

Libros de **Cátedra**

Tratamientos de efluentes líquidos

Jorge Sambeth (coordinador)

FACULTAD DE
CIENCIAS EXACTAS

e
exactas



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

TRATAMIENTOS DE EFLUENTES LÍQUIDOS

Jorge Sambeth
(Coordinador)

Facultad de Ciencias Exactas



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA



Índice

Introducción	4
--------------	---

Capítulo 1

Aguas: características y problemas	5
------------------------------------	---

Guillermo P. López

Capítulo 2

Contaminantes en agua	16
-----------------------	----

Kai Trombotto Herfert

Capítulo 3

Procesos fisicoquímicos en el tratamiento de agua	32
---	----

Jorge E. Sambeth

Capítulo 4

Procesos de desinfección	88
--------------------------	----

Kai Trombotto Herfer y Guillermo P. López

Capítulo 5

Técnicas de caracterización	106
-----------------------------	-----

Franco Dubois

Introducción

El agua es un recurso vital que desempeña funciones esenciales en los sistemas biológicos, industriales y ambientales. Sin embargo, su creciente contaminación, derivada de actividades antropogénicas como la industrialización, la agricultura intensiva y la expansión urbana descontrolada, constituye una amenaza crítica para la salud humana y la integridad de los ecosistemas acuáticos.

La presencia de contaminantes orgánicos, inorgánicos, microbiológicos y emergentes en los cuerpos de agua ha impulsado el desarrollo de metodologías específicas de caracterización, monitoreo y tratamiento. En este contexto, los procesos de purificación de aguas se han diversificado para abarcar una amplia gama de tecnologías físicas (filtración, sedimentación), químicas (coagulación-floculación, oxidación avanzada, adsorción) y biológicas (no tratados en este libro), así como enfoques integrados que optimizan la eficiencia del tratamiento en función de la naturaleza del contaminante y de las características del agua residual.

Este libro presenta un análisis de los problemas de la contaminación hídrica y de las tecnologías de purificación disponibles, abordando su fundamento teórico, parámetros de diseño, criterios de selección y aplicaciones prácticas. Se incluyen, además, un capítulo con técnicas de caracterización de sólidos debido a que sus propiedades fisicoquímicas son fundamentales para procesos terciarios como adsorción y catálisis.

La obra se estructura en cinco secciones principales: (i) clasificación, naturaleza, características generales del agua; (ii) el problema de los contaminantes y análisis de algunos casos, (iii) los procesos convencionales de tratamiento de aguas; (iv) los procesos de desinfección y (v) el desarrollo de algunas técnicas de análisis.

Esperamos que este texto, que surge del Trabajo Final de la Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental de la Facultad de Ciencias Exactas de la UNLP del Lic. Trombotto Herfert¹, sirva como herramienta de estudio y consulta para profesionales, investigadores y estudiantes avanzados en las áreas de la química y tecnología ambiental, ciencias del agua y gestión de recursos hídricos.

¹Trombotto Herfert, Kai. (2023). Aprovechamiento de residuos agroindustriales para el desarrollo de sistemas adsorbentes para el tratamiento de efluentes de la industria textil (Tesis de grado, Universidad Nacional de La Plata). <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/157243>

CAPÍTULO 1

Aguas: Características y Problemas

Guillermo López

Tanto para el ser humano como para el resto de los seres vivos, el agua es un elemento indispensable, no solo para las funciones biológicas básicas, sino también para el desarrollo de prácticamente todas las actividades que sustentan la vida. Su importancia como recurso vital es incuestionable. Aunque el agua cubre aproximadamente el 72% de la superficie terrestre, solo una pequeña fracción es apta para el consumo humano. De toda el agua existente en el planeta, menos del 0,7% se encuentra en ríos y lagos, donde reúne las condiciones físicas y químicas adecuadas para su uso en alimentación, higiene, agricultura e industria.

Su clasificación, características y problemas. Depuración Natural

Tipos de agua

El agua puede clasificarse según sus características químicas, físicas o biológicas. A grandes rasgos, se divide en dos categorías:

1. Aguas Naturales

Son aquellas que siguen el ciclo hidrológico sin haber sido alteradas por la actividad humana.

- **Agua bruta:** Agua sin tratamiento, procedente de fuentes naturales (superficiales o subterráneas). Puede contener contaminantes naturales o antropogénicos, como microorganismos o compuestos químicos, por lo que requiere purificación antes de su consumo.
- **Agua dulce:** De baja salinidad, incluye ríos, lagos, arroyos y acuíferos. Es fundamental para los ecosistemas y el abastecimiento humano, pero su disponibilidad es limitada, lo que exige una gestión sostenible.
- **Agua de deshielo:** Proveniente del derretimiento de nieve y glaciares, adquiere relevancia por su vulnerabilidad ante el cambio climático.
- **Agua salobre:** Con una salinidad intermedia (0,5–30 g de sal/l), común en estuarios donde se mezcla agua dulce y marina.
- **Agua salada:** Alta concentración de sales (más de 30 g/l), como la de los océanos.
- **Agua blanda:** Con menos de 50 mg/l de carbonato de calcio (CaCO_3). Ideal para usos industriales y domésticos, ya que evita incrustaciones en tuberías.

- **Agua dura:** Rica en minerales como calcio y magnesio, puede formar depósitos calcáreos y reducir la eficacia de detergentes.

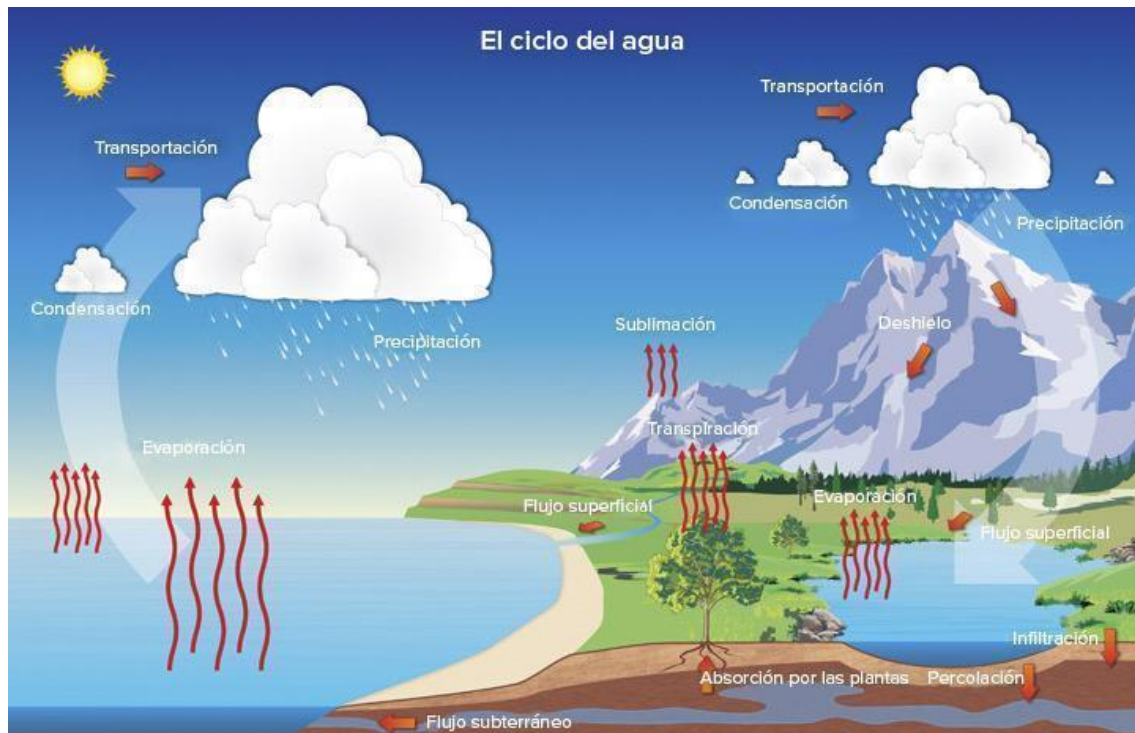
2. Aguas derivadas de la actividad humana

- **Agua potable:** Tratada para eliminar contaminantes, es segura para el consumo. Debe ser incolora, inodora e insípida.
- **Agua mineral:** Contiene minerales disueltos de origen natural, a menudo con propiedades terapéuticas.
- **Agua destilada:** Purificada mediante evaporación y condensación, carece de impurezas y minerales. Usada en laboratorios y procesos industriales.
- **Agua ultrapura:** Purificada hasta niveles extremos, esencial en electrónica e investigación científica.
- **Aguas residuales:** Contaminadas por actividades humanas, requieren tratamiento antes de su reutilización o vertido
- **Aguas grises:** Procedentes de lavabos, duchas o lavadoras, pueden reutilizarse para riego.
- **Aguas negras:** Contienen heces u orina, con alta carga patógena, necesitan depuración rigurosa.
-

Este ciclo garantiza la disponibilidad de agua en el planeta, aunque su equilibrio es vulnerable a la acción humana y al cambio climático.

Figura 1.1

Ciclo del agua de NOAA



Nota. National Weather Service Jetstream, [CC BY 2.0](#)

La constante necesidad del hombre para el uso de este recurso natural ha traído como consecuencia que grandes masas de aguas se contaminen día a día, disminuyendo tanto la calidad de agua disponible para el consumo humano; esto sumado a la creciente población mundial que hace que este fenómeno se agrave cada vez más. Uno de los factores clave que afectan la disponibilidad de agua es el impacto de la contaminación en la fracción renovable del agua dulce. Este fenómeno reduce significativamente la disponibilidad del recurso, a menos que se implementen técnicas de tratamiento.

Al profundizar en el concepto de contaminación hídrica, resulta relevante contrastar dos enfoques distintos. Craig (1996) la define como "la presencia de sustancias anómalas o concentraciones elevadas de componentes habituales en el medio ambiente". Margalef (1983), en cambio, adopta una perspectiva normativa, considerándola "un concepto legal que alude a la pérdida de aptitud del agua para un uso específico". En esencia, la contaminación implica la alteración de las propiedades naturales del agua, ya sea por la introducción de elementos ajenos o por cambios en sus concentraciones habituales. La primera definición aborda la contaminación hídrica desde un enfoque intrínseco, basado en la alteración de la cantidad y calidad del agua, independientemente de su uso. La segunda, en cambio, adopta un enfoque funcional, vinculando la contaminación a la pérdida de aptitud del recurso para fines específicos.

Esta distinción explica por qué existen diversos estándares de calidad del agua, regulados según el uso asignado:

- Consumo humano (potabilidad).
- Actividades recreativas (contacto directo o indirecto).
- Uso agropecuario (riego, bebida de ganado).
- Protección de la vida acuática (ecosistemas).

Estos parámetros se establecen mediante normativas que definen los niveles máximos permisibles de contaminantes para cada caso.

El origen de la contaminación se puede presentar de diferentes maneras:

Contaminación natural: Las aguas naturales contienen sustancias minerales disueltas, procedentes de las rocas con las que entran en contacto durante su ciclo hidrológico, así como sustancias orgánicas en suspensión o disolución. Estas últimas tienen su origen en:

1. El lavado de suelos: arrastradas por escorrentía, destacan los ácidos húmicos.
2. El metabolismo de organismos acuáticos: como hidratos de carbono, proteínas, lípidos, pigmentos, vitaminas y hormonas.

Dentro de los procesos naturales de contaminación, destaca la salinización de acuíferos, causada por:

- Contacto con sedimentos marinos o salinos, donde el agua salada migra hacia estratos del acuífero debido al flujo subterráneo.
- Disolución de sales evaporitas (yesos y sales asociadas) presentes en las formaciones acuíferas.

Otras fuentes naturales incluyen:

- Yacimientos minerales: Metalíferos (plomo, mercurio, zinc y cobre) y No metalíferos y radioactivos.
- Oligoelementos como flúor y arsénico, incorporados desde sedimentos volcánicos (piroclásticos).

Contaminación por procesos antropológicos:

Dentro de este grupo, se encuentran aquellos contaminantes que surgen por la introducción de sustancias ajenas al medio o de energía térmica. Las fuentes pueden ser puntuales, como el vertido directo de aguas servidas en cuerpos de agua, o difusas, como la lixiviación de contaminantes desde focos de residuos que impactan en los acuíferos. La actividad industrial es una de las principales causas de contaminación antrópica. Esto incluye:

- El vertido de efluentes líquidos en cursos de agua superficiales o en pozos absorbentes.
- La lixiviación de sustancias tóxicas desde residuos sólidos industriales.
- Las emisiones de gases y partículas a la atmósfera que, por deposición gravitatoria o arrastre por precipitación, terminan contaminando suelos y aguas.

En el ámbito agrícola, la contaminación hídrica ocurre de manera difusa, ya que los contaminantes (plaguicidas, fertilizantes) provienen de extensas áreas cultivadas. Estos pueden escurrir hacia cuerpos de agua superficiales o infiltrarse hasta alcanzar los acuíferos. A ello se suma la contaminación por desechos de la ganadería intensiva (como criaderos de cerdos y aves), cuyos efluentes orgánicos representan una carga significativa. Por último, al igual que en los procesos naturales, la acción humana puede provocar salinización de acuíferos debido a su sobreexplotación. Este fenómeno afecta tanto a acuíferos costeros (por intrusión marina) como a los continentales (por migración de aguas salinas desde estratos profundos).

Existen diferentes tipos de contaminación hídrica que para su mitigación de la contaminación requiere, en primer lugar, identificar su tipo y las sustancias biofísicoquímicas alteradas, independientemente de su origen.

1- Contaminación orgánica: Se genera por el vertido de desechos domésticos, cloacales, efluentes de procesamiento de alimentos/bebidas, industrias de materiales naturales y detergentes. Su impacto principal es el aumento de materia orgánica en cuerpos de agua, lo que reduce el oxígeno disuelto provocando condiciones anóxicas, amenazando la vida acuática.

2- Nutrientes inorgánicos (eutrofización): Entre los nutrientes que promueven el crecimiento de plantas acuáticas (carbono, hierro, azufre, calcio, magnesio, fósforo y nitrógeno), el fósforo y el nitrógeno son los principales responsables de la eutrofización.

- Fuentes de fósforo: Aguas residuales tratadas, efluentes domésticos (detergentes), industrias de fertilizantes y actividades agrícolas.
- Fuentes de nitratos: En zonas rurales, provienen de fertilizantes (abonos, sulfato de amonio, urea), excretas ganaderas y efluentes de tambos.

Estos contaminantes, cuando no son tratados adecuadamente, generan altas concentraciones de materia orgánica que derivan en la formación de nitratos, exacerbando el problema.

Otro tipo de contaminación relevante es la variación de temperatura. Dado que la temperatura es un factor crítico en los procesos químicos y biológicos, las alteraciones que provoca en las comunidades acuáticas pueden ser significativas, especialmente en aguas receptoras más frías, donde los efectos son aún más drásticos. Esta contaminación se origina principalmente por efluentes industriales, en particular de centrales energéticas, que pueden elevar la temperatura del agua entre 10 y 15 °C. Dicho incremento térmico puede persistir a lo largo de varios kilómetros aguas abajo del punto de descarga. Entre sus impactos ambientales, destaca la alteración de las condiciones químicas del agua, siendo el más relevante la aceleración de la descomposición microbiana. Este proceso reduce la solubilidad del oxígeno disuelto (O.D.), cuya concentración disminuye de manera inversamente proporcional al aumento de temperatura (Tabla 1.1)

Tabla 1.1

Relación entre la temperatura el O.D

Temperatura (°C)	O.D. (mg/L)
5	12,8
20	9,1
30	7,5

La contaminación microbiológica está asociada al suministro de agua potable y a los sistemas de saneamiento básico, especialmente a la disposición de excretas. Para evaluar la presencia de contaminación fecal en el agua, se emplean organismos indicadores, como ciertas bacterias, que deben cumplir los siguientes criterios:

- 1- Presencia universal y abundante en las heces.
- 2- Detección sencilla mediante métodos estandarizados
- 3- Incapacidad de proliferar en el agua en condiciones naturales.

Un ejemplo paradigmático es *Escherichia coli*, bacteria que, al cumplir estos requisitos, constituye un indicador confiable de contaminación fecal.

La contaminación por metales pesados tiene su principal fuente en procesos industriales, aunque también puede originarse en actividades domiciliarias o, en menor medida, de forma natural (ej. yacimientos metalíferos). Entre los más frecuentes destacan el cadmio, plomo, cobre, cromo, níquel, zinc y manganeso. Estos compuestos se caracterizan por su elevada toxicidad incluso en concentraciones mínimas, lo que ha llevado a que las normativas ambientales establezcan límites más estrictos para ellos que para otros contaminantes.

Los compuestos organoclorados se caracterizan por su elevada persistencia ambiental, lo que favorece su acumulación prolongada en matrices como sedimentos, nieve y otros reservorios naturales. Su estructura molecular, de gran tamaño y baja polaridad, promueve una fuerte adsorción a las partículas del suelo, en particular a las fracciones arcillosas, reduciendo drásticamente su movilidad en el medio. Tamaño y baja polaridad, promueve una fuerte adsorción a las partículas del suelo, en particular a las fracciones arcillosas, reduciendo drásticamente su movilidad en el medio. En cuanto a su perfil toxicológico, los organofosforados exhiben una toxicidad aguda notable, actuando como inhibidores irreversibles de la colinesterasa. Por el contrario, los piretroides, de origen sintético o natural, presentan una baja toxicidad en vertebrados debido a su rápida metabolización y excreción. Respecto a otras clases de plaguicidas, los herbicidas constituyen el grupo de mayor uso agrícola, empleados principalmente para el control selectivo o no selectivo de malezas. Los fungicidas, destinados al manejo de enfermedades fúngicas, comprenden formulaciones inorgánicas (p. ej., sales de mercurio, compuestos de azufre) y orgánicas (como las triazolas o las estrobilurinas), cuyos mecanismos de acción varían según su composición química.

La contaminación por hidrocarburos (HC) constituye un fenómeno recurrente en suelos y aguas subterráneas de áreas urbanas, atribuible principalmente a fugas en los Sistemas de Almacenamiento Subterráneo (SASH) de combustibles líquidos asociados a Estaciones de Servicio (EESS). La naturaleza soterrada de estas infraestructuras, sumada al carácter frecuentemente críptico de las pérdidas, determina que la presencia de HC en el subsuelo suele detectarse únicamente cuando surgen manifestaciones superficiales evidentes. Entre los combustibles líquidos involucrados, la nafta destaca por su prevalencia. Se trata de una mezcla compleja de hidrocarburos y aditivos cuya composición varía significativamente según el crudo de origen y los procesos de refinación aplicados. Esta variabilidad composicional adquiere relevancia ambiental dado que, una vez liberada al subsuelo, la nafta experimenta procesos de redistribución fase-específicos: los compuestos volátiles (alcanos, alquenos y aromáticos de cadena corta) migran a la atmósfera, los aromáticos se solubilizan en la fase acuosa, mientras que las fracciones pesadas quedan retenidas por adsorción en la matriz sólida.

Esta diferenciación da lugar a cuatro estados de contaminación distintivos: (1) fase líquida móvil, (2) fase adsorbida al suelo, (3) fase disuelta en agua, y (4) fase vapor. La preponderancia de cada estado depende tanto de las características intrínsecas del derrame (volumen, composición) como de las propiedades litológicas del medio receptor. En eventos de magnitud considerable, la fase líquida móvil -regida por fuerzas gravitatorias y capilares- puede saturar los poros del suelo e incluso alcanzar el nivel freático, generando plumas de contaminación disuelta o formando Fases Líquidas Livianas No Acuosas (FLLNA) que migran siguiendo el flujo subterráneo, aunque con cinéticas notablemente inferiores. Es crucial destacar que estos procesos no son mutuamente excluyentes ni estáticos. Las fracciones volátiles comienzan a emitirse inmediatamente tras la liberación, mientras que los componentes pesados experimentan degradación progresiva mediante procesos físicos y biodegradación. No obstante, esta atenuación natural no implica inocuidad: compuestos como el benceno -reconocido carcinógeno

humano por la IARC- persisten como amenaza significativa debido a su alta volatilidad y solubilidad, pudiendo contaminar acuíferos potables o generar riesgos por inhalación en espacios confinados.

Mecanismos de protección natural y vulnerabilidad acuífera

El suelo actúa como filtro biogeoquímico mediante procesos de retención (adsorción, filtración), transformación (reacciones redox, biodegradación) y atenuación (dispersión, dilución). Esta capacidad amortiguadora, particularmente efectiva en zonas con franja edáfica desarrollada, contrasta con la mayor vulnerabilidad de sistemas superficiales. No obstante, la alteración antrópica de estos mecanismos naturales -como la remoción de suelos- compromete severamente esta función protectora.

El concepto de vulnerabilidad acuífera, definido por Herrero (2006) como "un atributo cualitativo (con tendencia a la cuantificación) que expresa la susceptibilidad del sistema frente a contaminantes", ha motivado el desarrollo de estrategias de protección como los Perímetros de Protección de Pozos (PPP). Estas zonas de restricción, delimitadas según criterios hidrogeológicos (distancia a fuente, características del acuífero, zona de contribución), buscan minimizar riesgos en puntos de captación. La sobreexplotación de acuíferos -cuando las extracciones exceden la recarga natural- agrava estos riesgos al: (1) alterar la dinámica hidrológica natural, (2) incrementar infiltración vertical de contaminantes, (3) inducir contaminación salina por intrusión vertical, y (4) generar conflictos por competencia de usos.

Implicancias globales y perspectivas multidisciplinarias.

La contaminación hídrica trasciende lo ambiental: según UNESCO (2003), el vertido diario de 2 millones de toneladas de desechos ha comprometido aproximadamente 12,000 km³ de recursos hídricos globales -volumen superior al almacenado en las diez mayores cuencas fluviales combinadas-. Las proyecciones indican que, de mantenerse las tendencias actuales, para 2050 se habrá perdido el equivalente a nueve veces el agua anual destinada a riego (70% de las extracciones globales). Esta crisis demanda enfoques integrados que consideren dimensiones técnicas, políticas y socioeconómicas. Como señala Fernández Cirelli (1998), la gestión sustentable del agua implica garantizar "acceso equitativo en cantidad y calidad adecuadas para sustentar la vida", requiriendo marcos regulatorios robustos, tecnologías de remediación eficientes y, fundamentalmente, conciencia colectiva sobre este recurso finito. Los primeros países de la clasificación de dicho informe son Finlandia, Canadá, Nueva Zelanda y el Reino Unido. La Argentina ocupa el puesto número 13 con un valor indicador de calidad de agua de 1,03.

Proceso de depuración natural

Los sistemas naturales de tratamiento de aguas replican ecosistemas acuáticos, aprovechando procesos biogeoquímicos para la remoción de contaminantes. Entre estos sistemas destacan los humedales, estanques y lagunas, donde las plantas acuáticas y los microorganismos asociados desempeñan un papel clave en la purificación del agua. Este

enfoque constituye una alternativa sostenible para el tratamiento de aguas residuales. La depuración en estos sistemas surge de la interacción simultánea de procesos físicos, químicos y biológicos. Cabe destacar que los contaminantes no se eliminan en sentido estricto, sino que experimentan una transformación: la materia orgánica presente en el agua (como residuos alimenticios, excretas o detergentes) es incorporada en los tejidos de bacterias, algas, plantas y organismos superiores, tanto vertebrados como invertebrados. Para facilitar la comprensión de los ciclos biogeoquímicos involucrados, se presenta a continuación una descripción simplificada de los procesos, diferenciando entre aquellos que ocurren predominantemente en la columna de agua y los que tienen lugar en el sustrato acuático.

Sistemas Naturales

• **Lagunas de tratamiento**

Las lagunas de tratamiento son ecosistemas acuáticos en los que una extensa porción de la lámina de agua permanece expuesta. La vegetación acuática se distribuye principalmente en los márgenes y en áreas específicas, dejando amplias zonas libres de plantas para facilitar la penetración de la luz solar en la columna de agua. Según su profundidad y los procesos involucrados, estas lagunas se clasifican en tres tipos:

1- Lagunas facultativas: En estos sistemas coexisten condiciones aeróbicas, anaeróbicas y facultativas en distintas zonas o estratos. Presentan una elevada eficiencia en la mineralización de materia orgánica y la reducción de sólidos suspendidos. Asimismo, destacan por su desempeño en el tratamiento terciario, ya que logran una reducción significativa de nutrientes y una considerable eliminación de patógenos.

2- Lagunas de maduración u oxigenación: Operan en las etapas finales del sistema, funcionando como tratamiento terciario de pulido. Al procesar bajas cargas orgánicas y contar con un alto grado de mineralización, mantienen condiciones aeróbicas en toda la columna de agua.

3- Lagunas anaerobias: Carecen de oxígeno disuelto y su aplicación es limitada, ya que su principal función es el tratamiento primario.

Al ampliar el enfoque de estudio más allá de la actividad microscópica, se observa una diversidad de organismos que incluyen fauna invertebrada (zooplancton, zoobentos e insectos) y vertebrados típica de humedales, como peces, anfibios y aves. Estos organismos, desde los microorganismos hasta las aves migratorias que frecuentan la depuradora, establecen interrelaciones esenciales, conformando los eslabones de una cadena trófica en la que cada nivel sirve de sustento para el siguiente. Los microorganismos descomponedores —aeróbicos, anaeróbicos y facultativos— degradan la materia orgánica, transformándola en nutrientes inorgánicos que son asimilados por el fitoplancton y las plantas acuáticas.

Dinámica trófica: flujo de energía y materia.

Las algas y bacterias fototróficas no solo contribuyen a la oxigenación del agua, sino que también constituyen la base alimenticia del zooplancton. Este, a su vez, es consumido por macroinvertebrados (gusanos, moluscos y crustáceos), los cuales son presa de insectos depredadores (como libélulas), peces, anfibios y aves, completando así la estructura trófica del ecosistema. Las larvas de mosquito, por ejemplo, representan un recurso trófico clave para libélulas, peces insectívoros y anfibios, lo que, en condiciones de equilibrio ecológico, regula naturalmente su población.

Cierre del ciclo biogeoquímico.

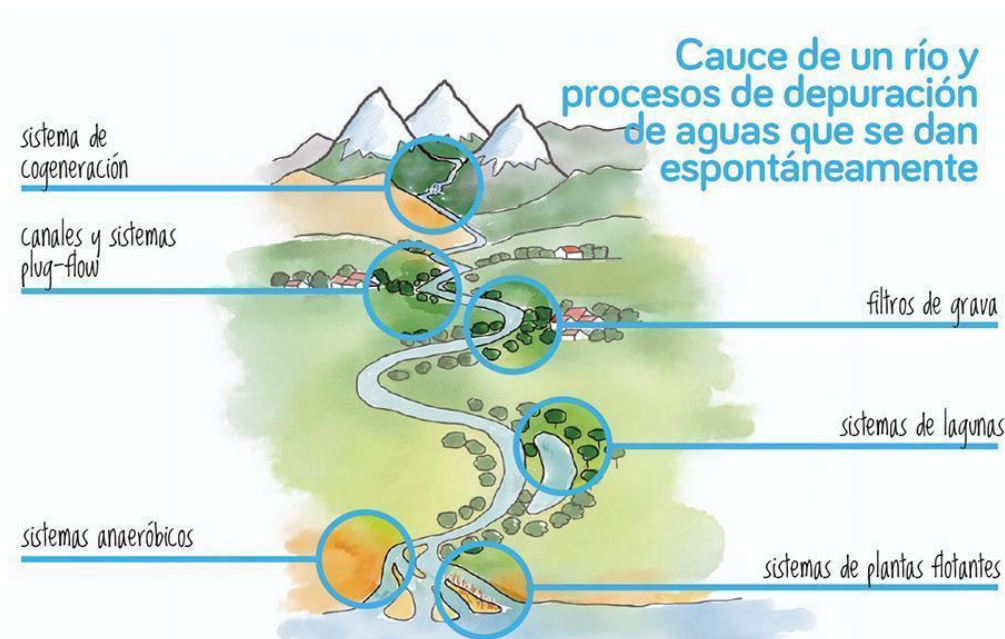
Los restos orgánicos provenientes de la mortalidad de estos organismos, junto con los excrementos de la fauna, reintegran materia orgánica al sistema. Este material es nuevamente procesado por los microorganismos descomponedores, convirtiéndose en nutrientes inorgánicos. De este modo, los lodos sedimentados en el fondo de las lagunas no solo se acumulan, sino que también son metabolizados, manteniendo una acumulación neta mínima y garantizando la sostenibilidad del ecosistema.

- **Filtro de grava**

Los procesos que ocurren en este sistema son análogos a los descritos para las lagunas, con la diferencia principal radicando en la presencia de un sustrato granular. Un parámetro clave en estos sistemas es el área específica (relación superficie-volumen), la cual corresponde al área superficial de la grava en contacto con el agua a tratar. Esta área determina la capacidad de adherencia de microorganismos formadores de biopelículas (*biofilms*). No obstante, a menor tamaño de partícula de la grava, menor será el espacio intersticial o volumen disponible para el flujo hidráulico, incrementándose así el riesgo de colmatación. Este fenómeno ocurre cuando los intersticios son ocupados por biomasa bacteriana (en forma de *biofilm*) y por raíces, reduciendo la permeabilidad del medio. La colmatación genera flujos preferenciales, donde el agua circula predominantemente por canales formados en zonas menos obstruidas, dejando otras áreas sin flujo efectivo. Como consecuencia, disminuye tanto la superficie activa como el volumen útil del sistema, reduciendo su eficiencia en el tratamiento.

Los sistemas naturales de depuración de aguas residuales: un modelo para la ingeniería ambiental

Contrariamente a la creencia generalizada, los primeros sistemas de depuración de aguas residuales no fueron concebidos por el ser humano, sino que existen como fenómenos naturales desde los orígenes de los ecosistemas acuáticos. Este proceso puede ilustrarse mediante el análisis morfológico y funcional de un curso fluvial, donde se distinguen tres etapas principales con mecanismos de depuración diferenciados que se pueden ver en la Figura 1.2.

Figura 1.2*Proceso de depuración natural***Descripción del proceso de depuración natural****1- Curso superior: sistema aeróbico intensivo**

En el tramo alto del río, caracterizado por sustratos rocosos y pronunciada pendiente, el agua fluye turbulentamente entre grandes formaciones geológicas y cascadas. Esta dinámica favorece una constante aireación, generando una zona de alta oxigenación análoga a los sistemas de tratamiento aerobio intensivo en ingeniería ambiental. La exposición continua al aire promueve la degradación oxidativa de materia orgánica mediante microorganismos aerobios.

2- Curso medio: sistemas de *plug-flow* y filtros de grava

En el tramo medio, donde la energía cinética del agua ha erosionado las rocas hasta formar sedimentos arenosos, operan dos mecanismos naturales:

- Canales de *plug-flow*: conductos estrechos que favorecen la reducción de nutrientes disueltos (ej. compuestos nitrogenados de origen urinario).
- Filtros biológicos de grava: lechos porosos donde microorganismos bentónicos y algas degradan la carga orgánica asociada a excretas, en un proceso comparable a los sistemas de biofiltración diseñados antropogénicamente.

3- Curso bajo y delta: sistemas anaerobios y humedales

El tramo final, con mínima pendiente y sedimentos finos, alberga tres subsistemas:

- Lagunas naturales: cuerpos lénticos donde la profundidad, temperatura y tiempo de retención determinan la eficacia en la eliminación de nutrientes y materia orgánica.
- Zonas anaerobias: áreas profundas que generan metano (CH_4) y sulfuro de hidrógeno (H_2S) por acción bacteriana, con los consiguientes desafíos odoríferos.

- Humedales deltaicos: marismas con macrófitas (juncos, carrizos) que replican los principios de los sistemas de fitodepuración con plantas emergentes.

Implicaciones para la gestión de aguas residuales

La naturaleza demuestra así una capacidad intrínseca para autodepurarse mediante procesos físicos (sedimentación), químicos (oxidación) y biológicos (metabolismo microbiano). Sin embargo, la concentración de poblaciones humanas y la generación puntual de efluentes masivos superan la capacidad de asimilación de estos sistemas. La ingeniería ambiental aborda este desafío mediante el diseño de estaciones depuradoras que replican —y optimizan— los mecanismos naturales, garantizando que los vertidos antrópicos no excedan los límites de resiliencia de los ecosistemas.

CAPÍTULO 2

Contaminantes en agua

Kai Trombotto Herfert

Clasificación

Podemos clasificar a los contaminantes en agua de diversas maneras: según su persistencia, naturaleza química, solubilidad, hidrofobicidad, toxicidad, etc. Sin embargo, una clasificación útil y sencilla es según su origen, es decir, según la fuente, como por ejemplo, una industria, que generó dicho contaminante. Aunque las grandes industrias probablemente no generen un solo “tipo” o “familia” de contaminantes, se puede de esta manera listar aquellas más importantes, con el mayor impacto sobre los cuerpos de agua y describir la principal “familia” de contaminantes que emiten.

De este modo podemos distinguir cinco grandes categorías de contaminantes:

- **Colorantes**, provenientes principalmente de la **industria textil**
- **Pesticidas**, provenientes de la **industria agroalimentaria**
- **Efluentes cloacales**
- **Microplásticos**
- **Contaminantes emergentes**

En este capítulo se describirán los contaminantes provenientes de la industria textil.

Industria Textil

La industria textil se considera una de las grandes industrias a nivel mundial; la economía de muchos países depende en gran medida de la industria textil y de los tejidos, sin embargo, libera grandes cantidades de productos químicos en las aguas residuales vertidas. El principal tipo de contaminante de la industria textil son los **colorantes**, que se pueden sub-clasificar más específicamente en **tintes y pigmentos**.

No existe una base de datos exacta para estimar la cantidad total de colorantes liberados debido a sus enormes cantidades. Hay más de 100.000 tipos de tintes disponibles, de los cuales más de 10.000 son utilizados solo en la fabricación textil (principal aplicación), siendo aproximadamente en un 70% tintes azoicos de estructura compleja y de naturaleza sintética

(Kadhom et al., 2020; Hassaan & El Nemr, 2017). Se estima que más de 300.000 toneladas/año son vertidas a los ríos desde la industria textil, además de otras industrias (Kadhom et al., 2020). De esta forma, la industria textil es una de las más contaminantes del mundo, empleando grandes volúmenes de agua y generando en consecuencia importantes cantidades de efluentes líquidos, cuyas características dependen del tipo de tejido y colorantes empleados (Hassaan & El Nemr, 2017).

El contexto internacional y nacional de la industria textil, en cuanto al nivel de actividad, importaciones y exportaciones, se describe en la tesina “Aprovechamiento de residuos agroindustriales para el desarrollo de sistemas adsorbentes para el tratamiento de efluentes de la industria textil” (Trombotto Herfert, 2023).

Efluentes líquidos coloreados

Los efluentes industriales volcados al medio ambiente provocan diferentes impactos sobre este en función de su naturaleza. Algunas industrias se caracterizan por liberar grandes cantidades de efluentes altamente coloreados al ambiente (**Tabla 2.1**), (Rosales Soro, 2018). Como se discutirá más adelante (sección 2.2.4), los efluentes líquidos coloreados producen varios impactos ambientales no solamente debido a la toxicidad de los compuestos químicos que tienen, sino también por el mismo color de sus aguas. Es por esto que, durante el tratamiento de un efluente coloreado, se debe prestar especial atención a la reducción o eliminación del color.

Tabla 2.1

Cantidad de efluentes generados por algunas industrias en $m^3 t^{-1}$ (tonelada) y concentraciones de color

Industria	Efluente generado ($m^3 t^{-1}$)	Concentración color (HU)
Azucarera	0,4	150-200
Cervecera	0,25	200-400
Pulpa y Papel	175	100-600
Curtido	28	400-500
Destilería	12	200-300
Textil	120	1100-1300

Nota. Como se observa en la **Tabla 2.1**, dentro de las industrias comparadas, con $120 m^3 t^{-1}$ la industria textil es la segunda de mayor impacto en cuanto a volumen de efluentes generados, pero sus efluentes son los más coloreados (medido en unidades Hazen, explicadas en la sección 2.2.5).

Efluentes textiles

El efluente de tintura vertido por la industria textil se considera una de las principales causas que llevan a la continua disminución del agua dulce. Se informa que casi el 25% de los efluentes industriales provienen de la tintura de textiles (Xia *et al.*, 2020). Además, la industria textil utiliza dos tercios del mercado total de colorantes sintéticos a nivel mundial y esto la convierte en la principal fuente emisora de colorantes al medio ambiente. El teñido es el paso principal responsable de colorear las aguas residuales textiles, una vez que el agua es un participante directo en el mecanismo esencial de interacción tinte-fibra (Brião *et al.*, 2018). La causa es que en el proceso de tinción entre el 2 y el 50% del colorante aplicado se pierde, debido, entre otras razones, a la falta de afinidad entre las fibras y las moléculas de tinte (agotamiento de la fibra textil), lo que provoca que terminen en las aguas residuales que se liberan finalmente al medio ambiente (Xia *et al.*, 2020; Rosales Soro, 2018).

