

Nº 115
25/1



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

"ELECTROFLOCULACION PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
AGUEDA SOLIS TELLEZ



MEXICO, D. F.

1992

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUÍMICA

PRESIDENTE Prof. MIGUEL SALOMA TERRAZAS
VOCAL Prof. JOAN GENESCA LLONGUERAS
SECRETARIO Prof. RODOLFO TORRES BARRERA
1er. SUPLENTE Prof. AURORA DE LOS ANGELES RAMOS MEJIA
2do. SUPLENTE Prof. VICTOR MANUEL LUNA PABELLO

Sitio donde se desarrolló el tema:
Laboratorio de: "Electroquímica". No.110
División de Estudios de Posgrado
Facultad de Química.

U N A M .

ASESOR DEL TEMA:

Dr. MIGUEL SALOMA TERRAZAS

SUSTENTANTE:

AGUEDA SOLIS TELLEZ

TESIS

ELECTROFLOCULACION PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

INDUSTRIALES.

CONTENIDO	PAGINA
<u>INDICE.</u>	i
<u>INDICE DE FIGURAS.</u>	vii
<u>INDICE DE TABLAS.</u>	x
<u>INTRODUCCION.</u>	1
<u>I GENERALIDADES.</u>	3
I.1 INTRODUCCION	4
I.2 CICLO NATURAL Y DE UTILIZACION DE LAS AGUAS.	4
I.2.1 EL CICLO DE LAS AGUAS	4
I.2.2 EL CICLO DE APROVECHAMIENTO	6
I.2.3. EL CICLO DE EVACUACION	6
I.3 NATURALEZA COLOIDAL Y ELECTRICA DE LAS AGUAS RESIDUALES.	7
I.3.1 NATURALEZA COLOIDAL DE LAS PARTICULAS DISUELTAS.	7

I. 3. 2	INTERFASES DESARROLLADAS EN LAS AGUAS RESIDUALES.	9
I. 3. 3	ELECTRIFICACION DE LOS DOS LADOS DE LA INTERFASE: LA LLAMADA DOBLE CAPA.	10
I. 4	TEORIAS DE LAS DOBLES CAPAS.	10
I. 4. 1	MODELO DEL CONDENSADOR DE PLACAS PLANAS: TEORIA DE HELMHOLTZ-PERRIN.	10
I. 4. 2	NUBE IONICA: MODELO DE GOUY-CHAPMAN DE LA CARGA DIFUSA PARA LA DOBLE CAPA.	11
I. 4. 3	MODELO DE STERN.	13
I. 5	COLOIDEOQUIMICA.	16
I. 5. 1	EL ESPESOR DE LA DOBLE CAPA Y LAS DIMENSIONES DE LAS PARTICULAS SON DE LA MISMA MAGNITUD.	16
I. 5. 2	INTERACCION DE LAS DOBLES CAPAS Y ESTABILIDAD DE LOS COLOIDES.	16
I. 5. 3.	DESESTABILIZACION DE COLOIDES.	18
<u>II</u>	<u>CARACTERISTICAS GENERALES DEL PROCESO DE FLOCULACION.</u>	21
II. 1	INTRODUCCION.	22
II. 2	ANTECEDENTES HISTORICOS.	22
II. 3	DESESTABILIZACION DE LAS PARTICULAS COLOIDALES POR FLOCULACION.	23
II. 3. 1	COMPRESION DE LA DOBLE CAPA	24
II. 3. 2	ADSORCION IONICA ESPECIFICA	24

II. 3. 3	NEUTRALIZACION PARCIAL DE LA CARGA DEL POLIMERO.	24
II. 3. 4	ENLAZAMIENTO DEL POLIMERO.	25
II. 4	PARAMETROS DE SEPARACION.	25
II. 5	DESCRIPCION DEL PROCESO.	27
II. 5. 1	COAGULACION Y FLOCULACION.	27
II. 5. 2	SEDIMENTACION Y FLOTACION.	30
II. 5. 3	FILTRACION Y CENTRIFUGACION.	30
II. 6	PRUEBAS DE LABORATORIO	31
II. 6. 1	CRITERIO, INDICES Y UNIDADES.	31
II. 6. 2	PRUEBAS DE COAGULACION/FLOCULACION.	32
II. 6. 3	OTRAS PRUEBAS.	35
II. 7	CONSIDERACIONES DE DISEÑO.	35
II. 7. 1	SISTEMAS DE SEPARACION SOLIDO-LIQUIDO.	35
II. 7. 2	SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO Y DE PREPARACION.	36
II. 8	AGENTES Y AUXILIARES FLOCULANTES.	39
II. 8. 1	FLOCULANTES INORGANICOS.	39
II. 8. 2	FLOCULANTES ORGANICOS.	41
II. 9	APLICACIONES.	45
II. 9. 1	APLICACIONES GENERALES.	45
II. 10	LIMITACIONES.	47

<u>III</u>	<u>ELECTROFLOCULACION.</u>	48
III.1	INTRODUCCION.	49
III.2	DESESTABILIZACION DE PARTICULAS COLOIDALES POR ELECTROFLOCULACION.	50
III.3	ANTECEDENTES TEORICOS.	51
III.3.1	ELECTROQUIMICA.	51
III.3.2	ELECTROLISIS DEL AGUA.	52
III.3.3	NATURALEZA DE LOS ELECTRODOS.	55
III.4	PROCESOS ELECTROQUIMICOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS Y DE AGUAS RESIDUALES.	57
III.5	ELECTROFLOTACION.	60
III.5.1	CARACTERISTICAS GENERALES.	60
III.5.2	APLICACIONES DE LA ELECTROFLOTACION AL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.	63
III.6	ELECTROCOAGULACION.	67
<u>IV.</u>	<u>APLICACIONES Y PERSPECTIVAS DE LA</u> <u>ELECTROCOAGULACION AL TRATAMIENTO DE AGUAS Y</u> <u>DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.</u>	68
IV.1	INTRODUCCION.	69
IV.2	ELECTROCOAGULACION DE AGUA POTABLE.	70

IV. 3	TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACION DE LAS AGUAS RESIDUALES ACIDAS DE LA INDUSTRIA METALURGICA NO FERROSA.	72
IV. 3. 1.	ELECTROCOAGULACION.	72
IV. 3. 2.	ELECTROPRECIPITACION.	73
IV. 3. 3.	GALVANOCOAGULACION.	74
IV. 4	PURIFICACION Y DECOLORIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE LA CELULOSA Y EL PAPEL.	76
IV. 5	ELECTROCOAGULACION POR CORRIENTE ALTERNA	78
IV. 6	CARACTERISTICAS OPERACIONALES DE LA ELECTROCOAGULACION.	80
IV. 7	COMENTARIOS FINALES AL CAPITULO.	81
V	<u>UN CASO CONCRETO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ELECTROCOAGULACION.</u>	82
V. 1	INTRODUCCION.	83
V. 2	CARACTERISTICAS DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR.	85
V. 3	PROCEDIMIENTOS ANALITICOS.	93
V. 3. 1	DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO.	93
V. 3. 2	DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO.	93
V. 3. 3.	SOLIDOS TOTALES.	93
V. 3. 4	SOLIDOS SUSPENDIDOS.	93
V. 3. 5.	SOLIDOS DISUELTOS.	94
V. 3. 6.	pH	94

V. 4	PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.	94
V. 4. 1.	TRATAMIENTO QUIMICO CONVENCIONAL.,	94
V. 4. 2.	TRATAMIENTO ELECTROQUIMICO.	95
V. 5	RESULTADOS Y DISCUSION.	96
V. 5. 1.	RESULTADOS EXPERIMENTALES.	96
V. 5. 2.	DISCUSION DE RESULTADOS.	97
	<u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.</u>	99
	<u>REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.</u>	102

INDICE DE FIGURAS

F I G U R A		P A G I N A
I.1	Ciclo de las Aguas	6
I.2	Representación Esquemática de la Teoría de Helmholtz-Perrin.	11
I.3	Representaciones experimentales de la capacidad diferencial frente al potencial, para diferentes concentraciones de la disolución.	12
I.4	Modelo de Stern.	13
I.5	Potencial eléctrico en una interfase aceite-agua. De acuerdo a: (a) Teoría de Helmholtz-Perrin. (b) Teoría de Gouy-Chapman. (c) Teoría de Stern.	15
I.6	Energía de Interacción entre dos partículas coloidales, en función de la distancia a que se encuentran, cuando las condiciones favorecen la estabilidad del coloide.	18
I.7	Energía de interacción entre dos partículas coloidales, en función de la distancia a que se encuentran, cuando las condiciones favorecen la floculación.	19
I.8	Efecto de la adsorción por contacto de iones sobre la condición de estabilidad de un coloide.	20

II.1	Secuencia Del Proceso de Coagulación - Floculación.	28
II.2	Desestabilización de las Partículas coloidales por un floculante polielectrolítico.	29
II.3	Pruebas de Laboratorio de la coagulación - floculación.	34
II.4	Sistema De alimentación del coagulante.	37
II.5	Sistema De alimentación de floculante, con dispersador automático.	39
III.1	Esquema de la electrólisis de una disolución de sal acuosa.	54
III.2	Una celda con un electrodo de Hidrógeno.	56
III.3	Diagrama que ilustra la relación entre los potenciales normales de electrodo y los valores de electronegatividad.	57
IV.1	Los principios involucrados en la electrocoagulación.	70
IV.2	Diagrama de Flujo del proceso de electrocoagulación por corriente alterna.	79
V.1	Diagrama de bloques que ilustra el proceso de tratamiento actual, en la industria de pinturas.	84

V.2	Diagrama de bloques que ilustra el proceso de tratamiento propuesto, en el cual la electrocoagulación es una etapa de tratamiento.	84
V.3	Variación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno para el agua Residual analizada.	87
V.4	Variación de la Demanda Química de Oxígeno para el Agua Residual analizada.	88
V.5	Variación de la Concentración de Sólidos Totales, para el Agua Residual analizada.	89
V.6	Variación de la concentración de Sólidos Suspendidos, para el Agua residual analizada.	90
V.7	Variación de la concentración de Sólidos Disueltos, para el Agua Residual analizada.	91
V.8	Variación del pH del Agua Residual analizada.	92

INDICE DE TABLAS.

T A B L A	P A G I N A
1.1 Tamaños relativos de las partículas disueltas.	7
2.1 Equipo para la separación sólido/líquido.	36
2.2 Coagulantes inorgánicos.	41
2.3 Clasificación de los floculantes orgánicos.	42
2.4 Aplicaciones generales de los coagulantes y floculantes.	46
3.1 Valores de la electronegatividad de los elementos.	55
3.2 Tipos de materiales utilizados en el proceso de electroflotación.	61
4.1 Características importantes de el agua del Lago de Hellerudmyra.	71
4.2 Resultados de la extracción por electrocoagulación del agua del lago de Hellerudmyra, comparada con la coagulación convencional.	71
4.3 Resultados de la extracción por electrocoagulación de los metales no ferrosos de soluciones individuales.	76

4.4	Indices de eliminación de las aguas residuales de la industria de papel y celulosa, por diferentes técnicas.	77
5.1	Características del Agua Residual De la Industria de Pinturas analizada.	86
5.2	Resultados Experimentales.	96
5.3	Porcentajes de eliminación obtenidos por cada tipo de tratamiento.	96
5.4	Comparación entre la coagulación química y la coagulación electroquímica.	98

INTRODUCCION

El agua es un recurso natural, escaso, indispensable para la vida humana y para el ejercicio de la inmensa mayoría de las actividades económicas; es irremplazable, no es ampliable por mera voluntad del hombre, es irregular en su forma de presentarse en el tiempo y en el espacio, es fácilmente vulnerable y susceptible de usos sucesivos.

La escasez de agua dulce es uno de los problemas más graves que enfrentamos actualmente. Resulta evidente que la tierra ya no tiene agua suficiente para abastecer una demanda cada vez más excesiva. Nuestro planeta, (Debido al Ciclo natural de las aguas) contiene la misma cantidad de agua que hace millones de años, en tanto que su consumo por parte del hombre no deja de aumentar.

Es por ello que se impone la necesidad de tratar las aguas residuales, provenientes tanto del consumo humano, como las de la actividad industrial, antes de su descarga a la red de drenaje municipal o a los efluentes naturales. Para contribuir así a mantener el equilibrio ecológico.

Las aguas residuales industriales, por ser las más tóxicas, tienen efectos muy negativos sobre otras especies vivas, además, su tratamiento constituye una responsabilidad para los profesionales de la Química. Por tal razón, el presente trabajo de Tesis se enfoca a proponer una técnica de tratamiento para éste tipo de efluentes. La técnica propuesta es la electrofloculación y, el trabajo se centra en el nivel laboratorio.

El trabajo se encuentra estructurado, con la intención de ser comprensivo y didáctico. En el capítulo I, cuyo título es Generalidades, se han plasmado los antecedentes teóricos que se consideraron necesarios para la comprensión tanto de la presencia del agua en la tierra, como de la estructura y

la composición de las aguas residuales, se muestran también los diversos modelos de las dobles capas eléctricas, desarrolladas en todos los límites de fases. Por último, en el apartado de coloideoquímica, se describen las fuerzas de estabilización y de desestabilización de las partículas coloidales.

El capítulo II "Características Generales del Proceso de Floculación", Es una descripción resumida de éste proceso, desde la presentación de los cuatro mecanismos por los que opera y sus antecedentes históricos, hasta su utilización y aplicaciones en el nivel industrial, pasando antes, desde luego por su uso a nivel laboratorio. Este resumen se consideró necesario incluirlo, por constituir un antecedente indispensable para el entendimiento del proceso de "Electrofloculación". El cual se explica, en el capítulo III. En éste capítulo, además, se hace la diferenciación entre "electrofloculación" y "electrocoagulación". En el Capítulo IV, "Aplicaciones y perspectivas de la Electrocoagulación en el tratamiento de Aguas y de Aguas Residuales", se presenta un panorama general, basado en revisiones bibliográficas sobre el tema. El capítulo V "Un Caso Concreto de Tratamiento de Aguas residuales con Electrocoagulación", comprende la realización experimental a nivel laboratorio del tratamiento con electrocoagulación de las aguas residuales de una industria de pinturas. Para discutir acerca de los resultados obtenidos, se efectuaron análisis de las aguas residuales antes y después de su tratamiento.

Por último se concluye acerca de las eficiencias obtenidas y del trabajo en general.

CAPITULO I

GENERALIDADES

I GENERALIDADES

0.1 INTRODUCCION.

En el presente capitulo, se sientan las bases para el entendimiento de todo el trabajo. Se parte de explicar el *ciclo de las aguas*, el cual garantiza que la cantidad de agua en el universo es constante; aunque, no así su *calidad*.

Cuando la *calidad del agua*, se ve modificada por la presencia de compuestos tóxicos, ésta no cumplirá su función ecológica natural, puesto que afectará la vida de los organismos, incluyendo la del hombre mismo. Esto aunado a su cada vez más creciente necesidad, debido al aumento constante de la población mundial y a su uso irracional, hacen completamente urgente su tratamiento. Dentro de los ciclos de *aprovechamiento y de evacuación*, (Fair, Geyer y Okun Vols. 1 y 2, 1984), se ilustra el uso racional del agua.

Las aguas residuales, caen dentro de la clasificación de *dispersiones coloidales*, las que, de manera conjunta con *las estructuras de las interfases*, necesitan ser estudiadas con detenimiento, para entender los problemas asociados con la contaminación de las aguas y, poder proponer así alternativas de tratamiento. En éste capitulo, se tratan ambos temas de manera resumida. Adamson, 1976; Bockris, 1970; y Delahay, 1965; tratan estos temas con mayor detenimiento.

II 2 CICLO NATURAL Y DE UTILIZACION DE LAS AGUAS

I. 2.1 EL CICLO DE LAS AGUAS.

La precipitación, percolación, escurrimiento y evaporación son etapas en el ciclo del agua, el cual no tiene ni principio ni fin. Del agua que llega a la tierra,

alguna cae directamente sobre las superficies acuáticas, otra parte fluye sobre la tierra y hace su ruta por arroyos y ríos, estanques lagos y depósitos o mares y océanos; parte de ella retorna de inmediato a la atmósfera por evaporación, desde las superficies acuáticas y terrestres así como por evaporación y transpiración de la vegetación y otra parte se hunde en la tierra.

Parte del agua que penetra en la corteza terrestre, es retenida cerca de la superficie, de donde alguna cantidad se evapora directamente, y otra es tomada por la vegetación, para ser retornada a la atmósfera por transpiración. El remanente del agua infiltrada escurre hacia abajo por gravedad, hasta alcanzar el nivel freático, para unirse al depósito subterráneo dentro de la corteza terrestre. La mayor parte del agua subterránea es descargada hacia la superficie del suelo a través de manantiales y afloramientos de transminaciones, o pasa, ya sea al nivel freático o bajo él, a las corrientes o masas estáticas de agua. El agua que fluye por arroyos y ríos, se deriva, sólo en una pequeña parte, de la precipitación directa y en su mayoría del agua de lluvia que escurre por la superficie del suelo, y en cantidades más uniformes del flujo de tiempo seco proveniente de la disminución del nivel en los lagos, estanques y depósitos, así como de la transminación de agua subterránea.

La evaporación y la precipitación son las principales fuerzas motrices en el ciclo del agua. La radiación solar es la fuente de energía requerida.

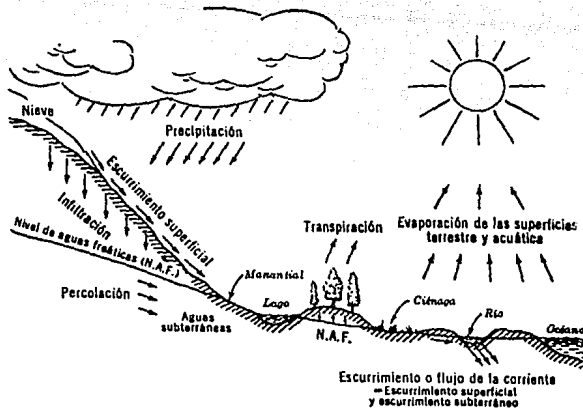


Figura I.1 Ciclo de las Aguas

I. 2.2 CICLO DE APROVECHAMIENTO.

Dentro del ciclo de aprovechamiento del agua en viviendas y fábricas, el control de la calidad de las aguas impone, sobre las comunidades organizadas, la obligación de buscar aguas de calidad adecuada.

I. 2.3 CICLO DE EVACUACION.

Obliga a las ciudades, pueblos e industrias a retornar a la fuente de suministro común, los efluentes de aguas usadas y aguas residuales de calidad aceptable. Por lo tanto, el control de la calidad de las aguas, tiene asignada una responsabilidad dual aunque esencialmente unificada, tanto para el abastecimiento de aguas como para la eliminación de aguas residuales; ésto puede cumplirse únicamente cuando dicho control establece y respeta los objetivos razonables y comunes, así como las normas necesarias.

1.3 NATURALEZA COLOIDAL Y ELECTRICA DE LAS AGUAS RESIDUALES

I. 3.1 NATURALEZA COLOIDAL DE LAS PARTICULAS DISUELTAS.

Todas las aguas, sean destiladas, deionizadas, crudas, superficiales, de procesos o de desecho, son una mezcla de substancias disueltas y partículas suspendidas; la mayor diferencia entre cada tipo de agua, son las concentraciones relativas de sus impurezas respectivas. Un residuo concentrado puede contener 100,000 mg/l (10%) o más sólidos suspendidos; un agua residual sin tratar 100 - 1000 mg/l (0.01 - 0.1%); un agua residual tratada de 3 - 30 mg/l (0.0003 - 0.003%); un agua potable menos de 0.1 mg/l (0.00001%). Estas partículas suspendidas, son ordinariamente polidispersas (intervalos de diferentes tamaños), son no esféricas (fibras, granos irregulares, formas amorfas) y tienen densidades variables (mayores o menores que la del agua). Estos sólidos se clasifican cómo: a) esencialmente insolubles (óxidos, minerales), b) sólo parcialmente solubles o hidratados (arenas, células microbianas), o en equilibrio con la solución en suspensión, (sales ligeramente solubles).

TABLA 1.1 TAMAÑOS RELATIVOS DE LAS PARTICULAS SUSPENDIDAS.

CLASE	DIAMETRO (MM).
coloidal	0.000001 - 0.001
dispersada	0.001 - 0.1
coagulada	0.1 - 1.0
floculada	1.0 - 10.0

Las partículas dispersas son estabilizadas de manera individual, por fuerzas debidas a las cargas superficiales de las partículas y/o a la hidrodinámica del fluido.

La mayoría de las partículas coloidales disueltas o suspendidas en las aguas y aguas residuales a pH neutro como son: arcillas, óxidos de metal hidratados, fibras de metal y células bacterianas, poseen cargas de superficie negativas.

