Tipo de Plantas
Fitoextracción	Metales pesados, Compuestos Hidrofóbicos	Pastos, plantas freáticas (Sauces, álamos)
Rizodegradación	Compuestos orgánicos biodegradables (BTEX,HTP,PAHs,PCBs, pesticidas), metales, compuestos hidrofóbicos, radionucleótidos	Pastos, plantas freáticas, plantas acuáticas emergentes y subemergentes
Fitoestabilización	Metales pesados, compuestos hidrofóbicos	Pastos, plantas freáticas
Fitodegradación	Herbicidas, compuestos alifáticos, clorinados, compuestos aromáticos, residuos de amonio y nutrientes	Pastos, plantas freáticas, leguminosas (alfalfa, trébol)
Fitovolatilización	Metales (Se, As, Hg), compuestos orgánicos volátiles (BTEX,MTBE)	Plantas de humedales (juncos, cañas, espadañas)

(Dietz y Schnoor, 2001, p. 164)

Una aplicación importante de la fitorremediación en aguas residuales es la implementación de humedales artificiales.

1.3.2. HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales son definidos como ecosistemas naturales intermedios, entre un medio acuático y terrestre, donde el nivel del suelo se mantiene saturado por agua la mayor parte del tiempo. Fueron creados basándose en los resultados de investigaciones para el tratamiento de aguas residuales y con la finalidad de simular los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en un humedal natural y que permiten mejorar la calidad del agua. Estos sistemas pueden retener una gran variedad de compuestos orgánicos, así como metales pesados y sedimentos, por esta razón funcionan como purificadores biológicos de efluentes contaminados y digestores de materia orgánica. (Cubillos, 2011, p. 19).

Esta tecnología ha demostrado ser eficiente en el tratamiento de diversos contaminantes procedentes del drenaje de minas, lixiviados de rellenos sanitarios, aguas lluvias urbanas y residuos agrícolas. (Vymazal, 2010, p. 534).

Según Stottmeister et al. (2003), los principales mecanismos de remoción en los humedales son la filtración y sedimentación de partículas suspendidas, la adsorción, incorporación del contaminante a la planta, la degradación microbial y la precipitación, en donde tanto las plantas como el medio filtrante o sustrato y los microorganismos tienen una función individual y relacionada entre sí (p. 100).

El proceso de liberación de oxígeno en la zona radicular de las plantas, favorece un ambiente aerobio para los microorganismos. Las raíces facilitan el proceso de filtración a medida que abren paso al flujo del agua, reteniendo sólidos y sirviendo de soporte para las bacterias. (Sousa, Haandel y Guimaraes, 2001, p. 215).

En los ecosistemas desarrollados en los humedales existe una alta actividad biológica que promueve el desarrollo de diferentes especies bacterianas con la capacidad de transformar los contaminantes comunes en subproductos menos peligrosos, alterar las condiciones de óxido-reducción y recircular nutrientes, además de adaptarse a condiciones aerobias como anaerobias. Los nutrientes y compuestos orgánicos presentes en el agua residual, les sirven a los

microorganismos como fuente de carbono para la generación de nuevas células además de proveerles de electrones que les sirven para extraer energía.

Según Faulwetter et al. (2009) la remoción de contaminantes en sistemas de humedales artificiales se debe principalmente a la actividad bacteriana, los microorganismos han sido la base de esta tecnología desde el principio de su creación (p. 990).

El sustrato es un componente tan importante como las plantas o los microorganismos, ya que además de propiciar procesos de precipitación y filtración, brinda el soporte para las plantas y para algunas bacterias. Sin embargo Vanier y Dahab (2001), dicen que las raíces de las plantas soportan mayor diversidad y cantidad de microorganismos que el medio filtrante (p. 590).

1.3.2.1. Componentes de un humedal artificial

Entre los componentes de un humedal artificial se pueden mencionar:

- *Agua*: Responsable del transporte de los contaminantes y es el medio donde se van a producir las reacciones de descontaminación, los factores abióticos como estado oxidativo del lecho, disponibilidad de los nutrientes y salinidad determinan el tipo de microorganismos a desarrollarse en el humedal (Estrada, 2010, p. 50).
- *Vegetación*: El criterio esencial para la selección de plantas es la capacidad de absorción de contaminantes, sin embargo hay que tomar en cuenta la afectación del ecosistema en el que se va a efectuar la remediación por esta razón se suele elegir especies nativas.

Además las plantas deben tener una rápida tasa de propagación y crecimiento, tolerancia a altas concentraciones de contaminantes, facilidad de adaptación al clima de la zona y facilidad de cosecha (Nuñez, Meas, Ortega y Olgúin, 2004, p. 80).

En el Ecuador las especies más abundantes que cumplen los requerimientos mencionados anteriormente son forrajeras, entre las más destacadas están los pastos, tales como: pasto elefante, saboya, miel, gramalote, y demás (Paladines, 2004, p. 40).

- *Sustrato inerte*: Es el medio donde muchas transformaciones químicas y biológicas ocurren, además de la fuente primaria de elementos esenciales para el desarrollo de las plantas.

Un buen sustrato debe presentar una elevada porosidad, gran capacidad de retención de agua, drenaje rápido, buena aireación, adecuada distribución del tamaño de partículas, baja densidad aparente y estabilidad (Baixauli y Aguilar, 2002, p. 18).

En la implementación de humedales artificiales los sustratos más utilizados son grava de diferentes granulometrías y arena. El exceso de sólidos y biomasa en un agua residual puede ocasionar problemas de taponamiento si el sustrato no posee una adecuada porosidad, dando paso a la formación de caminos preferenciales, reducción del tiempo de retención hidráulico y del volumen efectivo del humedal (Tanner y Sukias, 2003, p. 335). En el medio granular lo primordial es la porosidad y granulometría ya que de ello depende el área superficial disponible para la formación de la capa bacteriana.

- *Población microbiana*: La mayor parte de las funciones purificadoras de los humedales están reguladas por los microorganismos que pueden ser aerobios o anaerobios.

Las bacterias aerobias consumen el carbono de las aguas residuales y lo transforman en CO₂, en tanto que las bacterias anaerobias lo transforman en metano. Las bacterias nitrificantes y denitrificantes transformaran el nitrógeno a nitrógeno gaseoso.

Otra función de los microorganismos es crear paredes biológicas que facilitan la sedimentación de las partículas y juegan un papel fundamental en la remoción de sólidos suspendidos totales de las aguas residuales a tratar (Londoño y Marín, 2009, p. 25).

1.3.2.2. Clasificación de los Humedales Artificiales

Una clasificación actual se da en base a la presencia o no de una superficie libre de agua en contacto con la atmósfera y en función de la orientación del flujo así:

- *Humedales de flujo superficial HFS*: Mientras las plantas acuáticas están enraizadas en el fondo del humedal, el flujo de agua se hace circular a través de sus hojas y tallos.
- *Humedal de flujo subsuperficial HFSS*: En este caso el flujo atraviesa un lecho relleno con grava, suelo o arena donde crecen las plantas, en este caso sólo las raíces y rizomas están en contacto con el agua la misma que no es visible de forma superficial en este caso. Según el sentido de circulación del flujo este tipo de humedales se clasifican en horizontales y verticales. En la figura 1.10 se puede apreciar la clasificación mencionada anteriormente.

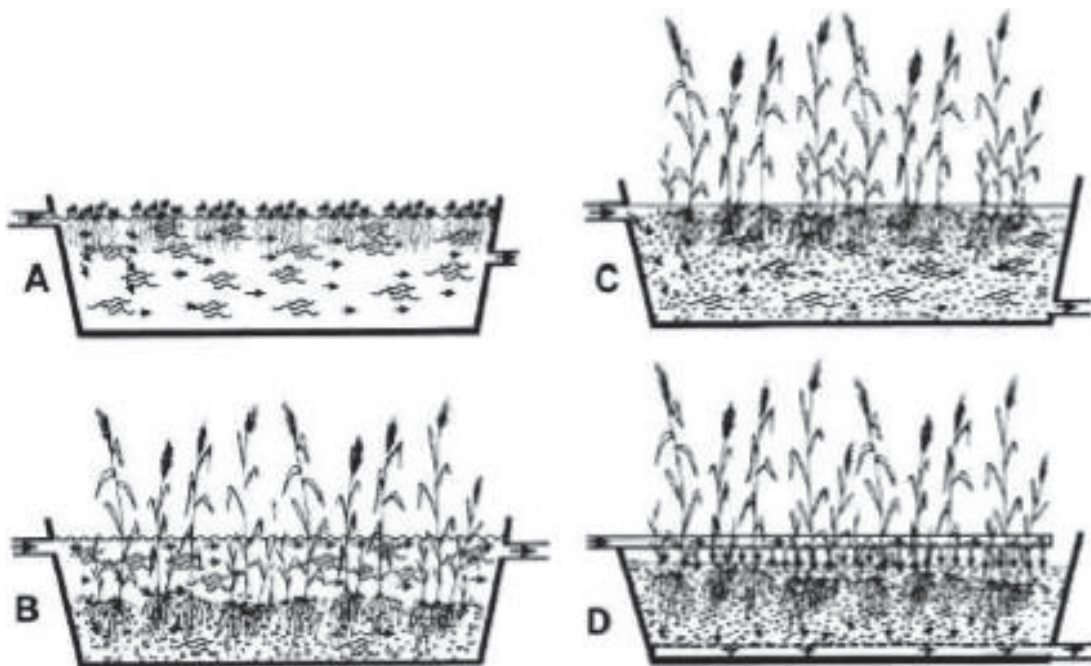


Figura 1.10. Clasificación de los humedales artificiales
 b) Humedal de flujo superficial c) Humedal de flujo subsuperficial horizontal
 d) Humedal de flujo subsuperficial vertical
 (Stottmeister et al., 2003, p. 100)

1.3.2.3. Mecanismos de remoción de los humedales artificiales

La presencia de plantas y su interacción con los microorganismos asociados a la zona radicular, permiten la generación de procesos físicos, químicos y biológicos que constituyen los mecanismos de remoción en los humedales artificiales. Una breve descripción se muestra a continuación en la tabla 1.6.

Tabla 1.6. Mecanismos de remoción de contaminantes en humedales artificiales

Tipo de remoción	Descripción
Física	Estos procesos de remoción se refieren a la eliminación de material particulado, para lo cual los humedales artificiales presentan una alta eficiencia.
Química	El proceso más importante es la adsorción que da lugar a la inmovilización a largo plazo o a la retención a corto plazo de una variedad de contaminantes.
Biológica	Son los más importantes dentro de la remoción de contaminantes y se dan por la capacidad de captación de las plantas.

(Cubillos, 2011, p. 20)

1.3.3. FACTORES IMPORTANTES EN EL DISEÑO DE UN SISTEMA DE FITORREMEDIACIÓN CON HUMEDALES ARTIFICIALES

El diseño del sistema variará según el o los compuestos contaminantes, la concentración de dichas sustancias y las condiciones del sitio a remediar. Algunos factores clave a tener en cuenta son:

- *Selección de la especie vegetal.*
- *Datos de toxicidad y de degradación de contaminantes:* Es necesario analizar el tipo de contaminación para asegurar la correcta elección del sistema. También se necesita analizar la cantidad y características de los compuestos que la planta produce y/o libera.
- *Esquema y densidad de las plantaciones:* La densidad de plantación dependerá de la planta utilizada y de su capacidad de producción de biomasa, en algunos casos será necesario realizar plantaciones sucesivas.

- *Irrigación, insumos agronómicos y mantenimiento*: Constituyen costos importantes que se deben incluir además de plantaciones sucesivas, el mantenimiento y monitoreo, la cosecha y la fertilización, entre otros.
- *Zona de captura de agua y tasa de transpiración*: Debe analizarse el movimiento del agua y su destino final. Un árbol maduro es capaz de liberar más de 760 L de agua por año a través de la transpiración.
- *Tasa de captación del contaminante y tiempo de limpieza requerido*.
- *Análisis de riesgos contingentes*: Debido a la posibilidad de que se presenten eventos inesperados (plagas, sequía, vientos, animales, etc.) que pongan en peligro el sistema de fitorremediación planteado.

1.3.4. PROCESO DE ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN LAS PLANTAS

Se pueden distinguir tres pasos durante el proceso de acumulación de metales pesados en las plantas en sistemas de fitorremediación, estos son:

1.3.4.1. Captación por las raíces

Los metales se pueden presentar disueltos en el agua, en este caso la planta será capaz de absorberlos directamente de la solución en la que se encuentran, caso contrario deberá solubilizar previamente los metales mediante la secreción radicular de fitosideróforos, proteínas quelantes (fitoquelatinas y metalotioneínas), y protones que acidifican el medio.

Una vez solubilizados, los iones metálicos podrán ingresar a la raíz por vía apoplástica (extracelular) o por vía simplástica (intracelular).

1.3.4.2. Transporte

Una vez dentro de la planta los metales pueden ser acumulados en las raíces o exportados hacia el tallo. La exportación hacia el tallo se realiza a través del xilema y la redistribución dentro del mismo se realiza por el floema, después los metales son almacenados dentro de la vacuola celular.

1.3.4.3. Mecanismos de evasión y de tolerancia

La planta debe contar con mecanismos que eviten que los metales pesados la afecten severamente. La evasión, es la limitación en la captación de los metales, puede ser uno de los sistemas utilizados. La detoxificación o la resistencia metabólica a los metales pesados son otras alternativas para evitar los efectos tóxicos.

1.3.5. COSTOS

Se conocen hasta el momento más de 400 especies vegetales capaces de acumular sustancias tóxicas con distintos grados de eficiencia. Sin duda, el mayor beneficio de los métodos de fitorremediación es de tipo económico.

Por ejemplo, en Estados Unidos, el costo para remediar un acre de suelo hasta 50 cm de profundidad ronda los 400 000 USD si se aplican tecnologías de excavación, mientras que si se utilizan plantas para el mismo propósito el costo desciende a 60 000 USD, debido principalmente a que no se necesitan maquinarias costosas ni personal altamente calificado.

En cuanto a costos es una técnica muy versátil ya que la inversión total puede variar desde costos tan bajos como 29 USD/m² en India, o tan altos como 257 USD/m² en Bélgica. (Vymazal, 2010, p. 545).

1.4. CRITERIOS DE DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS

1.4.1. CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE LOS PROCESOS DE TRATAMIENTO

Para seleccionar las operaciones unitarias que conformarán un sistema de tratamiento de aguas residuales, se deben tomar en cuenta los parámetros que se detallan a continuación (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 34).

- *Tipo de contaminante:* Las propiedades físicas y químicas de los contaminantes. Por ejemplo, para sustancias inorgánicas como metales y cianuros la precipitación es un tratamiento químico usado por preferencia, para aguas residuales contaminadas con sustancias orgánicas volátiles y semivolátiles los métodos más adecuados para su tratamiento son la separación por aire y tratamiento térmico. Los efluentes orgánicos e inorgánicos mixtos son los más difíciles de tratar, ya que requieren diferentes etapas de tratamiento. Es distinto el tipo de tratamiento si el contaminante contiene sustancias corrosivas o solventes.
- *Concentración de contaminantes.*
- *Volumen de residuos:* La eficiencia del proceso depende de una combinación razonable entre el volumen de residuos que van a tratarse y el volumen de residuos con el que un proceso puede funcionar eficientemente. Por citar un ejemplo: la incineración requiere grandes volúmenes de residuos para ser eficiente en función de los costos, la oxidación húmeda de aire es más adecuada para volúmenes pequeños de residuos.
- *Variabilidad de residuos:* Los métodos continuos de tratamiento son más efectivos cuando tanto la composición química de los residuos como la tasa de flujo no varían. La variabilidad en los procesos continuos se controla mediante tanques de compensación, en tanto que para residuos

cuya composición química es variable es mejor emplear procesos discontinuos.

- *Disponibilidad*: La importancia del rendimiento confiable de las tecnologías de tratamiento limita la elección de tecnologías a aquellas desarrolladas comercialmente. La prueba y desarrollo de tecnologías innovadoras y emergentes puede ser posible, pero quizás no como una característica central de una secuencia de tratamiento que maneje grandes volúmenes de residuos.
- *Costo*: Es el criterio más importante al elegir una opción de tratamiento que además debe cumplir todos los criterios antes mencionados. Para el costo total se debe considerar el costo de inversión, de operación y de mantenimiento.
- *Residuos*: Se generan en los procesos de tratamiento y pueden necesitar tratamiento adicional o disposición para el caso de ceniza o lodos. Al momento de seleccionar una tecnología de tratamiento debe tomarse en consideración el tipo y volumen de residuos creados.

1.4.2. ORIENTACIÓN BÁSICA PARA EL DISEÑO

Las aguas residuales industriales contienen habitualmente sustancias que no se pueden eliminar a través de sistemas convencionales, debido a su elevada concentración o por su naturaleza química. La mayor parte de los compuestos orgánicos e inorgánicos que se han hallado en efluentes industriales, tienen una regulación especial debido a sus efectos biológicos a largo plazo o a su toxicidad. (Rodríguez *et al.*, 2006, p. 10).

Las características importantes que deben considerarse al momento de seleccionar las operaciones unitarias que conformarán una planta de tratamiento de efluentes incluyen: el flujo generalmente expresado en m³/día que determina el

tamaño de la planta y las características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales. (Organización Mundial de la Salud: 4, 2010, p. 3).

1.4.2.1. Características físicas del agua residual

Entre las características físicas importantes se puede mencionar: temperatura, sólidos, olor y color.

- La existencia de sólidos en forma de capas de grasa y aceite, residuos flotantes son índice de efluentes altamente contaminados. Los sólidos en suspensión afectan a la turbiedad y comúnmente son removidos mediante sedimentación o filtración.
- Otro parámetro importante es la temperatura de las aguas residuales que influye en las reacciones químicas, biológicas y en la solubilidad de gases, como el oxígeno. A altas temperaturas se elevan las tasas de reacción y solubilidad, por ejemplo alrededor de los 35 °C se logra inhibir la actividad de la mayoría de microorganismos.
- El olor y color son indicadores del grado de contaminación de los efluentes y su presencia en aguas residuales indica un pretratamiento inadecuado antes de la descarga.

1.4.2.2. Características químicas del agua residual

Las características químicas importantes para el planteamiento de un sistema de tratamiento de aguas residuales son: sustancias orgánicas e inorgánicas en solución y gases.

Los indicadores de la presencia de materia orgánica en residuos líquidos son:

- La demanda biológica de oxígeno (DBO) es un referente de la cantidad de sustancias orgánicas de origen biológico (carbohidratos, proteínas, grasas y aceites) y de productos biodegradables, químicos orgánicos y sintéticos en las aguas residuales.
- La demanda química de oxígeno (DQO) es un indicador de las sustancias biodegradables y no biodegradables.

La proporción entre la DBO_5 (DBO medido en una prueba de 5 días) y la DQO es un indicador del tratamiento biológico, en proporciones de 0,5 o mayor los procesos de descomposición biológica ocurren de manera rápida, entre 0,2 y 0,5 el tratamiento biológico es aplicable pero la descomposición es más lenta. Una relación menor a 0,2 significa la existencia de limitaciones para el tratamiento biológico, con frecuencia los efluentes industriales presentan una relación menor a 0,5, exceptuando a las industrias de alimentos y bebidas donde se tiene proporciones mayores a 0,5 (Fresenius, Schneider, Böhnke y Pöppinghaus, 1989).

- Las sustancias inorgánicas comunes en efluentes industriales abarcan cloruro, iones de hidrógeno (influyen en el pH), compuestos que originan nitrógeno, alcalinidad, fósforo y azufre. El fósforo y nitrógeno constituyen los nutrientes esenciales para el desarrollo de plantas, que de encontrarse en exceso en las aguas residuales tratadas podrían causar un crecimiento de algas si se descargan a aguas superficiales.
- La existencia de metales pesados y compuestos tóxicos como cianuros se deben considerar para el planteamiento de un tratamiento adecuado de efluentes contaminados (Organización Mundial de la Salud: 5, 2010, p. 2).

A partir de los resultados de la caracterización física y química de las aguas residuales a tratar se consigue plantear un sistema de depuración. Se pueden emplear tratamientos primarios, secundarios y terciarios. En la figura 1.11 se muestran los principales procesos convencionales que tenemos en cada etapa de tratamiento.

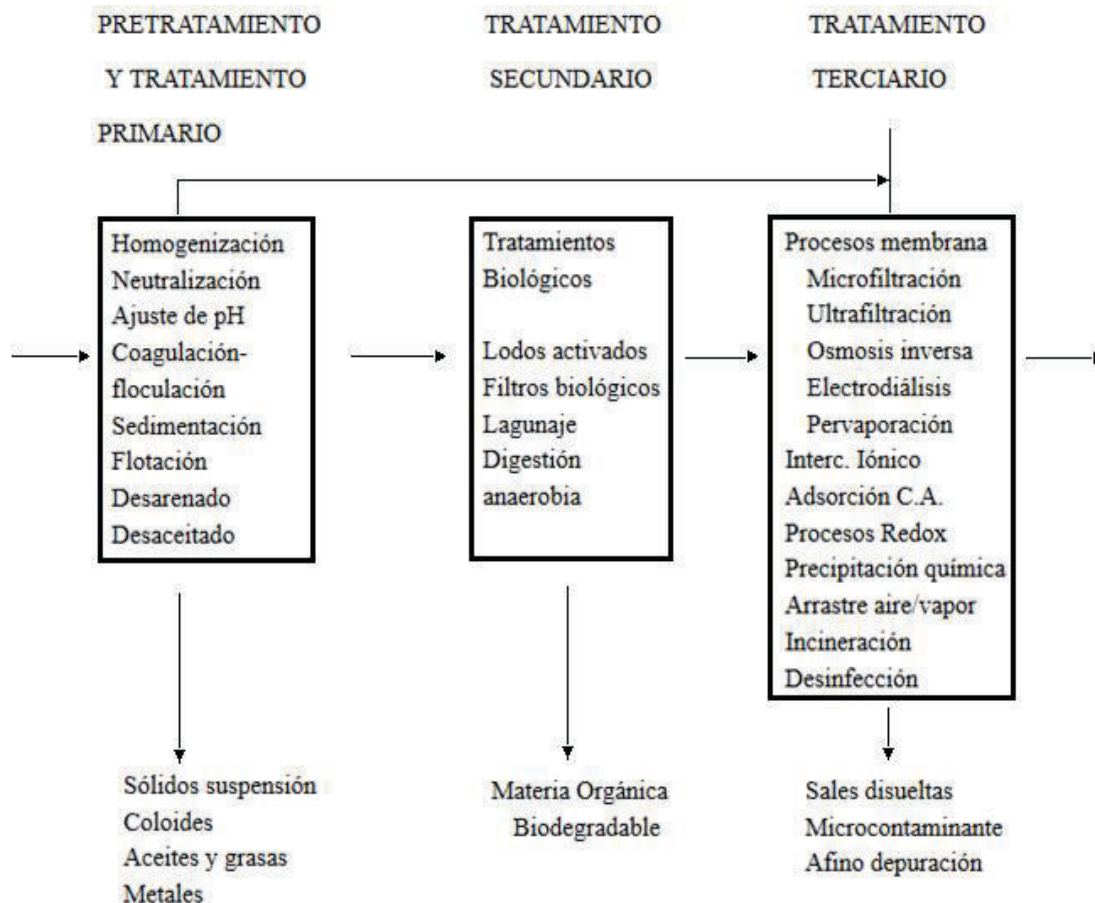


Figura 1.11. Esquema de procesos que conforman una etapa de tratamiento de efluentes
(Analiza Calidad® Asesores, 2010, p. 3)

1.4.3. TÉCNICAS CONVENCIONALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Existen varias técnicas tradicionales con respecto al tratamiento de aguas residuales que con su aplicación a lo largo del tiempo se ha conseguido mejorar en el conocimiento y diseño de las mismas.

No es fácil realizar una clasificación universal de estas operaciones unitarias, las formas usuales se basan en función de los contaminantes presentes en los efluentes, o en función del principio del tratamiento (físico, químico o biológico), una combinación de los dos criterios de tipificación puede ser: tomar en cuenta que los contaminantes en el agua están como materia coloidal, materia en suspensión o materia disuelta.

1.4.3.1. Tratamientos para la eliminación de materia en suspensión

La materia en suspensión suele ser de naturaleza variada, desde partículas de varios centímetros y muy densas (generalmente inorgánicas), hasta suspensiones coloidales bastante estables y con tamaños de partícula en el orden de nanómetros (de naturaleza orgánica). La concentración de los contaminantes en suspensión en el efluente a tratar como en el efluente tratado, desempeña un rol primordial al momento de elegir el tratamiento más acertado.

La eliminación de este tipo de contaminación de las aguas residuales es lo primero que se debe hacer generalmente a través de operaciones mecánicas, pero en varias circunstancias se utilizan aditivos químicos para favorecer la separación, en este caso toman el nombre de tratamientos químico-físicos.

Las operaciones unitarias convencionales para remover este tipo de contaminantes son: desbaste, sedimentación, filtración, flotación y coagulación-floculación. La utilización de una u otra es función de las propiedades de las partículas (densidad, tamaño, forma, etc.) y de la concentración de las mismas.

A continuación se describe el proceso de coagulación - floculación que es el más común para el tratamiento de materia en suspensión.

- *Coagulación – Floculación*: es aplicable para partículas de muy pequeño tamaño del orden 10^{-6} – 10^{-9} m, cuya velocidad de sedimentación es muy lenta. Esta técnica usa reactivos químicos para desestabilizar la suspensión coloidal (coagulación), después los flóculos formados sedimentan rápida y fácilmente (Rodríguez et al., 2006, p. 18).

Dependiendo las características del agua residual existe un tipo de coagulante específico que se puede determinar realizando la prueba de jarras.

En la tabla 1.7 se indica las características de algunos coagulantes utilizados en la industria.

Tabla 1.7. Tipos de coagulantes, dosis, pH y aplicaciones efectivas

Tipo de coagulante	Dosis (mg/L)	Ph efectivo	Aplicaciones
Cal	150 – 500	9 – 11	Eliminación de coloides
$Al_2(SO_4)_3$	75 – 250	4,5 – 7	Eliminación de coloides
FeCl ₃ FeCl ₂ FeSO ₄ .7H ₂ O	35 – 150 70 – 200	4 – 7	Eliminación de coloides
Polímero catiónico	2 – 5	-	Eliminación de coloides
Polímero aniónico y no iónico	0,25 – 1	-	Ayudante para la floculación y sedimentación

(Rodríguez et al., 2006, p. 20)

1.4.3.2. Tratamientos para la eliminación de materia disuelta

Las características de ese tipo de contaminación es también muy diversa: desde cantidades altamente concentradas de sales inorgánicas disueltas (salmueras), carga orgánica (materia orgánica biodegradable en la industria alimenticia) hasta mínimas cantidades de inorgánicos (metales pesados) y orgánicos (pesticidas).

Los métodos de tratamiento más comunes para eliminar este tipo de contaminantes son: precipitación, procesos electroquímicos, intercambio iónico, adsorción y desinfección, varios de estos procesos están siendo remplazados por otros emergentes y bastante avanzados, como son los métodos de oxidación avanzada y las operaciones con membrana especialmente para el caso de los efluentes industriales. (Rodríguez et al., 2006, p. 24).

1.4.3.3. Tratamiento para la eliminación de materia orgánica

Los tratamientos a los que se sometan las aguas residuales deben garantizar la recuperación o eliminación de los compuestos orgánicos en el nivel requerido por la legislación que controla el vertido del agua residual. Para conseguir que la concentración del contaminante se encuentre bajo los límites permisibles por la normativa ambiental vigente, se puede recurrir a diversas técnicas tanto

destruictivas como no destruictivas y que son las que se mencionan a continuaci3n:

Procesos no destruictivos

- Adsorci3n (carb3n activo y otros adsorbentes)
- Desorci3n (Stripping)
- Extracci3n en fase l3quida con disolventes
- Tecnolog3a de membranas (Ultrafiltraci3n, nano filtraci3n)

Procesos destruictivos

- Tratamiento biol3gico (aerobio y anaerobio)
- Oxidaci3n qu3mica
- Incineraci3n
- Oxidaci3n h3meda catal3tica y no catal3tica
- Oxidaci3n h3meda supercr3tica
- Procesos avanzados de oxidaci3n

La aplicaci3n de una t3cnica no destruictiva en el tratamiento de efluentes, comprende una etapa preliminar de concentraci3n antes de la destruic3n qu3mica del contaminante. La caracter3stica oxidativa de la materia org3nica hace que la conversi3n en compuestos no t3xicos consista en: la mineralizaci3n completa o transformaci3n a di3xido de carbono y agua.

En varias ocasiones la finalidad de las t3cnicas de oxidaci3n no es la mineralizaci3n completa, sino la conversi3n de los contaminantes en sustancias biodegradables que no causen problemas de inhibici3n de biomasa en sistemas de tratamientos biol3gicos convencionales o que permitan la descarga sin generar problemas de eco toxicidad.

La aplicaci3n de un proceso u otro depende principalmente del caudal de efluente y de la concentraci3n del contaminante. Ciertos m3todos como algunos

tratamientos de oxidación y la incineración, se utilizan sólo cuando la concentración de compuestos orgánicos es alta. Tratamientos como: los métodos de oxidación avanzada y la adsorción, son útiles en aguas residuales con baja concentración de contaminante. (Andreozzi, Caprio, Insola y Marotta, 1999, p. 55).

Los métodos destructivos de oxidación se clasifican en dos categorías: directos y avanzados. Los directos son aquellos que utilizan oxígeno como agente oxidante e incluyen la incineración, la oxidación húmeda (Wet Air Oxidation = WAO), la oxidación húmeda catalítica (Catalytic Wet Air Oxidation = CWAO), la oxidación anódica (AO) o electroquímica y la supercrítica (Supercritical Wet Air Oxidation = SWAO).

1.4.3.4. Procesos Electroquímicos para la eliminación de materia disuelta

Se basan en el uso de técnicas electroquímicas para lo cual se hace pasar corriente eléctrica a través del agua que como requisito debe contener un electrolito, el objetivo de esto es provocar reacciones de oxidación - reducción tanto en el cátodo como en el ánodo.

El vector de descontaminación ambiental usado en este sistema es la energía eléctrica por esta razón el costo constituye una de las principales desventajas, como ventajas cabe mencionar la ausencia de la utilización de reactivos, la versatilidad de los equipos y la selectividad, ya que al controlar el potencial del electrodo se puede seleccionar la reacción electroquímica dominante deseada (Rodríguez *et al.*, 2006, p. 25).

En el caso de la electrocoagulación, electrofloculación o electroflotación los productos formados por electrolisis remplazan a los reactivos químicos, es así que la aplicación de estos procesos está tomando gran importancia en el tratamiento de efluentes residuales industriales, a través de los mecanismos detallados en la tabla 1.8.

Tabla 1.8. Mecanismos de los procesos electroquímicos

Mecanismo	Descripción
Oxidación en el ánodo	En el ánodo puede ocurrir la oxidación de los compuestos a eliminar, esta reacción puede ocurrir de forma directa debido a una transferencia de electrones en la superficie del ánodo o por la generación de un agente oxidante in-situ. Como ejemplo de las aplicaciones de la oxidación directa se destacan el tratamiento de colorantes, cianuros, compuestos orgánicos tóxicos (en caso de que no se puedan tratar en su totalidad transformándolos más biodegradables), incluso la oxidación de Cr ³⁺ a Cr ⁺⁶ más tóxico pero que puede ser reutilizado. Este tipo de tratamiento se puede aplicar en un rango de concentraciones bastante amplio.
Reducción en el cátodo	La principal aplicación de esta reacción es la reducción de metales tóxicos, se ha utilizado en la reducción de metales catiónicos desde varios miles de partes por millón de concentración hasta valores inferiores a una ppm. En una primera etapa el metal se deposita en la superficie del cátodo, luego este debe ser removido mediante raspado o disolución en otra fase.

(Rodríguez *et al.*, 2006, p. 25)

El reactor electroquímico utilizado puede ser de tipo filtro-prensa, este sistema facilita un crecimiento modular del área. Cada módulo consta de un elemento catódico de bajo sobrevoltaje a hidrógeno (Pt, Au, Acero Inoxidable, Ni, etc.) y un elemento anódico que usa como principios óxidos de metales nobles.

1.4.4. CRITERIOS PARA EL USO DE MÉTODOS ELECTROQUÍMICOS EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES ORGÁNICOS

Los métodos electroquímicos para la oxidación de contaminantes orgánicos son considerados como procesos avanzados de oxidación porque, los electrones se transfieren al compuesto orgánico mediante la intervención de radicales hidroxilo, de esta forma la energía eléctrica sirve para romper los enlaces de las moléculas. A pesar de que la oxidación electroquímica de compuestos orgánicos se ve favorecida termodinámicamente con respecto a la oxidación del agua, esta tiene mayor velocidad debido a su concentración mayor. La ventaja más importante de este tipo de tratamiento es impedir la introducción de reactivos en disolución.

La oxidación anódica de compuestos orgánicos ocurre mediante radicales hidroxilo que se generan en el ánodo a partir de la oxidación de moléculas de

agua, en tanto que en la oxidación electroquímica se forman oxidantes moleculares (como el agua oxigenada que se produce en los cátodos) que reaccionan con los compuestos orgánicos.



Si se añade una sal de Fe(II) como el sulfato de hierro en medio ácido se puede incrementar la capacidad oxidativa del peróxido de hidrógeno. En este caso a los métodos para la regeneración del catalizador a partir del Fe(III), se adiciona la reducción catódica directa:



El método señalado toma el nombre de Electro-Fenton y si se da con la adición de radiación ultravioleta, Foto-Electro-Fenton. El ánodo suele ser: de platino o de Pb/PbO₂. Para aplicar este proceso se necesita convertir el efluente en conductor, para lo cual es necesario incorporar una sal. Además una desventaja es su costo elevado, con respecto a otros procesos de oxidación avanzada (Rodríguez *et al.*, 2006, p. 53).

1.4.5. GENERACIÓN DE EFLUENTES CIANURADOS A NIVEL INDUSTRIAL

En la industria de la galvanoplastia se generan efluentes con altas concentraciones de metales pesados como cromo, cinc, cobre además de cianuros, que son tratados como residuos líquidos peligrosos, en la figura 1.12 se detalla el diagrama de flujo para la obtención de piezas decorativas de cinc con recubrimiento de cromo.

Los residuos líquidos que se generan con frecuencia en la industria de la galvanoplastia incluyen soluciones que contienen: latón y bronce, cianuro de cadmio, fluorobato de cadmio, cianuro de cobre, fluroborato de cobre, sulfato de cobre ácido, cobre, cianuro de cobre modificado con fluoruro, cromo, cromo con

catalizador de fluoruro. El tratamiento convencional que se le da a escala industrial a este tipo de efluentes es el que se detalla en la figura 1.13.

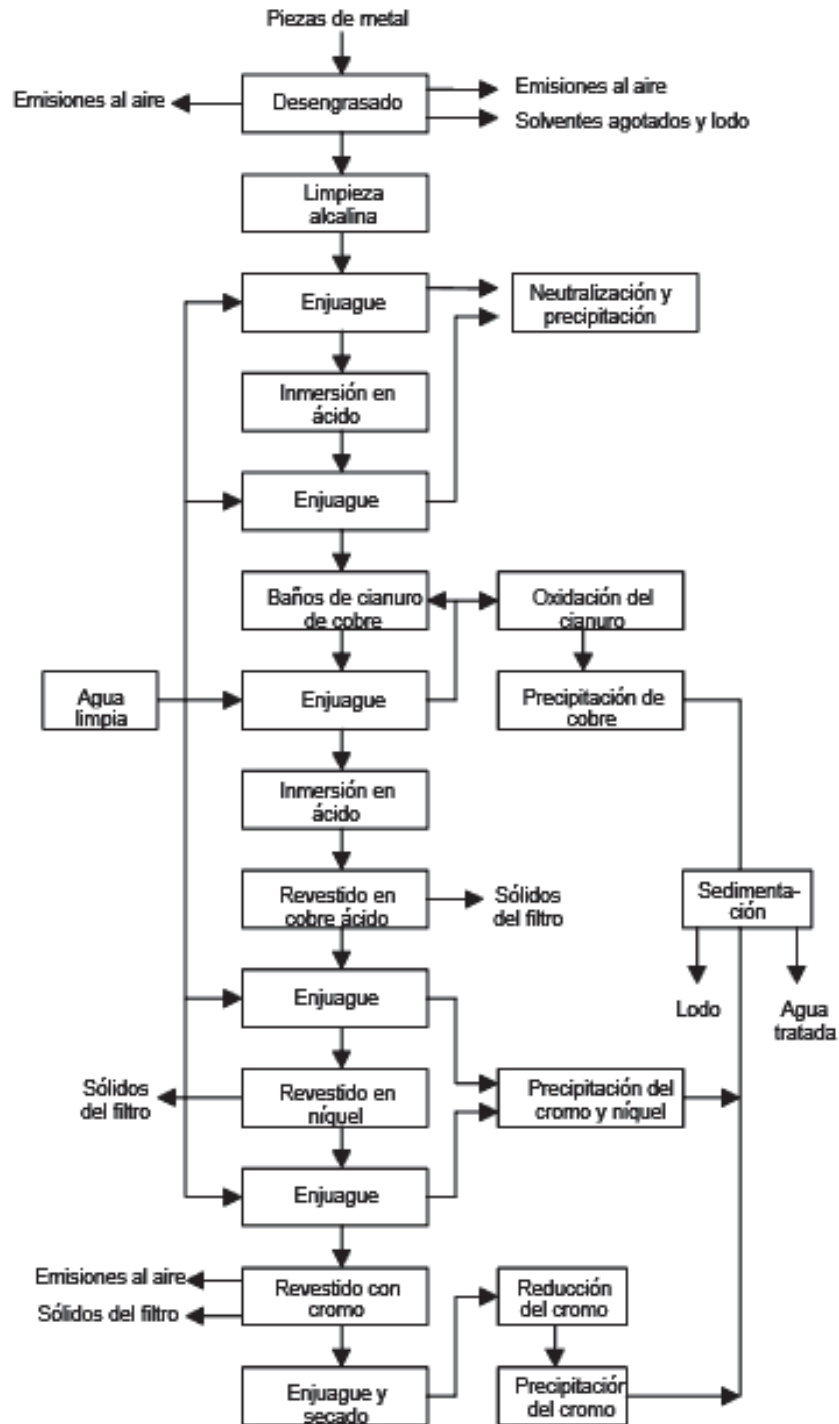


Figura 1.12. Diagrama de flujo para la obtención de piezas decorativas de cinc con revestimiento de cromo
(Organización Mundial de la Salud: 5, 2010, p. 26)

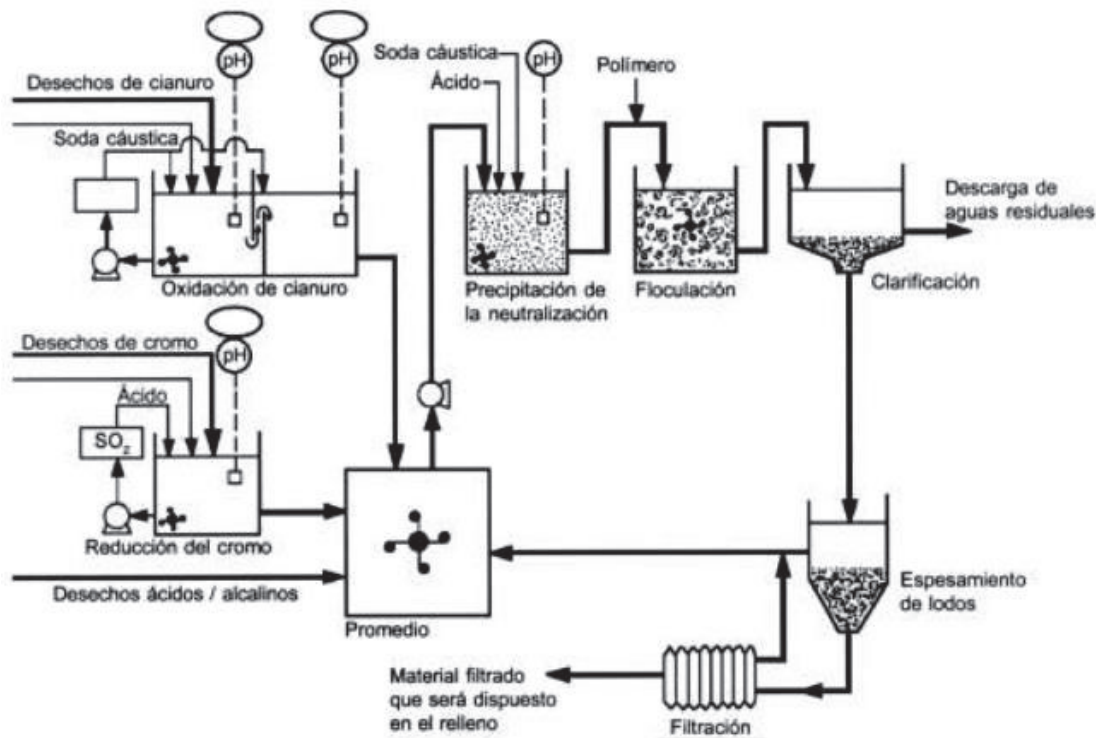


Figura 1.13. Tratamiento convencional de aguas residuales de la galvanoplastia
(Organización Mundial de la Salud: 5, 2010, p. 28)

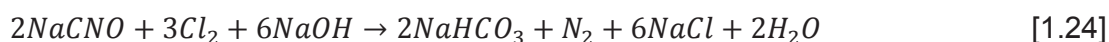
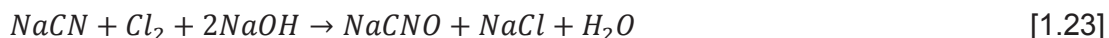
Como se puede observar en la figura 1.13 este tratamiento de efluentes incluye una precipitación de metales, oxidación del cianuro y neutralización, que constituyen los procesos tradicionales de depuración.

