



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
CUAUTITLÁN**

**REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DEL MÉTODO DE
ELECTROCOAGULACIÓN EN EL TRATAMIENTO
FISICOQUÍMICO DE AGUAS RESIDUALES.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

QUIMICA

PRESENTA:

ESTHER PÉREZ ALCALÁ

ASESOR: I. Q. GUILLERMO MARTÍNEZ MORUA

CUAUTITLÁN IZCALLI, EDO. DE MÉXICO

2012



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLÁN
 UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
 DEPARTAMENTO DE EXÁMENES PROFESIONALES

ASUNTO: VOTO APROBATORIO

DRA. SUEMI RODRÍGUEZ ROMO
 DIRECTORA DE LA FES CUAUTITLÁN
 PRESENTE

ATN: L.A. ARACELI HERRERA HERNÁNDEZ
 Jefa del Departamento de Exámenes
 Profesionales de la FES Cuautitlán

Con base en el Art. 28 del Reglamento de Exámenes Profesionales nos permitimos comunicar a usted que revisamos la: TESIS
“Revisión bibliográfica del método de electrocoagulación en el tratamiento fisicoquímico de aguas residuales”

Que presenta la pasante: Esther Pérez Alcalá
 Con número de cuenta: 30183011-7 para obtener el Título de: Química

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

ATENTAMENTE
 “POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU”
 Cuautitlán Izcalli, Méx. a 24 de abril de 2012.

PROFESORES QUE INTEGRAN EL JURADO

	NOMBRE	FIRMA
PRESIDENTE	IQ. Guadalupe Franco Rodríguez	
VOCAL	IQ. Graciela Ruth Delgadillo García	
SECRETARIO	IQ. Guillermo Martínez Morua	
1er SUPLENTE	M. C. Leticia Zuñiga Gómez	
2do SUPLENTE	QFB. Claudia Pérez Garrido	

Persistir, insistir pero NUNCA desistir.

Este trabajo de tesis es la suma de esfuerzos de todas las personas que me han acompañado en este proyecto.

A mi madre: que es mi columna vertebral y es mi incondicional en los momentos de crisis y tranquilidad.

A Abril y Susana: porque hermanas somos hasta el final.

A Amélie: que con una sonrisa y su inocencia apaciguan momentos difíciles.

A mi abuelito Filemón: quien pacientemente ha esperado la culminación de este trabajo.

A mi abuelita Ofelia (☩): donde quiera que estés te extraño y sé que siempre estás ahí.

A Armando: por ser voz y oído.

A Álvaro: por caminar conmigo codo a codo y siendo mucho más que dos.

Agradezco a la familia Alarcón Alcalá y Ricardi Alcalá y a Reydavid Corral, por los lazos que nos unen: la familia.

A mis amigas, amigos, compañeras y compañeros: Selene Rico, Julieta Rodríguez, Rocío López, Tania Juárez, Fernando López, Alejandra Piña, Víctor Aguilar, Víctor Olvera, Jesús Nolasco, Daniel Ruíz, Mariana Cavazos, Arturo Matencio, Ángel Carmona, Ricardo García, Araceli Garduño, Guadalupe Pareja, Paola Guzmán, Heder Fox y demás, que con el paso del tiempo han dejado huella.

A mi asesor: Guillermo Martínez Morua.

A mi jurado, profesoras: Guadalupe Franco, Graciela Delgadillo, Leticia Zúñiga y Claudia Pérez, por sus observaciones y consejos.

A la FES Cuautitlán Campo 1 y Universidad Nacional Autónoma de México porque es la máxima casa de estudios, mi segunda casa.

A todos ustedes: ¡Muchas gracias!

Gracias Dios, por poner a todas estas personas en mi camino en el momento preciso.

Por mi raza, hablará el espíritu

(J. Vasconcelos)

Índice

Índice de figuras

Índice de tablas

Introducción

Objetivos

Capítulo 1: Panorama del agua en México	1
1.1. Propiedades del agua	1
1.2. El ciclo hidrológico del agua	3
1.3. Bosquejo general del agua	5
1.4. Demanda de agua en México	7
1.5. Calidad del agua en México	8
1.6. Marco jurídico	9
1.7. Descargas generadas en México	13
1.8. Consumo de agua por la industria en México	14
Capítulo 2: Fuentes contaminantes del agua, tipos de aguas residuales y Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI) en México	18
2.1. Naturaleza y tipos de contaminantes del agua	18
2.2. Usos principales del agua	19
2.3. Fuentes contaminantes del agua	19
2.4. Importancia del tratamiento de aguas	21
2.5. Reciclado	23
2.6. Plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) y capacidad de tratamiento	24

2.7.	Tratamientos usados por las plantas de tratamiento de aguas industriales (México)	27
2.8.	Procesos unitarios para el tratamiento de aguas	29
2.9.	Sistemas de tratamiento	47
Capítulo 3: Coagulación – floculación y electrocoagulación		50
3.1.	Introducción a la coagulación – floculación	50
3.2.	Coagulación – floculación	51
3.3.	Desestabilización en el tratamiento del agua y del agua residual	53
3.4.	Desestabilización por Al (III) y Fe (III)	56
3.5.	Polímeros orgánicos sintéticos	62
3.6.	Sílice activada	63
3.7.	Transporte de las partículas coloidales	64
3.8.	Floculación percinética	64
3.9.	Floculación ortocinética	65
3.10.	Historia y evolución de la electrocoagulación (EC)	66
3.11.	Electrocoagulación	67
3.12.	Posibles mecanismos	73
3.13.	Diseño y operación del reactor de electrocoagulación	76
3.14.	Problemas de diseño físicos	78
3.15.	Problemas químicos	79
3.16.	Aplicabilidad	81
3.17.	Marco para la investigación futura de la electrocoagulación	82
3.18.	Coagulación – floculación y Electrocoagulación	84

Capítulo 4: Conclusión	87
Bibliografía	90
Hemerografía	92

Índice de figuras

Capítulo 1. Panorama del agua en México

- Figura 1.1** Estados y procesos de transformación del agua en la naturaleza.
JIMENEZ OTÁROLA FRANCISCO, “El ciclo hidrológico y el hombre: hacia un uso sostenible del agua”, Documento presentado en el curso Agricultura Sostenible, realizado en Guatemala del 8 al 12 de agosto de 1994, Costa Rica, 1994.
- Figura 1.2** Representación esquemática de los procesos más importantes del ciclo hidrológico.
JIMENEZ OTÁROLA FRANCISCO, “El ciclo hidrológico y el hombre: hacia un uso sostenible del agua”, Documento presentado en el curso Agricultura Sostenible, realizado en Guatemala del 8 al 12 de agosto de 1994, Costa Rica, 1994.
- Figura 1.3** Interacción entre los elementos que integran el ciclo hidrológico.
JIMENEZ OTÁROLA FRANCISCO, “El ciclo hidrológico y el hombre: hacia un uso sostenible del agua”, Documento presentado en el curso Agricultura Sostenible, realizado en Guatemala del 8 al 12 de agosto de 1994, Costa Rica, 1994.
- Figura 1.4** El ciclo hidrológico visto como un sistema.
JIMENEZ OTÁROLA FRANCISCO, “El ciclo hidrológico y el hombre: hacia un uso sostenible del agua”, Documento presentado en el curso Agricultura Sostenible, realizado en Guatemala del 8 al 12 de agosto de 1994, Costa Rica, 1994.
- Figura 1.5** Distribución del agua.
RAMOS OLMOS RAUDEL, SEPÚLVEDA MARQUÉS RUBÉN, VILLALOBOS MORETO FRANCISCO, “El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis”, Universidad Autónoma de Baja California, México, 2003.
- Figura 1.6** Disponibilidad natural media per cápita (m^3 /hab/año) en la República
-

Mexicana.

RAMOS OLMOS RAUDEL, SEPÚLVEDA MARQUÉS RUBÉN, VILLALOBOS MORETO FRANCISCO, “El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis”, Universidad Autónoma de Baja California, México, 2003.

Capítulo 2. Fuentes contaminantes del agua, tipos de aguas residuales y Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI) en México

- Figura 2.1** Cascada de relación entre la calidad del agua y su posible utilidad.
HOLT PETER K., BARTON W. GEOFFREY, MITCHEL CYNTHIA A., “The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology”, *Chemosphere*, 59 (2005), 355-367.
- Figura 2.2** Evolución del número de PTARI en México
Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.
- Figura 2.3** Situación actual de las PTARI en México.
Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.
- Figura 2.4** Capacidad de tratamiento de las PTARI.
Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.
- Figura 2.5** Caudal tratado de las PTARI.
Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.
- Figura 2.6** Subutilización de las PTARI.
Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y
-

oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.

Figura 2.7 Evolución de los niveles de tratamiento implementados por las PTARI en el periodo 2004-2008.

Red del agua UNAM, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.

Figura 2.8 Diagrama de una planta de tratamiento de agua mostrando todos los procesos unitarios en serie.

GRAY N.F., “Calidad del agua potable. Problemas y soluciones”, Editorial Acribia S. A., España, 1994.

Figura 2.9 El ciclo de los servicios del agua mostrando donde la utilizan los humanos durante su circulación dentro del ciclo hidrológico.

GRAY N. F., “Calidad del agua potable. Problemas y soluciones”, editorial Acribia S. A., España, 1994

Figura 2.10 Reja autolimpiante

RIGOLA LAPEÑA MIGUEL, “Tratamiento de aguas industriales. Aguas de proceso y residuales”, Alfaomega Grupo editor S. A. de C. V., Colombia, 1999

Figura 2.11 Almacenamiento

Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Figura 2.12 Planta tratadora de aguas

Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Figura 2.13 Aireación

Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Figura 2.14 Coagulación

Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Figura 2.15 Clarificación

Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Figura 2.16 Disposición de un filtro de gravedad para el control del caudal por distribución de flujo de alineamiento.

WALTER J. WEBER, "Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos", Editorial Reverté S. A., España, 1979

Figura 2.17 Desinfección por cloro
Compañía mexicana de aguas, Cuautitlán Izcalli

Capítulo 3. Coagulación – floculación y electrocoagulación

Figura 3.1 Representación esquemática de una doble capa difusa.
SHAWN J. DUNCAN, "Introducción a la química de superficies y coloides", Editorial Alhambra, S. A., España, 1970

Figura 3.2 Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro.
RESTREPO MEJÍA ANA MARÍA, ARANGO RUÍZ ÁLVARO, GARCÉS GIRALDO LUIS FERNANDO, "La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas", en: Producción + Limpia, Vol. 1, No. 2 (2006) 58-77.

Figura 3.3 Configuración típica de un sistema de flujo continuo de electrocoagulación.
HOLT PETER K., BARTON GEOFFREY, MITCHELL CYNTHIA, "Electrocoagulation as a wastewater treatment", The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event, 23-26 November Castlemaine, Victoria, 2006

Figura 3.4 Proceso de electrocoagulación.
HOLT PETER K., BARTON GEOFFREY, MITCHELL CYNTHIA, "Electrocoagulation as a wastewater treatment", The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event, 23-26 November Castlemaine, Victoria, 2006

Figura 3.5 Interacciones dentro del proceso de electrocoagulación.
HOLT PETER K., BARTON GEOFFREY, MITCHELL CYNTHIA, "Electrocoagulation as a wastewater treatment", The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event, 23-26 November Castlemaine, Victoria, 2006

Figura 3.6 Clasificación de los diferentes sistemas de electrocoagulación.

HOLT PETER K., BARTON W. GEOFFREY, MITCHEL CYNTHIA A.,
“The future for electrocoagulation as a localised water treatment
technology”, Chemosphere, 59 (2005), 355-367.

Figura 3.7 Marco conceptual de la electrocoagulación como una tecnología de
“síntesis”.

HOLT PETER K., BARTON W. GEOFFREY, MITCHEL CYNTHIA A.,
“The future for electrocoagulation as a localised water treatment
technology”, Chemosphere, 59 (2005), 355-367.

Índice de tablas

Capítulo 1. Panorama del agua en México

- Tabla 1.1** Niveles de capacidad de asimilación de los cuerpos de agua
- Tabla 1.2** Normas expedidas por la SEMARNAT, SSA 1 y CONAGUA
- Tabla 1.3** Comparación de descargas municipales – industriales
- Tabla 1.4** Origen y consumo de agua en la industria en el 2007
- Tabla 1.5** Volúmenes concesionados por región hidrológico – administrativa en el 2007
- Tabla 1.6** Volúmenes concesionados por entidad federativa en el 2007

Capítulo 2. Fuentes contaminantes del agua, tipos de aguas residuales y Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI) en México

- Tabla 2.1** Contaminantes del agua y sus impactos
- Tabla 2.2** Niveles de tratamiento en una PTARI
- Tabla 2.3** Principales procesos unitarios en el tratamiento de aguas en orden general de aplicación
- Tabla 2.4** Velocidad de sedimentación de las partículas en función del tamaño
- Tabla 2.5** Tratamientos según procesos
- Tabla 2.6** Tratamientos según costos
- Tabla 2.7** Tratamiento de los lodos

Capítulo 3. Coagulación – floculación y electrocoagulación

- Tabla 3.1** Coagulantes y floculantes más comunes
- Tabla 3.2** Características de coagulantes de mayor uso para el tratamiento de aguas
- Tabla 3.3** Valores observados del factor de eficacia de colisión
- Tabla 3.4** Porcentaje de remoción por electrocoagulación
- Tabla 3.5** Valores de diferentes variables en el proceso de electrocoagulación para distintos contaminantes de diversas fuentes de aguas residuales
-

- Tabla 3.6** Características de la Coagulación – floculación y la Electrocoagulación
- Tabla 3.7** Porcentaje de remoción de algunos parámetros contaminantes por tres métodos diferentes
- Tabla 3.8** Reducción de algunos parámetros de calidad del agua en % de diferentes muestras de agua
-

Introducción

Una de las estimaciones más aceptadas, poco más del 97% del volumen del agua existente en nuestro planeta es agua salada y está contenida en océanos y mares; mientras que apenas algo menos del 3% es agua dulce o de baja salinidad.

Del volumen total de agua dulce, estimado en unos 38 millones de km³, poco más del 75% está concentrado en casquetes polares, nieves eternas y glaciares; el 21% está almacenado en el subsuelo, y el 4% restante corresponde a los cuerpos y cursos de agua superficial (lagos y ríos).

La disponibilidad del agua aprovechable determinará el desarrollo de la civilización en las décadas futuras. Gran parte del mundo padece una escasez crónica de agua.

En términos de los usos del agua en el país, anualmente se utilizan 72 mil millones de m³. Donde se reparten entre agricultura, uso público urbano, pecuario e industria en general. Generando alrededor de 420 m³ de aguas residuales (RAMOS, 2003).

La problemática asociada al reúso de este vital líquido, es que se tiene una baja capacidad de tratamiento, se han visto enormes esfuerzos por incrementar estos niveles de tratamiento, sin embargo el marco legal y normativo tienen sus limitaciones (COTLER, 2004).

El principal componente del agua residual, es la materia orgánica de origen biológico.

Por estas razones, en los últimos años se ha incrementado el interés de desarrollo de nuevas tecnologías económicas y funcionales en lo que al tratamiento de aguas se refiere.

Los métodos que persiguen aumentar la efectividad en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales apuntan a los tratamientos electroquímicos, por su seguridad, accesibilidad económica y facilidad de realización; además de que ciertos compuestos pueden causar problemas de olor, color y sabor y no pueden ser removidos por tratamientos biológicos y es necesario emplear procesos avanzados de oxidación (A. VIK, 1984).

Actualmente los medios masivos de comunicación nos informan sobre el deterioro ambiental en México. Lamentablemente no se ha llegado a una cultura formal sobre el tema y, con frecuencia, inducen a la adopción de soluciones que si bien son populares no siempre son adecuadamente técnicas, económicamente viables y socialmente factibles. Para plantear soluciones que no solamente suenen bien sino que además puedan ponerse en práctica, y

sobre todo, mejoren y preserven el ambiente, es preciso contar, entre otras cosas, con un buen conocimiento técnico tanto del problema como de las opciones de solución. Desafortunadamente, nuestro país cuenta con algunos de los mejores ejemplos en materia de contaminación a causa de la desinformación, falta de cultura, sobre explotación demográfica, etc., cuando los interesados buscan en los libros, sólo encuentran descripciones de casos del extranjero (RED DEL AGUA DE LA UNAM, 2011).

El motivo del presente trabajo surge a raíz de todos los problemas que conllevan el mal uso y reúso del vital líquido, esto con la finalidad de revisar un método de tratamiento de aguas que pueda ser viable, sustentable y que se pueda llevar a cabo dentro del país, como una ayuda al medio ambiente y sobretodo explicando las bases fundamentales en lo que al tratamiento de aguas se refiere.

Objetivo general.

Realizar una revisión bibliográfica sobre el tratamiento de aguas en México y proponer el método de electrocoagulación como uso alternativo viable para el tratamiento fisicoquímico de las aguas residuales industriales.

Objetivos particulares:

- Revisar las características del agua y sus fuentes contaminantes.
 - Realizar un estudio bibliográfico de las principales causas y tipos de aguas residuales industriales en México, así como su tratamiento actual.
 - Realizar una revisión de los métodos de Coagulación, Floculación y Electrocoagulación como tratamiento fisicoquímico de aguas residuales industriales.
 - Proponer en base a lo anterior un método electrolítico (electrocoagulación) como posibilidad de mejora en el tratamiento de aguas residuales industriales.
-

Capítulo 1. Panorama del agua en México

1.1. Propiedades del agua

El agua tiene varias propiedades importantes que son cruciales en su papel como disolvente, como medio de vida, en el comportamiento ambiental y en usos industriales, basadas en las siguientes características de su molécula:

- La asimetría de su molécula.
- Su naturaleza polar.
- Capacidad de formar enlaces o puentes de hidrógeno.

El agua es un disolvente excelente para varias sustancias, incluyendo las sales, ácidos, bases y sustancias que tienen átomos de H, O y N capaces de formar enlaces de hidrógeno. En consecuencia, es el disolvente en los fluidos biológicos como la sangre y la orina; actúa desgastando a los minerales y transportándolos disueltos por la geosfera; transporta los nutrientes a las raíces de las plantas en el suelo y tiene muchos usos industriales. El agua tiene una tensión superficial muy alta y en forma líquida de 72.75γ ($\text{mN}\cdot\text{m}^{-1}$) a 25°C (ATKINS, 2006). Por su transparencia a la luz visible y a la fracción de la radiación ultravioleta de mayor longitud de onda, permite que ocurra la fotosíntesis en las algas suspendidas bajo la superficie del agua. El agua, que se congela a 0°C , tiene su máxima densidad a 4°C . Esto ocasiona que los cuerpos de agua se estratifiquen con las capas más frías, más densas, en el fondo.

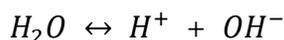
Posiblemente, la propiedad física más importante del agua es su comportamiento con el calor. El agua líquida tiene una capacidad calorífica de 4.184 Joules por gramo por $^\circ \text{C}$ ($\text{J}/\text{g}^\circ\text{C}$), lo que significa que se requieren 4.184 Joules de energía calorífica para elevar la temperatura de 1 gramo de agua líquida en 1°C . Esta elevada capacidad calorífica estabiliza las temperaturas de las regiones cercanas a los reservorios de agua. La elevada capacidad calorífica del agua se debe al hecho de que las moléculas de agua están fuertemente ligadas por enlaces o puentes de hidrógeno. Se requiere mucha energía

calorífica para romper estos enlaces y permitir a las moléculas de agua moverse más rápidamente a temperaturas más altas.

El agua tiene un calor de fusión muy alto, de 334 Joules por gramo (J/g). Esto significa que se requiere una cantidad muy grande de calor para separar las moléculas de agua, mantenidas en posiciones fijas por los enlaces de hidrógeno en el hielo, para convertir el agua a estado líquido. Cuando el hielo se funde, mientras estén presentes tanto el hielo sólido como el agua líquida, la temperatura permanece constante a la temperatura de fusión, 0° C. El calor adicionado al sistema se emplea en romper y separar las moléculas en el hielo (agua sólida), en lugar de elevar la temperatura.

El calor de vaporización del agua es de 2.259 J/g. Esto significa que se requieren 2.259 Joules de energía calorífica para vaporizar un gramo de agua líquida. Este es el calor más alto de vaporización de cualquier líquido común. Tiene una influencia enorme en los reservorios de agua, “cuerpos de agua”, y en la meteorología. Absorbiendo tanto calor en el cambio de líquido a vapor, el agua estabiliza las temperaturas atmosféricas. Sin embargo, el calor latente contenido en el vapor de agua se libera cuando el vapor de agua condensa, que es lo que sucede durante la lluvia. Esta descarga de calor calienta masas de aire haciéndolas elevarse y es la fuerza impulsora tras las tormentas y los huracanes. El calor latente en forma de vapor de agua que se evapora de los océanos cerca del Ecuador es conducido lejos de éste incorporado en masas de aire y liberado cuando el vapor de agua se condensa para formar la lluvia.

El agua se disocia según la reacción:



La expresión de la constante de equilibrio para esta disociación es:

$$K_w = [H^+] [OH^-] = 1.00 \times 10^{-14} \text{ a } 25^\circ C$$

En esta ecuación se muestra que en el agua pura $[H^+] = 1 \times 10^{-7}$ moles por litro (mol/L) y $pH = -\log[H^+] = 7$ (el pH del agua neutra es de 7 a 25° C).

1.2. El ciclo hidrológico del agua

El agua en la naturaleza se presenta bajo diversas formas o estados (Figura 1.1). Sin embargo hay una secuencia natural del paso de una forma a otra que obedece a leyes físicas precisas. Todos esos cambios que afectan al agua en la naturaleza constituyen el ciclo hidrológico (Figura 1.2). En este ciclo el agua se mueve constantemente desde la atmósfera a la tierra, pasa por los ecosistemas (vegetación, animales y suelo) y por la corteza terrestre a los océanos y luego regresa a la atmósfera. Existe una gran interacción entre los diferentes elementos que forman el ciclo hidrológico (Figura 1.3) (JIMENEZ, 1994).

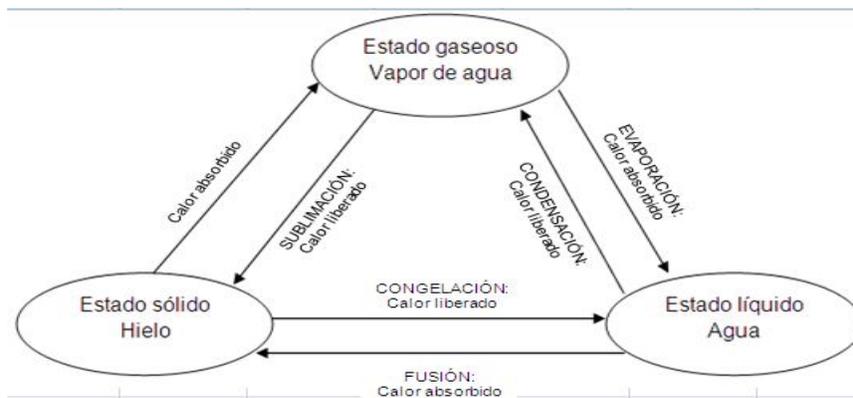


Figura 1.1: Estados y procesos de transformación del agua en la naturaleza.

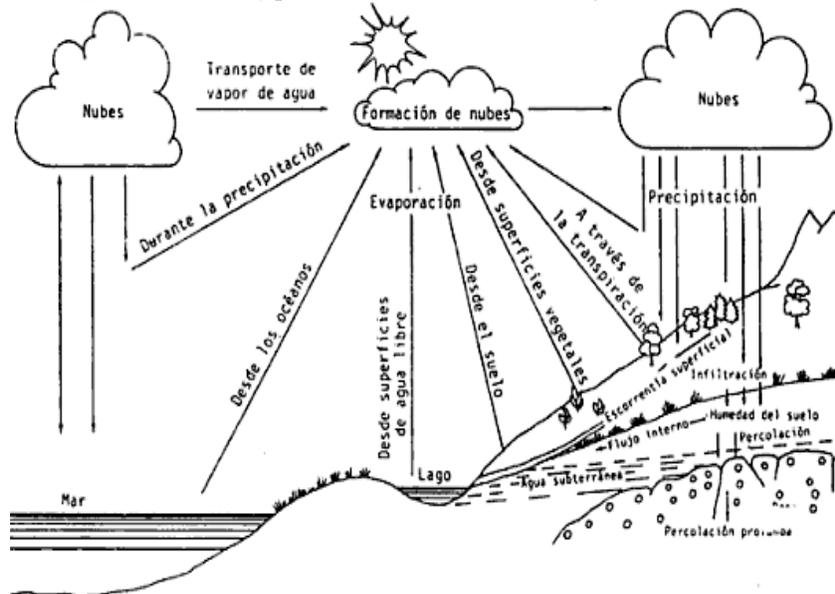


Figura 1.2: Representación esquemática de los procesos más importantes del ciclo hidrológico.

