

**REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR
COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN**

NÉSTOR ALEJANDRO GÓMEZ PUENTES

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
SEDE MANIZALES
FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUIMICA
Manizales, 2005**

**REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR
COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN**

NÉSTOR ALEJANDRO GÓMEZ PUENTES

**Trabajo de grado Monográfico para optar el título de
Ingeniero Químico**

Director

JORGE ELIÉCER MARÍN ARIAS

Ingeniero Químico

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE MANIZALES

FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA

DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUIMICA

Manizales, 2005

A Dios la gratitud...

A mis padres Mariano y Blanca Ligia

El apoyo y sacrificio...

A mis hermanos Mario Leonardo y Andrea del Pilar

La incondicionalidad...

AGRADECIMIENTOS

El autor expresa sus agradecimientos a:

Ingeniero Químico Jorge Eliécer Marín Arias, director de este trabajo por sus acertadas asesorías.

Ingenieros Laura Johana Giraldo, Andrés Emilio Torres, Lina Patricia Jaramillo, Carlos Andrés Guarnizo, Alejandra Campeón, Rafael Perdomo y Andrés Bonilla, mis amigos del alma, por su comprensión.

A toda mi familia por su apoyo, fortaleza y colaboración en el cumplimiento de mis metas.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
LISTA DE TABLAS	iv
LISTA DE FIGURAS	v
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
INTRODUCCIÓN	1
1. GENERALIDADES	2
1.1. TENDENCIAS EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	2
1.1.1. Tratamiento Primario Avanzado	2
1.1.1.1. <i>Ensayos de Laboratorio</i>	4
1.2. CONSTITUYENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES	4
1.2.1. Constituyentes de las Aguas Residuales que son Removidos por Coagulación – Floculación	5
1.2.2. Naturaleza de las aguas residuales	10
2. REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA	13
2.1. LOS COLOIDES	13
2.1.1. Propiedades de los coloides	14
2.1.1.1. <i>Estabilidad y desestabilización de los coloides</i>	16
2.2. LA COAGULACIÓN	17
2.2.1. Coagulantes utilizados	20
2.2.2. Mecanismos de remoción	22
2.2.2.1. <i>Compresión de la doble capa</i>	23
2.2.2.2. <i>Adsorción de especies coagulantes sobre las partículas coloidales – precipitación - neutralización de la carga</i>	31

2.2.2.3. <i>Captura en un precipitado de hidróxido metálico</i>	33
2.2.2.4. <i>Adsorción y puente interparticular</i>	34
2.2.3. Factores que influyen en el proceso de coagulación	36
2.2.3.1. <i>Características químicas y físicas del agua</i>	36
2.2.3.2. <i>Tipo de coagulante</i>	38
2.2.3.3. <i>Dosis de coagulante</i>	38
2.2.3.4. <i>Concentración del coagulante</i>	39
2.2.3.5. <i>Punto y forma de aplicación del coagulante</i>	39
2.2.3.6. <i>Intensidad y tiempo de mezcla</i>	40
2.2.3.7. <i>La mezcla rápida</i>	40
2.2.4. Etapas o fases de la coagulación	41
2.2.5. Tipos de coagulación	42
2.2.5.1. <i>Coagulación por adsorción</i>	42
2.2.5.2. <i>Coagulación por barrido</i>	42
2.3. LA FLOCULACIÓN	43
2.3.1. Consideraciones generales	45
2.3.2. Modelos de Floculación	46
2.3.2.1. <i>Modelo de floculación pericinética</i>	46
2.3.2.2. <i>Modelo de floculación ortocinética</i>	48
2.3.3. Criterios de diseño	52
2.4. PRUEBA DE JARRAS	53
3. REACTIVOS, CONDICIONES DE OPERACIÓN, MÉTODOS DE TRABAJO Y OPTIMIZACIÓN QUE PRODUCEN LAS MEJORES REMOCIONES DE MATERIA ORGÁNICA	54
3.1. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN	54
3.2. PROCESO FENTON Y FOTO – FENTON	61
4. PROPUESTAS DE TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN	69
4.1. REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS EN UN PROCESO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.	69

4.2. EFECTO DE LA ALCALINIDAD EN LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.	73
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	79
BIBLIOGRAFIA	82
ANEXOS	88

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Características y procedencia de las aguas residuales	5
Tabla 2. Clasificación del agua según su comportamiento en la Coagulación	36

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Doble capa de una partícula coloidal	13
Figura 2. pH versus carga superficial y versus carga electroforética	16
Figura 3. Esquema del fenómeno de la coagulación	18
Figura 4. Modelo de la doble capa	26
Figura 5. Relación entre pH, potencial de superficie, densidad de carga superficial y energía libre coulombica para distintas fuerzas iónicas para el óxido férrico	28
Figura 6. a) Fuerza en función de la distancia a la superficie b) Energía en función de la distancia a la superficie	30
Figura 7. Efecto del aumento de iones positivos	30
Figura 8. Esquema de Interacción entre las Partículas y el Hidróxido cerca de la Superficie	33
Figura 9. Atrapamiento de las partículas en un floc	34
Figura 10. Esquema del Mecanismo de Adsorción de Polímeros y Partículas Coloidales para Producir Puentes entre las Partículas	35
Figura 11. Fases de la coagulación	41
Figura 12. Coagulación por adsorción	42
Figura 13. Coagulación por barrido	43
Figura 14. Aglomeración de partículas coloidales empleando Flocculante	45
Figura 15. Relación de partículas y R	47
Figura 16. Diferentes Vías de Formación de los Radicales Hidroxilo según la Reacción Foto – Fenton	64

RESUMEN

El presente estudio es una herramienta conceptual y analítica que suministra información relacionada con el tratamiento de agua residual para la Remoción de Materia Orgánica por Coagulación – Floculación.

En general, en el trabajo se hace una descripción teórica de la Remoción de Materia Orgánica por Coagulación – Floculación en diferentes tipos de aguas residuales, estableciendo los coagulantes, las condiciones de operación y los métodos de trabajo y optimización que producen las mejores remociones de materia orgánica.

Se incluyen además, dos propuestas de trabajo de investigación aplicables a la realidad colombiana.

ABSTRACT

The following study is a conceptual and analytic tool that gives information related with the treatment of wastewater for the Removal of Organic Matter by Coagulation - Flocculation.

In general this document has a theoretical description of the Removal of Organic Matter is made by Coagulation - Flocculation in different types of wastewaters, also it defines the coagulants, the operation conditions and the methods and optimization that produce the best removals of organic matter.

It is also included two applicable proposals of investigation work to the Colombian context.

INTRODUCCIÓN

La ciencia y arte del agua residual se comenzó a diseñar desde hace más cien años. Dentro de este periodo, la tecnología aplicada ha tenido grandes evoluciones que contribuyeron a la disminución de las enfermedades y a la protección del ambiente.

La descarga de residuos a cuerpos de agua, produce efectos nocivos en las corrientes de aguas y en la comunidad, debido al contenido de materia orgánica que presentan estos efluentes. A partir de este gran inconveniente y al problema de escasez y contaminación creciente de las fuentes destinadas a la producción de agua potable ó para otros manejos, surge la necesidad de hacer un tratamiento adecuado a las aguas residuales para disminuir su impacto en el ambiente y que puedan ser empleadas con fines de reúso.

Los tratamientos de aguas residuales consisten en la aplicación de tecnologías conocidas para mejorar o incrementar la calidad del agua residual. Los procesos físico – químicos, juegan un papel importante en el tratamiento de aguas residuales, solos o en combinación con los métodos mecánicos, químicos y biológicos. La coagulación se refiere al proceso de desestabilización de las partículas suspendidas de modo que se reduzcan las fuerzas de separación entre ellas, y la floculación, a la aglomeración de las partículas suspendidas pequeñas que andan sueltas, forman flocs más pesados y fácilmente sedimentables.

La velocidad y la eficiencia del proceso de floculación dependen de la composición del agua residual, la temperatura, pH, la velocidad de mezcla, y el orden en que los coagulantes y los floculantes son introducidos dentro del agua residual.

Con el fin de remover los contenidos de materia orgánica en estos cuerpos de agua, cada vez es más extendido el postratamiento o pretratamiento, por coagulación – floculación.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

1. GENERALIDADES ^[1]

El número de compuestos orgánicos que se han sintetizado desde el comienzo del siglo XX supera el medio millón, y cerca de diez mil se van añadiendo cada año a los ya descubiertos. Como resultado de su masiva utilización, muchos de estos compuestos se encuentran hoy en las aguas residuales de casi todas las ciudades. Mientras que gran parte de ellos pueden tratarse fácilmente, va aumentando el número de los compuestos que no pueden eliminarse. En muchos casos, no se dispone de información sobre los efectos ambientales a largo plazo causados por su evacuación.

1.1. TENDENCIAS EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Los métodos de tratamiento en los que predomina la aplicación de principios físicos se conocen con el nombre de operaciones unitarias y los métodos de tratamiento en los que la eliminación de contaminantes se efectúa por actividad química o biológica se conocen como procesos unitarios.

En el pasado, los procesos y operaciones unitarias se agrupaban para proporcionar lo que se conocía como tratamiento primario y secundario. En el tratamiento primario se empleaban operaciones de tipo físico, tales como desbaste y sedimentación, para eliminar los sólidos en flotación y sedimentables que se encuentran en el agua residual. En el tratamiento secundario se utilizaban procesos biológicos para eliminar la materia orgánica.

1.1.1. Tratamiento Primario Avanzado

Gracias a las numerosas ventajas técnicas y económicas, el proceso físico-químico se convirtió prácticamente en un tratamiento universal para el agua potable. Sin embargo, su aplicación a las aguas residuales municipales sólo se consolidó en las dos últimas décadas,

basado en un desarrollo tecnológico intenso de las etapas de coagulación, floculación y separación de sólido - líquido de las aguas residuales.

El proceso físico-químico puede ser aplicado al comienzo, en medio o al final del tratamiento de las aguas residuales. La estrategia que brinda los mayores beneficios económicos y ambientales es su aplicación al comienzo, o como etapa única del tratamiento. El proceso ^[2] se denomina “Chemically Enhanced Primary Treatment” (CEPT), que significa “Tratamiento Primario Químicamente Mejorado”. “Advanced Primary Treatment” (APT), en los idiomas latinos es Tratamiento Primario Avanzado abreviado como (CEPT-TPA). Se utiliza en centenares de instalaciones en todo el mundo, para tratar todo tipo de aguas residuales, hasta en las mega ciudades con más de 20 millones de habitantes.

La Tecnología de Tratamiento Primario Avanzado – TPA ha sido implementada en países de Europa (Noruega, Suecia, Francia, España), Asia (Corea, Hong Kong), Norteamérica (Canadá y Estados Unidos) y Latinoamérica (México, Brasil y Colombia). En Colombia, dos de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) municipales aplican la tecnología del TPA: la PTAR Salitre en la ciudad de Bogotá y la PTAR Cañaveralejo en la ciudad de Cali. Las experiencias que se han tenido en varios de los países anteriormente mencionados muestran que esta tecnología ha ofrecido beneficios económicos y ambientales con respecto a otras alternativas de tratamiento para descontaminación de aguas residuales. Sin embargo, es necesario realizar estudios de laboratorio y a escala real que aporten información para la implementación de esta tecnología y/o la optimización del proceso en condiciones específicas desde el punto de vista de las condiciones operacionales y la dosificación de productos químicos.

De todos los procesos de tratamiento de aguas residuales del mundo, solamente el CEPT-TPA permite una significativa depuración de todas las cargas de contaminantes de las aguas residuales en una única etapa de tratamiento: organismos patógenos, SS, DBO, fósforo, H₂S y metales pesados.

El proceso CEPT-TPA consiste en precipitar simultáneamente las diversas clases de contaminantes de aguas residuales sanitarias, atrapados en flóculos fáciles de eliminar del

agua. Este proceso proporciona elevadas tasas de depuración en una sola etapa de tratamiento. A pesar de su uso en nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales, la versatilidad del proceso permite duplicar la capacidad y la eficiencia de las plantas pre-existentes prácticamente sin la necesidad de obras civiles.

1.1.1.1 Ensayos de laboratorio ^[3]

La pérdida de calidad de los cauces naturales ha provocado que aumente la necesidad de tratamiento de las aguas residuales. Normalmente, son suficientes los tratamientos convencionales, pero cuando esto no sucede es preciso recurrir a tratamientos avanzados que sean capaces de reducir los niveles de contaminación hasta valores permitidos. Dada la calidad lograda con estos tratamientos, se podría reutilizar el agua en numerosos usos, aunque esta última posibilidad debe estar garantizada mediante la aplicación de normas sanitarias fiables y contrastadas (OMS – 1989; USEPA - 1992).

Entre los tratamientos avanzados se destacan los tratamientos con membranas, entre los cuales la ósmosis inversa ocupa un lugar destacado. No obstante, la utilización de membranas de ósmosis inversa en los tratamientos terciarios requiere un pretratamiento del agua para evitar su deterioro y las sustituciones frecuentes que encarecen el proyecto de reutilización. Se hace necesario, por tanto, la realización de una serie de ensayos de laboratorio anteriores a la experimentación en planta que permitan seleccionar las concentraciones previas de reactivos para el arranque de la instalación experimental.

1.2. CONSTITUYENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES ^[4]

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. La siguiente tabla muestra las principales propiedades físicas de agua residual así como sus principales constituyentes químicos y biológicos, y su procedencia.

Tabla 1. Características y Procedencia de las Aguas Residuales

Características		Procedencia	
Propiedades físicas	Color	Aguas residuales domésticas e industriales, degradación natural de materia orgánica	
	Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales	
	Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración y conexiones incontroladas	
	Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales	
Constituyentes Químicos	Orgánicos	Carbohidratos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Grasas, aceites	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Pesticidas	Residuos agrícolas
		Fenoles	Vertidos industriales
		Proteínas	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Contaminantes prioritarios	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Tensoactivos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Compuestos orgánicos volátiles	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Otros	Degradación natural de materia orgánica
	Inorgánicos	Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
		Cloruros	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
		Metales pesados	Vertidos industriales
	Inorgánicos	Nitrógeno	Residuos agrícolas y aguas residuales domésticas
		pH	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Fósforo	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales, aguas de escorrentía
		Contaminantes prioritarios	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
		Azufre	Aguas de suministro; aguas residuales domésticas, comerciales e industriales
	Gases	Sulfuro de hidrógeno	Descomposición de residuos domésticos
		Metano	Descomposición de residuos domésticos
		Oxígeno	Agua de suministro; infiltración de agua superficial
Constituyentes biológicos	Animales	Cursos de agua y plantas de tratamiento	
	Plantas	Cursos de agua y plantas de tratamiento	
	Protistas	Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento	
	Virus	Agua residuales domésticas	

1.2.1. Constituyentes de las Aguas Residuales que son Removidos por Coagulación – Floculación

Entre estos constituyentes se encuentran algunos de características tanto físicas como químicas.

En las características físicas el más importante es el contenido total de sólidos (el cual esta compuesto por materia flotante y materia en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución) y el color.

En las características químicas tenemos nutrientes como el fósforo componente de materia inorgánica y la materia orgánica.

- ***Sólidos Totales***

Analíticamente, el contenido de sólidos de un agua residual se define como toda la materia que queda como residuo de evaporación a 103-105°C. Los sólidos totales o residuo de evaporación, pueden clasificarse como sólidos suspendidos o sólidos filtrables; la fracción de sólidos suspendidos incluye los sólidos sedimentables. Los sólidos sedimentables son una medida aproximada de la cantidad de fango que se eliminará mediante sedimentación.

La fracción de sólidos filtrables se compone de sólidos coloidales y disueltos. Los sólidos disueltos se componen de moléculas orgánicas e inorgánicas e iones que se encuentran presentes en disolución verdadera en el agua. La fracción coloidal no puede eliminarse por sedimentación. Por lo general, se requiere una coagulación u oxidación biológica seguida de sedimentación para eliminar estas partículas en suspensión.

A su vez, cada una de estas clases de sólidos puede clasificarse de nuevo con base en su volatilidad a 600°C. La fracción orgánica se oxidará y será expulsada como gas a dicha temperatura, permaneciendo la fracción inorgánica como ceniza. Por tanto los términos “sólidos suspendidos volátiles” y “sólidos suspendidos fijos” se refieren, respectivamente, al contenido orgánico e inorgánico (mineral) de los sólidos suspendidos.

La turbidez, medida de la propiedad de transmisión de la luz del agua, es otro ensayo utilizado para indicar la calidad de los vertidos de aguas residuales y aguas naturales con respecto a la materia coloidal. La materia coloidal dispersa o absorbe la luz evitando así su transmisión.

- **Color^[4]**

Históricamente, la palabra condición se utilizó junto con composición y concentración para describir el agua residual. La condición se refiere a la edad del agua residual y se determina cualitativamente por su color y olor. El agua residual reciente suele ser gris; sin embargo, como quiera que los componentes orgánicos son descompuestos por las bacterias, el oxígeno disuelto en el agua residual se reduce a cero y el color cambia a negro. En esta condición, se dice que el agua residual es séptica. Algunas aguas residuales de tipo industrial añaden color al agua residual doméstica.

- **Fósforo**

Es un componente inorgánico de las aguas residuales y naturales que tiene importancia para el establecimiento y control de calidad del agua.

El fósforo es también esencial para el crecimiento de las algas y otros organismos biológicos. Debido a los crecimientos explosivos nocivos que tienen lugar en las aguas superficiales, existe mucho interés en la actualidad en controlar la cantidad de los compuestos de fósforo que entran en las aguas superficiales a través de los vertidos de aguas residuales industriales y domésticas y de las escorrentías naturales.

La forma más frecuente en que se encuentra el fósforo en soluciones acuosas son ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico.

- **Materia Orgánica**

En un agua residual típica urbana de intensidad media, un 75% de los sólidos suspendidos y un 40% de los sólidos filtrables son de naturaleza orgánica. Proceden de los reinos animal y vegetal y de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos.

Los compuestos orgánicos están formados generalmente por una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno, junto con nitrógeno en algunos casos. Otros elementos importantes tales como azufre, fósforo y hierro pueden hallarse también presentes. Los principales grupos de sustancias orgánicas hallados en el agua residual son las proteínas (40 a 60%),

carbohidratos (25 a 50%) y grasas y aceites (10%). La urea, principal constituyente de la orina, es otro importante compuesto orgánico del agua residual. En razón de la rapidez con que se decompone, la urea es muy raramente hallada en un agua residual que no sea muy reciente.

Junto con las proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, y la urea, el agua residual contiene pequeñas cantidades de un gran número de diferentes moléculas orgánicas sintéticas cuya estructura puede variar desde muy simple hasta sumamente compleja. Por otro lado, el número de tales compuestos aumenta año tras año al ir incrementándose la síntesis de moléculas orgánicas. La presencia de estas sustancias ha complicado en los últimos años el tratamiento de las aguas residuales, ya que muchas de ellas no pueden descomponerse biológicamente o bien lo hacen muy lentamente. Este factor justifica también el creciente interés por el uso de la precipitación química seguida de la adsorción por carbón activo para el tratamiento completo del agua residual.

Todas *las proteínas* contienen carbono, que es común a todas las sustancias orgánicas, así como oxígeno e hidrógeno. Además contienen, como característica que las distingue, una proporción bastante elevada y constante de nitrógeno de alrededor del 16%. En muchos casos, también son componentes el azufre, fósforo y hierro. La urea y las proteínas son las principales fuentes de nitrógeno en el agua residual; cuando este elemento se halle presente en grandes cantidades, es posible que se produzcan olores extremadamente desagradables debido a la descomposición.

Los carbohidratos ampliamente distribuidos por la naturaleza, incluyen azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera. Todos se encuentran en las aguas residuales. Contienen carbono, hidrógeno y oxígeno. Los carbohidratos comunes contienen seis, o un múltiplo de seis átomos carbono en una molécula, e hidrógeno y oxígeno en las proporciones en que estos elementos se encuentran en el agua. Algunos carbohidratos, especialmente los azúcares, son solubles en agua; otros, tales como almidones, son insolubles. Los azúcares tienen predisposición a la descomposición. Los almidones, por su lado, son más estables pero se transforman en azúcares por la actividad microbiana así como por los ácidos minerales diluidos. Desde el punto de vista de volumen y resistencia a

la descomposición, la celulosa ^[4] es el carbohidrato más importante que se encuentra en el agua residual.

Las grasas animales y los aceites son cuantitativamente el tercer componente de los alimentos, que se hallan en el agua residual. Las grasas y aceites acceden al agua residual como mantequilla, manteca de cerdo, margarina y grasas y aceites vegetales. Las grasas se hallan corrientemente en las carnes, germen de los cereales, semillas, nueces y ciertas frutas.

Las grasas son uno de los compuestos orgánicos más estables y no se descomponen fácilmente por las bacterias. Sin embargo, los ácidos minerales las atacan, dando como resultado la formación de glicerina y ácido graso. En presencia de álcalis, tales como el hidróxido sódico, la glicerina se libera y se forman sales alcalinas de los ácidos grasos.

Estas sales alcalinas son conocidas como jabones y, como en el caso de las grasas, son estables. Los jabones comunes se hacen por saponificación de grasas con hidróxido sódico. Son solubles en agua, pero en presencia de los constituyentes de la dureza, las sales sódicas se transforman en sales cálcicas y magnésicas de ácidos grasos, también conocidas por jabones minerales, que son insolubles y precipitan.

El queroseno y los aceites lubricantes y los procedentes de materiales bituminosos usados en la construcción de carreteras se derivan del petróleo y alquitrán y mantienen principalmente carbono e hidrógeno. Estos aceites llegan a veces a alcantarillas en grandes volúmenes procedentes de tiendas, garajes y calles. En su mayoría flotan sobre el agua residual, aunque una parte de ellos es llevada al fango por los sólidos sedimentables. Incluso en mayor proporción que las grasas, aceites y jabones, los aceites minerales tienden a recubrir las superficies. Las partículas interfieren con la acción biológica y causan problemas de mantenimiento.

Los agentes tensoactivos son grandes moléculas orgánicas, ligeramente solubles en agua, que causan espumas en las plantas de tratamiento así como en las aguas a las que se vierten efluentes residuales. Durante la aireación del agua residual, estos compuestos se acumulan sobre la superficie de las burbujas de aire causando por ello una espuma muy estable.

Los fenoles y otros compuestos orgánicos de los que se encuentran vestigios, son también importantes constituyentes del agua. Se producen principalmente por operaciones industriales y aparecen en las aguas residuales que contienen desechos industriales. Los fenoles pueden ser biológicamente oxidados en concentraciones de hasta 500 mg/L.

Los pesticidas y productos químicos agrícolas son tóxicos para gran número de formas de vida y, por tanto, pueden llegar a ser peligrosos contaminantes de las aguas superficiales. Estos productos químicos no son constituyentes comunes del agua residual sino que suelen incorporarse fundamentalmente como consecuencia de la escorrentía de parques, campos agrícolas y tierras abandonadas.