Los efluentes líquidos que contienen cianuro generan una gran preocupación ambiental, en vista de que el cianuro es un contaminante muy tóxico que a escala industrial se produce generalmente en procesos de galvanoplastia y refinado de metales preciosos.

- *Destrucción de cianuros a escala industrial:* Según lo mencionado en Weathington (1988), existe una variedad de técnicas para la destrucción de cianuro pero las más conocidas y usadas son seis: cloración alcalina, ozonización, ozonización con irradiación, hidrólisis electrolítica, oxidación con peróxido de hidrógeno y precipitación. El método más usado es la cloración alcalina con cloro gaseoso o hipoclorito de sodio, mostrado en la figura 1.13.

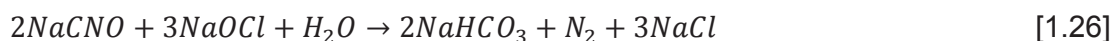
Mediante este tratamiento se consigue destruir el cianuro de hidrógeno disuelto libre, oxidar todos los cianuros simples y algunos cianuros inorgánicos complejos; no obstante esta técnica no puede oxidar de manera efectiva complejos estables de hierro, cobre ni cianuro de níquel. La adición de calor al proceso puede facilitar la destrucción total de cianuros.

En la cloración alcalina con cloro gaseoso, el proceso de oxidación se logra a través de la adición directa de cloro (Cl_2) como oxidante e hidróxido de sodio (NaOH) para mantener los niveles de pH. El mecanismo de reacción es:



La destrucción de cianuros ocurre en dos fases, en la primera el cianuro se oxida parcialmente a cianato a un pH superior a 9. En la segunda, el pH se reduce al rango de 8 a 8,5 para la oxidación de cianato a nitrógeno y dióxido de carbono (como bicarbonato de sodio). Cada parte de cianuro requiere 2,73 partes de cloro para convertirlo a cianato y 4,1 partes adicionales de cloro para oxidar el cianato a nitrógeno y dióxido de carbono, en tanto que para controlar el pH en cada etapa se requiere al menos 1,125 partes de hidróxido de sodio (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 19).

La cloración alcalina también puede realizarse con hipoclorito de sodio (NaOCl) como oxidante. La oxidación de residuos de cianuro que usan hipoclorito de sodio es similar al proceso de cloro gaseoso. Con esta técnica, se puede lograr una destrucción eficiente de cianuros superior a 99%, pero puede variar en gran medida según las formas de cianuro presente. El mecanismo de reacción es:



En un estudio de la EPA se recopiló información y se generó una matriz de datos en base al tratamiento industrial que se da a los residuos de acuerdo al tipo de contaminante, este informe se muestra en la figura 1.14.

	Incineración	Pirólisis	Oxidación húmeda	Neutralización	Precipitación	Destilación	Separación por aire/aeración del suelo	Carbón activado	Evaporación/deshidratación	Separación por fases	Fijación	Extracción/ Lavado del suelo	Separación de la membrana/intercambio de iones	Evaporación	Filtración	Lodo activado
Residuos acuosos																
Metales	○	×	×	●	●	×	×	○	×	×	×	○	●	●	●	×
Altamente tóxicos	○	○	●	○	○	●	×	●	×	○	×	○	●	●	●	×
Sustancias orgánicas																
Sustancias orgánicas volátiles	○	○	●	○	○	●	●	●	×	●	×	○	○	×	×	○
Sustancias orgánicas tóxicas	○	○	●	○	○	●	●	●	×	●	×	○	●	×	×	●
Radiactivos	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	○	●	×
Corrosivos	○	×	×	●	●	○	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Cianuro	○	○	●	○	○	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	○
Plaguicidas	○	○	●	○	○	●	×	●	×	○	×	○	●	●	●	○
Asbestos	×	×	×	○	○	×	×	×	×	×	×	×	○	○	●	×
Explosivos	○	×	×	×	●	×	×	●	○	●	×	○	●	○	×	○
Líquidos orgánicos																
Metales	○	○	×	●	●	●	×	×	×	●	○	×	×	●	●	×
Altamente tóxicos	●	●	●	×	×	●	×	○	×	○	×	×	×	×	×	×
Sustancias orgánicas																
Sustancias orgánicas volátiles	●	●	●	×	×	●	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×
Sustancias orgánicas tóxicas	●	●	○	×	×	●	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×
Radiactivos	○	×	×	×	○	●	×	×	×	○	○	×	×	○	○	×
Corrosivos	○	×	×	●	○	●	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×
Cianuro	●	●	●	×	×	●	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×
Plaguicidas	●	●	○	×	×	●	×	×	×	○	×	×	×	×	×	×
Lodos/suelos																
Metales	○	○	×	○	○	×	×	○	●	×	●	●	×	○	×	×
Altamente tóxicos	●	●	●	×	×	●	×	●	●	●	●	○	×	●	●	○
Sustancias orgánicas																
Sustancias orgánicas volátiles	●	●	●	×	×	●	●	○	●	○	○	○	×	×	×	×
Sustancias orgánicas tóxicas	●	●	●	×	○	○	×	●	●	●	●	○	×	○	○	×
Radiactivos	○	×	×	×	×	×	×	×	●	●	●	×	×	×	×	×
Corrosivos	○	×	×	●	○	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
Cianuro	○	○	●	×	○	×	×	×	●	×	○	×	×	×	×	×
Plaguicidas	●	●	○	×	○	×	×	●	●	○	×	●	●	×	○	×
Asbestos	×	×	×	×	×	×	×	×	●	×	●	×	×	×	×	×
Explosivos	○	○	×	○	×	×	×	●	●	●	●	○	×	×	×	×

● Aplicables ○ Potencialmente aplicables × No aplicables

Figura 1.14. Matriz tecnológica del tratamiento de residuos plantas industriales (EPA, 2001)

1.4.6. MANEJO Y DISPOSICIÓN DE RESIDUOS (Lodos)

Las operaciones unitarias descritas anteriormente concentran sólidos de efluentes industriales en lodos que deben ser estabilizados y deshidratados antes de su disposición o confinamiento final, debido a la presencia de altas concentraciones de metales pesados y sustancias tóxicas, por esta razón es importante evaluar lo que se va a hacer con los lodos obtenidos después de la aplicación del sistema de tratamiento (Organización Mundial de la Salud: 5, 2010, p. 33).

Un tratamiento convencional de lodos incluye la remoción de agua y la reducción de volumen o masa de sólidos, además de procesos como la digestión aerobia y anaerobia, estabilización con cal y compostificación, cuya función es reducir los agentes patógenos presentes (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 55).

Los lodos primarios crudos que no han recibido tratamiento biológico requieren estabilización con cal, que comprende la adición de cal hidratada $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o cal viva CaO en cantidades tales que permitan elevar el pH a valores superiores a 12, con el objetivo de minimizar agentes patógenos y controlar los olores. La figura 1.15 muestra un diagrama general del manejo de lodos a escala industrial.

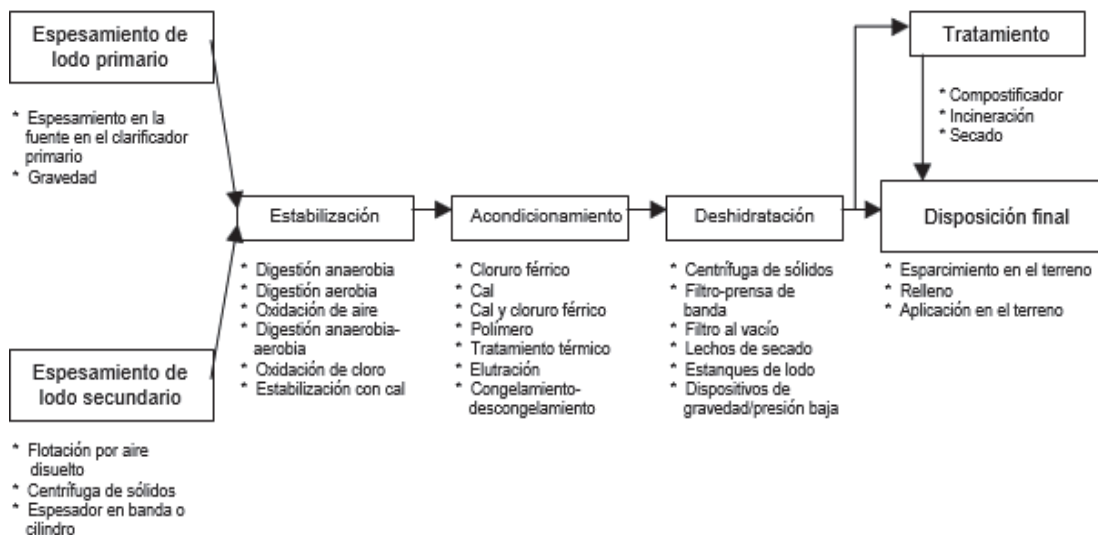


Figura 1.15. Métodos de tratamiento y disposición para el manejo de sólidos generados en plantas de depuración de efluentes contaminados (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 56)

Para los lodos residuales que quedan luego de la remoción de todos los componentes reciclables y del tratamiento que se les haya dado, es probable que necesiten una estabilización extra, en ese caso se puede recurrir a la adición de un agente aglomerante. Las opciones de disposición final de lodos incluyen *usos beneficiosos* tales como: aplicación en el terreno, distribución y comercialización del lodo compostificado o *usos no beneficiosos* entre los que se pueden mencionar: disposición en un relleno, incineración y disposición en el mar. (Organización Mundial de la Salud: 6, 2010, p. 60).

1.4.7. TCLP

Los lodos obtenidos en los sistemas de tratamientos de aguas residuales, crudos o estabilizados, deben someterse a un análisis TCLP, que es un proceso de lixiviación característico EPA 1311, con la finalidad de asegurar que los niveles de toxicidad de estos residuos no afectan al medio ambiente donde se van a disponer. Una vez que se realiza este test y se verifica que las concentraciones de los contaminantes se encuentran bajo los límites permisibles de descarga de la normativa vigente, se concluye que el tratamiento de depuración para efluentes líquidos es efectivo.

2. PARTE EXPERIMENTAL

Con este trabajo se busca diseñar e implementar un sistema de depuración para los efluentes líquidos generados en los laboratorios del DEMEX, debido a que no es posible descargarlos al sistema de alcantarillado público sin algún tratamiento, puesto que contienen contaminantes en concentraciones con valores superiores a los establecidos como límite en la normativa ambiental vigente. Para disminuir su concentración, se emplearán operaciones unitarias en etapas de tratamiento primario (sedimentación, filtración y electrocoagulación) y de acabado (fitorremediación).

En primer lugar, se procedió a recolectar muestras de efluentes generados durante un período de tres meses para obtener una muestra con características representativas, adicionalmente cada mes se registró el volumen recolectado para obtener un volumen mensual promedio de descarga. Las muestras recolectadas fueron de dos tipos:

Efluentes líquidos con alta carga orgánica E.O. (DQO, sólidos suspendidos, color y coliformes fecales) y *efluentes líquidos cianurados E.C.* que contienen principalmente metales pesados (As, Ba, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Ag, Se, Co, Zn y Pb) y sólidos suspendidos.

Se realizó la caracterización química de cada tipo de efluente y se compararon las concentraciones de contaminantes con respecto a lo que se estipula en la Resolución No. 002-SA-2014 de la Secretaría de Ambiente para descargas líquidas. Los parámetros que tengan concentraciones con valores más altos y fuera del límite normado servirán de trazadores para verificar la efectividad del proceso planteado en cuanto a su remoción. Con base en la caracterización química de los efluentes, información sobre su origen y composición, se planteó una secuencia de operaciones unitarias que se muestran en la figura 2.1 y que servirán como tratamiento de depuración. Se evaluó el porcentaje de remoción de contaminantes (Cu, Ag y sólidos suspendidos para E.C. y DQO, color y sólidos suspendidos para E.O.) en cada etapa y al final del tratamiento completo, además

se verificó si los parámetros que anteriormente tenían valores superiores a los establecidos en la norma ya se encontraban bajo los límites permisibles, es decir en condiciones adecuadas para su descarga. Si esto se cumplía el proceso de depuración planteado se va a aplicar en el diseño de un sistema piloto para el tratamiento de los efluentes generados en los laboratorios del DEMEX.

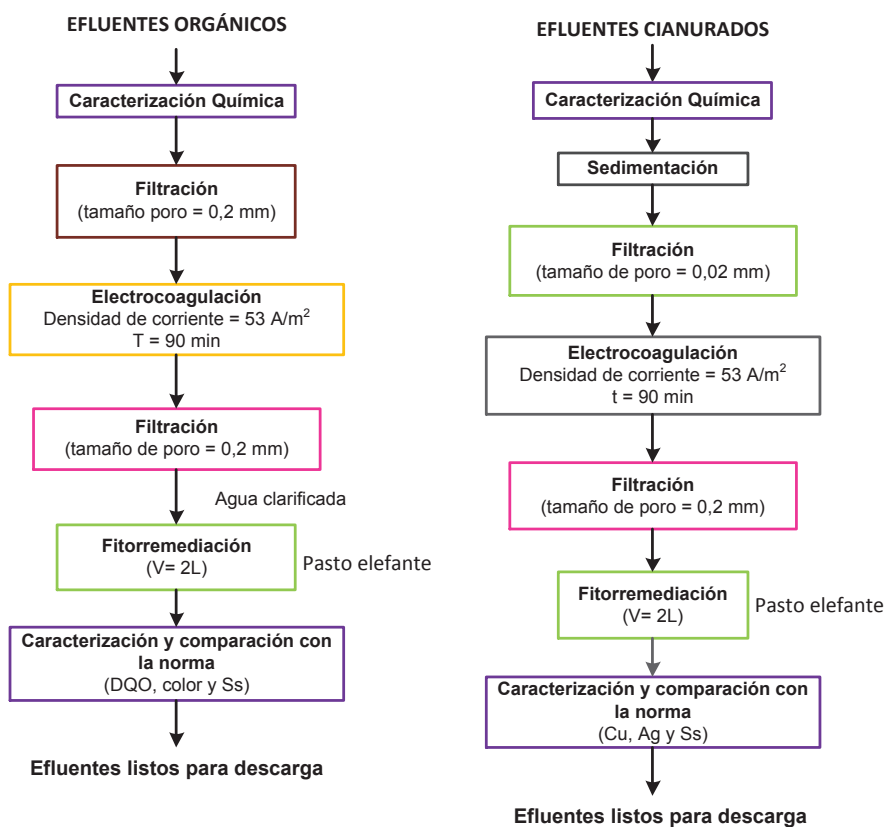


Figura 2.1. Esquema de la secuencia de tratamientos aplicados a los efluentes líquidos generados en el DEMEX

2.1. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE EFLUENTES LÍQUIDOS GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

2.1.1. ORIGEN DE LOS EFLUENTES

El DEMEX, desde hace más de 25 años realiza actividades de investigación, docencia y asistencia técnica. En el campo de la investigación ha ejecutado

proyectos con financiamiento nacional e internacional. En el área de docencia, los profesores imparten cátedras en las Carreras de Ingeniería Química, Agroindustrial, Ambiental y Geología. Respecto a asistencia técnica se debe señalar que el DEMEX ofrece servicios de análisis químico y mineralógico, ensayos a nivel laboratorio y piloto, para clientes de empresas nacionales e internacionales que pertenecen a los sectores minero, metalúrgico, petrolero, cerámico, medio ambiental, textil, florícola, reciclado, manejo de desechos tóxicos y peligrosos, entre otros. Durante las actividades de investigación y asistencia técnica que realiza en el DEMEX se generan aguas residuales, con alta carga contaminante en volúmenes relativamente pequeños (20 - 30 L/mes). Los efluentes líquidos que se generan con mayor son de dos tipos principalmente:

- *Efluentes con alta carga orgánica:* (aceites, grasas y sólidos en suspensión) como residuo de muestras orgánicas analizadas y
- *Efluentes que presentan alto contenido de metales pesados:* producto de procesos de cianuración y flotación.

2.1.2. MUESTREO DE EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

Las muestras se tomarán de los recipientes destinados para la descarga de efluentes líquidos de los laboratorios del DEMEX, por un período de 3 meses, con el uso de la normativa técnica ecuatoriana NTE INEN 2 169:98. Esto se realizará con la finalidad de cumplir con dos objetivos importantes:

- Tomar una muestra representativa y
- Registrar el volumen de efluentes generados

La recolección se realizará por separado, esto se debe a que se trabajará con dos tipos de efluentes con características diferentes. Una vez recolectadas las aguas residuales en el lapso de tiempo establecido serán vertidas en su totalidad en dos tanques identificados de acuerdo a su tipo para su almacenamiento y posterior disposición en los ensayos propuestos.

2.1.3. CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

La caracterización de los efluentes se realizará por separado, con la finalidad de determinar la secuencia de operaciones unitarias en el tratamiento planteado para cada tipo de agua residual. Los análisis que se aplicarán son los que se estipulan en el TULAS:

- *Efluentes orgánicos*: DBO₅, DQO, sólidos suspendidos, sólidos totales disueltos, sólidos totales, color y coliformes fecales.
- *Efluentes cianurados*: DBO₅, DQO, sólidos suspendidos, coliformes fecales y metales pesados (Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se y Zn) de acuerdo con lo establecido en la normativa ambiental vigente (anexo I).

La medición de estos parámetros se realizó en los laboratorios del Centro de Investigación y Control Ambiental (CICAM) y en el Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX) de la Escuela Politécnica Nacional, y se emplearon los procedimientos mostrados en el anexo II.

2.2. ENSAYOS DE SEDIMENTACIÓN, FILTRACIÓN Y ELECTROCOAGULACIÓN

2.2.1. ENSAYOS DE SEDIMENTACIÓN

Se realizaron ensayos de sedimentación sin floculante en primera instancia siguiendo la metodología detallada a continuación para cada tipo de efluente y luego se trabajó con la adición de un agente floculante de la siguiente forma:

- *Efluentes orgánicos*: la cantidad utilizada y el tipo de agente floculante se determinó en base a ensayos preliminares con tres tipos de floculantes (cloruro férrico, sulfato de aluminio y poliacrilamida) utilizados en diferentes dosis y distintos valores de pH sugeridos por Manangón (2010) y que se detallan en el anexo III.

- *Efluentes cianurados*: se usó poliacrilamida como floculante, la dosificación fue de 10, 20 y 25 mL para cada caso según lo sugerido por Andía (2000). Además se trabajó con efluentes con diferente porcentaje de sólidos 4, 8, 15 y 30 %, simulando situaciones reales ya que el porcentaje de sólidos constituye una variable en la problemática real de los efluentes generados.

2.2.1.1. Materiales y equipos utilizados en los ensayos de sedimentación

- Muestra de efluentes cianurados y orgánicos; 2 L de cada tipo
- 2 probetas cilíndricas con graduación en cm vertical. Capacidad: 2 L; dimensiones: 8 cm de diámetro x 48 cm de altura
- 10 mL de poliacrilamida PAC (Manangón, 2010, p. 50)
- Varilla de vidrio

2.2.1.2. Efecto del floculante (poliacrilamida) sobre la velocidad de sedimentación

El procedimiento para esta determinación fue:

- Se pesó la probeta vacía y se colocaron 2 L del efluente cianurado en la probeta, luego de esto se pesó nuevamente la probeta con el efluente.
- Se colocó la probeta sobre la mesa de trabajo, en un lugar donde no se provoquen movimientos ni perturbaciones durante todo el ensayo.
- Se homogenizó el efluente con la ayuda de una varilla de vidrio (en el caso de usar floculante se añadieron 10 mL de floculante en la probeta).
- Se registró la posición inicial (Z_0) de interfase (aguas claras y pulpa), al inicio (tiempo cero t_0), esta altura corresponde a la altura de la probeta en 2000 cm^3 , después se registró la altura de interfase en función del tiempo, considerando los intervalos de tiempo que se muestran en la tabla 2.1.
- Se registró el valor del volumen final del sedimento (V_f) a las 24 horas de iniciado el ensayo y se graficó la altura de interfase versus tiempo para determinar la velocidad de sedimentación mediante el método Coe Clevenger (sección 1.2.1.2), la misma que servirá para el dimensionamiento de la unidad de sedimentación.

Tabla 2.1. Intervalos de tiempo y altura empleados para la tabla de datos.

Altura (Z) Cm	Tiempo (t) Min
$Z_0 - Z_{10}$	Cada 0,5 min hasta los 10 min
$Z_{11} - Z_{20}$	Cada 1 min hasta los 20 min
$Z_{25} - Z_{45}$	Cada 5 min hasta los 45 min
$Z_{60} - Z_{90}$	Cada 15 min hasta los 90 min
Z_x	180
$Z_{\bar{\alpha}}$	24 h

El mismo procedimiento detallado anteriormente se realizó con los E.O. con la variación de que en este caso se trabajó con el porcentaje de sólidos presente en la muestra y que la cantidad de las dosis de floculante fueron de 100 mL de PAC.

2.2.2. ENSAYOS DE FILTRACIÓN

2.2.2.1. Materiales y equipos utilizados para la realización de ensayos de filtración

- Lodos obtenidos en el proceso de sedimentación.
- Filtro a presión Sepor. Capacidad: 2 L. Presión de operación: 30 psi.
- Probeta cilíndrica con graduación en cm vertical. Capacidad: 2 L; dimensiones: 8 cm de diámetro x 48 cm de altura.

2.2.2.2. Determinación de las constantes de filtración

El procedimiento para esta determinación fue el siguiente:

- Se colocaron 500 g de lodo, producto del proceso de sedimentación en el filtro a presión Sepor.
- Se cerró el filtro y se abrió la válvula de paso de aire hasta que la presión en el manómetro marcó 30 psi.
- Se registraron los valores de volumen filtrado en la probeta cada 5 segundos y con estos datos se elaboró una tabla.
- Se pesó la torta húmeda y se midió el espesor.
- Se registró el diámetro del filtro.

- Se secó la torta y se registró el peso de la torta seca.
- Se registró el tiempo último de filtración (cuando dejó de salir líquido y el manómetro marcó 0 psi), como tiempo total del ciclo.
- Se graficó $\Delta t/\Delta V$ en función del volumen recolectado y se obtuvo la pendiente de esta recta que sirvió para determinar las constantes del proceso de filtración que serán útiles en los cálculos para el diseño del filtro de acuerdo a lo establecido en la sección 2.4.2 según Vian y Ocón (1979).

En caso de que los efluentes orgánicos contengan material sólido sedimentable, los lodos generados seguirán el mismo procedimiento para determinar los parámetros de filtración.

2.2.3. ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACION

2.2.3.1. Materiales y equipos utilizados para los ensayos de electrocoagulación

- Muestra de efluente cianurado pretratado por sedimentación y filtración; 4 L
- Muestra de efluente orgánico pretratado por sedimentación y filtración; 4 L
- Rectificador de corriente ELECTROCOMERCIAL
- Multímetro digital DT890C
- Papel indicador de pH
- 2 Reactores para electrocoagulación: Reactor 1: capacidad: 1 L; dimensiones: 25 cm x 10 cm x 7,5 cm. Reactor 2: capacidad 3 L; dimensiones: 31 cm x 18 cm x 9,5 cm.
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica AAnalyst 300
- Espectrofotómetro HACHDR 2800
- Digestor HACHDR220
- Placas de aluminio de dos tamaños (7,5 cm x 5 cm x 0,1cm y 15,5 cm x 6 cm x 0,3 cm)

Las condiciones generales del proceso de electrocoagulación fueron: sistema batch, 4 electrodos se conectaron al ánodo y los 4 restantes al cátodo, los

electrodos se conectaron en paralelo de forma tal que el voltaje se mantuvo constante en el circuito, mientras que la intensidad de corriente se distribuyó entre las placas, se utilizaron valores de densidad de corriente de 53 A/m^2 sugerido por Guanoluisa (2012).

2.2.3.2. Efecto del distanciamiento entre electrodos sobre la remoción de metales pesados y sólidos suspendidos

Se realizaron pruebas con los efluentes cianurados para determinar las mejores condiciones con respecto al distanciamiento entre electrodos, con un reactor de 1 L. El procedimiento para esta determinación fue:

- Se instaló el reactor de 1 L con 8 electrodos de aluminio de dimensiones: $7,5 \text{ cm} \times 5 \text{ cm} \times 0,1 \text{ cm}$, con una separación de 1 cm entre placas.
- Se colocó 1 L de efluente en el reactor y se conectaron los electrodos a la corriente eléctrica que se fijó en un valor de 1,7 A, que corresponde a la aplicación de una densidad de corriente de 53 A/m^2 en un área de $0,0315 \text{ m}^2$, se encendió la fuente y se midió la intensidad de corriente.
- Transcurridos 10 min de proceso se apagó la fuente y se dejó sedimentar el efluente 5 min, para la toma de muestras, esta acción se repitió hasta culminar la electrocoagulación.
- Se mantuvieron las condiciones de operación durante 90 minutos, para esto se realizaron mediciones de corriente y voltaje cada 15 min.
- Se tomaron muestras de 15 mL para el análisis de sólidos suspendidos y concentración de metales pesados (Cu y Ag), al finalizar la operación, después de 90 min se dejó sedimentar el efluente (Guanoluisa, 2012, p. 56).

Se trabajó con una distancia de separación entre electrodos de 3 y 1 cm, de esta manera se determinó el mejor distanciamiento entre placas para el sistema del reactor de 1L, con la finalidad de obtener la mayor remoción de contaminantes.

El procedimiento detallado anteriormente se llevó a cabo adicionalmente con el reactor de 3 L, en esta ocasión se usó una intensidad de corriente de 4,3 A, según

lo calculado en el anexo IV, esto se realizó con el fin de determinar la influencia de la variación del volumen en la eficiencia del proceso de electrocoagulación

De igual forma se procedió con los **E.O.** con la diferencia de que en este caso se tomaron 10 mL de muestra para realizar análisis de color y sólidos suspendidos.

2.3. ENSAYOS DE FITORREMEDIACIÓN

2.3.1. DESARROLLO DE PASTO ELEFANTE

Para esta investigación se usará la especie pasto elefante, que es la mejor opción para la remoción de contaminantes presentes en los efluentes estudiados, según estudios realizados entre una amplia gama de variedades de plantas. Con este antecedente se construyó un humedal artificial con alrededor de 24 plantas, suficientes para hacer una evaluación preliminar (Guanoluisa, 2012, p. 120).

La preparación del medio inerte: grava y piedra pómez; que constituye un factor importante dentro no solo de la implementación sino del funcionamiento de los humedales artificiales, se detalla en el anexo V. La importancia de realizar esta preparación de forma adecuada es que los componentes del sustrato constituyen el medio de desarrollo de los microorganismos y de las raíces donde ocurren los principales mecanismos de fitorremediación (Vanier y Dahab, 2001). La preparación del pasto elefante y la solución nutritiva necesarios para la implementación de los humedales artificiales se detallan también en el anexo V. A continuación se detalla el procedimiento necesario para la *implantación del humedal artificial a escala experimental*.

Los materiales usados en la implantación del humedal fueron los siguientes:

- Sustrato inerte desinfectado y seco (grava y piedra pómez).
- Especies de pasto elefante.
- Cubeta de polipropileno de alta densidad de 50 cm x 70cm x 85 cm

- Bomba JAD SP-600.
- Manguera de caucho flexible. Diámetro: ¼ de pulgada
- Solución nutritiva; 20 L

El procedimiento para la implantación del humedal artificial fue el siguiente:

- Se ubicó la cubeta de polipropileno sobre una estructura resistente de acero y que tenga un leve grado de inclinación 7° (Sánchez, 2010, p. 80).
- Se colocó el sustrato inerte, formando tres zonas desde la base: 8 cm para la grava (2 a 4 cm), 10 cm para la grava de tamaño menor a 2 cm y los 16 cm restantes hasta la superficie de una mezcla entre grava y piedra pómez menor a 2 cm y se sembró el pasto seleccionado formando 3 filas de 8 plantas distribuidas de manera uniforme en toda la superficie del humedal.
- Se colocaron los sistemas de riego constituidos por la manguera de forma que todas las filas puedan abastecerse de solución nutritiva.
- Se regó las plantas por un lapso de 4 h diarias con un caudal de 2 L/h según lo sugerido por Guanoluisa (2012), la solución nutritiva se re circuló por el lapso de una semana, después del cual la solución se renovó.
- Se controló la adaptación de las plantas al medio durante un mes, para esto se registró la morfología externa de las plantas (forma y estructura de raíces, hojas y tallos) que en general se encontraban en excelentes condiciones, para verificar la condición de las mismas un mes después, luego del cual se renovó las especies que no se adaptaron con nuevas plántulas y se mantuvo el proceso de nutrición durante un mes más.

2.3.2. EVALUACIÓN DE LA DEPURACIÓN DE EFLUENTES POR FITORREMEDIACIÓN

Una vez implementado el humedal artificial a escala experimental, se realizaron pruebas con 2L de efluentes pre tratados, para determinar la capacidad de absorción de las plantas, el tiempo de residencia y el flujo del efluente a tratar. Para evaluar el proceso de fitorremediación se utilizaron los siguientes materiales:

- Humedal artificial
- Solución nutritiva; 2 L
- Efluentes (orgánicos y cianurados) pre tratados; 2 L de cada tipo

Para E.C. como para E.O. se siguió el procedimiento descrito a continuación:

- Se mezclaron 2 L de efluentes pre tratados con 2 L de solución nutritiva.
- Se caracterizó la condición de 10 plantas al azar antes del tratamiento, se midió la longitud de los tallos y se registró la apariencia de las hojas.
- Se colocó la mezcla en el tanque de alimentación y se ajustó el pH en un valor entre 6 a 8. Mediante una bomba JAD SP-600 se bombeó la mezcla, el caudal de ingreso al humedal fue de 2 L/h, al terminar de bombear toda la solución se dejó en contacto durante 24 h. Al siguiente día se drenó el humedal y se tomó una muestra de 100 mL para cuantificar la concentración de Cu, Ag y Ss para E.C. y de DQO, color y Ss para E.O. Los análisis se realizaron en los laboratorios del DEMEX.
- Los valores obtenidos se compararon con sus correspondientes para descargas líquidas establecidos en la normativa ambiental vigente.
- En caso de que los valores de la medición de los parámetros después del ensayo se encuentren sobre el estipulado en la norma, la experiencia se volverá a repetir las veces que sea necesario hasta que se encuentren en condiciones aptas para su descarga.

2.4. DIMENSIONAMIENTO E IMPLANTACIÓN DE EQUIPOS PARA EL TRATAMIENTO DE 20 L/DÍA DE EFLUENTES LÍQUIDOS

2.4.1. DIMENSIONAMIENTO DEL SEDIMENTADOR

Para el dimensionamiento del sedimentador se utilizan los valores de altura y tiempo registrados en los ensayos de sedimentación descritos en la sección 2.2.1. Una vez realizada la representación gráfica de los datos obtenidos en la

experiencia, se determinó la velocidad de sedimentación a través del método de Coe – Clevenger, estimando la pendiente de la recta tangente a la curva, necesaria para el cálculo del área unitaria, como se muestra en la figura 2.2.

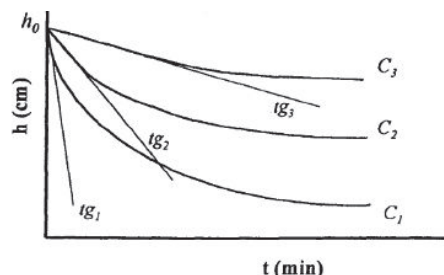


Figura 2.2. Determinación de la velocidad de sedimentación
(Gilarra, 2007, p. 4)

La ecuación [2.1] permitió determinar el área unitaria del sedimentador a través del método de COE – CLEVINGER.

$$Au = 1.333 \frac{(Di - Df) \text{ pies}^2 \times \text{día}}{Ui \text{ ton corta}} \quad [2.1]$$

Donde:

Au: área unitaria de espesamiento (pies²día/ton corta)

Di: Dilución inicial

Df: Dilución final

Ui: velocidad de sedimentación (pies/h)

Para esto fue necesario determinar los valores de dilución inicial Di y dilución final Df a partir de las ecuaciones [2.2] y [2.3].

$$Di = \frac{mfi}{msi} \quad [2.2]$$

$$Df = \frac{mff}{msf} \quad [2.3]$$

Donde:

mfi: masa del fluido al inicio

msi: masa de sólido al inicio

mff: masa del fluido al final

msf: masa de sólido al final del proceso (t ~ 24h)

A partir del área unitaria con la ecuación [2.4] se determinó el diámetro del sedimentador:

$$\phi = \sqrt{\frac{4}{\pi} Au} \quad [2.4]$$

- **Cálculo de la profundidad del sedimentador**

El cálculo de la profundidad se realizó mediante el método de Coulson - Richardson, a través de la siguiente relación:

$$P = \frac{G \cdot tr}{A \cdot \delta_s} \left(1 + \frac{\delta_s}{\delta_f} \cdot X \right) \quad [2.5]$$

Donde:

P: profundidad del espesador (m)

G: velocidad másica de alimentación de sólidos (t/h)

tr: tiempo de residencia (h)

X: valor medio de la dilución (kg agua/kg sólido)

En base a los métodos detallados y mencionados anteriormente se realizó el dimensionamiento de la unidad de sedimentación.

2.4.2. DIMENSIONAMIENTO DEL FILTRO

Para determinar las constantes que serán empleadas para dimensionar el filtro, se emplearon los datos experimentales obtenidos en los ensayos de filtración descritos en la sección 2.2.2. Al graficar volumen filtrado en función de tiempo se obtiene una parábola cuya ecuación se muestra en [2.6]. Sin embargo esta ecuación no refleja el proceso de filtración, por lo que según la teoría de Ruth al cambiar los ejes coordenados en to unidades de abscisas y C unidades de

ordenadas se obtiene una parábola perfecta cuya ecuación se describe en [2.7]. (Vian y Ocón, 1979).

$$V^2 = kt \quad [2.6]$$

$$(V + C)^2 = K(t + t_0) \quad [2.7]$$

Diferenciando la ecuación [2.7] se tiene:

$$\frac{dt}{dV} = 2 \frac{V}{K} + 2 \frac{C}{K} \quad [2.8]$$

Donde:

$\frac{dt}{dV}$: Inversa de la velocidad instantánea de filtración.

C: Volumen de filtrado necesario para producir un espesor de torta cuya resistencia al flujo fuera la misma que opone la materia filtrante.

t_0 : tiempo necesario para que se produzca la torta ficticia.

K: reúne las características de la pulpa.

Por otra parte se tiene que:

$$K = \frac{2A^2 p(1-ms)}{\mu \delta s \alpha} \quad [2.9]$$

Donde:

A: superficie de filtración (m^2)

p: presión de trabajo (kg/m^2)

m: kilogramos de torta húmeda/ kilogramos de torta seca

s: kilogramos de sólido/ (kg sólido + kg líquido)

μ : viscosidad líquido (kg/mh)

ρ : densidad líquido (kg/m^3)

α : resistencia específica de la torta (resistencia de 1 kg de sólido seco sobre una superficie de filtración de $1m^2$)

Y si graficamos $\left(\frac{\Delta t}{\Delta V}\right)$ en función del volumen filtrado se obtiene una recta cuya ecuación es útil para la evaluación de los parámetros de la ecuación [2.8], su

tendencia se observa en la figura 2.3 y de la representación gráfica se obtuvo el valor de la pendiente m y a partir de este valor se determinaron las constantes C y K , al remplazar el valor de K y C en la ecuación [2.7] se determinó el valor de t_0 , tomando en cuenta que V es el volumen final de filtrado. Además se usó la ecuación [2.9] para obtener el valor de la resistencia específica de la torta α .

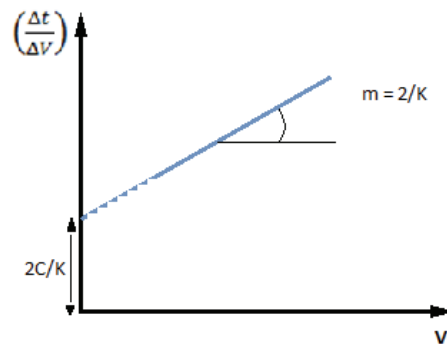


Figura 2.3. Variación de la relación $\left(\frac{\Delta t}{\Delta V}\right)$ en función del volumen filtrado
(Vian y Ocón, 1979, p. 407)

Al determinar las constantes involucradas en el proceso de filtración se puede definir volúmenes filtrados en tiempos determinados, y para hacer el escalado a nivel industrial se usó los valores de C , K y t_0 , necesarios para determinar el valor del área requerida para la filtración a partir de la ecuación [2.9].

2.4.3. DIMENSIONAMIENTO DE UN REACTOR ELECTROLÍTICO

Para el diseño de la celda electrolítica parámetros como el volumen, el distanciamiento entre electrodos y las características de operación se determinaron en base a los mejores resultados obtenidos en los ensayos de electrocoagulación descritos en la sección 2.2.3. Además para determinar las dimensiones de la celda se tomó en cuenta las siguientes consideraciones:

El volumen máximo con el cual podría operar la celda se calculó con la siguiente ecuación:

$$V_{max} = Q_{max} * t_R \quad [2.10]$$

Donde:

Q_{\max} : Caudal máximo de efluente a tratar (L/h)

t_R : tiempo de retención (h)

V_{\max} : Volumen máximo de lixiviado a tratar (L)

La altura del reactor se determinó considerando una distribución que comprende tres zonas: de flotación, de reacción y de sedimentación. La zona de flotación y sedimentación equivalen cada una a $\frac{1}{4}$ del volumen total del reactor y la zona de reacción equivale a las $\frac{2}{4}$ partes (Arango, 2007, p. 60).