Las industrias textiles típicamente generan 100-150 m³ de efluente por tonelada de producto terminado, con un promedio de 100 Kg de **demanda química de oxígeno** (DQO) por tonelada de tela producida. Es decir, las aguas residuales se caracterizan por tener un alto contenido de materia orgánica que afecta la calidad del agua y aumenta la demanda química y biológica de oxígeno. Sin embargo, los métodos para la reducción de la DQO en estos efluentes están bien establecidos. Por el contrario, la eliminación del color es a menudo más complicada, ya que los colorantes son considerados compuestos xenobióticos y extremadamente recalcitrantes (Rosales Soro, 2018). Y como se discutirá más adelante, el color remanente en las aguas residuales tiene graves efectos ambientales de no ser tratado adecuadamente.

Definiciones

Un **colorante** puede definirse como una sustancia capaz de impartir su color a un sustrato determinado (Gürses *et al.*, 2016). Si el sustrato es sólido, pueden colorearlo adhiriéndose a su superficie mediante algún tipo de fuerza de diversa naturaleza, como adsorción física, formación de enlace covalente, retención mecánica, entre otras. Si el sustrato es un fluido, pueden colorearlo formando una solución con el mismo, por ejemplo. El color de los colorantes depende de su capacidad para absorber la luz en el rango visible de radiación electromagnética (400-700 nm) (Bafana *et al.*, 2011).

Los colorantes pueden dividirse en dos tipos: **tintes y pigmentos**. Los tintes son orgánicos, mientras que los pigmentos pueden ser orgánicos o inorgánicos. Se puede distinguir un tercer grupo denominado **lacas** que se separa de los pigmentos por su proceso de formación. Más del 80 % de los colorantes utilizados son pigmentos inorgánicos y del porcentaje restante (orgánico) aproximadamente el 75% son tintes, dejando un 25 % para pigmentos orgánicos.

Los pigmentos son partículas sólidas, orgánicas o inorgánicas, coloreadas, incoloras o fluorescentes, finamente divididas que normalmente son insolubles en el medio en el que están incorporados y esencialmente no se ven afectados químicamente por el mismo. Alteran la apariencia por absorción selectiva y/o dispersión de luz. A diferencia de los tintes, cuyas propiedades de color se definen casi exclusivamente por su estructura química, las propiedades

de los pigmentos también dependen de las características físicas de sus partículas (tamaño y forma).

Los tintes, por otro lado, son sustancias orgánicas coloreadas que son solubles o se disuelven durante el proceso de aplicación e imparten color por absorción selectiva de la luz (*Gürses et al., 2016*). Es decir, la diferencia entre ambos es que los tintes son solubles en el sustrato (ya sea agua y/o un solvente orgánico) y, por tanto, se dispersan a nivel molecular, mientras que los pigmentos son insolubles y se dispersan como partículas.

La química del color

La teoría que relaciona el color de un tinte con su composición química fue tema de investigación desde hace mucho tiempo. El primer intento real de interpretar el color de los tintes en términos de su composición molecular fue realizado por *Witt* en 1876. Esta primera teoría proporcionó una base para comprender la relación entre el color y la estructura de la molécula. Para entonces, la química estructural había progresado a una etapa en la que los grupos funcionales se entendían bien, y *Witt* había imaginado una molécula de tinte formada a partir de tres componentes: uno o más anillos de benceno fusionados unidos a los grupos insaturados llamados cromóforos (por ejemplo, $-N=N-$, $-NO_2$, $-C=O$) y grupos básicos llamados auxocromos (por ejemplo, grupos NH_2 , OH). Ambos son responsables del color. La teoría de *Witt* fue ampliada por *Dilthey* y *Wizinger* en 1927, quienes señalaron que un cromóforo suele ser un grupo captador de electrones, mientras que un auxocromo es normalmente un grupo donador de electrones y los dos están unidos a través de un sistema conjugado (*Gürses et al., 2016*).

En términos simples, se puede considerar que las moléculas de colorante orgánico contenían tres componentes principales: el cromógeno, cromóforo y auxocromo.

1. El **cromógeno** es un compuesto químico coloreado o que se puede colorear mediante la unión de un sustituyente adecuado. El cromóforo y los auxocromos forman parte del cromógeno.

2. Un grupo covalente insaturado responsable de la absorción en la región visible o UV se lo conoce como **cromóforo**. Por ejemplo, $C=C$, $C\equiv C$, $C=O$, $C\equiv N$, $N=N$, NO_2 , etc. Se dice que el cromóforo es un grupo químico responsable de la aparición de color en los compuestos (el cromógeno) donde se ubica. Sin embargo, el cromóforo por sí mismo no es capaz de determinar un color y tono en particular y puede o no impartir color a un compuesto dependiendo de si absorbe (el cromóforo) radiación en la región visible o UV dado que, para que un compuesto aparezca coloreado debe absorber luz en la región visible (400-800 nm). A veces, los colorantes también se clasifican según su cromóforo principal (por ejemplo, los colorantes azoicos contienen el cromóforo $-N=N-$).

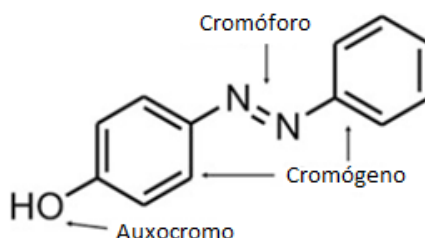
3. Un grupo covalente saturado que, cuando se une a un cromóforo, cambia tanto la longitud de onda (λ) como la intensidad del máximo de absorción ($\epsilon_{\text{máx}}$) se conoce como **auxocromo**, por ejemplo, NH_2 , OH , SH , halógenos, etc. Los auxocromos generalmente aumentan el valor de $\lambda_{\text{máx}}$ y $\epsilon_{\text{máx}}$ al extender la conjugación a través de la resonancia (*Gürses et al., 2016*). Este desplazamiento hacia longitudes de onda más largas se llama desplazamiento

batocrómico o hacia el rojo (*Skoog et al., 2008*). Es decir, el auxocromo es un grupo sustituyente que se encuentra en un cromógeno y que influye en su capacidad de absorción de la radiación en el rango del visible y por ende en su color. Un auxocromo en sí mismo no muestra absorción por encima de los 200 nm y en realidad, la combinación de cromóforo y auxocromo se comporta como un nuevo cromóforo que tiene diferentes valores de $\lambda_{\text{máx}}$ y $\epsilon_{\text{máx}}$ (*Gürses et al., 2016*).

La **Figura 2.1** es un ejemplo que muestra estos tres componentes para el tinte 4-hidroxiazobenceno ("Solvent Yellow 7", CI 11800).

Figura 2.1

Los componentes: cromógeno, cromóforo y auxocromo en la molécula 4-hidroxiazobenceno (adaptado de *Gürses et al., 2016*)



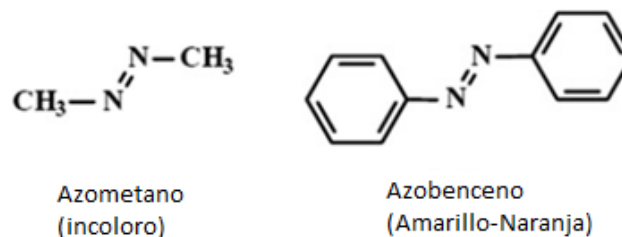
Se puede decir entonces que los colorantes poseen color porque:

- absorben la luz en el espectro visible (400-700 nm),
- tienen al menos un cromóforo (grupo portador de color),
- tienen un sistema conjugado, es decir, una estructura con enlaces dobles y simples alternos,
- exhiben resonancia de electrones, que es una fuerza estabilizadora en compuestos orgánicos.

Cuando falta alguna de estas características en la estructura molecular, el color se pierde. Además de los cromóforos, la mayoría de los tintes también contienen los ya mencionados grupos auxocromos (ayudantes del color), ejemplos de los cuales son ácidos carboxílicos, ácido sulfónico, grupos amino e hidroxilo. Si bien estos no son responsables de color, su presencia puede cambiar el color de un colorante y se utilizan con mayor frecuencia para influir en la solubilidad del tinte. También es importante señalar que el cromóforo debe ser parte de un sistema conjugado. Esto se ilustra a través de los ejemplos en la **Figura 2.2** donde se puede ver que la colocación de un grupo azo entre grupos metilo produce un compuesto incoloro, mientras que se obtiene un color amarillo anaranjado cuando el grupo azo se coloca entre anillos aromáticos (*Gürses et al., 2016*).

Figura 2.2

Relación del grupo cromóforo, conjugación y color (adaptado de Gürses et al., 2016)



La teoría de *Witt* era fácilmente aplicable a los tintes azo y antraquinona, pero no podía conciliarse fácilmente con los tintes catiónicos de trifenilmetano. Así, la teoría propuesta por *Armstrong* y *Nietzki* planteó de manera bastante independiente una interpretación complementaria alternativa asociada con el origen del color. En esta teoría se sugirió que el color está asociado con la presencia de estructuras quinónicas (es decir, anillos bencénicos modificados y unidos a un residuo ciclohexadieno con dos dobles enlaces exocíclicos). Pero la teoría quinónica tampoco era suficiente para explicar las características colorantes de todos los compuestos y había moléculas incoloras con estructura quinónica.

La teoría de *Witt* y la de *Armstrong* son empíricas. Las teorías posteriores, que explican de manera plausible la relación entre el color y la estructura molecular, tienen una base teórica sobre el efecto de la luz en la molécula y nacieron a partir del avance en química teórica con el progreso de la mecánica cuántica a mediados de la década de 1920. Estas dos teorías modernas son: la teoría del enlace de valencia (EV) y la teoría de orbitales moleculares (OM). Estas teorías cuánticas fundamentan el origen del color en la interacción de la radiación con la materia por medio de transiciones electrónicas. Establecen a los cromóforos como un grupo de átomos cuyos electrones pueden ser transferidos de un estado fundamental a un estado excitado por la absorción de radiación, produciendo así el color. Ambas teorías tienen sus limitaciones, pero se complementan existiendo situaciones en las cuales la predicción es más fiable por el método EV que con OM y viceversa. Un marco teórico más detallado se describe en el Anexo I de la tesina de *Trombotto Herfert*, (2023).

Aunque se han logrado enormes avances en el área de la predicción matemática del color, la teoría cualitativa del color y la composición sigue ocupando un lugar importante en términos de química de tintes (*Gürses et al.*, 2016).

Clasificación de los colorantes

Los colorantes pueden ser clasificados de muchas maneras como, por ejemplo:

- A. Según su origen.
- B. Según su estructura química.
- C. Según su método o campo de aplicación.

- D. Según su naturaleza iónica.
- E. Según su solubilidad en agua.

A. Según su origen

Se los clasifica como naturales o sintéticos. Los colorantes naturales son aquellos extraídos de la naturaleza. Los sintéticos son sintetizados artificialmente por varias reacciones químicas y la gran mayoría se producen por reacción con intermediarios. Los colorantes sintéticos no son fácilmente biodegradables con ciertas excepciones, como los colorantes reactivos que se autohidrolizan en agua (*Chakraborty, 2015*).

B. Según su estructura química

Las más importantes son (*Gürses et al., 2016*):

- **Azo** (son, con mucho, la clase de tinte más importante, ya que se informó que constituyen del 60 al 70% de todos los colorantes relacionados con la producción textil y el 70% de la producción anual mundial de tintes sintéticos, *Benkhaya, 2020*).
- **Antroquinona,**
- **Índigo,**
- **Ftalocianina,**
- **Azufrados,**
- **Nitro y Nitroso,** entre otras, como se muestra en la **Figura 2.3**.

Figura 2.3

Clasificación de los colorantes según su grupo cromóforo (adaptado de Benkhaya, 2020)

Clase	Cromóforo	Clase	Cromóforo
Azo		Antraquinona	
Cianina		Triarilmetano	
Xanteno		Ftaleína	
Nitro		Colorantes trifenilmetano	
Quinona-imina		Nitroso	
Indigoide		Nitro	
Acridina		Diarilmetano	
Oxazina			

C. Según su método o campo de aplicación

Según su método o campo de aplicación se pueden dividir en (*Gürses et al., 2016*):

- **Reactivos** (difieren de otra clase de tintes en que sus moléculas contienen uno o más grupos reactivos capaces de formar un enlace covalente con un grupo de fibras compatible (*Gürses et al., 2016*). Químicamente, las mono- y diclorotriazinas representan una gran parte, *Chakraborty, 2015*).
- **Dispersos** (dentro de los cuales más del 50 % son tintes azoicos dispersos, *Benkhaya, 2020*).
- **Ácidos** (como su nombre indica, son "ácidos", la molécula tiene uno o más grupos funcionales ácidos como $-\text{SO}_3\text{H}$ y $-\text{COOH}$, con grupos cromóforos azo, antraquinona, trifenilmetano, nitro y nitroso, *Benkhaya, 2020; Gürses et al., 2016*).
- **Básicos** (estos tintes a menudo se denominan "tintes catiónicos" porque liberan cationes coloreados en solución acuosa, *Chakraborty, 2015*).
- **Directos** (los tintes azoicos aniónicos constituyen la mayor proporción de colorantes directos, (*Benkhaya, 2020*) el resto son derivados de estilbeno y tiazol, *Chakraborty, 2015*).
- **De tina** (la mayoría de los tintes de tina son químicamente índigo o antraquinona. Los tintes de tina son pigmentos insolubles en agua. Se les llama tintes porque la reducción química en solución alcalina convierte el pigmento en una forma soluble en agua de color blanco con sustantividad para el algodón, *Gürses et al., 2016*).
- **De complejo metálico y mordiente**² (son derivados de colorantes ácidos; los colorantes ácidos selectivos con sitios quelantes reaccionan con los metales para formar estos colorantes, *Chakraborty, 2015*).

D. Según su naturaleza iónica

Según su carga eléctrica, los colorantes se pueden clasificar en:

- **Aniónicos** (directos, ácidos, reactivos, azufrados, complejos metálicos, de tina y de tina solubles).
- **Catiónicos** (básicos).
- **No iónicos** (dispersos).

² El término **mordiente** es aplicado a cualquier sustancia de origen natural o sintético que sirva para fijar el colorante a la fibra, de manera uniforme y estable al contacto con la luz y el agua. Actualmente, se utilizan sales solubles de metales (como aluminio, cobre, hierro y estaño) como mordientes. El tipo de metal determina la tonalidad del color. Los mordientes actúan al disolverse en solución acuosa. En ese proceso, la sal se disocia, y el metal queda como catión metálico (ion positivo). Entonces, el catión se une a la fibra textil, y forma un complejo con la molécula de colorante (*Dos Santos & Maier, 2008*).

Se establece un enlace químico entre el colorante y la fibra si ambos poseen carga eléctrica opuesta; de lo contrario, se produce un enlace físico si solo uno de ellos es iónico (*Chakraborty, 2015*).

E. Según su solubilidad en agua

Según su solubilidad en agua se pueden agrupar:

- **Solubles:** ácidos, básicos, directos, reactivos, y de tina soluble.
- **Insolubles:** de tina y azufrados.

Los colorantes de tina y los azufrados son insolubles en agua y forman suspensiones coloidales (*Verma et al., 2012*), pero pueden disolverse por reducción y solubilización. Los colorantes dispersos son muy poco solubles en agua (*Verma et al., 2012*). Los colorantes básicos son solubles en un baño tibio ácido, mientras que otros colorantes son insolubles en agua en condiciones normales (*Chakraborty, 2015*).

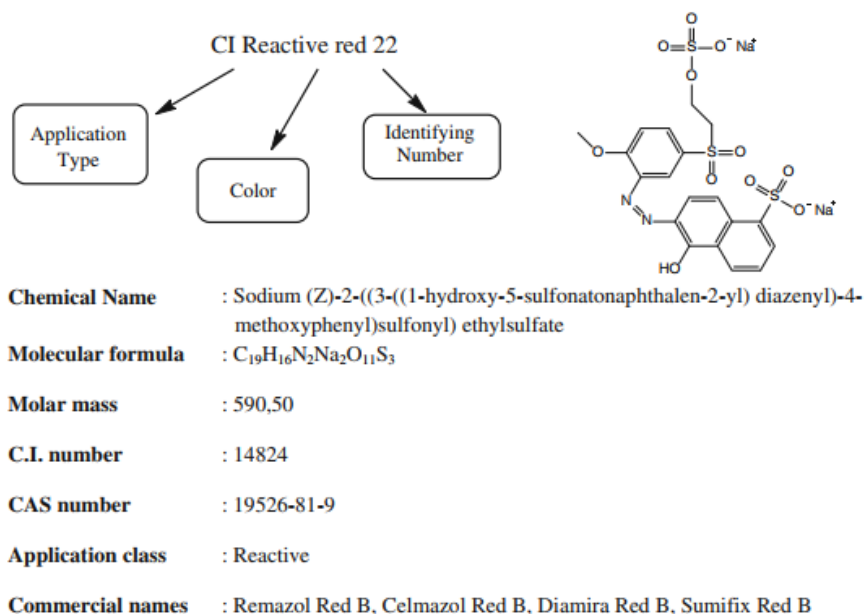
De todas estas clasificaciones, la clasificación basada en el método de aplicación es considerada la más práctica para la industria textil y fue la que permitió sistematizar una nomenclatura.

Nomenclatura

No existe un sistema de nomenclatura simétrica en todo el mundo y los nombres químicos formales (IUPAC) de la mayoría de los colorantes son tan largos que nunca se usan en conversaciones o escritos ordinarios, por lo que es habitual que diferentes fabricantes asignen varios nombres a un solo colorante, llamados nombres comerciales. Para evitar confusiones, la Sociedad de Tintoreros y Coloristas y Asociación Americana de Químicos y Coloristas Textiles o por sus siglas en inglés SDC y AATCC (*Society of Dyers and Colourists and American Association of Textile Chemist and Colorist*) asignaron la especificación del Índice de Color (o por sus siglas en inglés "CI" *Color Index*) en términos de 'nombre genérico de índice de color' y 'número genérico de índice de color' a un colorante, que puede tener diferentes nombres comerciales, pero la estructura química y las propiedades son idénticas (*Chakraborty, 2015*). El nombre genérico contiene el tipo de aplicación, color o matiz y número de identificación. Se asigna un número CI de cinco dígitos a un colorante cuando el fabricante ha revelado su estructura química. La **Figura 2.4** muestra un ejemplo para ilustrar la clasificación del índice de color (*Gürses et al., 2016*).

Figura 2.4

Ejemplo representativo de la clasificación del índice de color con el colorante Reactive Red 22



En la **Tabla 2.1** se muestran las diferentes clases de colorantes según su estructura química, cada una de ellas asociadas al número del índice de color CI (modificado de *Benkhaya, 2020*).

Tabla 2.1

Rangos del número del índice de color CI correspondientes a las diferentes estructuras químicas de colorantes

Rango	Estructura química	Rango	Estructura química
10000-10299	Nitroso	49400-49699	Indamina
10300-10999	Nitro	49700-49999	Indofenol
11000-19999	Monoazo	50000-50999	Azina
20000-29999	Diazo	51000-51999	Oxazina
30000-34999	Triazo	52000-52999	Tiazina
35000-36999	Poliazo	53000-54999	Azufrado
37000-39999	Azoico	55000-55999	Lactona
40000-40799	Estilbeno	56000-56999	Aminocetona
40800-40999	Carotenoide	57000-57999	Hidroxicetona
41000-41999	Difenilmetano	58000-72999	Antraquinona

42000-44999	Triarilmetano	73000-73999	Indigoides
45000-45999	Xantenos	74000-74999	Ftalocianina
46000-46999	Acidina	75000-75999	Natural
47000-47999	Quinolina	76000-76999	“Bases de oxidación”
48000-48999	Metino	77000-77999	Pigmentos inorgánicos
49000-49399	Tiazol		

Problemática de los colorantes: consecuencias ambientales

Muchos de los colorantes utilizados en la industria textil presentan una **toxicidad aguda** (como irritación, sensibilización cutánea, o reacciones alérgicas) y una **toxicidad crónica** (cancerígenos), pero más allá de estos aspectos toxicológicos, sus efluentes presentan graves consecuencias ambientales, aspecto conocido como **ecotoxicidad**. Los aspectos toxicológicos (efectos agudos y crónicos) para los propósitos de este libro no serán discutidos y por más información puede leerse la tesina de *Trombotto Herfert (2023)*.

La razón por la cual los colorantes presentan un alto riesgo ecotoxicológico es su propia naturaleza química diseñada específicamente para cumplir su función: mantener lo que se conoce como “**solidez**”³ **del color**. Es por esto, que presentan estabilidad frente a la luz, agentes químicos y condiciones de lavado, y, por lo tanto, sin un adecuado tratamiento, pueden permanecer en el medio ambiente por largos períodos (*Bulacio Gil, 2018*). Los tintes dispersos, por ejemplo, se encuentran entre la clase de tintes persistentes debido a su naturaleza recalcitrante y comportamiento no biodegradable (*Benkhaya, 2020*).

Otro problema es que incluso en concentraciones muy bajas, reducen la claridad del agua (absorción y reflexión de la luz solar) y con una reducción en la penetración de la luz solar, afectan la actividad fotosintética de las algas afectando consecuentemente a la concentración de oxígeno disuelto lo que a su vez puede influir seriamente en la cadena alimentaria (*Javanbakht & Shafiei, 2020; Pérez-Calderón et al., 2018*). Aproximadamente del 20 al 40% de los tintes reactivos, por ejemplo, permanecen en las aguas residuales como compuestos recalcitrantes que producen un color fuerte en comparación con otros tintes (*Pérez-Calderón et al., 2018*). Otro aspecto importante son los subproductos de degradación de los colorantes. Puede ser que el colorante en sí no sea peligroso, pero sus subproductos sí lo sean. La biodegradación de los colorantes azoicos, por ejemplo, puede generar subproductos de amina (como la bencidina) que pueden ser peligrosos y cancerígenos (*Benkhaya, 2020*).

³ La **solidez del color**, o “*color fastness*” en inglés, puede definirse como la resistencia de un tinte a la eliminación o destrucción, en otras palabras, es la resistencia al cambio de color, decoloración o capacidad de mantener el color original bajo la influencia de factores externos como pueden ser lavados repetidos o exposición a la luz (*Gürses et al., 2016; Christie, 2007*).

Comparado los distintos colorantes existentes, se reporta que los colorantes reactivos son menos tóxicos para la vida acuática que los colorantes ácidos, básicos y dispersos. Se han utilizado diferentes bioindicadores para caracterizar la toxicidad de los colorantes y sus productos de degradación, incluyendo organismos como *Daphnia magna*, *Vibrio fischeri*, *Lactuca sativa* o *Selenastrum capricornutum* (Da Silva et al, 2012). Por ejemplo, Da Silva et al. (2012) informaron sobre la toxicidad de un efluente que contenía Rojo Congo mediante la prueba de ecotoxicidad con *D. magna*. El estudio reveló que el efluente tratado presentó una mayor toxicidad que el efluente de partida. Otro estudio llevado a cabo con algas determinó que la fotosíntesis (tomada como medida del crecimiento) no fue inhibida con concentraciones de colorantes menores a 1 mg/L. En estas condiciones, los colorantes más tóxicos para algas fueron los catiónicos. En cuanto a la toxicidad aguda en peces, solo el 2% sobre 3.000 colorantes comerciales analizados tienen valores de concentración letal media (CL₅₀) menores a 1 mg/L. Los tintes más tóxicos para los peces son los tintes básicos, especialmente aquellos con estructura de trifenilmetano. Los peces también parecen ser relativamente sensibles a muchos colorantes ácidos (Van der Zee, 2002; Rosales Soro, 2018).

Se ha demostrado también que los colorantes azoicos reducen la viabilidad, reproducción, velocidad de la alimentación por filtración y consumo de oxígeno de cultivos del crustáceo *Moina macrocopa* (Bulacio Gil, 2018).

Esta resistencia a la degradación que presentan los colorantes hace que su tratamiento sea difícil. Por ejemplo, para los colorantes azoicos, los industrialmente más importantes, el carácter de atractor de electrones de los grupos azo genera deficiencia de electrones y hace que los compuestos azo sean menos susceptibles al catabolismo oxidativo. Por lo tanto, la mineralización completa de los colorantes azoicos generalmente requiere condiciones anaeróbicas-aeróbicas secuenciales. Debido a esto, con tratamientos biológicos tradicionales, actualmente utilizados para los efluentes de plantas de procesamiento de colorantes, no se logra una eficiente eliminación de los mismos. Como consecuencia, los colorantes a menudo se encuentran químicamente invariados en el efluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales; y estos pueden contaminar el agua potable y/o concentrarse en el lodo, causando un problema en su eliminación (Bafana et al., 2011; Carneiro et al., 2010). Además, esta persistencia trae el riesgo que puedan bioacumularse o biomagnificarse en la cadena trófica (Bulacio Gil, 2018).

No solamente los tratamientos biológicos convencionales no logran una eficiente eliminación de los colorantes, sino que, pueden, como ya se mencionó, generar aminas aromáticas recalcitrantes como subproductos, que son más tóxicas que la molécula del colorante original (Benkhaya, 2020).

Resumiendo, podemos separar los efectos de los efluentes textiles coloreados que son volcados en los cuerpos de agua sin un tratamiento adecuado en directos e indirectos (**Tabla 2.3**) (Rosales Soro, 2018).

Tabla 2.3

Efectos directos e indirectos que causan los efluentes textiles en cuerpos de agua (modificado de Rosales Soro, 2018)

Efecto	
Directo	Indirecto
• Reducción de la penetración de la luz solar. La presencia de cantidades pequeñas de colorantes en el agua (menos de 1 mg/L) alcanza para conferir color visible al ojo humano. • Aumento de la materia orgánica disuelta y permanencia prolongada debido a su alta estabilidad térmica y fotolítica. Por ejemplo, la vida media del Azul Reactivo 19 hidrolizado es de aproximadamente 46 años a pH 7 y 25 °C. • Contaminación de aguas subterráneas debido a la filtración a través del suelo.	• Toxicidad de los colorantes y sus productos de degradación para la flora y fauna acuática y consecuente riesgo para la cadena trófica. • Afección de la fotosíntesis y la actividad fotoquímica. • Disminución en la concentración de oxígeno disuelto e Impedimento de la re-oxigenación en corrientes receptoras. • Efecto inhibitorio en el crecimiento de microalgas, plantas acuáticas, microorganismos, peces y mamíferos. • Eutrofización.

Métodos de medición de color

Como se explicó anteriormente, el color de los efluentes tiene un impacto ambiental importante y, por lo tanto, es de relevancia poder medir de alguna manera esta “concentración de color”. Para ello es importante aclarar la terminología usada según los “*Standard methods for the examination of water and wastewater*”:

El término "color" se utiliza aquí para referirse al **color verdadero**, es decir, el color del agua de la que se ha eliminado la turbidez. Las partículas coloidales y las partículas suspendidas más grandes dispersan la luz interfiriendo con la determinación de las medidas de color verdadero en el Método estándar 2120B y en los procedimientos espectrofotométricos de los Métodos estándar 2120C-F. El término "**color aparente**" incluye no solo el color debido a sustancias en solución, sino también el debido a la materia en suspensión. El color aparente se determina en la muestra original sin filtración. En algunas aguas y aguas residuales, el color aparente es aportado principalmente por material coloidal o en suspensión.

El método 2120B es un método de comparación visual, mientras que los métodos 2120C-F son todos espectrofotométricos, pero que varían en la técnica. De esta manera el método 2120C es de longitud de onda única, el 2120D es de longitud de onda múltiple, el 2120E se basa en los valores triestímulo (que son un conjunto de tres números: X, Y, Z, obtenidos de un espectrofotómetro o colorímetro que, cuando se combinan matemáticamente, permiten obtener

parámetros colorimétricos que describen cómo el ojo humano percibe un color determinado) y por último el 2120F está basado en una escala utilizada por el *American Dye Manufacturers Institute* (ADMI). Estos métodos de medición de color se discuten con mayor detalle en el Anexo II de la tesina de *Trombottto Herfert* (2023).

Los métodos 2120B y C son aplicables a la medición del color causado principalmente por materia orgánica natural. Las medidas se aplican a todas las aguas superficiales y subterráneas; aguas residuales, tanto domésticas como industriales; y especialmente aguas potables. Si bien todos los métodos (2120B-F) son adecuados para mediciones de color verdadero, para mediciones de color aparente se utiliza únicamente el 2120B; en tales casos, se determina tanto el color verdadero como el aparente. Para comparar entre laboratorios, se calibra el 2120B (colorimétrico visual) con 2120C (espectrofotométrico a longitud de onda única). Los métodos 2120D-F permiten medir el color de cualquier sustancia química disuelta que dé la apariencia de color en el rango de longitud de onda de la luz visible. Son especialmente aplicables a aguas coloreadas y aguas residuales que tienen características de color diferentes, pero sin excluir, los estándares de platino-cobalto (*Baird & Bridgewater*, 2017)

Unidades Hazen (HU)

La escala Hazen de medición de color es una escala definida por *Allen Hazen* en 1892, para la *American Public Health Association* (APHA). Esta escala de color se conoce con tres nombres: escala APHA, Pt-Co y Hazen. El índice se desarrolló como una forma de evaluar los niveles de contaminación en las aguas residuales. Desde entonces se ha expandido a un método común de comparación de la intensidad de las muestras teñidas de amarillo. El método fue desarrollado para el análisis de color en aguas naturales con apariencia amarillo-marrón, no es aplicable a aguas con diferentes colores (*NHMRC*, 2018) y se basa en diluciones de una solución de platino-cobalto de 500 ppm (*HunterLab*, 2015). El color producido por 1 mg de Pt/L (como K_2PtCl_6) en presencia de 2 mg/L de cloruro de cobalto (II) hexahidratado es la unidad estándar de color y se expresa en unidades Hazen (HU) o mg/L de Pt/Co (*Mitchell & McDonald*, 1991). La ASTM (*American Society for Testing and Materials*) tiene una descripción y procedimientos detallados en la Designación ASTM D1209 "Standard Test Method for Color of Clear Liquids (Platinum-Cobalt Scale)" (*HunterLab*, 2015). En el libro "Standard methods for the examination of water and wastewater" corresponde al método estándar 2120B denominado "Visual Comparison Method" (ver Anexo II) (*Baird & Bridgewater*, 2017).

El método Hazen es adoptado como método de referencia por organizaciones que establecen estándares para la evaluación de la calidad del agua, como la *International Organization for Standardization and the European Committee for Standardization* (1994), *World Health Organization* (1984) and *American Public Health Association* (1992) (*Hongve & Åkesson*, 1996).

Unidades TCU

La unidad de medida estándar es la unidad Hazen (HU), la unidad de color que a menudo se cita como unidad de color verdadero, UCV, o TCU (del inglés *true colour unit*) es numéricamente

idéntica a los HU, es decir, 1 mg/L de Pt/Co de la escala de Hazen = 1HU y equivale a 1TCU, (Hongve & Åkesson, 1996; NHMRC, 2018).

El marco legal para las normativas de liberación de efluentes textiles en Argentina (Buenos Aires) puede encontrarse en la tesina de Trombotto Herfert, (2023).

Bibliografía

- Bafana, A., Devi, S. S., & Chakrabarti, T. (2011). *Azo dyes: past, present and the future*. Environmental Reviews, 19(NA), 350-371.
- Baird, R., & Bridgewater, L. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd edition. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Benkhaya, S., Mrabet, S., & El Harfi, A. (2020). *A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes*. Inorganic Chemistry Communications, 107891.
- Brião, G. V., Jahn, S. L., Foletto, E. L., & Dotto, G. L. (2018). *Highly efficient and reusable mesoporous zeolite synthesized from a biopolymer for cationic dyes adsorption*. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 556, 43-50.
- Bulacio Gil, N. M. (2018). *Mecanismos involucrados en la biodecoloración de efluentes con levaduras del género Trichosporon* (Tesis doctoral). Universidad Nacional de Tucumán.
- Carneiro, P. A., Umbuzeiro, G. A., Oliveira, D. P., & Zanoni, M. V. B. (2010). *Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/dyehouse effluent bearing disperse dyes*. Journal of hazardous materials, 174(1-3), 694-699.
- Chakraborty, J. N. (Ed.). (2015). *Fundamentals and practices in colouration of textiles*. CRC Press.
- Christie, R. M. (2007). *Environmental aspects of textile dyeing*. Elsevier.
- da Silva, M. E. R., Firmino, P. I. M., de Sousa, M. R., & dos Santos, A. B. (2012). *Sequential anaerobic/aerobic treatment of dye-containing wastewaters: colour and COD removals, and ecotoxicity tests*. Applied biochemistry and biotechnology, 166(4), 1057-1069.
- Dos Santos, M., & Maier, M. (2008). *La química y color en los textiles*. Universidad de Buenos Aires. Argentina, Buenos Aires, 28.
- Gürses, A., Acikyildiz, M., Gunes, K., & Gurses, M. S. (2016). *Dyes and Pigments: SpringerBriefs in Green Chemistry for Sustainability*. Springer.
- Hassaan, M. A. & El Nemr, A. (2017). *Health and Environmental Impacts of Dyes: Mini Review*. American Journal of Environmental Science and Engineering; 1(3): 64-67.
- Hongve, D., & Åkesson, G. (1996). *Spectrophotometric determination of water colour in Hazen units*. Water Research, 30(11), 2771-2775.
- Javanbakht, V., & Shafiei, R. (2020). *Preparation and performance of alginate/basil seed mucilage biocomposite for removal of eriochrome black T dye from aqueous solution*. International journal of biological macromolecules, 152, 990-1001.
- Kadhom, M., Albayati, N., Alalwan, H., & Al-Furaiji, M. (2020). *Removal of dyes by agricultural waste*. Sustainable Chemistry and Pharmacy, 16, 100259.

- Measuring Water Whiteness of Liquids Using APHA Color. AN 1001.01. HunterLab (2015)
- Mitchell, G. N., & McDonald, A. T. (1991). *Relationship between different methods of colour measurement in potable water*. Measurement and Control, 24(10), 306-309.
- NHMRC (2018). *Fact Sheets Physical and Chemical Characteristics: Colour (True) Australian Drinking Water Guidelines 6 2011, Version 3.5 Updated August 2018*, p. 521-523. National Health and Medical Research Council (NHMRC), Canberra, Australia.
- Pérez-Calderón, J., Santos, M. V., & Zaritzky, N. (2018). *Reactive RED 195 dye removal using chitosan coacervated particles as bio-sorbent: Analysis of kinetics, equilibrium and adsorption mechanisms*. Journal of environmental chemical engineering, 6(5), 6749-6760.
- Recuperado de: <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines>
- Rosales Soro, M. D. M. (2018). *Procesos de biodecoloración de efluentes coloreados simulados y reales* (Tesis doctoral). Universidad Nacional de Tucumán.
- Skoog, D., Holler, F., & Crouch, S. (2008). *Principios de análisis instrumental*, 6ta edición, Cengage Learning.
- Trombott Herfert, Kai. (2023). *Aprovechamiento de residuos agroindustriales para el desarrollo de sistemas adsorbentes para el tratamiento de efluentes de la industria textil* (Tesis de grado, Universidad Nacional de La Plata). <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/157243>
- Van der Zee, F. P. (2002). *Anaerobic Azo Dyes Reduction* (Doctoral dissertation, Ph. D. Dissertation, Wageningen University, Wageningen, Netherlands).
- Verma, A. K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2012). *A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters*. Journal of environmental management, 93(1), 154-168.
- Xia, Liangjun, et al. (2020). *Environment-friendly Juncus effusus-based adsorbent with a three-dimensional network structure for highly efficient removal of dyes from wastewater*. Journal of Cleaner Production, 120812.

CAPÍTULO 3

Procesos fisicoquímicos en el tratamiento de agua

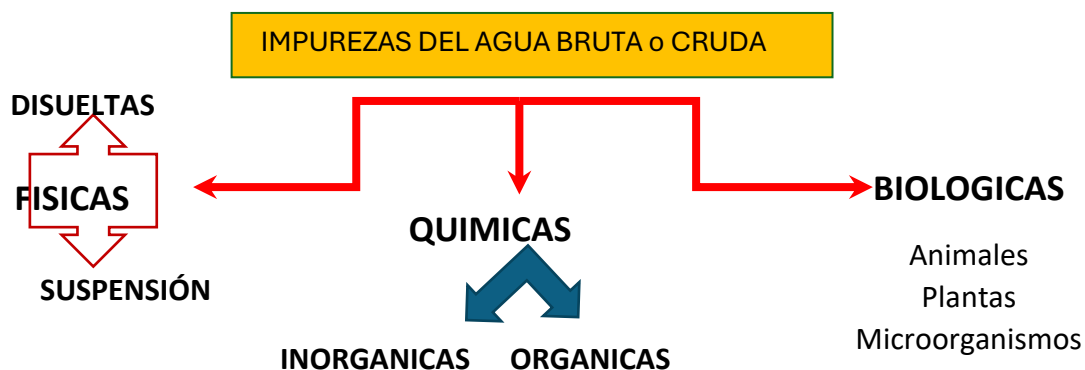
Jorge E. Sambeth

La **calidad del agua** dependerá de su uso sea para riego, incendios, consumo o industrial. Para sofocar un incendio puede usarse agua de mar, mientras que para un proceso industrial podría utilizarse agua de red y agua ultrapura en la misma empresa.