Existen tres procesos distintos que actúan como fuentes de carga superficial, dependiendo de la composición de la solución y/o de la naturaleza de la fase sólida:

- 1). La colección de imperfecciones en los reticulos del cristal. Esta fuente es responsable de que existan una gran porción de cargas sobre las partículas de arcilla. El signo y la magnitud de estas cargas, producidas por sustituciones isomórficas de átomos individuales, son independientes de las características de la fase fluida.
- 2). La presencia de grupos superficiales ionizables como son los grupos carboxil, amino, sulfato y/o hidróxilo. La carga sobre cada partícula depende de la cantidad de ionización del grupo superficial y del pH de la suspensión. Los tamaños y magnitudes de las cargas ionizables dependen en gran parte de las características de la fase acuosa.
- 3). La adsorción preferencial de los iones de la solución, la cual, puede originarse de enlaces de hidrógeno, enlaces covalentes o enlaces de Van der Waals y ser aumentada por atracción electrostática. El signo y la magnitud de éste tipo de carga, también depende de las características de la fase fluida.

Las partículas suspendidas en el agua son principalmente hidrofóbicas, hidrofílicas o una combinación de ambas. Las

partículas hidrofóbicas pueden no ser totalmente repelentes al agua. La adsorción de iones en la interfase partícula - solución, no obstante está limitada a sólo unas pocas capas moleculares de agua. Estas partículas, son generalmente rígidas, tienen estructuras amorfas o cristalinas y están estabilizadas en suspensiones acuosas, principalmente por la carga. Generalmente carecen de estabilidad en la presencia de electrolitos. Muchos minerales inorgánicos forman partículas hidrofóbicas. La hidrofobicidad puede también inducirse o incrementarse de manera artificial por la adsorción de agentes de actividad superficial, los que promueven la separación de sólidos deseada.

I. 3.2.INTERFASES DESARROLLADAS EN LAS AGUAS RESIDUALES.

Para comprender los fenómenos de floculación y electrofloculación, para el tratamiento de aguas residuales, es conveniente principiar explicando las teorías eléctricas de interacciones interfaciales.

Un agua residual, tal como lo explicamos en el inciso anterior, puede estar constituida por partículas que se encuentran dispersas en esta, de tal modo que entre los límites de cada partícula se desarrolla una interfase partícula - medio acuoso.

O bien, si el agua residual es una mezcla de dos o más líquidos inmiscibles, se tiene una emulsión. En este caso particular, se desarrollaran interfases líquido - líquido.

Para cualquiera de los dos casos anteriores y hasta para una combinación de ambos, el principio de estudio es el mismo, puesto que en todos se tienen *límites de fase*.

Las fases que aparecen a ambos lados de la superficie límite se cargan eléctricamente con la misma intensidad y

con signos opuestos. De tal manera que la ordenación de las partículas en la región de la interfase es un compromiso de las estructuras que demandan ambas fases.

I. 3.3 ELECTRIFICACION DE LOS DOS LADOS DE LA INTERFASE: LA LLAMADA DOBLE CAPA.

Cuando se separan las cargas, se produce una diferencia de potencial a través de la interfase. El término doble capa eléctrica, o simplemente doble capa, suele utilizarse para describir la ordenación de cargas y dipolos orientados que constituyen la región de la interfase en los límites de un electrolito. Una doble capa es una región entre dos fases en la que se han separado los constituyentes cargados, de modo que se han electrificado ambos lados de la interfase; las cargas existentes en ellos son de la misma magnitud pero de signos opuestos, lo que hace que la región de la interfase sea, en conjunto, eléctricamente neutra.

I. 4 TEORIAS DE LAS DOBLES CAPAS

I. 4.1. MODELO DEL CONDENSADOR DE PLACAS PLANAS: TEORIA DE HELMHOLTZ - PERRIN.

El primer modelo acerca de la estructura de la doble capa procede de los trabajos de Helmholtz y Perrin. La carga neta presente en el metal extraería de la disolución, de entre los iones dispersos al azar, una capa de iones de signo contrario. De esta forma, la interfase electrificada quedaría formada por dos láminas de cargas, una sobre la partícula y la otra en la disolución. De aquí el nombre de *doble capa*. Las densidades de carga sobre las dos láminas son de igual magnitud y de signos opuestos, exactamente igual que en un condensador de placas paralelas.

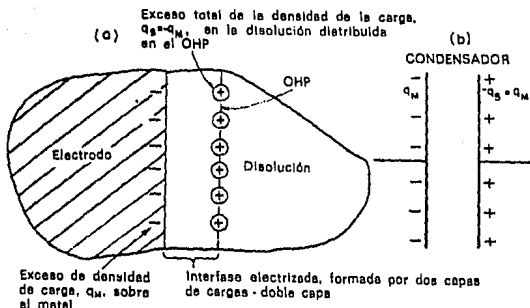


FIGURA I.2 (A) UNA DOBLE CAPA. Tipo simple, hipotético en que una capa de iones en el OHP constituye todo el exceso de carga, q_S , presente en la disolución. En este diagrama no se han representado las capas de solvatación de estos iones ni la primera fila de la molécula de agua. (b) El equivalente eléctrico de tal doble capa es un condensador de placas paralelas.

Sin embargo, experimentalmente, las interfaces electrificadas no se comportan como una doble capa simple. El modelo de condensador de placas paralelas es demasiado simple, para describir su complejidad.

I. 4.2 NUBE IONICA: MODELO NUBE DE GOUY-CHAPMAN DE CARGA DIFUSA PARA LA DOBLE CAPA.

Fueron Gouy y Chapman quienes pensaron en liberar a los iones de su permanencia en una lámina paralela al electrodo. Pero una vez que los iones están libres, quedan expuestos al bombardeo térmico por las partículas de la disolución. El comportamiento de los iones en las proximidades de la partícula, queda afectado por la fuerza eléctrica procedente de la carga de ésta y por la agitación térmica. Se establece entonces un equilibrio entre las fuerzas eléctricas y térmicas y con ello una distribución media, en el tiempo de los iones.

Por tanto, de acuerdo con la teoría de la carga difusa, la capacidad diferencial de una interfase electrificada no debe ser constante. Más bien debería presentar una dependencia del tipo de parábola invertida respecto al potencial, a través de la interfase.

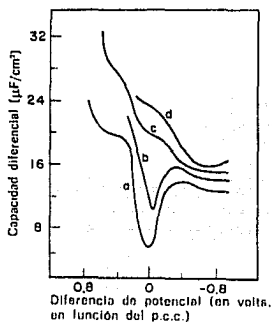


figura I.3
Representaciones experimentales de la capacidad diferencial frente al potencial para diferentes concentraciones de la disolución. (la concentración de las disoluciones aumenta desde la curva a a la d.)

Las curvas experimentales capacidad-potencial, no son justamente las parábolas invertidas que predice el modelo de Gouy-Chapman. Para disoluciones muy diluidas ($< 0.001 \text{ M}$) y para potenciales próximos al Potencial de carga cero (p.c.c.), se encuentran partes de las curvas experimentales que sugieren que la interfase se está comportando tal y como previeron Gouy-Chapman.

Sin embargo, para potenciales que se alejen del correspondiente a carga cero y en disoluciones concentradas, el modelo de Gouy-Chapman no guarda relación alguna con la realidad. No sólo es incorrecta la forma prevista para las curvas de capacidad-potencial, sino que además se presenta la cuestión de la dependencia con la concentración. La teoría de Gouy-Chapman predice que la capacidad depende de la

concentración en una extensión que no es, en modo alguno, la observada. Para concentraciones elevadas (por ejemplo, 1M) la capacidad prevista es casi diez veces mayor que el valor observado.

I. 4.3. MODELO DE STERN.

La tesis de Helmholtz-Perrin, de la existencia de una capa de iones en contacto con el electrodo o la partícula y la antítesis de Gouy-Chapman, que representa a los iones desordenados en la disolución por agitación térmica, sugiere la síntesis que implica que determinados iones se adhieran al electrodo, mientras que otros se difunden a modo de nube. Esta síntesis la realizó Stern.

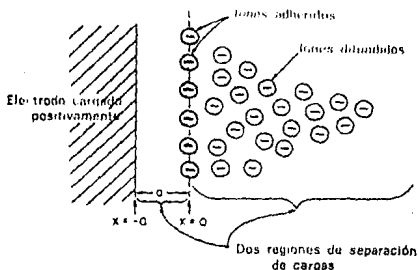


Figura I.4. Modelo de Stern, con una capa de exceso de cargas negativas (-) pegadas al electrodo, mientras las restantes se encuentran difundidas en forma de nube. El lugar geométrica de los centros de iones adheridos al electrodo, se encuentra a una distancia a del electrodo. (Nota: En el diagrama únicamente se representan las cargas en exceso, y se omiten las moléculas de agua. Estas tocan al electrodo y lo separan de los iones.)

La versión más sencilla de la teoría de Stern consiste en eliminar la aproximación que admite, en la teoría de la

doble capa, que los iones son cargas puntiformes. Esto se realiza exactamente de la misma forma que en la teoría de las interacciones ion-ion; los centros de los iones no pueden acercarse a un electrodo a una distancia menor que en cierta distancia crítica, (a) del electrodo. Esto equivale a aplicar la teoría de Gouy-Chapman para iones de tamaño finito, no a cargas puntiformes.

La síntesis de Stern, que resume los modelos de Helmholtz-Perrin y Gouy-Chapman, implica una síntesis de las relaciones potencial-distancia características de estos dos modelos. De esta forma, la representación del modelo de Stern de la variación de potencial a través de una interfase consta de una variación lineal que corresponde al modelo de Helmholtz-Perrin y de una variación exponencial, correspondiente al modelo de Gouy-Chapman.

Por tanto, una interfase electrificada tiene una capacidad diferencial total, que viene dada por las capacidades de Helmholtz y Gouy en serie:

$$\frac{1}{C} = \frac{1}{C_H} + \frac{1}{C_G}$$

En disoluciones lo suficientemente concentradas, la capacidad de la interfase es efectivamente igual a la capacidad de la región de Helmholtz, o sea, del modelo de placas paralelas. En este caso es válida la analogía entre la interfase electrificada y los condensadores eléctricos. La capacidad total de dos condensadores en serie es en realidad, igual a la capacidad menor cuando la otra es lo suficientemente grande.

$$\frac{1}{C_G} \ll \frac{1}{C_H}$$

Y para todos los fines prácticos:

$$\frac{1}{C} \approx \frac{1}{C_G} \text{ o sea, } C \approx C_G.$$

Para concentraciones lo suficientemente pequeñas, la interfase electrificada se ha hecho efectivamente análoga a la de Gouy-Chapman, con la carga de la disolución difundida bajo la influencia simultánea de las fuerzas eléctricas y térmicas.

$$\frac{1}{C_H} \ll \frac{1}{C_G}$$

$$\frac{1}{C} \approx \frac{1}{C_G} \text{ o sea, } C \approx C_G.$$

La figura I.5 nos muestra las variaciones del potencial eléctrico respecto de la distancia para las teorías de: (A) La teoría de Helmholtz Perrin, (B) la teoría de Gouy-Chapman y (C) La teoría de Stern.

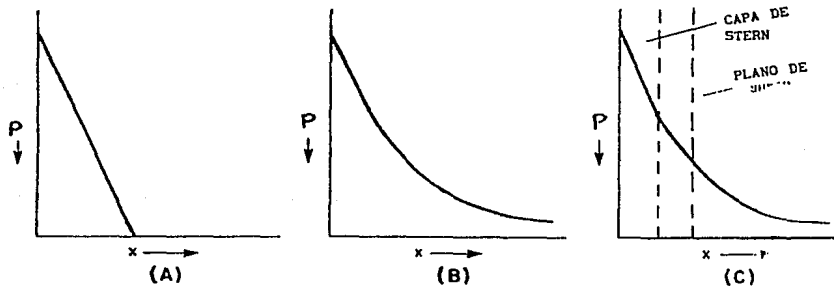


Figura I.5 Potencial Eléctrico en una interfase Aceite-Agua De acuerdo a: (a) La teoría de Helmholtz Perrin;(b) La teoría de Gouy-Chapman. (c) La teoría de Stern.

I. 5.1 EL ESPESOR DE LA DOBLE CAPA Y LAS DIMENSIONES DE LAS PARTICULAS SON DE LA MISMA MAGNITUD.

Cuando las partículas alcanzan dimensiones submicroscópicas (10 a 10 000 Å), es decir, dimensiones del mismo orden de magnitud, o menores, que la longitud de onda utilizada en los microscopios, se dice que forman parte del estado coloidal de la materia [Mundo intermedio en que las partículas son demasiado grandes para desempeñar el comportamiento estricto de los átomos y al mismo tiempo demasiado pequeñas para presentar las propiedades medias correspondientes a la materia macroscópica.].

Cuanto menores son éstas partículas (\approx micras), tanto mas intensamente reaccionan frente a los *chaques térmicas* de los iones y las moléculas de agua del electrolito; en consecuencia desarrollan un movimiento al azar a través de la disolución. Las partículas o esferas mayores (\approx centímetros), también intercambian cantidad de movimiento con las partículas de la disolución, pero sus masas son grandes en comparación con las de los iones o moléculas, de modo que las velocidades resultantes de las esferas son esencialmente nulas, a consecuencia de sus colisiones.

I. 5. 2 INTERACCION DE LAS DOBLES CAPAS Y ESTABILIDAD DE LOS COLOIDES.

Considerando las disoluciones diluidas y la ausencia de iones absorbidos por contacto, se puede representar cada esfera metálica por una región de carga difusa (De Gouy-Chapman). Sin embargo, las capas de Gouy-Chapman de las dos partículas que chocan tienen cargas del mismo signo. *Por tanto, cuando las dos partículas se aproximan se produce una repulsión electrostática.* La cual depende de la distancia (r) entre las esferas y varía con la distancia de la misma

forma que el potencial de Gouy-Chapman.

Esta dependencia de la distancia viene dada, aproximadamente, por $\psi_{oe}^{-\kappa r}$.

En donde: ψ_o = potencial externo inicial
 κ = potencial de superficie
 r = distancia entre las esferas.

Resumiendo. La interacción total entre las dos esferas metálicas puede dividirse en dos partes:

- a) La de las superficies, o de las dobles capas, que queda determinada por el potencial de Gouy-Chapman
- b) La correspondiente al volumen, que se expresa por $-Ar^{-6} + Br^{-12}$. (Bockris, 1970 Vol. 2 Chap. 7.).

La interacción entre las dobles capas se extiende desde la indiferencia, a distancias grandes, a una repulsión creciente cuando las partículas se aproximan entre sí. La interacción entre los volúmenes conduce a una atracción, a menos que las esferas se aproximen demasiado, en cuyo caso aparece una brusca repulsión. La energía de interacción total depende del valor relativo de los efectos debidos a la superficie (doble capa) y al volumen y se puede representar por $U_{total} = \psi_{oe}^{-\kappa r} + (-Ar^{-6} + Br^{-12})$. Esta fórmula aproximada contiene información acerca de la que sucede cuando chocan dos partículas coloidales. (las dos esferas metálicas).

Bockris (1970). elaboró una representación de U_{total} , en función de la distancia entre las partículas.

Concluyendo del diagrama que para el primer tipo de comportamiento, en el cual predomina la repulsión electrostática, la energía neta U_{total} , es siempre positiva:

lo cual significa que dos *partículas coloidales* no pueden adherirse entre sí de forma estable. Si no se ordenaran entre sí en dobles capas, predominaría la interacción entre las partículas, despreciando la repulsión debida a la doble capa, y tendría un mínimo en una región de potencial negativo, que consecuentemente correspondería a una situación en que queda favorecida la *agregación* de partículas coloidales.

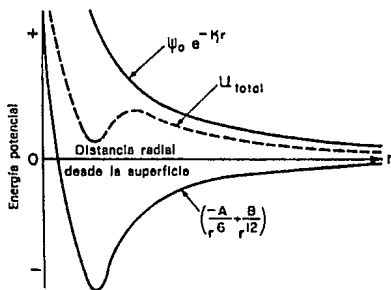


figura I.6. Energía de interacción entre dos partículas coloidales, en función de la distancia a que se encuentran, cuando las condiciones favorecen la estabilidad del coloide.

Por lo tanto, si las partículas de dimensiones coloidales sobreviven a la agregación con formación de fases macroscópicas, es *únicamente* porque sus límites están resguardados por interfases electrificadas. La repulsión entre las dobles capas es la clave para la estabilidad de los coloides.

I. 5.3 DESESTABILIZACION DE COLOIDES.

Si se concentra una disolución coloidal añadiéndole algún electrólito, la región de Gouy-Chapman empieza a perder espesor y el potencial cae rápidamente. κ crece y como $\psi = \psi_0 e^{-\kappa r}$, ψ cae más rápidamente en función de la distancia. Con otras palabras, la región de Gouy-Chapman queda comprimida y la curva de interacción total se vuelve negativa y presenta

un mínimo para r_{min} . Dos partículas coloidales que se aproximan quedan unidas entre si irreversiblemente a esta distancia. El coloide ha perdido su estabilidad. Este proceso puede ser, una coagulación o una floculación.

Existe otro medio para provocar la floculación irreversible, mediante la adsorción por contacto de iones, se puede reducir el valor de ψ_0 sin cambiar significativamente la concentración del electrólito. Bockris (1970) elaboró diagramas energía potencial vs distancia para ilustrar los dos mecanismos descritos anteriormente. Ver figuras I.7 y I.8.

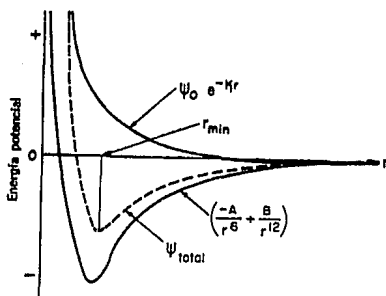


figura I.7 Energía de interacción entre dos partículas coloidales, en función de la distancia, a que se encuentran, cuando las condiciones favorecen la floculación.

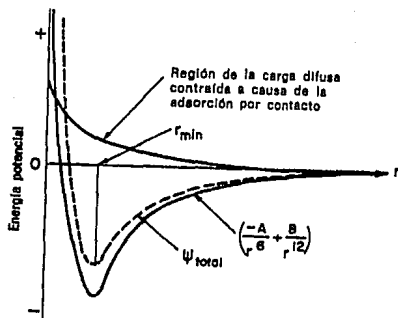


figura I.8. Efecto de la adsorción por contacto de iones sobre la condición de estabilidad de un coloide.

C A P I T U L O I I

CARACTERISTICAS GENERALES DEL PROCESO DE FLOCULACION

II CARACTERISTICAS GENERALES DEL PROCESO DE FLOCULACION.

II.1 INTRODUCCION

En el capítulo anterior, se hizo hincapié, en que las aguas residuales son básicamente suspensiones coloidales, las cuales deben su estabilidad, a la separación de cargas existentes en las interfases partícula - medio acuoso.

Los procesos de *coagulación* y *floculación* son ampliamente utilizados para efectuar la separación de las partículas en suspensión del agua residual a tratar, mediante su desestabilización; preacondicionándola de éste modo para separaciones subsecuentes por sedimentación, flotación, filtración ó centrifugación.

II.2 ANTECEDENTES HISTORICOS.

En realidad, la preocupación del hombre por clarificar el agua de uso doméstico es muy antigua, tan es así que data de la parte final del siglo I D.C., la primera mención específica de la cal y el alumbre para éste uso. Podemos entonces considerar, *al alumbre como al primer agente floculante y a la cal el primer auxiliar de sedimentación.*

El uso de tales auxiliares en grandes plantas industriales, y en sistemas municipales empezó a finales del siglo XIX y principios del siglo XX. Se encontró que una amplia variedad de suspensiones acuosas eran susceptibles de este tipo de tratamiento. Y, poco a poco se fueron encontrando y desarrollando nuevos productos. En particular, ciertos polímeros orgánicos naturales, tales como la cola y el almidón que se emplearon principalmente en el área de procesamiento mineral.

La introducción de polímeros sintéticos, solubles en agua, a la industria minera en 1951, transformó en una nueva era las separaciones sólido-líquido por reactivos químicos. Los cuales fueron, los primeros de una amplia variedad de floculantes, adaptados para satisfacer muchas necesidades tales como la clarificación del agua (municipal e industrial); tratamiento de lodos municipales y desechos industriales (Provenientes de: procesamiento de alimentos, refinación de aceites, fábricas papeleras, pulido de metales etc.). (Kirk-Othmer, 1980).

II. 3 DESESTABILIZACION DE LAS PARTICULAS COLOIDALES POR FLOCULACION

Los dos factores más importantes a considerar en cualquier proceso de coagulación - floculación son:

- 1) El tamaño efectivo de la partícula y
- 2) La carga neta de superficie de las partículas.

Ambos factores están influenciados por la probabilidad de colisión con otras partículas y/o con agentes químicos desestabilizantes.

En Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 1988., aparecen reportados cuatro modelos que explican la desestabilización de las partículas coloidales por floculación. Aunque, se debe aclarar que ésta puede ocurrir por cualquiera o por todos los mecanismos propuestos: (1) Compresión de la doble capa, (2) Adsorción iónica específica, (3) Neutralización parcial de la carga del polímero, (4) Enlazamiento del polímero.

(1) COMPRESION DE LA DOBLE CAPA

Al añadir un agente floculante, se incrementa la concentración catiónica en el agua y se comprimen las dobles capas de carga circundantes a las partículas suspendidas, reduciéndose de esta manera el número de colisiones entre las partículas, y haciendo inestable a la suspensión. La eficiencia de cada compresión aumenta con el cuadrado de la carga iónica del floculante - coagulante añadido. Este mecanismo cuenta con algunas excepciones para la desestabilización de suspensiones por sales inorgánicas, especialmente por iones monovalentes.