➤ ***Medida del contenido orgánico***

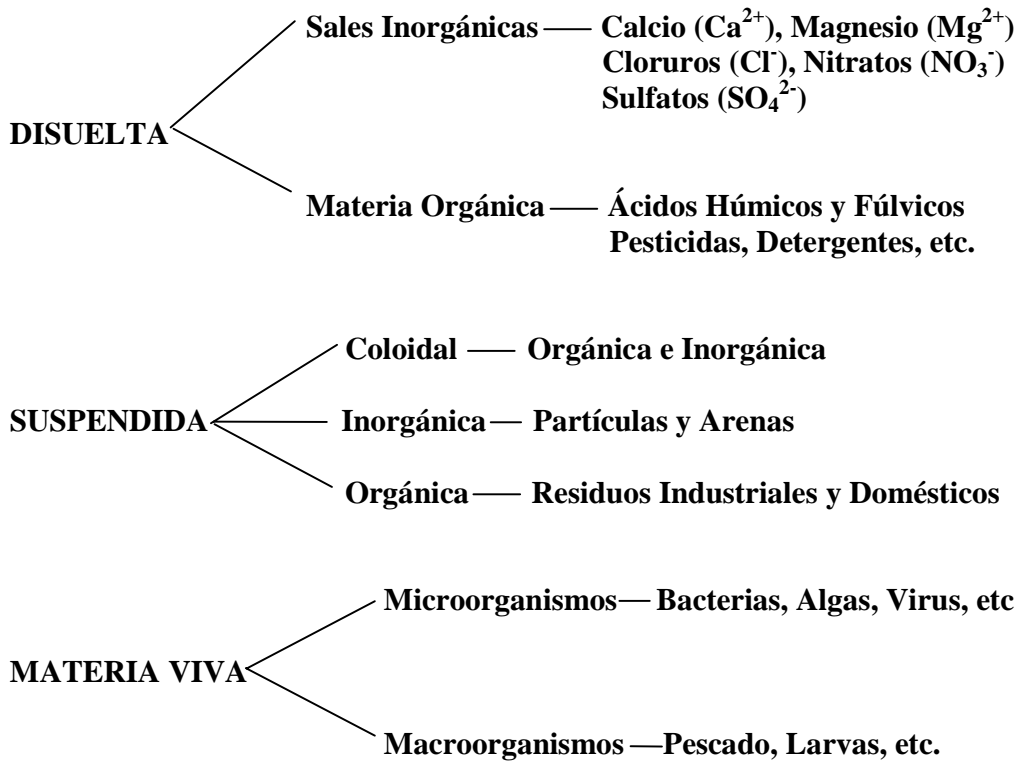
Los métodos de laboratorio más utilizados hoy día son el de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Carbono Orgánico Total (COT). Otro ensayo más reciente es la Demanda Total de Oxígeno (DTO). Complementando estos ensayos de laboratorio se cuenta también con el llamado Demanda Teórica de Oxígeno (DTeO), que se determina a partir de las fórmulas químicas de la materia orgánica.

1.2.2. Naturaleza Orgánica de las Aguas Residuales

- La materia orgánica disuelta está compuesta por: impurezas naturales provenientes de vegetales y materia animal en descomposición, ácidos húmicos y fúlvicos; también, por residuos domésticos, generalmente desechos biológicos y materia descompuesta, jabones y detergentes. Constituida además, por descargas industriales como desechos de la agricultura y procesamientos de alimentos, elaboración de papel y de la industria de la química orgánica. De igual forma, se incluye grasas, aceites y solventes, residuos de pesticidas, herbicidas, etc.
- Los coloides orgánicos suspendidos constituidos por: macromoléculas orgánicas y partículas. También de desechos industriales, provenientes del procesamiento de papel, entre otras y componentes sólidos del agua.

- La materia orgánica suspendida esta compuesta por partículas de plantas y animales, desechos industriales y domésticos.

Las impurezas presentes en el agua se pueden clasificar como se muestra a continuación:



El tipo y concentración de materia suspendida controla la turbidez y la transparencia del agua ^[5]. Como se expuso anteriormente, la materia suspendida consiste en arena, arcilla, partículas finas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton y otros organismos microscópicos. Tales partículas varían en tamaño desde 10nm a 0.1mm de diámetro, aunque generalmente se acepta que la materia suspendida es una fracción que no pasa a través de un filtro con diámetro de 0.45 μm . Los resultados de la turbidez pueden ser obtenidos a partir de la dispersión y absorción de la luz incidente sobre las partículas, y la transparencia corresponde al límite de visibilidad en el agua. Ambos pueden variar de acuerdo con la época del año o la actividad biológica y el transporte de partículas de suelo por escorrentía. La lluvia intensa provoca variaciones horarias de turbidez. La turbidez en algunas ocasiones puede ser relacionada indirectamente con la medida de SST.

Otros componentes de las aguas residuales, ya no de carácter orgánico, pero que afecta la calidad del agua, son los sulfatos y sulfuros. Los sulfatos se encuentran presentes en forma natural en las aguas superficiales (SO_4^{2-}). Proviene de la deposición atmosférica y del lavado de los compuestos azufrados minerales como el yeso y la pirita que desde las rocas sedimentarias lo incorporan a las aguas superficiales. Es la forma más estable y es fácilmente soluble en agua (a excepción de las sales de plomo, bario y estroncio). Las descargas industriales y la precipitación atmosférica pueden agregar cantidades significativas de sulfatos a las aguas superficiales. Los sulfatos pueden ser usados como una fuente de oxígeno por bacterias que los convierten en sulfuro de hidrógeno (H_2S , HS^-) bajo condiciones anaeróbicas. La concentración de sulfatos en aguas naturales está comprendida entre 2 y 80 mg/L, aunque puede excederse hasta 1000 mg/L muy próximamente a las descargas industriales o en regiones áridas en donde existen minerales de sulfato tales como yeso. Concentraciones elevadas (>400 mg/L) pueden hacer inservible el agua para su consumo humano. Los sulfuros penetran a las aguas subterráneas como resultado de la descomposición de los minerales y de los gases volcánicos. La formación de sulfuros en las aguas superficiales se hace por procesos anaeróbicos, en los que actúan bacterias sobre sustancias orgánicas en sedimentos profundos en lagos y reservorios. Las trazas de ión sulfuro se presentan en sedimentos profundos incluso no contaminados provenientes de la degradación de los vegetales, pero concentraciones altas son indicativas de la presencia de concentraciones elevadas de aguas domésticas o industriales. Bajo condiciones anaerobias el ión sulfuro se convierte rápidamente a azufre e iones sulfato. Los sulfuros disueltos existen en el agua como moléculas no ionizadas o H_2S , hidrosulfuro (HS^-) y muy ocasionalmente S^{2-} . El equilibrio entre estas formas es una función del pH; las concentraciones de sulfuro no necesitan ser consideradas si el pH es más bajo que 10. La materia en suspensión puede contener sulfuros metálicos. Cuando la concentración de sulfuros es apreciable, se presentan condiciones de fuerte olor y tóxicas que hacen inadecuada el agua para su consumo humano y para otros usos.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

2. REMOCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

2.1. LOS COLOIDES

El agua consta de tres tipos principales de impurezas: físicas, químicas y biológicas. Desde el punto de vista físico se puede decir que los sólidos totales que son impurezas del agua se pueden clasificar como partículas no filtrables o en suspensión, filtrables o disueltas y una tercera posibilidad es el caso intermedio que corresponde a los coloides. En general los coloides no tienen un límite fijo de tamaño y se suelen estudiar bajo un enfoque fisicoquímico desde el punto de vista de sus propiedades. Un material coloidal puede tardar 755 días en sedimentar; por tanto es importante cambiar esta condición.

Los coloides forman suspensiones estables, por lo que es imposible su sedimentación natural; también son sustancias responsables de la turbiedad y del color del agua.

Los sistemas coloidales presentan una superficie de contacto inmensa entre la fase sólida y la fase líquida; éstas poseen normalmente una carga eléctrica negativa situada sobre su superficie. Estas cargas llamadas cargas primarias, atraen los iones positivos del agua, los cuales se adhieren fuertemente a las partículas y atraen a su alrededor iones negativos acompañados de una débil cantidad de iones positivos.

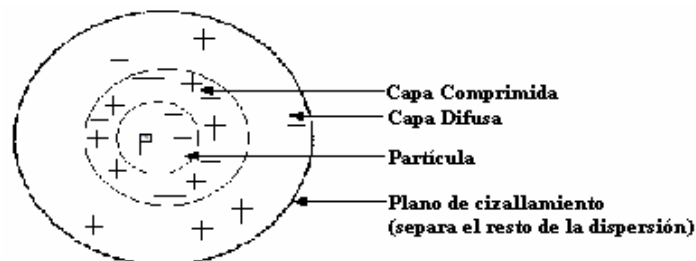


Figura 1. Doble capa de una partícula coloidal

Los iones que se adhieren fuertemente a la partícula y se desplazan con ella, forman la capa adherida o comprimida, mientras que los iones que se adhieren débilmente constituyen la capa difusa, por lo tanto hay un gradiente o potencial electrostático entre la superficie de la partícula y la solución, llamado Potencial Zeta.

2.1.1. Propiedades de los coloides ^[6]

Los coloides pueden estudiarse bajo una serie de propiedades. Las principales se presentan a continuación:

❖ Propiedades cinéticas:

- Movimiento Browniano: movimiento constante e irregular de los coloides.
- Difusión: dispersión por alta energía cinética. Responde a la ley de Fick.

$$\frac{dm}{dt} = -AD \frac{dc}{dx}$$

donde:

A: área

t: tiempo

D: coeficiente de difusión

c: concentración

m: masa

x: dirección de difusión

- Presión Osmótica: Presión hidrostática que iguala dos medios (agua y sistema coloidal). El paso de agua iguala las concentraciones en ambos medios separados por una membrana semipermeable.

❖ Propiedades ópticas:

- Dispersión de la luz (efecto de Tyndall - Faraday): La dispersión de la luz es proporcional al tamaño de las partículas.
- Opalescencia: Las soluciones coloidales son incoloras generalmente. Sin embargo algunas pueden ser coloreadas. Esto depende de la diseminación de la luz y a la adsorción selectiva bajo cierta longitud de onda.

❖ Propiedades de Superficie:

La superficie específica de los coloides en general es muy alta ya que las partículas son muy pequeñas. Esto permite que tengan una gran capacidad de adsorción de sustancias.

❖ Propiedades electrocinéticas:

En este sentido se dice que los coloides en general tienen carga eléctrica y por tanto pueden ser afectados por campos eléctricos. Estas cargas pueden explicarse por la presencia de imperfecciones en la superficie de la estructura reticular. Puede también existir ionización y por tanto la superficie de los coloides puede ionizarse (los grupos funcionales probables de sufrir ionización son: $-\text{OH}$, $-\text{COOH}$, $-\text{OPO}_3\text{H}_2$ y $-\text{SH}$) y por último puede haber adsorción preferencial de iones en la superficie de los coloides o bien haber ligandos de coordinación. A bajos pH una carga positiva superficial prevalece. A altos pH prevalece la negativa y a pH intermedios podría haber un valor cero.

La siguiente figura muestra que muchos materiales suspendidos y coloides sólidos que se encuentran en agua, sedimentos y suelos tienen una carga superficial, medida como (Cm^{-2}), y que dicha carga puede ser fuertemente afectada por el pH.

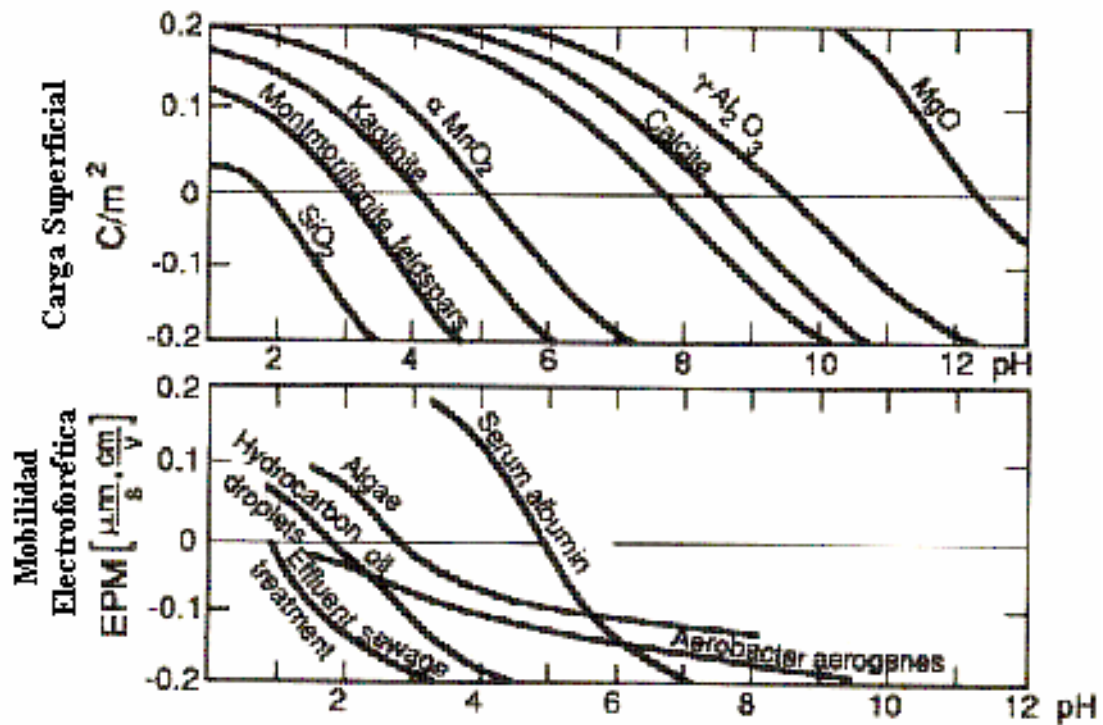


Figura 2. pH versus Carga Superficial y versus Carga Electroforética.

2.1.1.1. Estabilidad y desestabilización de los coloides

Los coloides son normalmente estables en solución. En general priman los factores estabilizantes sobre los desestabilizantes. Entre los factores estabilizantes se cuentan a todas las fuerzas o fenómenos que generan repulsión entre ellos y por tanto, las fuerzas electrostáticas y la hidratación son favorables. Las fuerzas de atracción, en cambio, cumplen un papel opuesto y desestabilizan. Entre ellas la gravedad, el movimiento Browniano y las fuerzas de Van der Waals. Obviamente algunos fenómenos afectan el sistema mucho más que otros. Por ejemplo la influencia de la gravedad es despreciable.

La estabilidad de una dispersión coloidal está relacionada con la teoría de la interacción energética entre las partículas como una función de su distancia. Además, las fuerzas electrostáticas de repulsión entre los coloides, pueden actuar las fuerzas de Van der Waals,

que son fuerzas de atracción originadas por acción de dipolos permanentes o inducidos en las partículas. Las fuerzas de Van der Waals son independientes de la carga neta de los coloides y no varían con el pH o con otras características de la fase acuosa, pero sólo actúan a distancias muy pequeñas. Al acercarse dos partículas la fuerza de repulsión aumenta para mantenerlas separadas. Si se acercan lo suficiente y sobrepasan la barrera de energía, entonces la fuerza de atracción de Van der Waals predominará y las partículas podrán unirse. Cuando se obtiene esta condición se dice que el coloide se ha desestabilizado.

2.2. LA COAGULACIÓN

Es un proceso de desestabilización química de las partículas coloidales que se producen al neutralizar las fuerzas que los mantienen separados, por medio de la adición de los coagulantes químicos y la aplicación de la energía de mezclado.

La coagulación es el tratamiento más eficaz pero también es el que representa un gasto elevado cuando no está bien realizado. Es el método universal porque elimina una gran cantidad de sustancias de diversas naturalezas y de peso de materia que son eliminados al menor costo, en comparación con otros métodos.

El término coágulo se refiere a las reacciones que suceden al agregar un reactivo químico (coagulante) en agua, originando productos insolubles. La coagulación comienza al agregar el coagulante al agua y dura fracciones de segundo.

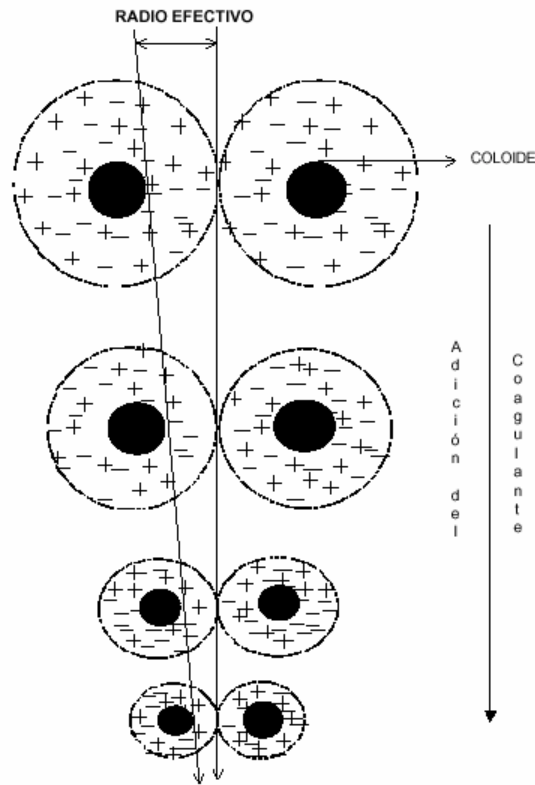


Figura 3. Esquema del fenómeno de la coagulación

La adición de un coagulante neutraliza las cargas, produciendo un colapso de la "nube de iones" que rodean los coloides de modo que puedan aglomerarse.

Una alternativa en el tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas como industriales, es el proceso fisicoquímico. Consiste en remover con ayuda de coagulantes, principalmente sales metálicas y/o polielectrolitos, los sólidos suspendidos o disueltos. Los productos de este tipo de tratamiento son aguas relativamente libres de materia orgánica suspendida y lodos no estabilizados que son la suma de la materia orgánica, suspendida y disuelta, removida del agua y los coagulantes añadidos.

Durante el tratamiento del agua ^[7], al agua se le agregan coagulantes para desestabilizar los contaminantes y mejorar su remoción. Los coagulantes químicos son usados para desestabilizar partículas, remover materia orgánica particulada, inducir la floculación y obtener una buena sedimentación.

De las numerosas revisiones de la fundamentación teórica de los mecanismos de coagulación, se identifican varios de éstos para la desestabilización de contaminantes usando coagulantes químicos. Estos mecanismos incluyen compresión de la doble capa, neutralización de cargas por adsorción, coagulación por barrido y puente interpartículas, entre otras.

La clase de interacción entre los coagulantes químicos y los contaminantes determinan los mecanismos de coagulación.

Los mecanismos predominantes observados durante la coagulación convencional con coagulantes metálicos son neutralización de cargas por adsorción y coagulación por barrido. Para sales de aluminio o férricas, los mecanismos de coagulación son controlados por la hidrólisis.

La neutralización de cargas por adsorción implica la interacción de un coagulante químico y una carga contaminante.

Diversos autores ^[8], enuncian que la coagulación con sales metálicas (de aluminio o de hierro), además de la remoción tradicional de turbiedad, produce también alguna remoción de DQO. Los principales mecanismos que constituyen a la remoción de Materia Orgánica (MO) pueden resumirse en:

- Coprecipitación por adsorción sobre el hidróxido metálico.
- Precipitación de complejos insolubles.
- Neutralización de cargas de la MO coloidal.

Por medio de la coprecipitación la materia orgánica soluble es adsorbida sobre los cristales en crecimiento del hidróxido metálico, incorporándose así al floc para ser removida, junto con éste, en las etapas de decantación y filtración.

La precipitación de complejos insolubles consiste en la reacción de la materia orgánica disuelta con las sales metálicas, que forma complejos de baja solubilidad, que pueden ser removidos por sedimentación.

El proceso de neutralización de cargas de la materia orgánica coloidal es similar al que se desarrolla con la turbiedad coloidal y que da origen y crecimiento al floc.

El grado de remoción de MO depende del tipo y dosis del coagulante utilizado y del pH al cual se desarrolla el proceso. Con valores bajos de pH se favorece la remoción de MO con

menores dosis de coagulante debido a que mejora la eficiencia de los mecanismos de adsorción y de neutralización de cargas (si bien se reduce la formación de complejos insolubles).

Algunos investigadores ^[9], reportan que bajo condiciones de neutralización de cargas, existe una relación estequiométrica entre el coagulante y el contaminante.

La dosificación requerida de coagulante para una efectiva remoción depende de la concentración del contaminante.

La coagulación por barrido hace referencia a la remoción de contaminantes a través de la formación de un precipitado sólido, donde la formación de voluminosos precipitados de hidróxido es por los severos ordenes de supersaturación del agua, por encima de la solubilidad de la sal metálica.

Los contaminantes disueltos son removidos por adsorción del sólido precipitado, y los contaminantes particulados son removidos por atrapamiento dentro de una masa de sólido precipitado.

2.2.1. Coagulantes Utilizados ^[10]

Los componentes son productos químicos que al adicionar al agua son capaces de producir una reacción química con los componentes químicos del agua, especialmente con la alcalinidad del agua para formar un precipitado voluminoso, muy adsorbente, constituido generalmente por el hidróxido metálico del coagulante que se está utilizando.

El proceso más clásico para la desestabilización de las partículas coloidales se basa en el uso de reactivos químicos a los que se denominan coagulantes. Estos pueden ser:

❖ Basados en Aluminio:

- Sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$
- Polihidroxiclорuro de aluminio $Al_n(OH_n)_m Cl_{3n-m}$
- Aluminato sódico $NaAlO_2$

❖ Basados en Hierro:

- Sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$
- Cloruro férrico $FeCl_3$
- Sulfato ferroso $FeSO_4$

❖ Basados en Calcio:

- Cloruro cálcico $CaCl_2$
- Hidróxido cálcico $Ca(OH)_2$

❖ Basados en magnesio:

- Cloruro de magnesio $MgCl_2$

Una vez que las partículas coloidales han sido desestabilizadas, ya pueden unirse o agregarse. También se usan reactivos químicos constituidos por polímeros. Dependiendo del monómero de partida y de su carga pueden ser:

❖ No iónicos:

- Poliacrilamidas
- Polímeros del óxido de etileno

❖ Aniónicos:

- Copolímero de acrilamida-acrilato
- Poliacrilamida parcialmente hidrolizada
- Polisulfónicos

❖ Catiónicos:

- Polietilenamina
- Polimetacrilato

- Copolímeros de acrilamida con grupos amonio cuaternarios

Estos polímeros suelen emplearse conjuntamente con los coagulantes, a excepción de casos tales como el espesamiento de fangos orgánicos en los que se usan polielectrolitos catiónicos, sin otra combinación.

Como se observa en la clasificación anterior, entre los coagulantes más comúnmente utilizados para desestabilizar las partículas y producir el floc se encuentran: sulfato de aluminio, aluminato de sodio, cloruro de aluminio, cloruro férrico, sulfato férrico, sulfato ferroso, polielectrolitos (Como ayudantes de floculación). Siendo los más utilizados las sales de aluminio y de hierro; cuando se adiciona estas sales al agua se producen una serie de reacciones muy complejas donde los productos de hidrólisis son más eficaces que los iones mismos; estas sales reaccionan con la alcalinidad del agua y producen los hidróxidos de aluminio o hierro que son insolubles y forman los precipitados.

El grado de agitación que se da a la masa de agua durante la adición del coagulante, determina si la coagulación es completa; turbulencias desiguales hacen que cierta porción de agua tenga mayor concentración de coagulantes y la otra parte tenga poco o casi nada; la agitación debe ser uniforme e intensa en toda la masa de agua, para asegurar que la mezcla entre el agua y el coagulante haya sido bien hecha y que se haya producido la reacción química de neutralización de cargas correspondiente.

La mezcla rápida se efectúa para la inyección de productos químicos dentro de la zona de fuerte turbulencia, una inadecuada mezcla rápida conlleva a un incremento de productos químicos.

2.2.2. Mecanismos de Remoción

La adición de coagulantes produce la desestabilización de los coloides de diferentes maneras ^[11]. Los mecanismos de coagulación conocidos son los siguientes:

2.2.2.1. Compresión de la Doble Capa

Este fue el primer modelo que se estableció para explicar la desestabilización y coagulación, basado en las fuerzas electrostáticas de atracción y repulsión. Aunque no se considera como el mecanismo principal, en ciertos casos todavía se aplica.