En nuestra región el agua que se utiliza es agua dulce, la cual puede ser obtenida de corrientes superficiales o subterráneas. Las impurezas del agua cruda o bruta pueden clasificarse de acuerdo con su naturaleza física, química o biológica (Ver figura 1). El agua bruta puede contener partículas de tamaño mayor a 0.1 mm (polvo), suspensiones cuyo tamaño es entre 10^{-3} y 0.1 mm (turbidez), coloides tamaño entre 10^{-6} y 10^{-3} mm (minerales de arcilla) y partículas disueltas de tamaño menor a 10^{-6} mm.

Figura 3.1

Impurezas - Clasificación



Estos contaminantes pueden manifestarse de diversas formas:

1. **Sólidos suspendidos flotantes:** En el agua, estos podrían ser hojas, ramas, etc., mientras que en aguas residuales pueden ser papel, trapos, arena, entre otros.
2. **Sólidos suspendidos pequeños y coloidales:** En el agua, se refiere a partículas de arcilla y limo, así como microorganismos. En aguas residuales, estos podrían ser grandes moléculas orgánicas, partículas de suelo y microorganismos.

3. **Sólidos disueltos:** Relacionados a la alcalinidad y dureza, mientras que en aguas residuales pueden existir compuestos orgánicos y sales inorgánicas.
4. **Gases disueltos:** el CO₂ y H₂S , y en aguas residuales H₂S
5. **Líquidos inmiscibles:** productos inmiscibles como grasas e hidrocarburos (aceites, petróleo)

En general, puede decirse que el agua de napas subterráneas requiere poco tratamiento, y si el proceso de desinfección. Mientras que las aguas superficiales dependerán de su origen, así un agua de lagos o ríos de montaña, requieren poco tratamiento y desinfección y en el caso de un agua obtenida en zonas bajas de un río, el tratamiento estará muy vinculado a la presencia aguas arriba de zonas urbanas, industriales y/o agrícolas.

En la Tabla 3.1 se muestran las principales características en cuanto a diferentes aspectos físicos, químicos y biológicos de calidad del agua cruda superficial y subterránea.

Tabla 3.1

Características de los distintos parámetros fisicoquímicos en agua

Parámetro	Agua Superficial	Agua Subterránea
TEMPERATURA	Varía estación	Constante en gral
TURBUDEZ-SOLIDOS EN SUSPENSIÓN	Puede ser alta	Relativamente baja
MINERALES	Fe, Mn, Cr. Varía con la naturaleza y las regiones	Contenidos altos Fe, Mn, Cu, As
OXIGENO DISUELTO	Depende del grado de contaminación	Bajo
AMONIO	Sólo en agua contaminada	Aumenta en zonas agricologanaderas
SULFUROS	Nada	Pueden existir
SILICE	Niveles moderados	Pueden ser altos
NITRATOS	Nada	Aumentan en zonas agrícolas
ORGANISMOS VIVOS	Pueden tener altos valores	Valores bajos o despreciables

El análisis de la calidad de agua comprende la evaluación de diferentes propiedades, sustancias químicas y biológicas, tal como se enumeran en la Tabla 3.2

Tabla 3.2*Parámetros para medir en agua*

Análisis de calidad de Agua	Parámetros para evaluar
Organolépticos	Color Turbidez Olor Sabor
Fisicoquímicos	Temperatura pH Conductividad Cl Sulfatos Ca Mg Na K Al Residuos Secos Totales
Sustancia Indeseables	Nitratos Nitritos Amonio SH₂ B Fenoles Mn Cu Ba P F Fe Organoclorados HC (hollín, benceno, etc.)
Sustancias Tóxicas	As Cd CN Ni Hg Pb Se Pesticidas HPA
Microbiológicos	Coliformes Totales y Fecales Streptococos Clostridia
Dureza (Alcalinidad)	Inferior a 60mg/L como CaCO₃ inferior a 30 mg/L HCO₃

En términos generales, los tratamientos de potabilización se clasifican según el origen del agua cruda, superficial o subterránea. Para aguas superficiales, el enfoque principal está en eliminar turbiedad, color, sabor, olor y agentes patógenos microbianos hasta el punto de consumo.

Estos procesos de potabilización pueden ser:

Físicos: Dependen de las propiedades de las impurezas, tales como tamaño de partícula, viscosidad, peso específico, difusividad de los gases disueltos, entre otras. Estos procesos son cribados, sedimentación, filtración y la transferencia de gases.

Químicos: Relacionados a las propiedades químicas de las impurezas o de los reactivos añadidos. Así encontramos la coagulación, la precipitación y la remoción de metales y color.

Biológicos: Están relacionados con proceso anaeróbicos y aeróbicos cuyo objetivo es eliminar sustancias orgánicas (no se ven en este libro).

En general, los procesos deben combinarse para lograr la calidad de agua deseada.

Para aguas subterráneas con calidad adecuada, se requiere desinfección y posiblemente fluoración. Si son salobres, se usan tecnologías de desalinización, especialmente membranas. Cuando la calidad es mala se pueden usar tratamientos más específicos como la oxidación, aireación para eliminar manganeso e hierro, tecnologías de desalinización (membranas).

Si se analiza desde lo económico es conveniente tratar una porción del agua subterránea para consumo humano (cumpliendo normativas) y otra parte para otros usos riego, lavado de

calles, bomberos, etc. En el caso de aguas superficiales deben aplicarse tratamientos que comienzan en la eliminación de todos los materiales que flotan o son arrastrados por la corriente (maderas, hojas, plásticos, ropa, etc.).

Dureza, alcalinidad y corrosión

La dureza del agua y la alcalinidad del agua son dos características importantes que afectan su calidad y su uso en diversos fines.

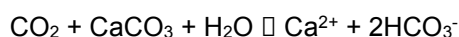
La dureza del agua se refiere a la concentración de minerales, principalmente calcio y magnesio. Estos minerales pueden provenir de la disolución de rocas y suelos a través de los cuales fluye el agua. La dureza se clasifica en dureza temporal y dureza permanente.

La dureza temporal se debe a la presencia de bicarbonatos de calcio y magnesio, que pueden eliminarse mediante ebullición, mientras que la dureza permanente está relacionada con sulfatos y cloruros de calcio y magnesio, los cuales no se eliminan con la ebullición. La dureza del agua puede afectar la eficacia de productos de limpieza y detergentes, así como la formación de incrustaciones en tuberías y equipos industriales.

Por otro lado, la alcalinidad del agua se refiere a su capacidad para neutralizar ácidos. Está relacionada con la presencia de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos en el agua. La alcalinidad es importante en la regulación del pH del agua y puede influir en procesos químicos y biológicos en diferentes sistemas acuáticos. Un nivel adecuado de alcalinidad es importante para mantener la estabilidad del pH en cuerpos de agua y para el tratamiento de aguas potables y residuales.

Ambas características, dureza y alcalinidad, son aspectos clave a considerar en el análisis y tratamiento del agua para garantizar su calidad y adecuación para diferentes usos, desde el consumo humano hasta aplicaciones industriales y agrícolas.

La alcalinidad del agua está dada por la disolución de minerales básicos carbonatados, los que además aportan al medio sus cationes mayoritarios, como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} , Na^+ y K^+ .



Las aguas subterráneas son más duras a causa del contacto con el suelo y formaciones rocosas como la piedra caliza.

La **dureza total del agua** se expresa en mg/l (miligramos por litro) o ppm (partes por millón) de carbonato de calcio (CaCO_3) clasificándose según el contenido en *suave con alcalinidad inferior a 75 ppm, moderada de 75 a 150, dura entre 150 y 300 y muy dura si supera las 300 ppm*.

Existen distintos tipos de medidas de alcalinidad a saber;

Grado alemán (Deutsche Härte, °dH) Equivale a 17,8 mg/l CaCO_3 .

Grado americano Equivale a 17,2 mg/l CaCO_3 .

Grado francés (°fH) Equivale a 10,0 mg/l CaCO_3 .

Grado inglés (°eH) o grado Clark Equivale a 14,3 mg/l CaCO_3

La **corrosión** es un problema común asociado al agua, que se define como la conversión de un metal en una sal u óxido. Puede ocurrir de manera generalizada en toda una superficie, o localizarse a nivel micro o macroscópico. En cualquier tipo de corrosión, se produce una descomposición gradual del material debido a una reacción electroquímica.

Los principales **factores que influyen en la corrosión** incluyen el pH del agua, su alcalinidad, dureza (debida al calcio), nivel de oxígeno disuelto y sólidos totales disueltos. Factores secundarios como la temperatura, la velocidad del agua en las tuberías y la presencia de dióxido de carbono (CO₂) también tienen un impacto significativo.

Los efectos adversos de la corrosión se pueden clasificar según su impacto en la salud, la estética, los costos económicos y otros efectos. La corrosión de tuberías de metal puede llevar a la pérdida de agua, problemas de enfriamiento o de calefacción en un proceso industrial con la consiguiente pérdida de eficiencia, por ejemplo.

Para determinar si el agua será corrosiva o propensa a incrustaciones en tuberías, redes de distribución, instalaciones industriales y domésticas, es necesario evaluar los equilibrios de CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻, pH, temperatura, concentración de calcio y salinidad total. Estos parámetros ayudan a comprender la química del agua y tomar medidas para prevenir problemas de corrosión.

Para conocer la capacidad de corrosión se utiliza el **Índice de Langelier (IL)**, el cual es definido por la siguiente ecuación

$$IL = pH + TF + HF + AF - 12.5$$

Donde

pH es el valor de pH que tiene el agua

TF es el factor correspondiente a la temperatura

HF es el factor correspondiente a la dureza cálcica

AF es el factor correspondiente a la alcalinidad

12.5 es el factor correspondiente a los Sólidos Totales Disueltos

En la Tabla 3.3 pueden ver los factores a utilizar en la ecuación en función de la temperatura, la dureza y la alcalinidad a un dado pH.

Tabla 3.3

Factores de temperatura, dureza y alcalinidad para aplicar en la ecuación de Langelier

TEMPERATURA		DUREZA		ALCALINIDAD	
°C	TF	Ppm	HF	ppm	AF
0	0,0	5	0,7	5	0,7
4	0,1	25	1,4	25	0,9
8	0,2	50	1,7	50	1,7
12	0,3	75	1,9	75	1,9
16	0,4	100	2,0	100	2,0
20	0,5	150	2,2	150	2,2

24	0,6	200	2,3	200	2,3
28	0,7	250	2,4	250	2,4
32	0,7	300	2,5	300	2,5
36	0,8	400	2,6	400	2,6
40	0,9	500	2,7	500	2,7
50	1,0	1000	3,0	1000	3,0

El índice IL deberá estar entre $-0,5$ y $+0,5$, si su valor es $< -0,5$ el agua es corrosiva, con lo cual deberán usarse procesos para evitar la corrosión, tal como aumentar el pH.

Si el $IL > 0,5$ es un agua de carácter incrustante, que conlleva a la formación de depósitos calcáreos en las tuberías e instalaciones. Para evitar los procesos de incrustación en aguas se puede realizar un tratamiento para modificar su composición química reduciendo el pH

Etapas del tratamiento de agua

El tratamiento de las aguas se divide en tres categorías primario, secundario y terciario, (Tabla 3.4), sumado a las etapas de cloración y fluoración que dependiendo del uso serán aplicadas.

Tabla 3.4

Etapas de tratamiento

Tratamiento Primario	Desbaste o Cribado Grueso Desarenado Desengrasado Sedimentación Primaria
Tratamiento Secundario	Filtración Aireación Desinfección Clarificación
Tratamiento Terciario	Filtración Avanzada (Membranas) Adsorción Oxidación Avanzada Desinfección Avanzada
Desinfección	Cloración
Fluoración	

Estas etapas varían según la planta de tratamiento de agua y la calidad del agua cruda, siendo el tratamiento primario y secundario los más utilizados y el terciario el más específico para la eliminación de contaminantes.

Tratamientos para aguas superficiales

1. TRATAMIENTO PRIMARIO

Para evitar obstrucciones y problemas que puedan afectar el proceso de potabilización se necesita de unidades de pretratamiento. Estas unidades se basan en la remoción física y pueden señalarse:

1. **Desbaste o Cribado:** Consiste en eliminar, utilizando rejillas, elementos grandes arrastrados por el agua que podrían obstruir equipos y conductos, tales como madera, peces, plásticos.
2. **Desarenado:** Elimina grava, arena y partículas finas para evitar su sedimentación en conductos y equipos, mejorando la eficiencia del sistema.
3. **Desengrasado o desaceitado:** Los aceites y grasas pueden eliminarse disminuyendo el caudal y utilizando barreras para retener estas sustancias en la superficie dado que flotan.
4. **Tamizado:** Se filtra el agua a través de mallas. Puede clasificarse en macrotamizado que retiene partículas grandes (hasta 0,3 mm), como insectos y algas, y microtamizado que retiene partículas de hasta 100 micrones.
5. **Sedimentación primaria o simple:** Se utiliza en aguas con valores de turbidez entre 20 y 500 UT, permitiendo la separación de partículas mediante sedimentación en un tiempo determinado, el cual no debe ser mayor a las 3 horas. Es un proceso rentable de diseñar si hay ahorro en el uso de coagulantes. Si las partículas son coloidales no es aplicable.

El cribado y tamizado se utilizan para eliminar materiales transportados por el agua en una toma de agua, ya sea para eliminar elementos extraños o para proteger los equipos posteriores. Estos materiales pueden ser diversos, como tierra, arena, hojas, hierbas, ramas o restos de embalajes.

En ocasiones, se requiere un cribado grueso, también conocido como desbaste, especialmente en el tratamiento de aguas residuales. También se emplea el cribado fino y el tamizado.

Las cribas o tamices gruesos están compuestos por barras metálicas inclinadas separadas a una distancia adecuada. Por ejemplo, valores típicos incluyen barras de 2,5 cm de diámetro y una separación de 10 cm entre ellas.

Por otro lado, las cribas finas tienen barras con menor separación que las cribas gruesas. Se utilizan exclusivamente si hay poco material grueso, y si existe un tanque de almacenamiento, se colocan después de este para un filtrado más preciso.

Figura 3.2*Rejas de cribado*

Los tamices (macrotamices) están compuestos por mallas con aberturas de hasta 0,3 mm. Por otro lado, los microtamices, con aberturas típicas del orden de micrómetros, se utilizan antes de los filtros de arena para prolongar el ciclo de filtración.

En cuanto al almacenamiento de agua, se recurre a depósitos especialmente cuando se extrae agua de un río, ya sea para épocas de bajo caudal o para prever posibles contaminaciones del río. Estos depósitos son útiles porque en caso de descenso del caudal, permiten enviar un caudal mínimo a la planta, asegurando que las bombas de impulsión funcionen correctamente. Además, parte de los materiales suspendidos comienzan a decantar en estos depósitos, lo cual se traduce en ahorro en el tratamiento en de coagulación debido a la sedimentación en este depósito.

Es recomendable que los depósitos tengan un volumen similar al del agua que se trata en la planta en una semana. Este período cumple con dos objetivos: permite la exposición de patógenos a la luz solar, lo cual colabora con su destrucción, y es un tiempo prudencial para evitar el crecimiento de algas, por ejemplo.

El proceso de almacenamiento está asociado a la aireación. La aireación es utilizada para mejorar la calidad del agua, principalmente para:

- Eliminar el sulfuro de hidrógeno (H_2S) que causa un sabor y olor no deseado.
- Eliminar el dióxido de carbono (CO_2) que puede provocar corrosión.
- Aumentar el oxígeno disuelto en el agua, lo que ayuda a precipitar el hierro (Fe) y el manganeso (Mn) que pueden causar manchas si están en solución.
- Eliminar compuestos orgánicos volátiles (COVs) que provienen de la descomposición de algas y que generan olores y sabores indeseados.

Existen diferentes métodos para realizar la aireación:

- Se puede pulverizar el agua en aire, permitiendo que se mezclen y se logre la absorción de oxígeno.
- El agua puede caer en cascadas a lo largo de escalones o platos, favoreciendo la absorción o desorción de oxígeno en su recorrido.

Asimismo, puede realizarse un pretratamiento químico que se utiliza para eliminar algas o reducir el exceso de color en el agua. Uno de los métodos clásicos de pretratamiento es la cloración, que se emplea especialmente cuando el agua presenta una alta proporción de patógenos y baja turbidez.

Durante el proceso de cloración, se inyecta cloro (Cl_2) en la corriente de agua. Mientras el agua se encuentra en los depósitos, se producen varios efectos beneficiosos:

- La muerte de microorganismos, bacterias y algas.
- La oxidación del hierro (Fe) y manganeso (Mn), lo que facilita su posterior precipitación.
- La reducción de amoníaco y nitritos.
- La oxidación de la materia orgánica.

Además de la cloración, para el pretratamiento del agua, también se pueden utilizar otros agentes químicos como el ozono (O_3) o el permanganato de potasio (KMnO_4).

Las reacciones químicas típicas del proceso de pretratamiento químico son:

- 1- La precipitación de Fe^{2+} y Mn^{2+} como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y MnO_2
- 2 – La degradación de compuestos orgánicos a CO_2
- 3 – Oxidación de S^{2-} a SO_2 , SO_3^{2-} , SO_4^{2-}
- 4- Formación de NO_3^- a partir de NH_3 y NO_2^-

Las desventajas del tratamiento químico con cloro que pueden mencionarse son:

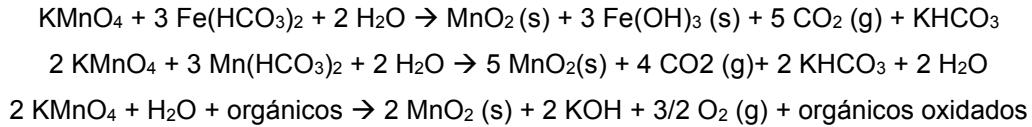
- Costo, debido a la necesidad de una gran cantidad de Cl_2 .
- Posibilidad de generar compuestos halogenados tóxicos, algunos difíciles de eliminar con tratamientos tradicionales y que pueden ser perjudiciales para la salud (por ejemplo, clorofenoles).

En el caso del uso de permanganato de potasio (KMnO_4) se destacan algunas ventajas, tales como:

- Es un oxidante económico en comparación con el cloro.
- Fácil de manejar y no es tóxico, además no confiere olores ni sabores al agua tratada.
- Excelente desinfectante que elimina algas, bacterias y otros microorganismos.
- Elimina olores y sabores originados por compuestos orgánicos, como los fenoles.
- Elimina sulfuros y cianuros presentes en el agua.
- Previene la formación de compuestos organoclorados, que pueden ser dañinos para la salud y el medio ambiente.

Contribuye a la eliminación de hierro (Fe) y manganeso (Mn) precipitándolos como hidróxido y MnO_2 , lo cual beneficia la eliminación de impurezas durante la coagulación posterior.

Las reacciones que se producen son:

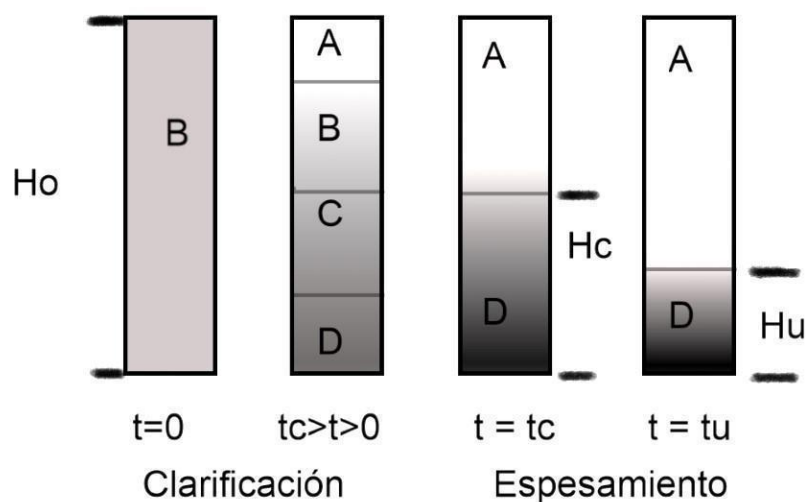


Sedimentación

La sedimentación es un proceso fundamental en el tratamiento primario del agua, que consiste en la separación del material sólido suspendido en una solución diluida. Es un paso esencial en la purificación del agua y puede realizarse mediante una simple decantación. En la figura 3.3 se observa el proceso de decantación. La fase clarificada (A) se produce por encima de la región de transición/sedimentación (B-C) a medida que las partículas van precipitando en un tiempo menor al tiempo de crítico (t_c) donde la interfase de transición/sedimentación desaparece teniendo una altura H_c . En la zona de compresión (D), las partículas entran en contacto físico, debido a las fuerzas de interacción física entre ellas originando el aglutinamiento de partículas en la capa D.

Figura 3.3

Zona de clarificación (A); zona de sedimentación (B-C); zonas de compresión (D)



Algunas características importantes de la sedimentación son:

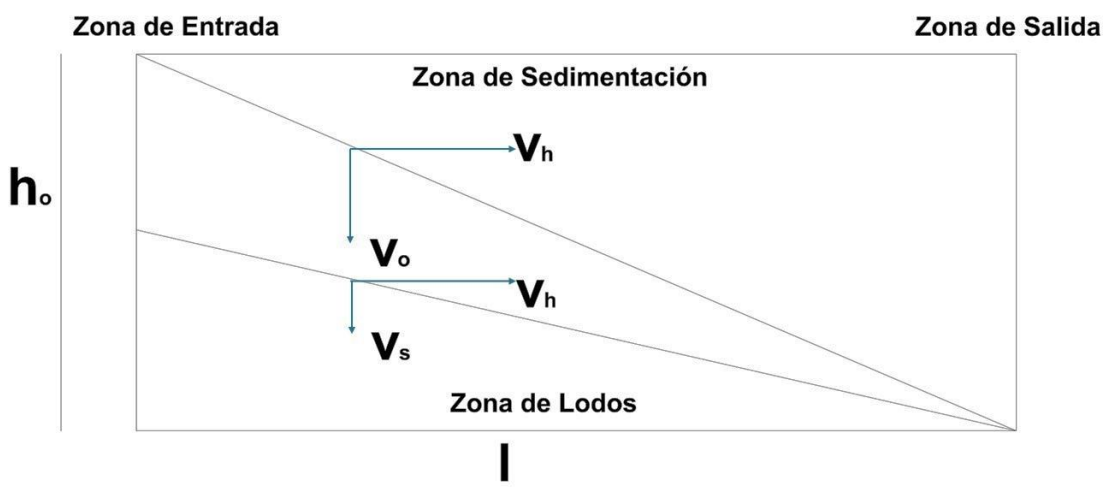
- **Primer Proceso para Aguas Superficiales:** La sedimentación suele ser el primer paso en el tratamiento de aguas superficiales, donde se permite que las partículas orgánicas y la arena sedimenten durante un tiempo determinado.
- **Sedimentación Individual:** Este proceso considera que las partículas sedimentan por sí mismas sin la necesidad de coagulación o floculación entre ellas.
- **Diseño de Equipos:** Para diseñar los equipos de sedimentación de manera efectiva, es crucial conocer la velocidad de sedimentación de las partículas presentes en el agua. Esto ayuda a determinar el tamaño y la capacidad de los equipos necesarios para lograr una sedimentación eficiente.

Una vez que se conoce la velocidad de sedimentación de las partículas en el agua, es posible realizar los cálculos necesarios para diseñar decantadores de manera efectiva. Algunas suposiciones básicas que se consideran durante este proceso son las siguientes:

- Se asume un caudal Q uniforme de entrada y salida del equipo, lo que implica que la cantidad de agua que entra es igual a la cantidad que sale durante el proceso de sedimentación.
- Se supone una distribución uniforme de partículas en toda la suspensión, lo que significa que las partículas sólidas se encuentran homogéneamente distribuidas en el agua antes de ingresar al decantador.
- Se considera que las partículas que sedimentan en la zona inferior del decantador no vuelven a la suspensión. Esto es importante para asegurar una sedimentación efectiva y evitar la re-entrada de partículas sedimentadas en el agua tratada.

Figura 3.4

Esquema de sedimentador



Si se considera una partícula discreta que tiene una velocidad V_o cuando ingresa al sedimentador, esta cae una profundidad h_o en el tiempo t_o

$$v_o = \frac{h_o}{t_o}$$

Como

$$t_o = \frac{\text{Volumen } (V)}{\text{Caudal } (Q)}$$

Entonces

$$v_o = \frac{h_o \times Q}{V}$$

Siendo $V = A \times h_o$ (área superficial x altura)

Por lo tanto

$$v_o = \frac{Q}{A}$$

Esta relación Q/A se llama **tasa de desbordamiento superficial**, que demuestra que la remoción de partículas discretas no depende de la profundidad. Sin embargo, para las partículas más pequeñas la altura del sedimentador es importante porque hay más posibilidades de aglomeración o espesamiento y la sedimentación.

El tanque está diseñado para remover partículas con una velocidad de sedimentación mayor a V_o . Las partículas con velocidad V_s serán removidas si ingresan al sedimentador a una distancia desde el fondo no mayor a h donde

$$h = v_s \times t_o$$

Las partículas que sedimentan a $V < V_s$ serán separadas. Para un decantador rectangular de longitud l , altura H y ancho W , el tiempo de retención (t) es:

$$t = \frac{\text{Volumen}}{Q} = \frac{WHl}{Q}$$

Si la suspensión entra y viaja a lo largo del decantador a velocidad V :

$$Q = V H W \quad \text{y} \quad t = \frac{l}{V}$$

El proceso de sedimentación depende de varios factores, entre ellos;

- **Temperatura del agua**, dado que modifica la densidad y, por lo tanto, la velocidad de sedimentación.
- **Flujo turbulento o laminar (Número de Re).**
- **De la homogeneidad del flujo de entrada**, ya que pueden originarse canales preferenciales de circulación.

Los **tanques de sedimentación** desempeñan dos funciones importantes:

1. **Eliminación de sólidos sedimentables:** Estos tanques se utilizan para separar partículas sólidas del agua o efluente. El proceso de sedimentación permite que las partículas más pesadas se depositen en el fondo del tanque, mientras que el agua más clara se recoge en la parte superior. Esto ayuda a producir un efluente más limpio y aceptable.

2. **Concentración de sólidos eliminados:** Después de la sedimentación, los sólidos sedimentables se concentran en el fondo del tanque. Esto es útil porque permite reducir el volumen total de lodo o sólidos antes de su posterior tratamiento o disposición. La concentración de sólidos en un volumen más pequeño facilita su manejo y disposición.

En el diseño de un tanque de sedimentación, es importante considerar ambas funciones y dimensionar el tanque en función de la que sea limitante. Además, la función de **espesamiento de lodo** es crucial cuando se trata con concentraciones relativamente altas de sólidos homogéneos. Esto asegura que los sólidos se concentren adecuadamente para su posterior manejo.

Los tanques de sedimentación se clasifican:

- **Basado en métodos de operación**

a. Tanque de tipo llenado y vaciado

Aquí el agua del ingreso se almacena durante algún tiempo para que las partículas suspendidas se depositen en el fondo. Después el agua se descarga a través de la salida. Y las partículas depositadas son removidas.

b. Tanque de tipo flujo continuo

Existe un flujo con una velocidad muy baja para permitir que las partículas suspendidas se asientan. El flujo puede ser tanto en dirección horizontal como vertical.

- **Basado en forma**

a. Tanque circular

b. Tanque rectangular

c. Tanque con fondo en forma de tolva

El tanque horizontal es compacto. El lodo se desplaza hacia el sumidero mediante un rascador y su extracción del sumidero es debido a la carga hidrostática. Por otro lado, los tanques circulares ofrecen la ventaja de contar con una longitud de vertedero más extensa y mecanismos de raspado más simples. Los tanques con fondo en forma de tolva y flujo horizontal son comunes en plantas de tratamiento de aguas residuales pequeñas.

Los tanques circulares cuentan con raspadores de lodo más confiables y presentan longitudes de vertedero de efluente más extensas.

- Basado en ubicación

a. Tanque primario

El tanque de sedimentación primario es un tanque de sedimentación normal en el cual el agua se almacena en reposo durante algún tiempo y el lodo recolectado en el fondo y la materia aceitosa recolectada en la parte superior son removidos. Después las aguas residuales se descargan en un filtro aeróbico donde tiene lugar el proceso de lodos activados.

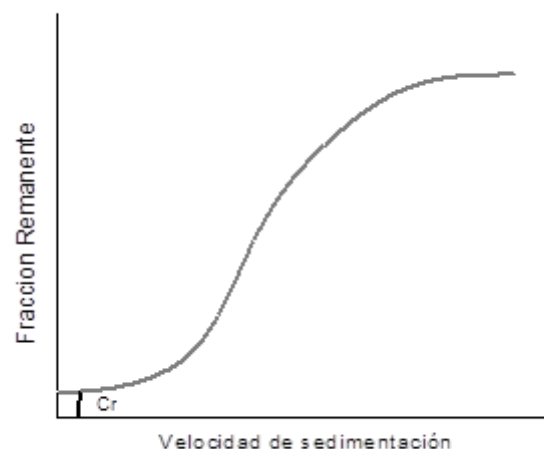
b. Tanque secundario

Después del proceso de lodos activados, las aguas residuales ingresan al tanque de sedimentación secundario en el que se eliminan las partículas suspendidas que contienen microbios.

Como siempre se tiene distribución de tamaños de partícula, la cual hay que analizar, calculando la velocidad de sedimentación de las distintas fracciones, y construir un gráfico acumulativo de la proporción de partículas con velocidad de sedimentación menor que el valor establecido en función de la velocidad de sedimentación, como se ve en la figura 3.5.

Figura 3.5

Distribución de tamaño de partículas



Como se observa, la curva no pasa por el origen. Esto implica que siempre se tendrá una fracción de partículas que no serán removidas por el sedimentador aun cuando se apliquen velocidades muy bajas de sedimentación.

En la práctica, por lo tanto, es necesario contar con una unidad posterior al sedimentador que sea capaz de remover estas partículas. En una planta de tratamiento de agua esta unidad es el sistema de filtración.

Coagulación y floculación

Luego del cribado y tamizado, el agua contiene impurezas en suspensión y en solución, que le confieren turbidez.

La **turbidez** en el agua se refiere a la medida de la claridad del agua, o la falta de ella. Es causada por la presencia de partículas suspendidas, como sedimentos, microorganismos, algas, minerales o contaminantes, que dispersan y bloquean la luz. Cuanto mayor es la turbidez, más opaca o turbia parece el agua. La turbidez es un indicador de la calidad del agua. Un alto nivel puede indicar contaminación o la presencia de organismos que podrían afectar la salud humana. A mayor turbiedad, mayor particulado en suspensión en el agua, lo que aumenta la posibilidad de bacterias, virus y protozoos patógenos en las partículas en suspensión, y la disminución de la eficacia de los desinfectantes.

Se define como la medida de la cantidad de partículas en suspensión en un líquido, que afectan su claridad. Se expresa en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU, en inglés), que indican el grado de dispersión de la luz causada por estas partículas. La turbidez del agua para consumo humano no debe superar en ningún caso las 5 NTU, y estará idealmente por debajo de 1 NTU.

El estudio de la turbidez se realiza utilizando un turbidímetro, que mide cómo la luz se dispersa a través del agua debido a las partículas suspendidas. El proceso incluye:

1. Toma de muestra: Se recoge una muestra de agua en un recipiente limpio.
2. Medición: Se introduce la muestra en el turbidímetro, que emite un haz de luz a través del agua.
3. Resultado: El dispositivo mide la cantidad de luz que se dispersa a un ángulo determinado por las partículas en el agua y calcula la turbidez.

Parte de estas impurezas, que tienen un tamaño entre 10^{-8} a 10^{-2} cm, y son por ejemplo coloides de materiales arcillosos, coloides orgánicos y microorganismos deben ser aglomerados por floculación con el uso o no de coagulantes dado que su pequeño tamaño lleva a velocidad de sedimentación muy baja y el tiempo necesario para sedimentar esas partículas sería largo y antieconómico.

Suspensiones coloidales

Se denominan suspensiones coloidales (o coloides) a los sistemas fisicoquímicos estables formados por dos fases: una continua, normalmente fluida, y otra dispersa (en menor proporción)

en forma de partículas, por lo general sólidas, aunque pueden ser líquidas. El aerosol es un ejemplo de una suspensión coloidal, de líquido disuelto en un fluido en este caso, gas.

En el agua la mayoría de las partículas coloidales o micelas están estabilizadas por cargas electrostáticas superficiales, causando repulsión entre las partículas. En el agua existen diferentes coloides como Fe(III), Mn(III y IV) , fitoplancton, humus coloidal, minerales (SiO_2 , silicatos), sulfatos, microorganismos entre otros.

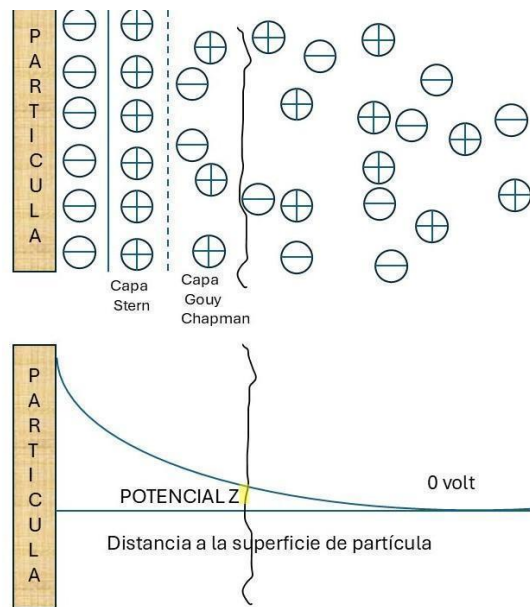
Al estar cargadas superficialmente, su aglomeración para originar un mayor tamaño y sedimento es imposible, razón por la cual es necesario agregar electrolitos para neutralizar las cargas superficiales.

La teoría de la estabilidad de los coloides se conoce como la teoría de la doble capa eléctrica (TDCE) debido a como se modela la superficie intermedia entre la partícula coloidal y el seno del líquido. La TDCE parte de la base de que las partículas entran en contacto con una solución acuosa, desarrollan una carga eléctrica debido a sus características iónicas (Capa de Nerst). Cada una de estas partículas es rodeada por una capa de iones de carga opuesta pero equivalente a la de la partícula (capa de Stern). Este conjunto se encuentra envuelto por una capa difusa de iones de diferentes polaridades (capa de Difusa de Gouy Chapman). El potencial eléctrico en la capa difusa disminuye exponencialmente con el aumento de la distancia desde la superficie de la partícula, hasta alcanzar el valor de cero. La partícula cargada se mueve en el medio acuoso, originando una fuerza de repulsión, con lo cual no hay colisiones con otras partículas y, por tanto, confiere estabilidad a la suspensión.

El Potencial Zeta

La partícula coloidal cargada tiene un cierto potencial eléctrico con respecto a la solución neutra en la que se halla, este potencial decrece hasta una distancia suficiente para que los efectos de la carga son inapreciables.

El valor de la diferencia de potencial entre el límite de solución rígidamente unida a la partícula y la masa del líquido se denomina potencial Zeta, tal como se ve en la figura 3.6

Figura 3.6*Representación del Potencial Z*

El potencial Z mide la estabilidad de las micelas.

Agregando un coagulante se reduce o elimina ese potencial, y esto favorece la aglomeración. La coagulación, por lo tanto, produce la desestabilización de la doble capa eléctrica.

Coagulación

Los agentes más usados para anular el potencial Z son sales de iones polivalentes, como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3 , FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$.

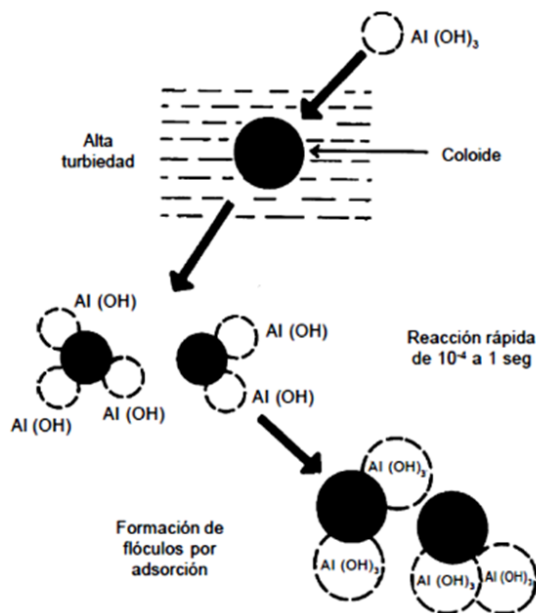
Los principales mecanismos que intervienen son:

- Neutralización de cargas superficiales por las cargas de iones del coagulante y precipitación, formándose micelas coaguladas o microfloculos.
- Adsorción sobre un precipitado formado por el coagulante, por ejemplo, $\text{Al}(\text{OH})_3$ o $\text{Fe}(\text{OH})_3$, que arrastra las partículas coloidales durante su precipitación y forma partículas de mayor tamaño.