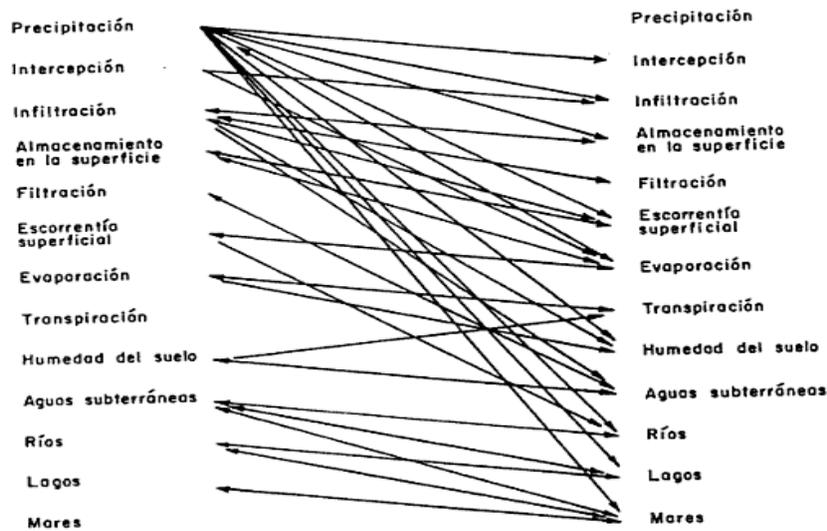
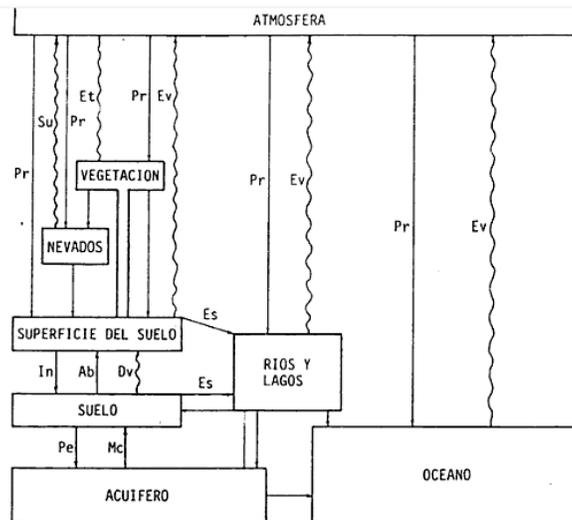


Figura 1.3: Interacción entre los elementos que integran el ciclo hidrológico.

Se podría decir que el ciclo hidrológico se inicia con la evaporación del agua a partir de toda superficie evaporante. Este vapor asciende a la atmósfera hasta cierta altura donde se condensa para formar las nubes. Estas darán lugar a las precipitaciones bajo sus diferentes formas: líquida, nieve, granizo. Durante el proceso mismo de precipitación, parte del agua vuelve a la atmósfera por evaporación de las gotas de lluvia. Sin embargo, la mayor parte llega hasta la superficie de la tierra donde sigue diferentes caminos: parte se evapora inmediatamente desde la superficie del suelo o desde las hojas y tallos de las plantas sobre las que ha caído, parte se infiltra penetrando en el suelo desde donde reaparecerá en la forma de manantiales o constituirá las capas de agua subterránea, que después pueden ser empleadas por el hombre. Del agua precipitada o que no se han infiltrado o evaporado, se forman los cursos de agua superficiales, como riachuelos, ríos, que van a desembocar a lagos, mares, desde donde inicia nuevamente el ciclo.

El ciclo hidrológico puede verse también como un sistema (Figura 1.4). En este sistema pueden verse también los elementos del mismo colocados en el recuadro y los diferentes procesos de cambio representados por las flechas cuya dirección indica que son o bien variables de entrada al sistema, o bien variables de salida del mismo.



- | | |
|-----------------------|-----------------------|
| In Infiltración | Pe Percolación |
| Ab Absorción | Mc Movimiento capilar |
| Pr Precipitación | Es Escorrentía |
| Su Sublimación | Dv Difusión vapor |
| Et Evapotranspiración | Fu Fusión |
| Ev Evaporación | |

Figura 1.4: El ciclo hidrológico visto como un sistema

Los elementos del ciclo hidrológico constituyen la base para el desarrollo de los ecosistemas y regiones naturales. Estos ecosistemas ejercen importantes efectos sobre el ciclo hidrológico continental. La vegetación en general, pero principalmente los bosques, tienen una trascendencia hidrológica particular: el bosque transforma la escorrentía superficial en escorrentía subterránea, y de este modo regula el régimen de los cursos de agua al restringir las oscilaciones del caudal y limitar las situaciones de crecida. Por otra parte, la calidad del agua queda protegida por los árboles; de ahí que unas cuencas boscosas produzcan agua relativamente más pura que las que carecen de vegetación forestal.

1.3 Bosquejo general del agua

Aproximadamente $1.356 \times 10^{12} \text{ m}^3$ de agua existe en la naturaleza (Figura 1.5), pero para México y para todo el mundo, el agua representa elemento indispensable, pero también escaso, cuya falta puede a mediano plazo comprometer de forma muy seria sus posibilidades de desarrollo integral. México es un país árido con una distribución de sus

recursos hidráulicos que no corresponde a la localización de los asentamientos humanos dentro del territorio nacional.

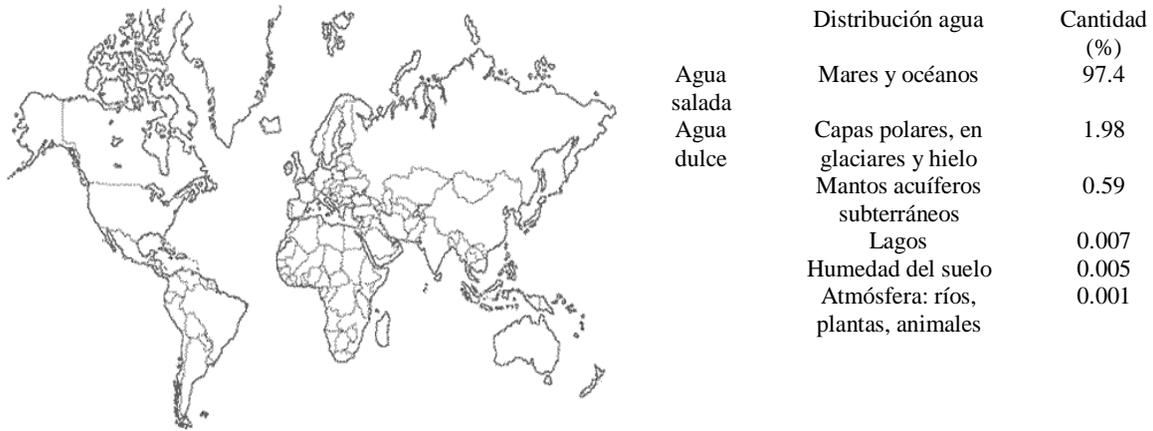


Figura 1.5: Distribución del agua

La República Mexicana presenta una notable desigualdad, ya que el 80% del agua se encuentra a menos de 500 m de altura sobre el nivel del mar, mientras que sólo el 5% está arriba de la cota 2000, encontrándose en las planicies altas cerca de un tercio de la población y dos tercios de la producción industrial manufacturera (RAMOS, 2003) (Figura 1.6).

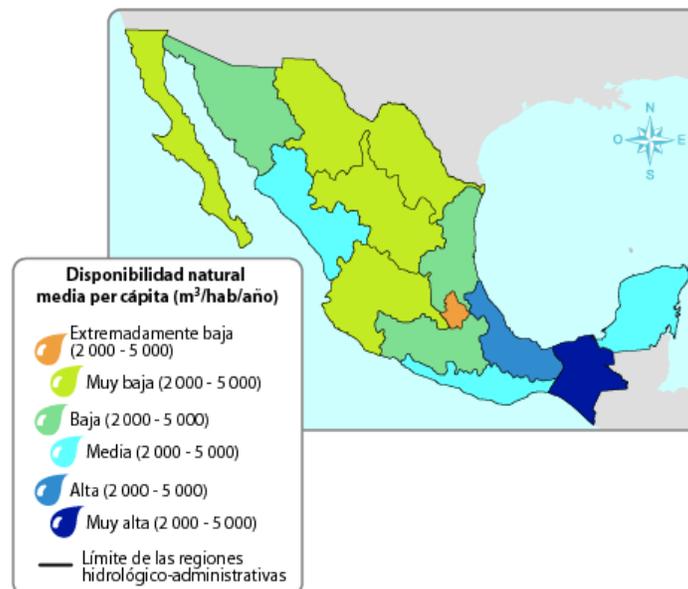


Figura 1.6: Disponibilidad natural media per cápita (m³/hab/año) en la República Mexicana

1.4 Demanda de agua en México

La calidad ambiental tiene que ver en mucho con la escasez, con la demanda, con el uso, pero también con las características propias del país, que son únicas en la variabilidad fisiográfica y climática, todo esto tiene que ver con la disponibilidad real más que con la disponibilidad teórica de agua en el país.

Como parte de esta fisiografía o climatología tenemos cómo varía la precipitación pluvial en el país. El promedio de escurrimiento es de 772 mm, pero dicha precipitación sólo se presenta en México en sólo cinco meses aproximadamente y esto se refleja sobre la cantidad que escurre por los cuerpos de agua, la cantidad que se infiltra, y evidentemente sobre la calidad del recurso.

Casi el 67% de la precipitación se presenta entre julio y septiembre, lo que dificulta enormemente su aprovechamiento y de acuerdo con la precipitación anual promedio que va desde 1941 al 2000 se observa que sólo en la zona sureste se tiene alta precipitación y en la zona noroeste del país se tienen escasa precipitaciones que inciden sobre la disponibilidad del recurso.

Junto con los datos de una media mundial de 1700 m³ por habitante por año se observa que en México se presenta una variabilidad del orden de 5000 m³, aparentemente México está muy bien pertrechado por la parte de agua, sin embargo, cuando se ve la influencia sobre estas cuestiones de la disponibilidad se encuentra que en la zona del noroeste se tiene disponibilidad de 100 m³ por habitante por año y en la zona del sureste se tiene 17000 m³ por habitante por año. En otras palabras, el promedio de 5000 m³ por habitante por año, no se toma en cuenta todas estas variabilidades de la problemática asociada.

La presión que se tiene sobre el recurso es muy alta hacia el norte-noroeste y en cambio en el sur-sureste del país, prácticamente no se tiene presión. Sin embargo, si se aterriza en el Valle de México se observa que la presión todavía es más intensa por la sobreexplotación que se tiene.

En términos de los usos del agua en el país, anualmente se utilizan 72 mil millones de m³. De estos, el 78% lo usa la agricultura, el uso público urbano, el uso pecuario y la industria consumen el otro 28%. Del total del agua disponible, las aguas subterráneas abastecen casi un tercio o un poco más. El 70% de la población se abastece de aguas subterráneas, un

tercio de la superficie total regada está hecha con ellas y la mitad de la demanda de la industria se abastece con éstas.

En términos de las aguas residuales, en México se generan alrededor de 420 m³ cada segundo, de estas las municipales generan 250 m³/s y las no municipales generan el resto (170 m³/s). Los giros industriales que generan mayor cantidad en volumen son la acuicultura, la industria del azúcar, la industria del petróleo, la industria química y otros servicios, pero cuando se analiza la cantidad de carga orgánica que aportan los giros industriales, la acuicultura prácticamente no aporta contaminación y entonces la industria del azúcar, petróleo, química y demás, son las mayores portadoras. O sea que no hay una correlación entre cantidad y calidad, sin embargo, producen una degradación intensa en la calidad del agua, impactos ecológicos diversos, pérdida del uso natural y abatimiento en la disponibilidad por afectación de la calidad.

1.5 Calidad del agua en México

La detección de la contaminación del agua superficial se da por una red nacional de monitoreo que opera la Comisión Nacional del Agua (CNA) desde hace más de treinta años, se hace en más de 215 cuerpos de agua, y se puede observar el comportamiento de la calidad del agua; la calidad del agua aceptable para cualquier tipo de uso es del 5% lo cual representa una pequeña cantidad de cuerpos de agua, la aceptable es del 22%, el agua poco contaminada representa un 49%, la contaminada 15%, la altamente contaminada 7% e incluso se tiene presencia de tóxicos en 2% (ese análisis se hace para cuerpos de agua donde se sabe que hay ese problema) no es una cosa generalizada en el país afortunadamente.

Dentro de los cuerpos de agua más contaminados llama la atención el primero de ellos, el Río Tijuana que en la parte mexicana se conjunta el agua y prácticamente en la zona de la frontera con Estados Unidos toda el agua del río Tijuana es tratada y después descargada al mar con un muy buen nivel de tratamiento, sin embargo en las partes mexicanas es donde no está muy debidamente tratada sino por un convenio internacional se trata en la frontera (JIMENEZ, 2009).

De este modo se tiene información de la contaminación pero también del tratamiento en todo el país.

En cuanto las cuestiones costeras, muchas de estas aguas residuales, son descargadas al mar, y aquí la variabilidad va desde zonas de descargas, zonas urbanas o algunos giros industriales que descargan en las zonas costeras.

Por otra parte, los servicios públicos generan aguas residuales que afectan cuando son aguas sin tratar y aparecen organismos que pueden parasitar y crear otro tipo de problemas asociados a la salud pública.

En lo que se refiere a la producción agrícola aquí se tienen varios tipos de problemas, como por ejemplo, para irrigar que reciben los cultivos, en algunos casos son aguas residuales crudas o aguas residuales tratadas pero que requieren entonces un manejo adecuado y aquí se habla de una serie de restricciones en la calidad del agua usada en los cultivos (CASTILLO, 2003).

1.6 Marco jurídico

Hay una Ley Nacional de Aguas de 1992, la vigente, y una iniciativa del año 2003 que no se aprobó. Existen otras leyes relacionadas con la salud y el medio ambiente, en particular para los derechos de descargas de aguas residuales. Es también relevante mencionar la Ley Federal de Derechos que se renueva anualmente. También, saber que desde 1975 apareció el primer Plan Nacional Hidráulico, primer instrumento de planeación importante que tiene ya una enfoque más integral.

Sobre los derechos de descarga de aguas residuales, desde los años 70 ya se comenzó de manera más seria el control de la calidad de las aguas residuales en México, en el que se exigía un tratamiento básico para cada descarga. Ya en los 80 y 90 se trató de buscar más dependiendo de la carga y la toxicidad. Pero como instrumento económico es hasta 1991 que aparecen los derechos por descargas de aguas residuales que tratan de dar un parámetro a los agentes contaminantes (principalmente DQO y sólidos suspendidos totales), para que cumplan con las normas sobre el control de la contaminación.

Así mismo, son parte de un conjunto más amplio de normas oficiales mexicanas (NOMs).

El derecho de descarga de aguas residuales tal como era en 1991, era una cuota por incumplimiento que se cobraba cuando se rebasaba la norma establecida. Se calculaba sobre dos tipos de contaminantes:

- 1) La demanda química de oxígeno, DQO, y
- 2) Los sólidos suspendidos totales, y, dependiendo del tipo de zonas, entonces se hablaba de zonas de disponibilidad de agua.

Posteriormente, en 1996, los criterios cambiaron. Ya no se hablaba de zonas de disponibilidad sino de capacidad de asimilación de los cuerpos de agua y se detectaron tres niveles, a, b y c (Tabla 1.1) (INEGI, 2009).

Tabla 1.1: Niveles de capacidad de asimilación de los cuerpos de agua.

Nivel	Sector	Toneladas	Descripción
A	Agrícola y pecuario	7.1	Vertimientos de aguas residuales agrícolas con gran número de contaminantes y del sector pecuario con alta carga orgánica.
B	Doméstico	800	Las mayores aportaciones de carga contaminante son los centros urbanos como el Guadalajara, Distrito Federal, Veracruz, Campeche, Tabasco, Baja California Sur, Colima.
C	Industrial	520	En orden de importancia por su aporte, el subsector de alimentos, producción de licores, fabricación de sustancias químicas industriales y la industria del papel y del cartón, así como también por la extracción del petróleo.

En 1997 se dio un cambio incorporando mayor número de contaminantes. Se hizo la famosa NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas a cuerpos de aguas nacionales y la NOM-002-SEMARNAT-1996 para alcantarillado. Estas reformaron a 43 normas.

En los últimos años, el sector hidráulico en México ha evolucionado hacia un manejo integrado del agua, esto ha sido posible gracias a la transformación del marco jurídico y del ente administrador a nivel federal; así como a un proceso ordenado de planeación

participativa con los usuarios. Actualmente se cuenta con dos pilares fundamentales que sustentan a la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos:

1. Ley de Aguas Nacionales, publicada en 2002 y reformada en el mes de abril del 2004 y;
2. La Comisión Nacional del Agua, como órgano superior con carácter técnico, normativo y consultivo de la Federación, en materia de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), incluyendo la administración, regulación, control y protección del dominio público del agua (COTLER, 2004).

En la Tabla 1.2 se mencionan las normas expedidas por las tres principales dependencias (LÓPEZ, 2010):

Tabla 1.2: Normas expedidas por la SEMARNAT, SSA 1 y CONAGUA

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)	<ul style="list-style-type: none">• NOM-001-SEMARNAT-1996: Límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales• NOM-002-SEMARNAT-1996: Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado urbano y municipal• NOM-003-SEMARNAT-1997: Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público• NOM-004-SEMARNAT-2002: Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final• NOM-083-SEMARNAT-2003: Protección ambiental para los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial• NOM-022-SEMARNAT-2003: Preservación, conservación, aprovechamiento sustentable y restauración de los humedales costeros en zonas de manglar• NOM-141-SEMARNAT-2003: Caracterización de los jales y presas de jales
---	--

Secretaría de Salud
(SSA 1)

- NOM-127-SSA1-1994: Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización
- NOM-013-SSA1-1993: Requisitos sanitarios para las cisternas de vehículos para el transporte de agua potable
- NOM-014-SSA1-1993: Procedimientos sanitarios para muestreo de agua potable en redes
- NOM-179-SSA1-1998: Vigilancia y evaluación del control de la calidad del agua potable en redes

Comisión Nacional
del Agua
(CONAGUA)

- NOM-011-CONAGUA-2000: Conservación del recurso del agua. Establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales
- NOM-001-CONAGUA-1995: Especificaciones de hermeticidad en sistemas de alcantarillado sanitario
- NOM-002-CONAGUA-1995: Especificaciones y métodos de prueba de tomas domiciliarias de agua potable
- NOM-003-CONAGUA-1996: Requisitos para la construcción de pozos
- NOM-004-CONAGUA-1996: Requisitos para la protección de acuíferos durante mantenimiento y rehabilitación de pozos y cierre de pozos
- NOM-005-CONAGUA-1996: Especificaciones y métodos de prueba para fluxómetros
- NOM-006-CONAGUA-1997: Especificaciones y métodos de prueba para fosas sépticas prefabricadas
- NOM-007-CONAGUA-1997: Requisitos de seguridad para la construcción y operación de tanques de agua
- NOM-008-CONAGUA-1998: Especificaciones y métodos de prueba para regaderas
- NOM-009-CONAGUA-1998: Especificaciones y métodos de prueba para inodoros
- NOM-010-CONAGUA-1999: Especificaciones y métodos de prueba para válvulas de admisión y de descargas de tanques de inodoros
- NOM-013-CONAGUA-2000: Especificaciones de hermeticidad y métodos para redes de distribución de agua potable
- NOM-014-CONAGUA-2003: Requisitos para la descarga artificial de acuíferos con agua residual tratada
- NOM-015-CONAGUA-2007: Características y especificaciones de las obras del agua para su infiltración artificial en los acuíferos

1.7 Descargas generadas en México

Tabla 1.3: Comparación de descargas municipales – industriales

Descargas	Municipales	Industriales
Agua utilizada	263 m ³ /s	193 m ³ /s
Descargas	250 m ³ /s	170 m ³ /s
Agua que recibe algún tratamiento	45.9 m ³ /s	25.3 m ³ /s
DQO	1.94 mill.ton ³ /año	6.16 mill.ton ³ /año
DQO removido por algún tratamiento	0.36 mill.ton ³ /año	0.80 mill.ton ³ /año

En esta comparación de descargas municipales – industriales (Tabla 1.3), se puede observar que las descargas que generan los municipios, básicamente se trata del 20% (cifras del 2001, para el 2003, se trata del 25%), pero lo más interesante es ver los contaminantes. Se habla de que la industria tiene tres veces más concentración de contaminantes. También se habla de que la DQO que es permitida por algún tratamiento, es mínima en ambos casos.

Es claro que el problema del azúcar es importante, ya que es una industria que es intensiva en mano de obra, que se ubica en las zonas más pobres del país. Sin embargo, no todos los sectores industriales están al mismo nivel, puesto que la industria de la petroquímica no contamina igual que la industria azucarera, es claro que la petroquímica tiene más metales pesados o tóxicos mucho más contaminantes que otros sectores. De igual forma, la industria chocolatera o inclusive la lechera, tampoco contaminan de igual forma, ya que estas industrias presentan altos porcentajes en lo que a grasas vegetales y animales se refiere, que de igual forma son difíciles de remover y son contaminantes potenciales.

El énfasis debe estar en lograr el cumplimiento de las normas, que también tiene que ver con la falta de capacidad institucional y de monitoreo; el hecho de que los usuarios simplemente no pagan. Una de las razones para ello, han sido los continuos cambios en la política, las continuas condonaciones, una serie de decretos en los que se condonaba el pago de derechos, incluso en Diciembre del 2001, el Presidente Fox ratificó uno más. Para darnos una idea, la deuda que se tiene en los municipios en los últimos 5 años es de más de 65 mil millones de pesos (SAADE, 2003).

1.8 Consumo de agua por la industria en México

La industria es el motor de crecimiento y desarrollo económico en muchos países desarrollados. En la región de Asia del Este y del Pacífico, la industria actualmente genera el 48% del total del Producto Interno Bruto (PIB), y esta proporción sigue aumentando. Por otra parte, la proporción del PIB en los países en vía de desarrollo creció de 22 a 26%, entre 1998 y 2002. Alrededor de 20% del agua se emplea en la industria, cantidad que equivale a un consumo de 130 m³/persona/año, y de esta cantidad, más de la mitad se utiliza en los procesos de enfriamiento de las centrales termoeléctricas. Entre los mayores consumidores de agua están las plantas petroleras, la industria metálica, las papeleras, las maderas, el procesamiento de alimentos y la industria manufacturera (JIMENEZ, 2010).

En México, el uso industrial del agua, está considerado en el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA) y se integra primordialmente por la industria autoabastecida y las termoeléctricas. Los principales rubros de la industria autoabastecida son las industrias química, azucarera, petrolera, celulosa y de papel, las cuales se abastecen directamente de ríos, arroyos, lagos o acuíferos del país. Las termoeléctricas incluyen centrales de vapor, duales, carboeléctricas, de ciclo combinado, de turbo gas y de combustión interna. En el 2007, las centrales termoeléctricas generaron 198.79 TWh, lo que representó 87% del total de la energía eléctrica producida en el país. En las plantas correspondientes existe una capacidad instalada de 38.799 MW, es decir, 77.8% del total del país.

Para 2007, el uso industrial representaba 9% del volumen total concesionado para usos consuntivos, 4% para la industria autoabastecida y 5% para las termoeléctricas. Este porcentaje es relativamente bajo en comparación con el promedio mundial mencionado con anterioridad para países en vías de desarrollo. Cabe aclarar que el 76% del agua concesionada a termoeléctricas en el país corresponde a la planta carboeléctrica de Petacalco, ubicada en las costas de Guerrero, muy cercana a la desembocadura del río Balsas. Los consumos de agua en la industria en el 2007 alcanzaban los 7.2 miles de millones de m³, distribuidos como se muestra en la Tabla 1.4:

Tabla 1.4: Origen y consumo de agua en la industria en el 2007

Uso	Origen		Volumen total (miles de millones de m ³)
	Superficial (miles de millones de m ³)	Subterráneo (miles de millones de m ³)	
Industria autoabastecida (sin termoeléctricas)	1.7	1.4	3.1
Termoeléctricas	3.6	0.5	4.1
Total (miles de millones de m³)	5.3	1.9	7.2

Los volúmenes concesionados para usos consuntivos por región hidrológico-administrativa en 2007, se muestra en la Tabla 1.5:

Tabla 1.5: Volúmenes concesionadas por región hidrológico-administrativa en el 2007

Región hidrológico-administrativa		Industria autoabastecida (sin termoeléctrica)	Termoeléctricas
I	Península de Baja California	88.2	199.0
II	Noroeste	79.0	0.0
III	Pacífico Norte	61.1	0.0
IV	Balsas	269.3	3170.2
V	Pacífico Sur	20.9	0.0
VI	Río Bravo	203.4	115.3
VII	Cuencas Centrales del Norte	58.3	38.3
VIII	Lerma – Santiago – Pacífico	402.3	24.5
IX	Golfo Norte	460.6	65.6
X	Golfo Centro	877.3	374.3
XI	Frontera Sur	94.6	0.0
XII	Península de Yucatán	319.8	9.4
XIII	Aguas del Valle de México	198.6	89.6
Total		3133.4	4086.2

Como se puede observar, la región con mayor volumen concesionado para la industria autoabastecida (incluye rubros industrial, agroindustrial, servicios y comercio) es la Golfo Centro, mientras que la región Pacífico Sur es la que cuenta con el menor volumen concesionado. En lo que se refiere al uso en termoeléctricas, la región del Río Balsas es la que posee el mayor volumen concesionado, mientras que en el 2007, regiones como la Noroeste, la Pacífico Norte, la Pacífico Sur y la Frontera Sur, no disponían de concesiones para dicho uso.

Por otro lado, los volúmenes concesionados por entidad federativa en el 2007, se muestran en la Tabla 1.6:

Tabla 1.6: Volúmenes concesionados por entidad federativa en el 2007

Entidad federativa		Industria autoabastecida (sin termoeléctrica)	Termoeléctricas
1	Aguascalientes	11.4	0.0
2	Baja California	79.9	195.1
3	Baja California Sur	8.2	3.9
4	Campeche	16.8	0.0
5	Coahuila	73.5	74.9
6	Colima	24.4	3.8
7	Chiapas	29.4	0.0
8	Chihuahua	51.7	27.6
9	Distrito Federal	31.5	0.0
10	Durango	18.8	11.5
11	Guanajuato	56.0	20.5
12	Guerrero	12.5	3122.1
13	Hidalgo	66.4	82.6
14	Jalisco	130.7	0.1
15	México	156.4	6.9
16	Michoacán	142.2	48.2
17	Morelos	59.0	0.0
18	Nayarit	55.7	0.0
19	Nuevo León	79.9	4.4
20	Oaxaca	39.1	0.0
21	Puebla	113.6	6.5
22	Querétaro	61.3	6.5
23	Quintana Roo	275.6	0.0
24	San Luis Potosí	29.2	41.0
25	Sinaloa	46.4	0.0
26	Sonora	78.0	0.0
27	Tabasco	58.9	0.0
28	Tamaulipas	103.7	54.0
29	Tlaxcala	19.4	0.0
30	Veracruz	1150.6	367.9
31	Yucatán	33.6	9.5
32	Zacatecas	19.5	0.0
Total		3133.4	4086.2

El estado de Veracruz es el que presenta el mayor consumo con 1150.6 millones de m³. La principal actividad industrial responsable de este consumo es la producción de azúcar. Por

otro lado, el estado de Guerrero es el de mayor volumen concesionado para uso en termoeléctricas con 3122.1 millones de m³ por la presencia de la planta carboeléctrica de Petacalco.