❖ **Modelo de Helmholtz** ^[6]: Su fundamento se basa en dos superficies cargadas eléctricamente y separadas por una distancia 'd' constante. Esta situación se puede modelar como un condensador simple con potencial en la superficie de:

$$V = \frac{4\pi\sigma\delta}{D}$$

con:

$$\sigma = q/\text{superficie} \langle C \ m^{-2} \rangle$$

q₂: carga que rodea a la partícula

$$q = |q_1| - |q_2|$$

δ: distancia entre cargas de la partícula y la solución

q₁: carga partícula

D: constante dieléctrica de la solución

❖ **Modelo de Gouy Chapman** ^[6]: Introduce el concepto de capa difusa. Para esto usa la ecuación de Poisson, lo que permite calcular las posiciones de equilibrio de los iones de la doble capa.

$$V = \frac{4\pi\sigma\delta}{D}$$

con:

$$\sigma = q/\text{superficie} \langle C \ m^{-2} \rangle$$

q₃: carga de la capa difusa

$$|q_1| = |q_3|$$

δ: distancia hasta donde decae el potencial

q₁: carga partícula coloidal

D: constante dieléctrica de la solución

De acuerdo con la teoría de Gouy Chapman la densidad de carga superficial total en un coloide σ_p (Cm^{-2}) depende de:

$$\sigma_p = \sigma_0 + \sigma_H + \sigma_{IS} + \sigma_{OS}$$

donde:

σ_0 : carga estructural permanente, usualmente para un mineral, causada por sustituciones isomórficas en minerales.

σ_H : carga neta de protones, la carga de protones o hidroxilos ligados. (protones en la capa difusa no son incluidos en σ_H).

σ_{IS} : carga de la esfera interior del complejo.

σ_{OS} : carga de la esfera exterior del complejo.

Esta carga superficial total del coloide se relaciona con el potencial en la superficie Ψ (volt) de modo que:

$$\sigma_p = (8RT\epsilon\epsilon_0c * 10^3) \sinh\left(\frac{Z\Psi F}{2RT}\right)$$

R = 8.314 J/Kmol

T: Temperatura (K)

ϵ : constante dieléctrica del agua = 78.5 a 25°C

ϵ_0 : permitividad en vacío = $8.854 \times 10^{-12} \text{ C}^2\text{V}^{-1}\text{m}^{-1}$

c: concentración molar del electrolito (M)

Z: carga iónica

A un potencial bajo, la ecuación anterior se puede linealizar de modo que:

$$\sigma_p = \epsilon\epsilon_0 k\Psi$$

donde:

$$k = \left[\frac{2F^2 I * 10^3}{\epsilon \epsilon_0 RT} \right]^{\frac{1}{2}} \quad \langle m^{-1} \rangle$$

I: fuerza iónica < mol/litro >

❖ **Modelo de Stern** [6]: Señala que existe la posibilidad de coexistencia de ambas capas. Por tanto, es un modelo de doble capa eléctrica. Hay una capa fija de contraiones que está adherida a la superficie coloidal (en ella el potencial cae rápido). Parte de la capa difusa de contraiones está adsorbida a la superficie de la partícula coloidal y se mueve con ella.

La capa fija se compara al modelo de un condensador eléctrico. La superficie del coloide más el solvente adherido forman una placa con carga $q_1/ + q_2/$ y la capa difusa no adherida, la otra placa con carga q_3 .

El potencial de la capa fija es:

$$V = \frac{4\pi\sigma\delta}{D}$$

con:

$$\sigma = \sigma_1 + \sigma_2$$

$$\sigma_1 = q_1/\text{superficie}$$

$$\sigma_2 = q_2/\text{superficie}$$

q_1 : carga partícula coloidal

q_2 : carga capa fija más carga solvente adherido (capa difusa adherida al coloide)

δ : distancia entre los baricentros de las cargas $q_1 + q_2$ y q_3

D: constante dieléctrica de la solución

La figura que explica este modelo es la siguiente:

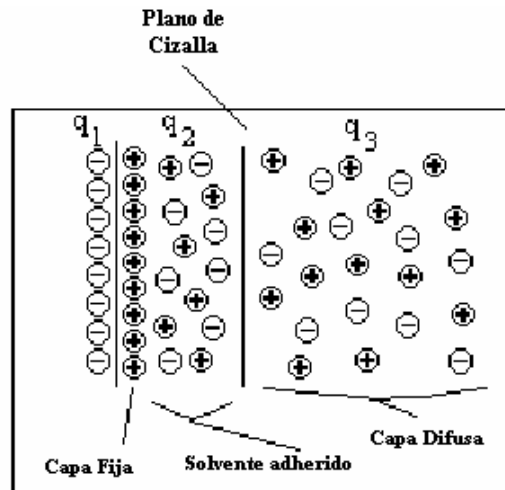


Figura 4. Modelo de la doble capa

Existen tres potenciales de interés. El de superficie o de Nerst, el de la capa fija y el potencial zeta. Este último potencial es el que existe en el plano de cizalla y es calculable experimentalmente.

El interés práctico radica en que la coagulación se puede intensificar si se disminuye la resultante de la interacción de energía entre las fuerzas coulombica de repulsión y las de atracción de Van der Waals (o sea, el potencial zeta). El potencial electrocinético o zeta, este potencial cae a través de la parte móvil de la doble capa que es responsable de los fenómenos electrocinéticos como la electroforesis (movimiento de partículas en un campo eléctrico a través de una solución estacionaria). El potencial superficial no es accesible por mediciones experimentales directas, pero puede ser calculado determinando la carga superficial. El potencial zeta se mide por mediciones de electroforesis. Típicamente es más bajo que el potencial de superficie, Ψ , calculado de la teoría de difusión de doble capa. El potencial zeta refleja la diferencia de potencial entre el plano de corte y la "fase gruesa". La distancia entre la superficie y el plano de corte no puede precisarse rigurosamente.

Al acercar dos partículas con suficiente energía, como para vencer la barrera de energía, se favorece la acción de las fuerzas de atracción de Van der Waals y las partículas se unen. Esto sin embargo, es poco probable que suceda.

Si el potencial zeta disminuye a cero (punto isoelectrico), los coloides pueden interactuar a una distancia menor a la establecida por la barrera de energía. Según sean los iones que rodean a la partícula, el potencial zeta puede disminuir por dos causas:

- Por neutralización de la carga neta (carga partícula - carga de la capa que se mueve con la partícula). Un cambio de los iones adheridos por otros de mayor valencia, reduce en la superficie el potencial del coloide.
- Compresión de la doble capa: Al aumentar la concentración del electrolito se incorporan iones de signo contrario en la capa difusa, comprimiéndola, disminuyendo las fuerzas repulsivas y con ello el potencial zeta.

Para producir la desestabilización no es necesario que el potencial zeta llegue a cero, o lo que es lo mismo, logre el punto isoelectrico. Este último hecho, sugiere que es necesario un modelo auxiliar que permita explicar esta observación.

El potencial zeta es, como ya se dijo, una medida para determinar la carga del coloide. Para coloides en fuentes de agua natural con un pH de 5 a 8, el potencial zeta se encuentra entre los -14 y -30 milivoltios; cuanto más negativo sea el número, tanto mayor será la carga de la partícula. A medida que disminuye el potencial zeta, las partículas pueden aproximarse cada vez más aumentando la posibilidad de una colisión. En un sistema convencional de clarificación con un pH de 6 a 8, los coagulantes proporcionan las cargas positivas para reducir la magnitud del potencial zeta. La coagulación se presenta de ordinario a un potencial zeta que es aun ligeramente negativo, de manera que por lo general no se requiere que la carga sea neutralizada por completo. Si se añade demasiado coagulante, la superficie de la partícula se cargará positivamente (un potencial zeta positivo), y la partícula volverá a dispersarse. Pueden necesitarse coagulantes en sistemas de tratamiento de agua con pH alto, como es el caso de ablandamiento con cal. Las partículas de carbonato de calcio también portan una carga negativa y pueden ser útiles coagulantes catiónicos para reducir la dureza

residual coloidal. Las medidas del potencial zeta se han empleado con éxito para controlar las dosis de coagulantes en las plantas. Sin embargo, las lecturas del potencial zeta por sí solas no son confiables para seleccionar el mejor coagulante. Los resultados obtenidos en la prueba de la jarra continúan siendo los mejores para seleccionar al coagulante.

❖ **Relación entre pH, carga superficial y potencial de superficie** [6]:

Dzombak y Morel, en 1990, ilustran y resumen su modelo en la figura que se observa a continuación. Muestra la interdependencia de la energía de interacción coulombica con el pH y la densidad de carga superficial a varias fuerzas iónicas para óxido de férrico hidratado en suspensión. De acuerdo al modelo de doble capa es posible calcular la influencia del pH y de la fuerza iónica sobre la interacción de energía coulombica y sobre el factor de corrección coulombico $\exp(-F\Psi/RT)$. El panel (b) se obtiene de la teoría Gouy Chapman. La figura [9] que ilustra esto es la siguiente:

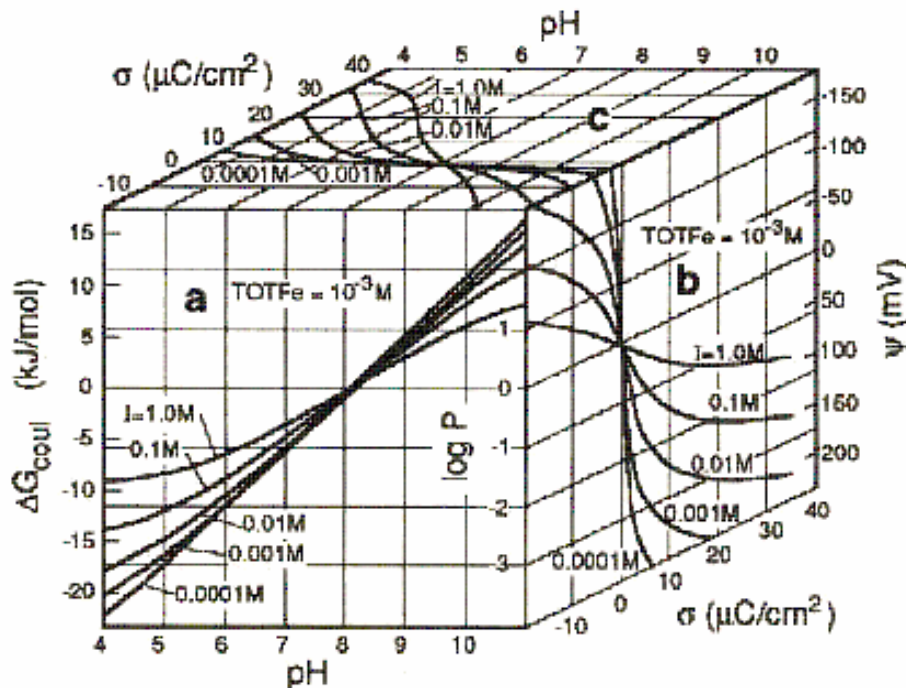


Figura 5. Relación entre pH, potencial de superficie, densidad de carga superficial y energía libre coulombica para distintas fuerzas iónicas para óxido férrico.

❖ **Modelo simplificado de la doble capa (Capacitancia Constante) [6]:**

La estructura de doble capa más simple es suponer la carga superficial en un plano y el contador de carga en un plano similar paralelo. En una primera aproximación, la doble capa se puede visualizar como un condensador paralelo con distancia 'd' entre las dos placas que tiene una capacitancia 'C'. Se tiene:

$$C = \frac{\epsilon\epsilon_0}{Dd} \approx \epsilon\epsilon_0 k$$

$$\sigma = C\Psi$$

Este modelo se conoce como modelo de Helmholtz. Tiene validez cuando la carga total superficial es pequeña en magnitud absoluta o cuando la concentración del electrolito inerte es grande (compresión de la doble capa).

Resumiendo, en la figura 6 se representó la energía potencial en función de la distancia a la partícula. La curva (A) de energía de atracción de Van Der Waals es fija mientras que la de repulsión eléctrica (B) puede ser disminuida por medio de un aumento en la solución de iones de carga opuesta. Al agregar un electrolito positivo al agua que contenga coloides negativos, la concentración de cargas positivas dentro de la capa difusa se incrementa y el espesor de ésta disminuye por lo cual disminuye el potencial de la barrera de energía y las partículas pueden acercarse a distancias en las cuales actúan las fuerzas atractivas de Van Der Waals.

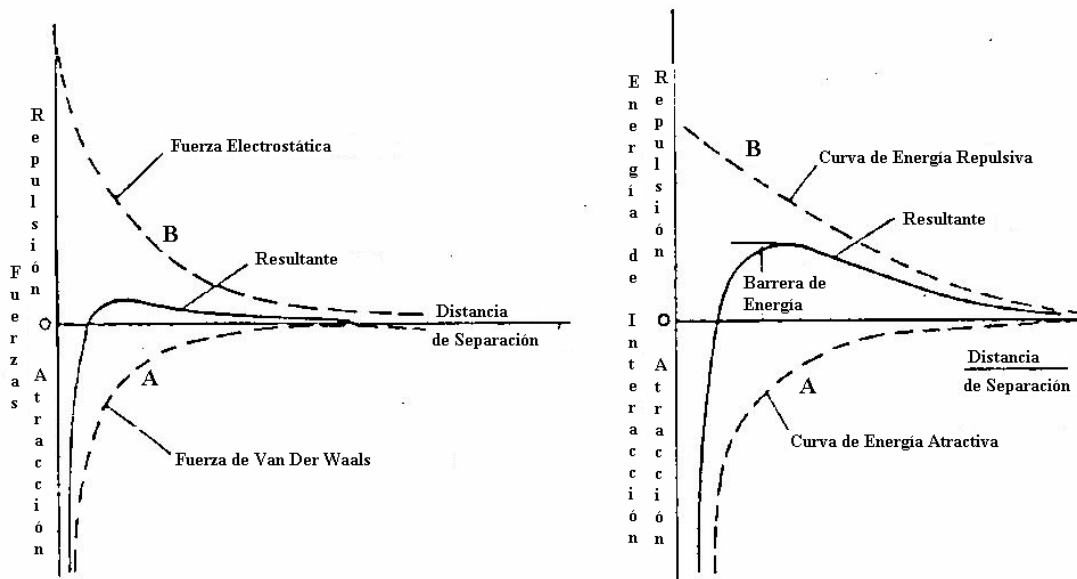


Figura 6. a) Fuerza en función de la distancia a la superficie
b) Energía en función de la distancia a la superficie

Finalmente, en el esquema de la figura 7 se hace una representación gráfica donde se ilustra el efecto que se produce al aumentar la concentración de iones de carga opuesta reduciéndose la distancia efectiva en la cual se manifiesta la acción de la carga eléctrica.

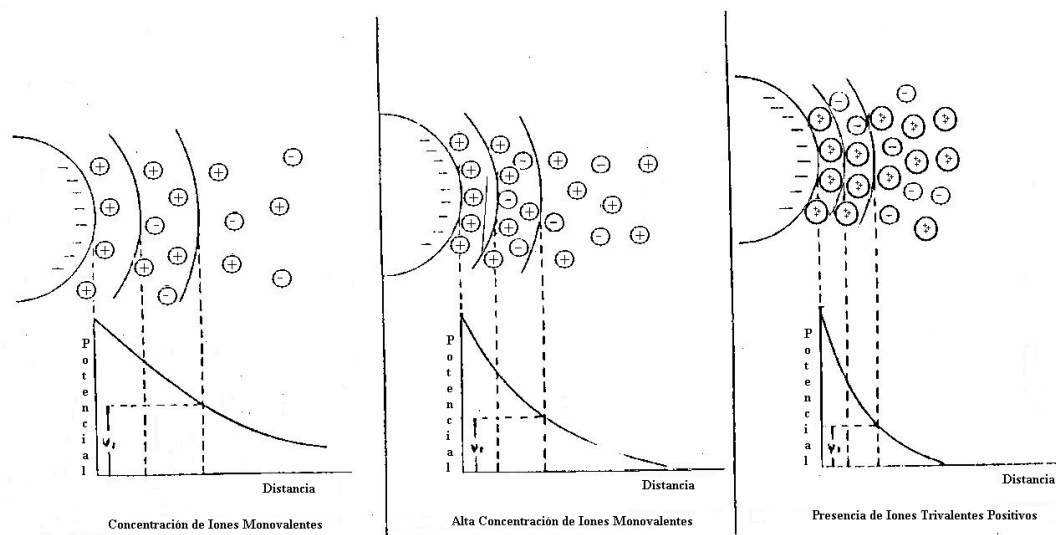


Figura 7. Efecto del aumento de iones positivos

2.2.2.2. Adsorción de Especies Coagulantes sobre las Partículas Coloidales – Precipitación - Neutralización de la Carga.

El modelo está basado tanto en las ecuaciones que describen la especificidad y solubilidad de las especies formadas, como en las características eléctricas de la doble capa y en el efecto de la deposición del hidróxido de aluminio o de hierro sobre las partículas coloidales y otras partículas suspendidas.

Cuando se agregan al agua sales de aluminio o de hierro se forman varias especies solubles tales como Al^{+3} , $Al(OH)^{+2}$, etc. Estas especies se adsorben sobre la superficie de las partículas coloidales o forman complejos sobre la superficie que conduce a la desestabilización. Este mecanismo se denomina desestabilización por adsorción.

La carga de las partículas coloidales se produce por la ionización de grupos hidroxilo, carboxilos, fosfatos o sulfatos, los cuales pueden estar presentes en la superficie de los coloides. Estos grupos reaccionan con los iones metálicos de los coagulantes lo que genera la posterior precipitación. Así la desestabilización de los sistemas coloidales se ve mejor bajo el punto de vista químico.

Vale la pena anotar que se ha observado reestabilización de las partículas cuando se usan dosis más altas de coagulantes de aquellas con las que se obtuvo desestabilización. Esto se debe a la adsorción de cargas eléctricas. Desde el punto de vista de las fuerzas coulombicas no puede ser posible que exista una atracción de contraiones y por tanto el modelo de la doble capa no permita explicar la neutralización de la carga eléctrica de la partícula.

Se presenta a continuación la teoría formulada por La Mer: Esta teoría supone una molécula polimérica unida a la superficie del coloide en uno o más sitios mientras el resto de los sitios de adsorción están vacantes los que pueden ser ocupados por otros coloides generando así un puente químico. Esto genera un aumento de tamaño y consigo, precipitación.

Sea:

P_0 : concentración del polímero añadido

P: concentración del polímero residual después de la adsorción

$P_0 - P$: concentración adsorbida

$(P_0 - P)N$: número de moléculas concentradas en la interfase (N: N° avogadro)

b: número de segmentos adsorbidos por la molécula

$b(P_0 - P)N$: número de sitios cubiertos

La fracción de sitios cubiertos en una superficie es:

$$\Theta = \frac{b(P_0 - P)N}{sS_0}$$

Con:

s: número de sitios de adsorción por unidad de área

S_0 : área de la superficie de los coloides

La posibilidad de que los coloides se unan y floculen es proporcional a (-1).

Por lo tanto si se considera la tasa de formación de flocs o la disminución del número de partículas sin floccular se tiene:

$$-\frac{dn_0}{dt} = k_1 n_0^2 \Theta (1 - \Theta)$$

n_0 : N° de partículas sin floccular

$n_0\Theta$: superficie total cubierta con polímero

$n_0(1-\Theta)$: superficie total no cubierta con polímeros

k_1 : constante de eficiencia de formación de flocs ($0 \leq k_1 \leq 1$)

La tasa es máxima cuando es igual a 0,5. En exceso de coagulante, los sitios de adsorción quedan cubiertos lo que reestabiliza las partículas. Esto sucede cuando vale uno.

Este modelo relaciona bastante bien la cantidad de superficie de coloide versus la cantidad de coagulante requerida para abatir estos contaminantes.

El modelo se explica en la siguiente figura:

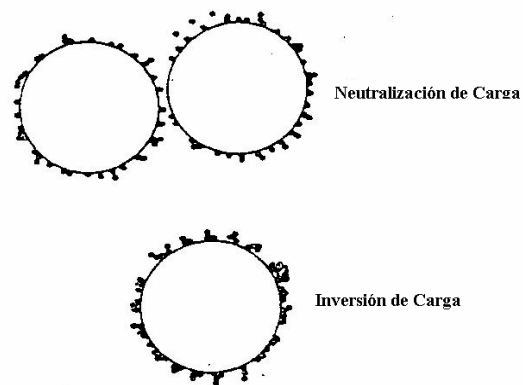


Figura 8. Esquema de interacción entre las partículas y el hidróxido cerca de la superficie

Las esferas grandes representan las partículas suspendidas y las pequeñas representan las moléculas de hidróxido de aluminio o de hierro con carga positiva que se depositan sobre las partículas.

2.2.2.3. Captura en un Precipitado de Hidróxido Metálico

Al exceder el producto de solubilidad de hidróxidos metálicos como el $\text{Al}(\text{OH})_3$ y $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en las soluciones de sales metálicas como el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 , se produce una precipitación rápida de estos hidróxidos. Estos hidróxidos, a medida que precipitan pueden atrapar las partículas coloidales explicándose así la remoción de turbiedad.

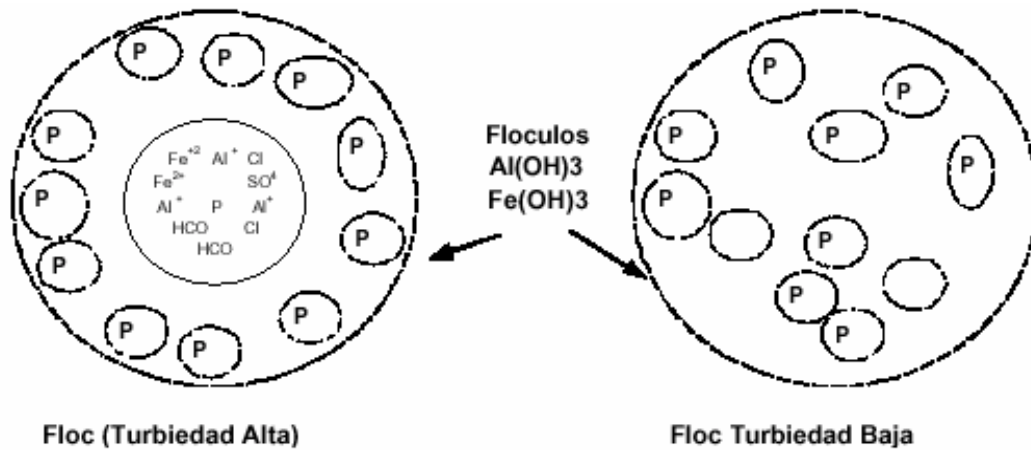


Figura 9. Atrapamiento de las partículas en un floc

Se ha encontrado que las partículas coloidales pueden servir como núcleos para formar precipitados, por lo cual la velocidad de precipitación aumenta con un aumento en la concentración de partículas coloidales.

2.2.2.4. Adsorción y Puente Interparticular

Varias investigaciones han demostrado que la repulsión electrostática pueden interferir la adsorción de un ión sobre la superficie de un electrodo que tenga una carga de igual signo que la del ión. Sin embargo, varias reacciones químicas espontáneas se presentan entre iones del mismo signo. De lo anterior se deduce que en estos casos la energía de interacción es más de tipo químico que coulombico.