El fenómeno puede verse en la Figura 3.7

Figura 3.7

Esquema del proceso de coagulación con Al



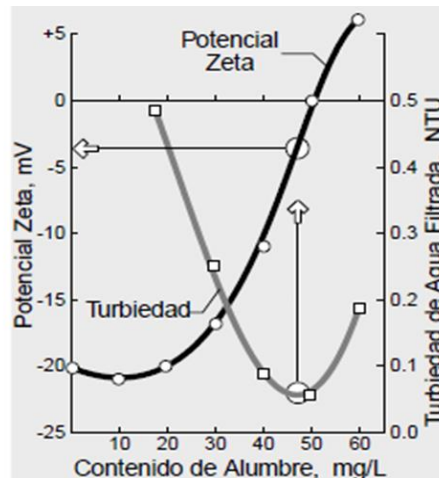
La Coagulación del Agua y Desagüe

El potencial Z es una manera adecuada de optimizar la dosificación de coagulante en el agua y en tratamientos de desagüe por coagulación. Los sólidos suspendidos más difíciles de remover son los coloides. Por su diminuto tamaño, escapan fácilmente tanto a la sedimentación como a la filtración.

El método para remover el coloide es mediante la disminución del potencial zeta con coagulantes tales como el alumbre, cloruro férrico y/o polímeros catiónicos. Una vez reducida o eliminada la carga no existirán fuerzas repulsivas y la ligera agitación del estanque de floculación causará numerosos choques entre los coloides. Esto resulta primero en la formación de sistemas microfloculados los cuales crecen hasta llegar a ser sistemas floculados visibles que se acomodan rápidamente y pueden ser filtrados fácilmente. Como se aprecia (fig. 3.8) el fenómeno de la reducción del potencial Z se asocia a la mínima turbidez, dado que por encima los coágulos se cargan y aparecen fuerzas repulsivas.

Figura 3.8

Relación Potencial Z vs Turbiedad y contenido de Al (Restrepo Osorno, 2009)

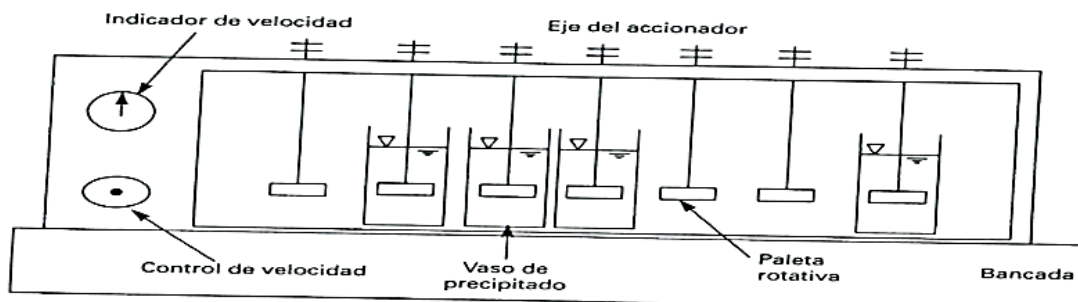


El coagulante se debe agregar en un tanque que permita una mezcla rápida, en un tiempo corto, 40 a 60 segundos. La cantidad de coagulante se puede determinar mediante un ensayo sencillo, llamado **JAR TEST o PRUEBA DE JARRAS** (Figura 3. 9).

Se colocan varias muestras de agua en recipientes iguales, se les agrega diferente cantidad de coagulante, se agita y se deja sedimentar, eligiéndose la cantidad que da mejores condiciones de sedimentación.

Figura 3.9

Esquema de Jar Test



Pueden agregarse coadyuvantes $\text{Ca}(\text{OH})_2$, H_2SO_4 ayuda a disminuir el pH por debajo de 3, en una proporción de 3 a 14 % de coadyudante cada un 26 a 45 % de sulfato de aluminio.

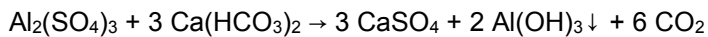
Características químicas de las sustancias coagulantes

El coagulante óptimo será el que facilite una carga para la desestabilización de los coloides y después forme el coágulo o flóculo primario sobre el cual pudieran adsorberse las partículas. En aguas muy claras es necesario un flóculo voluminoso y de rápida velocidad de formación (prevalece el mecanismo de adsorción), mientras que en aguas residuales se hace falta una elevada densidad de carga para la desestabilización.

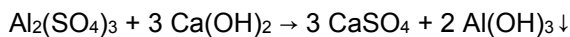
Sulfato de aluminio

Puede estar en forma sólida o líquida. La sólida se presenta en gránulos de diverso tamaño y polvo. Su fórmula teórica es $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$. (PM 666.5 g/mol) . Las principales reacciones del sulfato de aluminio con la alcalinidad.

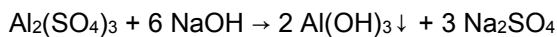
1) Sulfato de aluminio + alcalinidad:



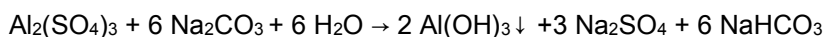
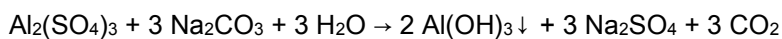
2) Sulfato de aluminio + cal:



3) Sulfato de aluminio + soda cáustica:



4) Sulfato de aluminio + carbonato sódico:



Cloruro férrico

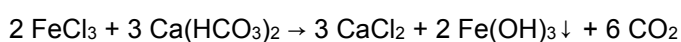
Se presenta en forma sólida o líquida; esta última es la más utilizada en el tratamiento del agua.

Se funde fácilmente en su agua de cristalización a 34 °C, por lo que es necesario protegerla del calor.

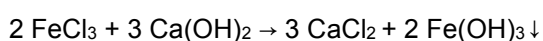
La forma líquida comercial tiene un promedio de 40% de FeCl_3 . Se reduce fácilmente a FeCl_2 .

Se detallan las reacciones del cloruro férrico en el agua:

Con la alcalinidad



2) Con la cal



Sulfato ferroso

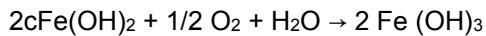
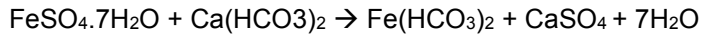
Es un polvo de color verde muy soluble ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, PM 278 g/mol).

Por su naturaleza ácida, el pH de una solución al 10% es de 2,8 aproximadamente.

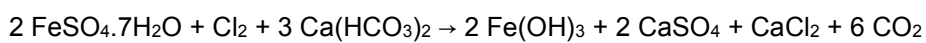
Por esta razón, se almacena y prepara en material plástico.

Reacciones del sulfato ferroso.

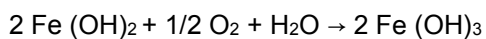
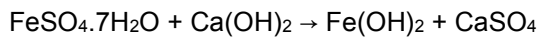
1) Con la alcalinidad del agua



2) Reacción con el cloro



3) Reacción con la cal



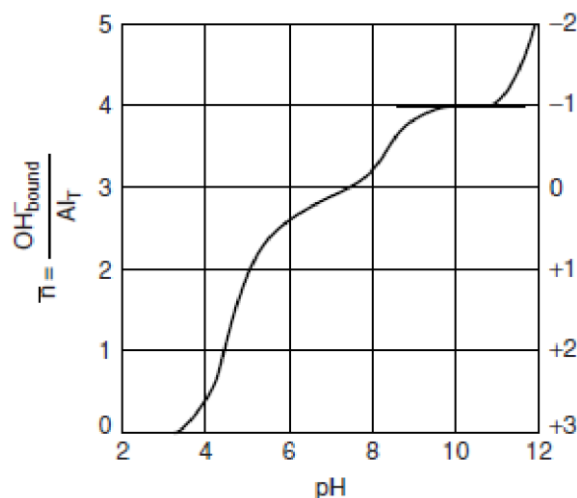
De acuerdo con Stumm y Morgan (1962) asumiendo que el ion Al^{3+} es el ion sin interacción y que pueden existir en función del pH especies compleja como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ y complejos polinucleares del tipo $\text{Al}_n(\text{OH})_x$ $^{3n-x}$ estos autores determinaron que la carga media alrededor de un coágulo es función de la concentración de Al y el pH por medio de la ecuación,

$$\text{Carga Media} = 3 - \bar{n}$$

donde $\bar{n}$ es el número de coordinación de Al, lo que significa que si hay 3 OH^- alrededor de un Al^{3+} , la carga media $\bar{n}$ es cero, es decir el punto isoelectrico. Estos autores determinaron experimentalmente una curva pH vs $\bar{n}$, donde puede estimarse la especie en solución, como se observa en la figura 3.10.

Figura 3.10

Valores del número de coordinación promedio n , para diferentes valores de pH (Stumm, 1962)



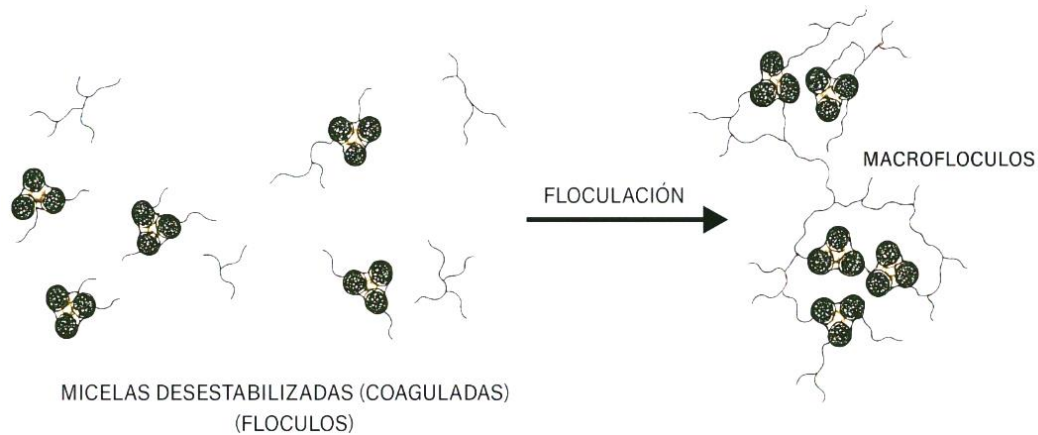
Es decir, que para un pH entre 10 y 10.5, el n es 4 con lo cual la especie será un aluminato del tipo $Al(OH)_4^-$.

Floculación

La floculación es la aglomeración de partículas desestabilizadas en microfloculos y después en los flóculos más grandes que tienden a depositarse en el fondo de los recipientes construidos para este fin, denominados decantadores.

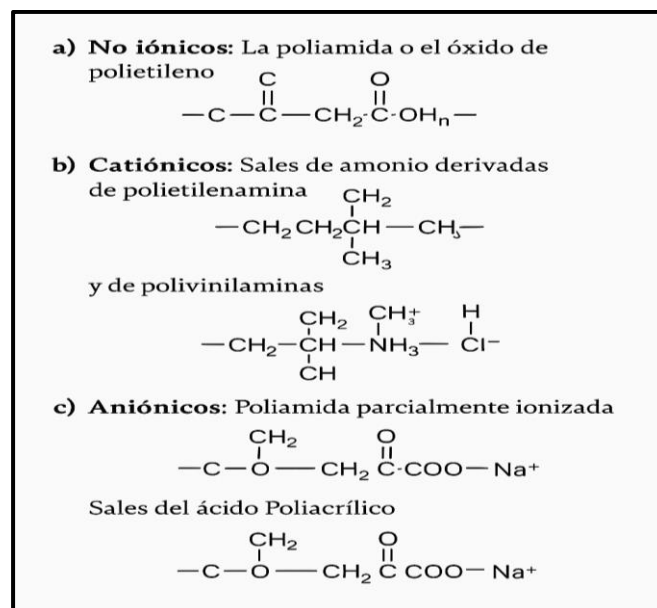
El proceso de floculación es precedido por el de coagulación, por eso suele hablarse de procesos de coagulación - floculación.

La floculación consiste en la aglomeración de las partículas que se desestabilizaron durante la coagulación, formando otras de mayor tamaño y peso específico, llamadas flóculos. La finalidad de este proceso es la unión de microfloculos y compactar el flóculo. En ambos casos, el floculante forma "puentes", obteniéndose macroflóculos (Figura 3.11). Para esta etapa se necesita agitación lenta, entre 20 y 60 minutos, para evitar la ruptura de flóculos ya formados.

Figura 3.11*Formación de flóculos*

La floculación puede ocurrir con los coagulantes metálicos o bien pueden utilizarse como agentes floculantes polielectrolitos orgánicos sintéticos, con cargas eléctricas y/o grupos ionizables, que hacen “puente” entre partículas, dando partículas de mayor tamaño.

Los polielectrolitos pueden ser no iónicos, catiónicos o aniónicos, tal como se muestra en la imagen 3.1. Entre los polielectrolitos naturales pueden mencionarse quitosano, alginatos,

Imagen 3.1*Clasificación de Polielectrolitos*

Los polielectrolitos catiónicos neutralizan la carga del coloide, actuando como los coagulantes. Muchos polielectrolitos catiónicos están basados en polietilenimina, una poliamina

altamente ramificada producida por la polimerización catalizada por ácido de etilamina, que es la unidad monomérica de este tipo de compuestos. Usualmente, estos derivados tienen un peso molecular menor que los derivados de poli(acrilamida), y el polímero de este tipo está compuesto por segmentos que tienen dos carbonos por cada átomo de nitrógeno distribuidos al azar en una proporción que incluye un nitrógeno primario y unos terciario por cada dos nitrógenos secundarios. Esta distribución le otorga a la molécula una forma elíptica o esférica como consecuencia de los segmentos ramificados. Los nitrógenos de los grupos amino son los que reaccionan con las moléculas de agua para formar nitrógenos cargados positivamente.

Por su parte, los floculantes aniónicos y no iónicos se adsorben sobre el coloide, a través de grupos del polímero, modifican la superficie del coloide y su potencial Z.

La densidad de carga o el grado de hidrólisis de los polielectrolitos influye significativamente en su conformación en solución. A medida que aumenta la densidad de carga, también lo hace la repulsión electrostática entre los grupos cargados. Cuando esta densidad es baja, las moléculas de polielectrolito adoptan una forma compacta y enrollada, con una configuración casi esférica. En densidades de carga medias (alrededor del 10 al 20% de hidrólisis), las moléculas se presentan como bobinas flexibles, menos enrolladas. En cambio, cuando la densidad de carga es alta, las cadenas se encuentran totalmente extendidas debido a la fuerte repulsión entre sus unidades cargadas. Por lo tanto, en un polímero con peso molecular fijo, un aumento en la densidad de carga conlleva un incremento en la viscosidad de la solución. Asimismo, a igual densidad de carga, una cadena de mayor longitud también produce una viscosidad más elevada. Si se incrementa la fuerza iónica del medio, la viscosidad disminuye, ya que los iones presentes reducen el alcance de las interacciones electrostáticas entre los grupos cargados, atenuando su repulsión. Tanto la densidad de carga como el peso molecular de los polielectrolitos son factores clave en su capacidad para desestabilizar suspensiones y promover la formación de flóculos.

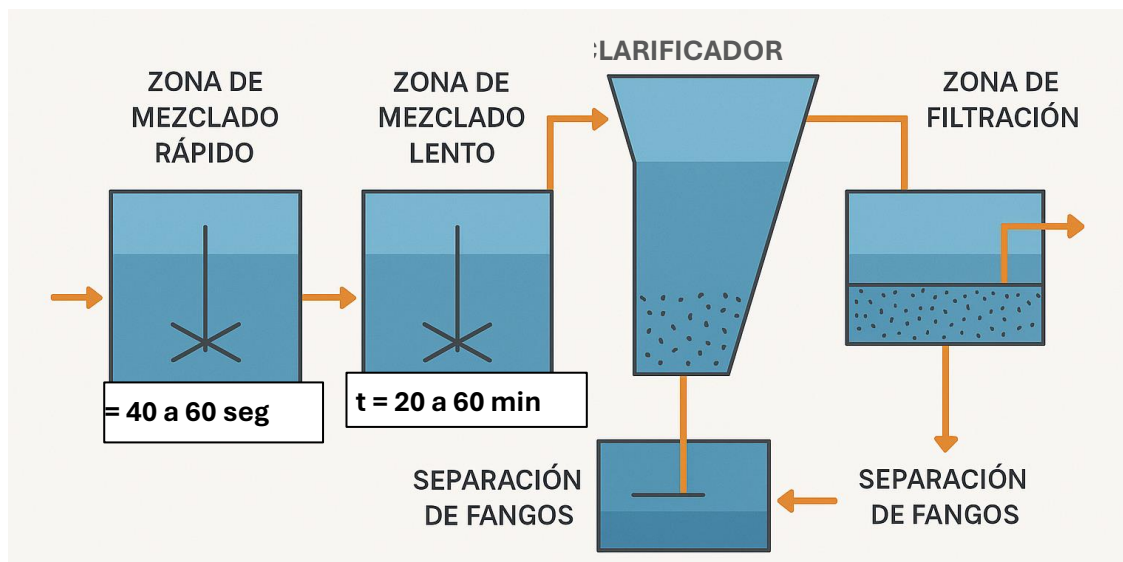
Como se mencionó existen **polielectrolitos naturales** como el quitosano. El quitosano es un polímero catiónico derivado de la quitina, es el segundo polisacárido natural más abundante de la naturaleza después de la celulosa. Se trata de la sustancia principal del exoesqueleto de los crustáceos como los cangrejos, langostas y camarones. El quitosano es un copolímero de glucosamina y acetilglucosamina, y cuenta con una estructura rígida y lineal. Es insoluble en agua y en solventes orgánicos, y totalmente soluble en ácidos orgánicos diluïdos como el acético, fórmico y ácidos inorgánicos, excepto el sulfúrico. Su capacidad como agente coagulante es consecuencia de las interacciones electrostáticas que se generan entre los grupos amino libres totalmente protonados a lo largo de las cadenas y los contaminantes cargados negativamente, y además cuenta con un alto peso molecular y una elevada densidad de carga. Se obtiene por acetilación parcial en condiciones alcalinas o por hidrólisis, ya sea en ácido acético o enzimática. El quitosano puede sustituir al sulfato de aluminio y de esta manera reducir los impactos que los coagulantes sintéticos generan sobre la biota acuática.

En el proceso de floculación el volumen puede llegar a ser 50 veces mayor que el volumen para la coagulación. En la Figura 3.12 se muestra el proceso de coagulación, floculación y la

clarificación donde los fangos son sedimentados y separados. Finalmente, el proceso se somete a una filtración.

Figura 3.12

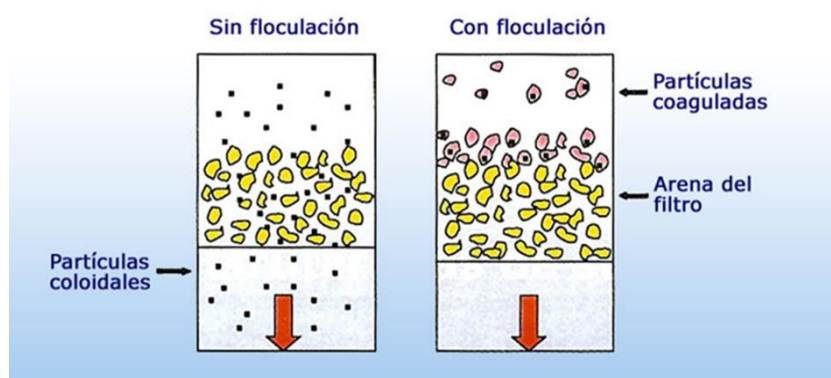
Proceso de coagulación – floculación



De no existir un proceso de floculación donde se separan las partículas, el filtrado posterior no sería capaz de retener micropartículas, tal como se representa en la Figura 3.13.

Figura 3.13

Representación del proceso de filtración con y sin floculación previa



Filtración

Durante la coagulación y floculación, se elimina aproximadamente el 90% de la turbidez y el color del agua. Sin embargo, los flóculos restantes deben ser removidos mediante filtración.

El medio filtrante más común es la arena, aunque también pueden utilizarse materiales como grava, carbón, vidrio molido, filtros de tela, plásticos, resinas de intercambio iónico o tierras de diatomeas, dependiendo del caso.

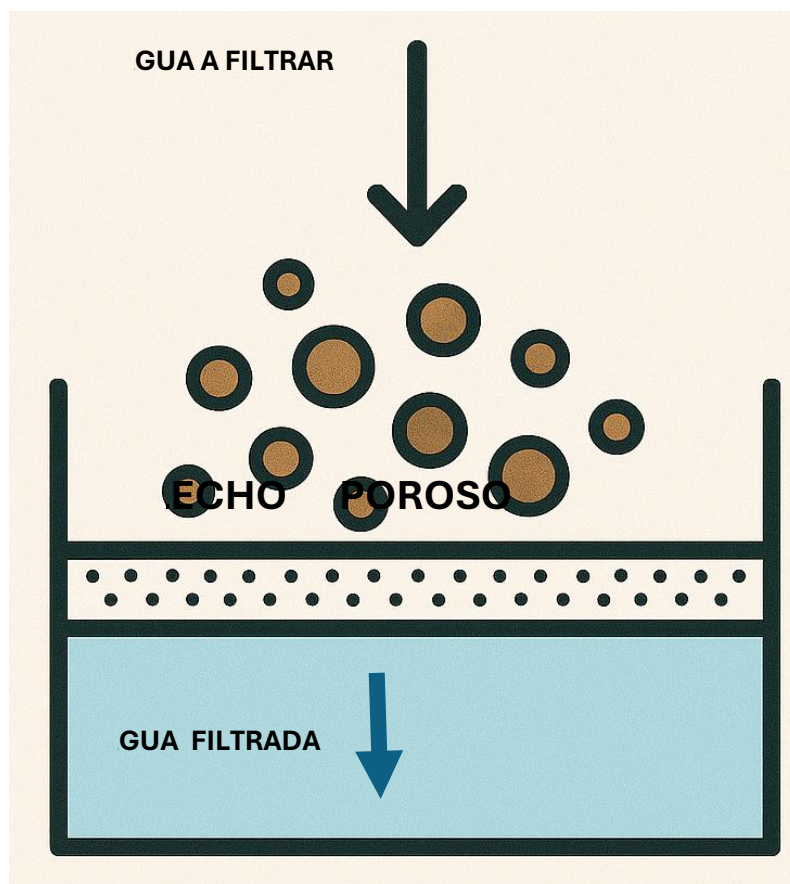
Este proceso consiste en la separación mecánica de una suspensión a través de un medio poroso, permitiendo la retención de partículas no deseadas. El líquido atraviesa el lecho y las partículas quedan retenidas en el filtro.

La filtración en superficie emplea un medio filtrante poroso delgado, que actúa como un tamiz (Ver Figura 3.13 y Figura 3.14). Con partículas de diferente tamaño, se colocan las partículas más grandes arriba y las más pequeñas abajo. También se usan lechos en capas, formados por diferentes materiales.

Los contaminantes tapan los intersticios entre partículas y la porosidad del lecho disminuye y el sistema debe ser limpiado. La limpieza se efectúa con agua o aire en sentido inverso al flujo del agua tratada. Al enviar el fluido de lavado desde abajo, el lecho se expande en forma de lecho fluidizado, así el material de desecho se desprende y viaja hacia la salida con el fluido de lavado. Si se usa aire o mezcla de agua-aire para lavar disminuye el consumo de agua de lavado.

Figura 3.14

Esquema de Filtración



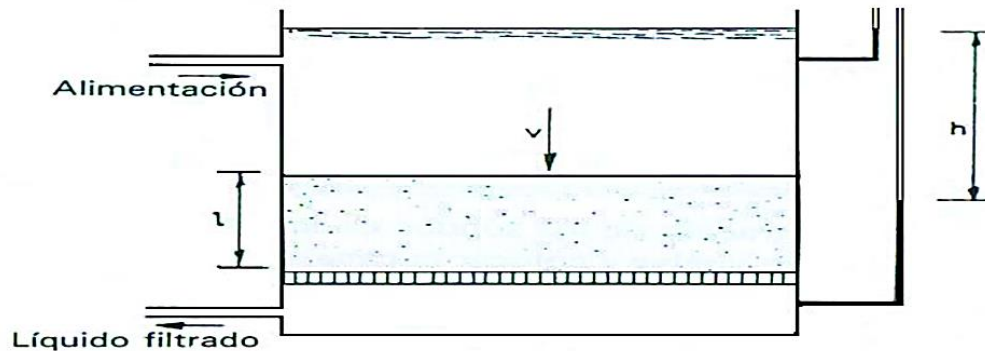
Se pueden usar lechos dobles, con partículas más grandes arriba, así el material suspendido más grande es retenido en esa porción y abajo se retienen partículas más finas.

Pueden estar formados por antracita, material menos denso que arena, con tamaño de partículas de 1mm, y la parte inferior del lecho con arena de tamaño de partícula menor.

Se tendrá menor pérdida de carga.

Figura 3.15

Esquema de un lecho filtrante



Existen filtros a presión que se encuentran en recipientes cerrados. Las características del filtro y de operación son similares a los anteriores, excepto por la mayor fuerza impulsora (presión) que se ejerce sobre el fluido.

Tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales, tanto domésticas como industriales, tienen alta proporción de orgánicos, de modo que los principales procesos de tratamiento están dirigidos a su eliminación.

El esquema de tratamiento incluye, además del pretratamiento y el tratamiento primario usados en tratamiento de aguas, un tratamiento secundario biológico, y tratamientos especiales que dependen del origen del efluente. En varias de las etapas de tratamiento se originan lodos, que deben ser tratados convenientemente

Tratamiento de lodos

En los tanques de sedimentación, se producen altas concentraciones de lodos con alto contenido de agua.

La deshidratación de lodos y eliminación final puede representar una parte importante del costo del tratamiento. Se efectúa un acondicionamiento preliminar para eliminar la mayor cantidad de agua posible y facilitar la deshidratación. Los métodos incluyen coagulación, espesamiento, elutriación, calentamiento, aunque este último es poco usado por el costo.

La deshidratación, tanto por secado o por filtración, ayuda en el posterior uso del lodo;

- para compost,
- para envío a vertedero, peso seco menor costo,

- como energía, dado que al contener materia orgánica con un dado poder calorífico pueden ser incinerados.

Deshidratación y secado de lodos

Secado en lechos

Los lechos de secado son estructuras rectangulares poco profundas con fondos porosos. La eliminación del agua se produce por dos mecanismos principales:

- **Drenaje**
- **Evaporación superficial**, influenciada por las condiciones climáticas. Este método se utiliza con poca frecuencia debido a la gran cantidad de terreno que requiere.

Secado térmico

El secado térmico se aplica principalmente cuando se desea obtener un lodo con menos del 10% de humedad, ya sea para su uso como fertilizante o como materia prima en procesos industriales. El proceso consiste en calentar los lodos a temperaturas superiores a 150 °C, y puede realizarse de dos formas:

- Por **contacto directo** con gases calientes.
- Mediante **transmisión de calor** a través de superficies calientes.

El método más común es el contacto directo, que se emplea en:

- **Hornos de secado instantáneo**, donde los gases calientes arrastran los lodos a lo largo de un tubo.
- **Hornos rotatorios**, formados por un cilindro largo ligeramente inclinado. El lodo se introduce por el extremo superior, mientras que el aire caliente circula en sentido contrario (contracorriente).

Deshidratación por filtración

La deshidratación mecánica mediante filtración representa una alternativa eficiente al secado natural, ya que:

- No se ve afectada por las condiciones climáticas.
- Requiere un espacio físico considerablemente reducido.

Este proceso se basa en la **filtración superficial**, la cual puede llevarse a cabo mediante **filtros de presión** o **filtros de vacío**, dependiendo de la configuración del sistema.

Uno de los equipos más comúnmente empleados es el **filtro de marcos y placas**, que opera bajo presión. En este sistema, el lodo es bombeado hacia el interior de una serie de marcos recubiertos con un medio filtrante.

Durante el proceso, el líquido (filtrado) atraviesa el medio filtrante y es recolectado a través de los espacios entre dicho medio y las placas, mientras que los sólidos quedan retenidos en los marcos, formando una torta de filtración.

Cabe destacar que se trata de un **proceso discontinuo**, ya que es necesario interrumpir el ciclo operativo y desarmar el filtro una vez que los compartimentos se encuentran llenos, con el fin de retirar los sólidos acumulados antes de iniciar un nuevo ciclo.

Procesos de Desinfección en Sistemas de Tratamiento de Agua

Los procesos de desinfección comprenden una variedad de tratamientos físicos, químicos y tecnológicos, aplicados individualmente o en combinación, con el propósito de eliminar o inactivar agentes patógenos presentes en el agua. Entre las principales estrategias de desinfección se incluyen:

- a) Tratamientos físicos: tales como el almacenamiento prolongado, la aplicación de calor u otros métodos basados en principios físicos.
- b) Radiación ultravioleta (UV): eficaz para la inactivación de microorganismos, sin generar subproductos químicos.
- c) Fotocatálisis heterogénea UV/TiO₂: técnica avanzada que combina radiación UV con dióxido de titanio como catalizador para generar especies reactivas capaces de destruir contaminantes microbiológicos y químicos.
- d) Uso de iones metálicos: como el cobre y la plata, conocidos por su capacidad antimicrobiana.
- e) Aplicación de álcalis o ácidos: para modificar el pH y alterar la viabilidad microbiana.
- f) Empleo de tensioactivos químicos: como los compuestos de amonio cuaternario, que afectan la membrana celular de los patógenos.
- g) Agentes oxidantes: entre los más comunes se encuentran el cloro, el ozono, y el permanganato de potasio, los cuales oxidan estructuras celulares esenciales para la supervivencia microbiana.

Criterios para la Selección del Desinfectante

La elección del desinfectante más adecuado debe considerar tanto las características específicas del sistema de tratamiento y distribución, como los objetivos sanitarios y operativos del proceso. La selección debe orientarse hacia el cumplimiento de los siguientes principios fundamentales:

1. **Garantizar un suministro de agua libre de microorganismos patógenos.**
2. **Minimizar o evitar la formación de subproductos derivados del proceso de desinfección.**
3. **Mantener la estabilidad microbiológica en la red de distribución, evitando la proliferación bacteriana.**

Este proceso de selección implica una evaluación detallada de dos tipos de desinfectantes:

- **Desinfectante primario:** utilizado para la desinfección inicial del agua.

- **Desinfectante secundario:** empleado para mantener una concentración residual eficaz a lo largo del sistema de distribución.

Factores Para Considerar en la Evaluación de Desinfectantes

La idoneidad de un desinfectante se determina mediante los siguientes criterios técnicos:

1. **Eficacia microbiológica:** capacidad del desinfectante para inactivar diferentes tipos de microorganismos, considerando la temperatura y las características fisicoquímicas del agua.
2. **Inocuidad y aceptabilidad:** el desinfectante no debe conferir al agua propiedades tóxicas ni alterar sus características organolépticas (olor, sabor, color) a las concentraciones utilizadas.
3. **Viabilidad técnica y económica:** facilidad de implementación, operación y mantenimiento, así como su rentabilidad.
4. **Persistencia residual:** capacidad del agente para mantenerse en concentraciones suficientes en el sistema de distribución, previniendo la recontaminación.

Selección del Desinfectante Secundario

El desinfectante secundario se aplica con el objetivo de conservar una concentración residual adecuada en toda la red de distribución. Su selección está condicionada por el tipo de desinfectante primario utilizado y por las características del agua tratada. Los factores clave a considerar incluyen:

1. **Concentración de Carbono Orgánico Asimilable (COA):** puede aumentar cuando se utilizan desinfectantes fuertes como el ozono sobre aguas con alto contenido de carbono orgánico total (COT). En tales casos, se recomienda implementar filtración biológica o mediante carbón activado granular antes de la distribución.
2. **Formación potencial de subproductos de la desinfección (DBPs):** especialmente relevante al utilizar cloro, cuyos subproductos pueden representar riesgos para la salud pública.
3. **Tiempo de retención en la red de distribución:** en sistemas de gran extensión, puede ser necesario incorporar estaciones de refuerzo para mantener la eficacia del desinfectante residual. En estos casos, el uso de desinfectantes más estables, como las cloraminas, puede ser una alternativa adecuada.

Curva del Cloro Libre Residual y su Importancia en la Desinfección del Agua

La desinfección del agua mediante la aplicación de cloro es uno de los métodos más utilizados a nivel mundial debido a su eficacia, bajo costo y capacidad de mantener un residuo desinfectante a lo largo del sistema de distribución. En el proceso de cloración, se forman diferentes especies químicas que contribuyen a la acción desinfectante. Entre ellas se encuentran el ión cloruro (Cl^-), el ion hipoclorito (OCl^-) y el ácido hipocloroso (HOCl), que en conjunto se conocen como **cloro libre**.

La **suma de todas las especies de cloro presentes en el agua después del proceso de cloración** constituye lo que se denomina **cloro total residual**. Este parámetro es crítico para

asegurar la calidad microbiológica del agua potable, ya que representa la cantidad de cloro disponible para inactivar posibles patógenos a lo largo del sistema de distribución.

Definición de Conceptos Clave

- **Cloro libre residual:** Suma de HOCl, OCl⁻ y Cl⁻ presentes en el agua después del proceso de cloración. Es la forma más activa y eficaz del cloro desde el punto de vista desinfectante.
- **Cloro total residual:** Incluye el cloro libre más cualquier cloro combinado (ej. cloraminas), y representa el total de especies de cloro disponibles en el sistema.
- **Demanda de cloro:** Cantidad de cloro consumido por las sustancias presentes en el agua (materia orgánica, compuestos reductores, microorganismos) antes de que se alcance un nivel residual.
- **Punto de quiebre (breakpoint):** Corresponde a la dosis mínima de cloro en la cual se ha satisfecho completamente la demanda de cloro, y a partir de la cual comienza a acumularse el cloro libre residual. Este punto suele encontrarse entre **1,2 y 2 mg/L** en condiciones normales, aunque en situaciones de emergencia sanitaria puede ser necesario aplicar concentraciones mayores, conocidas como **supercloración**, que pueden alcanzar hasta **15 mg/L**.

Del Análisis químico y biológico de una agua superficial se determina que se necesita una demanda de cloro de 10 mg/L. Se desea un cloro residual de 0,1 mg/L. El volumen de agua a tratar por día es de 10.000 litros,

A partir del análisis químico y biológico de una fuente de agua superficial, se determina una demanda de cloro de 10 mg/L. Se desea mantener un cloro residual de 0,1 mg/L para asegurar la calidad sanitaria del agua tratada. El volumen diario de agua a tratar es de 10.000 litros. Cuántos Kg de cloro por día hay que agregar

Cálculo del dosaje total de cloro:

Dosaje Total de Cloro (mg/L) = 10 + 0,1 = 10,1 mg/L

Dosaje diario = 10,1 mg/L X 10000 L /día = 101 g de Cl/día

Procesos Generales para la Eliminación de Iones Metálicos en Agua

La eliminación de iones metálicos presentes en el agua constituye un aspecto esencial en el tratamiento de aguas para consumo humano, uso industrial o vertido ambientalmente seguro. Los métodos utilizados se seleccionan en función de la forma química en la que se encuentran los metales, su concentración, el pH del agua, la presencia de otros compuestos, y los objetivos del tratamiento. Entre los principales procesos empleados para la remoción de metales pesados o metales traza, se destacan los siguientes:

A) Procesos de oxidación-reducción:

Consisten en modificar el estado de oxidación del metal para facilitar su precipitación o adsorción. La oxidación de metales en estado reducido (por ejemplo, Fe^{2+} o Mn^{2+}) a formas oxidadas (Fe^{3+} o Mn^{4+}) permite su conversión en hidróxidos insolubles, los cuales pueden ser posteriormente separados.

B) Precipitación química

Implica la adición de agentes precipitantes (como hidróxidos, carbonatos o sulfuros) que reaccionan con los metales disueltos para formar compuestos insolubles. Este método es ampliamente utilizado debido a su eficacia y simplicidad operativa.

C) Filtración

Una vez precipitados, los metales insolubles pueden ser separados físicamente mediante filtración, utilizando medios granulados convencionales o tecnologías avanzadas como membranas.

D) Tratamientos biológicos:

Incluyen procesos como la biosorción, bioprecipitación y biooxidación, llevados a cabo por microorganismos capaces de transformar o captar metales pesados. Estos métodos son cada vez más investigados por su bajo impacto ambiental y potencial sostenibilidad.

E) Tratamientos especiales: (desarrollo en Capítulo 4)

Incluyen técnicas avanzadas como intercambio iónico, adsorción sobre materiales específicos (por ejemplo, carbón activado, zeolitas, resinas), electrocoagulación, ósmosis inversa, y tecnologías de membrana. Estas se aplican especialmente en aguas con alta carga metálica o cuando se requieren niveles muy bajos de concentración residual.

En el caso particular de las **aguas subterráneas**, el **hierro (Fe) y el manganeso (Mn)** suelen encontrarse en **estado de oxidación +2** altamente solubles en condiciones anaerobias. Esta forma reducida no es susceptible de eliminación efectiva mediante procesos convencionales como la **coagulación-floculación**, dado que estos métodos actúan preferentemente sobre partículas suspendidas o especies metálicas en estado coloidal. Por tanto, la oxidación previa es fundamental para transformar estos metales a estados menos solubles (Fe^{3+} y Mn^{4+}) antes de aplicar procesos de separación física o química[6] (Droste, 1997).