Para determinar las dimensiones del reactor se consideraron también los resultados de los ensayos presentados en la sección 2.2.

2.4.4. DIMENSIONAMIENTO DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL

El dimensionamiento del sistema de humedales se realizó de acuerdo a los datos obtenidos en los ensayos realizados con los dos tipos de efluentes a escala experimental. Para la selección del tipo de humedal y criterios de diseño se tomó como referencia los modelos sugeridos por el manual de la Environmental Protection Agency (2000) y por García y Corzo (2008). Al considerar que los humedales se comportan como reactores de flujo ideal en pistón, los contaminantes se degradan siguiendo modelos cinéticos de primer orden (García y Corzo, 2008). Por tanto:

$$\frac{C_o}{C_f} = e^{kt} \quad [2.11]$$

Donde:

C_o : concentración inicial del contaminante (mg/L)

C_f : concentración final del contaminante (mg/L)

k : constante cinética de primer orden (día^{-1})

t : tiempo de reacción (día)

Linealizando la ecuación 2.10 se tiene:

$$\ln(C_f) = -kt + \ln(C_o) \quad [2.12]$$

Y de la ecuación 2.12 se puede determinar la constante cinética. Una vez determinada la constante cinética, la siguiente ecuación de diseño permite encontrar la superficie del humedal artificial:

$$A_s = \frac{Q}{k \cdot \varepsilon \cdot h} * \ln \left[\frac{C_o}{C_f} \right] \quad [2.13]$$

Donde:

A_s : superficie del humedal (m^2)

Q: caudal medio ($m^3/día$)

ε : porosidad (tanto por uno)

h: profundidad del humedal (m)

Para comprobar que el humedal se dimensionó de forma correcta, a través de la ecuación 2.14 se verificó que la concentración final de los contaminantes se encuentre dentro de los parámetros deseados.

$$C_f = \frac{C_o}{e^{\frac{k \cdot A_s \cdot h \cdot \varepsilon}{Q}}} \quad [2.14]$$

Las dimensiones como longitud y espesor del humedal se determinaron a través de la relación mostrada en 2.15 sugerida por Sánchez (2010), a partir de la cual se derivan las siguientes ecuaciones:

$$L: W \text{ como } 1,5: 1 \quad [2.15]$$

$$W = \sqrt{\frac{A_s}{1,5}} \quad [2.16]$$

$$L = \frac{A_s}{W} \quad [2.17]$$

El tiempo de contacto con el medio granular se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$t = \frac{A_S * h * \varepsilon}{Q} \quad [2.18]$$

2.4.5. IMPLANTACIÓN DE LOS EQUIPOS

En esta sección se toman en cuenta aspectos generales como disponibilidad de espacio físico, acceso a equipos complementarios, facilidad de transporte de los efluentes, requerimientos de luz o ventilación entre otros, necesarios para ubicar en el lugar correcto a los equipos una vez diseñados, adaptados y construidos.

En el caso del sedimentador su ubicación será cerca de la zona donde se genera mayor cantidad de efluentes, esto es al lado derecho del banco de agitación, a un metro de distancia del pasillo. La celda electrolítica se colocará en el centro de la mesa de trabajo donde se encuentra la fuente de energía además se conectarán los electrodos para que el equipo se encuentre listo para su uso de forma permanente. Se determinó que la posición del filtro sea cerca del reactor electrolítico en la mesa de trabajo del filtro SEPOR debido a la accesibilidad al aire generado por el compresor, necesario para el funcionamiento del filtro y por facilidad en el transporte del efluente ya que la filtración es el proceso consecutivo a la sedimentación y electrocoagulación.

El efluente filtrado se recolectará en un tanque reservorio de 30 L de capacidad ubicado en la parte norte del laboratorio de análisis químico, desde donde será transportado hacia el humedal artificial ubicado en la parte posterior externa del departamento con la ayuda de una bomba (JAD SP-600) y mangueras de caucho.

Una vez dimensionados los humedales se procederá a implementarlos usando la estructura disponible en el departamento, la cual está ubicada en la parte posterior externa del laboratorio de análisis químico por facilidad y ahorro de energía en el transporte de los efluentes, además por disposición de luz solar y ventilación.

El detalle de la implementación de los equipos se dará en base a los resultados obtenidos en el diseño y su adaptación a los materiales y equipos disponibles en el mercado, que se detallarán en la sección correspondiente a resultados.

2.5. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA PILOTO IMPLEMENTADA

Una vez implementados los equipos se procedió a ajustar las mejores condiciones de funcionamiento (densidad de corriente, tiempos de residencia, presión de trabajo para el filtro y caudal de efluente en el humedal) en todos los equipos y se realizó una prueba piloto en sistema batch con 20 L de efluentes, se estimó un día de tratamiento para cada tipo: orgánicos y cianurados.

Se realizó la caracterización inicial para cada tipo de efluentes a tratar basándose en los parámetros estipulados en la normativa ambiental vigente (anexo I). Se tomaron muestras al final de cada etapa para hacer un seguimiento del progreso en la depuración de los efluentes, para esto se escogieron trazadores que dependiendo de los resultados de la caracterización podrían ser los mismos seleccionados con las aguas residuales estudiadas (Cu, Ag y sólidos suspendidos para E.C. y de DQO, color y sólidos suspendidos para E.O).

Se verificó que se cumpla con los porcentajes de remoción en cada etapa y que las concentraciones de contaminantes en los efluentes tratados se encuentren bajo el valor estipulado en la normativa ambiental vigente, en caso de que en alguna operación unitaria del proceso los porcentajes de remoción sean totalmente diferentes a los obtenidos en la parte experimental se procederá a realizar los ajustes pertinentes para optimizar el proceso.

Al concluir la prueba piloto se realizó un análisis total de los parámetros normados que se encuentran detallados en el anexo I, para verificar que las condiciones finales de los efluentes tratados cumplen la normativa, de modo que sea posible descargarlos a la red de alcantarillado público sin problema alguno y de esta manera se validó la efectividad de la planta piloto implementada.

2.5.1. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL PROCESO DE SEDIMENTACIÓN

Para realizar esta evaluación en primer lugar se ajustaron las condiciones de operación de acuerdo a lo definido en la sección de resultados y se seguirá el procedimiento que se detalla a continuación para los efluentes cianurados:

- Se recolectaron los efluentes en un tanque reservorio hasta completar el volumen necesario para la prueba piloto, es decir 23 L, se trasladó la totalidad de las aguas residuales al tanque sedimentador y se tomó una muestra de 3 L con la finalidad de realizar la caracterización inicial.
- Se dejó reposar por el tiempo de sedimentación.
- Se tomó una muestra de 25 mL de la zona de clarificación del sedimentador con la finalidad de realizar pruebas de concentración de metales (los dos metales que presenten la más alta concentración en la caracterización) y sólidos suspendidos para monitorear el porcentaje de remoción de contaminantes.
- Se tomó una muestra de 2 mL para medir la cantidad de cianuro libre y se verificó que esta concentración se encuentre bajo el límite permisible para poder ser procesada mediante electrocoagulación.
- Se evacuó un volumen de 3 L de efluente clarificado que fue llevado en seguida al proceso de electrocoagulación. Esta acción se realizó 5 veces.

Para los efluentes orgánicos no fue necesario realizar esta evaluación ya que se determinó que este tipo de aguas residuales no contenían sólidos en suspensión.

2.5.2. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL PROCESO DE FILTRACIÓN

Para evaluar el proceso de filtración se empleó un volumen correspondiente a los lodos de sedimentación y se realizó el siguiente procedimiento:

- Se evacuó por el sistema de drenaje inferior los lodos del proceso de sedimentación y se los trasladó al filtro Sepor.

- Se tomó el tiempo de filtración desde que inició el proceso cuando el manómetro marcaba 30 psi hasta cuando la lectura fue 0 psi, entonces se destapó el filtro y se extrajo la torta de filtración. Durante este proceso el filtrado fue recogido en un recipiente.
- Se pesó la torta húmeda y se sometió al proceso de secado en una mufla a 100° C durante 24 h, después de lo cual la torta seca también fue pesada.
- Con 1 g de torta seca se procedió a realizar el análisis TCLP (EPA 1311).
- Se midió el volumen de filtrado con una probeta y se tomó una muestra de 25 mL para medir la concentración de metales pesados y de sólidos suspendidos. Con los valores arrojados de esta medición se determinó el porcentaje de remoción de los contaminantes obtenidos en el proceso de filtración.

Esta evaluación no fue necesaria para los E.O. debido a su composición se procedió a caracterizar los efluentes y posteriormente se los hizo pasar por una tela filtrante de 0,01 mm de poro para la retención de partículas extrañas en caso de que existieran y se dio paso al tratamiento de electrocoagulación.

2.5.3. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Con los E.C. y E.O. pre tratados de la forma que se describió anteriormente se realizó la evaluación del proceso de electrocoagulación de la siguiente manera:

- Se colocaron los efluentes cianurados en el interior de la celda.
- Se ajustaron las condiciones de operación de acuerdo a lo definido en la sección de resultados
- Se dejó transcurrir el proceso el tiempo de reacción estimado.
- Se apagó la fuente de corriente eléctrica y se dejó reposar el efluente durante 10 min.
- Se tomó una muestra de 25 mL para el análisis de metales, sólidos suspendidos, color y DQO dependiendo el tipo de efluentes.

- Se drenó el efluente aclarado por la válvula de descarga y los lodos se trasladaron al filtro.
- Se filtraron los lodos flotados y sedimentados en el proceso.
- Se recolectó el filtrado y se mezcló con el efluente aclarado.
- Se extrajo la torta de filtración la misma que será pesada y secada.
- Con 1 g de torta seca se procedió a realizar el análisis TCLP (EPA 1311).

2.5.4. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN

Se dispuso de los efluentes pre tratados por electrocoagulación y se procedió de la siguiente manera:

- Se colocaron los efluentes cianurados pre tratados en el tanque de alimentación para el humedal artificial.
- Se encendió la bomba y se ajustó el caudal de trabajo.
- Se drenaron los efluentes después de permanecer en el humedal un tiempo de residencia estimado en los ensayos anteriores.
- Se midió el volumen total de los efluentes tratados y se tomó una muestra de 3L para la caracterización al final del proceso.

En caso de que los resultados sean los esperados se comprobará la validez del proceso de depuración planteado caso contrario se procederá a hacer los ajustes pertinentes (incremento o disminución de tiempos de retención) hasta que la calidad de los efluentes sea apta para su descarga.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE LOS EFLUENTES

Para el desarrollo de esta investigación se trabajó con dos tipos de efluentes generados en los laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva de la Escuela Politécnica Nacional.

La primera muestra corresponde a los excedentes líquidos de las muestras orgánicas que se analizan en los laboratorios, en tanto que la otra muestra pertenece a los residuos de las lixiviaciones con cianuro. Por esta razón se los almacenó por separado y se los caracterizó de igual forma.

3.1.1. MUESTREO DE LOS EFLUENTES

La recolección de los efluentes de los dos tipos: cianurados y orgánicos, se realizó como se describe en la sección 2.1.2. En la tabla 3.1 se muestran los datos de volúmenes tabulados en función del tiempo con la finalidad de obtener un valor que sea el promedio mensual de efluentes generados.

Tabla 3.1. Medición mensual de volúmenes de efluentes generados

Mes	Efluentes cianurados Volumen (L)	Efluentes orgánicos Volumen (L)
Agosto	26,0	5,0
Septiembre	22,5	5,5
Octubre	25,0	4,5
PROMEDIO	24,5	5,0

Como se observa en la tabla 3.1 en los meses de septiembre, octubre y noviembre del año 2012 la cantidad promedio generada de efluentes orgánicos es de 5 L por mes, mientras que en el mismo periodo de tiempo se producen 24,5 L de efluentes cianurados en promedio. Esto se debe a que el número de ensayos

como lixiviaciones que dan como resultado este tipo de contaminantes, se realizan con mayor frecuencia que los análisis en los que se genera carga orgánica. Por esta razón el dimensionamiento se enfoca a procesar la mayor cantidad de efluentes que necesitan ser descargados, es decir un volumen aproximado de 20 L.

3.1.2. CARACTERIZACIÓN DE LOS AFLUENTES

Como se mencionó anteriormente se va a trabajar con dos tipos de efluentes que son los que se muestran en la figura 3.1.

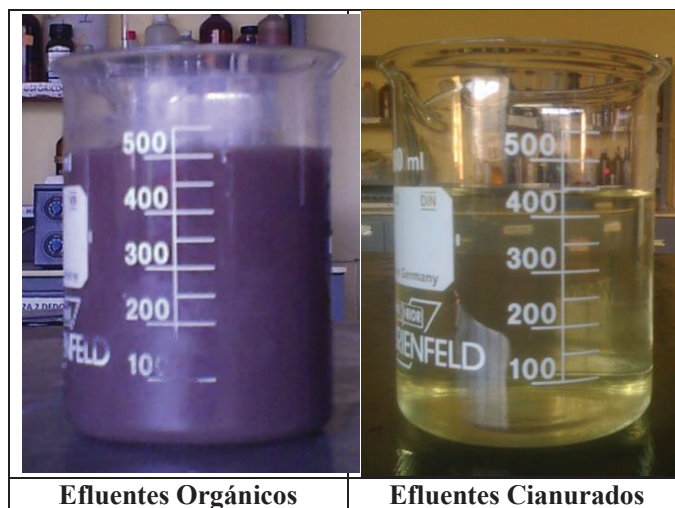


Figura 3.1. Efluentes generados en los laboratorios del DEMEX

El color café rojizo de los efluentes orgánicos que se puede observar en la figura 3.1 permite afirmar de forma preliminar la presencia de una alta carga de materia orgánica presente ya que el color es un indicador de este parámetro. (Organización Mundial de la Salud: 4, 2010, p. 3). Con respecto a los efluentes cianurados esto no ocurre ya que el color es tenue.

La caracterización de los efluentes se realizó siguiendo la metodología que se describe en la sección 2.1.3. En la tabla 3.2 y 3.3 se detalla la composición de cada tipo de aguas residuales.

Tabla 3.2. Caracterización de los efluentes orgánicos

Parámetro	Unidad	Resultado	Norma (Resolución No. 002- SA-2014)
Aceites y grasas	mg/L	2 360	70
Coliformes Fecales	NMP/100mL	43x10 ⁷	Remoción > 99%
Color	uc. Pt-Co	15 150	Inapreciable en dilución 1/20
DQO	mg/L	38 400	350
DBO ₅	mg/L	15 333	170
Fenoles	mg/L	4,829	0,2
Ph		6,10	6 a 9
TPH	mg/L	< 0,1	20
Tensoactivos (detergentes aniónicos)	mg/L	1,635	1
Sólidos suspendidos	mg/L	49	100
Sólidos totales	mg/L	11 890	1 600

(Secretaría de Ambiente, 2014, p.24)

Como se puede apreciar en la tabla 3.2 los efluentes orgánicos presentan un valor sumamente elevado en lo que a carga orgánica concierne, se puede observar que la concentración de aceites y grasas es 33,7 veces superior a lo establecido en la norma. La DQO es un parámetro que se encuentra 109,7 veces por encima del valor estipulado en la norma lo que coincide con las aseveraciones preliminares en base al color, la relación DBO₅/DQO corresponde a un valor de 0,4 lo que indica que es un lixiviado joven, es decir con un alto contenido de ácidos grasos volátiles que son fácilmente biodegradables, los efluentes orgánicos además presentaban un aspecto turbio y viscoso lo que se justifica con la cantidad elevada de sólidos totales que se puede observar en la tabla 3.2.

En los resultados de la caracterización de los efluentes cianurados que se muestran a continuación en la tabla 3.3 podemos apreciar la elevada concentración de elementos metálicos como cobre, plata, cinc y arsénico, esto se debe a que las aguas residuales se originan en procesos de lixiviación en los que se recupera oro por lo tanto provienen de minerales como arsenopirita y pirita. A pesar de que los efluentes se generan en procesos de lixiviación con cianuro el contenido de cianuro libre es bajo, esto se debe a que la caracterización se

realizó después de algún tiempo de confinamiento y el cianuro se degradó de forma natural.

Tabla 3.3. Caracterización de los efluentes cianurados

Parámetro	Unidad	Resultado	Norma (Resolución No. 002- SA-2014)
Coliformes Fecales	NMP/100mL	2	Remoción > 99%
Color	uc. Pt-Co	48	Inapreciable en dilución 1/20
DQO	mg/L	674	350
DBO ₅	mg/L	120	170
Ph	-	10	6 a 9
Sólidos suspendidos	mg/L	826	100
Sólidos totales	mg/L	3 670	1 600
Arsénico	mg/L	0,43	0,1
Bario	mg/L	0,1	-
Cadmio	mg/L	0,01	0,02
Cianuro total	mg/L	0,02	1
Cobre	mg/L	32,63	2
Cromo	mg/L	0,02	0,5
Mercurio	µg/L	< 0,1	0,01
Niquel	mg/L	0,02	2
Plata	mg/L	25,7	0,5
Selenio	µg/L	< 0,1	0,5
Cobalto	mg/L	0,01	0,5
Zinc	mg/L	6,19	2
Plomo	µg/L	< 0,1	0,5

(Secretaría de Ambiente, 2014, p.24)

Como se aseveró de forma preliminar la carga orgánica tiene un valor bajo apenas 1,9 veces por encima del valor estipulado en la norma y debido a esto el color es tenue y presenta un valor de apenas 48 uc Pt-Co que es casi inapreciable a simple vista.

La relación DBO₅/DQO es de 0,18 este dato indica que los efluentes corresponden a un lixiviado joven, estable y de fácil degradación (Fresenius et al., 1989).

3.1.3. DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO ACTUAL DE LOS EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

En el Departamento de Metalurgia Extractiva se producen efluentes con alta carga contaminante, de metales pesados y carga orgánica, como resultado de toda la variedad de análisis y ensayos que se realizan.

El sistema actual de tratamiento implica la recolección de los efluentes mencionados en diferentes recipientes plásticos, los cuales están rotulados y permanecen tapados hasta que se complete el volumen del reservorio que es de aproximadamente 30 L.

Durante el tiempo en que los efluentes son almacenados un proceso de degradación del cianuro por exposición y confinamiento se lleva a cabo de forma natural (Logsdon, Hagelstein y Mudder, 2001, p.6). Tomando como base tres efluentes de concentración diferente se registraron diariamente los valores de concentración de cianuro libre para determinar el tiempo en el cual los efluentes están listos para ser tratados, es decir cuando la concentración de cianuro libre es de 0,2 mg/L o menor (Zamora, 2013, p. 8). Los resultados se muestran en la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Disminución del contenido de cianuro libre en los efluentes cianurados a través del tiempo

DIA	Concentración Tanque 1 mg/L	Concentración Tanque 2 mg/L	Concentración Tanque 3 mg/L
1	1,00	2,00	0,50
4	0,85	1,60	0,30
5	0,75	1,50	0,15
7	0,60	1,35	0,05
11	0,40	0,95	0,025
13	0,20	0,60	-
18	0,10	0,30	-
PROMEDIO (mg/L día)	0,05	0,09	0,04

Como se observa en la tabla 3.4 el proceso de degradación depende de la concentración inicial de cianuro libre, para concentraciones iniciales altas (2 mg/L) en un lapso de 18 días es posible realizar el tratamiento de depuración, ya que en este tiempo la concentración de cianuro es la adecuada. En promedio se puede decir que la tasa de reducción de cianuro libre es de 0,06 mg/L día, la misma que se encuentra calculada a continuación.

3.1.3.1. Cálculo de la tasa de reducción de cianuro libre en los efluentes cianurados, por exposición y confinamiento de forma natural

En base a los datos presentados en la tabla 3.4 se graficó la concentración de cianuro libre presente en los efluentes cianurados en función del tiempo, con la finalidad de determinar la tasa de reducción a diferentes concentraciones iniciales y en base a esto estimar una tasa de reducción promedio. La figura 3.2 muestra la tendencia de los parámetros mencionados anteriormente.

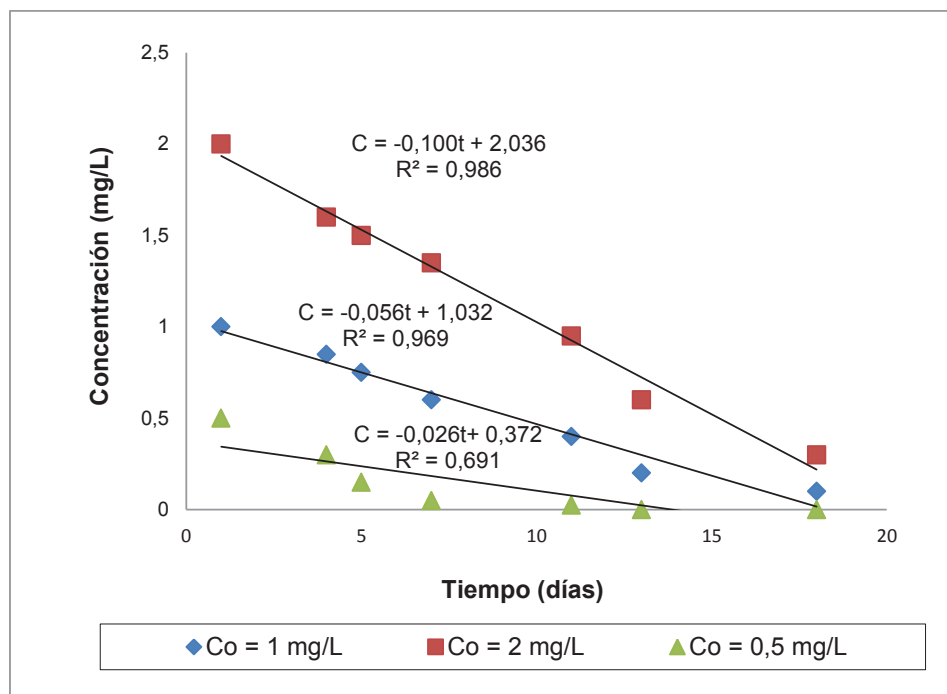


Figura 3.2. Disminución de la concentración de cianuro libre contenida en los efluentes cianurados en función del tiempo, a diferentes concentraciones iniciales

Como se puede apreciar en la figura 3.2 se realizó una regresión lineal para determinar la ecuación de las gráficas presentadas y de esta manera identificar el valor de la pendiente que representa la tasa de reducción en la concentración de cianuro libre, con la finalidad de obtener un valor promedio de misma.

Como se observa en la figura 3.2 las pendientes que describen las gráficas en los tres casos son negativas, esto se debe a que las concentraciones disminuyen con el paso del tiempo, se promedió el valor de las tres pendientes y se estimó que la tasa de reducción promedio es de 0,06 mg/L día.

Continuando con el proceso de depuración, una vez completo el volumen del tanque reservorio es necesario neutralizar y descargar el efluente, para esto existen dos tratamientos diferentes en base al tipo de agua residual a tratar.

En el caso de los efluentes cianurados lo primero que se hace es medir el pH que debe estar en 11, para asegurar que la posibilidad de encontrar iones hidrógeno sea nula. Hay que mantener estas condiciones debido a que los iones H^+ podrían juntarse con los CN^- para dar lugar al HCN, compuesto tóxico que puede volatilizarse y difundirse en el aire (Logsdon et al., 2001, p.15).

En estas condiciones mediante titulación con nitrato de plata se determina la concentración de cianuro libre, la misma que debe estar bajo un límite de 0,02 mg/L para su descarga. (Zamora, 2013, p. 10).

Si esto se cumple el procedimiento a seguir, es añadir 100 gr de hipoclorito de calcio por cada 10 L de efluentes, y se deja reposar los efluentes por un lapso de 24 h, luego de lo cual se consigue una remoción de contaminantes del 98%. Luego de esto hay que ajustar el pH en un valor alrededor de 7,5 y proceder a la descarga de los efluentes en el sistema de drenaje del departamento. Los lodos que se encuentran sedimentados en las rejillas, posteriormente son removidos para su eliminación total, según lo mencionado en (Collantes, 2011, p.31).

En la figura 3.3 se muestra un esquema del tratamiento descrito anteriormente.

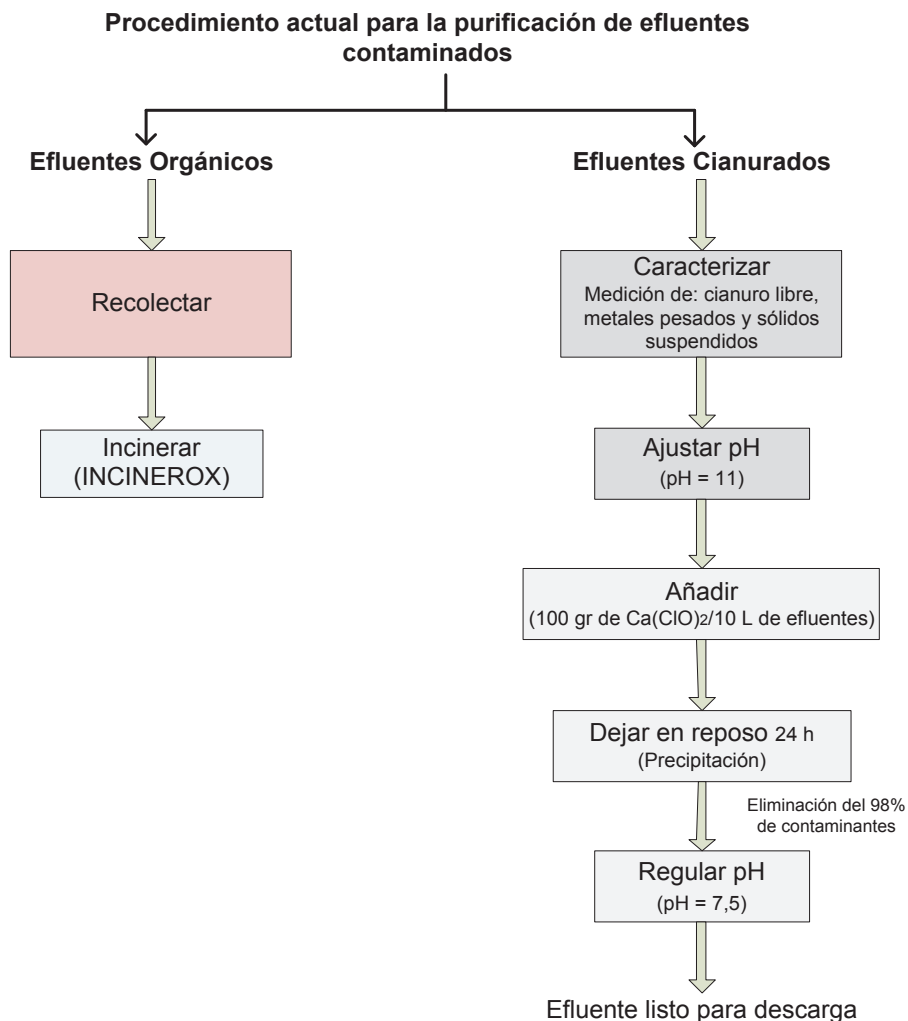


Figura 3.3. Esquema del tratamiento seguido para la purificación de efluentes contaminados en el DEMEX hasta el 2013


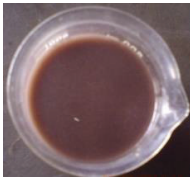

En la figura 3.3 además se puede observar que los efluentes orgánicos son recolectados y almacenados para luego ser enviados a INCINEROX donde se los procesa de forma adecuada.

3.1.3.2. Ensayos preliminares de coagulación con efluentes orgánicos

Antes de realizar los ensayos de sedimentación con los efluentes orgánicos se realizaron pruebas de coagulación empleando agentes floculantes como cloruro férrico, sulfato de aluminio y poliacrilamida, los mejores resultados de estos

ensayos se muestran en la tabla 3.5 en donde se pueden apreciar los resultados cualitativos.

Tabla 3.5. Remoción de contaminantes mediante coagulación química

Agente Floculante	Condiciones	Resultado	Observaciones
Cloruro Férrico	40 mg/L de floculante pH 6		El color se torna más oscuro, lo cual es algo negativo para el tratamiento.
Sulfato de aluminio	5 g/L de floculante pH 6		No existen cambios notables en las características del efluente, precipitación de grasas mínima.
Poliacrilamida	50 mL/L de floculante pH 8		Se obtuvo alrededor de 1 cm de sedimento, cambio de color del efluente incrementando su tonalidad.

Como se observa en la tabla 3.5 los resultados no muestran cambios que ameriten la aplicación de la coagulación como pretratamiento para este tipo de efluentes, por esta razón esta posibilidad se descarta como técnica de depuración.

La descripción de todos los ensayos preliminares de coagulación junto con los resultados arrojados al trabajar a diferentes condiciones (con tres tipos de agentes floculantes: cloruro férrico, sulfato de aluminio y poliacrilamida, cada uno a distintas concentraciones), se encuentran expuestos en el anexo III en las fichas técnicas No. 1, 2 y 3.

3.2. REMOCIÓN DE CONTAMINANTES POR SEDIMENTACIÓN, FILTRACIÓN Y ELECTROCOAGULACIÓN

3.2.1. SEDIMENTACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES

En esta sección se analizaron los efectos de la variación del porcentaje de sólidos contenidos en los efluentes cianurados y de la adición de floculante, sobre la velocidad de sedimentación, las pruebas se realizaron a un diámetro de partícula constante de 132 μm ya que ese es el diámetro promedio de partícula al que se trabaja en los ensayos de cianuración.

Para el caso de los efluentes orgánicos se observó el efecto de la adición de 50 mL/L de poliacrilamida (determinada en la sección anterior) como agente floculante en el proceso de sedimentación.

3.2.1.1. Remoción de contaminantes por sedimentación para efluentes orgánicos

Los efluentes orgánicos a diferencia de los cianurados, presentan una naturaleza viscosa y no contienen mayor cantidad de sólidos suspendidos visibles.

En este caso la sedimentación usando como floculante 50 mL/L de poliacrilamida, no tuvo efecto al cabo de 24 h, esto ocurre cuando existe una alta cantidad de sólidos disueltos lo que le da un alto grado de mineralización al agua (Rodríguez et al., 2011, p.24). Debido a estos resultados se decidió emplear a la filtración como primer paso en el tratamiento de depuración para este tipo de efluentes.

3.2.1.2. Remoción de contaminantes por sedimentación para efluentes cianurados

Para el caso de los efluentes cianurados la sedimentación se llevó a cabo en probetas a diferentes concentraciones de sólidos con y sin el uso de floculante,

con la finalidad de simular situaciones reales y en base a esto determinar la velocidad de sedimentación en cada caso.

- *Sedimentación sin floculante:* En general este tipo de agua residual presenta un bajo contenido de sólidos, la muestra estudiada contiene 8 %, sin embargo este porcentaje es variable por lo tanto adicionalmente se trabajó al 4 %, siendo estos dos valores seleccionados los más frecuentes en las descargas.

Se realizó el ensayo de sedimentación siguiendo la metodología explicada en la sección 2.2.1.2, sin obtener resultados favorables ya que en el mejor de los casos, al trabajar a una concentración de 8 % se obtuvo 5 cm de agua clarificada en un lapso de 24 h, estos resultados se pueden observar en la figura 3.4.

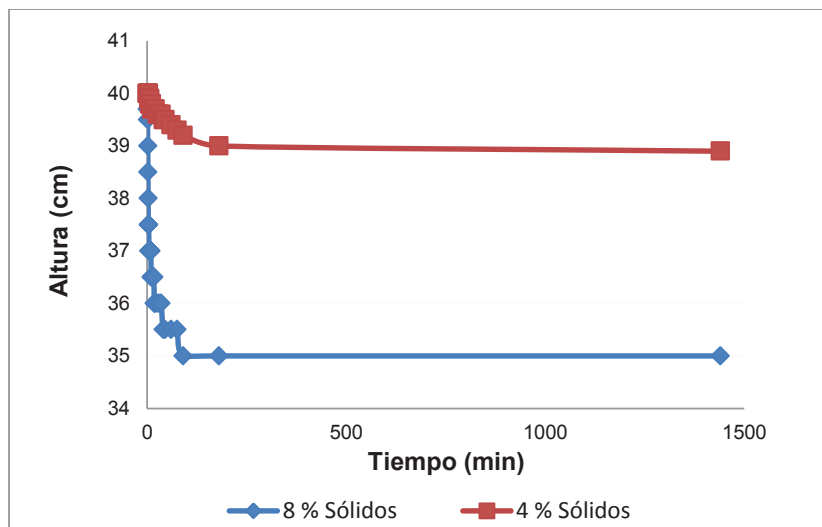


Figura 3.4. Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados, trabajando al 4 y 8% de contenido en sólidos, sin floculante

Como se puede apreciar en la figura 3.4 al trabajar al 4 % de sólidos en un lapso de 24 h se obtuvo apenas 1 cm de agua clarificada, esto se debe a que el tamaño de partícula es de 132 μm y mejoraría el proceso agrupar estas partículas para que puedan descender fácilmente con la ayuda de un agente floculante.

El floculante seleccionado fue un polímero orgánico no iónico, por ser de menor precio y mayor densidad de carga que los catiónicos.

- *Sedimentación con floculante:* Al simular la situación real de lo que ocurre en el laboratorio se tiene que el porcentaje de sólidos en los efluentes es una variable, para este caso se trabajó al 4, 15 y 30 % que representan los valores comunes, medios y críticos de esta variable. Las condiciones de trabajo así como los resultados de los ensayos se muestran en la tabla 3.6.

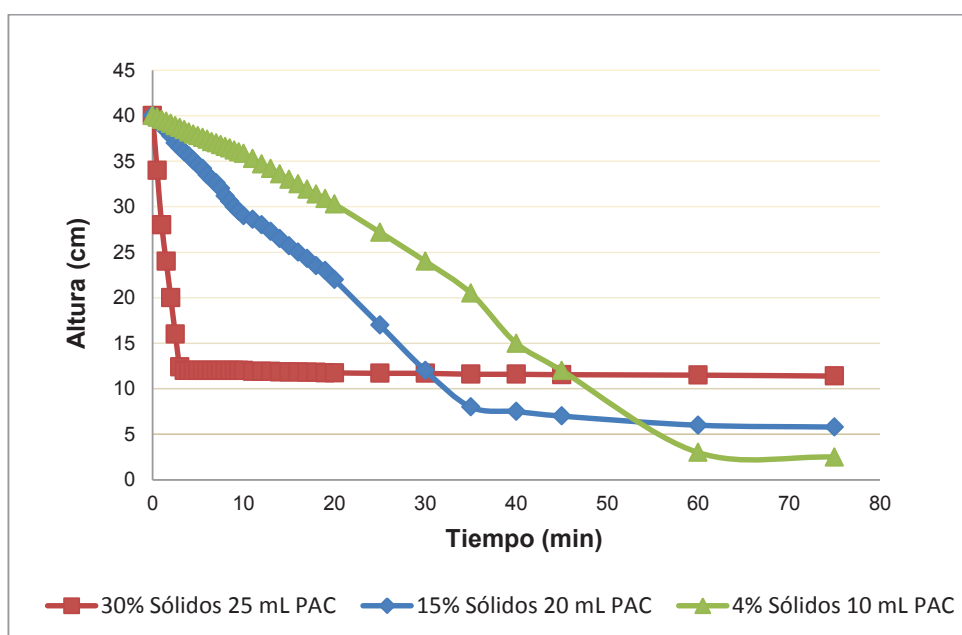


Figura 3.5. Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados con distinto porcentaje de sólidos usando como floculante de poliacrilamida

La figura 3.5 es la unión de las figuras A6.1 a la figura A6.3 determinadas a partir de datos experimentales obtenidos en laboratorio y presentados en el anexo VI.

Como se puede apreciar en la figura 3.5 a mayor porcentaje de sólidos se produce una sedimentación inicial acelerada, esto se debe al efecto del floculante sobre las partículas que en este caso es mayor, y este efecto disminuye cuando se trabaja al 15 % y al 4 % de sólidos respectivamente.

Tabla 3.6. Datos experimentales de altura y tiempo tomados durante los ensayos de sedimentación

Tiempo (min)	Altura (cm)				
	Sin floculante		Con floculante		
	4 % sólidos	8 % sólidos	30 % sólidos	15 % sólidos	4 % sólidos
0,0	40,0	40,0	40,0	40,0	40,0
0,5	40,0	39,7	34,0	39,5	39,8
1,0	40,0	39,5	28,0	38,9	39,6
1,5	40,0	39,0	24,0	38,4	39,4
2,0	40,0	38,5	20,0	37,8	39,2
2,5	40,0	38,0	16,0	37,0	38,9
3,0	40,0	37,5	12,4	36,5	38,7
3,5	40,0	37,5	12,0	36,0	38,5
4,0	39,9	37,5	12,0	35,6	38,2
4,5	39,9	37,0	12,0	35,1	38,0
5,0	39,9	37,0	12,0	34,6	37,8
5,5	39,9	37,0	12,0	34,2	37,6
6,0	39,9	37,0	12,0	33,5	37,4
6,5	39,9	37,0	12,0	33,0	37,2
7,0	39,8	37,0	12,0	32,6	37,0
7,5	39,8	37,0	12,0	32,0	36,8
8,0	39,8	37,0	12,0	31,2	36,6
8,5	39,8	37,0	12,0	30,6	36,5
9,0	39,8	37,0	12,0	30,0	36,2
9,5	39,8	37,0	12,0	29,5	36,0
10,0	39,8	36,5	12,0	29,0	35,9
11,0	39,8	36,5	11,9	28,6	35,3
12,0	39,7	36,5	11,9	28,0	34,7
13,0	39,7	36,5	11,9	27,3	34,2
14,0	39,7	36,5	11,9	26,5	33,6
15,0	39,7	36,5	11,9	25,7	33,0
16,0	39,7	36,5	11,9	25,0	32,5
17,0	39,7	36,5	11,8	24,3	31,9
18,0	39,7	36,0	11,8	23,5	31,4
19,0	39,7	36,0	11,8	23,0	30,9
20,0	39,7	36,0	11,8	22,0	30,3
25,0	39,6	36,0	11,7	17,0	27,2
30,0	39,6	36,0	11,7	12,0	24,0
35,0	39,6	36,0	11,6	8,0	20,5
40,0	39,5	35,5	11,6	7,5	15,0
45,0	39,5	35,5	11,6	7,0	12,0
60,0	39,4	35,5	11,5	6,0	3,0
75,0	39,3	35,5	11,4	5,8	2,5
90,0	39,2	35,0	11,3	5,8	2,5
180,0	39,0	35,0	11,2	5,5	2,0
1 440,0	38,9	35,0	11,0	5,0	1,0

En la tendencia de los datos de la tabla 3.6 así como en la figura 3.5 se puede apreciar también que la sedimentación con la acción de un agente floculante, en

la pulpa que tiene mayor contenido de sólidos alcanza la zona de compactación a los 3 minutos, es decir se disminuye notablemente el tiempo de compactación de los sólidos en la zona de compresión con respecto a las otras condiciones, de esta observación se concluye que las mejores condiciones de trabajo fueron:

- 30% sólidos, 25 mL PAC

La figura 3.6 muestra la tendencia de la curva de sedimentación al trabajar a estas condiciones.