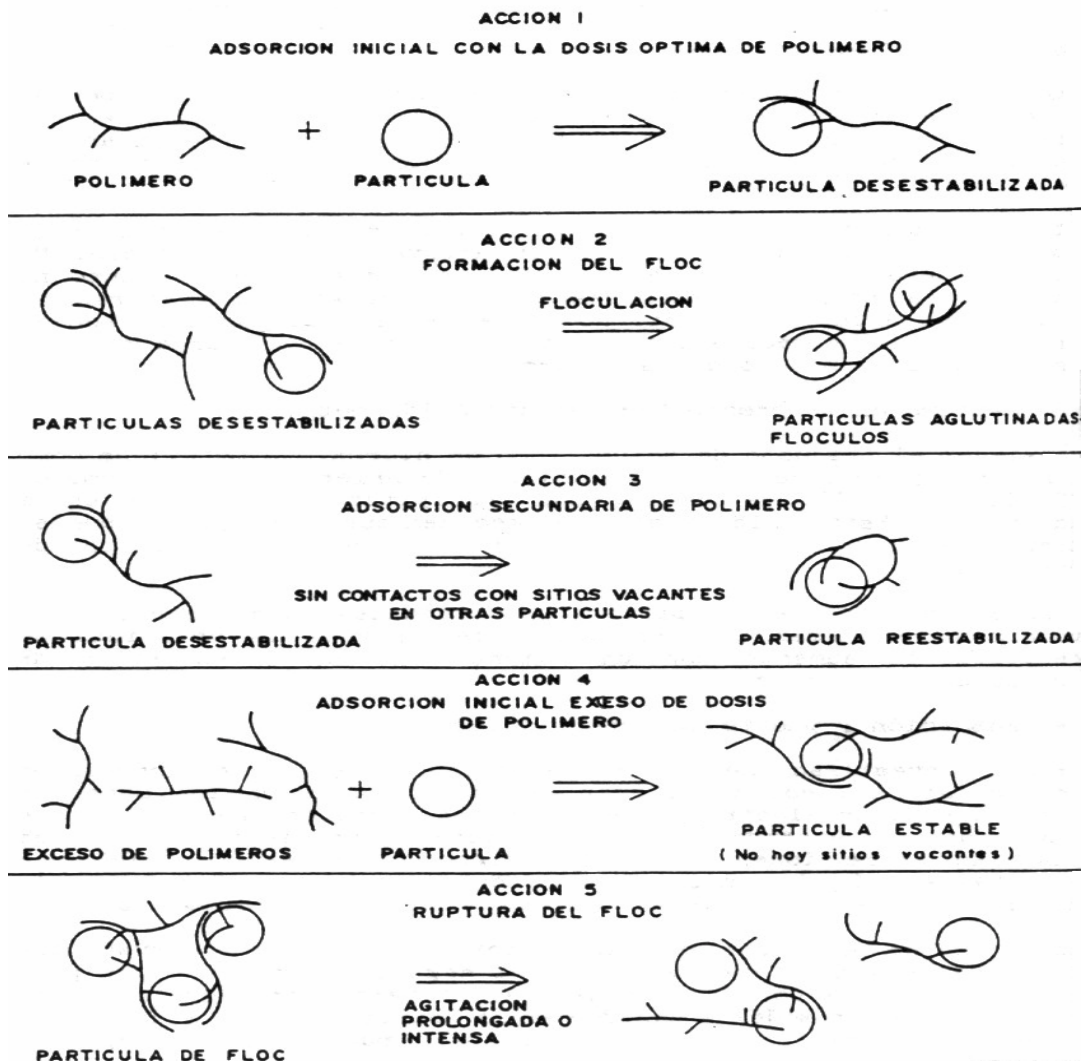


Figura 10. Esquema del mecanismo de la Adsorción de Polímeros y Partículas

Coloidales para Producir Puentes entre las partículas

Con el uso de polímeros orgánicos sintéticos, se ha observado que muchas veces los polímeros con carga negativa son efectivos para coagular coloides con carga negativa, comportamiento que no puede ser explicado con modelos basados en la neutralización de la carga. Se ha desarrollado la teoría del puente para explicar cualitativamente este comportamiento.

2.2.3. Factores que Influyen en el Proceso de Coagulación

La coagulación es sin duda la fase más importante en un sistema de tratamiento de agua. Una coagulación inadecuada no puede ser corregida en una etapa posterior del tratamiento. El proceso depende principalmente de los siguientes factores que están relacionados entre si:

2.2.3.1. Características Químicas y Físicas del Agua

Las características del agua que tienen mayor correlación en el proceso son: la concentración y naturaleza de los coloides, el pH y la alcalinidad en especial cuando los coagulantes son sales de hierro o de aluminio, la temperatura y el contenido de carbono orgánico total (C.O.T.).

Tabla2. Clasificación del agua según su comportamiento en la Coagulación

Tipo de agua	Coagulación Producida por	Requerimiento
Baja concentración de coloides. Baja alcalinidad	Formación de precipitado. Floc de barrido	Alta dosis de coagulantes. Adición de alcalinidad o partículas, o ambas
Baja concentración de coloides. Alta alcalinidad	Formación de precipitado. Floc de barrido	Alta dosis de coagulantes. Adición de partículas.
Alta concentración de coloides. Baja alcalinidad	Adsorción de polímeros metálicos positivos en la superficie de los coloides. (pH 4 a 7)	Dosis de coagulantes incrementa con concentración de partículas. Adición de alcalinidad
Alta concentración de coloides. Alta alcalinidad.	Adsorción de polímeros metálicos positivos y precipitaciones de hidróxidos. (pH > 7)	Dosis de coagulantes incrementa con concentración de partículas

Además el pH del agua es un factor importante en la desestabilización de las partículas

❖ *Influencia del pH*

Uno de los procesos químicos más comúnmente utilizados en los sistemas de tratamiento de las aguas residuales es el ajuste del pH ^[12]. Las aguas residuales demasiado ácidas o alcalinas son perjudiciales en los sistemas colectores, en las plantas de tratamiento y en las

corrientes naturales. La eliminación del exceso de acidez o alcalinidad por adición química para proporcionar un pH final próximo a 7 se conoce como neutralización. La mayoría de los efluentes deben ser neutralizados hasta pH de 6 a 9 antes de la descarga.

El volumen, tipo y cantidad de ácido o álcali que debe ser neutralizado o eliminado parcialmente son factores a considerar en la selección del agente químico.

Al adicionar coagulantes inorgánicos al agua ocurren reacciones químicas relacionadas principalmente con intercambio de protones. La actividad de un ácido está relacionada directamente con la tendencia de donar protones y la actividad de una base está relacionada directamente con la facilidad de aceptar protones.

Los iones metálicos reaccionan con el agua formando iones acuosos complejos con carga positiva, estos iones son ácidos. Éstos reaccionan rápidamente con el agua (hidrólisis que es la liberación de uno o más átomos de hidrógeno o protones) para formar diferentes compuestos. La interacción de estos iones metálicos hidratados es una reacción que se denomina hidrólisis o protólisis aunque se trata realmente de reacciones ácido-base. Al liberarse protones se disminuye la carga neta del ión hidratado metálico. Por tanto, el pH de la solución influenciará la distribución de las diferentes especies formadas.

Los iones hidratados ceden protones al agua y se forman iones hidronio. En general, el porcentaje de especies hidrolizadas aumenta cuando se incrementa el pH, de modo similar a como se aumenta la concentración de una base conjugada cuando el pH de una solución que tenga su ácido conjugado se incrementa.

❖ ***Influencia de la Temperatura*** ^[13]

La variación de 1°C en la temperatura del agua conduce a la formación de corrientes de densidad (variación de la densidad del agua) de diferentes grados que afectan a la energía cinética de las partículas en suspensión, por lo que la coagulación se hace más lenta; temperaturas muy elevadas desfavorecen igualmente a la coagulación.

Una disminución de la temperatura del agua en una unidad de decantación conlleva a un aumento de su viscosidad; esto explica las dificultades de la sedimentación de un floc.

Como se apreciará más adelante, la mezcla rápida y los diseños de sistemas de floculación son dependientes de la temperatura porque ésta, al ser alta o baja, varía la viscosidad del agua. Aunque se considera que para este tipo de tratamiento es independiente de este factor.

2.2.3.2. Tipo de Coagulante

Cada coagulante, dependiendo de la calidad y característica del agua, actúa de modo diferente. Por tanto, la selección del tipo de coagulante deberá hacerse mediante trabajo a nivel de laboratorio. Las sales de hierro pueden tener ventaja sobre las sales de aluminio en algunos casos porque forman flóculos pesados y porque su margen de acción con relación al pH es más amplio. Sin embargo, su manejo a nivel de planta es más complejo que el de las sales de aluminio.

❖ *Mecanismos de Acción e Interferencias de los Coagulantes Inorgánicos* ^[14]

La eficacia de los coagulantes de base hierro y aluminio está ampliamente probada y documentada. De todas formas, éstos se ven interferidos por la formación de especies insolubles y la formación de complejos.

En el caso de las aguas residuales, esto se ve agravado, debido a que las cantidades requeridas son mucho mayores y a que la concentración de complejantes o los pH de trabajo son más elevados.

En algunos casos los coagulantes, llegan a dejar de ser eficaces, como en el caso del aluminio, que a pH superiores a 8.5, forma el complejo de aluminato y pierde las cargas libres; en el caso del hierro, a pH elevados, éste precipita masivamente en forma de hidróxido férrico, que además es una especie muy higroscópica y, por tanto, aumenta dramáticamente el volumen de los lodos generados.

Es en estos casos en los que la utilización de coagulantes orgánicos aporta una mayor efectividad y una importante reducción de lodos.

2.2.3.3. Dosis de Coagulante

La cantidad del coagulante a utilizar tiene influencia directa en la eficiencia de la coagulación, así:

- Poca cantidad del coagulante, no neutraliza totalmente la carga de la partícula, la formación de los microflóculos es muy escasa, por lo tanto la turbiedad residual es elevada.
- Alta cantidad de coagulante puede producir la inversión de la carga de la partícula, conduce a la formación de gran cantidad de microflóculos con tamaños muy pequeños cuyas velocidades de sedimentación muy bajas, por lo tanto la turbiedad residual es igualmente elevada.
- La selección del coagulante y la cantidad óptima de aplicación; se determina mediante los ensayos de pruebas de jarra.

La dosis de coagulante requiere determinarse experimentalmente. Muchos autores dan diversas opiniones acerca de los factores que afectan o determinan el establecimiento de la dosis de coagulante, aunque están de acuerdo que existe para cada tipo de agua una dosis óptima de coagulante.

2.2.3.4. Concentración del Coagulante

Un problema que se presenta está ligado a que las cantidades de coagulante aplicadas son pequeñas comparadas con el volumen de agua que se somete a tratamiento. Si existe buena turbulencia, se conseguirá una dispersión más efectiva cuanto más diluida sea la solución. Sin embargo, soluciones muy diluidas pueden hidrolizarse antes de su aplicación formando productos que no son efectivos para la coagulación.

2.2.3.5. Punto y Forma de Aplicación del Coagulante

En ensayos se ha encontrado que se requiere mayor cantidad de coagulante cuando éste se agrega sobre la superficie del agua que cuando el coagulante se agrega a nivel de la paleta agitadora. Cuanto más puntos de aplicación existan se tendrá mayor dispersión del coagulante.

Debe seleccionarse siempre el lugar donde se produzca mayor turbulencia y no debe aplicarse en un solo punto. Con la utilización de dispersores se puede producir una buena mezcla de los coagulantes. Los dispersores se basan en el uso de varios puntos de aplicación.

2.2.3.6. Intensidad y Tiempo de Mezcla Rápida

Se requiere una mezcla adecuada para que el coagulante sea distribuido uniformemente a través del agua. Por tanto se debe realizar la mezcla lo más rápidamente que sea posible ya que las reacciones se completan en tiempos menores que un segundo cuando la coagulación se realiza por adsorción y en menos de 8 segundos cuando se efectúa por precipitación de hidróxidos.

La intensidad de agitación o de mezcla se relaciona con el gradiente de velocidad, el cual se deriva de la cantidad media de trabajo aplicado por unidad de tiempo a un volumen unitario bajo una determinada viscosidad.

2.2.3.7. La Mezcla Rápida (Coagulación)

El grado de agitación que se da a la masa de agua durante la adición del coagulante, determina si la coagulación es completa; turbulencias desiguales hacen que cierta porción de agua tenga mayor concentración de coagulantes y la otra parte tenga poco o casi nada; la agitación debe ser uniforme e intensa en toda la masa de agua, para asegurar que la mezcla entre el agua y el coagulante haya sido bien hecha y que se haya producido la reacción química de neutralización de cargas correspondiente.

La mezcla rápida se efectúa para la inyección de productos químicos dentro de la zona de fuerte turbulencia, una inadecuada mezcla rápida conlleva a un incremento de productos químicos. La mezcla rápida es una operación empleada en el tratamiento del agua con el fin de dispersar diferentes sustancias químicas y gases.

El diseño, operación y construcción de la mezcla rápida ya sea hidráulica o mecánica, debe garantizar la dispersión rápida y homogénea de los coagulantes, auxiliares de coagulación y alcalinizantes los cuales deben ser aplicados de acuerdo a la dosis óptima determinada por el ensayo de jarras en el laboratorio de la planta.

❖ Tipos de Mezcladores

Las unidades para producir la mezcla pueden ser:

- **Mezcladores Mecánicos:** Retromezcladores (agitadores)

- **Mezcladores Hidráulicos:** Resalto Hidráulico: Canaleta Parshall y Vertedero Rectangular. En línea como Difusores (tuberías y canales). Inyectores, etc.

❖ **Criterios de Diseño**

El tiempo y el grado de mezcla han sido considerados como los factores más importantes en el diseño. Sin embargo, consideraciones adicionales sobre el mecanismo de la coagulación y la cinética de las reacciones de coagulación son también necesarias.

2.2.4. Etapas o Fases de la Coagulación ^[15]

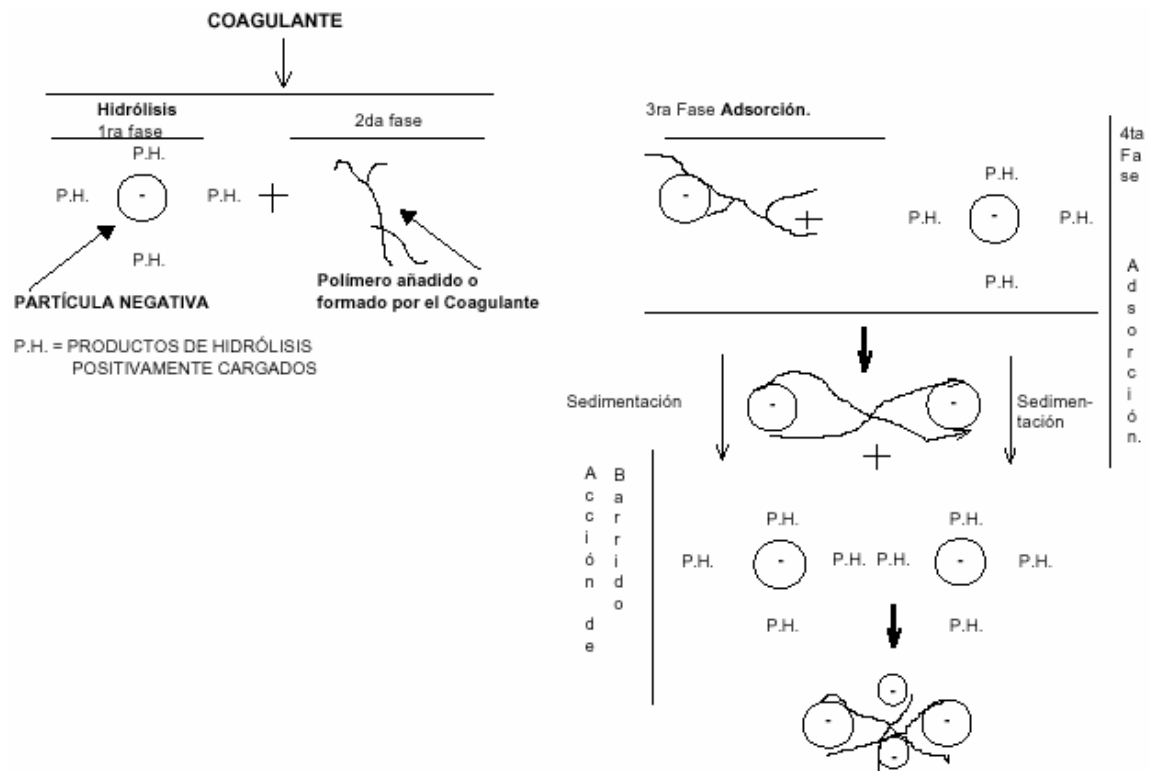


Figura 11. Fases de la Coagulación

El proceso de coagulación se desarrolla en un tiempo muy corto (casi instantáneo), en el que se presenta las siguientes etapas:

- Hidrólisis de los coagulantes y desestabilización de las partículas en suspensión.

- Formación de Compuestos químicos poliméricos.
- Adsorción de cadenas poliméricas por los coloides.
- Adsorción mutua de coloides.
- Acción de barrido.

2.2.5. Tipos de Coagulación

Se presentan dos tipos básicos de coagulación la coagulación por adsorción y la coagulación por barrido

2.2.5.1. Coagulación por Adsorción

Se presenta cuando el agua presenta una alta concentración de partículas en estado coloidal; cuando el coagulante es adicionado al agua turbia los productos solubles de los coagulantes son absorbidos por los coloides y forman los floculos en forma casi instantánea.

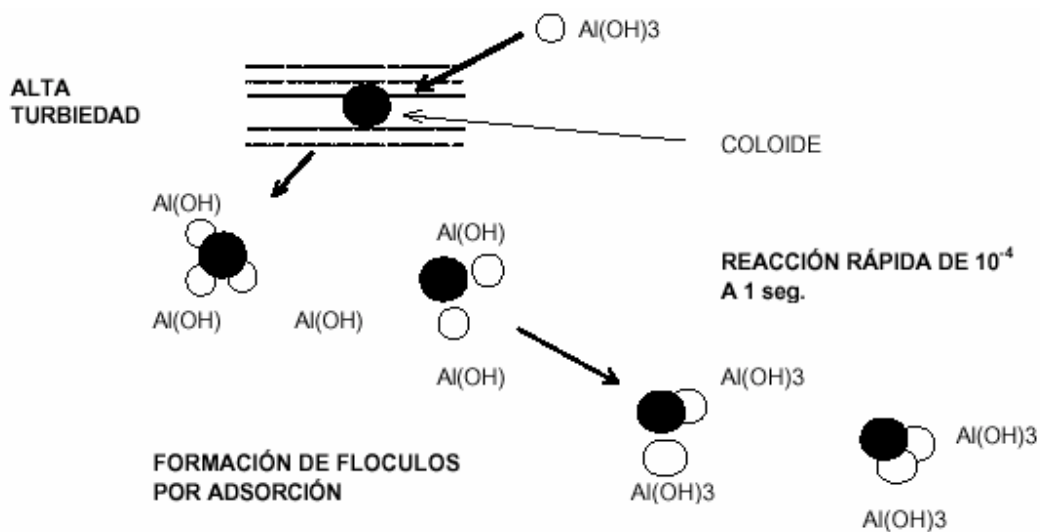


Figura 12. Coagulación por Adsorción

2.2.5.2. Coagulación por Barrido

Este tipo de coagulación se presenta cuando el agua es clara (presenta baja turbiedad) y la cantidad de partículas coloides es pequeña; en este caso las partículas son atrapadas al producirse una sobresaturación de precipitado de sulfato de aluminio o cloruro férrico.

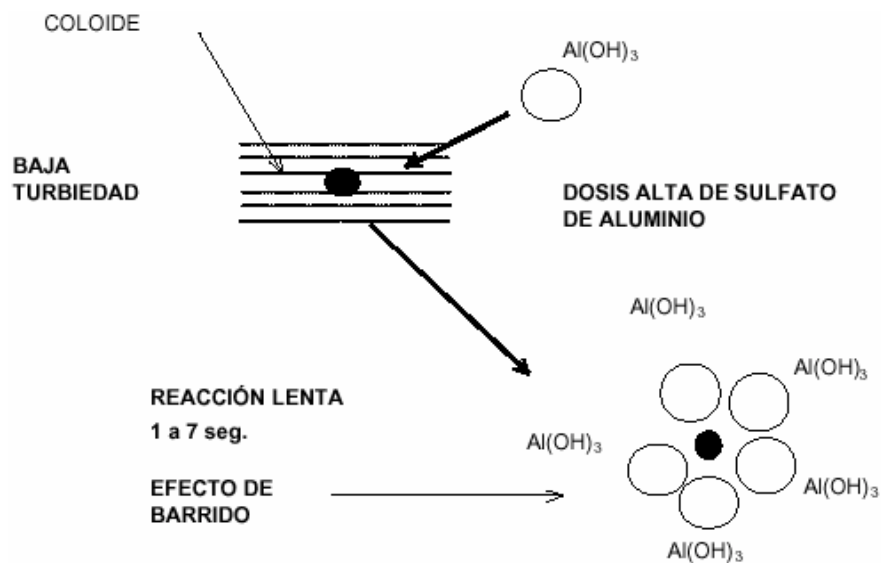


Figura 13. Coagulación por Barrido

2.3. LA FLOCULACIÓN

La floculación es el proceso que sigue a la coagulación, que consiste en la agitación de la masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesarios para sedimentar con facilidad ^[11]. Estos flóculos inicialmente pequeños, al juntarse crean aglomerados mayores que son capaces de sedimentar.

La floculación tiene relación con los fenómenos de transporte dentro del líquido para que las partículas hagan contacto. Esto implica la formación de puentes químicos entre partículas de modo que se forme una malla de coágulos, la cual sería tridimensional y porosa. Así se formaría, mediante el crecimiento de partículas coaguladas, un floc suficientemente grande y pesado como para sedimentar.

Mientras la coagulación se debe principalmente a una acción química, la floculación se origina y se realiza como consecuencia del transporte de partículas desestabilizadas dentro del agua. La floculación tiene dos objetivos:

- Reunir los coloides desestabilizados para formar agrupaciones de partículas o flóculos con peso específico superior al del agua.
- Compactar los flóculos para disminuir su grado de hidratación y conseguir características adecuadas tales como mayor peso y buena consistencia para su fácil remoción.

La floculación puede ser producida por:

- a. El movimiento browniano de las partículas del agua. La floculación producida por este movimiento se denomina pericinética. Es demasiado lenta y por tanto no tiene interés práctico en el tratamiento de aguas aunque puede ser importante para explicar la denominada autofloculación.
- b. El movimiento inducido del agua mediante suministro externo de energía. Esta floculación se denomina ortocinética y se debe a gradientes de velocidad originados por disipación de energía mecánica o hidráulica. En esta forma se consigue que las partículas se muevan con diferentes velocidades, lo cual aumenta su probabilidad de contacto.

En la siguiente figura se observa que en la floculación, el floculante tiende un puente entre las partículas coloidales aglomeradas para formar flóculos más grandes fácilmente sedimentables.

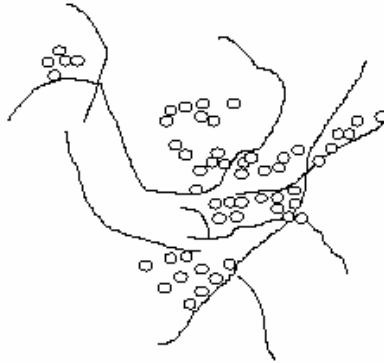


Figura 14. Aglomeración de partículas coloidales empleando flocculante

Puede suceder que los flóculos formados por la aglomeración de varios coloides no sean lo suficientemente grande como para sedimentar con la rapidez deseada, por lo que el empleo de un flocculante es necesario para reunir en forma de red, formando puentes de una superficie a otra enlazando las partículas individuales en aglomerados, tal como se muestra en la figura anterior.