Separación y purificación por procesos de membrana

Fundamentos y Ventajas Comparativas

Los procesos de separación por membranas representan una tecnología avanzada que ha revolucionado el tratamiento de aguas, la purificación de productos químicos y biotecnológicos, y múltiples aplicaciones industriales. A diferencia de los métodos clásicos de separación basados en el equilibrio termodinámico entre fases —como la destilación, extracción o adsorción— los procesos con membranas se basan en mecanismos cinéticos de transporte a través de una barrera semipermeable (Mudler, 1996).

Diferencias Fundamentales con los Procesos Clásicos de Separación

1. Mecanismo de separación:

A diferencia de los procesos tradicionales, los procesos por membrana no dependen del equilibrio de fases, sino del transporte selectivo impulsado por gradientes de presión, concentración o potencial eléctrico. La selectividad se logra mediante exclusión por tamaño o por características fisicoquímicas de los solutos (Tchobanoglous, 2003).

2. Presencia de una barrera física externa:

La membrana actúa como un medio externo al sistema de alimentación y producto, que permite el paso selectivo de ciertos componentes, reteniendo otros, con lo que se consigue una separación eficaz y continua.

Ventajas de los Procesos de Membrana

- **Separación selectiva y uniforme:** Las membranas permiten un control preciso sobre las especies transportadas, posibilitando una separación altamente específica (Cheryan, 1998).
- **Ausencia de productos químicos auxiliares:** No se requiere el uso de aditivos, coagulantes, floculantes o reactivos químicos para lograr la separación, lo que reduce el impacto ambiental y el costo operacional.
- **Estabilidad del permeado:** La calidad del permeado permanece constante, incluso ante variaciones en el flujo o composición del alimento, otorgando robustez al sistema.
- **Facilidad de integración:** Los sistemas de membranas pueden acoplarse fácilmente a procesos existentes, tanto en líneas de tratamiento como en sistemas de reciclaje o purificación.
- **Bajo mantenimiento y simplicidad operativa:** Las unidades de membranas requieren menores intervenciones mecánicas y poseen un diseño generalmente más simple que los procesos convencionales.
- **Alta selectividad y baja generación de subproductos:** Los procesos por membranas permiten minimizar la formación de compuestos no deseados, lo cual es crucial en aplicaciones farmacéuticas, alimentarias o en agua potable.
- **Procesos continuos y eficientes energéticamente:** En la mayoría de los casos, no se produce cambio de fase, lo que conlleva un ahorro energético significativo en comparación con procesos como la evaporación o destilación.

- **Diseño específico de membranas:** Las propiedades de las membranas (porosidad, carga superficial, hidrofobicidad, etc.) pueden ser diseñadas para ajustarse a necesidades específicas del proceso.

Limitaciones

A pesar de sus múltiples beneficios, los procesos por membranas presentan desafíos operativos, siendo los más relevantes:

- **Fouling o ensuciamiento de la membrana:** La acumulación de sólidos, materia orgánica o biofilm sobre la superficie de la membrana puede reducir significativamente su eficiencia y vida útil.
- **Durabilidad limitada:** Las membranas tienden a degradarse con el tiempo, dependiendo del tipo de alimentación, condiciones de operación y tipo de membrana utilizada, lo que implica reemplazos periódicos y vigilancia constante del rendimiento.

De acuerdo con la fuerza impulsora de la separación puede clasificarse las operaciones de separación, tal como se muestra en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5

Clasificación de membranas en función de la fuerza impulsora

Fuerza impulsora	Procesos
Presión	Microfiltración Ultrafiltración Nanofiltración Ósmosis inversa o Reversa
Potencial eléctrico	Electrodiálisis Electrolisis con membranas

Procesos de Separación por Membranas en el Tratamiento de Agua para Uso Industrial

Los procesos de separación por membranas constituyen una tecnología avanzada y altamente eficiente para la obtención de agua con la calidad requerida para su reutilización en distintos procesos industriales, tales como sistemas de enfriamiento, cristalización, limpieza, entre otros (Baker, 2012). Estos métodos permiten la remoción efectiva de contaminantes presentes en el agua, tales como sales disueltas, metales pesados, compuestos orgánicos, bacterias y virus, alcanzando niveles de purificación adecuados para cumplir con normativas ambientales o requisitos industriales específicos.

La separación de los constituyentes del agua mediante tecnología de membranas puede abordarse desde dos perspectivas fundamentales:

1. **Extracción del agua limpia desde una matriz contaminada**, en la que el objetivo principal es recuperar el agua para reutilización o vertido.
2. **Retención selectiva de contaminantes**, donde el interés se centra en remover y concentrar las impurezas presentes, permitiendo un tratamiento posterior o disposición segura.

Clasificación de los Procesos por Membranas

La clasificación de los procesos de separación por membranas se puede establecer en función de las propiedades fisicoquímicas que rigen la selectividad de las membranas:

- **Por tamaño de poro (exclusión por tamaño):**
 - **Microfiltración (MF):** Elimina partículas en suspensión, bacterias y algunos coloides.
 - **Ultrafiltración (UF):** Retiene macromoléculas, virus y algunos compuestos orgánicos.
 - **Nanofiltración (NF):** Permite la remoción de sales divalentes, pesticidas y materia orgánica de bajo peso molecular.
 - **Osmosis Inversa o Reversa (OR):** Proceso de alta presión que elimina virtualmente todos los solutos disueltos, incluyendo sales monovalentes y metales pesados.
- **Por carga iónica:**
 - **Electrodialisis (ED):** Utiliza membranas selectivas a cationes y aniones, separando iones mediante la aplicación de un campo eléctrico.
- **Por mecanismo de separación:**
 - **Procesos impulsados por presión:** Incluyen MF, UF, NF y RO, en los que el transporte selectivo ocurre como consecuencia de un gradiente de presión hidráulica.
 - **Procesos impulsados por gradiente eléctrico:** Como la electrodialisis, que emplea la diferencia de potencial eléctrico para movilizar especies cargadas.

Estas tecnologías, debido a su versatilidad y eficiencia, pueden integrarse fácilmente en esquemas de tratamiento híbridos o adaptarse a distintos requerimientos de calidad del agua en aplicaciones industriales y medioambientales. En la Tabla 3.6 se muestran las principales características de las membranas

Tabla 3.6*Distintos tipos y propiedades de membranas*

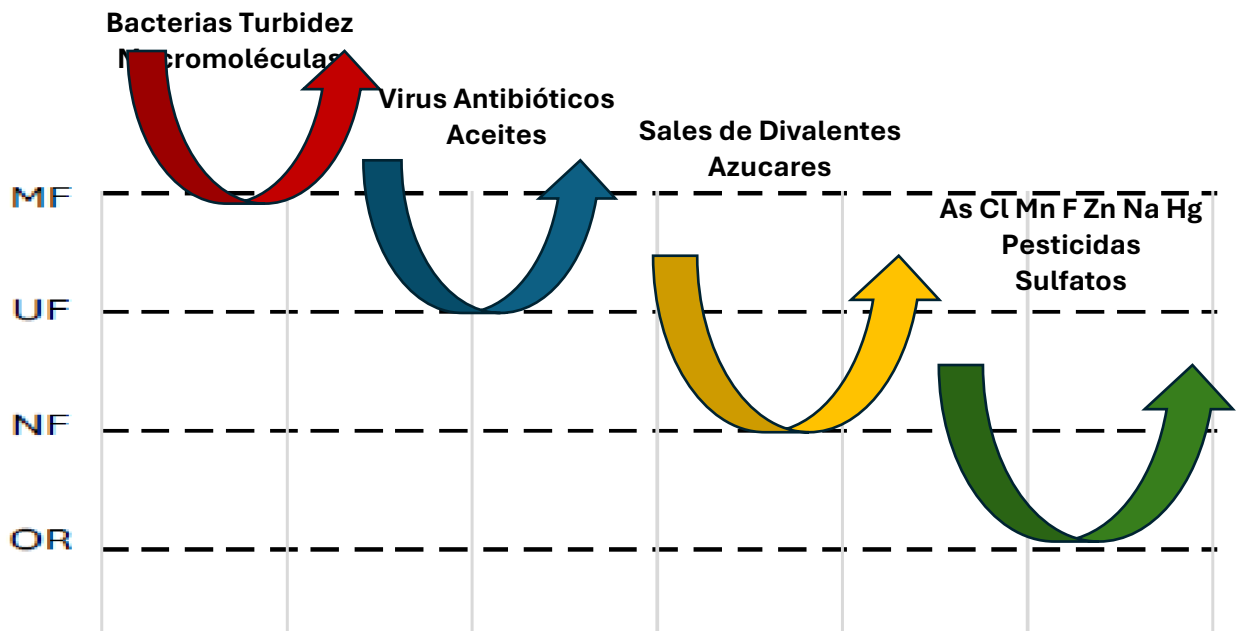
Tipo de Membrana	Consideraciones
Microfiltración	Tiene tamaños de poro alrededor de $1\mu\text{m}$ de diámetro. Remoción de partículas, protozoos, bacterias, sedimentos, algas, turbidez Separa por tamaño Nylon, Polipropileno, Poliuretano
Ultrafiltración	Tiene tamaños de poro alrededor de $0.01\mu\text{m}$ de diámetro. Remoción de coloides pequeños, virus, proteínas Separa por tamaño Polipropileno, Acetato de Celulosa
Nanofiltración	Tiene tamaños de poro alrededor de $0.001\mu\text{m}$ de diámetro. Remoción de cationes $2+$ (Ca, Mg), biomasa, virus, color, halometanos Separa por tamaño y difusión Poliamida
Osmosis Reversa o Inversa	Tiene tamaños de poro alrededor de $10^{-4}\mu\text{m}$ de diámetro. Remoción de cationes Na y aniones como Nitrato, sulfato, cloruro Separa por difusión

En la figura 3.16 se presenta un esquema de cada una de las membranas y los materiales que rechazan.

Figura 3.16

Tipos de sustancias que pueden separar las membranas

(MF microfiltración, UF ultrafiltración, NF nanofiltración, OR osmosis inversa)



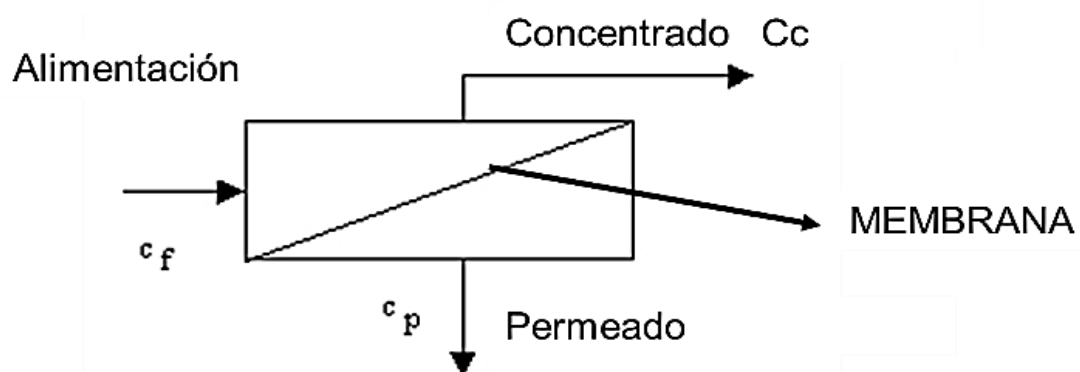
Procesos de separación por membranas

Definiciones y parámetros operacionales

Los procesos de separación por membrana permiten la remoción selectiva de contaminantes presentes en un fluido, optimizando la calidad del agua para diversos usos industriales y ambientales. En estos sistemas, es fundamental definir los flujos de entrada, salida y los parámetros operacionales que determinan la eficiencia del proceso (Figura 3.17).

Figura 3.17

Esquema del proceso de membrana



Definición de Flujos en un Sistema de Filtración por Membrana

1. **Alimentación (F):** Corresponde al fluido que ingresa al sistema de membranas. Contiene la mezcla de agua y contaminantes en una concentración inicial **C_f**, con un caudal de alimentación **Q_a** y sometido a una presión de entrada **P_a**.

2. **Permeado (P):** Es la fracción del fluido que atraviesa la membrana, con una reducción significativa de contaminantes. Sus parámetros operacionales incluyen la concentración de contaminantes **C_p**, el caudal de permeado **Q_p** y la presión de salida **P_p**.

3. **Concentrado ©:** Representa la fracción del fluido en la que quedan retenidos los contaminantes rechazados por la membrana. Se caracteriza por una concentración **C_c**, un caudal de salida **Q_c** y una presión residual **P_c**.

La **presión transmembrana (PTM)** es un parámetro fundamental en los procesos de filtración por membranas, ya que proporciona la fuerza impulsora necesaria para la separación de los contaminantes. Se define como la diferencia de presión entre el lado de alimentación y el lado del permeado, y se expresa de la siguiente manera:

$$PTM = \frac{P_a + P_c}{2} - P_p$$

Donde:

- **P_a** = Presión de alimentación
- **P_c** = Presión del concentrado
- **P_p** = Presión del permeado

La recuperación de permeado (**R_p**) se determina mediante la siguiente ecuación:

$$R_p = \frac{Q_p}{Q_a} * 100 = \frac{Q_p}{(Q_p + Q_c)}$$

La retención o rechazo (**R**) se calcula relacionando las concentraciones

$$R = \frac{C_c - C_p}{C_c}$$

La velocidad de filtración se expresa en términos de flujo másico o volumétrico, generalmente en unidades de **Kg/m²·día** o **L/m²·hora**. Este parámetro es crucial para evaluar el rendimiento de la membrana y su capacidad de filtración en distintas condiciones operativas.

Las membranas utilizadas en los procesos de separación pueden estar compuestas por una variedad de materiales poliméricos, entre los que se destacan la poliamida, polisulfona, acrilonitrilo, nailon, politetrafluoroetileno (PTFE o teflón), polipropileno y acetato de celulosa.

El espesor típico de la capa activa de estas membranas varía entre **0,1 y 0,3 μm** , mientras que, en configuraciones de membranas compuestas, esta capa delgada suele depositarse sobre una estructura porosa de soporte, la cual presenta un espesor aproximado de **100 μm** . Ejemplos representativos de este diseño incluyen membranas de acetato de celulosa y de poliamidas sobre soporte.

La selección del tipo de membrana se encuentra directamente relacionada con su resistencia a la **fouling** (obstrucción), así como a su **estabilidad química y biológica**, especialmente frente a agentes oxidantes o desinfectantes que puedan comprometer su integridad estructural o funcional.

En términos operativos, estas membranas generalmente funcionan en un rango de **temperatura de hasta 30 °C** y un intervalo de **pH entre 3 y 11**, aunque estas condiciones pueden variar según el tipo de material y su aplicación específica.

Durante la operación, la concentración de sólidos disueltos en el concentrado puede alcanzar valores de hasta **40.000 mg/L**, dependiendo del grado de recuperación y de la naturaleza del fluido tratado.

Mecanismo de separación (ver Imagen 3.2)

El proceso de separación por membranas es diferente de una membrana a otra y este mecanismo de retención depende del tamaño de poro o de los procesos difusionales.

En el caso de MF y UF la retención es por **el tamaño de los poros de la membrana**.

- Las partículas son retenidas **físicamente** si son más grandes que los poros.

Tipo de membrana	Tamaño de poro típico	Qué retiene
Microfiltración (MF)	0,1 – 1 μm	Sólidos en suspensión, bacterias, coloides grandes
Ultrafiltración (UF)	0,01 – 0,1 μm	Virus, proteínas, macromoléculas, coloides finos

Si una proteína tiene un tamaño mayor al poro de la membrana de UF, será retenida. Esto se llama **exclusión por tamaño, tamizado o sieving**.

En la NF y OR la separación es por el **fenómeno de difusión a través de una película de agua adsorbida**. Las membranas no tienen poros "abiertos" visibles a escala microscópica convencional.

El **mecanismo de separación no es físico**, sino **difusional** con lo cual presenta una complejidad de fenómenos fisicoquímicos de difusión molecular, transporte de materia y solubilidad.

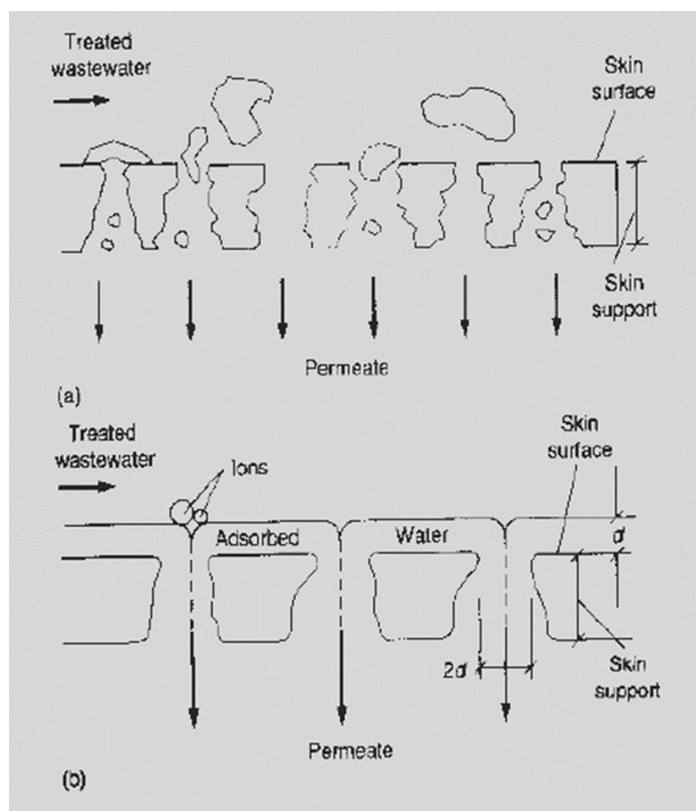
1. Una película de agua adsorbida, capa muy delgada de agua que se adhiere a la superficie de la membrana, actúa como medio de transporte selectivo.
2. Las moléculas o iones deben disolverse primero en esa película de agua y luego difundir a través de ella.

Tipo de membrana	Poros visibles	Qué retiene
Nanofiltración (NF)	No	Sales divalentes, azúcares, pesticidas, virus
Osmosis Inversa (RO)	No	Sales monovalentes, metales, nitratos, materia orgánica disuelta

En OR, incluso las sales simples como el NaCl pueden ser rechazadas porque no pueden atravesar la película de agua ni disolverse suficientemente en ella para difundir.

Imagen 3.2

Mecanismo de membranas



¿Cómo se configuran las membranas?

La membrana y la estructura que lo contiene se denomina MODULO. Cuando se habla de estructura se asocia a SOPORTE, ZONA DE ALIMENTACION y PERMEADO, ZONA DE RECUPERACION DEL CONCENTRADO.

Existen tres tipos de membranas; ESPIRAL, TUBULAR, FIBRA HUECA, tal como se muestran en la imagen 3.2. En la Tabla 3.7 se enumeran las distintas membranas y características.

Imagen 3.2

Configuración de membranas; (a) espiral, (b) polimérica tubular y cerámica tubular, (c) fibra hueca

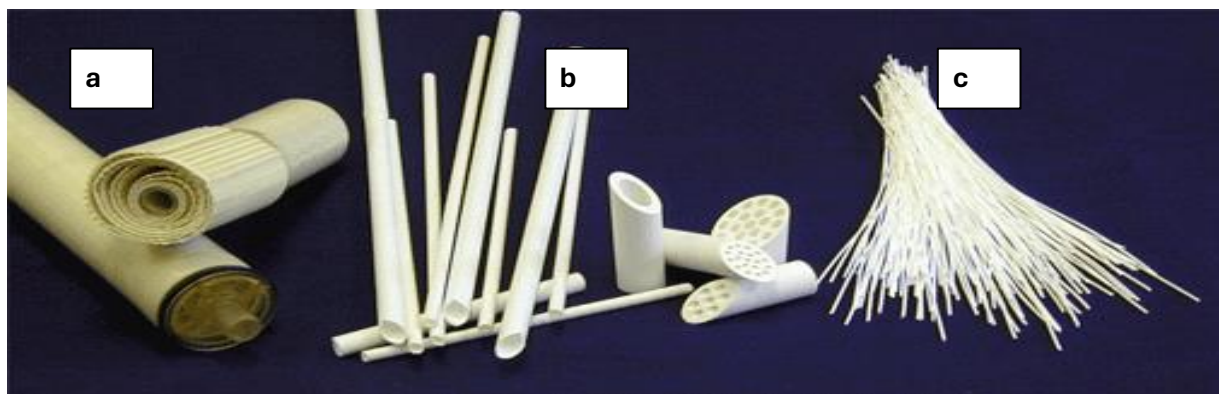


Tabla 3.7

Tipos de Membranas por Configuración

Tipo de Membrana	Características Físicas	Materiales	Aplicaciones Principales	Observaciones
Fibra Hueca / Capilar	Diámetro: ~90 μm Soporte: 250 μm a 6 mm Longitud: 1–2 m 7000–10000 fibras en tubo de acero inoxidable	Polímeros sintéticos	UF, MF, RO	Más utilizadas por su alta área superficial y compacidad

Espiral Enrollada	Módulo compacto Láminas enrolladas en espiral	Poliamida s, polisulfona, etc.	NF, RO, UF	Diseño eficiente y compacto, ideal para sistemas cerrados
Cerámica / Monolítica	Canales tubulares de $\varnothing \approx$ 1 mm Longitud: ~1 m Diámetro externo: hasta 0.4 m	Bentonita, SiO_2 , alúmina, carbonatos	MF, UF	Alta resistencia química y mecánica. Requiere limpieza frecuente

En la Figura 3.18, se representa la configuración de una membrana espiral. La membrana espiral, también conocida como módulo de membrana de tipo spiral-wound, es una configuración ampliamente utilizada en procesos de separación por membrana, particularmente en tecnologías como la ósmosis inversa (OR), nanofiltración (NF) y ultrafiltración (UF). Su principal ventaja radica en su diseño compacto, que permite incorporar una gran superficie activa de membrana dentro de un volumen reducido, optimizando así la eficiencia del sistema de filtración.

Estructuralmente, este tipo de módulo está compuesto por láminas planas de membrana que se disponen en pares y se sellan en tres de sus bordes, formando una especie de sobre o bolsa. Entre estas láminas se coloca un material espaciador que actúa como canal para el paso del fluido de alimentación. Las láminas enrolladas en espiral se disponen alrededor de un tubo colector central, el cual recoge el permeado, es decir, el líquido que ha atravesado la membrana.

El funcionamiento del módulo espiral se basa en el principio de flujo cruzado (cross-flow). El fluido de alimentación ingresa al módulo y circula a lo largo de los canales formados por los espaciadores. Durante este trayecto, una fracción del líquido permea a través de la membrana y es recolectada en el tubo central, mientras que la fracción restante, enriquecida en contaminantes o sólidos disueltos, se elimina como corriente de concentrado. Esta disposición promueve un régimen hidrodinámico que reduce la acumulación de sólidos sobre la superficie de la membrana, lo cual disminuye la posibilidad de ensuciamiento (fouling).

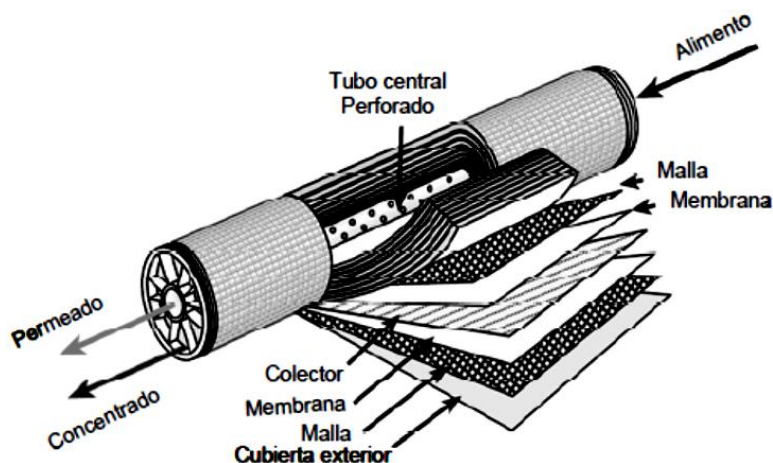
Las dimensiones típicas de estos módulos varían, aunque los más comunes presentan diámetros de entre 2,5 y 8 pulgadas, con longitudes que oscilan entre 0,5 y 1 metro. Un solo módulo puede contener una superficie de membrana superior a los 30 metros cuadrados, dependiendo del diseño y fabricante. Este tipo de membranas está diseñada para operar bajo

condiciones de presión media a alta, lo cual es fundamental para procesos como la desalación de agua marina o la concentración de soluciones en la industria alimentaria o farmacéutica.

Entre las principales aplicaciones de las membranas espirales se encuentran el tratamiento y purificación de aguas residuales, la producción de agua potable o ultrapura, y procesos de concentración y clarificación en sectores industriales diversos como el alimentario, químico, farmacéutico y biotecnológico. Adicionalmente, su estructura modular facilita el mantenimiento y reemplazo, y su fabricación resulta relativamente económica comparada con otras configuraciones más complejas, como las membranas tubulares o cerámicas.

Figura 3.18

Representación de un módulo de membrana en espiral



Una membrana tubular (Ver imagen 3.4) es un tipo de módulo de filtración en el cual las membranas se disponen en forma de tubos o bien están soportadas dentro de tubos rígidos. En esta configuración, el fluido a tratar circula por el interior de los tubos, mientras que el permeado —el líquido filtrado libre de contaminantes— atraviesa la pared de la membrana y se recoge en el exterior o, en algunos casos, en el interior del tubo, dependiendo del diseño del sistema.

Desde el punto de vista estructural, estas membranas constan de un tubo soporte, usualmente fabricado en plástico resistente o acero inoxidable, que proporciona estabilidad mecánica al módulo. En su interior se encuentra adherida la membrana activa, elaborada con materiales como cerámica, polisulfona o polifluoruro de vinilideno (PVDF). A través de un canal de flujo interno, circula el líquido con partículas en suspensión o contaminantes. Según el diseño, el permeado puede recolectarse en el lado opuesto a la entrada, siendo común la dirección del flujo desde el interior hacia el exterior de los tubos.

Las dimensiones típicas de estos módulos incluyen diámetros internos que varían entre 5 mm y 25 mm, y longitudes que pueden alcanzar entre 1 y 6 metros por módulo. Muchos de estos sistemas están compuestos por varios tubos dispuestos dentro de un solo cartucho. Una de las características operativas clave es el flujo cruzado (*cross-flow*), en el cual el líquido se desplaza

a lo largo del eje del tubo en lugar de perpendicularmente a la membrana. Este tipo de flujo contribuye a minimizar la obstrucción (*fouling*) y mejora significativamente el rendimiento de la filtración. La dirección del paso del fluido puede configurarse de adentro hacia afuera o, alternativamente, de afuera hacia adentro, dependiendo de la aplicación específica.

Las membranas tubulares se emplean frecuentemente en aplicaciones que involucran líquidos con alto contenido de sólidos o elevada viscosidad, como en el tratamiento de aguas residuales industriales, la filtración de alimentos (jugos, vinos, lácteos, aceites), y en procesos de biotecnología, especialmente aquellos que manejan biomasa o cultivos celulares.

Entre sus principales ventajas se destacan su alta resistencia al ensuciamiento, su facilidad de limpieza mediante procesos CIP (Clean-In-Place), su capacidad para trabajar con fluidos complejos o viscosos, y su gran durabilidad, lo que las convierte en una opción eficiente y confiable para diversas industrias.

Imagen 3.4

Membrana Tubular



Las membranas espirales constituyen uno de los formatos más utilizados en los procesos de separación por membranas, especialmente en aplicaciones de ósmosis inversa (RO), nanofiltración (NF) y, en menor medida, en ultrafiltración (UF). Su popularidad se debe a su diseño compacto, alta eficiencia de separación y facilidad de operación en sistemas a gran escala.

Este tipo de módulo está conformado por hojas planas de membrana que se enrollan alrededor de un tubo central colector del permeado, formando una estructura en espiral (Ver Imagen 3.5). Cada hoja de membrana está dispuesta en un "sándwich" que incluye dos láminas de membrana separadas por un espaciador de permeado, que facilita el flujo del líquido filtrado hacia el tubo central. Entre cada una de estas hojas enrolladas también se colocan mallas espaciadoras de alimentación, que permiten el paso del fluido de alimentación entre los canales de membrana.

El flujo de operación en los módulos espirales es del tipo flujo cruzado (*cross-flow*), donde la corriente de alimentación circula en paralelo a la superficie de la membrana. Parte del fluido atraviesa la membrana (permeado) y el resto sigue su curso concentrando los solutos (concentrado o retentado). Esta configuración reduce significativamente la acumulación de

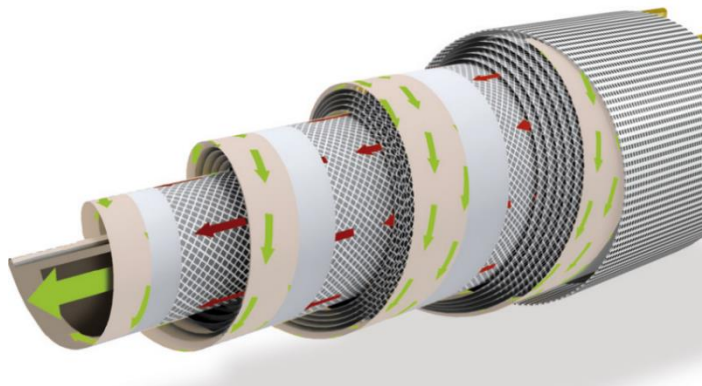
partículas sobre la superficie de la membrana, lo que disminuye el ensuciamiento (*fouling*) y permite una mayor vida útil del módulo.

El diseño en espiral permite un área de superficie de filtración considerable en un volumen reducido, lo que se traduce en alta eficiencia de separación en espacios compactos. Las dimensiones típicas de estos módulos varían, pero suelen encontrarse con diámetros entre 2.5 y 8 pulgadas, y longitudes de hasta un metro. Los materiales comunes de fabricación de la membrana incluyen poliamida, polisulfona y acetato de celulosa, dependiendo de la aplicación específica.

En cuanto a sus aplicaciones, los módulos espirales se utilizan extensamente en tratamiento de aguas residuales, desalinización de agua de mar y salobre, industria alimentaria, farmacéutica y química, debido a su versatilidad y robustez frente a diferentes condiciones operativas. No obstante, son menos adecuados para líquidos con alta viscosidad o elevados contenidos de sólidos suspendidos, donde se prefiere el uso de membranas tubulares o cerámicas.

Imagen 3.5

Membrana con configuración espiral



El contenedor de membrana a presión (*pressure vessel*) constituye un componente esencial en los sistemas de separación por membranas y puede estar fabricado con diversos materiales, seleccionados en función de las condiciones operativas y del tipo de fluido a tratar. Entre los materiales más comúnmente empleados se encuentran el teflón, el vidrio y el acero inoxidable, siendo este último especialmente valorado por su resistencia a la corrosión y durabilidad en ambientes industriales exigentes.

Para el bombeo del fluido, se utilizan bombas de desplazamiento positivo, las cuales garantizan un flujo constante y controlado. En aplicaciones de ósmosis inversa (RO), es habitual el uso de bombas centrífugas de alta presión (tipo turbina), debido a los elevados requerimientos de presión característicos de este proceso.

Ósmosis Inversa o Reversa (OR)

La ósmosis inversa es una tecnología de membranas ampliamente utilizada para la separación de contaminantes disueltos en agua. Su eficacia radica en el uso de una membrana semipermeable que permite el paso del agua, reteniendo una amplia variedad de solutos como sales disueltas, contaminantes orgánicos e inorgánicos, microorganismos y otras impurezas. Funciona mediante el uso de una membrana semipermeable y la aplicación de alta presión.

¿Cómo funciona?

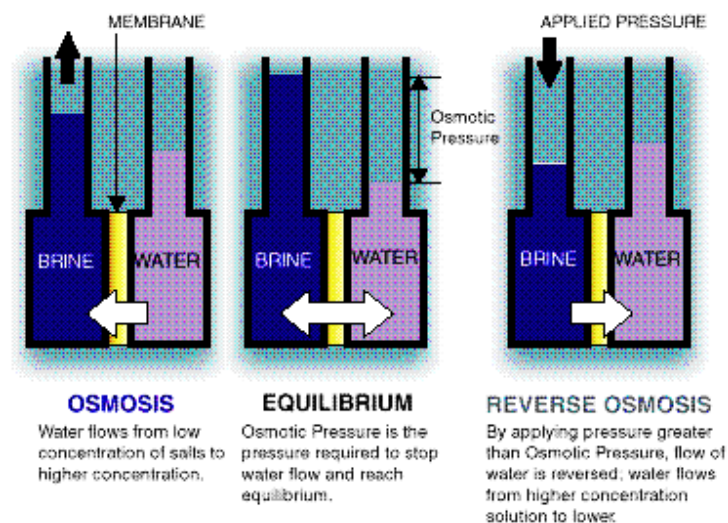
En condiciones normales, el agua pasa de una solución menos concentrada a una más concentrada a través de una membrana semipermeable, en un fenómeno conocido como ósmosis. Sin embargo, en la ósmosis inversa, se aplica presión sobre la solución más concentrada (por ejemplo, agua salada), forzando al agua a pasar en sentido contrario al natural, dejando atrás las impurezas. (Imagen 3.6)

Componentes principales:

- Membrana semipermeable: permite el paso del agua pero no de la mayoría de los solutos.
- Bomba de presión: esencial para vencer la presión osmótica natural.
- Sistema de pretratamiento: protege la membrana de incrustaciones y contaminación.

Imagen 3.6

Esquema de Ósmosis Inversa



Dependiendo de la presión de operación y la salinidad del agua de alimentación, las aplicaciones de la ósmosis inversa pueden clasificarse en diferentes niveles, tal como se muestra en la Tabla 3.8.

Tabla 3.8**Osmosis Inversa y aplicaciones**

<i>Presión (bar)</i>	<i>Salinidad (ppm)</i>	<i>Aplicaciones</i>
<i>Muy baja (5–10)</i>	500–1500	Producción de agua ultrapura
<i>Baja (10–20)</i>	1500–4000	Eliminación de nitratos y sustancias orgánicas
<i>Media (20–40)</i>	4000–10000	Procesos de separación y concentración
<i>Alta (50–80)</i>	>10000	Desalinización de agua de mar

El precalentamiento del agua antes de su ingreso a los módulos de ósmosis inversa disminuye la viscosidad del líquido, lo cual incrementa la permeabilidad de las membranas y mejora el rendimiento del proceso. La temperatura óptima de operación se sitúa entre los 28 y 30 °C.

La limpieza de las membranas mediante retrolavado incluye el uso alternado de soluciones ácidas y básicas. Estas últimas contienen detergentes no oxidantes. Es fundamental controlar el pH del proceso, especialmente en membranas fabricadas con acetato, ya que un pH inadecuado puede inducir su hidrólisis. Los reactivos se disuelven utilizando agua producto, se calientan hasta aproximadamente 30 °C y luego se bombean a los módulos de ósmosis inversa.

Capacidad de Separación de RO

La ósmosis inversa permite la remoción de una amplia variedad de sustancias, tales como metales (As, Al, Mn, Hg, Zn, Na, K), aniones (Cl^- , F^- , sulfatos, nitratos), compuestos orgánicos, asbesto, protozoarios y pesticidas como endrin, lindano y pentaclorofenol. Sin embargo, no es efectiva para eliminar gases disueltos (como H_2S) ni compuestos orgánicos volátiles (VOCs) como el tolueno y el benceno.

Limitaciones e Inconvenientes

A pesar de su alta eficiencia, las membranas de RO permiten el paso de gases disueltos, moléculas orgánicas de bajo peso molecular, así como ácidos y bases débiles. Por ello, es recomendable utilizar la ósmosis inversa en combinación con otras técnicas de purificación. El ensuciamiento de las membranas puede ser causado por óxidos metálicos (Fe^{2+} , Mn^{2+}), coloides de origen orgánico e inorgánico, y agentes biológicos como bacterias y microorganismos. Además, pueden producirse incrustaciones debido a la presencia de compuestos como sulfato cálcico, carbonato cálcico, fluoruro cálcico, sulfato bórico y sílice.

Obstrucción de membranas (*fouling* de membrana)

El fenómeno de ensuciamiento o *fouling* de las membranas puede clasificarse en reversible o irreversible. En los casos de ensuciamiento irreversible, puede producirse una compactación estructural de la membrana, afectando negativamente su permeabilidad y rendimiento a largo plazo.