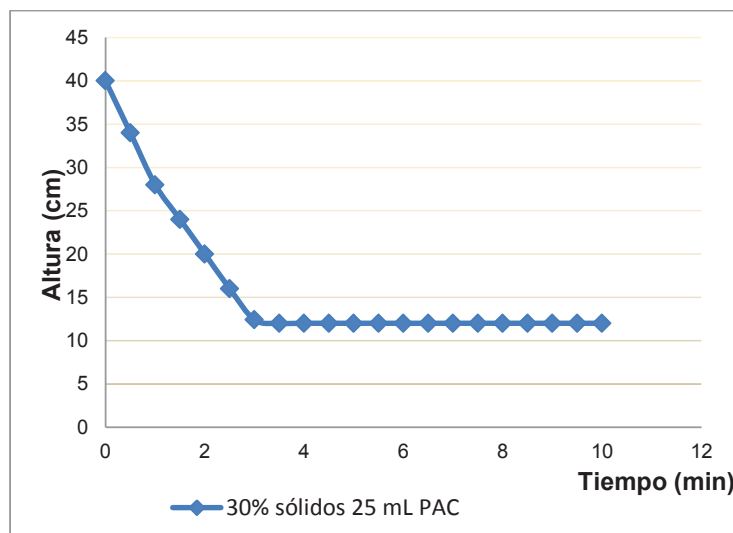


Figura 3.6. Altura de interfase en función del tiempo, para efluentes cianurados al 30% de sólidos usando 25 mL de poliacrilamida como floculante

A partir de la gráfica mostrada en la figura 3.6 se determinó la velocidad de sedimentación necesaria para la obtención del área unitaria del sedimentador.

3.2.1.3. Determinación de la velocidad de sedimentación

Como se explicó en la sección 1.2.2 y en la figura 1.3, la velocidad de sedimentación es la pendiente de la tangente a la curva en la zona inicial.

A partir de las gráficas A6.1, A6.2 y A6.3 se realizó el cálculo de la misma en cada caso, a través de una regresión lineal, tomando en cuenta los datos hasta el

tiempo en el cual los valores experimentales luego de presentar una tendencia decreciente se estabilizan, estos resultados se presentan en la tabla 3.7

Tabla 3.7. Velocidad de sedimentación determinada a diferentes condiciones

Condiciones	Altura (cm)	Tiempo (min)	Velocidad de sedimentación (cm/min)
4 % sólidos, 15 ml PAC	39	63,7	0,612
15 % sólidos, 20 ml PAC	35	39,1	0,895
30 % sólidos, 25 ml PAC	29	3,2	9,057

Como se puede apreciar en los resultados mostrados en la tabla 3.7, cuando la capa de sólidos que sedimentan alcanza la zona de compresión en un menor tiempo, se tendrá una mayor velocidad de sedimentación (Gilarra, 2007, p. 3).

Al trabajar al 30% de sólidos se obtiene una velocidad de sedimentación de 9,057 m/min, de la regresión lineal se obtiene un coeficiente de correlación de 0,988.

Estos resultados indican que el valor arrojado tiene validez ya que los datos no presentan mayor dispersión.

3.2.1.4. Determinación del diámetro y profundidad del sedimentador

A partir de las velocidades de sedimentación encontradas se determinó el área unitaria, de donde a su vez se obtuvo el valor del diámetro del sedimentador.

Estos cálculos se encuentran detallados en el anexo VII y los resultados obtenidos son los que se encuentran tabulados en la tabla 3.8.

Los valores obtenidos de profundidad para la unidad de sedimentación, se calcularon de acuerdo al método de Coulson - Richardson detallado en la sección 2.4.1.1, y son los valores que constan en la tabla 3.8.

Tabla 3.8. Resultados del dimensionamiento del sedimentador a diferentes condiciones de operación

CONDICIONES		Velocidad de sedimentación (cm/min)	Área unitaria (m ²)	Diámetro del sedimentador (m)	Altura del sedimentador (m)
Porcentaje de sólidos %	Volumen de floculante (mL)				
4	10	0,612	0,455	0,761	0,105
15	20	0,895	0,499	0,797	0,188
30	25	9,057	0,240	0,552	0,188

Los resultados obtenidos de diámetro y profundidad para cada condición de trabajo son diferentes, esto se debe a que dependen de varios factores como las corrientes de densidad, las mismas que se forman dentro de la probeta por efecto de la variación de concentración de sólidos entre la masa de agua de los efluentes que sedimentan, al trabajar a diferentes valores de contenido de sólidos esta propiedad es característica y distinta para cada caso particular. (Unatsabar, 2005, p.18).

3.2.2. FILTRACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO PARA LOS EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

Para la filtración se usaron los lodos que se obtuvieron en el proceso de sedimentación, y se procedió de la forma que se detalla en la sección 2.2.2, se graficaron los datos de volumen de filtrado obtenido cada 5 segundos en función del tiempo, los resultados de este ensayo son los que se muestran más adelante en la figura 3.8.

Como se puede observar la curva obtenida se asemeja a una parábola como se esperaba en un proceso a presión donde la velocidad de filtración es decreciente, sin embargo la ecuación correspondiente a este tipo de gráfica no representa exactamente el proceso de filtración.

Por esta razón Ruth propone cambiar los ejes de coordenadas con la finalidad de obtener una parábola perfecta con origen en un nuevo sistema de coordenadas, con este fin graficamos la relación entre los intervalos de tiempo y los intervalos

de volumen obtenidos de la experimentación $\Delta t/\Delta V$, haciendo una aproximación del diferencial al valor correspondiente de Δ , versus el volumen filtrado V , como se puede apreciar en la figura 3.9.

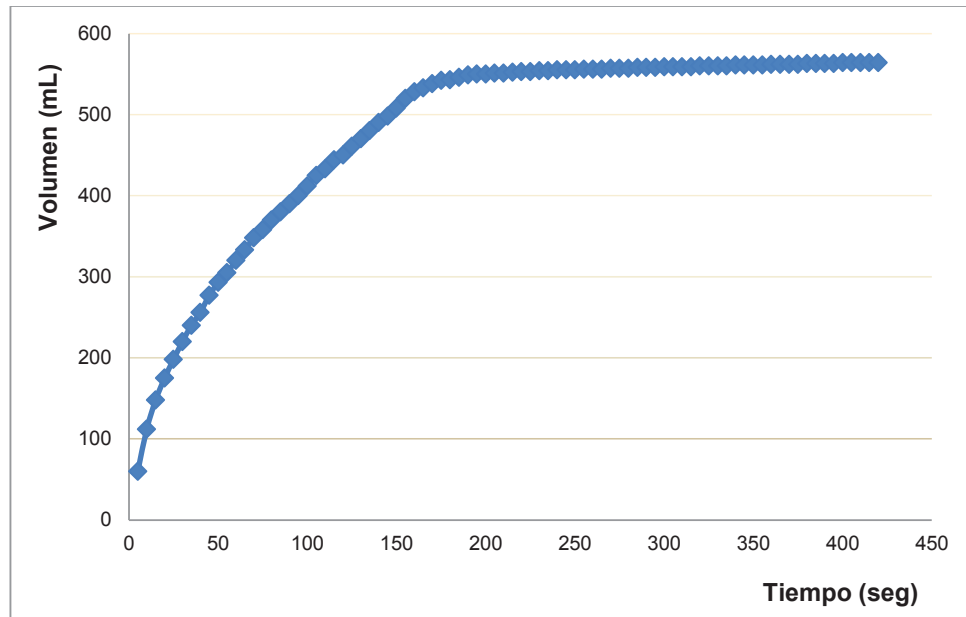


Figura 3.7. Curva de filtración, volumen de filtrado en función del tiempo

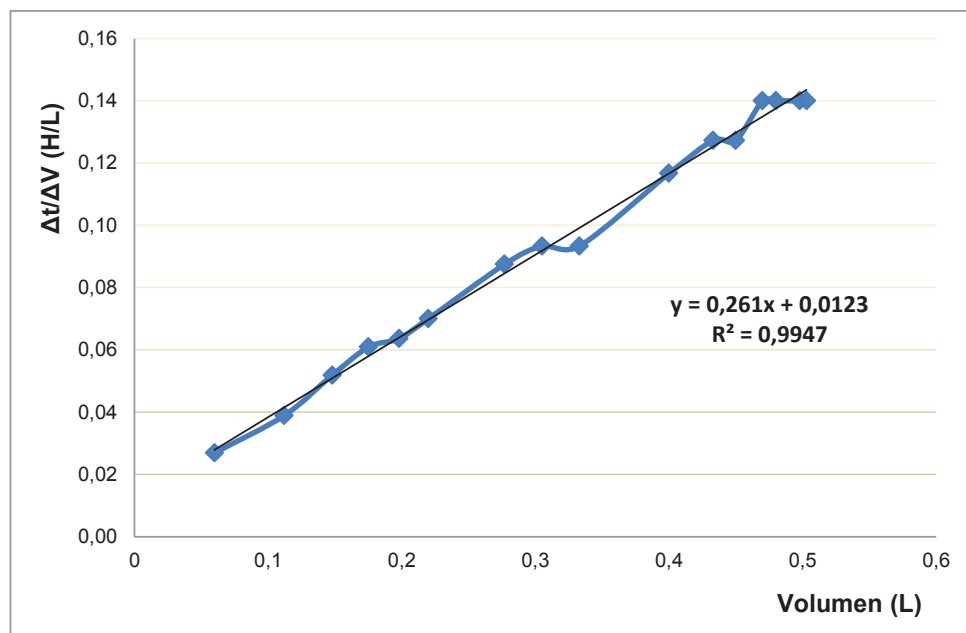


Figura 3.8. $\Delta t/\Delta V$ versus volumen filtrado, curva de filtración modificada según la teoría de Ruth con aproximación del diferencial al valor Δ

- **Determinación de las constantes de filtración según la teoría de Ruth**

Como se puede ver en la figura 3.9 la tendencia de la gráfica es una línea recta representada por la ecuación $Y = mx + b$, cuya pendiente m corresponde al valor de $2/k$ y el valor de corte del eje Y con la recta $b = 2C/k$, de donde se determinaron las constantes C y K , a partir de estas también se obtuvo el valor de t_0 y de la resistencia específica de la torta α , como se detalla en la sección 2.4.2.

Los valores necesarios para estos cálculos así como los resultados obtenidos son los que indican en la tabla 3.9.

Tabla 3.9. Constantes obtenidas experimentalmente para el dimensionamiento del filtro y parámetros necesarios para su cálculo

Datos medidos experimentalmente		Datos calculados		Datos obtenidos a partir de la gráfica	
P (kg/m ²)	27 092,09	Superficie de filtración (m ²)	0,032	m (H/L ²)	0,261
W pulpa (kg)	0,500			b (H/L)	0,0115
Diámetro del filtro (m)	0,101	m (kg torta húmeda/kg torta seca)	1,283	Resultados obtenidos experimentalmente	
V final de filtrado (L)	0,564			K (L²/H)	7,556
T final de filtrado (H)	0,111			C (L)	0,046
W torta seca(kg)	0,243	s (kg sólido/kg pulpa)	0,500	t₀ (s)	2,600
W torta húmeda (kg)	312,5			A(m²)	0,003

P: presión de trabajo; **W:** peso

V: volumen; **T:** tiempo

Como se puede observar en la tabla 3.9 los valores de las constantes de filtración hallados como K , C y t_0 indican que la pulpa manejada es ligera, es decir que se requiere 0,0464 L de filtrado para producir un espesor de torta cuya resistencia al flujo es la misma que opone el filtro, lo cual es positivo ya que se requiere de menos tiempo de filtración y de un área pequeña o en este caso de 0,003 m² para que el proceso sea eficaz. (Mateus, Moreno, Sandoval y Vergara, 2013, p. 13).

Los datos hallados en esta sección se pueden utilizar para hacer un escalado industrial, variando parámetros como el volumen de filtrado, el tiempo de filtrado, la presión, la viscosidad y la densidad, se puede obtener el valor del área requerida para la filtración y con este valor en base a catálogos de proveedores, las características del filtro requerido.

3.2.3. ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO PARA LOS EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

En esta sección se analizó el efecto de la electrocoagulación sobre la remoción de contaminantes en los efluentes estudiados, manejando dos variables: el distanciamiento entre electrodos y el volumen del reactor, en base a estas variables se determinó el mejor tiempo de operación para el tratamiento de las aguas residuales a tratar. Durante los ensayos se mantuvo constante el material de los electrodos y la densidad de corriente.

Los parámetros evaluados fueron sólidos suspendidos y concentración de plata y cobre para los efluentes cianurados, mientras que para las aguas residuales orgánicas se monitoreó la concentración de sólidos suspendidos y el color, los cuales fueron medidos según lo expuesto en la sección 2.2.3.

- **Efectos de la variación del distanciamiento entre placas sobre la remoción de contaminantes en los ensayos de electrocoagulación**

En esta ocasión se observó el efecto de la variación del distanciamiento entre placas dentro de los reactores sobre la remoción de sólidos suspendidos, color, concentración de cobre y plata sobre los efluentes contaminados.

Se trabajó a una intensidad de corriente de 53 A/m^2 ($I = 1,67 \text{ A}$; $S = 0,0315 \text{ m}^2$), en un reactor de 1 L de volumen, se mantuvieron estas condiciones constantes y se varió el distanciamiento entre electrodos de 1 cm a 3 cm.

Los resultados de la experiencia en la remoción de sólidos suspendidos y color para el caso de los efluentes orgánicos se muestran en las figuras 3.9 y 3.10.

Mientras que para el caso de los efluentes cianurados los resultados de esta experiencia sobre la remoción de plata, cobre y sólidos suspendidos se muestran en las figuras 3.11, 3.12 y 3.13 respectivamente.

- Para efluentes orgánicos

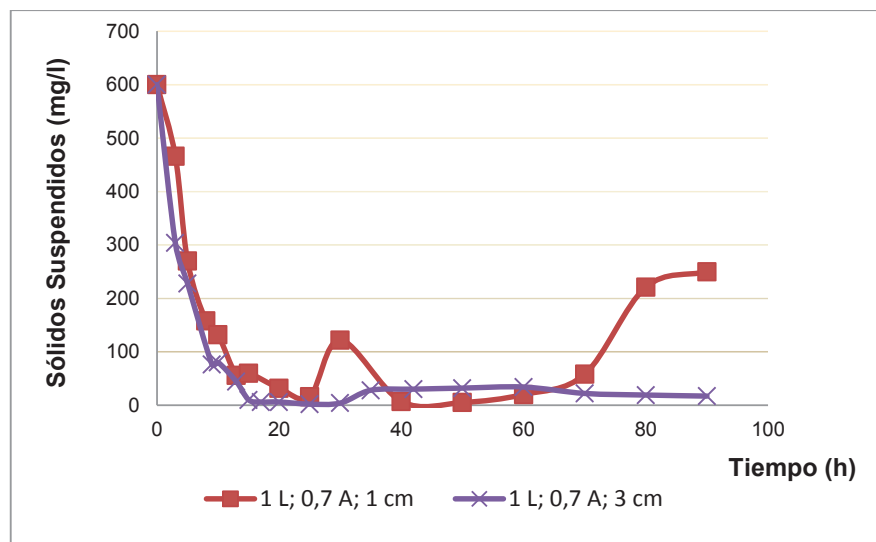


Figura 3.9. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos

Como se puede apreciar en la figura 3.9 el efecto de la electrocoagulación sobre la **remoción de sólidos suspendidos** es significativo, el mayor porcentaje de remoción (99,7 %) en ambos casos ocurre a un tiempo de 25 minutos.

La similitud en la tendencia de las gráficas nos muestra que el trabajar con diferente separación entre electrodos (1 cm y 3 cm), no afecta la determinación de las mejores condiciones del proceso en este caso, ya que al cabo del mismo tiempo el porcentaje de remoción de sólidos suspendidos es bastante parecido en ambos casos.

Al trabajar con una separación entre electrodos de 1 cm, al tiempo óptimo se obtiene un porcentaje de remoción de 97%, mientras que al trabajar con un distanciamiento de 3 cm al mismo tiempo se observa una remoción del 99%, esto se debe a que se trabajó a la misma densidad de corriente 53 A/m^2 .

Por estas razones, en este caso, el variar el distanciamiento entre electrodos no afecta el porcentaje de remoción alcanzado siempre que se mantenga el valor de densidad de corriente.

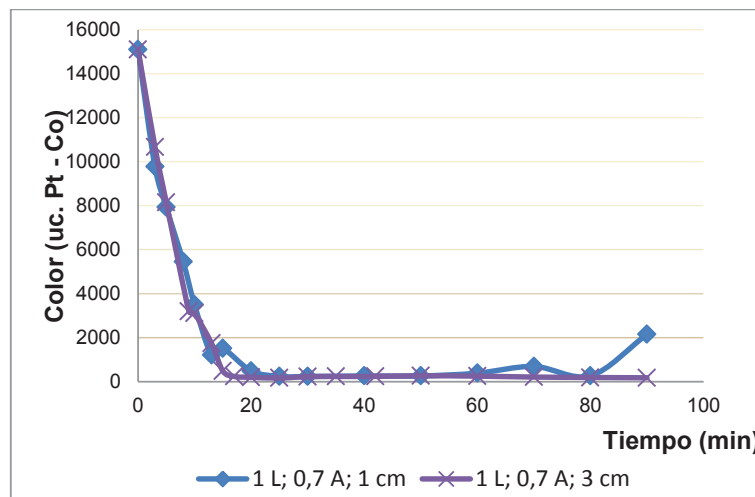


Figura 3.10. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de color en los efluentes orgánicos.

En la figura 3.10 se observa el efecto del procedimiento sobre la **remoción de color** en los efluentes orgánicos, cuando se trabaja a 1 cm de separación entre electrodos se tiene que el mejor tiempo es a los 30 minutos con un porcentaje de remoción del 98,5%; mientras que para el caso en el que la separación entre placas es de 3 cm el tiempo óptimo de remoción se alcanza a los 25 minutos con un porcentaje de remoción del 99%.

Con esto se confirma que el distanciamiento de electrodos no es un factor determinante para la obtención de los mejores resultados en la electrocoagulación y además se establece que para estas condiciones de trabajo el mejor tiempo se alcanza a los 25 minutos de iniciado el proceso.

- *Para efluentes cianurados*

El mismo análisis detallado anteriormente se realizó para el caso de los ensayos realizados con los efluentes cianurados. En las gráficas 3.11, 3.12 y 3.13 se puede observar los resultados de los ensayos de electrocoagulación que se llevaron a cabo en un reactor de 1 L a las mismas condiciones utilizadas para los efluentes orgánicos, en este caso se monitoreó la concentración de sólidos suspendidos, de cobre y de plata.

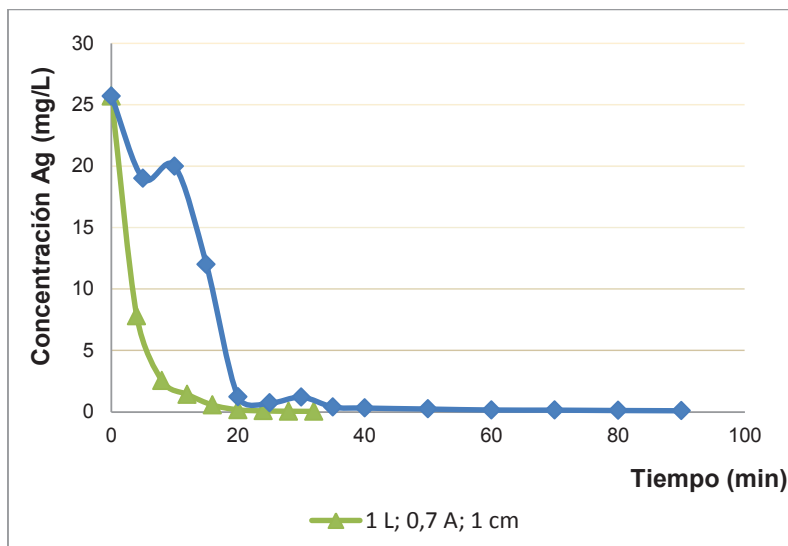


Figura 3.11. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de plata en los efluentes cianurados

Como se puede apreciar en la figura 3.11 cuando se trabaja a 1 cm de separación entre electrodos se registran valores hasta el minuto 32, puesto que hasta este instante la concentración del elemento **plata** aún se encuentra sobre el límite de detección del equipo que es de 0,01 mg/L, lo que ocurrió después tampoco es una cuestión de importante interés ya que incluso en el minuto 20 el efluente tratado contiene 0,18 mg/L valor menor al límite de descarga (0,5 mg/L) que estipula la norma.

Con respecto al tiempo de operación se puede decir que a los 20 minutos de iniciado el proceso, se le considera como tiempo prudente para finalizar el tratamiento de electrocoagulación, por las razones mencionadas anteriormente. Los porcentajes de remoción respectivos se encuentran detallados en la tabla 3.18.

En la figura 3.12 se puede apreciar el efecto de la electrocoagulación sobre el elemento **cobre**, el distanciamiento entre electrodos no afecta de mayor forma al proceso ya que a medida que transcurre el tiempo ambas tendencias muestran la disminución en la concentración de cobre, de forma general se puede establecer que el mejor tiempo se consigue al minuto 25 cuando los electrodos se encuentran separados 3 cm entre sí.

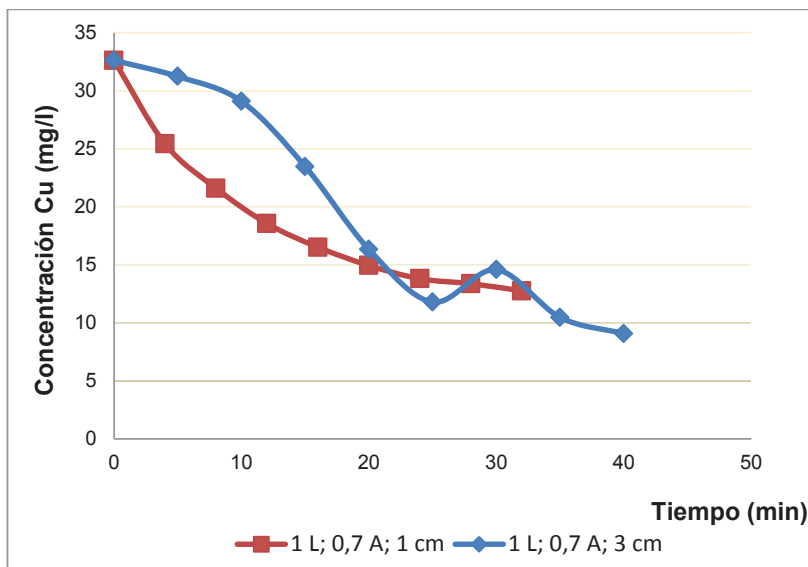


Figura 3.12. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de cobre en los efluentes cianurados

Con respecto a la remoción de sólidos suspendidos, se considera que este parámetro no será imprescindible en la determinación del tiempo de operación debido a la concentración inicial de este indicador para este ensayo, que es de 8 mg/L valor que se encuentra muy por debajo del límite establecido en la norma (100 mg/L), los resultados obtenidos son los que se muestran en la figura 3.13.

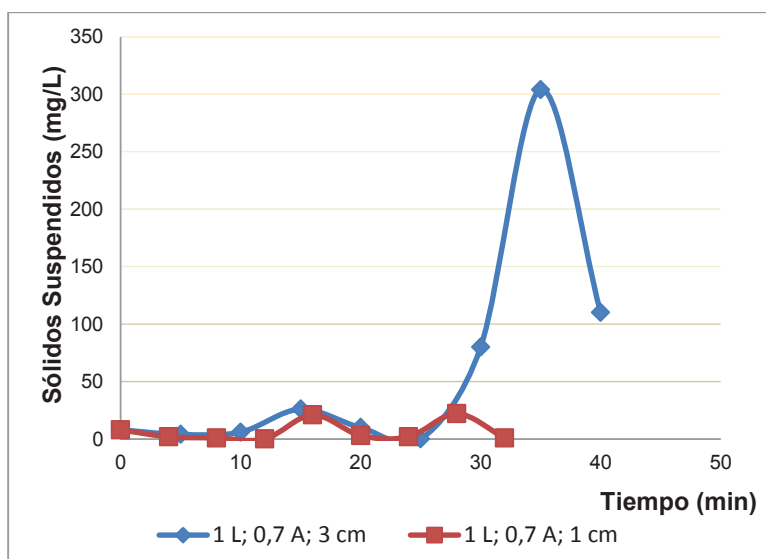


Figura 3.13. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos en los efluentes cianurados

Algo importante que se puede rescatar de la figura 3.13 es que a medida que el tiempo transcurre la concentración de sólidos suspendidos aumenta, tal es así que al minuto 35 se ve incrementada de manera drástica, por lo cual el mejor tiempo establecido con los otros parámetros deberá considerarse por debajo de los 35 minutos. Se confirma además la similitud en la tendencia de las gráficas para las dos diferentes condiciones a las cuales se trabajó, razón por la cual el distanciamiento entre electrodos no se considera un factor preponderante en la remoción de contaminante para este caso.

Se analizó también el efecto del distanciamiento entre los electrodos empleando un reactor 3 L, en este caso se trabajó con una intensidad de corriente de 4 A sobre un área de 0,0819 m², de igual forma se mantuvieron estas condiciones constantes y se varió el distanciamiento entre placas de 1 cm a 3 cm.

- **Para un reactor de 3 L, trabajando con efluentes orgánicos**

En vista de que los mejores tiempos de operación hallados anteriormente no superan los 25 minutos se decidió realizar los ensayos de electrocoagulación posteriores hasta los 50 minutos. En la figura 3.14 se muestra el efecto de la electrocoagulación sobre la remoción de sólidos suspendidos.

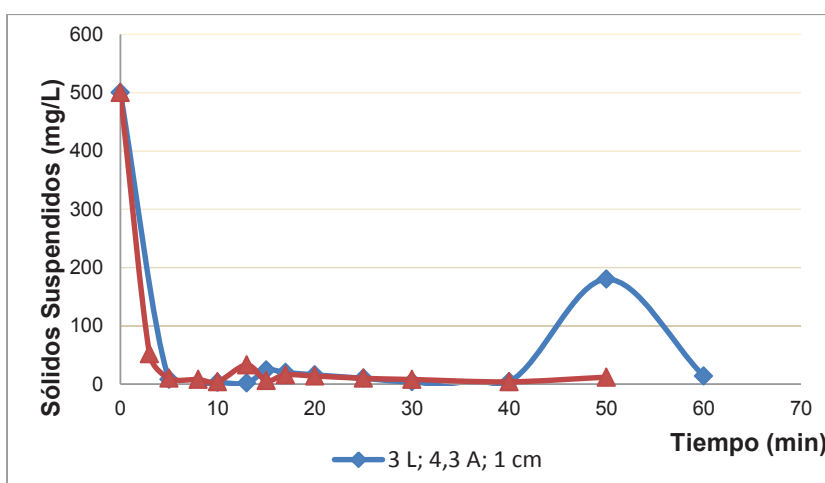


Figura 3.14. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos.

Como se puede apreciar en la figura 3.14 el efecto de la electrocoagulación sobre la remoción de sólidos suspendidos es significativo, el mayor porcentaje cuando se trabaja a una separación entre placas de 1 cm es de 99,6% y se obtiene a un tiempo de 13 minutos, mientras que al trabajar a 3 cm de distanciamiento entre electrodos se obtiene un porcentaje de remoción máximo de 99,2% a los 10 minutos. En la figura 3.15 se muestra el efecto del proceso de electrocoagulación sobre la remoción de color en los efluentes orgánicos.

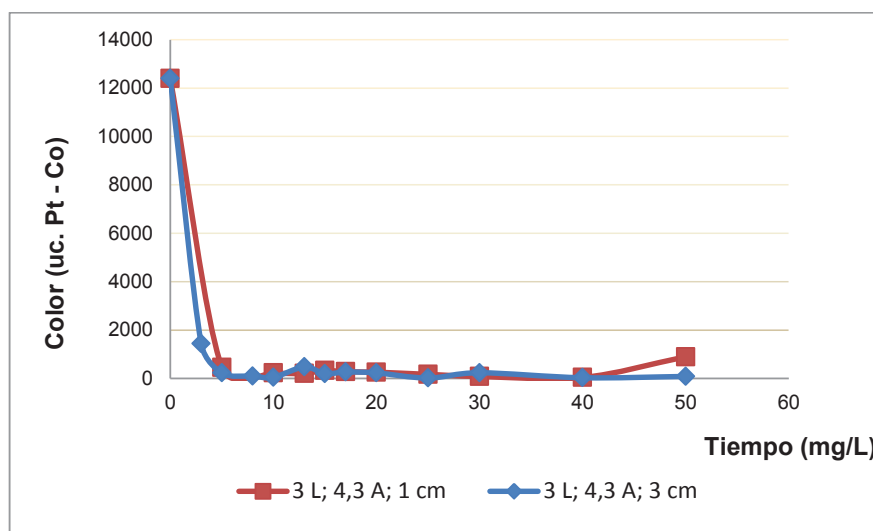


Figura 3.15. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de color para los efluentes orgánicos.

Como se observa en la figura 3.15 la remoción de color sobre los efluentes orgánicos se da de forma paralela trabajando a las dos diferentes condiciones sin embargo los mejores tiempos se consiguen a los 25 minutos con un porcentaje de remoción de 99,8 % cuando se trabaja a 3 cm de separación entre placas, mientras que al trabajar a 1 cm de separación se obtiene un porcentaje de remoción de 99,6 % a los 40 minutos.

- **Para un reactor de 3 L, trabajando con efluentes cianurados**

Se mantuvo las mismas condiciones de cuando se trabajó con un reactor de 3 L con efluentes orgánicos, de igual forma se varió el distanciamiento entre

electrodos de 1 a 3 cm. En la figura 3.16 se puede apreciar que el mejor tiempo óptimo se obtiene alrededor de los 20 minutos cuando se trabaja a 1 cm de separación entre electrodos ya que a este tiempo la concentración de plata disminuye hasta 0,23 mg/L un valor muy cercano al límite permisible de descarga y que corresponde al 99,1 % de remoción, se observa también al trabajar a 3 cm de espaciamiento entre electrodos la remoción de plata es menor.

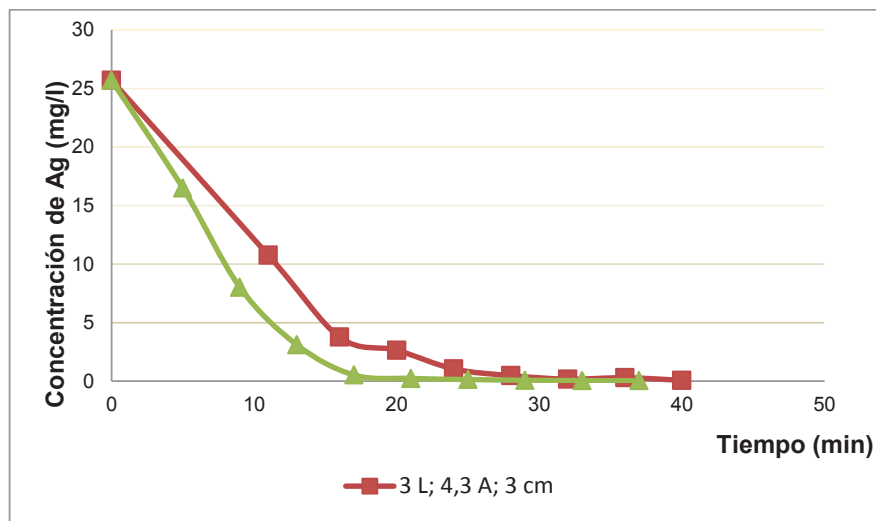


Figura 3.16. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de plata para los efluentes cianurados.

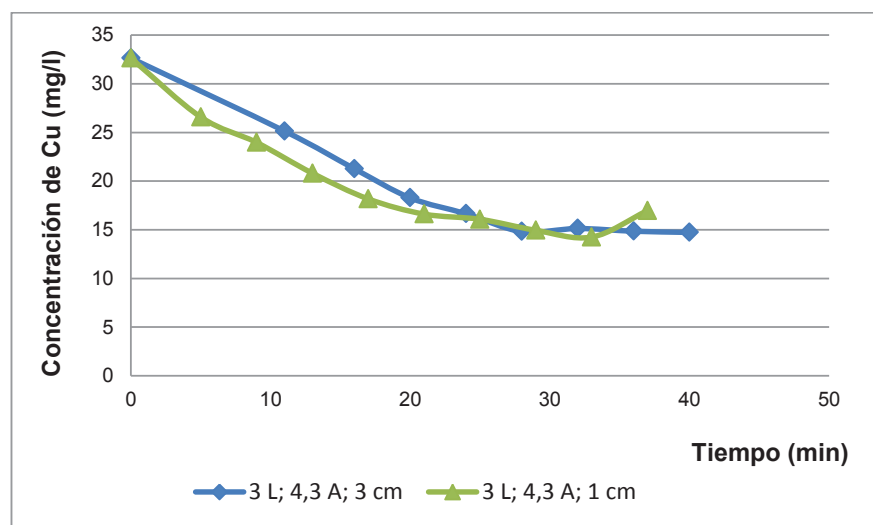


Figura 3.17. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de cobre para los efluentes cianurados

En la figura 3.17 se puede apreciar que el tiempo óptimo se obtiene a los 33 minutos cuando se trabaja a 1 cm de separación entre electrodos, a este tiempo la concentración de cobre disminuye hasta 14,25 mg/L luego de esto empieza a incrementar esto se debe a que los flóculos formados empiezan a disolverse y el proceso ya no es efectivo, se obtuvo además una remoción del 56,3 %.

En el anexo VIII se puede observar el efecto del proceso de electrocoagulación sobre la remoción de sólidos suspendidos trabajando a las condiciones mencionadas anteriormente.

En general se puede destacar que cuando se trabaja a un distanciamiento de 1 cm entre electrodos a un volumen de 3 L el porcentaje de remoción de contaminantes es mayor.

Del análisis de las gráficas presentadas, se obtuvieron los resultados más relevantes como mejores tiempos de operación y porcentajes de remoción, para todas las condiciones de operación (volumen del reactor: 1 y 3 L; distanciamiento entre electrodos: 1 y 3 cm), los mismos que se encuentran detallados más adelante en la sección 3.1.3.

A continuación se determinaron las mejores condiciones con respecto al distanciamiento entre electrodos y se realizó una tabla comparativa para determinar las mejores condiciones con respecto a volumen, la comparación se hizo con respecto a parámetros como sólidos suspendidos y color para los efluentes orgánicos y remoción de plata y cobre para efluentes cianurados, lo cual se puede apreciar en la tabla 3.10.

Tabla 3.10. Tabla comparativa de los mejores porcentajes de remoción en cuanto a distanciamiento de electrodos, con respecto al volumen

Volumen del reactor (L)	Efluentes Orgánicos		Efluentes Cianurados	
	% Rem. Ss	% Rem. Color	% Rem. Ag	% Rem. Cu
1	99,0	99,0	99,3	63,8
3	99,6	99,8	99,9	56,3

Rem: remoción

Como se puede observar en la tabla 3.10 los mayores porcentajes de remoción se obtienen cuando se trabaja en un reactor de 3 L, como resultado de que el volumen del reactor es más grande y por lo tanto el área de los electrodos lo es también. Esto genera que la reacción se produzca con mayor eficacia y rapidez por lo tanto los mejores tiempos de operación son menores y los porcentajes de remoción son mayores. Sin embargo la diferencia es mínima esto se debe a que se trabajó a la misma densidad de corriente por lo cual en términos generales, en este tipo de efluentes, el volumen tratado no afecta de mayor forma al proceso de remoción.

A pesar de que la diferencia sea mínima entre los porcentajes de remoción al trabajar con un reactor de 1 y 3 L, debido a la cantidad total de efluente a procesar (20 L/día) se procederá a trabajar con un reactor de 3 L a las mejores condiciones encontradas, que es cuando los electrodos se encuentran distanciados 1 cm entre sí, con un tiempo de operación de 25 minutos.

Durante la realización de los ensayos de electrocoagulación mencionados anteriormente se pudo apreciar la transición de dos etapas importantes del proceso, la primera que consiste en la desestabilización del efluente contaminado y la segunda que corresponde a la formación de aglomerados, esto se corrobora en lo señalado por Ni'am et al. (2007).

Para las mejores condiciones de trabajo que se emplearán en la implementación, se observó que la desestabilización corresponde a un periodo corto, mientras que la formación de aglomerados es más larga, estos aglomerados posteriormente fueron retirados a través del proceso de filtración, ya que contenían los complejos de aluminio ($AlOH^{2+}$ y $Al(OH)_2^+$) que atraparon a los contaminantes (Piña et al., 2011, p. 265).

Además a medida que avanza el tiempo se observa la disminución en la eficiencia de la celda esto se debe a la formación de hidróxidos que se depositan sobre los ánodos impidiendo la transferencia de corriente al 100 % de efectividad y por ende afectando en la eficiencia del proceso (Bensadoket et al., 2008, p. 243 y Cañizares et al., 2004, p. 188).

Por esta razón durante la operación de la planta se advierte la necesidad de cambiar la polaridad de los electrodos, de modo que la formación de hidrógeno en la capa superficial del cátodo disuelva los depósitos formados, con la finalidad de minimizar esta interferencia y optimizar la eficiencia de la celda electrolítica.

Las concentraciones de los contaminantes después del proceso de electrocoagulación a las mejores condiciones: reactor de 3 L, espaciado entre electrodos de 1 cm y densidad de corriente de 53 A/ m^2 , son los valores que se muestran en la tabla 3.11.

Para los efluentes cianurados como se observa en la tabla 3.11 la concentración final de metales para el caso del elemento Ag es menor que el señalado en la normativa ambiental, mientras que para el Cu a pesar de que el porcentaje de remoción corresponde al 56,3% el valor final no se encuentra bajo la normativa.

Para los efluentes orgánicos con respecto a sólidos suspendidos y color se cumple la normativa ya que el valor de la concentración de estos trazadores se encuentra bajo el límite estipulado, sin embargo a pesar de que la remoción de DQO en esta etapa del proceso corresponde al 95,6% todavía este valor no satisface lo establecido en la norma, por lo cual se realizó la filtración con la finalidad de separar los flóculos formados en el proceso de electrocoagulación y además un tratamiento secundario mediante fitorremediación.

Tabla 3.11. Concentraciones de contaminantes obtenidas después del proceso de electrocoagulación a las mejores condiciones: $V = 3 \text{ L}$; Dist. entre electrodos = 1 cm y $\delta_{\text{corriente}} = 53 \text{ A/ m}^2$, para efluentes orgánicos y cianurados

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Co. después de la electrocoagulación	Co. establecida en la NORMA
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	10	100
	Color	uc. Pt-Co	174	Inapreciable en dilución 1/20
	DQO	mg / L	1 700	350
Cianurados	Plata	mg / L	0,14	0,5
	Cobre	mg / L	16,08	2,0
	Sólidos Suspendidos	mg / L	1	100

Co: Concentración

3.3. FITORREMEDIACIÓN COMO TRATAMIENTO DE DEPURACIÓN FINAL PARA LOS EFLUENTES GENERADOS EN LOS LABORATORIOS DEL DEMEX

Para realizar los ensayos de fitorremediación se procedió a construir un humedal artificial con 24 plantas de la variedad pasto elefante, de acuerdo al procedimiento detallado en la sección 2.3.1.

Una vez implementado el humedal se dio inicio al período de adaptación durante un mes.

Al finalizar este lapso de tiempo se revisó la morfología externa de los pastos y se detectaron algunas especies que no se adaptaron al medio, debido a que presentaron degeneración de tejidos en raíces y hojas como se puede apreciar en la figura 3.18. Los pastos que presentaban este tipo de deterioro fueron reemplazados por nuevas especies.



Figura 3.18. Degeneración en tejidos de raíces y hojas de pasto elefante

A continuación se dio paso al proceso de nutrición durante dos meses más, tiempo en el que se consideró que las plantas se encontraban totalmente adaptadas al medio y desarrolladas de forma correcta, como se puede apreciar en la figura 3.19.