De acuerdo con los Censos de Captación, Tratamiento y Suministros del Agua realizados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) a los organismos operadores del país, se determinó que, en el 2003, 18% del agua suministrada por las redes de agua potable fue para uso industrial y de servicios.

Capítulo 2. Fuentes contaminantes del agua, tipos de aguas residuales y Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (PTARI) en México

2.1. Naturaleza y tipos de contaminantes del agua

Generalmente, la mayor preocupación sobre la seguridad del agua es ahora la presencia potencial de contaminantes químicos. Estos pueden incluir productos químicos orgánicos e inorgánicos y metales pesados, procedentes de fuentes industriales, agrícolas y de la escorrentía urbana. Los contaminantes del agua pueden agruparse en algunas categorías generales presentados en la Tabla 2.1 (MANAHAN, 2007):

Tabla 2.1: Contaminantes del agua y sus impactos

Tipo de contaminante	Impacto
Elementos traza	Salud, biota acuática, toxicidad
Metales pesados	Salud, biota acuática, toxicidad
Metales enlazados orgánicamente	Transporte de metales
Radionúclidos	Toxicidad
Contaminantes inorgánicos	Toxicidad, biota acuática
Asbesto	Salud humana
Nutrientes de algas	Eutrofización
Sustancias que dan acidez, alcalinidad, salinidad (en exceso)	Calidad del agua, vida acuática
Contaminantes orgánicos traza	Toxicidad
Medicamentos, anticonceptivos, etc.	Calidad del agua, vida acuática
Bifenilos policlorados	Posibles efectos biológicos
Plaguicidas	Toxicidad, biota acuática, fauna
Residuos de petróleo	Efectos en la fauna, contaminación visual
Alcantarillado, residuos humanos y de animales	Calidad del agua, niveles de oxígeno
Materia orgánica medida como demanda bioquímica de oxígeno	Calidad del agua, niveles de oxígeno
Patógenos	Efectos en la salud
Detergentes	Eutrofización, fauna, contaminación visual
Compuestos carcinógenos químicos	Incidencia de cáncer
Sedimentos	Calidad del agua, vida acuática, fauna
Sustancias que dan sabor, olor y color	Calidad del agua, vida acuática, contaminación visual

Dado que los contaminantes del agua pueden provenir de una variedad de fuentes, es importante tener marcadores de contaminación del agua que sean indicativos de las fuentes.

Algunos herbicidas pueden servir como marcadores de la escorrentía agrícola. Tradicionalmente se usan las bacterias fecales coliformes provenientes de fuentes domésticas, como marcadores de contaminación microbiana o viral. Potencialmente, los metabolitos humanos endógenos, así como los constituyentes de los alimentos, los productos farmacéuticos y los productos de cuidado personal pueden indicar la entrada de contaminación desde fuentes del alcantarillado. La cafeína procedente del consumo del café, té y bebidas de cola puede ser un marcador muy útil de fuentes domésticas de contaminación del agua (RAMOS, 2003).

2.2. Usos principales del agua

El agua tiene una amplia variedad de usos. Un cuerpo de agua puede usarse para fines recreativos, para mantener la vida acuática y silvestre, para el riego agrícola, para actividades industriales o bien, como abastecimiento público. Es evidente que se requieren grados distintos de pureza para cada uno de estos usos.

Normalmente se suele dividir el uso público en cuatro categorías:

- a. Uso doméstico, agua para uso general y sanitario.
- b. Uso industrial, no doméstico.
- c. Servicio público, extinción de incendios, mantenimiento de infraestructura y riego de áreas verdes.
- d. Pérdida en la red y fugas.

2.3. Fuentes contaminantes del agua

Las principales fuentes de contaminación se han agrupado de acuerdo con su procedencia y pueden ser clasificadas en cuatro grupos:

a. Urbanas o sociales

Corresponden a las cargas de residuos de origen doméstico o público que constituyen las aguas residuales municipales (lavado de ropa, baño, desperdicios de cocina, limpieza, preparación de alimentos, etc.).

Las concentraciones urbanas de población constituyen una de las mayores fuentes de contaminación, debido a los grandes volúmenes de aguas residuales domésticas producidas, que en su mayor parte, son colectadas por los sistemas de alcantarillado. Sin embargo, debido al rápido crecimiento de la población, muchas veces no se cuenta con este sistema de alcantarillado y disponen de las aguas residuales en fosas sépticas o directamente en los cuerpos de agua.

Las zonas residenciales y los centros comerciales constituyen las principales fuentes de generación de aguas residuales domésticas, incluyendo los edificios institucionales y espacios recreacionales.

Los valores típicos para las zonas comerciales oscilan entre los 7.5 a 14 m³/habitante/día.

b. Industriales

Son las descargas originadas por el desarrollo de actividades correspondientes a la extracción y transformación de recursos naturales en bienes de consumo para la población.

Cada una de las industrias descarga volúmenes considerables de aguas residuales, cuya naturaleza fisicoquímica dependerá del tipo de proceso al que se refiera, pudiendo ser materia orgánica, nutrientes, metales pesados, ácidos, bases, sustancias orgánicas, inorgánicas, grasas, aceites, etc.

Por regla general las industrias tienen un sistema de drenaje particular, lo que facilita el manejo y conducción de las aguas residuales hasta los sistemas de tratamiento. Los contaminantes más comunes de las descargas industriales en general proceden de las siguientes fuentes:

- Agentes químicos de acondicionamiento de agua para enfriamiento.
- Lavado de materias primas.
- Purga de lodos acumulados en torres de enfriamiento.
- Procesos de transporte con residuos de producto terminado.

- Compuestos químicos en el lavado del equipo.
- Sustancias químicas empleadas como materia prima.
- Desechos de sustancias orgánicas empleadas durante el proceso de industrialización.
- Desechos ácidos y alcalinos generados en prácticas auxiliares del proceso industrial, como la regeneración de intercambiadores iónicos, lavado de filtros, limpieza de equipos, etc.
- Metales pesados que se generan en algunos procesos de transformación.

c. Agropecuarias

Son los afluentes de instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado de mayor y menor, así como las aguas de retorno de los campos agrícolas.

Como consecuencia en el uso de la actividad agrícola de herbicidas, plaguicidas y fertilizantes, para el control de plagas y aumento de la productividad, las aguas de retorno agrícola arrastran estos compuestos hasta los cuerpos receptores; esto aunado a los arrastres de las excretas animales por los escurrimientos pluviales, produce una fuente considerable de contaminación que altera los ecosistemas acuáticos.

El control y manejo de las aguas de retorno agrícola es difícil, debido a que las grandes áreas de riego tienen varias descargas, principalmente en época de lluvias. Cuando los restos de fertilizantes llegan a los cuerpos de agua, provocan un indeseable crecimiento de plantas acuáticas.

d. Naturales

Este tipo de contaminación se debe a los arrastres de materia orgánica muerta por los escurrimientos de agua pluvial, así como los productos inorgánicos producidos por la erosión del suelo.

2.4.Importancia del tratamiento de aguas

Se estima que 1.1 billones de personas (una sexta parte de la población mundial) no tiene acceso al agua potable (WHO/UNICEF, 2000), el ‘des-abastecimiento’ del agua crece conforme la población y la industrialización lo hacen.

El derecho de la gente al acceso de agua potable debe ser visto como un cambio global, la solución depende de la formulación e implementación de estrategias directivas de agua sustentable (Figura 2.1) (HOLT, 2005).

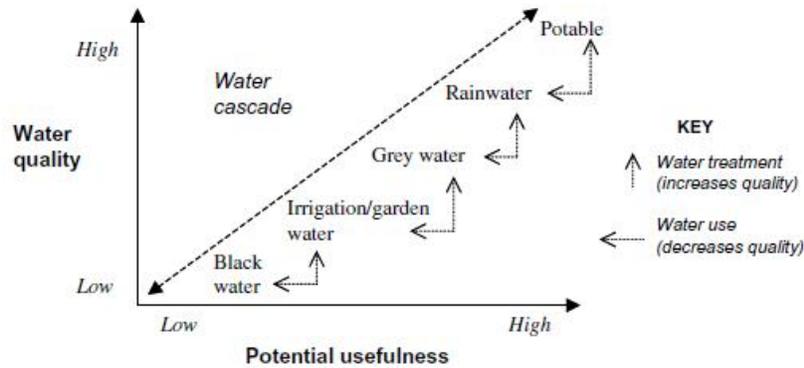


Figura 2.1: Cascada de relación entre la calidad del agua y su posible utilidad.

Toda comunidad tiene un impacto sobre el medio natural que la rodea, ya sea en emisiones al aire, desechos sólidos y/o líquidos.

Los desechos líquidos reciben el nombre de aguas residuales y son el resultado del uso en el hogar, en la industria y en el comercio del agua entubada. La descomposición de aguas residuales produce gases ofensivos como el ácido sulfhídrico (H_2S) el cual es el responsable del olor a “huevo podrido”, así como de metano. De igual manera, en las aguas residuales están presentes una gran cantidad de microorganismos patógenos por lo que pueden ser un riesgo potencial a la salud. Por lo tanto, por su naturaleza, las aguas residuales contienen una gran variedad de compuestos biológicos y químicos en concentraciones tales que pueden causar contaminación en aguas naturales receptoras, por lo que deben ser removidos.

Durante muchos años, las aguas residuales tratadas y sin tratar han sido vertidas a cuerpos de aguas naturales como mares, ríos, lagos y lagunas, afectando de manera adversa y muchas veces irreversible sus características naturales. Los cuerpos de agua naturales tienen una capacidad de depuración propia, mediante la cual son capaces de asimilar y remover sólidos, materia orgánica e inclusive algunos compuestos químicos tóxicos. Tal capacidad de remoción se atribuye a los microorganismos presentes de manera natural en los cuerpos de agua y en las propias aguas residuales. Sin embargo, este proceso se toma su

tiempo. Así pues, la finalidad de las plantas de tratamiento es la de aprovechar la capacidad autodepuradora de las aguas, proveer las condiciones necesarias para que se lleve a cabo la degradación acelerada de las sustancias contaminantes en el agua residual para impactar en menor grado a los cuerpos de agua naturales, receptores de aguas residuales.

El sistema de tratamiento se clasifica de acuerdo al principio empleado para la remoción de contaminantes. Así pues, un ejemplo de sistema físico es la filtración, la cual puede llevarse a cabo a través de mallas, tamices, barras o filtros de arena. Por otra parte, un sistema químico es el proceso de coagulación/floculación en donde ciertas sustancias químicas son adicionadas al agua con el fin de promover la formación de floculos y facilitar su separación del agua. Por lo general, los diversos tipos de tratamiento de aguas residuales llevan su tiempo para poder remover sus contaminantes. Algunos factores que van a influir en la remoción de contaminantes serán el pH del agua, la temperatura, el tiempo de contacto entre el agua y los microorganismos, la concentración de oxígeno disuelto en el agua y los nutrientes disponibles.

En México, el reúso de las aguas residuales tratadas se encuentra regulado por la NOM-003-SEMARNAT-1997. Dentro de esta norma se tienen contempladas actividades de reúso en el que la población se encuentra en contacto directo y/o indirecto con las aguas residuales.

Con el fin de lograr la calidad requerida por esta Norma, para rehusar adecuadamente el agua residual sin presentar riesgos a la salud, se requiere proveerla de tratamiento secundario e incluso hasta un terciario Sin embargo, sólo una pequeña fracción de agua residual generada en el país recibe tratamiento de este tipo.

En México aún no se cuenta con legislación en lo que respecta al reúso de aguas residuales tratadas para la mezcla con agua natural en presas o acuíferos que posteriormente será sujeta a potabilización y distribución a la población para su uso (RAMÍREZ, 2005).

2.5. Reciclado

En la gestión de las aguas residuales urbanas se deben tener en cuenta dos factores o elementos fundamentales:

- El primero está relacionado con la calidad del Medio Ambiente. Las aguas residuales deben ser manejadas de forma que no contaminen el aire, el suelo, los cursos o masas de agua. Así pues, no deben ser utilizadas de cualquier forma que introduzca productos tóxicos o que pueda plantear problemas patológicos, sobre todo en lo que se refiere a las cadenas alimentarias.
- El segundo está relacionado con la crisis de la energía. Ahora la gestión de las aguas residuales se puede observar o se puede estudiar en términos de consumo de energía, tanto bajo aspectos industriales como económicos o sociales.

Así pues, todo lo que sea aportar materia orgánica y nutriente a los vegetales implica una mayor producción de alimentos, y una mayor posibilidad de conservar los recursos del suelo para producir tanto alimentos como energía. En lo que se refiere a este último proceso, es típica la mentalización creciente que existe en muchos países, a todos los niveles, para el uso de la biomasa como fuente de energía (RED DEL AGUA DE LA UNAM, 2011).

2.6. Plantas de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) y capacidad de tratamiento

A nivel nacional se puede observar cómo de 2004 a 2008 el número de plantas instaladas se incrementó de 1875 a 2174, es decir, un incremento del 16%. Sin embargo, no todas estas plantas existentes están en operación (Figura 2.2).

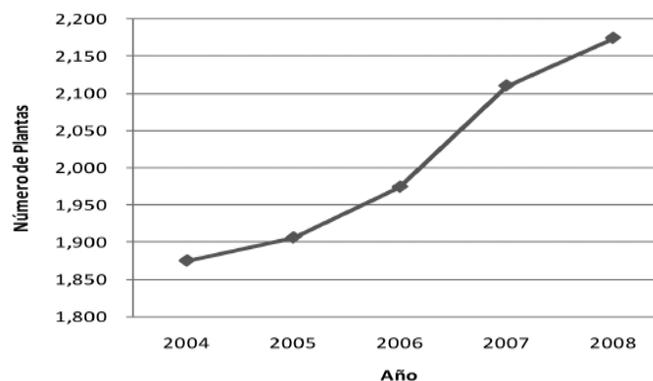


Figura 2.2: Evolución del número de PTARI en México.

En promedio, 4% de las plantas existentes se encuentra sin operar (Figura 2.3).

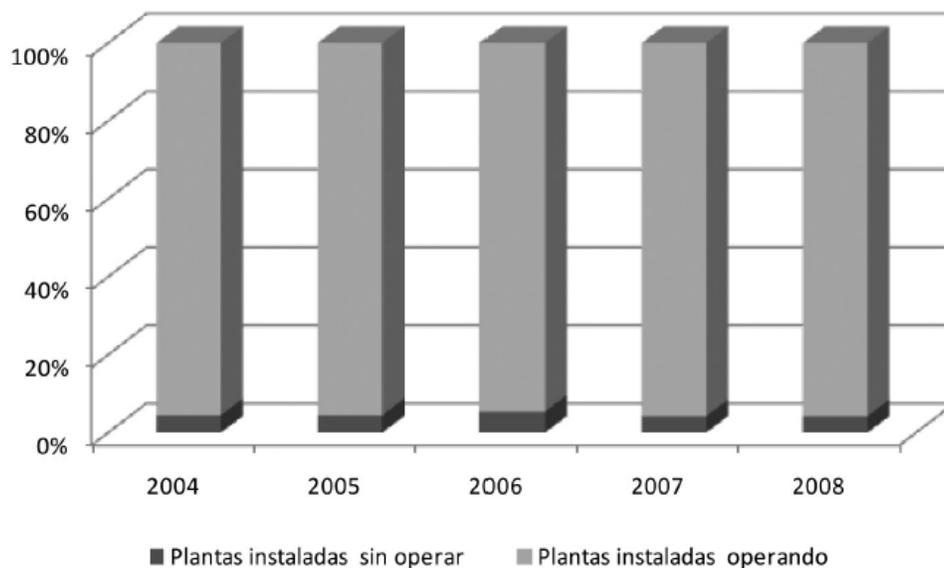


Figura 2.3: Situación actual de las PTARI en México

En cuanto a la capacidad de tratamiento de las PTARI, se puede observar en la Figura 2.4, que el número de plantas aumentó, también se incrementó la capacidad instalada de tratamiento: del 2004 al 2008 se incrementó en más del 50%. Sin embargo, las plantas no operaron al 100% de su capacidad. En la Figura 2.5, se observa el caudal tratado, el cual presentó una baja de 575 litros por segundo del 2004 al 2005, año a partir del cual volvió a incrementarse de manera sostenida. Para el 2008, se lograron tratar 33778 litros por segundo, con lo que el caudal tratado de 2004 a ese año incrementó a 23%.

En el periodo del 2004 al 2008, las plantas han operado en promedio a 66% de su capacidad. En la Figura 2.6, se observa cómo en el 2008 ha sido el año en el que se ha tenido mayor caudal sin tratar (40%), en comparación con el total de la capacidad total.

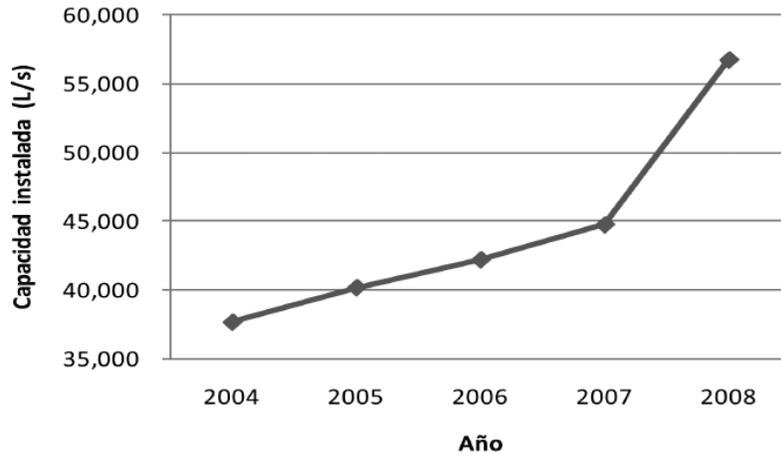


Figura 2.4: Capacidad de tratamiento de las PTARI

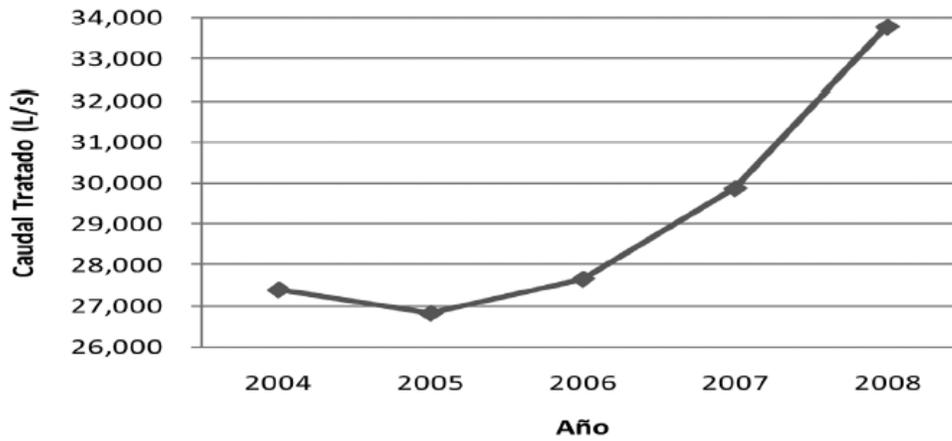


Figura 2.5: Caudal tratado de las PTARI

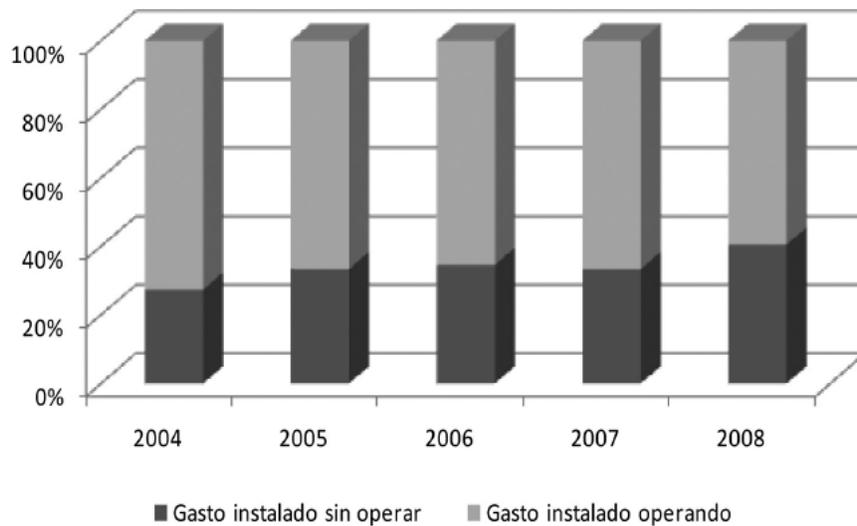


Figura 2.6: Subutilización de las PTARI

2.7. Tratamientos usados por las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales (México)

En México, el proceso de tratamiento de las PTARI se caracteriza por un tratamiento primario, seguido de un secundario y, por último, la aplicación de un terciario, en caso de ser requerido. El tratamiento primario tiene como finalidad reducir la materia flotante y los sólidos no biodegradables, con el fin de acondicionar el efluente para el tratamiento secundario, el cual estabiliza la materia orgánica transformándola en materia celular, gases y energía y agua, mediante la actividad de microorganismos, y también retiene sólidos en suspensión y sólidos coloidales.

Cuando el efluente de los sistemas de tratamiento secundario se destina a usos específicos, éste se somete a tratamientos más avanzados que dependen de la calidad del agua que se desee ya sea para estos usos o para tratar un problema de calidad del agua en particular. A estos sistemas se les denomina sistema de tratamiento avanzado o terciario (Tabla 2.2).

Tabla 2.2: Niveles de tratamiento en una PTARI

Pretratamiento	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de sólidos gruesos que puedan interferir en los procesos de depuración siguientes. • Desbaste mediante rejas y tamices para separar restos voluminosos como palos, telas, plásticos, etc. • Decantación primario, eliminación de arenas y grasas por sedimentación. • Homogeneización de caudales cuando la variación de su régimen es ostensible.
Tratamiento primario	<p>Consiste principalmente en medios mecánicos para la remoción de partículas grandes y no disueltas en el agua. Utiliza cribas, mallas de filtrado, trampas de grasa, tanques desarenadores, tanques de sedimentación, floculadores, aplicación de químicos, etc.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de sólidos en suspensión y de la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) adsorbida en ellos mediante la decantación por gravedad. • Eliminación de flotantes. • Adición de coagulantes y floculantes. • Neutralización del pH. • Remueve cerca del 60% de los sólidos suspendidos y hasta el 35% de la DBO

<p>Tratamiento secundario</p>	<p>Involucra medios mecánicos para la remoción de partículas grandes y procesos biológicos aerobios y anaerobios. Se utilizan lodos activados, filtros percoladores, reactores anaerobios, biodiscos, etc.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eliminación de la carga orgánica y partículas coloidales. • Proceso aerobio de fangos activos, en sus diferentes variantes. • Decantación secundaria tras el proceso biológico. • Recirculación por parte de los fangos para asegurar la continuidad del proceso. • Remoción de sólidos suspendidos, nitratos, fosfatos, metales pesados, bacterias patógenas y hasta el 85% de la DBO.
<p>Tratamiento terciario</p>	<p>Utiliza microfiltración, coagulación y precipitación, absorción por carbón activado, intercambio iónico, ósmosis inversa, electrodiálisis, remoción de nutrientes, cloración y la ionización.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Afino de la calidad del efluente, eliminando sólidos en suspensión residuales, nutrientes y contaminación microbológica. • Eliminación de N y P vía biológica o físico-química. • Filtración en medio granular para eliminar sólidos en suspensión residuales y DBO particulada. • Adición de reactivos químicos para eliminar la carga orgánica residual. • Desinfección para eliminar microorganismos patógenos.

El número de PTARI se incrementó de 2004 a 2008, al comparar en este periodo los niveles de tratamientos aplicados, se observa cómo las plantas que realizan procedimientos a nivel primario disminuyeron de 705 en 2004 a 657 en 2008, es decir, 48 plantas. Sin embargo, las que llevan su proceso hasta un nivel secundario han aumentado considerablemente de 1003 plantas en 2004 a 1170 en 2008, es decir, 167 plantas, mientras que el número de plantas que aplican tratamientos terciarios no han presentado cambios trascendentes y siguen representando una proporción muy pequeña, ya que sólo ha aumentado en 8 el número de plantas que realizan estos procesos (Figura 2.7).

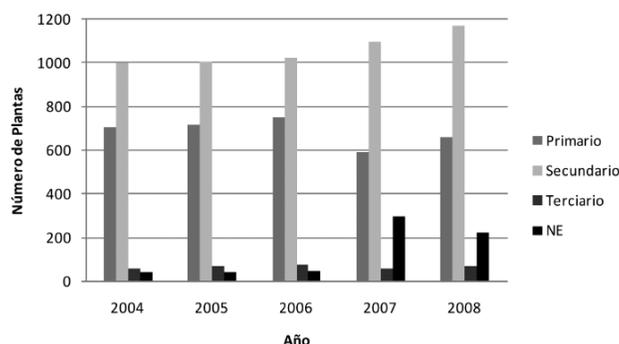


Figura 2.7: Evolución de los niveles de tratamiento implementado por las PTARI en el periodo 2004-2008

2.8. Procesos unitarios para el tratamiento de aguas

Para hacer frente al problema de contaminación, es necesario someter al agua a una serie de operaciones o procesos unitarios, a fin de purificarla o potabilizarla para que pueda ser consumida.

Una operación unitaria es un proceso químico, físico o biológico mediante el cual las sustancias objetables que contiene el agua son removidas o transformadas en sustancias inocuas.