(2) ADSORCION IONICA ESPECIFICA.

El mecanismo de la adsorción iónica específica se aplica cuando los cationes son enlazados químicamente a la superficie de la partícula, formando complejos con los átomos de la superficie. Esto hace que la carga de la partícula pueda ser parcial o completamente neutralizada. En el último caso, las partículas ya no se repelen unas con otras y las condiciones para la aglomeración son óptimas. Las sales trivalentes de Hierro y Aluminio son ejemplos de floculantes que funcionan en esta forma; en agua están parcial o totalmente hidrolizadas para formar hidróxidos dibásicos, tribásicos o poliméricos positivamente cargados que se absorben sobre la superficie de la partícula y neutralizan la carga de ésta, de acuerdo a su grado de hidrólisis.

(3) NEUTRALIZACION PARCIAL DE LA CARGA DEL POLIMERO.

Cuando los polímeros catiónicos son adicionados a una suspensión, se adsorben por las superficies de las partículas con carga negativa y, las neutralizan. Pero, como su densidad de carga es mucho mayor que la de la superficie de las partículas, se forman entonces centros poliméricos positivamente cargados, sobre las superficies de las

partículas y, en consecuencia, estas entran en contacto con las superficies cargadas negativamente de otras partículas, desestabilizando la suspensión.

Por este mecanismo de floculación, actúan los polímeros catiónicos de relativamente bajos pesos moleculares (como la polietilenaamina).

(4). ENLAZAMIENTO DEL POLIMERO.

Las cadenas de polímeros de alto peso molecular son adsorbidas sobre la superficie de la partícula y forman puentes entre las partículas adyacentes. La adsorción ocurre por fuerzas electrostáticas, fuerzas de Van Der Waals, enlaces de hidrógeno y por enlaces químicos. Este modelo es utilizado para explicar la floculación producida por floculantes orgánicos de alto peso molecular cuya calidad, comúnmente está considerada como de las más efectivas.

El mecanismo de enlazamiento es diferente para floculantes aniónicos, catiónicos y no iónicos.

El contenido iónico y el pH del fluido en suspensión afectan la carga de la superficie. Los signos, magnitudes y distribuciones de estas cargas de superficie en movimiento ejercen influencia sobre el tipo y la cantidad del floculante a ser añadido.

II.4 PARAMETROS DE SEPARACION

La sedimentación de partículas suspendidas se divide en tres clases: discreta, floculante y parcial. Cuando las propiedades físicas de la suspensión son constantes, la sedimentación que se está llevando a cabo es la discreta. El proceso de sedimentación desarrollado en esta clase es función únicamente de la velocidad de sedimentación y del tiempo.

Las suspensiones floculantes contienen partículas, que continúan aumentando de tamaño durante el proceso de sedimentación. Las velocidades de sedimentación pueden incrementarse con el tiempo. Si la concentración de partículas que estén sedimentando es alta, se desarrolla una interfase distinta con zonas de sedimentación definidas. La eliminación es una función de la velocidad de sedimentación y de la concentración de sólidos.

Las suspensiones que sedimentan en la clase parcial, están sujetas a sedimentación dificultosa, comportándose como partículas individuales en contacto unas con otras.

La consideración de que todas las partículas que están sedimentando son esferas discretas, es sólo una aproximación. La mayoría de las partículas son de formas irregulares. Las partículas floculadas tienen áreas de superficie grandes y extensos vacíos intersticiales los cuales, reducen la densidad efectiva del flóculo. Para definir las velocidades medias de asentamiento y los grados de eliminación, es necesario hacer estudios de laboratorio y de planta piloto. Para predecir de manera cualitativa los efectos del cambio de la densidad y del diámetro de la partícula así como de la densidad y de la viscosidad de la solución, pueden emplearse las ecuaciones que describen la sedimentación.

Para aumentar la viscosidad y la estabilidad de la partícula que está sedimentando, pueden agregarse agentes espesantes tales como co-floculantes insolubles que tengan gran densidad. Alternativamente, si se disminuye la densidad efectiva del fluido introduciendo burbujas de aire, la separación es intensificada. Con lo cual, se logra que las partículas en lugar de sedimentar, floten. Las velocidades de asentamiento ó flotación se incrementan cuanto más se incremente la diferencia de densidades entre las partículas y el fluido en suspensión.

11.5 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

11.5.1 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN.

La coagulación y floculación pueden ser representadas como el proceso secuencial mostrado en la figura 11.1. De manera realista, ambos procesos ocurren simultáneamente o con algún traslape, se distinguen por:

- (1) Sus mecanismos de desestabilización.
- (2) Los tipos de químicos utilizados para su iniciación.
- (3) Los tamaños relativos de las partículas aglomeradas.

Históricamente, la floculación ha sido considerada como la aglomeración de las partículas suspendidas promovida primeramente por la agitación física, colisiones partícula - partícula y por acoplamiento mutuo. Los contactos entre partículas producidas por un movimiento molecular fortuito (Movimiento Browniano) se definen como floculación pericinética; el contacto causado por movimiento del fluido (agitación) es considerado floculación ortocinética. Los agentes químicos (coagulantes y floculantes) reducen las barreras de energía entre las partículas e incrementan la atracción mutua.

Los términos de coagulación y floculación fueron usados indistintamente durante mucho tiempo. Ahora, sin embargo, son utilizados para describir procesos separados.

La coagulación puede interpretarse como la conversión de partículas coloidales y dispersas en flóculos pequeños y visibles después de la adición de un electrolito simple. Al aumentar la concentración del electrolito se obtiene una compresión de la doble capa eléctrica alrededor de cada partícula suspendida y una disminución en la magnitud de las interacciones repulsivas entre las partículas con la consiguiente desestabilización de éstas.

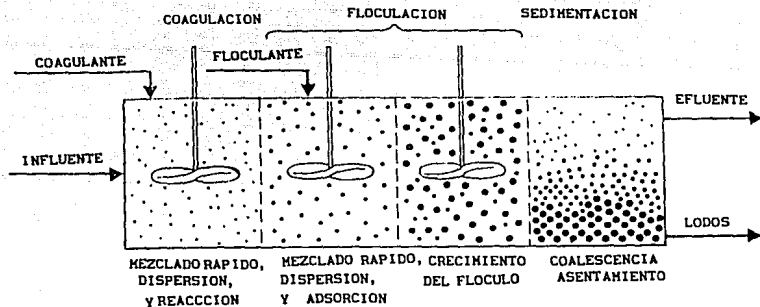
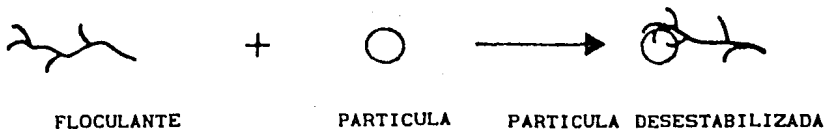


figura II.1 Secuencia del proceso de coagulación/floculación.

La floculación puede interpretarse como la aglomeración subsecuente de las partículas coaguladas, flocos de asentamiento rápido. La cual puede ocurrir después de la adición de un polielectrolito orgánico. Las moléculas de floculante sujetan y tienden enlaces entre las partículas para formar grandes aglomerados.

La desestabilización de las partículas coloidales por un floculante polielectrolítico se puede describir por una serie de cinco reacciones, las cuales están mostradas en la figura II.2. La adsorción inicial (Reacción inicial) de una dosis óptima de floculante desestabiliza las partículas. Esta es seguida por una formación visible del floculo (Reacción 2) entre múltiples partículas. La floculación es incompleta con una dosis insuficiente de floculante (Reacción 3). Muchas partículas individuales permanecen dispersas. La agregación aumenta con el aumento de la concentración del floculante hasta el nivel óptimo. Dosis excesivas del floculante (Reacción 4) reducen la agregación y la suspensión es redispersada en terrones más pequeños y partículas individuales. La adsorción secundaria del floculante (reacción 5) puede también conducir a la reestabilización. La estabilización/reestabilización puede deberse a la presencia de una carga contraria en el sistema. Los enlaces entre partículas de floculante se pueden romper fácilmente y ser parcialmente reformados por agitación extrema o prolongada.

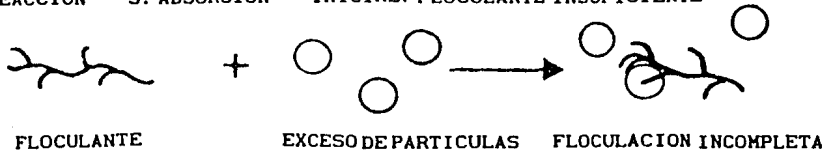
REACCION 1: ADSORCION INICIAL: FLOCULANTE OPTIMO



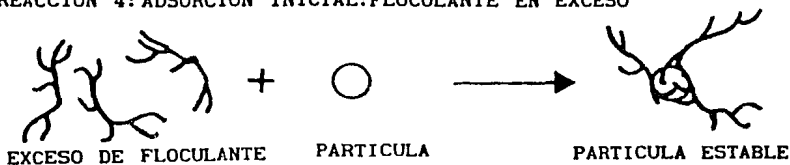
REACCION 2: FORMACION DEL FLOCULO



REACCION 3: ADSORCION INICIAL: FLOCULANTE INSUFICIENTE



REACCION 4: ADSORCION INICIAL: FLOCULANTE EN EXCESO



REACCION 5: ADSORCION SECUNDARIA DEL FLOCULANTE

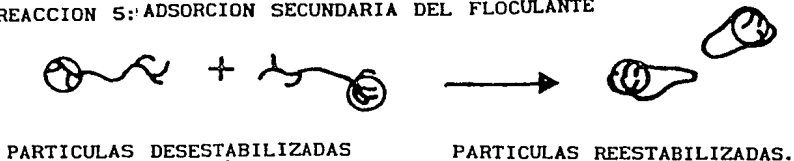


figura II.2
Desestabilización de las partículas
coloidales por un floculante
polielectrolítico.

II.5.2 SEDIMENTACION Y FLOTACION

La separación de los sólidos coagulados y floculados de los líquidos, por sedimentación es resultado de fuerzas gravitacionales que son superiores a las fuerzas de fricción. Cuando opera la sedimentación, la densidad de las partículas sólidas es mayor que la de la fase líquida. El proceso puede alterarse, cuando las partículas son polidispersas, no esféricas y tienen carga de superficie variable, o cuando existan interacciones partícula - partícula. Los procesos de Coagulación - Floculación promueven una separación más rápida de las partículas de los fluidos.

La separación de los sólidos coagulados/floculados de un líquido por flotación, se debe a que las fuerzas de flotación son mayores que las fuerzas de fricción y que las gravitacionales. La densidad aparente de la fase sólida (sólido o sólido adicional adherido a las burbujas de gas) es menor que la densidad de la fase líquida. Las complicaciones son similares a las encontradas en sedimentación. La diferencia fundamental entre sedimentación y flotación estriba en que la fase sólida se concentra en la parte inferior de la fase líquida en la primera y en la parte superior para la última. Las fuerzas relativas que dirigen ambos procesos, son dependientes de las diferencias de densidades entre las fases sólida y líquida y del diámetro de partícula efectivo para ambos procesos.

II.5.3. FILTRACION Y CENTRIFUGACION

La separación de sólidos coagulados/floculados de las suspensiones diluidas por filtración, es realizada pasando el fluido en suspensión a través de un medio poroso fijo. Los sólidos son atrapados sobre la superficie o dentro del medio a causa del tamaño físico y/o de las fuerzas atractivas. La filtración se enriquece si las partículas forman grandes aglomerados o bien, si el agua atrapada o intersticial es

liberada. La superficie de la partícula puede ser atraída al medio filtrante, especialmente si ésta fue modificada por una adsorción anterior de coagulantes y/o floculantes. La filtración de lodos con un alto contenido de partículas suspendidas fuertemente unidas con algunas otras se afecta también de manera favorable por coagulación / floculación.

La aplicación de una fuerza centrífuga externa puede enriquecer la separación, si el diámetro medio de la partícula es muy pequeño o la diferencia de densidades entre partícula y fluido es también, muy pequeña. La floculación aumenta el tamaño de la partícula y el índice de separación, preacondicionando de esta manera, a la masa separada para un mejor desagüado y un mayor compactamiento.

II.6 PRUEBAS DE LABORATORIO.

II.6.1 CRITERIO, INDICES Y UNIDADES.

En el Laboratorio, se pueden realizar, pruebas cualitativas y cuantitativas de los procesos de coagulación/floculación. El criterio cualitativo puede incluir observaciones visuales de: la velocidad de floculación, el tamaño del flóculo formado, la velocidad de sedimentación y, la apariencia física (transparencia ó turbidez) del residuo ya tratado. Los índices visuales subjetivos de laboratorio, aprendidos por la experiencia, nos sirven para hacer una evaluación rápida y una estimación preeliminar. Sin embargo, para llevar a cabo un monitoreo y para usos de control, se recomiendan las medidas cuantitativas continuas. La concentración de sólidos suspendidos es la medida de control más importante.

Las evaluaciones cuantitativas de coagulación / floculación y procesos relacionados, se efectúan utilizando

una variedad de técnicas. Estas generalmente incluyen medidas de la concentración de sólidos suspendidos y de la carga neta de superficie. En intervalos limitados, ciertos parámetros ópticos son proporcionales a las concentraciones de sólidos suspendidos determinados por medidas de masa. Las determinaciones ópticas son funciones del tamaño y de la forma de la partícula aunque, en ciertos casos, son afectadas por los sólidos disueltos. Son inmediatas y, pueden utilizarse satisfactoriamente para el control. Las demoras en el filtrado, secado y el aumento inherente de masa, excluyen para control a las medidas gravimétricas.

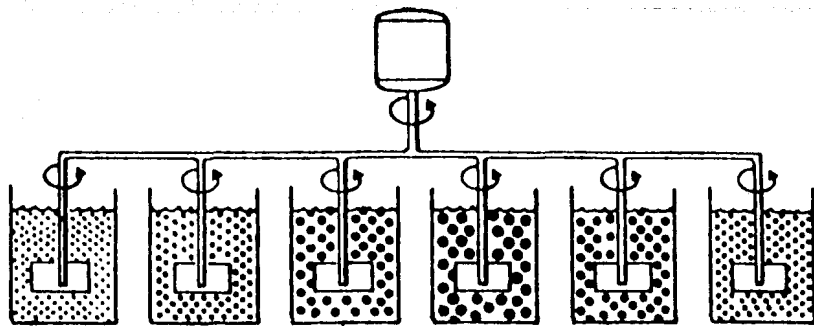
La carga neta de superficie de un sistema suspendido puede ser estimado midiendo la densidad de corriente que está fluyendo o el potencial zeta. La corriente fluida es el gradiente de corriente generado sobre la capa eléctrica alrededor de las partículas individuales. Este es determinado fluyendo una solución/suspensión que contiene electrolitos, polielectrolitos y partículas cargadas a través de un espacio capilar confinado. La corriente que fluye es afectada por la adsorción de polielectrolitos sobre las partículas. El potencial zeta es el gradiente de potencial desarrollado alrededor de la doble capa eléctrica de las partículas en su plano de corte con el fluido circundante. La manera de medirlo consiste en inducir a las partículas a migrar alrededor de un campo eléctrico aplicado. Los efectos que desarrollen la adición de coagulantes y/o floculantes sobre la carga pueden evaluarse por los cambios en la corriente que fluye o en el potencial zeta, aún cuando los cambios visuales no sean evidentes.

II.6.2. PRUEBAS DE COAGULACION/FLOCULACION

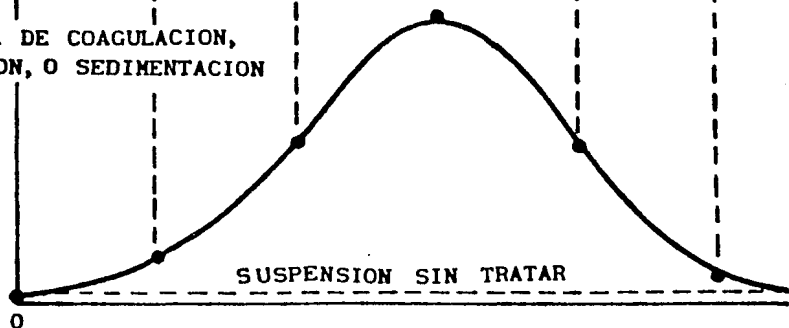
Los procesos de floculación y sedimentación son frecuentemente evaluadas de manera subjetiva, utilizando criterios visuales en un gran número de pruebas de

laboratorio, efectuadas de manera paralela, como podemos apreciarlo en la figura II.3. Los volúmenes medidos de una muestra de la suspensión a ser evaluada son colocados en recipientes transparentes, redondos o cuadrados (jarras) equipados con agitadores. Los coagulantes y/o floculantes son añadidos en cantidades medidas en tiempos prescritos y bajo condiciones de agitación controladas. Las eficiencias de los procesos de coagulación y/o floculación, y de sedimentación y/o flotación, se evalúan secuencialmente como funciones logarítmicas de la concentración del coagulante o floculante. El tiempo de mezclado entre las adiciones del coagulante y el floculante, es una tercera variable.

Un programa típico de pruebas consta de tres períodos: Un período de dispersión inicial con agitación vigorosa, un período más largo de aglomeración con agitación moderada y un período final de sedimentación con agitación mínima. El coagulante y/o floculante es distribuido uniformemente durante el período inicial de dispersión. En el período de aglomeración, se registra el crecimiento máximo de las partículas; en el período de sedimentación, los aglomerados se asientan en la suspensión. Este programa aproxima el proceso dinámico a operaciones de escala completa. La flexibilidad de selección de las condiciones de prueba es necesaria, particularmente si se agregan dos o más químicos de manera secuencial.



EFICIENCIA DE COAGULACION,
FLOCULACION, O SEDIMENTACION



CONCENTRACION DE COAGULANTE O FLOCULANTE (LOGARITMO)

CONDICIONES TÍPICAS

ESTADO	TIEMPO (MIN)	AGITACION (REV/MIN)
COAGULACION	5	100
DISPERSION DEL FLOCULANTE	1	100
FLOCULACION	3	40
SEDIMENTACION	5	10

Figura II.3 Pruebas en Laboratorio para
coagulación / floculación.

II.6.3 OTRAS PRUEBAS.

Las medidas de las velocidades de asentamiento después de la coagulación y la floculación se hacen en cilindros graduados, en el laboratorio o en columnas de sedimentación de tubos largos, en plantas piloto. Los dispositivos de laboratorio se aceptan para efectuar comparaciones cualitativas de adiciones químicas pero, pueden verse afectadas por el efecto muro a causa de su tamaño limitado. De hecho, se prefiere el asentamiento en grandes columnas, puesto que las muestras pueden ser extraídas, de manera periódica a diferentes profundidades. Para minimizar el efecto muro, algunas veces se mantiene agitación suave.

La flotación de suspensiones coaguladas y floculadas también puede ser evaluada en unidades de laboratorio o plantas piloto. Las pruebas de flotación están sujetas a las mismas consideraciones que las pruebas de asentamiento. Agregando que el método de introducir aire (disuelto o dispersado) y el tamaño efectivo de la burbuja pueden afectar el grado y la velocidad de separación.

II.7 CONSIDERACIONES DE DISEÑO.

II.7.1 SISTEMAS DE SEPARACION SOLIDO - LIQUIDO.

Para que el diseño de los sistemas de separación sólido - líquido sea el más adecuado y funcional, es importante, tomar en consideración las oscilaciones esperadas en las velocidades de flujo y en las composiciones.

De esta manera, podrán estimarse las cantidades y características de cada unidad de proceso y por lo tanto, también podrán evaluarse el total de sólidos y líquidos a eliminar. Es necesario que el diseñador indique al usuario los tiempos de retención, los puntos de adición y las zonas de adición y mezclado.

El fabricante de equipo, es quien se encarga del diseño de unidades específicas. Es muy importante, seleccionar sistemas compatibles que permitan: (1) La adición de químicos en situaciones óptimas, (2) El mezclado suficiente para la dispersión uniforme, (3) el tiempo adecuado para completar la reacción y (4) Las condiciones para el completo crecimiento de la partícula, sin agitación excesiva que puede causar destrucción parcial del flóculo.

El equipo básico para éste tipo de procesos es de alguna manera único, relacionado con los procesos convencionales de separación pero, básicamente consta de simples tanques de mezclado, bombas de alimentación y tubería de conexión. (Ver Tabla 2.1).

TABLA 2.1 EQUIPO PARA LA SEPARACION SOLIDO/LIQUIDO

MANEJO DE COAGULANTES / FLOCULANTES	SEPARACION DE SOLIDOS COAGULA- DOS / FLOCULADOS.
Almacenamiento	Centrifugación
Preparación	Filtración
Alimentación	Sedimentación.

II.7.2. SISTEMAS DE ALMACENAMIENTO Y DE PREPARACION.