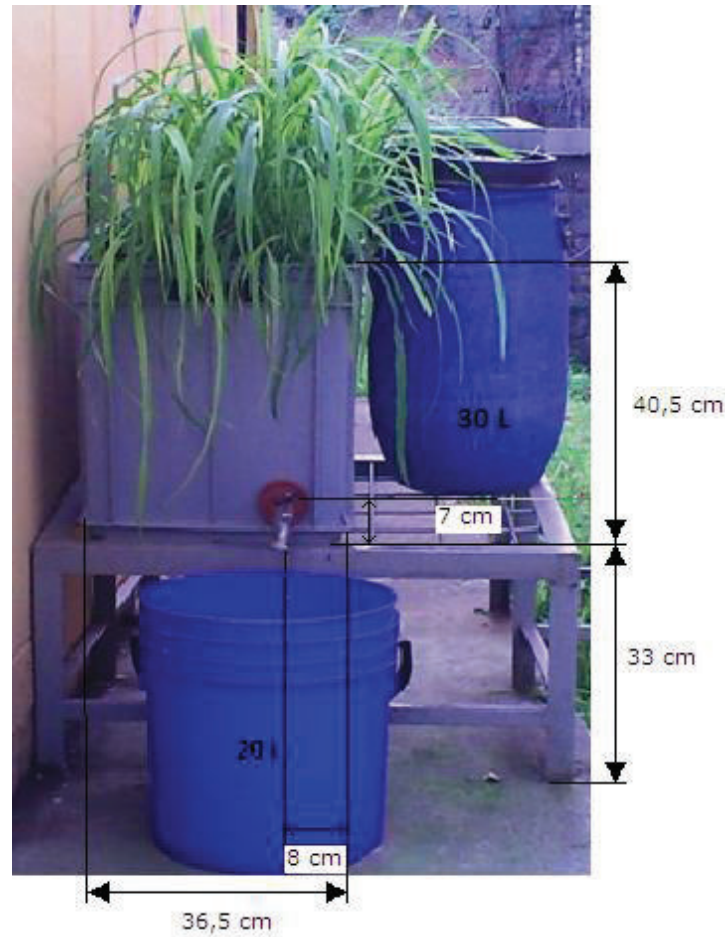


Figura 3.19. Humedal artificial a escala experimental implementado

3.3.1. REMOCIÓN DE CONTAMINANTES POR FITORREMEDIACIÓN CON PASTO ELEFANTE DE LOS EFLUENTES CIANURADOS PRE TRATADOS

Para este ensayo fueron necesarios 2 L de efluentes cianurados pre tratados por sedimentación, filtración y electrocoagulación, los cuales se prepararon de acuerdo a lo descrito en la sección 2.3.2.

El ensayo tardó 3 días a pesar de que los resultados revelaron que las concentraciones de los contaminantes se redujeron a valores estipulados por la norma a partir del primer día, los resultados obtenidos después de 24 h son los que se muestran en la tabla 3.12.

Tabla 3.12. Resultados de remoción de contaminantes mediante fitorremediación con pasto elefante, en un humedal artificial a escala experimental

Parámetro	Concentración inicial	Concentración final	Porcentaje de remoción %	Valor estipulado en la norma
Cobre (mg/L)	16,08	0,97	94,0	2,0
Plata (mg/L)	0,14	0,01	92,8	0,5
SS (mg/L)	1	30	-	100

Como se puede apreciar en la tabla 3.12 los resultados obtenidos al primer día de tratamiento se encuentran por debajo de los límites establecidos en la norma. Cabe recalcar que en el caso de la plata el valor ya se encontraba bajo el límite estipulado en la norma antes del ensayo y que además el valor de concentración final registrado constituye el límite de detección del equipo de absorción atómica empleado.

En el caso de los sólidos suspendidos se puede observar el incremento de la concentración, esto se debe a que es la primera prueba que se realiza en el humedal, y en la implementación los roces entre el material granular del sustrato pudieron haber generado partículas que se van drenando junto con el efluente que lo atraviesa, este no es un problema crónico ya que si el humedal funciona de forma permanente en un par de pruebas como máximo esto ya no debería ocurrir.

La experiencia se llevó a cabo hasta determinar el tiempo en el que se obtiene el mayor porcentaje de remoción, esto ocurrió al tercer día de iniciado el ensayo y los resultados se encuentran en la figura 3.20.

Como se observa en la figura 3.20, desde el primer día de haber aplicado el tratamiento de fitorremediación se obtuvo un 90% de remoción de cobre, al segundo día la concentración disminuyó hasta alcanzar 99,5 % y este valor se mantuvo constante hasta el tercer día, siendo este el máximo porcentaje de remoción.

En el caso de la plata no se puede observar la variación total en cuanto a concentración, debido a que el equipo de medición no detecta concentraciones

más bajas, en estas condiciones el mayor porcentaje de eliminación alcanzado se da desde el primer día y corresponde al 92,8 %.

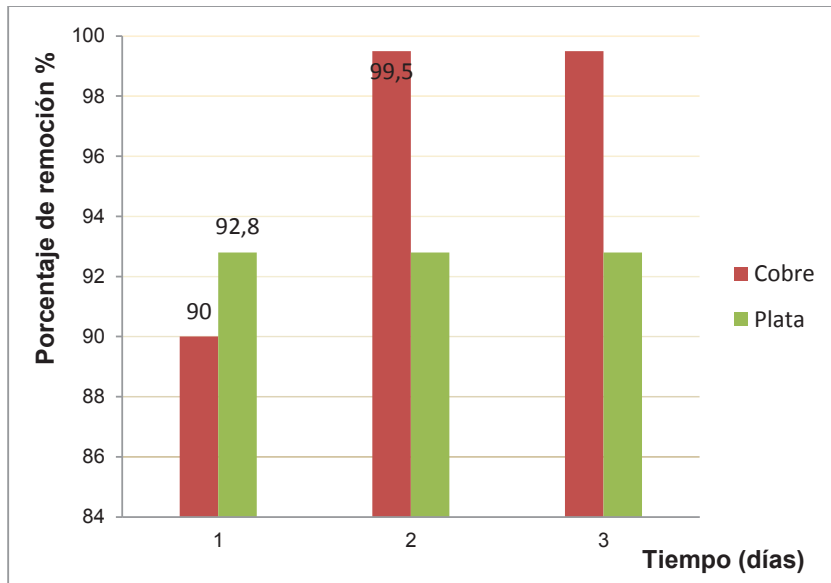


Figura 3.20. Porcentaje de remoción de los contaminantes en función del tiempo aplicando el tratamiento de fitorremediación en efluentes cianurados

Al finalizar el ensayo las concentraciones de cobre, plata y sólidos suspendidos cumplen con lo expuesto en la normativa ambiental vigente (Ag 0,5 mg/L, Cu 2 mg/L y sólidos suspendidos 100 mg/L), a partir del primer día con una disminución de 16,08 mg/L a 0,97mg/L para el cobre y de 0,14 mg/L a 0,01 mg/L para la plata, para el cobre la concentración se mantiene constante a partir del segundo día con un valor de 0,16 mg/L.

Estos resultados también se pueden corroborar en las tablas y gráficas de concentración de contaminantes en función del tiempo que se encuentran en el anexo IX.

Una vez finalizado el ensayo se revisaron las condiciones en las que se encontraban las plantas empleadas, pero no se hallaron cambios que ameriten suspender la experiencia, por esta razón se dejó reposar un día el humedal y se continuó trabajando con las pruebas realizadas en los efluentes orgánicos.

3.3.2. REMOCIÓN CONTAMINANTES POR FITORREMEDIACIÓN CON PASTO ELEFANTE DE LOS EFLUENTES ORGÁNICOS PRE TRATADOS

En este ensayo se emplearon 2 L de efluentes orgánicos pre tratados por sedimentación, filtración y electrocoagulación, los cuales se prepararon de acuerdo a lo descrito en la sección 2.3.2.

La concentración inicial de DQO que fue el trazador para esta prueba es 1700 mg/L, el caudal de entrada del efluente fue de 1 L/h con la finalidad de retardar el paso del mismo a través del humedal, se dejó en contacto durante un día después de lo cual se drenó y se tomó una muestra para determinar el porcentaje de eliminación de este parámetro, esto se realizó según lo sugerido por Guanoluiza (2012), los resultados obtenidos fueron los que se muestran en la tabla 3.13.

Tabla 3.13. Resultados de remoción de contaminantes mediante fitorremediación con pasto elefante, en un humedal artificial a escala experimental

Parámetro	Co. Inicial	Co. final	% Remoción	Valor estipulado en la norma
DQO (mg/L)	1 700	238	86,0	350
Color (uc. Pt-Co)	174	24	86,2	Inapreciable en dilución 1/20
Ss (mg/L)	10	1	90,0	100

Como se puede apreciar en la tabla 3.13 los resultados obtenidos desde el primer día de tratamiento se encuentran por debajo de los límites establecidos en la norma. Con respecto al color a la concentración final de 24 unidades este ya es inapreciable sin necesidad de dilución, en el caso del DQO se obtiene una remoción del 86% con una concentración final de 238 mg/L valor que se encuentra dentro de los límites permisibles por la norma. Para los sólidos suspendidos se obtuvo una remoción del 90 % con una concentración final de 1 mg/L, valor que se mantiene bajo el límite establecido para descargas líquidas.

El ensayo se realizó durante los días necesarios para determinar el máximo porcentaje de remoción, diariamente se midió la concentración de DQO que fue el trazador usado. Los resultados de esta experiencia se muestran en la figura 3.21.

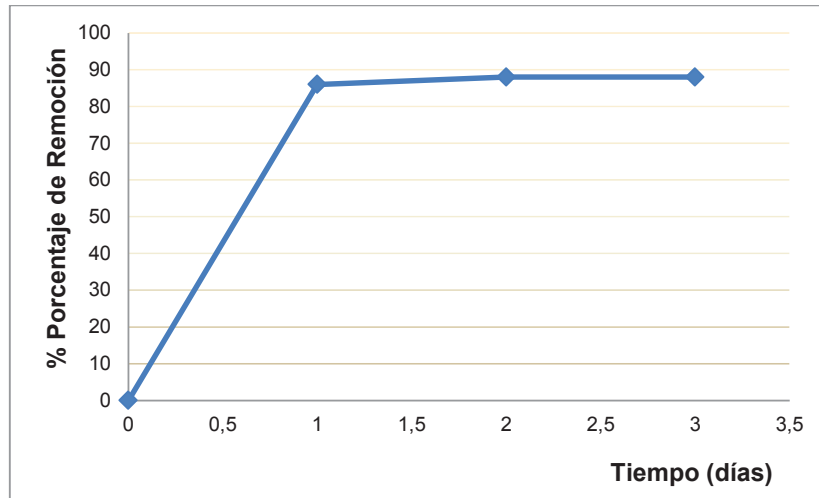


Figura 3.21. Porcentaje de remoción de DQO en función del tiempo aplicando el tratamiento de fitorremediación en efluentes orgánicos

Como se puede apreciar en la figura 3.21 el mayor porcentaje de remoción se obtiene al segundo día con una concentración de 204 mg/L, la misma que se mantiene hasta el tercer día y que equivale al 88% de eliminación de la DQO.

Al finalizar el ensayo las concentraciones de DQO, sólidos suspendidos y color cumplen con lo expuesto en la normativa ambiental vigente (DQO 350 mg/L, sólidos suspendidos 100 mg/L y el color inapreciable en una dilución 1/20), a partir del primer día con una disminución de 1700 mg/L a 238 mg/L para la DQO y de 10 mg/L a 1 mg/L para los sólidos suspendidos, en el caso del color sin necesidad de dilución a partir del primer día es inapreciable.

Una vez finalizado el ensayo se revisaron las condiciones morfológicas en las que se encontraban las plantas empleadas, pero las condiciones del humedal se mantuvieron óptimas.

3.3.3. CARACTERIZACIÓN FINAL DE LOS EFLUENTES TRATADOS POR LA SECUENCIA DE PROCESOS PLANTEADOS

Una vez que se dio por terminado el tratamiento de cada tipo de efluentes, estos fueron enviados a analizar, esta caracterización final se realizó en los laboratorios

del DEMEX y del CICAM. Los resultados obtenidos son los que se muestran en la tabla 3.14.

Tabla 3.14. Resultados de la remoción de contaminantes de los efluentes tratados al final del proceso de depuración planteado

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Co. después del proceso fitorremediación	Co. establecida en la NORMA
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	1	100
	Color	uc. Pt-Co	24	Inapreciable en dilución 1/20
	DQO	mg / L	204	350
Cianurados	Plata	mg / L	0,01	0,5
	Cobre	mg / L	0,16	2
	Sólidos Suspendidos	mg / L	3	100

Como se puede apreciar en la tabla 3.14 los parámetros que se usaron como trazadores dentro del proceso de depuración para efluentes orgánicos y cianurados, se encuentran bajo los límites establecidos por la norma.

En vista de los resultados favorables obtenidos en los ensayos realizados a escala experimental, se procedió a diseñar los equipos necesarios para el proceso de depuración propuesto.

3.4. DISEÑO E IMPLEMENTACIÓN DE LOS EQUIPOS

3.4.1. DISEÑO DE LOS EQUIPOS

Con base en los resultados obtenidos, constantes halladas y observaciones realizadas a lo largo de la experimentación con los procesos propuestos y tomando en cuenta que se van a depurar 20 L/día de efluentes contaminados, se procedió a diseñar los equipos necesarios para el tratamiento de depuración planteado.

3.4.1.1. Diseño de un sedimentador vertical

Para el diseño del sedimentador se tomaron en cuenta las dimensiones obtenidas experimentalmente en la sección 3.2.1, además de las consideraciones de diseño expuestas en el desarrollo de esta sección.

- **Consideraciones de diseño para la unidad de sedimentación**

El diseño del sedimentador se basó en criterios técnicos y económicos, a continuación se mencionan las consideraciones que se realizaron en la construcción de la unidad de sedimentación.

- El caudal máximo a tratar será de 20 L/día, en vista de que para alcanzar este volumen estimado como mínimo se establece un lapso de 15 días, es decir el caudal que se maneja es pequeño, los costos de inversión deben ser bajos y además se podrá contar con una sola unidad de cada equipo. Efectuando el mantenimiento cuando se encuentren en desuso.
- El diámetro de las partículas a remover en el proceso de sedimentación se encuentran entre un intervalo de 0,05 y 0,2 mm, por lo cual la unidad indicada para la remoción de este tipo de partículas es un sedimentador.
- Tanto el sedimentador como la estructura de soporte son de fácil construcción.
- La unidad en construcción se proyecta para proporcionar un tiempo de retención entre 1 a 1,5 horas para el caudal medio de agua residual.
- La relación de las dimensiones de diámetro y profundidad (D/H) debe estar entre los valores de 0,75 - 2.
- El fondo del equipo debe tener una pendiente entre 5 a 20% para facilitar el deslizamiento del sedimento.

- La velocidad en los orificios de descarga no debe ser mayor a 0,15 m/s para no crear perturbaciones dentro de la zona de sedimentación.
 - La descarga de lodos se debe ubicar en el primer tercio de la unidad, en este caso en la base, ya que el 80% del volumen de los lodos se deposita en esta zona.
 - Las dimensiones de largo y altura y las velocidades de flujo deben guardar relación.
-
- **Dimensionamiento de un sedimentador circular vertical**

En la sección 3.2.1 para el caso en cuestión se estableció un sistema de sedimentación de partículas discretas y a través de varios ensayos en los efluentes a tratar, mediante el método de Coe - Clevenger se determinó el diámetro de la unidad a emplearse.

El cálculo de la profundidad se realizó mediante el método de Coulson – Richardson, que arrojó los resultados mostrados en la tabla 3.8.

Como se trabajó a diferentes porcentajes de contenido de sólidos, se obtuvieron distintos valores medios de dilución para cada condición y de esta forma se obtuvieron los siguientes resultados de profundidad que se muestran en la tabla 3.15.

Tomando en cuenta las consideraciones de diseño de la sección 3.3.1.1, los resultados mostrados en la tabla 3.8 de la sección 3.2.1, que arrojaron los ensayos de sedimentación realizados en laboratorio con los efluentes a tratar, y basándose en el cálculo de la profundidad del sedimentador mediante el método de Coulson – Richardson mostrados en la tabla 3.15, se estableció que las dimensiones del sedimentador son las que se muestran en la tabla 3.16.

Tabla 3.15. Profundidades de la unidad de sedimentación trabajando a diferentes porcentajes de sólidos

CONDICIONES		Profundidad del sedimentador (m)
Porcentaje de sólidos %	X [kg agua/kg sólido]	
4	21,837	0,105
15	10,915	0,188
30	1,814	0,188

Tabla 3.16. Dimensiones de la unidad de sedimentación obtenidas experimentalmente y condiciones de operación

Diámetro (m)	Profundidad (m)	Relación diámetro/profundidad (D/P)	Ángulo de inclinación del fondo del equipo	Tiempo de retención (h)
0,55	0,30	1,8	20°	1,4

Como se puede apreciar en la tabla 3.16 la relación entre el diámetro y la profundidad corresponde a un valor de 1,8 que se encuentra en un rango entre 0,75 y 2 establecido en los parámetros de diseño para sedimentadores circulares.

Las condiciones de operación así como los materiales de construcción son los que se detallan a continuación.

- **Características del diseño**

El material de construcción para el sedimentador es polietileno de alta densidad, en vista de que el caudal es bajo (20 L/día) y las especificaciones en cuanto a dimensiones salen de los estándares establecidos en la industria, sería un costo no justificable realizar el diseño en acero inoxidable o al carbono debido a las dimensiones del equipo, para esto se adaptó un tanque de 30 L de capacidad de polietileno de alta densidad con una inclinación en la base.

El soporte del equipo es de madera ya que resulta económico y viable en vista de que la estructura debe soportar un peso moderado de 30 L de efluentes que corresponde a alrededor de 30,93 kg en peso. El diseño y la estructura son los que se muestran en la figuras 3.22a y 3.22b.

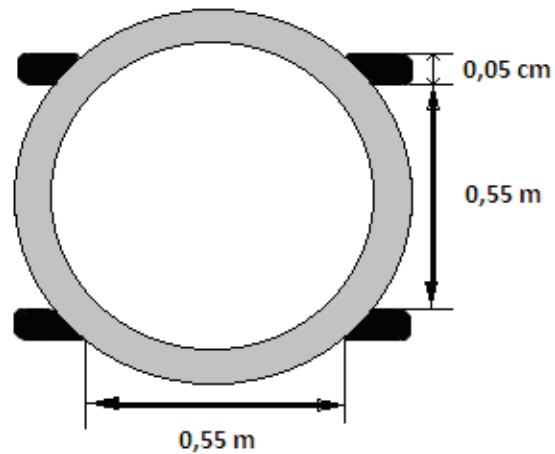


Figura 3.22a. Vista superior de la estructura de soporte de la unidad de sedimentación

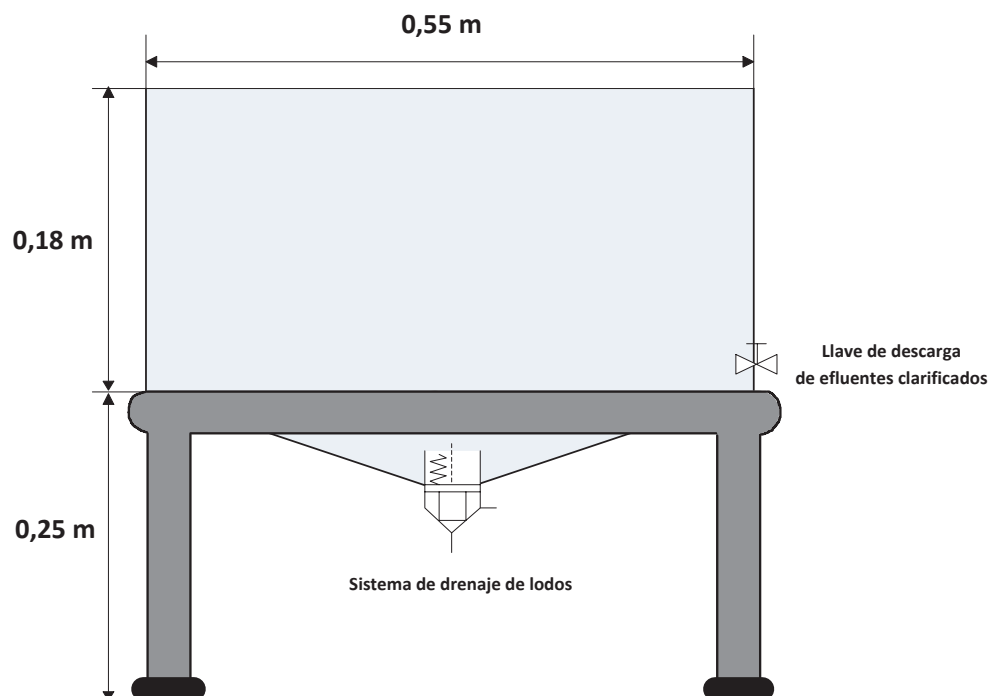


Figura 3.22b. Vista frontal del sistema soporte – sedimentador

La salida del efluente clarificado se realizará a través de una tubería de 1 pulgada de PVC colocada a un costado del equipo, a una altura de 10 cm de la base.

Para la limpieza de lodos se realizó un orificio de 2 pulgadas en la parte inferior del equipo, el mismo que permanece tapado con un corcho y constituye el sistema de drenaje de lodos.

- **Condiciones de operación**

- El equipo se utilizará como receptor del efluente hasta completar un volumen de 30 L como máximo, o hasta que el nivel del líquido llegue a la marca mínima de aforo (12 L), a partir de este momento el sistema sedimentador - efluente se dejará en reposo absoluto y se iniciará el tiempo de retención.
- Una vez transcurrido el tiempo de retención se procederá a drenar por la válvula de descarga el efluente sedimentado a un caudal mínimo de descarga (0,6 L/min) para evitar perturbaciones que puedan alterar la estabilidad de los sedimentos.
- Una vez drenado el efluente sedimentado cerrar la válvula de descarga y abrir el sistema de drenaje para la descarga de los lodos.
- Enjuagar la unidad con agua y verificar que las válvulas estén bien cerradas para el posterior uso.

3.4.1.2. Diseño de un filtro a presión

En base a los resultados obtenidos en la sección 3.2.2 se procedió a buscar en catálogos la unidad necesaria para la filtración de los efluentes.

Se halló una variedad de filtros prensa J - Press® de la casa SIEMENS que se pueden adaptar a los requerimientos, sin embargo el catálogo cuenta con una tabla de selección y especificación propia, que a través de la ecuación 3.1

determina el volumen del filtro, y en referencia a este volumen se busca la especificación del producto.

$$V_{total\ filtro\ prensa} (L) = \frac{Vt_A \times \%S_E \times \rho_{H_2O} \times Y_{fangos\ entrada}}{\rho_{torta\ húmeda} \times \%S_{seco\ en\ la\ torta\ del\ filtro}} \quad [3.1]$$

Con los datos obtenidos de forma experimental se procedió a calcular el volumen del filtro prensa como se detalla en el anexo X donde se adjunta también el catálogo respectivo. Con base en este dato calculado se determinó la unidad necesaria para el proceso, los resultados obtenidos se muestran en la tabla 3.17.

Tabla 3.17. Especificaciones del filtro necesario y unidad disponible en catálogo

Volumen del filtro prensa calculado (L)	Especificación en catálogo Prensa (mm)
3,47	250

- **Características del diseño**

Con las especificaciones del filtro necesario establecidas, se procedió a cotizar precios en la industria, se determinó que los costos en el mercado son muy elevados y que se debía hacer una inversión de alrededor de 420 USD para la adquisición del filtro cuyo prototipo es el que se muestra en la figura 3.23.



Filtro-prensa piloto portátil

Figura 3.23. Prototipo del filtro prensa disponible en la industria

Por esta razón se planteó la opción de usar el filtro sepor existente en el laboratorio, de este modo una vez establecidas las características de diseño se deja a voluntad del departamento realizar la adquisición del equipo.

El uso del filtro a presión será exclusivamente para los fondos del equipo de sedimentación.

- **Condiciones de operación**

- Una vez drenados los lodos de sedimentación se procederá a colocarlos dentro del filtro sepor, que debe estar correctamente ubicado.
- Cerrar el filtro y abrir la válvula de ingreso de aire y verificar que la presión en el manómetro marque 30 psi.
- Colocar el recipiente recolector para el filtrado.
- Esperar a que la presión esté en 0 psi y abrir el filtro
- Llevar los lodos a la estufa para secarlos.
- Registrar el peso de torta seca y disponer para su eliminación.
- Llevar el filtrado para el tratamiento posterior.
- Lavar el filtro con abundante agua y dejarlo listo para su uso posterior.

3.4.1.3. Diseño de una celda de electrocoagulación

La electrocoagulación es una nueva tendencia en el tratamiento de efluentes líquidos de distintos tipos de procesos industriales (Koby, 2003 y Ping, 2005), obteniendo resultados interesantes que han despertado el interés de implementarla en sistemas de tratamiento de aguas contaminadas en distintas industrias.

Este hecho se corroboró en los ensayos realizados en esta investigación con dos tipos de efluentes (cianurados y orgánicos), lo cual es de suma importancia ya

que las características de construcción del reactor electrolítico como el material, geometría y dimensiones (largo, ancho y profundidad) se determinaron a partir de los resultados obtenidos.

También características como el material, geometría y distribución de los electrodos además del tiempo de operación, se basaron en los resultados obtenidos que se muestran a lo largo de la sección 3.2.6 y en resumen en la tabla 3.18.

Tabla 3.18. Tiempos óptimos y porcentajes de remoción de contaminantes obtenidos a diferentes condiciones de trabajo para efluentes orgánicos y cianurados, $\delta = 53 \text{ A/m}^2$

Tipo de Efluentes	Parámetro	Condiciones		Resultados	
		Volumen (L)	Separación entre electrodos (cm)	Tóptimo (min)	% de remoción
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	1	1	25	97,0
			3	25	99,0
		3	1	13	99,6
			3	10	99,2
	Color	1	1	30	98,5
			3	25	99,0
3		1	40	99,6	
		3	25	99,8	
Cianurados	Plata	1	1	20	99,3
			3	60	99,4
		3	1	20	99,1
			3	36	99,9
	Cobre	1	1	32	60,9
			3	25	63,8
		3	1	33	56,3
			3	40	54,9
	Sólidos Suspendidos	1	1	12	100
			3	25	100
		3	1	5	100
			3	11	87,5

Como se puede apreciar en la tabla 3.18 para cada parámetro se muestran los mejores tiempos y los porcentajes de remoción de contaminantes obtenidos al trabajar a las diferentes condiciones, a partir de estos datos se seleccionó las mejores condiciones con respecto al distanciamiento entre electrodos y al tiempo de operación.

- **Consideraciones de diseño**

La celda o reactor electroquímico puede ser tipo batch o continuo, a escala laboratorio el primero permite el control de los parámetros evaluados y el estudio minucioso del proceso (Arango y Garcés, 2007, p. 57).

En vista de que se proyecta que en un futuro la planta sirva de piloto para evaluar la efectividad del proceso en otros tipos de aguas residuales, el reactor electroquímico será de tipo batch con capacidad de procesar 3 L, los cálculos respectivos se encuentran en el anexo XI.

- La separación óptima entre electrodos para celdas electroquímicas prototipo es de 10 mm (Arango y Garcés, 2007, p. 58), lo cual se confirma con los resultados obtenidos en la experimentación. A esta distancia se promueve la circulación del medio acuoso y la generación de turbulencias que favorecen la coagulación, dando como resultado altas remociones de DQO en un menor tiempo. Para distancias entre electrodos de 3 cm se presentaron cambios pero los tiempos óptimos resultan ser más prolongados. En vista de lo mencionado anteriormente la separación entre electrodos será de 1 cm.
- El material de los electrodos será aluminio como lo sugiere (Martínez, 2007, p. 28), a pesar de que se propone que por costos se utilice el electrodo de sacrificio de hierro (Arango y Garcés, 2007, p.63). Esto se debe a la disponibilidad de las placas de aluminio en el laboratorio lo que evita costos extras. Además como se indica en el anexo XI el porcentaje promedio de desgaste de las placas medido experimentalmente es mínimo y corresponde al 0,82 %.
- El reactor electrolítico será de acrílico de 5 mm de espesor por las propiedades que este material presenta, como son: resistencia a la mayoría de agentes químicos como bases, ácidos, amoníaco e hidrocarburos, durabilidad prolongada pese a la exposición a altas

temperaturas y su bajo costo en el mercado, además de todas las ventajas y propiedades que se presentan en el anexo XII.

- Para el diseño de la celda electrolytica se consideró una distribución del volumen en tres zonas: una zona inferior o de sedimentación para que se depositen los lodos más densos, una zona media donde ocurren las reacciones electroquímicas y se ubican los electrodos y una zona superior o de flotación para los lodos menos densos y las espumas, esto se puede apreciar en la figura 3.24.

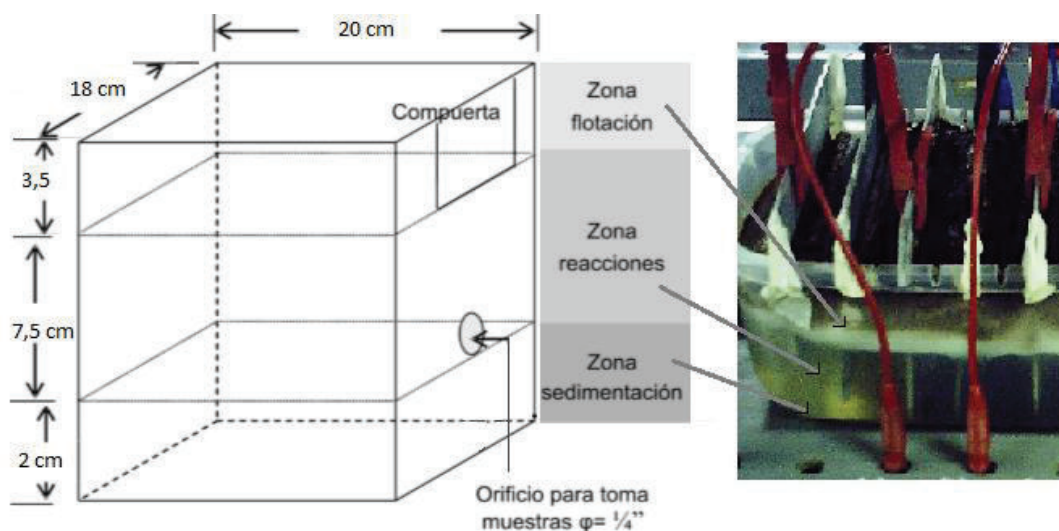


Figura 3.24. Distribución de las zonas en el reactor electroquímico.

Con base en las especificaciones detalladas anteriormente las dimensiones del reactor se calcularon en función del tamaño de los electrodos y el volumen máximo a procesar, los valores se presentan en la tabla 3.19.

Tabla 3.19. Dimensiones del reactor de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Longitud
Largo	m	0,20
Ancho	m	0,18
Altura	m	0,09
Volumen total	m ³	0,0034

Las dimensiones mostradas en la tabla 3.19 constituyen valores efectivos enfocados a la zona donde ocurren las reacciones químicas, las mismas sirvieron como base para la determinación del diseño final de la celda electroquímica tomando en cuenta además factores funcionales y la disponibilidad de espacio en el laboratorio, de acuerdo a esto el esquema final con sus respectivas dimensiones es el que se muestra en la figura 3.25a y 3.25b.

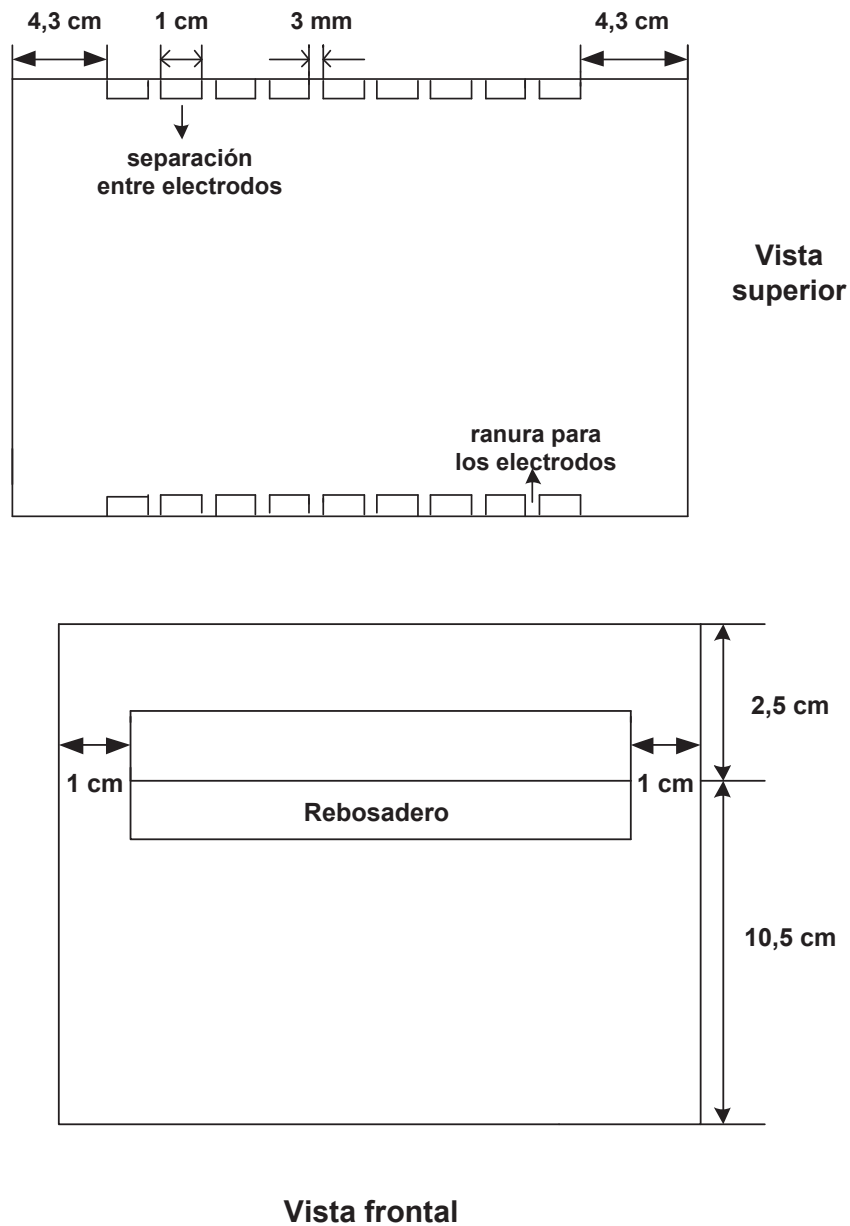
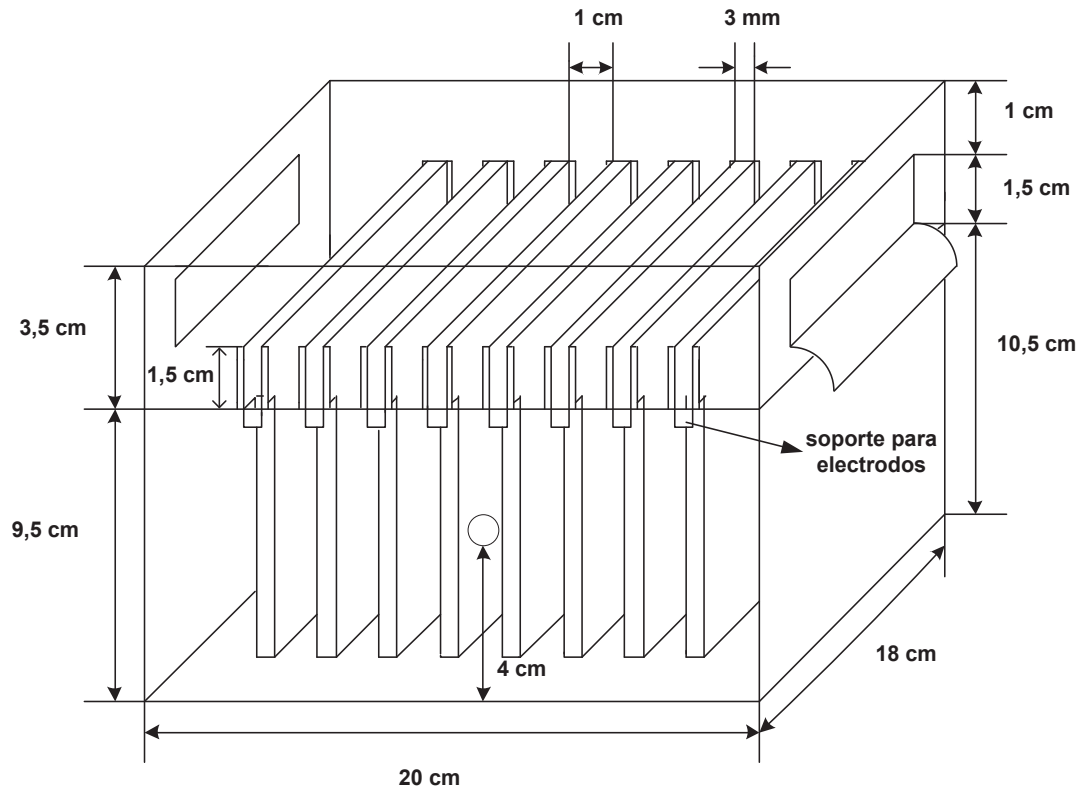


Figura 3.25a. Dimensiones de la celda electroquímica, vista superior y lateral



Vista lateral

Figura 3.25b. Dimensiones de la celda electroquímica, vista lateral

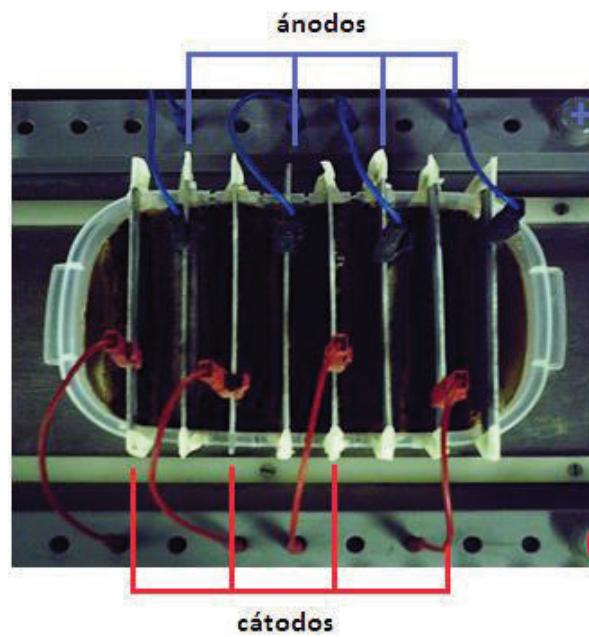


Figura 3.26. Disposición de los electrodos en la celda electrolítica

- Como se puede apreciar en la figura 3.26, se trabajará con 8 electrodos de 3 mm de espesor con un área efectiva de $0,0819 \text{ m}^2$, 4 conectados al cátodo y los 4 restantes al ánodo, dando como resultado un arreglo paralelo e intercalado de electrodos. El cálculo del número de electrodos se muestra en el anexo XI.
- En bibliografía se reportan excelentes resultados de remoción de contaminantes operando con densidades de corriente entre 50 y 110 A/m^2 , razón por la cual si se desea trabajar en un futuro con diversos efluentes se requerirá una fuente que pueda entregar intensidades de corriente en un rango de 4 a 9 A. De esta forma se valida la posibilidad de continuar trabajando con la fuente disponible en el laboratorio.
- **Condiciones de operación**
 - La densidad de corriente a la que se determinaron las mejores condiciones de operación fue de 53 A/m^2 , por lo tanto la intensidad de corriente de trabajo es de 4 A, que puede variar según el tipo de efluentes a tratar en pruebas futuras.
 - En el caso de los efluentes cianurados el aumento de pH que se genera en el cátodo favorece la precipitación de iones metálicos. (Cañizares et al., 2004, p. 202). Esta variación mínima de pH es dependiente del material de los electrodos y del pH inicial del efluente a tratar (Bayramoglu, 2004 y Kobya, 2003). La mayor eficiencia en cuanto a remoción de contaminantes en diversos estudios con diferentes tipos de aguas residuales industriales se han obtenido con valores próximos a 7 (Kumar et al., 2004). Por esta razón el valor del pH para los ensayos realizados fue de 7 y se mantendrá así en las futuras operaciones del reactor electrolítico.
Se pudo observar también que las reacciones que ocurren durante el proceso de electrocoagulación le dan al medio acuoso una capacidad buffer razón por la cual la variación del pH es mínima. (Kobya et al., 2003).