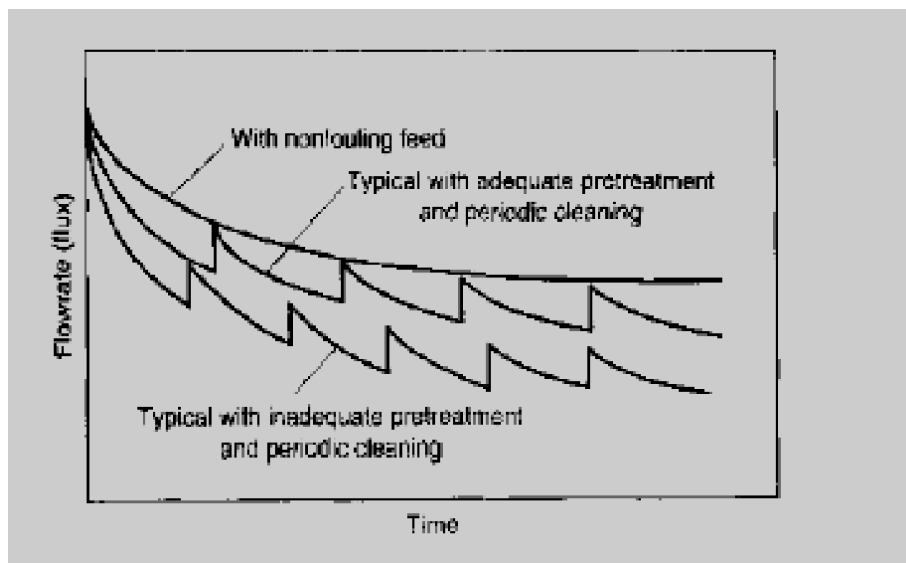
El ensuciamiento o *fouling* de las membranas se manifiesta en la pérdida progresiva de la eficiencia del sistema. Este fenómeno suele estar asociado a la alteración de la hidrodinámica del flujo, expresada en un aumento del factor de fricción y una disminución del rendimiento de permeado (Baker, 2012).

El ensuciamiento puede ser ocasionado por diversos mecanismos, entre los que se destacan: la acumulación de constituyentes particulados o coloidales en la superficie de la membrana, el daño por abrasión mecánica derivado del flujo o de sólidos en suspensión, y el taponamiento químico debido a la precipitación de sales o compuestos poco solubles. Asimismo, el ensuciamiento biológico representa un problema crítico, especialmente en sistemas operados con aguas no estériles, donde puede producirse la formación de biofilms por el crecimiento de colonias microbianas adheridas a la superficie de la membrana (Chen et al., 2011). Existen tres mecanismos de *fouling* de membrana; (1) Estrechamiento por adsorción, (2) el taponamiento por bloqueo y (3) la formación de cubrimiento Gel/Torta-Depósito (por acumulación, por precipitación, etc).

Este tipo de *fouling* no solo reduce la eficiencia de separación, sino que también incrementa la frecuencia de limpiezas, el consumo energético y los costos operativos del sistema (Ver Imagen 3.8). Por ello, la prevención y control del ensuciamiento constituyen aspectos esenciales en el diseño y operación de sistemas de ultrafiltración.

Imagen 3.8

Fouling y pérdida de eficiencia en la velocidad de flujo (Tchobanoglous, 2003)



La limpieza de las membranas es fundamental para mantener la eficiencia del sistema. En el caso de tecnologías como la microfiltración (MF), se realiza un retrolavado (backwash) aproximadamente cada 90 minutos. Este proceso consiste en aplicar un flujo inverso de aire o agua a una presión superior a la de operación, con el objetivo de remover los sólidos acumulados en la superficie de la membrana. Adicionalmente, pueden incorporarse productos químicos específicos durante la limpieza para mejorar la permeabilidad y prolongar la vida útil del material filtrante (Tabla 3.8).

En el caso particular de la ósmosis inversa, el pretratamiento del agua es crucial. Es necesario ajustar el pH, adicionar inhibidores de corrosión y desinfectantes, así como eliminar gases disueltos (por ejemplo, sulfuro de hidrógeno, H_2S), con el fin de prevenir daños a largo plazo sobre las membranas y mejorar la eficiencia del sistema.

Tabla 3.8

Tipos de obstrucción de membranas y tratamientos para evitar obstrucciones

Tipo de obstrucción de membrana	Causa de la obstrucción	Solución de la obstrucción
Formación biofilm	Oxidos de metales Coloides orgánicos Bacterias Microorganismo	El daño de membranas puede ser controlado con MF
Precipitación- Depósito	$CaSO_4$ $CaCO_3$ CaF_2 $BaSO_4$ SiO_2 MO_x	Agregado de ácido Control de pH

Daño de membrana	Acidos Bases	Tratamiento previo
	pH extremos	neutralización
	Cl libre	Aireación
	Bacterias	Desinfectantes

Para mitigar el taponamiento de membranas, se han desarrollado diversas estrategias que pueden clasificarse en tres enfoques principales: el pretratamiento del agua de alimentación, el retrolavado y la limpieza química.

1. Pretratamiento del agua de alimentación.

El pretratamiento consiste en la eliminación de sólidos suspendidos, materia orgánica disuelta, microorganismos y otros compuestos potencialmente incrustantes antes de que el agua entre en contacto con la membrana. Su correcta aplicación permite minimizar el riesgo de ensuciamiento y mantener un desempeño estable del sistema de filtración.

2. Retrolavado.

El retrolavado o *backwashing* es un método físico mediante el cual se invierte el flujo a través de la membrana para desalojar las partículas depositadas en la superficie. Este procedimiento es especialmente efectivo en membranas de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF), donde la acumulación superficial de sólidos es común.

3. Limpieza química.

La limpieza química implica el uso de soluciones formuladas con agentes alcalinos, ácidos o detergentes, diseñadas para disolver o dispersar los compuestos que causan el fouling. La selección del agente limpiador depende del tipo de contaminante predominante (orgánico, inorgánico, biológico o coloidal).

Los procesos de nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OR) requieren pretratamientos más rigurosos debido a la mayor susceptibilidad de sus membranas al fouling. Entre los métodos comúnmente empleados se incluyen:

- Pretratamiento secundario, orientado a la reducción adicional de la carga contaminante mediante procesos físicos, químicos o biológicos.
- Filtración y adsorción con carbón activado, eficaz para la remoción de materia orgánica disuelta y compuestos traza.
- Desinfección mediante cloración, ozonificación o radiación ultravioleta (UV), estrategias fundamentales para la reducción de la carga microbiológica y la prevención del biofouling.
- Oxidación con permanganato de potasio (KMnO_4), utilizada para oxidar materia orgánica y ciertos metales disueltos como hierro y manganeso.
- Proceso Fenton, un tratamiento avanzado basado en la generación de radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), altamente eficaces en la degradación de compuestos orgánicos refractarios.
- Ajuste de pH, empleado para prevenir la precipitación de sales inorgánicas mediante la manipulación de la química del agua.

Imagen 3.9*Equipo de tratamiento de membrana***Electrodiálisis**

La electrodiálisis es una técnica de separación que se fundamenta en el transporte de iones a través de membranas selectivas bajo la acción de un campo eléctrico. Este proceso permite la separación eficaz de iones o moléculas cargadas, gracias al principio de permselectividad de las membranas, las cuales permiten el paso exclusivo de determinados tipos de iones (cationes o aniones).

La concentración de los componentes presentes en la corriente de alimentación se logra mediante la migración eléctrica de los iones a través de membranas de intercambio iónico. Los iones son transferidos desde una solución de menor concentración hacia una solución más concentrada, favoreciendo así la separación.

Una de las principales ventajas de la electrodiálisis radica en que opera a temperaturas moderadas, lo cual implica una menor demanda energética en comparación con otros procesos térmicos. Además, el sistema permite alcanzar rendimientos de recuperación de agua del orden del 90 al 95%, lo que lo convierte en una alternativa eficiente y sostenible en aplicaciones de tratamiento de agua.

Las **propiedades deseables** que deben presentar las membranas utilizadas en electrodiálisis incluyen:

- **Alta permeoselectividad** hacia iones específicos,
- **Baja resistencia eléctrica** para minimizar el consumo energético,
- **Buena estabilidad mecánica** para soportar condiciones operativas prolongadas,

- **Elevada estabilidad química** frente a diferentes tipos de soluciones.

Esta tecnología es empleada en diversas aplicaciones industriales y ambientales, entre las que destacan el control del contenido de sodio, la reducción de fluoruro, así como la eliminación de nitratos y nitritos en aguas de consumo o de proceso.

Aspectos Técnicos del Proceso de Electrodialisis

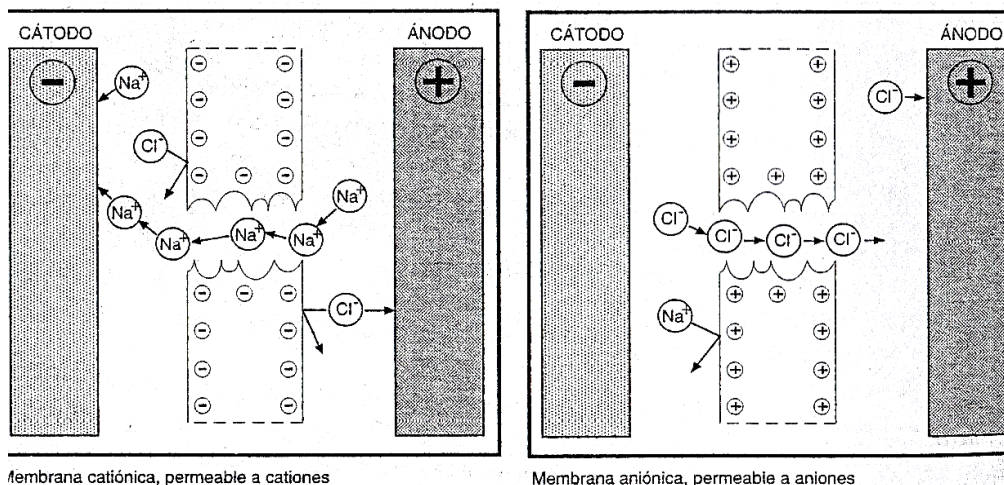
En los sistemas de electrodialisis se emplean dos tipos principales de membranas iónicas selectivas (Figura 3.19):

- Membranas de transferencia catiónica, las cuales presentan una matriz polimérica cargada negativamente. Esta característica estructural permite el paso exclusivo de cationes, mientras que impide la migración de aniones.
- Membranas de transferencia aniónica, que poseen una matriz con carga positiva, siendo permeables a los aniones e impermeables a los cationes.

El diseño del sistema contempla un compartimiento central donde se obtiene agua con bajo contenido iónico, es decir, agua purificada, mientras que en los compartimientos laterales se concentra el contenido iónico, producto del proceso de separación. La selectividad iónica de las membranas garantiza la eficiencia del transporte dirigido por el campo eléctrico aplicado.

Figura 3.19

Esquema del Proceso de Electrodialisis



Los electrodos, dispuestos en los extremos superior e inferior de la celda, son los responsables de inducir la transferencia electrónica que impulsa el movimiento iónico. Los materiales empleados en su fabricación deben exhibir alta resistencia a la corrosión y estabilidad electroquímica. Los materiales comúnmente utilizados incluyen:

- Ánodo: tántalo, niobio, titanio o acero inoxidable.

- Cátodo: tantalio, niobio o titanio, recubiertos con platino.

Los electrodos están aislados mediante elementos de sellado, como juntas de goma, para evitar fugas eléctricas o mecánicas. La selección del material del electrodo es crítica, ya que influye directamente en los costos de inversión y en la vida útil del sistema.

Características Operativas del Proceso de Electrodialisis:

- El proceso se basa en el uso de energía eléctrica para inducir la migración iónica.
- Las membranas son impermeables al agua, permitiendo únicamente el paso de iones cargados.
- El consumo energético es proporcional a la cantidad de sales eliminadas.
- La eliminación de sales puede alcanzar valores de 40 a 50% por etapa, con eficiencias globales de hasta 95%.
- El sistema solo remueve especies cargadas, no siendo eficaz para compuestos neutros o no iónicos.
- Las pérdidas de agua durante el proceso son generalmente bajas (5-20%).
- No suele requerir el uso de productos químicos. En caso necesario, se adicionan a la salmuera o se emplea ácido sulfúrico (H_2SO_4) para controlar la precipitación de sales.
- Aunque la instalación tiene un alto costo inicial, su coste operativo es relativamente bajo.
- El proceso puede incluir pretratamientos, como adsorción con carbón activado, para eliminar compuestos orgánicos y mejorar la eficiencia del sistema.

La **eficiencia global del proceso** de electrodialisis está influida por múltiples factores, entre ellos:

1. La temperatura de la corriente a tratar.
2. El tipo y la concentración de iones presentes.
3. El valor de corriente eléctrica aplicada.
4. La velocidad de flujo del fluido a través de las celdas.

La duración del proceso de purificación de agua mediante electrodialisis, en el contexto de producción de agua potable, puede extenderse hasta aproximadamente 20 días.

El sistema puede mantenerse mediante técnicas de limpieza como el cambio de polaridad de los electrodos y lavado de las membranas, lo que contribuye a preservar su rendimiento y prolongar su vida útil.

Electrocoagulación

Fundamentos y Aplicaciones en el Tratamiento de Aguas

La electrocoagulación (EC) es una técnica electroquímica emergente que ha demostrado alta eficiencia en el tratamiento de aguas residuales industriales, urbanas y contaminadas con compuestos orgánicos e inorgánicos incluidos glifosatos y microplásticos (Figura 3.20). Este proceso se fundamenta en la generación *in situ* de especies coagulantes mediante la disolución

anódica de electrodos metálicos, comúnmente de aluminio o hierro, cuando se aplica una corriente eléctrica continua a través de una celda electrolítica.

El principio básico de la electrocoagulación reside en la electrólisis del agua y la liberación de iones metálicos desde el ánodo, los cuales reaccionan con los contaminantes disueltos formando flóculos insolubles. Paralelamente, en el cátodo se genera hidrógeno molecular, cuyas burbujas actúan como medio de flotación para transportar los sólidos hacia la superficie, facilitando su separación.

Reacciones electrolíticas características:

Con electrodos de aluminio:

- Ánodo: $\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{e}^-$
- Cátodo: $3\text{H}_2\text{O} + 3\text{e}^- \rightarrow 3/2 \text{H}_2 (\text{g}) + 3\text{OH}^-$

Con electrodos de hierro:

- Ánodo: $\text{Fe} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$ (posible oxidación a Fe^{3+})
- Cátodo: $2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2 (\text{g}) + 2\text{OH}^-$

Los hidróxidos metálicos generados ($\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$) tienen una elevada capacidad de adsorción, lo que favorece la desestabilización y aglomeración de partículas coloidales, materia orgánica, metales pesados y microorganismos presentes en el agua.

Factores que influyen en el proceso

- pH: El pH influye sobre la eficiencia de la corriente en el proceso de solubilidad del metal para formar hidróxido.
- Densidad de corriente: La eficiencia en la remoción y el consumo de energía se incrementan con el aumento en la densidad de corriente.
- Conductividad: Un incremento en la conductividad eléctrica genera a su vez un incremento en la densidad de corriente.
- Temperatura: La eficiencia en la corriente se incrementa inicialmente hasta llegar a 60° C. El incremento de la eficiencia con la temperatura es atribuido al incremento en la actividad de destrucción de la película de óxido de aluminio de la superficie del electrodo.
- Material del electrodo: El tipo de metal (comúnmente hierro o aluminio) define la naturaleza de los coagulantes generados. El hierro produce especies férricas o ferrosas, mientras que el aluminio genera polímeros de hidróxido de aluminio. La elección del material afecta la eficiencia de remoción de contaminantes específicos y la calidad del lodo generado.
- Geometría del electrodo: La forma física de los electrodos (placas planas, rejillas, mallas, varillas, etc.) determina la distribución del campo eléctrico y la eficiencia en el contacto entre el agua y la superficie activa del electrodo. Diseños que maximizan el área de contacto suelen mejorar la tasa de coagulación.

- Superficie activa: Una mayor superficie activa expuesta al medio permite una mayor tasa de disolución del metal y, por tanto, una mayor producción de especies coagulantes. Superficies rugosas o porosas también pueden favorecer la transferencia de masa y la eficiencia del proceso.

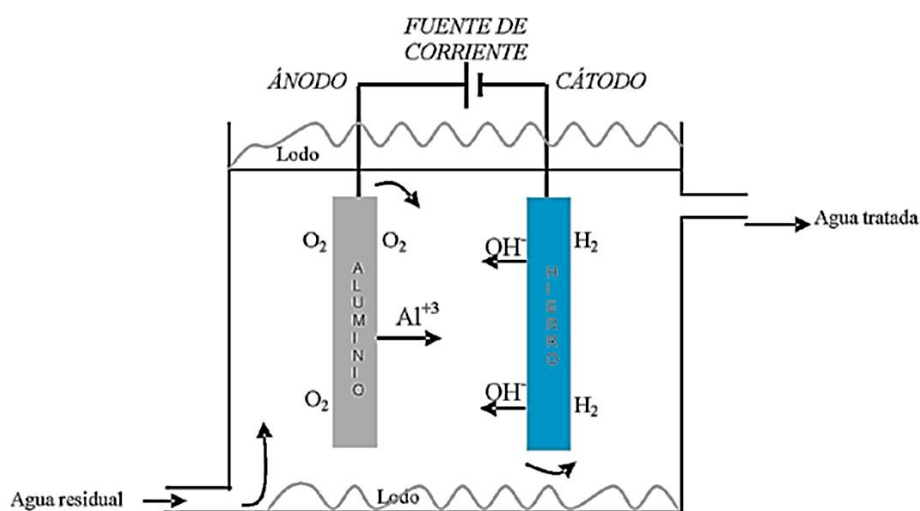
Aplicaciones

La electrocoagulación ha sido aplicada exitosamente en sectores industriales como el textil, alimentario, petroquímico, minero y de tratamiento de lixiviados. Asimismo, se utiliza en la potabilización de aguas superficiales con alta carga de sólidos disueltos, materia orgánica y turbidez.

A pesar de que la electrocoagulación presenta un coste inicial relativamente alto debido a la inversión en equipos y materiales, su bajo costo operativo, la reducción en el uso de reactivos químicos y la disminución en la producción de lodos la posicionan como una alternativa sostenible y eficaz frente a tecnologías convencionales de tratamiento.

Figura 3.20

Esquema del proceso de Electrocoagulación



Bibliografía

- Restrepo Osorno H. (2009) Evaluación Del Proceso De Coagulación – Floculación De Una Planta De Tratamiento De Agua Potable Universidad Nacional De Colombia
- Stumm W., Morgan J., Chemical aspects of coagulation. Chemistry, *Environmental Science. J. AWWA*, 54, (1962), 971–991. DOI:10.1002/J.1551-8833.1962.TB00922.X
- Droste, R. L. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. John Wiley & Sons
- Baker, R. W. (2012). *Membrane Technology and Applications* (3rd ed.). John Wiley & Sons
- Mulder, M. (1996). *Basic Principles of Membrane Technology* (2nd ed.). Springer Science Business Media.
- Cheryan, M. (1998). *Ultrafiltration and Microfiltration Handbook* (2nd ed.). Technomic Publishing.
- Tchobanoglous G., Burton F., Stensel H., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* Ed. Metcalf & Eddy Inc. (2003)

CAPÍTULO 4

Procesos de desinfección

Kai Trombott Herfert, Guillermo P. López

Procesos de desinfección, cloración, oxidación tenso activos y fotoquímicos

La desinfección es una etapa fundamental en el tratamiento terciario del agua, cuyo objetivo principal es eliminar o inactivar microorganismos patógenos para garantizar la seguridad sanitaria del recurso. Existen diversos métodos de desinfección que se aplican según las características del agua y los requerimientos del proceso. Entre los más comunes se encuentran la cloración, ampliamente utilizada por su eficacia y bajo costo; la oxidación, que degrada compuestos orgánicos e inactiva patógenos mediante agentes químicos; el uso de tensioactivos, que alteran la estructura celular de los microorganismos; y los procesos fotoquímicos, que emplean luz, generalmente ultravioleta, para descomponer contaminantes y desinfectar el agua. Cada uno de estos métodos presenta ventajas y limitaciones, y su elección depende de múltiples factores técnicos y ambientales.

Teoría de la desinfección química

Mecanismo de acción de los desinfectantes basados en el cloro.

Green y Stumpf demostraron que las especies químicas desinfectantes derivadas del cloro reaccionan específicamente con enzimas esenciales para los procesos metabólicos celulares. La inhibición de estas biomoléculas clave conduce a la pérdida de actividad metabólica y, en consecuencia, a la muerte celular. Este mecanismo enzimático constituye el principal efecto letal de los desinfectantes, incluso en casos donde procesos drásticos, como la coagulación térmica de los componentes celulares, contribuyen a la inactivación microbiana. Desde una perspectiva teórica, la desinfección química mediante agentes clorados ocurre en dos etapas secuenciales:

- Penetración de la barrera celular (pared y/o membrana).
- Reacción con las enzimas intracelulares, localizadas en el plasma celular.

Los procesos de desinfección química están regulados por los siguientes parámetros fundamentales:

Características de los microorganismos objetivos

- Tipo, concentración, distribución y estado fisiológico.
- Las bacterias vegetativas (no esporuladas) presentan menor resistencia que las esporuladas, aunque estas últimas tienen escasa relevancia en tratamientos de aguas.
- Entre los microorganismos entéricos:

- *Escherichia coli* muestra mayor resistencia con bacterias patógenas, por lo que se emplea como organismo indicador.
- Los quistes de *Entamoeba histolytica* exhiben alta resistencia.
- El adenovirus tipo 3 presenta menor resistencia que *E. coli*.
- La concentración microbiana sólo adquiere relevancia cuando alcanza niveles que generan demanda significativa de desinfectante.
- La formación de agregados celulares (ej. *Estafilococos*) puede proteger microorganismos internos, requiriéndose agitación para garantizar contacto efectivo.

Propiedades del agente desinfectante

- Naturaleza química, distribución y concentración del desinfectante y sus subproductos.
- El cloro y sus compuestos generan diversos derivados con distinta eficacia germicida.
- Se requiere homogeneidad en la distribución del desinfectante, obtenible mediante mezcla adecuada.

Características del agua a tratar

- La materia en suspensión protege a los microorganismos adsorbidos.
- La materia orgánica compite por los oxidantes disponibles.
- Otros constituyentes pueden reaccionar con el desinfectante, modificando su eficacia.
- El pH es particularmente crítico en procesos de cloración

Condiciones operacionales

- Temperatura: la cinética de desinfección aumenta con la temperatura.
- Tiempo de contacto: mayor duración mejora la inactivación microbiana.
- En sistemas de flujo continuo, el tiempo de retención hidráulica es determinante.

Un análisis crítico de estas cinco categorías permite concluir que, para la desinfección efectiva de un cuerpo de agua determinado, las siguientes variables pueden ser controladas operacionalmente:

- 1- Naturaleza y concentración del agente desinfectante.
- 2- Intensidad de la agitación aplicada al sistema.
- 3- Tiempo de contacto garantizado entre el desinfectante y los microorganismos.

Los demás factores representan condiciones restrictivas que sólo pueden modificarse mediante tratamientos previos, como:

- Purificación del agua
- Ajuste térmico (calentamiento)
- Modificación del Ph

Fundamento cinéticos de la desinfección

El estudio de la cinética de desinfección emerge como aspecto fundamental. En este contexto:

- Desinfección química: La concentración de la especie activa en la interfase microorganismo-desinfectante determina la eficacia.
- Desinfección por radiación: La intensidad de la energía en la superficie celular constituye el parámetro crítico.
- Desinfección térmica: La temperatura del medio acuoso representa la variable energética determinante.

Desinfección por cloro

Desinfección mediante cloro: fundamentos químicos y aplicaciones

1. Propiedades químicas del cloro: El cloro elemental (Cl_2), descubierto por Carl Wilhelm Scheele en 1774, pertenece al grupo de los halógenos (grupo 17) en la tabla periódica. Su configuración electrónica externa (7 electrones en la capa de valencia) le confiere una elevada electronegatividad (3.16 en la escala de Pauling) y un marcado carácter oxidante, al tender a captar un electrón para completar su octeto. Esta propiedad redox explica su eficacia como agente desinfectante.

2. Especies cloradas en solución acuosa: Cuando se introduce cloro o sus compuestos en agua, se establece un equilibrio químico complejo que genera múltiples especies activas:

Cloro libre disponible (dominante en pH 6,5-8,5):

- Ácido hipocloroso (HOCl): forma más activa ($\text{pK}_a = 7.5$)
- Ion hipoclorito (OCl^-): predominante en pH alcalinos
- Cloro molecular (Cl_2): solo detectable transitoriamente a pH ácido

Cloro combinado (en presencia de nitrógeno amoniacal):

- Monocloramina (NH_2Cl): principal forma en $\text{pH} > 7$
- Dicloramina (NHCl_2): dominante en pH 4.5-7

Cloraminas orgánicas: se forman con compuestos nitrogenados orgánicos.

Dada la significativa variabilidad en la capacidad germicida de las distintas especies cloradas (HOCl , OCl^- , cloraminas), resulta imperativo un conocimiento exhaustivo de los principios fisicoquímicos que rigen los procesos de cloración. Este entendimiento es requisito fundamental para la implementación óptima de protocolos de desinfección hídrica, garantizando tanto la eficiencia microbicida como la seguridad del tratamiento.

La cuantificación analítica de las especies activas se realiza preferentemente mediante métodos colorimétricos normalizados, destacando el procedimiento basado en o-tolidina con adición secuencial de arsenito de sodio (NaAsO_2). Esta técnica aprovecha las diferencias cinéticas significativas entre:

1. La reacción inmediata ($t_{1/2} < 15 \text{ s}$) del cloro libre disponible (HOCl/OCl^-) con el indicador.
2. La reacción más lenta ($t_{1/2} > 5 \text{ min}$) del cloro combinado (cloraminas).

El arsenito de sodio, actuando como agente reductor selectivo, permite la interrupción controlada del desarrollo de color:

- Se adiciona tras la completa reacción del cloro libre (~ 1 min)
- Previene significativamente la interferencia por cloro combinado ($< 10\%$ de reactividad)

Como agente oxidante de alto potencial redox ($E^\circ = +1.36$ V para el par Cl_2/Cl^-), el cloro presenta una marcada reactividad con especies reductoras presentes en medios acuosos, generando lo que se denomina técnicamente "demanda de cloro". Este proceso implica la reducción del cloro molecular (Cl_2) o de sus derivados activos (HOCl/OCl^-) a ion cloruro (Cl^-) o, en menor medida, a compuestos organoclorados, dependiendo de:

1. Naturaleza del sustrato reductor:
 - Compuestos inorgánicos: Fe^{2+} , Mn^{2+} , NO_2^- , H_2S (cinéticas rápidas, constante de velocidad $k > 10^3 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$).
 - Materia orgánica: incluyendo tanto biomoléculas disueltas como material particulado (cinéticas lentas, $k \approx 10^{-1}$ - $10^2 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$).
2. Parámetros operacionales:
 - Temperatura ($Q_{10} \approx 1.5$ - 2.0 para reacciones orgánicas).
 - Concentración de cloro residual libre.
 - Tiempo de contacto (normalizado a 10 minutos en protocolos estándar).

La demanda de cloro presenta correlaciones significativas con:

- Aguas potables: Parámetros de color ($\lambda = 455$ nm, coeficiente de correlación $r^2 \approx 0.65$ - 0.85).
- Aguas residuales: DQO ($r^2 \approx 0.75$ - 0.90) más que con DBO_5 , debido a la mayor representatividad de la carga orgánica total.

Implicaciones en el diseño de procesos:

1. Dosificación requerida = Demanda inmediata (fracción inorgánica) + Demanda retardada (fracción orgánica) + Residual objetivo (0.2 - 0.5 mg/L según EPA).
2. Control basado en cloro residual post-contacto más que en dosis inicial
3. Consideración simultánea de los tres factores cinéticos principales:
 - Temperatura (corrección mediante ecuación de Arrhenius).
 - Concentración (efecto de orden de reacción).
 - Tiempo (integral CT para criterio de desinfección).

Decloración

La decloración constituye un proceso esencial en el tratamiento de aguas cuando se han aplicado dosis elevadas de cloro (sobrecoloración), ya sea para:

- Garantizar desinfección completa previo al consumo.
- Eliminar compuestos responsables de olores y sabores.
- Controlar la formación de subproductos de desinfección (DBPs).

Métodos tecnológicos disponibles

1. Reducción química (método más eficiente):
 - Agentes reductores comúnmente empleados: a) Dióxido de azufre (SO_2) - $E^\circ = -0.45 \text{ V}$; b) Bisulfito de sodio (NaHSO_3) - $E^\circ = -0.48 \text{ V}$; c) Sulfito de sodio (Na_2SO_3) - $E^\circ = -0.43 \text{ V}$.
 - En la práctica industrial, el bisulfato de sodio presenta ventajas operativas: a) Mayor estabilidad en solución ($t_{1/2} > 30$ días a 25°C); b) Coste reducido ($\sim 40\%$ menor que sulfito); c) Eficiencia estequiométrica (1:1 con Cl_2).
2. Adsorción-oxidación en carbón activado:
 - Mecanismo dual: a) Adsorción física en poros ($10\text{-}50 \text{ \AA}$); b) Oxidación catalítica a CO_2 ($\Delta H = -393.5 \text{ kJ/mol}$).
 - Limitaciones prácticas: a) Carbón granular (GAC) requiere tiempos de contacto $> 15 \text{ min}$; b) Carbón pulverizado (PAC) presenta cinética insuficiente ($t_{1/2} < 2 \text{ min}$).
3. Eliminación por aireación:
 - Eficaz para especies volátiles: a) Cloro molecular (Cl_2) - $P_v = 480 \text{ kPa}$ a 20°C ; b) Ácido hipocloroso (HOCl) - $K_H = 6.5 \times 10^{-3} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$; c) Dióxido de cloro (ClO_2) - $P_v = 101 \text{ kPa}$ a 20°C .
 - Limitado por: a) Requerimientos energéticos elevados; b) Ineficacia para cloraminas (NH_2Cl $K_H = 2.1 \times 10^{-6} \text{ atm}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$).

Desinfección por Ozono

Básicamente, el ozono (O_3) descompone los compuestos orgánicos a través de dos vías:

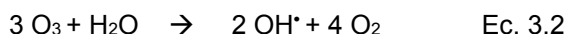
- Reacción directa por O_3 (los mecanismos de reacción directa en medio acuoso: reacciones de oxidación-reducción; reacciones de cicloadición dipolar y reacciones de sustitución electrofílica se describen en la bibliografía de Beltran, 2003).
- Reacción indirecta por radicales hidroxilo formados por la descomposición del ozono o por otras reacciones directas del ozono, con compuestos presentes en el agua. Por lo tanto, las reacciones de ozono directas son el paso de inicio que conducen a las reacciones indirectas.

El ozono es un oxidante fuerte con un potencial de oxidación de 2.07 V frente al electrodo estándar de calomel (SCE por sus siglas en inglés *saturated calomel electrode*). Generalmente, el O_3 reacciona preferentemente con la forma ionizada y dissociada de los compuestos orgánicos, en lugar de la forma neutra. Por el contrario, la oxidación indirecta por $\text{OH}^\cdot$ es indiscriminada. El complejo procedimiento de generación de $\text{OH}^\cdot$ durante la ozonización se ha explicado a través de dos mecanismos, el mecanismo de Hoigne, Staehelin y Bader, y el mecanismo de Gordon, Tomiyasu y Fukutomi (ambos se describen detalladamente en la bibliografía de Beltran, 2003). Cualquiera de los mecanismos comienza con la reacción de O_3 y OH^- , como se muestra en la Ec. 3.1:



Donde $\text{O}_2^{\cdot-}$ es un radical aniónico, es decir, una especie cargada y con un electrón desapareado.

Aquí, el ion hidróxido (OH^-) se convierte en el iniciador de $\text{OH}^\bullet$. Por lo tanto, el pH juega un papel importante en la determinación de si predomina la reacción directa o indirecta durante la ozonización. Normalmente, la vía directa domina en condiciones ácidas (pH 10.0. Ambas oxidaciones pueden ser importantes a un pH entre 4 y 10. Brevemente, la reacción general que involucra la generación de $\text{OH}^\bullet$ durante la ozonización puede expresarse como (Deng, 2009):



Sin embargo, en muchos casos, este proceso requiere dosis elevadas de ozono, lo que incrementa significativamente los costos operativos. En el contexto de la potabilización de agua, el ozono puede aplicarse en diversas etapas del tratamiento.

En los sistemas de potabilización de agua, la aplicación de ozono puede implementarse en distintas etapas del proceso de tratamiento:

- **Preozonización:** Esta etapa se lleva a cabo al inicio del tratamiento, donde el ozono se incorpora al agua cruda. Además de proporcionar una desinfección primaria, facilita la eliminación de hierro y manganeso, así como la mejora del proceso de coagulación-floculación, particularmente en aguas con alta dureza.
- **Ozonización intermedia:** Aplicada previo a la filtración, contribuye no solo a la oxidación de materia orgánica natural (MON), sino también a su posterior eliminación biológica en los filtros de arena mediante procesos de biodegradación.
- **Postozonización:** Implementada en la fase final del tratamiento (a la salida de la planta), actúa como barrera adicional de desinfección y mejora la calidad organoléptica del agua.

En algunos casos, el ozono puede aplicarse simultáneamente en dos o incluso en las tres etapas mencionadas. No obstante, dado el elevado costo asociado a la generación de ozono, una estrategia eficiente consiste en emplear principalmente como pretratamiento, ya que los subproductos generados por la oxidación parcial con ozono presentan mayor biodegradabilidad que los compuestos orgánicos originales.

Proceso de ozonización

La eficacia del proceso de ozonización está determinada por tres factores fundamentales: (i) el grado de contaminación del agua (tanto química como microbiológica), (ii) el tiempo de contacto, y (iii) la concentración de ozono aplicada. El sistema de ozonización típico, cuyos componentes principales incluyen:

1. **Preparación del gas de alimentación:** Acondicionamiento del gas portador (generalmente oxígeno o aire) para optimizar la posterior generación de ozono.
2. **Generación de ozono:** Producido mediante descarga corona o radiación UV a partir del gas preparado en la etapa anterior.
3. **Contacto ozono-agua:** Implementado comúnmente mediante dos tecnologías:
 - Sistemas de difusión por burbujeo
 - Inyectores Venturi (para transferencia más eficiente en ciertas aplicaciones)

4. Destrucción del ozono residual: Realizada para evitar emisiones gaseosas mediante:
 - Métodos térmicos
 - Procesos catalíticos (empleando catalizadores de Pd, NiO o MnOx)

Contacto del ozono:

Para garantizar una eficiente transferencia de masa, el ozono debe establecer un contacto íntimo con el agua a tratar, requiriendo su dispersión en forma de burbujas de tamaño micrométrico. Esta operación se implementa convencionalmente mediante sistemas de difusión por burbujeo en cámaras de contacto especialmente diseñadas. Entre los sistemas más empleados destacan:

1. Cámaras de inyección por presión positiva, donde el ozono es forzado a través de los difusores
2. Sistemas de presión negativa, que operan mediante vacío parcial
3. Reactores con agitación mecánica, que combinan difusión y mezcla turbulenta
4. Torres de lecho fijo, que incorporan medios de contacto estáticos

Los difusores de cámara con deflectores constituyen la configuración más ampliamente adoptada en aplicaciones industriales, debido a su equilibrio entre eficiencia de transferencia y viabilidad operativa.

Un diseño convencional de cámara de contacto consta de múltiples compartimentos dispuestos en serie, cada uno equipado con difusores de burbuja en su base. El sistema opera bajo un esquema de flujo a contracorriente: en el primer compartimento, el agua fluye en descenso mientras las burbujas de ozono ascienden, mientras que en el segundo se invierte el flujo líquido. Estas cámaras se diseñan con cubiertas herméticas para cumplir dos funciones esenciales: (1) evitar emisiones gaseosas de ozono al ambiente, y (2) mantener elevada la presión parcial del ozono en el sistema.

Los compartimentos adicionales tienen como propósito garantizar el tiempo de contacto hidráulico necesario para la transferencia de masa. Cada unidad incorpora puntos de muestreo estratégicamente ubicados para monitorear las concentraciones residuales de ozono, parámetro crítico para:

- Calcular el valor CT (concentración × tiempo)
- Verificar la eficiencia del proceso
- Asegurar el cumplimiento de los criterios de diseño

Como requisito operacional, la concentración de ozono en el efluente del último compartimento debe mantener un residual mínimo de 0.1 ppm, garantizando así la efectividad del tratamiento.

Destrucción del ozono:

El efluente gaseoso procedente de las cámaras de contacto de ozono frecuentemente presenta concentraciones que superan el límite permisible, lo que hace necesario implementar

sistemas de tratamiento para el ozono residual. Las dos estrategias principales para gestionar este excedente consisten en: (1) su recirculación al sistema de alimentación o (2) su destrucción controlada mediante métodos térmicos o catalíticos. (Santiago, E.B 2005)

El efluente gaseoso residual es tratado mediante un sistema secuencial que comprende: (1) una etapa inicial de eliminación de arrastres líquidos mediante un separador de gotas equipado con malla de acero inoxidable, seguido de (2) un proceso de destrucción catalítica que combina calentamiento del flujo gaseoso con contacto en un lecho catalítico. (Santiago, E.B 2005).