Las soluciones de floculantes orgánicos son relativamente no corrosivas para materiales normales de construcción. Tales como: Cloruro de polivinilo, hierro negro y acero blando. Los coagulantes inorgánicos, en cambio exhiben valores más extremos de pH y, por lo tanto requieren materiales de construcción y diseño específicos para minimizar los efectos de la corrosión. El aluminio y sus aleaciones y los aceros galvanizados, no son por tanto, materiales de construcción recomendables, para el manejo de éstos.

En la figura II.4, se muestra un sistema típico de almacenamiento, manejo y alimentación de coagulantes inorgánicos. El cual consta de un tanque de almacenamiento que recibe de un carro tanque. Alternativamente, existen en el mercado sistemas de alimentación para introducir formas cristalinas o polvos de sales inorgánicas para su posterior disolución en agua. Los recipientes para almacenamiento y mezclado deben ser fabricados de fibra de vidrio, plástico reforzado o de líneas de acero engomado.

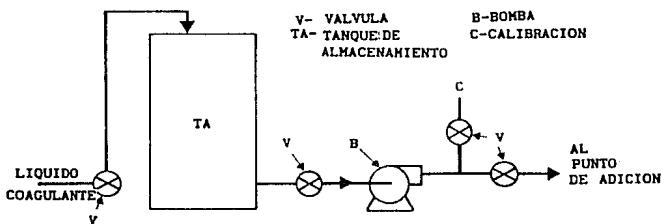


figura II.4 Sistema de alimentación del coagulante.

Los floculantes son solubles en agua, pero se disuelven más lentamente que los coagulantes inorgánicos. Algunos floculantes aniónicos, pueden insolubilizarse con altas concentraciones de cationes de sales inorgánicas divalentes y trivalentes. De manera alternativa, los aniones inorgánicos, pueden insolubilizar a los floculantes catiónicos. El agua utilizada para la preparación de las soluciones, debe tener un bajo contenido de sólidos en suspensión para evitar la

formación prematura de grumos insolubles y, sus valores de pH no deben ser extremos. Las soluciones concentradas de coagulantes con cationes multivalentes y de polielectrolitos aniónicos, nunca deben ser preparadas en el mismo tanque sin un cuidadoso lavado anterior. La figura II.5, nos muestra un sistema prototipo de alimentación de floculantes. Se debe tener cuidado de evitar la formación de grandes grumos de floculante sin disolver o insolubilizado, el cual, puede obstruir bombas y tuberías. La distribución del producto seco puede realizarse fácilmente con un mezclador mecánico o con un eyector. Para instalaciones pequeñas pueden utilizarse dispersores que operen por aspiración. Para Instalaciones mayores se deben considerar dispersadores automáticos de floculantes.

Después de la dispersión inicial en el tanque de mezclado, sólo se requiere agitación mínima para asegurar una concentración uniforme de la solución. No es recomendable la agitación violenta, de mezcladores de alta velocidad, por periodos largos. Las capacidades del tanque para soluciones floculantes, se pueden determinar estimando la concentración promedio requerida en el desecho recibido. Cuando se necesite mantener un abastecimiento continuo de solución, deben utilizarse tanques de alimentación con el doble de la capacidad del tanque de mezclado.

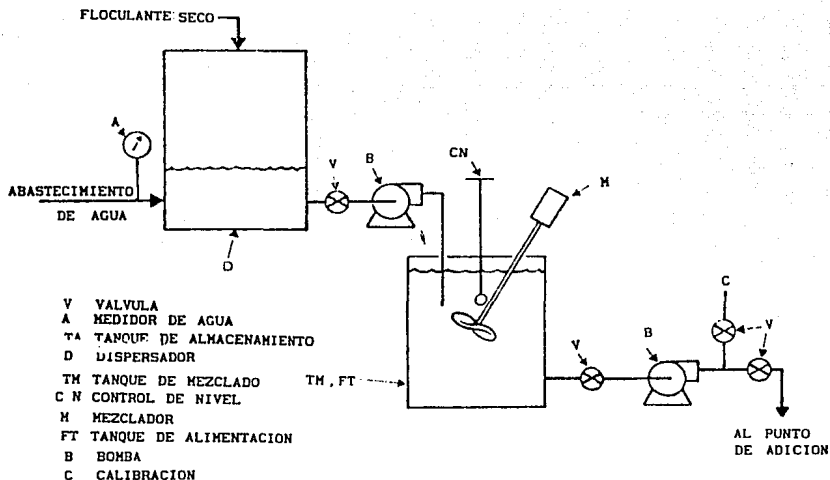


figura II.5 Sistema de Alimentación de Floculante con dispersador automático.

II.8 AGENTES Y AUXILIARES FLOCULANTES.

Basándose en su estructura química, los floculantes se clasifican en orgánicos e inorgánicos.

II.8.1 FLOCULANTES INORGANICOS

Los floculantes inorgánicos están basados principalmente en las sales hidrolizables de Hierro y Aluminio y, han sido de los más empleados en la clarificación del agua. Estos productos actúan como coagulantes y floculantes a la vez. Añadidos al agua, forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH típico para la clarificación, esto es, de 6 a 7. Esta reacción de hidrólisis produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico.

Aún cuando inicialmente no haya sólidos suspendidos en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que

atrapan a los coloides desestabilizados. Sin embargo, los voluminosos lodos producidos crean problemas de disposición, por lo que de ordinario sólo difícilmente pueden desecarse. Este tipo de agentes floculantes, son muy sensibles al pH. Si éste no se encuentra dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y pueden solubilizar al hierro o al aluminio y generar problemas al usuario del agua.

En Kirk-Othmer (1980), se proporciona una descripción detallada de las reacciones de hidrólisis, en las que se ven involucrados los materiales inorgánicos:



Donde M, es el catión (Al o Fe). Un producto específico de la Hidrólisis de M, se designa por las especies x,y. Los productos de la hidrólisis presentes en solución, son función de la concentración de M (III), del pH, de la temperatura y salvo algunas excepciones, de los aniones presentes.

Algunos de los coagulantes inorgánicos más comúnmente usados se enlistan en la tabla 2.2.

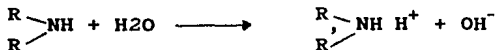
TABLA 2.2 COAGULANTES INORGANICOS (MCKETTA 1984)

NOMBRE QUIMICO
S A L E S .
Cloruro de Aluminio
Sulfato de Aluminio
Cloruro de Calcio
Oxido de Calcio
Cloruro ferroso
Cloruro férrico
Sulfato ferroso
Sulfato férrico
Aluminato de Sodio
A C I D O S .
Acido clorhídrico
Acido sulfúrico
B A S E S .
HidrÓxido de calcio
hidrÓxido de sodio.

II.8.2. FLOCULANTES ORGANICOS.

Los floculantes orgánicos son polímeros solubles en agua de masas moleculares muy grandes, cuyos valores oscilan entre 10^3 y 5×10^6 (Halverson and Hppanzer, 1980), los cuales a su vez se dividen en naturales y sintéticos, dependiendo de su origen. Los polímeros sintéticos, se subdividen de acuerdo con su carga en catiónicos, aniónicos y anfotéricos.

Los polielectrolitos catiónicos son poliaminas o aminas cuaternarias. Una poliamina se hidroliza en agua como sigue:



Puesto que la hidrólisis da OH^- , cuando el pH es alto, la reacción es forzada hacia la izquierda y el polimero se vuelve no iónico.

Por contraste, a los polimeros cuaternarios apenas si les afecta el pH, permaneciendo cargados positivamente en un amplio intervalo de pH.

Los polimeros aniónicos incorporan en su estructura un grupo carboxilo ($-\text{COOH}$). Este se ioniza como sigue:



El ión hidrógeno fuerza la reacción hacia la izquierda, de modo que los polimeros aniónicos se vuelven no iónicos cuando el pH es bajo.

TABLA 2.3 CLASIFICACION DE LOS FLOCULANTES
ORGANICOS (BIKALES, 1973; SIDNEY, 1977)

N A T U R A L E S .
EJEMPLOS COMUNES POR SU ESTRUCTURA MOLECULAR (TIPO QUIMICO):
COMAS DE POLISACARIDO
DERIVADOS DE ALMIDONES
DERIVADOS DE ALGINA
DERIVADOS DE QUETINA
NUCLEOPROTEINAS
DEXTRAN
QUITOSAN
XANTHAN

S I N T E T I C O S .

CATIONICOS

POLIAMINAS
POLIETILENAMINAS
POLYMEROS DE EPIHALOHIDRINAS
DERIVADOS DE AZIRIDINA
POLICUATERNARIOS
DERIVADOS DE CIANIDINA
DERIVADOS DE PIRIDINA
POLIIMIDAMINAS
POLIAMIDAMINAS

ANIONICOS:

CONTENIENDO CARBOXILOS
POLIACRILAMIDA
ACIDO POLISULFONICO
ACIDO POLIVINIL SULFONICO
ACIDO FOSFORICO
CLOROMETILO
ACIDO FOSFONICO
SULFOETIL ACRILATO DE METILO

NO IONICOS:

POLIACRILAMIDA
OXIDO DE ETILENO
POLIVINILO
PIRROLIDINA
POLIGLICIDINA

ANFOTERICOS:

POLIACRILAMIDAS QUE TIENEN UN MENOR
GRADO DE HIDROLISIS EN EL GRUPO AMIDA

Los polielectrolitos tienen muchos sitios de adsorción los cuales están disponibles para la adsorción de las partículas coloidales. Una molécula de polímero puede, entonces adsorber varias partículas coloidales para formar grandes aglomerados entre las partículas y producir así un flóculo más estable.

A diferencia de las sales inorgánicas, los polímeros no producen flóculos voluminosos, gelatinosos. En las aplicaciones en las que se mejoran los resultados al añadir sólidos, puede ser necesario agregar coagulantes inorgánicos o arcillas para complementar el uso de los polímeros. A diferencia de los floculantes metálicos, los polímeros no afectan el pH, ni su desempeño es sensible al pH del agua a tratar.

II. 9 APLICACIONES

II. 9.1. APLICACIONES GENERALES

Los coagulantes inorgánicos y los floculantes polielectrolíticos han sido usados para promover las separaciones sólido - líquido en las áreas enlistadas en la tabla IV.4. El tratamiento de aguas, diferenciando del de aguas residuales, involucra la adición de químicos para eliminar contaminantes suspendidos y disueltos antes de ser usada para consumo humano o para procesos industriales. El tratamiento de aguas residuales, a diferencia involucra la adición de químicos para eliminar los contaminantes suspendidos y disueltos después de que el agua ha sido utilizada y antes de ser descargada o recirculada. En el acondicionamiento de lodos, se trata de adicionar químicos para lograr una concentración de sólidos mayor y así separarlos de la fase líquida que, antes de esto no se diferenciaba. Las aguas superficiales son tratadas con floculantes para eliminar los sólidos depositados por tormentas, dragado o por construcción.

El tratamiento industrial, involucra una combinación de todas o casi todas las aplicaciones arriba mencionadas. Los procesos de coagulación/floculación incrementan directamente las eficiencias de otros procesos de separación.

TABLA 2.4 APLICACIONES GENERALES DE LOS COAGULANTES Y FLOCULANTES (MCKETTA 1984).

AREA DE APLICACION	PROCESO	USO
TRATAMIENTO DE AGUAS MUNICIPALES	COAGULACION FLOCULACION FLOCULACION	COAGULANTE FLOCULANTE AUXILIARES DE COAGULACION Y DE FLOCULACION
TRATAMIENTO MUNICIPAL DE AGUAS RESIDUALES	FILTRACION ALMACENAMIENTO DE LODOS. TRATAMIENTO DE AGUAS RESID. CRUDAS ELIMINACION DE FOSFORO. TRATAMIENTO PROVISIONAL TRATAMIENTO DE EFLUENTES.	AUXILIARES DE FILTRACION ACONDICIONADORES DE SOLIDOS COAGULANTES, FLOCULANTES. PRECIPITANTES, FLOCULANTES. COAGULANTE, FLOCULANTE FLOCULANTE
ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.	ESPESEAMIENTO ELUTRACION DESAGUADO DIGESTION INCINERACION	FLOCULANTE FLOCULANTE ACONDICIONADORES DE SOLIDOS. CAPTURADORES DE SOLIDOS. CAPTURADORES DE SOLIDOS.
TRATAMIENTO INDUSTRIAL	TRATAMIENTO DE AGUA CRUDA TRATAMIENTO DE EFLUENTES. ALMACENAMIENTO DE LODOS. RECUPERACION DE PRODUCTOS SOLIDOS. RECIRCULACION DE AGUA DE PROCESOS.	COAGULANTE, FLOCULANTE. COAGULANTE, FLOCULANTE. ACONDICIONADORES DE SOLIDOS. FLOCULANTE FLOCULANTE
TRATAMIENTO DE AGUAS SUPERFICIALES.	CLARIFICACION DE AGUA DE RIO DRAGADO TRATAMIENTO DE LECHOS.	FLOCULANTE CAPTURADORES DE SOLIDOS CAPTURADORES DE SOLIDOS.

II.10 LIMITACIONES.

A pesar de que, en las últimas aportaciones a la investigación en materia de floculación, se obtienen rendimientos altos agregando una cantidad menor de reactivos, como en el caso de la Floculación en lecho fluidizado (J. Coma, A. Jabbouri, A. Grasmick, and S. Elmnaech, 1989) Y de que se han desarrollado nuevos floculantes polielectrolíticos inorgánicos (Sunita Charausia, J.P.S. Rai and N.P. Shukia 1990).

Existen algunos tipos de aguas residuales industriales que exhiben complicaciones especiales, tales como: Las que registran variaciones en sus concentraciones totales, las que presentan combinaciones difíciles : Surfactantes combinados con aceites, etc. Para los cuales, éstos métodos no garantizan un tratamiento eficiente tanto en calidad como económicamente.

CAPITULO III

ELECTROFLOCULACION

III.1 INTRODUCCION.

Los procesos químicos de coagulación y floculación para el tratamiento de aguas residuales industriales, garantizan un alto efecto de purificación y una buena decolorización. La principal desventaja de éste método, se debe al hecho de que los reactivos son introducidos en cantidades considerables y los sulfatos y los cloruros exceden los límites permisibles. Además de que los lodos producidos son muy voluminosos, especialmente los producidos por aguas residuales consideradas como de difícil tratamiento como es el caso de las provenientes de industrias químicas con varios procesos acoplados, que originan variaciones en la concentración total del efluente, las de la industria textil y las de otros tipos de industrias que posean una cantidad considerable de agentes surfactantes; puesto que se hace necesaria la combinación de varios agentes: capturadores de sólidos, clarificadores, coagulantes, floculantes, adsorbentes, etc. Lo que repercute en una mayor producción de lodos.

[En el capítulo anterior se explicó la diferencia que existe entre coagulación y floculación; podemos considerar a la coagulación, como a la etapa de desestabilización del equilibrio de la dispersión coloidal, hasta la formación de grumos pequeños. Aunque también recibe éste nombre la desestabilización coloidal producida por sales metálicas. La floculación, es por el contrario, la etapa de aglomeración de esos pequeños grumos, para formar grandes flóculos; también recibe éste nombre, la desestabilización producida por los agentes polielectrolitos floculantes.

Considero pertinente hacer estas aclaraciones, dado que, aunque los especialistas en el tema, hacen una clara distinción entre ambos procesos, en la mayoría de la

literatura de años anteriores, y en la que no es especializada. Al proceso de desestabilización de las aguas residuales para su separación, se le conoce con el nombre generalizado de *Floculación*; incluyendo dentro de este tema, algunas veces como sinónimo, la palabra *coagulación*; o, aunque, en la mayoría de la literatura actual, se hace hincapié en la diferencia; ésta se hace dentro del tema de floculación. De allí el título de ésta tesis. Como la desestabilización electroquímica, se realiza con compuestos metálicos; los investigadores la han definido como *electrocoagulación*. Término que se empleará en el resto del trabajo.]

El proceso de electrocoagulación se lleva a cabo en dos etapas simultáneas: una etapa que consiste en una electrocoagulación propiamente dicha. En la cual, el agente coagulante es introducido como resultado de una reacción de electrodo y tal proceso, permite un control cuidadoso de la cantidad de reactivo añadido al efluente. La otra etapa consiste en una electroflotación, en la que, debido a la electrólisis del agua, se producen oxígeno e hidrógeno gaseosos cuya función en este proceso es la de transportar a la superficie del líquido, los flóculos producidos por electrocoagulación.

El acoplamiento de los dos procesos electroquímicos, convierten a este tipo de tratamiento de aguas residuales en una técnica altamente eficiente. Dicha eficiencia es función del material de los electrodos, su arreglo, la construcción de los electrocoaguladores y las condiciones de operación del proceso.

III.2 DESESTABILIZACION DE LAS PARTICULAS COLOIDALES POR ELECTROFLOCULACION.

El propósito de los dos capítulos anteriores fue el de sentar las bases, primero de la estructura de las interfases

para comprender las características de las aguas residuales y segundo, para comprender como con la adición de ciertos agentes químicos, (coagulantes/floculantes) se rompe el equilibrio de las dispersiones coloidales lográndose de esta manera, la separación de las fases sólida y líquida.

Todo parece indicar que la desestabilización de las partículas coloidales por electrocoagulación, procede de acuerdo con el mecanismo de adsorción iónica específica, puesto que, la disolución parcial del ánodo, origina la presencia de cationes libres en la disolución, los que de inmediato son enlazados químicamente a la superficie de las partículas para la formación de hidróxidos dibásicos y tribásicos, positivamente cargados que se adsorben sobre éstas, neutralizando su carga. Con lo cual el valor de ψ_0 es reducido, originando una compresión de la región de la carga difusa de Gouy-Chapman. Las partículas ya no se repelen unas con otras y las condiciones para la aglomeración son las óptimas.

III.3 ANTECEDENTES TEORICOS.

III .3.1. ELECTROQUIMICA.

En las reacciones electroquímicas, las reacciones de transferencia de electrones, *oxidación y reducción* se llevan a cabo entre un par de electrodos y las sustancias en disolución. Al paso de una corriente eléctrica, la corriente es transportada al electrolito por los electrodos, el electrodo conectado al polo positivo de la fuente de corriente es el ánodo, y el electrodo conectado al polo negativo es el cátodo. La corriente convencional entra al electrolito por el ánodo y sale de él por el cátodo.

Toda sustancia capaz de ser oxidada puede reaccionar en el ánodo; toda sustancia capaz de ser reducida puede reaccionar en el cátodo. Es necesario indicar, que la carga de la sustancia, no es de suma importancia porque aniones, cationes o moléculas pueden reaccionar en el ánodo, y lo mismo en el cátodo.

III.3.2 ELECTROLISIS DEL AGUA.

La electrólisis del agua, fenómeno necesario en los procesos de electroflotación y de electrocoagulación es un ejemplo de reacción electroquímica. Las reacciones que toman lugar en los electrodos en disoluciones ácidas, son las siguientes:

Reacción catódica:



Reacción anódica:



Las reacciones que ocurren en medio alcalino son las siguientes:

Reacción catódica:



Reacción anódica:



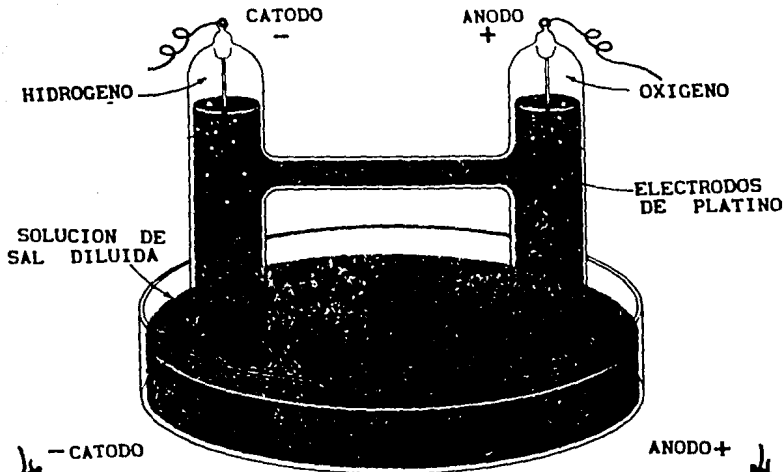
En la electrólisis del agua no hay reacciones secundarias que conduzcan a productos indeseados.

El Voltaje de la celda mínimo necesario a condiciones normales está dado por:

$$E_{\text{rev}} = \frac{-\Delta G^\circ}{\eta F}$$

Donde: ΔG° Es el cambio en la energía libre de Gibbs bajo condiciones normales, F es la constante de Faraday, y η es el número de electrones transferidos.

En la práctica, el potencial aplicado para cada celda, es apreciablemente mayor que el potencial termodinámico de descomposición (Teóricamente 1.23 V; prácticamente 1.8 - 2.2.V)



- CATODO

ANODO+

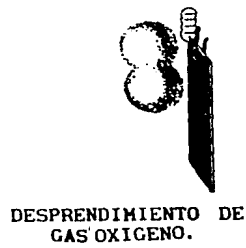
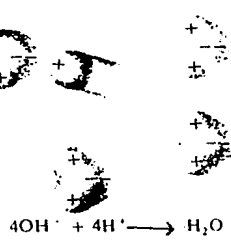
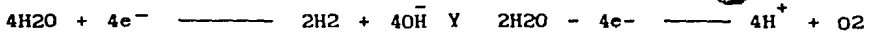
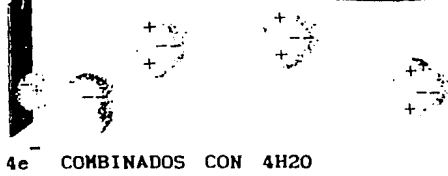


Figura III.1 Esquema de la electrólisis de una disolución de sal acuosa.