- El tiempo de operación del reactor electrolítico será de 25 minutos, que corresponde al ciclo óptimo en el cual se obtuvo el porcentaje más alto de remoción de contaminantes. Como se puede observar en la figura 3.27, de derecha a izquierda la variación cualitativa que determina la eficiencia del proceso de depuración de efluentes orgánicos en este tiempo.

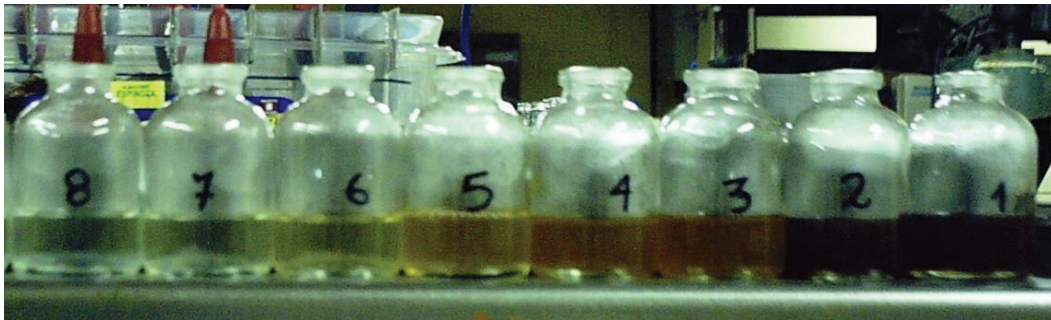


Figura 3.27. Variación cualitativa en los efluentes orgánicos al aplicar el proceso de electrocoagulación, $\delta = 53 \text{ A/m}^2$; $V = 3 \text{ L}$; $t = 25 \text{ min}$; separación entre electrodos = 1 cm

3.4.1.4. Diseño de un sistema de humedales artificiales

Con los datos recopilados en la experimentación con el humedal piloto y la información bibliográfica disponible, se procedió a diseñar un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical con capacidad de procesar 20 L/día.

- **Consideraciones de diseño**
 - En vista de que la cantidad de efluentes no constituye un flujo continuo y de gran magnitud, los humedales son de fácil construcción y económicos.
 - El diseño seleccionado presenta una condición modular que permite añadir nuevas unidades en caso de que un aumento en el tiempo de contacto con las plantas no logre satisfacer las características finales de los posibles efluentes a tratar en un futuro.

- Los humedales se construyeron sobre polietileno de alta densidad y el medio granular fue piedra pómez y grava, de esta manera se procuró que los costos de inversión sean bajos.
- Las dimensiones del humedal fueron consideradas de acuerdo a las características del pasto elefante que fue la especie seleccionada para la remoción de contaminantes, entre otras características por su capacidad de adaptación a diversas condiciones ambientales y composición de suelo, esta especie tiene un tiempo de vida promedio de 15 a 20 años (Paladines, 2010). Las profundidades radicales pueden llegar a los 110 cm lo cual favorece la facilidad para remover los contaminantes (Rettally, 2009).
- La cinética que seguirá el sistema de humedales artificiales será la obtenida a escala laboratorio que garantiza que los efluentes descargados cumplan con lo estipulado en la normativa ambiental vigente.
- La relación largo/ancho debe ser de 1,5
- Se partió de la asunción que los humedales artificiales actúan como reactor de flujo ideal en pistón, en donde los contaminantes se degradan siguiendo un modelo cinético de primer orden expresado en la ecuación 2.11.
- **Determinación de la constante cinética de remoción de contaminantes en humedales artificiales**

Se utilizó un trazador para cada tipo de aguas residuales, cobre para los efluentes cianurados y la DQO en el caso de los orgánicos. Se graficó el logaritmo natural de la concentración de estos contaminantes en función del tiempo y considerando un modelo cinético de primer orden sugerido por García y Corzo (2008) y Sánchez (2010) se procedió a encontrar el valor de la constante cinética. En la figuras 3.28 y 3.29 se puede observar la cinética de absorción así como la determinación de las constantes.

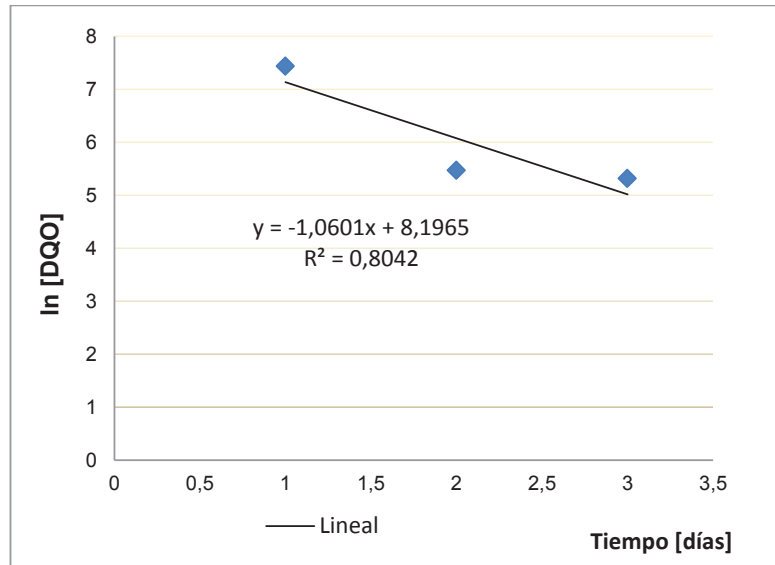


Figura 3.28. Cinética de absorción de la DQO para pasto elefante

En la figura 3.28 se puede observar que el modelo cinético de primer orden no se ajusta a los resultados de absorción con precisión ya que el valor de la variación R^2 dista de la unidad, esto se debe a la desviación con respecto al valor ideal de los resultados, que es frecuente en las primeras remociones de funcionamiento del humedal.

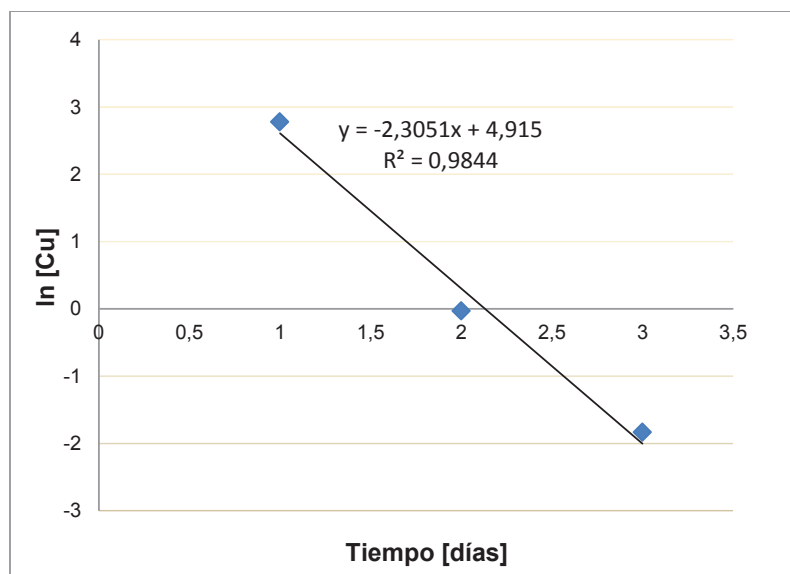


Figura 3.29. Cinética de absorción de cobre para pasto elefante

En la figura 3.29 se puede observar que se obtuvo un coeficiente de correlación con un valor muy cercano a la unidad lo cual indica que este modelo cinético si se aproxima bastante a ser de primer orden.

Se puede notar además que la cinética de absorción en el humedal se regulariza para ajustarse al modelo cinético sugerido en bibliografía con el tiempo. A partir de estas gráficas se obtuvieron los datos presentados en la tabla 3.20.

Tabla 3.20. Constantes cinéticas de primer orden

Tipo de efluentes	Trazador	Constante cinética k [días ⁻¹]	R ²
Orgánicos	DQO	1,060	0,8042
Cianurados	Cobre	2,305	0,9844

Con cada una de las constantes se procedió a dimensionar los humedales, para esto fue necesario calcular el área requerida para remover concentraciones de contaminantes estimadas, en base a los datos que se muestran en la tabla 3.21.

Tabla 3.21. Parámetros para el diseño de humedales artificiales

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR	
H	Altura del humedal	m	0,40	
Q	Caudal de entrada	L/día	20	
Co	Concentración inicial del contaminante	mg/L	DQO	Cu
			1 700	16,8
Cf	Concentración final del contaminante	mg/L	240	1
K	Constante cinética	día ⁻¹	1,060	2,305
ε*	Porosidad del material		0,38	
T	Temperatura	°C	18	

*Sánchez, 2010

En la columna de valor se observan dos valores para los parámetros de constante cinética, concentración inicial y final de contaminante esto se debe a que se muestran los valores obtenidos para los efluentes orgánicos y cianurados en la primera y segunda columna respectivamente.

Con estos datos y las ecuaciones 2.11 a 2.18 además de los criterios de diseño antes expuestos, se procedió a diseñar los humedales artificiales de flujo sub superficial vertical que van a procesar 20 L/día de efluentes contaminados. Los

resultados de este dimensionamiento se muestran en la tabla 3.22 y los cálculos respectivos se detallan en el anexo XIV.

Tabla 3.22. Dimensionamiento del humedal artificial

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
As	Área superficial total	m ²	0,24
W	Ancho	m	0,40
L	Largo	m	0,60
T	Tiempo de retención hidráulica	días	1,82

Una vez obtenidas las dimensiones del humedal artificial y tomando en cuenta las consideraciones de diseño, se adaptaron los resultados a la disponibilidad de materiales en el mercado

El humedal a escala experimental se construyó en una celda de polietileno de alta densidad con dimensiones parecidas a las determinadas en los cálculos de diseño sin embargo el área superficial es menor que la establecida en los cálculos, por esta razón y en vista de la existencia de materiales en el laboratorio como otra celda y gran cantidad de material granular se decidió implementar dos humedales artificiales, uno de lijado en el cual se produce una menor absorción y otro de pulido en donde se eliminan los remanentes de contaminantes.

Por otra parte trabajar con dos humedales presenta ventajas como: mejorar la eficiencia, evitar cortocircuitos en el sistema y facilidad en el mantenimiento de los mismos.

La circulación de los efluentes a través de los humedales se puede dar de forma mecánica o de forma natural al aprovechar el principio de gravedad, por lo cual se utilizará la estructura disponible en el laboratorio cuyo diseño y medidas se encuentran en el anexo XV, tomado de Guanoluisa (2012).

Esta estructura fue construida en acero al carbono recubierto con pintura anticorrosiva para evitar su deterioro, y cabe mencionar que la pendiente de 0,07 m se estableció en base a los criterios de pérdida de carga mencionados en Sánchez (2010).

El humedal no ocupa la totalidad de la altura de la celda de polietileno, puesto que se consideró dejar un espacio de 5 cm para evitar el derrame por inundaciones en caso de un aumento repentino del caudal de ingreso, las dimensiones de las celdas de contención de los humedales son las que se muestran en la figura 3.30.

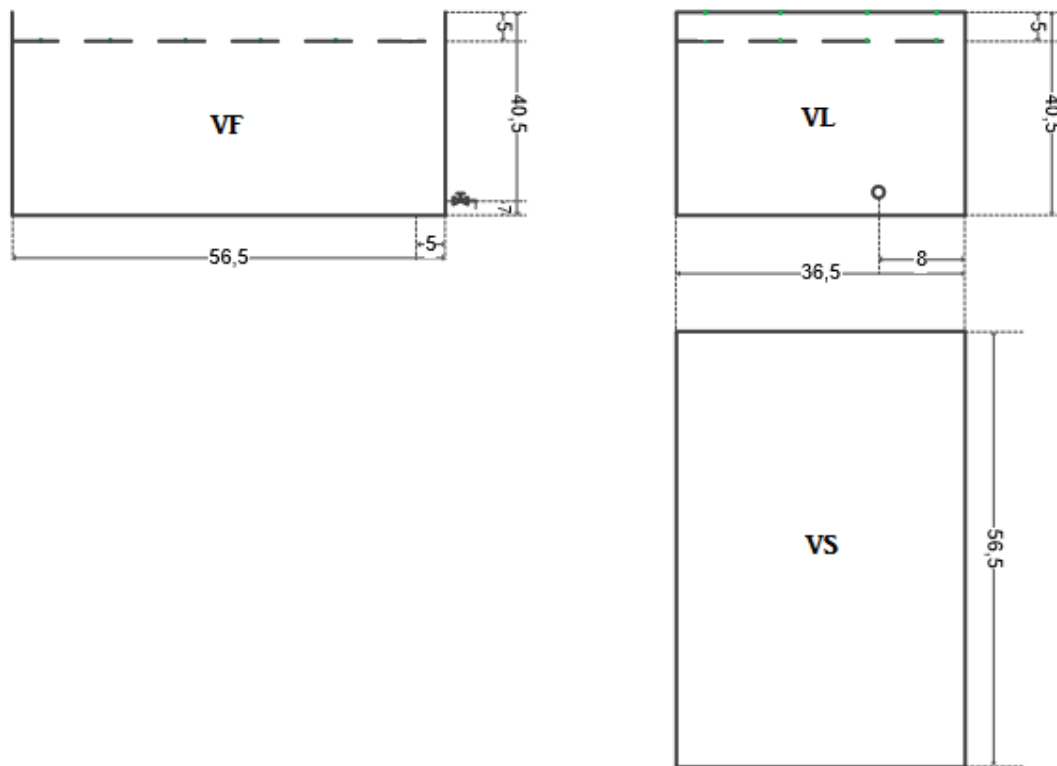


Figura 3.30. Dimensiones de las celdas de polietileno de alta densidad y delimitación de accesos de entrada y salida de los efluentes

- **Condiciones de operación**

- El caudal de ingreso al sistema de humedales artificiales será de 2,5 L/h para establecer que en 8 horas de trabajo la totalidad del efluente a tratar sea bombeado dentro del humedal.
- El sistema de riego se realiza por goteo a través de agujeros realizados cada 3 cm en la línea de distribución, para garantizar que todas las plantas

que conforman el humedal sean regadas, por gravedad el agua ingresa al segundo humedal donde permanece el tiempo de retención hidráulico luego del cual el efluente sale al tanque de recolección.

- Una vez transcurrido el tiempo de retención se procede a tomar una muestra homogénea con el fin de verificar que las concentraciones de contaminantes se encuentran bajo el valor estipulado en la norma y que el agua residual tratada se encuentra lista para su descarga, en caso de no estarlo se procederá a ajustar las condiciones de operación.

3.4.2. IMPLEMENTACIÓN DE LOS EQUIPOS

Una vez estimado el diseño preliminar de los equipos se procedió a determinar la factibilidad de adaptación a la disponibilidad de mercado de los mismos, y en caso de tener que construirlos determinar la manera más viable económicamente y que se ajuste a las necesidades del laboratorio.

3.4.2.1. Implementación del sedimentador

En vista de que el caudal a procesar en la planta piloto de tratamiento de efluentes es de apenas 20 L/día, las dimensiones del sedimentador salen de los estándares existentes en el mercado y debido al costo que implicaría enviar a construir una unidad no estándar se realizó una adaptación acorde a las necesidades del laboratorio.

Una vez realizadas las adaptaciones al tanque de polietileno (orificio de 2,54 cm con llave de salida para descargar el efluente clarificado y el orificio en la base del tanque para drenar lodos) se procedió a colocarlo sobre la estructura de madera como se muestra en la figura 3.31.

La distribución de los equipos en el laboratorio se realizó de acuerdo a la disponibilidad de espacio físico y la facilidad de traslado del efluente de uno a otro

equipo, ya que se trabajará en condiciones batch por lo tanto realizar una inversión en implementos de transporte de fluidos como tuberías, bombas y válvulas constituye un gasto no justificado para una operación que se llevará a cabo 4 a veces al mes como máximo.



Figura 3.31. Sedimentador instalado en el laboratorio

El esquema de distribución de todos los equipos que conforman la planta piloto para el tratamiento de efluentes se muestra al final de la sección de implementación en la figura 3.38.

3.4.2.2. Implementación del filtro prensa

Debido a que los costos de la unidad de filtración en el mercado son elevados, se decidió usar el filtro a presión Sepor existente en el laboratorio que se encuentra

instalado en un lugar estratégico que permite el acceso al sistema de distribución de aire comprimido con facilidad. En la figura 3.32 se muestra una imagen del filtro instalado.

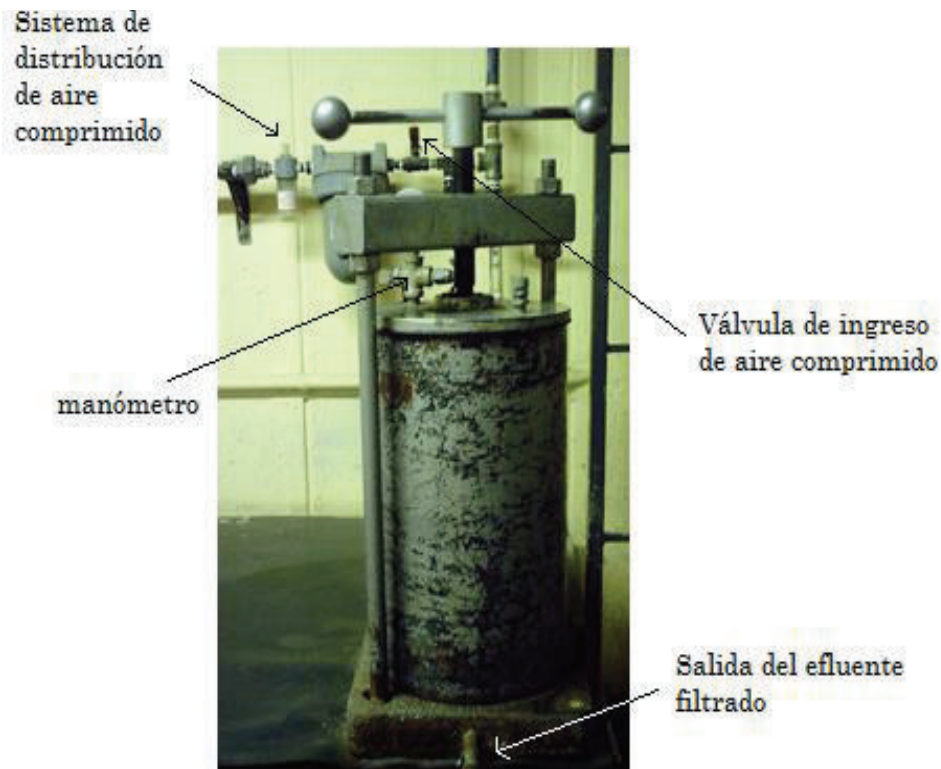


Figura 3.32. Filtro sepór instalado en el laboratorio

3.4.2.3. Implementación de la celda electrolítica

La celda electrolítica opera como reactor batch a escala prototipo, con capacidad para tratar tres litros de efluentes. Dentro de la celda están sumergidos 8 electrodos de aluminio dispuestos en paralelo y conectados a una fuente de voltaje de corriente directa que proporciona la corriente eléctrica necesaria para la electrocoagulación y que posee un control de corriente regulable.

El reactor electrolítico reposará sobre la mesa destinada para electrólisis junto al banco de agitación, donde tiene fácil acceso a la fuente, como complemento están un termómetro para controlar la temperatura durante el proceso de

electrocoagulación, dos recipientes que se colocarán debajo de cada rebosadero para recolectar espuma y un cronometro para controlar el tiempo de operación.

La celda instalada se muestra en la figura 3.33.

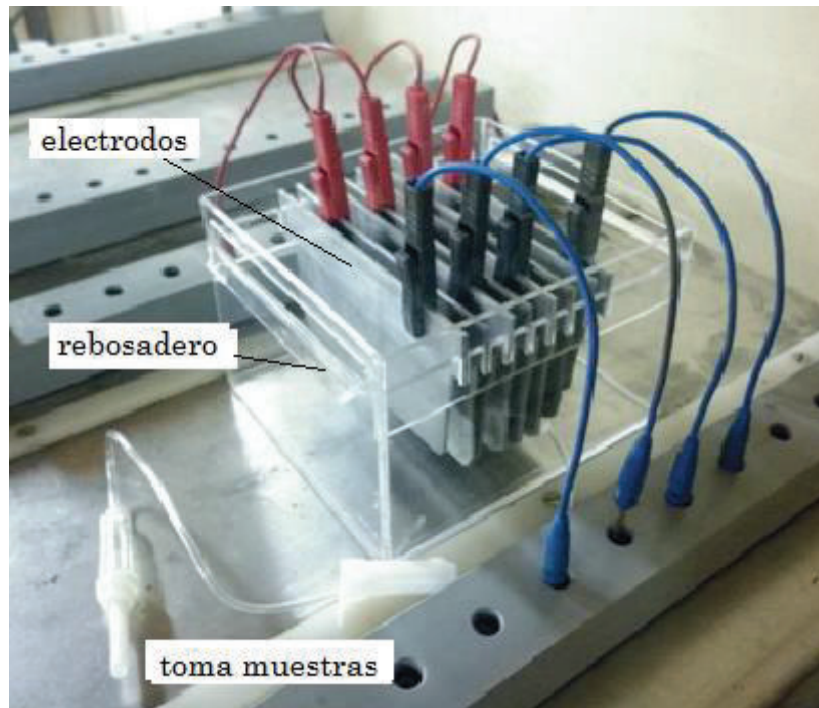


Figura 3.33. Montaje del reactor electrolítico




3.4.2.4. Implementación de humedales artificiales de flujo sub superficial vertical

Por facilidad en la implementación en primer lugar se colocaron las celdas de polietileno de alta densidad sobre la estructura metálica, inmediatamente se procedió a colocar en el interior el material granulado previamente lavado y desinfectado como se describe en la sección 2.3.1 formando tres zonas, las dimensiones del material granular, su distribución, el desarrollo en su implementación y la funcionalidad de la misma se detallan en la tabla 3.23.

Una vez preparado el medio granular se dispuso de un total de 24 plantas adicionales que se sembraron en la celda que corresponde al humedal de lijado,

las plantas se trataron de la forma que se describe en la sección 2.3.1.2 y algunas de ellas se pueden observar listas para la siembra en la figura 3.34.

Tabla 3.23. Distribución de las zonas del medio granular

Zona (desde la base)	Material	Implementación	Funcionalidad
Primeros 9 cm	Grava de 2 - 4 cm		Evitar que la llave de salida se tapone con material granular pequeño. Airear la parte profunda mejorando de este modo el proceso aerobio.
Siguientes 10 cm	Grava < 2 cm		Permite un mejor desarrollo de raíces.
Últimos 6 cm	Grava / piedra pómez < 2 cm		La mezcla grava / piedra pómez permite la retención de una cantidad de humedad que facilita el desarrollo de la planta.

(Rodríguez, 2002, p.100)

La distribución de las plantas así como el diseño del sistema de riego se muestra esquematizado en la figura 3.35, el sistema de riego se basó en experiencias anteriores al trabajar con reactores batch mostradas en Vymazal, (2010).

En vista de que el caudal manejado es pequeño, el diámetro de la manguera para la distribución de efluentes o solución nutritiva corresponde a 0,635 cm ($\frac{1}{4}$ de

pulgada), cabe mencionar que en la parte inferior del humedal se realizó una perforación de 2,54 cm (1 pulgada) que sirve como sistema de drenaje del líquido remanente y que se mantiene cerrada con un tapón mientras el humedal se encuentre en funcionamiento.



Figura 3.34. Estacas de pasto elefante (material vegetativo empleado en la implementación del humedal artificial)

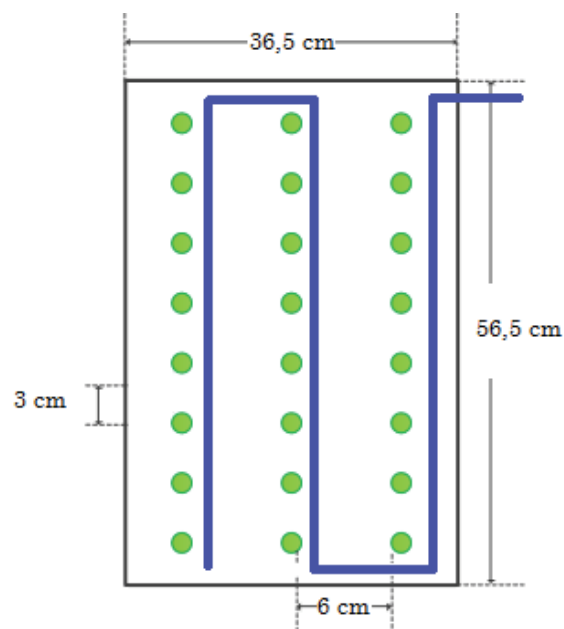


Figura 3.35. Esquema de la distribución de plantas y el sistema de riego en los humedales artificiales

Para el abastecimiento de solución nutritiva o de efluentes contaminados cuando los humedales se encuentren en operación, se instaló un tanque de alimentación

de polietileno de alta densidad de 40 L de capacidad que provee al sistema de riego la solución con la ayuda de una bomba JAD SP-600. De igual forma a la salida del sistema se colocó un tanque recolector en el cual se puede hacer muestreos para verificar la calidad del efluente. El esquema del montaje final del sistema de humedales se muestra en la figura 3.36.

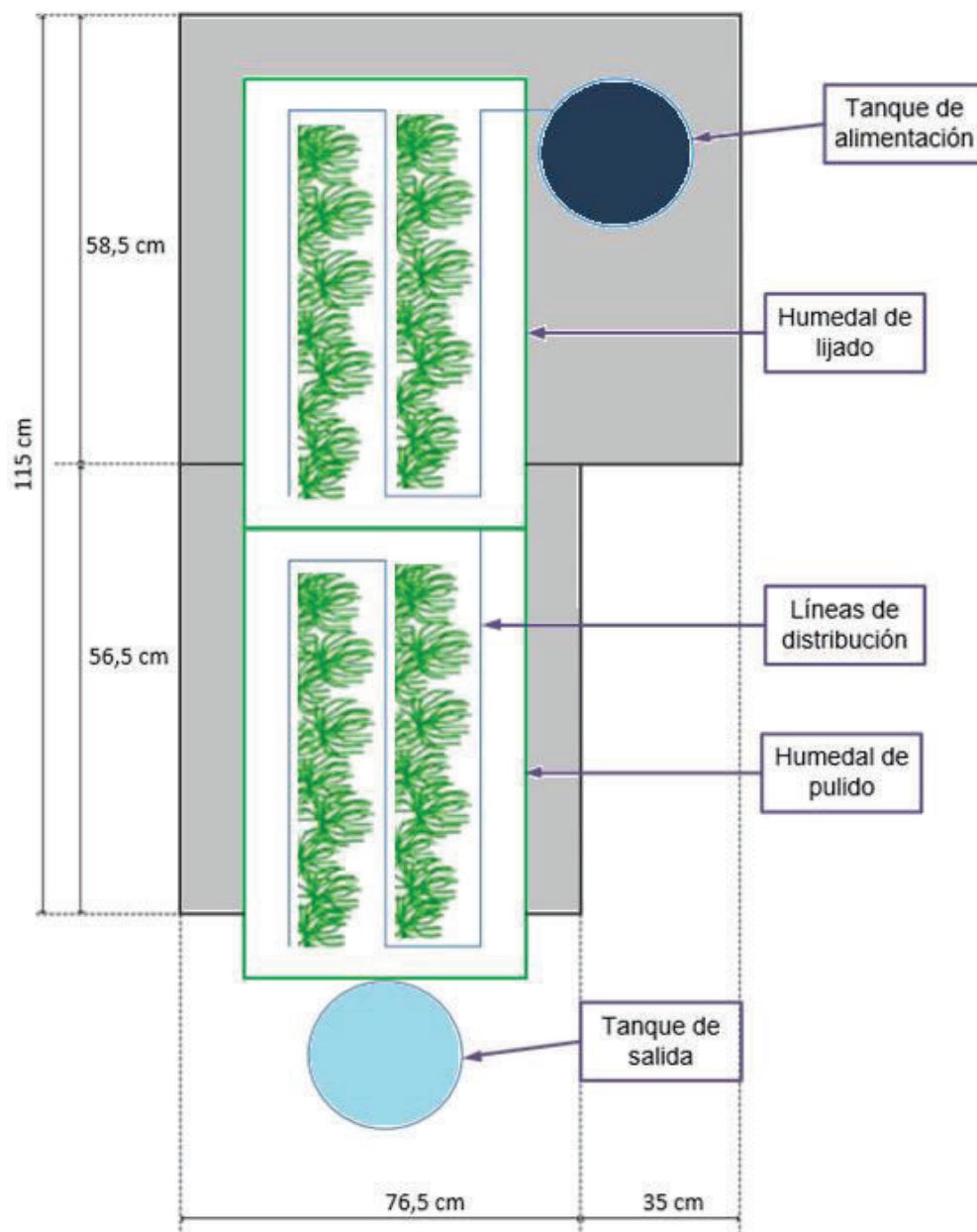


Figura 3.36. Esquema del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical implementados

El sistema de depuración final por fitorremediación está ubicado en la parte posterior del DEMEX debido a la disponibilidad de espacio, además de contar con una ventilación adecuada y ser un lugar donde la exposición del sol no es muy alta, está formado por dos humedales conectados en serie que procesan 20 L/día de efluente, el sistema ocupa un área superficial total de 1,28 m².

En la figura 3.37 se puede apreciar el sistema de humedales artificiales de flujo sub superficial vertical implementado.



Figura 3.37. Sistema de humedales artificiales implementado

En la figura 3.38 se muestra el esquema de la distribución de los equipos implementados en los laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva DEMEX de la Escuela Politécnica Nacional.

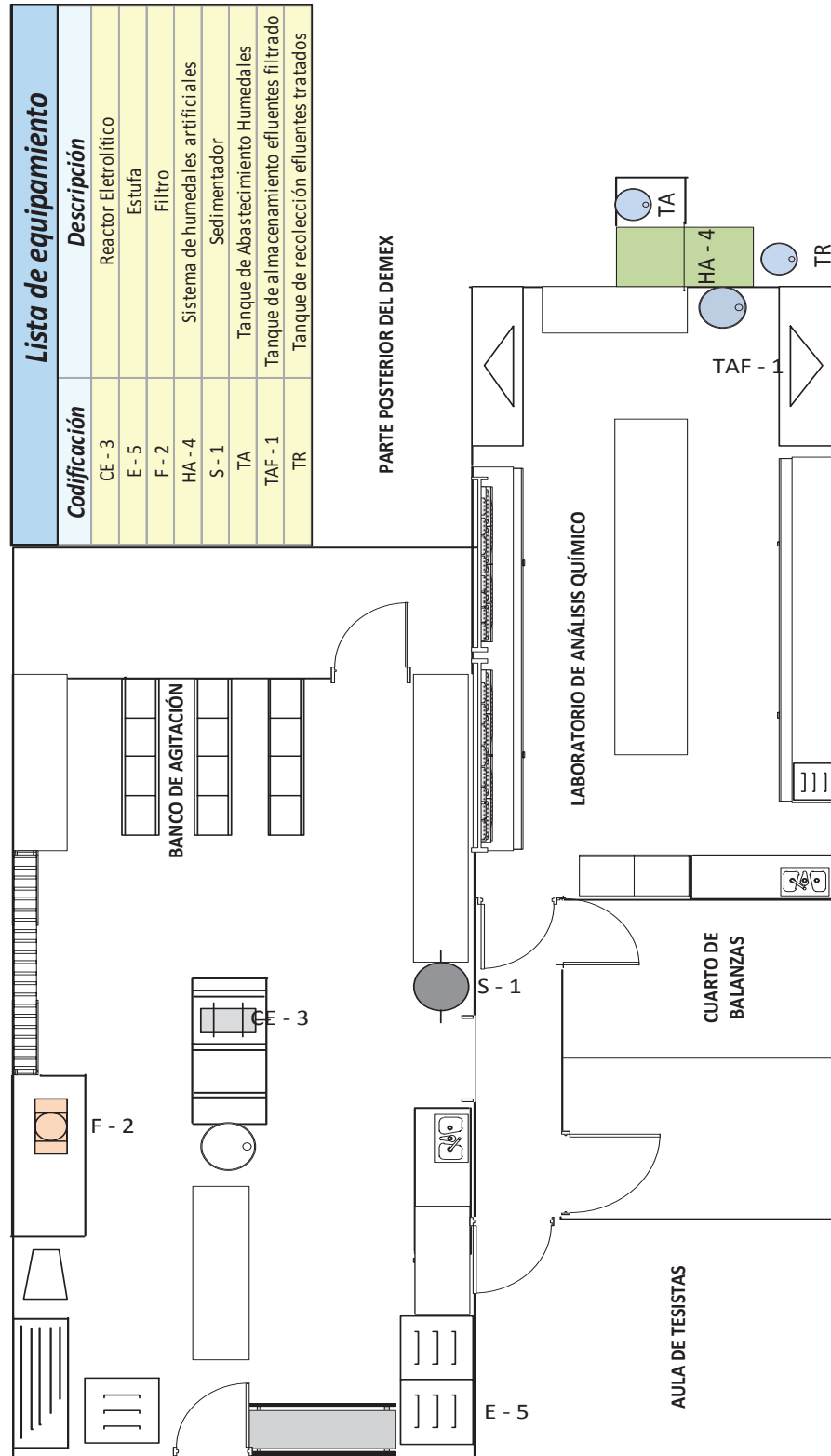


Figura 3.38. Esquema de la distribución de equipos en los laboratorios del DEMEX

3.5. EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA PILOTO IMPLEMENTADA

Una vez instalada la planta piloto en su totalidad se ajustaron las condiciones de operación de acuerdo a lo señalado en la sección anterior para cada equipo y se procedió a dar tratamiento a los efluentes contaminados de acuerdo a la secuencia de procesos que se muestra en la figura 3.39.

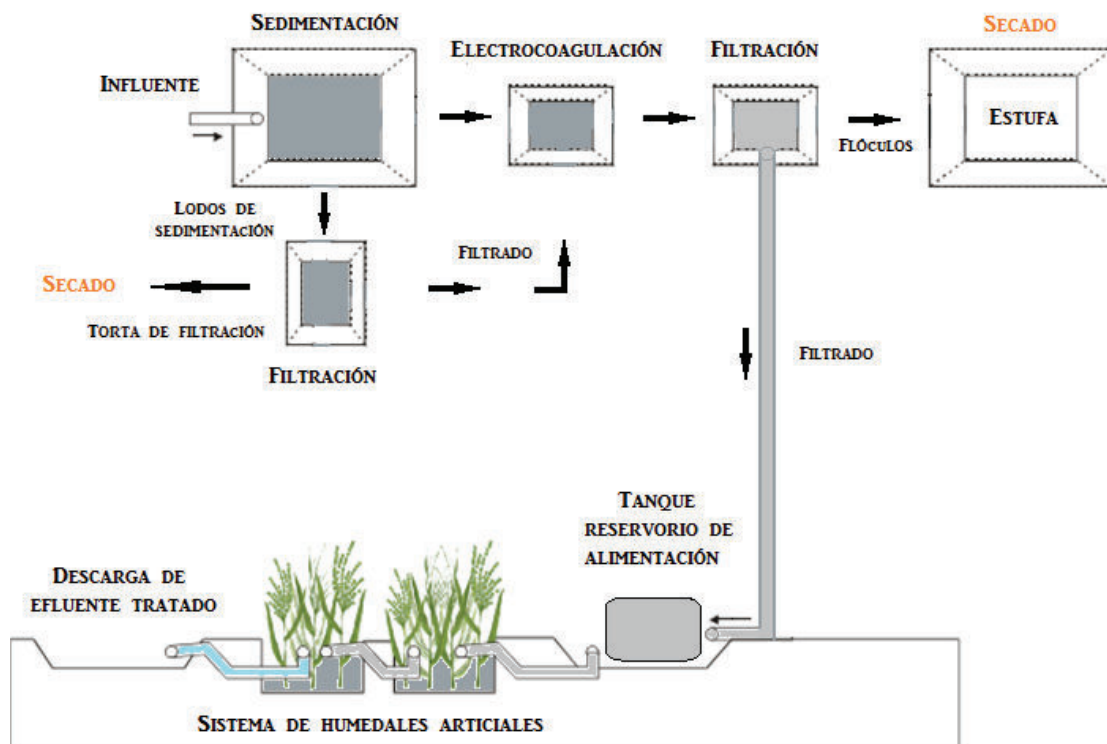


Figura 3.39. Esquema de la secuencia de tratamiento para los efluentes contaminados

Para los efluentes cianurados el proceso de depuración sigue exactamente la secuencia del esquema mostrado en la figura 3.39, mientras que en los efluentes orgánicos se omite el proceso de sedimentación.

Para la evaluación del funcionamiento de la planta piloto implementada en primer lugar se realizó la caracterización de los efluentes a tratar, con el fin determinar las concentraciones iniciales de los contaminantes, que servirán para escoger los

trazadores a los que se dará seguimiento en cada etapa del proceso de depuración.

Los elementos que presentaron concentraciones elevadas y fuera de los límites establecidos en la normativa fueron cobre, plata y sólidos suspendidos para efluentes cianurados; DQO, color y sólidos suspendidos para efluentes orgánicos, esto se debe a que las aguas residuales mantienen sus características contaminantes al provenir del mismo tipo de procesos y es un indicativo de que la selección de trazadores para los ensayos de la parte experimental fue correcta.

Tabla 3.24. Caracterización inicial de efluentes a tratar

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración establecida en la NORMA
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	343	100
	Color	uc. Pt-Co	12 430	Inapreciable en dilución 1/20
	DQO	mg / L	14 522	350
Cianurados	Plata	mg / L	23,05	0,5
	Cobre	mg / L	55,05	2
	Sólidos Suspendidos	mg / L	430	100

En la tabla 3.24 se muestra la concentración de los elementos que se escogieron como trazadores para la prueba piloto debido a que su concentración tiene el valor más elevado fuera de los límites establecidos en la normativa ambiental vigente.

3.5.1. EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL PROCESO DE SEDIMENTACIÓN

Después de la caracterización se dio inicio al tratamiento para los efluentes cianurados con la sedimentación, para esto se procedió ajustando las condiciones de operación como se detalla en la sección 3.3.1. Los resultados de las concentraciones de contaminantes al final del proceso así como los porcentajes de remoción se muestran en la tabla 3.25.

Tabla 3.25. Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de sedimentación para efluentes cianurados, $T_R = 1,4$ horas

Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final (después de la sedimentación)	Porcentaje de remoción
Plata	mg / L	23,05	19,10	17,10
Cobre	mg / L	55,05	55,00	0,09
Sólidos Suspendidos	mg / L	430	17	96,00

Como se puede observar en la tabla 3.25 el porcentaje de remoción para sólidos suspendidos es del 96 %, lo cual es un indicador de que el proceso está funcionando correctamente ya que el objetivo primordial de la sedimentación es la eliminación de la materia en suspensión.