La selección de los procesos unitarios necesarios depende de la calidad del agua bruta que entra en la planta de tratamiento y la calidad del agua final requerida (Figura 2.8)

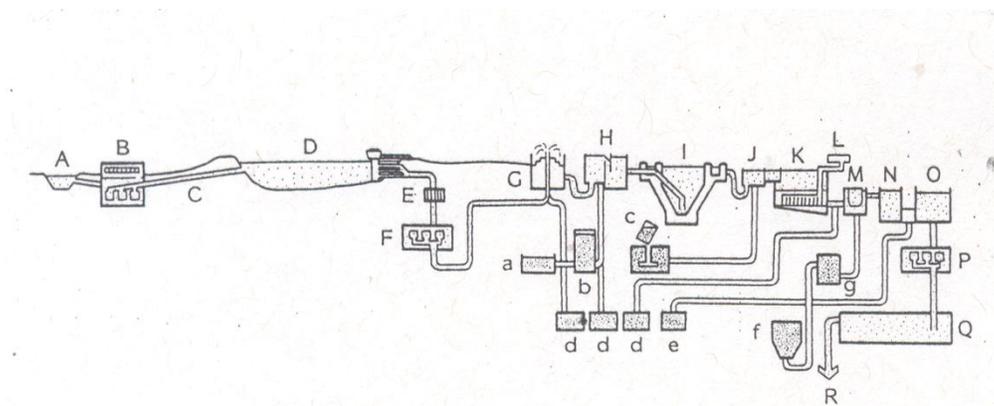


Figura 2.8: Diagrama de una gran planta de tratamiento de agua mostrando todos los procesos unitarios en serie. A= río, B= captación y estación de bombeo, C= conducción de elevación, D= depósito, E= tamices mecánicos, F= estación de bombeo del agua bruta, G= torre de aireación, H= mezclador flash de coagulante, I= tanques de sedimentación, J= mezclador fls, K= filtro rápido por gravedad, L= borboteadores de aire, M= mezclador flas, N= cámara de retención del cloro, O= tanque del agua limpia, P= estación de bombeo de salida, Q= depósito de almacenamiento, R= hacia el sistema de distribución, a= depósito, b= disolución de coagulante, c= suspensión carbón activo, d= suministro de cloro, e= sulfonación, f= cal, g= lechada de cal.

El tratamiento de aguas consiste en una serie de procesos los cuales operan generalmente en serie. Estos están marcados en la Tabla 2.3 (GRAY, 1994):

Tabla 2.3: Principales procesos unitarios en el tratamiento de aguas en orden general de aplicación.
Tamizado preliminar
Almacenamiento
Filtrado y microfiltración
Aireación
Coagulación
Floculación

Clarificación Filtración Ajuste de pH Desinfección Ablandamiento y otros procesos terciarios Eliminación de lodos
--

Aunque es poco común que todos ellos se realicen en una planta en concreto. Las operaciones más caras en los tratamientos tradicionales son la sedimentación y la filtración, mientras que operaciones especializadas para el ablandamiento del agua o la eliminación de contaminantes específicos tales como los nitratos o pesticidas pueden ser muy caras.

La industria del agua trata de obtener el agua más limpia posible, aunque el volumen y la consistencia del suministro son el factor principal a la hora de seleccionar un recurso. Generalmente se selecciona entre los disponibles el recurso más limpio; sin embargo, puede ser necesario mezclar diferentes recursos para diluir la contaminación indeseada para disminuir las concentraciones nocivas (Figura 2.9).

El costo del tratamiento del agua depende de tres factores:

- a. La calidad del agua bruta, con un incremento en el costo conforme la calidad se deteriora.
- b. El grado de tratamiento requerido, conforme se requiera agua final más pura, más costará producirla.
- c. El volumen de agua requerido y de aquí el tamaño de la planta de tratamiento, donde el costo del agua por unidad de volumen decrece conforme la capacidad de la planta de tratamiento se incrementa.

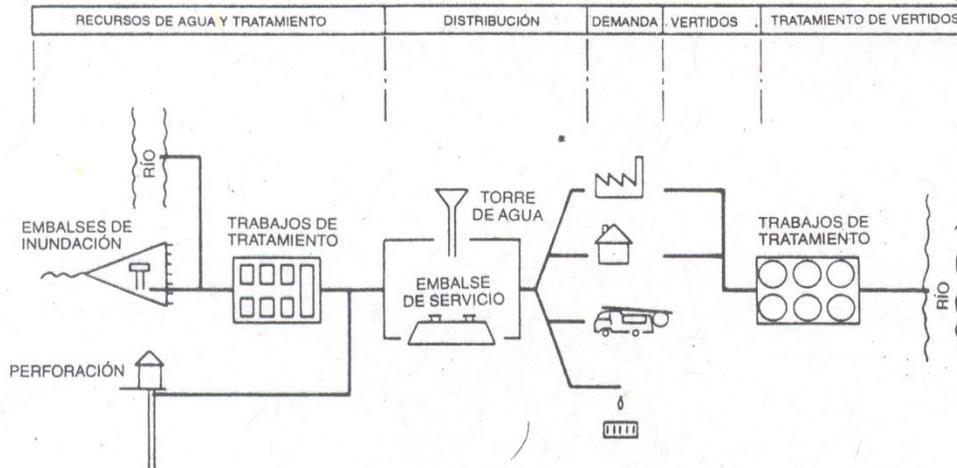


Figura 5.1: El ciclo de los servicios del agua mostrando donde la utilizan los humanos durante su circulación dentro del ciclo hidrológico.

2.8.1. Tamizado primario

Las plantas de tratamiento a gran escala que suministran a grandes conurbaciones raramente están próximas a los puntos de agua, excepto donde se practica una captación directa de un río. Muchos de los embalses situados en tierras altas están a muchos kilómetros de los puntos de consumo, de modo que el agua debe de ser conducida a la planta de tratamiento tanto por tuberías como por canales abiertos. El agua bruta pasa por una serie de tamices gruesos para eliminar los sólidos gruesos como hierbas palos y otros materiales grandes antes de comenzar el viaje a la planta (Figura 2.10). Esto se realiza principalmente para evitar que las tuberías se bloqueen y las bombas se dañen.



Figura 2.10: Reja autolimpiante. Los sólidos se deslizan por encima de la reja con una inclinación suficiente para autodescargarse en la parte inferior mientras el agua atraviesa la reja.

2.8.2. Almacenamiento

El agua bruta se bombea desde la toma a un embalse de almacenamiento donde frecuentemente se almacena para mejorar la calidad antes del tratamiento, así como para asegurar suministros adecuados en los periodos de máxima demanda. Hay varios procesos naturales que actúan durante el almacenamiento, los cuales mejoran significativamente la calidad del agua. El proceso de filtración es realmente efectivo únicamente cuando la concentración de sólidos en suspensión es menor de 10 mg/L. Para aguas con concentraciones de sólidos en suspensión superiores a 50 mg/L el almacenamiento es necesario para permitir la sedimentación de la materia particulada. La radiación ultravioleta es otro proceso natural importante, destruye las bacterias nocivas y algunos organismos patógenos. Otros procesos también actúan durante el almacenamiento. El color se aclara por la luz solar, mientras que algunas impurezas orgánicas que son responsables de los problemas de sabor y olor son oxidadas en las zonas superiores del depósito. La excesiva dureza se puede también reducir por la liberación de dióxido de carbono por parte de las algas presentes en el depósito durante el verano. Éstas convierten los bicarbonatos en carbonatos los cuales precipitan (Figura 2.11).

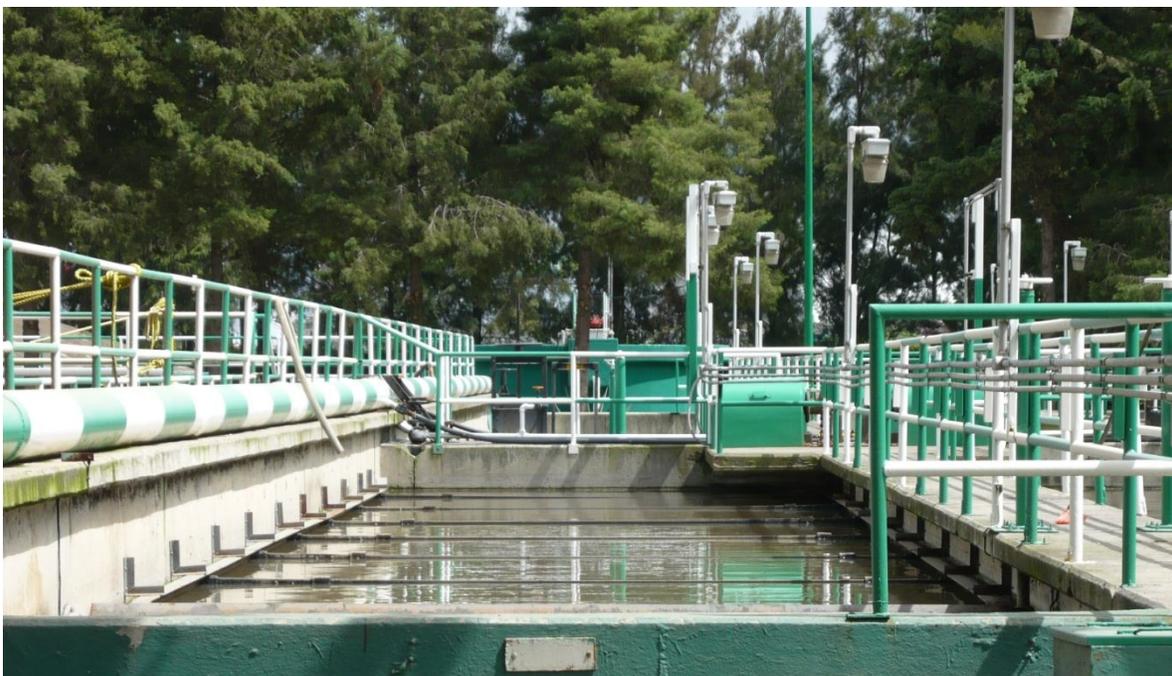


Figura 2.11: Almacenamiento

El almacenamiento puede eliminar principalmente las variaciones en la calidad del agua que se pueden dar en las aguas superficiales especialmente debido a inundaciones o variaciones en la dilución de cualquier contaminante presente. Aunque las ventajas superan grandemente a las desventajas, hay una serie de problemas importantes en el funcionamiento de los embalses de almacenamiento; por ejemplo, contaminación atmosférica y deposición, contaminación por las aves, desarrollo de algas y desde luego, como todos los embalses ocupan una considerable superficie de tierra de forma que su construcción puede ser discutible. En embalses más profundos el principal problema es la estratificación térmica (Figura 2.12).



Figura 2.12: Planta tratadora de aguas residuales

2.8.3. Tamizado y microfiltración

Antes del tratamiento del agua bruta se tamiza de nuevo, esta vez a través de tamices finos. Si están presentes una considerable cantidad de sólidos finos o algas, entonces la microfiltración debe ser realizada antes de la siguiente etapa. Los microfiltros consisten en tambores de acero inoxidable de malla fina, hasta con 25000 orificios/cm². El microfiltro es un tambor giratorio que está parcialmente inmerso en el agua. Conforme rota la diferencia de altura dirige el agua a través de la micromalla que filtra las partículas, especialmente las algas. Los orificios normalmente utilizados en el tratamiento de aguas son tanto de 25 como de 35 μm de diámetro. Cuando está limpia no se retienen microorganismos, pero las partículas y las algas retenidas forman una capa filtrante, permitiendo la retención de algunos microorganismos, aunque esto es fortuito y no se puede predecir o fiar en ello. La

microfiltración genera un agua de lavado donde todas las partículas filtradas, incluyendo las algas, están concentradas. Puede representar hasta un 3% del volumen total de agua que pasa por los filtros y necesita tratarse separadamente. Hay evidencias que muestran que tales aguas pueden ser potencialmente ricas en patógenos, especialmente quistes de protozoarios.

2.8.4. Aireación

El agua de los recursos de aguas subterráneas, del fondo de los lagos o embalses estratificados, o de los ríos contaminados, contendrá muy poco o nada de oxígeno disuelto. Si se permite el paso de un agua anaerobia a la planta de tratamiento ello afectará otras unidades del proceso, en particular la filtración y la coagulación. Es por esto que el agua bruta necesita estar aireada antes del tratamiento posterior. Esto se consigue poniendo el agua en contacto con el aire (Figura 2.13). Aunque la manera es borbotear aire en el agua, ésta frecuentemente se realiza a pequeña escala, esto es muy caro en las grandes plantas por los grandes volúmenes de agua que se tratan cada día. El método más simple es una cascada o un sistema de fuente. Estos dos métodos son visualmente espectaculares y se utilizan frecuentemente para impresionar en el diseño total de las plantas de tratamiento. Hay muchos otros tipos de sistemas de aireación utilizados, incluyendo torres empaquetadas y difusores.

Aparte de asegurar un óptimo tratamiento en la planta, la aireación también suministra oxígeno para la purificación e incrementa significativamente la calidad del agua, especialmente el sabor. La aireación también reduce ciertos olores desagradables, y reduce la corrosividad del agua por la eliminación de cualquier gas de dióxido de carbono presente, por la elevación del pH. La aireación, sin embargo, no puede reducir las propiedades corrosivas de las aguas ácidas por sí sola y debe ser necesaria una neutralización con cal, hierro y manganeso, que también se pueden eliminar de la disolución por la aireación. Estos metales son sólo solubles en agua con un pH inferior a 6.5 y en ausencia de oxígeno, es por eso que son comunes en ciertas aguas subterráneas. La aireación oxida las sales solubles de metales a hidróxidos de metales insolubles que pueden entonces ser eliminados por floculación o filtración.



Figura 2.13: Aireación

2.8.5. Coagulación

Después del filtrado fino la mayoría de los sólidos suspendidos serán muy finos, normalmente $< 10 \mu\text{m}$ (sólidos coloidales), tan pequeños de hecho, que puede que nunca sedimenten naturalmente. Estos sólidos son partículas de arcilla, óxidos de metal, moléculas de proteínas grandes y microorganismos. Todas las partículas pequeñas tienden a estar cargadas negativamente y como tales cargas iguales a repelerse, todas las partículas coloidales cargadas negativamente en el agua tienden a repelerse unas a otras, evitando la agregación en partículas mayores las cuales podrían entonces sedimentar. Una partícula de $100 \mu\text{m}$ de diámetro sedimentará 200000 veces más rápido que una partícula de $0.1 \mu\text{m}$ de diámetro (Tabla 2.4). La eliminación de la materia coloidal es un proceso de dos fases: coagulación seguida de la floculación (TEBBUTT, 1999).

Tabla 2.4: Velocidad de sedimentación de las partículas en función del tamaño	
Tamaño de partícula (μm)	Velocidad de sedimentación (m/h)
1000	600
100	2
10	0.3
1	0.003
0.1	0.00001
0.01	0.0000002

Un coagulante se añade al agua para desestabilizar las partículas e inducir las a agregarse en partículas mayores conocidos como floculos (Figura 2.14). Se utilizan diferentes tipos de coagulantes.

La cantidad de coagulante añadida es crítica. Poca cantidad resulta en una coagulación inefectiva de forma que los aparatos de filtración pueden bloquearse rápidamente, mientras que demasiado coagulante puede conducir a un exceso de productos químicos en el agua final. El coagulante se añade al flujo del proceso en una concentración específica (30-100 mg/L) utilizando un mecanismo de mezcla. Se utiliza tanto una cámara de mezclado (mezclador flas) con un mezclador de alta velocidad, el coagulante se añade al agua en un canal de mezclado (utilizando una bomba hidráulica con un caudal medido) para facilitar la mezcla. La coagulación está completa en un minuto a partir de la adición.



Figura 2.14: Coagulación

2.8.6. Floculación

En el proceso de tratamiento de agua, la floculación sigue por tanto a la adición química (coagulación), que es requerida para desestabilizar las partículas coloidales presentes. Durante esta mezcla se producen floculos mayores que son fácilmente eliminados durante la clarificación. La floculación sucede de forma natural por el movimiento Browniano (floculación pericinética); sin embargo, para partículas mayores de 1 μm esto es muy lento

y se necesitan sistemas de agitación mecánica (mezcladores de paletas o de turbinas) para aumentar el ritmo de las colisiones (floculación ortocinética).

2.8.7. Clarificación

Aquí los floculos formados por la adición del coagulante y la floculación se eliminan por sedimentación. El proceso es diferente del proceso de sedimentación normal encontrada en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales donde el agua fluye lentamente a lo largo o a través de un tanque permitiendo a las partículas sedimentarse. En el tratamiento del agua, el agua fluye hacia arriba desde la base del tanque. Los floculos, son más pesados que el agua, sedimentan hacia el fondo, de modo que el operador debe equilibrar la velocidad de sedimentación frente al caudal en dirección ascendente del agua para asegurar que todas las partículas se mantienen en el tanque como un manto grueso de lodos. Hay una capa de agua clara, el agua limpia en la superficie rebasa una simple canaleta y se dirige hacia la siguiente etapa del proceso de tratamiento. Estos tanques se denominan clarificadores y son muy efectivos. Conforme los floculos suben a través del manto se sucede otra floculación, que incrementa la densidad del floculo. Para mantener el manto de lodos a la altura requerida, y que se retengan más lodos dentro del tanque aumentando la eficacia, se debe descargar el exceso de lodos del tanque. La eliminación de los lodos, o sangrado como normalmente se le denomina, se puede realizar en continuo o a intervalos. Los lodos son una mezcla concentrada de todas las impurezas encontradas en el agua, especialmente bacterias, virus y quistes de protozoos. Se debe, por tanto manejar con cuidado y verterla en lugar seguro. El volumen de lodos es bastante grande y equivale entre un 1.5 y 3% del caudal a través del clarificador. Hay muchos diseños diferentes de tanques de sedimentación, incluyendo el uso de platos inclinados para ayudar la sedimentación y el desarrollo de platos paralelos y tubos de sedimentación (Figura 2.15).

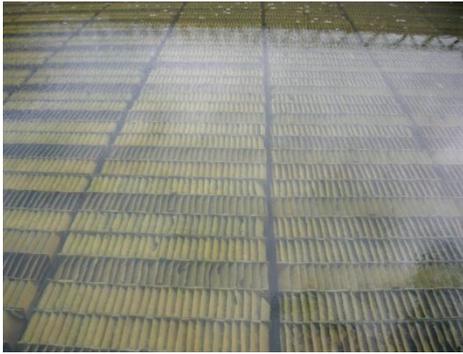


Figura 2.15: Clarificación

2.8.8. Filtración

Después de la clarificación, el agua contiene únicamente sólidos finos (<10 mg/L) y materia soluble. Aunque algunas de estas partículas pudieran estar en el agua bruta natural, muchas se habrán formado durante el proceso de coagulación. Se requiere otro proceso, filtración, para eliminar esta materia residual. Los filtros contienen capas de arenas (o antracitas) y grava clasificada. Las tuberías por debajo de los filtros, drenajes, recogen el agua filtrada. Las partículas retenidas por la arena bloquean la superficie y reducen el caudal de agua a través del filtro. Es por ello que el filtro se debe limpiar intermitentemente. Esto se realiza tanto rascando la capa superficial de arena que contiene las partículas retenidas, o cuando sea posible bombeando bajo presión agua a través del filtro en dirección inversa. Esto lava la arena de todas las partículas pequeñas retenidas, un proceso conocido como lavado a flujo inverso. La eficacia de los filtros depende de una serie de factores como la naturaleza y calidad del material a ser eliminado del agua, el tamaño y la forma del filtro, y el caudal de agua a través del filtro (Figura 2.16).

Hay dos tipos de filtros que se usan en el tratamiento de aguas: filtros de arena rápidos y lentos. Los filtros de arena rápidos contienen arena de cuarzo gruesa (1 mm de diámetro) de modo que el espacio entre los granos es comparativamente grande. Esto asegura que el agua pase rápidamente con caudales entre 5 y 10 m³/m²/h, funcionando aproximadamente a 50 veces la velocidad de los filtros lentos de arena. Los filtros rápidos de arena son más profundos, entre 0.6 y 1 m de profundidad, y consisten en arena, antracita más arena, o materiales similares al carbón activo y arena. Estos filtros se utilizan para aguas que

previamente han sido tratadas en la coagulación y sedimentación, y son menos efectivos en retener sólidos muy pequeños que los filtros lentos de arena. Por lo tanto, las bacterias, el sabor y el olor son eliminados con menor efectividad que los filtros lentos de arena. En uso, la cantidad de agua que pasa a través de cada filtro cada hora va disminuyendo debido a que los espacios en la arena van bloqueándose por los sólidos retenidos. Cuando el ritmo de filtración es muy bajo, el filtro se debe limpiar. El agua utilizada para el lavado a flujo inverso no debe reciclarse a través de la planta. Los dos diseños principales de los filtros rápidos de arena son: sistemas de abertura superior y funcionamiento por gravedad o los más eficientes sistemas cerrados donde el filtro está encerrado en una carcasa de metal y el agua es forzada a pasar por la arena bajo presión.

En contraste, los filtros lentos de arena tienen una capa de arena de cuarzo mucho más fina (0.5-2 m de profundidad) sobrepuesta a una capa de arena gruesa o grava (1-2 m de profundidad) que físicamente eliminan los sólidos finos. Sin embargo, estos filtros, además de un filtrado físico, también proporcionan un cierto grado de tratamiento biológico. Los 2 mm superiores de arena contienen una mezcla de algas y bacterias nitrificantes (capa autotrófica). Aquí se eliminan el nitrógeno y el fósforo y se libera oxígeno. Debajo de esta capa autotrófica está una capa más gruesa de arena, hasta 300 mm, la cual está colonizada por bacterias (capa heterotrófica) y otros microorganismos que eliminan del agua el coloide residual y la materia orgánica soluble. El tratamiento de aguas en los filtros de arena es por tanto, una combinación de actividad física y biológica, con bacterias patógenas, sabor y olor (debido a las algas y compuestos orgánicos) eliminados en gran medida. La calidad del agua es excelente, a diferencia de aquella de los filtros rápidos de arena donde se pierde requerir un tratamiento posterior ya que hay muy poca actividad biológica y solamente se retienen los sólidos grandes. El ritmo de filtración en los filtros de arena lentos está controlado por gravedad solamente y esto, combinado con los pequeños espacios entre las partículas de arena, hace que el agua pase a través de lo estos filtros muy despacio. La velocidad media de filtración es entre 0.1 y 0.3 m³/m²/h, de modo que se necesitan grandes superficies de filtros. Son caros de manejar porque la capa de porquerías que se recoge en la superficie de la arena que impide el drenado se debe limpiar rascando mecánicamente después de que el filtro se ha desaguado. A diferencia de los filtros rápidos de arena, los filtros lentos de arena no se pueden limpiar con flujo inverso. Después de 2-3 meses la

arena que se ha eliminado en los procesos de limpieza debe de reponerse para mantener la profundidad de arena requerida. Esto hace que los filtros de arena lentos sean laboriosos y operacionalmente caros.

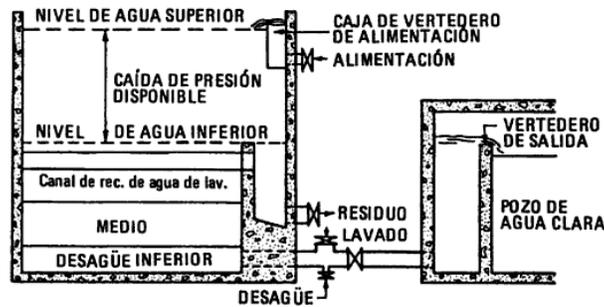


Figura 2.16: Disposición de un filtro de gravedad para el control del caudal por distribución del flujo de alimentación.

2.8.9. Ajuste del pH

El pH del agua final puede necesitar ajustarse de forma que no sea demasiado ácida, lo cual podría corroer las conducciones metálicas de distribución y las cañerías domésticas, o demasiado alcalina, lo cual resultaría en la deposición de sales en el sistema de distribución originando una reducción en el caudal. El pH se debe ajustar en algunas etapas, como en la coagulación, para asegurar la máxima eficacia. Álcalis como cal, carbonato de sodio o sosa cáustica se utilizan para incrementar el pH, mientras que los ácidos se utilizan para disminuirlos.

2.8.10. Desinfección

Aunque los filtros de arena son muy eficaces para eliminar bacterias, y el proceso de coagulación es bueno para eliminar virus, el agua final contiene virus patógenos y bacterias que necesitan ser eliminados o destruidos. En la práctica es imposible esterilizar el agua, para matar todos los microorganismos presentes, debido a la alta concentración de productos químicos requeridos, harían del agua muy desagradable y posiblemente peligrosa de beber. Por lo tanto, el agua se desinfecta, en lugar de esterilizarla, utilizando uno de los métodos de desinfección como son la cloración, ozono o la radiación ultravioleta para

asegurar que los patógenos se mantienen en un nivel de seguridad. De los tres métodos de desinfección la cloración es, con mucho, el método más empleado (Figura 2.17).



Figura 2.17: Desinfección por Cloro

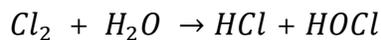
El ozono tiene propiedades de oxidación muy potentes y tiende a utilizarse donde el agua natural contiene materiales que podrían combinarse con el cloro para originar olores y sabores desagradables. El ozono, que frecuentemente se utiliza en combinación con el carbón activo, puede eliminar todas las bacterias en dosis de 1 ppm cada 10 minutos y también puede reducir el color, sabor y olor. Además de ser más caro que la cloración y de que debe ser producido *in situ*, la falta de acción residual de desinfección en las tuberías de distribución es la principal desventaja. Esto permite el desarrollo biológico que origina problemas de sabor y olor. Por lo tanto, después de la ozonización se realiza una cloración a bajo nivel para prevenir este crecimiento. Cuando las aguas contienen bromuros se oxidan a bromatos, especialmente utilizando ozono o peróxido de hidrógeno. Aunque no esté incluida en la Directiva del Agua Potable de la Conformidad Europea (CE), el bromato se ha incluido en la normativa revisada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como un subproducto de desinfección. El bromato está ampliamente considerado como carcinógeno genotóxico y basado en datos toxicológicos disponibles se ha podido derivar un bajo valor guía de 0.5-1 $\mu\text{g/L}$, basándose en un nivel de riesgo de por vida 10^{-5} . Actualmente las técnicas analíticas para el bromato son incapaces de detectar niveles

inferiores a 1 µg/L. La formación de bromatos ocurrirá por tanto, siempre que se utilice ozono para la desinfección, o durante la eliminación de pesticidas con carbón activo. La eliminación del bromuro después de la ozonización requerirá membranas de filtración y sería extremadamente costoso.