III.3.3 NATURALEZA DE LOS ELECTRODOS.

La naturaleza de los materiales de los electrodos a emplear, en los procesos electroquímicos en general y para el caso particular de los procesos electroquímicos de separación, es una variable de suma importancia, ya que, la diferencia primordial entre electroflotación y electrocoagulación, estriba precisamente en los materiales empleados para la construcción de los electrodos. De allí la importancia de su selección.

La electronegatividad se define como el poder de atracción que experimentan los electrones hacia los enlaces covalentes de los elementos. Su importancia en éste estudio, radica en el hecho de que los metales menos electronegativos, tienden a depositarse primero.

H																						
2.1																						
Li	Be	B																	C	N	O	F
1.0	1.5	2.0																	2.5	3.0	3.5	4.0
Na	Mg	Al																	Si	P	S	Cl
0.9	1.3	1.5																	1.6	2.1	2.5	3.0
K	Ca	S	Tl	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br						
0.8	1.0	1.3	1.5	1.6	1.6	1.5	1.8	1.9	1.9	1.9	1.6	1.6	1.8	2.0	2.4	2.8						
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I						
0.8	1.0	1.2	1.4	1.6	1.8	1.9	2.2	2.2	2.2	1.9	1.7	1.7	1.8	1.9	2.1	2.5						
Cs	Ba	L	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At						
0.7	0.9	1.0	1.3	1.5	1.7	1.9	2.2	2.2	2.2	2.4	1.9	1.8	1.9	1.9	2.0	2.2						
Fr	Ra	A	Th	Pa	U	Np-No																
0.7	0.9	1.1	1.3	1.4	1.4	1.4-1.3																

Tabla 3.1 Valores de la Electronegatividad de los elementos.

III.3.3.1 La Serie de Fuerza electromotriz de los elementos.

El punto normal de referencia en la serie de fuerza electromotriz de los elementos, es el *electrodo de hidrógeno*, el que, consiste, en el burbujeo de gas hidrógeno, a 1 atmósfera y 25°C, sobre un electrodo de platino, en una solución ácida cuya actividad del ion hidrógeno es igual a 1. (Ver figura III.2)

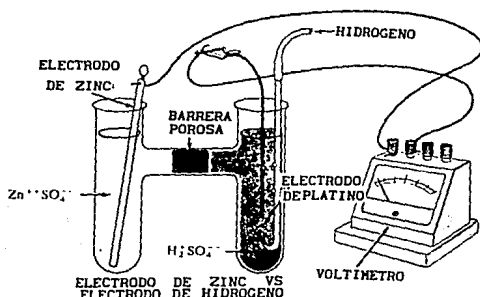


Figura III.2 Una celda con un electrodo de hidrógeno.

III.3.3.2 Potenciales de electrodo y electronegatividad.

Existe una correlación general aproximada entre los valores de los potenciales normales y los de la electronegatividad. En un diagrama que ilustra la relación entre los potenciales normales de electrodo y los valores de la electronegatividad. Los puntos para el cloro, bromo y Iodo se orientan sobre la línea recta que une los puntos del Flúor y el Hidrógeno. La contribución del término de entropía al cambio de energía libre estándar (E°) es diferente para las diferentes clases de pares red/ox, por lo cual no se encuentra una relación precisa entre E° y χ (electronegatividad)

Dado que en la electrocoagulación, el ánodo participa en las reacciones de electrodo, los materiales a emplear deben ser materiales con valores de electronegatividad menores que la del hidrógeno (Al, Zn, Fe).

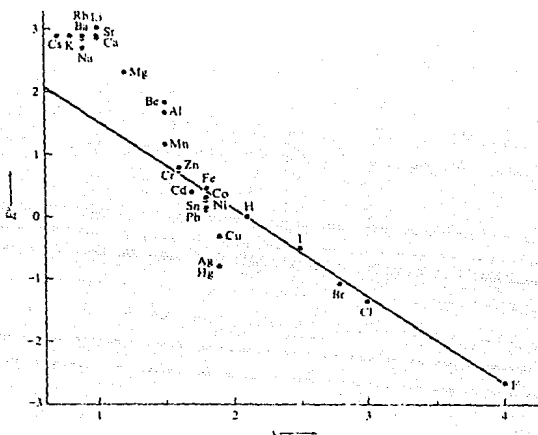


FIGURA III.2 Diagrama que ilustra la relación entre los potenciales normales de electrodo y los valores de electronegatividad.

III.4 PROCESOS ELECTROQUÍMICOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS Y DE AGUAS RESIDUALES.

Vik, A. Eilen; Carlson A. Dale; Eikum, S. Arild and Gjessing, T. Egil. Del Norwegian Institute for Water Research; (1984). En la publicación de su trabajo "Electrocoagulation of Potable Water". Elaboraron una revisión histórica, sobre los procesos electroquímicos para el tratamiento de aguas y de aguas residuales, la cuál, consideré importante reproducir:

"En el temprano desarrollo del tratamiento electroquímico para las aguas residuales, tiene un interés primario la generación de Cloro para desodorizar y desinfectar las aguas residuales.

Eugene Hermite (Marson, 1965); recibió dos patentes; una Británica y otra Francesa en 1887 en las que, se describe un método de tratamiento de aguas residuales, mezclándolas con una proporción de aguas de mar y electrolizando. Una planta de tratamiento que utilizaba estas patentes fue construida en 1889, en Londres y estuvo en operación durante diez años. Otra Planta para tratar aguas de canal fue construida en el mismo año en Salford, en Inglaterra. Se utilizaron electrodos de hierro y, se añadió agua de mar como fuente de cloro para la desinfección. En 1909, J. T. Harries, recibió una patente (U.S.A. Patent. 1909), sobre un método para la purificación de aguas residuales por electrólisis. El aluminio y el hierro, se utilizaron como ánodos, los cuales se corroían durante la electrólisis. Las plantas de tratamiento electrolítico de las aguas residuales estuvieron en operación hasta principios de 1911 en Santa Mónica, California y Oklahoma City, Oklahoma (Collier, 1912). Se construyeron además, plantas de demostración, en las que, electrodos de acero eran conectados alternativamente a las terminales positivas y negativas de una fuente de corriente directa, con las aguas residuales fluyendo entre ellos; que fueron elogiadas, por la alta calidad de su efluente y su ausencia de olor. (Miller and Knipe, 1963). Todas las plantas fueron abandonadas en 1930.

Foyn (1963), describió el tratamiento electrolítico para aguas residuales, utilizando sal de Magnesio, y alcalinizando lo suficiente para eliminar el Fósforo a pH alto. Los iones cloruro del agua de mar, fueron oxidados a gas cloro en el ánodo, mientras que, en el cátodo se formó el gas hidrógeno. Las partículas y coloides del agua, fueron adsorbidos sobre el hidróxido de magnesio $Mg(OH)_2$ (6) y la flotación ocurrió

por la formación del gas hidrógeno. Después de un tiempo de operación, relativamente corto, el CaCO_3 (s) se depositó en los cátodos, haciendo inefectivo el proceso de flotación. Sin embargo, en cuanto a la eliminación de fósforo, nitrógeno y de algunos organismos, el proceso fue muy efectivo. Aunque se encontró caro, comparado con el tratamiento biológico.

La electrocoagulación, ha sido estudiada para el tratamiento de las aguas residuales de la industria alimenticia, (Beck et al 1974). Se hizo una comparación entre la electrocoagulación y el tratamiento químico seguido por flotación con aire disuelto. La formación del flóculo, fué para ambos procesos rápida. El proceso de electrofloculación formó un flóculo entre 2-3 minutos y lo compactó en un tiempo de 3-10 minutos mientras que, por flotación por aire disuelto se requirieron entre 10-20 minutos.

En la Unión Soviética, (Strokach, 1975). Se utilizó la purificación electroquímica del agua, con un ánodo soluble de hierro, por vez primera, en la estación Shature Power, en 1925. Stuart (1946), introdujo el mismo proceso en USA, en 1946 para eliminar el color del agua para beber. En este caso, se utilizaron electrodos de aluminio. Holden (1956), trató agua del río Severin, utilizando electrodos de hierro. Se instalaron en paralelo dos plantas de tratamiento de agua, la única diferencia fueron los sistemas de dosis química. La calidad del agua, medida como turbidez, fue la misma para ambos sistemas. El proceso de dosis electrolítica, se vio favorecido considerando su limpieza y el control de dosificación. El costo de capital fue difícil de estimar. Mientras que, los costos de operación, fueron aproximadamente los mismos."

III.5 ELECTROFLOTACION.

III.5.1. CARACTERISTICAS GENERALES.

Cronológicamente, el proceso de electroflotación (para el tratamiento de aguas residuales industriales), se desarrolló antes que la electrocoagulación; es más, la electrocoagulación surgió como un complemento necesario en algunas aplicaciones de la electroflotación.

La flotación electrolítica, como el nombre puede sugerir es un método de separación por flotación, el cual utiliza la electrólisis para efectuar el proceso.

El requisito necesario para una operación de electroflotación intermitente es la generación de gas oxígeno en el ánodo y de hidrógeno gaseoso en el cátodo. Puesto que son estas moléculas gaseosas, las únicas responsables de acarrear los flóculos formados por *coagulación y floculación* a la superficie de la celda. El paso de corriente entre los electrodos, puede promover por sí sola la neutralización de las partículas cargadas en la disolución, promoviendo de esta manera la coagulación de las gotas emulsionadas.

Hay muchos materiales de electrodo que pueden ser utilizados. Puede además utilizarse un material distinto para la construcción del ánodo y del cátodo. Dependiendo de la electronegatividad del metal usado para el ánodo, la disolución de los metales varía durante la electrólisis del agua. El tipo de ánodo es muy importante para calcular la frecuencia con que éste debe ser reemplazado además de los consecuentes costos de mantenimiento. Los investigadores han experimentado con numerosos materiales de electrodo (tabla 3.2)

TABLA 3 .2 TIPOS DE MATERIALES DE ELECTRODO UTILIZADOS
EN EL PROCESO DE ELECTROFLOTACION (NAGENDRAN AND
HRUDEY 1980)

- 1 HIERRO [Kallinlichuk, et al. (1976)]
- 2 ALUMINIO [Barrett (1976), Chambers and cottrell (1976)
Kallinlichuk, et al. (1976)]
- 3 ACERO INOXIDABLE [Snyder and Willihnganz (1976)]
- 4 PLATINO [Mikheeva et al. (1974)]
- 5 CARBONO GRAFITO [Genkin and Belevtsev (1978)]
- 6 DIOXIDO DE PLOMO [Chambers and Cottrell (1976), Genkin
and Belevtsev (1978)]
- 7 MANGANESO Y RUTENIO DEPOSITADO SOBRE TITANIO [Genkin
and Belevtsev (1978)]
- 8 PLOMO CUBIERTO CON TITANIO [Lewin and Forster (1974)]
- 9 ACERO INOXIDABLE Cátodo, ORO ánodo [Snyder and Willihn-
ganz (1976)]
- 10 DURIRON [Ramírez, et al. (1977)]

La mayor ventaja aparente de la flotación electrolytica sobre otros procesos de eliminación por flotación, reside en su habilidad de eliminar en algunas circunstancias aceites emulsionados.

Beck and Ramirez (1974) resumieron las ventajas del proceso de electroflotación de la manera siguiente:

- 1) El proceso forma flóculos superficiales de fácil desnatado.
- 2) El flóculo superficial contiene menor cantidad de agua que el flóculo convencional.
- 3) La combinación de los métodos químicos y electroquímicos, abarata drásticamente los costos para el tratamiento de aguas residuales, debido al efecto sinérgico que se presenta.
- 4) El proceso puede manejar aguas residuales ligeras y pesadas sin requerir de un cambio de secuencia.

- 5) El sobre costo del proceso es bajo.
- 6) Los efluentes acuosos frecuentemente experimentan una reducción de más del 90% de las demandas químicas y bioquímicas de oxígeno, sólidos suspendidos y contenido de aceites y grasas.

Chambers and Cottrel (1976) reportaron las ventajas adicionales siguientes:

- 7) Las rejillas de los electrodos pueden arreglarse de manera tal que provean una buena cobertura del área superficial del tanque de flotación, para que se efectúe un mezclado homogéneo entre el efluente y las burbujas de gas.
- 8) Se forman una gran cantidad de burbujas de gas muy pequeñas con mínima turbulencia.
- 9) El gradiente de campo eléctrico entre los electrodos ayuda a la floculación de los sólidos existentes.
- 10) La producción de gases y el tiempo de residencia son fácilmente controlables.

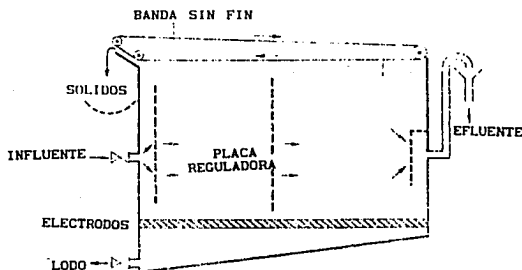


Figura III.3. Celda de Electroflotación

III.5.2 APLICACIONES DE LA ELECTROFLOTACION AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.

El proceso de flotación electrolítica se empleó industrialmente en Francia, en 1968, para el tratamiento de las aguas residuales de una planta de laminado, cuyo efluente aceitoso estaba cargado con polvos de hierro. El problema existente es que, aunque los óxidos de hierro son más densos y el aceite más ligero que el agua, la mezcla polvo/aceite siempre resulta en una densidad intermedia. Entonces la separación convencional por gravedad no funcionaba, además de que, los costos de otros métodos de trabajo, tales como la aglomeración a alta temperatura eran muy elevados. (Anon. Chem. Engineer 1968)

Se ha encontrado que la flotación electrolítica es un medio de separación atractivo para las emulsiones aceitosas debido a su capacidad de romper las emulsiones, separar el aceite en una capa flotante y que además no requiere de la adición de químicos. Aún cuando el efecto de separación es mucho mayor cuando se combina con agentes químicos coagulantes y floculantes.

Chambers and Cottrell (1976), reportaron el uso del proceso de electroflotación para el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales:

1) AGUAS DE LAVADO DE IMPRENTAS.

Por la facilidad con la que se eliminaron los pigmentos dispersos, que tienen tiempos de asentamiento por gravedad muy grandes. La electroflotación con dosis de aluminio de 80 a 200 mg/l redujo notablemente el contenido de plomo y de pigmentos.

III.5.2 APLICACIONES DE LA ELECTROFLOTACION AL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.

El proceso de flotación electrolítica se empleó industrialmente en Francia, en 1968, para el tratamiento de las aguas residuales de una planta de laminado, cuyo efluente aceitoso estaba cargado con polvos de hierro. El problema existente es que, aunque los óxidos de hierro son más densos y el aceite más ligero que el agua, la mezcla polvo/aceite siempre resulta en una densidad intermedia. Entonces la separación convencional por gravedad no funcionaba, además de que, los costos de otros métodos de trabajo, tales como la aglomeración a alta temperatura eran muy elevados. (Anon. Chem. Engineer 1968)

Se ha encontrado que la flotación electrolítica es un medio de separación atractivo para las emulsiones aceitosas debido a su capacidad de romper las emulsiones, separar el aceite en una capa flotante y que además no requiere de la adición de químicos. Aún cuando el efecto de separación es mucho mayor cuando se combina con agentes químicos coagulantes y floculantes.

Chambers and Cottrell (1976), reportaron el uso del proceso de electroflotación para el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales:

1) AGUAS DE LAVADO DE IMPRENTAS.

Por la facilidad con la que se eliminaron los pigmentos dispersos, que tienen tiempos de asentamiento por gravedad muy grandes. La electroflotación con dosis de aluminio de 80 a 200 mg/l redujo notablemente el contenido de plomo y de pigmentos.

2) EFLUENTES DE CAMIONES DE TRANSPORTE.

El tratamiento de los efluentes de lavado de camiones de transporte, aunque es difícil, se encontró factible realizarlo por electroflotación. En Merseyside, U.K se instaló una unidad para tratar 230 m³/d de residuos. El tanque de flotación medía 5 m de largo, 1.8 m de lado con una profundidad de 1.2 m y fue construido en acero blando. El efluente se alimentaba a una velocidad de 11.4 m³/h con un tiempo de retención aproximado de 1 h. Se utilizaron dosis de Sulfato de aluminio de 60 mg/l. Y se obtuvieron muy buenas eficiencias.

3) ELIMINACION DE GRASAS.

La electroflotación se ha empleado para eliminar el contenido de grasas y proteínas de los efluentes resultantes de la preparación de carne y de aves de corral. Con un consumo de energía menor de 0.4 KWh/m³ y con eficiencias mayores del 70%.

En Estados Unidos, la industria de procesamiento de alimentos se ha beneficiado con éste proceso, para el tratamiento de sus aguas residuales.

Los tipos de industrias factibles de utilizar este método de tratamiento de aguas residuales pueden resumirse así:

1) De Emulsiones, con aceites minerales o sintéticos.

2) Aguas contaminadas con grasas: Rastros, Industria láctea, Fabricantes de cremas.

- 3) **Industria Textil: acabado y teñido.**
- 4) **Industria del teñido y pintado: eliminación de sustancias coloridas.**
- 5) **Industria Química: polímeros y colorantes.**
- 6) **Industria farmacéutica.**
- 7) **Fábricas de papel.**
- 8) **Producción de sulfatos y de pulpas.**
- 9) **Industria de la lana y de tejidos.**
- 10) **Industria del vidrio: eliminación de silicatos.**
- 11) **Industria de la cerámica y porcelana.**
- 12) **Industrias alimenticias.**
- 13) **Aguas residuales municipales.**

III. 5 ELECTROCOAGULACION

A raíz de los buenos resultados obtenidos en la separación de las fases sólida y líquida por el método de electroflotación. Y tomando en consideración que los rendimientos eran superiores al combinar la electroflotación con los agentes químicos coagulantes y floculantes comunes. Se prefirió la utilización de ánodos de sacrificio como el hierro y el aluminio (cuyos cationes anfóteros son la base de muchos coagulantes/floculantes), para eliminar la etapa de adición de químicos. *Es decir se transitó de la electroflotación a la electrocoagulación.*

Las principales ventajas del proceso de electroflotación con ánodos de sacrificio o Electrocoagulación sobre los procesos de coagulación / floculación convencionales son:

- a) Los aparatos para la electrocoagulación son más compactos y su operación es más simple.
- b) Se requieren periodos de retención más cortos.
- c) No se necesita equipo de alimentación de químicos.
- d) El volumen de lodos se reduce como un resultado del menor volumen de lodos producido.
- e) El proceso de electrocoagulación ocurre por el mismo proceso que la coagulación con sales de hierro y aluminio pero con la ventaja adicional de que el líquido no es enriquecido con la presencia de iones innecesarios. Además de que el contenido de sales no aumenta cuando los hidróxidos de metal se precipitan.

C A P I T U L O I V

APLICACIONES Y PERSPECTIVAS DE LA ELECTROCOAGULACION AL TRATAMIENTO DE AGUAS Y DE AGUAS RESIDUALES

IV.1 INTRODUCCION

El proceso de electrocoagulación o electrofloculación, si nos referimos al proceso global hasta la formación de flóculos, ha sido empleado con éxito en el tratamiento de aguas residuales provenientes de operaciones de producción muy variadas: Vik and Carlson et al (1983), reportan su utilización , a nivel laboratorio y planta piloto, para el tratamiento de agua potable; Jenke and Diebold (1983), reportaron la utilidad de este proceso en el tratamiento de las aguas residuales ácidas de la industria minera no ferrosa; Chistoskova and Lazarov (1988), la emplearon exitosamente para purificar y decolorar las aguas residuales de la industria textil; fue, además uno de los temas más abordados en el "International Symposium on Solid/Liquid Separation Waste management and Productivity Enhancement". Celebrado en Diciembre de 1989. En este ciclo de conferencias, Ryan et al. (1989), proponen la utilización de corriente alterna para mejorar su efectividad, Muralidhara H.S (1989) por su parte, la incluye como una técnica electroquímica efectiva, en su ponencia "Recent Developments in solid liquid separation including electrotechnologies"; Yamanaka, Nobuya (1991) la incluyó en su revisión sobre tecnologías de decolorización para la industria del teñido; Pretorius, et al, (1991) proponen la electrofloculación con arreglos en serie de electrodos bipolares para la producción de iones de Hierro, y realizan un estudio comparativo que le resulta favorable a este, con respecto a los floculantes químicos convencionales.

En 1992 se siguen realizando trabajos sobre el tema, con el inconveniente de que la mayoría de las publicaciones aparecen en idiomas orientales (Ruso, Japones y Chino).

IV.2 ELECTROCOAGULACION DE AGUA POTABLE.