La flocculación es favorecida por el mezclado lento que permite juntar poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe. La flocculación no solo incrementa el tamaño de las partículas del flóculo, sino que también aumenta su peso. La flocculación puede ser mejorada por la adición de un reactivo de flocculación o ayudante de flocculación.

2.3.1. Consideraciones Generales

- I. En todos los modelos propuestos para la flocculación, la tasa de aglomeración es dependiente del tiempo de flocculación. Mediante ensayos de laboratorio pueden determinarse el tiempo óptimo de flocculación.
- II. Al aumentar el gradiente de velocidad los flóculos aumentan su tamaño y simultáneamente aumentan las fuerzas de cizallamiento.
- III. La tasa de agrupación y por tanto la flocculación depende también de la concentración y el tamaño inicial de los coloides.
- IV. La compartimentalización mejora la eficiencia de la flocculación. A mayor número de cámaras la eficiencia aumenta.

- V. Gradientes altos en las primeras cámaras favorecen una aglomeración más rápida y gradientes bajos en las últimas reducen la ruptura de los flóculos.
- VI. La permanencia del agua en el floculador durante un tiempo inferior o superior al óptimo produce resultados de baja eficiencia.

2.3.2. Modelos de Floculación

La floculación puede presentarse mediante dos modelos: floculación ortocinética y pericinéctica, según sea el tamaño de las partículas desestabilizadas (en general todas las partículas se ven afectadas por ambos mecanismos). Las partículas pequeñas ($< 1\mu\text{m}$) están sometidas a floculación pericinéctica, motivada por el movimiento browniano, mientras que las que presentan un tamaño mayor, están afectadas principalmente por el gradiente de velocidad del líquido, predominando en ella la floculación ortocinética.

2.3.2.1. Modelo de Floculación Pericinéctica ^[6]

El modelo de floculación pericinéctica se diferencia del modelo de floculación ortocinética en que su fuente de agitación es interna. Principalmente importarán el movimiento browniano y la sedimentación. Su efecto es principalmente sobre partículas de tamaño inferior a 1 micrón.

$$\frac{dN}{dt} = 4\pi DR^2 \frac{dn}{dr}$$

D: constante de difusión

R: distancia entre los centros de las partículas

$\frac{dn}{dr}$ gradiente de la concentración de las partículas

Si se suponen partículas esféricas que chocan entre sí según la ley de Fick, se tiene que el número de choques por unidad de volumen y tiempo a los que está sometida una partícula en un sistema de partículas es:

$$\frac{dn}{dr} = \frac{n}{r}$$

Suponiendo que el gradiente de concentración de partículas por unidad de volumen varía linealmente, con la distancia se tiene que:

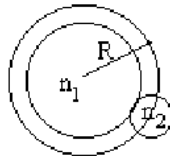


Figura 15. Relación de partículas y R

En $t = t_0$ habrá n_0 partículas del sistema que estarán a una distancia R y se tendrá:

$$\left. \frac{dN}{dt} \right|_{t=t_0} = 4\pi R D n_0$$

Para dos sistemas de partículas se tendrá ' n_1 ' y ' n_2 ' se tiene:

$$D = D_{12} = D_1 + D_2$$

$$N_0 = n_1 * n_2$$

Luego:

$$\frac{dN}{dt} = 4\pi R D_{12} n_1 n_2$$

Esta expresión es la ecuación de Von Smoluchowsky, que se presentó en 1918 para la teoría de la floculación pericinética.

2.3.2.2. Modelo de Floculación Ortocinética ^[6]

La floculación ortocinética es promovida por agitación externa principalmente. Influyen partículas de tamaño superior al micrón y tiene relación con los gradientes de velocidad del líquido.

$$R = \frac{d_1 + d_2}{2}$$

Se realiza un análisis por el método de Von Smoluchowsky, el cual supone tan solo dos grupos de partículas esféricas en suspensión en el líquido, con diámetros d_1 y d_2 . Supone además que el líquido presenta un gradiente de velocidad no nulo entre uno y otro tipo de partículas. Supone, además, que el contacto entre estos dos distintos tipos de partículas genera la floculación, quedando a una distancia R entre sus centros.

El número de choques entre las partículas por unidad de volumen y por unidad de tiempo depende del caudal de la suspensión acuosa que fluye a través de la superficie circular de radio R .

Si se considera la velocidad relativa entre las partículas ' u ' y el gradiente de velocidad en la dirección ' y ' como ' du/dy ', el que puede considerarse constante entre los centros de las partículas, debido a su pequeña magnitud, es posible suponer una variación lineal de la velocidad mediante:

$$\frac{u}{y} = \frac{du}{dy}$$

Para el caudal en la sección se tiene:

$$Q = \int_s dq$$

$$q = 2audy$$

$$a = (R^2 - y^2)^{1/2}$$

reemplazando:

$$Q = \frac{1}{6} \frac{du}{dy} (d_1 + d_2)^3$$

Si existen 'n₁' partículas de diámetro 'd₁' y 'n₂' partículas de diámetro 'd₂' por unidad de volumen y éstas son cantidades fijas y el gradiente de velocidad constante en toda la masa líquida, se puede expresar el número de choques entre los dos tipos de partículas por medio de:

$$\frac{dN_1}{dt} = n_1 Q$$

$$\frac{dN_1}{dt} = \frac{1}{6} n_1 G (d_1 + d_2)^3$$

con

$$G = \frac{du}{dy}$$

En caso que G no es constante se puede asumir un valor promedio de este y con tal definición la expresión anterior se valida para todos los casos.

El número de choques de las 'n₂' partículas con las 'n₁' partículas será:

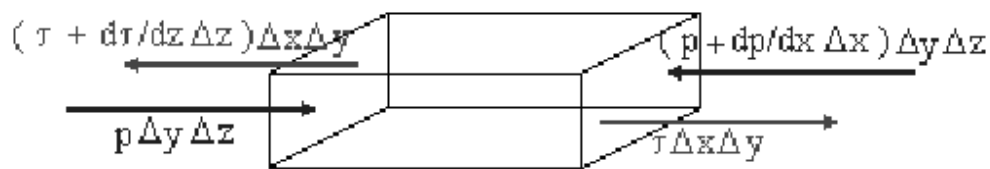
$$\frac{dN_2}{dt} = n_2 Q = \frac{1}{6} n_2 G (d_1 + d_2)^3$$

Y el número total de choques es por tanto:

$$\frac{dN_1}{dt} n_2 = \frac{dN_2}{dt} n_1 = \frac{1}{6} n_1 n_2 G (d_1 + d_2)^3$$

Que nos indica que el número de choques es proporcional a la concentración de las partículas, al gradiente de velocidad y al tamaño de éstas. A medida que aumenta el tamaño de las partículas debido a choques entre ellas, su número disminuye, por lo que en definitiva disminuye el número de choques posibles. Además a medida que los flocs crecen se hace posible una posible ruptura de ellos por fuerzas de corte existentes en el líquido, lo cual limita por una cota superior el valor de 'G'.

Camp y Stein propusieron un esquema para comprender mejor la expresión de gradiente de velocidad 'G'. Ellos consideran un pequeño cubo de agua, de dimensiones dx, dy y dz, sobre el cual actúan fuerzas de corte por acción de la velocidad supuestas en la dirección 'x' y fuerzas de presión como se muestra en la figura:



Igualando las fuerzas se tiene:

$$\frac{d\tau}{dz} = -\frac{dp}{dx}$$

Suponiendo que el cubo puede girar por efecto de la cupla, se origina una potencia con valor:

$$P = \tau \Delta x \Delta y \Delta z \frac{du}{dz}$$

y la potencia por unidad de volumen:

$$\frac{P}{V} = \tau \frac{du}{dz}$$

$$\tau = \frac{\text{fuerzas de viscosidad}}{\text{superficie}} = \frac{\mu_s \frac{du}{dz}}{S} = \mu \frac{du}{dz}$$

por definición:

$$G = \frac{du}{dz}$$

$$\frac{P}{V} = \mu \left(\frac{du}{dz} \right)^2 = \mu G^2$$

luego:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

Este factor G es sobre el cual uno puede actuar en la floculación y de ahí su importancia. Camp estimó el valor de G para varias plantas en Estados Unidos y concluyó que su valor se mueve en el rango de 20 - 74 seg^{-1} .

Se considera un valor inferior de G ya que mientras mayor es G hay mayor probabilidad de floculación y por otro lado se toma un valor superior debido a que un valor muy grande de G puede generar ruptura de los flocs ya formados por la acción de fuerzas de corte del líquido. Así cada tipo de agua contiene un valor de G dependiendo del tipo de partículas contenidas en ellas.

❖ **Importancia de ambas formas de floculación:**

Si se efectúa el cociente entre el número de choques resultante de la agregación de partículas sin ruptura entre la floculación ortocinética y pericinética se tiene:

$$\frac{\left(\frac{dN}{dt}\right)_0}{\left(\frac{dN}{dt}\right)_p} = \frac{\frac{1}{6} G n_1 n_2 (d_1 + d_2)^3}{4\pi R D_{12} n_1 n_2}$$

como

$$R = \frac{(d_1 + d_2)}{2} \quad y \quad D_{12} = \frac{2kT}{3\pi\mu R}$$

k: constante de Boltzmann = 1.36×10^{-16} (erg / K)

T: temperatura (K)

μ : viscosidad (g / cm*seg)

Se puede escribir entonces:

$$\frac{\left(\frac{dN}{dt}\right)_0}{\left(\frac{dN}{dt}\right)_p} = \frac{\mu G R^3}{2kT}$$

Para condiciones normales de operación, la razón entre las floculaciones ortocinética y pericinética es mucho menor que 1 por la gran influencia de las dimensiones de las partículas. Por tanto, la floculación ortocinética predomina por sobre la pericinética. Esto es trascendente para partículas de radio inferior a 10 μm .

2.3.3. Criterios de Diseño

La mezcla lenta puede efectuarse mecánicamente usando rotores de paletas e hidráulicamente como resultado del movimiento del agua. Por esta razón, la agitación del agua, mediante mezcla hidráulica o mecánica, produce gradientes de velocidad cuya intensidad controla el grado de floculación producido.

Las unidades de mezcla rápida y floculación deben ubicarse lo más cerca posible; en caso de que esto no sea viable, el flujo del agua a través del canal o ducto de transporte entre las dos unidades no debe tener una velocidad menor de 1 m/s. El diseño, construcción y operación de los floculadores hidráulicos o mecánicos, en cualquiera de las tecnologías que se apliquen deben permitir que la velocidad del agua a través de estas unidades sea de 0.2 m/s a 0.6 m/s. De todas maneras los tiempos de detención y gradientes de velocidad deben obtenerse por ensayos de jarras previos, en laboratorio.

Los dos criterios principales que controlan el proceso de floculación son la intensidad de la mezcla y el tiempo de agitación.

2.4. PRUEBA DE JARRAS

La prueba más representativa para determinar el comportamiento de los coagulantes y floculantes a escala pequeña es el Ensayo de “Prueba de Jarras”.

Es un método de simulación de los procesos de Coagulación y floculación, realizado a nivel de laboratorio; los flóculos formados con diferentes dosis del coagulante dan como resultado valores de turbiedad diferentes.

El objetivo fundamental es determinar las variables físicas y químicas de los procesos de coagulación; floculación y sedimentación; tales como: selección del coagulante; selección del pH óptimo; gradientes y tiempos de mezcla rápida y floculación y correlación de las velocidades de sedimentación y la eficiencia de remoción, entre otros.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

3. REACTIVOS, CONDICIONES DE OPERACIÓN, MÉTODOS DE TRABAJO Y OPTIMIZACIÓN QUE PRODUCEN LAS MEJORES REMOCIONES DE MATERIA ORGÁNICA

La composición específica de los vertidos de residuos industriales, domésticos o de lixiviados a los cuerpos de agua, la evacuación de las aguas tratadas (a alcantarillado, lechos de ríos, lagos, etc.), la disponibilidad de terreno en las inmediaciones de la empresa, la distancia a núcleos urbanos, la recuperación y reutilización de esta agua, su posible uso para riego, todos estos factores, son los que permiten decidir si la aplicación de un método fisicoquímico o químico es una buena técnica para la remoción de materia orgánica de ésta.

3.1. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN

Detalladas investigaciones en el tratamiento de aguas con contenidos de Materia Orgánica Disuelta (MOD)^[16], determinaron que la coagulación depende primeramente de las condiciones de pH, la dosis de coagulante y la concentración de la MOD; sugieren también que la remoción de MOD ocurre por mecanismos similares a los utilizados en la remoción de turbiedad.

La efectiva remoción de la MOD ocurre a condiciones de pH más bajas que los requeridos para remover turbiedad. Las condiciones de pH más favorables para la coagulación de la MOD son alrededor de $\text{pH} = 5$ para sales de Al(III) y alrededor de $\text{pH} = 4$ para sales de Fe(III) . Excepto en valores bajos de pH, la dosis más efectiva de coagulante es proporcional a la concentración de MOD.

Varios investigadores^[17], concluyeron que la remoción de la MOD por coagulación con sales metálicas implican una combinación entre la adsorción del hidróxido sólido y la

precipitación química. Basados en los resultados obtenidos por estos investigadores, ultimaron que el mecanismo de remoción depende del pH. Debajo de $\text{pH} = 6$, ocurre remoción de la MOD por precipitación química de especies disueltas de hierro. Encima de $\text{pH} = 6$, la remoción ocurre por una combinación entre la coprecipitación de la MOD férrica sólida y la adsorción directa del hidróxido férrico precipitado.

En Colombia, en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Cañaveralejo – Cali (PTAR – C), se ofrece como alternativa el Tratamiento Primario Avanzado (TPA) para depurar y minimizar el problema de contaminación que puede generar una población de 2100000 habitantes.

Escobar et al, (2003) ^[19] consideraron la coagulación por barrido como la más apropiada para el tratamiento químico del agua residual, por encontrarse próxima al rango de pH del agua, por lo que no necesita la adición de reactivos para modificar éste. Logrando, con 110 rpm durante 3 minutos, mezcla lenta a 40 rpm por 10 minutos, 24.5 mg/L de FeCl_3 y 0.10 mg/L de polímero y 5 minutos de sedimentación, la menor producción de lodo, siendo 68% menor a la obtenida empleando la misma cantidad de FeCl_3 únicamente. Esta opción resultó ser la más beneficiosa en cuanto al consumo de reactivos químicos y permitió eficiencias de remoción del 65% y 66% para DQO y SST respectivamente.

En los ensayos a escala real ($G > 1000 \text{ s}^{-1}$ y dilución del 5%) con dosis promedio de 16mg/L, obteniendo remociones entre 37 y 49% de turbiedad, 38 y 48% de DQO y 60 y 71% de SST, alcanzándose un buen desempeño del proceso en la remoción de estos parámetros.

En el caso de la industria textil, se ha evaluado el uso de ferrato de potasio en el tratamiento fisicoquímico de aguas residuales industriales para remover materia orgánica ^[20]. Las principales características de este compuesto son sus propiedades oxidantes-coagulantes.

Cuando el ferrato se disuelve en agua, sus productos de descomposición disuelven oxígeno, radicales peróxido, radicales OH y compuestos de hierro. Los radicales suministran la fuerza oxidante y el componente de hierro el poder de la coagulación, además de que el ion ferrato suministra una fuerte acción desinfectante.

En este estudio, se realizó la prueba de jarras para determinar la dosis óptima de coagulante, y el pH adecuado para el tratamiento de esta agua. Los resultados encontrados fueron:

- Dosis de 50mg / L de ferrato y pH óptimo de 5.5
- Dosis de 125mg / L de Cloruro Férrico y 60mg / L de Carbonato de Calcio y un pH = 5.5
- Dosis de 275mg / L de Sulfato de Aluminio y 90mg / L de Carbonato de Calcio y un pH = 5.8

Para todos los ensayos, la eficiencia del ferrato fue similar a la del sulfato de aluminio y comparable con la obtenida para el cloruro férrico en la remoción de materia orgánica.

El ferrato realiza remociones de hasta 82% de DQO y 89% de DBO₅ a una tasa de aplicación de 200 m³/m²/día; favoreciendo una mejor aplicación del ferrato a bajos niveles de dosificación para obtener una alta remoción.

Para vertidos de los mataderos, una investigación ^[22], fijó que la polimerización de ácido acrílico – acrilamida (denotados como polímero PA, en fase líquida para formar polielectrolitos usados en la limpieza de aguas residuales) fueron examinados utilizando un rayo acelerador de electrones y métodos de irradiación de microondas ([VER ANEXO](#)). Los indicadores de calidad fueron entre otros la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), estos parámetros fueron medidos antes y después del tratamiento y comparados con los resultados obtenidos en tratamientos convencionales con Al(SO₄)₃. Las condiciones de operación para los tipos de aguas residuales tratados fueron un pH de 7 ajustado con Ca(OH)₂, la temperatura del agua fue 20°C, velocidad de mezcla de 23-30 r.p.m., usando en el tratamiento convencional 1 litro de agua residual con 4ml de Al(SO₄)₃ al 10% y utilizando en tratamiento combinado 1 litro de agua residual con 2ml de Al(SO₄)₃ al 10% y 4ml de PA al 0.1%. De los resultados se encontró que la combinación del tratamiento con polímeros y Al(SO₄)₃ aumentó el grado de purificación del agua residual, hasta en un 99%.

También, en la industria de la bebidas y producción de alcoholes se realizó una investigación ^[23], en ésta se presentan resultados del tratamiento mediante coagulación –

floculación de los efluentes que descarga un reactor anaerobio tipo UASB que trata vinazas de tequila, con el fin de determinar la dosis efectiva de floculantes para eliminar la materia orgánica y el color remanente del tratamiento. Las condiciones que se fijaron para la agitación en el “Equipo de Jarras” fueron las siguientes: 1 minuto de mezcla rápida a 120 rpm, 10 minutos de mezcla lenta a 20 rpm como tiempo de reposo para la sedimentación de partículas, antes de tomar muestras ([VER ANEXO](#)).

Los resultados obtenidos muestran que los floculantes más adecuados son: el sulfato de aluminio, cloruro férrico, COLFLOC (coagulante comercial) y permanganato de potasio, y en mezclas las de sulfato de aluminio-cloruro férrico, COLFLOC-sulfato de aluminio y COLFLOC-permanganato de potasio. Sin embargo, considerando aspectos económicos, resulta más atractivo el sulfato de aluminio (2.5 g/L) con eficiencias de remoción 37% en DQOt y 70% en color y la combinación sulfato de aluminio-cloruro férrico (1.5-1.0 g/L) puesto que se remueve en 41% la DQOt y 82% el color ambas pruebas a pH de 6.

Con base en los resultados obtenidos de este estudio se puede concluir lo siguiente:

- De los floculantes probados el KMnO_4 es el que presenta mejores eficiencias de remoción en la DQO y color del efluente anaerobio, ya que los reduce un 55% y 90%, respectivamente.
- Para el caso de las muestras una combinación de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 pueden aplicarse puesto que se alcanzan eficiencias de color y DQO del orden de 80% y 40%.
- A pesar de haber obtenido buenas eficiencias con el KMnO_4 , existen factores como el económico, que hace de su aplicación poco factible, por tal motivo resulta más adecuada la utilización de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ que en este estudio es quien compite más fuertemente con el KMnO_4 .
- El proceso de coagulación-floculación puede ser aplicable para el tratamiento de este tipo de efluentes puesto que se alcanzan buenas eficiencias de remoción de DQO y color . Sin embargo, resulta bastante caro por el consumo de reactivos, por lo que se recomienda la búsqueda de otras alternativas más económicas.

Una de las generalizaciones más importantes que se puede realizar sobre los vertidos producidos por las industrias pertenecientes al sector de la química fina es su extrema

diversidad, debido al elevado número de operaciones y reacciones químicas que son desarrolladas en la actividad de dichas empresas ^[27]. En el caso concreto de las industrias de naturaleza farmacéutica, sus efluentes se caracterizan por presentar elevadas cargas orgánicas y tóxicas. Muchos de los compuestos existentes son nocivos, incluso a muy bajas concentraciones, para los sistemas de tratamiento biológico frecuentemente empleados en las estaciones de depuración de aguas, tanto industriales como municipales. Los microorganismos responsables de la depuración son inhibidos, a menudo, por el vertido de aguas con estas características, lo que implica la necesidad de un tratamiento previo. El proceso de coagulación-floculación es una alternativa adecuada para la reducción de la contaminación que llega al tratamiento biológico.

Se demostró por medio del proceso de coagulación – floculación – sedimentación ^[28], pueden ser alcanzadas eficiencias de remoción en cuanto a carga orgánica (DQO) de hasta 40.6% por productos como BL-5086 (polímero sintético producido por Buckman laboratories, Mexico) con una dosis de 800ppm y pH = 6.94 y Goma Guar con una dosis de 600ppm y pH = 6.98, de 37.5% para Niad II-3 (Poli-hidroxi-aluminatos) con una dosis de 800ppm y pH = 6.71, de 33.4% para el cloruro férrico con una dosis de 1000ppm y pH = 5.88, de 28% para Niad II-4 (Poli-hidroxi-aluminatos) con una dosis de 1200ppm y Algarrobo con una dosis de 1000ppm y pH = 7.07 ([VER ANEXO](#)).

En la industria de grasas ^[29], se llevó a cabo un estudio utilizando tres coagulantes metálicos: sulfato de aluminio, cloruro férrico y sulfato ferroso.

La prueba de jarras determinó que las condiciones óptimas para alcanzar una remoción de 10.22% de DBO₅ y de 10.92% de DQO son elegir como coagulante Sulfato de Aluminio, con una dosis de 75mg / L y una concentración de 5%, trabajando a pH igual a 7.32, con un tiempo y velocidad de mezcla rápida igual a 20 segundos y 110 s⁻¹ (126 r.p.m.) respectivamente, con un tiempo de mezcla lenta igual a 15 minutos y velocidad de mezcla lenta igual a 30 s⁻¹ (30 r.p.m.), finalizando con un tiempo de sedimentación igual a 10 minutos.

Las aguas residuales municipales son tradicionalmente tratadas con procesos biológicos. Sin embargo, no debe descartarse la alternativa de utilizar tratamientos físico – químicos

los cuales son menos sensibles que los tratamientos biológicos a los cambios repentinos de la composición de las aguas residuales.

Zamora et al, (1999) ^[30] evaluaron el proceso de coagulación – floculación como una etapa de pretratamiento de las aguas residuales. En este estudio se observó que el PAX XL60 [Policloruro de aluminio de basicidad media en presentación líquida, densidad 1.31 y 7.5% de Aluminio] es el coagulante más eficiente para remover DQO, obteniéndose una eficiencia de remoción de DQO del 82%, a un pH de 6.0, con una dosis de coagulante de 20mg / L y una dosis de floculante de 0.1mg / L.

Las aguas residuales domésticas grises (jabonosas) ^[31], poseen gran cantidad de contenido orgánico, así como materia en suspensión y bacterias, por tanto no son aptas como tales para riego de áreas verdes o de reuso general. Para su tratamiento se sugiere un proceso de coagulación – floculación y sedimentación el cual se basa en el uso de un coagulante (en este caso de sulfato de aluminio) e hidróxido de calcio que brinda al agua la alcalinidad deseada para un mejor proceso; la razón de implementar este proceso es remover sólidos que no sedimentan por acción de la gravedad, como es el caso del agua residual gris ([VER ANEXO](#)). Para este caso se determinó que a dosis de 5ml de Mafloc 720 (floculante polimérico comercial) al 0.1%, 15ml de cal al 1% y 15ml de sulfato de aluminio al 1%, a pH 7.7 se obtiene la mayor remoción de los parámetros antes mencionados.