3.5.2. EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Se ajustaron las condiciones de operación según lo mencionado en la sección 3.4.1.3 y se procesó la totalidad de los efluentes en lotes de 3 L durante el tiempo de operación estimado. Los efluentes procesados se filtraron con la ayuda de una tela filtrante, los flóculos fueron pesados y llevados a la estufa para secarlos mientras que el agua residual tratada fue recolectada en un recipiente donde fue homogenizada. Se tomó una muestra para evaluar la eficiencia del proceso, los resultados arrojados son los que se muestran en la tabla 3.26.

Tabla 3.26. Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de electrocoagulación para efluentes cianurados y orgánicos, $T_{op} = 25$ min

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Concentración inicial	Concentración final	Porcentaje de remoción
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	343	12	96,5
	Color	uc. Pt-Co	12 430	164	98,9
	DQO	mg / L	14 522	2 023	98,9
Cianurados	Plata	mg / L	19,1	3,65	86,1
	Cobre	mg / L	55	8,3	84,9
	Sólidos Suspendidos	mg / L	17	8	47,1

En los resultados mostrados en la tabla 3.26 se puede apreciar la eficiencia del proceso sobre todo en la remoción de DQO y color para los efluentes orgánicos, los resultados obtenidos en la prueba piloto en comparación a los obtenidos en la parte experimental se aproximan bastante ya que en los dos casos se encuentran sobre el 95 % de remoción.

En cuanto a los efluentes cianurados para el cobre se muestra un incremento del 56,3 % que se obtuvo de remoción en la parte experimental al 84,9 % esto se debe a que se tuvo mucho más cuidado en cuanto al control del pH de operación lo que favorece la precipitación de metales

De forma general el proceso de electrocoagulación se efectuó con éxito y existió una variación en los porcentajes de remoción sin embargo esto fue positivo ya que se observó un incremento en los porcentajes de remoción.

3.5.3. EVALUACIÓN DE LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN

Los efluentes procesados por electrocoagulación fueron depositados en el tanque de alimentación para el humedal, se midió el pH y se ajustaron las mejores condiciones del proceso como se detalla en la sección 3.4.1.4.

Una vez transcurrido el tiempo de retención hidráulico se drenó el sistema de humedales artificiales en su totalidad y los efluentes tratados fueron recolectados en el tanque reservorio destinado para esta función, se tomó una muestra homogénea del afluente y se realizó la caracterización final del agua residual tratada, las concentraciones finales de los trazadores del proceso se muestran en la tabla 3.27.

Los resultados de la tabla 3.27 muestran que los porcentajes de remoción para Cu y Ag superan el 90 % y en general las concentraciones finales de contaminantes se encuentran bajo los límites de la normativa ambiental vigente.

Tabla 3.27. Porcentajes de remoción de contaminantes en el proceso de fitorremediación para efluentes cianurados y orgánicos, $T_{ret\ hidr\áulico} = 1,82$ días

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Co. inicial	Co. final	Co. normada 002-SA-2014	Porcentaje de remoción
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	12	4	100	66,7
	Color	uc. Pt-Co	164	48	Inapreciable dilución 1/20	70,8
	DQO	mg / L	2 023	267	350	86,8
Cianurados	Ag	mg / L	3,65	0,01	0,5	99,7
	Cu	mg / L	8,3	0,5	2	94,0
	Sólidos Suspendidos	mg / L	8	4	100	50,0

En febrero del 2014 la Ordenanza 213 del DMQ que regulaba la concentración de contaminantes en descargas líquidas en el Distrito Metropolitano de Quito sufrió modificaciones, las mismas que se encuentran establecidas en el artículo 6 de la Resolución No. 002 – SA – 2014 expedida por la Secretaría de Ambiente, por esta razón la comparación de las concentraciones finales de los contaminantes se hacen en base a la nueva normativa ambiental vigente.

En la tabla 3.28 se muestran las concentraciones iniciales y finales de los trazadores y los porcentajes de remoción totales, es decir los resultados de la evaluación de la planta piloto implementada.

Tabla 3.28. Porcentajes totales de remoción de contaminantes después de aplicar el tratamiento de depuración planteado

Tipo de Efluentes	Parámetro	Unidad	Co	Cf	Porcentaje de remoción total	Valor estipulado en la norma
Orgánicos	Sólidos Suspendidos	mg / L	343	4	98,8	100
	Color	uc. Pt-Co	12 430	48	99,6	In. Dil. 1/20
	DQO	mg / L	14 522	267	98,2	350
Cianurados	Plata	mg / L	23,05	0,01	> 99,9	0,5
	Cobre	mg / L	55,05	0,5	99,1	2
	Sólidos Suspendidos	mg / L	430	4	99,1	100

Co: concentración inicial

Cf: concentración final

In. Dil: inapreciable en dilución

Los resultados expuestos en la tabla 3.28 muestran la eficiencia de la planta piloto implementada, la combinación de las operaciones unitarias empleadas no solo demuestran tener un elevado porcentaje de remoción en cada etapa sino que en conjunto presentaron eliminaciones de contaminantes mayores al 99 %, obteniendo así concentraciones finales menores a las normadas. En consecuencia se puede realizar la descarga de los efluentes tratados cumpliendo la normativa que fue el principal objetivo del desarrollo de este proyecto de investigación. A continuación las figuras 3.40 y 3.41 muestran un esquema del balance de masa para cada uno de los efluentes estudiados.

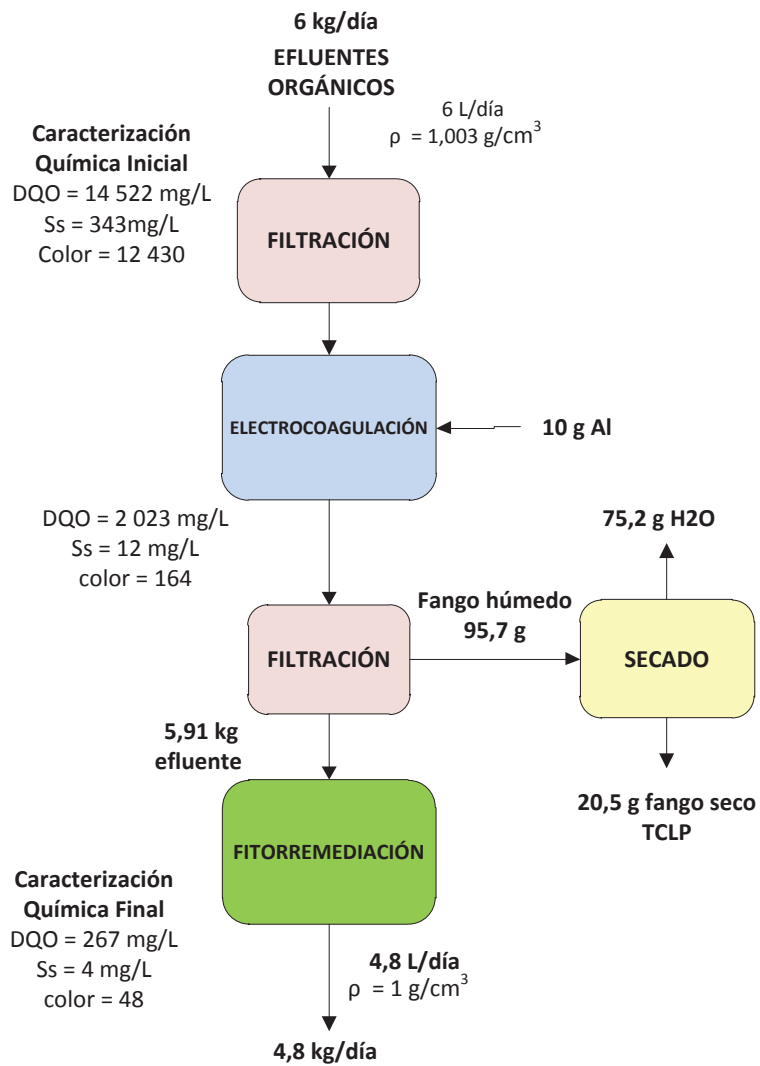


Figura 3.40. Balance de masa y porcentajes de remoción del sistema de tratamiento para efluentes orgánicos

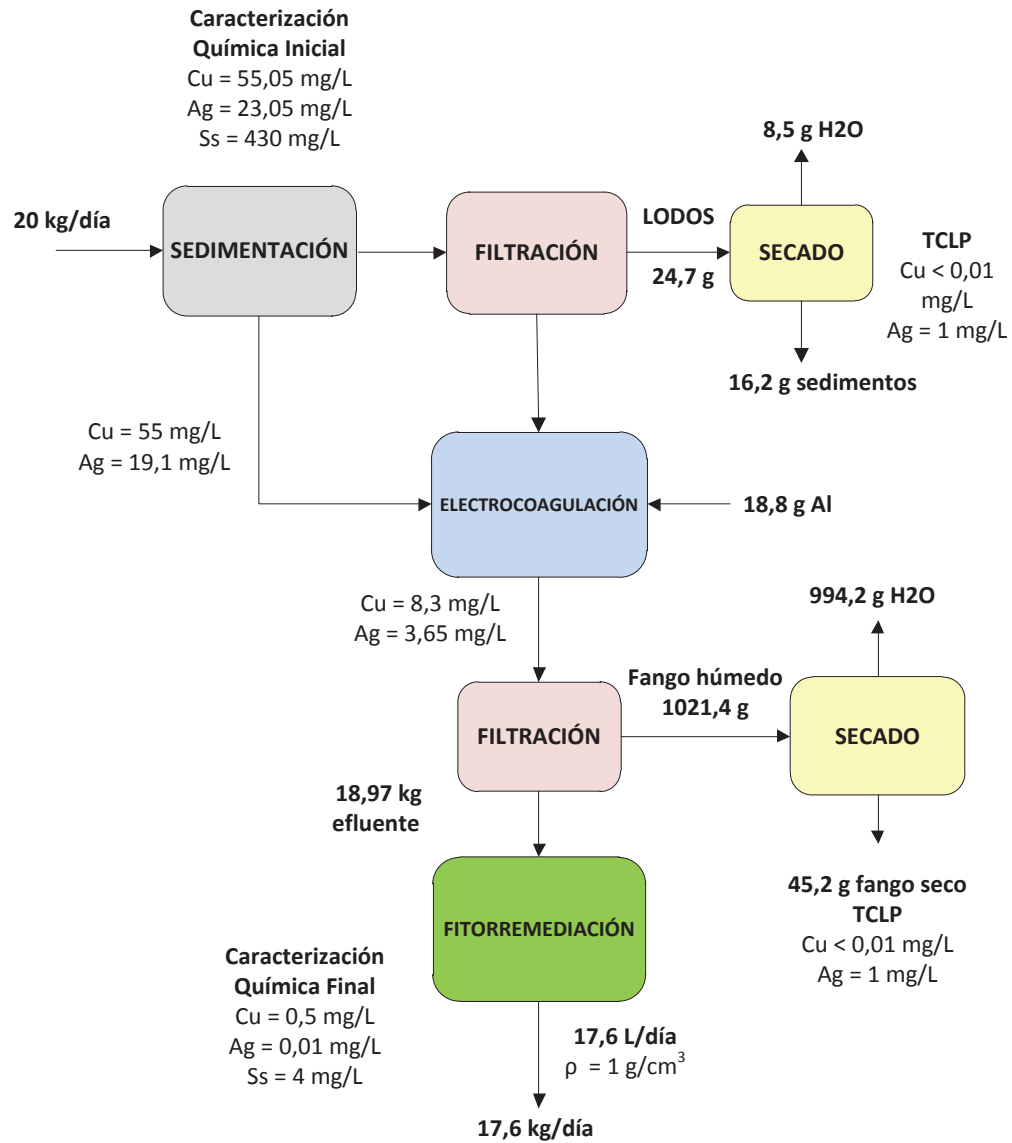


Figura 3.41. Balance de masa y porcentajes de remoción del sistema de tratamiento para efluentes cianurados

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. CONCLUSIONES

- El sistema de depuración de cuatro etapas: sedimentación, filtración, electrocoagulación y fitorremediación permite la depuración de dos tipos de efluentes líquidos generados en los laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva, que presentaron concentraciones elevadas de Cu (55 mg/L), Ag (23 mg/L), sólidos suspendidos (826 mg/L) en efluentes cianurados y DQO (14 522 mg/L), con un color en tono marrón oscuro que equivale a 15 150 unidades de color en efluentes orgánicos.
- En la etapa de sedimentación se obtuvo una remoción del 96 % para sólidos suspendidos para los efluentes cianurados. Para el proceso de electrocoagulación al trabajar con un reactor de 3 L, con 8 electrodos de aluminio, separados 1 cm entre sí, a una densidad de corriente de 53 A/m² y un tiempo de operación de 25 minutos, se obtuvieron porcentajes de remoción: 84,9 % para Cu, 86,1 % para Ag y 96,5 % para sólidos suspendidos en el caso de los efluentes cianurados; 98,9 % para DQO y 98,9 % para el color en el caso de los efluentes orgánicos.
- Al aplicar la fitorremediación como tratamiento de depuración final a través de un sistema de humedales artificiales de un área superficial total de 0,48 m² con pasto elefante, un caudal de 2,5 L/h, durante un tiempo de retención de 1,8 días, permite una remoción de contaminantes del 86,8 % para la DQO (de 14 522 mg/L a 261 mg/L), 70,8 % para el color para efluentes orgánicos; 99,7 % para Ag (de 23,05 mg/L a 0,01 mg/L), 94% para Cu (de 55,05 mg/L a 0,5 mg/L) y 66,7% para sólidos suspendidos (de 430 mg/L a 4 mg/L) presentes en los efluentes cianurados. Estos valores permiten cumplir con lo establecido en la normativa ambiental vigente (Resolución No 002-SA-2014)

- Las dimensiones de los equipos requeridos para el tratamiento de 20 L/día de los efluentes líquidos generados son las siguientes:
Sedimentador circular: Área unitaria = $0,24 \text{ m}^2$; Diámetro = 0,55 m, Profundidad = 0,30 m, Tiempo de retención hidráulico = 1,4 h.
Filtro a presión: Superficie de filtración = $0,003 \text{ m}^2$, (Volumen de filtración = 3,47 L, Prensa = 250 mm especificadas en el catálogo anexo X).
Reactor Electrolítico de acrílico: Volumen = 3 L (largo = 20 cm, ancho = 18 cm, altura = 9 cm).
Sistema de humedales artificiales de flujo sub superficial vertical: Área superficial total = $0,24 \text{ m}^2$, Tiempo de retención hidráulica = 1,82 días.
- Los equipos diseñados fueron construidos y adaptados para obtener el sistema de depuración final de los efluentes líquidos del DEMEX y la evaluación del funcionamiento de dicho sistema presenta porcentajes de remoción totales del 98,8 % para sólidos suspendidos, 99,6% para el color, 98,2 % para la DQO, 99,9 % para Ag y 99,1 % para Cu. Estos valores permiten demostrar la efectividad de la planta piloto implementada para el tratamiento tanto de efluentes cianurados como orgánicos.

4.2. RECOMENDACIONES

- Considerando los buenos resultados obtenidos en la depuración de efluentes de cianuración y de efluentes orgánicos, se recomienda el ensayo del proceso con otros desechos líquidos de laboratorio, en caudales inferiores a 20L/día.
- En el caso de realizar la evaluación de la planta piloto sobre otro tipo de efluentes se recomienda ajustar ciertas condiciones de operación como densidad de corriente, que puede variar dependiendo el tipo de agua residual a tratar, así como los tiempos de operación en el caso de la electrocoagulación y tiempos de residencia en el caso de los humedales artificiales y sedimentación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acrilux. (2013). Acrílico. Recuperado de <http://acrilux.com.ec/documentosdeinteres.html> (Junio, 2014)
2. Analiza Calidad® Asesores (2010). *Tratamiento de aguas residuales industriales*. Recuperado de <http://www.analizacalidad.com/docftp/fi1110aguas.pdf> (Junio, 2014)
3. Andía, Y. (2000). *Tratamiento de aguas: coagulación y floculación*. Recuperado de [http://www.frm.utn.edu.ar/archivos/civil/Sanitaria/Coagulación y Floculación de Agua Potable.pdf](http://www.frm.utn.edu.ar/archivos/civil/Sanitaria/Coagulación_y_Floculación_de_Agua_Potable.pdf) (Junio, 2014)
4. Andreozzi, R., Caprio, V., Insola, A. y Marotta, R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catal Today*, 53(1), 51-59.
5. Arango, A. y Garcés, L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales en la industria láctea. *Redalyc, Revista Universidad EAFIT*, 43(147), 56-67.
6. Aristizabal, A. y Bermúdez, M. (2007). Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reuso. (Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniero Químico no publicado) Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín, Colombia.
7. Baixauli, C. y Aguilar, J. (2002). *Cultivos sin suelo de hortalizas*. Valencia, Brasil: Generalitat Valenciana.

8. Bayramoglu, M., Mehmet, K., Orhan, T. y Mustafa, S. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
9. Bensadok, K., Benammar, S., Lopicque, F. y Nezzal, G. (2008). Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. *Elsevier, Journal of Hazardous Materials*, 152(5), 423.
10. Bukhari, A. (2008). Investigation of electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Elsevier, Bioresource Technology*, 99(56), 914.
11. Cañizares, P., García, J., Lobato, J. y Rodrigo, M. (2004). El tratamiento electroquímico en la depuración de efluentes industriales líquidos. *Ingeniería Química*, 1(416), 188.
12. Collantes, K. (2011). Informe de Pasantías en los Laboratorios del Departamento de Metalurgia Extractiva. Quito, Ecuador: Universidad Técnica de Cotopaxi.
13. Cubillos, J. (2011). Evaluación de la fitorremediación como alternativa de tratamiento de aguas contaminadas con hidrocarburos (Tesis de maestría). Recuperado de la base de datos Repositorio Universidad Técnica de Pereira. (UMI 11059)
14. Chávez, A., Cristancho, D., Ospina, E. (2009). Una alternativa limpia para el tratamiento de las aguas residuales galvánicas: Revisión bibliográfica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(14), 39.
15. Dietz, A. y Schnoor, J. (2001). Advances in Phytoremediation. *Environmental Health Sciences*, 109(1). 163-168. Recuperado de http://ir.uiowa.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1003&context=cee_pubs (Junio, 2014)

16. EPA (2000). Folleto Informativo de Tecnología de Aguas Residuales: Humedales de Flujo Subsuperficial. Office of Water. Washington DC, United States.
17. Estrada, I. (2010). Monografía sobre humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales. (Proyecto previo a la obtención del título de Tecnóloga Química no publicado). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.
18. Faulwetter, J., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M., Brisson, J., Camper, A. y Stein, O. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, 35(1), 987-1004.
19. Flores, E. y Jaramillo, M. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales Lemna minor (lenteja de agua) y Eichornia crassipes (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental no publicado). Universidad Politécnica Salesiana Sede Cuenca, Cuenca, Ecuador.
20. Fresenius, W., Schneider, W., Bohnke, B. y Poppinghaus, K. (1989). *Waste Water Technology Origin, Collection, Treatment and Analysis of Waste Water*. Nueva York: Springer-Verlag.
21. García, J. y Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos*. Cataluña, España: Universidad Politécnica de Cataluña.
22. Gilarra, M. (2007). *Sedimentación*. Recuperado de http://www.uam.es/personal_pdi/ciencias/mgilarra/Fluid/Sedimentacion%202006-2007.pdf (Junio, 2014)

23. Gilsanz, J. (2007). *Hidroponía*. Montevideo, Uruguay: INIA.
24. Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. Recuperado de <http://revistaing.uniandes.edu.co/pdf/Rv14-A8.pdf>. (Junio, 2014)
25. Guanoluisa, L. (2012). Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga mediante electrocoagulación y fitorremediación. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico no publicado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
26. Holt, P., Barton, G. y Mitchell, C. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355- 367.
27. Jiang, J., Graham, N., André, C., Kelsall, G., Brandon, N., Chipps, M. (2002). Comparative performance of an electro coagulation/flotation system with chemical coagulation/dissolved air flotation: A pilot-scale trial. Electrolytic treatment of turbid water in package plant. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(1), 289-297.
28. Jones, D., Hodge, A. y Kuzyakov Y. (2004). Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. Tansley review. *New phytologist*, 163(1), 459 – 480.
29. Kobyas, M., Can, O. y Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1), 163-178.
30. Kumar, P., Chaudhari, S., Khilar, K. y Mahajan, S. (2004). Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, 55(9), 1245-1252.
31. Logsdon, M.; Kagelstein, K. y Mudder, T. (2001). *El Manejo del Cianuro en la Extracción de Oro*. Recuperado de <http://www.aage.org.ar/manejodelcianuro.pdf> (Marzo, 2014)

32. Londoño, M. y Marín, C. (2009). Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética. (Proyecto previo a la obtención del título de Tecnólogo Químico no publicado). Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia.
33. Lovera, D., Vásquez, F., Puente, L., Quiñónez, J. y Arias, V. (2000). Planta Piloto de procesos secuenciales en la remediación de efluentes industriales – Parte I. *Revista del Instituto de investigación de la facultad de ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 3(6), 43-45.
34. Manangón, E. (2010). Evaluación de procesos no convencionales de tratamiento de efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores. (Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniera Químico no publicado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
35. Maron, S. y Prutton, C. (1996). Fundamentos de Fisicoquímica. (6ta ed.). México DF, México: Editorial Limusa.
36. Martínez, F. (2007). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. (Disertación doctoral no publicada). Universidad Castilla - La Mancha, Ciudad Real, España.
37. Mateus, M., Moreno, C., Sandoval, S., Vergara, A. (2013). *La filtración en forma de una operación de separación en la industria*. Recuperado de <http://es.slideshare.net/ivanramma/filtracion-4> (Junio, 2014)
38. Mollah, M., Schennach, R., Parga, J. y Cocke, D. (2001) Electrocoagulation (EC) – Science and applications. *Journal of hazardous materials*, 84(1), 29-41. Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales*. Recuperado de <http://www.books.google.com.ec/books?isbn=8429179755> (Junio, 2014)

39. Morales, N. y Acosta, G. (2010) Sistema De Electrocoagulación Como Tratamiento De Aguas Residuales Galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 20(1), 33-44.
40. Ni'am, M., Othman, F., Sohaili, J. y Fauzia Z. (2007) Electrocoagulation technique in enhancing COD and suspended solids removal to improve wastewater quality. *Water Science & Technology*, 56(7), 47.
41. Núñez, R., Meas, Y., Ortega, R. y Olgúin, E. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Revista Ciencia*, 55(3), 69-82
42. Ojeda, E. y Hing, R. (2010). Estudio del proceso de electrocoagulación de la vinaza empleando electrodos de hierro. *Tecnología Química*, 30(1), 21-30.
43. Organización Mundial de la Salud. (2010a). *Sección 4: Consideraciones generales para la planificación y diseño de plantas comunes de tratamiento de efluentes y plantas de tratamiento de residuos peligrosos*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/eswww/fulltext/resipeli/preven/web/filespdf/sec4.pdf> (Junio, 2014)
44. Organización Mundial de la Salud. (2010b). *Sección 5: Diseño de plantas comunes de tratamiento de efluentes para aguas residuales industriales no peligrosas*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/eswww/fulltext/resipeli/preven/web/filespdf/sec5.pdf> (Junio, 2014)
45. Organización Mundial de la Salud. (2010c). *Sección 6: Planificación y diseño de las plantas de tratamiento de residuos peligrosos*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/eswww/fulltext/resipeli/preven/web/filespdf/sec6.pdf> (Junio, 2014)

46. Paladines, O. (2004). *Principales recursos forrajeros para las tres regiones del Ecuador*. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador.
47. Ping, G. (2005). Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation – electroflotation without a filter. *Separation and Purification Technology*, 43(2), 117-123.
48. Piña, M., Martín, A., González, C., Prieto, F., Guevara, A. y García, J. (2011). Revisión de variables de diseño y condiciones de operación en la electrocoagulación. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 10(2), 257-271. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_pdf&pid=S166527382011000200010&lng=es&nrm=iso&tlng=es (Junio, 2014)
49. Phutdhawong, W., Chowwanapoonpohn, S. y Buddhasukh, D. (2000). Electrocoagulation and subsequent recovery of phenolic compounds. *Analytical Sciences*, 16(1), 1083-1084.
50. Ramalho, R. (2003). Tratamiento de aguas residuales. Recuperado de <http://www.books.google.com.ec/books?isbn=8429179755> (Junio, 2014)
51. Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L. (2006) La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. Recuperado de <http://www.futurewatercr.com/images/electrocoagulacion.pdf> (Junio, 2014)
52. Rettally, R. (2009). *Brachiaria humidicola y arachis pintoii en la ceba de corderos*. Panamá: IDIAP.
53. Reyes, D. y Mercado, I. (2003). Estudio de tratabilidad por electrocoagulación de los lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda. (Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniero Químico no publicado). Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia.

54. Rodríguez, R. (2000). *Aportaciones al conocimiento del estado medioambiental de hidrosistemas de interés internacional situados en Castilla-La Mancha* (Disertación doctoral no publicada). Universidad de Castilla-La Mancha, Castilla, España.
55. Rodríguez, F.; Leton, P.; Rosado, R.; Dorado, M.; Villar, S. y Sanz, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Recuperado de http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt_2_tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf (Junio, 2014)
56. Sánchez, D. (2010). Depuración de aguas residuales de una población mediante humedales artificiales. (Tesis de maestría no publicada). Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España.
57. Secretaría de Ambiente. (2014). RESOLUCION No. 002-SA-2014. Recuperado de <http://www.cip.org.ec/attachments/article/2096/RESOLUCI%C3%93N%20No%20002-SA-2014.pdf> (Junio, 2014)
58. Sousa, T., Haandel, A. y Guimaraes, A. (2001). Post treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, 44(4), 213-219.
59. Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. y Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 1(22), 93-117.
60. Susarla, S., Medina, V. y McCutcheon, S. (2002). Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 1(18), 647-658.

61. Tanner, C. y Sukias, J. (2003). Linking pond and wetland treatment: performance of domestic and farm systems in New Zealand. *Water Science and Technology*, 48(2), 331-339.
62. UNATSABAR. (2005). *Guía para el diseño de desarenadores y sedimentadores*. Recuperado de <http://www.bvsde.ops-oms.org/tecapro/documentos/agua/158esp-diseno-desare.pdf> (Marzo, 2014)
63. Vanier, S. y Dahab, M. (2001). Start up performance of a subsurface-flow constructed wetland for domestic wastewater treatment. *Environmental Technology*, 22(5), 587-596.
64. Vian, A. y Ocón, J. (1979). *Elementos de Ingeniería Química: Operaciones Básicas*. (4ta. ed.). Madrid, España: Aguilar s.a.
65. Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(1), 530-549. doi:10.3390/w2030530
66. Weathington, B. (1988). *Destruction of cyanide in wastewaters: a review and evaluation*. Washington, DC: EPA. EPA/600/2-88/031 (NTIS PB88213046).
67. Zamora, F. (2013). *Degradación de Metales Básicos y Cianuro Provenientes del Proceso de Extracción del Oro*. Recuperado de <https://es.scribd.com/doc/163966214/3-Degradacion-de-metales-basicos-y-cianuro-pdf> (Junio, 2014)

ANEXOS

ANEXO I

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES PARA DESCARGAS LÍQUIDAS SEGÚN EL TULAS

Los límites máximos permisibles para descargas líquidas para un contaminante en un cuerpo receptor normados por el TULAS, se muestran a continuación.

Tabla A1. Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles por cuerpo receptor

Parámetros	Expresado Como	Unidad	Límite máximo permisible	
			Alcantarillado	Cauce de agua
Aluminio	Al	mg/L	5,0	5,0
Arsénico total	As	mg/L	0,1	0,1
Bario	Ba	mg/L	-	2,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,02	0,02
Cobalto	Co	mg/L	0,5	0,5
Coliformes fecales	MNP/100ml		-	Remoción>99%
Cobre	Cu	mg/L	2,0	2,0
Cromo hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/L	0,5	0,5
Compuesto fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,2	0,2
Color real	Color real	Unidades de color	-	Inapreciable en dilución: 1/20
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/L	170	100
Demanda química de oxígeno	DQO	mg/L	350	160
Fosforo total	P	mg/L	15	10
Hierro total	Fe	mg/L	25	10
Hidrocarburos totales	TPH	mg/L	20	10
Materia flotante	Visible	-	Ausencia	Ausencia
Manganeso	Mn	mg/L	10,0	2,0
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,01	0,005
Níquel	Ni	mg/L	2,0	2,0
Nitrógeno total kjedahl	N	mg/L	60	50
Organoclorados totales	Concentración	mg/L	0,05	0,05
Plomo	Pb	mg/L	0,5	0,2
Selenio	Se	mg/L	0,5	0,1
Solidos suspendidos	SS	mg/L	100	80
Solidos Totales	-	mg/L	1 600	1 600
Sulfatos	SO ₄	mg/L	400	1 000
Temperatura	-	°C	< 40	< 35
Zinc	Zn	mg/L	2,0	2,0

(Secretaría de Ambiente, 2013, p.24)

ANEXO II
PROCEDIMIENTOS Y MÉTODOS USADOS PARA MEDIR
DIFERENTES PARÁMETROS

A continuación en la tabla A.2 se hace un detalle de los procedimientos mediante los cuales se determina la concentración de los contaminantes de los efluentes, así como los límites de detección de los equipos usados.

Tabla A2. Parámetros a analizarse, procedimiento y laboratorio donde se realizó el ensayo

Parámetro	Procedimiento	Límites de detección	Laboratorio
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	APHA 5210 B	-	CICAM
Demanda química de oxígeno (DQO)	APHA 5220 D	-	
Sólidos suspendidos	APHA 2540 D	1 mg/L	
Sólidos totales disueltos	APHA 2540 C	1 mg/L	
Sólidos totales	APHA 2540 B	1 mg/L	
Color	APHA 2120	-	
Coliformes fecales	APHA 9222 D	-	
Concentración de metales pesados	Equipo de Absorción Atómica AAnalyst 300 (Perkin Elmer)	1 µg/L – 0,1 mg/L	DEMEX
Sólidos suspendidos	Método 8006 (Método fotométrico)	1 mg/L	
Color	Método 8025 (Pt – Co Método Stándar)	1 mg/L	
DQO	Método 8000 (Método de reactor de digestión)	20 mg/L	

ANEXO III

FICHAS TÉCNICAS DE LOS ENSAYOS PRELIMINARES PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DOSIS Y EL TIPO DE COAGULANTE A USAR PARA LOS EFLUENTES ORGÁNICOS

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 1

Muestra: Efluentes orgánicos

Objetivo: Determinar la cantidad y el mejor tipo de coagulante para la sedimentación de efluentes orgánicos

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 500 mL

Tipo de floculante: sulfato de aluminio

Tiempo de mezcla: 1 minuto a 100 rpm

15 minutos a 30 rpm

T de sedimentación: 30 minutos

pH de trabajo	Cantidad de floculante (g)	Altura de sedimentación (cm)	Observaciones
4	2,5	1,0	Disminución de la turbidez, no hay precipitación de grasas
	7,5	0,5	Incremento en la turbidez
6	2,5	1,0	Precipitación de grasas en la superficie
	7,5	0,5	Precipitación de grasa en la superficie

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 2

Muestra: Efluentes orgánicos

Objetivo: Determinar la cantidad y tipo de floculante óptimo para la sedimentación de efluentes orgánicos

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 500 mL

Tipo de floculante: poliacrilamida (PAC)

Dosis de PAC: 25 mL

Tiempo de mezcla: 1 minuto a 100 rpm

15 minutos a 30 rpm

T de sedimentación: 30 minutos

pH	Altura de sedimentación (cm)	Observaciones
6	0,5	Precipitación de grasas en la superficie
8	1,0	No se observa precipitación de grasas, disminución de la turbidez
11	0,2	Precipitación de grasas, incremento de la turbidez

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 3

Muestra: Efluentes orgánicos

Objetivo: Determinar la cantidad y tipo de floculante óptimo para la sedimentación de efluentes orgánicos

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 500 mL

Tipo de floculante: Cloruro férrico

Tiempo de mezcla: 5 minutos a 100 rpm

25 minutos a 30 rpm

T de sedimentación: 30 minutos

pH de trabajo: 6

Coagulante (ppm)	Color (uc. Pt-Co)	Sólidos Suspendidos (mg / L)	Altura sedimentada (mg / L)
20	7 818	561	1,0
50	13 004	1 588	0,3
100	10 792	1 452	0,3
200	11 364	1 632	0,9

Como se puede observar la dosificación con mejores resultados es cuando se trabaja con 20 ppm de cloruro férrico, pero para este caso los efluentes muestran una tonalidad oscura casi negra sin precipitación de grasas.

ANEXO IV

DETERMINACIÓN DE LA INTENSIDAD DE CORRIENTE DE TRABAJO PARA LOS ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para encontrar la intensidad de corriente de trabajo es necesario determinar el área útil de contacto de los electrodos con el medio acuoso, para esto hay que tomar en cuenta el número de ánodos en nuestro caso particular 4, que tendrían 8 caras de acción menos una que da contra la pared plástica, por lo tanto tendríamos 7 caras de acción efectiva.

- Cálculo del área efectiva para el reactor de 3 L

Se tomó en cuenta las dimensiones de las placas que se muestran en la tabla A.4

Tabla A4. Parámetros a analizarse, procedimiento y laboratorio donde se realizó el ensayo

# placas	Altura (m)	Ancho (m)	Área (m ²)	# caras	Área subtotal (m ²)
2	0,080	0,155	0,01240	4	0,04960
1	0,075	0,155	0,01162	2	0,02325
1	0,060	0,150	0,00900	1	0,00900
Área total					0,08185

A partir de la densidad de corriente empleada citada en bibliografía 53 A/m² se determinó la intensidad de trabajo necesaria.

$$\delta = \frac{I}{A} \rightarrow I = 53 \frac{A}{m^2} \times 0,8185m^2 \quad [AIV.1]$$

$$I = 4,34 A$$

Del mismo modo se determinó la intensidad de corriente de trabajo para el reactor de 1 L tomando en cuenta que en este caso el área efectiva de las placas corresponde a 0,0315 m², de donde se obtiene que I = 1,67 A.

ANEXO V

PREPARACIÓN DEL MEDIO INERTE: GRAVA Y PIEDRA PÓMEZ

Preparación del medio inerte: grava y piedra pómez

Para la preparación del medio inerte los materiales y equipos que se utilizaron fueron los siguientes:

- Agua destilada; 20 L
- Agua potable
- Cloro
- Grava
- Zaranda con malla de diámetro de 2 cm.
- Piedra pómez

Para que la grava se encuentre en condiciones de ser el medio para el desarrollo de las plantas, se la preparó de la siguiente manera:

- Se dispuso de 25 kg de grava utilizada para la construcción, de un tamaño de partícula de 2 cm, para conseguir esto se tamizó el material usando la zaranda.
- Se colocó el material tamizado en un recipiente donde se lavó con agua potable, hasta que se apreció que estaba limpio de basura o impurezas.
- Se desinfectó la grava en un contenedor que se llenó de agua y después se agregó 5 mL de cloro por cada litro de agua.
- Se dejó reposar durante 1 hora y se drenó la solución desinfectante.
- Se enjuagó el material desinfectado con agua destilada.
- Se dejó secar la grava al aire libre.

Para la preparación de la piedra pómez, se siguió el siguiente procedimiento sugerido por Guanoluisa (2012):

- Se tamizó la piedra pómez con la ayuda de la zaranda para obtener únicamente material en un tamaño menor a 2 cm
- Se lavó la piedra pómez con agua potable.
- Se enjuagó el material con agua destilada.
- Se dejó secar al aire libre.

Preparación del pasto elefante para la siembra

El material vegetativo está constituido por estacas o injertos de pasto elefante previamente desarrollado. Para esto se adquirieron 30 plantas que fueron extraídas de un cultivo en tierra ubicado en Llano Chico donde esta especie crece sin mayor dificultad. Para evitar que microorganismos parásitos contaminen el medio inerte y afecten el desarrollo de las plantas, se les dio un pre tratamiento antes de la siembra en el humedal artificial, para esto se procedió de la siguiente manera:

- Se seleccionó el material vegetativo (plántulas y tallos maduros) de las plantas adquiridas.
- Se lavó con agua potable las raíces, tallos y las hojas del material seleccionado.
- Se colocaron en un recipiente plástico las plántulas lavadas de manera que no se estropeen y se añadió agua destilada al recipiente hasta cubrir un poco más de las raíces de las plántulas (alrededor de 5 cm de altura).

La preparación de las plantas para el cultivo en medio inerte, se realizó un día antes de la siembra, para evitar condiciones de estrés que afecten su desarrollo y adaptabilidad al medio.

Preparación de la solución nutritiva

La solución nutritiva constituyó el alimento diario de las plantas en el humedal artificial, ya que el medio inerte en el que se encuentran no les puede

proporcionar los elementos necesarios para su desarrollo. La composición del suplemento varía de acuerdo a la especie que se esté desarrollando, En la tabla A5 se detalla la composición sugerida por Gilsanz (2007), para cultivos de pasto elefante en condiciones artificiales.

El procedimiento para la preparación de la solución nutritiva fue:

- Se pesó cada una de las sales y se colocaron en un matraz aforado de 1 L de capacidad los macro nutrientes y de 500 mL para el resto de sales, para la disolución de los nutrientes se aforó con agua destilada.
- Se colocaron las sales disueltas en un tanque hermético de polietileno de 30 L de capacidad, primero los macro nutrientes y después los micronutrientes, para que la solución se homogenice se añadió agua destilada hasta completar los 20 L de solución.
- Se midió el pH de la solución con la ayuda de un pH metro, el valor de este parámetro debe estar entre 6 y 8 según lo sugerido por Guanoluisa (2012), de no ser así se debe estabilizar con la adición de soluciones de hidróxido de calcio o ácido clorhídrico según los requerimientos.
- Se tapó el tanque con la solución preparada y se almacenó en un lugar fresco y resguardado de la luz hasta su uso, de no ser así las sales se degradan y el suplemento alimenticio pierde su efecto sobre las plantas, por esta razón se debe preparar y disponer en un máximo de 2 meses.

Tabla A5. Masa de las sales utilizadas en la preparación de la solución nutritiva

	Reactivo	Masa (g) para 20 L de solución
Macronutrientes	Nitrato de calcio	21,2100
	Nitrato de potasio	14,3150
	Sulfato de Magnesio	4,4570
	Fosfato diácido de Potasio	7,0300
Micronutrientes	Sulfato Férrico	0,1880
	Permanganato de Potasio	0,0270
	Sulfato de Zinc heptahidratado	0,0027
	Molibdato de Amonio	0,0017
	ÁcidoBórico	0,0572

(Gilsanz, 2007, p.14)

ANEXO VI

RESULTADOS DE LOS ENSAYOS PRELIMINARES DE SEDIMENTACIÓN CON EFLUENTES CIANURADOS

A continuación se muestran los resultados de los ensayos de sedimentación al trabajar con poliacrilamida como floculante para un contenido de sólidos del 4, 8 y 15 %.