Vik Eilen A. et al (1984), en su trabajo, ya citado, realizaron un estudio comparativo, entre el proceso de coagulación por iones de Aluminio, producidos electrolíticamente, con respecto a la coagulación convencional utilizando Sulfato de Aluminio, para la eliminación del humus del agua potable. Realizaron los experimentos a escala laboratorio y planta piloto. Estudiando muestras de agua cruda, que provenían de tres lagos diferentes, vecinos a Oslo, Noruega (Tjernsmotjern, Hellerudmyra y Smaputten), que contenían diferentes concentraciones de humus acuático.

En la celda electroquímica el agua cruda se introdujo entre las placas de aluminio, que estaban conectadas a una batería. El Aluminio del ánodo se disolvía y en el cátodo, se formaba el gas hidrógeno. El mezclado ocurrido entre el agua y el Aluminio disuelto, daba origen a los procesos de coagulación y floculación. El gas hidrógeno formado, ocasionó la flotación del lodo formado. Los principios básicos de la electrocoagulación, se ilustran en la figura IV.1.

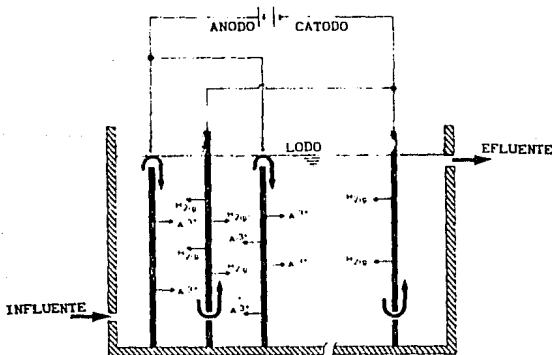


Figura IV.1 Los principios involucrados en la electrocoagulación.

Las características del agua cruda, del lago de Hellerudmyra, se detallan en la tabla 4.1.

TABLA 4.1 CARACTERISTICAS IMPORTANTES DEL AGUA DEL LAGO HELLERUDMYRA.	
PARAMETROS	LAGO DE HELLERUDMYRA
Turbidez (NTU)	0.9
Color (mg Pt l ⁻¹)	105-110
u.v. Absorción (cm ⁻¹) a 257.3 nm	0.50-0.52
TOC (Mg Cl ⁻¹)	10.8-12.2
Conductividad específica (μscm ⁻¹)	29-35
pH	4.3-4.9
Alcalinidad (meq l ⁻¹)	0

RESULTADOS EXPERIMENTALES.

Los resultados obtenidos al tratar el agua de Hellerudmyra por los dos métodos, se detallan en la tabla 4.2

TABLA 4.2 RESULTADOS DE LA ELECTROCOAGULACION DEL LAGO DE HELLERUDMYRA COMPARADA CON LA COAGULACION CONVENCIONAL.			
PARAMETROS	CALIDAD DEL AGUA		
	AGUA CRUDA	AGUA TRATADA CON ELECTROCOAGULACION	AGUA TRATADA CONVENCIONALMENTE
Color (mg Pt l ⁻¹)	80	3	3
pH	4.8	7.0	5.9
Conduct. especif. (μS cm ⁻¹)	35	20	114
Ca (mg l ⁻¹)	1.08	0.76	1.09
Mg (mg l ⁻¹)	0.27	0.14	0.24
Fe (μg l ⁻¹)	130	10	20
Al (μg l ⁻¹)	290	330	40
Na (mg l ⁻¹)	1.05	1.63	1.49
K (mg l ⁻¹)	0.32	0.41	1.87
Mn (μg l ⁻¹)	34	20	32
Cu (μg l ⁻¹)	37	16	23
Pb (μg l ⁻¹)	1.9	<0.5	0.5
NO ₃ (μg l ⁻¹)	<10	<10	<10
SO ₄ (mg l ⁻¹)	4.6	2.4	32
Cl ⁻ (mg l ⁻¹)	1.3	1.2	2.6
F (mg l ⁻¹)	<0.1	<.1	<.1

Los investigadores concluyeron, que el proceso de electrocoagulación, comparado con el tratamiento convencional con Sulfato de Aluminio, es más eficiente y fácil de operar; ellos consideraron además, que muchos aspectos de éste proceso, merecen un estudio posterior; además, de recomendarlo para plantas pequeñas de tratamiento de aguas y, para países en vías de desarrollo.

IV.3 TRATAMIENTO POR ELECTROCOAGULACION DE LAS AGUAS RESIDUALES ACIDAS DE LA INDUSTRIA METALURGICA NO FERROSA

IV.3.1 ELECTROCOAGULACION

Selitskii and Antropov (1974); [C.A 81:126450 n], realizaron un estudio, en el que propusieron a la electrocoagulación, como el método adecuado para eliminar el cromo de las aguas residuales. Utilizaron electrodos de Hierro y, durante el tratamiento, el agua experimentó un aumento de pH de 5 a 6, lo cual originó la coprecipitación de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (agente coagulante) y de $\text{Cr}(\text{OH})_3$. Gnusin N.P., et al., (1978), por otra parte, realizaron un estudio para determinar la influencia del valor del pH sobre la purificación por electrocoagulación de soluciones residuales que contienen Zinc., atribuyendo la eliminación de 40 p.p.m de Zn^{2+} de los efluentes simulados de una planta de Galvanización, a la coprecipitación de Hidróxidos de Fe y de Zn. Realizando un experimento similar, Bychin et al. [C.A. 93:83320y], reportaron la eliminación de Niquel que estaba contaminando aguas residuales. Jageliene et. al., (1979). [C.A. 91:26704m]. efectuaron el tratamiento por electrocoagulación de los desechos de una planta de recubrimiento electrolítico, estudiando la influencia del pH en la eliminación de pequeñas cantidades de los iones de cobre (2^+), Zinc (2^+) y Cromo (6^+).

IV.3.2. ELECTROPRECIPITACION.

Jenke and Diebold, (1984), exploraron a escala laboratorio, la utilización del método de electrocoagulación, para el tratamiento de las aguas residuales ácidas, de la industria minera no ferrosa., (aún cuando, ellos lo llaman proceso de electroprecipitación, argumentando que la cantidad de hidróxidos de metal precipitados es mayor que las reportadas anteriormente en electrocoagulación y que, la mayor parte de la eliminación es por precipitación, como el principio de operación es el mismo, dado que, se tiene un ánodo que participa en la reacción de oxidación, acoplado con la reducción del ión hidrógeno, en un cátodo inerte; éste proceso, es también un proceso de electrocoagulación.).

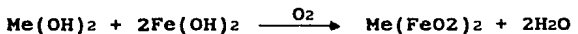
Los investigadores, justificaron la realización de su trabajo, diciendo que, en ese tiempo, la industria minera no ferrosa, producía diariamente, 10 millones de galones de desechos líquidos ácidos; los que, se neutralizaban con cal. El proceso de neutralización, lograba adecuar las aguas residuales a un costo mínimo, pero presentaba desventajas importantes: (1) la incapacidad para eliminar las grandes proporciones de Sulfato de Plomo contenidas en las aguas residuales de la industria minera; (2) el aumento en la dureza del agua que acompañaba al tratamiento y (3) el almacenamiento y eliminación de los grandes volúmenes de lodos producidos. Además de que, el proceso, generalmente requería una etapa de oxidación, para alcanzar el pH requerido para la precipitación del ión ferroso. En el tratamiento por electrocoagulación, por su parte, el cambio de pH, la oxidación y el proceso subsecuente de eliminación de los metales, se podían lograr, sin degradar la calidad del agua y, sin producir lodos en exceso. El trabajo experimental se realizó a nivel laboratorio; los investigadores experimentaron con ánodos de Fe, Zn, y Pb. La eliminación de los metales pesados, del agua residual, se logró por la

precipitación de cada uno, en forma de óxidos e hidróxidos. La reducción del contenido de metales de la solución, fue de 100% para el aluminio, y de 25 % para el Manganeso; el pH de las soluciones finales, se estabilizó en 4.9. Lo cual reflejó el alcance del equilibrio cinético con respecto a las velocidades de oxidación del ánodo y de difusión de los productos oxidados al cátodo, donde fueron precipitados como hidróxidos.

IV.3.3. GALVANOCOAGULACION.

En 1991 (Sokolova, L.P., Smurova, E.S., Kokorina, E.B., Samsonov, A.K., and Dedkov, Yu.M.), propusieron el tratamiento de *galvanocoagulación*, que no es otra cosa que, electrocoagulación, para el tratamiento de las aguas residuales ácidas que contengan cromo y metales. El método está basado en la acción de una celda galvánica Hierro-Cobre o Hierro-Carbono colocada en la solución a ser tratada. Debido a las diferencias en los potenciales electroquímicos, el hierro se polariza anódicamente y se disuelve en solución, sin la imposición de corriente eléctrica de una fuente externa. El Carbono ó el Cobre, se polarizan catódicamente en el par galvánico.

El proceso tiene lugar, en aparatos tipo tambor a través de los cuales, se hacen fluir el agua residual. Como un resultado del contacto alterno del par galvánico con la solución y con el oxígeno atmosférico obtenidos al rotar el tambor, la velocidad de disolución del oxígeno se incrementa, el Hierro (II), se oxida rápidamente a Hierro (III), y se crean las condiciones para la formación de hidróxidos de hierro (III). La extracción efectiva de los metales no ferrosos, se lleva a cabo por la coprecipitación de hidróxidos de los metales no ferrosos y del hierro (II), con la formación de ferritas de los metales no ferrosos:



En donde, Me = Cobre (II), Niquel (II), Zinc (II), y otros.

En el proceso de *galvanocoagulación*, se extraen también, cantidades considerables de iones Sulfato, y Calcio; esto se explicó, en base a la formación de microcristales de CaSO_4 , en las capas de adsorción de las micelas coloidales de los hidróxidos de Hierro (III).

De acuerdo a los creadores del método, el potencial del par galvánico Hierro-Cobre, es ligeramente mayor que el del par Hierro-Carbono.

Los investigadores, realizaron la extracción de metales no ferrosos y de iones sulfatos contenidos en un agua residual. Efectuaron los experimentos con soluciones individuales de sulfatos de Cobre (II), Niquel (II), Zinc (II), y Calcio (II); cada uno, contenía 100 mg/l del ion metálico, y también, una solución de sulfato de sodio, que contenía 80 mg/l del ión sulfato. Poniéndolas en contacto, con un par galvánico Hierro-Carbono bajo condiciones estacionarias. Los resultados que obtuvieron después de un día, se muestran en la tabla 4.3. En la que, también se puede apreciar que los iones de los metales no ferrosos son extraídos completamente, el Calcio (II), en un porcentaje de 50 - 60%, y el ión Sulfato en un 60 - 85%.

Los investigadores concluyeron que, el mecanismo primario de la extracción de metales no ferrosos y de iones cromo de una solución de agua residual, en el proceso de *galvanocoagulación*, con un par galvánico Hierro-Carbono, es la formación de ferritas de metales no ferrosos, a través de la interacción de los iones de los metales no ferrosos con los óxidos de hierro.

El ion sulfato, se extrae por interacción con los compuestos hidróxidos de hierro para formar un compuesto complejo que contiene Fe(III), SO_4^{2-} , iones OH^- y moléculas de agua.

TABLA 4.3 RESULTADOS DE LA EXTRACCION POR ELECTROCOAGULACION DE LOS METALES NO FERROSOS DE SOLUCIONES INDIVIDUALES.				
ION	CONCENTRACION EN LA SOLUCION (mg/l)		pH DE LA SOLUCION	
	ORIGINAL	DESPUES DE LA EXTRACCION	ORIGINAL	DESPUES DE LA EXTRACCION
Cu ²⁺	100	no detectado	5.55	7.14
SO ₄ ²⁻	150	24		
Ni ²⁺	100	no detectado	6.25	7.54
SO ₄ ²⁻	150	24		
Zn ²⁺	120	no detectado		
SO ₄ ²⁻	180	" "	5.85	7.75
Ca ²⁺	110	55	6.5	6.8
SO ₄ ²⁻	250	96		
Cr(VI)	100	30	—	—
SO ₄ ²⁻	77	12	6.56	8.11

IV.4 PURIFICACION Y DECOLORIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE LA CELULOSA Y EL PAPEL.

(Stoyanka G.Chistoskova y Dobri L. Lazarov., (1988).); publicaron los resultados de su trabajo, en el que utilizaron la técnica de electrocoagulación, para tratar las aguas residuales de la industria de papel y celulosa, que, se caracterizan, por un alto grado de contaminación, debido a la materia coloidal y orgánica disuelta, y un color café oscuro, causado por el lignino.

Se han desarrollado nuevas tecnologías de tratamiento, las que incluyen el uso de distintos coagulantes y floculantes, tales como: Sulfato de Aluminio, Sulfato Ferroso, Cloruro Férrico, Hidroxi Nitrato de Aluminio, e Hidroxi Cloruro de Aluminio. Los que garantizan un alto efecto de purificación, pero sin embargo, producen grandes cantidades de lodos; además de que, el agua ya tratada puede estar contaminada por la presencia de iones cloruro, y sulfato (Provenientes de los floculantes).

Los investigadores, propusieron a la electrocoagulación, con ánodos de acero bajo al carbón, como una técnica de tratamiento eficiente, para éste tipo de aguas residuales. Efectuaron además, un estudio comparativo entre, la técnica propuesta, y las diferentes tecnologías reportadas en la literatura. Los resultados de éste estudio, se ilustran en la tabla 4.4.

TABLA 4.4 INDICES DE ELIMINACION DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DE PAPEL Y CELULOSA, POR DIFERENTES TECNICAS			
TECNICAS PARA PURIFICAR Y DECOLORAR AGUAS RESIDUALES	% ELIMINACION		
	VP mg O ₂ /dm ³	DQO mg O ₂ /dm ³	COLORACION
OZONIZACION	67	58	86
COAGULACION POR Al ₂ (SO ₄) ₃	68.70	68.50	72.40
COAGULACION POR Al ₂ (OH)SCl	71.10	72.20	78.40
ELECTROCOAGULACION.	83	80	100.00

En donde:

V.P., es el valor de permanganato; mide la concentración de oxígeno disuelto.

D.Q.O es la demanda química de oxígeno.

Concluyendo del trabajo realizado, que el método de

electrocoagulación, garantiza un alto efecto de tratamiento, a bajos consumos de energía eléctrica . Aunque aclaran, que las ventajas, dependen del tipo de electrocoaguladores empleados. Y establecen, que las densidades de corriente óptimas para el tratamiento, son diferentes para cada tipo de agua residual a tratar.

IV.5 ELECTROCOAGULACION POR CORRIENTE ALTERNA.

Ryan, P.E., Stanczyk, T.E., and Parekh, Ph. D., (1989), realizaron un trabajo, en el que proponen el uso de corriente alterna, para hacer más eficiente el tratamiento de electrocoagulación . En la figura IV.2. Se presenta un diagrama de flujo para el proceso. La coagulación y la floculación, ocurren de manera simultánea, dentro del electrocoagulador, en la etapa de separación. La neutralización de las cargas ocurre dentro del electrocoagulador como resultado de la exposición de la placas de Al., a un campo eléctrico y a una precipitación catalítica. Esta reacción, se lleva a cabo en 30 segundos, para la mayoría de las suspensiones acuosas. La solución, puede ser transferida por flujo gravitacional a la etapa de separación de productos. En donde ésta puede enriquecerse, utilizando la separación convencional por gravedad. La coagulación y la floculación, continúan en esta etapa, hasta lograrse el grado de separación deseada. Generalmente, la velocidad de separación es más rápida que, cuando se emplean coagulantes químicos o polielectrolitos y, la fase sólida es más densa que la obtenida cuando se emplean coagulantes químicos y polielectrolitos.

El tiempo de retención, puede ser reducido incrementando la turbulencia de la solución, utilizando el concepto de aerador estático, o simplemente difundiendo pequeñas burbujas de aire o nitrógeno, a través de las placas de los electrodos.

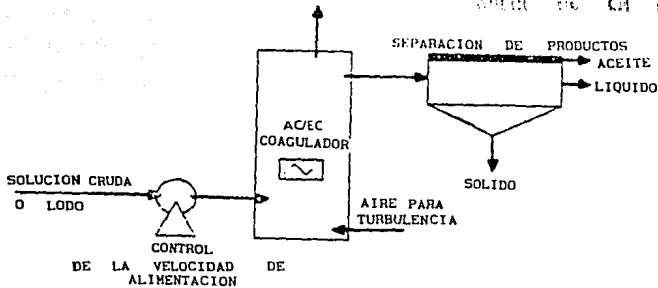


figura IV.2 DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO
DE ELECTROCOAGULACION POR CORRIENTE ALTERNA.

Los estudios realizados, sugieren que la electrocoagulación por corriente alterna, causa los siguientes efectos, sobre los subproductos resultantes:

- Las fuerzas magnéticas asociadas con las suspensiones líquidas, son destruidas.
- Los lodos tienden a desagüarse y densificarse, sugiriendo una destrucción de los enlaces de hidrógeno de las moléculas de agua.
- El intercambio electrónico o iónico, crea un ambiente electroquímico, que ocasiona varias reacciones dependientes, sobre los contaminantes constituyentes.
- Las fases debidas a aceites, jabones, detergentes, y materia celulósica, pueden ser separadas del agua.
- La arcilla inerte coloidal, puede ser eliminada del medio acuoso.

- La generación de OH^- , tanto como los potenciales para la generación de O_2 , H_2 , O_3 , y H_2O_2 , pueden inducir la oxidación química de los contaminantes solubles.
- La fase de aceites solubles, separada del medio puede extraer otros constituyentes tóxicos preferencialmente solubles en la fase aceitosa.
- Las características del agua creadas por electrocoagulación y clarificación subsecuente, son un efluente desmagnetizado, que resiste la contaminación.

IV.6 CARACTERISTICAS OPERACIONALES DE LA ELECTROCOAGULACION

Los parámetros de operación que afectan el rendimiento de el proceso de coagulación electrolítica son:

- a) La densidad de corriente
- b) El voltaje aplicado
- c) El material de los electrodos y,
- d) El tiempo de residencia.

La densidad de corriente se define como los amperes de corriente por cm^2 de área horizontal de superficie de electrodo. Además, para una corriente dada, las variaciones siguientes incrementan la densidad de corriente:

- a) menor cantidad de electrodos
- b) electrodos más pequeños

c) diámetros de electrodo menores.

Para un sistema de electrodos dado, la corriente de entrada es directamente proporcional al voltaje aplicado (ejemplo, cuando el voltaje aplicado aumenta, la corriente también aumenta). Sin embargo, cuando la corriente de entrada se mantiene constante aumentando el número de electrodos, disminuye el voltaje a través de la rejilla o arreglo de los electrodos.

La densidad de corriente y el voltaje contribuyen a mejorar el tratamiento de electrofloculación. El factor limitante para el aumento de estas dos variables es el costo de operación de la fuente eléctrica. En los efluentes líquidos en los que las emulsiones aceitosas puedan romperse fácilmente, las densidades de corriente más adecuadas, son menores de 30 mA/cm^2 . (Nagendran and Hudrey 1980).

IV.7 COMENTARIOS FINALES DEL CAPITULO.

La bibliografía consultada sobre el tema de electrofloculación, a diferencia de la consultada en el capítulo concerniente a floculación, fueron publicaciones de trabajos en los que se utilizó la técnica para tratar casos específicos, todos ellos de distintos tipos de aguas residuales. Por ello no se puede generalizar acerca de las consideraciones de diseño. Además de que el proceso, de acuerdo con las referencias, no está comercializado, es decir, no existe equipo de línea como en el caso de los procesos de coagulación/floculación convencionales. Esto, puede deberse a dos causas: 1) Que en electrofloculación, a diferencia de floculación, sea necesario resolver cada problema de una manera independiente o 2) Que falta incorporar toda la investigación existente para la creación de tecnologías de operación.

CAPITULO V

UN CASO CONCRETO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON

ELECTROCOAGULACION

CAPITULO V UN CASO CONCRETO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ELECTROCOAGULACION

V.1 INTRODUCCION

Las aguas residuales de la industria de fabricación de pinturas, se caracterizan por una alta concentración de sólidos suspendidos y disueltos, una coloración permanente, y por la presencia de líquidos de diferentes densidades que pueden emulsionarse. La industria analizada en particular, consta de varios procesos acoplados, puesto que, además de las pinturas, fabrica muchas de sus propias materias primas. Esto ocasiona que las concentraciones de su efluente, varíen constantemente, dependiendo del o los procesos que se estén llevando a cabo.

En la planta de tratamiento de aguas de dicha industria, actualmente realizan el tratamiento primario del efluente, antes de su desecho al drenaje municipal. Para lo cual utilizan el proceso fisicoquímico de coagulación/floculación, empleando: Cloruro férrico (agente coagulante), Hidróxido de calcio (auxiliar de sedimentación), polielectrolito (floculante), Acido sulfúrico y Sosa (agentes coagulantes, y neutralizantes). Los resultados del tratamiento actual, son buenos, aunque, traen como consecuencia, la producción de una cantidad excesiva de lodos. En la la figura V.1, se pueden apreciar, las etapas en el estado actual de tratamiento de las aguas residuales.