Este estudio se efectuó haciendo uso de sulfato de aluminio y cal, [con lo que se obtuvieron remociones de 52% DBO₅, 94% DQO, 98% Coliformes y 86% SST], y también, se agregó Mafloc 720 neutro, que al estar en solución y en combinación con el sulfato de aluminio (coagulante) reduce las fuerzas de repulsión existentes entre las partículas, formando flocs más grandes. Con la adición de este floculante se obtuvieron buenos porcentajes de remoción, además de que el proceso de sedimentación es más rápido (15 min.), y disminuyó la cantidad de sulfato de aluminio y cal antes empleada. Haciendo uso de este proceso se han obtenido resultados satisfactorios en cuanto a la remoción de materia orgánica (80%), sólidos suspendidos (90%) y coliformes, que son los principales parámetros que deben ser controlados.

Los lixiviados de los rellenos sanitarios son considerados como contaminantes “pesados” en las aguas residuales industriales, presentando significativas variaciones en los parámetros físico – químicos dependiendo de la edad del lixiviado ([VER ANEXO](#)).

Para casos heterogéneos de lixiviados (es decir, de diferentes procedencias) se tienen condiciones, dosis de reactivos y parámetros de operación diferentes aunque se utilicen los mismos reactivos y el mismo método de caracterización. Por ejemplo, en este estudio ^[33], en la *coagulación – floculación*, la prueba de jarras que proporcionó los mejores resultados fueron del 35.2% de DQO tanto para el Sulfato de Aluminio como para el Cloruro Férrico, con un pH óptimo de reacción que estuvo entre 8.9 y 9.0, lo que obligo a usar cal como preacondicionador y con dosis de Sulfato de Aluminio y Cloruro Férrico requeridas en el rango de 1000mg / L a 2000mg / L; en la *precipitación química* los mejores resultados fueron obtenidos con la Cal, donde se obtuvo remociones del 30.7% de DQO con dosis del orden de 6000mg / L a 7000mg / L, observándose decantación a los 7 minutos de mezcla lenta y con el Hidróxido de Sodio, donde se obtuvo remociones del 40.0% de DQO con dosis en el rango de 5000mg / L a 10000mg / L.

En conclusión se puede decir que el tratamiento físico – químico de los líquidos percolados (lixiviados), consiste en coagulación con Sulfato de Aluminio o Cloruro Ferrico a pH elevado o en precipitación con Cal, produciendo en los líquidos percolados modificaciones en el contenido de materia orgánica.

En otro caso ^[34] de lixiviados de rellenos sanitarios, Para encontrar las condiciones óptimas de coagulación y floculación en el tratamiento de coagulación con alumbre y en el tratamiento de coagulación con polímeros (EXRO 619 Clarificación Coagulante Cationico), se mantuvo constante el gradiente y tiempo de mezcla rápida, que fue 95 s^{-1} (100 r.p.m.) y 1 minuto respectivamente.

En la coagulación con alumbre el pH fue el del lixiviado e igual a 6.5, la dosis óptima fue 1000mg / L, con un gradiente de mezcla de 30 s^{-1} y un tiempo de mezcla lenta de 55 min., obteniendo remociones hasta de 13.6% de DQO.

En la coagulación con el polímero el pH fue el del lixiviado e igual a 6.56, la dosis óptima fue 500mg / L, con un gradiente de mezcla de 65 s^{-1} y un tiempo de mezcla lenta de 10 min., obteniendo remociones hasta de 17.4% de DQO.

La utilización de polímero utilizado no presentó ventajas considerables con respecto al sulfato de aluminio. La relación dosis aplicada contra el % de remoción es alta, lo cual permite inferir que los costos de aplicar dosis tan altas no se justifican, dados los valores tan bajos de remoción que se alcanzan, además de que se obtiene una alta cantidad de lodos, con los problemas de manejo que ello implica. También, la alta alcalinidad de los lixiviados dificulta el ajuste de pH para determinar el pH óptimo de coagulación con alumbre o polímeros.

Otro estudio ^[35], que corrobora lo expuesto al inicio y a lo largo del tema de los lixiviados, es este. Se usaron coagulantes comunes como Sulfato de Aluminio, Sulfato Ferroso, Cloruro Férrico y Cloro-Sulfato Férrico. El proceso experimental consiste en tres etapas: la etapa inicial de mezcla rápida por 5 minutos a 200 r.p.m., el siguiente es la etapa de mezcla lenta por 55 minutos a 60 r.p.m. y la etapa final, sedimentación por 1 hora.

Las sales de hierro son más eficientes que las de aluminio, obteniéndose valores de reducciones de hasta el 56% de DQO con dosis de 3g / L y pH de 10, en el caso del aluminio se alcanzo remociones del 39% de DQO con dosis de 2g / L y pH de 7 ajustado con NaOH y para la cal de 18% de DQO con dosis de 7g / L y pH igual a 12. Adicionalmente, se alcanzo remociones del 70% para la DQO, combinando la acción del aluminio y Cloro-Sulfato Férrico para el tratamiento de la estabilización del lixiviado, con dosis de aluminio de 0.5g / L y concentraciones añadidas de Cloruro Férrico de 1g / L a pH igual a 10.

3.2. PROCESO FENTON Y FOTO – FENTON

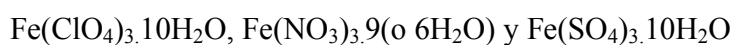
A pesar de los importantes logros en la búsqueda de una mayor eficiencia y productividad de los procesos químicos ^[36], el tratamiento de efluentes industriales que contienen contaminantes orgánicos es todavía un serio problema a resolver. Los efluentes acuosos provenientes de una gran variedad de industrias químicas, petroquímicas y farmacéuticas contienen compuestos orgánicos, como fenoles, bencenos, alcoholes, aminas, éteres y derivados aromáticos clorados, en distintas concentraciones y combinaciones, que son tóxicos y peligrosos, tanto para su descarga al medio ambiente, como para su almacenamiento. La mayoría de los casos, estos efluentes son refractarios al tratamiento

biológico, por lo que la biodegradación directa del efluente no constituye una verdadera alternativa. Existe un gran incentivo para la búsqueda de alternativas económicas que posibiliten una degradación efectiva de la carga orgánica y su toxicidad, sin producir efectos colaterales que “trasladan” el problema (por ejemplo, almacenamiento indefinido) pero no lo resuelven. El método elegido debe armonizar la economía del proceso (capital, mano de obra y *Know how*) con la facilidad de operación en ambientes industriales, sin comprometer la efectividad del tratamiento que garantiza una descarga segura del efluente. Una alternativa especialmente relevante es el tratamiento con agentes químicos que transforman los contaminantes orgánicos en compuestos inocuos, dióxido de carbono y agua, por un proceso de oxidación.

Las reacciones que generan radicales libres hidroxilo (OH^\cdot) altamente reactivos en solución acuosa han despertado interés en los procesos de degradación de compuestos orgánicos tóxicos en aguas ^[37]. Una forma de producir OH^\cdot es a través de las reacciones de peróxido de hidrógeno con sales ferrosas (reacción de Fenton). Se ha demostrado que el poder oxidante de la reacción de Fenton puede ser incrementado significativamente empleando radiación UV ó UV/visible, llamada reacción Foto – Fenton.

La reacción de Fenton fue descubierta por H.J.H. Fenton en 1984 y se puede definir como la generación catalítica de radicales hidroxilos, especie oxidante primaria, formada a partir de la reacción en cadena entre el ion ferroso o férrico y el peróxido de hidrógeno. El radical libre hidroxilo es el segundo agente oxidante después del flúor (H^\cdot , $E^\circ = -2.8\text{V}$ vs. Flúor, $E^\circ = -3.0\text{V}$). Los radicales hidroxilos generados oxidan una gran variedad de moléculas orgánicas, y en la mayor parte de los casos pueden lograr la destrucción completa del compuesto.

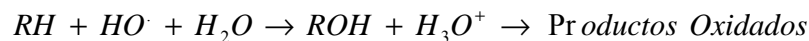
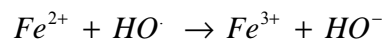
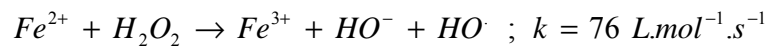
El hierro (III) es un agente fuertemente oxidante. Las principales sales conocidas y que son utilizadas en la fotosensibilización son el fluoruro, bromuro y el cloruro. El cloruro de hierro generalmente se encuentra hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) en la forma de grumos amarillos. También se encuentra formando parte de otras sales como:



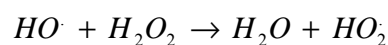
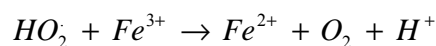
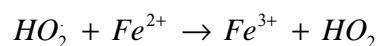
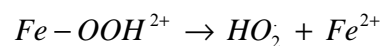
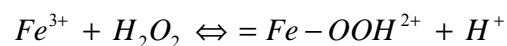
Además del Fe^{3+} , existen otras especies del Fe(III) que son fotoactivas, tales como $Fe(OH)^{2+}$ y el $Fe_2(OH)_2^{4+}$, y su importancia depende del pH y de la longitud de onda de radiación. La fotólisis ocurre por disociación del complejo en estado excitado debido a la transferencia de energía del metal al ligando para producir el radical hidroxilo, por lo tanto, la fotosensibilización con Fe^{3+} se realiza con participación del sensibilizador en reacciones químicas (en este caso redox y por ende con cambio de estado de oxidación del sensibilizador).

❖ Mecanismo de Reacción ^[37]

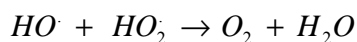
El radical $HO\cdot$ puede reaccionar por dos vías, la oxidación de Fe(II) (una reacción improductiva) y el ataque a la materia orgánica:



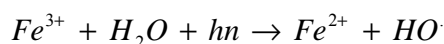
A $pH < 3$, la reacción es autocatalítica, ya que el Fe(III) descompone H_2O_2 en O_2 y H_2O a través de un mecanismo en cadena:



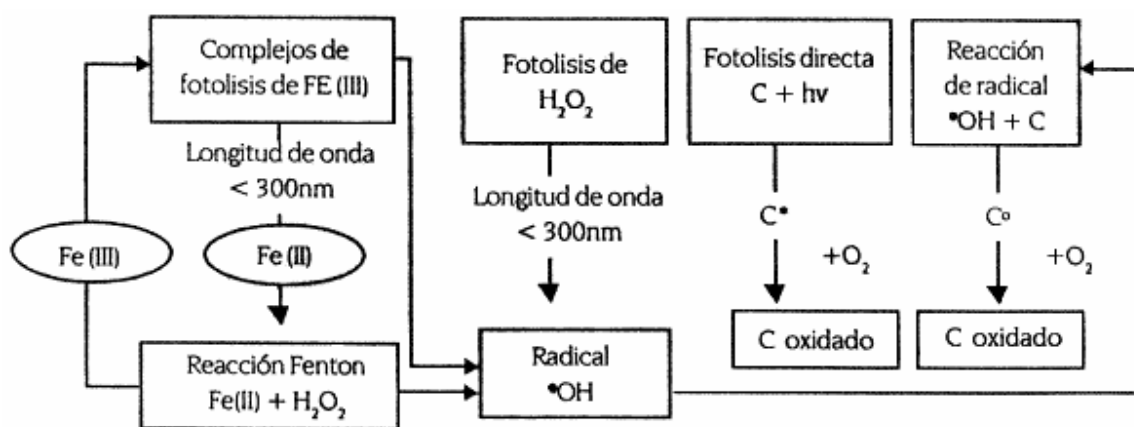
El proceso es potencialmente útil para destruir contaminantes, ya que es muy efectivo para generación de HO·, pero un exceso de iones Fe²⁺, puede atraparlos, al igual que el mismo H₂O₂ o el radical perhidroxilo:



El proceso de Fenton no conduce a la mineralización, formación de CO₂, agua e iones inorgánicos, debido a que durante la reacción los iones Fe³⁺ se van acumulando mientras que los iones de Fe²⁺ son consumidos hasta que la reacción se detiene, sin embargo el proceso se ve fuertemente incrementado por la irradiación con la luz UV/visible que promueve la fotorreducción de los iones férricos (Fe³⁺) a los iones ferrosos (Fe²⁺) por medio de la siguiente ecuación, permitiendo de esta manera que la reacción continúe:



En la siguiente figura se puede observar las diferentes vías para la formación de los radicales hidroxilo según la reacción Foto – Fenton:



Nota: C es el contaminante, C* y C° son intermedios de la reacción

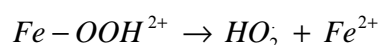
Figura 16. Diferentes Vías de Formación de los Radicales Hidroxilo según la Reacción Foto – Fenton.

A pH mayores a 3 la reacción es más lenta debido a que se presentan hidróxidos del ion férrico insolubles que disminuyen la concentración del ion Fe^{2+} en solución y se dificulta la transmisión de radiación.

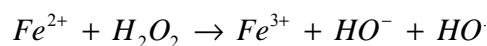
La concentración de H_2O_2 y Fe^{3+} también influye en las velocidades de degradación debido a que la constante de velocidad de la reacción de descomposición del peróxido de hidrógeno varía con las concentraciones iniciales de los dos reactivos.

Actualmente se cree que otras especies, de Fe(IV) o Fe(V) (como FeO^{3+} y complejos ferrilo), son en realidad los agentes activos del proceso.

En presencia de exceso de peróxido, la concentración de Fe^{2+} es pequeña con relación a la de Fe^{3+} , ya que la reacción:

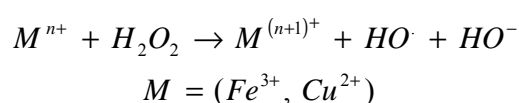


es más lenta que:



Ambos radicales, el $HO\cdot$ y el $HO_2\cdot$ reaccionan indiscriminadamente con la materia orgánica, siendo el segundo menos reactivo.

La constante de velocidad para la reacción de ion ferroso con H_2O_2 es alta ($k = 76 L.mol^{-1}.s^{-1}$), y el Fe(II) se oxida a Fe(III) en segundos o minutos en exceso de H_2O_2 . Se cree por ello que la destrucción de residuos por el reactivos de Fenton es simplemente un proceso catalizado por Fe(III)- H_2O_2 , y que el reactivo de Fenton con exceso de H_2O_2 es esencialmente un proceso de Fe^{3+}/H_2O_2 . Estas reacciones también ocurren con iones metálicos de transición como el Fe(III) o el Cu(II), y se les conoce como reacciones tipo Fenton:



Siguiendo una apropiada política para el agregado del reactivo Fenton en condiciones ácidas y con la temperatura apropiadas, el proceso puede alcanzar una significativa degradación de los contaminantes orgánicos, comprendiendo:

- Un cambio estructural de los compuestos orgánicos que posibilitan un eventual tratamiento biológico posterior.
- Una oxidación parcial que redundará en una disminución de la toxicidad del efluente.
- Una oxidación total de los compuestos orgánicos en sustancias inocuas que posibilitan una descarga segura del efluente sin necesidad de un tratamiento posterior.

❖ **Ventajas y Desventajas de su Aplicación**

El grado y la velocidad total de mineralización son independientes, pero en general dependen del estado de oxidación inicial del hierro. Así, la eficiencia y la velocidad inicial de mineralización son mayores cuando se parte de Fe(II); pero las sales de Fe(III) producen una concentración estacionaria de Fe(II), ambas a un pH menor que 2.8.

Teóricamente, la relación estequiométrica molar H_2O_2 /sustrato debe oscilar entre 2 y 10 cuando se usa el reactivo para la destrucción de compuestos solubles. Sin embargo, en la práctica esta relación puede ser a veces de hasta 1000, ya que en muestras ambientales el compuesto a destruir siempre viene acompañado de otros que también pueden ser atacados por el $HO\cdot$. La relación peróxido/Fe/compuesto puede ser mantenida por adición intermitente del oxidante o fijada al inicio de la reacción.

Las ventajas del reactivo de Fenton son varias, el Fe(II) es abundante y no tóxico, el peróxido de hidrógeno es fácil de manejar y ambientalmente benigno y no existen limitaciones de transferencia de masa por tratarse de un sistema homogéneo. El diseño de reactores para la aplicación tecnológica es bastante sencillo. En contraoposición, requiere la adición continua y estequiométrica de Fe(II) y H_2O_2 , es decir, necesita una alta concentración de Fe. Sin embargo, debe tenerse en cuenta siempre que un exceso de Fe(II)

puede causar condiciones para el atraimiento de HO[·], como se ha mencionado, de acuerdo a las ecuaciones de reacción anteriormente citadas.

La reacción de Fenton aumenta su eficiencia por iluminación (Reactivo Foto - Fenton) debido a varios factores, entre ellos se tiene que:

- La fotólisis de hidroxocomplejos de Fe³⁺ es una fuente adicional de HO[·].
- El Fe(II) fotogenerado de esta manera genera HO[·] adicionales y continúa el ciclo.
- Permite el uso de longitudes de onda desde 300nm hasta el visible.
- Las concentraciones de Fe(II) a emplearse pueden ser órdenes de magnitud menores que en la reacción de Fenton convencional.
- Si se usan radiaciones menores que 360nm, se puede aprovechar la producción de HO[·] por fotólisis del H₂O₂.

El método es eficiente pero tiene la desventaja de que debe agregarse H₂O₂ continuamente y mantener condiciones ácidas.

Los usos más frecuentes de esta tecnología (proceso Foto – Fenton) han sido en el tratamiento de aguas industriales, suelos y lixiviados. Trata con éxito compuestos nitroaromáticos, fenoles policlorados, herbicidas (2,4-D y 2,4,5-T) y plaguicidas.

El proceso Fenton ha resultado efectivo para degradar compuestos alifáticos y aromáticos clorados, PCBs, nitroaromáticos, colorantes azo, clorobenceno, PCP, fenoles clorados, octacloro-p-dioxina y formaldehído. Son muy pocos los compuestos que no pueden ser atacados por este reactivo, entre ellos la acetona, el ácido acético, el ácido oxálico, las parafinas y los compuestos organoclorados. Es un buen oxidante de herbicidas y otros contaminantes de suelos tales como hexadecano o dieldrin. Puede descomponer solventes para limpieza en seco y decolorar aguas residuales con distintos tipos de colorantes y otros residuos industriales, reduciendo su DQO. También se ha aplicado exitosamente el reactivo de Fenton en la reducción de DQO de aguas municipales y subterráneas y en el tratamiento de lixiviados. Es útil como pretratamiento de compuestos no biodegradables.

En el laboratorio, el agregado del metal se realiza tradicionalmente en forma de sales ferrosas puras, pero en escalas mayores el uso de éstas se vuelve prohibitivamente caro y normalmente se usa $\text{Fe}_2(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, que contiene 20% de hierro activo.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

4. PROPUESTAS DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

4.1. TITULO: REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS EN UN PROCESO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.

RESUMEN:

Actualmente los procesos de coagulación y floculación están destinados primordialmente a la remoción de turbiedad y materia suspendida en general.

En este trabajo se plantea determinar si es importante o no la reducción de organismos patógenos después de la aplicación de un proceso de coagulación – floculación.

INTRODUCCIÓN:

El aumento en la contaminación de los cuerpos de agua ocasionado por la descarga de desechos domésticos ha dado lugar a una legislación más estricta, debido a que la mayoría de éstos no reciben ningún tratamiento y así son utilizadas principalmente para riego de áreas verdes y agrícolas, entre otras, lo que a corto plazo afecta la salud pública, ya que esta agua poseen gran cantidad de contenido orgánico, así como materia en suspensión, nematodos intestinales, bacterias, virus, trematodos y cestodos, haciéndolas no aptas para tales fines y de ahí su necesidad de tratarlas para su posterior reuso, y así ahorrar una cantidad considerable de agua potable que resulta necesaria para el abastecimiento de la población.

El presente Estudio surge como resultado de la necesidad de adecuar un recurso totalmente residual a través de un proceso de Coagulación – Floculación para reducir la presencia de organismos patógenos y poder darle un uso en beneficio de la comunidad.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA:

¿Qué tan efectivo es la aplicación de un proceso de Coagulación – Floculación para reducir organismos patógenos presentes en aguas residuales domésticas?

OBJETIVOS:

GENERAL

Remover organismos patógenos presentes en aguas residuales domésticas a través de un proceso de Coagulación – Floculación.

ESPECÍFICOS

- Determinar los parámetros óptimos en un proceso de Coagulación – Floculación tales como: dosis óptima de coagulante, velocidad de sedimentación, dosis óptima de ayudante, influencia del pH en la coagulación, tiempo óptima de mezcla rápida y lenta, y gradientes óptimos de floculación mediante la prueba de jarras que producen las mejores remociones de organismos patógenos después de un análisis bacteriológico del agua tratada.
- Establecer si es importante o no la reducción de organismos patógenos en el proceso de Coagulación – Floculación.

HIPÓTESIS:

La presencia de organismos patógenos en aguas residuales domésticas se reduce mediante el proceso de Coagulación – Floculación.

ANTECEDENTES:

La Universidad Nacional de Colombia y en específico la sede Manizales no cuenta aún con un documento o trabajo de grado referido a la reducción de organismos patógenos presentes en aguas residuales domésticas a través de un proceso de Coagulación – Floculación para adecuarla y darle un reuso posterior.

METODOLOGÍA:

Para lograr los objetivos propuestos en este estudio es necesario elaborar los siguientes planes de acción:

- Se caracterizan las sustancias químicas necesarias para estudiar la Coagulación – Floculación y sus condiciones óptimas de adición, además, de la caracterización de las propiedades bacteriológicas de la calidad del agua mediante ensayos a nivel de laboratorio. Para este fin se realizarán ensayos con agua residual doméstica.
- Los coagulantes principalmente a utilizar serán sales de aluminio o de hierro. En algunos casos, pueden utilizarse igualmente productos de síntesis, tales como los polielectrolíticos catiónicos, entre otros.
- Las pruebas se realizarán con un equipo de jarras, con capacidad para 6 vasos, con deflectores e iluminación externa con lámpara de luz.
- Se realiza el análisis bacteriológico del agua tratada.
- Finalmente se procede a evaluar la reducción de los organismos patógenos.

ACTIVIDADES:

1. Revisión bibliográfica.
2. Realización de un primer avance del estudio.
3. Ensayos de jarras.
4. Análisis bacteriológico.
5. Realización de un segundo avance del estudio.
6. Interpretación de los resultados obtenidos.
7. Elaboración y entrega del informe final

CRONOGRAMA DE ACTIVIDADES:

SEMANAS ACTIVIDAD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1	■																
2		■															
3			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
4			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
5															■		
6																■	■
7																	■

RECURSOS:

FÍSICOS

- Se contará con los reactivos para realizar las pruebas y análisis de laboratorio.
- Se cuenta con los equipos necesarios para las pruebas y análisis de laboratorio.
- Se tiene a disposición un computador con impresora para ser utilizado en la elaboración del estudio.

PERSONAL

- Se cuenta con un director para este trabajo de grado.

CUADRO DE PRESUPUESTO

ITEM	RECURSOS UNIVERSIDAD NACIONAL		RECURSOS PROPIOS	
	Costos directos (\$)	Costos indirectos (\$)	Costos directos (\$)	Costos indirectos (\$)
Papelería				400000
Consultas en Bases de Datos				100000
Transporte Muestreo				288000
Reactivos		960000		
Director del Trabajo de Grado		2295000		
SUB-TOTAL	3255000		788000	

TOTAL (\$)	4043000
IMPREVISTOS 20% (\$)	808600

4.2. TITULO: EFECTO DE LA ALCALINIDAD EN LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA POR COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.

RESUMEN:

Actualmente los procesos de coagulación y floculación están destinados primordialmente a la remoción de turbiedad y materia suspendida en general.

El presente trabajo propone establecer que tan importante es la variación del pH para la remoción de diferentes parámetros, tanto fisicoquímicos como bacteriológicos, en un proceso de coagulación – floculación para el tratamiento de aguas residuales.

INTRODUCCIÓN:

Una alternativa en el tratamiento de aguas residuales es el proceso de coagulación – floculación. Consiste en remover con ayuda de coagulantes, los sólidos suspendidos y/o disueltos que poseen y de esta manera, la carga orgánica potencialmente peligrosa para la salud.

Este estudio nace de la necesidad de optimizar el proceso de Coagulación – Floculación para obtener una eficiente remoción en cada uno de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua tratada.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA:

¿Cuál es el efecto de la alcalinidad en la remoción de materia orgánica por Coagulación – Floculación en el tratamiento de aguas residuales?

OBJETIVOS:

GENERAL

Establecer el efecto de la alcalinidad en la remoción de materia orgánica a través de un proceso de Coagulación – Floculación en el tratamiento de aguas residuales.

ESPECÍFICOS

- Determinar los parámetros óptimos en un proceso de Coagulación – Floculación tales como: dosis óptima de coagulante, velocidad de sedimentación, dosis óptima de ayudante, influencia del pH en la coagulación, tiempo óptima de mezcla rápida y lenta, y gradientes óptimos de floculación mediante la prueba de jarras.
- Observar la remoción en los diferentes parámetros del agua tratada a partir de pruebas de jarras con la condiciones óptimas de operación obtenidas en el ítem anterior pero variando el valor del pH.
- Elegir el pH de operación que produzca la mejor remoción en los diferentes parámetros.

HIPÓTESIS:

La variación de la alcalinidad en el tratamiento de aguas residuales a través del proceso de coagulación – floculación produce un efecto similar al observado en las aguas crudas.

ANTECEDENTES:

La Universidad Nacional de Colombia y en específico la sede Manizales no cuenta aún con un documento o trabajo de grado que relate el efecto de la alcalinidad en un proceso de Coagulación – Floculación en el tratamiento de aguas residuales.

Sin embargo (MARTINEZ, 1997) ^[38], en su estudio afirma: “...,en el sentido que los pHs óptimos para remover turbiedad y sustancias orgánicas no necesariamente son los mismos, aunque buena remoción de la primera coincide con una buena remoción de las segundas.”

METODOLOGÍA:

Para lograr los objetivos propuestos en este estudio es necesario elaborar los siguientes planes de acción:

- Se caracterizan las sustancias químicas necesarias para estudiar la Coagulación – Floculación y sus condiciones óptimas de adición, además, de la caracterización de las propiedades fisicoquímicas y bacteriológicas de la calidad del agua mediante ensayos a nivel de laboratorio. Para este fin se realizarán ensayos con agua residual.
- Los coagulantes principalmente a utilizar serán sales de aluminio o de hierro. En algunos casos, pueden utilizarse igualmente productos de síntesis, tales como los polielectrolíticos catiónicos, entre otros.
- Las pruebas se realizarán con un equipo de jarras, con capacidad para 6 vasos, con deflectores e iluminación externa con lámpara de luz.
- Con los parámetros óptimos se procede a realizar de nuevo las pruebas de jarras pero variando el valor del pH.
- Finalmente se evalúa la mejor remoción en los diferentes parámetros evaluados con el valor del pH elegido y los parámetros óptimos encontrados para el tratamiento del agua residual.

ACTIVIDADES:

1. Revisión bibliográfica.
2. Realización de un primer avance del estudio.
3. Ensayos de jarras.
4. Ensayos de jarras con parámetros óptimos variando el pH.
5. Realización de un segundo avance del estudio.
6. Interpretación de los resultados obtenidos.
7. Elaboración y entrega del informe final

CRONOGRAMA DE ACTIVIDADES:

SEMANAS ACTIVIDAD	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1	■																
2		■															
3			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
4			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■			
5															■		
6																■	■
7																■	■

RECURSOS:

FÍSICOS

- Se contará con los reactivos para realizar las pruebas y análisis de laboratorio.
- Se cuenta con los equipos necesarios para las pruebas y análisis de laboratorio.
- Se tiene a disposición un computador con impresora para ser utilizado en la elaboración del estudio.

PERSONAL

- Se cuenta con un director para este trabajo de grado.

CUADRO DE PRESUPUESTO

ITEM	RECURSOS UNIVERSIDAD NACIONAL		RECURSOS PROPIOS	
	Costos directos (\$)	Costos indirectos (\$)	Costos directos (\$)	Costos indirectos (\$)
Papelería				400000
Consultas en Bases de Datos				100000
Transporte Muestreo				288000
Reactivos		960000		
Director del Trabajo de Grado		2295000		
SUB-TOTAL	3255000		788000	

TOTAL (\$)	4043000
IMPREVISTOS 20% (\$)	808600

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- ✓ El proceso de Coagulación – Flocculación puede ser utilizado como postratamiento o pretratamiento de un cuerpo de agua residual, dependiendo de la procedencia de ésta.

- ✓ La coagulación es el proceso universal más utilizado porque elimina una gran cantidad de sustancias de diversa naturaleza al menor costo, en comparación con otros métodos, sin embargo, representa un costo elevado cuando no está bien realizado.

- ✓ El tratamiento primario avanzado (TPA) es una alternativa en el tratamiento de aguas residuales, reduciendo la contaminación de éstas debido a que remueve en gran medida la carga orgánica contaminante.

- ✓ El desarrollo de nuevos polímeros permite reducir las dosis de sales metálicas usadas como coagulantes, mediante la dosificación de pequeñas dosis de polímero como ayudante de flocculación, disminuyendo costos y convirtiendo así el TPA como una tecnología viable para la remoción de materia orgánica y el manejo de las aguas residuales.

- ✓ La “coagulación mejorada” o “enhanced coagulation” es simplemente una coagulación a bajo pH, que aprovecha el mejoramiento de los procesos de remoción de materia orgánica en estas condiciones.

- ✓ Los parámetros como el pH, la temperatura, la alcalinidad, la concentración y naturaleza de los coloides son algunos de los factores que más influyen en el proceso de coagulación, ya que de ellos depende la desestabilización de las partículas cuando entra en contacto el coagulante con el agua residual.

- ✓ Cada coagulante, dependiendo de la calidad y característica del agua, actúa de manera diferente.

- ✓ El proceso de coagulación se desarrolla en un tiempo corto, en el que se presenta una hidrólisis de los coagulantes y desestabilizantes de las partículas en suspensión, seguido de la formación de compuestos químicos poliméricos y la adsorción de cadenas poliméricas por los coloides y finaliza, con la adsorción mutua de coloides y la acción de barrido.

Los parámetros controlantes de la floculación son el gradiente de velocidad, el número de colisiones, el tiempo de retención, el volumen de lodos y la densidad y tamaño del floc.

- ✓ La selección del coagulante y coadyudante en el proceso de coagulación – floculación depende específicamente de las características propias del efluente a tratar.

- ✓ La remoción de la materia orgánica disuelta ocurre por mecanismos similares a los utilizados en la remoción de turbiedad y se lleva a cabo a condiciones de pH más bajos que los requeridos para remover ésta.

- ✓ El proceso Fenton constituye una alternativa ambiental y económica para el tratamiento de efluentes con altos contenidos de carga orgánica y toxicidad, sin producir efectos colaterales, que “trasladan” el problema y no lo resuelven; además, el proceso Fenton y Foto – Fenton ofrece la ventaja adicional de usar un producto como el peróxido de hidrógeno que es bien conocido. También brinda la garantía de que al añadirlo al agua residual se está añadiendo oxígeno, tan necesario para acondicionar la descarga de residuales a nuestro medio ambiente.

- ✓ De ser posible, se propone llevar a cabo las propuestas de trabajo de investigación planteadas para observar y poder relacionar lo encontrado en la práctica con la literatura consultada y se podría estudiar la viabilidad de plantear otros proyectos con cada uno de los factores que influyen en un proceso de coagulación – floculación.

- ✓ Debido a que del estado del arte de la Coagulación - Floculación en Colombia se tiene una amplia gama de trabajadores, que no son los más sabios, pero poseen la experiencia en el manejo de plantas de este tipo, se propone en primer lugar que estas personas sean en un inicio los manejadores en una primera fase de Plantas de Tratamiento Primario Avanzado, cuando el tiempo lo demande.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

BIBLIOGRAFIA

- [1] METCALF & EDDY. TRATAMIENTO Y DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES. Editorial LABOR S.A. España, Mayo de 1997.
- [2] Y. TSUKAMOTO, RICARDO. Publicación periódica PRODESAL S.A. Volumen 24. Primer trimestre de 2003.
- [3] LÓPEZ RAMÍREZ, J. A. OPTIMIZACIÓN DE TRATAMIENTOS FÍSICO – QUÍMICOS. En: INGENIERIA QUIMICA. N° 365 FEBRERO 2000. EDITORIAL ALCION.
- [4] METCALF & EDDY. INGENIERÍA DE AGUAS RESIDUALES. Tercera edición. Tomo 1. Editorial McGraw Hill. 1997.
- [5] FUNDAMENTOS DE FISICOQUÍMICA AMBIENTAL. UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA. Todos los derechos reservados. 2003.
- [6] COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN DE CONTAMINANTES DEL AGUA. UNA PUBLICACIÓN EN LA PÁGINA DE “CIENCIA ABIERTA” DE LA UNIVERSIDAD DE CHILE. En: <http://cabierta.uchile.cl/revista/15/home.html>
- [7] DENNETT, KEITH E.; AMIRTHARAJAH, A.; MORAN, THOMAS F.; GOULD, JOSEPH P. Coagulation: its effect on organic matter. En: Journal of the American Water Works Association; 88(4): p.129-42, Apr. 1996.

- [8] CROZES, G. ; WHITE, P. and MARSHALL, M. Enhanced Coagulation: its effect on Organic Matter removal and chemical costs. En: Journal of American Water Works Assoc. Vol. 87, N° 1 (1995); p 78-89.
- [9] DEMPSEY, B.A. Removal of Naturally Occurring Compounds by Coagulation and Sedimentation. En: CRC Critical Reviews in Environ. Control, 14:4:3:311 (1984).
- [10] ABIA ÁGUILA, L. TRATAMIENTO FÍSICO – QUÍMICO DE AGUAS RESIDUALES DE LAS INDUSTRIA LÁCTEAS (I). En: INGENIERIA QUIMICA. N° 391 JUNIO 2002. EDITORIAL ALCION.
- [11] CASAS REYES, JOSE VICENTE. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN. Universidad Nacional de Colombia. Primera edición. 1992.
- [12] COTORUELO MINGUEZ, LUIS M. LOS METALES PESADOS EN LAS AGUAS (ACCIONES QUIMICAS). En: INGENIERIA QUIMICA. N° 357 MAYO 1999. EDITORIAL ALCION.
- [13] AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS STAFF (CB). WATER TREATMENT PLANT DESIGN. BLACKLICK, OH, USA. MCGRAW-HILL. PROFESSIONAL BOOK GROUP. 1997.
- [14] VERDEZ PRIETO, J. LOS COAGULANTES ORGÁNICOS REDUCEN LA FORMACIÓN DE LODOS. En: INGENIERIA QUIMICA. N° 375 ENERO 2001. EDITORIAL ALCION.
- [15] ANDIA CARDONA, YOLANDA. TRATAMIENTO DE AGUA: COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN. SEDEPAL. Lima – Abril de 2000.
- [16] SINSABAUGH, R. L. III ET AL. Removal of Dissolved Organic Carbon by Coagulation With Iron Sulfate. En: Journal of American Water Works Assoc. 78:5:74 (May 1986).

- [17] GRAY, K. A. The Preparation, Characterization, and Use of Inorganic Iron (III) Polymers for Coagulation in Water Treatment. Doctoral dissertation, The Johns Hopkins Univ., Baltimore, Md. (1988).
- [18] CUARTAS, BEATRIZ. REUSO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES. Grupos de Investigaciones Ambientales (GIA). UPB. En: www.tecnologiaslimpias.org.co/html/archivos/catalogo%20ID34.doc
- [19] ESCOBAR R, JUAN CARLOS; BARRIOS C, LINETH; TORRES L, PATRICIA. Tratamiento Primario Avanzado (TPA) de Aguas Residuales – Diagramas de Coagulación – Floculación y Variables Operativas. Convenio COLCIENCIAS – U. DEL VALLE – EMCALI. CALI – COLOMBIA. 2003.
- [20] LUCA, S.J. de; CANTELLI, M.; LUCA, M.A. de. Ferrate vs traditional coagulants in the treatment of combined industrial wastes. En: Water science and technology; 26 (9-11): p.2077-80, 1992.
- [21] SANS FRONFRÍA, RAMÓN; RIBAS, JOAN de PABLO. INGENIERÍA AMBIENTAL: Contaminación y Tratamientos. Editorial: ALFAOMEGA Colombiana S.A. Bogotá D.C. 1999.
- [22] RODOIU, MARILENA T. Preparation of Polyelectrolytes for Wastewater Treatment. En: Journal of Hazardous Materials. Jan. 2004. Vol. 106 Issue 1. p 27(11).
- [23] MEZA PEREZ, ARTURO. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN COMO POSTRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE UN REACTOR ANAEROBIO QUE TRATA VINAZAS TEQUILERAS. Coordinación de Bioprocesos Ambientales. Instituto de Ingeniería. UNAM. México D.F.
- [24] ALVAREZ, A. E. TRATAMIENTO ANAEROBIO DE VINAZAS TEQUILERAS EN UN REACTOR DE LECHO DE LODOS Y FLUJO ASCENDENTE. Tesis de Licenciatura. (1996).

- [25] NARKIS N. & REBHUN M. Stoichiometric Relationship Between Humic and Fulvic Acids and Flocculants. En: Journal of American Water Works Assoc. Jun. pp. 325-328. (1977).
- [26] PRABHAKARA R. A., KARTHIKEYAN J. & IYENGAR L. Removal of Color from Distillery Wastewater. En: 44th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings. pp. 787-794. (1990).
- [27] FUENTES, A. COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO DE UN EFLUENTE FARMACÉUTICO. En: INGENIERIA QUIMICA. N° 397 ENERO 2003. EDITORIAL ALCION.
- [28] TORRES, LUIS GILBERTO; JAIMES, JORGE; LÓPEZ, SOCORRO; RAMÍREZ, ESPERANZA; MIJAYLOVA, PETIA. FACTIBILIDAD TÉCNICA DEL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA QUÍMICO-FARMACÉUTICA. Jiutepec; s.n, 1994, 9 p. En: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 24; Buenos Aires, 30 oct.-4 nov. 1994.
- [29] CARDONA SANCHEZ, LUZ ELENA. ESTUDIO PARA LA RECUPERACIÓN DE AGUAS DE PROCESO DE LA PLANTA DE TERMINACIÓN DE JABÓN Y DE LA PLANTA DE RECUPERACIÓN DE GLICEROL MEDIANTE UN TRATAMIENTO FÍSICO – QUÍMICO EN VARELA S.A. PLANTA II. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. Manizales 1999.
- [30] M. RAMÍREZ ZAMORA, ROSA MARÍA; DURÁN MORENO, ALFONSO; BERNAL MARTÍNEZ, ARODÍ. ORTA DE VELÁSQUEZ, MA. TERESA. PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES: DESARROLLO Y UTILIZACIÓN DE NUEVOS COMPUESTOS PARA LA REDUCCIÓN DE LODOS. Instituto de Ingeniería, UNAM Coordinación de Ingeniería Ambiental. Coyoacán - México, D.F. 1999.

- [31] M. M., PEDRO. TARTAMIENTO DE AGUAS JABONOSAS PARA RIEGO Y EN AREAS VERDES. Centro de investigación y Estudios de posgrado. Facultad de ciencias químicas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- [32] PIÑEROS S., SANDRA Y.; ROMERO ROJAS, JAIRO A. Remoción de Algas con Cloruro Férrico. En: Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería. Año 6, N° 23. Jul-Sept. 1996.
- [33] SANCHA FERNÁNDEZ, ANA MARÍA; ARELLANO VAGANAY, JOSÉ; MONTIEL BIANCHI, FRANCISCO JOSÉ. ESTUDIO DE SOLUCIONES A PROBLEMAS GENERADOS POR LÍQUIDOS PERCOLADOS EN UN RELLENO SANITARIO URBANO. Universidad de Chile. Departamento de Ingeniería Civil. Sección Ingeniería Sanitaria y Ambiental. En: AIDIS Memorias del XXII Congreso AIDIS Camino al 2000; Forjando Hoy una Mejor Calidad de Vida San Juan, AIDIS, 1990, p.119-34.
- [34]CASTAÑO ROJAS, JUAN MAURICIO. UTILIZACIÓN DE POLIELECTROLITOS EN EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DE RELLENOS SANITARIOS MEDIANTE COAGULACIÓN. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingeniería y Arquitectura. Manizales 1999.
- [35] TATSI, A.A. Coagulation – Flocculation Pretreatment of sanitary Landfill Leachates. En: Chemosphere. Nov. 2003. Vol. 53 Issue 7. p 737(8).
- [36]MARTÍNEZ, E. C. TRATAMIENTO QUÍMICO DE CONTAMINANTES ORGÁNICOS (Proceso Fenton). En: INGENIERIA QUIMICA. N° 375 ENERO 2001. EDITORIAL ALCION.
- [37] HINCAPIE P., MARGARITA; MARÍN S., JUAN M. REACCIONES DE FENTON Y FOTO – FENTON EN LA DESCONTAMINACIÓN DE AGUAS RESIDUALES. En: REVISTA INGENIERÍAS. Universidad de Medellín; p 53-63. 2003.

[38] MARTINEZ VARGAS, WILSON ALBERTO. REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA CON PERMANGANATO DE POTASIO. Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. Facultad de Ingeniería. Unidad Académica de Ingeniería Ambiental. 1997.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)

ANEXO

APLICACIÓN DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN EN DIFERENTES TIPOS DE AGUAS RESIDUALES PARA REMOVER MATERIA ORGÁNICA

❖ AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

La composición específica de los vertidos de cada industria en particular, la evacuación de las aguas tratadas (a alcantarillado, lechos de ríos, lagos, etc.), la disponibilidad de terreno en las inmediaciones de la empresa, la distancia a núcleos urbanos, la recuperación y reutilización de esta agua, su posible uso para riego, todos estos factores, son los que permiten decidir si la aplicación de la coagulación – floculación es una buena técnica para la remoción de materia orgánica de ésta.

➤ Industria Textil ^[18]

Las descargas residuales producen efectos nocivos en las corrientes de agua y en la comunidad de las siguientes formas:

- Consumo de oxígeno en las corrientes de agua, DQO, afectando la vida acuática
- Contenido de sustancias tóxicas.
- Sólidos suspensión como colorantes y almidones.
- Sólidos disueltos como sales alcalinas y sulfatos.
- Sólidos flotantes como piedra pómez, fibras, etc.

El gran volumen de agua generada en la industria del acabado textil, no posee cantidad apreciable de materias tóxicas. Toda el agua que interviene en el proceso, se vierte al alcantarillado.

La industria del acabado textil consume gran cantidad de agua en sus procesos. El uso de esta agua se da principalmente en: preparación de químicos, lavados, retrolavados, desengome, desgaste, decolorado, neutralizado, enjabonado, centrifugado, etc.

Estudios ^[20], evalúan el uso de ferrato de potasio en el tratamiento fisicoquímico de aguas residuales industriales. Señala que las principales características de este compuesto son sus propiedades oxidantes-coagulantes.

Como el ferrato se descompone en agua, estos productos disuelven oxígeno, radicales peroxido, radicales OH y compuestos de hierro (IV) y (III). Los radicales suministran la fuerza oxidante y el componente de hierro el poder de la coagulación, además de que el ion ferrato suministra una fuerte acción desinfectante.

Las pruebas de jarras son realizadas para determinar la dosis óptima de coagulante, y el pH adecuado para el tratamiento de esta agua. Los resultados encontrados fueron:

- Dosis de 50mg / L de ferrato y pH óptimo de 5.5
- Dosis de 125mg / L de Cloruro Férrico y 60mg / L de Carbonato de Calcio y un pH = 5.5
- Dosis de 275mg / L de Sulfato de Aluminio y 90mg / L de Carbonato de Calcio y un pH = 5.8

Para todos los ensayos, la eficiencia del ferrato es similar a la del sulfato de aluminio y comparable con la obtenida para el cloruro férrico en la remoción de materia orgánica.

El ferrato realiza remociones de hasta 82% de DQO y 89% de DBO₅ a una tasa de aplicación de 200 m³/m²/día; favoreciendo una mejor aplicación del ferrato a bajos niveles de dosificación para obtener una alta remoción.

➤ **Mataderos** ^[21]

Los vertidos de los mataderos propiamente dichos, se producen en el suelo, donde se realiza el sacrificio de los animales, el lavado y el descuartizamiento. Los desperdicios que se producen tienen un color pardorrojizo, una alta DBO y DQO y contienen cantidades importantes de sólidos en suspensión.

Investigaciones ^[22], fijaron que la polimerización de ácido acrílico – acrilamida (denotados como polímero PA) en fase líquida para formar polielectrolitos usados en la limpieza de aguas residuales fueron examinados utilizando un rayo acelerador de electrones y métodos de irradiación de microondas.

Cuando los floculantes se disuelven en las aguas residuales, pueden estar en estado ionizado o no ionizado. Si ellos son ionizados, se llaman polielectrolitos solubles. Dependiendo de la composición de los grupos polar, los floculantes pueden ser no ionogénicos, catiónicos, aniónicos y polímeros anfotéricos.

En este trabajo, la polimerización de acrilamida y de ácido acrílico usando ionizados (rayos de electrones) y no ionizados (irradiación de microondas) fueron investigados. El objetivo principal de esta investigación es la posibilidad de formación de un polielectrolito adecuado para el tratamiento de aguas residuales.

La capacidad de floculación de los polímeros obtenidos fue evaluada usando dos tipos diferentes de aguas residuales, una muestra tomada de un matadero y la otra tomada de una planta de aceite vegetal. Los indicadores de calidad fueron entre otros la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), estos parámetros fueron medidos antes y después del tratamiento con floculantes poliméricos y comparados con los resultados obtenidos en tratamientos convencionales con $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$. Las condiciones de operación para los tipos de aguas residuales tratados fueron un pH de 7 con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, la temperatura del agua fue 20°C , velocidad de mezcla de 23-30 r.p.m., usando en el tratamiento convencional 1 litro de agua residual con 4ml de $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ al 10% y utilizando en tratamiento combinado 1 litro de agua residual con 2ml de $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ al 10% y 4ml de PA al 0.1%. De los resultados se encontró que la combinación del tratamiento con polímeros y $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$ aumento el grado de purificación de ambos tipos de aguas residuales, en un 99%.

➤ **Industria de Bebidas** ^[18]

Además de los problemas que se pueden generar en el proceso se encuentran el causado por las descargas residuales ya que estas producen efectos nocivos en las corrientes de agua y en la comunidad de las siguientes formas:

- Consumo de oxígeno en las corrientes de agua, DBO, afectando la vida acuática.
- Contenido de sustancias tóxicas (CIP).
- Sólidos en suspensión como colorantes y almidones.
- Sólidos disueltos como sales alcalinas y sulfatos.
- Sólidos flotantes como basuras, animales, etc.

El volumen de agua generada en la industria de bebidas, excepto los CIP no posee cantidad apreciable de materias tóxicas. Toda el agua que interviene en el proceso, salvo la empleada en la fabricación del producto terminado se vierte al alcantarillado.

La industria de bebidas consume gran cantidad de agua en sus procesos. El uso de esta agua se da principalmente en: preparación de químicos, refrigeración de bombas, torres de enfriamiento, caldera, lavados, retrolavados, preparación de las bebidas, etc.

Las características de las ARI de bebidas pueden resumirse de la siguiente forma:

- DBO y DQO: en algunos casos puede ser considerables.
- Aceites y grasas.
- Sólidos suspendidos totales y Sólidos disueltos totales.
- Contenido de nitrógeno y fósforo.
- pH.

La cantidad de material contaminante se genera en las siguientes fases del proceso:

- Lavados, limpieza de equipos y escapes.

- Aguas de enfriamiento y calentamiento, estas aguas se reciclan por medio de torres de enfriamiento, las cuales generalmente son corrosivas y poseen contaminación microbiológica por bacterias.

En esta investigación ^[23], se presentan resultados del tratamiento mediante coagulación – floculación de los efluentes que descarga un reactor anaerobio tipo UASB que trata vinazas de tequila, con el fin de determinar la dosis efectiva de floculantes para eliminar la materia orgánica y el color remanente del tratamiento.

Las pruebas se realizan a nivel laboratorio en un equipo de jarras, con ayuda de floculantes tales como sulfato de aluminio, cloruro férrico, entre otros, probados de forma individual y en mezclas, variando la dosis y el pH de la vinaza.

Las condiciones a las que se descarga este efluente es a una temperatura de 90⁰C, pH de 3.4 y una concentración de materia orgánica medida como DQO de 66 g/L. Generalmente, estas aguas residuales se emplean para riego de sembradíos, pero debido a las características que presentan, posiblemente son afectados.

Se ha intentado disminuir el contenido de materia orgánica que presentan estos efluentes mediante la aplicación de procesos biológicos, los cuales hasta el momento muestran eficiencias de remoción del orden del 70 a 80% ^[24].

Sin embargo, esto no es suficiente porque el efluente que se descarga del tratamiento cuenta aún con elevada concentración en materia orgánica y un color intenso (el cual se modifica muy poco después del tratamiento).

Un problema que se tiene en el tratamiento de estos efluentes es la coloración. Se tiene conocimiento que la coloración que presenta la vinaza es por la presencia de material húmico ^[25], que son sustancias parcialmente aromáticas y alifáticas, polimerizadas aleatoriamente, de alto peso molecular con características polianiónicas en soluciones neutras o alcalinas, amorfas, ácidas, parcialmente hidrofílicas e hidrofóbicas y complejas químicamente.

En el caso de la remoción de material húmico presente en efluentes que descarga un reactor anaerobio que trata agua residuales de la destilación de alcohol a partir de jugo de caña ^[26], la realiza empleando cloruro férrico, sulfato ferroso y aluminio teniendo más del 80% de eficiencia en la remoción de color y alrededor del 50% de la DQO.

Las condiciones que se fijaron para la agitación en el “Equipo de Jarras” fue el siguiente: 1 minuto de mezcla rápida a 120 rpm, 10 minutos de mezcla lenta a 20 rpm y como tiempo de reposo para la sedimentación de partículas, antes de tomar muestras, fue de 10 minutos.

Los parámetros que se determinaron antes y después de la “Prueba de Jarras” fueron: pH, DQO soluble y total, conductividad y color.

Los reactivos utilizados en las pruebas de coagulación-floculación y oxidación fueron los siguientes:

KMnO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, H_2O_2 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y Coagulante comercial marca “COLFLOC”.

Las circunstancias establecidas para llevar a cabo esta investigación consistieron en:

a) Encontrar el pH adecuado, para lo cual se mantuvo una concentración constante de cada uno de los reactivos y se varió el pH de manera que fuera posible observar en cual se presentaba la mayor remoción de color y DQO. La variación fue en el rango que va de 4 a 9 unidades de pH.

b) Mantener constante el valor de pH inicial y se varió la dosis de coagulante u oxidante hasta encontrar cual era el valor óptimo (el de mayor remoción de color y DQO). Se trabajo con dosis de 0.3 a 7 g/L en el caso de reactivos sólidos y de 3.3 a 10 mL/L en los floculantes líquidos.

Los resultados obtenidos muestran que los floculantes más adecuados son: el sulfato de aluminio, cloruro férrico, colfloc y permanganato de potasio, y en mezclas las de sulfato de aluminio-cloruro férrico, colfloc-sulfato de aluminio y colfloc-permanganato de potasio. Sin embargo, considerando aspectos económicos, resulta más atractivo el sulfato de aluminio (2.5 g/L) con eficiencias de 37% en DQOt y 70% en color y la combinación sulfato de aluminio-cloruro férrico (1.5-1.0 g/L) puesto que se remueve en 41% la DQOt y 82% el color ambas pruebas a pH de 6.

Con base en los resultados obtenidos de este estudio se puede concluir lo siguiente:

1. De los floculantes probados el KMnO_4 es el que presenta mejores eficiencias de remoción en la DQO y color del efluente anaerobio, ya que lo reduce un 55% y 90%, respectivamente.

2. Para el caso de las muestras una combinación de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y FeCl_3 pueden aplicarse puesto que se alcanzan eficiencias de color y DQO del orden de 80% y 40%.
3. A pesar de haber obtenido buenas eficiencias con el KMnO_4 , existen factores como el económico, que hace de su aplicación poco factible, por tal motivo resulta más adecuada la utilización de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ que en este estudio es quien compite más fuertemente con el KMnO_4 .
4. El proceso de coagulación-floculación puede ser aplicable para el tratamiento de este tipo de efluentes puesto que se alcanzan buenas eficiencias de remoción de DQO y color . Sin embargo, resulta bastante caro por el consumo de reactivos, por lo que se recomienda la búsqueda de otras alternativas más económicas.

➤ **Industria Químico – Farmacéutica** ^[28]

Los productos de la industria químico – farmacéutica son muchos y muy diversos: hormonas esteroides, antibióticos, vitaminas, analgésicos, antipiréticos, tranquilizantes, edulcorantes, antihelmínticos, productos biológicos inmunizantes, etc.

Las descargas de la industria farmacéutica, son muy variables y para cada empresa dependen del carácter de la materia primas utilizadas, los sub-productos y productos finales, así como del carácter de la producción, por lo que no se puede recomendar una tecnología aplicable para toda la industria. En particular, el sector de producción de síntesis orgánica, presenta dificultades en la determinación de la tecnología de tratamiento, por su alta carga orgánica y la presencia de sustancias tóxicas, que dificultan la aplicación de procesos biológicos, por esta razón se utiliza el proceso de coagulación – floculación antes del tratamiento biológico o secundario con el fin de disminuir la carga orgánica y aminorar la toxicidad de la corriente a tratar, eliminando de esta forma el efecto de bio-inhibición.

Enfocando el estudio a la remoción de carga orgánica, como pretratamiento de las aguas residuales antes de los procesos bioquímicos, se decidió no evaluar la remoción de sólidos suspendidos, ya que el aporte de su remoción en la reducción de materia orgánica es mínimo.

En este estudio se llevaron a cabo pruebas de jarras para determinar el coagulante – floculante más adecuado en cuanto a remoción de carga orgánica y color. Se evaluaron la formación de flóculos y el cambio de pH.

Se demostró por medio del proceso de coagulación – floculación – sedimentación, pueden ser alcanzadas eficiencias de remoción en cuanto a carga orgánica (DQO) de hasta 40.6% por productos como BL-5086 con una dosis de 800ppm y pH = 6.94 y Goma Guar con una dosis de 600ppm y pH = 6.98, de 37.5% para Niad II-3 con una dosis de 800ppm y pH = 6.71, de 33.4% para el Cloruro Ferrico con una dosis de 1000ppm y pH = 5.88, de 28% para Niad II-4 con una dosis de 1200ppm y Algarrobo con una dosis de 1000ppm y pH = 7.07.

Como es sabido las sales de hierro y aluminio frecuentemente presentan el problema de modificar el pH de las aguas tratadas, haciendo necesario la corrección de este parámetro después del proceso de coagulación – floculación, este fenómeno se observó precisamente al usar sulfato de aluminio y cloruro ferrico, presentando una operación adicional y un aumento de costo.

➤ **Industria de Grasas**

Los problemas que se pueden generar en el proceso se encuentran en las descargas de aguas residuales ya que producen efectos nocivos en las corrientes de agua y en la comunidad de las siguientes formas:

- Consumo de oxígeno en las corrientes de agua, DQO, afectando la vida acuática
- Altos contenidos de sólidos en suspensión
- Sólidos disueltos.
- Grasas y aceites.
- Valores extremos de pH

El gran volumen de agua generada en la industria, no posee cantidad apreciable de materias tóxicas. Toda el agua que interviene en el proceso, se vierte al alcantarillado.

Este estudio ^[29], se llevo a cabo utilizando tres coagulantes metálicos: sulfato de aluminio, cloruro ferrico y sulfato ferroso.

La prueba de jarras determinó que las condiciones óptimas para alcanzar una remoción de 10.22% de DBO₅ y de 10.92% de DQO son elegir como coagulante Sulfato de Aluminio, con una dosis de 75mg / L y una concentración de 5%, trabajando a pH igual a 7.32, con un tiempo y velocidad de mezcla rápida igual a 20 segundos y 110 s⁻¹ (126 r.p.m.) respectivamente, con un tiempo de mezcla lenta igual a 15 minutos y velocidad de mezcla lenta igual a 30 s⁻¹ (30 r.p.m.), finalizando con un tiempo de sedimentación igual a 10 minutos.

❖ AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Las aguas residuales municipales son tradicionalmente tratadas con procesos biológicos. Sin embargo, no debe descartarse la alternativa de utilizar tratamientos físico – químicos los cuales son menos sensibles que los tratamientos biológicos a los cambios repentinos de la composición de las aguas residuales.

Con base en esto, en este trabajo ^[30] se evaluó el proceso de coagulación – floculación como una etapa de pretratamiento de las aguas residuales.

En este estudio se utilizaron seis coagulantes: el sulfato de aluminio como referencia, tres compuestos en diversas presentaciones de policloruro de aluminio, otro a base de hierro (PAX XL60, PAX 16, TECHNIFLOC PLUS y FERRIX respectivamente) y un coagulante – floculante de origen natural (TANFLOC SG). Los floculantes utilizados fueron tres: un compuesto zwitteriónico 2PNOD2R (desarrollado por el Instituto de Ingeniería UNAM-UAM Iztapalapa), un compuesto aniónico PROSIFLOC y un compuesto catiónico TECHNIFLOC 4800.

El diseño experimental determinó que los mejores coagulantes son Sulfato de Aluminio, PAX XL60, FERRIX y TANFLOC.

Al estudiar los residuales de de los parámetros medidos, se observó que el PAX XL60 [Policloruro de aluminio de basicidad medio en presentación líquida, densidad 1.31 y 7.5% de Aluminio] es el coagulante más eficiente para remover DQO, obteniéndose una eficiencia de remoción de DQO del 82%, a un pH de 6.0, con una dosis de coagulante de 20mg / L y una dosis de floculante de 0.1mg / L.

❖ AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS

El aumento en la contaminación de cuerpos de agua ocasionado por la descarga de desechos domésticos ha dado lugar a una legislación más estricta, debido a que la mayoría de estos no reciben tratamiento y así son utilizados principalmente para riego lo que a corto plazo afecta a los cultivos. De ahí su necesidad de tratarlos para su posterior reuso.

Actualmente se utiliza gran cantidad de agua potable en riego agrícola, mantenimiento de complejos habitacionales, hoteles, moteles, clubes en general, etc., lugares que podrían utilizar sus propias aguas residuales grises tratadas para riego de sus áreas verdes, y así ahorrar una cantidad considerable de agua potable que resulta necesaria para el abastecimiento de la población.

➤ Aguas Grises

Las aguas residuales grises (jabonosas) ^[31], poseen gran cantidad de contenido orgánico, así como materia en suspensión y bacterias, por tanto no son aptas como tales para riego de áreas verdes o de reuso general. Para su tratamiento se sugiere un proceso de coagulación – floculación y sedimentación el cual se basa en el uso de un coagulante (en este caso de sulfato de aluminio) e hidróxido de calcio que brinda al agua la alcalinidad deseada para un mejor proceso; la razón de implementar este proceso es remover sólidos que no sedimentan por acción de la gravedad, como es el caso del agua residual gris.

El sulfato forma flóculos lo suficientemente pesados para sedimentar en un tiempo razonable (1 hora) y permite obtener un agua de calidad aceptable para riego, ya que se obtiene una buena remoción de los parámetros de mayor importancia del agua gris.

En el presente estudio además de utilizar sulfato de aluminio y cal, se empleó un floculante polimérico comercial (Mafloc 720), que permite la formación de lodos de fácil manejo.

Las técnicas empleadas para determinar la concentración de los parámetros DBO₅, DQO, Coniformes y Sólidos Suspendidos Totales, etc, fueron las establecidas (APHA, 1985). Así se determinó que a dosis de 5 ml de Mafloc 720 al 0.1%, 15 ml de cal al 1% y 15 ml de sulfato de aluminio al 1%, a pH 7.7 se obtiene la mayor remoción de los parámetros antes mencionados.

Este estudio se efectuó haciendo uso de sulfato de aluminio y cal, [con lo que se obtuvieron remociones de 52% DBO₅, 94% DQO, 98% Coliformes y 86% SST], y también, se agregó un floculante polimérico comercial (Mafloc 720) neutro, que al estar en solución y en combinación con el sulfato de aluminio (coagulante) reduce las fuerzas de repulsión existentes entre las partículas, formando moléculas más grandes (flóculos). Con la adición de este floculante se obtuvieron buenos porcentajes de remoción, además de que el proceso de sedimentación es más rápido (15 min.), y disminuyó la cantidad de sulfato de aluminio y cal antes empleada, haciendo uso de este proceso se han obtenido resultados satisfactorios en cuanto a la remoción de materia orgánica (80%), sólidos suspendidos (90%) y coliformes, que son los principales parámetros que deben ser controlados.

➤ **Efluentes de Lagunas de Estabilización**

En los efluentes de lagunas de estabilización ^[32], la presencia de algas puede incrementar la concentración de sólidos suspendidos a valores que sobrepasan los límites exigidos, en ocasiones, para afluentes a ríos, lagos o embalses.

El uso de Cloruro Férrico como coagulante se remonta a 1910 y aún no se conocen experiencias suficientes de su efectividad para depuración de efluentes de aguas residuales tratadas mediante lagunas de estabilización.

A continuación se presenta un estudio experimental para valorar y evaluar la eficiencia del cloruro férrico como coagulante de la biomasa algal del efluente de una laguna de estabilización.

Los ensayos de jarras se realizaron para encontrar la dosis óptima de cloruro férrico, el pH óptimo de coagulación y las condiciones más apropiadas de mezcla y sedimentación. Para las condiciones óptimas de tratamiento se determinó la eficiencia de remoción en cada uno de los parámetros de interés, así como la calidad del agua tratada.

La dosis óptima de cloruro férrico fue 85mg / L, el gradiente óptimo de velocidad, para floculación, es de 27 s⁻¹, el pH óptimo de coagulación es igual a 7.0, el período de mezcla rápida es 1 minuto, el período de mezcla lenta es 10 minutos, el Número de Camp es 16200 y el período de sedimentación fue 30 minutos.

El agua tratada es de calidad superior a la de cualquier efluente secundario convencional. Los porcentajes obtenidos de remoción promedio fueron de 75% para DQOT y 87% de DQOS.

Las eficiencias de remoción logradas indican la efectividad del tratamiento por coagulación seleccionado, en este tipo de efluente, y su aplicabilidad para la obtención de una calidad mucho mejor que la alcanzada por los procesos de tratamiento secundario convencionales.

La remoción de DQO del efluente de la laguna facultativa, mediante coagulación con cloruro férrico, floculación y sedimentación, es eficiente a nivel de laboratorio y permite adaptar el agua a exigencias de calidad que sobrepasan los requerimientos convencionales para efluentes típicos de lagunas de estabilización como los de la planta de tratamiento mencionada.

❖ LIXIVIADOS

Los lixiviados de los rellenos sanitarios son considerados como contaminantes pesados en las aguas residuales industriales, presentando significativas variaciones en los parámetros físico – químicos dependiendo de la edad del lixiviado.

➤ **LO ERRÁZURIZ, Relleno Sanitario en Santiago de Chile** ^[33]

Se estudia como solución a mediano plazo la aplicación de un tratamiento físico – químico de estos percolados con base a coagulación o precipitación química, con lo que se obtienen importantes remociones de materia orgánica. La composición de los líquidos percolados es muy variable y depende de cada relleno sanitario.

Un problema asociado a la generación de líquidos percolados es la alta concentración de materia orgánica y metales presentes, que impiden que éste pueda ser descargado directamente a cursos de agua o redes de alcantarillado, si las razones de dilución no son adecuadas para asegurar que el impacto del percolado en el receptor no provoque cambios importantes en su calidad.

Se eligió el método físico – químico como solución a mediano plazo. La elección de este sistema de tratamiento se basó en los resultados obtenidos al calcular el grado de

estabilidad biológica del líquido percolado, evaluado en términos de DBO/DQO que en el caso de este relleno sanitario, durante el período de estudio, fluctuó, lo que indica que en este relleno los componentes fúlvicos constituyen la mayor parte del contenido orgánico y las sustancias del tipo carbohidratos húmicos han sido degradadas en gran parte al interior de este relleno en un tratamiento biológico natural.

Para este estudio se utilizó reactivos como Sulfato de Aluminio, Cloruro Férrico, Polielectrolitos, Cal.

Para la optimización del proceso se determinó el parámetro DQO.

En la coagulación – floculación la DQO del sobrenadante de las jarras que dieron los mejores resultados fue del 35.2% de DQO tanto para el Sulfato de Aluminio como para el Cloruro Férrico, con un pH óptimo de reacción que estuvo entre 8.9 y 9.0, lo que obligó a usar cal como preacondicionador y con dosis de Sulfato de Aluminio y Cloruro Férrico requeridas en el rango de 1000mg / L a 2000mg / L.

En la precipitación química la DQO del sobrenadante de las jarras que dieron los mejores resultados fue con la Cal, donde se obtuvo remociones del 30.7% de DQO con dosis del orden de 6000mg / L a 7000mg / L, observándose decantación a los 7 minutos de mezcla lenta y con el Hidróxido de Sodio, donde se obtuvo remociones del 40.0% de DQO con dosis en el rango de 5000mg / L a 10000mg / L.

En conclusión se puede decir que el tratamiento físico – químico de los percolados, consiste en coagulación con Sulfato de Aluminio o Cloruro Ferrico a pH elevado o en precipitación con Cal, produciendo en los percolados modificaciones en el contenido de materia orgánica.

➤ **LA GLORITA, Relleno Sanitario en Pereira – Colombia** ^[34]

La precipitación química puede ser llevada a cabo con cal, sulfato de aluminio, cloruro férrico o coagulantes orgánicos sintéticos. En el tratamiento de lixiviados crudos se busca la disminución de su carga contaminante, esto es por ejemplo, conseguir disminución en la concentración de la DQO que pueda resultar inhibitoria para los procesos de tratamiento biológico subsiguientes.

Con la adición de cal la coagulación se lleva a cabo por la precipitación de carbonato de calcio y a $\text{pH} > 11$, logrando reducciones en la DQO mayores al 19%, en este caso la magnitud de la reducción es influenciada por el pH.

En este estudio se realizaron tres series de ensayos para verificar la remoción de materia orgánica medida como DQO soluble (filtrada) en lixiviados, mediante coagulación con sulfato de aluminio y coagulación con polielectrolitos.

Para encontrar las condiciones óptimas de coagulación y floculación en el tratamiento de coagulación con alumbre y en el tratamiento de coagulación con polímeros (EXRO 619 Clarificación Coagulante Cationico), se mantuvo constante el gradiente y tiempo de mezcla rápida, que fueron 95 s^{-1} (100 r.p.m.) y 1 minuto respectivamente.

En la coagulación con alumbre el pH fue el del lixiviado e igual a 6.5, la dosis óptima fue $1000 \text{ mg} / \text{L}$, con un gradiente de mezcla de 30 s^{-1} y un tiempo de mezcla lenta de 55 min., obteniendo remociones hasta de 13.6% de DQO.

En la coagulación con el polímero el pH fue el del lixiviado e igual a 6.56, la dosis óptima fue $500 \text{ mg} / \text{L}$, con un gradiente de mezcla de 65 s^{-1} y un tiempo de mezcla lenta de 10 min., obteniendo remociones hasta de 17.4% de DQO.

La utilización de polímero utilizado no presenta ventajas considerables con respecto al sulfato de aluminio. La relación dosis aplicada contra el % de remoción es alta, lo cual permite inferir que los costos de aplicar dosis tan altas no se justifican, dados los valores tan bajos de remoción que se alcanzan, además de que se obtiene una alta cantidad de lodos, con los problemas de manejo que ello implica. También, la alta alcalinidad de los lixiviados dificulta el ajuste de pH para determinar el pH óptimo de coagulación con alumbre o polímeros.

➤ **Relleno Sanitario en Thessaloniki – Grecia** ^[35]

La prueba de jarras fue utilizada para determinar las condiciones óptimas de remoción de materia orgánica, combinación de coagulantes y floculantes, dosis efectiva y control de pH. Se utilizaron como coagulantes convencionales el Cloruro Férrico, Sulfato de Aluminio y Cal, y cuatro polielectrolitos comerciales como: un polímero aniónico, dos polímeros cationicos y un polímero no iónico. Se obtuvo altas remociones de DQO, alrededor del

80%, durante la adición de Cloruro Férrico para la parcial estabilización de los lixiviados. Los procesos físico – químicos pueden ser usados como una etapa de pretratamiento especialmente para los lixiviados jóvenes, previo para un tratamiento biológico, o como una fase de postratamiento para la estabilización parcial de los lixiviados.

Los lixiviados contienen altos contenidos de materia orgánica. En este trabajo se tratan dos tipos diferentes de lixiviados, unos frescos y otros más viejos. Los lixiviados presentan considerables variaciones en el flujo volumétrico y composición química. La composición y concentración de contaminantes son influenciadas por el tipo de desechos depositados, la calidad de la basura, factores hidrogeológicos y principalmente por la edad del lixiviado.

La coagulación – floculación es un proceso esencial en el tratamiento de agua y aguas residuales industriales. En este estudio se determinaron los parámetros más óptimos, como el coagulante más apropiado, valoración de pH y adición apropiada de floculante. Se usaron coagulantes comunes como Sulfato de Aluminio, Sulfato Ferroso, Cloruro Férrico y Cloro-Sulfato Férrico. El proceso experimental consiste en tres etapas: la etapa inicial de mezcla rápida por 5 minutos a 200 r.p.m., el siguiente es la etapa de mezcla lenta por 55 minutos a 60 r.p.m. y la etapa final, sedimentación por 1 hora.

Las sales de hierro son más eficientes que las de aluminio, obteniéndose valores de reducciones de hasta el 56% de DQO con dosis de 3g / L y pH de 10, en el caso del aluminio se obtuvo remociones del 39% de DQO con dosis de 2g / L y pH de 7 ajustado con NaOH y para la cal de 18% de DQO con dosis de 7g / L y pH igual a 12. Adicionalmente, se obtuvo altas remociones del 70% de DQO combinando la acción del aluminio y Cloro-Sulfato Férrico para el tratamiento de la estabilización del lixiviado, con dosis de aluminio de 0.5g / L y concentraciones añadidas de Cloruro Férrico de 1g / L a pH igual a 10.

[VOLVER AL CONTENIDO](#)