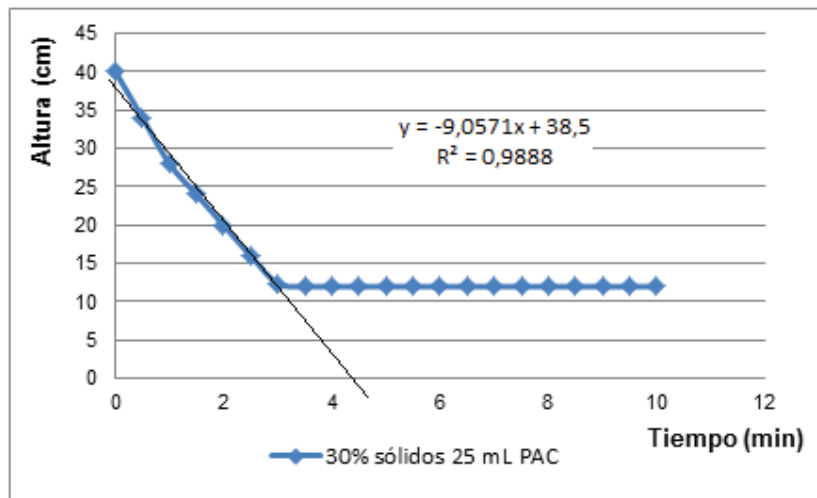


Figura A6.1. Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 30% de contenido en sólidos, 25 mL de PAC como floculante

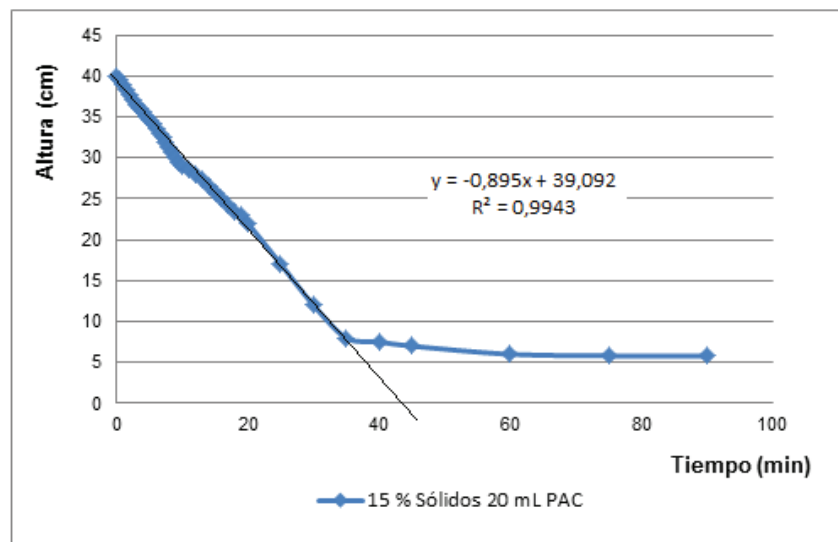


Figura A6.2. Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 15% de contenido en sólidos, 20 mL de PAC como floculante

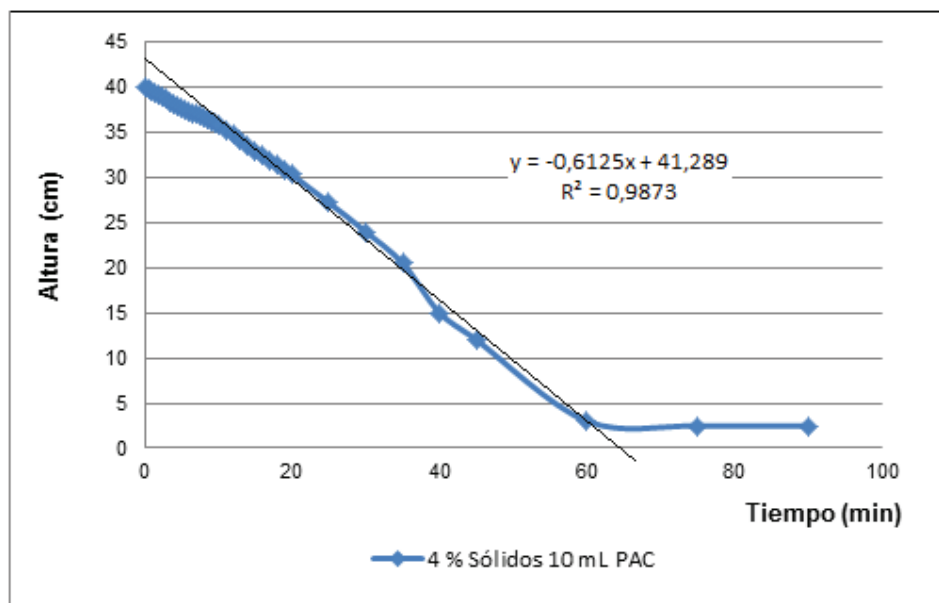


Figura A6.3. Altura de interfase en función del tiempo para efluentes cianurados al 4% de contenido en sólidos, 10 mL de PAC como floculante

A partir de las gráficas mostradas en las figuras A6.1 a A6.3 se determinaron los valores de las pendientes que representan la velocidad de sedimentación en cada caso mediante una regresión lineal, los valores de los coeficientes de correlación se muestran en cada gráfica.

ANEXO VII

CÁLCULOS PARA EL DIMENSIONAMIENTO DEL SEDIMENTADOR

Para este cálculo fueron necesarios algunos datos experimentales que se detallan en la tabla A7.1, estos datos pertenecen al ensayo de sedimentación realizado a las condiciones de 4% en porcentaje de sólidos y 10 mL de floculante poliacrilamida, para 2 L de efluentes cianurados.

Tabla A7.1. Datos obtenidos experimentalmente en el ensayo de sedimentación

Parámetro	Masa pulpa mp (g)	Volumen final de pulpa (cm ³)	Volumen inicial de pulpa (cm ³)
Medición	2028,9	50,26	2000

En la tabla A7.2 se presentan datos bibliográficos necesarios para los cálculos.

Tabla A7.2. Datos bibliográficos necesarios para el cálculo

Parámetro	Gravedad específica del sólido δ	Densidad del sólido ρ (g/cm ³)
Valor	2,7	1,6

(Unatsabar, 2005, p. 21)

a. Cálculo de la densidad de pulpa

$$\delta p = \frac{mp}{vi} = 1,01 \frac{g}{cm^3} \quad [AVII.1]$$

b. Cálculo del porcentaje real de sólidos

$$\% \text{ sólidos } i = \frac{\delta(\delta p - 1)}{\delta p(\delta - 1)} \quad [AVII.2]$$

$$\% \text{ sólidos } i = 0,02$$

c. Cálculo de la dilución inicial

$$Di = \frac{mfi}{msi} \quad [AVII.3]$$

$$msi = \% \text{ sólidos } i \left[\frac{g \text{ sólido}}{100g \text{ pulpa}} \right] \times Vi(\text{cm}^3 \text{ pulpa}) \times \delta p \left(\frac{g \text{ pulpa}}{\text{cm}^3 \text{ pulpa}} \right)$$

$$msi = 45,9$$

$$mfi = mp - msi$$

$$mfi = 1983$$

$$Di = 43,20$$

d. Cálculo de dilución final

$$Df = \frac{mf_f}{ms_f} \quad [AVII.4]$$

$$ms_i = ms_f$$

$$Vs = \frac{ms}{\delta_s}$$

$$Vs = 28,68 \text{ cm}^3$$

$$Vf_f = Vf - Vs$$

$$Vf_f = 21,57 \approx mf_f$$

$$Df = 0,47$$

e. Cálculo de la velocidad de sedimentación

Considerando la parte inicial de la curva de sedimentación se trazó una recta tangente como se indica en la figura A8.1, con la ayuda del programa Excel se encontró la ecuación de la recta, sea $y = mx + b$, donde m es el valor de la pendiente que corresponde a la velocidad de sedimentación U_i .

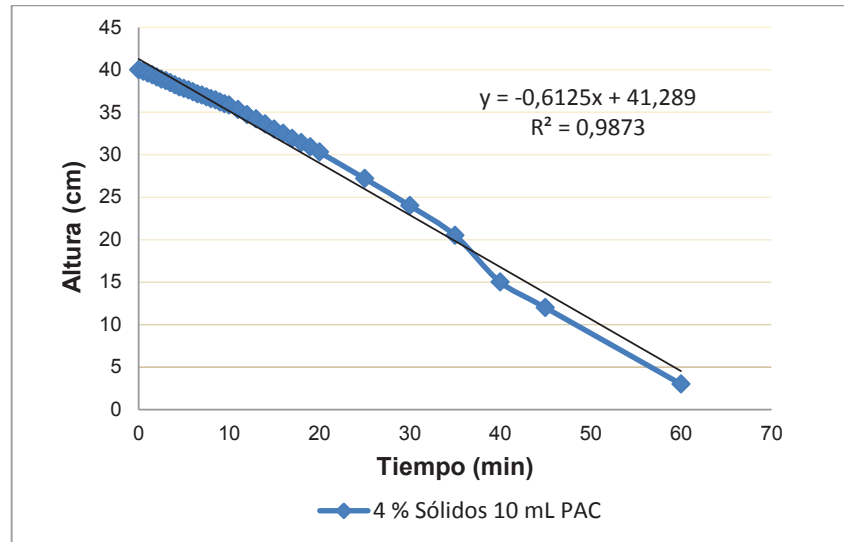


Figura A7.1. Obtención de la pendiente (velocidad de sedimentación) de la recta tangente a la curva de sedimentación

De la ecuación de la recta se puede observar que el valor de la pendiente equivalente a U_i es $0,6125 \frac{cm}{min}$ equivalente a $1,2057 \frac{ft}{h}$

f. Cálculo del área unitaria de espesamiento por el método Coe – Clevenger

$$Au = 1.333 \left(\frac{D_i - D_f}{U_i} \right) \quad [AVII.5]$$

$$Au = 47,25 \frac{ft^2 \times día}{toncorta}$$

En los parámetros de diseño se contempla procesar $20 \frac{L}{día}$ de efluentes con este dato se procede a calcular el valor del sólido a sedimentar en toneladas cortas por día.

$$20 \frac{L}{día} \times \frac{1000cm^3}{1L} \times \frac{1,6g \text{ pulpa}}{cm^3 \text{ pulpa}} \times \frac{4g \text{ sólido}}{100g \text{ pulpa}} = 811,56 \frac{g}{día}$$

$$Au = 47,25 \frac{ft^2 \times día}{ton \text{ corta}} = 4,897 ft^2$$

$$Au = 0,455 m^2$$

A partir del valor del área unitaria se procedió a calcular el diámetro del sedimentador a través de la siguiente fórmula:

$$\phi = \sqrt{\frac{4}{\pi} Au} \quad [\text{AVII.6}]$$

$$\phi = 0,761 \text{ m}$$

Con el método de Coulson Richardson se procedió a determinar el valor de la profundidad a través de la siguiente ecuación, para este cálculo fueron necesarios los datos mostrados en la tabla A7.3:

$$P = \frac{G \cdot tr}{A \cdot \delta_s} \left(1 + \frac{\delta_s}{\delta_f} \cdot X \right) \quad [\text{AVII.8}]$$

Tabla A7.3. Datos medidos experimentalmente necesarios para el cálculo de la profundidad del sedimentador

Porcentaje de sólidos %	X [kg agua/kg sólido]	G [ton/día]	Au [m ²]	Profundidad del sedimentador (m)
4	21,8365	0,000812	0,4551	0,105
15	10,915	0,003093	0,4994	0,188
30	1,8135	0,007043	0,2396	0,188

Al trabajar al 4% de sólidos se tiene:

$$P = \frac{0,000812 \times 1,5}{0,4551 \times 1,6} \left(1 + \frac{1,6}{1} \times 21,8365 \right) = 0,105 \text{ m}$$

Se estimó un tiempo de retención de 1,5 h establecido como el mejor tiempo en bibliografía (UNATSABAR, 2005, p. 18), a partir del valor de profundidad hallado se calculó el volumen total del sedimentador tomando en cuenta el esquema mostrado en la figura A7.2.

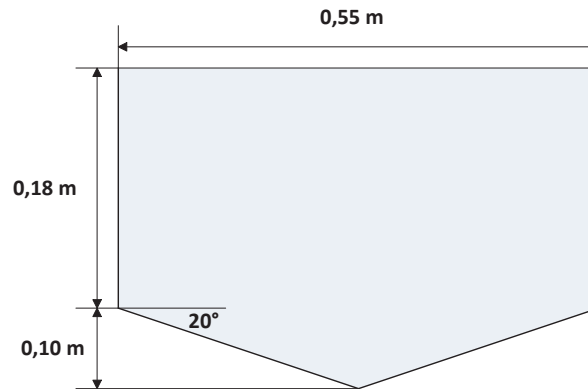


Figura A7.2. Esquema de la unidad de sedimentación para el cálculo del volumen

De donde se tiene que el volumen total de la unidad de sedimentación al trabajar al 30 % de sólidos que presentaron los mejores resultados en cuanto a dimensionamiento es:

$$V_t = V_{conobase} + V_{cilindro} \quad [AVII.9]$$

$$V_t = \pi r^2 \frac{h}{3} + \pi r^2 h$$

$$V_t = \pi \times 0,275^2 \times \frac{0,10}{3} + \pi \times 0,275^2 \times 0,18 = 0,0554 \text{ m}^3$$

Por lo tanto se tiene que al trabajar a un caudal de 20 L/día se obtendría un tiempo de retención de:

$$tr = \frac{\text{Volumen del sedimentador}}{\text{Caudal}} = \frac{0,0554 \text{ m}^3}{0,04 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}}$$

$$tr = 1,4 \text{ horas}$$

ANEXO VIII

DETERMINACIÓN DE LOS MEJORES TIEMPOS DE ELECTROCOAGULACIÓN Y PORCENTAJES DE REMOCIÓN

En la figura A8.1 se puede observar el efecto del proceso de electrocoagulación sobre la remoción de sólidos suspendidos en un reactor de 3 litros para efluentes orgánicos.

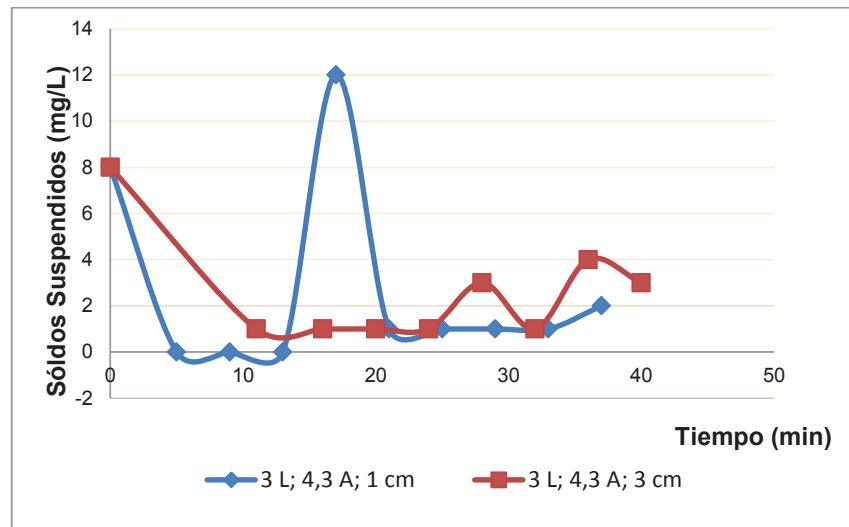


Figura A8.1. Efecto de la variación del distanciamiento de electrodos sobre la remoción de sólidos suspendidos para los efluentes orgánicos.

Como se puede observar en la figura A8.1 el mejor tiempo se obtiene a los 5 minutos cuando se trabaja a 1 cm de separación entre electrodos, a este tiempo el porcentaje de remoción es del 100 %, esta efectividad en el proceso se debe también a que la concentración inicial es baja.

En general se puede destacar que cuando se trabaja a un distanciamiento de 1 cm entre electrodos a un volumen de 3 L el porcentaje de remoción de contaminantes es mayor.

ANEXO IX

REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE LOS EFLUENTES POR FITORREMEDIACIÓN

Como se detalla en la sección 3.2.4.1 se realizó un ensayo piloto para evaluar el mayor porcentaje de remoción de contaminantes en función del tiempo. Las tablas de datos obtenidos experimentalmente así como las gráficas de concentración en función del tiempo para efluentes orgánicos y cianurados se detallan a continuación.

Tabla A9.1. Datos medidos en laboratorio del ensayo de fitorremediación aplicado a efluentes cianurados

Tiempo (días)	Concentración (mg/L)	
	Cu	Ag
1	16,08	0,14
2	0,97	0,01
3	0,16	0,01
4	0,16	0,01
% de remoción alcanzados	99,5	92,8

En la figura A9.1 se muestra una gráfica de la concentración de Cu en función del tiempo, en cuanto al elemento Ag al iniciar el ensayo ya se encuentra apto para su descarga por esta razón no se muestra la gráfica respectiva.

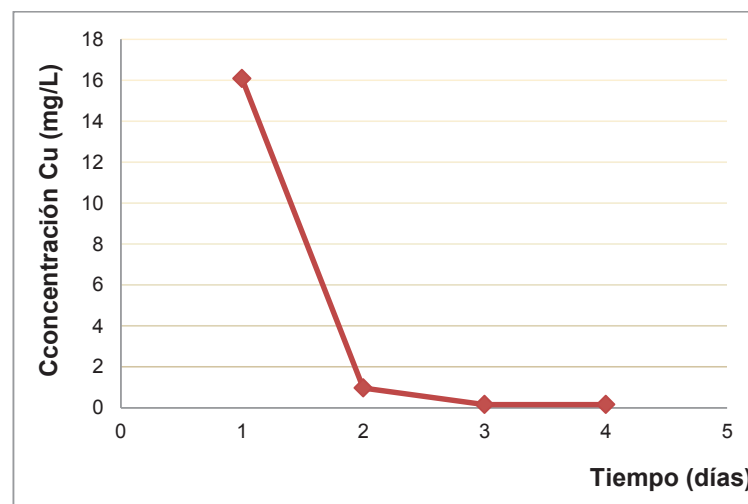


Figura A9.1. Variación de la Concentración de Cu en función del tiempo durante el proceso de fitorremediación

En el caso de los efluentes orgánicos el trazador seleccionado para este ensayo fue la DQO, los resultados obtenidos se muestran a continuación.

Tabla A9.2. Datos medidos en laboratorio del ensayo de fitorremediación aplicado a efluentes orgánicos

Tiempo (días)	DQO (mg/L)
1	1 700
2	238
3	204
4	204
% de remoción alcanzados	88

En la figura A9.2 se muestra una gráfica de la concentración de DQO en función del tiempo.

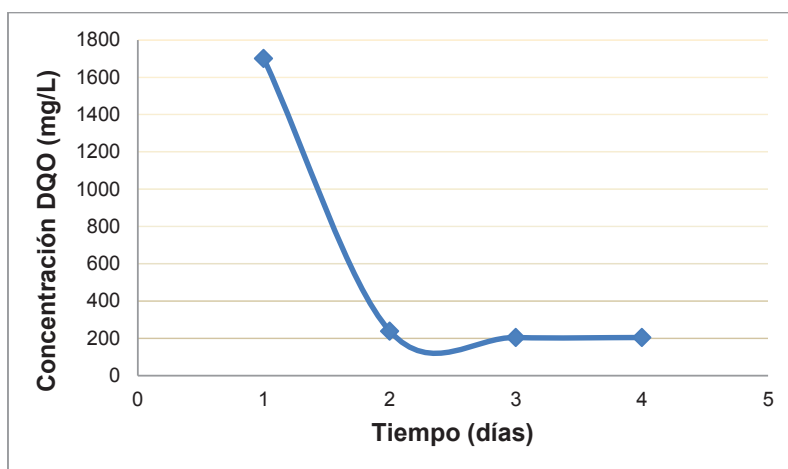


Figura A9.2. Variación de la Concentración de DQO en función del tiempo durante el proceso de fitorremediación

ANEXO X

DETERMINACIÓN DEL VOLUMEN DEL FILTRO SEGÚN LA FÓRMULA ESTABLECIDA EN CATÁLOGOS

Los filtros J - Press® de la casa SIEMENS presentan en sus catálogos una fórmula con la cual se puede calcular el volumen del filtro que se ajuste a los requerimientos, a continuación se muestra la tabla de selección y especificación que sirvió para esta determinación.

Tablas de selección y especificación

Es posible utilizar la siguiente fórmula para calcular el volumen (ft³) (l) de un filtro-prensa J-Press® en la mayoría de las aplicaciones de secado:

$$\text{Volumen total del filtro-prensa (ft}^3\text{) (l)} = \frac{\text{Volumen total de alimentación de producto (galones) (litros)} \times \text{\% concentración en sólidos de la entrada de producto}^* \times 8,34 \text{ (lb por galón de agua) (1 kg/l) (densidad del agua)} \times \text{peso específico del fango de entrada}}{\text{Densidad de la torta de filtro húmeda}^{**} \text{ (lb/ft}^3\text{)(kg/l)} \times \text{\% de sólido seco en la torta de filtro}^* \text{ or } \text{densidad de la torta (lb/ft}^3\text{) (kg/l) } \times \text{\% de sólido en la torta}}$$

* La concentración en % se debe expresar en forma decimal (por ejemplo, 2% = 0,02).
 ** Densidad de la torta de filtro húmeda = Peso específico de la torta de filtro húmeda x Densidad del agua

Figura A10.1. Tablas de selección y especificación de un filtro prensa J – Press (Catálogo J - Press®, p.7)

Para aplicar la fórmula detallada fueron necesarios datos experimentales que se midieron en el laboratorio y que se muestran en la tabla A10.

Tabla A10. Datos experimentales medidos en el proceso de filtración

Parámetros medidos de forma experimental	
V _{alimentación} (L)	7
% Sólidos alimentación	0,60
γ _{específico fango entrada}	1,34
ρ _{torta de filtrado húmeda} (kg/L)	2,076
% Sólido seco _{torta del filtrado}	0,78

- Cálculo del volumen del filtro

$$V = \frac{7 \times 0,6 \times 1 \times 1,34}{2,076 \times 0,78} = 3,47 L$$

A continuación se anexa la tabla de especificaciones en base al volumen de los filtros J - Press®.

PRENSA	MEDIDA	MÍNIMO	MÁXIMO	
250mm	Volumen (ft³)	0,1	0,4	
	Volumen (l)	2,8	11,3	
	Altura 381 mm (15°)	Longitud (pulg)	24,0	38,0
	Ancho 470 mm (18,5°)	Longitud (mm)	607,0	975,0
470 mm	Volumen (ft³)	0,5	4,0	
	Volumen (l)	14,2	113,0	
	Altura 1.162 mm (45,8°)	Longitud (pulg)	41,0	93,0
	Ancho 838 mm (33,0°)	Longitud (mm)	1.041,0	2.362,0
630 mm	Volumen (ft³)	2,0	8,0	
	Volumen (l)	57,0	227,0	
	Altura 1.299 mm (51,0°)	Longitud (pulg)	85,0	129,0
	Ancho 916 mm (36,0°)	Longitud (mm)	2.168,0	3.277,0
800 mm	Volumen (ft³)	8,0	25,0	
	Volumen (l)	227,0	708,0	
	Altura 1.473 mm (58,0°)	Longitud (pulg)	122,0	196,0
	Ancho 1.105 mm (43,5°)	Longitud (mm)	3.099,0	4.978,0
1.000 mm	Volumen (ft³)	25,0	55,0	
	Volumen (l)	708,0	1.558,0	
	Altura 1.689 mm (66,5°)	Longitud (pulg)	175,0	260,0
	Ancho 1.308 mm (51,5°)	Longitud (mm)	4.445,0	6.604,0
1.200 mm	Volumen (ft³)	50,0	125,0	
	Volumen (l)	1.416,0	3.540,0	
	Altura 1.892 mm (74,5°)	Longitud (pulg)	217,0	356,0
	Ancho 1.524 mm (60,0°)	Longitud (mm)	5.512,0	9.042,0
1.500 mm	Volumen (ft³)	130,0	270,0	
	Volumen (l)	3.682,0	7.646,0	
	Altura 2.432 mm (95,7°)	Longitud (pulg)	313,0	500,0
	Ancho 1.903 mm (74,9°)	Longitud (mm)	7.950,0	12.700,0
1,5 x 2,0 m	Volumen (ft³)	275,0	350,0	
	Volumen (l)	7.788,0	9.912,0	
	Altura 3.470 mm (136,6°)	Longitud (pulg)	430,0	507,0
	Ancho 2.007 mm (79,0°)	Longitud (mm)	10.922,0	14.097,0
2,0 x 2,0 m	Volumen (ft³)	300,0	600,0	
	Volumen (l)	8.496,0	16.992,0	
	Altura 2.692 mm (106,0°)	Longitud (pulg)	405,0	562,0
	Ancho 3.480 mm (137,0°)	Longitud (mm)	10,287,0	14.275,0

Figura A10.2. Tabla de selección en base al volumen de los filtros J - Press®
(Catálogo J - Press®, p.8)

ANEXO XI

DIMENSIONAMIENTO DE UN REACTOR ELECTROLÍTICO PARA PROCESAR 20 L/día DE EFLUENTES

En este anexo se detallan los cálculos necesarios para el dimensionamiento de la celda electrolítica utilizada en el sistema de tratamiento. Se tienen dos tipos de efluentes cianurados y orgánicos. Los cálculos que se muestran a continuación sirven para el procesamiento de ambos efluentes.

El volumen del reactor se determinó mediante el análisis de los resultados de los ensayos de electrocoagulación realizados en la sección 3.2.2.1 y corresponde a una celda electrolítica de 3 L, que opera durante 25 minutos, si se tiene que en una hora se puede procesar 2 cargas y que se trabaja durante 5 h entonces el volumen máximo de efluente que se puede procesar por día será:

$$V_{max} = 3 \frac{L}{carga} \times \frac{2 \text{ cargas}}{1 h} \times \frac{5 h}{día} = 30 \frac{L}{día}$$

El dimensionamiento del reactor se realizó en función del tamaño de los electrodos y el volumen máximo a procesar, los valores se presentan en la tabla A11, hay que considerar que el valor efectivo de las dimensiones de la celda corresponde a las longitudes que forman el volumen ocupado por el efluente, mientras que el valor total corresponde a la longitud total de las dimensiones por efecto de diseño.

Tabla A11. Dimensiones del reactor de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Valor Total	Valor Efectivo
Largo	M	0,21	0,20
Ancho	m	0,195	0,175
Altura	m	0,13	0,09
Volumen total	m ³	0,005	0,003

- Cálculo del número de electrodos

Para determinar el número de electrodos se asumió una separación máxima entre electrodos de 11 mm más 3 mm del espesor de cada placa, de acuerdo a la expresión de la ecuación AXI.1:

$$\# \text{ de electrodos} = \frac{\text{ancho celda} - 2 \times \text{dist. de electrodos a cara lateral}}{\text{distancia máxima entre electrodos} + \text{espesor de placa}} \quad [\text{AXI. 1}]$$

$$\# \text{ de electrodos} = \frac{20 \text{ cm} - 2 \times 4,3 \text{ cm}}{1,1 \text{ cm} + 0,3 \text{ cm}} = 8,14 \approx 8 \text{ placas}$$

Entonces se tiene 8 placas de aluminio de 3 mm de espesor, 4 de ellas conectadas al cátodo y las 4 restantes al ánodo. Por tanto el número de electrodos que se ocuparan en un reactor de $0,003 \text{ m}^3$ con una separación de 1 cm es de 8.

El consumo energético por unidad de volumen tratado se obtiene de la ecuación AXI.2

$$E = \frac{I * V}{Q} \quad [\text{AXI. 2}]$$

$$E = \frac{4,34 \text{ A} * 4 \text{ V}}{0,006 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} * 1000}$$

$$E = 2,89 \text{ KWh/m}^3$$

ANEXO XII

CÁLCULO DEL PORCENTAJE PROMEDIO DE DESGASTE DE LOS ELECTRODOS EN EL PROCESO DE ELECTROCOAGULACIÓN

Para esta sección se realizaron fichas técnicas en donde se pueden ver las condiciones de operación y el desgaste de los electrodos durante el proceso de electrocoagulación.

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 4

Muestra: Efluentes cianurados

Objetivo: Determinar el porcentaje de desgaste promedio de los electrodos durante el proceso de electrocoagulación

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 3 L
 Distanciamiento entre placas: 3 cm
 Tiempo de operación: 40 min
 Intensidad de corriente: ≈ 4 A

# Placa	Wi (g)	Wf (g)	% desgaste
1	119,51	118,99	0,44
2	137,49	136,86	0,46
3	142,97	141,96	0,71
4	143,15	142,51	0,45
5	145,50	144,53	0,67
6	147,04	146,26	0,53
7	138,46	137,51	0,69
8	119,61	119,02	0,49
% promedio			0,55

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 5

Muestra: Efluentes cianurados

Objetivo: Determinar el porcentaje de desgaste promedio de los electrodos durante el proceso de electrocoagulación

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 3 L
 Distanciamiento entre placas: 1 cm
 Tiempo de operación: 40 min
 Intensidad de corriente: ≈ 4 A

# Placa	Wi (g)	Wf (g)	% desgaste
1	118,99	118,56	0,36
2	136,86	136,25	0,45
3	141,96	141	0,68
4	142,51	141,89	0,44
5	144,53	142,93	1,11
6	146,26	145,36	0,62
7	137,51	136,74	0,56
8	119,02	118,70	0,27
		% promedio	0,56

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 6

Muestra: Efluentes cianurados

Objetivo: Determinar el porcentaje de desgaste promedio de los electrodos durante el proceso de electrocoagulación

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 3 L
 Distanciamiento entre placas: 1 cm
 Tiempo de operación: 40 min
 Intensidad de corriente: ≈ 4 A

# Placa	Wi (g)	Wf (g)	% desgaste
1	118,56	117,63	0,78
2	136,25	134,42	1,34
3	141	139,18	1,29
4	141,89	140,24	1,16
5	142,93	140,98	1,36
6	145,36	143,17	1,51
7	136,74	135,09	1,21
8	118,70	118,02	0,57
		% promedio	1,15

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL
DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRACTIVA
FICHA TÉCNICA No. 7

Muestra: Efluentes cianurados

Objetivo: Determinar el porcentaje de desgaste promedio de los electrodos durante el proceso de electrocoagulación

Condiciones de operación:

Cantidad de muestra: 3 L
 Distanciamiento entre placas: 3 cm
 Tiempo de operación: 40 min
 Intensidad de corriente: ≈ 4 A

# Placa	Wi (g)	Wf (g)	% desgaste
1	117,63	116,93	0,60
2	134,42	132,96	1,09
3	139,18	136,62	1,84
4	140,24	138,83	1,01
5	140,98	139,50	1,05
6	143,17	141,70	1,03
7	135,09	133,49	1,18
8	118,02	117,47	0,47
% promedio			1,03

ANEXO XIII

PROPIEDADES Y VENTAJAS DEL ACRÍLICO COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN



DIRECCIÓN: Pasaje N44B y Av. 6 de Diciembre (Entre Av. de los Shyris y Av. Río Coca) Quito-Ecuador
TELÉFONOS: (02) 3-34-30-34, (02) 3-34-30-60, (09) 9-45-45-45
E-MAIL: info@acrilux.com.ec

PROPIEDADES DEL ACRÍLICO

La lámina acrílica es un material termoplástico ampliamente utilizado por su estética y alta claridad, considerado como el mejor de todos los plásticos transparentes destinados a ser usados a la intemperie. El acrílico es uno de los plásticos de mayor aceptación en los mercados de cubiertas, publicidad, decoración, avisos luminosos, etc.

PROPIEDADES FÍSICAS

La lámina acrílica por sus propiedades físicas es una de las más durables del mercado. Entre ellas podemos citar:

- Transmisión de la luz del 92-95% (transparencia que es superior a la del vidrio).
- Bajo peso (densidad 1,2 g/cm³).
- Extraordinaria resistencia al medio ambiente, excelente resistencia a la degradación por rayos ultravioletas.
- No se opaca con el tiempo.
- Larga vida útil.
- Facilidad para el termo-formado: sometiéndole a temperaturas entre 140 a 180°C.
- Máxima temperatura recomendada para servicio o exposición continua 65 a 90°C.
- Mínima temperatura recomendada para servicio o exposición continua -40°C.
- Baja resistencia a la abrasión.
- Fácil limpieza, pues solo se necesita un detergente doméstico y agua.

PROPIEDADES QUÍMICAS

Resiste la mayoría de productos químicos: bases, ácidos, amoníaco (no muy concentrado), hidrocarburos alifáticos (hexano, nafta y octanos).

No resiste hidrocarburos clorinados (cloruro de metileno, tetracloruro de carbono); solventes aromáticos como benceno, terpeno, tolueno, trementina; alcoholes etílicos y metílicos; ácidos orgánicos como el acético, fenoles, thinner, cetonas y éteres.

DURABILIDAD DEL ACRÍLICO

No se presentan cambios significativos en el acrílico cuando éste se encuentra expuesto a temperaturas menores a 60°C, o durante largos periodos de tiempo a la intemperie.

La duración de la lámina de acrílico depende de la aplicación en la cual está siendo sometida, pudiendo ser desde pocos meses hasta muchos años.

El acrílico es más resistente que el vidrio, no se astilla y es un excelente aislante eléctrico.

A continuación se adjuntan una tabla de la disponibilidad de láminas transparentes en el mercado

Tamaños de las Láminas

LAMINA LISA CRISTAL									
MEDIDA		ESPESOR							
Largo x Ancho (pies)	Largo x Ancho (metros)	2 mm.	2.5 mm.	3 mm.	4 mm.	5 mm.	6 mm.	9 mm.	12 mm. o más (ME)
4 x 6	1.20 x 1.80	✓	✓	✓	✓	✓	•	•	BP
4 x 7	1.20 x 2.00	✓	✓	✓	•	•	•	•	BP
4 x 8	1.20 x 2.40	✓	✓	✓	✓	✓	•	•	BP
5 x 5	1.50 x 1.50	NO	NO	✓	✓	✓	•	BP	BP
5 x 6	1.50 x 1.80	NO	NO	✓	✓	✓	•	BP	BP
5 x 8	1.50 x 2.40	NO	NO	✓	✓	✓	•	BP	BP
5 x 10	1.50 x 3.00	NO	NO	✓	✓	✓	BP	BP	BP
6 x 6	1.80 x 1.80	NO	NO	✓	✓	✓	BP	BP	BP
6 x 8	1.80 x 2.40	NO	NO	✓	✓	✓	BP	BP	BP
6 x 9	1.80 x 2.60	NO	NO	✓	✓	✓	BP	BP	BP
6 x 10	1.80 x 3.00	NO	NO	✓	✓	✓	BP	BP	BP

✓	en stock
•	stock limitado
BP	Fabricación bajo pedido
ME	Medidas Especiales: 12, 15,20 mm.




Figura A13. Tabla de la disponibilidad de láminas de acrílico transparente en el mercado (Acrilux, 2013, p.5)

ANEXO XIV
DIMENSIONAMIENTO DE UN SISTEMA DE HUMEDALES
ARTIFICIALES PARA PROCESAR 2,5 L/h

A partir de las constantes halladas se procedió a calcular la superficie del humedal artificial en base a la ecuación 2.13. En primer lugar para los efluentes orgánicos y después para los efluentes cianurados.

$$As = \frac{0,02}{1,060 \times 0,38 \times 0,40} \times \ln \left[\frac{1700}{240} \right] \quad [\text{AXIV.1}]$$

$$As_{\text{orgánicos}} = 0,24 \text{ m}^2$$

$$As_{\text{cianurados}} = 0,16 \text{ m}^2$$

La mayor área requerida para la remoción de contaminantes es de 0,24 m² para los efluentes orgánicos, en base a este valor se procedió a determinar el resto de dimensiones.

Cálculo del ancho

$$W = \sqrt{\frac{0,24}{1,5}} = 0,4 \text{ m} \quad [\text{AXIV.2}]$$

Cálculo de la longitud

$$L = \frac{0,24}{0,40} = 0,60 \text{ m}$$

Tiempo de contacto con el medio granular

$$t = \frac{0,24 \times 0,40 \times 0,38}{0,02} = 1,82 \text{ días}$$

ANEXO XV

**ESQUEMA DE LAS ESTRUCTURAS DE SOPORTE PARA LA
IMPLEMENTACIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES**

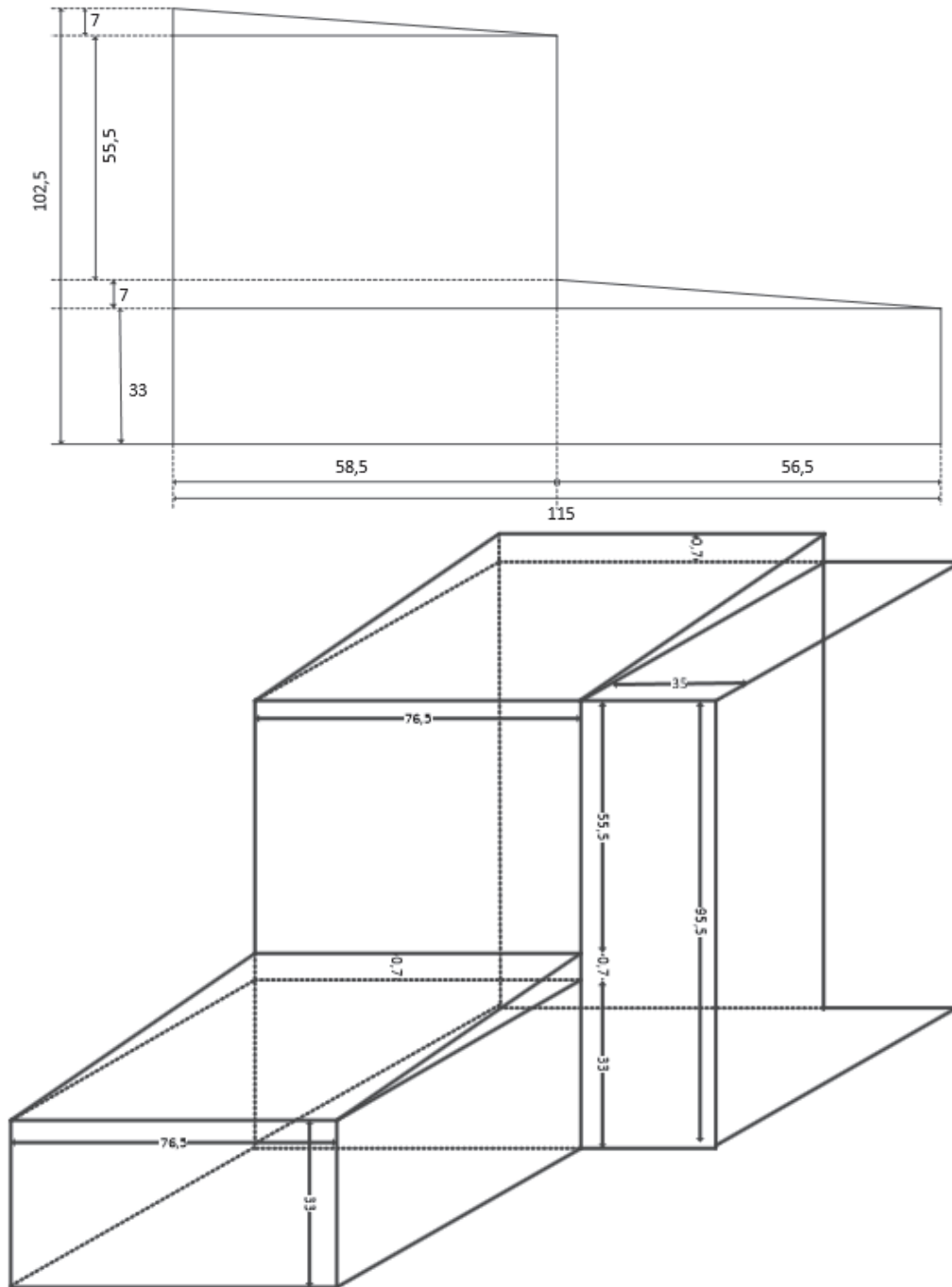


Figura A15. Vista lateral y frontal de la estructura de soporte para el sistema de humedales artificiales
(Guanoluisa, 2012, p.189)