Se pretende recircular el agua de proceso. Dentro del proceso de tratamiento global, el proceso de electrocoagulación, está contemplado a ser la etapa de tratamiento primario; el efluente producido, (de mejor calidad que el producido por coagulación/floculación), recibirá un tratamiento posterior por Osmosis inversa. Acoplando ambos procesos, la eliminación de contaminantes,

será de forma tal que permita el reuso del agua. Los lodos producidos por electrocoagulación se incinerarán, produciendo polvos inorgánicos utilizados como carga espesante en el proceso de fabricación de pinturas Este esquema general puede apreciarse en el diagrama de bloques (Figura V.2).

FIGURA V.1 DIAGRAMA DE BLOQUES DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DE AGUAS ACTUAL.

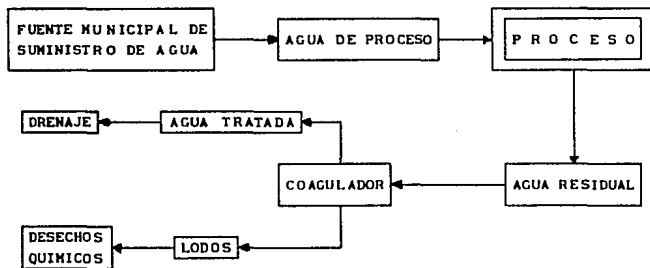
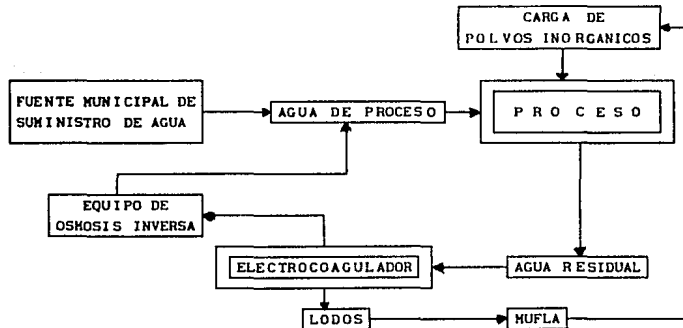


FIGURA V.2 DIAGRAMA QUE ILUSTR A EL PROCESO GLOBAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, INCLUYENDO A LA ELECTROCOAGULACION COMO UNA ETAPA.



V.2. CARACTERISTICAS DEL AGUA RESIDUAL A TRATAR.

De acuerdo con datos proporcionados por la empresa, los compuestos que más frecuentemente pueden estar presentes en el efluente final, en concentraciones infinitesimales son: Acetato de Polivinilo, Resinas Alquídicas, Restos de Pentaheritritol, Brea solubilizada con Tolueno, Aceite de Soya, Aceite de Linaza, Carbonatos (principalmente de Ca), Sílice proveniente de tierra de infusorios, óxidos de metales: Fe, Cu, Co etc., y de Titanio.

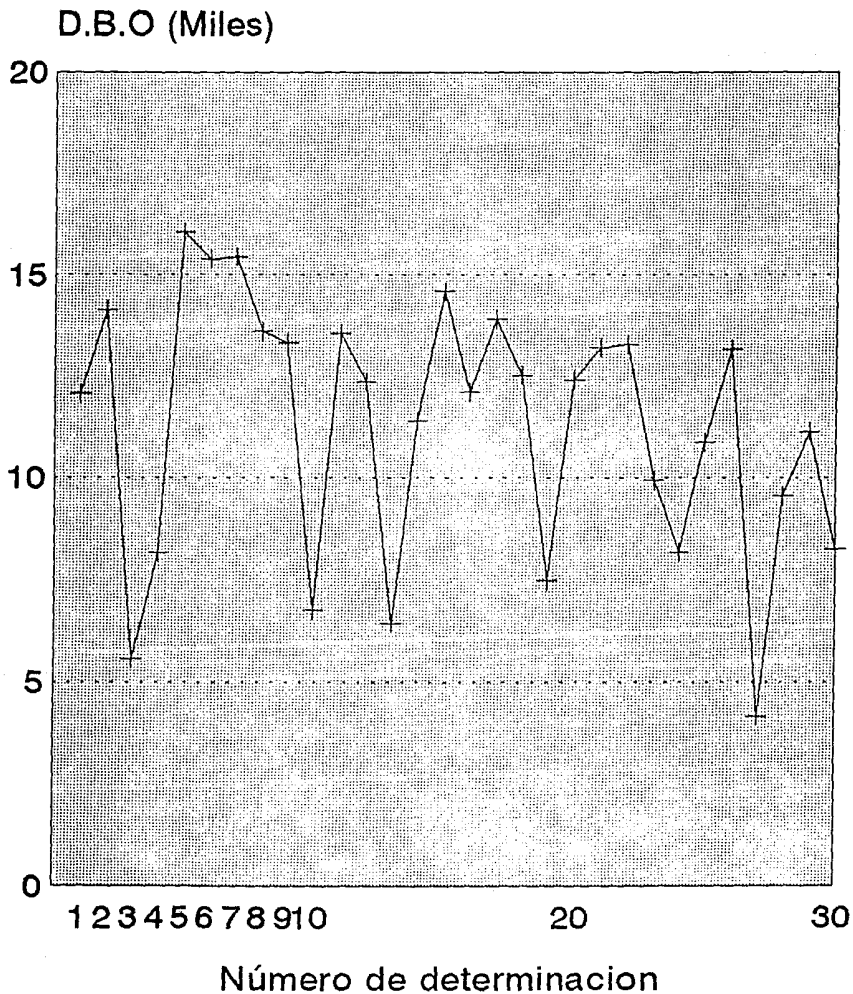
Se efectuaron una serie de análisis del efluente final, considerando los parámetros de: Demanda Bioquímica de Oxígeno, (DBO); Demanda Química de Oxígeno, (DQO); Concentración de Sólidos disueltos, (SD); Concentración de sólidos suspendidos, (SS); pH. Por ser estos los parámetros más importantes de que se dispone en relación al tratamiento de aguas.

En la tabla 5.1 se muestran los valores de éstos parámetros en 30 determinaciones.

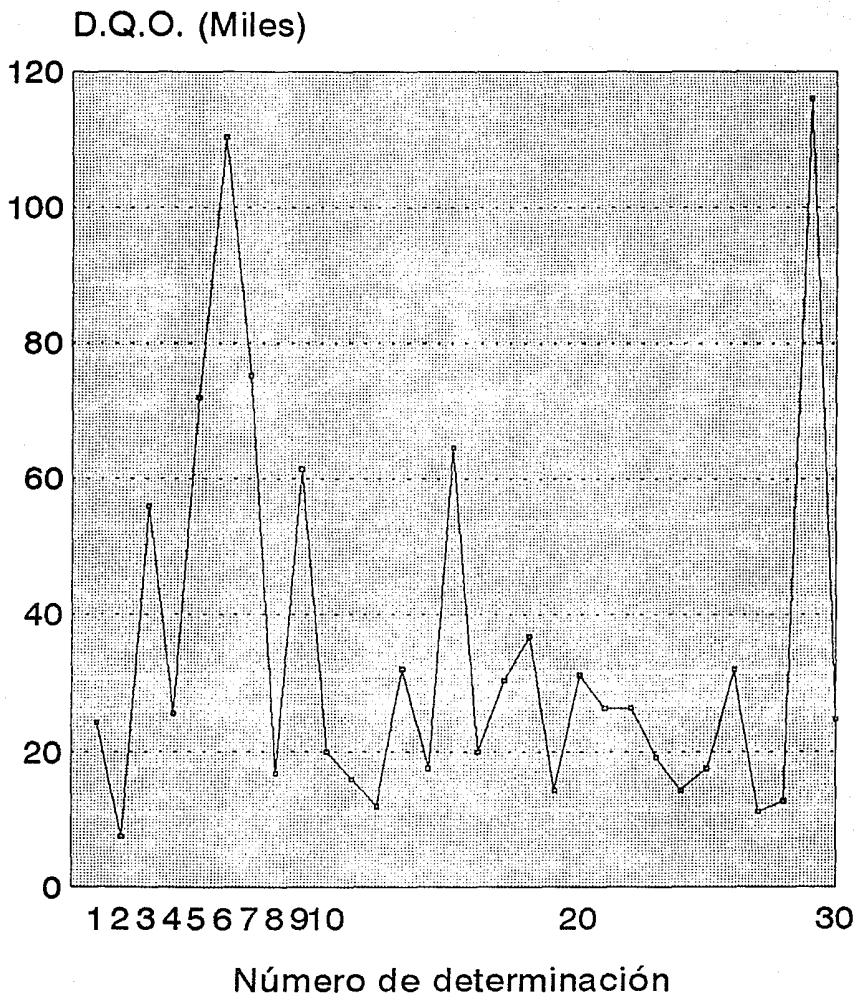
**TABLA 5.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL
 DE LA INDUSTRIA DE PINTURAS ESTUDIADA**

DET.	D.B.O. (p.p.m.)	D.Q.O. (p.p.m.)	S.T. (p.p.m.)	S.S. (p.p.m.)	S.D. (p.p.m.)	pH
1	12,080	24,320	12,780	281	12,499	11.6
2	14,140	7,616	18,560	248	18,312	9.7
3	5,560	56,000	8,800	223	8,577	12
4	8,160	25,600	10,710	568	10,162	11.2
5	16,080	72,000	32,180	244	31,936	10.6
6	15,380	110,400	35,360	107	35,253	10.1
7	15,440	75,200	32,770	253	32,517	12.2
8	13,620	16,800	23,180	253	22,927	9.5
9	13,340	61,440	43,770	123	43,647	10
10	6,760	20,000	15,690	89	15,601	11.7
11	13,560	16,000	20,830	94	20,736	9.7
12	12,380	12,000	31,920	831	31,089	10.7
13	6,440	32,000	24,740	150	24,590	11.7
14	11,400	17,600	6,870	66	6,840	11.6
15	14,600	64,640	28,310	85	28,225	10.8
16	12,120	20,000	19,970	165	19,805	10.1
17	13,920	30,400	15,960	316	15,644	8.6
18	12,540	36,800	26,070	120	25,920	11
19	7,480	14,400	10,560	717	9,843	9.2
20	12,420	31,200	25,770	58	25,712	9.7
21	13,220	26,400	22,240	413	21,827	10.7
22	13,290	26,400	18,620	199	18,421	10.6
23	9,940	19,200	11,150	192	10,958	9.6
24	8,180	14,400	11,220	163	11,057	10.2
25	10,880	17,600	12,000	203	11,797	10.2
26	13,180	32,000	23,660	174	23,486	10.1
27	4,140	11,200	3,905	287	3,618	8.9
28	9,560	12,800	8,800	609	8,191	9.7
29	11,140	116,000	89,060	2,248	86,812	8.75
30	8,240	24,800	16,930	1,324	15,606	10

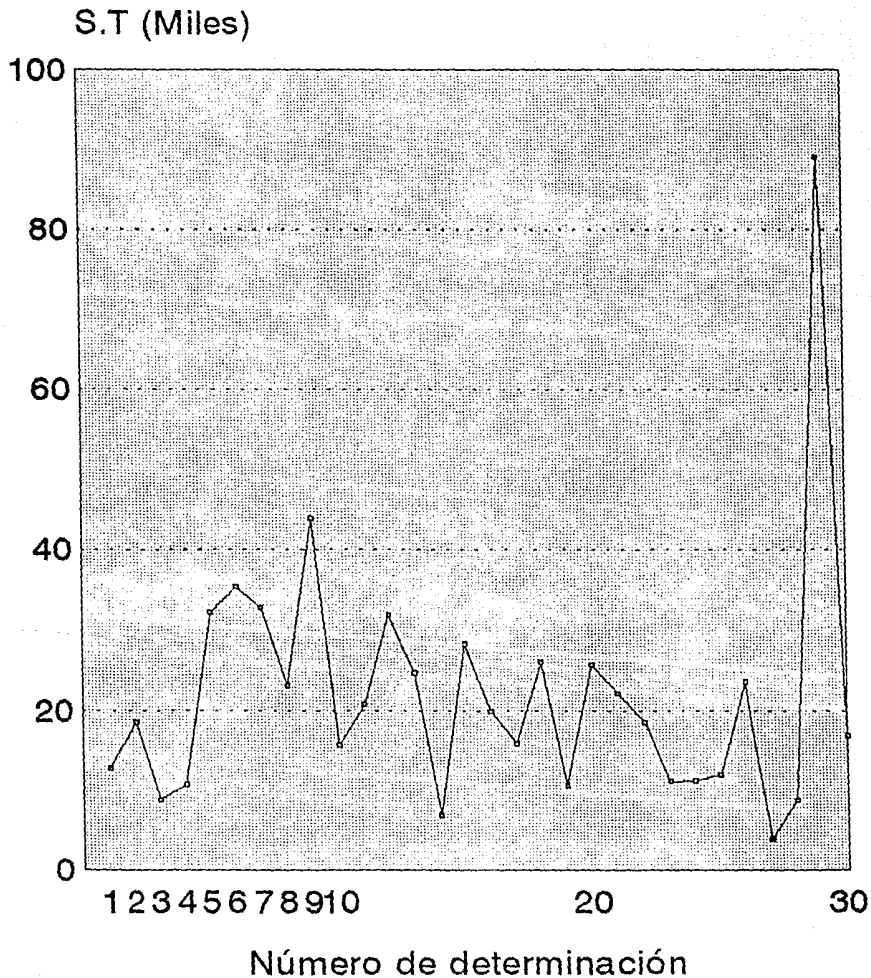
Variación de la demanda Bioquímica de Oxígeno (mg de Oxígeno / litro de disolución)



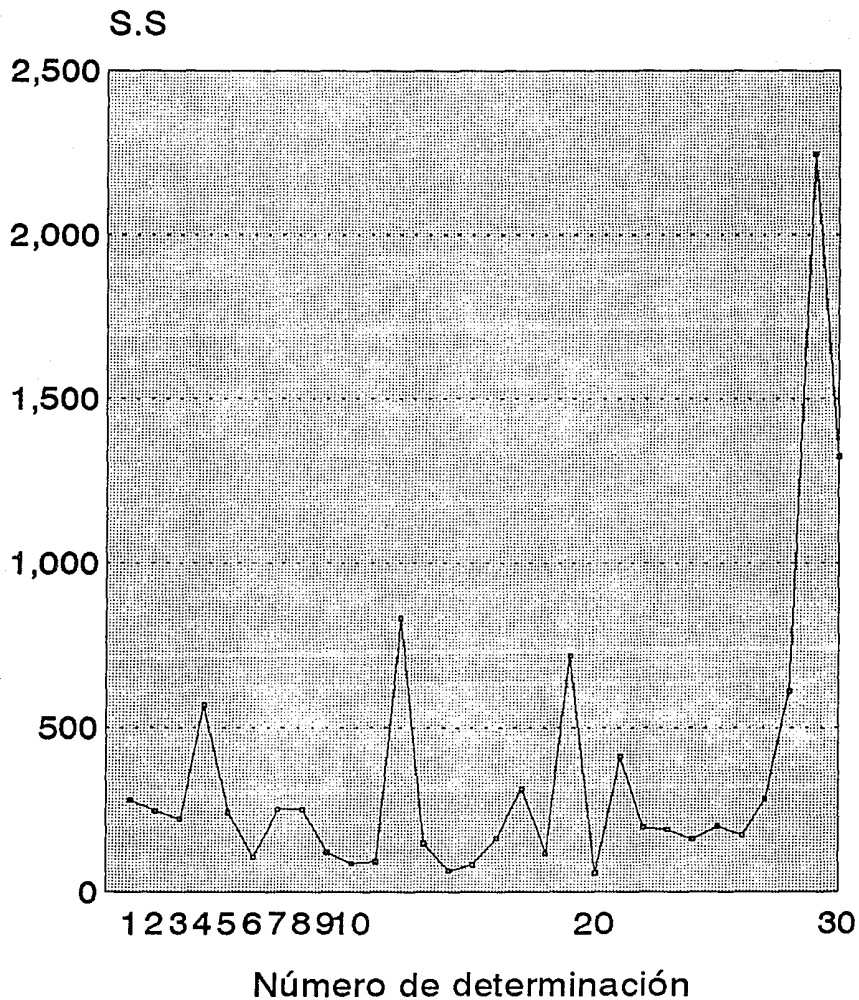
Variación de la demanda Química de Oxígeno (mg de Oxígeno / litro de disolución)



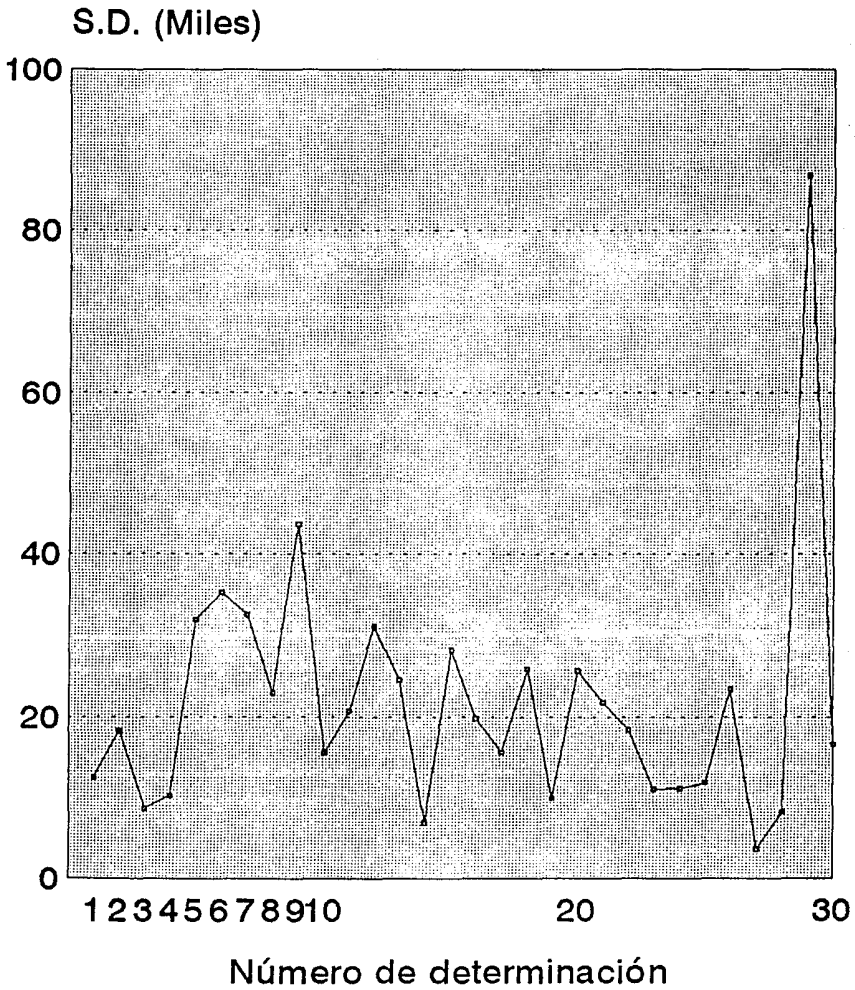
Variación de la concentración de sólidos totales (mg sólido / litro de disolución)



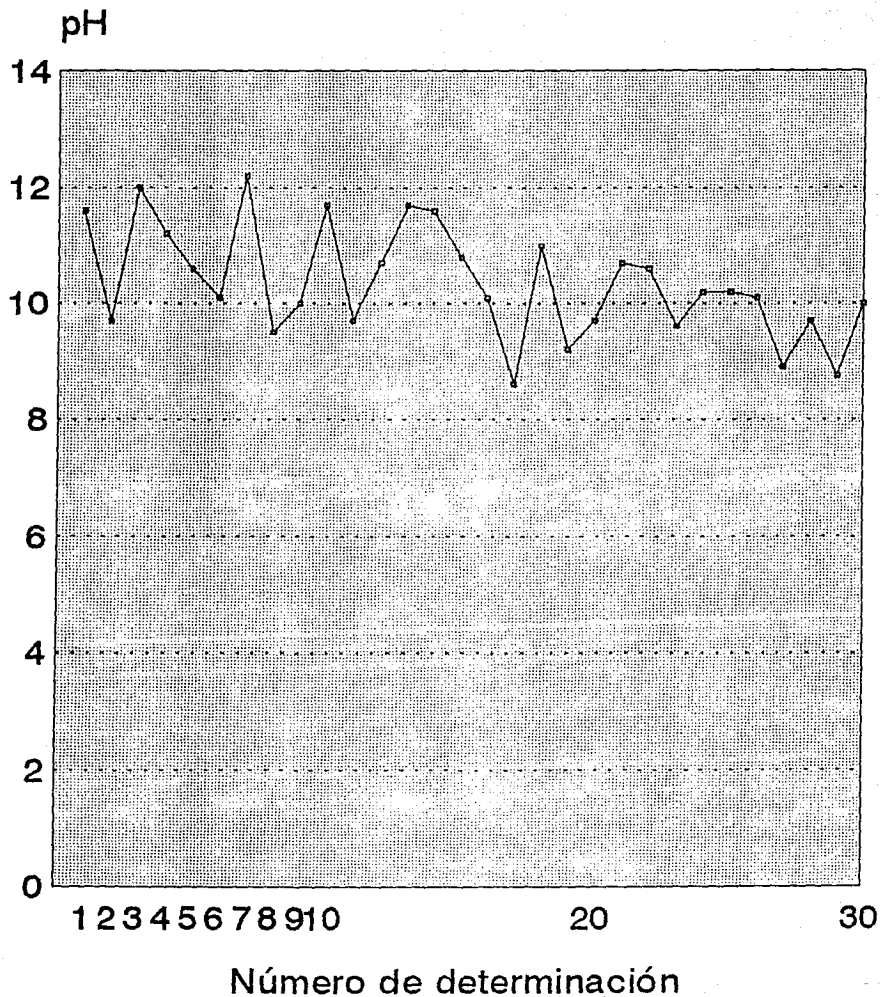
Variación de la Concentración de Sólidos Suspendedos (mg de Sólido/litro de disolución)



Variación de la Concentración de Sólidos Disueltos (mg de Sólido/litro de disolución)



Variación del pH



V.3 PROCEDIMIENTOS ANALITICOS.

Las determinaciones analíticas efectuadas, para caracterizar la calidad del agua, en todas las fases de realización del trabajo experimental, se definen a continuación.

V.3.1 DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO.

Este método se refiere a la cantidad de Oxígeno requerida por los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en el agua. Se determina midiendo la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto final y, el oxígeno disuelto al cabo de 5 días de incubación a 20°C.

V.3.2 DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO.

Se basa en una oxidación energética de la materia orgánica e inorgánica contenida en el agua, en un medio fuertemente ácido con una solución valorada de Dicromato de Potasio, el exceso de agente oxidante se titula con una solución valorada de Sulfato Ferroso Amoniacal en presencia de un complejo ferroso, como indicador.

V.3.3. SOLIDOS TOTALES.

El método consiste en eliminar de una muestra de 10 ml el agua contenida en ella, hasta que quede en ésta únicamente los sólidos.

V.3.4. SOLIDOS SUSPENDIDOS.

Determina la cantidad de sólidos (ppm) que se encuentran suspendidos en una muestra de agua residual.

V.3.5 SÓLIDOS DISUELTOS.

Mide la cantidad de sólidos (ppm) que se encuentran disueltos en una muestra de agua residual. Se obtiene restando sólidos suspendidos a los sólidos totales.

V.3.6 pH.

El pH, se define como el $-(\log)$ de la concentración de iones H^+ presentes en una disolución. Expresa por tanto el carácter ácido o básico de la misma. Se mide en una escala de 0 a 14 unidades, que está basada en la constante de disociación del agua. El pH de las muestras se midió en un pH-metro CONDUTRONIC pH 20. Con un intervalo de confianza, previamente determinado de ± 0.173286 .

V.4 PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.

Se efectuó un estudio comparativo entre el tratamiento químico convencional, que se realiza en la planta de tratamiento de aguas de la empresa y la electrocoagulación.

El trabajo experimental se dividió en tres fases: 1) Se efectuó la determinación analítica de la calidad del agua residual., 2) Se efectuó el tratamiento químico por coagulación/floculación y se caracterizó la calidad del residuo., 3) Se efectuó el tratamiento del agua residual con el método de electrocoagulación y se determinó la calidad del residuo. Los volúmenes de agua tratados fueron de 250 ml para cada método.

V.4.1. TRATAMIENTO QUÍMICO CONVENCIONAL.

El tratamiento químico convencional por coagulación / floculación, se realizó en un equipo de prueba de jarras,

manteniendo una velocidad constante de 90 rev/minuto para igualar las condiciones de la planta. Las cantidades de reactivos óptimas para el tratamiento de 250 ml de agua residual fueron: 0.26 g de CaOH, 0.123 ml de H₂SO₄, 0.005027 g de un polielectrolito orgánico y 0.0088 g de FeCl₃. El tiempo de floculación química fué de 15 minutos.

V.4.2. TRATAMIENTO ELECTROQUIMICO.

El tratamiento electroquímico de coagulación/floculación se efectuó utilizando una fuente de poder FP-LAB 2 de 5A y 250 V y un agitador magnético THERMOLYNE.

Se empleó un ánodo de acero al carbón y un cátodo de acero inoxidable. El área de electrodo sumergida fue de 25 cm², con una separación entre los electrodos de 5 mm. La densidad de corriente utilizada fué de 0.12 Acm⁻² y el voltaje de 15 Voltios. El tiempo de floculación electroquímica fue de 3 minutos.

V.5 RESULTADOS Y DISCUSION.

V.5.1 RESULTADOS EXPERIMENTALES.

Los resultados experimentales obtenidos para cada una de las fases de experimentación, se muestran en la tabla 5.2, expresados como valores de los parámetros y en la tabla 5.3, se expresan como porcentajes de eliminación. Cabe aclarar que estos resultados son de 1 corrida típica.

TABLA 5.2. RESULTADOS EXPERIMENTALES

PARAMETROS	VALORES ORIGINALES	FLOCULACION QUIMICA	FLOCULACION ELECTROQUIMICA
D.B.O. (MG O ₂ /l)	12,820	3,030	2,650
D.Q.O (MG O ₂ /l)	31,200	4,160	3,840
S.TOT. (MG/l)	23,660	4,290	3,440
S.SUSP. (MG/l)	174	17.3591	13.6830
S.DISUELT. (MG/l)	23,486	9,188.629	5,719.075

TABLA 5.3 PORCENTAJES DE ELIMINACION OBTENIDOS
POR CADA TIPO DE TRATAMIENTO.

PARAMETROS	FLOCULACION QUIMICA	FLOCULACION ELECTROQUIMICA
D.B.O. (MG O ₂ /l)	76.4	79.3
D.Q.O. (MG O ₂ /l)	86.6	87.7
S.TOTALES (MG/l)	81.8	85.5
S.SUSPEND. (MG/l)	90.0	92.1
S.DISUELT. (MG/l)	60.8	75.6

V.5.2. DISCUSION DE RESULTADOS.

Los resultados obtenidos experimentalmente, expresados como porcentajes de eliminación, al tratar el agua residual con electrocoagulación, fueron ligeramente más eficientes que los obtenidos por coagulación química convencional. Cabe tomar en consideración otros dos aspectos importantes, que incrementan el rendimiento global de la electrocoagulación, sobre el proceso convencional:

- 1) Dentro del Proceso de tratamiento propuesto, la electrocoagulación es la etapa primaria, la etapa secundaria comprende un tratamiento con Osmosis Inversa, que asegura porcentajes de eliminación en un intervalo del 95 - 100 %. Lo que permitirá la reutilización del agua de procesos (Ver figura V.2).
- 2) Los lodos producidos electroquímicamente, (con menor retención de agua) tienen características que, para este proceso los hacen reutilizables, después de su incineración, como carga espesante de polvos inorgánicos, en el proceso de fabricación de pinturas. (Los contaminantes que pudiera generar la electrocoagulación son hidróxidos de Fe, que con la incineración se convierten a óxidos de Fe, los que lejos de interferir, participan en el proceso.).

En la Tabla 5.4 se muestran un análisis comparativo entre la coagulación química y la electrocoagulación.

TABLA 5.4
COMPARACION ENTRE LA COAGULACION QUIMICA Y LA ELECTROQUIMICA

	ETAPA DE PREPARACION Y DE ALIMENTACION	RENDIMIENTO	FORMACION DE SUBPRODUCTOS (LADOS)
COAGULACION QUIMICA.	SE REQUIEREN RECIPIENTES PARA LA DISOLUCION Y DISPOSITIVOS PARA LA DOSIFICACION. LO QUE IMPLICA LA NECESIDAD DE CONTAR CON ESPACIOS DESTINADOS A ESTE FIN. EXISTE UNA ADICION CONSTANTE DE QUIMICOS.	LOS RESULTADOS OBTENIDOS AL AGREGAR UNO O VARIOS AGENTES QUIMICOS SON BUENOS.	SE PRODUCEN LADOS VOLUMINOSOS, DEBIDO A LA GRAN RETENCION DE AGUA, POR PARTE DE LOS FLOCULOS ORIGINADOS. POR LO QUE SE REQUIEREN DISPOSITIVOS DE FILTRACION ESPECIALES, ADEMÁS DE RECIPIENTES PARA SU DEPOSICION Y MANEJO. NUEVAMENTE IMPLICA LA NECESIDAD DE ESPACIOS PARA ESTE FIN.
COAGULACION ELECTROQUIMICA	NO SE REQUIEREN NI RECIPIENTES NI DISPOSITIVOS DE DOSIFICACION. LA DOSIFICACION ELECTROQUIMICA ES CONTROLADA POR LAS CONDICIONES DE OPERACION IMPUESTAS LO EQUIVALENTE A LA ADICION DE QUIMICOS ES EL CAMBIO DE ELECTRODOS QUE SE REALIZA ANUALMENTE.	LOS RESULTADOS OBTENIDOS AL GENERAR ELECTROQUIMICAMENTE EL AGENTE COAGULANTE SON (SIEMPRE QUE SE HA EFECTUADO LA COMPARACION) MEJORES	SE PRODUCEN FLOCULOS SUPERFICIALES CON POCA RETENCION DE AGUA. LOS LADOS POR TANTO SON MENOS VOLUMINOSOS. SE REQUIERE DE UNA SEPARACION MECANICA POR DESNATADO. REDUCIENDOSE LA NECESIDAD DE ESPACIOS DISPONIBLES PARA ESTE FIN.

CONCLUSIONES
Y
RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En una época en la cual se hace imperiosa la necesidad de conservar nuestro patrimonio ecológico, es urgente retornar a los mantos acuíferos naturales las aguas utilizadas tanto en el consumo humano, como en el consumo industrial, con calidades aceptables. Así como procurar su reutilización.

La Electroquímica ofrece una potencialidad sorprendente de técnicas de tratamiento para efluentes industriales, que va más allá de la técnica de electrocoagulación con ánodos de sacrificio aquí propuesta.

Cuando se tienen dos fases a separar, igualmente importantes de recuperar, como pudieran ser emulsiones aceitosas, la electroquímica nos proporciona el método de electroflotación, en el que la separación ocurre exclusivamente por la diferencia de densidades, que es enriquecida por la electrólisis del agua.

En los procesos de tratamiento de efluentes industriales que sea necesaria la adición de coagulantes, la electroquímica ofrece variantes importantes de tomar en consideración:

- 1) LA ELECTROCOAGULACION CON ANODOS DE SACRIFICIO.
- 2) LA ELECTROCOAGULACION POR CORRIENTE ALTERNA.
- 3) LA ELECTROCOAGULACION PRODUCIDA EXCLUSIVAMENTE POR LA DIFERENCIA DE POTENCIALES GALVANICOS DEL PAR METALICO UTILIZADO.
- 4) LA ELECTROCOAGULACION PRODUCIDA POR LAS PROPIEDADES

REDOX DE UN PAR METALICO ALEADO. (Stenger and Ball, 1990)

Para el caso analizado en particular, la electrocoagulación es parte de un tratamiento global, puesto que se prevee la utilización de los lodos producidos. Desafortunadamente, para la mayoría de los casos, los lodos producidos no son necesarios, lo cual hace que todos los procesos de tratamiento de aguas disponibles en la actualidad, proporcionen soluciones parciales y persista el problema de deposición de lodos. El tratamiento de éstos, es un aspecto importante dentro de la Ingeniería Ambiental que requiere de estudios urgentes, encaminados a proporcionar alternativas de solución.

El grado de contaminación de todas las emisiones industriales puede ser reducido, incrementando la eficiencia y el control de todos y cada uno de los procesos que interactuen en cada industria en particular. (Cantidades menores de materias primas sin reaccionar, se traduce en una menor generación de desperdicios).

Se requiere seriedad y profesionalismo, por parte de las personas dedicadas al tratamiento de aguas residuales industriales, puesto que antes de proponer una técnica de tratamiento para algún tipo de efluente en particular, es necesario caracterizarlo, y hacer estudios comparativos (tanto de rendimiento, como de costos) entre las alternativas de tratamiento, de antemano viables.

REFERENCIAS

BIBLIOGRAFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Adamson, Arthur W.

"Physical Chemistry of surfaces"

Third edition. A Wiley Interscience Publication.

U.S.A. 1976.

Akimov, L.I.; Korneva, S.A; Deyanova. I.R.

"Purification of colored natural waters by
electrochemical method"

Chemical Abstracts 116: 200783h 1992

Anon." Electrolysis-bred Bubbles Clarify Water".

Chemical Engineering 1968 Vol. 75 No. 16 82-84 pp.

Beck E.C., Giannini A.P and Ramirez, E.R. (1974)

"Electrocoagulation Clarifies Food Wastewater".

Food Technology, Vol 28 (2) 18-22 pp. February

Bennefield, D. Larry; Judking, F. Joseph

"Process Chemistry for water and wastewater"

treatment. Prentice Hall Ed. 1982. 211-235 pp.

Bockris J. O'M, Reddy K. N

"Modern Electrochemistry"

Plenum Press. New York, 1970

Vol. 2 Chapter 7 623-836 pp

Burket, H.; Hartmann, J; BASF Aktiengesellschaft.
"Flocculants"
Ullman's Encyclopedia of Industrial Chemistry
Wolfgang Gerhartz (Exec. Editor)
Ed. Advisory Board.
5. Edition. Weinheim (Federal Republic of Germany)
1988 V. A11 251-262 pp.

Coma, J., Jabbouri A, Grasmick A. et S. Elmaleh.
"Flocculation en Lit Fluidise"
Water Reseach. Vol. 24 No. 3, 1990 361-366 pp.

Chambers, D.B. and Cottrell W.R.T.
"Flotation: Two Fresh ways to treat effluents".
Chemical Engineering 1976 Vol. 83 (16) 95-98 pp.

Charausia, Sunita; Rai J.P.S. and Shukia N.P.
"Flocculants for Industrial Wastewater Treatment".
Indian Journal Environmental Protection,
Vol 10 No.5, May 1990. 363-368 pp

Charlot, Gaston
"Las reacciones electroquímicas"
Toray-Masson, S.A. Barcelona 1969
1-6 pp

Delahay, Paul
"Double layer and electrode kinetics"
Interscience publishers 1965.

Derek Pletcher
"Industrial Electrochemistry"
Chapman and Hair, London, 1982
298-303 pp.

Fair, Geyer y Okun
"Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales".
V.I Abastecimiento y remoción de Aguas residuales
Ed. Limusa. 5. Reimpresión. México, 1984

Fair, Geyer y Okun
"Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales"
V.II Purificación de Aguas y tratamiento y
remoción de aguas residuales.
Ed. Limusa. 5. Reimpresión. México, 1984.

Feoxanov, F.A; Danovich, Zh.
"Conditioning of circulating waters by
electrocoagulation"
Chemical Abstracts 115: 78042c 1991

Gnusin N.P., Vitalskaya N. V., Zabolotskaya L.I
and Treskov V.V. (1987). "Influence of pH value on
the electrocoagulation purification of zinc
containing solutions". Translated from Zhurnal
Prikl. Khim. Leningrad. 51, 1235 -1239.

Gutmann and O.J Murphy.
"The electrochemical Splitting of Water".
in R.E. White, J.O.M Bockris and B.E. Conway

(Eds.) Modern Aspects of Electrochemistry
Plenum Press, New York, New York 1983. Vol. 15
Chap. 1 1-165 pp.

Hauck Jim; and Masoomia Stephen
"Alternative treatment for Wastewaters Treatment"
Environmental Abstracts 91: 00499p 1991.

Ismail, M.I (Editor)
"Electrochemical Reactors, Their Science and
Technology" Part A. Fundamentals, Electrolysers
Batteries and Fuel Cells. Elsevier, 1989. 155-158
pp.

Jageliane, T; Grigorovich, M.; Daubaros, R.
"Electrochemical treatment of electroplating
wastes". Chemical Abstracts 91:26704m 1979.

Jenke, Dennis R and Diebold, Frank E.
"Electroprecipitation Treatment of Acid Mine
Wastewater"
Water Research Vol 18 No. 7, 1984. 855-859 pp.

Jolicoeur, C., Haase, D.
"Les aluns basiques dans le traitement
physico-chimique de L'eau: Survol de leurs
propriétés et évolution récente".
Sciences et Techniques de L'EAU, Vol 22, No. 1.
31-46 pp. Février 1989.

Kemmer N. Frank (Editor técnico)
"Manual del Agua. NALCO"
Nalco Chemical Company
McGraw-Hill (Trad. 1era ed.) México 1979
8-1 - 8-17 pp.

Kirk-Othmer
"Flocculating Agents".
Encyclopedia of Chemical Technology
A Whiley-Interscience Publication.
3.Ed. U.S.A. 1980 Vol. 10 489-522 pp

Kuroona, Seiji.
"Oil-Water separators"
Chemical Abstracts 115: 78156t 1991

Li Borzone, R.R. Odera, J.T. Mang; S. Mb. Chi.
"Particle separations by the electrocoal process"
Pollution Abstracts 91: 00635p 1991.

Masepp, K.
"Intesifying electrocoagulation for decolorizing
natural waters"
Chemical Abstracts 116: 200782g 1992

Mcketta John J., Cunningham William A. (Editors)
"Flocculation"
Encyclopedia of Chemical Processing and design
Copyright 1984 by Marcel Denker Inc.
New York, New York. vol 22 184-212 pp

Muralidhara H.S.

"Recent Developments in Solid/Liquid Separation Including Electrotechnologies". Presented at International Symposium on Solid / Liquid Separation Waste Management and Productivity enhancement. December 1989.

Nagendran, J. Hudrey S.E.

"Electrolytic Flotation of in-situ Oil Sand Production Recycle Water".

Environmental Engineering Technical Report 80-1.
Department of Civil Engineering. University of Alberta. 1-101 pp.

Pauling, Linus

"General Chemistry"

Dover Publications, Inc., New York 1970.
182-183; 512-550 pp

Pretorius, W.A; Johannes W.G; Lempert, G.G.

"Electrolytic Iron Flocculant Production with a bipolar electrode in series arrangement"
Chemical Abstracts 115: 119737d 1991

Rebburn, Galil N.

"Wastewater treatment technologies"
Pollution Abstracts 91: 06664p 1991

Rousseau Ronald W. (Editor)

"Handbook of Separation Process Technology"
A Wiley-Interscience Publication
U.S.A. 1987 Chapt. 16 pag 778

Ryan P.E, Stanczyk T.F, Parekh. Ph. D
"Solid / Liquid Separation using alternating
Current Electrocoagulation".

Presented at International Symposium on
Solid/Liquid Separation Waste Management and
Productivity Enhancement. December 1989

Schmid, Gerhard.

"Treatment of textile wastewaters in view of the
new wastewater regulations"

Chemical Abstracts 115: 141597e 1991

Schwetzer A. Philip (Editor)

"Handbook of Separation Techniques"

McGraw-Hill Book Company

U.S.A. 1979. Chapt. 4. 116-117 pp.

Selitskii, G.A; Antropov N.P.

"Electrocoagulation of chromium from wastewaters".

Chemical Abstracts 81:126450n 1974.

Selitskii, G.A; Zheltonozhko V.I.

"Use of pressure electrocoagulation in treatment
of electroplating wastewater"

Chemical Abstracts 115: 141661w 1991

Sequeira C.A.C.; Araujo L.P.S.

"Electrochemical Removal of Environment
Pollutants" Pollution Abstracts 91: 05429p 1991.

Sokolova, L.P., Sumorova, E.S., Kokorina, E.B.,
Samsonov, A.K., and Dedkov, Yu. M.

"Mechanism of extraction of components of acidific
wastewater in the process of galvanocoagulation
treatment". Translated from Zhurnal Prikladnoi
Khimii, Vol. 64, No. 3, pp. 551-555, March, 1991.

Stenger Larry and Ball Walter.

"Using an alloy to remove metals... and more"
Water Conditioning & Purification. June 1990, 56-58
pp.

Stoyanka G. Christoskova, Dobri L. Lazarov.

"Electrochemical Method For Purification and
Discolouration of Cellulose-Paper Industry
Wastewaters". Environment Protection Engineering.
Vol. 14. No. 3-4, 1988 69-76 pp.

Tambo, N.

"Basic concepts and innovative turn of
coagulation/flocculation"
Chemical Abstracts 115: 141579a 1991.

Vick, Eilen A., Carlson Dale A, Eikum Arild S.

"Electrocoagulation of Potable Water"
Water Reseach. Vol. 18 No. 11 1984 1355-1360 pp.

Wendt Hartmut (Editor)

"Electrochemical Hydrogen Technologies".
Elsevier 1990. 149-151 pp.

Wentz, C.A; Peters R.W; Kavianian H.R; Montenegro C.D. "The Role of Universities in Hazardous Waste Management" Pollution Abstracts 91: 04025p 1991.

Wickramanayake G.B; Vigon B.W.
"Adequacy of analytical techniques to determine the rater of polyelectrolytes in waste treatment"
Pollution Abstracts 91: 00641p 1991

Xu, Genliang; Zengi Jiny; Weny Jianqung.
"Review of the technology for treatment of oil-containing wastewaters"
Chemical Abstracts 115: 98455t 1991.

Yahyai, M.T; Landen L.K and Messina M.
"Desinfection of bacteria in water systems by using electrolytically generated copper-silver and reduced levels of free chlorine"
Pollution Abstracts 91: 00627p 1991

Yamanaka, Nobuyaqui.
"Decolorization technology for wastewater from dyestuff industry"
Chemical Abstracts 115: 98485c 1991.