La radiación ultravioleta se emite con unas lámparas especiales y es efectiva para matar todos los microorganismos siempre y cuando el tiempo de exposición sea el adecuado. La radiación ultravioleta es energía electromagnética en el rango de 250-265 nm. Para ser efectiva esta energía debe alcanzar los ácidos nucleicos de los organismos más grandes para inducir cambios estructurales que impedirán la multiplicación de los patógenos. Las lámparas están encerradas en cámaras de reacción de acero inoxidable. Se utilizan en plantas pequeñas o en instituciones donde la posibilidad de contaminación después del tratamiento es poco probable. Unidades domésticas muy efectivas de esterilización por ultravioletas están también disponibles para viviendas individuales.

El cloro y sus compuestos están disponibles en gas, líquido o sólido. Es fácil de añadir al agua, tiene una alta solubilidad (7 mg/L) y es barato. El residuo que deja en disolución continua destruyendo patógenos después de que el agua haya salido de la planta de tratamiento y conforme viaja por la red de distribución. Aunque es tóxico para los microorganismos, se piensa que no es nocivo para los humanos en las concentraciones en las que se utiliza. Sin embargo, el cloro, es un producto químico peligroso de manejar cuando está concentrado y produce un gas venenoso.

La química del cloro es compleja. Esencialmente el cloro (Cl₂) reacciona con el agua para formar ácido hipocloroso (HOCl) y ácido clorhídrico (HCl):



En disolución diluida esta reacción es muy rápida y normalmente está completa en un segundo. El ácido hipocloroso es un ácido débil que se disocia fácilmente en el ion hipoclorito (OCl⁻). Esto sucede casi instantáneamente. Ambos, el ácido hipocloroso y el ion hipoclorito actúan como desinfectantes, aunque el ácido hipocloroso es alrededor de 80 veces más efectivo que el ion hipoclorito. Se establece un equilibrio químico entre las dos formas, aunque la disociación se detiene cuando el pH decrece. En la práctica, alrededor de

pH 9 el 100% del cloro está en la forma de clorito, alrededor del 50% a pH 7.5 y a pH 5 o menor todo está presente como ácido hipocloroso. La desinfección es por tanto mucho más efectiva a un pH ácido.

El cloro no es un desinfectante tan agresivo como el ozono y hay un número de microorganismos patógenos que son resistentes a la cloración. Efectivamente, la eliminación de todos los coliformes presentes no indica necesariamente que todos los demás microorganismos patógenos han sido destruidos. Factores como la temperatura y el pH también afectan a la cloración, su eficacia decrece a temperaturas menores y en aguas más alcalinas. Muchas sustancias se combinarán rápidamente con el cloro, especialmente agentes reductores y compuestos orgánicos insaturados. Estos compuestos emplearán una inmediata demanda de cloro que deberá satisfacerse antes de que el cloro llegue a estar disponible para la desinfección. Por tanto se debe añadir exceso de cloro para satisfacer esta demanda así como para dejar una cantidad residual en el agua durante el tiempo suficiente para penetrar y destruir todos los microorganismos presentes. La materia orgánica e inorgánica suspendida absorbe cloro, mientras que el hierro y el manganeso neutralizan el cloro por la formación de cloruros insolubles. Así que, es conveniente eliminar estas sustancias problemáticas con el tratamiento adecuado antes de la desinfección en vez de incrementar las dosis de cloro. El cloro es muy reactivo y reacciona con casi todo en el agua. La investigación ha mostrado que el cloro reacciona con compuestos orgánicos que son naturales en el agua para formar hidrocarburos clorados, muchos de los cuales son tóxicos. Por tanto, la cloración no es adecuada cuando las aguas son ricas en ácidos orgánicos, como las de las zonas de turba de las tierras altas.

Un gran problema es la presencia de amoníaco. Este reacciona rápidamente con el cloro para formar un amplio rango de compuestos conocidos como cloraminas, la naturaleza exacta de ellas depende de la concentración relativa de los productos químicos y del pH. Se forman tres cloraminas:

- Monocloramina, NH_2Cl , $NH_4 + HOCl \rightarrow NH_2Cl + H_2O + H^+$
- Dicloramina, $NHCl_2$, $NH_2Cl + HOCl \rightarrow NHCl_2 + H_2O$
- Tricloramina o tricloruro de nitrógeno, NCl_3 , $NHCl_2 + HOCl \rightarrow NCl_3 + H_2O$

Cuando el amoníaco está presente, la dosis de cloro se debe incrementar para asegurar que se deja suficiente exceso de cloro en el agua para destruir los patógenos. Sin embargo, el cloro combinado (los residuos) como las mono y dicloraminas retiene algo de su poder desinfectante, y aunque menos efectivo que el cloro libre presente como ácido hipocloroso o ion hipoclorito (residuos libres), tienen propiedades desinfectantes de larga duración. Por ello se ha puesto en práctica en algunas plantas de tratamiento añadir amoníaco en la etapa de cloración para dar un efecto combinado en vez de un residuo libre. El cloro combinado residual necesita un tiempo de contacto cien veces mayor que el cloro residual libre para alcanzar el mismo grado de eliminación de patógenos. Cuando se añade cloro al agua que contiene amoníaco, el cual es tanto natural como añadido deliberadamente para producir cloro combinado en vez de residuo cloro libre, entonces se produce una curva de punto de ruptura.

El cloro es relativamente fácil de manejar y económicamente efectivo, aunque el dióxido de cloro se use en condiciones alcalinas de pH, ya que estas condiciones no formarán residuos combinados con el amoníaco. Como guía general, cuanto más limpia esté el agua más durará el efecto residual. La cantidad de cloro utilizado depende del caudal y de la concentración de cloro residual requerido, el cual normalmente es 0.2-0.5 mg/L después de 30 minutos.

La supercloración se utiliza para destruir olores y sabores problemáticos. Se añade en exceso de cloro para oxidar cualquier resto de compuesto orgánico. Entonces el exceso de cloro se elimina después del tiempo de contacto exigido con la adición de dióxido de azufre, un proceso conocido como sulfonación.

2.8.11. Ablandamiento y otros procesos terciarios

El tratamiento de agua convencional de agua es incapaz de eliminar del agua numerosas sustancias inorgánicas y orgánicas biodegradables. La materia inorgánica soluble se elimina por precipitación o por intercambio iónico, mientras que las sustancias orgánicas que no se degradan biológicamente se pueden eliminar por adsorción utilizando carbón activado.

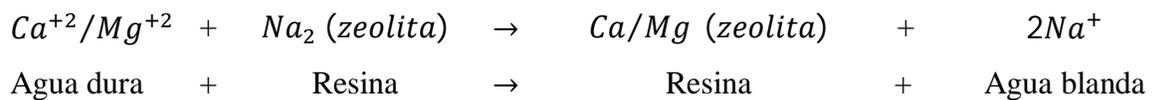
La precipitación química es más conocida como ablandamiento por precipitación. Se utiliza primeramente para eliminar o reducir la dureza del agua que está provocada por las

excesivas sales de calcio y magnesio. El ablandamiento por precipitación convierte las sales solubles en otras insolubles, de forma que puedan ser eliminadas en la subsiguiente sedimentación. Se utilizan normalmente cal o cenizas de sosa para eliminar la dureza, aunque el método exacto de adición depende del tipo de dureza presente. La cal es la más empleada, pero como las cenizas de sosa, producen un gran volumen de lodos que hay que deshacerse de ellos. El ablandamiento utilizando reacciones de intercambio iónico está siendo cada vez más común.

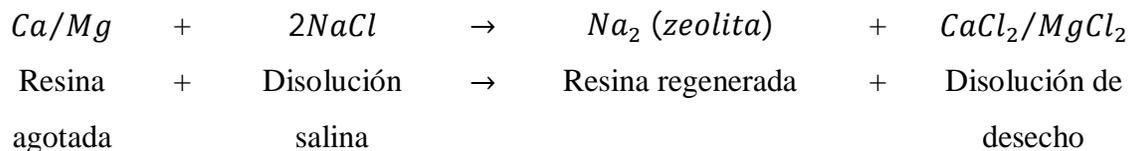
La separación con intercambio iónico utiliza resinas, normalmente zeolitas naturales que son silicatos de aluminio y sodio. Las zeolitas intercambian los iones sodio por iones de calcio y magnesio. La dureza es por lo tanto eliminada y se adhiere a la resina mientras que el sodio, que no produce dureza, ocupa el lugar del calcio y el magnesio en el agua haciéndola más blanda. Una vez que la resina está agotada y no hay más iones sodio disponibles para el intercambio, la columna de intercambio se pone fuera de servicio y se regenera la resina. Esto se realiza bombeando una disolución concentrada de sal a través de la resina, la cual retira todos los iones calcio y magnesio retenidos en la columna, reemplazándolos por sodio de nuevo y dejándola lista para posteriores ablandamientos. El proceso de regeneración produce una indeseada disolución concentrada de cloruros de calcio y magnesio que debe ser eliminada.

Las reacciones son las siguientes:

- Ablandamiento:



- Regeneración:



Se han desarrollado materiales sintéticos de intercambio iónico para dar mayor capacidad de intercambio que los compuestos naturales como las zeolitas.

Algunas resinas orgánicas de intercambio iónico se pueden utilizar para eliminar aniones como los nitratos, sulfatos, cloruros, silicatos y carbonatos. El intercambio iónico se está utilizando cada vez más para eliminar los nitratos de las aguas potables, aunque la desnitrificación está también muy extendida.

En las aguas superficiales y en los recursos de aguas subterráneas se encuentran concentraciones trazas de compuestos orgánicos sintéticos, especialmente pesticidas y disolventes industriales. El carbón activo se utiliza para eliminar estos materiales y otros compuestos orgánicos complejos responsables de los problemas de olor y sabor. El carbón activo funciona por adsorción de la molécula orgánica dentro de su estructura porosa. El material está continuamente adsorbiéndose hasta que el carbón activo se satura y su capacidad de adsorber más moléculas se agota. El carbón, que es ceniza de madera u otro material lignítico que ha sido especialmente acondicionado, se suministra de dos formas: en polvo o en grano. Si se utiliza polvo, éste debe desecharse cuando se agota; el granular, por otro lado, se puede regenerar por calentamiento para su reutilización. Aunque es más caro, el granular se utiliza cuando se necesita permanentemente carbón activo debido a la significativa concentración de compuestos orgánicos en el agua. El granular se utiliza en un lecho permanente como los filtros rápidos de arena que incorpora la posibilidad de lavado con flujo inverso. Es posible que la utilización de carbón activo pueda ser restringida en Estados Unidos debido a la preocupación por la formación de dioxinas durante la regeneración. Cuando las plantas no disponen de las instalaciones para la regeneración *in situ*, y solamente las grandes plantas lo tienen, entonces esto ocasionará futuros problemas relativos a su utilización ya que no estará permitido el transporte del carbón activo agotado a otro lugar para su regeneración.

Además del rutinario control de calidad del agua final, normalmente se utilizan equipos de control continuo en la planta de tratamiento y se colocan con sistemas de alarmas para avisar de los problemas a los operarios. Los más empleados son para el pH, cloro residual, fluoruro, aluminio, hierro, oxígeno disuelto, color, amoníaco, turbidez, carbono orgánico total, nitrato, y desde luego, caudal. Aunque estos son excelentes parámetros específicos no miden la calidad total del agua, o avisan de la contaminación del agua bruta por trazas de contaminantes como los pesticidas. Los peces control están siendo actualmente muy empleados para analizar el agua bruta que entra en la planta como el agua final. Están

basados generalmente en la respuesta de rechazo de los peces o en su frecuencia respiratoria en relación con la calidad total del agua.

2.8.12. Lodos

El tratamiento de agua produce una considerable cantidad de lodos en forma de una fina mezcla pastosa. Éstos son principalmente lodos gelatinosos de hidróxidos procedentes de la coagulación y la clarificación, y los lodos de los precipitados del ablandamiento del agua. El agua utilizada para lavar los filtros de arena es rica en sólidos, hasta 100 mg/L, mientras que el agua de lavado de los microfiltros es rica en materia orgánica, especialmente en algas. Estos sólidos se dejan que sedimenten antes de bombear el lodo a lagunas poco profundas para una soldificación lenta, o son desecados utilizando filtros de prensa. La galleta sólida de los lagos o de los filtros prensa se vierte con seguridad en un vertedero, esparcida sobre el campo o incinerada. Se deben tomar precauciones con el vertido de los lodos de los tratamientos de aguas y con las aguas de lavado debido a su peligro potencial para transmitir patógenos.

2.9. Sistemas de tratamiento

Para diseñar un sistema de tratamiento de aguas, es necesario tener un criterio basado en cualquiera de los tres factores siguientes (SEOÁNEZ CALVO, 2000):

- Según niveles de tratamiento (Tabla 2.2)
- Según el proceso (Tabla 2.5)
- Según costos (Tabla 2.6)

Tabla 2.5: Tratamiento según procesos.

Procesos físicos	Rejas Cribado Tamizado Filtración Desengrane Flotación Sedimentación Absorción Evaporación Adsorción
Procesos químicos	Electrodialisis Ozonización Cloración Precipitación Coagulación Electrocoagulación Floculación Oxidación Reducción Neutralización Adsorción Desinfección Intercambio iónico
Procesos mixtos	Sistemas fisicoquímicos Adsorción Sistemas agrarios Ósmosis inversa

Tabla 2.6: Tratamientos según costos.

Tecnologías blandas	Sistemas agrarios	Riego	Encharcamiento Aspersión Surcos y caballones Goteo
		Infiltración percolación	
		Escorrentía superficial sobre cubierta vegetal	
Tecnologías convencionales	Todas las demás, con fases más o menos completas según sea el caso.		

En la mayoría de los casos, al separar los residuos sólidos queda una parte considerable en forma de lodos o fangos, que deben ser procesados de alguna de las formas indicadas en la Tabla 2.7:

Tabla 2.7: Tratamiento de los lodos

Espesadores de gravedad
Incineración
Digestores aerobios o anaerobios
Espesadores de flotación
Filtros –prensa
Filtros de banda
Eras de secado
Filtros de vacío
Compostaje
Centrifugación
Oxidación
Desinfección
Pirolisis
Recalcinación
Vertedero controlado (relleno sanitario)

Capítulo 3. Coagulación – floculación y electrocoagulación

3.1. Introducción a la coagulación - floculación

Se pueden considerar como moléculas o partículas coloidales a aquellas que tienen por lo menos una dimensión dentro del intervalo de 20 \AA a 0.2μ (SHAWN, 1970).

$1 \text{ \AA} = 1 \text{ unidad Angstrom} = 10^{-8} \text{ cm}$

$1 \mu = 1 \text{ micra} = 10^{-4} \text{ cm}$

Las aguas naturales portan en suspensión mucha cantidad de materias orgánicas e inorgánicas de pequeño tamaño que no están disueltas y que constituyen sistemas dispersos o coloidales (también denominados soles). Estas materias son las que dan lugar a la turbidez, efecto Tyndall, que es la de provocar la dispersión de la luz.

Otra propiedad relevante de los coloides es la de ser muy sensibles a la adición de cantidades discretas de electrolitos al medio acuoso. Mediante esta práctica se logra la precipitación de una disolución coloidal, proceso al que se denomina *floculación*, y al precipitado obtenido, *gel*. Este proceso es inherente al de la clarificación de las aguas a potabilizar y también en la depuración de aguas residuales.

Debe destacarse además la particularidad de que los coloides presentan una alta carga eléctrica superficial, lo que los hace particularmente estables en el medio acuoso, ya que se repelen unos contra otros, por lo cual la floculación mutua entre ellos es inexistente. En general, los coloides acuosos suelen presentar carga negativa que puede inestabilizarse por la corriente eléctrica a parte de por la adición de electrolitos.

Relacionado con lo anterior, ha de hacerse hincapié en que los sistemas coloidales, al estar constituidos por partículas pequeñas presentan una alta capacidad de adsorción de sustancias, tanto orgánicas como inorgánicas, iones, etc.

En un sistema coloidal existen dos fases componentes, una de las cuales es la fase dispersa integrada por las partículas coloidales, y la segunda el medio dispersante, que en el caso de sistemas acuosos siempre, obviamente es el agua. Si la fase dispersa es un sólido (compuestos húmicos, arcillas, etc.) se obtiene una suspensión coloidal, mientras que si es otro líquido (aceites, petróleos, etc.) tenemos una emulsión (RODRÍGUEZ, 1999).

Los factores que más contribuyen a la naturaleza de un sistema coloidal son:

- Tamaño de la partícula.
- Forma de la partícula y flexibilidad de la misma.
- Propiedades superficiales (incluyendo las eléctricas).
- Interacciones partícula – partícula.
- Interacciones partícula – disolvente.

Las disoluciones coloidales acuosas (en general en cualquier líquido) se suelen dividir en dos tipos: *hidrófobas* (en general, *liófobas*) e *hidrófilas* (en general, *liófilas*). Una diferencia entre estos dos tipos de sistemas es que al flocular, evaporar o enfriar, en las primeras se obtienen precipitados sólidos que en general no se pueden reconvertir fácilmente en soles invirtiendo el proceso físico, mientras que los sistemas hidrófilos dan lugar a geles reversibles frente a los cambios físicos que posibilitan su precipitación.

Los sistemas coloidales se pueden agrupar dentro de tres clasificaciones generales:

1. Dispersiones coloidales: son termodinámicamente inestables debido a su gran energía libre de superficie y son sistemas irreversibles en el sentido de que no se pueden reconstruir fácilmente después de que haya una separación de fases.
2. Disoluciones verdaderas de sustancias macromoleculares (naturales o sintéticas): son termodinámicamente estables y reversibles en el sentido de que se pueden reconstruir fácilmente después de separar el soluto del disolvente.
3. Coloides de asociación (a veces llamados electrolitos coloidales), que son termodinámicamente estables.

3.2.Coagulación y floculación

La eliminación de una gran proporción de impurezas en el agua se lleva a cabo por sedimentación. Sin embargo, debido a que muchas impurezas son demasiado pequeñas para obtener un proceso de eliminación eficiente por sedimentación basado sólo en la gravedad, es preciso llevar a cabo la agregación de estas partículas en agregados de mayor tamaño y

más fácilmente decantables con el fin de obtener una separación satisfactoria por sedimentación. Este proceso de agregación se llama *coagulación*.

En la agregación de partículas coloidales se puede considerar que implica dos etapas separadas y distintas:

1. Transporte de partículas para llevar a cabo un contacto intercorpúscular y,
2. Desestabilización de las partículas para permitir la fijación cuando se produce el contacto.

Las teorías del transporte de partículas están basadas en la mecánica de fluidos y partículas; las teorías de desestabilización de las partículas están basadas en la química coloidal y superficial. El diseño de estructuras y equipo de floculación para un proceso de coagulación viene influenciado por una consideración de los contactos entre las partículas; la selección del tipo de coagulante y su dosificación están basadas en la desestabilización de la partícula (WEBER, 1979).

Según LaMer, la coagulación se refiere a la desestabilización producida por compresión de las dobles capas eléctricas que rodean a todas las partículas coloidales, mientras que la floculación se refiere a la desestabilización por la adsorción de polímeros orgánicos y formación posterior de puentes partícula – polímero – partícula. Esta distinción puede tener importancia práctica, ya que la agregación coloidal que implica una desestabilización por compresión de la doble capa eléctrica ocurre a una concentración constante de coagulante, independiente de la concentración de materia coloidal. En contraste, la agregación coloidal que implica desestabilización para adsorción de polímeros largos puede implicar una dependencia lineal (estequiométrica) entre la dosificación óptima de coagulante y la concentración de materia coloidal.

El término de coagulación se aplica al proceso de agregación de partícula incluyendo la desestabilización y el transporte de partículas. El término floculación se emplea sólo para describir la etapa de transporte.

Algunos coloides son estables indefinidamente y otros no lo son. Los sistemas coloidales estables termodinámicamente se han llamado reversibles; los sistemas coloidales inestables termodinámicamente se han llamado irreversibles.

Algunos sistemas coloidales termodinámicamente se agregan lentamente; éstos se llaman *diuturnales*. Otros sistemas coloidales se agregan rápidamente; éstos se llaman *caducos*.

En el tratamiento de agua y agua residual, la coagulación corresponde principalmente a la agregación de coloides inestables (irreversibles) termodinámicamente. Los procesos de coagulación se usan para aumentar la velocidad con que se agregan los sistemas coloidales, es decir, estos procesos transforman un sistema coloidal diuturnal en un sistema caduco.

Los coloides irreversibles deben su aparente estabilidad a los efectos de carga y solvatación.

El papel de la coagulación en el tratamiento de aguas residuales solamente se encuentra bien definido en relación con:

- a. La renovación del agua, es decir, el pulido de un efluente municipal bien tratado, y
- b. El tratamiento de aguas residuales industriales que responden a la coagulación o precipitación química, pero no al tratamiento biológico (MASKEW, 1976).

3.3.Desestabilización en el tratamiento del agua y del agua residual

La desestabilización de los coloides en los procesos de tratamiento del agua se lleva a cabo probablemente, bien por adsorción de especies coagulantes o por inmersión dentro de los precipitados de hidróxido o carbonato. Cuando la desestabilización se lleva a cabo por la adsorción, las especies que se adsorben son generalmente polímeros. Estos polímeros pueden añadirse directamente a los procesos, pueden ser producidos dentro del proceso a partir de las sales que se añaden al mismo o pueden producirse directamente dentro del sistema partiendo de las sustancias presentes en el agua.

Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar.

La coagulación consiste en la neutralización de las cargas superficiales mediante adición de electrolitos. La precipitación de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales, y además el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que lleva el electrolito (Tabla 3.1).

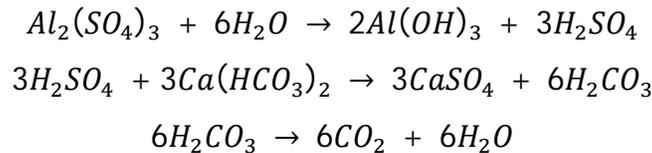
Tabla 3.1: Coagulantes y floculantes más comunes (RIGOLA LAPEÑA, 1999)

Coagulante	Fórmula	Dosis ppm	
Sulfato de aluminio	$(SO_4)_3Al_2 \cdot 14 H_2O$	Potable	30 – 150
		Resid	100 – 300
Sulfato férrico	$(SO_4)_3Fe_2 \cdot 3H_2O$	Potable	20 – 60
Sulfato ferroso	$SO_4Fe \cdot 7H_2O$	Potable	20 – 60
		Resid	200 – 400
Cloruro férrico 40%	$Cl_3Fe \cdot 6H_2O$	Potable	5 – 150
		Resid	100 – 500
Cal	$Ca(OH)_2$	Resid	100 – 800
Policloruro aluminio	$Cl_{3n-m}(OH)_mAl_n$	Potab	15 – 100
Poliaminas sol 1%	<i>peso mol < 100000</i>		
Floculante			
Polielectrolitos catiónicos: copolímeros a base de acrilamida con peso mol; > 1000000 Sol de 0.1 al 1%			
Id. no iónicos. Poliacrimidas			
Id. aniónicos. Poliacrilatos			
Sílice activa diluida al 0.5 – 1% como SiO_2			
Polielectrolitos naturales: almidones, taninos, alginatos, etc.			

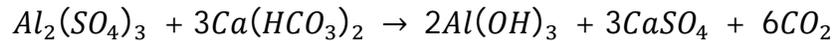
El pH es un factor crítico en el proceso de coagulación – floculación. Siempre hay un intervalo de pH en que un coagulante específico trabaja mejor (Tabla 3.2).

Con la floculación de suspensiones coloidales diluidas sólo se tienen colisiones esporádicas y la aglomeración no ocurre en grado importante. En tales circunstancias la clarificación se logra de una menor manera con la coagulación química seguida por la floculación y sedimentación. Antes de que la floculación pueda efectuarse, es esencial dispersar el coagulante, cuya dosis normal es de 30 a 100 mg/L en todo el cuerpo del agua. Esto se lleva a cabo en una cámara de mezclado rápido con un turbina de alta velocidad o agregando el coagulante en un punto de turbulencia hidráulica, por ejemplo, en un salto de agua en un canal aforador. El coagulante es una sal metálica que reacciona con la alcalinidad del agua para producir un floculo insoluble de hidróxido de metal que incorpore a las partículas coloidales. Mediante la floculación de esta fina precipitación se producen sólidos sedimentables (TEBBUT, 1999).

El coagulante más popular para el tratamiento de agua es el sulfato de aluminio (alumbre) $Al_2(SO_4)_3$ y las reacciones complejas que tienen lugar después de su adición al agua se simplifican como:



Esto es en general:



Cuando se usa alumbre comercial $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ se encuentra que:

1 mg/L de alumbre destruye 0.5 mg/L de alcalinidad; produce 0.44 mg/L de bióxido de carbono, ambos como $CaCO_3$.

Así, para una coagulación satisfactoria debe haber suficiente alcalinidad que reaccione con el alumbre y también para dejar un residuo en el agua tratada.

La solubilidad del $Al(OH)_3$ depende del pH, la cual es baja entre un pH de 5 y de 7.5; fuera de estos límites la coagulación con sales de aluminio no tiene éxito. Otros coagulantes que algunas veces se usan son sulfato ferroso (caparrosa) $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$, cloruro férrico $FeCl_3$.

La caparrosa alguna vez se trata con cloro para dar una mezcla de sulfato férrico y cloruro férrico que se conoce como caparrosa clorada. Las sales férricas dan coagulación satisfactoria arriba de un pH de 4.5, pero las sales ferrosas sólo son adecuadas por encima de un pH de 9.5. Las sales de hierro son más baratas que el alumbre pero a no ser que la precipitación sea completa, el hierro residual en solución puede causar problemas debido principalmente a su propiedad de producir manchas en las máquinas lavadoras.

Con concentraciones muy bajas de materia coloidal, la formación del floculo es difícil y se pueden requerir ayuda de coagulantes (co – coagulantes). Éstos pueden ser simples aditivos como partículas de arcilla que forman núcleos por precipitación del hidróxido, o polielectrolitos, polímeros sintéticos pesados de cadenas largas, que al agregarse en pequeñas cantidades (< 1 mg/L) promueven la aglomeración y fortalecen el floculo. Debido a la naturaleza esponjosa de las partículas del floculo, éstas tienen un área superficial muy grande y son capaces de la adsorción de la materia disuelta en solución. Este efecto de

superficie activa resulta en que la coagulación quita tanto color disuelto como la turbidez coloidal del agua (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Características de coagulantes de mayor uso para el tratamiento de aguas

	pH óptimo de trabajo	Concentración óptima	Acción del coagulante	Coadyuvantes
Sulfato férrico	6 – 7	500 mg/L	Floculo de barrido	Sílice activada Carbón activo
Sulfato de aluminio	5	600 mg/L	Floculo de barrido	Carbón activo Carbonato cálcico precipitado
Policloruro de aluminio	6	857 mg Al ⁺³ / L	Floculo de barrido	Carbón activo Carbonato cálcico precipitado

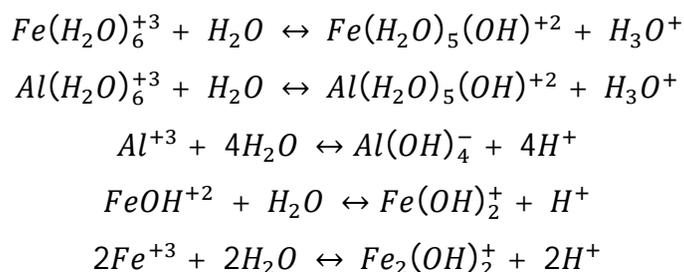
A la hora de adicionar coadyuvantes para mejorar el proceso de coagulación – floculación es necesario tener en cuenta la influencia del precio de estos productos en el coste del proceso. El uso de sílice activada y carbonato cálcico precipitado no supone un incremento apreciable del coste económico, mientras que el uso de carbón activo encarecería de forma notable el proceso (AGUILAR, 2002).

3.4.Desestabilización por Al (III) y Fe (III)

Para comprender la capacidad del Al (III) y Fe (III) para desestabilizar las partículas coloidales presentes en las aguas y aguas residuales, es necesario considerar brevemente la química acuosa de estos coagulantes.

Todos los cationes metálicos están hidratados en el agua. Especies simples como Fe⁺³, Al⁺³, Ca⁺² e H⁺ no existen en un medio acuoso natural. Aunque esta nomenclatura para los cationes es una forma abreviada aceptable en química, no describe las especies realmente presentes en el agua. Más bien, estos iones están presentes como complejos acuosos: Fe(H₂O)₆⁺³, Al(H₂O)₆⁺³, Ca(H₂O)₆⁺² y H(H₂O)⁺ o quizá H(H₂O)₄⁺. Los iones o moléculas (tales como las moléculas de agua) que están unidos a un átomo metálico central se llaman *ligandos*.

Los iones acuometálicos tales como $Fe(H_2O)_6^{+3}$ y $Al(H_2O)_6^{+3}$ son ácidos, es decir, son donadores de protones. La adición de una sal de Fe (III) o Al (III) al agua en concentraciones inferiores al límite de solubilidad del hidróxido metálico da lugar a la formación de monómeros, dímeros y quizá pequeños complejos poliméricos hidroximetálicos, además del ion libre acuometálico. En estos casos, los iones OH^- son también ligandos. A continuación se presentan unas pocas reacciones típicas:



Este tipo de reacciones se llaman hidrolíticas.

Las dosificaciones prácticas en sales de Al (III) y Fe (III) que se requieren para la desestabilización de coloides siempre exceden de la solubilidad del hidróxido metálico, así es posible considerar que la desestabilización en estos sistemas se lleva a cabo por los polímeros de Al (III) y Fe (III), que son compuestos cinéticos intermedios en la precipitación eventual de un precipitado de hidróxido metálico. Estos polímeros son complejos hidroximetálicos que se adsorben sobre las partículas coloidales. La cantidad de polímero adsorbido, y la consiguiente dosificación del coagulante de Fe (III) o Al (III) necesario para llevar a cabo la desestabilización de un coloide, pueden depender de la cantidad de coloide que está presente. Una dependencia de este tipo se ha descrito vagamente como una dependencia “estequiométrica” de la dosificación de coagulante con la concentración de coloide.

En el intervalo de pH por debajo del punto isoeléctrico del hidróxido metálico, prevalecerán los polímeros cargados positivamente. La adsorción de estos polímeros positivos puede desestabilizar a los coloides cargados negativamente por neutralización de carga. Por encima del punto isoeléctrico, predominarán los polímeros aniónicos. La adsorción de estos materiales no puede desestabilizar a los coloides negativos por neutralización de carga. En

los casos en que los polímeros aniónicos son coagulantes efectivos, éstos pueden actuar por adsorción o formación de enlaces de puente.

Si la adsorción es importante, debemos esperar que la coagulación con polímeros de Fe (III) y Al (III) exhiba re estabilización (sobredosificación) y estequiometria.

La Figura 3.1 presenta de forma esquemática la turbidez residual en función de la dosificación de coagulante a pH constante para aguas naturales tratadas con sales de Al (III) o Fe (III). La concentración de coloide viene representada por la concentración de superficie coloidal/unidad de volumen de suspensión.

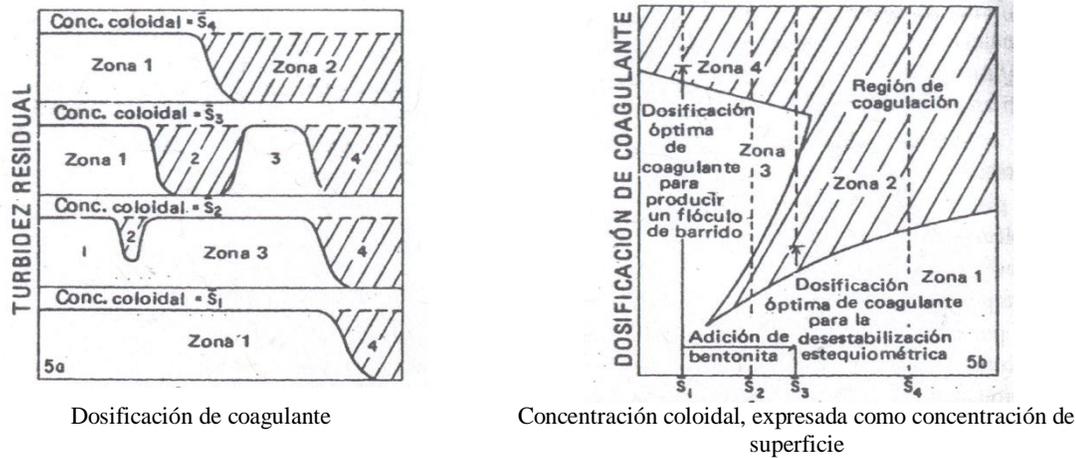


Figura 3.1: Representación esquemática de la coagulación observada en los “jar test” utilizando sales de aluminio (III) y hierro (III) a un pH constante.

Cada una de estas curvas esquemáticas de coagulación está subdividida en cuatro zonas:

- Zona 1: corresponde a dosificaciones bajas, donde se ha añadido insuficiente coagulante para llevar a cabo la desestabilización.
- Zona 2: el aumento de la dosificación de coagulante produce la desestabilización y permite la agregación rápida.
- Zona 3: un posterior incremento de la dosificación puede re estabilizar las dispersiones en algunos niveles de pH.
- Zona 4: existe un grado de sobresaturación suficiente como para producir una precipitación rápida de una gran cantidad de hidróxido aluminico o férrico, donde se sumergen las partículas coloidales constituyéndolo lo que se ha llamado “floculo de barrido”.

Para concentraciones coloidales mayores, se requiere una dosificación de coagulante menor que para la coagulación que implica la precipitación del hidróxido metálico.

La dosificación química requerida depende de cómo se alcance la desestabilización. Elevadas dosificaciones de coagulante se requieren para producir un precipitado voluminoso de hidróxido; la dosificación requerida tiende a disminuir a medida que la concentración coloidal aumenta. La desestabilización por adsorción generalmente requiere una dosificación menor de coagulante; la dosificación requerida aumenta al aumentar la concentración coloidal. La desestabilización por adsorción puede requerir tiempos de reacción más largos (tiempos de permanencia) para producir la agregación cuando la concentración coloidal es baja; esto puede contrarrestar la ventaja de una dosificación menor. Para estas y otras situaciones en que están presentes pequeñas concentraciones de materiales coloidales no deseados, pueden resultar eficaces las dosificaciones elevadas de coagulante que produce un precipitado gelatinoso de hidróxido metálico.

Existe otro método adicional para llevar a cabo una coagulación eficaz en aguas de turbidez baja; este método consiste en la adición de más partículas en la forma de una ayuda de coagulante. Bentonita (arcilla finamente dividida) y algunas formas de sílice activada pueden servir para este propósito. Este proceso puede producir un floculo más compacto con mayor velocidad de sedimentación para una dosificación menor de coagulante primario, pero se requiere un gasto adicional para la ayuda de coagulante.

La desestabilización producida por los polímeros obtenidos a partir de las sales de Al (III) y Fe (III) está influenciada por tres factores: dosificación de coagulante, pH y concentración coloidal.

Las sales de Al (III) y Fe (III) son ácidos. La adición de estos compuestos químicos al agua es similar a una titulación ácida del agua. Como resultado, el pH del sistema después de la adición de los coagulantes dependerá de la dosificación de coagulante y la alcalinidad (capacidad tampón) del agua o agua residual.

En los procesos de coagulación del tratamiento del agua, se añade corrientemente cal y/o sosa con el fin de incrementar la alcalinidad del agua que deba tratarse. Sin embargo, para la coagulación de los fangos concentrados en el tratamiento del agua residual,

frecuentemente se lava el fango con el fin de reducir la alcalinidad antes de añadir un coagulante metálico.

Las suspensiones concentradas son difíciles de re estabilizar por sobredosificación a cualquier pH. La desestabilización eficaz de estas suspensiones por adsorción y neutralización de carga puede llevarse a cabo a valores de pH bajos, en donde los polímeros hidroximetálicos están altamente cargados, pero la concentración coloidal es lo suficientemente alta como para evitar la sobredosificación. En estos sistemas es útil disminuir la capacidad tampón del agua o agua residual para que un ácido fuerte tal como el Fe (III) pueda disminuir el pH.

Para suspensiones coloidales diluidas, es eficaz la coagulación tipo floculo de barrido. En estos casos, la velocidad de precipitación es, como primera aproximación, máxima en el punto isoeléctrico, en donde el grado de sobresaturación es mayor y la carga de las especies metálicas es mínima. Para estos sistemas resulta útil aumentar la alcalinidad con el fin de neutralizar la acidez del coagulante metálico y mantener un pH neutro.

Cuando se usan Al (III) o Fe (III) como coagulantes, la re estabilización no ocurre a pH superior a 6 aproximadamente. Para aguas y aguas residuales que contengan concentraciones coloidales intermedias, la adición de alcalinidad puede frenar la re estabilización pero permitir la desestabilización por neutralización de carga.

Se pueden describir cuatro tipos de suspensiones:

1. Concentración coloidal alta, alcalinidad baja. Este es el sistema más fácil de tratar, ya que sólo debemos determinar un parámetro químico, la dosificación óptima de coagulante. La desestabilización se lleva a cabo por adsorción de los polímeros hidroximetálicos positivamente cargados; éstos se producen en niveles ácidos de pH (pH 4 a 6, según el coagulante).
2. Concentración coloidal alta, alcalinidad alta. En este caso la desestabilización se alcanza de nuevo por adsorción y neutralización de carga para niveles de pH neutros y ácidos. Aquí se puede elegir el uso de una dosificación alta de coagulante (debido a la elevada alcalinidad, el pH permanecerá generalmente en la región neutra, en donde los polímeros hidroximetálicos no están altamente cargados con lo cual la neutralización de carga es más difícil). Alternativamente es posible invertir en

medios de elutriación, para eliminar la alcalinidad por lavado, y desestabilizar con una dosificación baja de coagulante a un pH bajo.

3. Concentración coloidal baja, alcalinidad alta. En este caso la coagulación se lleva a cabo fácilmente por inmersión de las partículas coloidales en un “floculo de barrido” con dosificaciones relativamente altas de coagulante. Alternativamente, podemos añadir una ayuda de coagulante para aumentar la concentración coloidal y aumentar la velocidad de contacto interpartícula. Con lo cual se puede llevar a cabo la desestabilización por adsorción y neutralización de carga con unas dosificaciones menores de coagulante primario.
4. Concentración coloidal baja, alcalinidad baja. La coagulación en estos sistemas es la más difícil. La coagulación será ineficaz si solamente usamos sales de Al (III) y Fe (III), ya que el pH será rebajado demasiado bajo, con el fin de permitir la formación de un “floculo de barrido” y la velocidad de contacto entre partícula será posiblemente demasiado lenta para llevar a cabo una desestabilización por neutralización de carga. Para una coagulación eficaz, se debe añadir alcalinidad, partículas coloidales o ambos a la vez.

Cuando se utiliza sulfato de aluminio, sal de hierro o cal para desestabilizar una suspensión que contiene iones fosfatos, la dosificación de coagulante metálico requerido para la desestabilización dependerá de la concentración de fosfato soluble y la concentración de partículas coloidales. Al (III), Fe (III) y Ca^{+2} añadidos a estos sistemas tienden a reaccionar primeramente con el fosfato soluble, y puede desestabilizar las dispersiones coloidales orgánicas solamente después de que la mayor parte del fosfato está precipitado. Las aguas negras contienen concentraciones de fosfatos solubles del orden de 2×10^{-4} M (20 mg/L, PO_4^{-3}). Para este sistema se requieren dosificaciones de Al (III), por ejemplo, del mismo orden de magnitud 2×10^{-4} M, o 60 mg/L de sulfato de aluminio comercial $[(SO_4)_3 Al_2 14H_2O]$ sólo para precipitar los fosfatos. Entonces se añade más Al (III) para desestabilizar los coloides presentes en el agua residual.

3.5. Polímeros orgánicos sintéticos

La capacidad de un polímero para actuar como floculante depende de su afinidad para enlazarse a la superficie de las partículas coloidales. Los enlaces pueden ser formados entre grupos funcionales particulares del polímero y lugares específicos de la superficie coloidal. Algunos otros parámetros importantes que afectan al rendimiento de un determinado polímero son su peso molecular y el grado de ramificación.

Las características de la solución pueden ser importantes; en particular, el pH del sistema puede afectar a la carga del polielectrolito.

La concentración de cationes divalentes (Ca^{+2} , Mg^{+2} , etc.) en el agua, puede ejercer un gran efecto sobre la capacidad de los polielectrolitos aniónicos para agregar coloides negativos. Se propusieron tres caminos mediante los cuales los iones calcio pueden afectar a los sistemas polímero aniónico-arcilla:

1°. Estos iones divalentes comprimen las capas difusivas que rodean a las partículas arcillosas y por tanto reducen las fuerzas repulsivas de estas partículas evitando su agregación.

2°. Estos iones reducen las fuerzas repulsivas que existen entre las moléculas poliméricas aniónicas y las partículas de arcilla.

3°. Las moléculas poliméricas adsorbidas tenderán a repeler a otras moléculas poliméricas adsorbidas debido a su carga similar.

Los iones divalentes de calcio reducirán el rango de esta interacción repulsiva entre los polímeros adsorbidos, y por tanto será factible una adsorción adicional. Los iones calcio pueden formar complejos con ciertos grupos iónicos del polímero y con la superficie de la partícula, de tal forma que se forma un complejo en la interfase partícula/solución en donde la concentración de cationes divalentes es alta, por tanto, aumentando la adsorción del polielectrolito aniónico sobre el coloide cargado negativamente. Los iones metálicos divalentes modificarán significativamente el tamaño efectivo de las moléculas poliméricas aniónicas. En una solución muy diluida, las cargas negativas del polímero se repelerán mutuamente con fuerza, dando lugar a una molécula extendida y larga. La adición de iones

calcio reduce el rango de interacciones entre estas cargas negativas y la molécula polimérica se contrae. Esta contracción de la molécula puede dar lugar a un aumento de la adsorción polimérica. Sin embargo, a pesar de los mecanismos implicados, existe gran evidencia sobre el hecho de que los iones metálicos divalentes son generalmente necesarios para los polímeros aniónicos en la floculación de los coloides negativos.

Los iones metálicos divalentes también pueden producir efectos importantes con respecto a la coagulación de coloides negativos por polímeros catiónicos. Cuando se utilizan los polielectrolitos catiónicos como coagulantes primarios, una dosificación progresiva da finalmente lugar a una inversión de carga y posterior re estabilización de los coloides negativos.

Cuando se utiliza el calcio junto con un polielectrolito catiónico, tiene el efecto combinado de reducir la dosificación requerida para el policatión y aumentar el incremento de dosificación entre la desestabilización incipiente y la re estabilización. Este efecto da lugar a un rango más amplio para la dosificación efectiva del coagulante en el caso del polielectrolito catiónico.

Cuando se utilizan polímeros aniónicos o no iónicos, es necesario un tamaño mínimo (peso molecular) para que estas moléculas puedan salvar la barrera energética potencial entre dos partículas coloidales negativas. Este tamaño mínimo depende de factores tales como el número de grupos cargados y grado de ramificación del polímero, carga de partículas coloidales, y la fuerza iónica de la solución.

Los polímeros cargados positivamente (catiónicos) pueden funcionar como agentes desestabilizantes por formación de enlaces de puente, neutralización de carga, o ambos.

3.6. Sílice activada

La sílice está presente en la mayoría de las aguas naturales como especie monomérica sin carga y soluble (H_4SiO_4). Se ha demostrado que en su estado soluble reacciona con los iones metálicos usados para la coagulación, y que afecta al comportamiento químico de estos iones metálicos. En la coagulación del agua y del agua residual, es necesario considerar la presencia de polímeros de silicato que pueden formarse cuando se exceden los límites de solubilidad de sílice amorfa (MASKEW, 1976).

Las características de los polisilicatos que se forman en la coagulación vienen afectadas por la concentración inicial de sílice, tiempo de reacción (tiempo desde acidificación hasta dilución) y pH de la reacción. Estos polímeros de “sílice activada” se han usado con éxito como coagulantes inhibidores de corrosión. Su utilidad para estas funciones proviene de su capacidad de adsorción en las interfases sólido-solución.

El mecanismo mediante el cual la sílice activada puede actuar como un coagulante es:

1. En condiciones adecuadas la sílice activada puede actuar como el único coagulante para los coloides cargados positiva y negativamente.
2. Es posible reestabilizar ambos coloides por sobredosificación con sílice activada, y
3. La concentración de sílice activada necesaria para desestabilizar un coloide está directamente relacionada con la concentración de un coloide.

3.7. Transporte de las partículas coloidales

Los contactos entre partículas al igual que la desestabilización de partícula, puede llevarse a cabo por varios caminos. Tres mecanismos han preocupado:

1. Contactos por movimiento térmico, llamado movimiento browniano o difusión browniana.
2. Contactos que resultan del movimiento de la masa principal del fluido, por ejemplo, por transporte inducido por agitación.
3. Contactos que resultan de la sedimentación de partículas, más correctamente, sedimentación diferencial, donde una partícula que sedimenta rápidamente, alcanza y colisiona con otra partícula que sedimenta con más lentitud.

3.8. Floculación percinética

Cuando los contactos entre partículas se producen por movimiento browniano, el proceso de transporte se llama algunas veces floculación percinética. Este movimiento al azar de las

partículas coloidales resulta del bombardeo rápido y al azar de las partículas coloidales por las moléculas del fluido.

La eliminación de virus por coagulación en los sistemas de tratamiento requiere, la presencia de grandes cantidades de otras partículas coloidales o posibilidad de inmersión dentro de un precipitado voluminoso de hidróxido metálico, si se requiere una eliminación eficaz dentro de un tiempo de permanencia razonable.

3.9.Floculación ortocinética

En muchos casos se ha observado que la agitación acelera la agregación de las partículas coloidales. En estos sistemas la velocidad del fluido varía espacialmente (de punto a punto) y temporalmente (de vez en cuando). Los cambios espaciales que siguen el movimiento del fluido también tendrán velocidades distintas, de tal forma que existen oportunidades para los contactos interpartícula. Cuando los contactos entre partículas son causados por el movimiento del fluido, el proceso se llama algunas veces floculación ortocinética.

Para agua a 25° C conteniendo partículas coloidales de un diámetro de 1μ , esta proporción vale la unidad cuando el gradiente de velocidad es 10/seg. Para partículas coloidales con un diámetro de 0.1μ , se precisa un gradiente de velocidad de 10000/seg para obtener una igualdad en ambos tipos de floculaciones. De forma similar, partículas con un diámetro de 10μ , precisan un gradiente de velocidad de 0.01/seg para obtener una igualdad de velocidades. En el tratamiento de agua y agua residual, los gradientes de velocidad medios están comprendidos corrientemente entre 10 y 100/seg.

Por tanto la agitación no aumentará la velocidad de agregación de las partículas pequeñas hasta que éstas alcancen un tamaño aproximado de 1μ . El crecimiento de la partícula a un tamaño superior a 1μ requiere movimiento de fluido por agitación u otros medios. Debido a que las partículas de 1μ no decantan bien, deben incluirse tanques para la floculación ortocinética en los sistemas de tratamiento que utilicen tanques de sedimentación para separar los sólidos del agua (Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Valores observados del factor de eficacia de colisión

Coloide	Coagulante	Tipo de floculación	\hat{G} (seg ⁻¹)	η
Esferas de látex poliestireno	<i>NaCl</i>	Ortocinético	11	0.448
Esferas de látex de poliestireno	<i>NaCl</i>	Ortocinético	45	0.344
Esferas de látex de poliestireno	Polietilenimina	Ortocinético	11	0.217
Esferas de látex de poliestireno	Polietilenimina	Ortocinético	45	0.063
Sílice	<i>Al (III)</i>	Pericinético		0.010
Sílice	<i>Al (III)</i>	Ortocinético	10	0.011
Aceite	<i>Ca(NO₃)₂</i>	Pericinético		0.355
Esferas de látex de poliestireno	<i>NaCl</i>	Pericinético		0.375
Esferas de látex de poliestireno	<i>NaCl</i>	Ortocinético	1 - 80	0.364

3.10. Historia y evolución de la electrocoagulación (EC)

La electroquímica es una ciencia que nace a finales del siglo XVIII con los trabajos de Galvani y Volta, y ha tenido desarrollos y aplicaciones en múltiples áreas.

La electrocoagulación ha sido una tecnología emergente desde 1906, con la primera patente concedida en Estados Unidos. Problemas de tipo financiero o de regulación de incentivos generaron tropiezos para que la industria adoptara esta técnica, pero se conocen desarrollos anteriores. Desde el siglo XIX, en 1888, se efectuó el primer ensayo reportado en Londres por Webster. Su proceso utilizaba ánodos de hierro soluble, con una caída de potencial de 1.8 vatios entre los electrodos, distantes una pulgada, y una corriente anódica de 0.6 Amp/pie.

En 1893, Wolff electrolizó una solución concentrada de sal para producir cloro y sosa caústica, que utilizaba para esterilizar aguas negras en el Brewster, Nueva York.

En 1896 se usó en Lousville, Kentucky, una modificación del proceso Webster para coagular agua cenagosa del río Ohio, proceso en que se utilizaron ánodos de hierro y aluminio. En 1908 el proceso Webster se utilizó en Santa Mónica, con reducciones de 40% de materia orgánica.

En 1914 se utilizó en Nueva York una modificación del proceso Webster llamado Landreth. En éste se añade cal para mejorar la conductividad del electrolito. En 1932 fue utilizada la electrocoagulación en Alemania, con eficiencias del 50% en reducción de la DBO de aguas residuales. La falla de estos procesos se dio por el alto costo de la energía y la necesidad de recambiar los electrodos.

En 1947, en la URSS, se utilizó el proceso con electrodos de hierro para formar hidróxido ferroso, obteniendo remociones de 70 al 80% para la DBO. Unos años más tarde, en 1958, el profesor Mendía de la Universidad de Nápoles, utilizó esta técnica para desinfectar las aguas negras de ciudades costeras. En este proceso se mezcló de 25 al 30% en volumen de agua de mar antes de la electrólisis.

En Noruega, Föyn combinó 20% de agua de mar con las aguas residuales en la electrólisis para la remoción de fosfato, utilizando electrodos de carbón. Aunque la eficiencia del proceso fue buena, hubo problemas de corrosión.

Durante las dos últimas décadas se han reportado trabajos donde se utiliza el proceso para remover partículas dispersas de aceite, grasa y petróleo en el tratamiento de aguas residuales provenientes del electroplateado, textiles y en procesos de potabilización del agua misma, entre otros (RESTREPO MEJÍA, 2006).

3.11. Electrocoagulación

La electrocoagulación es una técnica usada para el tratamiento de las aguas residuales. Los contaminantes de muy diversos efluentes son removidos aplicando el principio de la coagulación, pero en este caso no se hace uso de un coagulante químico, sino de una corriente eléctrica que es aplicada al medio líquido contaminado (Figura 3.2).

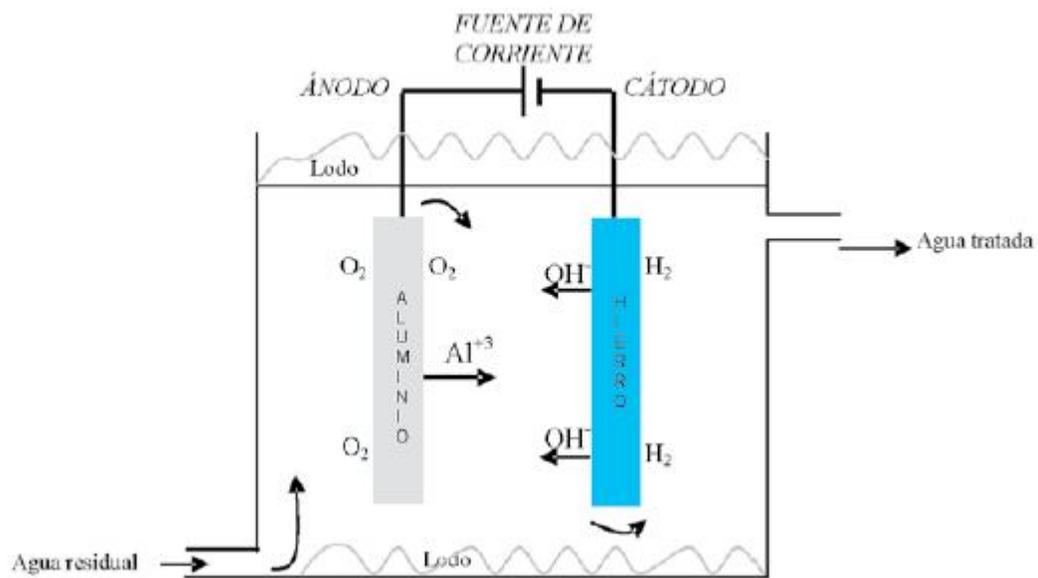


Figura 3.2: Sistema de electrocoagulación con ánodo de aluminio y cátodo de hierro.

Tradicionalmente, la coagulación química implica el uso de alumbre (sulfato de aluminio), cloruro férrico ($FeCl_3$) o sulfato ferroso (Fe_2SO_4), que pueden ser muy caros dependiendo el volumen de agua a tratar (BUTTLER, 2011).

La electrocoagulación se puede definir como un proceso en el cual son desestabilizadas las partículas de contaminantes que se encuentran suspendidas, emulsionadas o disueltas en un medio acuoso, induciendo corriente eléctrica en el agua a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales, por lo general, hierro y aluminio.

La corriente eléctrica proporciona la fuerza electromotriz que provoca una serie de reacciones químicas, donde el resultado final es la estabilidad de las moléculas contaminantes.

La electrocoagulación es un método que remueve la mayoría de los contaminantes del agua como: sólidos suspendidos, hidrocarburos emulsificados y algunos compuestos orgánicos disueltos (basándose en la concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO, y Carbono Orgánico Total, COT) (ILHAN, 2009), metales pesados y lixiviados (incluyendo cromo, cadmio, oro, platino, radionucleidos) (ILHAN, 2008) y arsénico (KUMAR, 2004), bacterias, algas, etc., de las descargas de agua para su reúso. El proceso puede ser usado también como una protección de los elementos de la ósmosis inversa, filtros de membrana,

columnas de intercambio iónico, etc., del ensuciamiento. El proceso es de flujo continuo y con un consumo bajo (Figura 3.3).

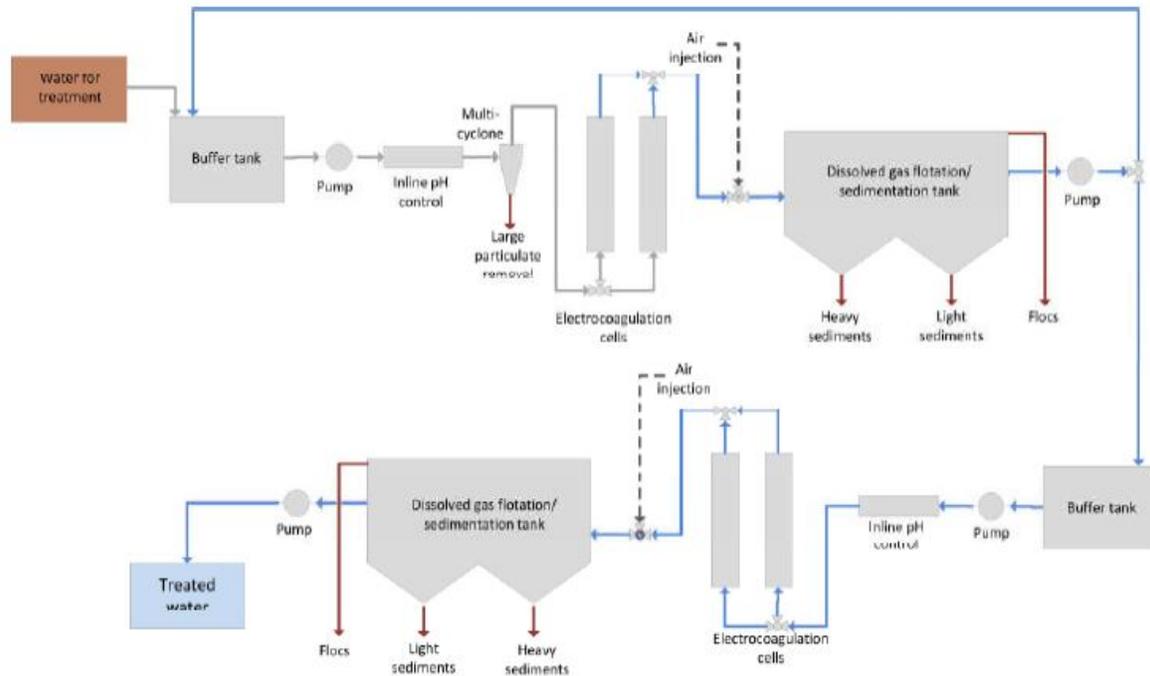


Figura 3.3: Configuración típica de un sistema de flujo continuo de electrocoagulación

Las celdas de electrocoagulación consisten en un par de electrodos de láminas paralelas separadas por unos pocos milímetros con una aplicación de un bajo voltaje a altas densidades de corriente.

La corriente fluye entre los electrodos desestabilizando las cargas eléctricas, que mantienen en suspensión las partículas, como ejemplo: arcillas y emulsiones/microemulsiones de hidrocarburos y compuestos orgánicos insolubles. Con las partículas coaguladas se forman los floculos. Los hidrocarburos y los compuestos orgánicos insolubles se unen en floculos más grandes dentro de la celda.

Las reacciones electroquímicas en los electrodos producen unas finas burbujas de H_2 y O_2 e iones OH^- y radicales de HO_2^- . Las burbujas de gas promueven la flotación de los sólidos coagulados y los floculos de hidrocarburos. Los iones OH^- y radicales de HO_2^- de los metales pesados ocasionan precipitaciones y desglosan algunas moléculas de compuestos orgánicos (Figura 3.4).

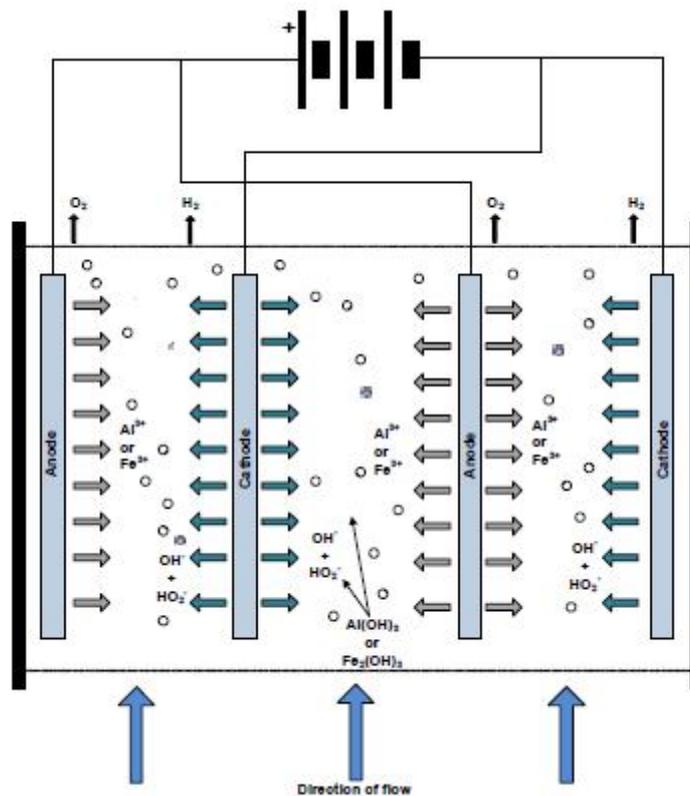


Figura 3.4: Proceso de electrocoagulación.

La electrocoagulación es capaz de remover algunos contaminantes del agua contaminada incluyendo (Tabla 3.4 y 3.5):

Tabla 3.4: Porcentaje de remoción por electrocoagulación

Contaminante	Una fase	Dos fases
Sólidos suspendidos	>95 %	>99 %
Hidrocarburos emulsionados o disueltos	>95 %	>99 %
Bacterias, algas	>95 %	>99 %
Metales pesados	>95 %	>99 %
Calcio, magnesio	>90 %	>95 %
Arsénico	>90 %	>95 %
DBO	>90 %	>95 %
DQO ¹	>90 %	>95 %

¹ Las celdas de electrocoagulación remueven compuestos que causan la DBO y la DQO en el agua contaminada y en el efluente. Sin embargo, algunos compuestos orgánicos y amoniacales solubles, sulfatos y mercaptanos pueden requerir un tratamiento adicional con una oxidación electroquímica avanzada para su remoción. Ácidos grasos volátiles (VFAs): ácido acético/etanoico a ácido valérico (C₂ a C₅) no se pueden remover con la electrocoagulación u oxidación y deben ser removidos con un proceso de membrana o con un tratamiento biológico aeróbico.

Tabla 3.5: Valores de diferentes variables en el proceso de electrocoagulación para distintos contaminantes de diversas fuentes de aguas residuales (RESTREPO MEJÍA, 2006).

Agua residual	Corriente	Ánodo / Cátodo	Parámetro eléctrico	Conductividad $\mu\text{S/cm}$	pH	Contaminante	Remoción %	Tiempo (min)
Colorantes textiles	CD	Al-Fe	≥ 150 A/m^2	1000-4000	3-6	Turbiedad	98	15
						DQO	61-65	
		Fe-Al	80 – 100 A/m^2	1000-4000	3-7	Turbiedad	75-98	10
						DQO	47-77	
						Cercano a 10	Turbiedad	
DQO	26							
Electroplateado, industria del Cr, fertilizantes e industria de los metales		Fe-Fe	30 A/m^2	1500	5-6	Cr^{+6}	97	
Restaurantes	CD	Al-Al	1.8-6.8 V	1290	6.94	DQO	67	15
						Grasas y aceites	>97	
						SS	90	
Alimentos (gelatinas)	CD	Fe-Al	6.26 A/m^2	1.2 Mhos	10.86	Grasas y aceites	Agua cruda: 1195 ppm	15
							Agua tratada: 115 ppm	
						DQO	Agua cruda: 3104 ppm	
							Agua tratada: 931.2 ppm	

Lavandería	CA	Al	32 V / 30 A		5.9	DQO	70	5
						Turbiedad P-fosfato surfactante	90	
Agua consumo humano		Fe	1.53 A/m ²		6-9	As	>99	20
		Al					37	
		TI					>58	
Industria del boro	CD	Al	1.2-6 mA/cm ²	Bajos	8	B	97	
Suspensión de látex	CD	Fe-Fe	1.1 A/Dm ²	0.6-1 S/m	6.5-7	Estireno	Remanente 7%	26
						Vinilo	Remanente 8%	
Industria semiconductores (pulido mecánico químico)	CD	Al-Fe	93 A/m ²	450-470	7.3	Color	96	<30
						Cu	99	
						DQO	88.7	
Producción aceite de oliva	CD	Al	75 mA/cm ²		4-6	DQO	76	25
						Polifenoles	91	
						Color	65	

En resumen, la electrocoagulación es un proceso que involucra tres principales partes:

1. La cámara de reacción que contiene al cátodo y al ánodo por donde pasa el agua contaminada.
2. El sistema eléctrico, compuesto por un control eléctrico. La corriente que pasa de los electrodos es a menudo diseñada para ser alterna (AC). Típicamente la corriente directa (DC) es requerida, aunque usando corriente alterna se puede prevenir la formación de una capa de óxido en el cátodo.
3. Un sistema para deshidratar los sólidos precipitados/coagulados. Este sistema puede ser similar a cualquier sistema usado en un proceso de precipitación química convencional.

La electrocoagulación no sirve para tratar aguas de minas, las aguas ácidas de las minas no se ven afectadas por electrocoagulación. Cuando el ánodo de hierro o aluminio del sistema de electrocoagulación se oxida en condiciones ácidas, no se forma ningún compuesto floculante porque el hierro y el aluminio son solubles a pH menores a 3. Parece que la electrocoagulación no elimina los sulfatos de las aguas sulfuradas.

Aunque la remoción de metales como el cobre o zinc son bastantes altas, la remoción de algunos contaminantes como el cromo o la plata pueden requerir de más tiempo de retención, dependiendo de la concentración inicial de contaminantes. La remoción del cromo y de la plata es ayudada por la presencia de otros metales debido a la coprecipitación. En presencia de cloruros y contaminantes orgánicos, es posible que el proceso de electrocoagulación pueda oxidar los cloruros y los cloruros orgánicos en sustancias tóxicas, como el cromo, cobre y zinc (ADHOUM, 2004).

3.12. Posibles mecanismos

Es claro que la electrocoagulación tiene la capacidad de remover un gran rango de contaminantes bajo diferentes condiciones que van desde: sólidos suspendidos; metales pesados; derivados del petróleo; musgo acuático; y deflouridación del agua.

El pH, el tipo de contaminante y la concentración, el tamaño de burbuja y la posición, la estabilidad del floculo y el tamaño del aglomerado, todos ellos influyen en la operación de la electrocoagulación. La complejidad y el número de posibles interacciones son mostradas en la Figura 3.5:

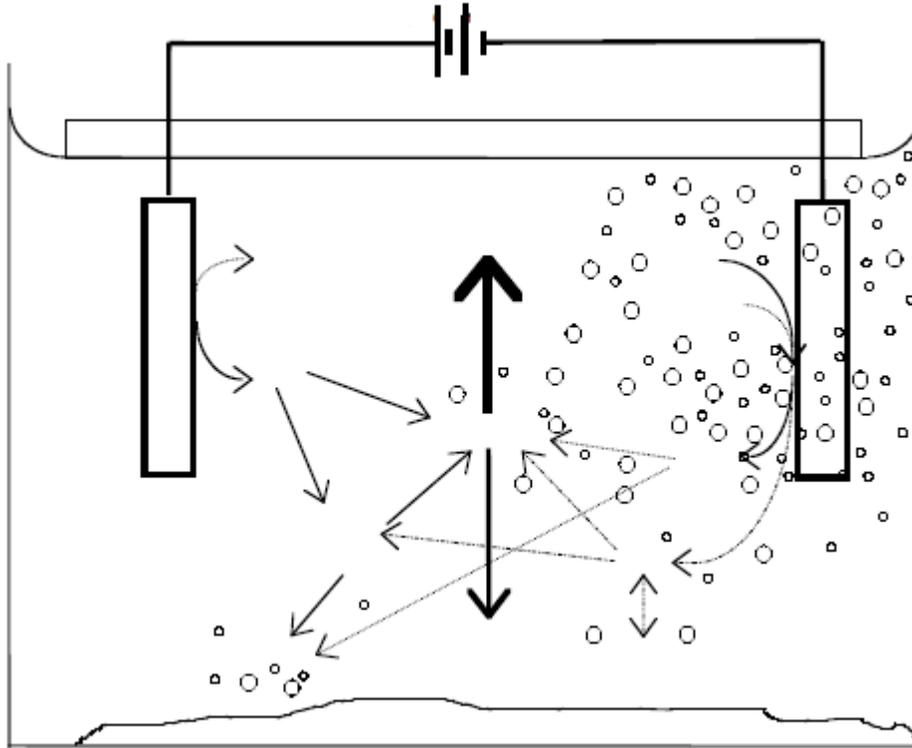
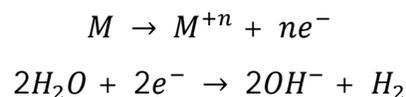


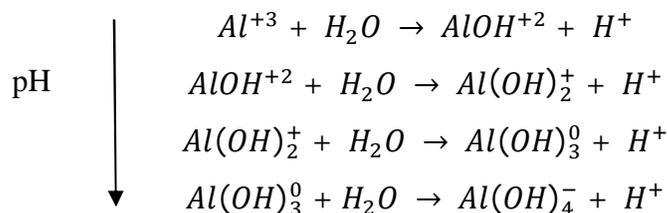
Figura 3.5: Interacciones dentro del proceso de electrocoagulación.

El mecanismo total es una combinación de acciones de funcionamiento de forma sinérgica. El mecanismo dominante puede variar a lo largo del proceso dinámico como la reacción vaya progresando. El mecanismo dominante ciertamente puede cambiar en los parámetros de operación y el tipo de contaminantes.

La corriente pasa a través del electrodo metálico, oxidando el metal (M) a catión (M^{+n}). Simultáneamente, el agua es reducida a hidrógeno gaseoso y a un ión hidroxilo (OH^-). Así, la electrocoagulación introduce cationes metálicos *in situ*, electroquímicamente, usando ánodos de sacrificio (usualmente aluminio o hierro).



El catión se hidroliza en agua formando un hidróxido con la especie determinada por la solución de pH. A continuación se ilustra el caso del aluminio:



Los cationes fuertemente cargados desestabilizan cualquier partícula coloidal por la formación de complejos polihidroxilos polivalentes. Estos complejos tienen propiedades fuertemente de adsorción, formando agregados con los contaminantes. La evolución del hidrógeno gaseoso ayuda en la mezcla y por lo tanto, la floculación. Una vez que el floculo es generado, el gas electrolítico crea el efecto de flotación, removiendo los contaminantes al floculo o a la capa espumosa a la superficie líquida (HOLT, 1999).

Hay una gran variedad de caminos en donde las especies pueden interactuar en solución:

1. Migración a un electrodo cargado opuestamente (electroforesis) y la agregación debido a la carga neutra.
2. El catión o ion hidroxilo (OH⁻) forma precipitados con el contaminante.
3. El catión metálico interactúa con el OH⁻ para formar el hidroxilo, que puede tener grandes propiedades de adsorción, por lo tanto, la unión del contaminante (puente de coagulación).
4. Los hidróxidos forman grandes redes como estructuras y barridos a través del agua (coagulación de barrido).
5. Los contaminantes son oxidados a especies menos tóxicas.
6. Eliminación por electroflotación y adhesión a burbujas.

La complejidad inherente en el proceso dificulta un modelo en específico y su control. Un incremento de parámetros a escala adecuado, un enfoque sistemático a la optimización *a priori* de la predicción para el rendimiento del reactor de electrocoagulación todavía no se

establece. La literatura revela que cada sistema “nuevo” ha sido considerado separadamente en un solo contaminante.

3.13. Diseño y operación del reactor de electrocoagulación

En esencia un reactor de electrocoagulación es una celda electroquímica con un ánodo de sacrificio, usualmente aluminio pero ocasionalmente hierro, son usados en el agua contaminada como una dosis de coagulante.

La electrocoagulación introduce cationes metálicos *in situ* en vez de una dosificación externa. Simultáneamente, gases electrolíticos (generalmente hidrógeno) son generados en el cátodo. Dependiendo de las condiciones de operación del reactor y el contaminante, estas burbujas por lo general flotan arrastrando parte del contaminante hacia la superficie.

Ciertamente no existe un diseño del reactor más conveniente hoy en día, mientras que muy poco, está disponible en el modo de funcionamiento de un reactor comparativo.

Para un buen desarrollo en el diseño del reactor de electrocoagulación mucho tiene que ver el tipo de contaminante que se desee remover (HOLT, 2005). El diseño del reactor sigue siendo en gran parte empírico y heurístico (Figura 3.6).

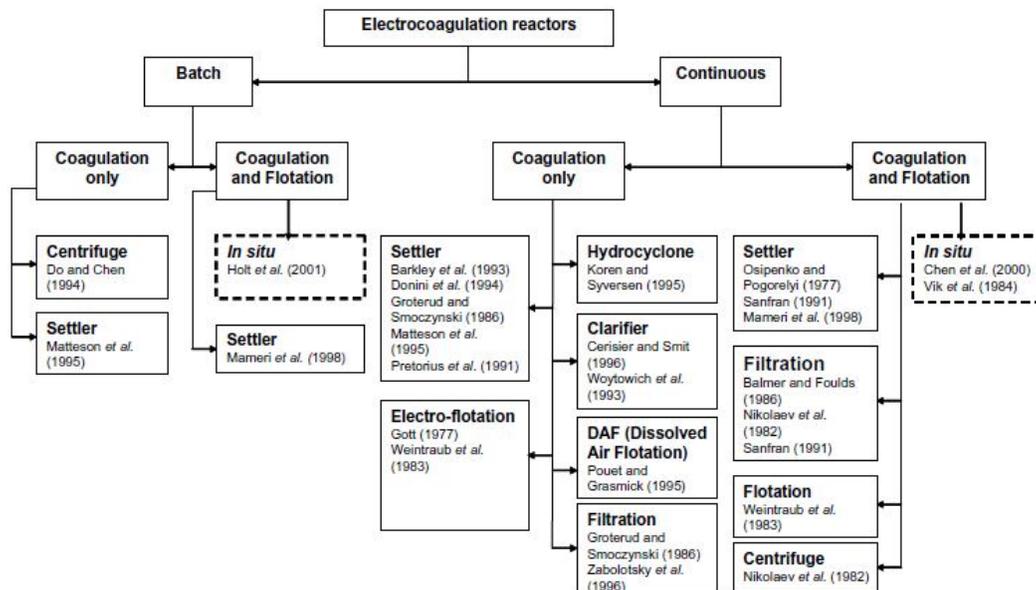


Figura 3.6: Clasificación de los diferentes sistemas de electrocoagulación

La mayor distinción entre los diseños alternativos es si el reactor es configurado en un lote o en un sistema continuo. Es claro que la mejor aplicación cae en la última categoría, que tiene una alimentación continua de las aguas residuales y que opera bajo condiciones de estado estable. Una gran ventaja para estos sistemas es que sus requerimientos de coagulante son esencialmente fijos. Por otro lado, las aplicaciones del reactor funcionan con un volumen de aguas residuales fijo, pero adolecen de la desventaja que percibe el reactor con el tiempo.

Aquí el tiempo depende de los resultados del comportamiento con el hecho de que el coagulante precursor (cationes de aluminio, por ejemplo) continuamente son ‘alimentados’ por el ánodo de corrosión. Los cationes de aluminio son hidrolizados en una forma capaz de agregarse al contaminante que es removido de la solución por sedimentación y/o flotación. Como resultado, ambos contaminantes y niveles de coagulante cambian con el tiempo como material sea añadido en la solución, se modifica dentro de la solución, y es removido de la solución.

La segunda mayor distinción entre el diseño del reactor es el papel que toma la flotación. Reactores que no explotan la separación del contaminante agregado vía burbujas generadas electroquímicamente son etiquetadas en la Figura 3.6 como sólo un ‘proceso de coagulación’, mientras que los reactores integran la flotación dentro de su diseño y operación, clasificándose de esta manera como un proceso de ‘coagulación y floculación’.

La separación por asentamiento es la opción más común, con el hecho de que los gases electrolíticos son producidos simultáneamente con la dosificación de proceso, a menudo visto como una innecesaria complicación operacional. La primera diferencia entre el contaminante removido por asentamiento o flotación parece ser la densidad de corriente empleada en el reactor. Una baja corriente produce una baja densidad de burbuja, dando lugar a un flujo de impulso hacia arriba, condiciones que fomentan la sedimentación sobre la flotación.

Así como la corriente aumenta, la densidad de la burbuja incrementa resultando en un flujo de impulso mayor hacia arriba y la eliminación, por tanto, más probable, por flotación.

La dosificación de la electrocoagulación ha sido combinada con las más comunes tecnologías de separaciones incluyendo aire disuelto para la flotación, electroflotación,

filtración y clarificación. Básicamente, la separación del contaminante es integrada en el diseño del reactor, u ocurre otra cosa en la separación.

El valor de la estructura hierática demostrado es que de manera sucinta, los resúmenes previos al diseño del reactor de electrocoagulación demuestra que es posible reducir una infinidad de aplicaciones a las combinaciones de sólo tres decisiones básicas de diseño.

- Operación específica o continua.
- El papel de las burbujas generadas electrolíticamente.
- El medio de separación del contaminante agregado.

3.14. Problemas de diseño físicos

El diseño del reactor de electrocoagulación está influenciado con su operación y eficiencia.

La fase de diseño debe considerar los siguientes factores físicos:

1. Geometría:

La geometría del reactor afecta los parámetros operacionales incluyendo el camino de la burbuja, efectividad de la flotación, formación del floculo, el régimen del flujo del fluido y sus características de mezclado/asentamiento. El enfoque más común sugiere electrodos planos (aluminio o hierro) y una operación continua. El agua es dosificada con los iones metálicos disueltos así como su paso a través de la celda de electrocoagulación. Una unidad de decantación es requerida para separar el contaminante del agua.

2. Escala:

Una de las piedras angulares de la ingeniería química es establecer los parámetros de escala para definir la relación entre el laboratorio y el equipo 'real'.

El área de superficie para el radio de volumen (S/V) se anticipa como un parámetro de escala significativa. El área del electrodo influencia con la densidad de corriente, posición y tasa de dosificación de cationes, como una buena producción y área de burbujas. Así como el radio S/V incrementa, la densidad de corriente óptima decrece.

Los siguientes parámetros de escalas adimensionales, son escogidos para asegurar el correcto dimensionamiento y la dosificación de los reactores:

- Número de Reynold²: indicación del régimen de flujo del fluido.
- Número de Froude³: indicación de la flotabilidad.
- Número de Weber⁴: indicación de la tensión superficial.
- Saturación del gas.
- Geometría.

3. Densidad de corriente:

La densidad de corriente (i) entrega al electrodo dividido por el área activa del mismo. La variación de la corriente fácilmente controla este parámetro. La densidad de corriente determina ambas en la velocidad de la dosificación del metal electroquímico usado al agua y a la densidad de burbuja electrolítica producida.

Densidad de corriente alta es deseable para el proceso de separación que envuelva a celdas de flotación o grandes tanques de sedimentación, mientras que una pequeña densidad de corriente es apropiada para reactores de electrocoagulación que son integrados con un filtrado convencional.

3.15. Problemas químicos

El control, la operación y las interacciones químicas del sistema afectan el rendimiento y la fiabilidad, debiendo considerar los siguientes efectos:

² El número de Reynolds es un número adimensional utilizado en mecánica de fluidos, diseño de reactores y fenómenos de transporte para caracterizar el movimiento de un fluido.

³ El número de Froude es un número adimensional que relaciona el efecto de las fuerzas de inercia y fuerzas de gravedad que actúan sobre un fluido.

⁴ El número de Weber es un número adimensional utilizado en mecánica de fluidos y que es útil en el análisis de flujos en donde existe una superficie entre dos fluidos diferentes. Es una medida de la importancia relativa de la inercia del fluido comparada con su tensión superficial.

1. Material del electrodo:

El material del electrodo impacta marcadamente en el rendimiento del reactor de electrocoagulación. El material de ánodo determina el catión introducido en la solución. Los electrodos más comunes son los de aluminio o hierro.

Do y Chen (1994) compararon el rendimiento de los electrodos de hierro y aluminio para remover color de las aguas contaminadas. Sus conclusiones fueron que las condiciones más óptimas de la electrocoagulación varían con la elección del tipo de electrodo, ya sea aluminio o hierro, que a su vez está determinada por:

- Concentración inicial de contaminante
- Tipo de contaminante
- Velocidad de agitación

Baklan y Kolesnikova (1996), investigaron la relación entre el “tamaño” del catión introducido y la eficiencia de la eliminación de los desechos orgánicos. El tamaño del catión producido (10-30 μm para el Fe^{+3} comparado con el 0.05-1 μm para el Al^{+3}) fue sugerido para contribuir a la mayor eficiencia del electrodo de hierro.

Hulser *et al.* (1996) observaron que la electrocoagulación es fuertemente mejorada en la superficie del aluminio en comparación con el acero. Esto es atribuido a la mayor eficiencia debido a la formación *in situ* de los complejos de hidróxido de aluminio a través de la hidrólisis del ión aluminato, que no ocurre en los electrodos de acero.

2. Pasivación:

Uno de los mayores problemas con la electrocoagulación es la pasivación electródica. La pasivación de electrodos concierne por la longevidad del proceso. Opesinko y Pogolery (1977) observaron que durante la electrocoagulación con electrodos de hierro, depósitos de carbonato de calcio y de hidróxido de magnesio se forman en el cátodo y una capa de óxido se forma en el ánodo.

Nikolaev *et al.* (1982) investigaron varios métodos para prevenir y controlar la pasivación del electrodo, incluyendo:

- Cambiar la polaridad del electrodo.
- Limpieza electromecánica.
- Introduciendo agentes inhibidores.
- Limpieza mecánica de los electrodos.

De acuerdo a estas investigaciones, el método más eficiente y seguro para el mantenimiento de los electrodos es el de limpieza periódica mecánicamente que para gran escala, los procesos continuos es un asunto no trivial.

3. pH de la solución:

El pH de la solución determina la especie del ion metálico. El pH influye en el estado de otras especies en solución y la solubilidad de los productos formados. Así, la solución de pH influye en la eficiencia total y la efectividad de la electrocoagulación.

El pH de la solución es muy fácil de alterar. Un pH óptimo parece existir para un determinado contaminante, con un rango óptimo que va desde 6.5 a 7.5.

3.16. Aplicabilidad

La electrocoagulación tiene lugar en varias aplicaciones donde la tecnología puede ser más efectiva, incluyendo aguas cercanas neutrales con co-precipitación de hidróxido de hierro que se pueden considerar relativamente aguas limpias. Aplicaciones potenciales incluyen lo siguiente:

- Tratamiento final y pulido de la descarga de lodos de gran densidad de una planta de tratamiento de aguas para remover materia coloidal y metales.
- Pre-tratamiento antes de una separación por membranas para remover sílica coloidal y metales antes de la saturación.
- Tratamiento de aguas neutrales para remover cantidades pequeñas de metales antes de la descarga (generalmente no tendrá éxito el tratamiento de sólidos totales disueltos o de sulfatos en este tipo de agua).

Antes de evaluar estas aplicaciones se debe verificar el rendimiento con cada tipo de agua. Por ser una técnica efectiva, la conductividad del agua debe ser alta. El tratamiento también ha sido probado para trabajar eficientemente cuando las concentraciones de contaminantes son presentadas en un rango de pH entre 4 y 8 (ADHOUM, 2004). La electrocoagulación puede inducir un incremento de pH, que puede convertir al agua tratada en un agua alcalina. El pH se debe inducir entre 9 y 10. El incremento del pH se puede deber al exceso de iones hidroxilo en el cátodo debido a la reducción del agua. Cuando la concentración de los iones metálicos es lo suficientemente baja, el incremento de pH ocurre.

3.17. Marco para la investigación futura de la electrocoagulación

La electrocoagulación es una tecnología enigmática. A pesar de haber sido ampliamente usada durante siglos, no parece haber un consenso real sobre el enfoque más adecuado para cada aplicación concreta, poco lejos de las reglas sistemáticas de diseño del reactor, y casi nada en un enfoque de modelización concreto.

Parece que la raíz de esta situación podría ser que la electrocoagulación es una tecnología que se encuentra en una intersección de tres tecnologías fundamentales (electroquímica, coagulación y floculación), cada una de ellas ha sido estudiada por separada. Sin embargo, es claro de las publicaciones que es carente como una apreciación cuantitativa el camino en cómo éstas tecnologías interactúan para proveer un sistema de electrocoagulación. Para la electrocoagulación, desempeñar un mayor rol como una tecnología de tratamiento de agua aceptada y dependiente, se requiere investigación centrada, no en una simple aplicación específica, ni en cualquiera de las tecnologías base, sino más bien, el énfasis debe estar en explicar y cuantificar las interacciones clave entre la electroquímica, la coagulación y la flotación.

Un posible marco teórico se muestra a continuación en la Figura 3.7:

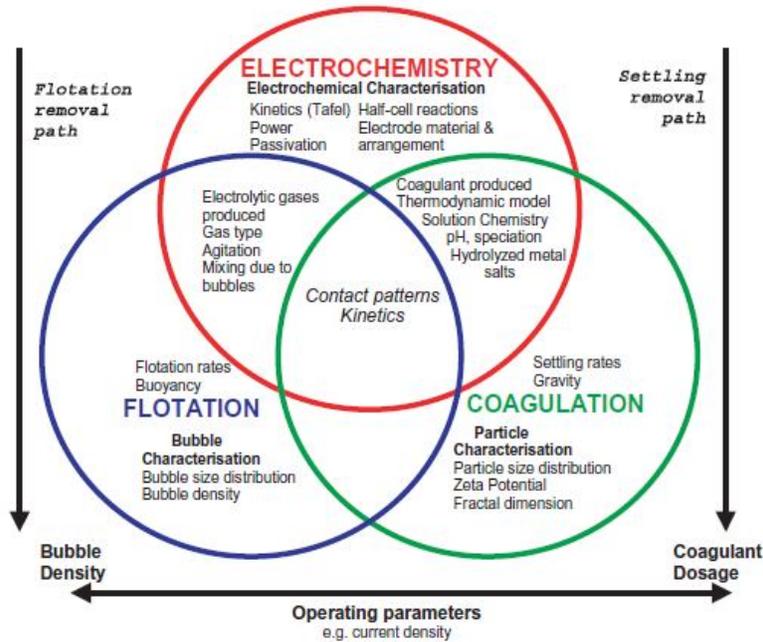


Figura 3.7: Marco conceptual de la electrocoagulación como una tecnología de ‘síntesis’

Cada área brinda una cierta perspectiva para la electrocoagulación, representada por cada círculo del diagrama de Venn. El objetivo es mostrar cómo la complejidad de la electrocoagulación puede ser reducida usando un enfoque reducido. Fenómenos relevantes, métodos de caracterización y herramientas son destacados en cada zona. La información presentada en la intersección entre los círculos se representa el conocimiento que enlazan las áreas fundamentales.

Por ejemplo, el modelo termodinámico de la solución química del catión metálico hidrolizado, enlaza el círculo de la electroquímica y la coagulación. Fundamental para comprender y describir la coagulación como un patrón de contacto y la cinética del proceso. El primero de éstos, describe cómo varias especies (coagulante, partículas contaminantes, burbujas) se mueven y son atraídas entre sí, mientras que después se describe la velocidad en la que varias especies interactúan entre sí. Por lo tanto, estos aspectos son resumidos en este diagrama.

Es una combinación de procesos físico químicos que ocurren dentro del reactor de electrocoagulación que cambia dependiendo el contaminante dominante entre la flotación y el asentamiento (gravedad y flotabilidad). Los círculos verticales representan estos dos caminos con la relativa importancia establecida por la combinación del diseño del reactor y los parámetros de operación. Como ejemplo, densidades de corriente cambian la

importancia relativa de los círculos de la flotación y la coagulación, determinando la dosificación de coagulación y producción de burbujas, así como influir en el grado de mezcla dentro del reactor. El mensaje aquí es que las decisiones acerca del diseño del reactor no se pueden llevar a cabo de manera aislada, así como un enlace inseparable entre los parámetros de diseño y operación provocados por las complejas interacciones entre las tres tecnologías fundamentales.

Así, en el futuro, debería ser en la cuantificación de las interacciones que se producen entre cada una de las tres tecnologías subyacentes para una variedad de sistemas en los que pueden ser el propio contaminante cuantificados fácilmente por variaciones.

3.18. Coagulación – floculación y electrocoagulación

En la Tabla 3.6 se describen resumidamente algunas características importantes sobre la diferencia entre la Coagulación – floculación y la Electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales industriales, al igual que los porcentajes promedios de remoción de ciertos parámetros de calidad de las aguas con una sedimentación simple seguido de la coagulación – floculación del tratamiento primario y la electrocoagulación (Tabla 3.7 y 3.8).

Tabla 3.6: Características de la Coagulación – floculación y la Electrocoagulación

Coagulación – floculación	Electrocoagulación
<ul style="list-style-type: none"> • Debido a la naturaleza esponjosa del floculo, éste tiene un área superficial muy grande y es capaz de adsorber la materia disuelta en disolución; este efecto se aprovecha para remover tanto color disuelto como turbidez coloidal. • Ajuste de pH dependiendo el coagulante a tratar. • Para saber concentración ideal de trabajo del coagulante, se practica la ‘prueba de jarras’. • Variación del pH durante el tratamiento, pudiendo llegar a un valor de 7.0 (RESTREPO, 2006) • Para mejorar la coagulación química se hace uso de coadyuvantes, 	<ul style="list-style-type: none"> • La conductividad del agua cruda favorece el proceso, disminuyendo el consumo de energía. • El agua procesada no se enriquece con sólidos totales. • No se requiere ajustar pH para iniciar el proceso, sin embargo, el pH influye sobre la eficiencia de la corriente del metal para formar el hidróxido. • El pH no tiene cambios sustanciales, sin embargo, para aguas residuales industriales ácidas, el pH puede aumentar debido a la generación de hidrógeno molecular originado en el cátodo; mientras que para aguas industriales alcalinas, el pH puede

<p>aumentando el costo del tratamiento.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aumento de los sólidos disueltos con respecto al contenido original en el agua cruda. • Para mezclar el coagulante en el agua residual se puede hacer en una cámara de mezclado rápido con una turbina de alta velocidad o en punto de turbulencia hidráulica. 	<p>decrecer.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Producción de menor cantidad de lodos con respecto al volumen a tratar (17%). • Reducción de DQO en una sola operación. • Tiempos de proceso menores. • No utilizan productos químicos. • El reactor puede ser de fibra de vidrio. • Este tratamiento no sirve para el tratamiento de aguas provenientes de minas
---	---

Tabla 3.7: Porcentaje de remoción de algunos parámetros contaminantes por tres métodos diferentes

Contaminante	Tratamiento tradicional		Tratamiento por Electrocoagulación
	Sedimentación	Coagulación	
Sólidos suspendidos	50 al 70 %	80 a 90 % (LOAYZA, 2009)	97 %
Bacterias, algas	25 al 75 %	80 a 90 % (LOAYZA, 2009)	97 %
DBO	25 al 40 %	40 a 70 % (LOAYZA, 2009)	93 %
DQO		52 a 55 % (ORHON, 1999)	93 %

Tabla 3.8: Reducción de algunos parámetros de calidad del agua en % de diferentes muestras de aguas

	Electrodo	Color	DBO	DQO	Fósforo	Arsénico	COT	Turbidez	Tiempo	Referencia
Industria del chocolate	Aluminio	98						99.9	60 min	CARBAJAL
Planta de tratamiento de aguas residuales industriales	Aluminio	28.91		28.91				23.80	30 min	BERNAL
	Hierro	12.4		23.25				12.38	20 min	
Agua residual industrial	Aluminio	90		55				99		CANO
	Hierro	83		42				95		
Industria del café	Cátodo: Hierro			25					15 min	CASTRO
	Ánodo: Aluminio			45					50 min	
Agua superficial	Aluminio		40					70	160 min	PAVÓN
Agua de establo	Acero			81.07			30	99.92	120 min	BORBÓN
Agua de lactosuero	Aluminio			82	87				24 h	CALLEJAS
	Hierro			49	93					
Agua de pozo profundo	Aluminio					42.37				FLORES

Capítulo 4. Conclusión

El agua es un recurso indispensable para los seres vivos, pero para México y para todo el mundo, el agua es un elemento escaso. La demanda de agua aumenta día con día, aumentando su contaminación y escaseando el agua de calidad para su uso. El problema de la escasez del agua ya es a nivel mundial; se tiene una gran cantidad de aguas residuales de diferentes procedencias, siendo en México la industria autoabastecida y las termoeléctricas las mayores generadoras de aguas residuales industriales.

Siguiendo con la problemática asociada a las aguas residuales industriales, se tiene una baja capacidad de tratamiento, hay esfuerzos por aumentar esta capacidad de tratamiento (24% en los usos municipales, 13% en los no municipales, básicamente la industria), el marco legal y normativo tienen ciertas limitaciones, la información que se dispone en muchos de estos casos es escasa porque la propia industria no quiere proporcionar los datos de lo que hace; el reúso es una de las cuestiones que está en bajo nivel y es una de las cosas en que se habrá de trabajar muchísimo, y las acciones de saneamiento son muchas veces frenadas por cuestiones económicas, políticas y sociales adversas a estos proyectos. Esto incide directamente en la degradación sobre la calidad, pérdida del uso consuntivo y el impacto ambiental que se tiene por este concepto (JIMÉNEZ CISNEROS, 2009).

Para el 2008 se instalaron 2174 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales, donde sus niveles de tratamiento son: el pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario (Capítulo 2).

La Coagulación – floculación, es un tratamiento fisicoquímico donde se agrega un coagulante químico para desestabilizar las partículas coloidales suspendidas en el agua y formar floculos de mayor tamaño y peso, que puedan ser decantables (Capítulo 3).

La electrocoagulación, aunque no es una tecnología nueva, ha sido poco estudiada y desarrollada. Pese a esto, ha logrado alcanzar un aprovechamiento comercial importante en el tratamiento puntual de algunos contaminantes, ubicándose como una técnica con mayores ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento.

La electrocoagulación es un método alternativo a la clásica coagulación química por diferentes razones: es capaz de reducir la necesidad de químicos coagulantes ya que los electrodos mismos son lo que proveen la coagulación. Tradicionalmente, la coagulación

química implica el uso de alumbre (sulfato de aluminio), cloruro férrico (FeCl_3) o sulfato ferroso (Fe_2SO_4), entre otros, que pueden elevar el costo del tratamiento dependiendo el volumen del agua a tratar. Cuando se aplica el coagulante, el coagulante lleva a cabo la función de los electrodos, neutralizando la carga de las partículas, por tanto permitiéndoles la aglomeración y depósito en el fondo del tanque.

La electrocoagulación, es capaz de reducir la producción de residuos y/o lodos de tratamiento y también reduce el tiempo necesario para el tratamiento.

Las ventajas de esta tecnología incluyen lo siguiente:

- Metales potencialmente recuperables.
- Reúso del efluente tratado.

La electrocoagulación es una alternativa a la precipitación química para la remoción de metales disueltos y suspendidos en soluciones acuosas. La cuantitatividad de los lodos es mínima. El floculo generado es grande, pesado y por ende queda asentado en comparación de un proceso de precipitación química convencional. No se requiere de un espesante pesado. El efluente generado por electrocoagulación no contiene agregados químicos y es a menudo de mejor calidad, sin contener sólidos totales suspendidos o partículas coloidales. La reducción de sólidos totales ha sido reportada en un 27 a 60%, y la reducción de sólidos suspendidos totales puede llegar desde un 95 a un 99% (BUTTLER, 2011).

Aunque la electrocoagulación requiere una entrada de energía, se requieren bajas corrientes y puede ser operada usando tecnologías verdes como energía solar o eólica (MOLLAH, 2004).

Como una posibilidad de mejora para el tratamiento de aguas residuales industriales, se puede proponer a la Electrocoagulación para aquellas industrias que generan principalmente contaminantes de derivados de aceites y grasas, colorantes, partículas suspendidas, desechos químicos y pulidos mecánicos, materia orgánica y metales pesados contenidos en la solución, ya que en conclusión:

1. La electrocoagulación requiere de un equipo simple y de fácil operación.
2. Los lodos formados por la electrocoagulación son fáciles de desechar. Se debe considerar que la electrocoagulación produce muy pequeñas cantidades de lodos.
3. Los floculos formados por electrocoagulación son muy similares a los de una coagulación química, excepto que los formados por la electrocoagulación contienen menos agua, son más estables y por lo tanto, pueden ser separados rápidamente por una filtración.
4. El proceso de electrocoagulación tiene la ventaja de remover partículas muy pequeñas de coloides, porque el campo eléctrico aplicado los pone en movimiento rápido, así facilita la coagulación.
5. Las burbujas de gas producidas durante la electrolisis pueden llevar el contaminante a la superficie de la solución, pudiendo así remover desde la misma los contaminantes de forma más fácil.

Como propuesta, se puede hacer uso de la electrocoagulación como método alternativo viable y de mejora para el tratamiento fisicoquímico de aguas residuales industriales en el tratamiento primario y secundario, reduciendo sólidos suspendidos, hidrocarburos, bacterias, metales pesados, calcio, magnesio, arsénico, DBO y DQO, para después escoger un método de desinfección apropiada dependiendo el uso que se le dé al agua reacondicionada.

Bibliografía.

- **AGUILAR M. I., SÁEZ J., LLÓRENS M., SOLER A., ORTUÑO J. F.**, “Tratamiento físico – químico de aguas residuales. Coagulación – floculación”, Universidad de Murcia, España, 2002
- **ASANO TAKASHI, BURTON L. FRANKLIN, LEVERENZ HAROLD L., ISUCHIHASI RYUJIRO, TCHBANOGLOUS GEORGE**, “Water reuse. Issues, technologies and applications”, McGraw-Hill, Estados Unidos de América, 2007.
- **ATKINS PETER, JONES LORETTA**, “Principios de química: los caminos del descubrimiento”, 3ª edición, Médica Panamericana, Buenos Aires, 2006.
- **COTLER ÁVALOS HELENA**, “El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental”, SEMARNAT, México, 2004.
- **DE VARGAS LIDIA, BARRENECHEA MARTEL ADA**, “Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría”, Volumen I, Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, 2004.
- **MASKEW FAIR GORDON, GEYER JOHN CHARLES, OKUN DANIEL ALEXANDER**, “Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales”, Volumen 2, Limusa, México, 1976.
- **GRAY N.F.**, “Calidad del agua potable. Problemas y soluciones”, Editorial Acribia S. A., España, 1994.
- **INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA (INEGI)**, Estadísticas del agua en México, Junio, 2009.
- **JIMENEZ CISNEROS BLANCA, TORREGROSA Y ARMENTIA MARÍA LUISA, ABOITES AGUILAR LUIS**, “El agua en México: cauces y encauces”, CONAGUA, México, 2010.
- **MANAHAN STANLEY E.**, “Introducción a la química ambiental”, Ediciones Reverté, UNAM, México, 2007.

- **RAMÍREZ ACOSTA RAMÓN, MENDOZA ESPINOZA LEOPOLDO GUILLERMO**, “Economía del agua en Baja California. Reúso de aguas residuales tratadas bajo mecanismos de mercado”, Universidad Autónoma de Baja California, México, 2005.
- **RAMOS OLMOS RAUDEL, SEPÚLVEDA MARQUÉS RUBÉN, VILLALOBOS MORETO FRANCISCO**, “El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis”, Universidad Autónoma de Baja California, México, 2003.
- **RIGOLA LAPEÑA MIGUEL**, “Tratamiento de aguas industriales. Aguas de proceso y residuales”, Alfaomega Grupo Editor, S. A. de C. V., Colombia, 1999.
- **RODRIGUEZ MELLADO JOSE MIGUEL, MARIN GALVIN RAFAEL**, “Fisicoquímica de aguas”, Ediciones Díaz de Santos, S. A., Madrid, 1999.
- **SEOÁNEZ CALVO MARIANO**, “Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos. El reciclado en la naturaleza, en el medio agrario, recuperación en el medio urbano y en el medio industrial. Casos prácticos de cada sector”, Grupo Mundi Prensa, España, 2000.
- **SHAWN J. DUNCAN**, “Introducción a la química de superficies y coloides”, Editorial Alhambra, S. A., España, 1970.
- **TEBBUT T. H. Y.**, “Fundamentos de control de la calidad del agua”, Limusa Noriega Editores, México, 1999.
- **WALTER J. WEBER**, “Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos”, Editorial Reverté S. A., España, 1979.
- **WHO/UNICEF**, 2000. Reporte de abastecimiento de agua y evaluación mundial de saneamiento.

Hemerografía.

- **ADHOUM N. *et al.***, “Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{+2} , Zn^{+2} and Cr (VI) by electrocoagulation”, en: Journal of Hazardous Materials, 112 (2004), 207-213.
- **BUTTLER ERICK *et al.***, “Electrocoagulation in wastewater treatment”, en Water, Vol. 3 (2011).
- **CASTILLO ESCALANTE IGNACIO**, “Problemas de la calidad del agua en México”, 4º seminario sobre instrumentos económicos para cuencas ambientales, 26 de septiembre del 2003, Dirección General de Investigación de Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- **HOLT PETER K., BARTON W. GEOFFREY, MITCHEL CYNTHIA A.**, “The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology”, Chemosphere, 59 (2005), 355-367.
- **HOLT PETER, BARTON GEOFFREY, MITCHELL CYNTHIA**, “Electrocoagulation as a wastewater treatment”, The third annual Australian environmental engineering research event. 23-26 November, Castlemaine, Victoria, 1999.
- **ILHAN FATIH *et al.***, “Optimization of organic pollutants removal with iron electrodes by electrocoagulation”, First international workshop on application of redox technologies in the environment, Septiembre 14-15, 2009, Istanbul, Turquía.
- **ILHAN FATIH *et al.***, “Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes”, en: Journal of hazardous materials, 154 (2008) 381-389.
- **JIMENEZ OTÁROLA FRANCISCO**, “El ciclo hidrológico y el hombre: hacia un uso sostenible del agua”, Documento presentado en el curso Agricultura Sostenible, realizado en Guatemala del 8 al 12 de agosto de 1994, Costa Rica, 1994.
- **KUMAR P. RATNA *et al.***, “Removal of arsenic from water by electrocoagulation”, en: Chemosphere 55 (2004) 1245-1252.

- **LOAYZA PÉREZ JORGE EDUARDO**, “Tratamiento de efluentes industriales. Ventajas y desventajas de la coagulación”, en: Boletín informativo sobre productos y residuos químicos, 50 (2009) 3-5.
- **LÓPEZ ZAVALA MIGUEL ÁNGEL, LUCERO JOSÉ ENRIQUE, SUÁREZ LUCERO**, “Recursos hídricos, México 2010”, en: Centro del Agua para América Latina y el Caribe en colaboración con el Tecnológico de Monterrey, Fundación FEMSA y el Banco Interamericano de Desarrollo, México, 2010.
- **MOLLAH M. Y. A., P. MORKOVSKY, J. A. G. GOMES, M. KESMEZ, J. PARGA, D. L. COCKE**, “Fundamentals, present and future of electrocoagulation”, en: Journal of Hazardous Materials, B114 (2004), 199-210.
- **ORHON D., TASLI R., SÖZEN S.**, “Experimental basis of activated sludge treatment for industrial wastewater” en: Water and technology, 40 (1999), 23-30.
- **RED DEL AGUA DE LA UNAM**, Mesa de diálogo: “Experiencias, avances y oportunidades en el tratamiento de aguas residuales”, Ciudad Universitaria, Julio, 2011.
- **RESTREPO MEJÍA ANA PATRICIA, ARANGO RUIZ ÁLVARO, GARCÉS GIRALDO LUIS FERNANDO**, “La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas”, en: Producción + Limpia, Vol. 1, No. 2 (2006) 58-77.
- **SAADE LILIAN**, “Evolución de los derechos de descarga de aguas residuales: Aplicabilidad del programa en México”, 4º seminario sobre instrumentos económicos para cuencas ambientales, 26 de septiembre del 2003, Dirección General de Investigación de Política y Economía Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.