Consideraciones

Ventajas del proceso de ozonización (M. Mohseni, 2005):

1. Disponibilidad de materia prima: Los precursores (aire u oxígeno) son ampliamente accesibles y únicamente requieren un pretratamiento sencillo, consistente básicamente en procesos de filtración y deshumidificación.
2. Alta reactividad: Presenta elevada eficiencia en la oxidación de contaminantes orgánicos e inorgánicos debido a su alto potencial redox ($E^\circ = +2.07 \text{ V}$).
3. Efectos múltiples en el tratamiento: Además de la reducción significativa de la DQO y la acción desinfectante, contribuye notablemente a la mejora de parámetros organolépticos como color y turbidez.
4. Ausencia de subproductos persistentes: Los posibles residuos de ozono en el medio acuoso se descomponen espontáneamente en oxígeno molecular, sin generar compuestos secundarios recalcitrantes.

Limitaciones del proceso:

1. Eficiencia energética: El proceso de generación presenta un bajo rendimiento energético, produciendo concentraciones relativamente bajas de ozono (2-5% v/v usando aire como alimentación, y hasta 3-4 veces mayor con oxígeno puro).
2. Requisito de generación in situ: La inestabilidad intrínseca del ozono obliga a su producción inmediatamente antes del uso, imposibilitando su almacenamiento.
3. Limitaciones en la transferencia de masa: La etapa controlante del proceso suele ser la transferencia del ozono desde la fase gaseosa a la acuosa, lo que condiciona la eficiencia global.
4. Consideraciones de seguridad: A concentraciones superiores a 0.1 ppm, el ozono presenta toxicidad aguda y efectos irritantes, aunque su eliminación posterior resulta técnicamente sencilla.
5. Aspectos económicos: Los costos operativos asociados al proceso (principalmente por consumo energético) son considerablemente más elevados que en otras tecnologías de oxidación convencionales.

El ozono se usa ampliamente debido a su alta reactividad con tintes y buenas eficiencias de remoción. Sin embargo, también se ha informado de que el ozono no es eficaz para decolorar los tintes dispersos y de tina no solubles que reaccionan lentamente y requieren un tiempo de reacción más largo. La eficacia de la decoloración también depende del pH (Verma et al., 2012).

Oxidación electroquímica

Entre los procesos electroquímicos de oxidación avanzada (PEOA) más fundamentales destacan la electrooxidación u oxidación anódica (OA), que se basa en la degradación directa de compuestos orgánicos mediante reacciones electroquímicas en el ánodo. Cuando se combina con la generación electroquímica de H_2O_2 en el cátodo (alimentado con O_2 o aire), el proceso se denomina OA con H_2O_2 electrogenerado. Estudios recientes han demostrado que estos procesos electroquímicos avanzados presentan un notable potencial para el tratamiento de aguas residuales (González-Labrada et al., 2010).

Los radicales hidroxilo ($\text{OH}^\bullet$) son eficaces en la destrucción de sustancias químicas orgánicas porque son electrófilos reactivos (sustancias con afinidad por los electrones) que reaccionan rápida y no selectivamente con casi todos los compuestos orgánicos ricos en electrones. Tienen un potencial de oxidación de 2,33 V y exhiben velocidades de reacción de oxidación mayores en comparación con oxidantes convencionales como H_2O_2 o KMnO_4 (Stasinakis, 2008).

Las vías típicas para producir radicales hidroxilo en el tratamiento de residuos son: una combinación de agentes oxidantes (como H_2O_2 y O_3); irradiación con ondas (como luz ultravioleta o ultrasonido); y catalizadores (como Fe^{2+}) (Deng, 2009).

Una vez generados, los radicales hidroxilo pueden atacar a los productos químicos orgánicos mediante la adición de radicales (Ec. 3.3), la abstracción de hidrógeno (Ec. 3.4) y la transferencia de electrones (Ec. 3.5). En las siguientes reacciones, R se usa para describir el compuesto orgánico que reacciona (Stasinakis, 2008).



La reacción de $\text{OH}^\bullet$ y compuestos orgánicos produce radicales centrados en carbono ($\text{R}^\bullet$ o $\text{R}^\bullet\text{-OH}$). En presencia de O_2 , estos radicales centrados en carbono pueden transformarse en radicales peroxilo orgánicos ($\text{ROO}^\bullet$). Todos los radicales pueden seguir reaccionando, acompañados de la formación de especies reactivas como H_2O_2 y superóxido ($\text{O}_2^{\bullet-}$), lo que finalmente conduce a la descomposición y mineralización de estos compuestos orgánicos (Deng, 2009). Sin embargo, cabe señalar que los mecanismos de eliminación de compuestos orgánicos durante los procesos de oxidación avanzados (AOP, del inglés *Advanced Oxidation Processes*) pueden ser múltiples, por ejemplo, además de la oxidación del $\text{OH}^\bullet$, la oxidación del O_3 durante la ozonización, la coagulación causada por el lodo férrico en la reacción de Fenton y la fotólisis durante la irradiación ultravioleta (UV) contribuyen a la descomposición o remoción de los contaminantes orgánicos (Deng, 2009). El uso de los AOP es particularmente importante en la oxidación de contaminantes orgánicos persistentes que no pueden tratarse por métodos

biológicos convencionales ya que resisten a la acción de los microorganismos (Goncharuk et al., 2008). De esta manera los AOP se pueden usar para (Deng, 2009):

- Aumentar la biodegradabilidad de los contaminantes orgánicos para el tratamiento biológico posterior.
- Eliminar directamente los componentes orgánicos.
- Degradar aún más los compuestos orgánicos como una unidad de postratamiento para otras tecnologías.

Las características fundamentales de estos sistemas incluyen:

1. Operación a presión atmosférica.
2. Temperaturas de trabajo inferiores a 100°C.
3. Velocidad de reacción controlada por la densidad de corriente aplicada (A/m^2).
4. Dependencia completa del suministro eléctrico (la reacción cesa al interrumpir la corriente).
5. Flexibilidad operacional, permitiendo arranques y paradas sencillas.
6. Capacidad de regulación precisa del tratamiento mediante control de la intensidad de corriente.

La eficiencia del proceso está determinada por múltiples factores que pueden clasificarse en:

- Condiciones experimentales.
- Metodologías analíticas.
- Parámetros operativos.

En cuanto a los materiales anódicos, investigaciones sistemáticas (Comninellis y Plattner, 1998) han identificado que los óxidos metálicos presentan particular eficiencia para la eliminación electroquímica de compuestos orgánicos.

Los procesos electroquímicos para el tratamiento de aguas pueden clasificarse en dos categorías fundamentales:

1. Oxidación anódica directa, donde los contaminantes se degradan mediante transferencia electrónica directa en la superficie del ánodo.
2. Oxidación indirecta, que emplea especies oxidantes generadas electroquímicamente (como cloro activo, hipoclorito, peróxido de hidrógeno, ozono, reactivos Fenton o peroxodisulfato).

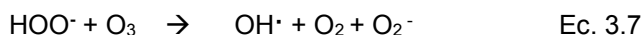
Un caso particular de oxidación indirecta es el proceso de oxidación electroquímica mediada (MEO, por sus siglas en inglés), el cual utiliza iones metálicos de alto potencial redox (como Ag^{2+} o Cu^{2+}) generados electroquímicamente en un sistema de ciclo cerrado, minimizando así las emisiones de subproductos.

Para que la oxidación anódica directa sea efectiva, los materiales anódicos deben cumplir dos requisitos esenciales:

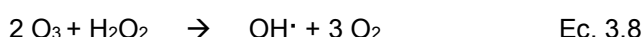
- Alto sobrepotencial de evolución de oxígeno
- Excelente estabilidad frente a la corrosión

Oxidación O_3/H_2O_2

En presencia de H_2O_2 , la descomposición de O_3 se ve reforzada por el hidróperóxido (HO_2^-) de la descomposición del H_2O_2 a través de las reacciones 3.6 y 3.7. La tasa de descomposición de O_3 por H_2O_2 aumenta al aumentar el pH.

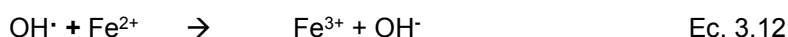
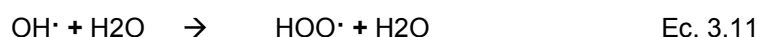
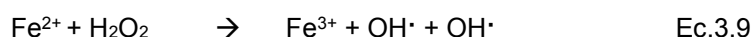


La reacción general de la generación de $OH^\bullet$ en el sistema llamado peroxona (O_3/H_2O_2) se puede expresar como (Deng, 2009):



Proceso de Fenton

El proceso de Fenton, denominado así en honor al químico británico Henry John H. Fenton por sus contribuciones pioneras a finales del siglo XIX (Fenton, 1984), constituye un método clásico de oxidación avanzada basado en la generación catalítica de radicales hidroxilo ($HO^\bullet$). Este mecanismo implica la reacción entre peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y especies de hierro ferroso (Fe^{2+}) en medio ácido (pH óptimo 2.5-4) (Verma et al., 2012), según se describe en las siguientes ecuaciones.



La Ec. 3.9 muestra la generación de $OH^\bullet$ mediante transferencia de electrones por oxidación del Fe^{2+} , la Ec. 3.10 muestra la recuperación del Fe^{2+} (que es mucho más lenta) y, las Ec. 3.11 y 3.12 indican que el $OH^\bullet$ es eliminado por cualquiera de los reactivos de Fenton, lo que implica que se requiere una proporción molar adecuada de Fe^{2+} a H_2O_2 para minimizar la eliminación por los reactivos de Fenton (Deng, 2009).

En comparación con la ozonización, este método es relativamente económico y también presenta una alta reducción en la DQO y eficiencia en la decoloración. El principal inconveniente es la alta generación de lodos debido a la floculación de reactivos y moléculas de colorante (Verma et al., 2012).

Generalmente, la oxidación Fenton es eficaz en la decoloración de tintes solubles (tintes ácidos, reactivos, directos, complejos metálicos) y también para algunos insolubles, aunque se encontró que algunos tintes de tina y dispersos son resistentes al mismo (por ejemplo, el tinte disperso azul palanil 3RT) (Gupta & Suhas, 2009).

Los sistemas fenton por lotes emplean típicamente reactores abiertos a presión atmosférica con dosificación externa de: (i) reguladores de pH, (ii) FeSO_4 , y (iii) H_2O_2 (35-50%). La configuración permite un control preciso de las condiciones de reacción (Zhang et al., 2022). Este proceso ha demostrado notable eficacia en el tratamiento de aguas residuales que contienen compuestos orgánicos recalcitrantes a los procesos biológicos convencionales. Entre estos contaminantes destacan particularmente: (i) derivados fenólicos, (ii) compuestos organoclorados, y (iii) colorantes sintéticos, todos ellos caracterizados por su elevada persistencia en medios acuáticos.

Consideraciones generales

La oxidación electroquímica emerge como una alternativa tecnológicamente viable para el tratamiento de aguas residuales, destacándose por sus múltiples ventajas operacionales y ambientales que han impulsado su desarrollo continuo. Entre sus principales beneficios se incluyen:

1. Versatilidad de aplicación en diversos tipos de efluentes
2. Compatibilidad ambiental, al minimizar la generación de subproductos tóxicos
3. Alta eficiencia energética comparada con otros procesos avanzados
4. Facilidad de automatización y operación segura
5. Costos operativos relativamente bajos
6. Operación en condiciones ambientales (temperatura y presión estándar)

Sin embargo, el proceso presenta una limitación significativa en el tratamiento de compuestos aromáticos: durante su degradación se generan ácidos carboxílicos alifáticos de cadena corta que forman complejos con Fe(III) de extraordinaria estabilidad termodinámica. Estos complejos exhiben una notable resistencia a la degradación tanto por radicales hidroxilo homogéneos como por sistemas heterogéneos, lo que puede comprometer la eficiencia global del tratamiento.

Procesos fotoquímicos

Los procesos fotoquímicos representan una tecnología avanzada de oxidación que se fundamenta en la utilización de radiación electromagnética, preferentemente dentro del espectro solar para optimizar su sostenibilidad ambiental. Estos sistemas operan mediante dos mecanismos principales:

1. **Degradación directa:** La radiación de longitud de onda apropiada ($\lambda < 400 \text{ nm}$ para la mayoría de compuestos orgánicos) induce la ruptura de enlaces moleculares en los contaminantes a través de procesos de fotólisis directa.
2. **Activación catalítica:** La energía lumínica promueve la generación de especies reactivas (como radicales hidroxilo $\cdot\text{OH}$) al excitar materiales semiconductores (TiO_2 , ZnO , etc.) que actúan como fotocatalizadores, siguiendo la ecuación fundamental:



La eficiencia del proceso está gobernada por:

- La correspondencia entre el espectro de absorción del contaminante/fotocatalizador y la fuente lumínica
- La energía de los fotones incidentes ($E = hc/\lambda$)
- Las propiedades cuánticas del medio reactivo

Ventajas comparativas:

- Uso potencial de energía solar (AM 1.5G spectrum)
- Mínima generación de subproductos tóxicos
- Aplicabilidad a contaminantes recalcitrantes

Optimizaciones realizadas:

1. Sustitución de términos genéricos por lenguaje técnico preciso.
2. Incorporación de parámetros físicos cuantificables.
3. Explicación de mecanismos a nivel molecular.
4. Mayor rigor en la descripción de procesos.
5. Estructuración lógica del contenido.
6. Eliminación de expresiones imprecisas ("luz adecuada").
7. Adición de fundamentos científicos.

Limitaciones y estrategias de optimización en procesos fotoquímicos para tratamiento de aguas

1. Principales limitaciones tecnológicas: Los procesos fotoquímicos presentan como principal factor limitante su elevado requerimiento energético, particularmente de origen eléctrico, lo que conlleva: a) Costos operativos significativos (0,5-5 kWh/m³ según contaminante); b) Huella de carbono asociada (0,3-3 Kg CO₂eq/m³); c) Dificultades para escalamiento industrial.

Estos aspectos explican su actual aplicación limitada a:

- Tratamiento de corrientes con alta carga contaminante
- Eliminación de microcontaminantes emergentes
- Sistemas de pequeña escala

2. Estrategias de optimización energética: Para mejorar la viabilidad económica se ha desarrollado diversas aproximaciones:

Fuentes lumínicas alternativas: a) Radiación solar directa (AM1,5G, 1000 W/m²); b) Sistema LED de bajo consumo (eficiencia > 40%); c) Reactores híbridos solares-eléctricos.

Procesos combinados: a) Foton-Fenton (UV/H₂O₂/Fe²⁺); b) Foto-ozonización (UV/O₃); c) Sistemas fotocatalíticos (UV/TiO₂, UV/ZnO).

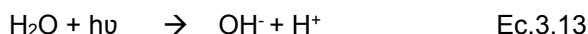
3. Mecanismo de acción fundamentales más estudiados incluyen:

Fotocatálisis directa: a) UV-C ($\lambda = 200-280$ nm) para ruptura de enlaces; b) UV-B ($\lambda = 280-315$ nm) para excitación molecular.

Procesos avanzados oxidativos: a) Generación de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$, $E^\circ = 2.8$ V); b) Activación de peróxido de hidrógeno ($\Phi = 0.5-1.0$); c) Fotocatálisis heterogénea (band gap $\approx 3.0-3.2$ eV).

UV- de vacío

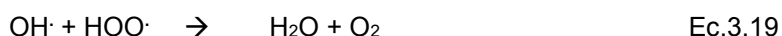
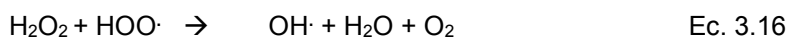
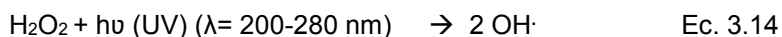
Este proceso aprovecha la irradiación a longitudes de onda por debajo de 190 nm, y usa habitualmente lámparas de Xe ($\lambda = 172$ nm). La excitación electrónica en esta longitud de onda lleva, en la mayoría de los casos, a la ruptura homolítica de uniones químicas y puede producir la degradación de materia orgánica tanto en fase condensada como en gaseosa. El uso más importante de la radiación UV es la fotólisis del agua que produce radicales hidroxilo y átomos de hidrógeno con rendimientos cuánticos que dependen de la longitud de onda de irradiación, tal como se muestra en la Ecuación 13.



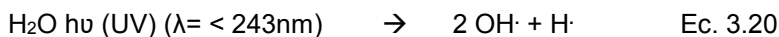
Por ejemplo, el equipo de desinfección UV es sencillo en su diseño, operación y mantenimiento. Consiste de uno o varios tubos de cuarzo a través de los cuales se emite radiación UV para el agua. El agua infectada que se pone en contacto con este tipo de radiación, recibe una dosis de la misma y de esta manera los microorganismos son inactivados. Esta técnica con vacío se encuentra en plena etapa de desarrollo para la degradación de contaminantes en aguas y en corrientes de aire con alto contenido de humedad y para la obtención de agua ultra pura y para el tratamiento de compuestos difícilmente oxidables como por ejemplo compuestos clorados y fluorados con ClCH_3 .

Oxidación UV- H_2O_2

En el proceso $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, los radicales $\text{OH}^\bullet$ se forman cuando el agua que contiene H_2O_2 se expone a la luz ultravioleta, normalmente en el rango de 200-280 nm (Verma et al., 2012). La radiación ultravioleta rompe el enlace O-O en el peróxido de hidrógeno y genera radicales hidroxilo. La fotólisis del H_2O_2 y las reacciones que describen el proceso $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ son (Stasinakis, 2008):



Además, a una longitud de onda inferior a 242 nm, el $\text{OH}\cdot$ se genera posiblemente a través de la fotólisis de H_2O (Deng, 2009):



En las ecuaciones antes mencionadas, la Ec. 3.14 es la reacción que limita la velocidad porque las velocidades de las otras reacciones son mucho más altas que las de la Ec. 3.14. En teoría, en el proceso $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, la concentración inicial más alta de peróxido de hidrógeno produce una concentración de radicales hidroxilo más alta (Ec. 3.14), que descompone más compuesto objetivo. Sin embargo, existe una concentración óptima de H_2O_2 porque la sobredosis de H_2O_2 conduciría a una reacción que consume al radical hidroxilo con la formación de $\text{HOO}\cdot$ (Ec. 3.15) (Stasinakis, 2008).

El proceso $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ es eficiente para mineralizar contaminantes orgánicos. Una desventaja de este proceso es que no puede utilizar la luz solar como fuente de luz ultravioleta debido al hecho de que la energía ultravioleta necesaria para la fotólisis del oxidante no está disponible en el espectro solar. Además, el H_2O_2 tiene malas características de absorción de UV y si la matriz de agua absorbe mucha energía de luz UV, la mayor parte de la entrada de luz al reactor se desperdiciará. Finalmente, se requieren reactores especiales diseñados para iluminación ultravioleta, mientras que se debe eliminar el H_2O_2 residual.

Los principales factores que afectan este proceso son la concentración inicial del compuesto objetivo, la cantidad de H_2O_2 utilizada, el pH de las aguas residuales, la presencia de bicarbonato y el tiempo de reacción. Específicamente, la constante de velocidad cinética para el proceso de degradación es inversamente proporcional a la concentración inicial del contaminante. Como resultado, la dilución de las aguas residuales debe realizarse a un nivel óptimo. Normalmente se prefieren valores de pH más bajos (2,5-3,5), sin embargo, los valores de pH dependen del pKa de los compuestos objetivo.

El proceso $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ se ha utilizado ampliamente para la eliminación de tintes. En el trabajo de Daneshvar et al. (2008) investigaron la eliminación del Naranja Ácido 7 (un tinte que se detecta comúnmente en las aguas residuales textiles). Las conclusiones que obtuvieron fueron que la ausencia ya sea de radiación ultravioleta o H_2O_2 redujo la eficiencia de eliminación del tinte a casi cero. El aumento de la concentración de H_2O_2 aumentó la eliminación del tinte hasta cierto punto, pero a concentraciones más altas de H_2O_2 , la eficiencia de eliminación del tinte se mantuvo. El aumento del pH a valores básicos mejoró la eficiencia de eliminación del tinte, mientras que el aumento de la concentración del anión bicarbonato afectó negativamente su eliminación (ya que reacciona consumiendo los radicales hidroxilo) (Stasinakis, 2008).

Este método es uno de los más usado en el tratamiento de aguas residuales derivadas de la industria papelera y de los lixiviados de vertederos debido su alto poder para reducir diferentes contaminantes en los que se destacan los organoclorados alifáticos, fenoles tanto clorados como sustituidos y plaguicidas.

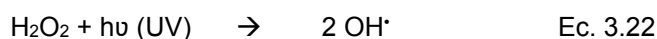
Oxidación UV-O₃

En la irradiación de O₃/UV, las vías de oxidación son complejas, porque el H₂O₂, un oxidante adicional, se genera principalmente a través de la fotólisis de O₃, como se muestra en reacción 3.21:



A partir de entonces, el OH• se puede generar, al menos, a través de tres vías:

- Ozonización (Ec. 3.2)
- O₃/H₂O₂ (Ec.3.6)
- Fotólisis de H₂O₂, como se muestra en reacción 3.22



Por lo tanto, los mecanismos que involucran la descomposición de compuestos orgánicos durante O₃/UV incluyen fotólisis directa, oxidación por O₃, oxidación por OH• y oxidación por H₂O₂. Generalmente, la contribución de la oxidación directa por H₂O₂ es insignificante durante la degradación de los orgánicos recalcitrantes (Deng, 2009).

También se ha informado que el O₃/UV es el método más eficaz para decolorar los tintes en comparación con la oxidación por UV u ozonización sola. Esto puede justificarse por la mayor cantidad de mecanismos que participan en la degradación y en la producción de radicales hidroxilo (OH•). Sin embargo, Perkowski & Kos (2003) no han informado diferencias significativas entre la ozonización y O₃/UV en términos de eliminación de color. Una explicación posible puede ser que la mayor parte de la luz UV es simplemente absorbida por los tintes sin contribuir a una producción extra de radicales libres de hidroxilo para descomponer los tintes. Esto dependerá en cada caso de la composición química del efluente textil (Verma et al., 2012).

Oxidación Fenton/UV

El proceso de foto Fenton (H₂O₂/Fe²⁺/UV) implica la formación de OH• a través de la fotólisis del peróxido de hidrógeno (H₂O₂/UV) y la reacción de Fenton (H₂O₂/Fe²⁺). En presencia de irradiación UV, los iones férricos (Fe³⁺) producidos en la (Ec. 3.9) se convierten fotocatalíticamente en iones ferrosos (Fe²⁺), con formación de un equivalente adicional de radical hidroxilo (Ec. 3.22) (Stasinakis, 2008).



Los radicales hidroxilo formados reaccionan con especies orgánicas, promoviendo su oxidación. Basado en el hecho de que la reacción de Fenton es acelerada por la luz, la reacción de foto Fenton proporciona velocidades más rápidas y grados más altos de mineralización en comparación con el proceso de Fenton convencional. Debido al hecho de que esta reacción puede ser impulsada por fotones de baja energía, también se puede lograr mediante radiación solar. Este hecho puede reducir significativamente el costo operativo del tratamiento.

Los principales parámetros que afectan el proceso de Fenton son el pH de la solución, la cantidad de iones ferrosos, la concentración de H_2O_2 , la concentración inicial del contaminante y la presencia de otros iones. El pH óptimo para los procesos de reactivos de Fenton varía de 2 a 4. A un pH superior a 4, los iones Fe^{2+} son inestables y se transforman fácilmente en iones Fe^{3+} , formando complejos con el hidroxilo. Además, en condiciones alcalinas, el H_2O_2 pierde su poder oxidativo debido a su descomposición en oxígeno y agua. Debido a lo anterior, generalmente es necesario ajustar el pH de las aguas residuales antes del tratamiento con los procesos Fenton. El aumento de la concentración de iones ferrosos y H_2O_2 da como resultado un aumento en la tasa de degradación. Sin embargo, teniendo en cuenta la toxicidad del H_2O_2 para varios microorganismos, el uso de cantidades excesivas de H_2O_2 podría posiblemente deteriorar la eficiencia de degradación general en los casos en que el proceso de Fenton antecede una posterior oxidación biológica. La oxidación de Fenton de compuestos orgánicos es inhibida por fosfato, sulfato, fluoruro, iones bromuro y cloruro. La inhibición por estas especies puede deberse a la precipitación del hierro, la eliminación de $\text{OH}^\bullet$ o la coordinación con el Fe (III) disuelto para formar un complejo menos reactivo.

A pesar de los inconvenientes que presentan los procesos Fenton (por ejemplo, necesidad de condiciones ácidas, interferencia de sustancias que complejan iones de hierro, producción de lodo de óxido de hierro), hasta ahora, los procesos Fenton y foto Fenton se han utilizado para el tratamiento de varios tipos de aguas residuales, incluyendo los producidos en la fabricación de tintes, blanqueo de pulpa, procesamiento agrícola y fabricación de productos químicos. Además, el tratamiento biológico de aguas residuales puede mejorarse con la adición de un paso de pretratamiento Fenton (Stasinakis, 2008).

Bibliografía

- Beltran, F. J. (2003). Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems. CRC Press.
- Comninellis, Ch. and Plattner, E.: «Electrochemical wastewater treatment». *Chimia*, 42 [7/8], 250-2, 1988
- Daneshvar, N., Aber, S., & Hosseinzadeh, F. (2008). Study of CI acid orange 7 removal in contaminated water by photo oxidation processes. *Global NEST Journal*, 10(1), 16-23.
- Deng, Y. (2009). Advanced oxidation processes (AOPs) for reduction of organic pollutants in landfill leachate: a review. *International Journal of Environment and Waste Management*, 4(3-4), 366-384.
- Goncharuk, V. V., Malyarenko, V. V., & Yaremenko, V. A. (2008). Use of ultrasound in water treatment. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 30(3), 137-150.
- González-Labrada, K., Quesada-Peñate, I., Julcour-Lebigue, C., Delmas, H., González, G. C., & Jáuregui-Haza, U. J. (2010). El empleo del ultrasonido en el tratamiento de aguas residuales. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 41, 1-11.
- Gupta, V. K., & Suhas. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2313–2342.

- M. Mohseni, L. ijan. "Integrated Ozone and iotreatment of Pulp Mill effluent and Changes in Biodegradability and Molecular Weight Distribution of Organic Compounds". *Water Research*. Vol. 39. 2005. pp. 3763-3772.
- Perkowski, J., & Kos, L. (2003). Decolouration of model dyehouse wastewater with advanced oxidation processes. *Fibres and Textiles in Eastern Europe*, 11(3), 67-71.
- Santiago, E. B., & Calderón Ancona, J. M. (2005). Diseño y construcción de un generador de ozono para aplicaciones de purificación de agua. México: *Centro nacional de investigación y desarrollo tecnológico "CENIDET"*
- Stasinakis, A. S. (2008). Use of selected advanced oxidation processes (AOPs) for wastewater treatment—a mini review. *Global NEST journal*, 10(3), 376-385.
- Verma, A. K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2012). A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of environmental management*, 93(1), 154-168.
- Zhang J., Wang D., Zhao F., Feng J., Feng H., Luo J., Tang W. (2022). Ferrate modified carbon felt as excellent heterogeneous electron-Fenton cathode for chloramphenicol degradation – *Water Research*, 227. 119324. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119324>

CAPÍTULO 5

Técnicas de caracterización

Franco Dubois

Estudios y caracterización de materiales

En los tratamientos de agua es usual la utilización de materiales sólidos que forman parte en diversas operaciones importantes como la filtración, adsorción, catálisis, coagulantes y floculantes, entre otras. Por esto resulta fundamental la necesidad de conocer la estructura y propiedades fisicoquímicas de este tipo de materiales para poder comprender mejor cómo estos interactúan con los contaminantes presentes en el agua y cómo se pueden optimizar estos procesos en un tratamiento. A su vez, en la planificación de un tratamiento es muy importante conocer y estudiar los contaminantes presentes en un agua, desde su composición fisicoquímica hasta su concentración.

Mediante lo que se conoce como **ensayos o técnicas de caracterización**, se busca obtener información relevante sobre distintas propiedades de una sustancia, a través de un procedimiento estandarizado y en condiciones controladas. El objetivo es obtener información tanto cualitativa como cuantitativa sobre un material sólido o un contaminante de interés, saber cómo está constituido en su masa (*bulk*) y superficie, y qué transformaciones sufre como consecuencia de un tratamiento determinado. Conocer ciertas propiedades fisicoquímicas de un material permite prever el comportamiento de los componentes utilizados en un tratamiento, estimar su vida útil y asegurar su resistencia y efectividad. La aplicación de estas técnicas en el análisis de aguas contribuye a mejorar la seguridad, controlar los procesos de tratamiento y garantizar el cumplimiento de las normativas regulatorias relacionadas con la calidad del agua.

Las técnicas de caracterización nos aportan información cuali y cuantitativa sobre un material, que podemos resumirla en las siguientes categorías generales:

- Información sobre la Composición Química y Estructural: Se refiere al estudio de las proporciones de fases y elementos presentes por unidad de masa del material, pudiéndose distinguir esta composición presente tanto en la masa del material (*bulk*) como en la superficie. También comprende aquellas técnicas que permiten el estudio de la naturaleza y proporciones de los grupos funcionales que pueden estar presentes.

- Información sobre la Textura y Morfología: la morfología trata de la forma y tamaño de las partículas que componen un material ya sea referido a su estructura macroscópica como

microscópica. Las propiedades texturales se refieren a la forma, tamaño y volumen de los poros que conforman una estructura, el área superficial total, la densidad, entre otras características.

En el estudio y descripción de las propiedades de un material es importante resaltar la complementariedad e interdependencia de la información que obtenemos con cada técnica de caracterización. La información que nos aporta una técnica posiblemente nos permita inferir, relacionar y respaldar alguna propiedad observada mediante otra técnica distinta. De esta forma se logrará tener un panorama más detallado y completo sobre las propiedades fisicoquímicas de un material, lo que a su vez permite tomar mejores decisiones respecto de la idoneidad y performance de una operación determinada en un tratamiento de agua.

En esta sección se explicarán en forma breve algunas de las técnicas de caracterización más relevantes en el estudio de materiales sólidos (Potencial Z, Isoterma de Adsorción, FTIR, XPS, DRX).

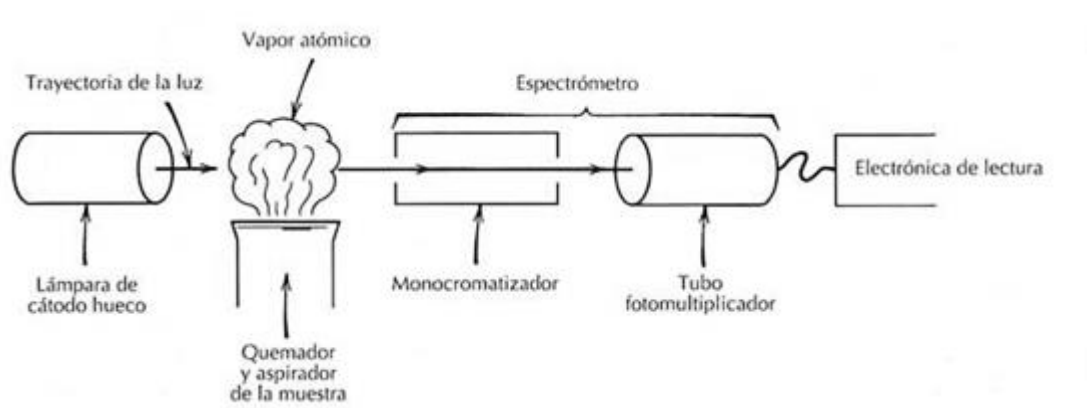
Análisis Elemental y Estructural

En el desarrollo y control de los materiales sólidos utilizados para un tratamiento, puede ser de gran interés conocer la composición elemental, tanto del bulk como de la superficie, y conocer como es la distribución espacial de los elementos presentes que conforman la estructura del material. En ese sentido, a continuación, se comentarán algunas técnicas utilizadas para el análisis de la composición elemental de un material sólido (AA, ICP), junto con algunas de las principales técnicas utilizadas para el análisis estructural (DRX, FTIR, XPS, Determinación de Acidez).

Técnicas de Análisis Elemental: Absorción Atómica

Entre las técnicas de mayor uso para la determinación de la composición elemental de una muestra sólida se encuentra la **espectroscopía de absorción atómica (EAA)**. La misma se fundamenta en medir el espectro de absorción de una muestra líquida, preparada a partir del tratamiento adecuado de una muestra sólida. Para esto es necesario realizar un acondicionamiento adecuado de la muestra sólida, que dependiendo de la composición de esta misma, se recurre a un tratamiento o digestión ácida (utilizando HF, HCl y HNO₃ entre los más comunes) hasta lograr la disolución completa de la muestra.

En la Figura 4.1 se muestra un esquema simplificado de un equipo estándar de esta técnica. El equipo posee un nebulizador para crear una niebla de la muestra y un quemador que permite desolvatar y atomizar la muestra. La temperatura de la llama debe ser lo suficientemente baja como para no excitar a los átomos desde su estado fundamental. La muestra en estado atómico es expuesta a una energía de una determinada longitud de onda, emitida por una lámpara construida con el mismo analito a determinar.

Figura 4.1*Esquema de un equipo de Absorción Atómica (Gallegos, 2017)*

Los átomos en su estado fundamental (M_0), absorben energía y pasan a un estado excitado (M^*). La energía absorbida durante la excitación o re-emitida durante la des-excitación es medida por el instrumento mediante un monocromador y un tubo fotomultiplicador. Como cada elemento posee una configuración electrónica distinta y específica, la radiación absorbida por un átomo necesaria para alcanzar el estado excitado y la radiación emitida cuando regresa al estado fundamental son características de ese elemento y su concentración en la muestra, por lo que pueden utilizarse con fines analíticos para caracterizarlo de forma inequívoca y cuantificarlo.

La sensibilidad analítica y el grado de interferencia dependen de cómo se hace la atomización. En los últimos años, las llamas han sido reemplazadas por plasma acoplado por inducción y hornos de grafito. Las fuentes de radiación más comúnmente utilizadas son las lámparas de cátodo hueco que contengan el vapor del mismo elemento que se desea analizar. La espectroscopia atómica permite medir concentraciones de partes por millón, pero se puede llegar a determinar partes por trillón, por lo que usualmente se trabaja con muestras diluidas.

Esta técnica no solo es de interés en el estudio y caracterización de materiales sólidos, sino que también es muy importante para el análisis de agua, principalmente en la detección y cuantificación de contaminantes metálicos (Pb, Hg, Cd, Co, Sn, Ba, Cu, entre otros).

Espectroscopia Infrarroja

Esta técnica permite la identificación de compuestos orgánicos a través de sus grupos funcionales, gracias a la interacción de la radiación electromagnética y su excitación de los modos de vibración y rotación de los enlaces entre los átomos de las moléculas que componen una muestra. La región más usada del espectro electromagnético infrarrojo (IR), donde ocurren las resonancias de vibración molecular, está comprendida entre 4000 y 400 cm^{-1} . Mientras que los modos vibracionales involucran el movimiento de todos los átomos en la molécula, el

movimiento vibracional asociado a una frecuencia dada está dominado por el movimiento de unos pocos átomos o un grupo de átomos. Esto ocurre cuando hay una gran diferencia en masa o en constante de fuerza para un dado átomo, o átomos, y el resto de la molécula, resultando la denominada frecuencia de grupo. Estas frecuencias son características de un grupo de átomos, más o menos independientes de la estructura del resto de la molécula. Cada molécula, según las características de sus enlaces absorberá radiación de una o varias longitudes de onda específicas por lo que podrá ser identificada. Los espectros de absorción, emisión y reflexión en el infrarrojo de especies moleculares se pueden explicar asumiendo que todos son el resultado de los distintos cambios energéticos producidos en las transiciones de las moléculas de unos estados de energía vibracionales y rotacionales a otros. Para que esta interacción tenga lugar es necesario que ocurra un cambio neto en el momento dipolar como consecuencia del movimiento de vibración o de rotación. La espectroscopía IR tradicional se basa en la dispersión de cada longitud de onda de luz IR individualmente, por lo que requiere mucho tiempo. Frente a esta se destaca la espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR), la cual puede comprobar todas las longitudes de onda de la luz muy rápidamente al utilizar la interferometría y traducir eficientemente las señales mediante la transformada de Fourier, obteniéndose un espectro IR de forma más versátil, rápida y sensible.

Los materiales sólidos pueden ser analizados utilizando diferentes métodos de preparación de muestras, como celdas de transmisión, celdas de reflexión interna total (ATR) o microceldas para gases y líquidos. La muestra sólida debe ser pulverizada hasta que el tamaño de sus partículas sea menor que la longitud de onda de la radiación para evitar efectos de dispersión. Entre los métodos de preparación de muestras sólidas se suelen formar pastillas utilizando KBr u otros haluros de metales alcalinos, debido a que este tipo de compuestos presentan propiedades transparentes en la región de medida y permiten diluir la muestra para una mejor determinación del espectro (Skoog, 2001).

En cuanto a su aplicación para los tratamientos de agua, la espectroscopia IR resulta particularmente eficaz para identificar grupos funcionales, como los grupos hidroxilo (-OH), carbonilo (C=O) y siloxano (Si-O-Si), que son fundamentales para comprender las propiedades de adsorción y filtración de una amplia gama de materiales. En el estudio de carbones activados, que se utilizan comúnmente en el tratamiento del agua para eliminar contaminantes orgánicos, resulta muy útil para detectar y cuantificar grupos funcionales que contienen oxígeno en la superficie de estos carbones. Además de su función en la caracterización de materiales, la FTIR se ha aplicado con éxito en la detección y análisis de la composición química de microplásticos en agua potable, permitiendo comprender su impacto ambiental y sus patrones de degradación (Zea Cobos, 2024).

También se la ha utilizado para evaluar el rendimiento de las resinas de intercambio iónico en procesos de ablandamiento de agua. Mediante el análisis de los espectros FTIR de estas resinas antes y después de su uso, los investigadores pueden evaluar su capacidad de intercambio catiónico y su eficiencia de retención, lo que proporciona información valiosa sobre su idoneidad para aplicaciones específicas.

Espectroscopia Raman

La espectroscopia Raman se utiliza en una amplia variedad de aplicaciones, incluyendo la investigación de materiales, en la detección de grupos funcionales orgánicos y en la caracterización de muestras geológicas y mineralógicas. Entre las ventajas de esta técnica respecto de la espectroscopia infrarroja, se destaca que el agua no produce interferencias y que es posible utilizar cubetas de vidrio o cuarzo.

Se basa en la dispersión inelástica de luz monocromática, donde la frecuencia de los fotones en la luz monocromática cambia al interactuar con la muestra. Los fotones son absorbidos por la muestra y luego reemitidos, con un cambio en la frecuencia que proporciona información sobre las transiciones vibracionales, rotacionales y otras de baja frecuencia en las moléculas. Por lo tanto, los espectros Raman se obtienen al irradiar la muestra con un potente láser de radiación monocromática visible o infrarroja, y registrando el espectro de la radiación dispersada en un cierto ángulo (generalmente 90°). Gran parte de la radiación dispersa tiene una frecuencia igual a la frecuencia de la radiación incidente y constituye lo que se conoce como dispersión de Rayleigh. Sólo una pequeña fracción de la radiación dispersada tiene una frecuencia diferente de la frecuencia de la radiación incidente y constituye la dispersión Raman. Cuando la frecuencia de la radiación incidente es mayor que la frecuencia de la radiación dispersa, aparecen líneas de Stokes en el espectro Raman. Pero cuando la frecuencia de la radiación incidente es menor que la frecuencia de la radiación dispersa, aparecen líneas anti-Stokes. Las bandas Stokes desplazadas implican transiciones de niveles vibratorios de energía más bajos a más altos y, por lo tanto, las bandas de Stokes son más intensas que las bandas anti-Stokes y, por lo tanto, se miden en espectroscopía Raman convencional, mientras que las bandas anti-Stokes se miden con muestras fluorescentes porque la fluorescencia causa interferencia con las bandas de Stokes. Un requisito esencial para obtener el espectro Raman de la muestra es un cambio en la polarizabilidad durante la vibración molecular. Dado que la dispersión Raman debida al agua es baja, el agua es un disolvente ideal para disolver muestras. Esto la vuelve una técnica interesante para el estudio de contaminantes en agua, siendo muy útil en la detección de ciertos fármacos.

Un espectro Raman se presenta como un cambio de intensidad versus longitud de onda. Los espectros se pueden registrar en un rango de 4000 a 10 cm^{-1} . Sin embargo, los modos normales activos de vibración Raman de moléculas orgánicas ocurren en el rango de 4000 a 400 cm^{-1} . Dependiendo del diseño del espectrofotómetro y de los componentes ópticos, los espectros Raman típicos cubren la región del número de onda entre 400 cm^{-1} y $4000\text{--}3800\text{ cm}^{-1}$. La fluorescencia es tradicionalmente la mayor limitación para Raman. Es un proceso de emisión mucho más eficiente, que provoca un ruido de fondo abrumador en el espectro y oscurece los picos Raman. Las sustancias naturales (como las fibras vegetales), los materiales de colores intensos y las sustancias con contaminantes fluorescentes pueden no producir resultados con la espectroscopia Raman, por lo que para intentar sortear esta dificultad se debe elegir adecuadamente la longitud de onda de la radiación incidente.

Puede utilizarse tanto con fines cualitativos como cuantitativos. El análisis cualitativo se puede realizar midiendo la frecuencia de las radiaciones dispersas, mientras que el análisis cuantitativo se puede realizar midiendo la intensidad.

Difracción de Rayos X (DRX)

Es un método estándar para la caracterización de materiales sólidos y es generalmente utilizada para determinar las fases cristalinas presentes, como también en la estimación del tamaño de partícula. Cuando un haz de rayos X incide en la superficie de un cristal con un determinado ángulo, una porción es reflejada por la capa de átomos de la superficie. La porción no reflejada penetra hasta la segunda capa de átomos donde, nuevamente, solo una porción es reflejada. El efecto acumulativo de estas reflexiones sobre los centros de los cristales provoca interferencias, tanto constructivas como destructivas. De esta manera, se obtendrá la difracción del haz incidente cuando se den simultáneamente las siguientes dos condiciones:

- La distancia entre las capas de átomos debe ser coincidente con la longitud de onda de la radiación incidente.
- Los centros que provocan las reflexiones deben estar uniformemente distribuidos.

A partir de estas dos condiciones y consideraciones geométricas, la ecuación de Bragg nos permite predecir el ángulo de incidencia del haz requerido para que se produzca la interferencia constructiva de los rayos X:

$$\text{sen } \theta = n \lambda / 2d$$

Donde:

θ : ángulo de incidencia

n : número entero

λ : longitud de onda de la radiación

d : distancia interplanar del cristal

Con cualquier otro ángulo de incidencia se produce interferencia destructiva. De esta manera DRX permite obtener un difractograma que representa una *huella dactilar* del arreglo periódico de los átomos que componen una muestra y que, por lo tanto, nos sirve para identificar las fases cristalinas presentes, siendo muy útil en operaciones de control de calidad y desarrollo de nuevos materiales. Los materiales sólidos en la realidad no suelen ser fases cristalinas puras, y en general es común que los materiales que se utilicen sean de origen natural (arcillas, zeolitas, etc), por lo cual se tendrá una composición diversa de estructuras cristalográficas y fases amorfas.

La técnica DRX es no destructiva, relativamente rápida y requiere poca cantidad de muestra. El equipamiento normalmente utilizado se basa en un difractómetro que puede funcionar tanto

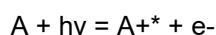
en transmisión como en reflexión, que cuenta con una fuente de Rayos X, un monocromador y un goniómetro para el barrido de los ángulos. La muestra de polvo se carga en un pequeño recipiente en forma de disco y su superficie se aplanan cuidadosamente. El disco se coloca en un eje del difractómetro y se inclina en un ángulo θ mientras un detector (contador de centelleo) gira alrededor de él en un brazo al doble de este ángulo (Dubois, 2023). En general esta técnica no es adecuada para detectar fases que se encuentren en forma microcristalina (cristales menores a 40 Å).

Como vemos, DRX es muy útil para el estudio y detección de las fases presentes en la estructura de un material sólido, por lo que es muy útil en el estudio y control de ciertas operaciones en el tratamiento de agua: puede utilizarse para caracterizar la estructura de los lodos generados en una planta potabilizadora y ver la modificación estructural frente a su tratamiento; permite estudiar la estructura de los materiales que suelen utilizarse en los filtros; es una técnica indispensable en el estudio de catalizadores sólidos ya que permite entender el rol de la cristalinidad, el tamaño y la orientación preferencial de los dominios cristalinos en la actividad catalítica.

Espectroscopía Fotoelectrónica de Rayos X (XPS)

La espectroscopía fotoelectrónica de rayos X (XPS, de X-Ray Photoelectron Spectroscopy) es ampliamente usada para la caracterización de superficies de materiales sólidos. Esta técnica permite obtener información acerca de las energías de enlace, el estado de oxidación de los elementos y la composición de las capas superficiales de un material, en un espesor del orden de 1-3 nm del mismo. Esto quiere decir que la información que nos aporta esta técnica es acerca de las propiedades electrónicas de la región superficial de un material, con lo cual se vuelve una técnica muy valiosa en aquellas aplicaciones donde los fenómenos superficiales tengan un rol importante (catálisis, adsorción, etc).

Cuando una especie A es irradiada con rayos X monocromáticos, se produce una emisión de electrones en un proceso denominado fotoemisión, el cual puede ser representado mediante la siguiente ecuación:



donde una especie A es ionizada a una especie excitada A^{+*} por medio de un fotón de energía $h\nu$, liberando un electrón e^{-} en el proceso, el cual a su vez presenta una relación entre su energía cinética (E_k) y la energía de enlace (EE) del átomo del que proviene:

$$E_k = h\nu - EE$$

En XPS las emisiones de electrones provienen de los niveles electrónicos internos de los átomos del sólido. La radiación incidente es producida por una fuente de rayos X que tiene

generalmente un anticátodo de Al K α ($h\nu = 1486,6$ eV) o de Mg K α ($h\nu = 1253,6$ eV). La vacancia generada en un nivel interno luego de una fotoemisión puede ser reocupada por uno o dos procesos distintos: por una reorganización, cuando un electrón “cae” desde un nivel mayor para ocupar esa vacancia hay una concomitante emisión de radiación que puede expulsar un electrón de un nivel más externo; o alternativamente, un fotón de rayos X es emitido cuando un electrón desciende desde el nivel de mayor energía para ocupar la vacancia. El primer evento es el proceso Auger y el segundo la fluorescencia de rayos X.

De esta forma un espectro XPS nos permite distinguir estados de oxidación de un mismo elemento, debido a la diferencia en energías de enlace de los electrones presentes en el mismo, la cual es posible distinguir con esta técnica. A su vez se puede estimar cuantitativamente la proporción relativa de los elementos presentes al analizar el área bajo la curva del espectro y aplicando ciertas correcciones. Por lo tanto, XPS permite identificar y cuantificar los elementos presentes en la superficie de los materiales utilizados para el tratamiento de agua, como metales, óxidos, hidróxidos, etc. Esto es importante para entender los mecanismos de adsorción, intercambio iónico y catálisis que suelen ocurrir en diversas operaciones de un tratamiento. Conocer el estado de oxidación de elementos como hierro, manganeso, cobre, etc. en la superficie de los materiales, puede ser crucial para entender su reactividad y eficacia en procesos de oxidación, reducción y precipitación, así como proporcionar información sobre los sitios activos en la superficie de los materiales adsorbentes y de intercambio iónico, y los cambios que ocurren en ellos durante los procesos de tratamiento de agua.

La técnica XPS también se ha utilizado para obtener la estequiometría atómica de nanopartículas, la estructura de nanopartículas coloides de tipo core-shell en solución acuosa, defectos superficiales en nanopulvos, y comportamientos de absorción y difusión en las nanopartículas (Krishna D, 2002). También encuentra aplicaciones en el estudio de la química superficial de fotocatalizadores, permitiendo entender el rol de la presencia de cantidades minúsculas de contaminantes en la superficie y los mecanismos de degradación de los contaminantes (Mathur A, 2021)

El uso de XPS en el estudio de la interfaz sólido-líquido es particularmente. Por ejemplo, la técnica de XPS a presión ambiente (AP-XPS) se ha utilizado para analizar la interfaz sólido-líquido y la química interfacial en condiciones realistas (Favaro M, 2017). Esta técnica se ha aplicado para estudiar la oxidación electroquímica del metal Co en soluciones acuosas, revelando la formación de capas de Co(OH) $_2$ y CoOOH en la superficie del electrodo (Han Y, 2018). Estos estudios son cruciales para comprender y optimizar los procesos superficiales que ocurren durante el tratamiento del agua mediante sistemas electroquímicos.

Potencial Z

El potencial Zeta o *Potencial Electrocinético* es una propiedad física que mide la magnitud de atracción o repulsión de carga entre las partículas presentes de una suspensión coloidal. En

otras palabras, se trata de la diferencia de potencial entre el medio de dispersión y la capa estacionaria de fluido adherida a la partícula dispersa en ese medio, es decir en el punto de la línea divisoria de la capa fija y la capa difusa del modelo de doble capa eléctrica de una partícula en suspensión. Las mediciones del potencial Z son factores clave en los procesos coloidales, que son sistemas conformados por dos o más fases, normalmente una fluida (líquido o gas) y otra dispersa en forma de partículas generalmente sólidas y muy finas (con tamaños entre $1\mu\text{m}$ a 1nm). Recordemos que en los sistemas coloidales es importante la *estabilidad* de este, es decir la capacidad que tienen las partículas para mantenerse separadas, por lo que, a mayor estabilidad, más difícil será la unión entre las partículas para que puedan formar flóculos que favorezcan la sedimentación. Por esto el potencial Z es utilizado comúnmente para optimizar las formulaciones de suspensiones y emulsiones ya que permite predecir el grado de estabilidad de estas. Además, este parámetro resulta de interés en los procesos que impliquen la utilización de catalizadores sólidos debido a la necesidad de conocer la relación de la carga superficial del catalizador en función del pH del medio (Serrano A., 2023). En el tratamiento de aguas el potencial zeta se utiliza para predecir y controlar el comportamiento de partículas, como arcillas, algas y otros sólidos en suspensión. En los procesos de coagulación y floculación, el ajuste del potencial zeta ayuda a optimizar la eliminación de contaminantes al promover la agregación y sedimentación de partículas.

Físicamente, se define como el trabajo necesario para traer la unidad de carga desde el infinito hasta este punto (potencial electrocinético), y refleja la capacidad de los coloides de adsorber iones y moléculas. En la determinación del potencial zeta (ζ), se suelen utilizar técnicas detalladas en la norma ISO 13099 (ISO 13099, 2025) la cual comprende desde métodos electrocinéticos, electroacústicos y métodos ópticos. De entre estos métodos, el mayormente utilizado es el de electroforesis. Se trata de analizar la velocidad y dirección de desplazamiento de las partículas en suspensión en un medio líquido cuando se aplica una diferencia de potencial entre electrodos sumergidos en la misma. De esta forma se puede relacionar $\zeta(V)$ con la movilidad electroforética (U/E , $\text{m}^2 \text{s}^{-1} \text{V}^{-1}$) a partir de la siguiente ecuación:

$$\frac{U}{E} = \frac{2\epsilon\zeta F(ka)}{3\eta}$$

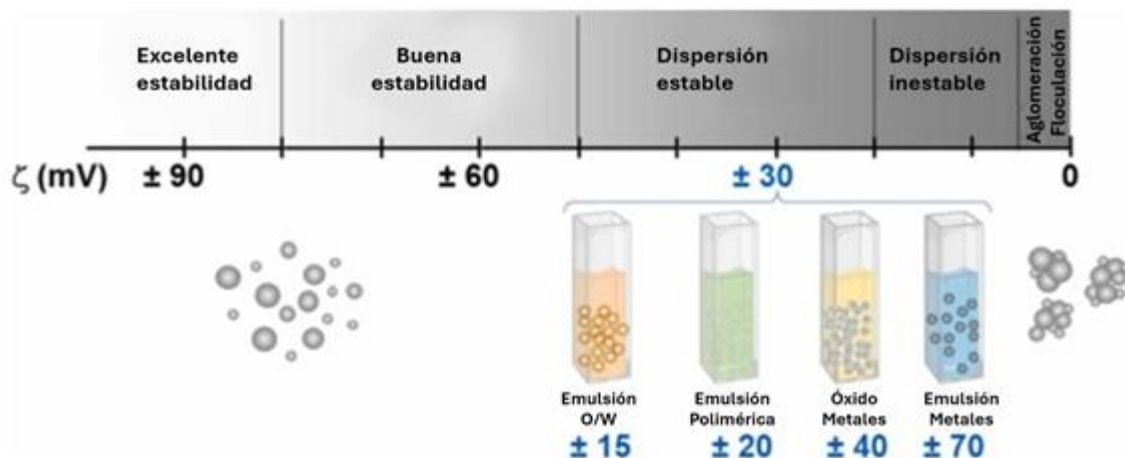
Donde ϵ es la permitividad dieléctrica del solvente ($\text{kg m V}^{-2} \text{s}^{-2}$), es la viscosidad ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$), y $F(ka)$ es la función de Henry, la cual es adimensional y toma valores entre 1 y 1,5 dependiendo de la relación entre tamaño de partícula/longitud de Debye (Serrano A., 2023). Los factores que más influyen en el potencial Z es el pH del medio, y en menor medida la fuerza iónica, la concentración de cualquier aditivo y la temperatura. En el método electroforético se requiere una suspensión muy diluida de la muestra ($<0,01\%$ sólidos) debido a su dependencia con los métodos ópticos en su detección, como el láser Doppler utilizado en la determinación de la velocidad de las partículas.

Un potencial zeta alto (positivo o negativo) indica una fuerte repulsión entre partículas, lo que da lugar a suspensiones coloidales estables. Por el contrario, un potencial zeta bajo provoca la agregación y sedimentación de partículas. Si el potencial zeta es negativo, la adición de álcali produce más carga negativa. Por el contrario, si a esta suspensión se le añade ácido, entonces se llegará a un punto en el que la carga quedará neutralizada. El agregado adicional de ácido puede causar una acumulación de carga positiva si los iones son adsorbidos de forma específica. La determinación del valor de pH para el cual la carga superficial neta es cero es fundamental para la caracterización de suspensiones y la superficie de materiales, y por tanto para fenómenos como la coagulación o la catálisis heterogénea. Por ejemplo, en un estudio sobre la optimización de la dosificación de coagulante en una planta de tratamiento de agua potable, se encontró que mantener un potencial zeta cercano a cero resultó en una menor turbidez y color en el agua tratada (Betancur B., 2012).

Los coloides hidrófobos suelen tener valores muy electronegativos de ζ , comprendidos en un rango aproximado de entre -14 y -30 mV (Serrano A., 2023). Esto les otorga una gran estabilidad como consecuencia de la presencia de la doble capa eléctrica que poseen en su superficie, que evita el acercamiento entre este tipo de partículas por la repulsión que se genera entre ellas a grandes distancias de separación. La adición de agentes coagulantes aumenta el valor de este potencial pudiendo llegar a un valor de 3 mV, y este cambio hace efectiva su desestabilización cambiando las características de la suspensión, lo cual evita la formación de la doble capa eléctrica y disminuye drásticamente la repulsión entre los coloides neutralizando las cargas. Este efecto permite que sean posibles las colisiones a cierta velocidad entre los coloides, permitiendo la aglomeración y la precipitación deseada. En la figura 4.2 se muestran distintos valores del potencial zeta y el tipo de estabilidad asociada en la dispersión coloidal.

Figura 4.2

Potenciales zeta de distintas suspensiones coloidales (Serrano A., 2023).



En resumen, conocer el potencial zeta permite optimizar las dosis de coagulante y floculante, mejorando los costos y la cantidad de químicos utilizados en el tratamiento de eliminación de sólidos suspendidos y materia orgánica. Además, tiene aplicaciones en los procesos de filtración y separación, ya que al ajustar la carga superficial del material que compone los filtros permite mejorar la eliminación de partículas a través de la coagulación mutua.

Análisis textural y morfológico

En las operaciones más comunes de los tratamientos de agua tales como la filtración, la adsorción o la catálisis, entre las propiedades de los materiales sólidos que más influyen en las mismas se destacan la porosidad, el área superficial y la forma de las partículas que componen el material. Esto se debe a que, en fenómenos como la adsorción y la catálisis, estudiar las características de la superficie expuesta de un material resulta crucial para entender, modificar y predecir el comportamiento de este. A su vez, poder observar la morfología es de gran interés para el control de calidad de un material filtrante, o para estudiar la posible desactivación de un catalizador, entre otras aplicaciones.

A continuación, se explicarán las técnicas de Isoterma de Adsorción para el estudio de propiedades texturales de un material sólido, y las técnicas de microscopía electrónica como SEM y TEM, muy utilizadas en el análisis morfológico.

Isotermas de adsorción de N₂

La adsorción de gases representa una de las técnicas más empleadas para evaluar la superficie específica de materiales sólidos y para caracterizar su textura porosa. La textura está definida por diferentes variables entre las que deben destacarse: (a) Área superficial específica: superficie expuesta por unidad de masa del sólido; (b) Volumen específico de poro: volumen de la totalidad de poros por unidad de masa del sólido y (c) Radio de poro: radio de la sección transversal de cada poro o cavidad. Estas determinaciones suelen realizarse en un mismo equipo conocido como sortómetro, el cual permite registrar los cambios de presión que ocurren cuando a una muestra previamente pesada (a la cual se le ha limpiado su superficie mediante evacuación en vacío y calentamiento), se le admiten valores de presiones crecientes de N₂ a su temperatura de ebullición (77 K). De esta manera, se obtienen las isotermas de adsorción-desorción al medir los cambios de presión. El estudio de la isoterma de adsorción de un material es un campo muy amplio y acá solo nos centraremos en detalles básicos (Etchegoyen F., 2021).

La superficie específica se determina por el método conocido como BET (Brunauer, Emmett y Teller) (Cano L., 2011). Este método es una ampliación de la teoría de Langmuir que contempla la adsorción en multicapa y consiste en calcular el volumen de monocapa (V_m) del adsorbato utilizando el modelo propuesto por estos investigadores, válido para presiones relativas P/P₀ entre 0.05 y 0.35 cuya expresión final es la siguiente:

$$S_{BET} = \frac{V_m}{22414} N_A \sigma$$

Donde:

V_m: volumen de monocapa, se obtiene del ajuste de los datos experimentales de adsorción utilizando el modelo de BET.

N_A: número de Avogadro (6.022x10²³ átomos/mol)

σ: área ocupada por una molécula de adsorbato en la monocapa (0.162 nm² para el caso de N₂ líquido).

Los datos de las isotermas de adsorción-desorción también se utilizan para relacionar la cantidad de adsorbato adsorbido-desorbido con el tamaño medio de los poros. Bajo este fundamento Barret, Joyner y Halenda (Skoog, 2001) desarrollaron un modelo para calcular la distribución de radios de poros, conocido como método BJH. Un poro pierde el adsorbato condensado, conocido como el “core” del poro, a una presión relativa particular que está relacionada con el radio de dicho “core” por medio de la ecuación de Kelvin:

$$R_K = \frac{-4.14}{\log\left(\frac{P}{P_0}\right)}$$

Si a este valor se le suma el espesor estadístico (espesor de la capa de adsorbato que permanece en la pared del poro luego de la desorción) obtenemos el radio de poro. Graficando el volumen adsorbido-desorbido versus el radio de poro y derivando obtenemos la distribución de radios de poro por el método BJH.

Esta técnica suele utilizarse de rutina en el estudio de materiales sólidos con aplicaciones como adsorbentes, materiales filtrantes y en catálisis. Como en todos estos procesos hay una fuerte dependencia con el área superficial expuesta del material sólido, resulta fundamental poder determinar estos parámetros cuantitativos de un material.

Técnicas de Microscopía Electrónica: SEM y TEM

La microscopía electrónica en sus distintas variantes, es una técnica fundamental y de rutina en el análisis y la caracterización de materiales sólidos. Permiten obtener imágenes de alta resolución espacial y caracterización química, lo que las hace indispensables para comprender las características microestructurales de los materiales, como la topografía superficial, el tamaño de grano y el entorno químico de un material sólido. Su aplicación en materiales para el tratamiento de aguas, como los sistemas de filtración, proporciona información sobre la morfología y la composición química, cruciales para optimizar el rendimiento y la vida útil de un sistema de tratamiento.

El **microscopio electrónico de barrido o SEM (de *Scanning Electrón Microscopy*)** es un instrumento de gran utilidad para examinar y analizar características morfológicas de muestras sólidas. Su funcionamiento se basa en enfocar un haz de electrones sobre la superficie de una muestra y detectar las señales producidas por la interacción entre el haz y la muestra. Permite obtener imágenes en dos dimensiones a partir de los electrones secundarios emitidos por la muestra analizada luego de ser bombardeada con un haz de electrones. Como los electrones secundarios son de baja energía (< 50 eV), se detectan los electrones más cercanos a la superficie, a una profundidad de hasta 1-3 micrones. Por lo tanto, se producen zonas brillantes y sombras dependiendo de la topografía de la muestra. De este modo se pueden obtener imágenes de las muestras con una resolución del tamaño de partículas de 1 a 10 nm. La resolución del SEM está determinada por el tamaño del haz de electrones en la superficie de la muestra, el cual se ve influenciado por factores como el tipo de cañón de electrones, el voltaje de aceleración y la distancia de trabajo. Los SEM modernos pueden alcanzar resoluciones de hasta 1 nm, lo que los hace adecuados para la caracterización a nanoescala. Además, ofrece una excelente profundidad de campo, lo que permite enfocar simultáneamente superficies a diferentes alturas. Esto resulta especialmente útil para obtener imágenes de muestras rugosas o tridimensionales (Temiz, 2022).

Esta microscopía es una técnica versátil y permite analizar una amplia gama de muestras, incluyendo materiales conductores, no conductores y biológicos. El tipo de muestra y su preparación dependen del análisis deseado y de la configuración específica del SEM. Las

muestras conductoras, como metales y semiconductores, pueden visualizarse directamente sin preparación adicional. La conductividad de la muestra garantiza que el haz de electrones no cause fenómenos de carga. Las muestras no conductoras, como polímeros y cerámicas, suelen requerir un recubrimiento con una fina capa de material conductor (p. ej., oro o carbono) para evitar la carga y mejorar la calidad de la imagen (Leonard D., 2012)

Una capacidad adicional de este microscopio es el análisis de los rayos X producidos al bombardear la muestra con el haz de electrones. El análisis mediante la microsonda de electrones (EDS) permite obtener información química semicuantitativa del bulk de los elementos presentes en la muestra y, mediante la selección de una longitud de onda característica realizar un mapeo de los distintos elementos presentes.

Otra técnica ampliamente utilizada del análisis de microscopía electrónica es la **microscopía electrónica de transmisión (TEM, de *Transmission Electron Microscopy*)**. Se trata de una sofisticada técnica de imagen que permite la visualización de materiales a escala nanométrica. A diferencia de SEM, en donde el haz de electrones interactúa con la muestra y solo se analizan los electrones secundarios generados en la interacción, en TEM se analiza enfocando el haz de electrones de alta energía (100-400 keV) que atraviesa una muestra delgada (menos de 200 nm), magnificando los electrones transmitidos utilizando lentes electromagnéticas, generando imágenes de alta resolución y patrones de difracción (Mukesh, 2022). Esto permite obtener una alta resolución en comparación con SEM. Los TEM modernos pueden alcanzar resoluciones de hasta unos pocos angstroms, lo que permite la observación de disposiciones atómicas. Es una técnica aplicable a una amplia gama de materiales, incluyendo metales, semiconductores y muestras biológicas. Las muestras deben ser lo suficientemente delgadas como para permitir la transmisión de electrones, lo que a menudo requiere técnicas de preparación especializadas como el electropulido (Nobilli F., 2025).

En cuanto a la aplicación de estas técnicas en el estudio de materiales para el tratamiento de aguas, SEM y TEM proporcionan imágenes detalladas de la morfología de la superficie y la estructura interna de materiales esenciales en los tratamientos, como los cartuchos de filtro. Por ejemplo, se ha utilizado SEM para analizar cartuchos de filtro de polipropileno (PP), revelando la distribución de impurezas y diferencias estructurales que afectan la eficiencia de filtración (Zaharia A., 2024).

Como se explicó antes, SEM permite acoplarse al detector EDS, el cual permite identificar los elementos químicos presentes en los materiales para el tratamiento del agua. Esto es crucial para comprender los tipos y la distribución de las impurezas que capturan los filtros en un tratamiento: por ejemplo, los elementos comúnmente identificados en los filtros PP incluyen Al, Si, Na, Cl, Ca, Fe y S, cuya intensidad varía a lo largo de la profundidad del filtro debido a las fuerzas de presión y la dinámica del flujo.

De la misma manera, TEM se utiliza ampliamente para analizar la morfología y la estructura cristalina de los materiales de membrana, permitiendo la identificación de capas sucias que pueden afectar la eficiencia de la filtración. TEM proporciona información detallada sobre microestructuras, como defectos puntuales y límites de grano, que pueden influir en el

rendimiento de los materiales sólidos en el tratamiento de agua, y puede ser de gran ayuda en la caracterización de nanomateriales. Además, su capacidad de imágenes de alta resolución permite examinar las características estructurales de los microplásticos, como la texturas de la superficie, las formas y cualquier signo de degradación de este (Li Y., 2024).

Si bien es una técnica muy importante en el estudio de materiales sólidos, se deben contemplar las dificultades que puedan requerir para la preparación de las muestras y la posibilidad de que el haz de electrones dañe materiales sensibles. Estos factores pueden afectar la fiabilidad de los datos obtenidos.

En resumen, las microscopías electrónicas SEM y TEM se puede utilizar para evaluar la eficiencia de varias tecnologías de tratamiento, como la filtración, la adsorción y los procesos de oxidación avanzada, así como también ayudar en el análisis de los cambios estructurales del microplástico antes y después de un tratamiento.

Bibliografía

- Betancur Corredor, B., Jiménez García, D. M., & Linares, B. G. (2012). *Potencial zeta (ζ) como criterio de optimización de dosificación de coagulante en planta de tratamiento de agua potable*. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/31697>
- Cano, L., Gustavo Marchetti, S. (2011). *Preparación y caracterización de catalizadores de hierro soportado sobre sólidos mesoporosos ordenados para ser utilizados en la obtención de olefinas C_5 y superiores a partir de la síntesis de Fisher-Tropsch*. <https://doi.org/10.35537/10915/2663>
- Dubois, F. (2023). *Evaluación de catalizadores de NiCoMn reciclados de baterías de notebook para la conversión de mezcla de biogás sintético a gas de síntesis a través de la reacción de reformado seco y en la pirolisis catalítica de polipropileno*. <https://doi.org/10.35537/10915/168216>
- Etchegoyen F., Marino, D., Capparelli, A. L. (2021). *Tópicos de química y fisicoquímica ambiental: Agua, atmósfera y suelo, transferencia entre compartimientos y transformaciones*. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/151421>
- Favaro, M., Liu, Z., & Crumlin, E. J. (2017). *Ambient-Pressure X-ray Photoelectron Spectroscopy to Characterize the Solid/Liquid Interface: Probing the Electrochemical Double Layer*. *Synchrotron Radiation News*, 30(2), 38–40.
- Gallegos, M. V. (2017). *Estudio del uso de óxidos de metales de transición obtenidos a partir del reciclado de pilas como fases activas y soportes en la remoción de compuestos orgánicos volátiles y otras aplicaciones*. <https://doi.org/10.35537/10915/65857>
- Han, Y., Axnanda, S., Crumlin, E. J., Chang, R., Mao, B., Hussain, Z., Ross, P. N., Li, Y., & Liu, Z. (2018). *Observing the Electrochemical Oxidation of Co Metal at the Solid/Liquid Interface Using Ambient Pressure X-ray Photoelectron Spectroscopy*. *Journal of Physical Chemistry B*, 122(2), 666–671.

- ISO 13099-1:2012 - *Colloidal systems — Methods for zeta-potential determination — Part 1: Electroacoustic and electrokinetic phenomena*. (n.d.). Retrieved April 25, 2025, from <https://www.iso.org/standard/52807.html>
- Krishna, D. N. G., & Philip, J. (2022). *Review on surface-characterization applications of X-ray photoelectron spectroscopy (XPS): Recent developments and challenges*. *Applied Surface Science Advances*, 12, 100332. <https://doi.org/10.1016/J.APSADV.2022.100332>
- Leonard, D.N., Chandler, G.W. and Seraphin, S. (2012). Scanning Electron Microscopy. In *Characterization of Materials*, E.N. Kaufmann (Ed.). <https://doi.org/10.1002/0471266965.com081.pub2>
- Li, Y., Chen, P., Tang, Y., Yang, Y., Zhou, C., Bu, J., & Zhong, S. (2024). Microplastics in Water: A Review of Characterization and Removal Methods. *Sustainability*, 16(10), 4033. <https://doi.org/10.3390/su16104033>
- Mathur, A., Kaushik, R., & Halder, A. (2021). *Application of X-Ray Photoelectron Spectroscopy in Materials for Energy Conversion and Environmental Remediation*. *Progress in Optical Science and Photonics*, 13, 411–430. https://doi.org/10.1007/978-981-33-6084-6_16
- Mukesh K., Annika Singh, Chapter 19 - Transmission electron microscope, Editor(s): Mukesh Kumar Singh, Annika Singh, In *The Textile Institute Book Series, Characterization of Polymers and Fibres*, Woodhead Publishing, 2022, pag 435-448,
- Nobili F., Staffolani A., *Methods and Instruments | Transmission Electron Microscopy*, Editor(s): Jürgen Garcke, *Encyclopedia of Electrochemical Power Sources (Second Edition)*, Elsevier, 2025, 206-229, <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-96022-9.00206-1>.
- Serrano-Lotina, A., Portela, R., Baeza, P., Alcolea-Rodriguez, V., Villarroel, M., & Ávila, P. (2023). *Zeta potential as a tool for functional materials development*. *Catalysis Today*, 423, 113862. <https://doi.org/10.1016/J.CATTOD.2022.08.004>
- Skoog, D. A., Holler, F. J., & Nieman, T. A. (2001). *Principios de Análisis Instrumental- Quinta Edición*. In *Principios de Análisis Instrumental* (pp. 1–1070).
- Temiz C., 'Scanning Electron Microscopy', *Electron Microscopy. IntechOpen*, Aug. 17, 2022. doi: 10.5772/intechopen.103956.
- Zaharia, A., Nedeff, V., López-Ramírez, J. A., Moşneguţu, E., Bârsan, N., Lehadus-Panaite, M., Krzysztof, J., & Tomozei, C. (2024). Scanning Electron Microscope Analysis of Polypropylene Filter Cartridges Used in Drinking Water Purification Systems. *Water*, 16(1), 165. <https://doi.org/10.3390/w16010165>
- Zea Cobos, A. G., Amón, J., León, E., & Caballero, P. (2024). *Standardization of FTIR-Based Methodologies for Microplastics Detection in Drinking Water: A Meta-Analysis Indeed and Practical Approach*. *Water* 2024, Vol. 16, Page 3170, 16(22), 3170. <https://doi.org/10.3390/W16223170>

Autores

Coordinador

Sambeth, Jorge

Doctor en Ciencias Químicas (Orientación Tecnología Química). Profesor Titular del Área Tecnología del Departamento de Química (Facultad de Ciencias Exactas, UNLP) - Investigador Principal CONICET - Tema de Investigación Análisis y valorización de residuos: Reciclado de Metales y Plásticos - Lugar de Trabajo: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas "Dr. Jorge J. Ronco"

Autores

Dubois, Franco Ignacio

Doctor de la Facultad de Ciencias Exactas, Área Química (UNLP) Ayudante diplomado del Área Tecnología del Departamento de Química (Facultad de Ciencias Exactas, UNLP). Temas de Investigación: desarrollo de catalizadores a partir de metales recuperados de baterías ion-Li agotadas. Estudio de la revalorización de residuos plásticos mediante la pirólisis catalítica. Análisis y valorización de residuos: Reciclado de Metales y Plásticos. Lugar de Trabajo: Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas "Dr. Jorge J. Ronco" (CINDECA, UNLP-CONICET, La Plata) y Laboratorio UPL (CIC-UNLP, La Plata)

Lopez, Guillermo:

Lic. en Química y Tecnología Ambiental. Estudiante de Posgrado (Doctorado en Química), Tema de Investigación: Pinturas antimicrobianas formuladas con nanomateriales bioactivos a partir del reciclado de pilas agotadas. Lugar de Trabajo: Centro de Investigación y Desarrollo en Tecnología de Pinturas y Recubrimientos (CIDEPINT, UNLP-CONICET, La Plata).

Trombotto Herfert, Kai

Lic. en Química y Tecnología Ambiental. PhD Karlsruhe Institute of Technology, Tema de Investigación: Oxynitride perovskites for thin layer applications in ceramic solar cells. Lugar de trabajo: Karlsruhe Institute of Technology (KIT), Institute of Applied Material Research Ceramic Materials and Technologies (IAM-KWT), Haid-und-Neu Strasse 7, 76131 Karlsruhe, Germany.

Sambeth, Jorge

Tratamientos de efluentes líquidos / Jorge Sambeth ; Coordinación general de Jorge Sambeth. - 1a ed. - La Plata : Universidad Nacional de La Plata ; La Plata : EDULP, 2026.

Libro digital, PDF - (Libros de cátedra)

Archivo Digital: descarga

ISBN 978-950-34-2741-5

1. Agua. 2. Contaminación. 3. Desinfección. I. Sambeth, Jorge, coord. II. Título.
CDD 660

Diseño de tapa: Dirección de Comunicación Visual de la UNLP

Universidad Nacional de La Plata – Editorial de la Universidad de La Plata

48 N.º 551-599 / La Plata B1900AMX / Buenos Aires, Argentina

+54 221 644 7150

edulp.editorial@gmail.com

www.editorial.unlp.edu.ar

EduLP integra la Red de Editoriales Universitarias Nacionales (REUN)

Primera edición, 2026

ISBN 978-950-34-2741-5

© 2026 - EduLP

e
exactas


EDITORIAL DE LA UNLP



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA