



FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA

CURSOS INSTITUCIONALES

SCHNEIDER ELÉCTRIC MÉXICO

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Del 19 al 21 de Diciembre de 2000.

APUNTES GENERALES

Coordinador general: Ing. Martiniano Aguilar Rodríguez

Expositor: Ing. Miguel Alonso Castillo Hoil

Schneider Eléctric México

Diciembre/2000

100

100

100

100

100

100

100

100



TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

1. ESTRUCTURA DE LA MATERIA Y QUÍMICA DEL AGUA.
2. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA Y SU SIGNIFICADO.
 - FÍSICOS.
 - QUÍMICOS
 - ORGANICO BIOLÓGICOS.
 - BACTERIOLÓGICO.
 - RADIOLÓGICO
3. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE UN TRATAMIENTO.
4. PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO AGUAS.
 - REACCION DE PRECIPITACIÓN.
 - SEPARACIONES SOLIDO-LIQUIDO.
 - SEPARACIONES DE SOLIDOS Y GASES DESUELTOS.
5. OPERACIÓN DE LAS INSTALACIONES.
 - 5.1. PRETAMIENTO.
 - 5.2. TRATAMIENTO PRIMARIO
 - 5.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO.
 - 5.4. TRATAMIENTO TERCIARIO.
6. TRATAMIENTO DE LODOS.
7. LEGISLACIÓN SOBRE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES.
8. CARACTERÍSTICAS DE DESCARGAS.

Niels Bohr propuso un modelo de átomo planetario con orbitas espaciales o cuantizadas.

1.1.1. LA LUZ.

Newton propuso un modelo corpuscular de la luz apropiada para la óptica geométrica que trata con los rayos. Los fenómenos de interferencia y difracción (ondulatorios) requieren que la luz sea una onda, sin embargo Maxwell hace ver que los entes que oscilan son campos eléctricos y magnéticos.

Einstein recupera el modelo corpuscular de la luz por los efectos fotoeléctricos, Compton, etc. y que tiene comportamiento de partículas de energía y momento lineal bien definidos, es decir, que hay en la luz una dualidad de partículas - onda.

Louis de Broglie considero que la dualidad partícula - onda se presentaba también en el electrón y al asociarlo con una onda cuya longitud era inversamente proporcional al momento lineal de el electrón (producto de su masa por su velocidad) la constante de proporcionalidad era la constante de Planck. Erwin Schroedinger generalizo las ideas de Louis de Broglie.

La solución a la paradoja de dualidad de la luz de partícula - onda en el microcosmos la encontró Werner Heisenberg con el razonamiento siguiente: al ser una partícula mas pequeña se hace mas sensible a las perturbaciones, y el proceso mismo de observación para medir sus propiedades es una perturbación.

1.1.2. LA MECANICA CUANTICA.

La mecánica cuántica fue inventada por Schroedinger y Heisenberg. Max Born indica que la onda que es solución de la ecuación de Schroedinger es la probabilidad de encontrar a la partícula aunque nunca se tenga la certeza absoluta de encontrarla. El principio de Heisenberg destruye la certidumbre y el determinismo clásico. En el átomo de hidrogeno, un electrón rodea a un protón con carga positiva es decir, una carga e de masa m sujeto a una fuerza de Coulomb. La función ψ que satisface la ecuación de Schroedinger para el átomo de hidrogeno tiene 3 características:

- Su tamaño o extensión en el espacio.
- Su forma geométrica
- Su orientación.

En un experimento de hacer pasar un haz de átomo de hidrogeno entre los polos de un imán se observa que el haz se parte en dos; esta propiedad magnética se asocio asignándole al electrón (y a todas las partículas microscópicas) un momento magnético

como si fuera un cuanto cargado en rotación, asignándole el nombre de espín y que es una propiedad cuantica.

El principio de Pauli establece que si un electrón tiene una cierta energía, o una velocidad, o una posición dada, es decir, esta en cierto estado cuantico, otro electrón no cabe ahí. Aplicado el principio de mínima energía y el principio de Pauli se observa que el tamaño de los átomos crece con el numero atómico.

1.1.3. TABLA PERIODICA DE LOS ELEMENTOS

Mendeleiev ordeno los elementos químicos de acuerdo a su peso atómico y En una tabla en que los elementos con propiedades semejantes aparecen en La misma columna. Colocando en la misma columna los elementos con el Mismo numero de electrones en la capa externa, de acuerdo al principio de Pauli y el de mínima energía se tienen el berilio, magnesio, calcio, estroncio, Bario y radio que tienen dos electrones en la capa externa; esto mismo lo observa Mendeleiev con átomos de valencia 2.- La estructura electrónica de la capa exterior determina las propiedades químicas de los átomos, es decir, son los electrones de valencia los que participan en el enlace químico. Otra columna es para los átomos a los que hay que agregarles un electrón para completar una capa requiriéndose mucha energía por lo que son poco activos, es decir químicamente inertes y que son el helio, neón, argón, criptón, xenón, radón o sea los gases nobles.

Después de la columna de gases nobles esta la columna de elementos con un electrón fuera de la ultima capa completa, semejantes entre si y conocidos como metales alcalinos entre los que se encuentran el litio, sodio, potasio, rubidio, cesio y francio. Los que tienen dos electrones fuera de la capa completa o cerrada también son metálicos, menos reactivos que los alcalinos y se les conoce como alcalino-térreos.

Otra columna es la de los elementos que solo requieren de un electrón para llenar una capa que son los alogenuros y que incluyen al fluor, cloro, bromo, iodo y astatenio; estos tienen gran afinidad para combinarse con un átomo metálico alcalino y se clasifican en las siguientes categorías: Gases nobles, metales alogenuros y metaloides como el germanio y el arsénico.

1.1.4. LOS ENLACES QUIMICOS

Existen tres clases de enlace químicos que son los siguientes:

- Iónico.- en este enlace, un electrón de un átomo pasa a otro; es decir, se reparten los electrones, P.E.; el halógeno cloro con el alcalino sodio.

- Covalente.- en este enlace, las nubes de electrones se comparten entre dos núcleos.
- Metálico.- este enlace se da cuando muchos átomos tienen algunos electrones ligados débilmente al núcleo.

La unión de átomos, que son eléctricamente neutros) forman las moléculas. Debido a que los electrones (de carga negativa) se mueven mas rápido que el núcleo, fluctúa la nube de electrones dando lugar a un dipolo eléctrico, que es efímero. Otras moléculas pueden ser tan simétricas que se comportan eléctricamente como si fueran neutras, en forma similar a los gases nobles.

Las moléculas polares se atraen como los dipolos eléctricos, conociéndose a esta fuerza atractiva como fuerza de Van Der Waals. Esta fuerza de atracción entre dos moléculas polares es muy importante para entender muchos fenómenos de la materia, P.E., la tensión superficial que impone, entre otras cosas, forma esférica a una gota de liquido o a una pompa de jabón. El agua esta formada de moléculas polares, resultado del enlace covalente de un átomo de hidrogeno y dos de oxigeno.

1.2. QUÍMICA DEL AGUA.

1.2.1. LA MOLÉCULA DE AGUA.

El estudio adecuado del agua es la molécula de agua. La fórmula del agua – H_2O - en sí misma, únicamente indica su composición y peso molecular. No explica las propiedades extraordinarias que resultan de su arreglo molecular único (véase figura). Los dos átomos de hidrógeno están separados entre sí por 1050, adyacentes al átomo de oxígeno, de forma que la molécula es asimétrica, cargada positivamente del lado del hidrógeno y negativamente del lado del oxígeno. Por esta razón, se dice que el agua es dipolar. Esto hace que las moléculas se aglomeren, el hidrógeno de una molécula atrae al oxígeno de la molécula vecina. La unión de las moléculas como resultado de esta fuerza de atracción recibe el nombre de "puentes de hidrógeno".

Una de las consecuencias de los puentes de hidrógeno es que las moléculas de H_2O no pueden abandonar la superficie de un cuerpo tan fácilmente como lo harían de no existir esta atracción intermolecular. La energía requerida para romper el enlace con el hidrógeno y liberar una molécula de H_2O para formar vapor es mucho mayor que la requerida por otros compuestos químicos comunes. A causa de esto, el vapor de agua tiene un alto contenido energético y es un medio efectivo para transferir energía durante las operaciones de una industria, en la construcción y en los hogares.

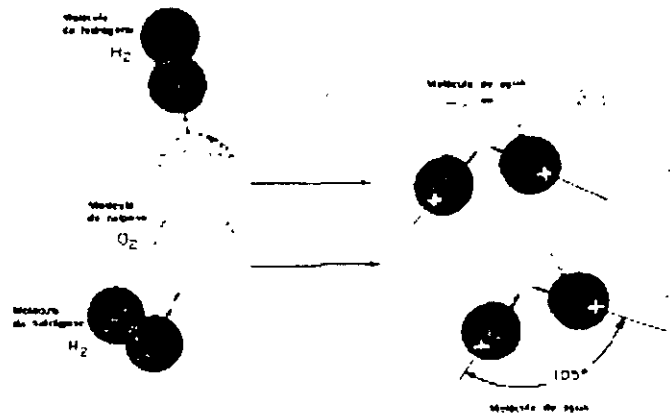


Figura Unión de moléculas diatómicas de hidrógeno y oxígeno para producir moléculas de agua de naturaleza polar.

Además, el agua libera más calor durante la congelación que otros compuestos. Más aún, por cada cambio en el aumento de la temperatura, el agua absorbe o libera más calor que muchas otras sustancias (capacidad calorífica), de forma que resulta un medio efectivo de transferencia de calor.

La congelación del agua es bastante distinta a la de otros líquidos. Los puentes de hidrógeno producen un rearrreglo cristalino que hace que el hielo se expanda más allá de su volumen líquido original, de forma que su densidad es menor que la del líquido, y el hielo flota. Si este no fuese el caso, los lagos se congelarían empezando por el fondo, y la vida en la forma en que la conocemos no existiría.

En la tabla se comparan el punto de ebullición y otras propiedades físicas del agua con las de otras moléculas similares, como el sulfuro de hidrógeno, y con compuestos diferentes que son líquidos a temperatura ambiente.

Tabla Propiedades térmicas del agua y compuestos similares

Substancia	Calor específico	Punto de congelación °C	Punto de ebullición °C	Calor latente de evaporación cal/gramo
H ₂ O	1.00	0	100	540
H ₂ S		-83	-62	132
Metanol	0.57	-98	65	263
Etanol	0.54	-117	79	204
Benceno	0.39	6	50	94

1.2.2. TENSIÓN SUPERFICIAL ELEVADA

Además de sus extraordinarias propiedades caloríficas, el agua tiene propiedades físicas muy distintas a las de otros líquidos. Su tensión superficial elevada se demuestra fácilmente mediante el experimento de "hacer flotar" una aguja sobre la superficie del agua en un vaso. Esta elevada tensión superficial, debida a los puentes de hidrógeno, hace además que el agua se eleve en un tubo capilar (Fig.). Esta capilaridad es parcialmente responsable del sistema de circulación desarrollado las plantas vivas a través de sus raíces y sistemas tisulares.

Con frecuencia, el agua se le llama el disolvente universal. Las moléculas de agua en contacto con un cristal se orientan para neutralizar las fuerzas de atracción entre los iones en la estructura cristalina. Entonces, los iones libres se hidratan con estas moléculas de agua, como se muestra en la figura 1.4, evitando que se recombinen y recristalicen. Este efecto de disolución e hidratación se muestra en forma cuantitativa en la relativamente elevada constante dieléctrica del agua.

El agua se ioniza muy ligeramente, produciendo únicamente 10^{-7} moles de iones hidrógeno y 10^{-7} moles de iones hidróxido por litro, y actúan como aislante, ya que no puede conducir la corriente eléctrica. Al disolver sales u otros materiales ionizantes en el agua, se desarrolla la conductividad eléctrica. La conductividad de las aguas naturales proporciona una medida de su contenido en minerales disueltos (Fig.).

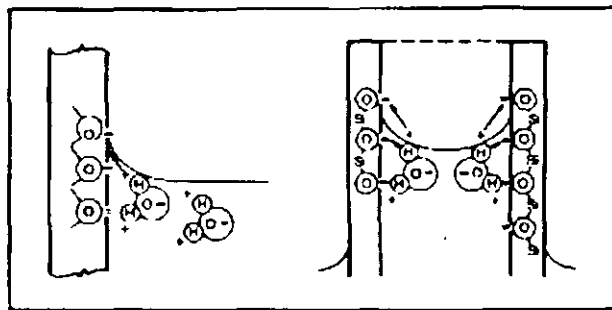


Figura Se forma un menisco (izquierda) cuando los átomos de hidrogeno se mueven hacia arriba para humedecer la superficie del óxido en la línea de agua en un tubo de vidrio. El dibujo de la derecha muestra cómo los "puentes de hidrogeno" del agua en un tubo de vidrio delgado hacen que el agua en el tubo suba por arriba del nivel del agua que la rodea.

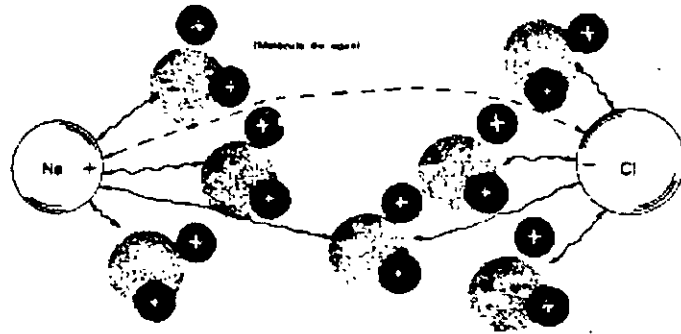


Figura. La orientación de las moléculas de agua tienden a evitar que los iones se recombinen y, por tanto, precipiten en la solución. Esto explica la capacidad del agua como disolvente.

Otro fenómeno importante que ocurre en las soluciones acuosas y está relacionado con los materiales disueltos (solutos) más que con el agua (disolvente) es la presión osmótica. Si dos soluciones acuosas están separadas por una membrana, el agua pasará de la más diluida a la más concentrada. Este importante proceso controla la actuación de todas las células vivas; explica también la efectividad de la preservación de los alimentos mediante su salado; la sal crea una solución concentrada, separando las células de los organismos que pueden provocar la descomposición de los alimentos, cuando el agua dentro de sus cuerpos los; abandona tratando de diluir la solución salina externa. En las celdas de membrana diseñadas especialmente, el flujo osmótico del agua a través de la membrana puede invertirse aplicando una presión lo bastante alta a la solución más concentrada. Este proceso de "ósmosis inversa" resulta muy práctico para la desalinización del agua.

La viscosidad es una propiedad final del agua que afecta su tratamiento y su empleo. Es una medida de la fricción interna, es decir, de la fricción de una capa de moléculas que se mueve sobre otra. Al aumentar la temperatura del agua, esta fricción interna disminuye. Debido a este efecto de la temperatura, las sales y gases disueltos pueden difundirse más rápidamente en el agua tibia; el tratamiento químico se acelera y los procesos físicos de sedi

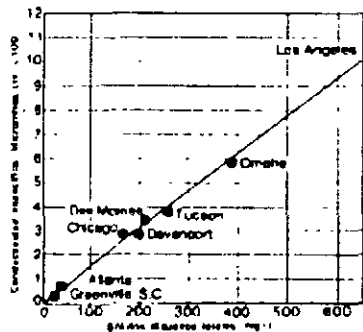


Figura El contenido de sólidos disueltos en el agua se puede calcular a partir de su conductividad específica.

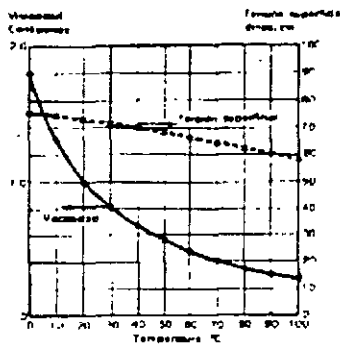


Figura. La tensión superficial y la viscosidad descienden cuando el agua se calienta.

-mentación y desgasificación se efectúan con mayor rapidez. El efecto de la temperatura sobre la viscosidad se muestra en la figura.

Los átomos se identifican mediante el nombre, número atómico y peso atómico. El número atómico es el número de electrones que hay en órbita alrededor del núcleo, y por lo tanto, el número de protones en el núcleo. El peso del átomo es la suma de los protones y neutrones en el núcleo. Los nombres y símbolos son de interés histórico. Algunos de ellos son historia antigua: el símbolo para el plomo es Pb, del latín plumbum, del cual se derivan diversas palabras; otros son recientes, como el fermio, número atómico 100, llamado así por Enrico Fermi.

1.2.3. TABLA PERIÓDICA DE LOS ELEMENTOS

Hace más de 100 años, al estudiar los elementos conocidos en esa época, el químico ruso Mendeleev tabuló los pesos atómicos de diferentes elementos en orden creciente y observó una repetición o periodicidad de ciertas característi-

PERIODO	GRUPO →							0
	IA	IIA	IIIA	IVA	VA	VIA	VIIA	
1	H							He
2	Li	Be	B	C	N	O	F	Ne
3	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	Ar
4	K	Ca	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba	Tl	Pb	Bi			
ELEMENTOS DE TRANSICIÓN								
	IB	II B	III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII B
4	Cu	Zn		Ti	V	Cr	Mn	Fe Co Ni
5	Ag	Cd						
6	Au	Hg						

Figura. Tabla periódica de los elementos. Los elementos de interés para el químico de aguas están marcados con letras más oscuras; se omiten los elementos raros. Los pesos atómicos se presentan en los vértices superiores izquierdos; los números atómicos debajo, en números más oscuros. Las valencias están a la derecha del símbolo químico. Los símbolos se identifican a lo largo del texto.

-cas físicas significativas de estos elementos. A partir de esto, construyó una tabla periódica de suficiente exactitud como para permitirle predecir las propiedades de los elementos que no habían sido descubiertos en su época. En la figura se reproduce una versión moderna de esta tabla periódica, modificada para acentuar a los elementos de especial interés para los químicos de aguas.

En una época los pesos atómicos desarrollados por los químicos diferían de los hallados por los físicos nucleares. Los obtenidos por los químicos se basaban en un sistema lógico en el cual se asignaba al oxígeno un peso atómico de 16 como punto de partida. El oxígeno se combina con algunos metales y otros elementos en diferentes proporciones: por ejemplo, existen dos óxidos de carbono, CO_2 y CO . A partir de este tipo de información y de los pesos medidos de los materiales encontrados en las reacciones químicas, utilizando la suposición de que el oxígeno tenía la masa atómica de 16, fue posible calcular el peso atómico de otros elementos.

Los físicos utilizaron la masa del protón en el núcleo como unidad. Los científicos han descubierto que existen diferentes variedades de muchos de los elementos, llamados isótopos, debidos a diferencias en el núcleo. Un isótopo de un elemento es un átomo que tiene la misma estructura que el elemento -los mismos electrones girando alrededor del núcleo-y los mismos protones en el núcleo, pero contienen más o menos neutrones. Por ejemplo, los isótopos del hidrógeno son el deuterio, que tiene un neutrón además del protón en el núcleo, y el tritio, que tiene dos neutrones además del

protón. Estos tienen pesos de 2 y 3 en relación con el hidrógeno con peso de 1. Esto explica básicamente las diferencias, en los números obtenidos por los físicos y los químicos puestos que los últimos estaban trabajando con los elementos que se encuentran en la naturaleza que, por lo tanto, contenían al elemento en sí más sus isótopos naturales.

El isótopo más familiar para el no iniciado es probablemente el ^{235}U , que se encuentra en el uranio natural (peso atómico 238.03). El ^{235}U se puede fisurar, y se ha vuelto muy conocido como el material básico utilizado en la primera bomba atómica. Puesto que el ^{235}U y el ^{238}U se comportan en forma idéntica en las reacciones químicas, deben separarse mediante procesos físicos extremadamente complejos que se basan en la muy pequeña diferencia que hay entre sus pesos atómicos, 235 contra 238.

1.2.4. DE ÁTOMOS A MOLÉCULAS

Los átomos pueden combinarse para formar moléculas. Las moléculas pueden ser tan sencillas como la asociación de dos átomos de hidrógeno para formar hidrógeno molecular, H_2 . Las moléculas formadas por cierto número de átomos diferentes se llaman compuestos. Estos varían desde la simple unión de sodio y cloro para formar cloruro de sodio, NaCl , que tiene un peso molecular de 58.5 (la suma del peso atómico del sodio y el peso atómico del cloro), hasta combinaciones extremadamente elaboradas de carbono, hidrógeno, nitrógeno y fósforo como las que se encuentran en estructuras como la del ADN (ácido desoxiribonucleico), unidad fundamental en todas las células, la cual incluye el código genético. El ADN tiene un peso molecular del orden de los miles. En el tratamiento de aguas las moléculas hechas por el hombre, que tienen pesos moleculares del orden de 5 millones, se utilizan para coagular los sólidos suspendidos en el agua.

El átomo se define como la unidad más pequeña de materia que retiene las características de un elemento; una molécula es la unidad más pequeña de materia que retiene las propiedades de un compuesto.

Puesto que los pesos de los átomos y moléculas son relativos y ya que las unidades en sí son increíblemente pequeñas, el químico trabaja con unidades que identifica como moles. Un mol es una unidad arbitraria que pesa en gramos lo mismo que el peso del material al que se llega sumando los pesos atómicos de sus componentes. Por ejemplo, el carbonato de calcio (CaCO_3), un compuesto familiar para los químicos del agua, tiene un peso molecular de 100, de forma que un mol de carbonato de calcio pesa 100 gramos.

A esto también se le llama peso molecular gramo. Un mol de cualquier material contiene exactamente el mismo número de moléculas que un mol de cualquier otro material. Este es el número de Avogadro, 6.02×10^{23} . Cuando se trabaja con gases,

un mol de cualquier gas, que contiene 6.02×10^{23} moléculas, ocupa siempre 22.4 litros a 0°C y 760 mm de presión total.

1.2.5. IMPUREZAS EN EL AGUA.

Hablando prácticamente, ninguna sustancia química está pura, ya sea en su estado natural o preparada por el hombre. La mayor parte de las sustancias químicas industriales contiene un nivel de impureza que se mide en porcentaje o partes por ciento. El químico de aguas rara vez trabaja con fuentes acuosas que tengan niveles porcentuales de impurezas, excepto en el caso del agua de mar (aproximadamente 3% de impurezas minerales disueltas), las aguas conatadas (que brotan junto con algunos petróleos crudos, que contienen algunas veces del 20-30%, de sales disueltas), las aguas salobres, y ciertas aguas industriales de desecho. Puesto que el químico de aguas suele estar trabajando con agua dulce, mide el nivel de impurezas en partes por millón (ppm), 10 000 ppm es igual al una muestra de agua del lago Michigan, que contiene aproximadamente 150 ppm, tiene un nivel de impurezas de únicamente el 0.015 . Puesto que un litro de agua destilada pesa 1 000 g o 1 000 000 mg, es evidente que 1 mg de impurezas, en un litro representa 1 ppm. Sin embargo, un litro de agua de mar pesa aproximadamente 1 032 g, de forma que 1 mg de impureza en el agua de mar es menos de 1 ppm. Debido a que la densidad de] agua puede ser bastante elevada, el uso de mg/l es más preciso que ppm, aunque con fines prácticos son idénticos cuando se trabaja con agua dulce. En este libro se utilizarán mg/l, como notación predilecta.

Cualquier cosa en el agua que no sea H₂O es un contaminante o impureza. Toda el agua es impura y el trabajo principal del químico de agua es definir estas impurezas, indicar las especificaciones para cada impureza aceptables para el empleo que se le va a dar al agua después del tratamiento, y encontrar métodos económicos de tratamiento para alcanzar los límites de calidad que se han fijado. Es importante reconocer que los términos impureza, contaminación y polución son términos subjetivos. En este libro, un contaminante se considera un polutante cuando su concentración alcanza un nivel que pueda resultar dañino para la vida acuática o para la salud pública si el agua se va a utilizar como potable. Las impurezas disueltas en el agua pueden clasificarse en una forma amplia como sales inorgánicas, disueltas de los minerales que integran las formaciones geológicas que contienen la fuente de agua, y la materia orgánica, relacionada con la vida acuática y la cubierta vegetal de los lechos acuíferos. En la mayor parte de las aguas dulces, la materia disuelta es principalmente inorgánico.

Para el químico del agua, el peso molecular de un mineral suele ser de menos utilidad en los cálculos que el peso equivalente, puesto que la mayor parte de los minerales disueltos en el agua están ionizados. Para entender la definición y empleo del peso

ruro de sodio, y tres iones, dos sodios y un sulfato, de una molécula de sulfato de sodio (Na_2SO_4).

1.2.7. IONES Y LA CORRIENTE ELÉCTRICA

Cuando el cloruro de sodio se disuelve en el agua para producir iones sodio y cloruro, el sodio pierde el único electrón en su órbita externa cediéndoselo al ión cloruro. El sodio, habiendo perdido una carga negativa, se carga positivamente en una unidad, y el cloruro, que ha aceptado el electrón, se carga negativamente en una unidad. Si se sumergen dos electrodos en la solución de cloruro de sodio y se aplica una corriente continua, el sodio se moverá hacia el electrodo cargado negativamente (llamado cátodo) y el ión cloruro se moverá hacia el electrodo cargado positivamente (llamado ánodo). Debido a este movimiento, el ión sodio positivo recibe el nombre de catión y el ión cloruro negativo el de anión.

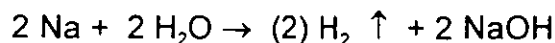
Aquellos elementos que se muestran en las columnas IA y IB de la tabla periódica se vuelven cationes con una carga de + 1 cuando se disuelven en agua, En forma similar. los elementos en las columnas 2A y 2B se vuelven cationes con una carga de + 2. En el lado opuesto de la tabla periódica, los elementos en la columna 6A se vuelven aniones con una carga de - 2 y aquellos en la columna 7A se vuelven aniones con una carga de - 1. Estas cargas reciben el nombre de valencias de los iones; los iones comunes en agua son mono-, di-, o tri-valentes. (Véase "Signos y convenciones en Electro-química", en el Apéndice.).

Los iones que están formados por diferentes átomos se llaman radicales.

Los radicales comunes en la química del agua incluyen al amonio, NH_4^{+1} , un catión; y nitrato, NO_3^{-1} sulfato, SO_4^{-2} , y fosfato, PO_4^{-3} , los cuales son aniones.

Los elementos que forman cationes en solución acuosa se pueden clasificar de forma amplia como metales alcalinos (e.g. sodio, potasio), metales alcalinoterreos (e.g. magnesio, calcio), y metales pesados (e.g. hierro, manganeso).

En su forma elemental, cada uno de ellos puede desplazar al hidrógeno de las soluciones acuosas. El sodio y el potasio son tan activos que reaccionan con el agua para liberar hidrógeno:

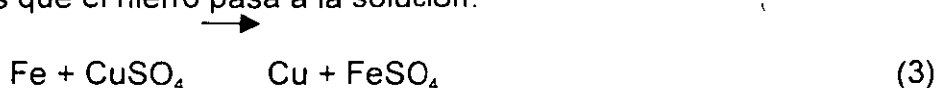


El magnesio no reacciona con agua fría, pero reacciona con ácido, que el una solución del ión hidrógeno:.



1.2.8. SERIE ELECTROMOTRIZ.

Entonces, estos cationes pueden clasificarse de acuerdo con su reactividad en un orden que se conoce como serie electromotriz, presentada en la tabla. No sólo los metales más reactivos desplazarán al hidrógeno de la solución, sino que también desplazarán a los metales que se encuentran por debajo de ellos en la serie. Por ejemplo, si una tira de hierro se coloca en una solución de sulfato de cobre, el cobre la cubrirá mientras que el hierro pasa a la solución:



Al comparar las reacciones (1) y (2), se observa que se produce una molécula de hidrógeno por cada dos átomos de sodio, pero sólo un átomo de magnesio, puesto que el sodio tiene una carga de + 1, mientras que el ión magnesio tiene una carga de + 2. Esto proporciona la base para el concepto de peso equivalente: El peso equivalente de un catión es el peso que desplazará a 1.0 gramos de hidrógeno de una solución acuosa. En la mayor parte de las reacciones, el peso equivalente es el peso molecular de una sustancia dividido entre su valencia.

Tabla. Serie electromotriz de los elementos

Elemento	Reacción de media celda	Voltaje, E°
Potasio	$\text{K}^+ + \text{e} \rightarrow \text{K}$	-2.93
Calcio	$\text{Ca}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Ca}$	-2.87
Sodio	$\text{Na}^+ + \text{e} \rightarrow \text{Na}$	2.71
Magnesio	$\text{Mg}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Mg}$	-2.37
Aluminio	$\text{Al}^{3+} + 3\text{e} \rightarrow \text{Al}$	-1.66
Zinc	$\text{Zn}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Zn}$	-0.76
Hierro	$\text{Fe}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Fe}$	-0.44
Níquel	$\text{Ni}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Ni}$	-0.25
Estaño	$\text{Sn}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Sn}$	-0.14
Plomo	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Pb}$	-0.13
Hidrógeno	$2\text{H}^+ + 2\text{e} \rightarrow \text{H}_2$	-0.00
Cobre	$\text{Cu}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Cu}$	0.34
Mercurio	$\text{Hg}_2^{2+} + 2\text{e} \rightarrow 2\text{Hg}$	0.79
Plata	$\text{Ag}^+ + \text{e} \rightarrow \text{Ag}$	0.80
Oro	$\text{Au}^{3+} + 3\text{e} \rightarrow \text{Au}$	1.50

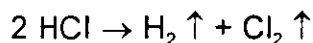
*El voltaje es el producido por un electrodo de elemento sumergido en una solución molal (un mol disuelto en 1 000 g de agua) de sus iones presentes en la reacción de media celda.

Tabla. Pesos de algunos compuestos comunes utilizados en el tratamiento de aguas.

Nombre común	Fórmula	Peso Mol*	Peso equiv.
Sal de mesa	NaCl	58.5	58.5
Sosa cáustica	NaOH	40	40
Sulfato de sodio	Na ₂ SO ₄	142	71
Carbonato sódico anhidro	Na ₂ CO ₃	106	53
Piedra caliza	CaCO ₃	100	50
Cal viva	CaO	56	28
Cal apagada	Ca(OH) ₂	74	37
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O	172.2	86.1
Acido muriático	HCl	36.5	36.5
Acido sulfúrico	H ₂ SO ₄	98	49
Amoniaco acuoso	NH ₄ OH	35	35

*Llamado también peso fórmula

Cuando se pasa una corriente continua a través de una solución acuosa de un electrólito (el proceso de electrólisis), una unidad de electricidad llamada Faraday, igual 96500 coulombs (ampere-segundos), hace que un equivalente de cationes reaccionen en el cátodo y un equivalente de aniones en el ánodo. En la electrólisis del HCl:



En esta reacción, un Faraday libera 1.0 g de hidrogeno gaseoso en el cátodo y 35.45 g de cloro gaseoso en el ánodo. En la tabla se presentan los pesos moleculares y los pesos equivalentes de algunos de los electrólitos comunes (véase también capítulo 4).

1.2.9. SISTEMAS COLOIDALES.

Algunos tipos de materia pueden dispersarse en agua aun cuando no sean realmente solubles. Esta dispersión se realiza mediante la ruptura del material en pedazos extremadamente pequeños, en el límite superior del rango de tamaño para los iones y moléculas. Las partículas de este tamaño se llaman coloides.

La superficie de casi toda la materia (vidrio, acero, plástico, etc.) tiene un residuo de cargas eléctricas. Esto lleva a la creación de un voltaje superficial elevado, como se demuestra en pequeña escala mediante la descarga de una chispa de electricidad

estática en un día frío y seco, y a gran escala por los rayos. Cuando la materia se reduce de tamaño, la relación entre la carga superficial y la masa aumenta exponencialmente. Supóngase que se tiene un cubo de arena que mide 1,0 milímetro de lado y se reduce al tamaño coloidal de 100 milimicras (milimicra - 10^{-6} milímetros); esto producirá 1012 partículas coloidales con un área superficial 10000 veces más grande que la del grano original con una carga superficial correspondientemente mayor.

Es esta carga superficial elevada, que es negativa para la sílice (arena) en el ejemplo dado, la que hace que las partículas coloidales se repelan entre sí, manteniendo de esta forma la estabilidad de la dispersión.

1.2.10. OXIDACIÓN Y REDUCCIÓN.

La tabla periódica muestra que cierto número de elementos tienen más de una valencia. Esto es de gran importancia para el químico de aguas; un ejemplo es el hierro, cuyo óxido es bastante soluble en agua cuando su valencia es + 2 y casi insoluble cuando su valencia es + 3. Si la valencia de un material se vuelve más positiva o menos negativa, se dice que se ha oxidado. La reducción ocurre cuando la valencia se vuelve más negativa o menos positiva; por ejemplo, en el cambio de hierro + 3 a hierro + 2, se dice que el hierro se ha reducido. Otro ejemplo de esto, es el radical cromato, CrO_4^{-2} , en donde el cromo tiene una valencia de +6; cuando se reduce, el cromo cambia a la valencia de +.

En este ejemplo, un inhibidor efectivo de la corrosión, el cromato, se vuelve un catión metálico pesado sin propiedades útiles, y precipita como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ para producir materia en suspensión.

Ciertas sustancias químicas para el tratamiento del agua, como el cloro gaseoso, son efectivos debido a que son agentes fuertemente oxidantes. Cuando el cloro está presente en su forma elemental, tiene valencia cero. Si el cloro ataca al carbono en su estado elemental, el carbono cambia de valencia cero a + 4 y forma CO_2 gaseoso, y el cloro se reduce del estado de valencia cero hasta el anión cloruro, Cl^{-1} . En las reacciones de este tipo, un material se oxida y el otro se reduce, con un cambio neto de cero en el balance eléctrico del sistema, puesto que hay el mismo número de cargas positivas que negativas.

1.2.11. ACCIÓN DISOLVENTE DEL AGUA.

La acción disolvente del agua varía de un mineral a otro. En la tabla se presenta la solubilidad de algunos compuestos comunes en agua.

Como los minerales, los gases y la materia orgánica son solubles en agua.

La ley de Henry establece que la cantidad de gas disuelto en agua es directamente Proporcional a la presión del gas sobre la superficie del agua. En cualquier sistema gaseoso el porcentaje de presión es igual al porcentaje de volumen y son iguales al porcentaje en mol.

La atmósfera contiene aproximadamente 20% de oxígeno Y 80% de nitrógeno.

Entonces, a la presión atmosférica de 760 mm de mercurio, la presión parcial de oxígeno es 152 mm y la presión parcial del nitrógeno es 608 m.m. A estas Presiones parciales, la concentración aproximada de oxígeno en el agua es 10 mg/l y la de nitrógeno es 15 mg/l. Aun cuando cuatro veces más moléculas de nitrógeno que de oxígeno están bombaedeando el agua, menos del doble entran en la solución. Si la presión total del gas en la superficie del agua se duplicase, también lo harían las concentraciones de oxígeno y nitrógeno en la solución acuosa. A diferencia de la mayor parte de las sales minerales, que se vuelven más soluble a temperaturas más elevadas, la solubilidad de los gases disminuye cuando la temperatura aumenta.

Tabla. Solubilidad de algunos compuestos inorgánicos en agua a 20°C

Catión	Compuesto (fase sólida entre paréntesis)	Solubilidad, % en peso
H ⁺	HCl	41.9
	HNO ₃	*
	H ₂ SO ₄	*
Na ⁺	NaCl	26.5
	NaOH(1H ₂ O)	52.1
	NaNO ₃	46.7
	Na ₂ CO ₃ (10H ₂ O)	17.7
	Na ₂ CO ₄ (10H ₂ O)	16.2
	Na ₂ CO ₄ (12H ₂ O)	9.1
K ⁺	KCl	25.4
	KOH (2H ₂ O)	52.8
	KNO ₃	24.0
	K ₂ CO ₃ (2H ₂ O)	53.5
Mg ⁺²	MgCl ₂ (6H ₂ O)	35.3
	Mg(OH) ₂	Cero
	MgCO ₃	Cero
	MgSO ₄ (7H ₂ O)	26.2

Ca ⁺²	CaCl ₂ (6H ₂ O)	42.7
	Ca(OH) ₂	0.17
	CaCO ₃	Nil
	CaSO ₄ (2H ₂ O)	0.20
	Ca ₃ (PO ₄) ₂	Cero
Fe ⁺²	FeCl ₂ (4H ₂ O)	40.8
	Fe(OH) ₂	Cero
Fe ⁺³	FeCl ₃	47.9
	Fe(OH) ₃	Cero

* Solubilidad infinita.

1.2.12. SUSTANCIAS QUÍMICAS ORGÁNICAS.

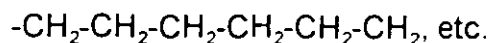
La materia orgánica es una clasificación amplia que incluye tanto moléculas naturales como sintéticas que contengan carbono, y generalmente hidrógeno. Toda la materia viva está formada por moléculas orgánicas. En una época, la química orgánica consideraba a aquellos compuestos que contienen carbono no producidos por los organismos vivos. En la actualidad la mayor parte de los materiales orgánicos pueden sintetizarse, de forma que su relación

Tabla. Resumen de grupos y compuestos orgánicos importantes.

1. compuestos de C y H.
2. Grupos funcionales que contienen C y O.
3. Grupos funcionales que contienen C, H y O.
4. Grupos funcionales que contienen C, H y N.
5. Polímeros.

Los polímeros son moléculas grandes construidas mediante agregaciones de unidades individuales llamadas monómeros.

Ejemplo 1: CH₂=CH₂, monómero etileno. Estas unidades se unen para formar el polímero de etileno:



con las cosas vivas no es una condición necesaria, aunque aun es cierto, por supuesto, que los procesos vitales incluyen a las sustancias químicas orgánicas. Las sustancias orgánicas pueden ser extremadamente solubles en agua, como es el caso del alcohol y el azúcar, o pueden ser bastante insolubles, como en el caso de los plásticos. Aun cuando estén disueltos en agua en cantidades menores de 1 mg/l, algunos compuestos orgánicos pueden causar efectos fisiológicos serios. La tecnología moderna permite analizar estos materiales orgánicos tóxicos, como los pesticidas, en concentraciones de partes por billón (ppb). Para ver esto en perspectiva, analizar 1 ppb (un microgramo de contaminante por litro de agua) es comparable a observar la tapa de una botella sobre el ecuador de la Tierra desde un satélite en órbita.

De la misma forma que los elementos se combinan para formar radicales combinan con carbono en la química inorgánica, también los elementos se combinan con carbono para formar grupos funcionales con sus propias propiedades individuales. En la tabla se presentan los tipos principales de grupos funcionales orgánicos y compuestos de importancia para el químico de aguas.

1.2.13. PREDICCIÓN DE LAS SOLUBILIDADES

Existen unas cuantas reglas que se pueden utilizar para determinar la solubilidad en agua de cualquier compuesto químico, inorgánico u orgánico: las sales de sodio, potasio y amonio son muy solubles; los ácidos minerales (H_2SO_4 , HCl) son solubles; con excepción de ciertos cationes de los metales pesados (Pb, Ag), la mayor parte de los halogenuros (Cl, Br, I) son solubles, excepto el fluoruro; casi todos los carbonatos, hidróxidos y fosfatos son tan sólo ligeramente solubles, con excepción de aquellos asociados con Na^+ , K^+ y NH_4^+ . En la tabla se presenta una serie simplificada de solubilidades. Los datos de solubilidad se determinan únicamente mediante la investigación en el laboratorio.

1.2.14. REACTIVOS SÓLIDOS

Hay dos mecanismos diferentes mediante los cuales los materiales disueltos en agua reaccionan con los sólidos; estos son la adsorción y el intercambio iónico.

La adsorción es la adhesión de una capa de moléculas o partículas coloidales a la superficie de un sólido, que generalmente es poroso. La máscara contra gases es un ejemplo clásico del uso de este proceso. La máscara contiene un empaque de material adsorbente, por lo general carbón activado, capaz de eliminar y almacenar gases peligrosos o tóxicos de forma que la persona que está utilizando la máscara puede respirar en forma segura aun cuando se encuentre en una atmósfera

contaminada. En los sistemas acuosos, de carbón activado similar elimina las moléculas orgánicas que producen los problemas de sabor y olor.

Otro ejemplo del proceso es la adsorción de SiO_2 , un coloide cargado negativamente, sobre $\text{Mg}(\text{OH})_2$ recién precipitado.

La cantidad de adsorbente requerido para la eliminación efectiva no puede determinarse a partir de una ecuación química. Sin embargo, cualquier sistema de datos experimentales dados se pueden graficar sobre papel semi-log, obteniéndose una línea recta, la Isoterma de Freundlich, figura.

El intercambio iónico es el proceso de eliminación de iones no deseados en una solución intercambiándolos en forma equivalente por otros iones más

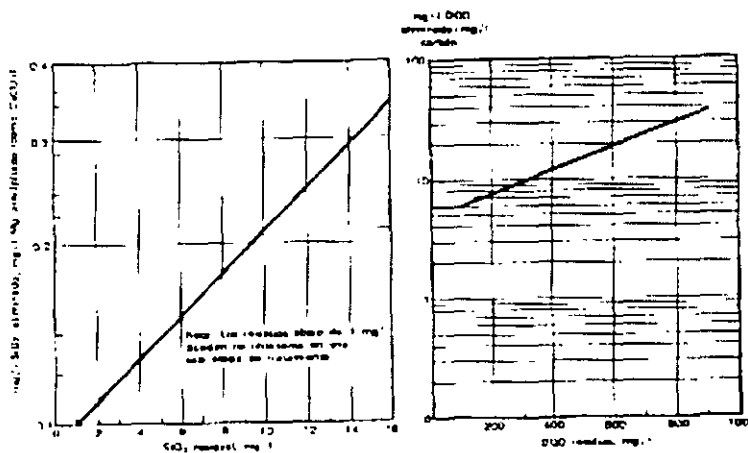
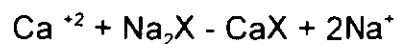


Figura. Isotermas de Freundlich mostrando la efectividad de la adsorción de (izquierda) $\text{Mg}(\text{OH})_2$ contra SiO_2 , y (derecha) carbón activado contra materiales orgánicos (DQO).

adecuados proporcionados por un sólido que tiene una estructura especial que le permite realizar esto. El sólido, un material intercambiador de iones, también llamado zeolita, debe regenerarse periódicamente con los iones de preferencia. En esta regeneración, los iones acumulados no deseados se eliminan.

La eliminación de los iones calcio (dureza) mediante una zeolita de sodio, un proceso común, se indica mediante la reacción:



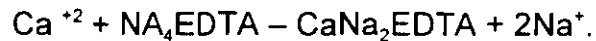
La letra X representa el sólido intercambiador de cationes.

Muchas arcillas tienen propiedades intercambiadoras de iones. Este es un aspecto importante de la química de suelos y de la nutrición vegetal. Una de estas arcillas, la clinoptilolita, se utiliza para eliminar al amoníaco de las aguas de desecho. Sin embargo, la mayor parte de los intercambiadores iónicos son materiales orgánicos sintéticos formulados para aplicaciones específicas.

1.2.15. QUELATACIÓN.

Un concepto final de gran importancia en la química del agua es el proceso de quelatación. Un agente quelatante es una molécula, generalmente orgánica, que es soluble en agua y puede sufrir reacciones con los iones metálicos para mantenerlos en solución. De forma que la quelatación es similar al intercambio iónico, con la diferencia concentrada en la solubilidad del material intercambiable: en la quelatación, el material intercambiable es muy soluble en agua como una molécula grande; en el intercambio iónico, el material intercambiador es insoluble en agua y es una partícula sólida grande.

La ecuación química para la quelatación es similar a la del intercambio iónico. Por ejemplo, un quelatante común es la sal de sodio del ácido . etilen diamin tetracético (EDTA). Agregado al agua, este quelato reacciona con los iones de calcio para mantenerlos en solución, evitando la formación de incrustación de CaCO_3 :



2.0. PARAMETROS DE CALIDAD DE LAS AGUAS Y SU SIGNIFICADO.

Antes de proceder a una descripción de los procesos disponibles para mejorar la calidad de las aguas, es conveniente revisar los parámetros utilizados para definir su calidad. Algunos de estos parámetros se utilizan en el control de los procesos de tratamiento realizando mediciones de forma continua o discreta. Además de las definiciones se resumen sus efectos más importantes, la forma usual de análisis o medición y el tratamiento adecuado. los parámetros se pueden clasificar en cuatro grandes grupos: físicos, químicos, biológicos y radiológicos. También se describen los índices de estabilidad de las aguas carbonato-cálcicas, utilizados en el control de la formación de incrustaciones.

2.1. PARÁMETROS FÍSICOS

Sabor y olor

El sabor y olor del agua son determinaciones organolépticas de determinación subjetiva, para las cuales no existen instrumentos de observación, ni registro, ni unidades de medida. Tienen un interés evidente en las aguas potables destinadas al consumo humano. las aguas adquieren un sabor salado a partir de los 300 ppm de Cl^- , y un gusto salado y amargo con más de 450 ppm de SO_4^{2-} . El CO_2 libre le da un gusto picante. Trazas de fenoles u otros compuestos orgánicos le confieren un color y sabor desagradables.

Color

El color es la capacidad de absorber ciertas radiaciones del espectro visible. No se puede atribuir a ningún constituyente en exclusiva, aunque ciertos colores en aguas naturales son indicativos de la presencia de ciertos contaminantes. El agua pura sólo es azulada en grandes espesores. En general presenta colores inducidos por materiales orgánicos de los suelos vegetales, como el color amarillento debido a los ácidos húmicos. La presencia de hierro puede darle color rojizo, y la de manganeso un color negro. El color afecta estéticamente la potabilidad de las aguas, puede representar un potencial colorante de ciertos productos cuando se utiliza como material de proceso, y un potencial espumante en su uso en calderas.

Las medidas de color se hacen normalmente en laboratorio, por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto, Cl_2CO , Y cloroplatinato de potasio, Cl_6PtK_2 , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente Pt. las aguas subterráneas no suelen sobrepasar valores de 5 ppm de Pt, pero las superficiales pueden alcanzar varios centenares de ppm.

Según el origen del color los principales tratamientos de eliminación pueden ser la coagulación y filtración, la cloración, o la adsorción en carbón activo.

Turbidez

La turbidez es la dificultad de agua para transmitir la luz debido a materiales insolubles en suspensión, coloidales o muy finos, que se presentan principalmente en aguas superficiales. Son difíciles de decantar y filtrar, y pueden dar lugar a la formación de depósitos en las conducciones de agua, equipos de proceso, etc. Además interfiere con la mayoría de procesos a que se pueda destinar el agua.

La medición se hace por comparación con la turbidez inducida por diversas sustancias. La medición en ppm de SiO_2 fue la más utilizada, pero existen diferencias en los valores obtenidos según la sílice y la técnica empleadas por un laboratorio u otro. Existen diversos tipos de turbidímetros modernos dando valores numéricos prácticamente idénticos. El fundamento del turbidímetro de Jackson es la observación de una bujía a través de una columna de agua ensayada, cuya longitud se aumenta hasta que la llama desaparece. Con una célula fotoeléctrica se mejora la medida. El aparato se puede calibrar mediante suspensiones de formacina, con lo cual se deriva a una escala en unidades de formacina. En el nefelómetro se mide la intensidad de luz difractada al incidir un rayo luminoso sobre las partículas en suspensión y recogida sobre una célula fotoeléctrica.

La unidad nefelométrica (NTU o UNF), la unidad Jackson UTU), y la unidad de formacina (FTU) se pueden intercambiar a efectos prácticos.

Las aguas subterráneas suelen tener valores inferiores a 1 ppm de sílice, pero las superficiales pueden alcanzar varias decenas. Las aguas con 1 ppm son muy transparentes y permiten ver a su través hasta profundidades de 4 ó 5 m. Con 10 ppm, que sería el máximo deseable para una buena operación de los filtros, la transparencia se acerca al metro de profundidad. Por encima de 100 ppm la transparencia está por debajo de los 10 cm y los filtros se obstruyen rápidamente.

La turbidez se elimina mediante procesos de coagulación, decantación y filtración.

Conductividad y resistividad

La conductividad eléctrica es la medida de la capacidad de agua para conducir la electricidad. Es indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. El agua pura contribuye mínimamente a la conductividad, y en su casi totalidad es el resultado de movimiento de los iones de las impurezas presentes (figura 2). La resistividad es la medida recíproca de la conductividad. El aparato utilizado es el conductímetro cuyo fundamento es la medida eléctrica de la resistencia de paso de la electricidad entre las dos caras opuestas de un prisma rectangular (figura 7) comparada con la de una solución de ClK a la misma temperatura y referida a 20 °C La medida de la conductividad es una buena forma de control de calidad de un agua, siempre que:

- No se trate de contaminación orgánica por sustancias no ionizables.
- las mediciones se realizan a la misma temperatura.
- la composición de agua se mantenga relativamente constante.

La unidad estándar de resistencia eléctrica es el ohm y la resistividad de las aguas se expresa convenientemente en megaohms-centímetro. la conductividad se expresa en el valor recíproco, normalmente como microsiemens por centímetro. Para el agua ultrapura los valores respectivos son de 18,24 Mohms. cm y 0,05483 ps/cm a 25 °C.

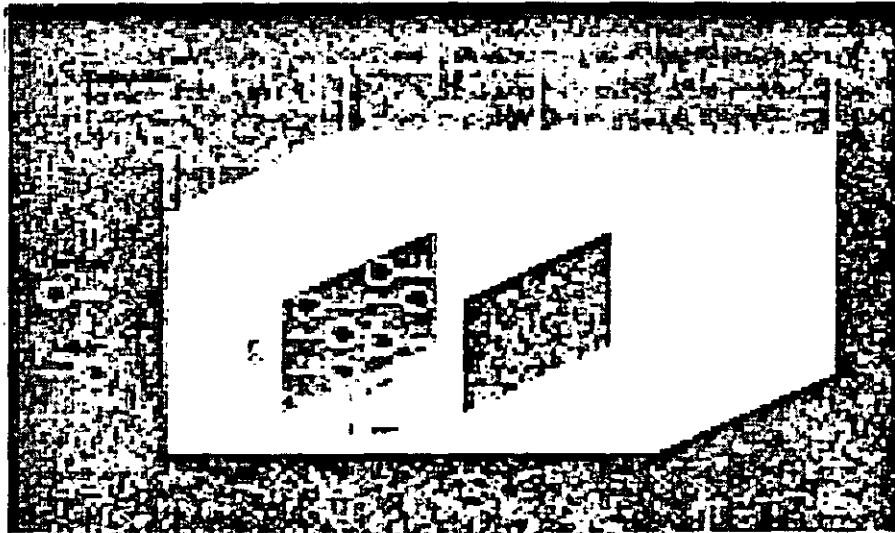


Figura 7. Célula de medida de conductividad de constante unidad. Aunque en realidad lo que se mide es la resistencia al paso de la electricidad a través de la solución acuosa, se expresa como su valor inverso en unidades de conductividad. La resistencia es directamente proporcional a la distancia a recorrer por los iones e inversamente proporcional a la superficie. Si la superficie y la distancia se hacen igual a 1, la constante geométrica de la célula es la unidad y relaciona a inmediatamente la conductividad con la concentración de iones.

2.2. PARAMETROS QUIMICOS

PH

El pH es una medida de la concentración de iones hidrógeno, y se define como $\text{pH} = \log(1 / [\text{H}^+])$. Es una medida de la naturaleza ácida o alcalina de la solución acuosa que puede afectar a los usos específicos de; agua. la mayoría de aguas naturales tienen un pH entre 6 y 8.

Su medición se realiza fácilmente con un phmetro (figura 8) bien calibrado, aunque también se puede disponer de papeles especiales que, por coloración, indican el pH. los valores del pH han de ser referidos a la temperatura de medición, pues varían con ella.

El pH se corrige por neutralización.

Dureza

La dureza, debida a la presencia de sales disueltas de calcio y magnesio, mide la capacidad de un agua para producir incrustaciones. Afecta tanto a las aguas domésticas como a las industriales, siendo la principal fuente de depósitos e incrustaciones en calderas, intercambiadores de calor, tuberías, etc. Por contra, las aguas muy blandas son agresivas y pueden no ser indicadas para el consumo.

Existen distintas formas de dureza:

- *Dureza total o título hidrotimétrico, TH.* Mide el contenido total de iones Ca^{++} y Mg^{++} . Se puede distinguir entre la dureza de calcio, THCa , y la dureza de magnesio, THMg .
- *Dureza permanente o no carbonatada.* Mide el contenido en iones $\text{Ca}_{..}$ y $\text{Mg}_{..}$ después de someter el agua a ebullición durante media hora, filtración y recuperación de; volumen inicial con agua destilada. El método es de poca exactitud y depende de las condiciones de ebullición.
- *Dureza temporal o carbonatada.* Mide la dureza asociada a iones CO_3H^- , eliminable por ebullición, y es la diferencia entre la dureza total y la permanente.

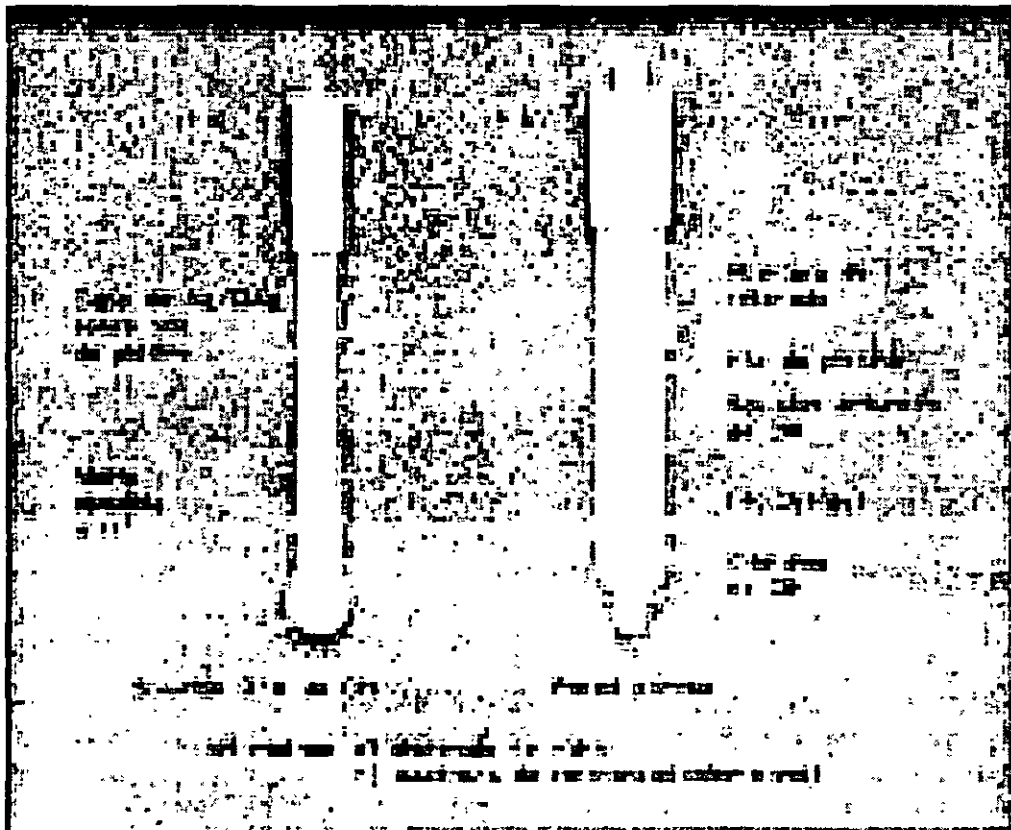


Figura 8. Medidores de pH. Dentro del tubo se coloca una solución de pH fijo en referencia. El electrodo de vidrio a) emplea referencia interna Ag/CLAg y una solución con iones cloruro. El electrodo de referencia de calomelanos b) emplea $\text{Hg/He}_2\text{Cl}_2$ y solución saturada de CLK

Si la dureza es inferior a la alcalinidad toda la dureza es carbonatada, pero si la dureza es superior a la alcalinidad hay una parte de dureza no carbonatada, asociada a otros aniones. la dureza de carbonatos es igual al valor m si $TH > m$, e igual a TH si $TH < m$. La dureza no carbonatada sólo existe en el primer caso y es igual a $TH - m$.

La dureza se puede expresar como meq/l, en ppm de CO_3Ca , o en grados hidrométricos de los cuales el más común es el francés (ver *Medida de la concentración en soluciones acuosas*). Las aguas con menos de 50 ppm en CO_3Ca se llaman blandas, hasta 100 ligeramente duras, hasta 200 moderadamente duras, y a partir de 200 ppm muy duras. Es frecuente encontrar aguas con menos de 300 PPM COMO CO_3Ca , pero pueden llegar a 1 000 ppm e incluso hasta 2000 ppm.

La medición puede hacerse por análisis total o por complexometría con EDTA. Existe una forma sencilla y aproximada que utiliza agua jabonosa por el gran consumo de jabón de las aguas duras.

Para disminuir la dureza las aguas pueden someterse a tratamiento de ablandamiento o desmineralización. En las calderas y circuitos de enfriamiento se usara complementariamente tratamientos internos. la estabilidad de las aguas duras y alcalinas se determina mediante índices específicos, como se verá al final de este capítulo.

Alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad para neutralizar ácidos. Contribuyen a la alcalinidad principalmente los iones bicarbonato, CO_3H^- , carbonato, CO_3^{2-} , y oxhidrilo, OH^- , pero también los fosfatos y ácido silícico u otros ácidos de carácter débil. Los bicarbonatos y los carbonatos pueden producir CO_2 en el vapor, que es una fuente de corrosión en las líneas de condensado. También pueden producir espumas, provocar arrastre de sólidos con el vapor y fragilizar el acero de las calderas.

Se distingue entre la alcalinidad total o título alcalimétrico total, TAC, medida por adición de ácido hasta el viraje del anaranjado de metilo, a pH entre 4.4 y 3.1, también conocido como alcalinidad m , y la alcalinidad simple o título alcalimétrico, TA, medida por el viraje de la fenoftaleína, a pH entre 9.8 y 8.2, conocido como alcalinidad p . A partir de ambas mediciones se pueden determinar las concentraciones en carbonato, bicarbonato e hidróxido.

Se mide en las mismas unidades que la dureza.

La alcalinidad se corrige por descarboriatación con cal" tratamiento con ácido, o desmineralización por intercambio iónico.

Coloides

Es una medida del material en suspensión en el agua que, por su tamaño alrededor de los 10^{-4} - 10^{-5} mm, se comporta como una solución verdadera y, por ejemplo, atraviesa el papel de filtro. Los coloides pueden ser de origen orgánico (ejemplo macromoléculas de origen vegetal) o inorgánico (ejemplo óxidos de hierro y manganeso). En aguas potables puede ser una molestia sólo de tipo estético.

La dificultad de sedimentación se salva con un proceso de coagulación-floculación previo. Si se debe a DBO en aguas residuales se puede tratar biológicamente. La filtración es insuficiente y requiere un proceso de ultrafiltración.

Acidez minera;

La acidez es la capacidad para neutralizar bases. Es raro que las aguas naturales presenten acidez, sin embargo las aguas superficiales pueden estar contaminadas por ácidos de drenajes mineros o industriales. Pueden afectar a tuberías o calderas por corrosión. Se mide con las mismas

unidades de la alcalinidad, y se determina mediante adición de base. Se corrige por neutralización con álcalis.

Sólidos disueltos

Los sólidos disueltos o salinidad total, es una medida de la cantidad de materia disuelta en el agua, determinada por evaporación de un volumen de agua previamente filtrada. Corresponde al residuo seco con filtración previa. El origen de los sólidos disueltos puede ser múltiple, orgánico e inorgánico, tanto en aguas subterráneas como superficiales. Aunque para las aguas potables se indica un valor máximo deseable de 500 ppm, el valor de los sólidos disueltos no es por sí solo suficiente para determinar la bondad del agua. En los usos industriales la concentración elevada de sólidos disueltos puede ser objeccionable por la posible interferencia en procesos de fabricación, o como causa de espuma en calderas.

Los procesos de tratamiento son múltiples en función de la composición, incluyendo la precipitación, intercambio iónico, destilación, electrodiálisis y ósmosis inversa.

Sólidos en suspensión

Los sólidos en suspensión, SS , es una medida de los sólidos sedimentables (no disueltos) que pueden ser retenidos en un filtro. Se pueden determinar pesando el residuo que queda en el filtro, después de secado. Son indeseables en las aguas de proceso porque pueden causar depósitos en las conducciones, calderas, equipos, etc. las aguas subterráneas suelen tener menos de 1 ppm, pero en las superficiales varía mucho en función del origen y las circunstancias de la captación.

Se separan por filtración y decantación.

Sólidos totales

Los sólidos totales son la suma de los sólidos disueltos y de los sólidos en suspensión.

Residuo seco

El residuo seco es el peso de los materiales después de evaporar un litro de agua. Si ésta ha sido previamente filtrada, corresponderá al peso total de sustancias disueltas, sean volátiles o no. Conviene fijar la temperatura a que se ha realizado la evaporación. Si se ha hecho a 105 °C pueden haber bicarbonatos, agua de hidratación y materias orgánicas. A 180 °C los bicarbonatos han pasado a carbonatos, se ha desprendido el agua de cristalización y se habrá desprendido o quemado la materia volátil. El residuo a calcinación es menor que los anteriores ya que los carbonatos se destruyen perdiendo CO₂.

Cloruros

El ión cloruro, Cl⁻, forma sales en general muy solubles. Suele ir asociado al ión Na⁺, especialmente en aguas muy salinas. Las aguas dulces contienen entre 10 y 250 ppm de cloruros, pero no es raro encontrar valores mucho mayores. Las aguas salobres pueden tener centenares e incluso millares de ppm. El agua de mar contiene alrededor de 20,000 ppm.

El contenido en cloruros afecta la potabilidad del agua y su potencia; uso agrícola e industrial. A partir de 300 ppm el agua empieza a adquirir un sabor salado. Las aguas con cloruros pueden ser muy corrosivas debido al pequeño tamaño del ión que puede penetrar la capa protectora en la interfase óxido-metal y reaccionar con el hierro estructural. Se valora con nitratos de plata usando cromato potásico como indicador.

Se separa por intercambio iónico, aunque es menos retenido que los iones polivalentes, por lo cual las aguas de alta pureza requieren un pulido final.

Sulfatos

El ión sulfato, SO₄²⁻, corresponde a sales de moderadamente solubles a muy solubles. Las aguas dulces contienen de 2 a 150 ppm, y el agua de mar cerca de 3000 ppm. Aunque en agua pura se satura a unos 1500 ppm, como SO₄ Ca, la presencia de otras sales aumenta su solubilidad.

La determinación analítica por gravimetría con cloruro de bario es la más segura. Si se emplean métodos complexométricos hay que estar seguro de evitar las interferencias. No afecta especialmente al agua en cantidades moderadas. Algunos centenares de ppm perjudican la resistencia del hormigón. Industrialmente es importante porque, en presencia de iones calcio, se combina para formar incrustaciones de sulfato cálcico.

Su eliminación se realiza por intercambio iónico.

Nitratos

El ión nitrato, NO_3^- , forma sales muy solubles y bastante estables, aunque en medio reductor puede pasar a nitrito, nitrógeno, o amoníaco. Las aguas normales contienen menos de 10 ppm, y el agua de mar hasta 1 ppm, pero las aguas contaminadas, principalmente por fertilizantes, pueden llegar a varios centenares de ppm.

Concentraciones elevadas en las aguas de bebida pueden ser la causa de cianosis infantil. Industrialmente no tiene efectos muy significativos, e incluso es útil para controlar la fragilidad del metal de las calderas.

Su determinación en el laboratorio es complicada y se realiza en general por espectrofotometría, resultante de la absorción de la radiación UV por el ión nitrato.

Se elimina por intercambio iónico, pero no es un método económico en los procesos de potabilización en grandes volúmenes. Están en desarrollo procesos de eliminación biológicos.

Su presencia en las aguas superficiales, conjuntamente con fosfatos, determina la eutrofización, que se caracteriza por un excesivo crecimiento de las algas.

Fosfatos

El ión fosfato, PO_4^{3-} , en general forma sales muy poco solubles y precipita fácilmente como fosfato cálcico. Al corresponder a un ácido débil, contribuye a la alcalinidad de las aguas.

En general no se encuentra en el agua más de 1 ppm, pero puede llegar a algunas decenas debido al uso de fertilizantes. Puede ser crítico en la eutrofización de las aguas superficiales. No suele determinarse en los análisis de rutina, pero puede hacerse colorimétricamente.

Fluoruros

El ión fluoruro, F^- , corresponde a sales de solubilidad en general muy limitada. No suele hallarse en proporciones superiores a 1 ppm. Tiene un efecto beneficioso sobre la dentadura si se mantiene su contenido alrededor de 1 ppm, y por este motivo se añade a veces al agua potable. Su análisis suele hacerse por métodos colorimétricos.

Silice

La sílice, SiO_2 , se encuentra en el agua disuelta como ácido silícico, Si(OH)_4 , y como materia coloidal. Contribuye ligeramente a la alcalinidad del agua. Las aguas naturales contienen entre 1 y 40 ppm, pudiendo llegar a 100 ppm, especialmente si son aguas bicarbonatadas sódicas. Se determina analíticamente por colorimetría.

La sílice tiene mucha importancia en los porque forma incrustaciones en las calderas y sistemas de enfriamiento, y forma depósitos insolubles sobre los álabes de las

turbinas. Su eliminación se consigue parcialmente por precipitación pero fundamentalmente mediante resinas de intercambio iónico fuertemente básicas

Bicarbonatos y carbonatos

Existe una estrecha relación entre los iones bicarbonato, CO_3H^- , carbonato, CO_3^{2-} , el CO_2 gas y el CO_2 disuelto. A su vez el equilibrio está afectado por el pH. Estos iones contribuyen fundamentalmente a la alcalinidad del agua. Los carbonatos precipitan fácilmente en presencia de iones calcio. Las aguas dulces suelen contener entre 50 y 350 ppm de ión bicarbonato, y si el pH es inferior a 8,3 no hay prácticamente ión bicarbonato. El agua de mar tiene unos 1 000 ppm de ión bicarbonato.

Otros componentes aniónicos

Los sulfuros, S^{2-} , y el ácido sulfhídrico son característicos de medios reductores, pero en general las aguas contienen mucho menos de 1 ppm. Comunican muy mal olor al agua, lo cual permite su detección. Son especialmente corrosivos para las aleaciones de cobre.

Los compuestos fenólicos afectan la potabilidad del agua, produciendo olores y gustos muy desagradables, especialmente después de su cloración.

Los detergentes son sólo muy ligeramente tóxicos pero presentan problemas de formación de espumas, y pueden interferir los procesos de floculación y coagulación, y afectar la oxigenación del agua.

Los ácidos húmicos pueden afectar ciertos procesos de pretratamiento e intercambio iónico.

Sodio

El ión sodio, Na^+ , corresponde a sales de solubilidad muy elevada y difíciles de precipitar. Suele estar asociado al ión cloruro. El contenido en aguas dulces suele estar entre 1 y 150 ppm, pero es fácil encontrar valores muy superiores, de hasta varios miles de ppm. El agua de mar contiene cerca de 11.000 ppm. Es un indicador potencial de corrosión.

La determinación analítica se hace por fotometría de llama. En los análisis rutinarios el ión sodio no se determina sino que se calcula como diferencia entre el balance de aniones y cationes.

El sodio se elimina por intercambio iónico, pero como ión monovalente es una de las primeras sustancias que fugan de la columna canónica o del lecho mixto.

Potasio

El ión potasio, K^+ , corresponde a sales de solubilidad muy elevada y difíciles de precipitar. Las aguas dulces no suelen contener más de lo ppm y el agua de mar contiene alrededor de 400 ppm, por lo cual es un catión mucho menos significativo que el sodio.

Su determinación se hace por fotometría de llama. En los análisis rutinarios se asimila al sodio. Se elimina por intercambio iónico.

Calcio

El ión calcio, Ca^{++} , forma sales desde moderadamente solubles a muy insolubles. Precipita fácilmente como CO_3Ca . Contribuye de forma muy especial a la dureza de agua y a la formación de incrustaciones (ver el final del presente capítulo). Las aguas dulces suelen contener de 10 a 250 ppm, o incluso 600 ppm. El agua de mar contiene unos 400 ppm.

Se determina analíticamente por complexometría con EDTA o NTA.

La eliminación de calcio se realiza por precipitación e intercambio iónico.

Magnesio

El ión magnesio, Mg^{++} , tiene propiedades muy similares a las del ión calcio, pero sus sales son, en general, más solubles y difíciles de precipitar; por contra, su hidróxido, $Mg(OH)_2$, es menos soluble. Las aguas dulces suelen contener entre 1 y 100 ppm, y el agua de mar contiene unos 1300 ppm. Cuando el contenido en agua alcanza varios centenares le da un sabor amargo y propiedades laxantes, que pueden afectar su potabilidad. Contribuye a la dureza de agua y a pH alcalino puede formar incrustaciones de hidróxido.

Su determinación analítica se realiza por complexometría.

Se puede precipitar como hidróxido pero su eliminación se realiza fundamentalmente por intercambio iónico.

Hierro

El ión hierro se puede presentar como ión ferroso, Fe^{++} , o en la forma más oxidada de ión férrico, Fe^{+3} . La estabilidad de las distintas formas químicas depende del pH, condiciones oxidantes o reductoras del medio, composición de la solución, presencia de materias orgánicas complejantes, etc. La presencia de hierro puede afectar a la potabilidad del agua y, en general, es un inconveniente en las aguas industriales por dar lugar a depósitos e incrustaciones. Las condiciones de estabilidad hacen que las aguas subterráneas normalmente sólo contengan Fe^{+2} disuelto. La concentración suele estar entre 0 y 10 ppm de Fe^{++} , pero al airear el agua precipita $Fe(OH)_3$, de color pardo-rojizo, y el contenido en ión disuelto se reduce a menos de 0,5 ppm. Sólo las aguas de pH ácido pueden tener contenidos en hierro de varias decenas de ppm.

Se determina analíticamente por colorimetría y espectrofotometría de absorción atómica, dando el hierro total que incluye las formas soluble, 2 coloidal y en suspensión fina.

Por aeración del agua la forma ferrosa pasa a férrica y precipita, o bien se elimina por coagulación y filtración. También se puede emplear el intercambio canónico.

Manganeso

El ión manganeso se comporta en muchos aspectos de forma similar al hierro. Además de actuar con 2 y 3 cargas positivas, actúa con valencia +4 formando el MnO_2 insoluble. Rara vez el agua contiene más de 1 ppm, y entonces requiere un pH ácido. La forma más general es la Mn^{2+} , que por aeración oxidativa da un precipitado negro de MnO_2 . Igual que el hierro, forma compuestos orgánicos estables. Se determina por oxidación a permanganato y colorimetría de la solución oxidada y espectrometría de absorción atómica.

Metales tóxicos

Los más comunes son el arsénico, el cadmio, el plomo, el cromo, el bario y el selenio. Todos ellos deben ser estrictamente controlados en el origen de la contaminación. Las mediciones analíticas se realizan en general por espectrofotometría de absorción atómica.

Gas disueltos

El dióxido de carbono, CO_2 , es un gas relativamente soluble que se hidroliza formando iones bicarbonato y carbonato, en función del pH del agua. Las aguas subterráneas profundas pueden contener hasta 1 500 ppm, pero en las aguas superficiales se sitúa entre 1 y 30 ppm. Un exceso de CO_2 hace al agua corrosiva, factor importante en las líneas de vapor y condensados. Se elimina por aeración, desgasificación o descarbonatación.

El oxígeno, O_2 , por su carácter oxidante juega un papel importante en la solubilización o precipitación de iones que presentan una forma insoluble. Su presencia es vital para todas las formas de vida superior y para la mayoría de microorganismos. Es el parámetro más importante en el control de la calidad de las aguas superficiales en cauces naturales. Provoca la corrosión de los metales, en líneas y equipos; pero su ausencia puede representar la presencia de otros gases objeccionables tales como metano, sulfhídrico, etc. Existen sondas específicas para medir el oxígeno disuelto en el agua. Se elimina por desgasificación, o mediante reductores como el sulfito sódico y la hidrazina.

El ácido sulfhídrico, SH_2 , causa un olor a huevos podridos y es causa de corrosión. Se puede eliminar por aeración u oxidarlo por loración. También se elimina con un intercambiador aniónico fuerte.

El amoníaco, NH_3 , es un indicador de contaminación del agua, y en forma no iónica es tóxico para los peces. Al clorar el agua a partir del amoníaco se forman cloraminas, también tóxicas. Provoca la corrosión de las aleaciones de cobre y zinc, formando un complejo soluble. Se puede medir con electrodos específicos o por colorimetría con el reactivo de Nessler. Se elimina por desgasificación, o intercambio canónico.

2.3. PARÁMETROS INDICATIVOS DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y BIOLÓGICA

Tanto la actividad natural como la humana contribuyen a la contaminación orgánica de las aguas naturales. la descomposición de la materia animal y vegetal da lugar a ácidos húmico y fúlvico y a materias colorantes. los residuos domésticos contienen materias orgánicas en descomposición, detergentes y microorganismos. los vertidos industriales contiene ne múltiples compuestos orgánicos, tales como aceites, y disolventes. De la actividad agrícola resultan residuos de herbicidas y plaguicidas, etc. La concentración de estos compuestos orgánicos en el agua no es constante, sino variable por múltiples causas, y obliga a ajustes permanentes en las plantas de tratamiento. El uso de tratamientos biológicos para su eliminación implica el uso de parámetros de medida menos específicos que los que miden radicales químicos, y que sin embargo permitan el control de las unidades de tratamiento.

Demanda bioquímica de oxígeno

Mide la cantidad de oxígeno consumido en la eliminación de la materia orgánica del agua, mediante procesos biológicos aerobios. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días (DBO_5) y se mide en ppm de O_2 . Las aguas subterráneas suelen contener menos de 1 ppm. Un contenido superior es indicativo de contaminación. En las aguas superficiales su contenido es muy variable. En las aguas residuales domésticas se sitúa entre 100 y 350 ppm. En las aguas residuales industriales su concentración es totalmente dependiente del proceso de fabricación pudiendo alcanzar varios miles de ppm. Su eliminación se realiza por procesos fisicoquímicos y biológicos aerobios o anaerobios.

Demanda química de oxígeno

Mide la capacidad de consumo de un oxidante químico, dicromato o permanganato, por las materias oxidables contenidas en el agua, y también se expresa en ppm de O_2 . Indica el contenido en materias orgánicas oxidables y otras sustancias reductoras, tales como Fe^{++} , NH_4^+ , etc. las aguas no contaminadas tienen valores de la DQO de 1 a 5 ppm, o algo superiores. las aguas con valores elevados de DQO, pueden dar lugar a interferencias en ciertos procesos industriales. las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 y 600 ppm. En las aguas residuales industriales la concentración depende de; proceso de fabricación de que se trate. la relación entre los valores de la DBO y la DQO es un indicativo de la biodegradabilidad de la materia contaminante. En aguas residuales un valor de la relación DBO/DQO menor que 0,2 se interpreta como un vertido de tipo inorgánico y si es mayor que 0,6 como orgánico.

Carbón orgánico total

El COT es una medida de contenido en materia orgánica de agua, especialmente aplicable a pequeñas concentraciones. El carbón orgánico se oxida a CO₂ en presencia de un catalizador y se mide en un analizador infrarrojo. Algunos compuestos orgánicos pueden resistir a la oxidación y dar valores ligeramente inferiores a los reales. El aumento de su uso se debe a la rapidez de realización de los análisis.

2.4. PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS

La bacteria *Escherichia coli*, y el grupo conforme en su conjunto, son los organismos más comunes utilizados como indicadores de la contaminación fecal. Las bacterias conformes son microorganismos de forma cilíndrica, capaces de fermentar la glucosa y la lactosa. Otros organismos usados como indicadores de contaminación fecal son los estreptococos fecales los clostridios. Estos últimos son organismos anaerobios, formadores de esporas. Las esporas son formas resistentes de las bacterias capaces de sobrevivir largo tiempo, cuya presencia en ausencia de conformes es indicativo de una pasada contaminación.

Los análisis bacteriológicos de aguas se realizan por el método de los tubos múltiples y se expresan en términos de el "número más probable" (índice NMP) en 100 ml de agua. Las aguas con un NMP inferior a 1, son satisfactoriamente potables.

La presencia de microorganismos no tiene importancia en muchos procesos industriales pero la industria alimentaria requiere agua de calidad potable. La destrucción de las bacterias da lugar a sustancias llamadas pirógenos, de especial importancia en el agua empleada para la producción de inyectables en la industria farmacéutica, los microorganismos también pueden dar lugar a la formación de limos, especialmente en los circuitos cerrados de refrigeración.

Según el destino del agua, la eliminación de bacterias se realiza por filtración, tratamiento biológico, o esterilización por luz ultravioleta, cloración u ozonización.

Demanda de cloro (breakpoint)

Es una medida del contenido en materia orgánica de un agua, obtenida al añadir cloro. Inicialmente se forman compuestos de cloro con la materia orgánica, pero se van destruyendo al aumentar la adición. El *breakpoint* o punto de ruptura, corresponde al inicio de la destrucción de los compuestos clorados originalmente formados (figura). No tiene interés en la caracterización de aguas subterráneas, pero sí para las aguas superficiales. Es importante en el tratamiento de aguas potables para determinar la cantidad de desinfectante a añadir. Se mide en ppm de Cl₂.

2.5. PARÁMETROS RADIOLÓGICOS

La presencia de materiales radioactivos en las aguas es un riesgo de importancia creciente. Al estar sometidas las fuentes de suministro a un creciente peligro de contaminación, las autoridades han establecido valores límites de aceptación. Suelen medirse las actividades alfa y beta mediante contadores de centelleo. Su importancia es más sanitaria que industrial.

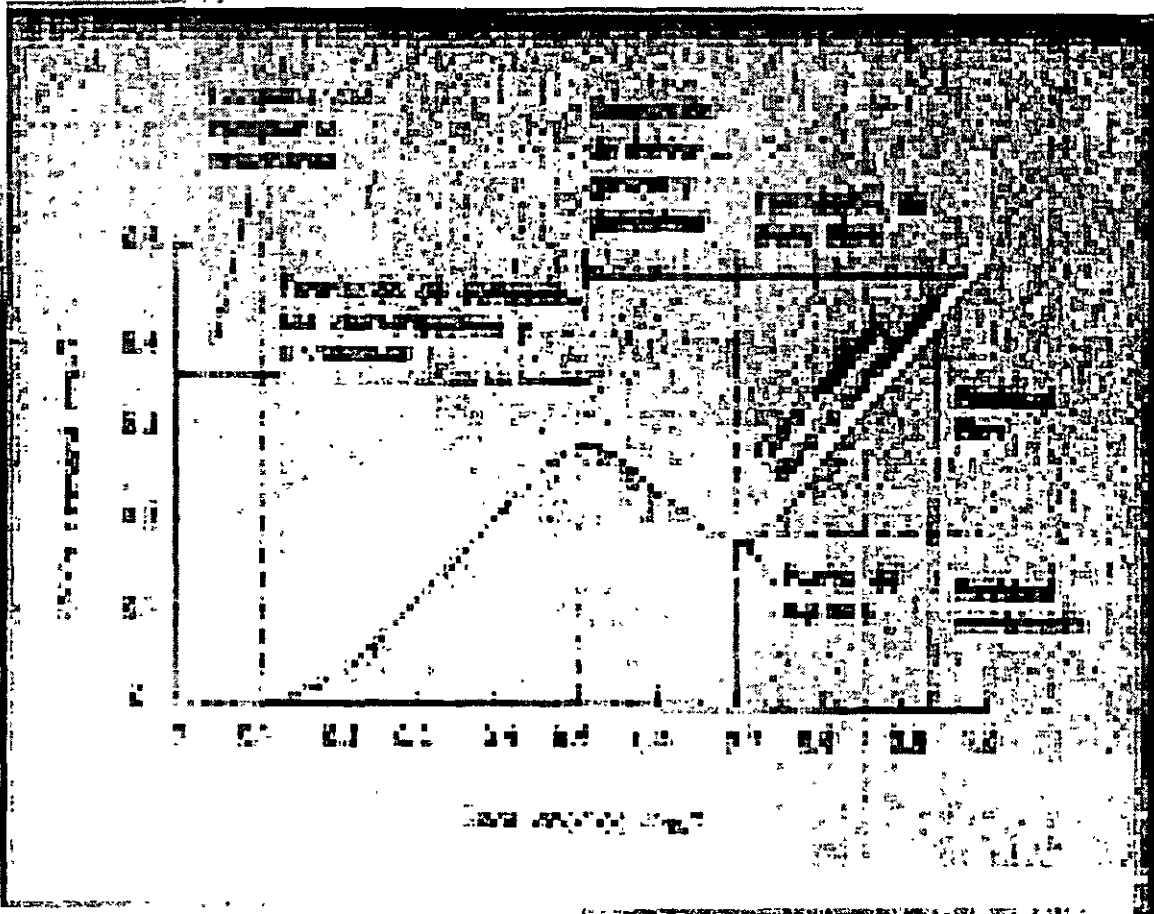


Figura. Curvas de cloro residual y punto de ruptura (break-point). El cloro añadido primero se combina con la materia orgánica y las sustancias fácilmente oxidables hasta saturar la demanda inmediata. Luego reacciona con el amoníaco presente formando cloraminas que con mas cloro se oxidan hasta el punto de ruptura. A partir de ahí resultará aun aumento directo del cloro residual libre.

2.6. INDICES DE ESTABILIDAD DE LAS AGUAS CARBONATO-CÁLCICAS

El principal objetivo en la utilización de estos índices es ajustar las aguas de enfriamiento a condiciones no incrustantes.

Los índices más generalizados son los de Langlier, LSI, y de Ryznar, RSI, aunque existe otros índices, algunos de ellos adaptados a ciertas condiciones específicas.

La determinación de ambos índices, LSI y RSI, está basada en el cálculo del pH de saturación, pH_s , del carbonato cálcico.

$$pH_s = (pK_2 - pK_1) + pCa + PTAC$$

$$LSI = pH \text{ (medido)} - pH_s$$

$$RSI = 2 pH_2 - pH \text{ (medido)}$$

Para el uso corriente el valor del pH_s puede determinarse mediante gráficas o por cálculo aproximado. Su cálculo requiere conocer los siguientes valores:

SDT ppm	A	Temp °C	B	Dureza Cálcica (ppm CO_3Ca)	C	Tac=m (ppm CO_3Ca)	D
50	0.07	0	2.60	101	0.60	10	1.00
100	0.10	5	2.46	12	0.68	12	1.08
200	0.13	16	2.34	14	0.75	14	1.15
400	0.16	15	2.21	17	0.83	17	1.23
600	0.18	20	2.09	20	0.9	20	1.30
800	0.19	30	1.88	25	1.01	25	1.40
1000	0.20	40	1.71	30	1.06	30	1.48
2000	0.22	50	1.55	40	1.2	40	1.60
4000	0.25	60	1.4	50	1.3	50	1.70
		70	1.27	60	1.38	60	1.78
		80	1.16	80	1.51	80	1.90
				100	1.6	100	2.00
				150	1.78	150	2.18
				200	1.9	200	2.30
				300	2.08	300	2.48
				500	2.3	500	2.70
				700	2.45	700	2.85
				1000	2.60	1000	3.00

- Dureza cálcica (como CO_3Ca)
- Alcalinidad total (COMO CO_3Ca)
- Sólidos disueltos totales.
- Temperatura (máxima donde se teme incrustación).

y mediante tablas se determina el valor de pH_s , rápidamente como

$$pH_s = 9.30 + A + B - (C + D)$$

La derivación algebraica de pH_s da dos raíces de la cual la positiva se utiliza en los cálculos estándar, y es válida para un pH inferior a 10,5. Sin embargo para un pH superior a 10,5 aplica la raíz negativa. Es decir que para el índice de Langlier:

$$LSI = pH - pH_s \quad \text{si } pH < 10,5$$

$$LSI = pH_s - pH \quad \text{si } pH > 10,5$$

Esto significa que la tendencia a la incrustación crecerá al aumentar el pH, pero esta tendencia se invierte por encima de un pH = 10,5. Pocos textos mencionan esta dualidad. los diagramas de Caidweil-lawrence son de los pocos que muestran las dos soluciones.

Estos índices han sido también empleados para indicar la corrosividad del agua de enfriamiento. En particular para los aceros corrientes, lo cual ha conducido a serios errores. El trabajo original de langelier se realizó para tuberías de hormigón y la agresividad se refería a la disolución de carbonato cálcico. la corrosión del acero depende de muchos factores: entré ellos el potencia; galvánico, la presencia de iones cloruro, las especies microbiológicas presentes y el oxígeno disuelto. Por tanto los índices solamente indican la tendencia a formar incrustaciones, pero no garantizan la ausencia de corrosión.

Los valores obtenidos de LSI y RSI se interpretan como:

LSI	RSI	Condición
3	2,5	Extremadamente
2	4	Muy incrustante
1	5,5	Incrustante
0,5	6,5	ligeramente incrustante
0	7	Agua estable
-0,5	8	ligeramente agresiva
-1	9	Agresiva
-2	10,5	Fuertemente agresiva
-3	12	Muy fuertemente agresiva

3.0. CRITERIOS GENERALES EN LA SELECCIÓN DE UN TRATAMIENTO DE AGUAS

3.1. AGUAS DE PROCESO

Las aguas naturales rara vez se encuentran en condiciones de ser utilizadas directamente en los procesos industriales, tanto si se destinan a generación de vapor, se emplean como medio de enfriamiento, o van a ser consumidas directamente en el proceso. El contenido en impurezas, aún siendo casi siempre muy pequeño en relación al volumen de agua, suele ser inadecuado o excesivo para poder emplear el agua directamente en la aplicación prevista.

Antes de poder decidir sobre el tratamiento, los especialistas necesitan tener información suficiente acerca de las calidades de agua disponible y exigida en el proceso. La primera se obtendrá realizando un análisis que determine todos los parámetros relevantes.

Si el agua tiene su origen en la red municipal, conviene verificar que se dispone de datos de las aguas de los distintos orígenes que puedan llegar como suministro. Cuando existen grandes depósitos intermedios que realizan una homogeneización de las aguas es posible que se simplifique el tratamiento. Los contenidos en materia orgánica, si los hay, pueden ser muy irregulares y conviene estar seguros de disponer de los máximos anuales.

Para realizar análisis en el laboratorio es muy importante que las muestras obtenidas sean representativas, estén correctamente conservadas y se realicen los análisis dentro de los tiempos máximos de conservación.

Un factor muy importante en la decisión es el grado de pureza requerido en el agua tratada. Mientras el costo del tratamiento es, en cierta medida, proporcional al contenido en impurezas, a partir de ciertos niveles el incremento de calidad en el agua tratada representará un incremento exponencial del costo. La calidad de salida puede ser una exigencia por razones de seguridad, una especificación del proceso de fabricación o simplemente una decisión económica.

En el análisis de la solución más económica, además de los criterios financieros, intervienen las inversiones y los plazos de amortización previstos, los consumos de productos químicos, la energía, la mano de obra y los rendimientos o pérdidas de agua en el tratamiento. La energía no es el componente más importante en la mayoría de procesos, que en general solamente necesitan energía para la circulación del agua o la agitación. Una excepción importante es la ósmosis inversa donde la energía es un término principal y en contrapartida el consumo de reactivos es mínimo.

El factor de la mano de obra es importante a la hora de decidir la elección entre equipos muy automatizados o equipos de funcionamiento manual. Las pérdidas de agua, o sea el rendimiento neto, deben ser consideradas desde el momento en que el agua se ha convertido en un recurso escaso por el que es probable que haya que

abonar un canon, y cuyo costo es muy evidente cuando la fuente de suministro es la red municipal.

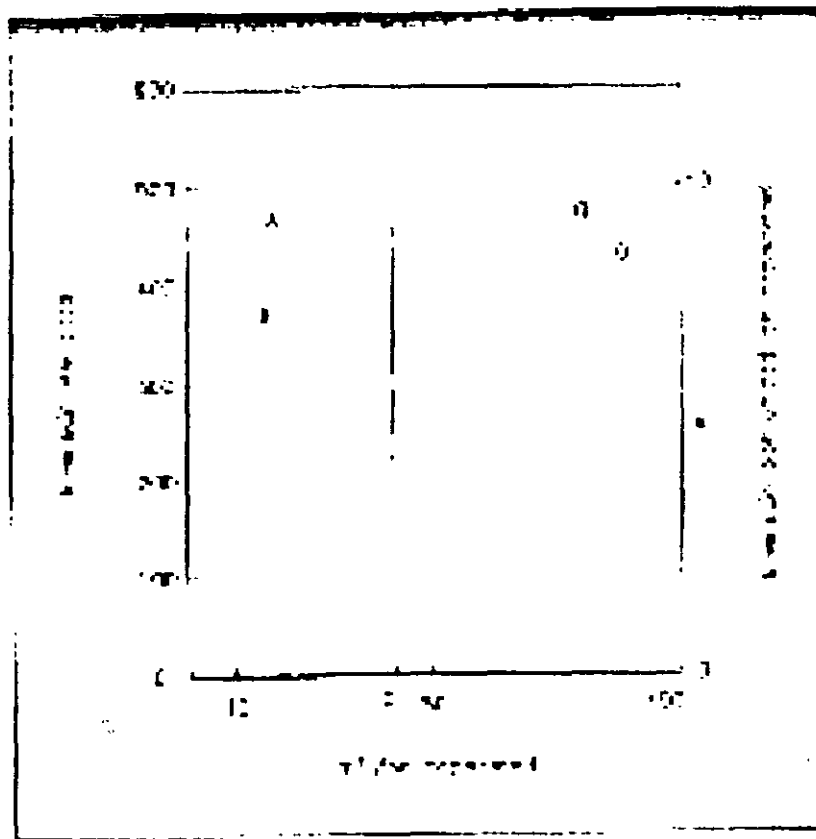


Figura. Inversión total e inversión unitaria para dos tecnologías alternativas A y B: Para A la inversión es un función casi lineal de la capacidad típica de las unidades modulares. Para b la inversión es una función exponencial de la capacidad $(I_B/I_A) = (C_B/C_A)^a$ donde $a = 0.6$. el punto de indiferencia se sitúa en el punto C. Para capacidades pequeñas B requiere menor inversión, pero por encima de C es la tecnología A la que requiere menos inversión

En muchas ocasiones son los costos de amortización y el costo de los reactivos, que pueden ser muy dispares en las alternativas que analizamos, los que determinan la solución elegida.

La inversión y con ella el término de la amortización son los más afectados por el efecto de escala, y a ello se debe que muchas veces las soluciones idóneas para una instalación tratando un bajo volumen de agua, disten mucho de ser la solución más acertada para otra instalación de tamaño muy superior. Mientras que en unas instalaciones el efecto de escala es marcadamente exponencial, en otras de crecimiento modular b inversión crece muy proporcionalmente al tamaño. Un ejemplo de b primera puede ser un decantador mientras que la ósmosis inversa es representativa de las instalaciones modulares.

En los gráficos de las figuras, se expresan estas diferencias. Sean A y B dos tecnologías alternativas de tratamiento, aplicables para obtener la calidad de agua

deseada. la instalación A experimenta claramente el efecto de escala. la inversión crece exponencialmente con el tamaño (con un exponente bastante menor que 1) y la inversión por unidad de producción disminuye marcadamente con la capacidad. la instalación B es de tipo modular con una inversión total casi proporcional al tamaño y una inversión unitaria muy poco afectada por el tamaño de la instalación (figura). los puntos de cruce indican el tamaño en que hay indiferencia entre las dos tecnologías desde el punto de vista de la inversión inicial.

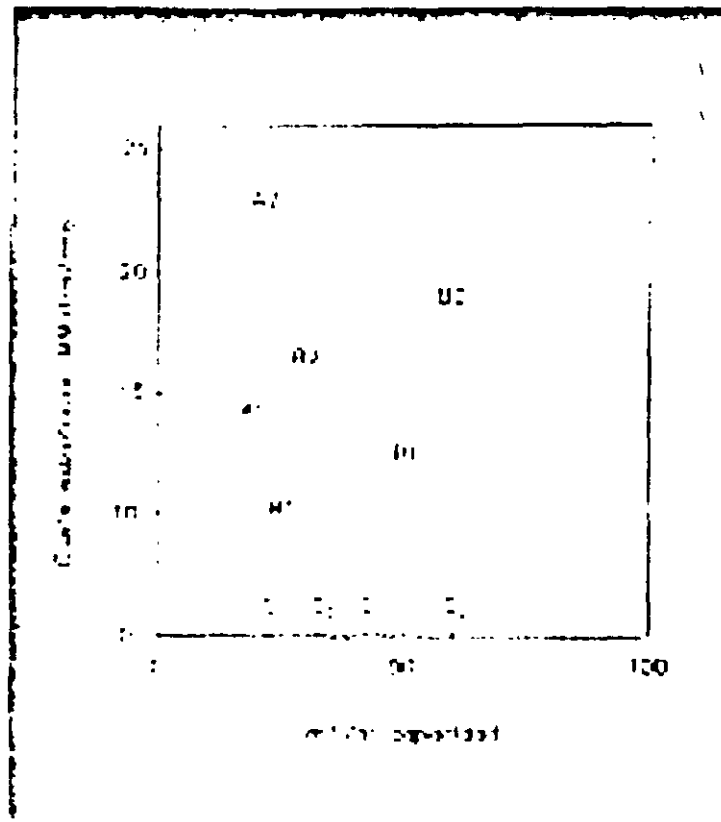


Figura. Comparación de los costos de explotación para dos tecnologías alternativas. El punto de indiferencia es distinto según la alternativa de amortización sea a 10 años (A_1 y B_1) o sea a 5 años (A_2 y B_2). Si los costos operativos de B fuesen menores B'_1 , siempre sería un proceso más económico que A_1 , ya que siempre $B'_1 < A_1$, pero basta cambiar la tasa de amortización para que la alternativa A_2 tenga una zona de preferencia en que $A_2 < B'_2$

En la figura se comparan los costos de explotación (amortización + costos operativos) respectivos para dos alternativas distintas de los plazos de amortización, que son de 10 años para A_1 y B_1 y de 5 años para A_2 y B_2 (también podríamos hablar de periodos de retorno de la inversión o tasas de interés del dinero distintas). los puntos de cruce de A_1 con B_1 y de A_2 con B_2 , que indican el punto de equivalencia de las dos tecnologías es distinto por el sólo hecho de aplicar plazos de amortización diferentes.

Si los costos operativos de la tecnología B fuesen más bajos que los correspondientes a B_1 y B_2 se obtendrían las curvas alternativas B'_1 y B'_2 . Aunque B'_2 se cruza con A_2 , B'_1 nunca se cruza con A_1 , indicando que bajo estas condiciones B'_1

siempre es una tecnología más competitiva, lo cual no ocurre con una amortización más corta.

En todos los casos los puntos de equivalencia económica de las alternativas se sitúan en posiciones de tamaño diferentes, confirmando que las comparaciones requieren considerar todas las condiciones particulares, incluyendo las financieras, y que no pueden usarse las extrapolaciones como una regla general.

Podemos añadir que cuando se comparan tratamientos de aguas de proceso hay que considerar también la repercusión de los costos de los vertidos generados. Un ejemplo muy típico es el de las desmineralizaciones por intercambio iónico donde los efluentes, de no estar compensados, requerirán la neutralización antes de poder ser vertidos con un costo potencial nada despreciable. Este costo ha de estar incluido en el análisis económico global.

Las aguas consumidas como materia prima de un proceso han de ser purificadas siempre de forma preliminar a su uso y mediante un tratamiento específico del proceso de fábrica utilizadas en calderas y circuitos de enfriamiento líneas de tratamiento bastante comunes y existen dos posibilidades, según se realice el tratamiento previamente a la utilización del agua o simultáneamente con la aplicación. La decisión entre estas dos alternativas, o una combinación de ambas, será de nuevo de tipo económico.

El tratamiento previo o externo representa, en general, una opción de mayor inversión inicial, mientras que el tratamiento interno implica la adición de agentes químicos y representa esencialmente un costo operativo. Sin embargo, en muchos casos, aún cuando se opte por el tratamiento químico interno, habrá, por razones de seguridad o economía, unas condiciones mínimas exigibles de calidad en el agua de alimentación.

En los capítulos más inmediatos se consideran como procesos unitarios únicamente las distintas alternativas de tratamiento externo. los tratamientos internos son tratados en partes específicas de calderas y circuitos de enfriamiento.

3.2. AGUAS RESIDUALES

En principio los criterios económicos utilizados en la selección de un tratamiento de aguas residuales deberían ser similares a los anteriores, sin embargo hay factores propios que influyen en el proceso de selección.

Históricamente las aguas residuales no han sido un factor intrínseco de la producción y se suponía que el medio ambiente las absorbía y les daba un tratamiento natural. El progreso cultura; e industrial acabó llevando aquella práctica a situaciones límite.

Las implicaciones en el medio ambiente y la forma en que se debían aportar soluciones no siempre han estado tan claras como para seguir una vía única. Esta situación se ha reflejado en legislaciones distintas para proteger los cauces naturales de agua. En a mayoría de países se ha impuesto el criterio de quien contamina paga un canon relacionado a la contaminación. En economía industrial esto significa que

las aguas residuales se convierten en un costo de producción, al igual que el de otros subproductos.

Pero además se ha puesto el acento sobre la toxicidad potencial de las aguas, no subsanable por el pago de un canon, y que debe ser tratado con criterios semejantes a los de seguridad. Es decir, una falla en su control puede tener consecuencias de carácter grave, incluso de alcance penal.

El costo de los consumos de agua en la producción y el costo derivado de los vertidos de aguas residuales han orientado a recomponer muchos procesos industriales para disminuir ambos costos. El estudio de un tratamiento de aguas residuales se inicia por un análisis del inventario de vertidos y su posible reducción y del potencial reciclado de aguas después de su depuración. Una depuración suficiente puede significar la reutilización de importantes volúmenes de agua y el correspondiente ahorro en el consumo.

A menudo la reducción de vertidos contaminantes, como pueden ser los derivados de fugas en el proceso de fabricación, produce un doble beneficio económico al mejorar los rendimientos de la producción y disminuir las necesidades de tratamiento de efluente. Los análisis químicos de las aguas residuales nos pueden advertir de la presencia y origen de fugas específicas.

Para dimensionar una depuradora hay que hacer un inventario de efluentes, con sus caudales instantáneos y medios. No es suficiente partir de los consumos de agua, especialmente si parte es absorbida por los procesos de fabricación o hay pérdidas por evaporación.

La homogeneización previa de las aguas residuales industriales es, en general, inevitable para alcanzar un proceso estable y un dimensionado óptimo de las unidades.

En terrenos con niveles freáticos altos pueden haber infiltraciones de agua desde el exterior hacia el interior de las conducciones. Hay que controlar que esto no suceda, y en todo caso corregirlo, pues aumentaría innecesariamente la capacidad de tratamiento.

Ocurre con frecuencia que el mayor nivel de contaminación se presenta con algunos afluentes de poco volumen. Conviene entonces segregar estos efluentes de otros de mayor volumen y poco contaminados, y hacer un tratamiento independiente que siempre representará una solución más económica.

La selección del tratamiento suele requerir ensayos previos de laboratorio o planta piloto. Los ensayos fisicoquímicos son de relativa rapidez, pero los biológicos pueden requerir varios meses hasta tener resultados confiables.

La neutralización química de efluentes es un tratamiento necesario en la mayoría de industrias, y a veces el único.

Para la depuración existen dos líneas fundamentales: la fisicoquímica y la biológica. El tratamiento fisicoquímico tiene un costo de reactivos elevados mientras que las depuraciones biológicas aerobias son grandes consumidoras de energía, utilizada en añadir el reactivo principal que es el oxígeno del aire. Las depuraciones biológicas por sistema anaerobio no sólo reducen el consumo energético, sino que pueden ser productoras netas de energía, pero necesitan inversiones elevadas y sólo actúan de forma estable sobre algunos sustratos orgánicos naturales. La depuración biológica tiene su campo de aplicación limitado a vertidos conteniendo compuestos orgánicos. Para el resto de vertidos el único medio puede ser el tratamiento fisicoquímico que, frente a un elevado costo de reactivos alto, puede requerir menores inversiones, es de puesta en marcha rápida, permite ajustes de capacidad y operación intermitente.

4.0. PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS

4.1. REACCIONES DE PRECIPITACIÓN

las impurezas se encuentran en el agua como materia en suspensión, como materia coloidal, o como materia en solución. Mientras que la materia en suspensión siempre se separa por medio mecánico, con intervención o no de la gravedad, la materia coloidal requiere un tratamiento fisicoquímico preliminar y la materia en solución puede tratarse en el propio estado molecular o iónico, o precipitarse mediante agentes químicos y separarse utilizando los mismos procesos empleados para separar los sólidos inicialmente en suspensión (figura). A continuación se revisan los procesos unitarios más comunes utilizados en el tratamiento internos que se realizan en los generadores de vapor y circuitos de enfriamiento, no se tratan en este trabajo. Los procesos biológicos empleados casi exclusivamente en el tratamiento de aguas residuales, se analizan en aquél capítulo.

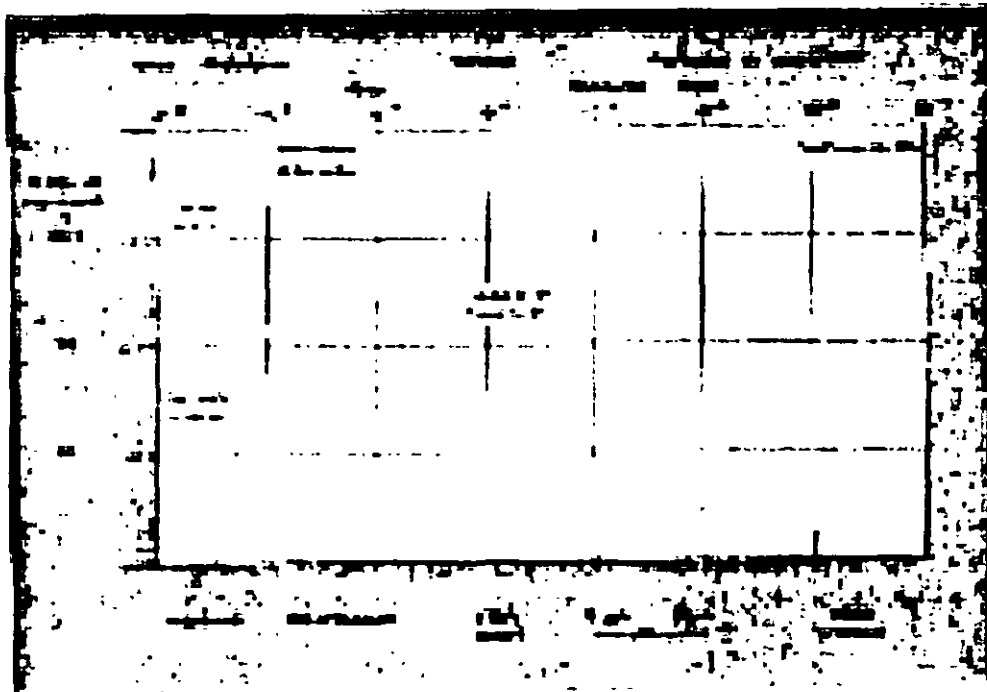


Figura. Mecanismo de separación en tratamiento de aguas. Cada tecnología tiene una zona de operación con máxima efectividad relacionada con el tamaño de la partícula que queremos eliminar.

4.1.1. ELIMINACION DE HIERRO Y MANGANESO

Los iones ferroso y manganoso, en su forma reducida de valencia, son solubles en el agua y se encuentran como tales en algunos suministros de agua subterránea. Si no se eliminan previamente, pueden ser problemáticos para ciertos procesos industriales por su potencial capacidad de manchar y dejar residuos de óxido, al oxidarse las aguas. Su eliminación previa implica precisamente una oxidación forzada para precipitarlos como hidróxido férrico o dióxido de manganoso

insolubles. Como agentes oxidantes se pueden utilizar el oxígeno del aire, cloro o permanganato potásico.

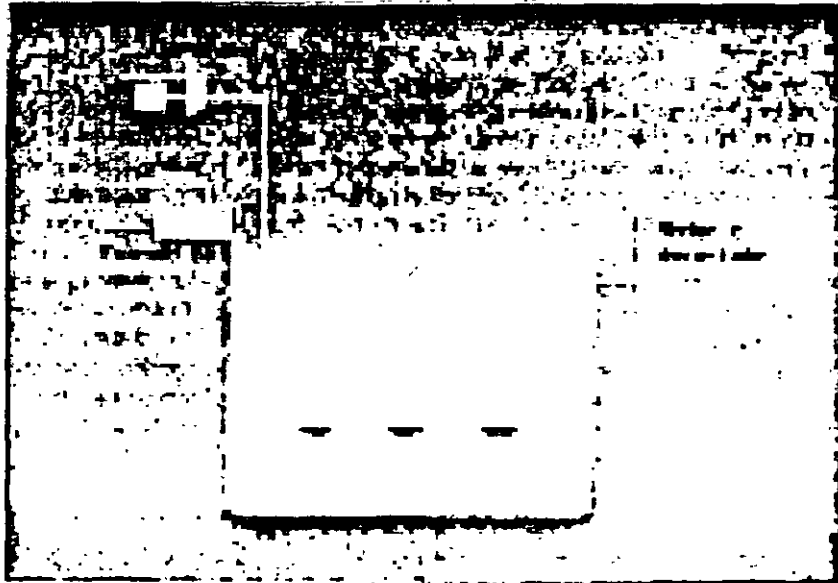
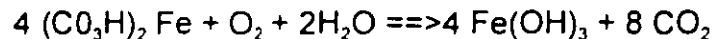


Figura. Oxidación de hierro y manganeso por aeración. La oxidación da lugar a moléculas de menor solubilidad, lo cual se aprovecha para separar estos componentes metálicos.

Para oxidar con aire solamente se requiere un burbujeo mediante la inyección de aire comprimido (figura) que al mismo tiempo agita el agua, aunque también se pueden emplear aeradores de bandejas. A continuación deberá disponerse un decantador para eliminar el precipitado, o directamente un filtro si el contenido en hierro es muy pequeño. La adición de aire también ayuda a disminuir el contenido en bicarbonatos presentes en el agua por la reacción de oxidación:

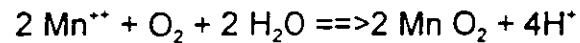


con el efecto favorable de aumentar simultáneamente el pH por desgasificación del CO_2 .

En el caso del hierro el oxígeno es el medio más efectivo, pero la reacción es lenta si se realiza a pH bajo debido al bajo potencial de oxidación del aire. Por tanto, si los ensayos demuestran que el pH es ácido aún después de la reacción, conviene añadir un neutralizante tal como la cal. A pH 7, después de 15 minutos de aeración, un contenido de 10 ppm se reduce aproximadamente a 0,1 ppm.

El cloro, aunque oxida el hierro más rápidamente a pH bajo, tiene el inconveniente del mayor costo operativo. El cloro puede ser utilizado si se trata de un suministro de agua potable. La cloración puede hacerse en la línea de alimentación del filtro debido a que 3 a 4 minutos es tiempo suficiente para la oxidación y precipitación del $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Además debe dejarse una cantidad de cloro residual para el suministro de agua potable. El permanganato, aparte del inconveniente económico, debe regularse muy bien ya que un ligero exceso colorea inmediatamente el agua.

Los mismos métodos de oxidación del hierro sirven para precipitar el manganeso, aunque éste requiere un pH más elevado. Con el oxígeno reacciona según:



El aire tiene obvias ventajas cuando las cantidades de hierro y manganeso son importantes. Si las partículas de hierro precipitadas son muy pequeñas, se mejora la separación posterior con una pequeña cantidad de floculante, tal como la alúmina.

Algunas veces el hierro y el manganeso pueden estar formando complejos orgánicos que no se precipitan por simple oxidación. Hay que acudir entonces a un proceso de coagulación.

4.1.2. COAGULACION Y FLOCULACIÓN

La turbidez y el color son dos características indeseables en las aguas. Ambas suelen estar causados por partículas coloidales. Mientras las partículas en el orden de magnitud de una micra, se pueden considerar en suspensión, y las de una milésima de micra entran en el dominio de moléculas en solución, los tamaños intermedios corresponden al tamaño coloidal. En estos tamaños de partícula las propiedades superficiales y las cargas eléctricas, tienen efectos más importantes que el peso relativo de la partícula en el agua e impiden su sedimentación.

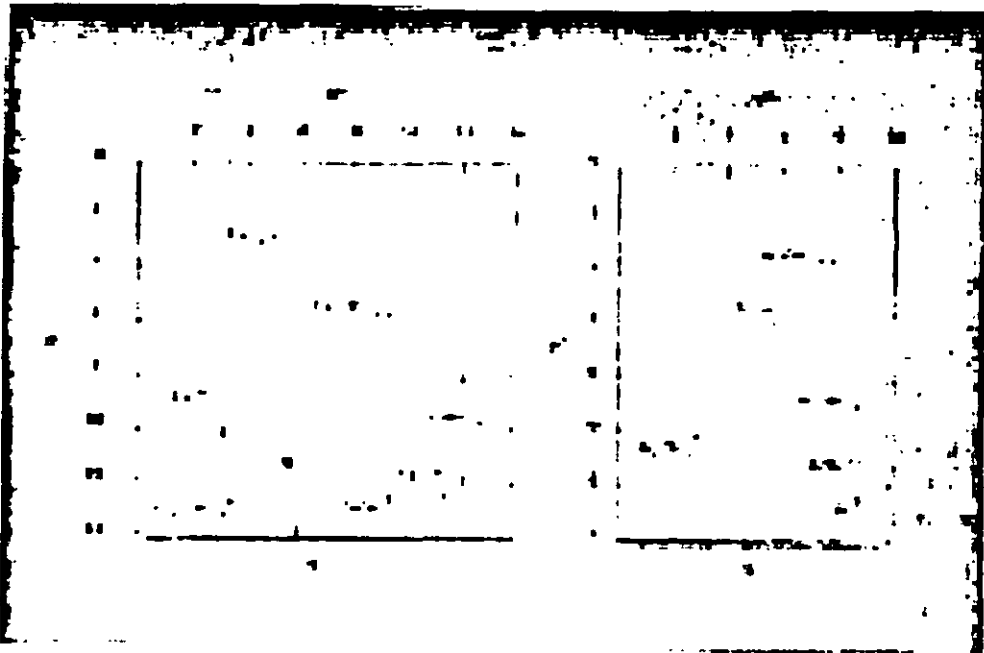


Figura. Equilibrio de solubilidad frente al pH para los hidróxidos de hierro a) y del aluminio b). El mínimo de solubilidad del Fe(OH)₃, se presenta a pH alcalino, y el del Al(OH)₃ a pH ligeramente ácido.

Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas, que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. Estas cargas son, en general, negativas, aunque los hidróxidos precipitados con cal las suelen tener positivas. La coagulación consiste en la neutralización de las cargas superficiales mediante adición de electrolitos. La precipitación de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales, y además el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que

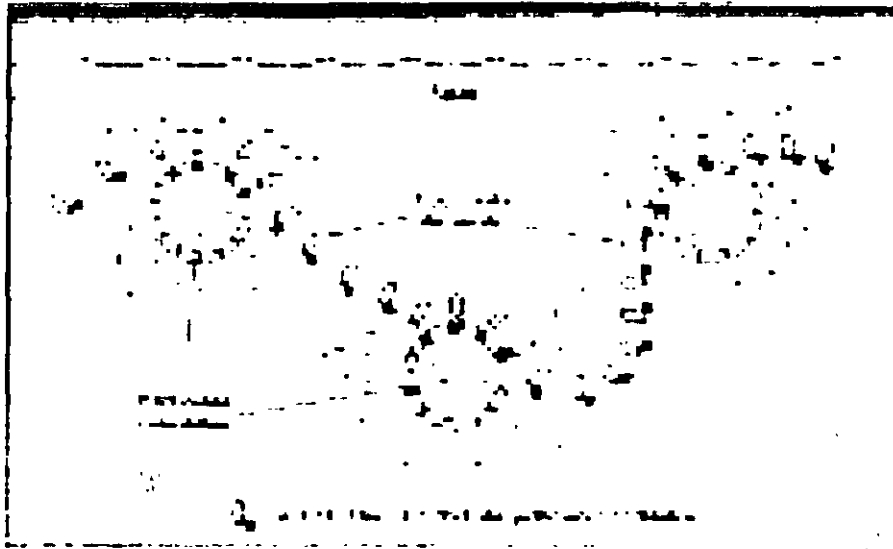


Figura. Ilustración del mecanismo de coagulación floculación. Las partículas coloidales, en este caso con cargas negativas en la superficie, se rodean de iones con cargas positivas propias de algunos coagulantes (Al^{+++} , Fe^{+++}) o floculantes cationicos. El floculante polimérico hace además de puente de unión entre distintas partículas.

lleva el electrolito. Así pues, para materias coloidales con cargas negativas, los iones Ba y Mg , bivalentes, son en primera aproximación 30 veces más efectivos que el Na , monovalente; y, a su vez, el Fe y Al , trivalentes, unas 30 veces superiores a los divalentes.

Para los coloides con cargas positivas, - la misma relación aproximada

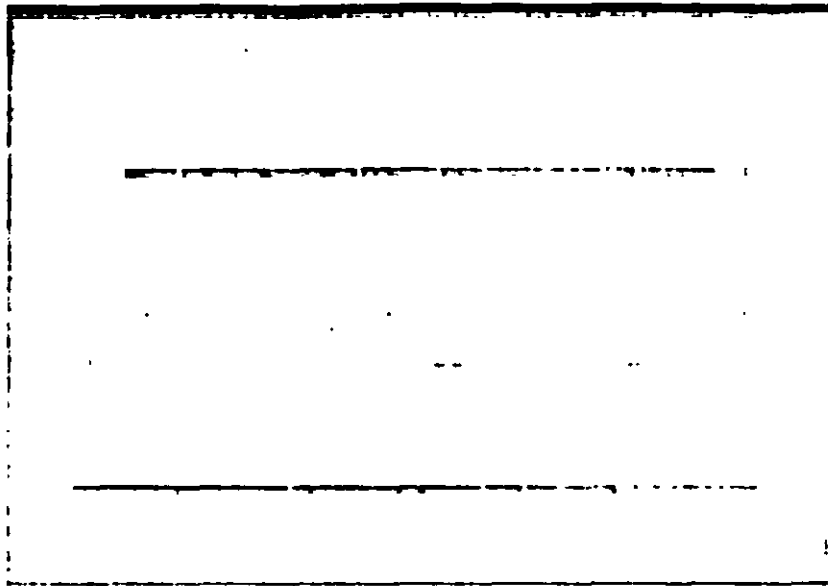


Figura. Equipo de jar-test para ensayos de coagulación-floculación. Se colocan dosis diferentes de los reactivos a ensayar en los vasos que contiene la solución que se requiere decantar y se comparan los resultados obtenidos simultáneamente.

existe entre el ión cloruro, Cl^- , monovalente, el sulfato, SO_4^{2-} divalente, y el fosfato, PO_4^{3-} , trivalente. Cuando, por ejemplo, se añade Al^{3+} como coagulante en forma de sulfato, parte de los iones trivalentes se dirigen a la neutralización de las cargas negativas del coloide, mientras que, simultáneamente, la mayor parte reacciona con agua formando hidróxido insoluble, según la -reacción:

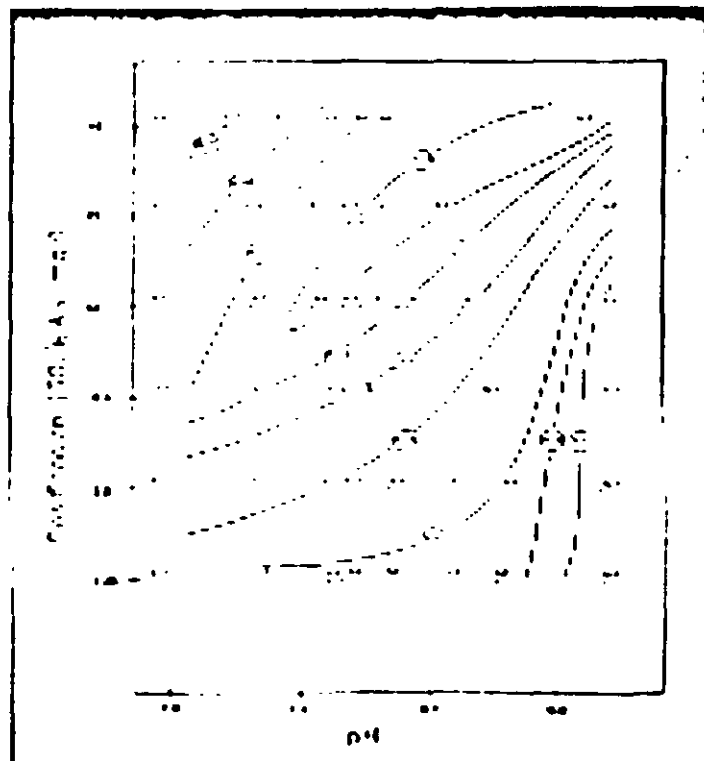
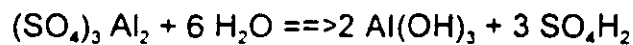


Figura. Topograma de ensayos de coagulación. La localización de la zona óptima de tratamiento se obtiene por mediciones de la turbidez residual en función de la dosis de reactivo y el pH. Más frecuentemente solo se presenta la turbidez coagulante o floculante.

Por un mecanismo independiente, el hidróxido insoluble formado atrapa los coloides neutralizados y facilita su decantación.

El ácido formado en la reacción anterior reacciona con la alcalinidad bicarbonatada, que normalmente estará presente, sin llegar a requerir una neutralización con cal. Sin embargo, esta necesidad no se puede excluir si la alcalinidad natural es baja.

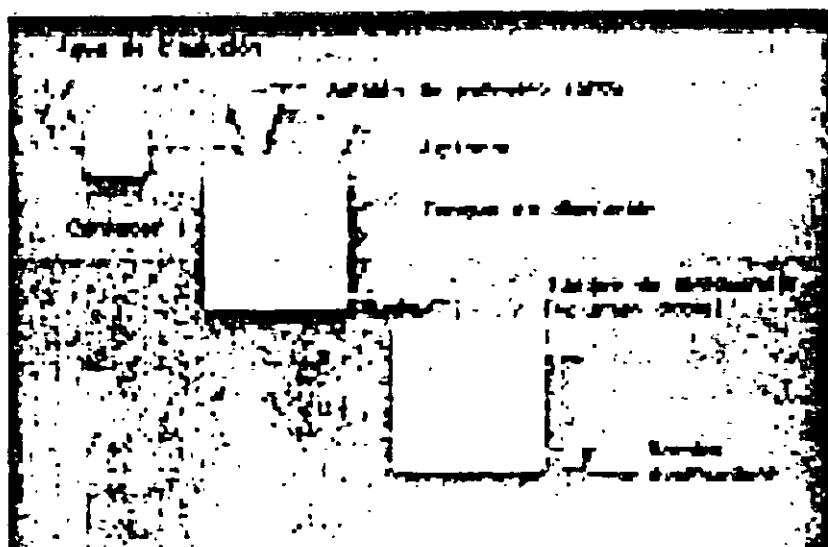


Figura. Sistema de alimentación automática de polímero.

El sulfato férrico reacciona de forma similar. la selección del reactivo más conveniente dependerá de los resultados de los ensayos de coagulación que previamente se realicen. El pH es un factor crítico en el proceso

Tabla. Coagulante y floculante mas comunes.

Coagulante	Formula	Dosis ppm	
Sulfato de aluminio	$(SO_4)_3Al_2 \cdot 14 H_2O$	potab resid	30-150 100-300
Sulfato férrico	$(SO_4)_3Fe_2 \cdot 3 H_2O$	potab	20-60
Sulfato ferroso	$SO_4Fe \cdot 7 H_2O$	potab resid	20-60 200-400
Cloruro férrico 40%	$Cl_3 fe \cdot 6 H_2O$	potab resid	5-150 100-500

Cal	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	resid	100-800
Policloruro aluminio	$\text{Cl}_{3-n-m}(\text{OH})_m\text{Al}_n$	potab	15-100
Poliaminas sol 1%	peso mol < 100000		
Floculante			
Poliectrolitos catiónicos. Copolímeros a base de acrilamida con peso mol. < 1000000. sol del 0.1 al 1%.			
Id. No iónico. Poliacrilamidas.			
Id. Aniónicos. Poliacrilatos.			
Sílice activa dikuida al 0.5-1 % como SiO_2			
Poliectrolitos naturales: almidones, taninos, alginatos, etc.			

de coagulación-floculación. Siempre hay un intervalo de pH en que un coagulante específico trabaja mejor (figura %X).

Las partículas formadas en la coagulación, pueden ser aún pequeñas y de baja densidad. El tamaño de las partículas se puede aumentar con la adición de polielectrólitos, polímeros de moléculas de alto peso molecular y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, dan formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas (figura). la selección del polielectrólito adecuado también formará parte de los ensayos de *jar-test* a realizar. En el *jar-test* (figura 15) se llevan a cabo una serie de coagulaciones y floculaciones con diferente dosificación de reactivos. los res citados expresados gráficamente (figura 10) permiten determinar las condiciones óptimas de operación.

El almacenaje y dosificación de los coagulantes inorgánicos se realiza con equipos estándar, construidos en general con materiales anticorrosivos.

Los polielectrólitos forman soluciones muy viscosas, incluso a concentraciones del 1 %. Muchas veces su disolución se realiza en dos etapas, y

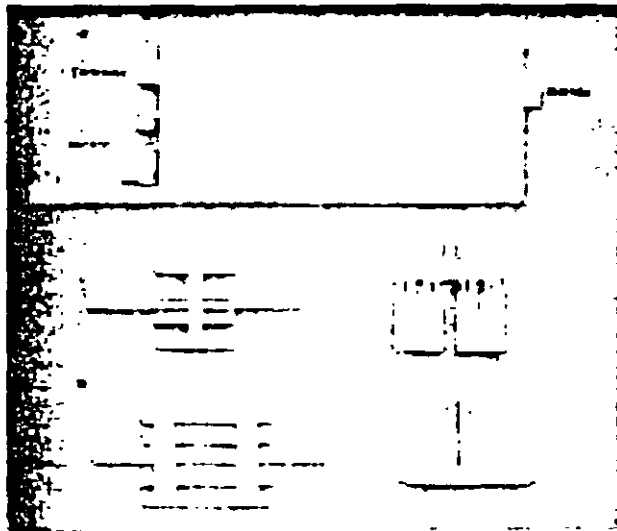


Figura. a) Mecanismo de floculación por agitación lenta mediante palas. b) Diferentes tipos de agitadores mecánicos de floculación.

su dosificación de forma automática, mediante bombas de desplazamiento positivo, en general, dosificadoras de suficiente precisión (figura).

El proceso de coagulación-floculación puede realizarse exteriormente al proceso de decantación, mediante turbinas o agitadores de palas (figura), o en un equipo conjunto con el decantador. Para conseguir un agua lo más clarificada posible, los equipos mixtos operan con un sistema de recirculación interna. los sólidos precipitados que se adhieren, creando un menor número de partículas mayores y más densas, facilitan su sedimentación (figura).



Figura. Descarbonatación por cal y decantación en lamelas, precedidas de agitación rápida y agitación lenta.

4.1.3 DESCARBONATACIÓN Y ABLANDAMIENTO CON CAL

Los procesos con cal en frío se utilizan, principalmente, para reducir la alcalinidad bicarbonatada y ablandar el agua de alimentación de calderas (figura). También se utiliza en otros procesos que requieren un ajuste de la calidad, como por ejemplo el agua para bebidas carbónicas.

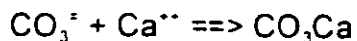
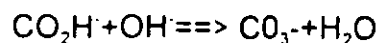
La alternativa de utilizar cal combinada con sosa para eliminar dureza, cuando ésta es superior a la alcalinidad, ha sido ampliamente utilizada en el pasado, en particular para tratar las aguas duras de alimentación de locomotoras de vapor en que un exceso de reactivos conseguía rebajar la dureza y dar un pH alcalino para proteger el metal de la corrosión. Actualmente, el mayor uso de agua desmineralizada por intercambio iónico para mejorar la operación de las calderas modernas y disminuir las pérdidas energéticas por p s, evita el uso de sosa porque este proceso lleva asociado el aporte de iones sodio, de costosa eliminación por intercambio iónico.

La descarbonatación con cal sigue presentando ciertas ventajas sobre la descarbonatación por resinas:

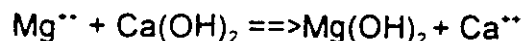
- Utilización más completa de los reactivos frente al exceso empleado en la regeneración de las resinas.
- Los lodos que se producen son menos objeccionables que el vertido de líquidos, siempre que se disponga de equipo de deshidratación o una zona adecuada para el depósito de lodos.
- Se consigue, simultáneamente, una cierta reducción de sílice.
- Se consigue, simultáneamente, una reducción global de sólidos.
- El hierro soluble puede precipitarse y eliminarse con el lodo.

En contra, el manejo de la cal tiene ciertas incomodidades, siempre esparce polvo y hay que vigilar que no haya obstrucciones del sistema de alimentación.

Las reacciones que tienen lugar son las siguientes:



Si hay magnesio presente se forma un precipitado de hidróxido magnésico:



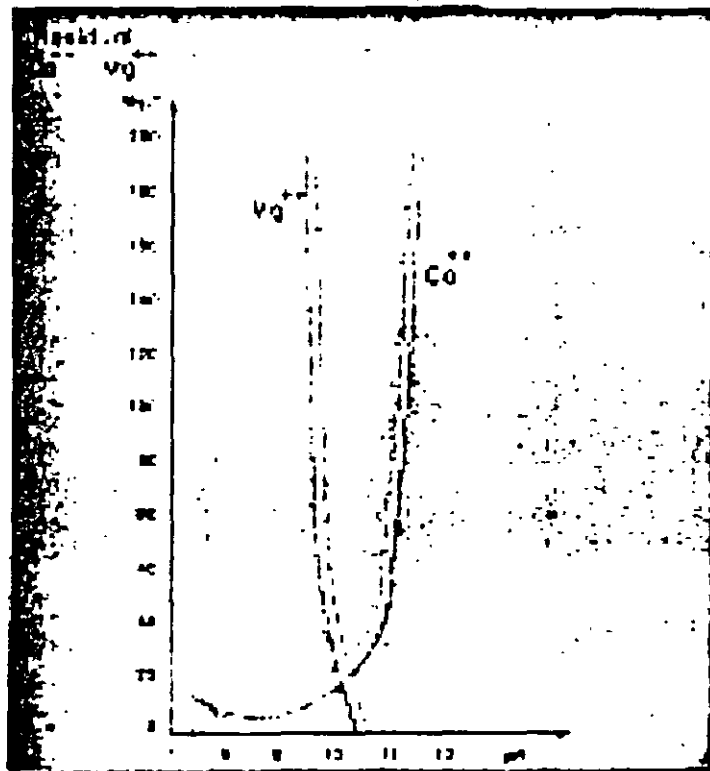


Figura. Ablandamiento por precipitación química. Concentraciones residuales de equilibrio en función del pH como CO_3Ca y $\text{Mg}(\text{OH})_2$.

Cerca de un pH de 9,2 se consigue la concentración teórica mínima de calcio (figura O), mientras que la del magnesio se sitúa a un pH de 10,5. Si, como ocurre normalmente, es el calcio el componente importante a eliminar, deberíamos evitar sobrepasar el pH de 9,2. En la práctica, para eliminar los bicarbonatos suele ser necesario un exceso relativo de cal que se controla para proporcionar una alcalinidad de aproximadamente 5 ppm como hidroxilo (2P-M). Casi siempre el agua resultante es incrustante y con un índice de Langelier positivo. La concentración final del carbonato cálcico es de unos 35 ppm, mientras que el ión magnesio se reduce en un 10 % aproximadamente.

Cuando el precipitado es un polvo muy fino de carbonato cálcico de métodos sedimentación lenta, se puede añadir una pequeña cantidad de coagulante, tal como 10 - 25 ppm de alúmina.

Después del tratamiento con cal puede ser conveniente añadir una pequeña cantidad de ácido, 10 a 20 ppm, para un ajuste final del índice de Langelier y evitar la postprecipitación de carbonato cálcico en las líneas y equipos situados a continuación.

Existe otra alternativa de proceso en caliente frente al tratamiento con cal realizado a temperatura ambiente. El proceso en caliente tiene unas ventajas importantes desde el punto de vista de rendimientos químicos, especialmente con aguas magnésicas, al reducirse las solubilidades, pero tiene en contra un consumo energético importante y la complejidad mayor de la instalación.

La eliminación de sílice tiene lugar simultáneamente con la precipitación del hidróxido magnésico, en especial en el tratamiento en caliente por un proceso que implica aparentemente la adsorción de la sílice seguida de la combinación química. La eliminación de más sílice se puede conseguir añadiendo el óxido de magnesio necesario de una fuente externa, pero normalmente se prefiere su eliminación por intercambio iónico.

4.2. SEPARACIONES SÓLIDO-LÍQUIDO

Las partículas insolubles, presentes en el agua natural o como resultado de un tratamiento químico previo, se eliminan por alguno de los siguientes principales: sedimentación de las partículas sólidas por diferencia de densidad, filtración en que las partículas sólidas se separan por intercepción mediante una malla de luz apropiada o con el uso de un medio sólido poroso, o mediante flotación por adición de burbujas de aire que se adhieren a las partículas sólidas y las hacen flotar. La separación de sólidos mediante hidrociclones o centrifugas son sedimentaciones aceleradas sustituyendo la fuerza de la gravedad por una fuerza centrífuga auxiliar impuesta sobre la suspensión.

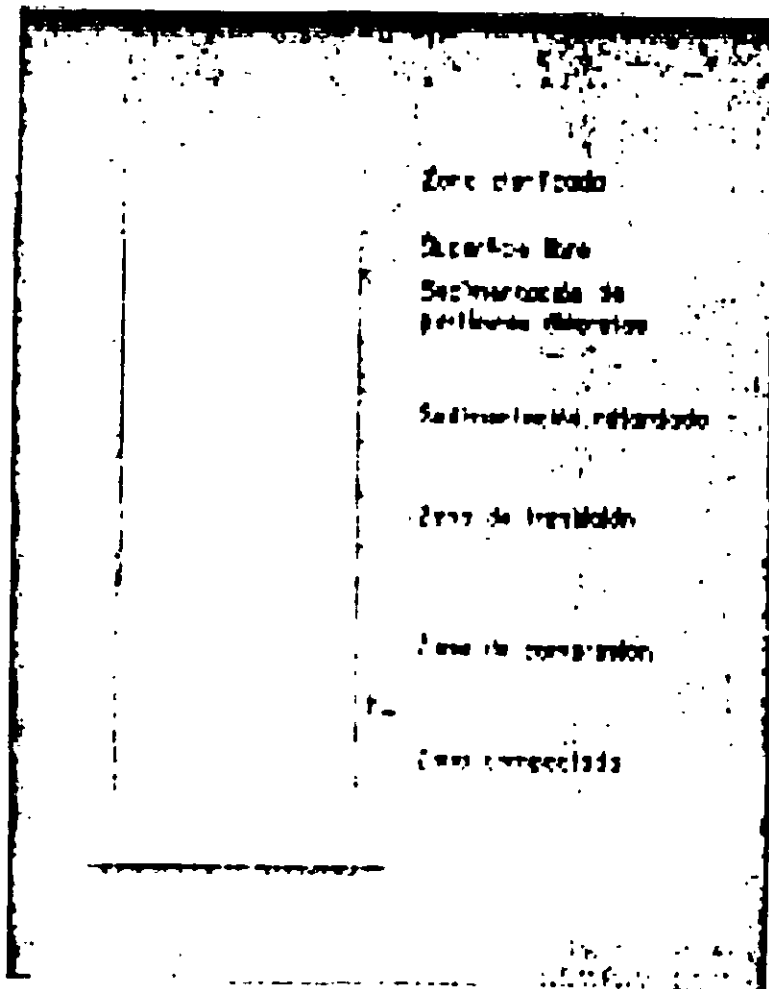


Figura. Zonas de sedimentación observables en una probeta después de agitar el contenido y dejar decantar en reposo. Aparece una zona clarificada, una superficie neta que la separa de la zona de sedimentación y, en el fondo, tiene lugar la compactación de la suspensión concentrada.

4.2.1. DECANTACION

En la separación por decantación se aprovecha la fuerza de la gravedad que imprime a las partículas un movimiento descendente, cuya velocidad depende de la densidad y viscosidad del líquido, y del tamaño, forma y densidad de la partícula. Para obtener una máxima eficacia en el proceso de sedimentación conviene obtener partículas pesadas y grandes. Si esto no ocurre espontáneamente se acude a una coagulación-floculación preliminar. Cuando la concentración de sólidos es importante, la densidad aparente del líquido aumenta y se produce una sedimentación retardada.

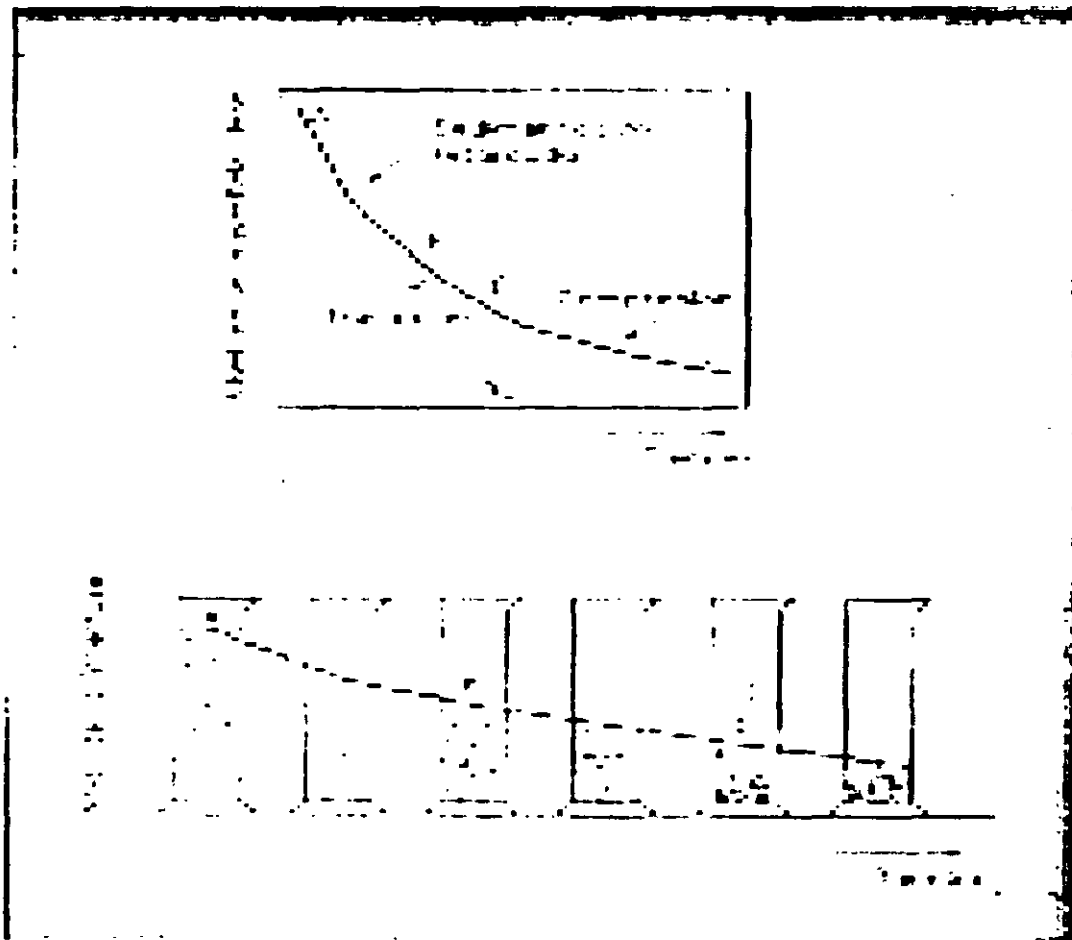


Figura. Descenso del nivel de la superficie de separación de la zona clarificada y zona de sedimentación retardada con la superficie de separación se confunde con la correspondiente adquiriendo una velocidad de descenso mas lenta.

Las distintas fases de la sedimentación pueden verse claramente haciendo ensayos de decantación con una muestra de la suspensión introducida en una

probeta. Con el tiempo se forma en la parte superior una superficie libre (semejante a la del agua líquida, característica de la existencia de un campo de fuerzas gravitatorias y unas interacciones entre cierta clase de Partículas), debajo de la cual sedimentan partículas libremente (excepto si la concentración inicial era muy elevada) y por encima de la cual hay

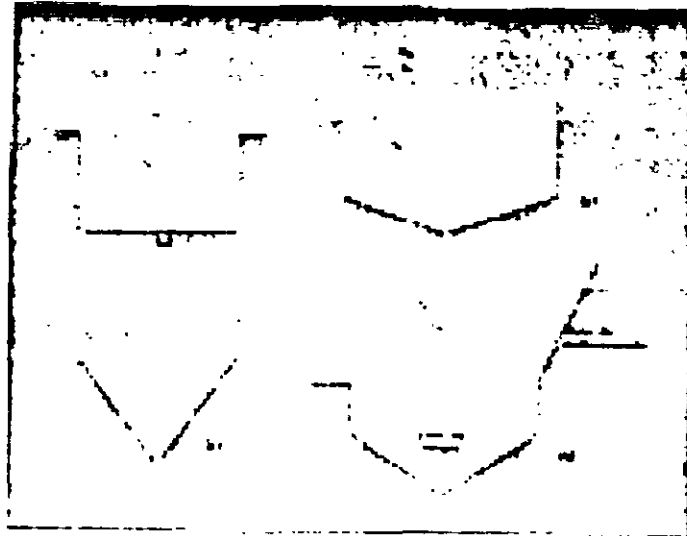


Figura. Decantadores a) rectangular; b) circular; c) cónico de flujo ascendente; d) lamelar.

agua limpia. Más hacia el fondo aparece una zona de sedimentación retardada, y en el fondo una zona de alta concentración donde tiene lugar la compresión y compactación del lodo (figura). la superficie libre desciende con el tiempo (figura) hasta contactar con la zona de compresión. Con el tiempo la velocidad de descenso es cada vez más lenta.

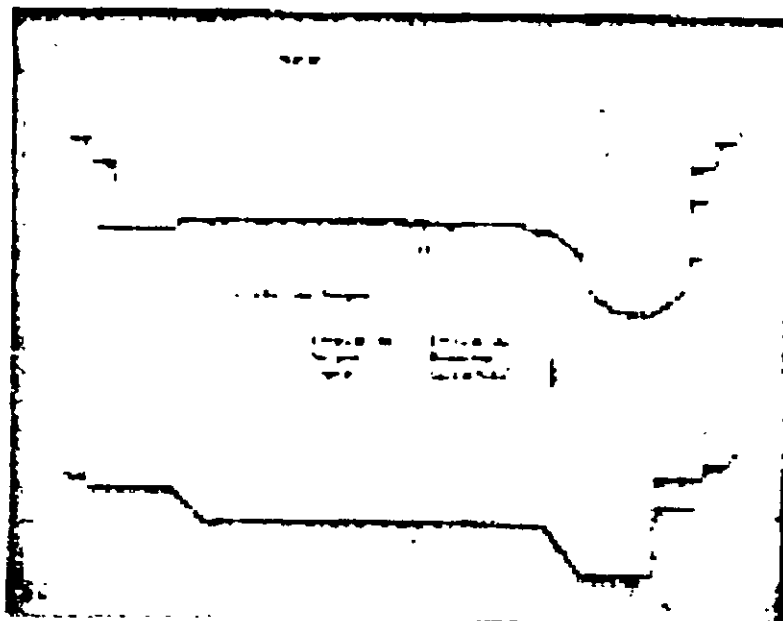


Figura. Decantadores rectangulares con mecanismos de recolección de sólidos y flotantes a) de cadena y barreras; b) de puente deslizante.

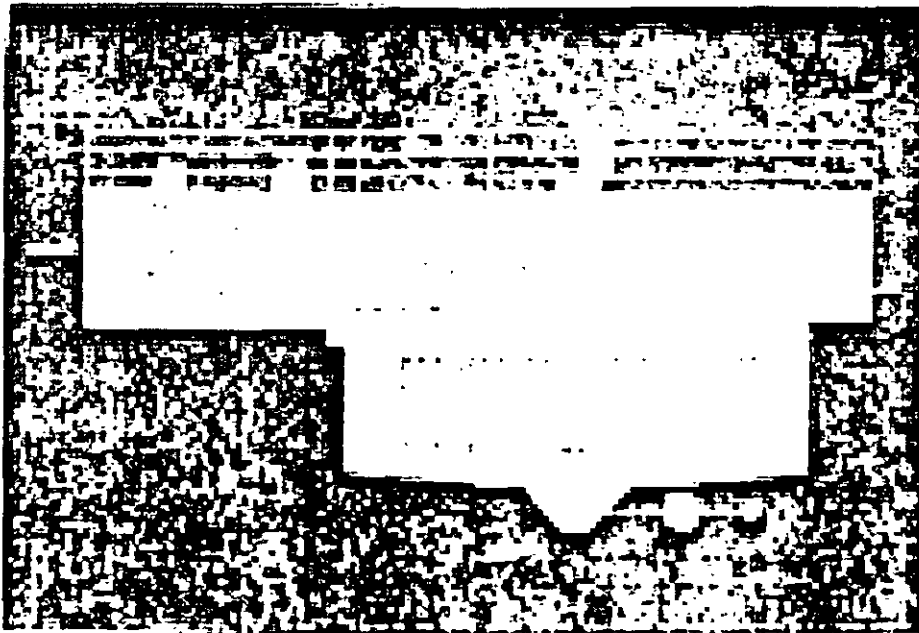


Figura. Decantación por lamelas con fluctuación previa y espesado directo de los lodos.

Existen distintos tipos de decantadores (figura). Los decantadores libres pueden ser rectangulares o circulares. En los rectangulares la velocidad de desplazamiento horizontal es constante pero no en los circulares. En todos los casos requieren un mecanismo de recolección de los lodos decantados. En los rectangulares la recolección de lodos se realiza con arrastre previo de los lodos mediante rasquetas montadas en un mecanismo de cadena o un puente móvil de vaivén (figura). En los circulares las rasquetas están sujetas a un brazo rotativo.

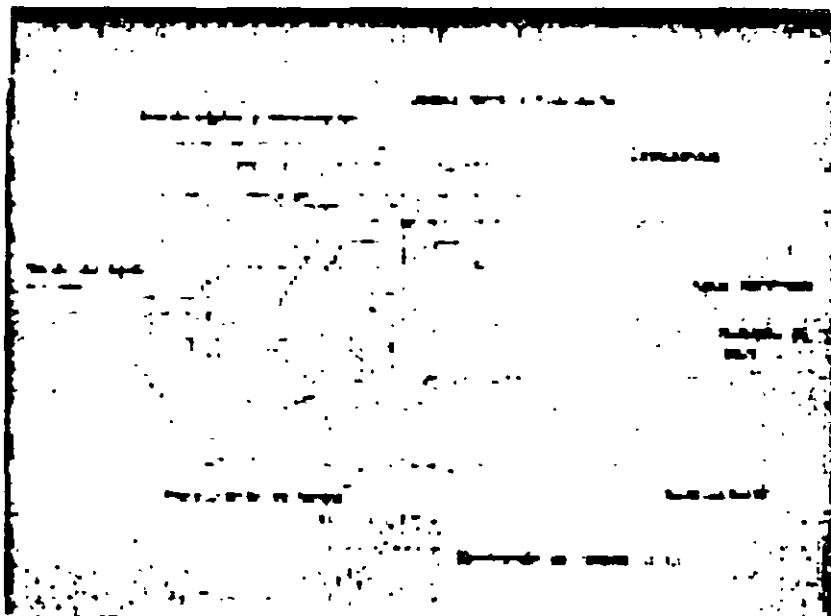


Figura. Reactor-decantador incorporado coagulación y floculación.

Con sólidos relativamente pesados es importante que el pozo de recolección este cerca de la vertical de alimentación que es donde se deposita mayor cantidad. Normalmente operan en continuo, y la disposición de las entradas y salidas debe evitar el cortocircuito del agua alimentada. Para volúmenes de tratamiento pequeños a medios, los decantadores circulares son más económicos, pero para caudales importantes los rectangulares aprovechan mejor el espacio por su forma geométrica y reducen la obra necesaria mediante paredes comunes.

Los sedimentadores de cono tienen una mayor profundidad y mediante una alimentación por el fondo utilizan el manto de lodos como una especie de filtro para la suspensión entrante.

Por las ventajas que aportan, actualmente en las instalaciones industriales, se emplean cada vez más los decantadores de lamelas, los cuales permiten reducir el espacio necesario y conseguir directamente una buena concentración de los lodos decantados (figura).

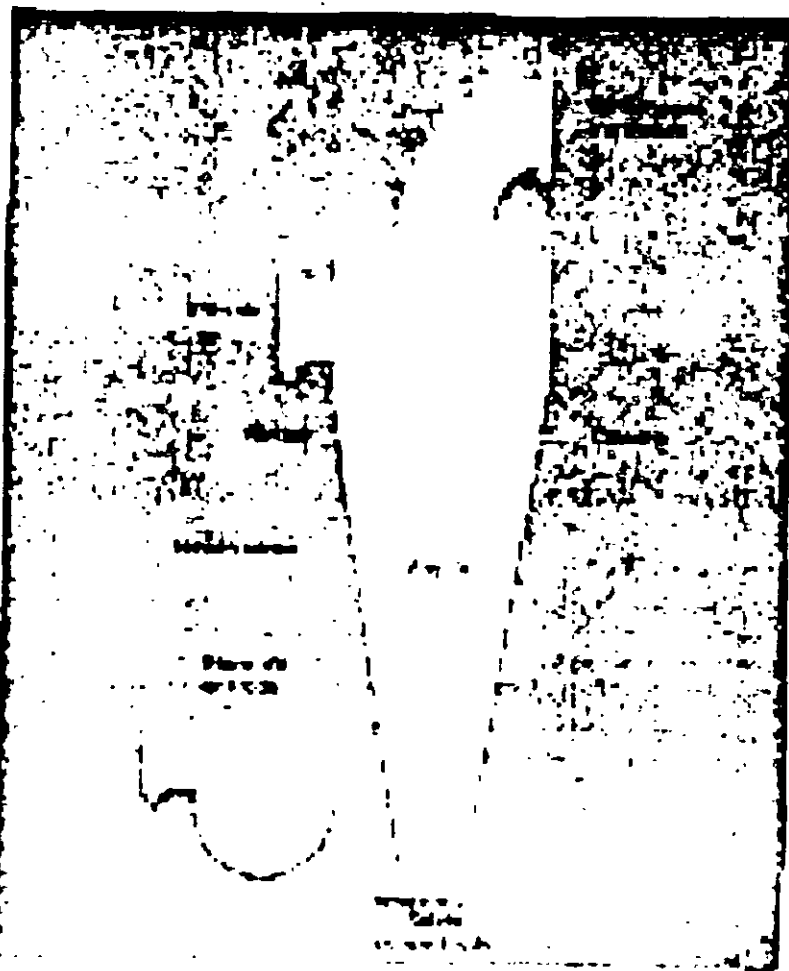


Figura. Hidroclición. Al entrar tangencialmente la suspensión en la cámara cilíndrica las partículas sólidas se acumulan sobre las paredes laterales por la fuerza

centrífuga y descienden hacia el fondo de la parte cónica mientras el líquido clarificado sale por el cilindro central superior.

Cuando existe un pretratamiento por precipitación química, los decantadores pueden incorporar una recirculación de lodos para mejorar el crecimiento de las partículas y utilizar el manto de lodos del fondo para crear un efecto filtrante, agregar las partes (figura).

El parámetro de diseño más importante en los decantadores es la velocidad ascensional o carga superficial, relacionado directamente con el tiempo de residencia hidráulica. Para la eliminación de turbidez en decantadores simples mediante alúmina, se sitúa en 1 a 1.5 m/hr (aunque es más correcto emplear su equivalente de unidades $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{hr}$). En los decantadores con lecho de lodos y recirculación, empleados en ablandamiento con cal, alcanzan los 2 a 4 m/hr. Las construcciones en lamelas, más compactas, permiten operar con velocidades ascensionales de 8 a 20 m/hr.

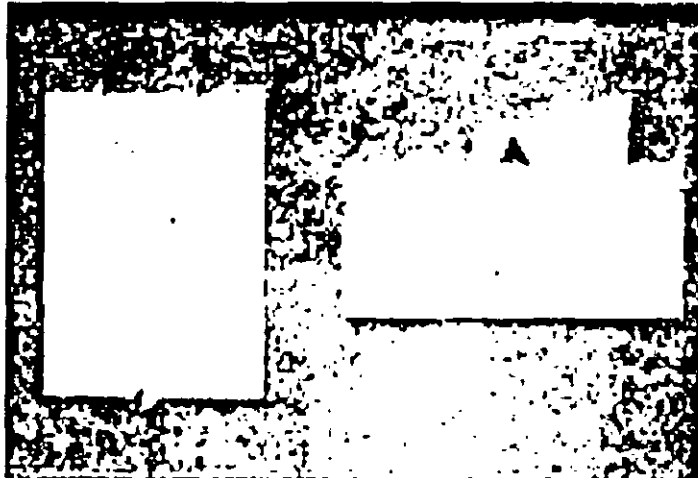


Figura. Reja manual. Los sólidos interceptados por los barrotes son retirados periódicamente mediante un rastrillo manual y colocados, en la cesta de recolección.

4.2.2. HIDROCICLONES

Los hidrociclones pueden utilizarse para proteger a otros equipos de la abrasión causada por las partículas sólidas circulando a alta velocidad, o para mejorar el rendimiento de otros procesos. Una aplicación típica de los hidrociclones es la separación de lodos y arenas muy concentrados.

Es un equipo de bajo costo, sin partes móviles, fácil de instalar y que requiere poco mantenimiento.

El líquido que arrastra los sólidos entra por una boca a una cámara circular, conectada a un cono, cuyas paredes laterales forman un ángulo de 10 a 12°. Al adquirir el movimiento centrífugo las partículas sólidas van contra las paredes en

donde descienden hasta el fondo, mientras el agua clarificada sale por la parte superior (figura).

El tamaño mínimo de partícula que se puede separar es proporcional a la raíz cuadrada del diámetro del equipo, que oscila entre 10 y 750 mm. Las partículas finas requieren diámetros muy pequeños, que al ser caudales admisibles bajos pueden necesitar varias unidades en paralelo.

4.2.3 CENTRIFUGAS

Para conseguir velocidades de separación mucho mayores se pueden emplear centrifugas. las centrifugas se utilizan en la separación de lodos de aguas residuales relativamente concentrados, pero no se justifica económicamente su uso con aguas diluidas.

4.2.4 FILTRACION

Un filtro es un aparato que sirve para separar las partículas sólidas de un medio fluido por intercepción y retención de las partículas sobre una superficie o en el seno de una masa porosa a través de las cuales se hace circular el fluido. Esta definición abarca una gran variedad de equipos.

Rejas

Se utilizan para separar objetos de tamaño más importante que el de simples partículas que son arrastrados por la corriente de agua. Se utilizan solamente en desbastes previos. El objetivo es proteger los equipos mecánicos e instalaciones posteriores que podrían ser dañados u obstruidos con perjuicio de los procesos que tuviesen lugar. Se construyen con barras metálicas de 6 o más mm de espesor, dispuestas paralelamente y espaciadas de 10 a 100 mm. Se limpian mediante rastrillos que pueden ser manejados manualmente (figura) o accionados automáticamente.

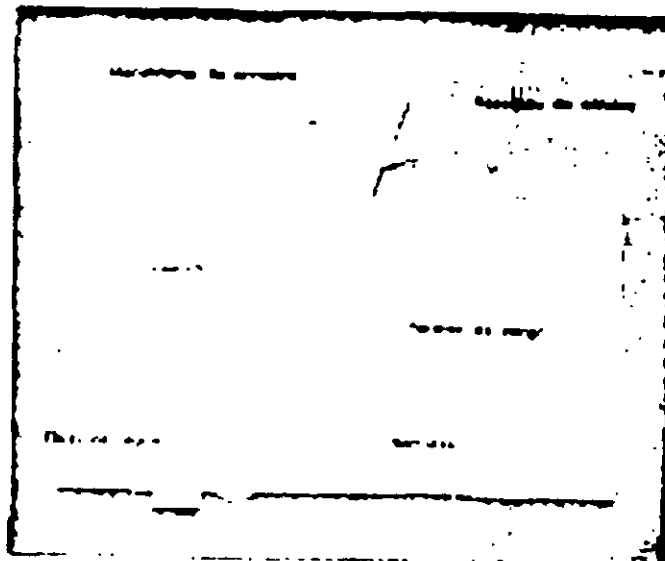


Figura. Reja de limpieza automática. El rastrillo se desplaza mediante un mecanismo de arrastre basado en una cadena tensada por dos ruedas giratorias o un sistema de vaivén.



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

Para pequeñas alturas de la corriente de agua se emplean rejillas curvas y para alturas mayores rejillas longitudinales dispuestas casi verticalmente (figura).

Tamizado

Los tamices autolimpiantes están contruidos con mallas dispuestas en una inclinación particular que deja atravesar el agua y obliga a deslizarse a la materia sólida retenida hasta caer fuera de la malla por si sola. La gran ventaja de este equipo es que es barato, no tiene partes móviles y el



Figura. Microfiltro. El agua circula desde el interior al exterior del cilindro filtrante mientras los sólidos retenidos en el interior, al llegar a la parte alta por el giro del

cilindro, se lavan y recogen en un canal de evacuación que los devuelve a la zona de tratamiento.

mantenimiento es mínimo, pero necesita un desnivel importante entre el punto de alimentación del agua y el de salida (figura).

·Microfiltradón

Los microfiltros trabajan a baja carga, con muy poco desnivel, y están basados en una pantalla giratoria de malla de acero o material plástico a través de la cual circula el agua (figura). las partículas sólidas quedan retenidas en la superficie interior del microfiltro que dispone de un sistema de lavado continuo para mantener las mallas limpias. Se han utilizado eficazmente para separar algas de aguas superficiales y como tratamiento terciario en la depuración de aguas residuales. Según la aplicación se selecciona el tamaño de malla indicado. Con mallas de acero pueden tener luces de orden de 30 micras y con mallas de poliéster se consiguen buenos rendimientos con tamaños de hasta 6 micras.

Filtración en medio granular

La retención de las partículas puede tener lugar sobre la capa más externa del medio granular (arena, antracita, etc.), sobre la cual incide el agua o rotundamente en el seno de la masa porosa. Los mecanismos de actuación son distintos. En la filtración en profundidad actúan distintos tipos de fuerzas que provocan la retención de las partículas. Además de la simple intercepción actúan fuerzas moleculares, químicas y superficiales.

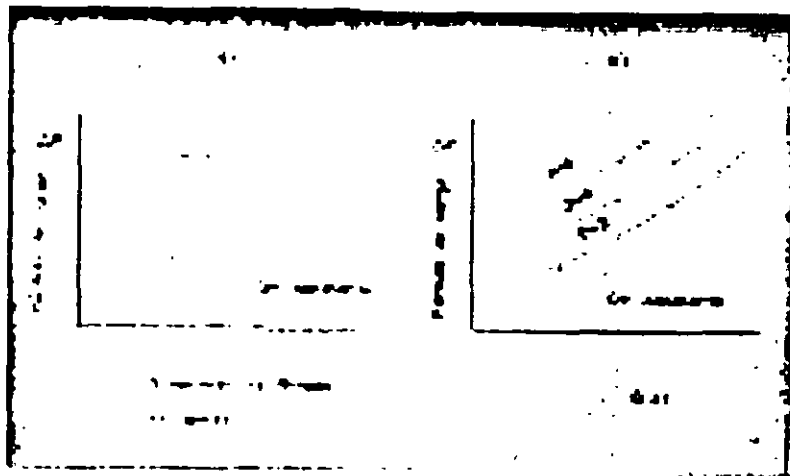


Figura. Filtración en medio poroso. Según que la filtración se realice por intercepción en la superficie a) o se haga en profundidad b) la pérdida de carga observable en el filtro evoluciona con el tiempo de forma exponencial o casi lineal, respectivamente.

La fuerza conductora del líquido a través del medio filtrante puede ser la gravedad o bien una bomba impulsora y, según sea una u otra, hablamos de filtros por gravedad, en general abiertos, y de filtros a presión, siempre cerrados. La velocidad

de paso del agua es directamente proporcional a la fuerza impulsora e inversamente proporcional a la resistencia conjunta del medio filtrante y los sólidos retenidos. Al irse acumulando los sólidos retenidos la pérdida de carga a través del filtro aumenta. Si la carga disponible es constante, va disminuyendo la velocidad de filtración. Si existe un dispositivo para variar la carga disponible se puede mantener una velocidad de filtración constante, Ambas formas de trabajar tienen sus ventajas específicas.

El diseño óptimo de un filtro debe considerar:

- El tamaño del medio y la altura del lecho.
- la velocidad de filtración.
- la presión disponible.
- El modo de filtrar.

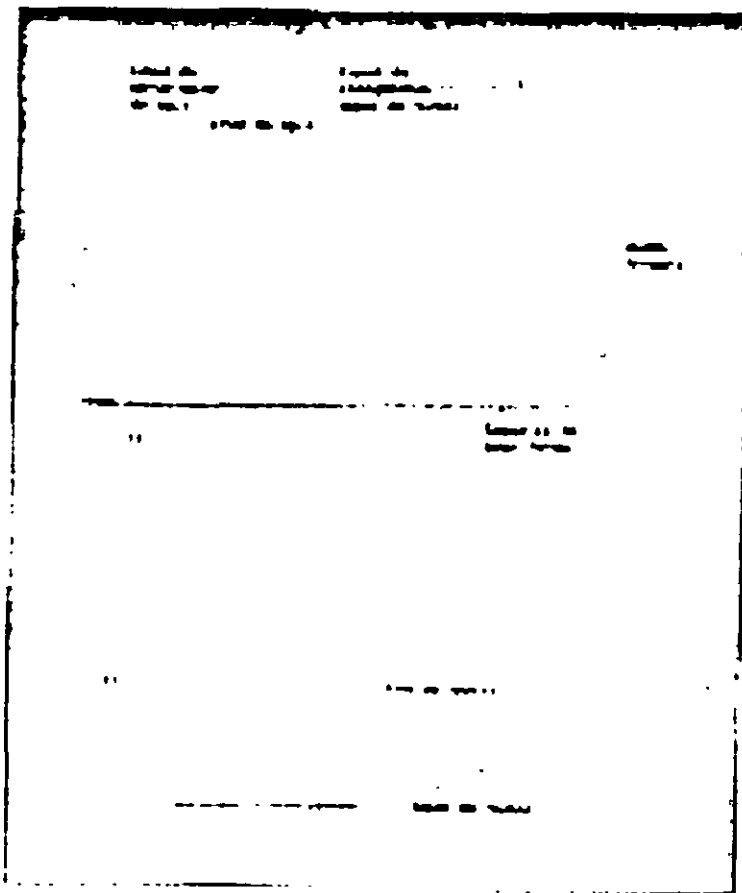


Figura. Filtros abiertos funcionando por gravedad a). En el falso fondo el conjunto de boquillas b) permiten que después de la filtración en sentido descendente se pueda realizar un lavado con mezcla de aire y agua alimentados desde los orificios de la caña de la boquilla.

En los filtros con un medio granular, la forma en que varía la pérdida de carga a lo largo del tiempo es característico del modo de operar el filtro. Una variación casi lineal de la pérdida de carga frente al tiempo o el volumen total de agua filtrada, indica una n en profundidad. Las aguas que presentan una filtración superficial dan

una curva correspondiente de tipo exponencial (figura). En el equilibrio entre unos ciclos de duración lo mayor posible y una buena calidad del agua, se busca un tamaño del medio filtrante ' que se acerque a las condiciones óptimas.

Existen filtros diseñados con ciclos entre menos de 10 y más de 24 horas. la duración de los ciclos de filtración se puede optimizar en función del número de filtros en paralelo y conjuntamente con el dimensionado del tanque de almacenamiento del agua de lavado.

En instalaciones para grandes caudales de tratamiento el cuerpo del filtro suele ser de hormigón, y con forma rectangular que se adapta a la construcción de varias unidades en paralelo de unos 100 m² cada una (figura). Para caudales menores de agua a filtrar se construyen con cuerpos metálicos cilíndricos, en posición horizontal o vertical. la posición vertical sólo permite unos 5 unitarios (figura). La horizontal permite disponer de superficies filtrantes unitarias de unos 30 m².

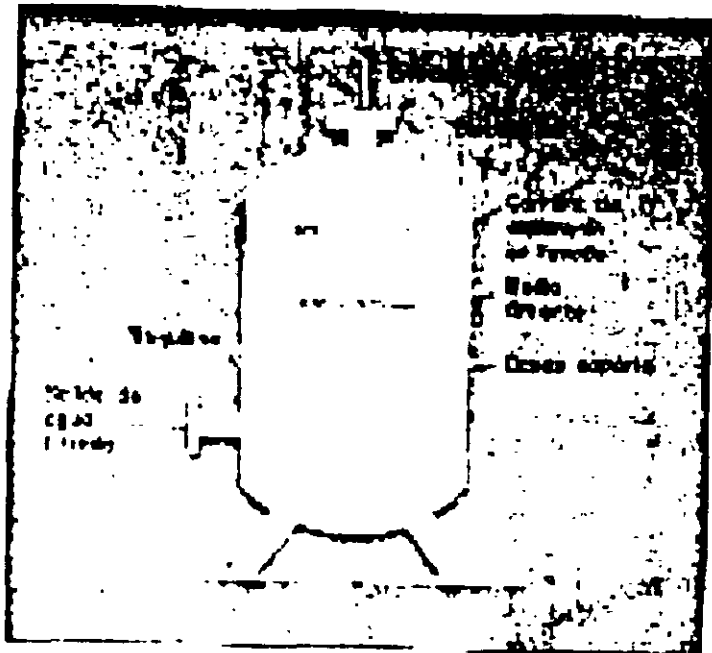


Figura. Filtro a presión vertical. El agua en filtración atraviesa las capas de medio filtrante y sale por el colector del fondo. En el lavado en contracorriente la expansión del lecho permite un lavado homogéneo del medio.

Cuando se dispone de varios filtros en paralelo, el lavado de uno de ellos se puede realizar forzando el caudal en el resto de filtros. Si solamente hay una unidad o un número insuficiente para garantizar el consumo y el agua de lavado, se debe disponer de un tanque de almacenamiento de agua filtrada. Como los volúmenes de agua de lavado son importantes, se recirculan a la alimentación de los tanques de decantación, si los hay.

Para lavar los filtros cuando la pérdida de carga es excesiva, o la calidad se deteriora, se hace atravesar una corriente de agua y aire en contracorriente. los

sólidos retenidos son desplazados y arrastrados fuera del filtro con el agua y quedan en condiciones de volver a iniciar el ciclo.

La velocidad de filtración descendente en los filtros rápidos es de 5 a 10 m/hr y la de lavado ascendente de 15 a 25 m/hr.

Una variante de filtración utiliza un flujo ascendente y lechos superpuestos de tamaño decreciente en el mismo sentido, que permiten captar las partículas mayores en la capa inferior de granos más gruesos, empleando velocidades ascensionales de hasta 20 m/hr.

La forma más usual de mejorar los rendimientos de los filtros granulares es la utilización de filtros con doble lecho de arena y antracita. También se construyen filtros multicapa que disponen de tres capas de material de densidades diferentes. Siempre la densidad aumenta de arriba abajo y el tamaño al revés.

En servicio descendente llegan a operar entre 30 y 40 m/hr. Como el lavado es ascendente, se consigue mantener el medio de granos más gruesos en la capa superior por su menor densidad (figura).



Figura. Batería de filtros duales arena/antracita. El doble lecho aumenta el rendimiento de la filtración y permite operar a mayores velocidades.

Filtros de cartucho

Los filtros de cartuchos se han empleado para filtraciones previas de aguas con bajo contenido en sólidos, que seguramente ya han sido filtradas por otro sistema anteriormente y que necesitan un afino del agua.

Retienen partículas entre 0,1 y 1 00 micras con lo cual consiguen retenciones de sólidos prácticamente absolutas. El medio filtrante ha de reemplazarse cuando la pérdida de carga del agua a su paso indica que la suciedad tapona los poros, por lo cual puede resultar muy caro si el nivel de sólidos es importante. Se emplean para proteger las membranas de ósmosis inversa.

4.2.5. ULTRAFILTRACIÓN

Esta tecnología de membranas representa la forma más absoluta de retener sólidos en suspensión. El tamaño de los poros de las membranas puede ser tan pequeño como de 0,001 a 0,02 micras y pueden procesar aguas con concentración de sólidos-relativamente importantes. Consigue retener materia coloidal y grandes moléculas orgánicas. A través de la membrana se realiza un flujo poroso y viscoso de forma que su estructura física determinará el caudal de paso y el rechazo de partículas. Comparadas con las membranas de ósmosis inversa, son demasiado porosas para poder desalinizar y tampoco soportan una presión osmótica importante. El tamaño de poro se caracteriza por el corte de peso molecular que puede cruzar o no la membrana. Van desde 1000 a 80,000 aunque influye la forma de la partícula.

El caudal de paso de agua es igual a:

$$Q = (k A / e) P$$

donde A es la superficie de filtración, e es el espesor de la membrana, P la presión diferencial aplicada y k es una característica de la membrana.

El fenómeno de polarización, que dificulta el paso, se debe a la concentración de macromoléculas y coloides sobre la superficie de la membrana, formando una capa de gel que aumenta la resistencia al flujo. La circulación del líquido a filtrar a grandes velocidades a lo largo de la membrana, tiende a disminuir la capa de polarización y aumenta la productividad, pero representa un mayor costo de bombeo.

Las membranas se pueden fabricar con materiales diversos, siempre que sean compatibles con la solución alimentada y los agentes de limpieza que periódicamente se utilizan. Se fabrican con acetato de celulosa, PVC, poliácridonitrilo, policarbonato y polisulfona. La polisulfona tiene especial interés porque resiste hasta 93 °C, pH desde 0,5 a 13 y muchos agentes químicos.

Por la forma de la membrana puede ser tubular, espiral o de fibra hueca. Los diseños son muy parecidos a los de ósmosis inversa.

Tiene múltiples aplicaciones que se aprovechan antes o después de otros equipos. Puede emplearse para separar ácidos húmico y fúlvico de un agua destinada a alimentar una ósmosis inversa. Separa la materia coloidal, la materia orgánica de alto peso molecular y los microorganismos que no son separados por el intercambio iónico. Su aplicación no permite separar materia disuelta.

4.3. SEPARACIONES DE SÓLIDOS Y GASES DISUELTOS

La eliminación de sólidos disueltos se realiza principalmente por intercambio iónico o por ósmosis inversa. El intercambio iónico se aplica a soluciones diluidas. A partir de concentraciones de 1000 + 2000 ppm la ósmosis se hace más competitiva, aunque sólo permite eliminar un máximo de 95 + 98 % de las concentraciones iniciales. Para alcanzar mayores purezas hay que situar un intercambio iónico a continuación de la ósmosis. la desgasificación por aeración se emplea para eliminar el CO₂ de forma barata, como una etapa intercalada en el intercambio iónico.

La electrodiálisis tiene aplicación en aguas salobres de menos de 7000 ppm de concentración, pero no produce agua de mayor calidad que con unos 500 ppm de salinidad.

En el tratamiento de agua de mar la ósmosis compite con los procesos térmicos, aunque éstos sólo son de aplicación cuando se dispone de energía abundante y barata.

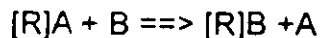
4.3.1. INTIERCAMBIO IOÑICO

introducción

Las resinas de intercambio iónico tienen la capacidad, en contacto con una solución acuosa, de eliminar selectivamente los iones disueltos, mantenerlos temporalmente unidos en combinación química, y cederlos de nuevo frente a una solución fuerte de regenerante.

Las resinas se comportan como un electrólito cualquiera, con la particularidad que todos los grupos reactivos están unidos a un polímero insoluble que forma la matriz de la resina.

La acción de intercambio iónico es una reacción reversible. Si designamos a la resina por [R] podemos escribir



y aplicando la ley de acción de masas se obtiene un coeficiente de selectividad (equivalente a la constante de equilibrio):

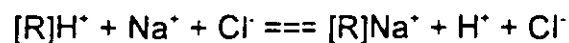
$$K, \frac{(A) ([R]B)}{([R]A) (B)}$$

que no es exactamente una constante sino que depende de las condiciones experimentales.

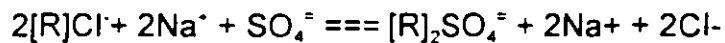
Aunque la resina tome con preferencia unos iones A frente a otros iones B, al tratarse de una reacción reversible podemos invertir esta tendencia aumentando la concentración de B muy por encima de la de A. Este es el fundamento de la regeneración de las resinas.

En resumen, las propiedades que rigen el proceso de intercambio iónico y determinan sus características principales son las siguientes:

- Las resinas actúan selectivamente, de forma que pueden preferir un ión sobre otro con factores relativos de afinidad de 15 o más.
- La reacción de intercambio iónico es reversible, es decir puede avanzar en los dos sentidos.
- En la reacción se mantiene la electroneutralidad. Un ión simple se intercambiará por otro ión simple. Por ejemplo



y, similarmente, un ión divalente necesitará dos iones monovalentes para realizar el intercambio:



Las reacciones de intercambio iónico son frecuentes en el recorrido subterráneo de las aguas naturales, al encontrarse sustancias naturales con poder de intercambio, pero en la industria se prefieren las resinas poliméricas de fabricación sintética, con claras ventajas de uso en los procesos de ablandamiento y desmineralización del agua, y en otros procesos especiales tales como la purificación de ciertos productos químicos, la desmineralización de jarabes de azúcares, etc.

Las ventajas del proceso iónico en el tratamiento de aguas son las siguientes:

- Se adapta a las necesidades de las aguas en que las concentraciones de las impurezas iónicas son relativamente bajas.
- Las resinas actuales tienen altas capacidades de intercambio que permiten conseguir procesos compactos requiriendo inversiones moderadas.
- Las resinas son estables químicamente, de larga duración y fácil regeneración.
- las instalaciones pueden ser automáticas o manuales para adaptarse a las condiciones específicas

La capacidad teórica de intercambio de una resina es la cantidad de grupos ionogénicos por unidad de peso o de volumen.

Dado que las resinas se hinchan y contraen según la forma iónica, la referencia al peso es mucho más constante, pero se suele usar la capacidad volumétrica de la forma completamente hinchada, expresada en meq/litro.

La capacidad aparente es un valor práctico que indica cuántos iones de la solución pueden ser captados realmente bajo las condiciones específicas de operación. La capacidad aparente de una resina canónica para el Na⁺ por ejemplo, depende del pH de la solución, de la concentración de Na⁺ en la solución y del nivel de regeneración o volumen de regenerante empleado. Pero, además, situada en el recipiente de intercambio, dependerá de la fuga de ión Na⁺ que se considere admisible.

Es importante considerar que los vertidos de la regeneración son corrosivos y, en general, aún después de mezclarlos, se precisará una neutralización previa al envío del efluente como vertido.

La tabla resume las principales reacciones de intercambio iónico.

Tabla. Principales reacciones de intercambio iónico.

(1)	$SO_4Ca + 2[RSO_3]Na \rightleftharpoons [RSO_3]_2Ca + SO_4Na_2$
(2)	$[RSO_3]_2Ca + 2ClNa \rightleftharpoons 2[RSO_3]Na + Cl_2Ca$
(3)	$2[RSO_3]H + SO_4Ca \rightleftharpoons [RSO_3]Ca + SO_4H_2$
(4)	$[RSO_3]_2Ca + 2ClH \rightleftharpoons 2[RSO_3]H + Cl_2Ca$
(5)	$2[RSO_3]H + (CO_3H)_2Ca \rightleftharpoons [RSO_3]_2Ca + 2CO_3H_2$
(6)	$[R]OH + ClH \rightleftharpoons [R]Cl + H_2O$
(7)	$[R]Cl + NaOH \rightleftharpoons [R]OH + ClNa$

Principales tipos de resinas

La mayoría de las resinas empleadas hoy en día son sintéticas, basadas en un copolímero de estireno-divinilbenceno, tratado apropiadamente para añadirle los grupos funcionales. La sulfonación da lugar a resinas canónicas y la aminación a resinas aniónicas. Algunas resinas tienen una matriz acrílica en lugar de estirénica, u otros grupos polimerizantes (epoxi, etc.).

Existen cuatro tipos principales: canónica fuerte (CF), canónica débil (CD), aniónica fuerte (AF) y aniónica débil (AD).

La diferencia más importante es que las resinas fuertes operan a cualquier pH, pero tienen una capacidad más limitada que las débiles y deben regenerarse más frecuentemente. Su regeneración es ineficiente e implica un alto costo de regenerantes. En cambio, las resinas de carácter débil, además de mayor capacidad, se regeneran casi estequiométricamente, es decir, con un exceso mínimo de regenerante, pero operan dentro de pH limitados y no captan todos los iones.

Resinas canónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los cationes del agua. Presentan una máxima selectividad para los cationes trivalentes, intermedia para los divalentes e inferior para los monovalentes. Se emplea en el ablandamiento en ciclo sódico,

regenerando con ClNa (reacciones (1) y (2) de la tabla, y en la desmineralización en ciclo de ión hidrógeno, regenerando con ácido (reacciones (3) y (4) de la tabla. La velocidad de intercambio es rápida y da poca fuga iónica. Son resinas muy estables y pueden durar hasta 20 años o más. En ablandamiento se regeneran con solución de ClNa al 10 %, empleando de 100 a 300 g de ClNa por litro. Se hinchan poco, menos del 8 %, al pasar de la forma Na⁺ a la H⁺ las resinas canónicas aguantan temperaturas altas de más de 100 °C.

Resinas canónicas débiles

Captan el calcio y magnesio de la alcalinidad bicarbonatada, liberando ácido carbónico (reacción (5) de la tabla 10), que se puede eliminar de forma simple y barata por desgasificación mediante aeración. No operan a pH inferior a 7, necesitando una acción tamponante. Su capacidad es aproximadamente el doble de la canónica fuerte y, aunque su fuga de calcio es baja, es alta en sodio. Incluso se puede emplear en su regeneración el exceso de ácido usado en la regeneración de la catiónica fuerte. Su hinchamiento al pasar de forma Na⁺ a H⁺ es alta, del orden del 90 También son más resistentes a los oxidantes como el cloro.

Resinas aniónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los aniones de ácidos débiles o fuertes operando a cualquier pH (reacciones (6) y (7) de la tabla. Su selectividad para los aniones divalentes es superior a los monovalentes. Son menos estables que las homólogas canónicas, su duración bastante inferior y resisten temperaturas límites inferiores. Absorben irreversiblemente los ácidos húmicos de descomposición vegetal, perdiendo capacidad. Para su protección se puede usar una columna previa de resina aniónica débil o de carbón activo.

Las resinas del tipo 1 eliminan mucho mejor la sílice y dan más calidad de agua pero también son más difíciles de regenerar. El hinchamiento al pasar a formar OH⁻ es inferior al 12 %. Las temperaturas máximas que resisten van de 35 a 60 °C.

Resinas aniónicas débiles

Eliminan los aniones de los ácidos fuertes, Cl⁻, SO₄⁻, NO₃⁻ pero no los de los ácidos débiles, CO₃⁻, CO₃H⁻, SiO₃H⁻, y no funcionan a pH superior a 6. Su capacidad es el doble de las aniónicas fuertes y resisten el ensuciamiento orgánico. Su hinchamiento es del orden del 20 % en la forma OH⁻. Aunque no eliminan el carbónico o la sílice, son útiles situadas después de una canónica fuerte para disminuir el costo de regenerantes y proteger las aniónicas fuertes de la materia orgánica, y hasta -eliminar color del agua.

Tipo de resina	Capacidad util eq/l	Regenerante		Con. % teorico	
				Equicor.	Contracor.
C F (abland)	1 – 1.5	ClNa	10%	160-300	120-150
C F (desmin)	1 – 1,5	ClH	4-10%		
		SO ₄ H ₂	1-8%		

C D	1,2 - 2	ClH SO ₄ H ₂	4% 0,8 %	105-130	
A F (tipo I)	0,4 - 0,7	NaOH	3-5%	200-400	130-150
A F (tipo II)	0,5 - 0,8	NaOH	3-5%	180-300	125-150
AD	0,8 - 1,2	NaOH	1-4%	120-160	

Ablandamiento

En el ablandamiento, o descalcificación, se emplea una sola columna con resina canónica fuerte, que se regenera con una solución de sal común. Los iones calcio y magnesio del agua se sustituyen por iones sodio. Su costo operativo es muy bajo, pero al no disminuir la salinidad total del agua solamente se puede emplear para tratar aguas destinadas a calderas de baja presión.

Desmineralización

Existen múltiples maneras de combinar los cuatro tipos básicos de resinas descritos anteriormente, una buena muestra de ello lo constituyen los esquemas resumidos en la figura. Algunos de ellos son fundamenta-

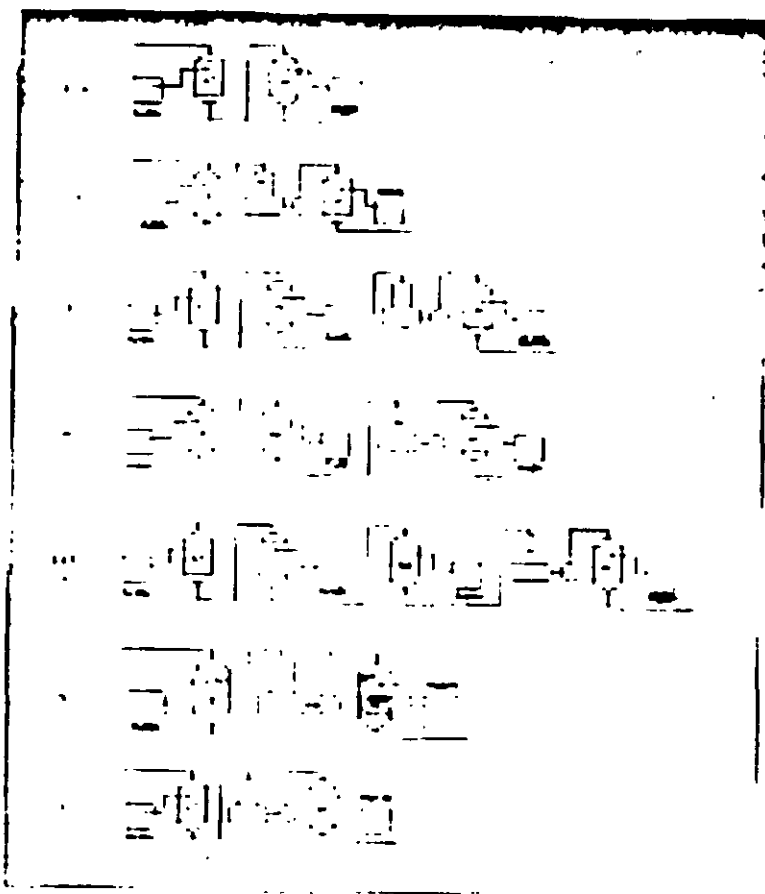


Figura. Esquemas de desmineralización. El esquema fundamental I) consta de doble columna catión fuerte-anión fuerte la) ayudado por un desgasificador si la alcalinidad es importante lb). Para aguas de alta alcalinidad y dureza se añade una columna de resina catiónica débil II). Cuando el agua contiene altos porcentajes de sales de ácido fuerte se sitúa una resina aniónica débil antes del fuerte III). Según sea la composición y caudal del agua los costos operativos pueden mejorarse combinando los esquemas anteriores II + IIIa) a veces superponiendo las resinas en una sola columna II + IIIb). Para alcanzar calidades superiores se añade un lecho mixto de pulido final IV).

les para conseguir una calidad requerida del agua a partir de una alimentación determinada. Otros son combinaciones más complejas, o incluyen un desgasificador de CO₂, para mejorar el rendimiento económico de la operación.

Las etapas que se siguen para elegir un sistema de desmineralización son las siguientes:

- Determinar la calidad y volumen diario de agua requeridos.
- Analizar las calidades de los suministros de agua disponibles.
- Seleccionar el tipo de pretratamiento necesario.
- Decidir el sistema de desmineralización y el tipo de resinas.
- Especificar la duración del ciclo, el tipo de regenerante y la disponibilidad de almacenamiento de agua tratada.
 - Determinar, en función de las capacidades de intercambio, velocidades de paso, nivel de regenerante y parámetros físicos, los volúmenes de resina y demás características del sistema.

La operación de intercambio iónico siempre debe ir precedida del pretratamiento adecuado. Se debe eliminar la materia en suspensión y la materia coloidal que pueden ensuciar las resinas, reduciendo la cinética de difusión de los iones y colmatarlas creando caminos preferenciales con disminución de la eficiencia. Algo similar ocurre con los aceites y gases que puedan estar presentes en el agua de alimentación de las resinas los pretratamientos, según la calidad del agua de partida, pueden incluir una descarbonatación previa, una decantación y una filtración.

El primer esquema fundamental corresponde al sistema de dos columnas, catión fuerte-anión fuerte (figura y la y figura 39) Se aplica en instalaciones de baja inversión en las cuales son suficientes conductividades del agua tratada entre 5 y 20 microsiemens, y la sílice no es un problema importante, siendo admisibles de 0,02 a 0,1 5 ppm. Si la alcalinidad es alta conviene disponer un desgasificador entre ambas resinas para eliminar el CO₂ liberado en la primera columna (figura), aunque implica un bombeo adicional.

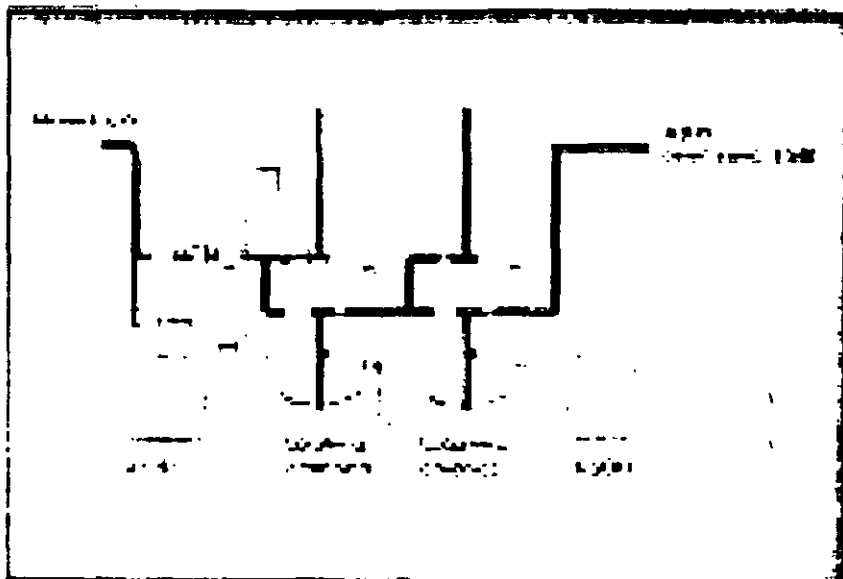


Figura. Desmineralización en doble columna catión-anión. Las operaciones se dirigen con un sistema de válvulas de accionamiento manual o automático. En negro se indican las direcciones de paso con las válvulas en posición de intercambio.

Un segundo esquema para aguas de alta alcalinidad y dureza incluye una resina canónica débil antes de la canónica fuerte. Los cationes de las sales de ácido débil son absorbidos por la resina CD de forma mucho más económica (figura).

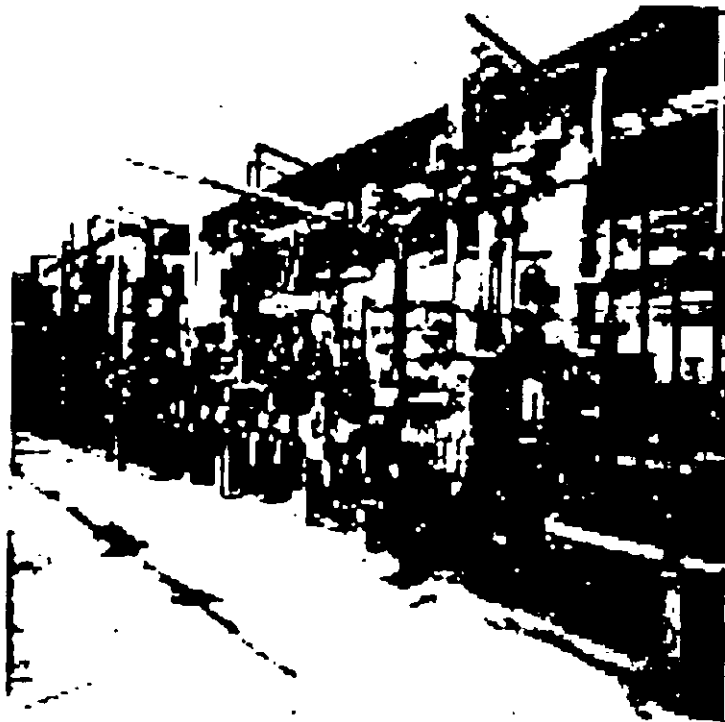


Figura. Columnas de desmineralización por intercambio iónico.

El tercer esquema se aplica en aguas con altos porcentajes de sales de ácido fuerte, SAF, situando una resina aniónica débil antes de la aniónica fuerte. los cloruros y sulfatos se eliminan en la primera de estas dos resinas, lo que permite una regeneración muy eficaz (figura).

Tanto el segundo como el tercer esquema pueden incorporar un desgasificador intermedio para reducir los costos de regenerante. Según sea la composición del agua pueden emplearse las cuatro resinas, en columnas independientes o dobles, utilizando las ventajas de los esquemas anteriores (figura).

Cuando se requieren calidades superiores de agua se utiliza un lecho mixto, en el cual las resinas aniónicas y catiónicas, ambas fuertes, van mezcladas en una columna. El lecho mixto se sitúa al final de uno de los esquemas anteriores como un pulido final. Con el lecho mixto final se consiguen calidades de agua con conductividades inferiores a 1 microsiemens, y concentraciones de sílice entre 0,01 y 0,05 ppm (figura).

Diseño de los equipos de desmineralización

El diseño de los recipientes de intercambio iónico responde al requisito de operar con lechos profundos de resinas introducidas en columnas, dando un flujo de agua estacionario y tranquilo, que se acerque lo máximo posible al movimiento en pistón en toda la sección del lecho. la resina debe estar soportada y distribuida uniformemente.

El material de construcción debe ser resistente a la corrosión. En el ablandamiento es suficiente que sea resistente a la solución salina, pero en la desmineralización se emplean regenerantes muy corrosivos. En pequeños diámetros se pueden emplear columnas de poliéster reforzado, pero para caudales importantes se construyen de acero, interiormente ebonitado (figura).

La altura de los lechos de resina se sitúa entre 70 y 1 50 cm para la operación convencional. Mayores alturas de lecho representarían pérdidas de eficiencia hidráulica por la resistencia al flujo y las pérdidas de carga asociadas. Encima debe quedar una cámara de expansión que sea capaz para la expansión en el lavado y la dilatación de las resinas al cambiar de forma iónica. Se suele tomar de un 50 a un 75 % de la altura del lecho para las canónicas, y de un 1 00 % para las aniónicas menos densas.

Es muy importante realizar una buena distribución de los flujos, regulándolos mediante sistemas adecuados. En la parte inferior se emplea con preferencia una placa colectora con boquillas finamente ranuradas para evitar perdidas de resina. La placa debe ser fuerte para resistir el empuje ejercido por el lecho y el fluido. la columna va provista de mirillas para controlar lo operación; en particular el lavado en contracorriente y las eventuales pérdidas e resina (figura).

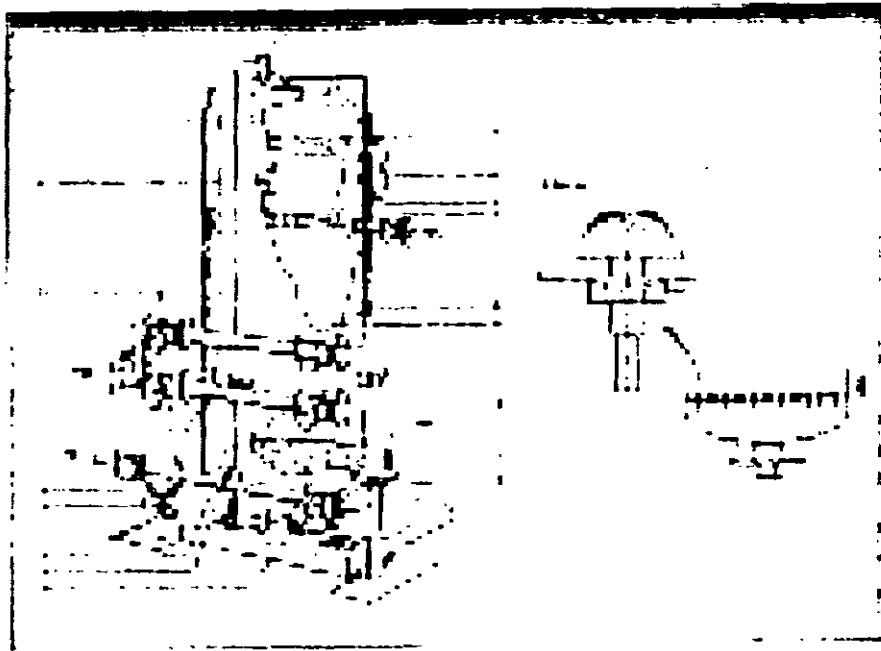


Figura. a) vista y sección de una columna de intercambio A: entrada de agua B: salida de agua desionizada. C: entrada de agua de lavado. D: salida de agua de lavado. E: salida de agua aclarada. F: entrada del regenerante. G: salida del regenerante. H: recuperación de regenerante en una regeneración en serie. I: lecho de resina J: boquillas. K: mirilla de observación. L y M: control de lavado. N: distribuidor de alimentación. O: distribuidor de regenerante. P: agujero de hombre. Q: válvula de ventilación. R: válvula de drenaje. S: válvula de muestreo. T: conexión del conductivímetro b) Detalle de la placa colectora del fondo y boquilla.

Intercambio y regeneración

La sección del lecho de resina se determina a partir de las velocidades de carga superficial, admisibles, y el volumen de resina por la duración del ciclo seleccionada. las velocidades de paso se sitúan entre 5 y 40 m/hr (o $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{hr}$) en operación normal de intercambio. Los lechos mixtos depulido pueden ir a velocidades mas altas, de hasta 60 m/hr, y los lechos mixtos de tratamiento de condensados hasta 120 m/hr.

Las instalaciones manuales se diseñan para ciclos relativamente largos de hasta 24 hr para minimizar los costos de mano de obra, pero en sistemas automáticos ciclos de de 8 hr o menos, permiten reducir inversión inicial por equipos y resinas.

La regeneración va precedida de un fuerte lavado en contracorriente, provocando la expansión del lecho para dejar sueltas las partículas de resina y asegurar su limpieza. las velocidades de paso del agua de lavado son de 6 a 8 m/hr para las resinas aniónicas y 10 a 18 m/hr para las canónicas. la duración es de 10 a 15 min.

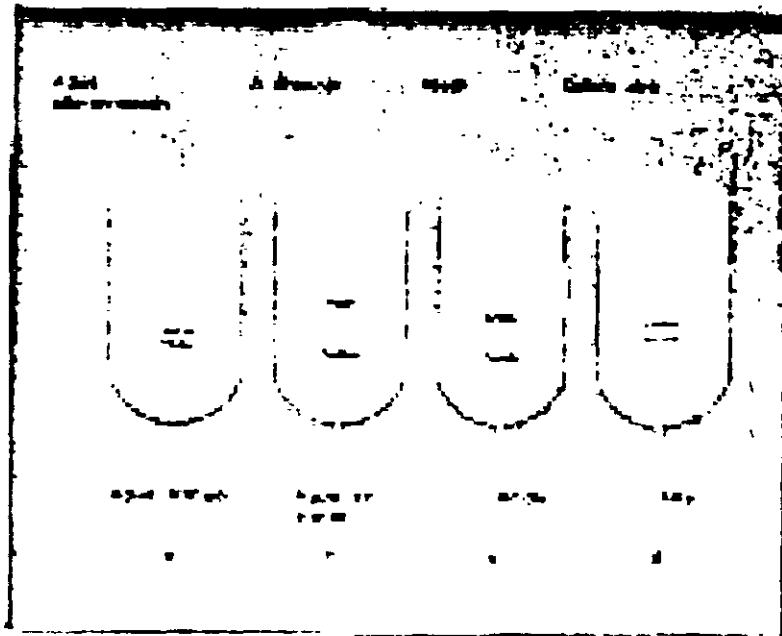


Figura. lecho mixto. Ciclo de operación; a) intercambio, b) contralavado con segregación de resinas, c) regeneración, d) mezclado.

La regeneración de la aniónicas se realiza con sosa diluida, con agua descationizada para evitar la precipitación de carbonatos o hidroxidos. Para las resinas del tipo II conviene hacer el lavado con solución caliente para solubilizar la sílice polimerizada. Las velocidades de paso son de 2 a 5 m/hr para las resinas fuertes y de 2 a 8 m/hr para las débiles.

La regeneración de las resinas canónicas se realiza con ácido clorhídrico o con sulfúrico. Con el ácido sulfúrico hay que vigilar la posible precipitación de sulfato cálcico, que puede exigir iniciar la regeneración con una dilución superior. las velocidades de paso son de 2 a 8 m/hr en las resinas fuertes y de 4 a 8 m/hr en las débiles.

Por último, se realiza un aclarado para desplazar el regenerante residual. Un primer desplazamiento lento se consigue dejando pasar, a continuación de la regeneración, sólo el agua de dilución del reactivo, antes de entrar el agua propiamente de lavado. los volúmenes de agua de lavado necesarios son superiores para las resinas anionicas, con una duración de lavado de 30 a 60 minutos a los caudales de servicio. Para la misma duración en el lavado de las canónicas, los caudales serán del orden de la mitad de los de servicio.

los parámetros de funcionamiento de los ciclos de servicio deberán corresponder en último término a las especificaciones de los fabricantes de las resinas y a la experiencia del suministrador de la instalación.

la regeneración de un lecho mixto es algo más compleja (figura). En el

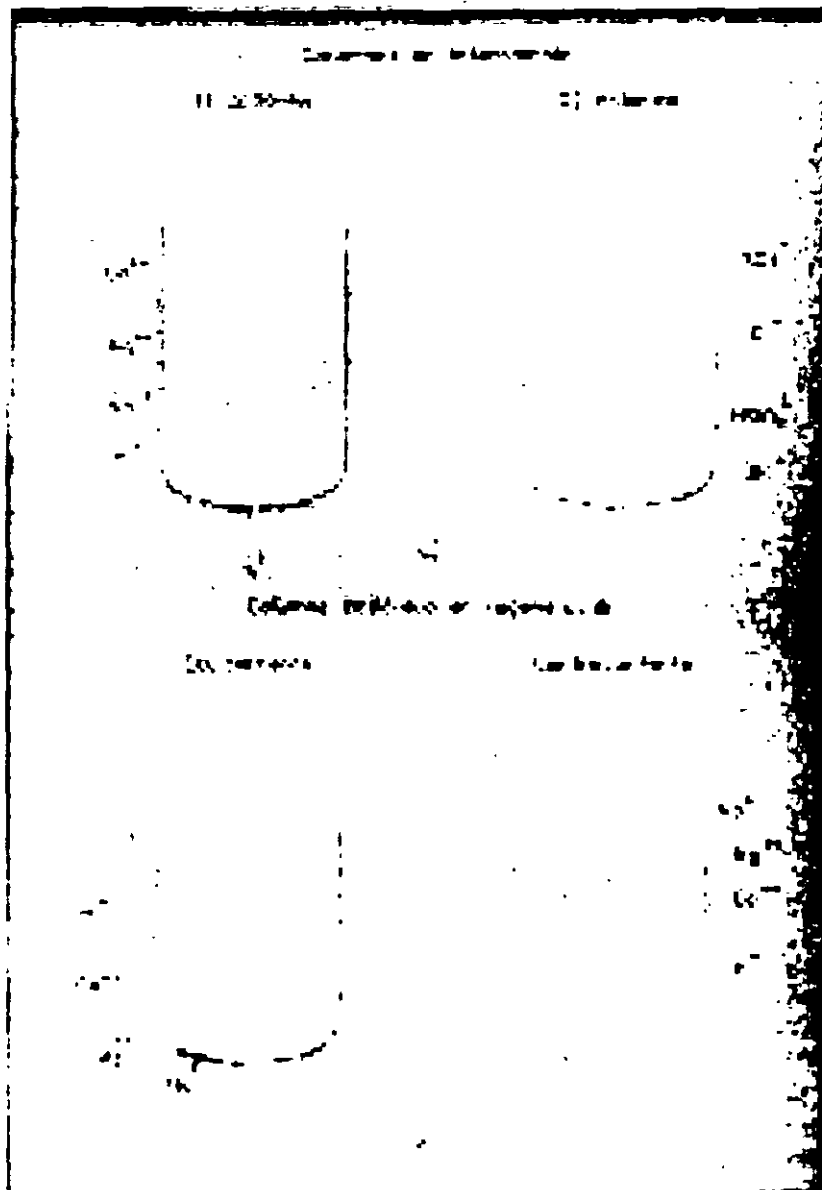


Figura. perfiles de avance de los iones hacia el final de la etapa de intercambio a) para una columna catiónica y una aniónica y hacia el final de la etapa de regeneración b) de la columna catiónica cuando la regeneración se realiza en equicorriente y en contracorriente.

proceso de lavado debe conseguirse una buena separación de los dos tipos de resinas, quedando la aniónica, más ligera, en la capa superior y la canónica, más pesada, en la parte inferior, con una separación bien definida. la línea de Reparación debe coincidir con un colector dispuesto en esta zona intermedia. El álcali de regeneración es introducido por el distribuidor superior,, pasa a través de la resina aniónica y sale por el colector intermedio. Simultáneamente, se evita la contaminación de la resina catrónica bloqueando el álcali con una corriente de agua que circula desde el distribuidor inferior al colector intermedio. La regeneración de la resina canónica es menos problemática y se realiza con la corriente de ácido circulando desde el distribuidor inferior al colector intermedio.

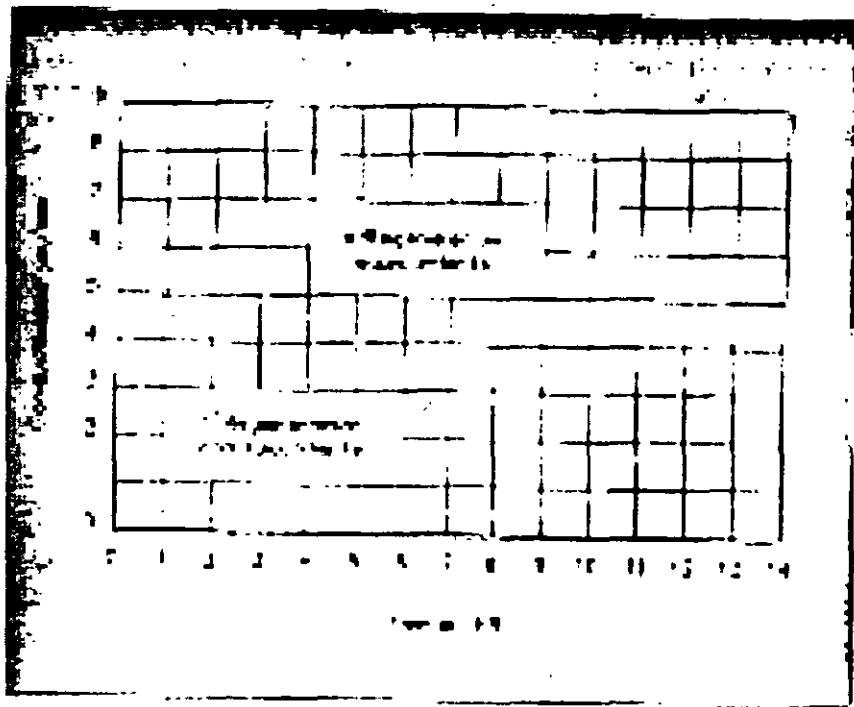


Figura. Comparación de la calidad del agua tratada con regeneración en equicorriente a) y en contracorriente b). La conductividad residual en a), así como la mejora experimentada durante el transcurso del intercambio, se explican por la situación de los iones residuales al final de la regeneración en equicorriente (figura).

En el funcionamiento convencional con regeneración en equicorriente las direcciones de flujo son las mismas, de arriba hacia abajo; en el Intercambio y en la regeneración. Después del intercambio la composición de las resinas, debido a la selectividad, sería del tipo indicado en la figura. Como no sería económico realizar una regeneración exhaustiva la composición en la columna canónica al parar la regeneración en equicorriente sería del tipo que se muestra en la figura, en la cual se aprecia que las impurezas residuales estarían en la zona del fondo. Esta composición nos explica, además, el porqué las curvas de conductividad del agua tratada dan un valor ligeramente alto al iniciar el intercambio, indicando una ligera fuga (figura)

Para evitar esta fuga inicial se puede realizar la regeneración en contracorriente. El resultado final se compara en la figura. «b. la zona inferior del lecho es, en este caso, la mejor regenerada. Además de mejor calidad, hay menor consumo de regenerante y de agua de aclarado, y se reduce la duración de la parte no útil del ciclo. la contrapartida es un menor rendimiento debido a que la expansión de la resina durante la regeneración provoca caminos preferenciales del reactivo. la ventaja en el perfil de composición de la resina queda además disminuida por la tendencia de desplazarse hacia arriba las resinas, en forma H^+ y OH^- , que son menos densas.

De las muchas variantes utilizadas, la más importante es la de lecho fluidificado. Sigue siendo un sistema en contracorriente pero el lecho se mantiene compacto en la parte superior mediante una placa o sistema de distribución superior. Durante la

operación de intercambio, el agua en sentido ascendente fluidifica el lecho de resina pero la parte superior queda frenada por la placa que limita su ascensión. la zona inferior del lecho capta la mayor parte de los iones, hasta agotarse, mientras que la zona superior actúa de pulido. La regeneración se realiza en sentido descendente, quedando la capa superior como mejor regenerada. De esta forma se asegura una fuga de iones, en operación, muy pequeña (figura).

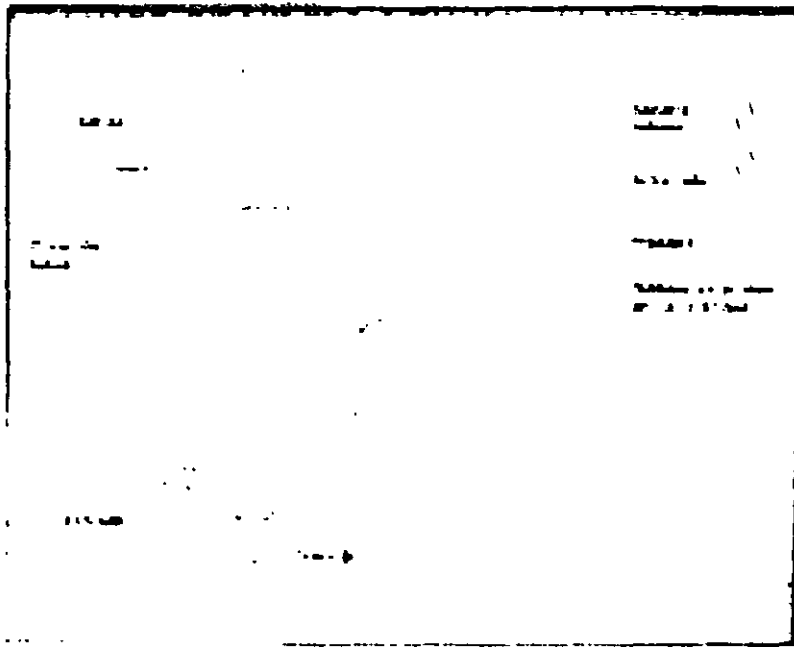


Figura. tratamiento de condensado mediante resina en polvo. La resina que actúa como intercambiador y medio filtrante, forma una delgada capa sobre el soporte tubular. La configuración tubular permite disponer de una gran superficie de paso.

Tratamiento de condensados

El desarrollo de nuevas y más resistentes resinas ha conducido a una utilización cada vez más importante del tratamiento de condensados. Este sistema, dirigido primero a los circuitos a alta presión de las centrales térmicas y a las necesidades específicas de las centrales nucleares, se emplea cada vez más en el pulido de los condensados calientes de plantas industriales.

La base del proceso está en la utilización de las resinas de intercambio iónico, simultáneamente como intercambiadores de iones y como filtros para interceptar partículas de productos de la corrosión, tales como óxidos de hierro y de cobre. En el tratamiento en lecho profundo las velocidades de paso del agua pueden ser muy superiores a las de los sistemas convencionales, lo cual permite emplear cantidades reducidas de resinas, ya que de otro modo la operación sería económicamente inviable. Estas resinas tienen unas propiedades físicas y cinéticas muy superiores. Por su capacidad de intercambio el lecho profundo se utiliza cuando el condensado puede contaminarse con el agua de mar empleada en los condensadores.

Los reactores nucleares emplean resinas en polvo, con propiedades pseudofibras que permiten emplearlas como capas filtrantes de poco espesor. Este uso como precapa minimiza los problemas de residuos radioactivos. las capas de resina se soportan sobre elementos tubulares contruidos con malla de acero, nylon o polipropileno (figura).

Como los condensados suelen mantenerse a pH elevado mediante NH para reducir la corrosión, una forma de uso consiste en preneutralizar la resina con amoniaco en la etapa de regeneración, evitando la absorción posterior del amoniaco del condensador. Sin embargo, la tendencia es de usar el ciclo normal de hidrógeno, frente al descrito llamado ciclo del amoniaco, por ser más eficaz.

4.3.2. DESGASIFICACION

El agua puede contener gases como parte de la materia disuelta. El oxígeno y el nitrógeno están presentes en toda agua en contacto con la atmósfera, pero también el CO₂ que forma ácido carbónico. A un pH de 4,5 todo el CO₂ está como gas y en el otro extremo, por encima de pH 8,2, todo está ionizado. Otros gases que pueden estar presentes son SH₂, NH₃ y CNH.

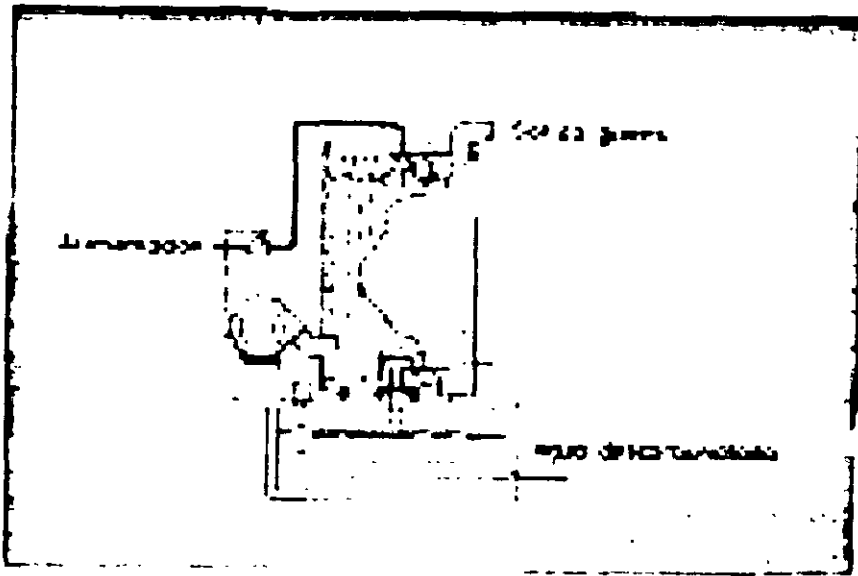


Figura. Descarbonatación por aeración. El agua descarbonizada tiene un pH ácido en el cual el CO₂ esta en equilibrio con el ácido carbónico del agua y se elimina fácilmente por simple aeración mediante una soplante del agua que desciende por un sistema de bandejas o sobre un relleno típico de desorción.

La desgaseificación es un proceso de transferencia de masa en el que la velocidad de desgaseificación es proporcional al área superficial de la masa líquida en contacto con el gas que le rodea y a la diferencia de presiones parciales entre las dos fases. Por lo tanto es conveniente producir la mayor área posible en forma de pequeñas gotas, por deslizamiento sobre la superficie de un material de relleno de gran área específica o haciendo burbujear el gas en el seno del líquido.

Para conseguir una diferencia de presiones parciales máximas hay que disminuir, tanto como sea posible, la presión parcial del gas a separar dentro de la fase gaseosa.

En los desgasificadores por aeración, empleados para eliminar el CO_2 de soluciones acuosas, se utiliza una corriente intensa de aire, mientras el agua resbala sobre el material de una columna de relleno o bien desciende a través de platos perforados. En las líneas de desmineralización es más usual emplear torres de relleno con las que se consigue descender la concentración de CO_2 en un 90 + 95 % (figura).

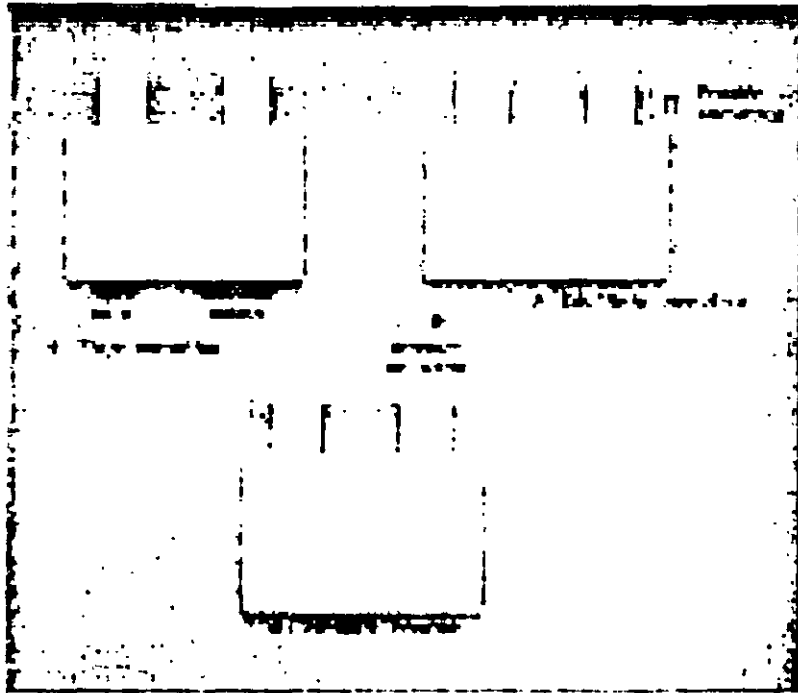


Figura. teoría de la ósmosis inversa. Si se dispone de agua pura separada de una solución salina por una membrana semipermeable (que deja pasar el agua fluye) hacia el compartimento de la solución hasta que se alcanza una presión hidrostática que es la medida de la presión osmótica b). Aplicando una sobrepresión ΔP c) superior a la presión osmótica Δ_{II} , se consigue hacer circular el agua en sentido inverso.

La eliminación del oxígeno del agua de aporte a calderas se puede realizar por desgasificación al vacío o por desgasificación térmica. Esta última es la más usual y se realiza generalmente mediante columnas de bandejas o por atomización del agua, alcanzándose concentraciones de oxígeno del orden de 0,005 ppm.

4.3.3. ÓSMOSIS INVERSA

La ósmosis es el fenómeno por el cual el disolvente de una solución pasa a través de una membrana (semipermeable) mientras los otros componentes o solutos no pueden atravesarla.

El fenómeno se ilustra bien con el montaje de la figura. Si hay agua pura a ambos lados de la membrana no existe flujo a través de ella porque el potencial químico es igual a ambos lados. Si en uno de los lados se añaden sales formando una solución, el agua circulará del lado del agua pura hacia el de mayor concentración, intentando igualar los potenciales químicos por el efecto de la diferencia de presiones *a*). Llegará un momento en que se pare el flujo. En este momento, la diferencia de altura entre las dos columnas líquidas corresponde a la presión osmótica de la solución *b*).

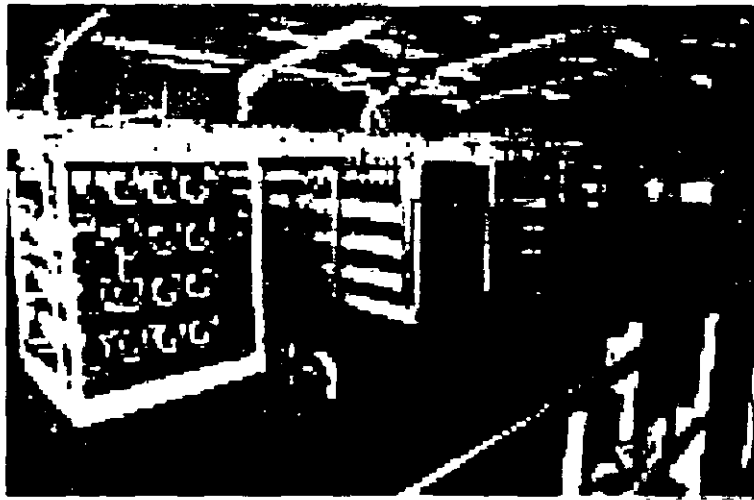


Figura. Planta de ósmosis inversa.

Si, a continuación, sobre la columna más elevada se sobrepone una presión exterior, el agua circulará en sentido inverso al anterior. El flujo inverso creado a través de la membrana mediante la sobrepresión, hará aumentar el volumen de agua pura a expensas de la solución. A este último fenómeno se le llama ósmosis inversa *c*).

El transporte se realiza a través de los poros de la membrana, que debe tener unas características fisicoquímicas determinadas para permitir el paso selectivo del agua y rechazar las sales disueltas.

El flujo de agua se expresa aproximadamente por.

$$Q_s = K_s (P - \Pi) S$$

donde P es la sobrepresión impuesta, Π es la presión osmótica y S la superficie de intercambio. K_s es una constante característica de la membrana de que se trate.

Sin embargo, como la membrana no es perfectamente semipermeable, la exclusión de la sal no es total y hay un pequeño flujo expresado por:

$$Q_s = K_s (C_1 - C_2) S$$

donde C_1 y C_2 son las concentraciones de sales a ambos lados de la membrana. K_s es nuevamente una constante característica de la membrana.

El flujo de agua se puede hacer aumentar incrementando la presión exterior aplicada, sin que esto represente mayor paso de sales. Por consiguiente, con mayor presión se obtiene una mayor calidad del agua producida. Sin embargo, la mayor presión significa un mayor coste de energía y el diseño de la instalación para conseguir y resistir esta mayor presión. Con el incremento de presión hay que controlar además que no se supera la carga superficial máxima. Para las aguas salobres se aplican presiones de 15 a 40 Kg/cm², y para el agua de mar de 55 a 80 Kg/cm² (figura).

La carga superficial es un parámetro operativo muy importante. Se refiere al caudal por unidad de superficie y se mide en m³/m².hr (o m/hr). Si se exceden los valores autorizados por el fabricante de membranas se aumentará la velocidad de ensuciamiento y al necesitar limpiezas más frecuentes se acortará la vida útil de la membrana, medida en unidades de tiempo (que suele ser una de las garantías de operación). Si las membranas no se limpian con la frecuencia debida, se irá obstruyendo la membrana con un deterioro relacionado exponencialmente con la carga superficial. La carga superficial excesiva crea, además, una sobreconcentración de sales junto a la membrana, conocida como polarización de la concentración, que puede provocar la precipitación de sales cuya solubilidad está sobrepasada, a pesar de que el valor medio de la concentración sea inferior. La polarización de la concentración sobre la membrana hace que la presión osmótica local sea mayor y demanda una mayor presión útil exterior.

Otro parámetro importante es la recuperación, o conversión, porcentual. La recuperación se define como:

$$C = 100 \times Q_p / Q_a$$

donde Q_p y Q_a son, respectivamente, los caudales de agua producto y de agua alimentada. Una recuperación del 60 % significa que de cada 100 m³ alimentados, 60 m³ pasan como producto y 40 m³ van al rechazo.

La recuperación está limitada por el contenido en sales incrustantes del agua. Una recuperación excesiva puede dejar atrás una solución rechazo demasiado sobrecargada, teniendo en cuenta que el punto crítico se halla en el extremo de salida del rechazo, que es donde alcanza la máxima concentración. Además debe quedar un caudal de descarga del rechazo suficiente para arrastrar la materia coloidal que pueda haber sin llegar a acumularse sobre las membranas.

Cuando se desean recuperaciones muy altas deben disponerse las membranas en serie de forma que el rechazo del primer grupo de membranas pase a tratamiento a un segundo grupo en serie, y a un tercero si hace falta (figura) Con una buena combinación de la disposición pueden optimizarse la calidad y recuperación de agua. Se define el rechazo de sales como:

$$R = 100 (C_a - C_p / C_a)$$

donde C_a , C_p son, respectivamente, las concentraciones de una sal en las corrientes de alimentación y de producto.

Para un cierto tipo de membrana en espiral de acetato de celulosa, operando a 28 kg/cm², los rechazos son:

ClNa	96%	SO ₄ Na	99,6%
NO ₃ Na	93,3%	SiO ₂	92,3%
Cl ₂ Ca	98,8%	CO ₂	0%
Cl ₃ Al	99,2%		

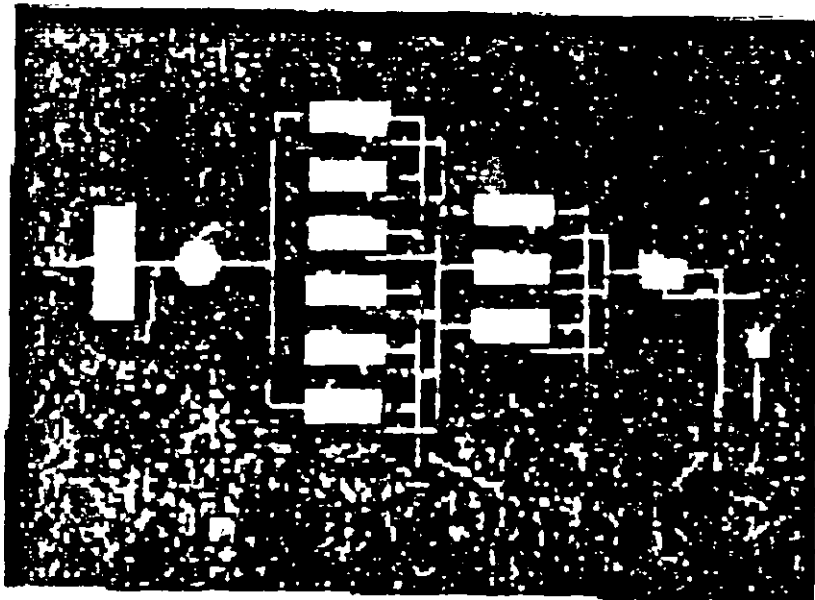


Figura. proceso de ósmosis inversa en tres etapas. Las unidades de fibra hueca logran una alta recuperación en un solo elemento pero la recuperación total esta limitada por razones hidráulicas. La recuperación total se puede aumentar mediante pasos multiples, hasta un 90% limitado por la calidad del agua.

Es interesante ver que el rechazo para las distintas sales crece con la carga de los iones ($SO_4^- > Cl^-; Al^{3+} > Ca^{2+} > Na^+$). los compuestos poco ionizados, ácidos y bases débiles, son poco o nada rechazados. los gases no son rechazados y atraviesan la membrana. los compuestos orgánicos de bajo peso molecular y no polarizados tienden a pasar; con peso molecular inferior a 200 casi todos pasan, pero el rechazo aumenta con el peso molecular, y las formas polimerizadas, que forman complejos, son rechazadas. También se rechazan las bacterias y virus.

En las membranas comerciales el paso de agua y de sales aumenta con la temperatura. los valores estándar se suelen indicar a una temperatura de 25 °C y las condiciones deben ajustarse a la temperatura real. Un sólo grado centígrado puede representar un aumento de caudal de hasta un 2 a 3%.

Se usan dos tipos básicos de membrana y dos tipos básicos de material para su fabricación. las membranas de acetato de celulosa resisten los productos oxidantes y se usan con aguas cloradas, pero hay que controlar el pH del agua para evitar su hidrólisis que limita su vida útil, y además se degradarían por el ataque microbiano justamente impedido por la cloración. las membranas de poliamida, por el contrario, resisten variaciones de pH pero son sensibles a la degradación por el cloro residual. Ambas se complementan en sus aplicaciones.

Las membranas pueden configurarse en forma tubular, con tubos de muy pequeño tamaño, o con un montaje en arrollamiento en espiral (figura). las membranas tubulares permiten empaquetamientos mayores de superficie por unidad de volumen, pero sufren más severamente el efecto del ensuciamiento que en los arrollamientos en espiral, por las mejores condiciones hidráulicas de operaciones de estas últimas.

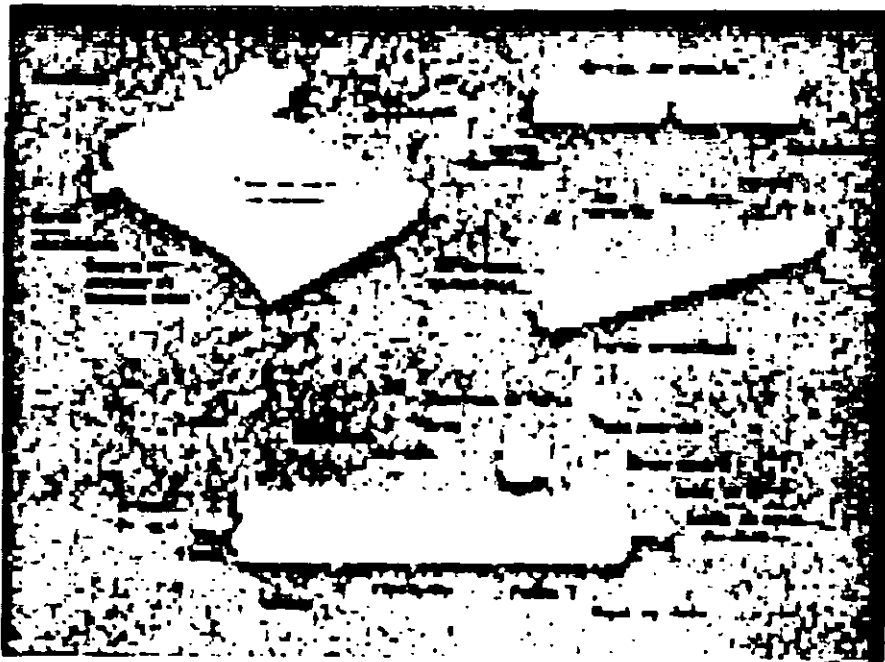


Figura. a) Configuración de una membrana en espiral y forma de empaquetamiento de elementos en un modulo a presión. b) Configuración de una membrana de fibra hueca.

4.3.4. ELETRODIALISIS

La electrodiálisis es un proceso de separación por membranas en el que éstas son selectivas y dejan pasar los iones pero no el agua. la solución salina se sitúa entre un par de membranas, aniónica y canónica, a través de la cual fluyen los iones bajo el campo eléctrico de una corriente directa, con lo cual el agua queda parcialmente desalinizada.

Su principal aplicación está en las aguas salobres de hasta unos 7,000 ppm de salinidad, ero su mayor competitividad está por debajo de los 2,000 ppm. Sin embargo el proceso sólo produce agua de unos 500 ppm A de salinidad remanente

y por su constitución no elimina las impurezas no iónicas, los iones inmovilizados en grandes moléculas o los coloides.

Las membranas suelen ser de poliestireno, con grupos sulfonados las canónicas y grupos amonio las aniónicas. Se construyen en láminas planas que contienen un 30 + 50 % de agua. Para mantener la electroneutralidad cada carga fija debe estar asociada con un ión de carga opuesta. Estos contraiones, que se pueden mover fácilmente, explican el transporte de la corriente eléctrica como iones migratorios. La semipermeabilidad no es perfecta pero su selectividad supera el 90 %.

El equipo de electrodiálisis consiste en una multitud de membranas aniónicas y canónicas dispuestas alternativamente. En un compartimiento agua se desaliniza y en los dos contiguos se concentra en iones (figura). Con el proceso reverso, en que cada 3 a 4 horas se cambia la polaridad de la corriente, se eliminan los depósitos que tienden a formarse sobre las membranas, sin embargo hay que controlar el ensuciamiento que se produce por coloides y polielectrólitos. los pretratamientos apropiados deben eliminar la materia coloidal y los óxidos de hierro y manganeso, como también el cloro, con carbón activo y sulfito sódico, que sinó atacaría a membrana.

Como en la ósmosis inversa, se minimiza la polarización reduciendo el espesor de la película estacionaria sobre la membrana, aumentando la turbulencia del agua circulante, aunque la mayor velocidad implica mayor pérdida de carga. El aumento de temperatura del agua disminuye la viscosidad y mejora la turbulencia y la velocidad de difusión de los iones, pero hay que tener en cuenta las limitaciones de temperatura que tienen as membranas.

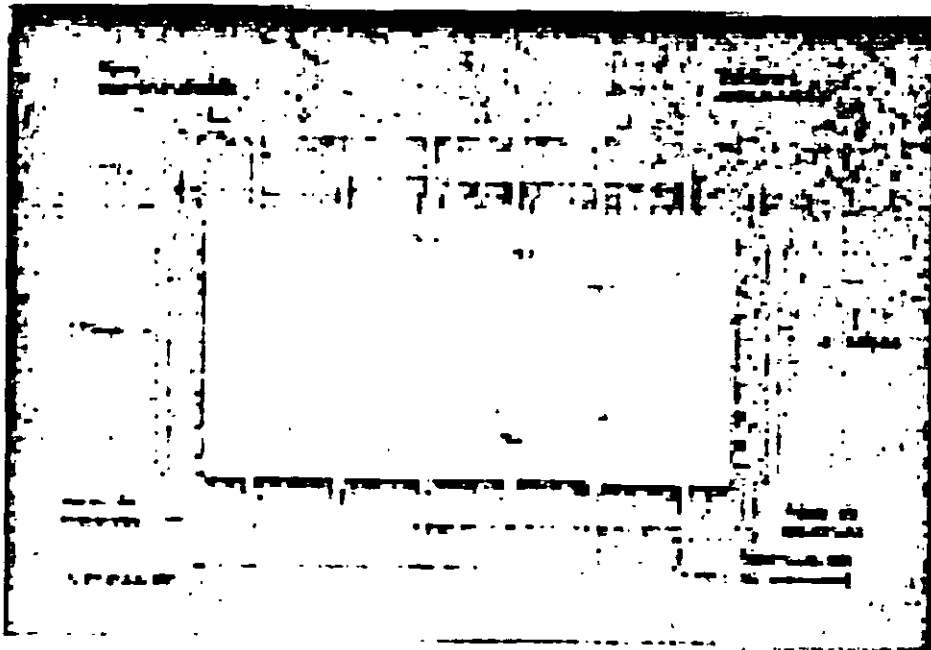


Figura. Proceso de electrodiálisis. La solución salina se alimenta en las secciones de paso, limitadas por membranas que por su especial estructura dejan pasar los

iones pero no el agua. Las secciones alternativas recogen y concentran estos iones en una salmuera recirculante.

4.3.5. PROCESOS DE DESTILACIÓN

Cuando el agua se calienta a su punto de ebullición pasa a la forma vapor mientras que todas las impurezas no volátiles permanecen en el recipiente de partida. Al pasar el vapor a través de una cámara de enfriamiento se condensa dando un agua destilada, más pura que la original. los gases disueltos pueden estar presentes en el destilado. En la práctica siempre tienen un pequeño arrastre de materia disuelta y coloidal. Pero es el único proceso que con seguridad elimina las bacterias, virus y pirógenos.

La destilación es un proceso caro por el consumo de energía en la evaporación y del agua fría en rara mejorar el rendimiento en el enfriamiento. Para mejorar el rendimiento energético del proceso se han desarrollado las técnicas de destilación multietapa, en que parte del calor latente de evaporación se recupera desde una etapa para suministrar calor a la siguiente en la cual el agua hierve a menor presión y por tanto menor temperatura, y de termocompresión, en que el vapor producido se comprime dando un vapor recalentado cuyo calor latente se recupera cediéndolo en el evaporador del agua (figura)

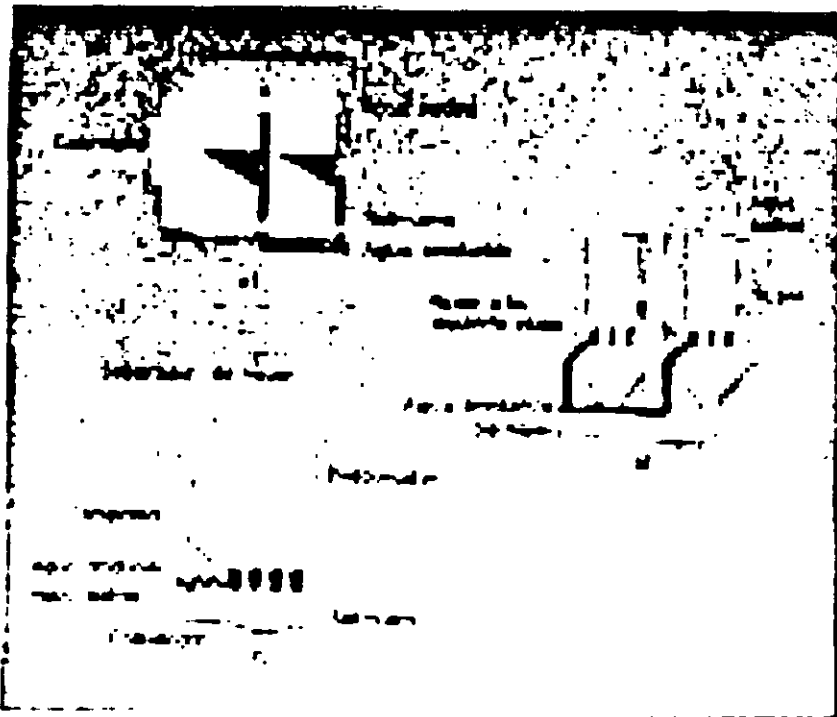


Figura. Proceso térmicos de desalinización a) destilación b) destilación multietapa c) termocompresión.

donde C_1 y C_2 son las concentraciones de sales a ambos lados de la membrana. K_s es nuevamente una constante característica de la membrana.

El flujo de agua se puede hacer aumentar incrementando la presión exterior aplicada, sin que esto represente mayor paso de sales. Por consiguiente, con mayor presión se obtiene una mayor calidad del agua producida. Sin embargo, la mayor presión significa un mayor coste de energía y el diseño de la instalación para conseguir y resistir esta mayor presión. Con el incremento de presión hay que controlar además que no se supera la carga superficial máxima. Para las aguas salobres se aplican presiones de 15 a 40 Kg/cm², y para el agua de mar de 55 a 80 Kg/cm² (figura).

La carga superficial es un parámetro operativo muy importante. Se refiere al caudal por unidad de superficie y se mide en m³/m².hr (o m/hr). Si se exceden los valores autorizados por el fabricante de membranas se aumentará la velocidad de ensuciamiento y al necesitar limpiezas más frecuentes se acortará la vida útil de la membrana, medida en unidades de tiempo (que suele ser una de las garantías de operación). Si las membranas no se limpian con la frecuencia debida, se irá obstruyendo la membrana con un deterioro relacionado exponencialmente con la carga superficial. La carga superficial excesiva crea, además, una sobreconcentración de sales junto a la membrana, conocida como polarización de la concentración, que puede provocar la precipitación de sales cuya solubilidad está sobrepasada, a pesar de que el valor medio de la concentración sea inferior. La polarización de la concentración sobre la membrana hace que la presión osmótica local sea mayor y demanda una mayor presión útil exterior.

Otro parámetro importante es la recuperación, o conversión, porcentual. la recuperación se define como:

$$C = 100 \times Q_p / Q_a$$

donde Q_p y Q_a son, respectivamente, los caudales de agua producto y de agua alimentada. Una recuperación del 60 % significa que de cada 100 m³ alimentados, 60 m³ pasan como producto y 40 m³ van al rechazo.

La recuperación está limitada por el contenido en sales incrustantes del agua. Una recuperación excesiva puede dejar atrás una solución rechazo demasiado sobrecargada, teniendo en cuenta que el punto crítico se halla en el extremo de salida del rechazo, que es donde alcanza la máxima concentración. Además debe quedar un caudal de descarga del rechazo suficiente para arrastrar la materia coloidal que pueda haber sin llegar a acumularse sobre las membranas.

Cuando se desean recuperaciones muy altas deben disponerse las membranas en serie de forma que el rechazo del primer grupo de membranas pase a tratamiento a un segundo grupo en serie, y a un tercero si hace falta (figura) Con una buena combinación de la disposición pueden optimizarse la calidad y recuperación de agua. Se define el rechazo de sales como:

$$R = 100 (C_a - C_p / C_a)$$

donde C_a , C_p son, respectivamente, las concentraciones de una sal en las corrientes de alimentación y de producto.

Para un cierto tipo de membrana en espiral de acetato de celulosa, operando a 28 kg/cm², los rechazos son:

ClNa	96%	SO ₄ Na	99,6%
NO ₃ Na	93,3%	SiO ₂	92,3%
Cl ₂ Ca	98,8%	CO ₂	0%
Cl ₃ Al	99,2%		

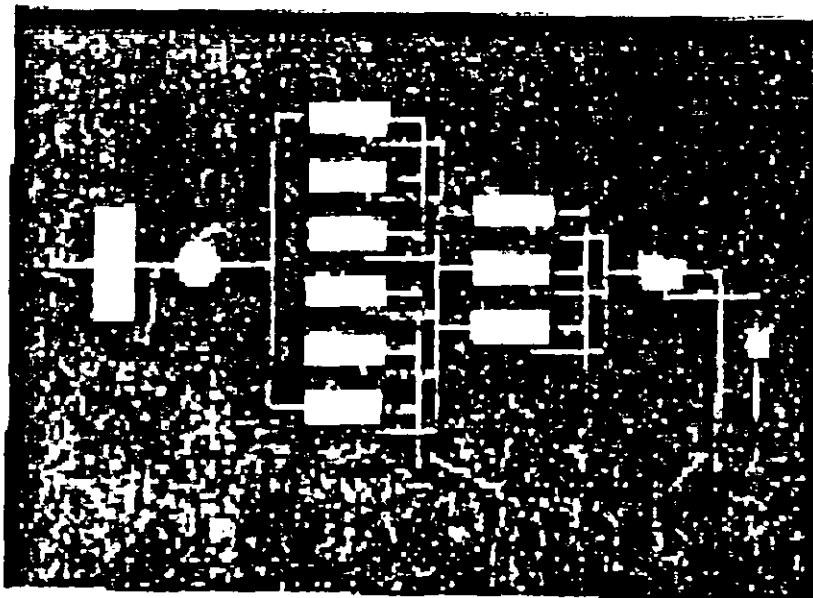


Figura. proceso de ósmosis inversa en tres etapas. Las unidades de fibra hueca logran una alta recuperación en un solo elemento pero la recuperación total esta limitada por razones hidráulicas. La recuperación total se puede aumentar mediante pasos multiples, hasta un 90% limitado por la calidad del agua.

Es interesante ver que el rechazo para las distintas sales crece con la fuerza de los iones ($SO_4^- > Cl^-; Al^{3+} > Ca^{2+} > Na^+$). los compuestos poco ionizados, ácidos y bases débiles, son poco o nada rechazados. los gases no son rechazados y atraviesan la membrana. los compuestos orgánicos de bajo peso molecular y no polarizados tienden a pasar; con peso molecular inferior a 200 casi todos pasan, pero el rechazo aumenta con el peso molecular, y las formas polimerizadas, que forman complejos, son rechazadas. También se rechazan las bacterias y virus.

En las membranas comerciales el paso de agua y de sales aumenta con la temperatura. los valores estándar se suelen indicar a una temperatura de 25 °C y las condiciones deben ajustarse a la temperatura real. Un sólo grado centígrado puede representar un aumento de caudal de hasta un 2 a 3%.

Se usan dos tipos básicos de membrana y dos tipos básicos de material para su fabricación. las membranas de acetato de celulosa resisten los productos oxidantes y se usan con aguas cloradas, pero hay que controlar el pH del agua para evitar su hidrólisis que limita su vida útil, y además se degradarían por el ataque microbiano justamente impedido por la cloración. las membranas de poliamida, por el contrario, resisten variaciones de pH pero son sensibles a la degradación por el cloro residual. Ambas se complementan en sus aplicaciones.

Las membranas pueden configurarse en forma tubular, con tubos de muy pequeño tamaño, o con un montaje en arrollamiento en espiral (figura). las membranas tubulares permiten empaquetamientos mayores de superficie por unidad de volumen, pero sufren más severamente el efecto del ensuciamiento que en los arrollamientos en espiral, por las mejores condiciones hidráulicas de operaciones de estas últimas.



Figura. a) Configuración de una membrana en espiral y forma de empaquetamiento de elementos en un modulo a presión. b) Configuración de una membrana de fibra hueca.

4.3.4. ELETRODIALISIS

La electrodiálisis es un proceso de separación por membranas en el que éstas son selectivas y dejan pasar los iones pero no el agua. la solución salina se sitúa entre un par de membranas, aniónica y canónica, a través de la cual fluyen los iones bajo el campo eléctrico de una corriente directa, con lo cual el agua queda parcialmente desalinizada.

Su principal aplicación está en las aguas salobres de hasta unos 7,000 ppm de salinidad, ero su mayor competitividad está por debajo de los 2,000 ppm. Sin embargo el proceso sólo produce agua de unos 500 ppm A de salinidad remanente

y por su constitución no elimina las impurezas no iónicas, los iones inmobilizados en grandes moléculas o los coloides.

Las membranas suelen ser de poliestireno, con grupos sulfonados las canónicas y grupos amonio las aniónicas. Se construyen en láminas planas que contienen un 30 + 50 % de agua. Para mantener la electroneutralidad cada carga fija debe estar asociada con un ión de carga opuesta. Estos contraiones, que se pueden mover fácilmente, explican el transporte de la corriente eléctrica como iones migratorios. La semipermeabilidad no es perfecta pero su selectividad supera el 90 %.

El equipo de electrodiálisis consiste en una multitud de membranas aniónicas y canónicas dispuestas alternativamente. En un compartimento agua se desaliniza y en los dos contiguos se concentra en iones (figura). Con el proceso reverso, en que cada 3 a 4 horas se cambia la polaridad -de la corriente, se eliminan los depósitos que tienden a formarse sobre las membranas, sin embargo hay que controlar el ensuciamiento que se produce por coloides y polielectrólitos. los pretratamientos apropiados deben eliminar la materia coloidal y los óxidos de hierro y manganeso, como también el cloro, con carbón activo y sulfito sódico, que sinó atacaría a membrana.

Como en la ósmosis inversa, se minimiza la polarización reduciendo el espesor de la película estacionaria sobre la membrana, aumentando la turbulencia del agua circulante, aunque la mayor velocidad implica mayor pérdida de carga. El aumento de temperatura del agua disminuye la viscosidad y mejora la turbulencia y la velocidad de difusión de los iones, pero hay que tener en cuenta las limitaciones de temperatura que tienen as membranas.

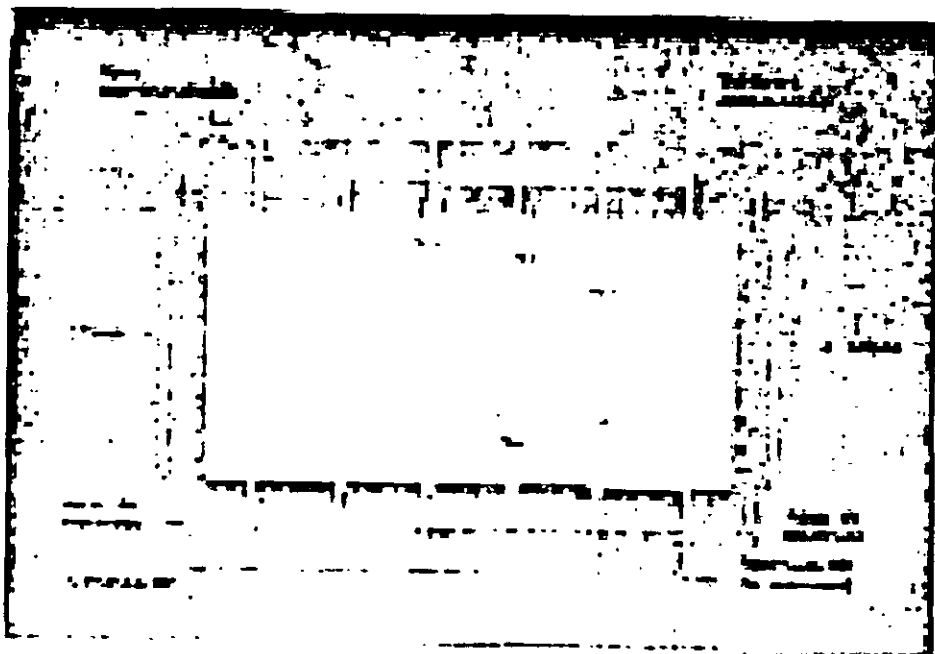


Figura. Proceso de electrodiálisis. La solución salina se alimenta en las secciones de paso, limitadas por membranas que por su especial estructura dejan pasar los

iones pero no el agua. Las secciones alternativas recogen y concentran estos iones en una salmuera recirculante.

4.3.5. PROCESOS DE DESTILACIÓN

Cuando el agua se calienta a su punto de ebullición pasa a la forma vapor mientras que todas las impurezas no volátiles permanecen en el recipiente de partida. Al pasar el vapor a través de una cámara de enfriamiento se condensa dando un agua destilada, más pura que la original. los gases disueltos pueden estar presentes en el destilado. En la práctica siempre tienen un pequeño arrastre de materia disuelta y coloidal. Pero es el único proceso que con seguridad elimina las bacterias, virus y pirógenos

La destilación es un proceso caro por el consumo de energía en la evaporación y del agua fría en rara mejorar el rendimiento en el enfriamiento. Para mejorar el rendimiento energético del proceso se han desarrollado las técnicas de destilación multietapa, en que parte del calor latente de evaporación se recupera desde una etapa para suministrar calor a la siguiente en la cual el agua hierve a menor presión y por tanto menor temperatura, y de termocompresión, en que el vapor producido se comprime dando un vapor recalentado cuyo calor latente se recupera cediéndolo en el evaporador del agua (figura)

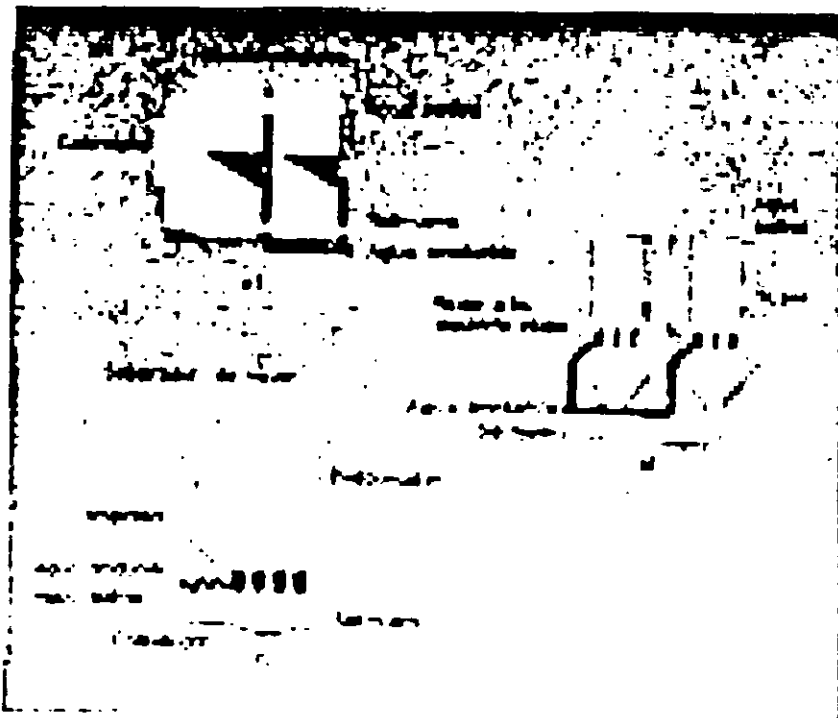


Figura. Proceso térmicos de desalinización a) destilación b) destilación multietapa c) termocompresión.

En la mayoría de los casos, después de los dispositivos de entrada y salida se colocan mamparas, en los primeros para prevenir los circuitos cortos y distribuir el flujo lateral y verticalmente, y en los segundos para la retención de natas.

Las mamparas se instalan aproximadamente de 0.6 a 0.9 m al frente de la entrada, sumergidas de 0.45 a 0.6 m, con el borde a 0.05 m bajo la superficie del agua, para permitir que las natas pasen sobre ellas.

Las mamparas de retención de natas, se extienden de 15 a 30 cm bajo la superficie del agua.

Otro factor importante en los sedimentadores es el tiempo de retención, el cual para los sedimentadores rectangulares debe ser de 60 a 180 minutos.

Sedimentadores circulares

Los sedimentadores de este tipo están formados por tanques circulares (Fig. 5.21) con las siguientes dimensiones:

- Diámetro. Se debe limitar a diámetros entre 3.6 – 60 m siendo valores típicos 12 a 45 m.
- Profundidad. Se recomienda que sea mínimo de 2.1 m. Otros autores mencionan un rango de 3 a 5 m.

Los sedimentadores circulares de acuerdo a su alimentación pueden ser de dos tipos:

Sedimentadores de alimentación central.

En este tipo, la alimentación se realiza por medio de un tubo horizontal sumergido desde la pared al centro del tanque, o por un sifón invertido localizado bajo el piso del tanque. Las mamparas de entrada deberán tener diámetros del 10 al 20% del diámetro del tanque y se deberán extender de 0.9 a 1.8 m bajo la superficie del agua.

En la salida del tanque, regularmente se instalan vertedores triangulares en la periferia del tanque, en la parte de enfrente de estos se colocan mamparas con el objeto de retener la nata flotante. Estas mamparas se extienden de 20 a 30 cm bajo la superficie del agua.

Sedimentación de alimentación periférica.

En este tipo de sedimentadores las aguas residuales se introducen alrededor de su borde exterior. Las mamparas se extienden a 1 ó 2 m bajo la superficie del agua, para impedir circuitos cortos.

La salida del sedimentador está localizada en el centro, estando constituida por un canal circular que conduce las aguas a un punto de descarga.

El tiempo de retención recomendado para este tipo de sedimentadores es de mínimo 1.5 horas.

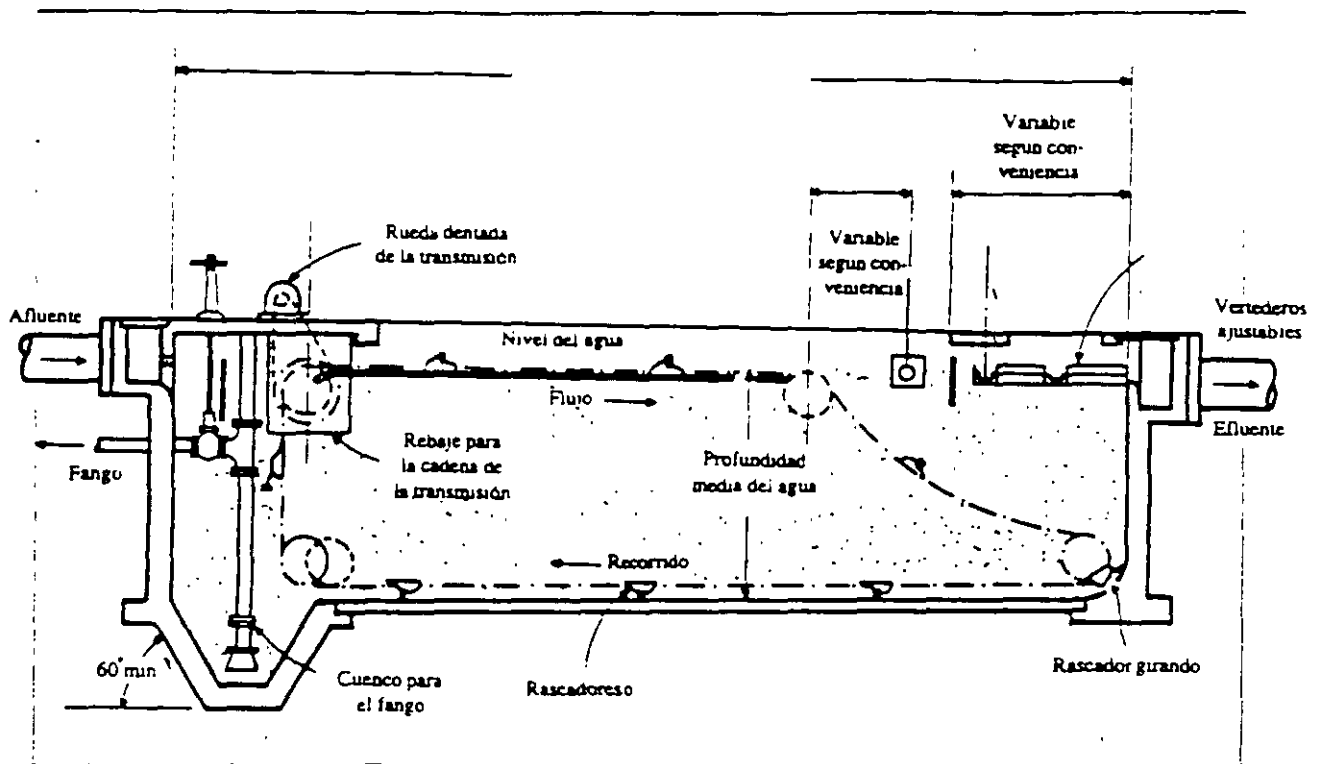


Figura 5.20 Tanque de sedimentación primaria rectangular (Link-Belt).

Sedimentadores rectangulares

Los sedimentadores de este tipo están constituidos por tanques de forma rectangular como el que se muestra en la Figura 5.20 los cuales tienen las siguientes dimensiones:

- Ancho. Los sedimentadores rectangulares generalmente tienen anchos entre 1.5 y 6 m. Los anchos mayores a 6 m, presentan problemas para mecanismos de remoción de lodos.
- Longitud. El sedimentador rectangular eficiente, debe tener una longitud proporcional a su ancho. Tal relación debe ser tan pequeña como sea posible, se recomienda una relación de 1:3 a 1:5.
- Profundidad. La profundidad no debe ser mayor de 3 m. Se considera que los sedimentadores con equipo mecánico para remoción de sedimentos, deben tener una profundidad mínima de 2.1 m.

En los sedimentadores rectangulares es importante diseñar adecuadamente los dispositivos de entrada y salida al tanque, para lograr un mínimo de turbulencia y la distribución uniforme del flujo.

Dispositivos de entrada y salida al sedimentador

Estos dispositivos generalmente están constituidos por:

- Tubos de entrada. Estos tubos están distribuidos uniformemente espaciados en el tanque, con codos hacia arriba o descargando horizontalmente contra un deflector.
- Deflectores perforados.
- Escumamiento sumergido.
- Canal con orificios uniformemente espaciados.
- Vertedor de demasías. Es un dispositivo de salida, generalmente constituido por vertedores triangulares tipo "v" de dientes de sierra, los cuales vierten a un canal que conduce al agua hacia el punto de descarga. La carga sobre el vertedor, deberá restringirse a $185 \text{ m}^3/\text{día m lineal}$, para prever flujos excesivos.

Los clarificadores secundarios son sistemas utilizados en el tratamiento secundario químico para la eliminación de los flocos formados.

3. Tanques de sedimentación primaria

La sedimentación se lleva a cabo en tanques de forma rectangular o circular, con dispositivos mecánicos de recolección y extracción de lodos.

La eficiencia de los tanques de sedimentación depende en general de los siguientes factores:

- Características de los efluentes.
- Tamaño de partículas.
- Temperatura.
- Velocidad de sedimentación.
- Densidad de partículas.
- Fluctuaciones de flujo.
- Pretratamiento.
- Área superficial del tanque.
- Coeficiente de rebosamiento.
- Tiempo de retención.
- Profundidad del tanque.
- Dispositivos de entrada y salida.
- Efecto de pared.
- Número de mamparas.
- Remoción de lodos.
- Operaciones de limpieza.
- Velocidad del viento.

Son dos los tipos de sedimentadores generalmente usados en las plantas de tratamiento: rectangulares y circulares.

Sedimentación

La sedimentación es la separación de partículas suspendidas más pesadas que el agua, mediante la acción de la gravedad. El proceso de sedimentación se basa en la diferencia de gravedad específica entre el material sedimentable y el agua, por consiguiente, cualquier factor que afecte tal característica afectará la velocidad de sedimentación.

Cuando en una agua residual los sólidos (suspendidos y sedimentados) se separan mediante la acción de la gravedad y la agregación natural de las partículas, la operación recibe el nombre de "sedimentación simple". Si se agregan productos químicos o de otra naturaleza para provocar o favorecer la agregación y asentamiento de la materia finalmente dividida y sustancias coloidales, la operación recibe el nombre de "coagulación". En el caso de agregar productos químicos para separar de la solución las impurezas disueltas, la operación se describe como "precipitación química".

La sedimentación puede efectuarse por cuatro mecanismos principales, de acuerdo a la concentración de sólidos y su tendencia a interactuar entre sí:

a) Sedimentación de partículas discretas.

Este mecanismo se presenta en una suspensión con baja concentración de sólidos. Las partículas sedimentan como entidades individuales y hay interacción significativa entre ellas.

b) Sedimentación de partículas floculantes.

En este caso las partículas coalescen o floculan durante la operación de sedimentación. Al coalescer, las partículas aumentan su masa y su tasa de sedimentación.

c) Sedimentación zonal.

Este tipo de sedimentación ocurre en suspensiones de concentración intermedia, donde las fuerzas entre las partículas son suficientes para unir la sedimentación de partículas vecinas. Las partículas tienden a permanecer en posiciones fijas entre sí y la masa de partículas sedimenta como una unidad.

d) Sedimentación por compresión.

Este mecanismo de sedimentación ocurre cuando las partículas están en tal concentración, que se forma una estructura y la sedimentación ocurre únicamente por compresión de la estructura. La compresión tiene lugar debido al peso de las partículas, el cual aumenta constantemente por la sedimentación del licor sobrenadante. Este tipo de sedimentación ocurre usualmente en las capas bajas de los lodos sedimentados.

La sedimentación debe ser considerada en el tratamiento de los residuos industriales sólo cuando éstos están combinados con descargas domésticas, o contienen un alto porcentaje de sólidos suspendidos sedimentables, como en el caso de los residuos de industrias de papel, envasado de alimentos, lavado de cartón, etc.

La sedimentación se realiza en tanques de diversas formas y diseños, los cuales de acuerdo a su diseño y operación se pueden clasificar en:

- Tanques sépticos.
- Tanques de dos pisos (tipo Imhoff).
- Tanques de sedimentación simple con eliminación mecánica de lodos.
- Clarificadores secundarios con eliminación mecánica de lodos.

Los tanques sépticos y los tanques de dos pisos (tipo Imhoff) son utilizados como tratamiento único de las aguas residuales municipales, en los cuales los sólidos (suspendidos y sedimentables) se sedimentan y son degradados en el mismo sistema por vía biológica.

Los tanques de sedimentación simple son los que comúnmente se conocen como sedimentadores primarios o clarificadores primarios, los cuales son utilizados en el tratamiento primario de las aguas residuales.

Neutralización de aguas residuales alcalinas.

En principio, cualquier ácido fuerte puede usarse para neutralizar las aguas residuales alcalinas, únicamente las consideraciones de costo pueden limitar la elección entre el H_2SO_4 (de uso común) y el HCl. Las reacciones son casi instantáneas, y el procedimiento para determinar la dosis necesaria de reactivo es similar a la neutralización de descargas ácidas, graficando curvas de neutralización.

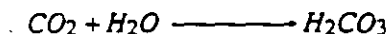
También se pueden usar los gases de combustión que contengan más del 14% de CO_2 para neutralizar las aguas residuales alcalinas. Al burbujear el CO_2 en las aguas residuales forma ácido carbónico, el cual reacciona con la base. La reacción es lenta pero suficiente cuando no se desea ajustar el pH cercano a 7 u 8. El equipo necesario para utilizar los gases de combustión como neutralizantes, generalmente consiste de un soplador en la chimenea, una línea para transportar los gases hasta el sitio de tratamiento, un filtro para remover los gases, el azufre y las partículas de carbón no quemadas, y un difusor de gas para burbujear el gas en el agua residual.

También si el CO_2 proviene de los gases de combustión de diesel, será necesario filtrar los gases para eliminar azufre y partículas, aplicándose posteriormente al agua mediante difusores. Si las aguas residuales tienen altos contenidos de azufre, puede formarse ácido sulfhídrico, que debe controlarse para evitar problemas de olores desagradables.

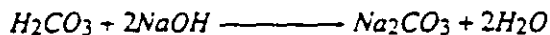
El CO_2 también se puede obtener comercialmente, con algunas ventajas sobre el CO_2 de los gases de combustión, sobre todo en lo que se refiere a la pureza y sencillez para su aplicación. Por otro lado, tiene la desventaja de su alto costo, sobre todo cuando se tienen grandes volúmenes de agua residual.

Otra posibilidad para neutralizar pequeños volúmenes de agua es aprovechar el CO_2 de la atmósfera; para esto se construyen pequeñas lagunas de retención en las que el agua residual puede permanecer el tiempo necesario para que ocurra la reacción de neutralización.

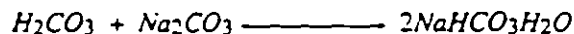
Las reacciones de neutralización con CO_2 son las siguientes:



gas de combustión + agua residual \longrightarrow ácido carbónico



ácido carbónico + desecho cáustico del agua \longrightarrow soda caústica



exceso de ácido + soda caústica \longrightarrow bicarbonato de sodio
carbónico en el desecho en el desecho

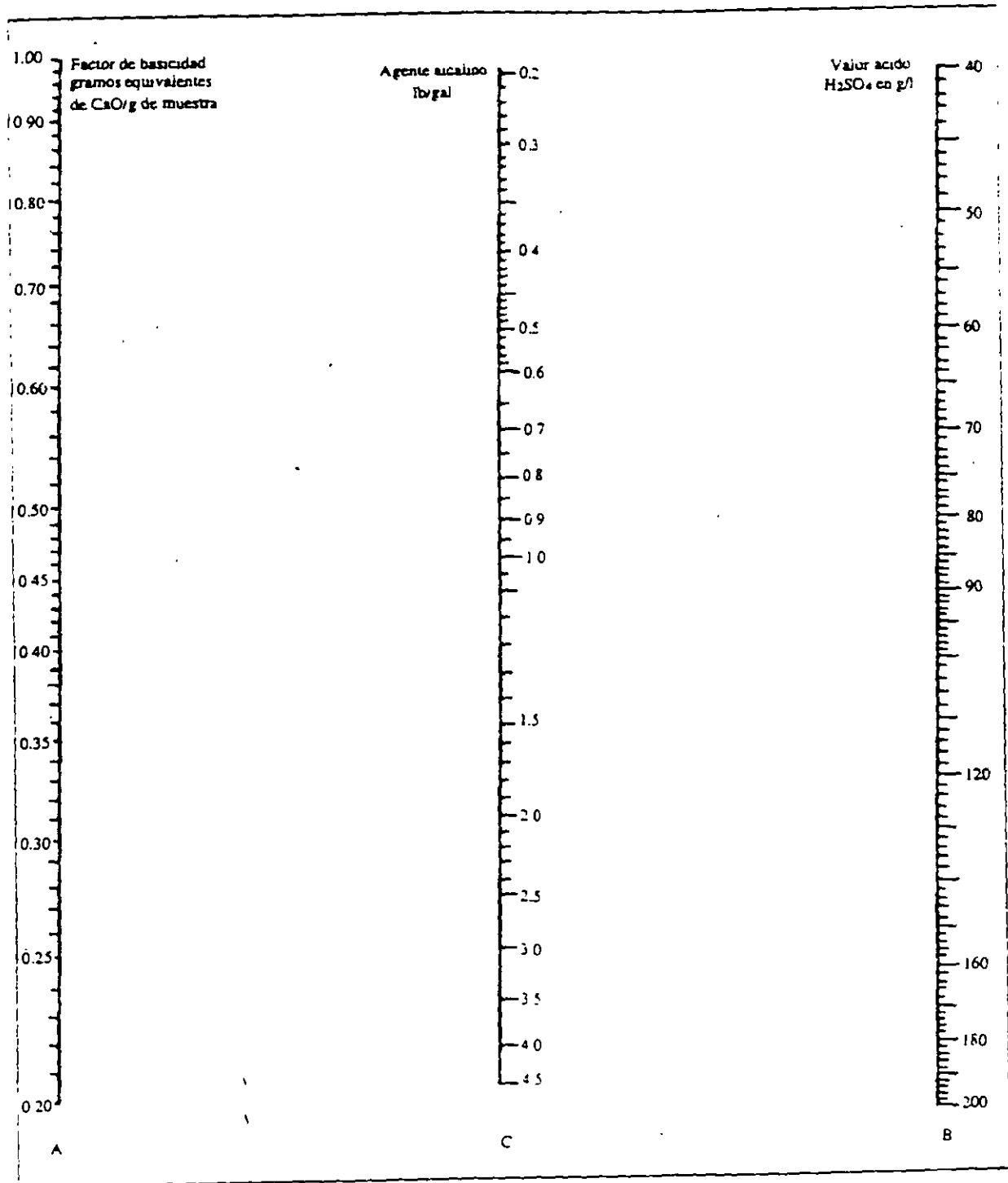
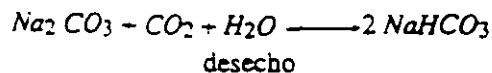
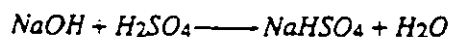


Fig. 5.14 Nomograma para determinar la cantidad de agente alcalino en la neutralización de desechos ácidos.
Fuente: Liquid Waste of Industry. Nemerov, N.L. 1971.



La neutralización de desechos con ácido sulfúrico usando hidróxido de sodio da lugar a las siguientes reacciones:



En estas dos últimas reacciones los productos finales dependen del pH final deseado, por ejemplo, en un tratamiento con un pH final de 6.0 se forma NaHSO_4 y con un pH final de 8.0 se tiene Na_2SO_4 .

El método de neutralización con amoníaco es menos empleado y no se comenta en este trabajo.

Factor de basicidad.

El factor de basicidad es un dato importante para elegir un agente neutralizante. Hook proporciona un método para calcular este factor y un nomograma para calcular la cantidad de reactivo necesario por volúmenes de agua residual a tratar. El método consiste en determinar el valor ácido titulando 5 ml de muestra de ácido sulfúrico del desecho con un exceso de NaOH 0.5 N y titulando HCl 0.5 N hasta el punto de la fenolftaleína.

El factor de basicidad de la cal (agente neutralizante) se determina titulando 1 g de muestra de agente alcalino con un exceso de HCl 0.5 N, hirviendo la muestra por 15 min y titulando con NaOH 0.5 N a la fenolftaleína.

El valor ácido (línea B) y el factor de basicidad (línea A) se conectan en el nomograma de la figura 5.49 para encontrar la cantidad de agente alcalino necesario por volumen de desecho ácido.

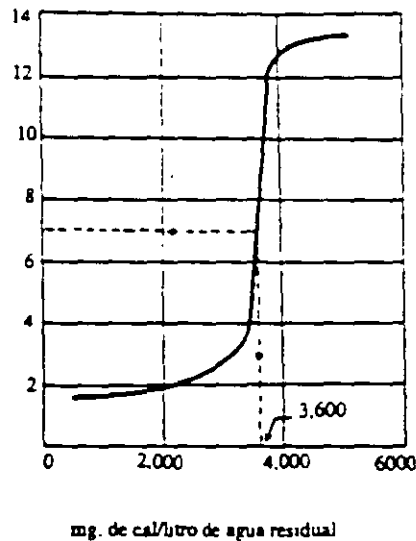


Fig. 5.12 Curva típica de neutralización de un agua residual industrial.

En la vecindad del punto de neutralización el pH es extremadamente sensible a pequeñas cantidades de cal, variando en una operación ordinaria de un sistema de lechada de cal con una tasa de velocidad de una unidad de pH por minuto. También la variación en el flujo de entrada complica la operación del proceso.

Hidróxido de sodio o sosa cáustica.

El hidróxido de sodio (NaOH) y la sosa cáustica (Na₂CO₃) en soluciones concentradas, pueden ser utilizados para la neutralización de las aguas residuales ácidas, obteniéndose resultados rápidos pero con un mayor costo, en comparación con la piedra caliza o la cal

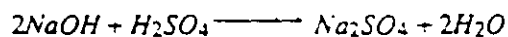
Las ventajas de este método son:

- Se requiere menor cantidad de reactivos que con los otros métodos ya que su poder de neutralización es mayor que la cal y la piedra caliza.

- Los productos de la reacción son solubles y no aumentan la dureza de las aguas que reciben el efluente.

Este método es adaptable a pequeños volúmenes con tratamiento intermitente (o batch). Para grandes volúmenes se requiere equipo especial, como tanques de almacenamiento especiales para los reactivos, con bombas de velocidad múltiple para la adición directa del alcali al flujo de los desechos ácidos.

Las reacciones típicas de neutralización con estos reactivos son las siguientes:



Cuando se emplea hidróxido de sodio (NaOH) como neutralización para aguas residuales ácidas carbónicas y sulfúricas ocurren las siguientes reacciones:

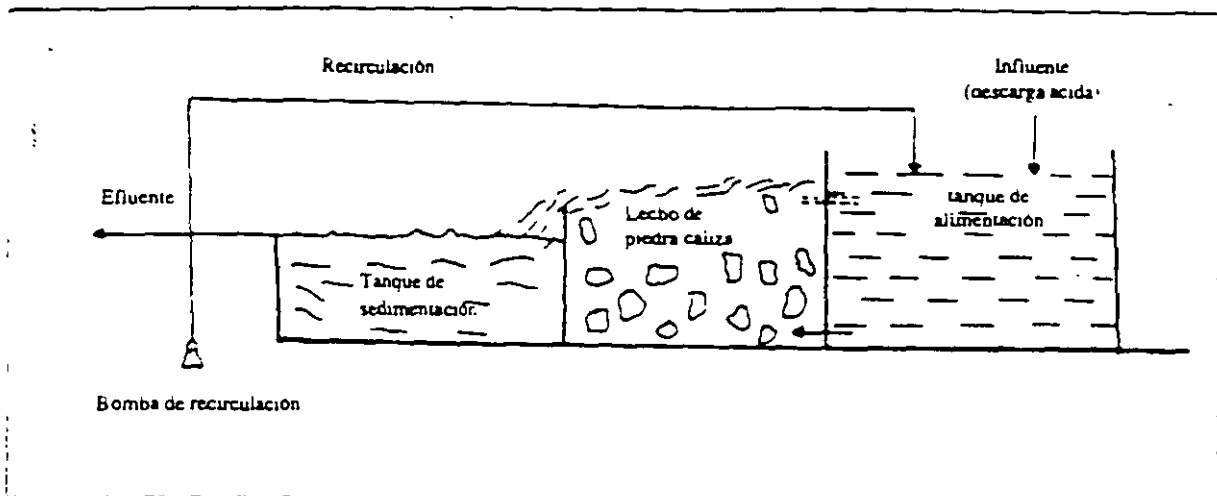


Fig. 5.17 Sistema de neutralización con piedra caliza y flujo ascendente.

Lechada de cal.

Es un método efectivo para la neutralización de los desechos ácidos, la lechada de cal es el reactivo más usado por su bajo costo. La reacción es similar a la que se tiene con lechos de piedra caliza. Normalmente se usa en tratamiento continuo, de modo que los productos de la reacción son arrastrados por el efluente. Los resultados son generalmente eficientes cuando el pH del agua residual es menor de 4.5; para desechos altamente ácidos es conveniente hacer la neutralización en dos etapas, la primera para elevar el pH al valor deseado en el efluente. Algunas veces será conveniente aplicar una tercera etapa.

La reacción de neutralización con lechada de cal es la siguiente:



El control automático del proceso no es simple, debido a que la relación entre el pH y la cantidad de lechada de cal añadida no es lineal, particularmente en la vecindad del punto de neutralización (pH = 7). Esto se aprecia mejor en una curva de neutralización de una muestra de agua residual como la de la Figura 5.18

Neutralización de aguas residuales ácidas.

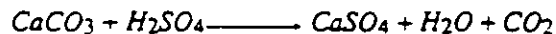
Los métodos más comúnmente empleados para la neutralización de los desechos ácidos son:

- Lechos de piedra caliza.
- Lechada de cal.
- Uso de sosa cáustica (NaOH).
- Uso de carbonato de sodio (soda cáustica)

Lechos de piedra caliza.

Este es uno de los métodos de neutralización más antiguos (1943). El agua residual se pasa a través de lechos de piedra caliza con flujo ascendente o descendente. La neutralización se efectúa por la reacción de la cal con el ácido, produciéndose una sal de calcio y bióxido de carbono, la reacción termina cuando a la piedra caliza se le agota la cal activa.

Cuando se trata de aguas residuales que contienen ácido sulfúrico, este debe estar en concentraciones menores de 0.6%, para poder ser neutralizadas por este método, debido a que la reacción de la cal en un exceso de ácido precipita el sulfato de calcio, el cual por su baja solubilidad, llega a cubrir la piedra inactivándola. Además, la alta producción de bióxido de carbono genera problemas de espuma. La reacción de neutralización del ácido sulfúrico con la piedra caliza es la siguiente:



Para este tipo de aguas residuales, se recomienda utilizar columnas de neutralización de flujo ascendente, las cuales ayudan a la remoción del sulfato de calcio formado y la expulsión del bióxido de carbono es mejor.

En los sistemas de neutralización de flujo descendente existen problemas para la expulsión del bióxido de carbono, ya que este se realiza en dirección opuesta al flujo, por esta razón la velocidad hidráulica máxima que se puede trabajar en estos sistemas es de 50 gal/h ft². En este tipo de sistema se puede utilizar recirculación del efluente. En la figura 5.17 se presenta el diagrama de un sistema de neutralización de flujo ascendente.

La disponibilidad de piedra caliza puede ser decisiva para emplear este método de neutralización, ésta se debe reemplazar cada cierto tiempo, que depende de la cantidad y calidad del agua residual. Cuando la descarga es extremadamente ácida, llega a formarse espuma, especialmente si contiene materia orgánica.

La presencia de metales como fierro y aluminio en el agua residual, reduce la efectividad de la piedra caliza por la precipitación de hidróxidos. Finalmente, si se aumenta la dilución del ácido en el agua residual, se necesita un mayor tiempo de residencia para la neutralización.

residuales (domésticas e industriales). Generalmente se tienen especificaciones del pH que deben tener las descargas que van al drenaje municipal para evitar problemas en las plantas de tratamiento.

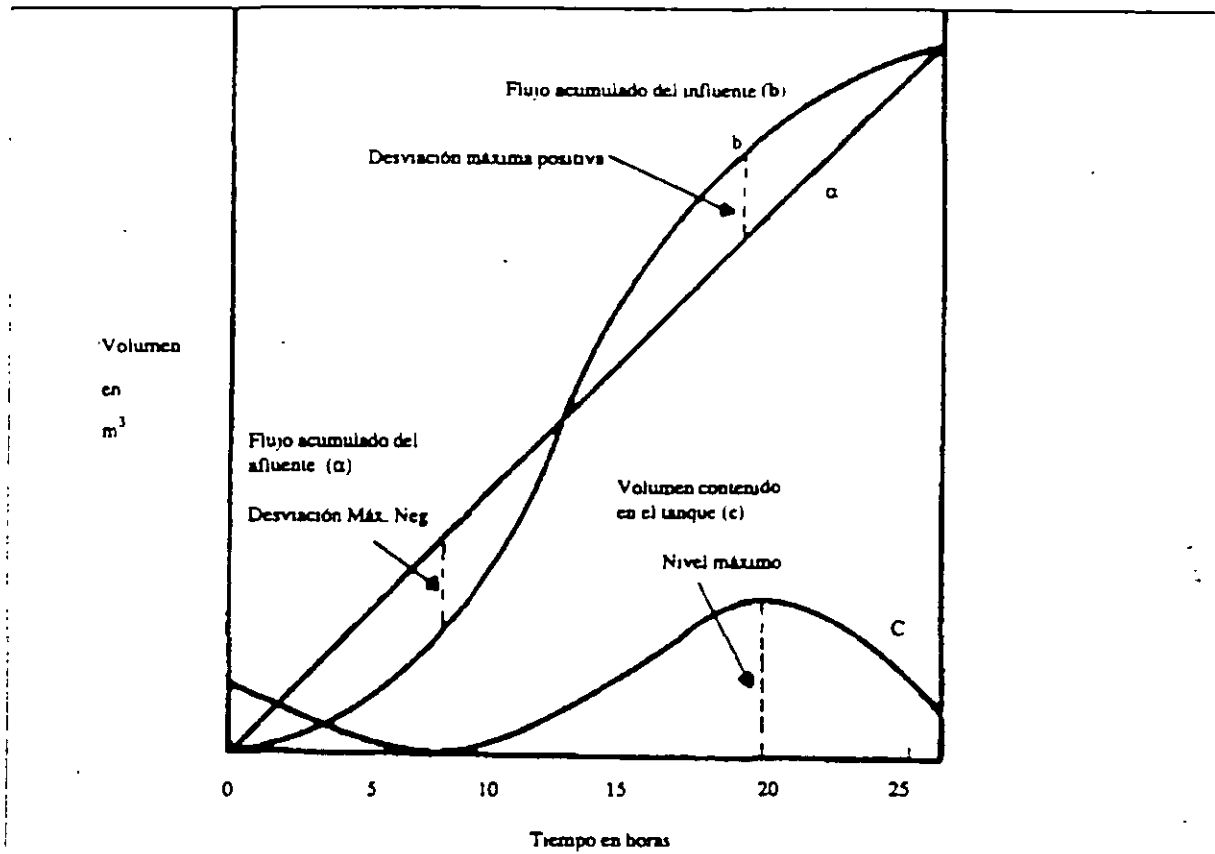


Figura 5.16: Variación del flujo acumulado.

– Antes de los tratamientos químicos o biológicos. En los tratamientos biológicos el pH se debe mantener en un rango de 6.5 a 8.5 para optimizar la actividad biológica. El proceso biológico en sí mismo proporciona una neutralización o una capacidad amortiguadora del pH como resultado de la producción de CO_2 , el cual forma carbonatos y bicarbonatos en solución. El grado de preneutralización necesario para los tratamientos biológicos depende de dos factores: La alcalinidad ó acidez presentes en el agua residual, y la DBO (mg/l) degradada en el tratamiento biológico.

Métodos de neutralización

Los métodos de neutralización de las aguas residuales más comunes son:

- Homogenización. Este método consiste en mezclar descargas ácidas con alcalinas que estén disponibles en la planta.
- Métodos directos para el control del pH. Se basan en la adición de ácidos o bases para neutralizar las descargas alcalinas o ácidas. En este tema se presentan los métodos directos de la neutralización.

El valor que corresponde a la curva (c) en el tiempo cero indica el volumen de agua que deberá tener el tanque al iniciar la operación (tiempo cero), de tal manera que en el momento más desfavorable el nivel más bajo que se tenga sea cero, pero nunca valores negativos

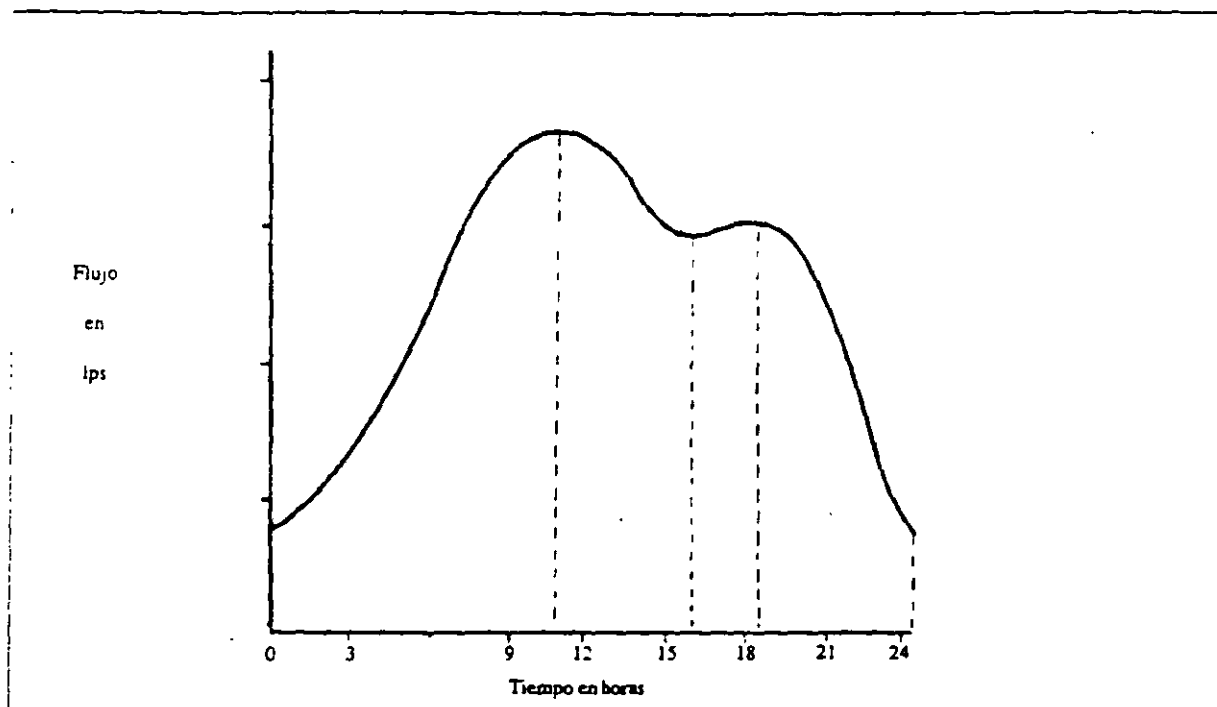


Figura 5.15 Variación diaria del gasto en la descarga de una industria.

El valor máximo de la curva (c) representa el volumen mínimo que deberá tener el tanque de almacenamiento. Este valor es equivalente a la suma de las diferencias máxima positiva y la máxima negativa entre el flujo acumulado del efluente (a) y el flujo acumulado del influente (b). En la práctica la capacidad del tanque debe incluir un volumen de seguridad (al menos 10% del volumen calculado) para evitar que su nivel llegue a cero.

Neutralización

Las aguas residuales de un gran número de industrias son alcalinas ó ácidas, entre estas industrias destacan las de productos químicos, pulpa y papel, metalúrgicas, de galvanoplastia, textiles, huleira, carbón mineral, películas fotográficas, embotelladoras de refrescos, artículos de cuero y enlatadoras.

En este tipo de aguas residuales es importante efectuar una neutralización antes de pasar a los tratamientos secundarios de la planta de tratamiento, para lograr una mayor eficiencia de estos sistemas.

La neutralización en el tratamiento de las aguas residuales se aplica en los siguientes casos:

- Antes de descargar las aguas residuales a los cuerpos de agua receptores, para evitar el deterioro de la vida acuática, ya que ésta es sensitiva a las variaciones de pH cercanas a 7 (6.5-7.0 y 7.0-8.5).
- Antes de descargar las aguas residuales industriales al drenaje municipal, puesto que resulta más económico neutralizarlas antes, que después neutralizar el efluente total combinado con las demás

Otros sistemas de homogenización consisten en derivar el exceso del influente a un tanque de retención, del cual se pasa un flujo de alimentación al tanque de homogenización. Este método no se usa para neutralizar, únicamente se aplica para homogenizar la DBO ó la tasa de flujo. En la figura 5.14 se ilustra este sistema.

Los tanques de homogenización se emplean regularmente para: homogenización de flujo y de carga orgánica.

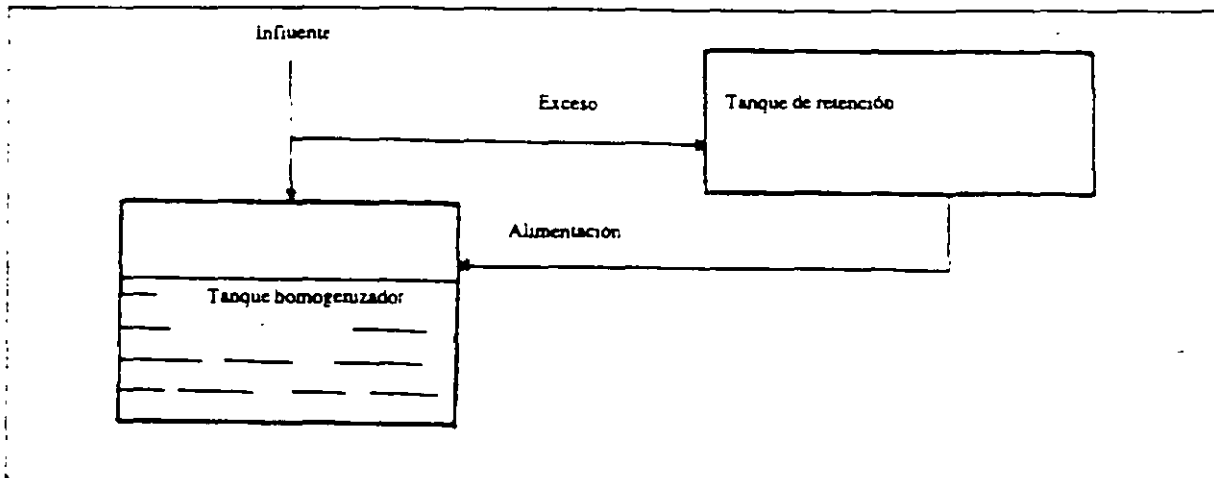


Fig. 5.14 Homogeneización con tanque de retención.

Procedimiento para tanques de nivel variable

La homogenización de flujo se puede realizar por medio de tanques de nivel variable.

El diseño de un tanque de nivel variable requiere de un estudio del flujo y volumen de las descargas a tratar.

El procedimiento para la obtención de los datos necesarios para el diseño de un tanque variable es el siguiente:

1) Determinar el flujo de las descargas, para conocer el patron de flujo diario de las aguas residuales que se van a tratar.

2) Con los datos de flujo instantáneo se construye una gráfica de flujo instantáneo contra tiempo, (por un periodo de 24 horas) Figura 5.15

3) Determinar el volumen total diario e agua residual que se va a tratar.

4) Calcular el flujo promedio en l/min.

5) hacer una gráfica del volumen acumulado contra el tiempo (de 0 a 24 h). Fig. 5.16, en esta gráfica la línea recta (a) que une el punto cero con el flujo máximo acumulado a las 24 h. representa la tasa constante del efluente homogéneo que sale del tanque (el volumen acumulado del efluente contra el tiempo). La curva (b) representa el flujo del influente acumulado en el tanque contra el tiempo. La curva (c) representa la diferencia entre los valores de la recta (a) y la curva (b).

La máxima diferencia positiva entre la recta (a) y la curva (b) representa el nivel mínimo que llegará a tener el tanque. Así mismo la máxima diferencia negativa entre (a) y (b) representa el nivel máximo de agua que llegará a tener el tanque. De esta manera se sabe cuales son los niveles máximos y mínimos del agua en el tanque y el tiempo en que se presentan cada uno.

Tanques de nivel constante.

En este caso el nivel del tanque, como se ilustra en la Fig 5.12 se mantiene constante. De tal manera que la variación en la tasa de flujo en el influente se ve reflejada en la variación del efluente. Por lo tanto esta técnica no se emplea para mantener un flujo homogéneo, es simplemente un método de neutralización. Si las variaciones de la tasa de flujo son demasiado grandes, el efluente del tanque de nivel constante necesitará pasar a otro tanque que tenga como objetivo homogenizar el flujo.

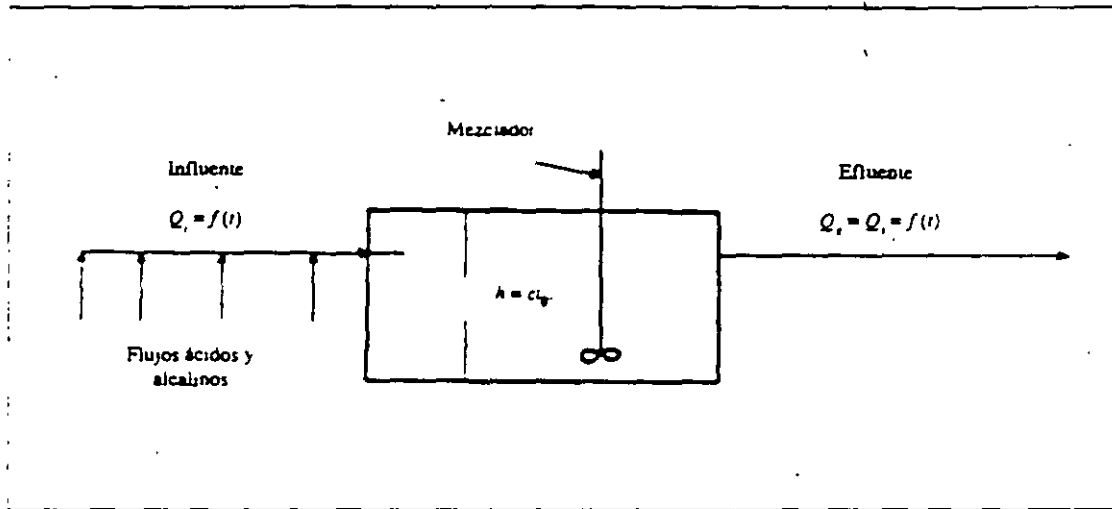


Figura 5.12 Tanque de nivel constante.

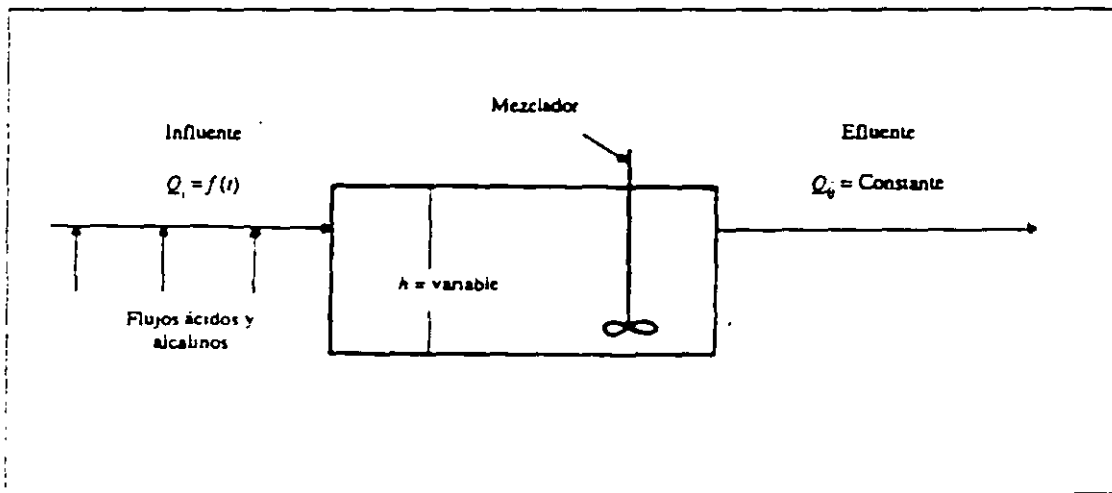


Figura 5.13 Tanque de nivel variable.

Tanque de nivel variable.

En este sistema de homogenización, el efluente sale con una tasa constante, y puesto que el flujo de entrada es variable, el nivel del tanque es también variable. Este método es usado tanto para homogenización de flujo como para neutralización. En la Figura 5.13 se muestra un diagrama de este tipo de tanques.

5.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

Uno de los puntos importantes en el tratamiento de las aguas residuales es disminuir el contenido de sólidos y lograr las condiciones adecuadas para el tratamiento secundario. Esto hace que los costos de construcción y operación de las plantas de tratamiento disminuyan considerablemente. Con estos fines se aplican los procesos de homogenización, neutralización y sedimentación.

La homogenización y la neutralización de las aguas residuales en el tratamiento primario permiten tener un tipo de aguas residuales homogéneas y con condiciones físico-químicas de pH, temperatura, carga orgánica, etc. adecuadas para los tratamientos posteriores.

En algunas industrias el tratamiento de las aguas residuales incluir tener estos procesos, como en el caso de industrias con diversos procesos de producción, los cuales generan diferentes tipos de aguas residuales, unos con más carga orgánica, otros con metales pesados, otros con pH elevado, o con pH ácido, etc., en tales casos, estos efluentes serían un problema para la planta de tratamiento. Para evitarlo es necesario efectuar una homogenización de la descarga general de la industria por medio de tanques homogenizadores, con los cuales se equilibra la carga de contaminantes para lograr un efluente uniforme y condiciones más adecuadas para la mejor eficiencia de los procesos de tratamiento.

Los tanques de homogenización también se aplican en el caso de aguas residuales con flujos discontinuos, es decir, cuando las industrias no laboran al mismo ritmo las 24 horas o los fines de semana, ocasionando variaciones importantes de flujos durante el día o los días no laborables.

En otros casos el problema son las descargas con condiciones de pH muy alcalino o bastante ácido, con lo que los tratamientos secundarios disminuirían su eficiencia, por lo cual es necesaria su neutralización antes de llegar a esos procesos.

Homogenización

La homogenización es una operación unitaria que tiene como finalidad uniformar el flujo, la carga de contaminantes y las condiciones físico-químicas (pH, temperatura, etc.) de las aguas residuales en la planta de tratamiento.

Esta operación se aplica cuando se tienen las siguientes situaciones.

- Para amortiguar variaciones de flujo de varias descargas, de manera que se tenga una corriente compuesta con un flujo relativamente constante en la planta de tratamiento.
- Cuando se tienen variaciones en la DBO de la descarga.
- Para propósitos de neutralización, incluyendo el mezclado de los desechos ácidos y alcalinos en el tanque.

La homogenización se realiza en tanques de retención, los cuales dependiendo de su tipo de operación se clasifican en: tanques de nivel constante y tanques de nivel variable.

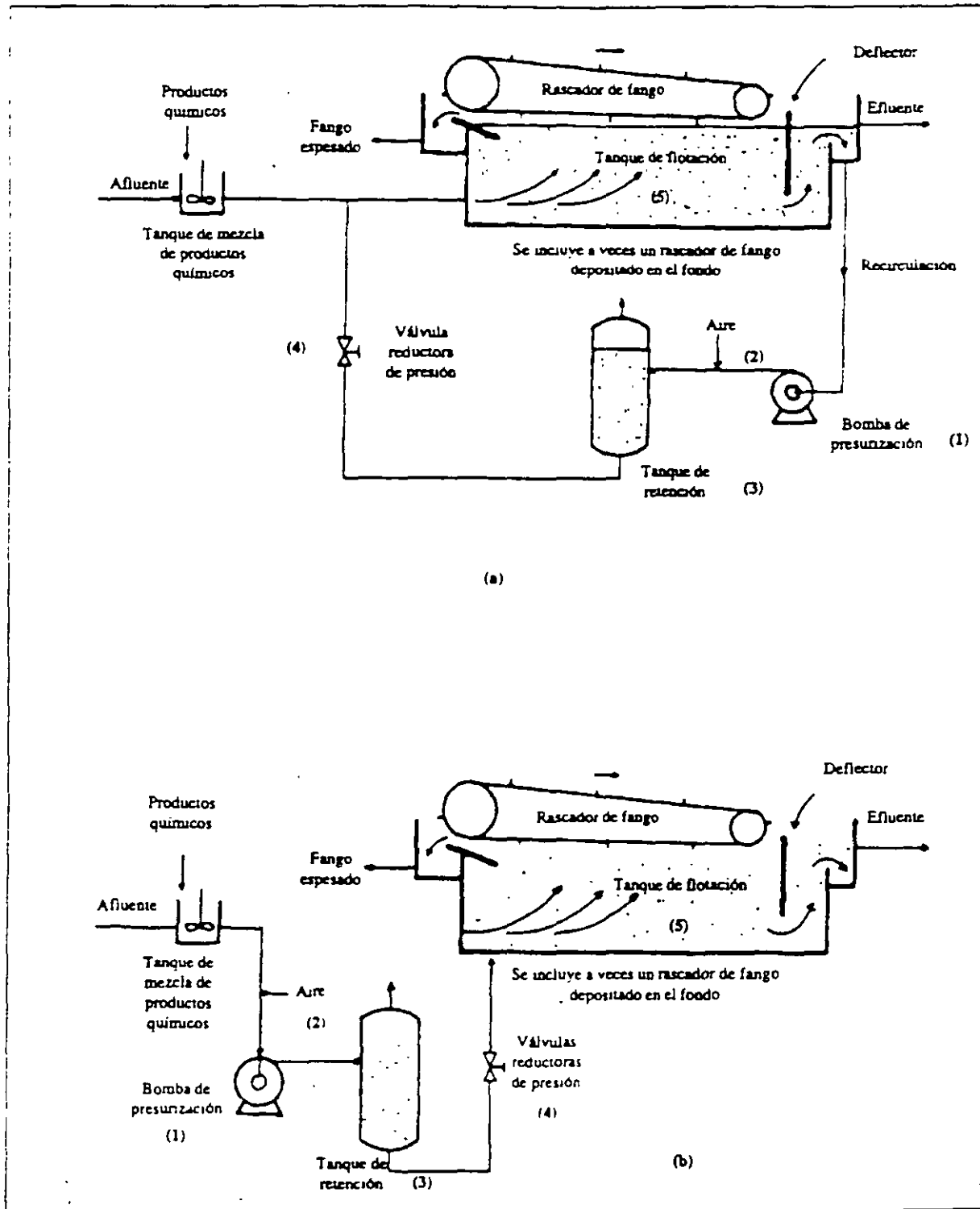


Figura 5.11 Esquema de tanques de flotación con aire (a) con recirculación, (b) sin recirculación.

El separador CPI (Corrugated Plate Interceptor) representa un perfeccionamiento del PPI. emplea placas corrugadas con una inclinación de 45° con respecto a la horizontal en la dirección del flujo de agua residual. Además de las ventajas del PPI sobre el API, el CPI resulta más económico que el primero y los rendimientos en la separación de aceite son mayores.

Los sistemas de flotación con aire a presión permiten separar partículas sólidas o líquidas de baja densidad, de la fase líquida (Fig. 5.11). La separación se logra introduciendo burbujas de un gas en la fase líquida (usualmente aire). La fase líquida se presuriza entre 2-4 atmósferas, en presencia de suficiente aire para lograr la saturación de aire en el agua. Entonces el líquido saturado de aire se despresuriza a la presión atmosférica mediante una válvula reductora de presión. Diminutas burbujas de aire se liberan de la solución debido a la despresurización. Los sólidos suspendidos o las partículas líquidas, como por ejemplo, de aceite, flotan por efecto de las diminutas burbujas de aire, ocasionando que se eleven hacia la superficie del tanque.

Los sólidos suspendidos concentrados se separan como natas de la superficie del tanque, por medios mecánicos. El licor clarificado se drena cerca del fondo y parte de él se puede recircular.

En el tratamiento de las aguas residuales, la flotación se emplea para los siguientes propósitos:

- 1) Separación de grasas, aceites, fibras y otros sólidos de baja densidad, de las aguas residuales.
- 2) Espesamiento de lodos de los procesos de lodos activados, y
- 3) espesamiento de lodos químicos floculados, que resultan del tratamiento de coagulación química.

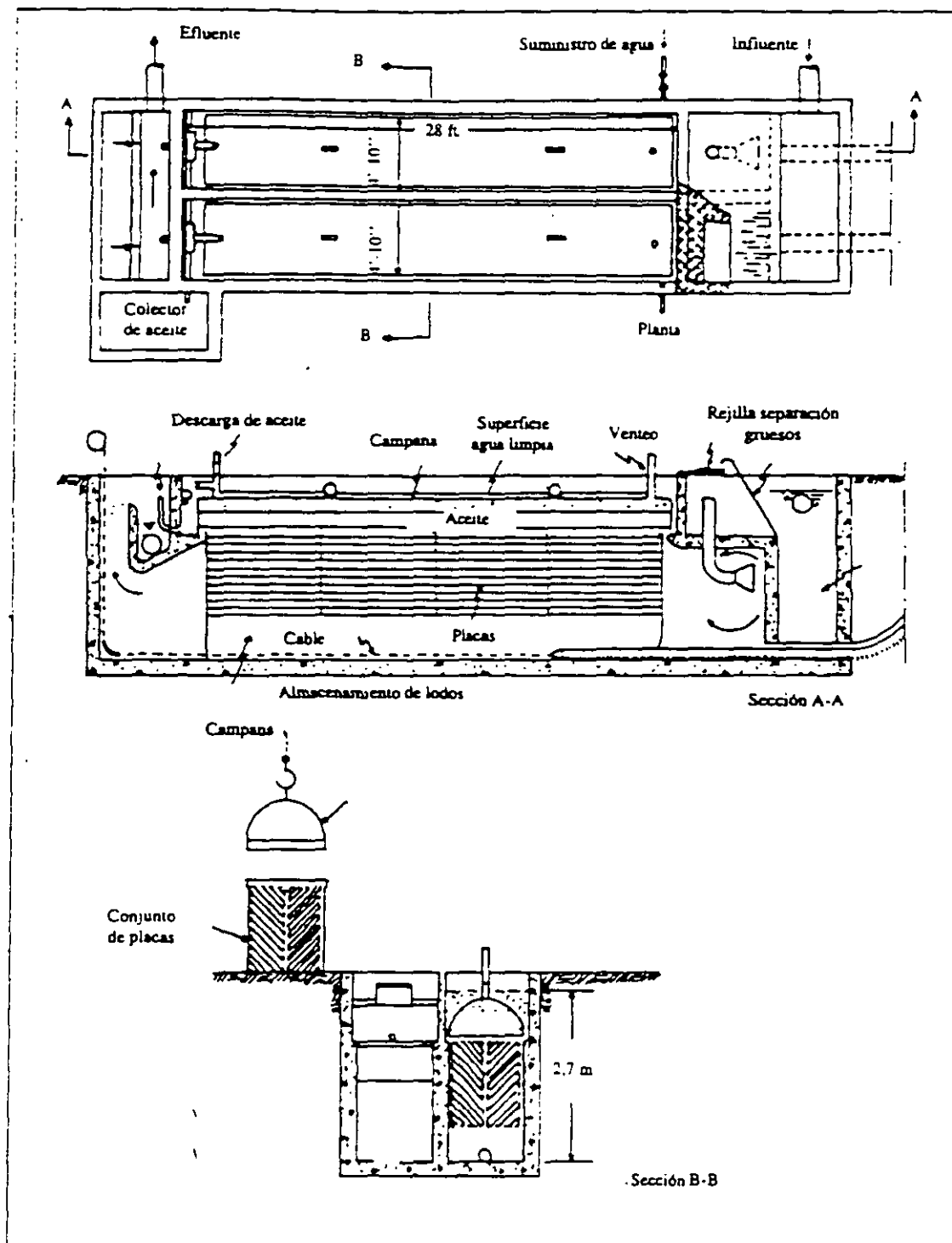


Figura 5.10: Esquema de un separador PPI

separadores agua-aceite se basa en la velocidad ascensional de partículas esféricas de aceite de un diámetro de 0.015 cm. Para este tamaño de partículas el número de Reynolds es inferior a 0.5 y hay que aplicar la ley de Stokes. En la Figura 5.9 puede verse un diagrama de un separador tipo API.

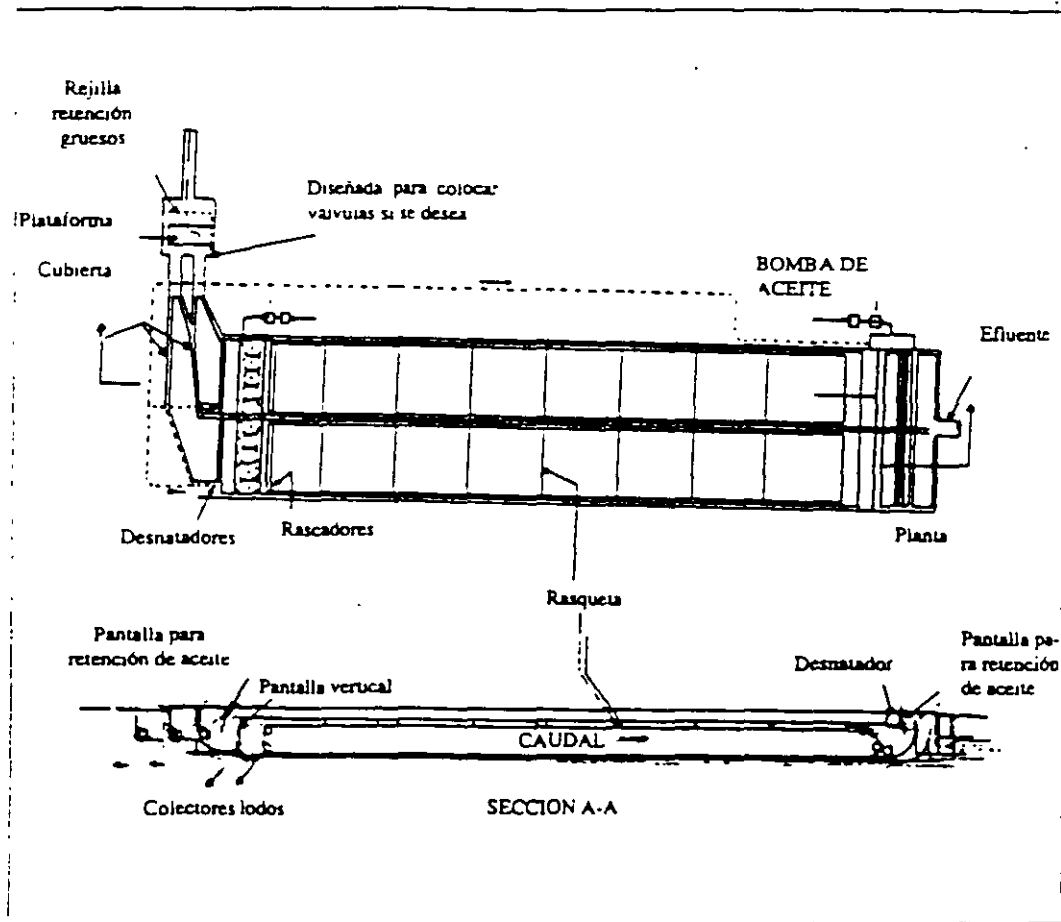


Fig. 5.9: Esquema de un separador API agua-aceite (Manual on Disposal of Wastes-Volume on Liquid Wastes).

La tecnología avanzada ha mejorado el grado de depuración mediante separadores de agua-aceite más eficaces, PPI y CPI; y las unidades de flotación con aire.

En los separadores PPI (Parallel Plate Interceptor) las mejoras corresponden a la incorporación de placas paralelas inclinadas en los canales de un separador API convencional. De esta manera se consigue la separación de partículas de aceite menores de 150 μm , un rendimiento mayor, menos espacio y un costo menor que en el caso de un separador API. La Figura 5.10 es el esquema de un separador PPI.

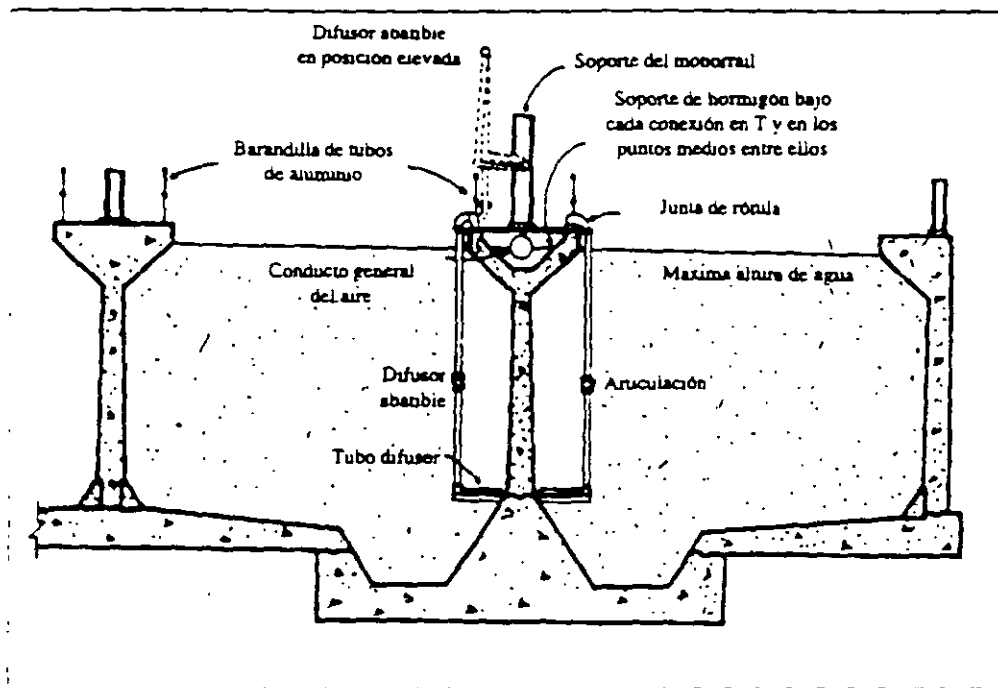


Fig. 5.8: Sección transversal de un desarenador aerado.

Están formados por tanques de sección transversal semejantes a la proporcionada para la circulación en espiral de los tanques de aeración de los lodos activados, teniendo un canal de 0.9 m de profundidad, con paredes laterales inclinadas que se encuentran a lo largo del depósito abajo de los difusores de aire, situados a 0.45-0.60 m sobre el fondo.

La velocidad de la rotación transversal o la agitación determina el tamaño de las partículas de peso específico que serán eliminadas. Si la velocidad es grande, la arena se saldrá del tanque y si es pequeña, la materia orgánica sedimentará junto con la arena. Por tales motivos, se debe ajustar la cantidad de aire para eliminar el 100% de arena lavada.

El agua residual se introduce transversalmente al tanque, siguiendo una trayectoria helicoidal, pasando 2 a 3 veces por el fondo.

La eliminación de la arena se hace en forma mecánica empleando cucharas de mordazas, transportadores de cadena de cangilones, transportadores de tornillo helicoidal, transportadores tubulares, bombas de chorro y elevadores de aire.

5.2.4 Flotación

La tecnología convencional de los sistemas de flotación para la separación de aceites y sólidos en suspensión en agua fueron desarrollados originalmente por la industria del petróleo. Para tratar las aguas residuales de la industria del petróleo se emplean tres tipos de separadores: API, PPI y CPI.

La función principal de los separadores API (siglas de American Petroleum Institute) es separar el aceite libre del agua residual, pero como no es capaz de separar sustancias solubles ni de romper emulsiones, nunca debe emplearse en dichas funciones. Sin embargo, lo mismo que en cualquier otro equipo de sedimentación, a la vez que el aceite se separa, se decantan los sólidos en suspensión. El diseño de los

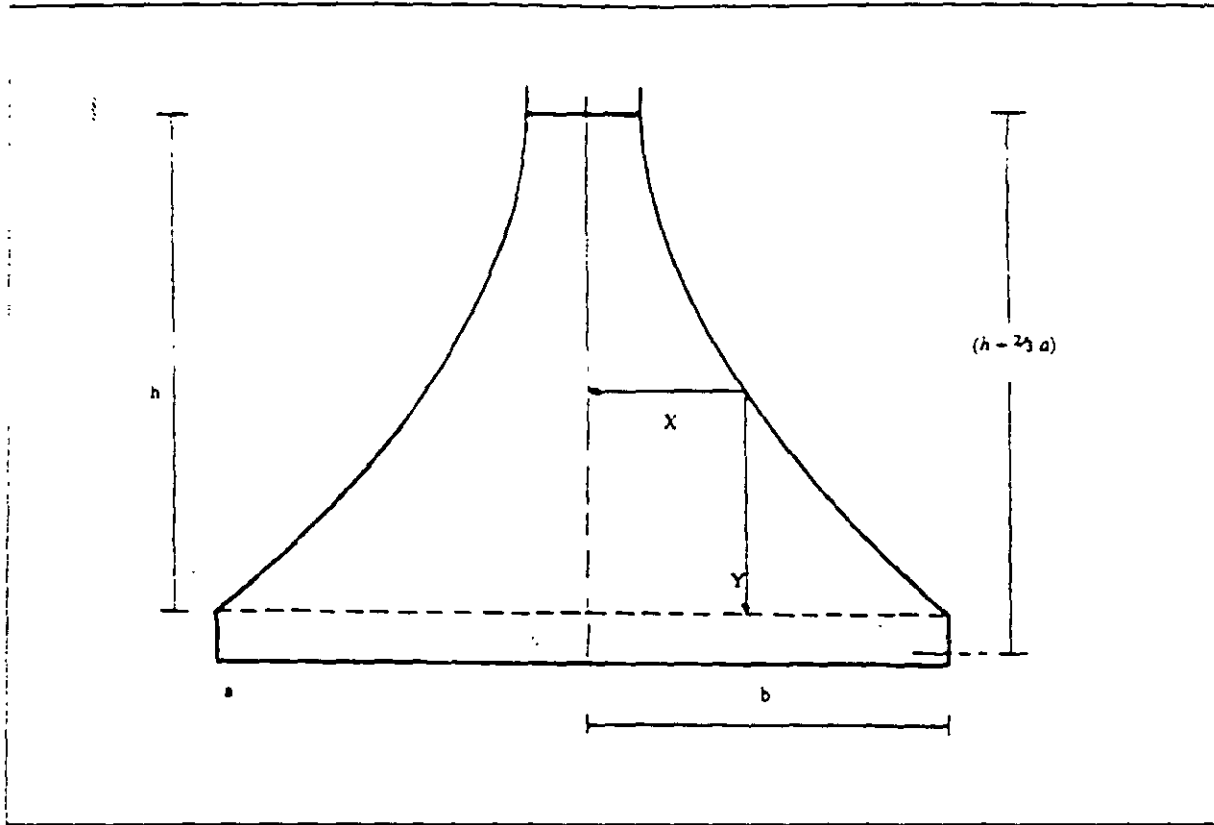


Figura 5.7: Vertedor proporcional.

Desarenadores aerados

Los tanques aerados como el que se muestra en la Figura 5.8 cuentan con dispositivos de aereación para provocar, mediante el control de la cantidad de aire inducido, que se mantenga en suspensión la materia orgánica y sedimenten las arenas. Estas unidades requieren de compresores de aire y equipo asociado, cuyas características y especificaciones son proporcionadas por los proveedores.

u = velocidad de sedimentación de las arenas, 2.7 cm/seg (para 20 °C y partículas con 0.2 mm de diámetro y $\rho = 2.65$)

A = área hidráulica de la cámara, $A = Q/V$

H = tirante hidráulico, $H = Q/V (1/W)$

W = ancho de la cámara, 0.6 m (mínimo recomendable).

L = largo teórico de la cámara, $L = H/u (V)$

Para efectos de limpieza y mantenimiento se deben considerar dobles cámaras desarenadoras

Ejemplo. Diseño de una cámara desarenadora para un gasto máximo de 150 lps.

$V = 30$ cm/seg.

$u = 2.7$ cm/seg

A partir de estos datos se hacen los siguientes cálculos

Área hidráulica de la cámara $A = Q/V = 0.15/0.3 = 0.5 \text{ m}^2$

Ancho de la cámara $W = 0.6 \text{ m}$

Tirante hidráulico $H = Q/V (1/W) = 0.5 (1/0.6) = 0.83 \text{ m}$

Largo teórico de la cámara $L = H/u (V)$
 $= (0.83/0.027) (0.3)$

$L = 9.26 \text{ m}$

Largo de diseño, $L' = 1.4L = 12.96 \text{ m}$ ó $L' = 13 \text{ m}$

Acumulación de arenas

Suponiendo que se acumulan de 0.01 a 0.06 $\text{m}^3 / 1000 \text{ m}^3$ de agua residual tratados.

Si se calcula para 0.03 m^3 de arena por cada 1000 m^3 de agua residual, se tiene:

$$0.03 \text{ m}^3 (0.15 \text{ m}^3/\text{s} \cdot 1000 \text{ m}^3) (86400 \text{ s/d}) = 0.3888 \text{ m}^3/\text{día}$$

Ejemplo: para el vertedor proporcional.

Se definen valores para los parámetros indicados en la Figura 5.7.

Suponiendo:

$a = 2.5 \text{ cm}$

$b = 30 \text{ cm} = 0.30 \text{ m}$

$H = 0.83 \text{ m}$

$h = 0.83 \cdot 2/3 (0.025) = 0.81$

Con los datos anteriores se calcula el caudal máximo del vertedor.

$$Q = 2 (0.30) \sqrt{2(0.025) \cdot 1.98 (0.81 - 2/3 (0.025))}$$

$$Q = 0.6 \sqrt{0.099} (0.8266)$$

$$Q = 0.156 \text{ m}^3/\text{s}$$

La longitud del canal se diseña en función de la profundidad requerida para tener la velocidad adecuada de sedimentación y la sección de control. Deberá usarse una longitud adicional máxima de 50% de la longitud teórica para prever la turbulencia producida a la entrada y salida del desarenador.

Normalmente los desarenadores se diseñan para la eliminación de partículas retenidas en malla 65 (0.21 mm de diámetro) Son recomendables velocidades de 1.1 m/min para partículas de malla 65 y de 0.75 m/min para las de malla 100 (0.5 mm de diámetro).

La velocidad de sedimentación está en función de la temperatura, como ejemplo tenemos algunos datos de velocidad y temperatura para partícula de 0.2 mm de diámetro o mayores, con una gravedad específica de 2.65.

Temperatura °C	Velocidad cm/seg
0	1.4
10	2.1
20	2.7
30	3.2

Control de la velocidad. Este control se puede lograr mediante una nueva área en la sección transversal del canal, ya sea empleando un vertedor proporcional o un canal Parshall instalado corriente abajo de la cámara.

Algunas características de estos dispositivos son las siguientes: el vertedor proporcional favorece el control de la velocidad que se dispone de carga hidráulica suficiente. El canal Parshall no necesita mucha carga como los vertedores, pero se quiere mayor espacio y su costo también es mayor.

Vertedor proporcional. El principio básico del vertedor proporcional es que el gasto a través de él varía directamente, esto es, que el control de flujo va directamente relacionado con la forma del vertedor.

El vertedor debe mantener la velocidad constante a 30 cm/seg en el canal desarenador. Las ecuaciones de diseño son:

$$Q = 2b \sqrt{2ag} (h + \frac{2}{3}a)$$

$$Q_1 = \frac{2}{3}(b) \sqrt{2g} [(h + a)^{3/2} - h^{3/2}]$$

$$X = b[(1 - \frac{2}{3}) \tan^{-1} \sqrt{h/a}]$$

$$H = h + \frac{2}{3} a$$

Siendo:

Q = flujo de agua residual, m³/seg

b = mitad del ancho del vertedor, m

a = altura de la parte rectangular del vertedor en metros

h = altura del vertedor, m

Q₁ = flujo del agua residual de la parte rectangular del vertedor, m³/seg

H = altura total del vertedor, incluyendo la parte rectangular de la base, m.

Diseño de cámaras desarenadoras

Los parámetros que se deben tomar en cuenta para su diseño, son:

V = Velocidad de flujo 30 cm/seg.

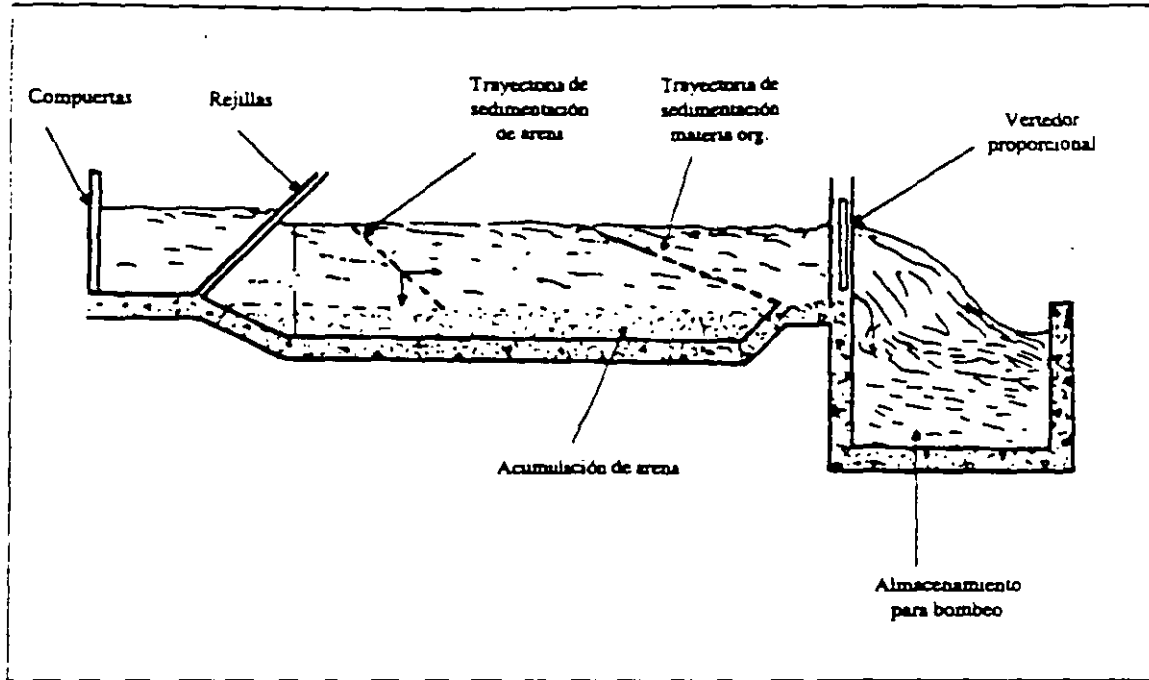


Figura. 5.6 (a) Cámara desarenadora.

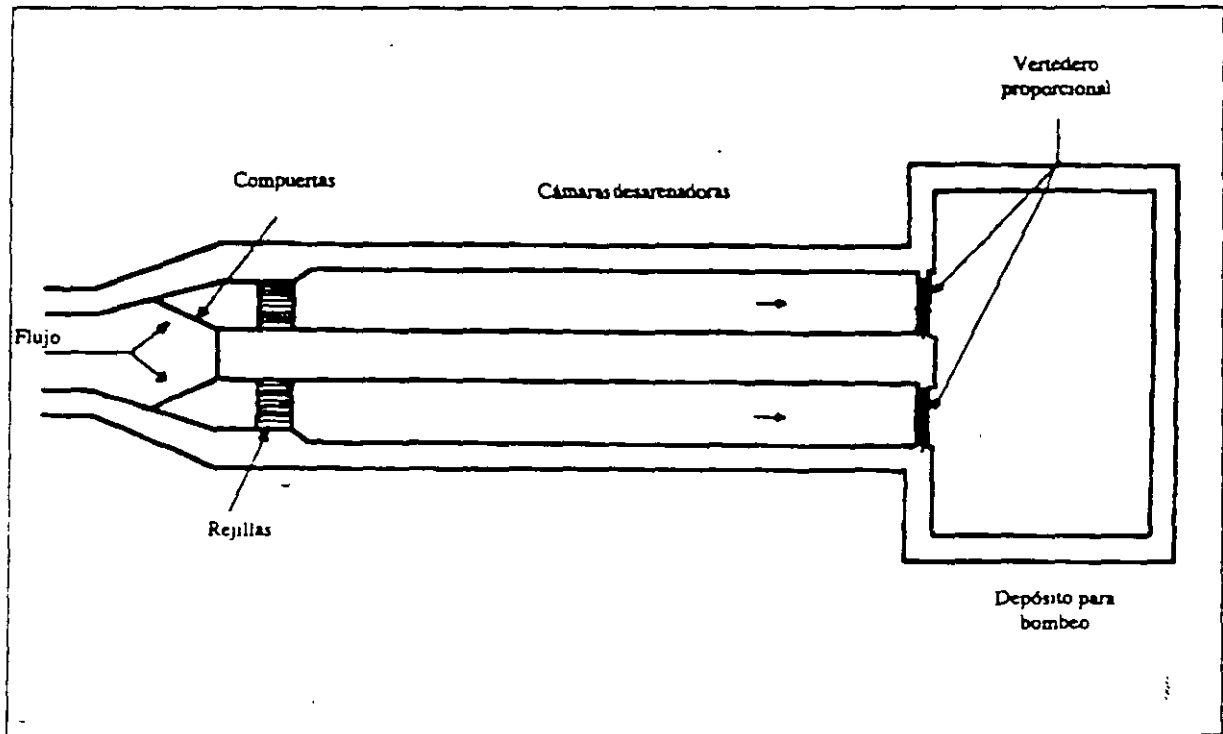


Figura 5.6 (b).

5.2.3. Desarenadores

Se emplean para separar materiales más pesados que la materia orgánica putrescible (arena, grava, cenizas y otros). Protegen las bombas y otros equipos del desgaste debido a la abrasión, evitan que estos materiales se acumulen en los tanques evitándose obstrucciones y taponamientos.

Su forma es generalmente la de grandes canales, la velocidad de la corriente en ellos disminuye lo suficiente (0.3 m/s) para que los sólidos orgánicos pesados se depositen, manteniéndose en suspensión los sólidos orgánicos ligeros e inorgánicos finos (menores de 0.2 mm).

La limpieza de los desarenadores puede ser en forma manual o mecánica, para este último tipo, son usados rastrillos o cangilones estando en operación el desarenador.

- Desarenadores de circulación horizontal o cámaras simples.
- Desarenadores de circulación vertical ascendente o con aireación.

Desarenadores de cámaras simples

Los desarenadores de cámaras simples son los más utilizados para las aguas residuales industriales, pues son de fácil construcción y mantenimiento. Están formados por atarjeas de poca profundidad, con velocidad de circulación de 0.3 m/s. Los tiempos de retención son entre 20-60 segundos.

Las cámaras simples son canales rectangulares donde se controla la velocidad del agua para permitir la sedimentación de las arenas hasta el fondo del canal, y dejar que los sólidos orgánicos ligeros pasen a las siguientes unidades de tratamiento.

Las cámaras desarenadoras utilizan el principio de la sedimentación diferencial. Por medio del control de la velocidad del flujo de las aguas residuales es posible controlar el tamaño y la densidad de las partículas a remover. La práctica indica que la remoción de partículas de 0.2 mm de diámetro o mayores, con una gravedad específica de 2.65, le dan una protección adecuada al equipo. Para su remoción es necesario proporcionar suficiente tiempo de retención para que las partículas se asienten desde la superficie hasta el fondo.

En este tipo de sedimentadoras, el flujo atraviesa el desarenador en dirección horizontal, controlando la velocidad rectilínea del flujo por medio de las dimensiones de la instalación o el uso de secciones de control provistas de vertederos especiales situados en el extremo de aguas bajo del tanque.

El diseño de este tipo de desarenadores debe ser de tal forma que bajo las condiciones más adversas, la partícula más ligera de arena alcance el fondo del canal antes de llegar a la salida.

En las Figuras 5.6 se muestra el diseño de una cámara desarenadora de flujo horizontal. La Fig. (a) con el corte transversal y la Figura (b) con la instalación de una doble cámara.

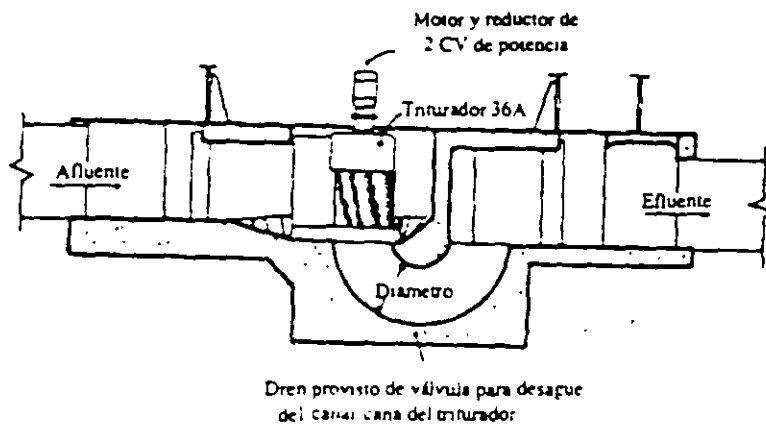
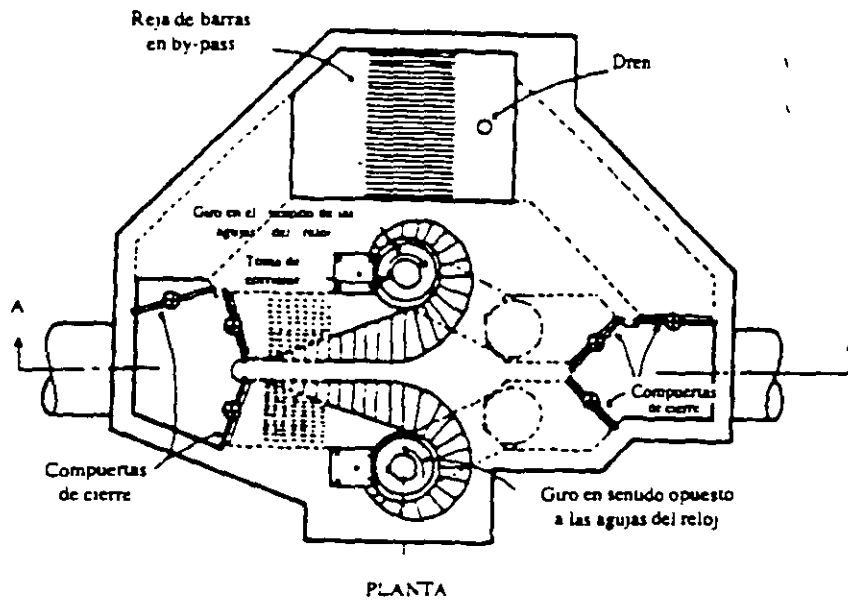


Figura 5.5: Planta y sección transversal de una instalación de trituración. (de Chicago Pump, Co.).

5.2.2 Trituración o desmenuzado

Los desmenuzadores son dispositivos que fragmentan o trituran el material retenido en las rejas, sin eliminarlo del agua residual.

En algunos casos, el material grueso que se encuentra en las aguas residuales, no puede ser descargado directamente al drenaje, teniendo que ser tratado previamente con trituradores

Estos equipos son fabricados por compañías especializadas, siendo la Chicago Pump, Co la que desarrolló el primer modelo.

En la figura 5.5, se muestra un triturador.

Es conveniente usar los trituradores a continuación de un desarenador, para alargar la vida útil del equipo y reducir el desgaste de las superficies cortantes y de aquellas zonas de los mecanismos donde haya espacios libres entre las partes móviles y las fijas. Estos equipos son generalmente instalados en los depósitos de regulación de las estaciones de bombeo, para proteger las bombas de las obstrucciones causadas por los trapos, objetos grandes, etc.

En su instalación es importante colocar un by-pass para cuando se exceda el caudal o haya fallas mecánicas o eléctricas.

- El canal deberá ser recto, con una velocidad de flujo promedio de 45 cm/seg. El tirante de agua se debe mantener tan bajo como sea posible para evitar pérdidas de carga.
- El ángulo de inclinación en rejillas con limpieza manual, generalmente es de 30 a 60° de la posición horizontal; con limpieza mecánica se instalan con ángulos mayores.
- Longitud de las rejillas. La longitud se calcula para tener 25 cm arriba del nivel máximo del agua.
- Material de las barras. Comúnmente se emplean soleras de acero.

En lo que concierne al diseño de rejillas con limpieza mecánica; puesto que éstas son fabricadas por empresas especializadas, el proyectista solamente deberá elegir el tipo de rejillas, las dimensiones del canal, el intervalo de variación de la profundidad del flujo en el canal, la separación de las barras y el método de limpieza de la reja.

Rejillas.

Las rejillas son equipo de cribado, similar a las rejillas, y su función es también la de separación de sólidos, la diferencia es su tamaño de abertura, la cual es más pequeña (1.5-5 cm) que la que tienen las rejillas (5-10 cm).

Estas son usadas en los casos en que se requiera separar materia más fina de la que pueden separar las rejillas. Pueden ser usadas en combinación con las rejillas en caso de que sea necesario.

Tamices.

Existe un tipo de rejillas con aberturas de 22-32 mm (malla 6-60), son conocidas como cribas o tamices. Estos forman parte de equipos patentados consistentes en placas de metal perforadas, como discos, tambores rotatorios o placas metálicas encadenadas en bandas sin fin.

Estas cribas pueden utilizarse en lugar de una sedimentación en lugares donde no haya suficiente espacio para un tanque de sedimentación, y en lugares donde se desee remover sólo una pequeña cantidad de la materia suspendida para la disposición final del efluente.

En la Figura 5.4, se muestra un tamiz tipo tambor.

Los tamices modernos son de tipo tambor o disco, provistos de una tela de malla fina de acero inoxidable o de un material poroso. Se encuentran en el mercado en dimensiones entre 1.2-5.4 m de diámetro.

En algunas plantas de tratamiento de agua municipal, se han utilizado este tipo de tamices, colocados para la protección de las boquillas de los filtros percoladores.

También se han utilizado en plantas industriales para el tamizado de las aguas residuales de fábricas de envasado, conservas, curtidos, papelería, textiles, etc.

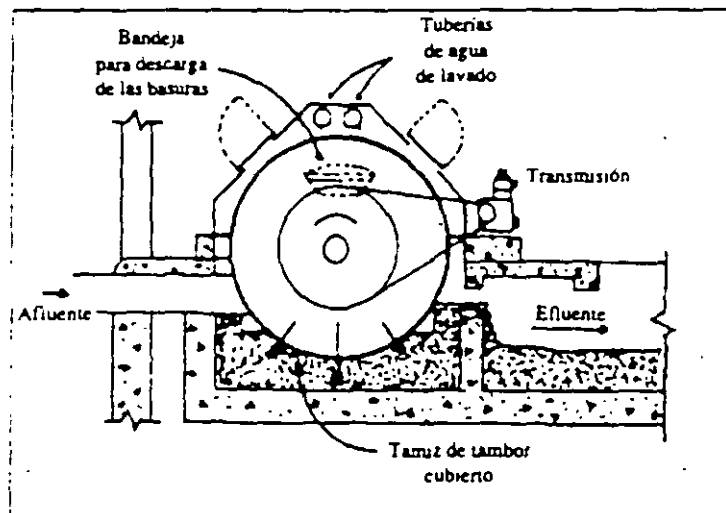


Figura 5.4: Tamiz tipo tambor.

siendo.

a_0 anchura de la reja

n número de barras.

d_1 separación entre las barras.

D_b espesor o diámetro de las barras.

A_r superficie mojada de la reja aguas arriba.

L_r longitud sumergida de la reja.

Q_m caudal medio

V_N velocidad supuesta.

De las ecuaciones anteriores se tiene.

$$L_r = Q_m / (n a_0 V_N) \quad (4)$$

$$h_r = L_r \operatorname{sen} \alpha \quad (5)$$

$$V_c = Q_m / (h_r a_0) \quad (6)$$

$$\Delta H = (0.5 V_N^{2/g}) + (V_N^2 - V_c^2/g) \quad (7)$$

siendo:

V_c velocidad calculada.

h_r nivel de agua arriba de la reja.

α ángulo de inclinación.

Δh pérdida de carga hidráulica.

g aceleración de la gravedad.

• El procedimiento de cálculo es el siguiente:

1. Suponer un número de barras (n), con un espesor o diámetro (D_b) y con una separación (d_1). Calcular el ancho de la reja (a_0) mediante la ecuación (1).
2. Fijar V_n . Calcular la longitud sumergida de la reja (L_r) mediante la ecuación (4). Calcular la superficie mojada de la reja aguas arriba (A_r) mediante la ecuación (2).
3. Fijar el ángulo de inclinación (α). Calcular el nivel aguas arriba de la reja (h_r) mediante la ecuación (5).
4. Calcular V_c mediante la ecuación (6) y comprobar si está dentro de los límites de 0.3 a 0.6 m/s recomendados. En caso contrario, repetir los cálculos, partiendo de unos supuestos diferentes a los utilizados anteriormente.
5. Calcular finalmente h , mediante la ecuación (7).

Los parámetros de diseño más importantes para las rejillas de limpieza manual son los siguientes:

Velocidad. La velocidad (V) a través de las rejillas no debe ser ni muy baja para prevenir caídas de presión excesivas, ni muy alta para no forzar el paso de la materia cribada a través de las barras. Los valores aceptados son de 60 cm/seg de flujo normal (promedio) y de 90 cm/seg de flujo máximo. Esta velocidad está en función del canal y del área efectiva de paso en la rejilla, medidos desde el fondo del canal hasta la superficie del líquido.

$$\text{Área efectiva } A = Q/V$$

V = velocidad de flujo en m/seg

Q = gasto de diseño en m^3/seg

A = área proyectada de las aberturas en m^2

- La elevación entre el fondo del canal de la rejilla y el fondo del canal de entrada (H), se hace de 8 a 15 cm aproximadamente, para contrarrestar la caída de presión a través de la rejilla.

- Con el área efectiva necesaria, basada en el flujo y la velocidad, se puede dimensionar el canal para acomodar la rejilla, seleccionando anchura y profundidad apropiadas. Para obras pequeñas se elige una profundidad de 0.4 m.

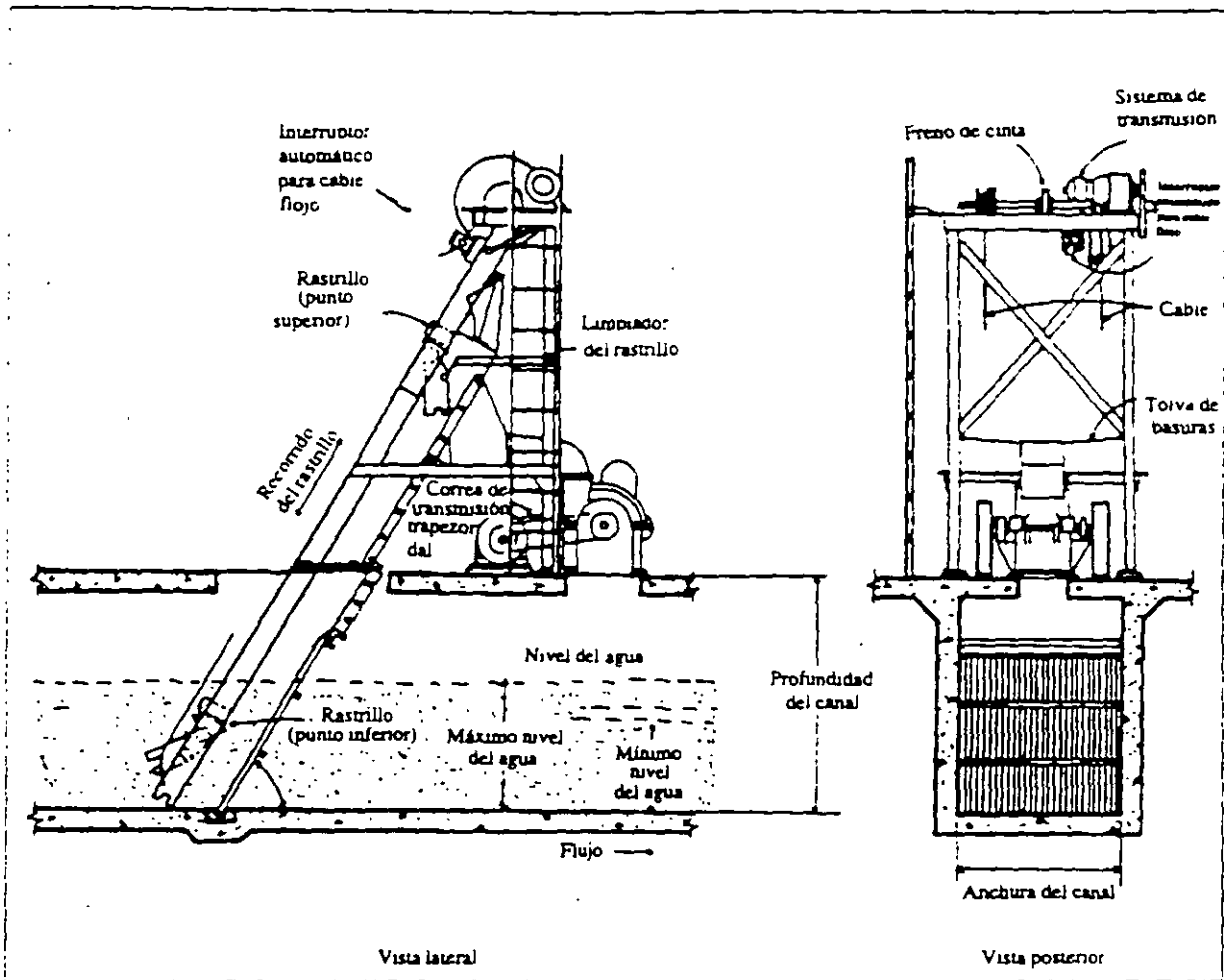


Figura 5.3: Sección transversal y vista posterior de una reja de limpieza automática (de Link-Belt).

Parámetros de diseño. El diseño de las rejas y rejillas depende de las características de los materiales a eliminar y al sistema de limpieza.

En las rejas de limpieza manual con rastrillo, el caudal medio visible debe obtener una velocidad entre 0.3 – 0.75 m/s. La forma de las barras dependerá de su longitud y de la carga que deba soportar tanto de las aguas residuales como de la limpieza. El diseño debe ser en función del dimensionamiento de la cámara donde serán colocadas con el fin de evitar torbellinos, que dificulten el buen funcionamiento del sistema.

La cámara de la reja debe ser de longitud suficiente para evitar la formación de remolinos cerca de la reja y además para que no haya sedimentación de partículas, tener unas dimensiones que eviten velocidades inferiores de 0.6 para aguas que contienen arenillas y 0.3 para otros tipos de sólidos de menor densidad

Para el diseño de las rejas pueden establecerse las ecuaciones siguientes:

$$a_0 = (1/100)(n + 1)(d_1 - D_b) \quad (1)$$

$$A_r = a_0 L_r \quad (2)$$

$$Q_m = A_r V_N = a_0 L_r V_N \quad (3)$$

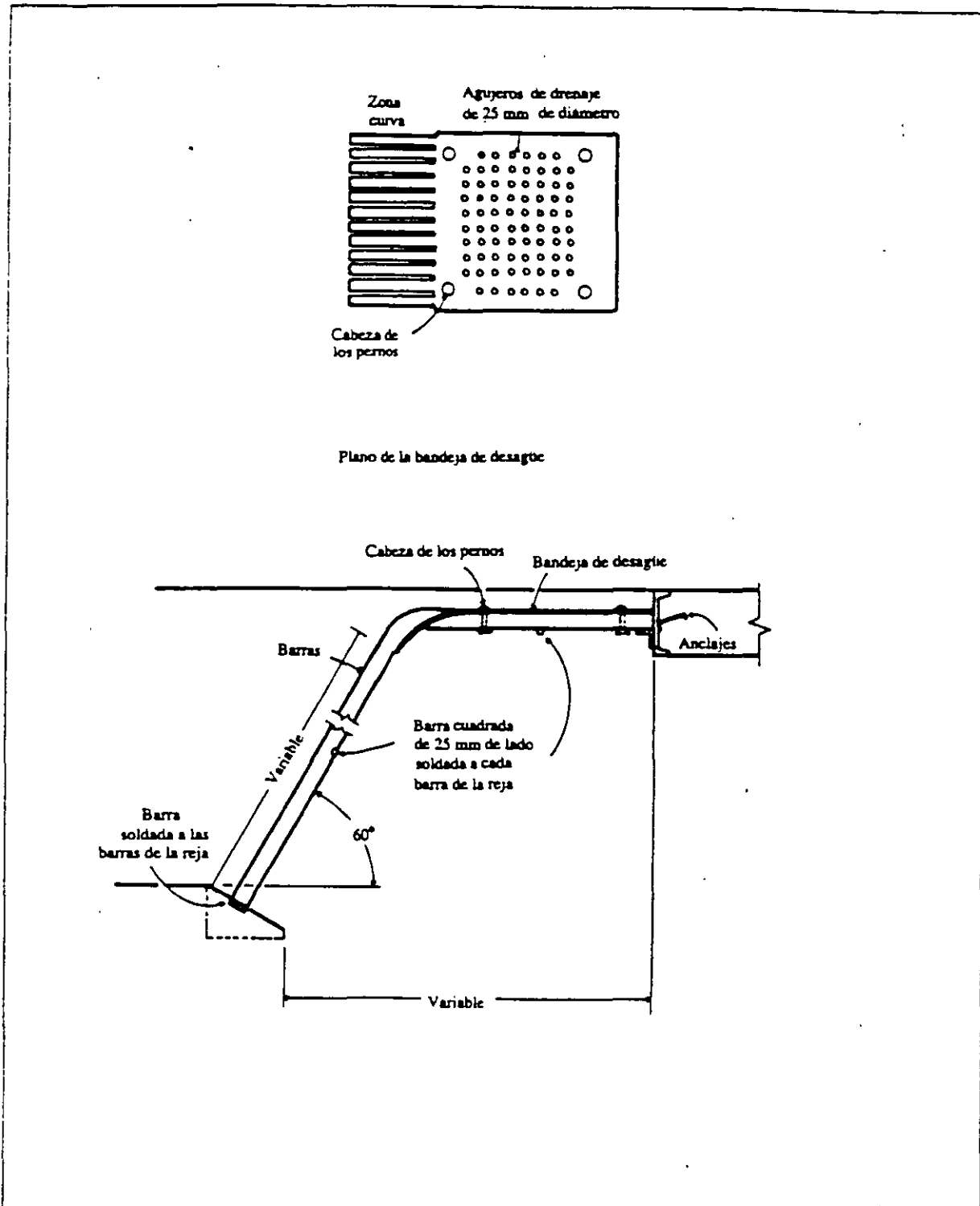


Figura 5.2: Reja de limpieza manual.

dores, dosificadores, etc.). A menor abertura se retiene una mayor cantidad de materia, pero se tienen problemas de disminución de la carga hidráulica, principalmente. Las rejillas pueden ser de limpieza manual o de limpieza automática.

Rejas de limpieza manual. Generalmente se usan en pequeñas instalaciones de tratamiento procediendo al sistema de bombeo. Actualmente son poco utilizadas en los pretratamientos debido a que la tendencia es reducir la mano de obra, además los sistemas mecánicos de limpieza ofrecen mejores ventajas, en lo que se refiere a disminuir los rebosamientos que se producen por el atascamiento.

Los barrotos de este tipo de rejas son de 1 cm de ancho por 5 cm de profundidad, soldados a las barras de separación, fuera del recorrido de las púas del rastrillo. Generalmente tienen una pendiente mínima de 45° con el fin de hacer más fácilmente accesible el servicio y disminuir los riesgos de obstrucción. En la figura 5.2 se tiene un diagrama de una reja de limpieza manual.

El canal donde se coloca la reja debe ser recto y perpendicular a ella, para tener una distribución uniforme de los sólidos en la sección transversal al flujo y sobre la reja. Se debe proporcionar una superficie de reja suficiente para la acumulación de basura entre los tiempos de limpieza.

La velocidad límite en este trayecto debe ser de 0.45 m/s para evitar que los sólidos más pesados sedimenten en este canal.

Rejas de limpieza mecánica. Son rejas manufacturadas por empresas especializadas, su limpieza puede ser por la parte anterior o posterior de ella, dependiendo del modelo.

El modelo de limpieza frontal tiene problemas cuando los sólidos se aglomeran obstruyendo el mecanismo que se encuentra ubicado frente a la reja.

En cambio los modelos con limpieza por la cara posterior, fueron ideados para eliminar los atascamientos debidos a obstrucciones al pie de la reja.

Las rejas con sistema de limpieza mecánica tienen una pendiente de 60° respecto a la vertical, puesto que de esta forma, el rastrillo de limpieza que se desliza sobre las barras, disminuye la probabilidad de obstrucción.

Los rastrillos pueden estar montados en cadenas sin fin o accionados por medio de varillas con movimiento ascendente cuando la varilla desciende.

Los sólidos recolectados en las rejas son triturados e incorporados al agua residual para su eliminación en los posteriores tratamientos, o se comprimen con prensas para incinerarse o enterrarse.

En la Figura 5.3 se muestra un sistema de reja con limpieza automática.

Algunos autores clasifican las operaciones unitarias que se efectúan antes de un tratamiento secundario en un sólo capítulo, en el que incluyen, además de las operaciones antes mencionadas, la sedimentación primaria, neutralización y homogenización.

En esta ocasión se separan estos temas en dos capítulos, pretratamiento y tratamiento primario, incluyendo en el último, los temas de sedimentación primaria, neutralización y homogenización.

5.2.1 Cribado

Se usa para eliminar troncos, ramas, trapos, basura y cualquier material que pueda dañar el equipo o taponar las tuberías. En general se emplean rejas para basura, rejillas y desmenuzadores. Las características de cada uno se presentan en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2
Tipos de dispositivos para cribado

Tipos	Tamaño común	Propósito
Rejas para basura	5-10	Protege las bombas y equipo de los objetos grandes (troncos, trapos, botes, etc.)
Rejillas	1.5-5	Parecidas a las rejas con aberturas más pequeñas para separar materiales más pequeños
Tamices	0.22-0.32	Protegen las boquillas de los filtros percoladores
Desmenuzadores	0.75-2	Reducir el tamaño de los materiales mediante trituración o corte, sin removerlos de las aguas residuales.

Rejas

Las rejas están formadas por barras metálicas verticales o inclinadas, de sección circular, rectangular o trapecial, espaciadas a intervalos iguales y colocadas transversalmente a la dirección de escurrimiento. Se usan precediendo a estaciones de bombeo, desarenadores, tanques de sedimentación primaria y con pasos laterales de desmenuzadores. Se ha adoptado como regla que deben instalarse con un ángulo de 30 a 60° respecto a la vertical.

Los sólidos retenidos pueden ser retirados en forma manual o mecánica, dependiendo del equipo que se use.

La cantidad de material cribado por una reja está en función de la abertura entre sus barras, ésta deberá ser del tamaño adecuado para que proteja el equipo que se encuentra posteriormente (bombas, desarena-

por ejemplo en las aguas residuales con concentraciones de dieldrin puede ser necesario un tanque de retención para un tiempo prolongado (uno a dos meses) suficiente para permitir la degradación del contaminante hasta una concentración que permita descargar el agua a un cuerpo receptor.

La dosificación sirve para controlar el flujo de la descarga hacia el alcantarillado. Se puede descargar en proporción directa en relación con el caudal de los desechos domésticos para lograr una dilución si la descarga industrial contiene contaminantes tóxicos. O bien, descargar en proporción inversa en relación al caudal de los desechos domésticos si la descarga industrial contiene elevada DBO, para no sobrecargar la planta de tratamiento.

5.1 Pretratamiento en la fuente

Algunas veces las aguas residuales industriales contienen sustancias que son inaceptables en la planta de tratamiento y se deben controlar en la propia fuente para no afectar los procesos de tratamiento. Los casos más comunes son los siguientes:

- a) Desechos altamente volátiles, interfieren con la transferencia de oxígeno.
 - b) Desechos con alto contenido de sólidos sedimentables inertes o disueltos, como los lodos de ablandamiento de agua, cloruros o sulfato de sodio.
 - c) Sustancias de descomposición anaerobia. Ocasionalmente problemas de olores, corrosión y requieren preaeración.
 - d) Ácidos o álcalis concentrados. Generalmente soluciones de más del 0.5% expresadas como ácido sulfúrico y compuestos alcalinos en la misma proporción, se deben neutralizar antes de descargarse al drenaje, hasta valores de 6 a 9 de pH.
 - e) Grasas y emulsiones. Interfieren con la transferencia de oxígeno y pueden taponar la tubería.
 - f) Desechos tóxicos que interfieren con los procesos de tratamiento biológico o representan peligro para la salud de los operadores. Como ejemplo tenemos los cianuros, se encuentran presentes en las aguas residuales de las industrias metalúrgicas, de galvanoplastia, fabricación de gas, humos coke e industrias químicas. Se puede formar el ácido cianhídrico por acción de un pH ácido en presencia de cianuros. Otras sustancias malolientes como el bióxido de azufre y el óxido nitroso producidas o descargadas deben evitarse.
- Los metales como cobre, hierro, cromo, zinc y los fenoles pueden ejercer una alta demanda de cloro e interferir con los procesos biológicos.
- g) Detergentes no biodegradables. Producen espuma e interfieren con la transferencia de oxígeno.
 - h) Descargas violentas y cargas orgánicas excesivas requieren regulación o pretratamiento en la fuente.

5.2 Pretratamiento

Fundamentalmente el pretratamiento o tratamiento preliminar consiste en eliminar materias gruesas, tales como arenas, basuras y otros residuos de las aguas residuales, que puedan dañar o interferir el adecuado funcionamiento de los procesos posteriores, o dañar el equipo de bombeo. Las operaciones unitarias comunes en el pretratamiento son: cribado, triturado, desarenadores, flotación. Los dos primeros tienen aplicación común en el tratamiento de aguas residuales domésticas, pero es posible aplicarlos en algunas descargas de aguas residuales industriales, sobre todo cuando el drenaje es combinado con las aguas residuales de servicio y el agua de lluvia.

En el pretratamiento, la flotación se usa para eliminar grasas y aceites de las aguas residuales.

Tabla 5.1
Eficiencias esperadas en los tratamientos de aguas residuales

Tipo de tratamiento	Reducción % DBO5
Pretratamiento	15 - 20
Sedimentación	25 - 40
Tanques Sépticos	15 - 25
Tanques Imhoff	25 - 40
Sedimentación + Filtros rociadores	80 - 95
Sedimentación + Filtros de arena	90 - 95
Sedimentación + Lodos activados convencionales	85 - 95
Estabilización por contacto (biofilm)	85 - 90
Lagunas de estabilización	85 - 95
Zanjas de oxidación	90 - 95

Tratamiento de las aguas residuales industriales

El tratamiento de las aguas residuales industriales se puede realizar mediante las siguientes alternativas:

a) **Tratamiento combinado.** Se refiere al tratamiento de las descargas industriales con aguas residuales de origen doméstico. De esta manera se unen esfuerzos entre la industria y el municipio y se aprovechan las ventajas de economía a escala lo cual significa menor costo de tratamiento por inversión inicial, operación y mantenimiento.

Otra ventaja del tratamiento conjunto para las descargas industriales es la capacidad amortiguadora de los desechos domésticos.

b) **Tratamiento separado.** Este tratamiento se refiere a la conveniencia de tratar las descargas de una misma industria en forma separada cuando las características de sus contaminantes requieren de un tratamiento especial. Puede ser total o parcial dependiendo de las condiciones particulares de las descargas.

c) **Compensación, homogenización y dosificación.** Esta opción se aplica a las industrias que dependen del suministro de materias primas y de las jornadas de trabajo y que por lo tanto no tienen una producción continua y tampoco sus aguas residuales tienen un flujo constante.

La homogenización se realiza mediante tanques de retención para lograr un efluente de características uniformes en cuanto a caudal, pH, DBO, sólidos suspendidos, etc. El volumen del tanque varía de acuerdo al gasto de la descarga y está en función de los ciclos de operación que pueden ser de 2 horas o más, el tanque deberá almacenar el flujo de un ciclo de operación. También varían según el tipo de contaminantes,

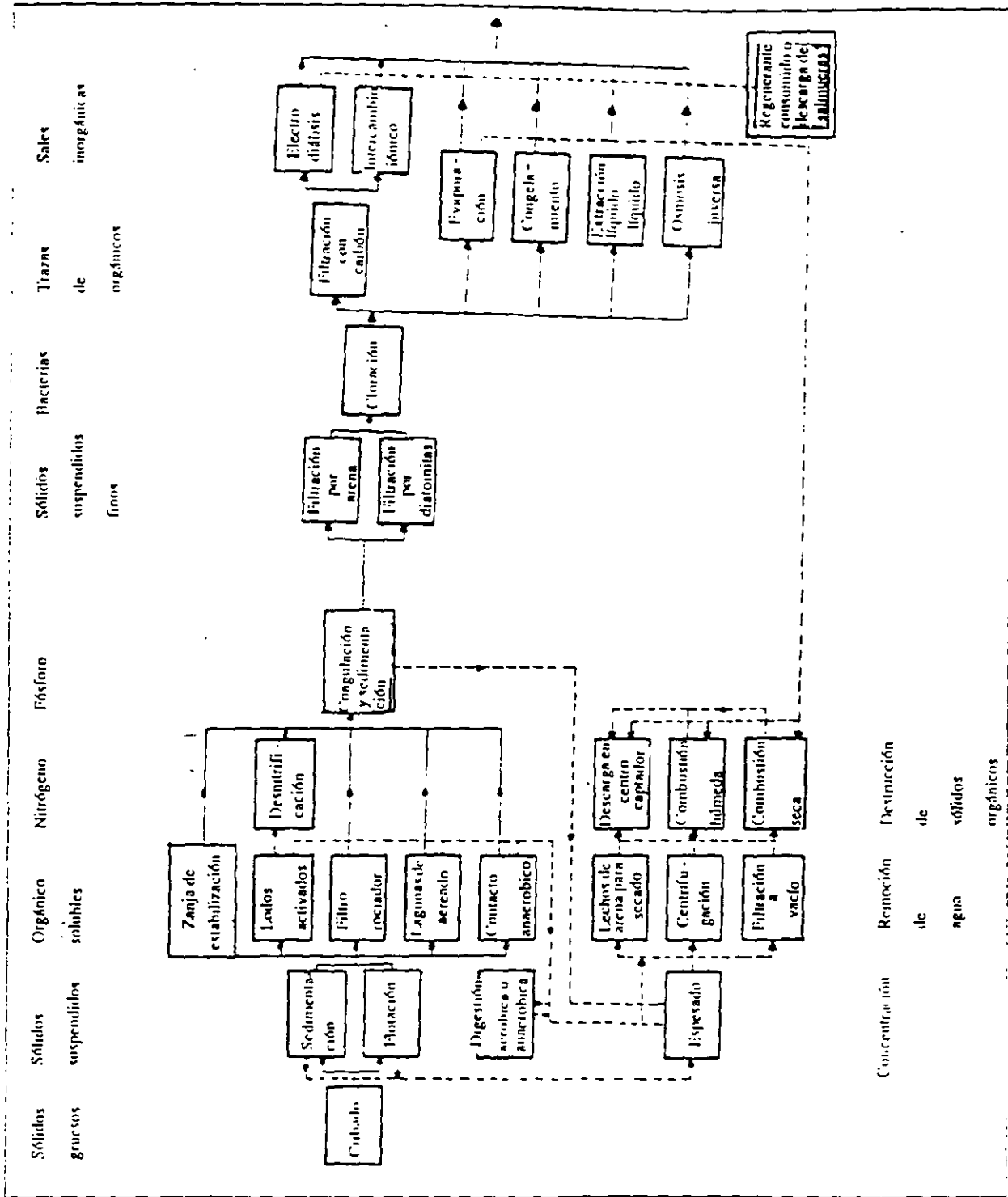


Figura 5.1: Alternativas de operaciones unitarias para tratamiento primario, secundario y terciario de efluentes residuales.

5.0 OPERACIÓN DE LAS INSTALACIONES

5.1 PRETRATAMIENTO

El objetivo del tratamiento de las aguas residuales es la remoción de sustancias contaminantes a fin de evitar efectos negativos en la calidad de los cuerpos de agua receptores, y para lograr que la calidad del agua sea la adecuada para las necesidades de los usuarios.

La etapa inicial del tratamiento se denomina pretratamiento, y se usa para homogenizar el influente de la planta, separar grasas y aceites, eliminar sólidos de tamaño muy grueso tales como basura y material sedimentable mayor de 10 micras.

Algunos autores clasifican el tratamiento de acuerdo a los contaminantes que se separan, en primario; secundario y terciario. El tratamiento primario se usa para remover sólidos suspendidos, ajustar pH y romper emulsiones. El secundario remueve materia orgánica biodegradable, entre el 80 y 95% del total. El terciario elimina sustancias orgánicas resistentes al tratamiento biológico, como detergentes, plaguicidas, nutrientes, metales pesados y microorganismos patógenos.

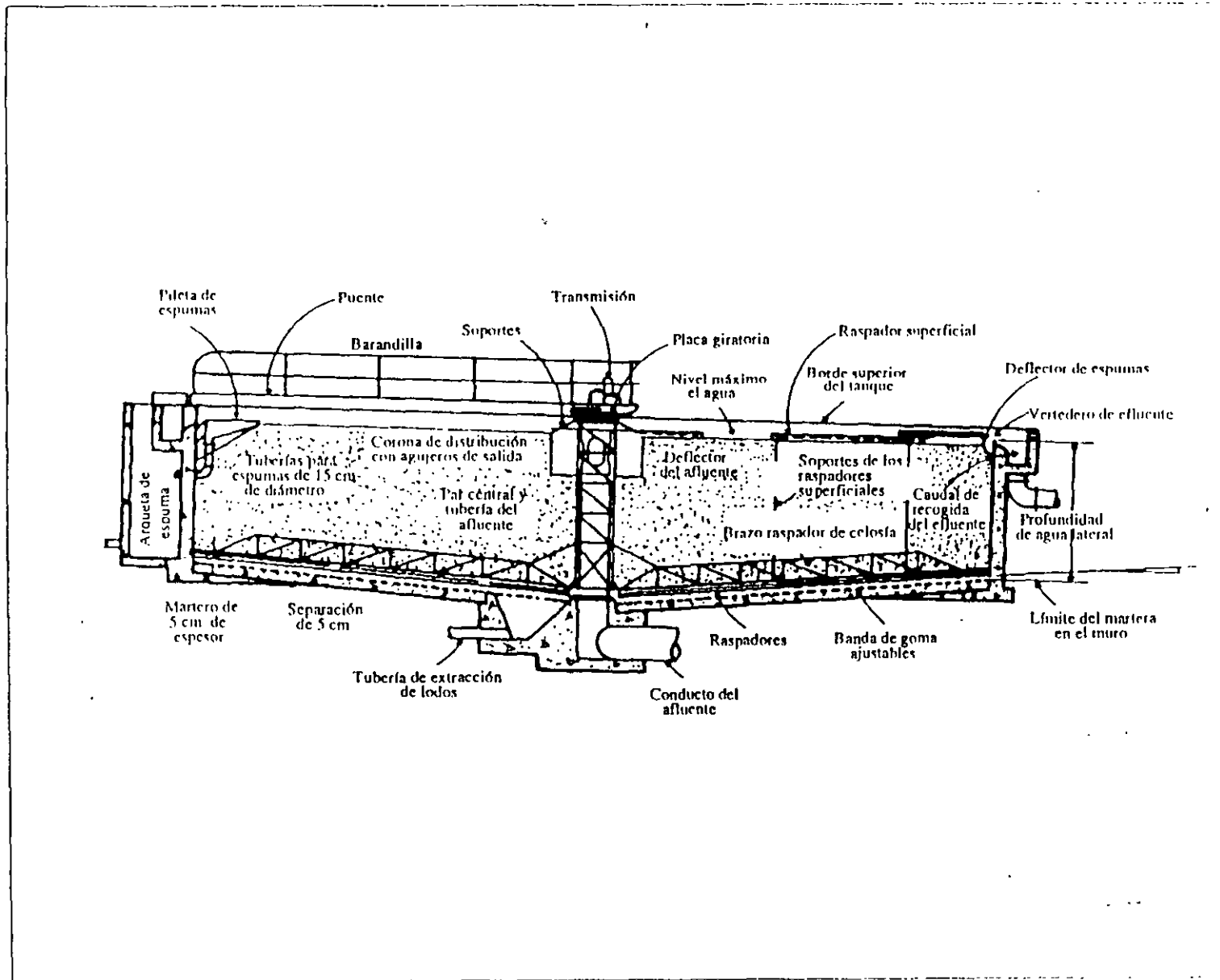
También el tratamiento de los lodos forma parte del tratamiento del agua residual y consiste en digerir o acondicionar los sólidos separados en el pretratamiento y en las fases primaria, secundaria y terciaria, hasta obtener un residuo inerte.

En la Figura 5.1 se presenta un diagrama de los procesos más comúnmente utilizados en el tratamiento de aguas residuales, desde la separación de sólidos gruesos, sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes, eliminación de bacterias y microorganismos patógenos, trazas de compuestos orgánicos e inorgánicos, incluyendo el tratamiento de los lodos que se generan en cada uno de los procesos anteriores. Este diagrama muestra la complejidad que puede llegar a tenerse en un tratamiento completo de las aguas residuales.

En el caso de elegir un tratamiento para la remoción de contaminantes biodegradables se tienen varias alternativas para seleccionar el que más convenga de acuerdo al caudal, eficiencia esperada y costos, a manera de ejemplo se presentan en la Tabla 5.1 las eficiencias esperadas en diversos tipos de tratamiento biológico

La industria farmacéutica sigue utilizando agua destilada en algunas aplicaciones. Por otra parte, los procesos térmicos de purificación del agua tienen su aplicación en la obtención de agua potable a partir del agua de mar cuando se dispone de importantes recursos energéticos a bajo costo.

Fig. 5.21: Tanque circular de sedimentación primaria (de Inflicco).



Diseño de sedimentadores

En general, cuando se trata de hacer el diseño de un sedimentador para una descarga de aguas residuales de características particulares, como son los desechos industriales, se deben hacer pruebas de sedimentación en columna, para obtener los datos de diseño. Dichas pruebas proporcionan los datos del perfil de sedimentación donde se relacionan la profundidad, el tiempo de retención y la eficiencia en la remoción de los sólidos sedimentables, de esta información se calcula la relación entre la carga superficial y el % de remoción de sólidos sedimentables, para el tiempo de retención y la profundidad deseados:

El porcentaje de remoción de sólidos suspendidos esta en función de la carga superficial, la cual se expresa como caudal medio diario de aguas residuales dividido entre el área superficial del sedimentador:

$$q_s = Q_m / A_s$$

donde: q_s = carga superficial, $m^3/día m^2$

Q_m =caudal medio, $m^3/día$

A_s = área superficial, m^2

Se recomienda que la carga superficial no exceda de $24 m^3/día m^2$ para flujos menores de $4000 m^3/día$ y para flujos mayores no exceda de $32 m^3/día m^2$.

Otro factor de diseño importante es el tiempo de retención, el cual se proyecta de 90 a 150 minutos, para caudales medios de agua residual, dependiendo del tipo de agua que se trate y las pruebas de laboratorio previas al diseño.

En el caso de los sedimentadores primarios que sean usados antes de un tratamiento secundario biológico, podrán ser diseñados con tiempos de retención menores (30-60 minutos) y cargas de superficie mayores de las usadas comunmente en los tanques de sedimentación que son utilizados como único tratamiento.

Ejemplo de una prueba de sedimentación.

El siguiente es un ejemplo típico de una prueba de sedimentación en columna, para ésto se requiere de una columna como la que se muestra en la Figura 5.22 con una altura de 8 pies (2.40 m), y puertos de muestreo a los 2, 4 y 6 pies.

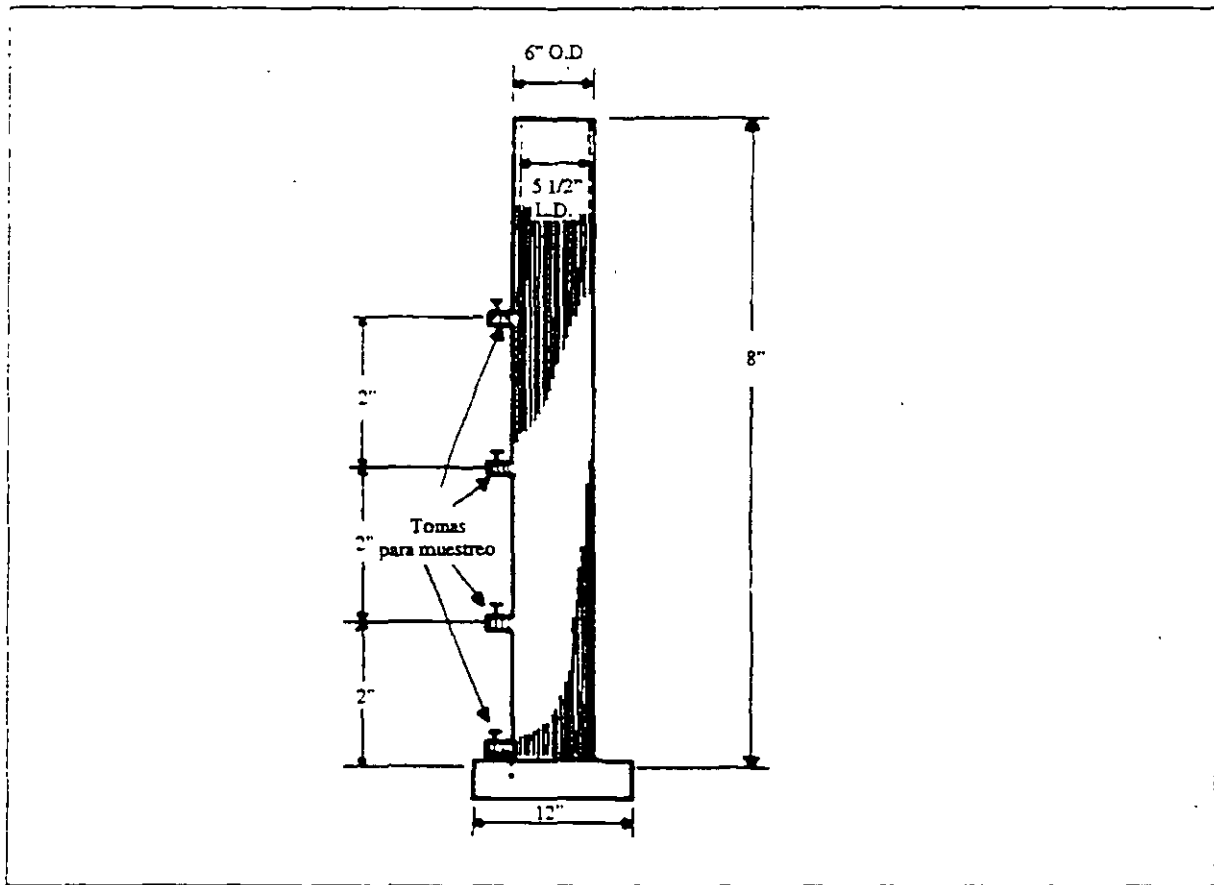


Figura 5.22: Columna de sedimentación.

El procedimiento que se sigue consiste en:

- 1) Llenar la columna con agua residual manteniendo una concentración uniforme de sólidos suspendidos a lo largo de la columna al inicio de la prueba.
- 2) A tiempos predeterminados se toman muestras de cada puerto y se miden las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST).
- 3) Se calcula el porcentaje de sólidos suspendidos en cada muestra (SST), con respecto a la concentración inicial SST₀.

Fracción de sólidos remanentes en suspensión para cada muestra:
muestra:

$$x = SST / SST_0$$

en porcentaje:

$$y = SST/SST_0 (100)$$

Fracción de sólidos removida:

$$1 - x$$

en porcentaje:

$$z = 100 - y$$

Los datos de porcentajes de remoción calculados en el laboratorio se muestran en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3
Porcentajes de remoción

Tiempo (min)	Profundidad de muestreo en la columna (pies)		
	2	4	6
5	41	19	15
10	55	33	31
20	60	45	38
40	67	58	54
60	72	62	59
90	73	70	63
120	76	74	71

4) Los datos de porcentajes de remoción de la Tabla 5.3 se grafican para construir el perfil de sedimentación que se muestra en la Figura 5.23 En esta figura se tienen los porcentajes de sedimentación con respecto a la profundidad de la columna y al tiempo de retención.

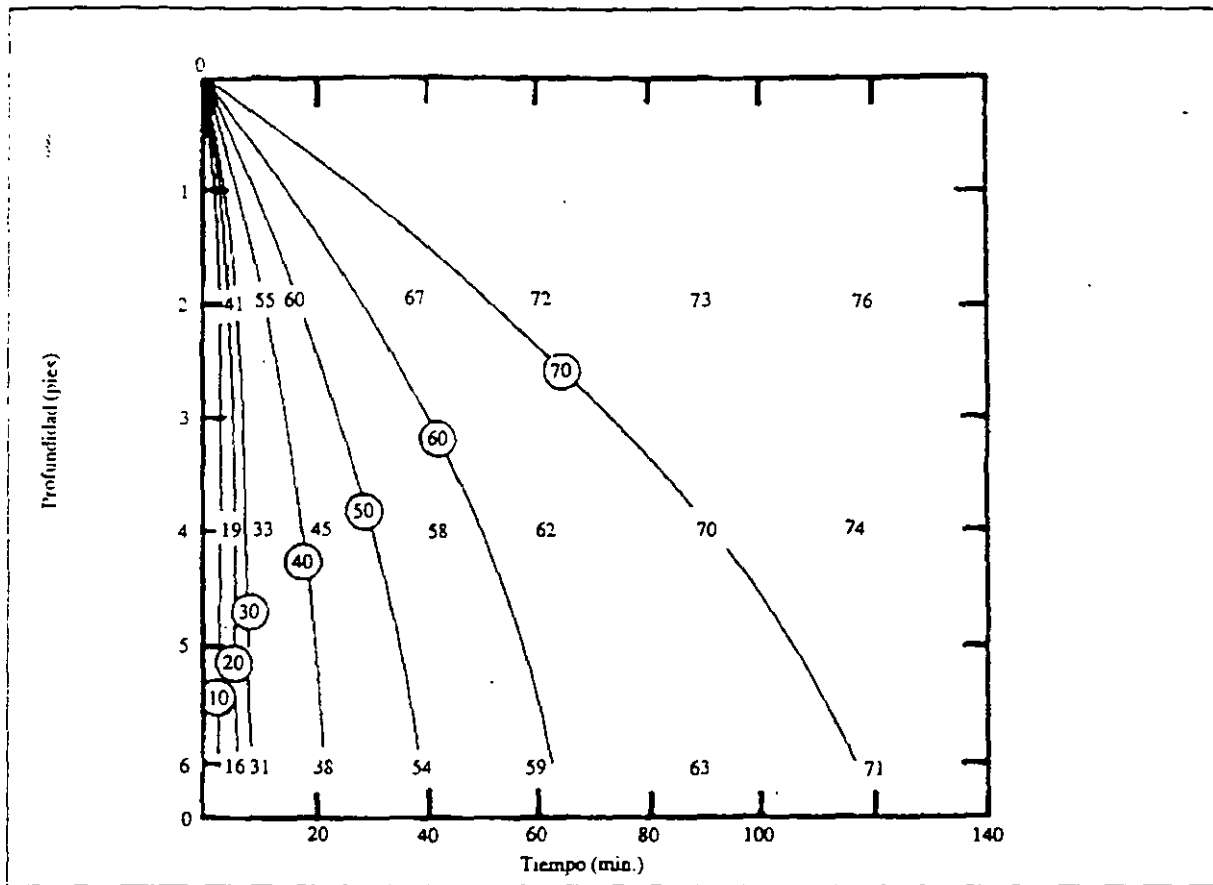


Figura 5.23: Perfil de sedimentación.

En las ordenadas se indica la profundidad desde el nivel del agua hasta el fondo de la columna, de cero a 6 pies. En las abcisas se indica el tiempo en minutos desde el inicio de la prueba en que se toma la muestra para la determinación de la concentración inicial de sólidos SSTo. Los datos de la Tabla 6.1 se indican en la gráfica, haciendo corresponder los valores de % de SST removidos para cada una de las profundidades a los diferentes tiempos. A partir de estos valores se dibujan las líneas de % de remoción.

5) A partir de la figura 5.23 se puede elegir una profundidad para el tanque de sedimentación y continuar con los cálculos de la siguiente manera.

Para una profundidad de 6 pies.

Se calculan la velocidad de sedimentación, el % de remoción y la carga superficial para cada tiempo.

Por ejemplo, para 23 minutos y 6 pies de profundidad, la velocidad de sedimentación V_s es igual a:

$$V_s = H / t$$

donde H es la profundidad a la cual se tomó la muestra y t es el tiempo en que fue tomada.

$$V_s = (6 \text{ pies}) (60 \text{ min}) / (23 \text{ min}) \text{ hora} = 15.6 \text{ pies / hora}$$

El porcentaje total de remoción de sólidos para 23 min y 6 pies, se calcula tomando el % de remoción a la profundidad de 6 pies y se suman los porcentajes que corresponden a intervalos de 10 hasta llegar a la profundidad cero. Así se tiene:

Porcentaje de remoción de sólidos:	
100 % de remoción del 40 %	40%
1er. intervalo 4.2/6 (10)	7.0
2o. intervalo 2.3/5 (10)	3.8
3er. intervalo 1.3/6 (10)	2.3
4o. intervalo 0.5/6 (10)	0.9
Remoción total para 23 min.	54.0%

La carga superficial CS en galones por día por pie.cuadrado se calcula a partir de la velocidad de sedimentación V_s

$$\text{Siendo. } CS = V_s \text{ (pies/h x 24 h / día x 7.48 gal / pie}^3\text{)}$$

$$CS = 179.5 V_s$$

Para 23 minutos tenemos:

$$V_s = 15.6 \text{ pie/h}$$

$$CS = 179.5 \times 15.6$$

$$CS = 2800 \text{ gal/día/pie}^2$$

De esta manera se calculan los valores correspondientes a cada tiempo, obteniendo los resultados que se muestran en la Tabla 5.4

Tabla 5.4

Tiempo (min)	V_s (pie/h)	% remoción de SS	CS (gdp/pie ²)
5	72.0	33	12,950
7	51.5	34	9,300
9	40.0	39	7,200
23	15.6	54	2,800
38	9.5	62	1,710
63	5.7	69	1,025
116	3.1	72	560

6) Con los resultados de la Tabla 5.4 se grafican los valores de % de remoción contra carga superficial como se muestra en la Figura 5.24. Asimismo se grafican el % de remoción de sólidos suspendidos contra el tiempo de sedimentación como se muestra en la figura 5.25

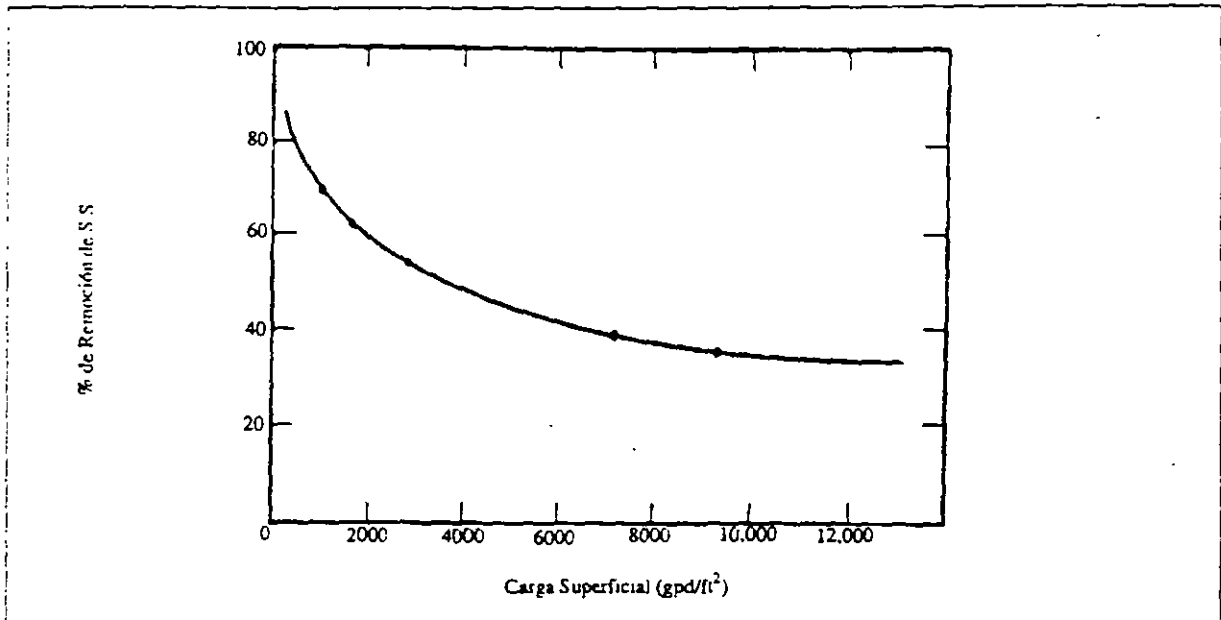


Figura 5.24: Relación carga superficial-remoción sólidos.

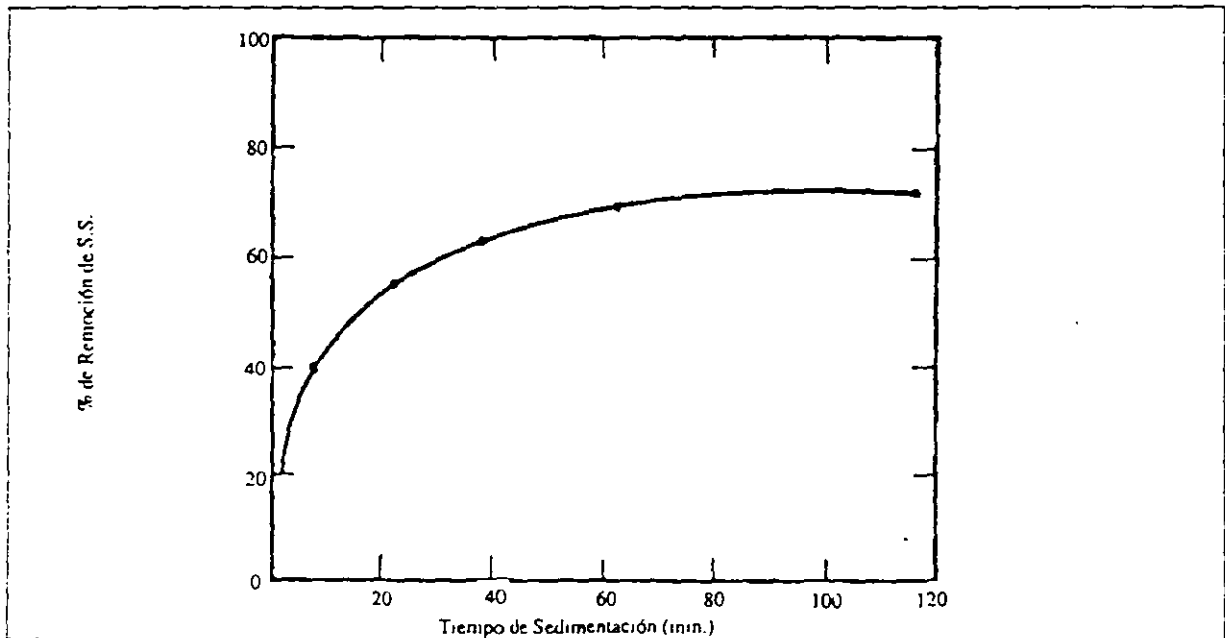


Figura 5.25: Relación tiempo de retención retención-reacción.

Aplicación.

Diseñar un tanque de sedimentación primaria para obtener una concentración máxima de sólidos suspendidos de 100 mg/l. si la descarga de aguas residuales tiene un caudal de 2.0 MGD y una concentración inicial de sólidos suspendidos de 300 mg/l. Suponiendo que la prueba de sedimentación en columna proporcionó los resultados anteriores, se tiene:

1) El porcentaje de remoción requerido es:

$$\% = (300-100) (100)/300 = 66.6\%$$

2) De la Figura 5.24 la carga superficial teórica es 1200 gpd/pie². Usando el factor de 1.5 tenemos:

$$CS = 1200/1.5 = 800 \text{ gpd/pie}^2$$

3) De la Figura 5.25 el tiempo de retención teórico para una remoción del 66.6 % es 50 min. Usando un factor 1.75 se tiene:

$$Tr = (50) (1.75) = 88 \text{ min.} = 1.5 \text{ h.}$$

4) El área superficial requerida será:

$$[(2) (10^6) \text{ gal/día}] (\text{aía pie}^2) / (800 \text{ gal}) = 2500 \text{ pie}^2$$

5) Si se desea un clarificador circular el diámetro será:

$$d = (2500/0.785)^{1/2} = 56.5 \text{ pies.}$$

5.3 . TRATAMIENTO SECUNDARIO

El tratamiento secundario es el proceso complementario de la depuración de las aguas residuales, consistente en una serie de operaciones y procesos químicos y/o biológicos al que son sometidos los efluentes del tratamiento primario.

Durante el pretratamiento y el tratamiento primario de las aguas residuales se separa principalmente una gran parte de los sólidos suspendidos y sedimentables, aquellos que fueron retenidos por los sistemas de rejillas, desarenadores, trituradores y los que tuvieron la capacidad de sedimentar en el tiempo de retención límite de los sedimentadores primarios. Así, tenemos que los efluentes de un tratamiento primario, contienen aún sólidos suspendidos finos, sedimentables (principalmente coloides) y solubles, los cuales deben ser separados para obtener un agua apropiada para su disposición final en los cuerpos receptores.

El tratamiento secundario agrupa los procesos y operaciones unitarias, capaces de eliminar de los efluentes primarios, los sólidos que aún contienen.

Los procesos utilizados en el tratamiento secundario se clasifican en: fisicoquímicos y biológicos.

. Tratamiento fisicoquímico

El desarrollo industrial que surgió después de la segunda guerra mundial, generó una diversidad de residuos industriales que era necesario tratar para recuperar subproductos y disminuir la contaminación de las aguas, esto propició el desarrollo de los procesos fisicoquímicos para el tratamiento de las aguas residuales; muchos de ellos enfocados al tratamiento de sustancias contaminantes específicas como son los metales, fosfato, nitrógeno y compuestos orgánicos sintéticos.

El tratamiento químico se usó ampliamente en los E.U., en los años de 1890 y a principios de los 1900; pero con el desarrollo del tratamiento biológico, se abandonó el uso de reactivos químicos. A principio de 1930 se desarrollaron nuevos métodos de tratamiento químico y se instalaron un buen número de plantas. A partir de 1970 se tuvo un renovado interés en usar el tratamiento químico lo cual originó el desarrollo de nuevos procesos.

Los procesos fisicoquímicos pueden servir para favorecer la sedimentación de la materia en suspensión; pero son especialmente útiles para eliminar la materia coloidal y los sólidos orgánicos disueltos, los cuales sin reactivos químicos jamás sedimentarían; estas sustancias son muchas veces responsables de la turbidez, color y DBO de las aguas residuales.

Los procesos fisicoquímicos son en general más costosos que los procesos biológicos, sin embargo las limitaciones de los biológicos para tratar residuos tóxicos como metales y sustancias orgánicas sintéticas ha hecho que los procesos fisicoquímicos sean adaptados para descargas industriales de características agresivas a los procesos biológicos, a veces como un tratamiento previo al biológico y otras como un tratamiento único.

Los procesos fisicoquímicos involucran las operaciones unitarias y los procesos de precipitación química, coagulación química, floculación y sedimentación o filtración.

§ Precipitación química

La precipitación química descubierta en 1762, se comenzó a aplicar en Inglaterra en 1870 como un método de tratamiento de aguas residuales, usando cal como precipitante en la mayoría de los casos, algunas veces sola y otras combinada con cloruro de calcio o de magnesio, aluminio, sulfato ferroso, carbón, etc.

En general, la precipitación química involucra la adición de reactivos químicos específicos para eliminar las sustancias disueltas en el agua en su estado natural con el fin de potabilizarla, o para separar los contaminantes en aguas residuales.

En la precipitación química se separan las sustancias disueltas del agua o agua residual por medio de productos químicos solubles, los cuales al agregarse al agua, son liberados y sus iones reaccionan con los iones existentes en ella, formando precipitados.

En el pasado la precipitación química se ideó para ayudar a la remoción de los sólidos suspendidos y de la DBO en los siguientes casos:

- Cuando se tuvieran variaciones estacionales en la concentración de los desechos.
- Cuando se necesitara un grado de tratamiento intermedio.
- Como un auxiliar para el proceso de sedimentación.

Más recientemente (1970), la precipitación química ha tenido un interés renovado por las aplicaciones siguientes:

- Se puede usar eficazmente para la remoción de fósforo de los efluentes de las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales.

- Combinado con adsorción con carbón activado se logra un tratamiento completo, pudiéndose aplicar a los casos de aguas residuales que contengan compuestos orgánicos resistentes al tratamiento biológico.

- La floculación del hierro por medio de cal añadida al agua o agua residual.

- La precipitación del hierro y manganeso por oxidación con oxígeno disuelto en el agua suministrado por aereación.

- El ablandamiento del agua por adición de cal, precipitando la dureza de carbonatos y de carbonato de sodio para precipitar la dureza de no carbonatados.

- La precipitación de fluoruros del agua por adición de fosfato tricalcico, o por la coprecipitación con los iones de magnesio en el ablandamiento de aguas.

En los procesos fisicoquímicos se emplean muy diversas sustancias como precipitantes. Los más comunes se presentan en la Tabla 5.5. El grado de clasificación obtenida depende de la cantidad del reactivo usado y del cuidado con que se controle el proceso.

Es importante aclarar que cuando se añaden compuestos químicos para tratamiento del agua, comúnmente se utiliza el término de precipitación química indistintamente si se trata de una precipitación o coagulación, originando en algunas ocasiones confusión de terminología. Sin embargo, conociendo las definiciones de uno y otro término, se puede diferenciar, en que casos se aplica precipitación, coagulación o ambas a la vez.

Tabla 5.5
Productos químicos usados para la precipitación química de las aguas residuales

Producto químico	Fórmula química	Peso molecular
Sulfato de alúmina	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$	666.7
Sulfato de fierro	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$	278.0
Acido sulfúrico	H_2SO_4	98.0
Anhidrido sulfuroso	SO_2	64.0
Cloruro férrico	$FeCl_3$	162.1
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	400.0
Cal (apagada)	$Ca(OH)_2$	94.0
Cal (viva)	CaO	56.0

Aplicando precipitación y coagulación es posible obtener un efluente claro, libre de materia en suspensión o en estado coloidal.

La diversidad de reactivos que se aplican actualmente en la precipitación química y la coagulación hace que estos tratamientos se adapten a la remoción de sustancias muy diversas.

Los compuestos químicos utilizados en la precipitación y coagulación, deben cumplir las siguientes características:

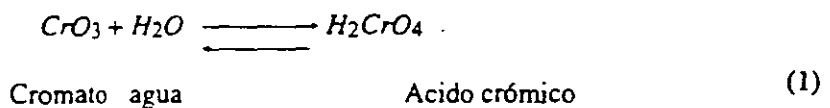
- Ser compuestos químicos que se encuentran normalmente en las aguas naturales, como por ejemplo, los hidróxidos y carbonatos.
- Tener cationes, que formen compuestos insolubles, tales como el hierro y aluminio trivalentes.
- Ser material químico que no produzca residuos tóxicos.

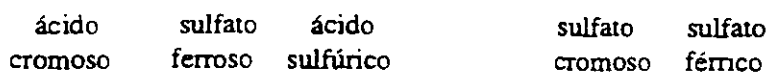
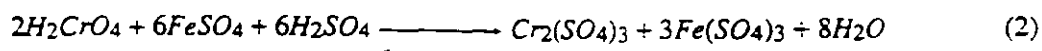
En el proceso de precipitación química, además de los reactivos químicos empleados, son importantes y complementarias al proceso, las operaciones de dosificación, mezclado, floculación o agitación, y clarificación secundaria o filtración.

En el tratamiento químico se generan lodos residuales, compuestos por los floculos producidos por los reactivos químicos empleados y los sólidos (suspendidos, sedimentables y disueltos) separados del agua residual.

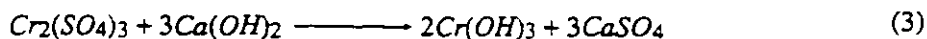
Reducción y precipitación del cromo con Sulfato Ferroso y Cal.

El sulfato ferroso reacciona con el cromo hexavalente, oxidándose a sulfato férrico y reduciendo al cromo al estado trivalente. La reacción ocurre a pH de 3, por lo tanto es necesario controlar el Ph mediante la adición de ácido, las reacciones que tienen lugar son las siguientes:

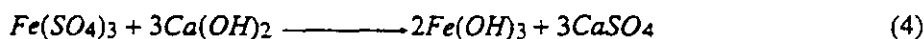




La precipitación del sulfato cromoso se efectúa mediante la adición de cal, teniendo la siguiente reacción:



La cal reacciona también con el sulfato férrico para producir hidróxido férrico con la siguiente reacción:



Coagulación química

Los efluentes de los sistemas de tratamiento primario, contienen material finamente dividido y coloides, los cuales por sus características fisicoquímicas no pudieron ser separados por dicho tratamiento.

Un coloide se puede definir como una partícula que se mantiene en suspensión debido a su tamaño extremadamente pequeño (1 a 200 m μ), a su estado de hidratación y su carga eléctrica superficial. Hay dos tipos de coloides, los hidrofóbicos y los hidrofílicos, que los hace reaccionar diferente en los medios en que se encuentren.

Es importante conocer qué tipos de coloides se encuentran en el efluente al que se le va a dar tratamiento, para conocer su comportamiento y elegir el medio químico más adecuado para su separación del agua a tratar.

Los coloides tienen en general, las siguientes características:

- Presentan movimiento Browniano.
- Son dializables. Se pueden separar cuando tienen bajo peso molecular, a través de una membrana semipermeable.
- Se difunden muy lentamente en comparación con los iones solubles.
- Tienen muy baja presión osmótica por su mayor tamaño en relación con los iones solubles.

Los coloides hidrofílicos (liofílicos), cuando se concentran pueden alcanzar valores muy altos de viscosidad y formar geles, en cambio, los hidrofóbicos (liofóbicos) no cambian su viscosidad por efecto de la concentración.

La diferencia entre los coloides hidrofílicos e hidrofóbicos se resume en la tabla 5.6

La coagulación es la desestabilización de un coloide a partir de la neutralización de su carga eléctrica y la agregación de partículas finas en suspensión.

La coagulación se lleva a cabo por medio de compuestos químicos que son adicionados al agua residual para propiciar la formación de flóculos.

En la coagulación química se efectúan reacciones químicas que desestabilizan las partículas en suspensión, propiciando su unión para formar flóculos y mediante una agitación mecánica controlada, se facilita el encuentro de las partículas, acelerando el proceso de floculación. Los flóculos se separan por sedimentación o filtración.

Tabla. 5.6
Características de los coloides hidrofílicos e hidrofóbicos

Característica	Hidrofóbicos	Hidrofílicos
Estado físico	Suspensión	Emulsión
Tensión superficial	Similar a la del medio	Mucho menor que la del medio
Viscosidad de suspensión coloidal	Similar a la de la fase dispersante	Mucho mayor a la de la fase dispersante
Efecto Tyndall	Muy pronunciado	Pequeño o totalmente ausente
Facilidad de reconstitución	De difícil reconstitución	Fácilmente reconstituible
Reacción a electrolitos	Fácilmente coagulable	Menos sensitivo a la acción de los electrolitos y requieren mayor dosis para coagular
Ejemplos	Oxidos de metales, sulfuros, haluros de plata, metales, bióxido de silicio	Proteínas, almidones, gomas, mucílagos y jabones

Mecanismos de coagulación

La coagulación se efectúa por tres mecanismos diferentes:

a) Reducción de cargas electrostáticas por adsorción de iones de carga contraria.

Este mecanismo se basa en que los coloides generalmente presentan cargas negativas, por consiguiente, la adsorción de cationes a partir de sales metálicas coagulantes, o de polímeros catiónicos, reducen o neutralizan su carga.

Los reactivos más comunes son:

Cal	Ca(OH)_2
Alumbre	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
Cloruro férrico	FeCl_3
Sulfato ferroso	FeSO_4
Sulfato férrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Aluminato de sodio	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$

b) Puentes de interpartículas por adsorción de grupos químicos específicos en cadenas de polímeros.

Algunos de los polímeros empleados como coagulantes, contienen grupos químicos específicos que pueden reaccionar sobre la superficie de partículas coloidales, ser adsorbidos y servir como puente entre las partículas. La coagulación por medio de polielectrolitos, depende de las condiciones existentes en el agua a tratar.

Los polímeros más comunes utilizados que presentan este mecanismo son:

- No iónicos (neutros). Se usan para acelerar el crecimiento del floculo aniónico, cuando la neutralización de las cargas no es un factor muy importante en la remoción de los sólidos suspendidos.

- Catiónicos. Se utilizan cuando el volumen del floculo causa problemas, tales como una sobrecarga, o cuando se necesita acortar el tiempo de filtrado. Los polímeros cationicos substituyen su carga positiva por el complejo de alumbre, formando una estructura mayor.

c) Adsorción de sólidos finamente divididos, por medio de hidróxidos alcalinos en forma de geles.

La adsorción con hidróxidos alcalinos se lleva a cabo dependiendo del pH. Los hidróxidos de fierro, aluminio y de magnesio, forman productos gelatinosos hidrolizados, los cuales son extremadamente efectivos en el secuestro de partículas finas de otros materiales. Los hidróxidos son formados mediante la reacción de las sales metálicas con los iones OH^- , a pH elevado. Los polímeros orgánicos no forman productos hidrolizados de importancia para este mecanismo.

Ejemplos:



Para que se efectúen estas reacciones es necesario controlar la dosificación, la cual debe ser muy baja.

Tipos de coagulantes químicos y sus reacciones

Los coagulantes más comunes son las sales de fierro y aluminio. Los iones precipitantes presentes en estas sales son liberados por la alcalinidad en el agua o producida por la adición de carbonato de sodio o cal.

Los reactivos que se añaden al agua residual en la precipitación o coagulación química, reaccionan con las sustancias que normalmente están presentes en el desecho o que se adicionan con este propósito. La cantidad de reactivos usados generalmente se expresan en Kg/m^3 de agua tratada. Las reacciones simplificadas de los coagulantes más usados se presentan a continuación.

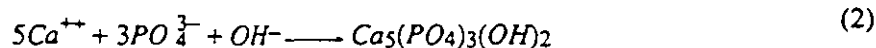
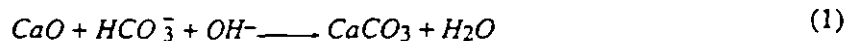
Cal o Hidróxido de calcio.

El hidróxido de calcio o cal por su bajo costo ha sido usado ampliamente como primer paso en la sedimentación.

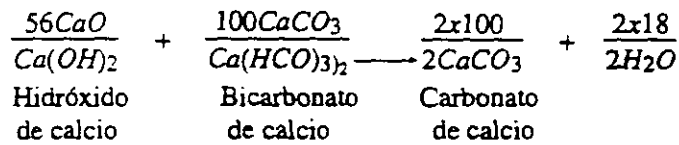
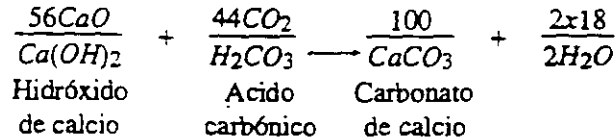
Existen dos tipos de cal: Cal viva (CaO) y cal apagada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). El tipo de cal que se usa para el tratamiento depende de las necesidades del proceso.

La cal promueve la coagulación debido al incremento del pH en las aguas de desecho y reacciona con los bicarbonatos y fosfatos formando precipitados de carbonato de calcio, hidroxiapatita de calcio e hidróxido de magnesio. La precipitación de este último puede empezar a un pH de 9.5 pero no es completa hasta un pH de 11.

La cal reacciona con la alcalinidad natural del bicarbonato, precipitándose el carbonato de calcio (CaCO_3). El exceso de los iones de calcio (Ca^{++}) reaccionarán con el fósforo, precipitándose la hidroxiapatita. Las reacciones químicas se resumen en las ecuaciones siguientes:



La cal es utilizada conjuntamente con el sulfato ferroso, para formar el precipitado de hidróxido férrico. Generalmente se requiere más cal cuando se usa sola que cuando se utiliza con el sulfato de fierro. Los principios de la clarificación con cal se explican con las siguientes reacciones:



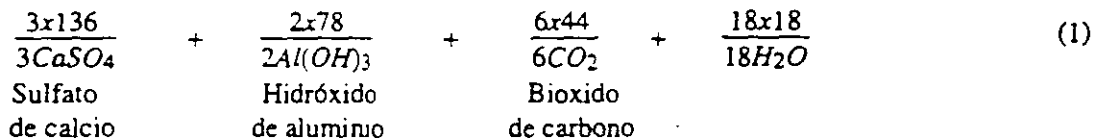
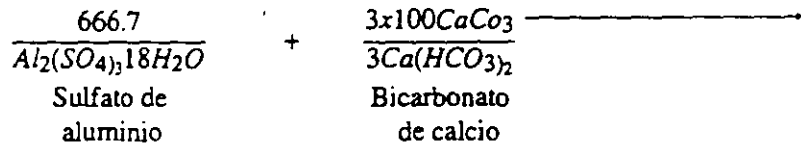
Se debe adicionar una cantidad suficiente de cal para que se combine con el ácido carbónico libre y con el ácido carbónico de los bicarbonatos, para producir el carbonato de calcio, el cual actúa como coagulante.

Si se usa mucha cal en el tratamiento, algo de la materia orgánica suspendida se puede disolver por la fuerza cáustica del hidróxido de calcio y el efluente puede resultar peor que el agua residual original. También, si se usa poca cal, el efluente no llega a clarificarse.

Cuando los aguas residuales industriales contienen ácidos minerales o sales ácidas, éstas se deberán neutralizar antes del tratamiento químico.

Sulfato de alúmina (alumbre)

Cuando se añade alumbre a un agua residual que contiene alcalinidad de bicarbonato de calcio y magnesio, la reacción que ocurre se puede representar de la forma siguiente:



El hidróxido de aluminio es un floculo insoluble gelatinoso que sedimenta lentamente en el agua residual, atrapando materia suspendida y produciendo otros cambios. La reacción es similar cuando se tiene bicarbonato de magnesio en lugar de las sales de calcio. Los números sobre las fórmulas químicas son la combinación de los pesos moleculares de las diferentes sustancias y denotan qué cantidad de cada

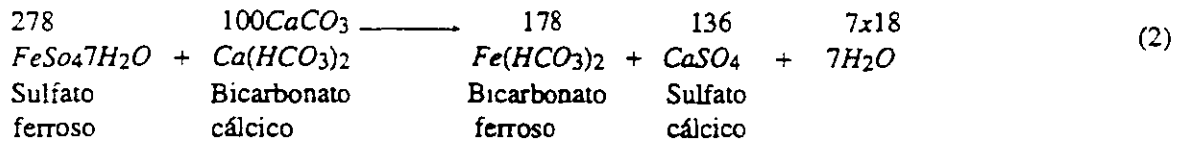
una reacción. Debido a que la alcalinidad se reporta en términos de carbonato de calcio (CaCO_3), el peso molecular es 100, la cantidad de alcalinidad necesaria para reaccionar con 10 mg/l de alumbre es:

$$10.0 \times (3 \times 100) / 666.7 = 4.5 \text{ mg/l}$$

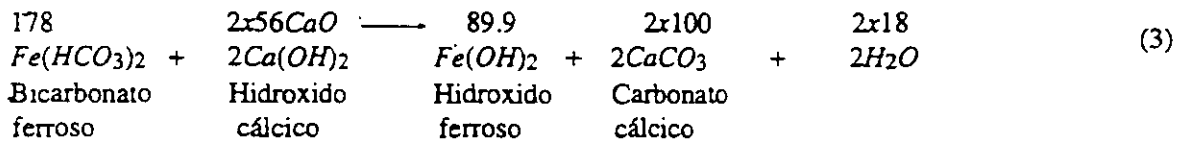
Si se tiene menos de esta cantidad disponible, se deberá aumentar. La cal se emplea comúnmente para este propósito cuando es necesario, pero es raro en el tratamiento de aguas residuales.

Sulfato ferroso y cal

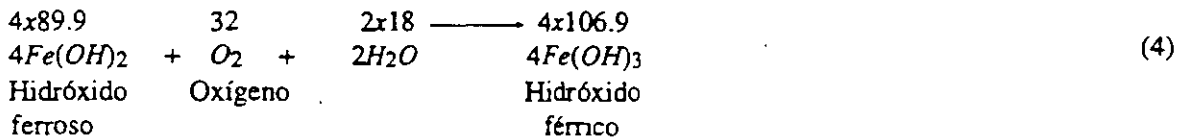
En la mayoría de los casos el sulfato ferroso no se emplea sólo como precipitante, se debe adicionar cal al mismo tiempo, para formar el precipitado. La reacción con sulfato ferroso se muestra en la siguiente ecuación:



Si se adiciona cal en forma de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ la reacción que tiene lugar es:



El hidróxido ferroso se oxida luego a hidróxido férrico, con el oxígeno disuelto en el agua:



El hidróxido férrico formado es un floculo gelatinoso insoluble, similar al de la alúmina. De acuerdo a las reacciones tenemos que:

Para 10 mg/l de sulfato ferroso se necesita:

Alcalinidad:

$$10.0 \times (100/278) = 3.6 \text{ mg/l}$$

Cal:

$$10.0 \times (2 \times 56) / 278 = 4.0 \text{ mg/l}$$

Oxígeno:

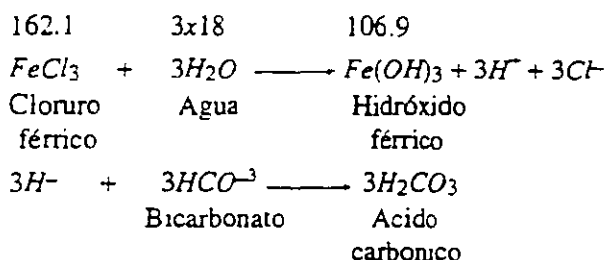
$$10.0 \times 32 / (4 \times 278) = 0.29 \text{ mg/l}$$

Durante el tratamiento, la oxidación se favorece a un pH alto, el cual se logra con un exceso de cal. En el tratamiento de las aguas residuales, la experiencia ha demostrado que los mejores resultados se obtienen adicionando en exceso la cal hasta producir un color rosa a la fenolftaleína como indicador.

Puesto que la formación del hidróxido férrico depende del oxígeno disuelto, la ecuación (4) no se completa si las aguas residuales industriales no contienen oxígeno. Se puede usar sulfato férrico en lugar del sulfato ferroso y se evitan la adición de cal y la necesidad de oxígeno disuelto.

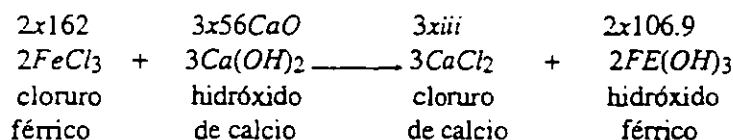
Cloruro férrico

Las reacciones del cloruro férrico son las siguientes:



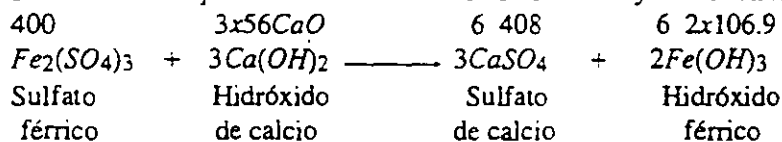
Cloruro férrico y cal

Las reacciones del cloruro férrico y cal son las siguientes:



Sulfato férrico y cal

Las reacciones que se efectúan entre el sulfato férrico y la cal son las siguientes:



. Selección de coagulantes químicos

Para una adecuada selección de los coagulantes se deben tomar en cuenta los siguientes parámetros:

a) Los tipos y cantidades de productos químicos que van a ser utilizados como coagulantes, floculantes y controladores de pH.

b) Su manejo y forma de alimentarse.

La selección más adecuada del tipo de coagulante deberá estar basada en la "prueba de jarras" (determinación empírica) y en la medición de potencial Z (determinación teórica); ambas deben realizarse para optimizar el tratamiento.

Prueba de jarras

La prueba de jarras es el método más usado para determinar las dosificaciones de los coagulantes, simulando el proceso completo de coagulación- floculación.

El aparato para prueba de jarras consiste en un sistema de agitación mecánica que se coloca en seis recipientes donde se pondrán las muestras de agua residual.

Los objetivos de la prueba son determinar el pH óptimo y la dosis mínima de reactivo con los cuales se logra la máxima eficiencia de remoción.

El procedimiento es el siguiente:

1) Seleccionar la longitud de onda apropiada en un colorímetro para evaluar el color del agua. Determinar el % de transmitancia. Si se trata de un agua residual determinar la DQO.

2) Determinar la dosis mínima aproximada con la cual se llegan a formar flóculos en el agua. Esto se calcula agitando lentamente 200 ml de agua cruda en un vaso de precipitados y adicionando el coagulante en dosis de 1 ml, hasta que se note la primera evidencia de flóculos (el pH no debe bajar de 6, se ajusta si es necesario).

3) Tomar seis muestras de 1 litro, del agua que se va a tratar, ajustarles el pH a cada una con valores de 4, 5, 6, 7, 8 y 9; agregar la dosis aproximada de reactivo calculada en el paso anterior.

4) Mezclar las muestras rápidamente de 1 a 5 minutos y luego se baja la velocidad de mezclado a menos de 20 rpm durante 15 a 20 minutos o más. La agitación rápida asegura la dilución del coagulante, mientras que la agitación lenta permite la formación del flóculo. Anotar el tiempo de formación de flóculo visible en cada una de las muestras. Después de la floculación, se dejan sedimentar todas las muestras y se mide el pH final.

5) Determinar el color residual como % de transmitancia y la DQO contra el pH para seleccionar el pH óptimo.

6) Tomar nuevamente seis muestras de un litro del agua y ajustarlas al pH óptimo que se determinó en el punto anterior. La cantidad de coagulante que se va a adicionar a cada vaso varía del 25 al 200% de la dosis mínima aproximada del punto 2. En la Tabla 5.7 se muestra un ejemplo.

Al variar las cantidades de coagulante puede resultar una variación en el pH de las muestras por lo cual éste debe ser ajustado durante la prueba.

Tabla. 5.7
Ejemplo para dosis de coagulante.
(Si la dosis aproximada es 200 mg/l)

Concentraciones de prueba. mg coagulante / l	ml de coagulante (usando solución al 1 %)*
50	5.0
125	12.5
175	17.5
225	22.5
300	30.0
400	40.0

Si el volumen de la solución es más del 5% de la muestra, entonces se deberá usar una solución más concentrada

7) Mezclar las muestras rápidamente de 1 a 5 min. y se baja la velocidad para propiciar la floculación durante 15 a 20 min.

8) Dejar sedimentar las muestras y medir el % de transmitancia y la DQO de la muestra más clarificada. Medir el pH final.

9) Elegir la dosis óptima.

10) Medir el nivel del lodo sedimentado.

11) Calcular la cantidad de reactivos necesarios por metro cúbico de agua a tratar; tanto para ajustar el pH como la dosis de coagulante.

La prueba se repite para cada reactivo en particular.

Determinación del potencial Z.

La medición de la carga eléctrica de la partícula es otro procedimiento que se emplea para controlar el proceso de coagulación. La carga está distribuida en dos capas acuosas adyacentes en la partícula: la capa interior del agua y los iones contenidos en ella, está fuertemente anclada a la partícula y se mueve con ella a través de la solución; la capa exterior, es parte de la fase acuosa total y se mueve independientemente de la partícula. Las cargas no son medibles en estos espesores. Sin embargo el potencial Z, que es la carga residual en la interfase entre la capa ocluida y la fase acuosa móvil, puede determinarse indirectamente con aparatos especiales.

La determinación del potencial Z se realiza de la forma siguiente:

Tomar una muestra de agua que contenga flóculos, vaciarla en una celda de plástico especial, y observarla al microscopio. Con la ayuda de un rectificador de corriente directa, las partículas cargadas eléctricamente emigrarán al electrodo que tenga la polaridad contraria. La velocidad de migración será proporcional a la carga de la partícula y al voltaje aplicado. La velocidad puede ser calculada observando el tiempo que toma a la partícula viajar una cierta distancia, la cual se mide a través de un micrómetro ocular. El punto de control es usualmente de 0 a 10 milivolts.

El potencial Z puede obtenerse de una gráfica, que combina la velocidad de la partícula con los parámetros medidos en los instrumentos.

Cuando se quiere controlar la coagulación por medio del potencial Z, las muestras de agua se dosifican con diferentes concentraciones de coagulantes, y se realizan las determinaciones del potencial Z. Los valores obtenidos se grafican para cada muestra. La dosificación y tipo de coagulante que produce el valor óptimo del potencial Z se aplica entonces a la planta de tratamiento. El valor óptimo de coagulación se determina para cada efluente en especial.

La dosificación y selección del coagulante se basa en los resultados de la prueba de jarras y en la determinación del potencial Z, para evitar un exceso de coagulantes y que se tengan efectos contrarios a los que se persiguen.

3.3. Floculación

En la generalidad de los casos, los productos hidrolizados formados por los coagulantes metálicos presentan una sedimentación lenta, en estos casos, la adición de un coadyuvante, como son los polielectrolitos, aumenta la eficiencia de sedimentación notablemente.

La floculación es la operación unitaria aplicada a las aguas residuales, para que por medio de sustancias químicas (polielectrolitos) se aumente el contacto entre las partículas finas en la coagulación, para formar flóculos, los cuales sedimentan más fácilmente.

La floculación se ve favorecida por la agitación moderada del agua residual, por medio de paletas a baja velocidad. Si la agitación es demasiado rápida, los flóculos se rompen, por tal motivo, debe controlarse la velocidad dentro de un rango en el que se puedan formar los flóculos grandes para que sedimenten. Los compuestos utilizados para la floculación son polielectrolitos de origen natural o sintético. El funcionamiento de un polielectrolito es específico, dependiendo del tamaño, densidad y carga de las partículas a

flocular, y de pH del polímero en solución. Para la correcta selección del polielectrolito se recomienda hacer la prueba de jarras.

La experiencia ha demostrado que los polímeros aniónicos en combinación con las sales de fierro y aluminio, son más efectivos para remover coloides, cuando se utilizan en los sedimentadores primarios.

Las especies catiónicas generalmente se aplican en el espesamiento de lodos. En algunos casos, se utilizan como coadyuvantes para mejorar la sedimentación de las sales metálicas en el tratamiento de las aguas residuales industriales.

Tipos de floculación

Floculación natural.

En este tipo de floculación actúan los procesos naturales de sedimentación, provocados por la agregación de partículas suspendidas para formar flóculos capaces de precipitarse a causa de su volumen y aumento de masa.

Esta agregación de los coloides empezará inmediatamente después de la adición de los floculantes a causa del movimiento browniano en el líquido, conociéndose como una floculación pericinética.

Este tipo de floculación requiere un tiempo de retención muy grande, pues no se controla el movimiento browniano y consecuentemente el tiempo de sedimentación, por lo cual no es recomendable su empleo.

Floculación inducida.

En la floculación inducida u ortocinética se propician las colisiones de las partículas por medios mecánicos o hidráulicos, para acelerar y controlar el proceso de sedimentación.

En la floculación inducida se usa la agitación para acelerar la agregación de partículas coloidales. Las partículas se mueven en el sentido de la rotación del agua, y debido a diferencias en su peso, viajan a diferentes velocidades, lo que provoca una colisión entre ellas y por consiguiente un aumento en su tamaño. A este proceso se le conoce como floculación ortocinética.

La agitación en los floculadores se puede lograr por medios hidráulicos o mecánicos:

a) La floculación hidráulica es el método más simple que se emplea para generar gradientes de velocidad por disipación de energía en un fluido mediante baffles o deflectores instalados en la trayectoria del fluido de alimentación al tanque de sedimentación.

b) La floculación mecánica se basa en la disponibilidad de agitadores mecánicos que ofrecen una mayor versatilidad en el diseño y operación de los equipos.

Estos floculadores se dividen en dos tipos:

Oscilatorios y rotatorios.

Los floculadores oscilatorios se caracterizan por su movimiento de vaivén y ondulación para producir bajas velocidades de circulación del fluido.

Los rotatorios funcionan con paletas que se desplazan a través del líquido, y pueden ser de tipo horizontal o vertical, según sea el movimiento de las paletas.

El diseño y operación de los sistemas de floculación se relacionan mediante las siguientes ecuaciones obtenidas empíricamente.

$$D = (C_D A \rho v^2) / 2$$

$$P = (C_D A \rho v^3) / 2$$

$$G + \sqrt{P/\mu V}$$

Siendo: D = la resistencia de las rastras al avance, Kg

CD = coeficiente de resistencia de las paletas del floculador con movimiento perpendicular al fluido.

A = área de las paletas, m²

ρ = densidad de la masa del fluido, Kg/m³
 v = velocidad relativa de las paletas en el fluido, m/s.
 P = potencia requerida, Kg m/s.
 G = gradiente de velocidad media, 1/s
 V = volumen del tanque, m³.
 μ = viscosidad absoluta del fluido, Kg s/m²

Como se indica G es una medida del gradiente de velocidad media en el fluido, o sea el grado de mezclado, y depende de la potencial aplicada, la viscosidad del fluido y del volumen del tanque.

Si tomamos en cuenta el tiempo de retención teórico (t_d):

$$t = V/Q$$

y multiplicamos ambos lados de la ecuación obtenemos:

$$G t_d = V/Q \sqrt{P/\mu V}$$

$$G t_d = V/Q \sqrt{P V/\mu}$$

Los valores típicos del tiempo de retención son entre 15 y 30 minutos y dan valores de G entre 20 y 75 s⁻¹. Los valores reportados para $G t_d$ varían entre 104 y 105.

El valor de G es una medida de la intensidad de la turbulencia creada. Un mezclado moderado se relaciona con un valor de $G = 20$. Un mezclado vigoroso tiene un valor de 100. En la tabla 5.8 se dan valores de G para varios tipos de flóculos.

Tabla 5.8
Valores de gradiente de velocidad (G)
para varios tipos de flóculos

Tipos de agua residual	Gradiente de velocidad G (s-1)
Flóculos frágiles (flóculos biológicos).	10-20
Flóculo con esfuerzo cortante (flóculos que se encuentran en la remoción de turbidez).	20-50
Flóculos químicos con gran esfuerzo cortante (flóculos de los procesos de precipitación).	50-100

Existe un límite en los gradientes de velocidad o fuerzas de esfuerzo cortante que pueden generarse, debido al hecho que, después de que el flóculo alcanza un cierto tamaño puede llegar a disgregarse por un esfuerzo cortante alto. Por consiguiente los valores óptimos de G que se pueden usar, sólo se pueden determinar empíricamente y varían con el tipo de coagulante químico usado y el tamaño deseado de las partículas, el tiempo de retención y la concentración de partículas.

▷ Tipos de floculantes

Los floculantes pueden ser de origen natural o sintético, orgánicos e inorgánicos; entre los sintéticos orgánicos se tienen los polielectrolitos que pueden ser aniónicos, catiónicos o neutros.

Floculantes inorgánicos naturales.

Los floculantes inorgánicos naturales más usados son: bentonita y sílice activada.

Bentonitas.

Las arcillas del tipo de la bentonita son floculantes naturales, se utilizan siempre en combinación con coagulantes del tipo de hidróxidos metálicos.

El agua residual con poca turbidez, no coagulará tan rápidamente como la de turbidez apreciable, pero con la adición de un floculante de esta naturaleza, se incrementa la masa crítica de la suspensión coloidal. La adición de bentonita disminuye la dosificación del coagulante porque aumenta la cinética de la partícula y la probabilidad de contacto entre la partícula y el coagulante. Asimismo incrementa la densidad de las partículas coaguladas promoviendo una sedimentación más rápida.

La bentonita es un reactivo comunmente usado en el tratamiento de las aguas residuales de las fábricas de papel. Normalmente, se aconseja una dosis de 3 a 20 mg/l, y se recomienda realizar la prueba de jarras para determinar la dosificación óptima.

Sílice activada.

La sílice activada es un polisilicato cargado negativamente (polielectrolito aniónico), que se prepara mediante la neutralización parcial a un pH de 6 a 7, de una solución concentrada de silicato de sodio. Esta se diluye subsecuentemente y debe ser empleada cuando está recientemente preparada, ya que es termodinámicamente inestable.

Preparación de la sílice activada.

El sol de sílice activada se forma diluyendo silicato de sodio en agua, mezclándolo vigorosamente con una cantidad determinada de reactivo químico para neutralizar toda o parte de la alcalinidad que tenga, hasta alcanzar un pH de 6 a 7.

La solución parcialmente neutralizada se deja envejecer para permitir el crecimiento de partículas de sílice activada cuyas dimensiones son inferiores a 1 micra. La solución envejecida se diluye con agua para producir un sol estable y prevenir la formación de un gel. Así mismo, posee la propiedad de forzar la floculación por medio de la formación de capas con características iónicas y electrónicas, lo cual origina un enlace entre ellas aumentando su volumen, y como resultado de esto, las partículas más pequeñas son englobadas.

El tiempo de envejecimiento para sistemas intermitentes usualmente varía de 1 a 2 horas, mientras que para soles formados por método continuo pueden ser suficientemente envejecidos durante 1 minuto.

Los soles de sílice activada tienen una carga eléctrica negativa y cuando se introducen en agua atraen a las sustancias cargadas positivamente. Las dosificaciones para el tratamiento de aguas residuales domésticas varía entre 5 y 25 mg/l como SiO₂.

Floculantes sintéticos orgánicos.

Los floculantes sintéticos orgánicos son polímeros con cadenas ramificadas o lineales, se caracterizan por el número de subunidades o por su peso atómico.

Las dosis que generalmente se emplean son pequeñas, menos de 1 mg/l, pues una sobredosis puede reestabilizar los sólidos, haciéndolos muy difíciles de sedimentar. Se recomienda hacer la prueba de jarras para la correcta dosificación del polímero.

En el tratamiento de las aguas residuales industriales se utilizan diversos productos químicos para precipitar los contaminantes. En la Tabla (5.9) se presenta una relación de las descargas industriales y los reactivos usados en cada caso.

Tabla. 5.9
Descargas industriales y reactivos químicos usados

Descarga industrial	reactivo químico
Alimenticia	Acido lignin-sulfónico. Acido dodecilbencen-sulfónico. Trisulfato de glucosa. Cloruro férrico (III). Sulfato de aluminio.
Coque y Alquitrán	Cal o Hidróxido de sodio.
Electrolítica	Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S).
Extrativa de Cadmio	Xantatos.
Fertilizantes	a) Para fosfatos: Sales ferrosas (II). Sulfato de aluminio. Cal. b) Para nitrógeno: Sulfato de magnesio y fosfatos.
Fotográficos	Sulfato de aluminio.
Galvanoplastia	Cal.
Metalúrgica y Minera	Cal y Sulfato de aluminio.
Plástico	Cal.
Papel	Bentonita, coalín, almidón. Poliacrilamida.
Productos Químicos Orgánicos	Sulfato de aluminio y Cloruro férrico (III).
Refinería de Petróleo	Sulfato de aluminio y Cloruro férrico (III).
Textil	Bentonita y Sulfato de aluminio.

Ejercicios.

1. Del ejemplo para la reducción y precipitación del cromo con sulfato ferroso y cal calcule: las cantidades teóricas de reactivos necesarias para reducir y precipitar 1 ppm de cromo.

- a) La cantidad de sulfato ferroso como $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
- b) La cal necesaria suponiendo una efectividad del 60%.
- c) La cantidad de lodos producidos.

2. Se tiene un caudal de 10 lps de aguas residuales que contienen 20 mg/l de cromo hexavalente, calcule la cantidad teórica de reactivos por día.

- a) $\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{OO}$
- b) H_2SO_4
- c) Ca (OH)_2 al 90%

3. Investigue el proceso de reducción del cromo con bióxido de azufre.

4. Se desea tratar $100 \text{ m}^3/\text{día}$ de un agua residual que contiene 49 mg-l de Cr^{+6} , 11 mg/l de cobre, 12 mg/l de zinc y 5 mg/l de oxígeno disuelto, usando SO_2 . Calcule:

- a) Las cantidades de reactivos necesarias.
- b) La cantidad de lodos producidos

. Tratamiento biológico

El tratamiento biológico de las aguas residuales, tiene como finalidad remover la materia orgánica en estado coloidal y disuelta, la cual no fue removida con el tratamiento primario. Este tratamiento se realiza por medio de una combinación de operaciones unitarias.

En forma general, el tratamiento biológico se lleva a cabo por la transferencia de la materia orgánica del agua residual hacia la película o flóculo (biomasa), por contacto interfacial, adsorción y absorciones asociadas. La materia orgánica es utilizada por los microorganismos para su metabolismo y generación de células nuevas, las células viejas mueren, deslavándose y precipitándose al fondo.

En los sistemas biológicos, se tienen complejas poblaciones de microorganismos mezcladas e interrelacionadas, en las que cada uno de ellos tiene su propia curva de crecimiento, la cual depende de las condiciones del sistema, pH, temperatura, aereación o anaerobiosis y disposición de nutrientes. En la Figura 5.26. se ilustra la variación con respecto al tiempo de algunos microorganismos predominantes en un agua residual en un sistema de tratamiento biológico.

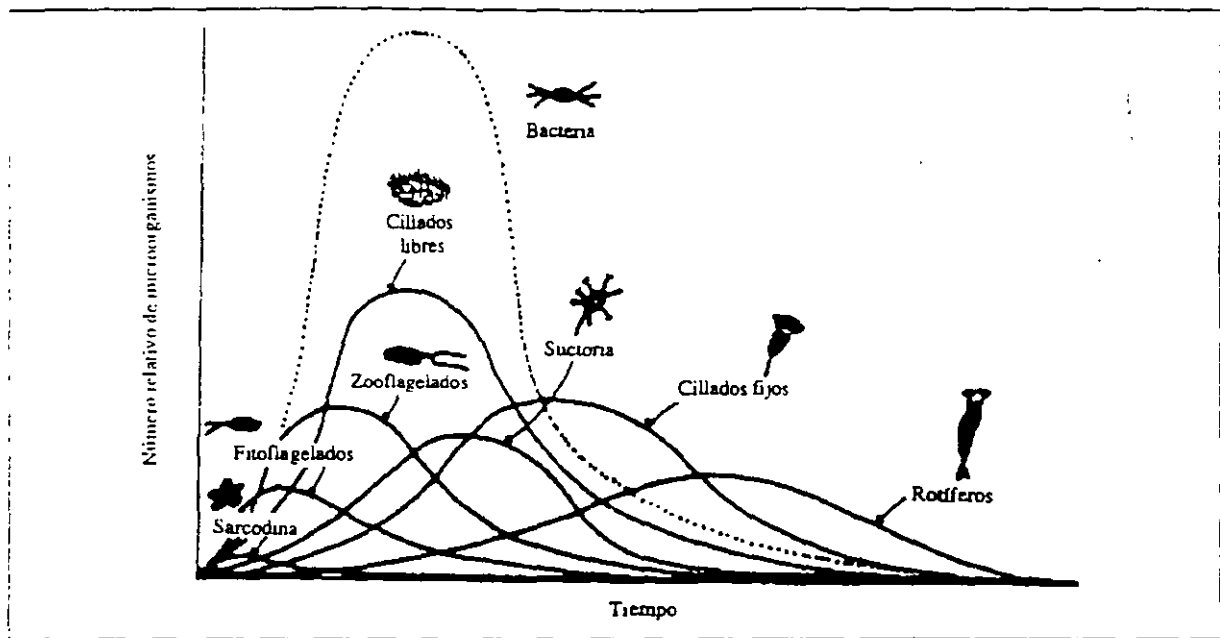


Fig. 5.26 Curvas de crecimiento de microorganismos en un agua residual con tratamiento biológico.
Fuente: Metcalf, E. Tratamiento y depuración de las aguas residuales, 1977.

La eficiencia de los procesos biológicos depende de las características de las aguas residuales, condiciones ambientales del sistema (pH, temperatura, aereación o anaerobiosis, nutrientes) y tipo de microorganismos.

Es importante conocer si el agua residual a tratar por medios biológicos contiene compuestos químicos tóxicos que puedan ser inhibitorios para el crecimiento de los microorganismos, en tal caso, se podría hacer un pretratamiento para su eliminación o mejor cambiar a un tratamiento fisicoquímico.

En condiciones aerobias, los microorganismos utilizan el oxígeno en sus procesos vitales (metabolismo y reproducción), en cambio en ausencia de oxígeno (anaerobiosis) se usan otros compuestos químicos en sustitución del oxígeno como aceptores de electrones.

Los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, constan de equipo que pone en contacto la materia orgánica con los microorganismos adecuados, durante el tiempo suficiente para llevar a cabo su oxidación, bajo condiciones aerobias o anaerobias.

Estos procesos, se clasifican de acuerdo a la dependencia del oxígeno por los microorganismos utilizados en la biodegradación de la materia orgánica en:

- Tratamientos aerobios. La estabilización de la materia orgánica se efectúa en presencia de oxígeno.
- Tratamientos anaerobios. El proceso de estabilización de la materia orgánica se realiza en ausencia de oxígeno.

Tratamiento aerobio

El tratamiento aerobio se lleva a cabo por microorganismos aerobios y/o facultativos es decir, que se desarrollan en presencia de oxígeno, degradando la materia orgánica en compuestos más estables. Este proceso se puede expresar de la siguiente forma:

Materia + microorganismos → Biomasa+CO₂+Energía.
Orgánica aerobios y/o facultativos.

Entre los procesos que efectúan tratamiento biológico anaerobio se tienen los siguientes:

A. Filtros biológicos.

Los filtros biológicos remueven la materia orgánica de las aguas residuales por medio de la biomasa que se encuentra adherida a la superficie del material filtrante, el cual debe ser inerte a la biodegradación, por ejemplo: grava, piedra triturada, piedra volcánica, bloques de material sintético, etc. Su tamaño varía entre 5 y 10 cm. La profundidad del lecho filtrante varía de 1-6 m.

La biodegradación de la materia orgánica en los filtros biológicos se realiza por medio de los siguientes procesos:

- Oxidación aeróbica.
- Floculación biológica.
- Descomposición anaeróbica

Tipos de filtros biológicos.

Lechos de contacto.

Son los sistemas más antiguos, básicamente se componen de un tanque impermeable relleno de material filtrante grueso, el cual se llena y se vacía alternativamente. Durante el período de contacto, mientras el filtro está lleno, la materia en suspensión se deposita sobre el material filtrante y es degradada por microorganismos anaerobios y/o facultativos. Posteriormente, durante la etapa en que el tanque permanece vacío, los microorganismos se ponen en contacto con el oxígeno y oxidan la materia orgánica.

Los lechos de contacto ya no son de uso común, debido al mejor funcionamiento de los filtros percoladores y otros sistemas biológicos más modernos.

Filtros de arena intermitentes.

Este tipo de filtros surgió en Nueva Inglaterra, su sistema está formado de un lecho preparado de una forma especial, constituido de arena o de otro material granulado, en el que se vacía intermitente el agua residual, la cual después de ser filtrada, es recolectada en el sistema de drenes colocados en la parte inferior del lecho.

La remoción de la materia orgánica se lleva a cabo cuando se vacía el lecho y la arena queda expuesta a la aereación, los microorganismos aerobios se desarrollan en presencia del oxígeno suministrado a través de los poros del lecho.

Estos filtros tienen actualmente aplicación en el secado de los lodos residuales de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Filtros percoladores.

Estos filtros son semejantes a los de lecho del contacto, la diferencia es que los filtros percoladores tienen un sistema de drenaje para recolectar el agua tratada y los lodos biológicos que son separados del medio, su alimentación se realiza por medio de rociadores rotatorios, con lo cual el agua se oxigena lo suficiente para mantener vivos a los microorganismos de la película. La alimentación puede ser intermitente o continua.

El material de empaque utilizado en estos filtros pueden ser rocas de 2.5-10 cm de diámetro geométrico, anillos de Rasching de cerámica de 2 pulg. de diámetro empacados al azar, material sintético de diferentes formas, etc.

Generalmente son de forma circular, teniendo profundidades entre 1-6m, aunque existen ya en el mercado filtros que pueden tener 12 m de profundidad, utilizando como medio filtrante un tipo de material plástico de diseño especial.

La materia orgánica del agua residual es degradada por la película microbiana que se encuentra adherida al material filtrante (Fig. 5.27).

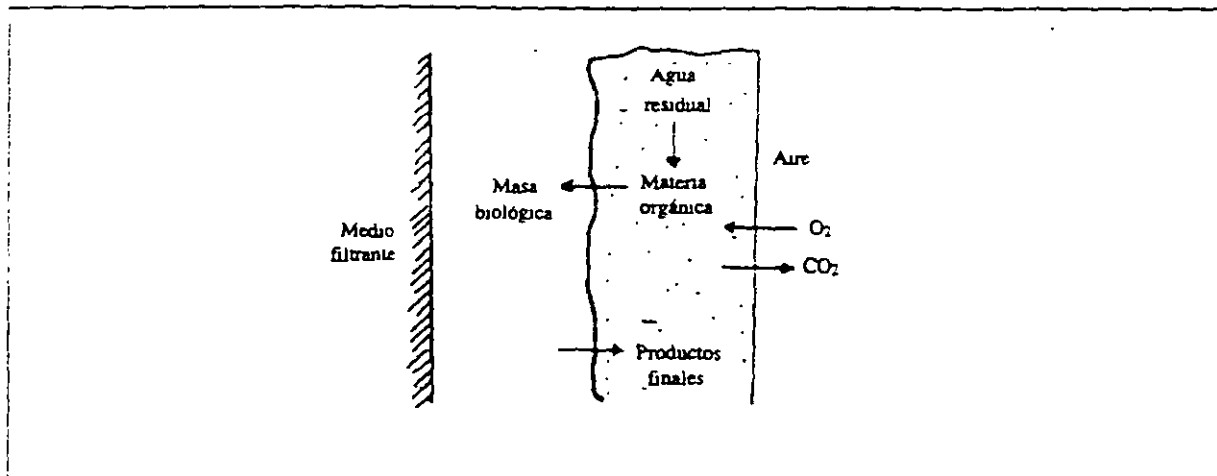


Figura 5.27: Sección transversal de una película biológica en un filtro percolador.

Cuando la película biológica aumenta de espesor, la oxigenación disminuye en la parte más profunda produciéndose un microsistema anaerobio cercano a la superficie del medio filtrante. En el momento en que los microorganismos de la superficie externa comienzan a morir por falta de fuente de carbono, pierden su capacidad de adhesión y son arrastrados por el líquido filtrante, comenzando una nueva población en su lugar. Este fenómeno depende de la carga hidráulica y orgánica del filtro.

La población biológica del filtro percolador está compuesta principalmente de bacterias (aerobias, anaerobias y facultativas), hongos, algas, protozoarios, caracoles, gusanos e insectos (moscas).

Las bacterias facultativas son las que predominan, los hongos proliferan cuando el pH baja; las algas se desarrollan en la superficie, produciendo problemas de taponamiento del filtro, pero ayudan al sistema proporcionando oxígeno durante el día. Los protozoos y los caracoles, gusanos e insectos tienen como función controlar la población bacteriana.

Estas poblaciones individuales que forman el ecosistema del filtro sufren variaciones de acuerdo a las condiciones ambientales de pH, temperatura, carga orgánica, aireación, nutrientes, etc.

El sistema de filtros percoladores está formado por: sistema de distribución, sistema de drenaje, medio filtrante, sedimentador secundario y sistema de ventilación (cuando es necesario). Figura 5.28

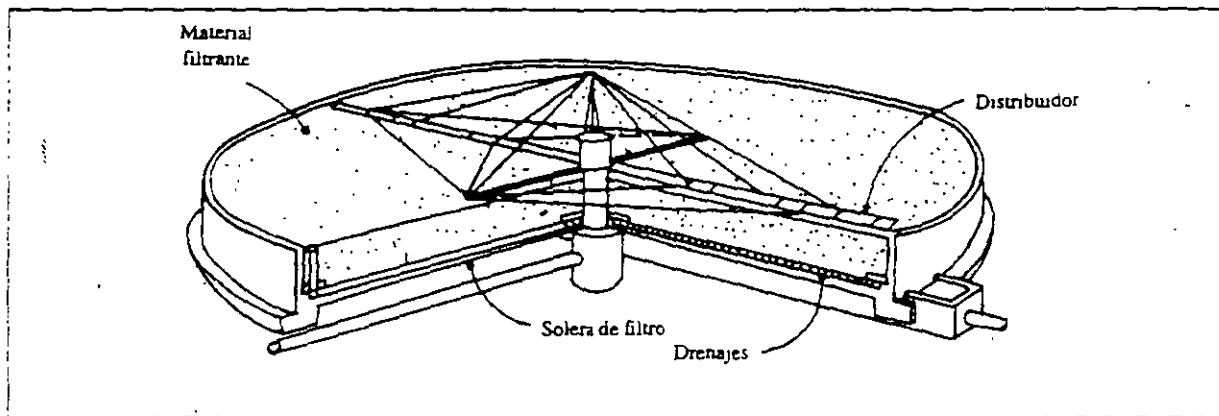


Figura 5.28 Corte de un filtro percolador.

El sistema de distribución es el encargado de suministrar el agua residual al lecho filtrante. Existen dos tipos, el distribuidor rotatorio y el sistema de distribución de boquillas pulverizadoras fijas en los vórtices de los triángulos, que cubren el lecho del filtro.

El distribuidor rotatorio consiste de dos o más brazos montados sobre un eje central, los cuales giran sobre el lecho filtrante distribuyendo el agua residual por medio de boquillas.

El medio filtrante debe ser de elevada área superficial por unidad de volumen, económico y resistente. Generalmente se usa grava, piedra triturada, roca volcánica y materiales sintéticos.

El sistema de drenaje conduce las aguas tratadas y los lodos al sedimentador secundario.

La ventilación del filtro es importante, pudiendo ser realizada de dos formas: por vía natural originada por el gradiente de temperatura entre el agua residual y el aire circulante, lo cual genera una corriente de aire, o por ventilación forzada necesaria cuando los filtros tienen cargas orgánicas altas o son muy profundos.

En base a la carga hidráulica y orgánica, los filtros percoladores se clasifican en dos tipos: filtros de baja carga y filtros de alta carga.

Filtros percoladores de baja carga

Son sistemas sencillos de baja carga orgánica ($0.08-0.32 \text{ kg/m}^3 \text{ día}$) y baja carga hidráulica ($1-4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$). Tienen buena eficiencia, soportan cambios de carga orgánica del agua residual. La población microbiana predominante es de bacterias nitrificantes, razón por la cual el agua tratada es pobre en amoníaco, pero rica en nitrito y nitrato.

Los inconvenientes que presentan este tipo de filtros son: malos olores y la proliferación de moscas.

Este tipo de filtros se utiliza generalmente para aguas residuales municipales de menos de 10,000 habitantes y para aguas residuales industriales con bajas concentraciones de materia orgánica y poco flujo para hacerlos económicamente aceptables.

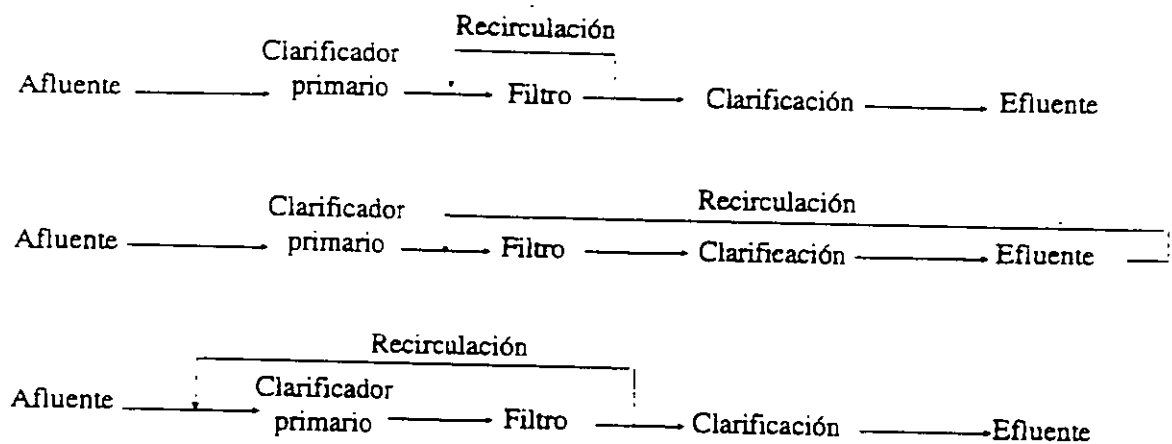


Fig. 5.29 Diagrama de flujo de filtros percoladores de alta carga de una fase.

Filtros percoladores de alta carga

En este tipo de filtros, se efectúa una recirculación del agua tratada, lo cual permite la aplicación de cargas orgánicas mayores. Las cargas orgánicas a las que trabajan estos filtros son del orden de $0.32-1.0 \text{ Kg/m}^3 \text{ día}$ y con cargas hidráulicas de $10-40 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$.

La recirculación evita la obstrucción del filtro y reduce los problemas de olores y desarrollo de moscas. En la fig. 5.29 se ilustran los diagramas de flujo de diversos sistemas de recirculación en filtros de alta carga.

B. Lodos activados

Este proceso fue originado por Edward Arden y W.T. Lock en 1914 y puesto en práctica en 1916 en Manchester, Inglaterra.

Es esencialmente un tratamiento por contacto de flóculos biológicos suspendidos en tanques de aereación con sistema de sedimentación secundario anexo. Este proceso tiene la particularidad de recircular los lodos o flóculos maduros, para mantener una "siembra" de microorganismos adaptados (lodos activados), en el tanque.

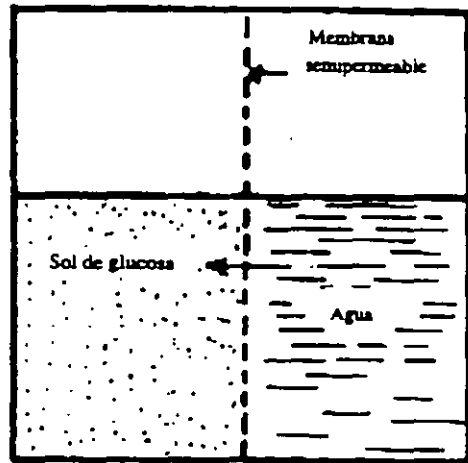
Los flóculos abundantes en bacterias, hongos y protozoarios se mantienen aerobios, en circulación y suspensión, ya sea por agitación mecánica o neumática. En el tanque el oxígeno se suministra por aire inyectado a presión o por aereación mecánica.

En este sistema de tratamiento el agua residual llega al tanque de aereación y permanece bajo un flujo turbulento durante un tiempo de retención adecuado para la degradación de la materia orgánica hasta un nivel fijado por el diseño del proceso.

El efluente denominado "licor mezclado", se envía al sedimentador secundario, en donde es separada el agua clarificada de los lodos formados por los microorganismos sedimentados.

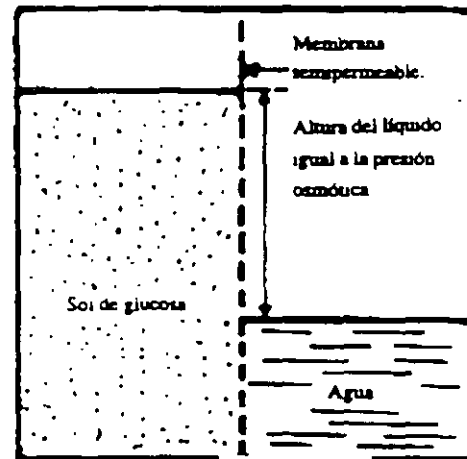
Después de que el sistema ha alcanzado un estado estable, una parte de los lodos sedimentados y maduros debe desecharse y la otra es recirculada para mantener una concentración óptima de lodos o flóculos suspendidos.

La remoción de materia orgánica por este sistema es de 55-95% de DBO, 50-80 % de DQO y 55-95 % en sólidos suspendidos, dependiendo del tipo de aguas residuales que se traten.



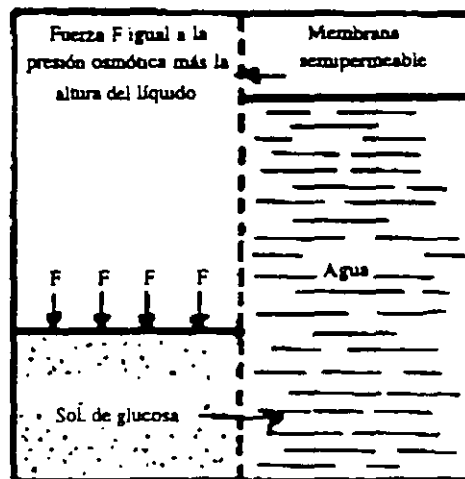
(a)

Osmosis directa:
El solvente pasa espontáneamente a través de la membrana semipermeable.



(b)

Condición de equilibrio:
Se detiene el flujo del solvente.



(c)

Osmosis reversible:
Se requiere una fuerza que exceda la presión osmótica

Figura 5.37 Ilustración del principio de ósmosis.

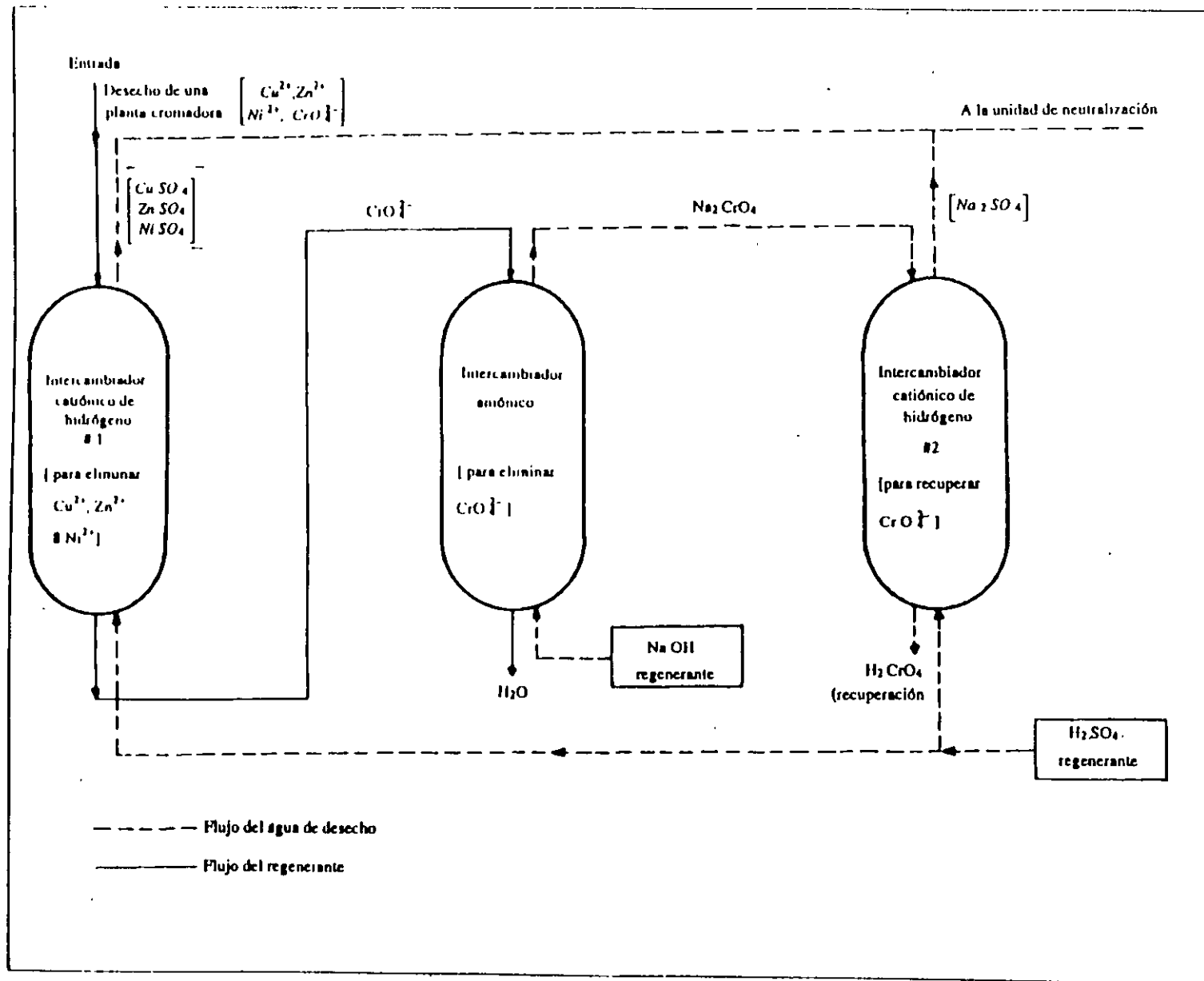


Figura S.36 Diagrama de flujo de un sistema de intercambio iónico.

Tabla 5.13
Características de resinas de intercambio iónico
para tratar el desecho de una industria cromadora

	CATIONICA	ANIONICA
Capacidad de intercambio.	70 eq/ft ³ resina.	3.5 lb CrO ₃ /ft ³ resina.
Regenerantes.	H ₂ SO ₄	NaOH
Requerimientos (lb/ft ³ de resina)	11.0. lb H ₂ SO ₄	4.7 lb NaOH
Concentración.	5.0	10.0
Tasa de flujo gal/min. ft ²	1.0	1.0
Agua de enjuague gal/ft ³ de resina.	130	100

b) El cálculo de la profundidad del lecho se determina conociendo la cantidad de resina necesaria por ciclo y seleccionando un diámetro para la columna. La altura libre adicional está prevista para permitir la expansión del lecho para el lavado y la limpieza; como regla general se deja un espacio del 50% de la profundidad.

En la Figura 5.36 se presenta el diagrama de flujo para un sistema de intercambio iónico con el que se trata el desecho de una planta cromadora. El ejemplo presenta tres intercambiadores en serie, el primero es un intercambiador catiónico para eliminar del influente metales como cobre, zinc y níquel. El segundo es un intercambiador aniónico que retiene los cromatos, y el efluente se descarga al drenaje o a la planta de tratamiento de aguas residuales. Se emplea ácido sulfúrico como regenerante del intercambiador catiónico, y se obtiene del primer intercambiador una solución ácida conteniendo las sales de los metales en solución, este efluente se envía a neutralización. Como regenerante del intercambiador aniónico se emplea hidróxido de sodio y el efluente con las sales de cromato de sodio se pasa a través del tercer intercambiador que es de tipo catiónico, para recuperar el ácido crómico.

Osmosis inversa

El principio de la ósmosis se ilustra con las Figuras 5.37a, b y c. En la Figura a, se describe la ósmosis directa, donde el solvente fluye espontáneamente a través de la membrana semipermeable. La figura b, ilustra la condición de equilibrio, en este caso el líquido fluye hasta que el flujo del solvente a través de la membrana iguala la presión osmótica y se detiene el flujo. En la Figura c, sucede que la fuerza F excede la presión osmótica del compartimiento que contiene el agua contaminada hacia el compartimiento del agua pura, este fenómeno se denomina ósmosis inversa.

En el tratamiento de aguas residuales por ósmosis inversa, el influente contaminado se pone en contacto con una membrana adaptable a una presión que exceda a la presión osmótica de la solución. Bajo estas condiciones, el agua penetra en la membrana. Los contaminantes disueltos se concentran en el compartimiento del agua de desecho. Este concentrado, que corresponde a una pequeña cantidad del volumen total de agua residual a tratar, se desecha. El agua purificada se obtiene en el otro compartimiento.

En la práctica el proceso de ósmosis inversa se lleva a cabo en un sistema tubular. El flujo de aguas residuales a alta presión pasa a través de un tubo interno hecho de una membrana semipermeable y diseñado para operar a altas presiones. El agua purificada se obtiene en el tubo externo, el cual se encuentra a presión atmosférica y está hecho de material ordinario como se muestra en la Figura 5.38

Parámetros de diseño de una columna de intercambio iónico

El primer paso para diseñar un sistema de intercambio iónico para un desecho específico es hacer un análisis completo de cationes y aniones del influente a tratar. Además, los análisis de sólidos totales disueltos, bióxido de carbono disuelto (CO_2), sílice (SiO_2) y pH.

Las concentraciones de los iones presentes se pueden expresar de dos maneras:

a) En meq/l (miliequivalentes por litro).

Por ejemplo, para una solución que contenga 20 mg/l de Cu^{+2} , la concentración en términos de meq/l es:

$$(20 \text{ mg/l}) / [(63.5 \text{ mg}/2\text{meq})] = 0.63 \text{ meq/l}$$

siendo 63.5 el peso atómico del cobre y 2 la valencia.

b) En términos equivalentes a carbonato de calcio

Por ejemplo, 20 mg/l de Cu^{+2} y la cantidad estequiométrica de Cl^- (cloruro de cobre), la concentración de Cu^{+2} en términos de CaCO_3 se calcula así:

$$(20 \text{ mg/l}) \times [(132.5 \text{ g/mol}) / (100 \text{ g/mol})] = 27 \text{ mg/l de CaCO}_3$$

siendo: 100 y 132.5 los pesos moleculares del carbonato de calcio y del cloruro de cobre, respectivamente.

Los parámetros de diseño se determinan en pruebas de laboratorio.

Capacidad de intercambio de la resina. Las capacidades de intercambio de las resinas anión-cation se expresan usualmente como equivalente de ión eliminado por unidad de volumen del lecho, (equivalentes/de resina). Se pueden expresar también por unidad de peso del lecho, (equivalentes/Kg de resina).

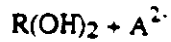
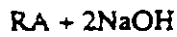
Las capacidades de intercambio también se expresan en términos de peso equivalente de CaCO_3 , tanto por unidad de volumen como por unidad de peso del lecho (Kg de CaCO_3/m^3 de resina o Kg de CaCO_3/Kg de resina).

Regenerantes. Los regenerantes necesarios se expresan en términos de peso por unidad de volumen de lecho (Kg de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{m}^3$). El grado de capacidad teórica que se logra, con respecto a la resina "fresca", depende del peso del regenerante empleado. Se toma en consideración un balance económico entre el grado de capacidad teórica lograda y el peso del regenerante (Kg de regenerante/ m^3 de volumen de lecho). En el laboratorio se realizan pruebas para conocer la capacidad de intercambio de regeneración de una resina contra el peso del regenerante, algunas veces esta información la proporcionan los fabricantes de resinas. La capacidad de intercambio de la columna aumenta con el peso del regenerante utilizado.

Agua de enjuague. Después de la regeneración el lecho intercambiador se enjuaga con agua para eliminar los residuos del regenerante. El enjuague necesario también se determina con pruebas de laboratorio, aunque también este dato lo proporcionan los fabricantes de resinas. El agua de enjuague se expresa en términos de litros de agua por metro cúbico de resina. Las características de intercambio de las resinas se evalúan con unidades a escala en el laboratorio. Se emplean columnas de plexiglass de 1 pulgada de diámetro con tasas de flujo comparables a las de la planta en unidades de escala. La Tabla 5.13 muestra los datos típicos obtenidos de una unidad a escala.

Las consideraciones adicionales sobre el diseño de sistemas de intercambio iónico son las siguientes:

a) La recuperación de constituyentes valiosos del desecho es un factor importante para determinar la factibilidad económica del intercambio iónico. Los cromatos (CrO_4) de los desechos de una planta cromadora se retienen por un intercambio aniónico y subsecuentemente se recuperan como ácido crómico (H_2CrO_4) en un intercambiador catiónico de hidrógeno. Los iones de níquel son recuperados de los desechos de plantas niqueladoras.



(4)



o



Las concentraciones típicas del regenerante son de 5 a 10 % en peso.

Generalmente, los intercambiadores catiónicos y aniónicos se usan en serie. Con una adecuada selección del intercambiador iónico casi cualquier problema de desechos de naturaleza inorgánica se puede atrapar. Las resinas de intercambio básico son bases tanto fuertes como débiles. En la Figura 5.35 se indican las reacciones de intercambio iónico y la dirección de los flujos de las corrientes en un intercambiador aniónico.

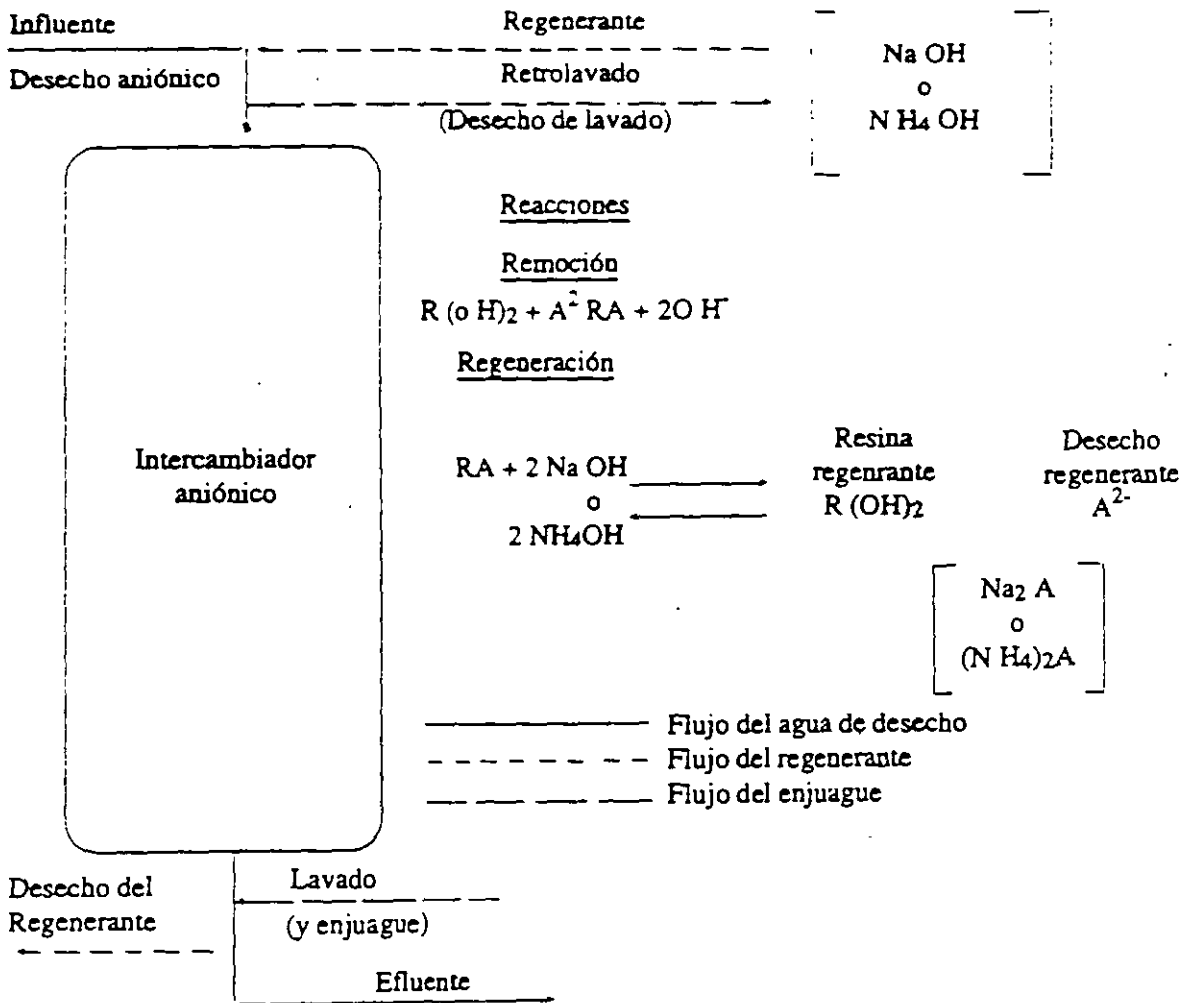


Figura 5.35 Intercambiador aniónico.

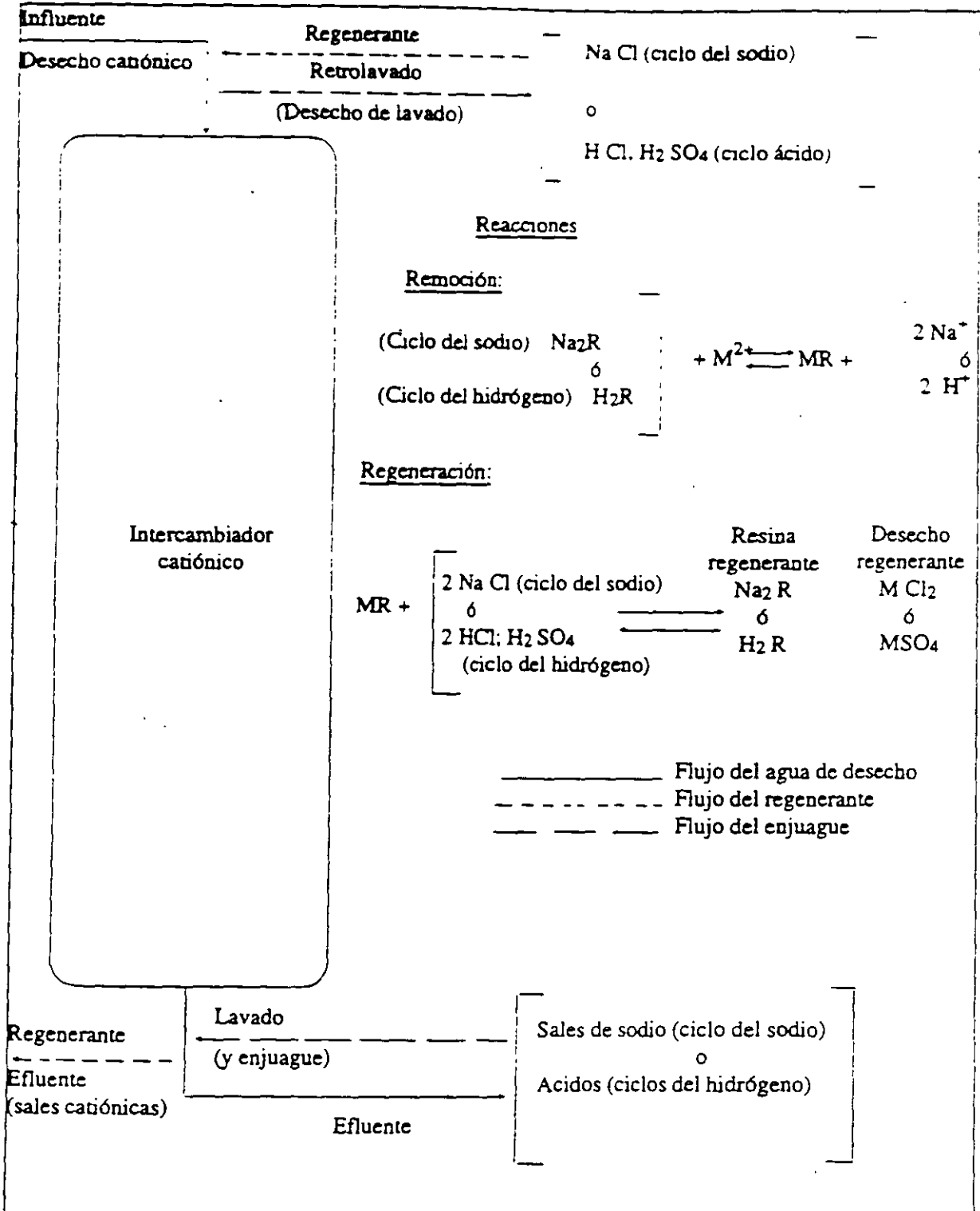


Figura 134 Intercambiador catiónico.

Las resinas de intercambio catiónico eliminan cationes de una solución, cambiándolos por iones de sodio (ciclo de sodio) o por iones de hidrógeno (ciclo de hidrógeno). La remoción se representa por la ecuación (1) donde R denota la resina y M^{+2} el catión, por ejemplo Cu^{+2} , Zn^{+2} , Ni^{+2} , Ca^{+2} y Mg^{+2} .

Ciclo del sodio:



Ciclo del hidrógeno:



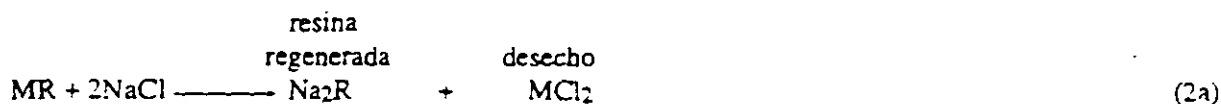
Los cationes son retenidos en la resina y se logra un efluente blando. Este efluente contiene principalmente sales de sodio, si se emplea el ciclo del sodio; o ácidos si se emplea el ciclo del hidrógeno.

Cuando se agota la capacidad de intercambio de la resina, la concentración iónica del efluente de la columna excede el valor especificado y la resina debe regenerarse. Previa a la regeneración la columna debe lavarse para eliminar depósitos de sólidos.

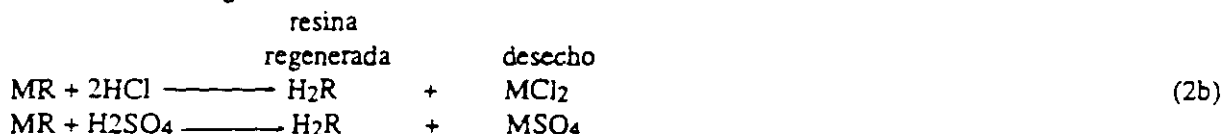
La regeneración consiste en pasar a través de la columna una solución salobre de cloruro de sodio, para el ciclo del sodio; o una solución ácida, usualmente H_2SO_4 ó HCl , para el ciclo del hidrógeno.

Las reacciones de regeneración para los dos ciclos son:

Ciclo del sodio:



Ciclo del hidrógeno:

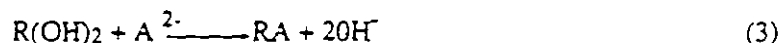


El regenerante típico tiene concentraciones del 1 al 5 % en peso con tasas de flujo de 1 a 2 gal/min.pie² (1/min.cm.²). Como se indica en las ecuaciones (2a y 2b) el desecho del regenerante consiste de sales catiónicas. Esta corriente de desecho tiene cantidades del 10 al 16% del volumen del influente tratado. Después de la regeneración el lecho de intercambio se enjuaga con agua para eliminar el residuo del regenerante.

Las reacciones de intercambio catiónico y las direcciones de flujo para las diferentes corrientes involucradas en la operación de un intercambiador catiónico, están indicadas en la Figura S.34. Las resinas del intercambio catiónico del ciclo del hidrógeno son ácidos débiles o fuertes.

b) Intercambiadores aniónicos

Las resinas en el intercambio aniónico eliminan aniones de una solución intercambiándolos por iones oxhidrilos. La remoción se representa por la ecuación (3).



Donde: A^{2-} representa aniones como SO_4^{2-} y CrO_4^{2-} .

En la regeneración generalmente se procede a un lavado para eliminar los sólidos depositados. Los regenerantes comunmente usados son los hidróxidos de sodio y amonio.

La reacción de regeneración es:

Resinas de intercambio iónico

Hasta los años de 1940 las zeolitas naturales fueron las resinas de intercambio disponibles. La capacidad de intercambio era relativamente baja, lo cual limitaba su factibilidad económica en el tratamiento de aguas residuales. Posteriormente las zeolitas naturales fueron reemplazadas por resinas sintéticas. Estas últimas son polímeros insolubles sobre los cuales se adicionan grupos básicos o ácidos mediante reacciones químicas. Estos grupos son capaces de un cambio reversible con los iones presentes en una solución.

El número total de grupos funcionales por unidad de peso (o por unidad de volumen) de la resina determina la capacidad de intercambio, mientras que el tipo de grupo funcional determina la selectividad del ión y su posición en el equilibrio de intercambio. Las partículas de las resinas tienen diámetros de aproximadamente 0.5 mm y se emplean en columnas empacadas con flujos de agua residual del orden de 5 a 12 galones por pie² (1/cm²).

Para dar un ejemplo de la variedad de resinas de intercambio iónico se enlistan las siguientes.

1) Inorgánicos naturales:

Zeolitas: $x\text{Na}_2\text{O}$, $y\text{Al}_2\text{O}_3$, $z\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Silicoaluminatos hidratados como:

analcita	$\text{Na} [\text{Si}_2\text{AlO}_2] \text{H}_2\text{O}$
characita	$(\text{Ca}, \text{Na}) [\text{SiAlO}_6]_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
harmotomita	$(\text{K}, \text{Ba}) [\text{Si}_5\text{Al}_2\text{O}_{14}] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
heulandita	$\text{Ca} [\text{Si}_3\text{Al}_2\text{O}_8] \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
natrolita	$\text{Na}_2 [\text{Si}_3\text{Al}_2\text{O}_{10}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
montomorilonita	$\text{Al}_2 [\text{Si}_4\text{O}_{10} (\text{OH})_2] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
beidelita	$\text{Al}_2 [(\text{OH})_2\text{AlSi}_{13}\text{O}_9\text{OH}] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$

2) Inorgánicos sintéticos:

Sodalita $\text{Na}_4 [\text{Si}_3\text{Al}_3\text{ClO}_{12}]$

Apatita $[\text{Ca}_5 (\text{PO}_4)_3] \text{F}$

Hidroxiapatita $[\text{Ca}_5 (\text{PO}_4)_3] \text{OH}$

3) Orgánicos sintéticos:

Estas son estructuras tridimensionales de hidrocarburos entrelazados que contienen grupos ácidos o básicos.

De intercambio catiónico:

Débilmente ácidos (carboxílicos)

Medianamente ácidos (fosfónicos)

Fuertemente ácidos (sulfónicos)

De intercambio aniónico:

Débilmente básicas (alkilaminas)

Fuertemente básicas (base cuaternaria de amonio).

• Mecanismos de intercambio iónico

Hay dos tipos básicos de intercambiadores iónicos: catiónicos y aniónicos.

a) Intercambiadores catiónicos.

De la ecuación (2) se grafica $1/(X/M)$ contra $1/C$ y se obtiene una línea recta que nos permite determinar los parámetros K y b con la pendiente y la ordenada al origen, respectivamente.

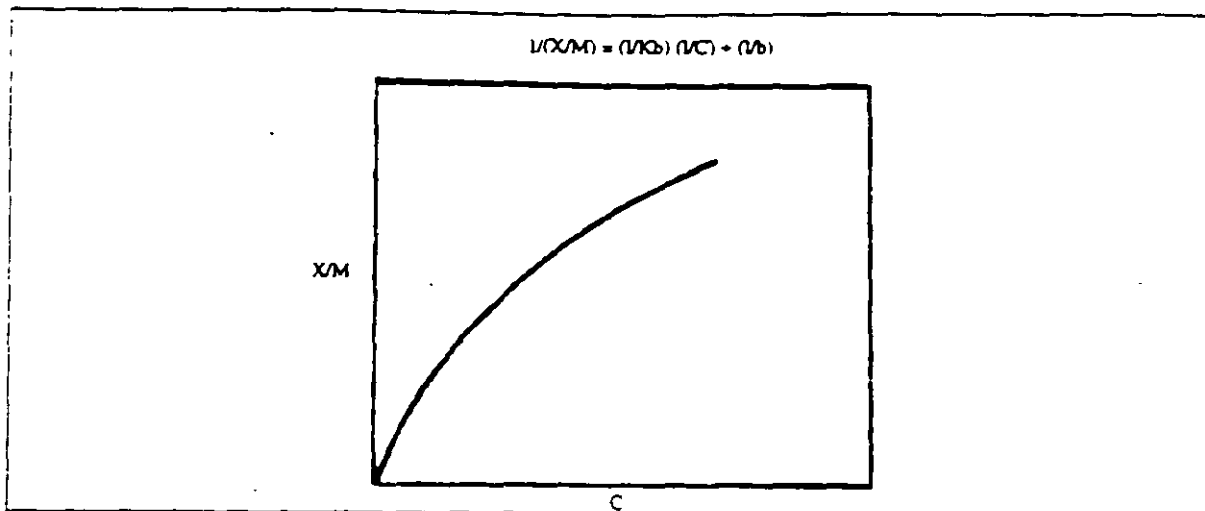


Figura 5.3 Isoterma de Langmuir.

b) Isoterma de Freundlich.

La isoterma de Freundlich se expresa por la ecuación:

$$X/M = KC^{1/n} \quad (3)$$

X/M y C representan lo mismo que en la isoterma de Langmuir, K y n son constantes que dependen de algunos factores ambientales.

La ecuación (3) se escribe en forma lineal tomando logaritmos de ambos miembros.

$$\log X/M = (1/n) \log C + \log K \quad (4)$$

La ecuación (4) revela que una gráfica logarítmica de X/M contra C nos da una línea recta que nos permite determinar los parámetros n y K con la pendiente y la ordenada al origen.

Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el que los iones que mantienen a los grupos funcionales sobre la superficie de un sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por iones de diferentes especies en solución. Este proceso ha incrementado su importancia en el campo del tratamiento de aguas residuales.

Puesto que por intercambio iónico se puede lograr una desmineralización completa, es posible producir un efluente de calidad específica, (por ejemplo de dureza específica), mediante el uso de corrientes separadas en el proceso de tratamiento, donde parte del influente es desmineralizado y se combina con el resto del influente para lograr la concentración deseada.

Los compuestos orgánicos se queman y el carbón activado se restablece básicamente a su capacidad inicial de adsorción.

Operación de adsorción. En la práctica, la operación de adsorción en carbón activado puede ser mediante un sistema intermitente o continuo. En el sistema intermitente el carbón activado se mezcla con el agua residual y se deja reposar, posteriormente se separa y se obtiene el agua tratada. La operación continua se hace con columnas empacadas con carbón granular (40 a 80 mallas), este método es más económico que la operación intermitente.

La remoción de compuestos orgánicos en columnas de carbón activado ocurre por tres mecanismos:

- 1) La adsorción de las moléculas orgánicas.
- 2) La filtración de partículas mayores y
- 3) La sedimentación de materia coloidal.

La eficiencia de remoción depende principalmente del tiempo de contacto entre el efluente y el carbón activado.

Como el efluente pasa a través del lecho, el carbón cercano al punto de alimentación se satura primero y se debe reemplazar con carbón fresco. Esto se puede hacer operando varias columnas en serie mediante válvulas. La primera columna se reemplaza cuando queda saturada y el flujo del efluente se corta para pasarlo a una de las últimas columnas en la serie. En instalaciones grandes la regeneración del carbón gastado es esencial debido a intereses económicos.

. Isotermas de adsorción

Las relaciones de equilibrio entre el adsorbente y el adsorbato se describen como isotermas de adsorción. En esta ocasión únicamente se mencionarán las isotermas de Langmuir y de Freundlich.

a) Isotherma de Langmuir.

En el desarrollo de la isoterma de Langmuir se supone que el soluto se adsorbe como una capa monomolecular sobre la superficie del adsorbente. Esta es la isoterma más usada y se representa con la ecuación:

$$X/M = KbC/(1 + KC) \quad (1)$$

Siendo:

X peso del soluto adsorbido (adsorbato), mg.

M peso del adsorbente, g.

K constante de equilibrio, cm^3 de adsorbente/mg de adsorbato.

C concentración de equilibrio del soluto mg/l.

b constante que representa la capa monomolecular por unidad de peso de adsorbente, mg adsorbato/g adsorbente.

Una gráfica típica de X/M contra C, de la ecuación anterior se presenta en la Figura 5.33

La ecuación (1) escrita en forma lineal, tomando el recíproco de ambos miembros:

$$1/(X/M) = 1/(Kb) * (1/C) + (1/b) \quad (2)$$

Adsorción con carbón activado

La adsorción es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno tiene lugar cuando una superficie se pone en contacto con una solución. Una capa de moléculas del soluto se acumula en la superficie del sólido debido a fuerzas superficiales desbalanceadas.

En el interior del sólido las moléculas están completamente rodeadas por moléculas similares y por lo tanto están sujetas a fuerzas balanceadas, como se indica por la flecha en la Figura 5.32. Las moléculas de la superficie están sujetas a fuerzas desbalanceadas, debido a que estas fuerzas residuales son suficientemente fuertes, pueden aprisionar moléculas de un soluto que esté en contacto con el sólido. Este fenómeno se denomina adsorción física o de Van der Waals.

El sólido, como el carbón activado por ejemplo, se denomina adsorbente y el soluto que se adsorbe es el adsorbato. La capacidad de la adsorción está directamente relacionada con el total de la superficie del adsorbente, esto es, con mayor superficie se tienen más fuerzas residuales desbalanceadas disponibles para la adsorción.

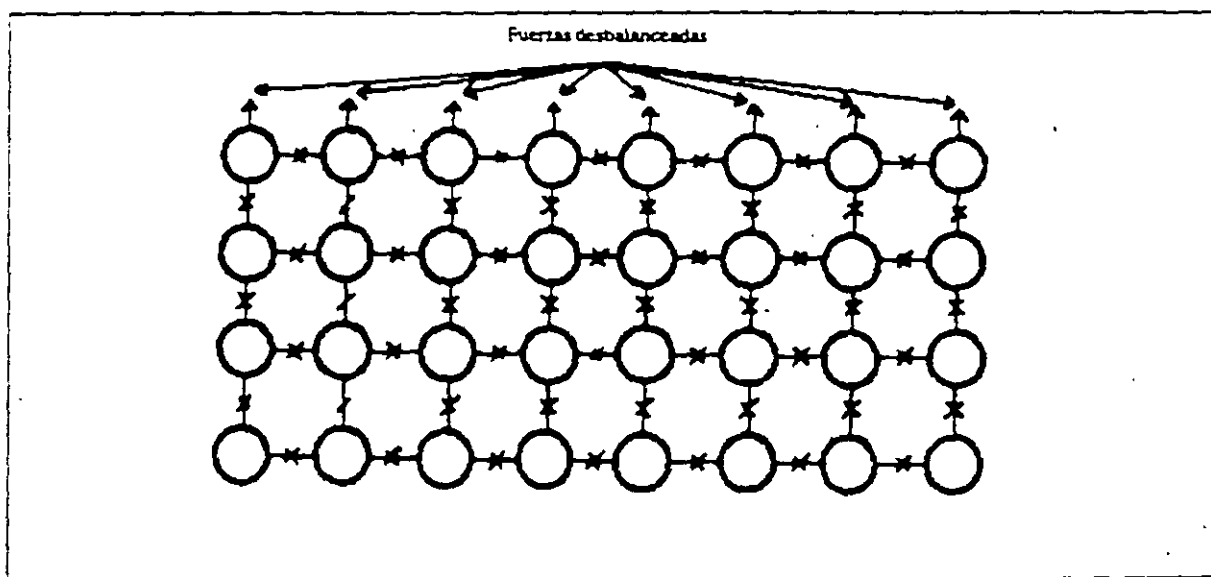


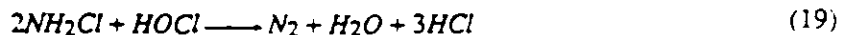
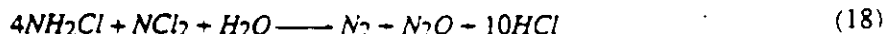
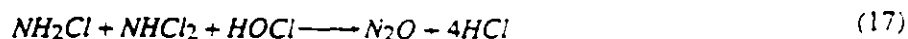
Figura 5.32 Representación de las fuerzas en un sólido.

Carbones activados como adsorbentes. Los carbones activados tienen una amplia aplicación como adsorbentes en plantas potabilizadoras de agua para eliminar sabores y olores causados por compuestos orgánicos. En el tratamiento de las aguas residuales se aplica el carbón activado únicamente cuando se desea lograr efluentes de alta calidad.

Preparación del carbón activado. Se prepara de materiales carbonosos crudos como lana, lignita, carbón y cáscara de nueces, mediante un proceso de activación térmica que permite obtener una estructura muy porosa con grandes superficies ($1000 \text{ m}^2/\text{g}$).

Reactivación del carbón activado. La gran ventaja del carbón activado como adsorbente es que permite la posibilidad de su reactivación (hasta 30 veces o más) sin pérdida apreciable de su poder adsorbtivo. Usualmente la reactivación se hace calentando el carbón hasta $930 \text{ }^\circ\text{C}$ en una corriente de aire atmosférico (reactivación térmica). Esta operación se puede adaptar en una mufla o en un horno rotatorio.

reacciones que pueden ocurrir por la generación de gases y la desaparición de cloraminas son las siguientes, además de la ecuación (16):



Al continuar la adición de cloro, pasando el punto de quiebre, resultará un aumento directamente proporcional en la concentración de cloro libre disponible (hipoclorito sin reaccionar). La razón principal para adicionar suficiente cloro es obtener cloro libre residual que asegure la desinfección. Ocasionalmente, debido a la formación de tricloruro de nitrógeno y a los demás compuestos, se presentan serios problemas de olor durante la operación de cloración para llegar al punto de quiebre. En la práctica, el ácido clorhídrico que se forma durante la cloración reaccionará con la alcalinidad del agua residual y, bajo ciertas circunstancias, el pH bajará ligeramente.

La presencia de otros compuestos que reaccionen con el cloro puede aumentar considerablemente la pendiente de la curva. La cantidad de cloro que debe adicionarse para alcanzar el nivel deseado de cloro residual se denomina demanda de cloro.

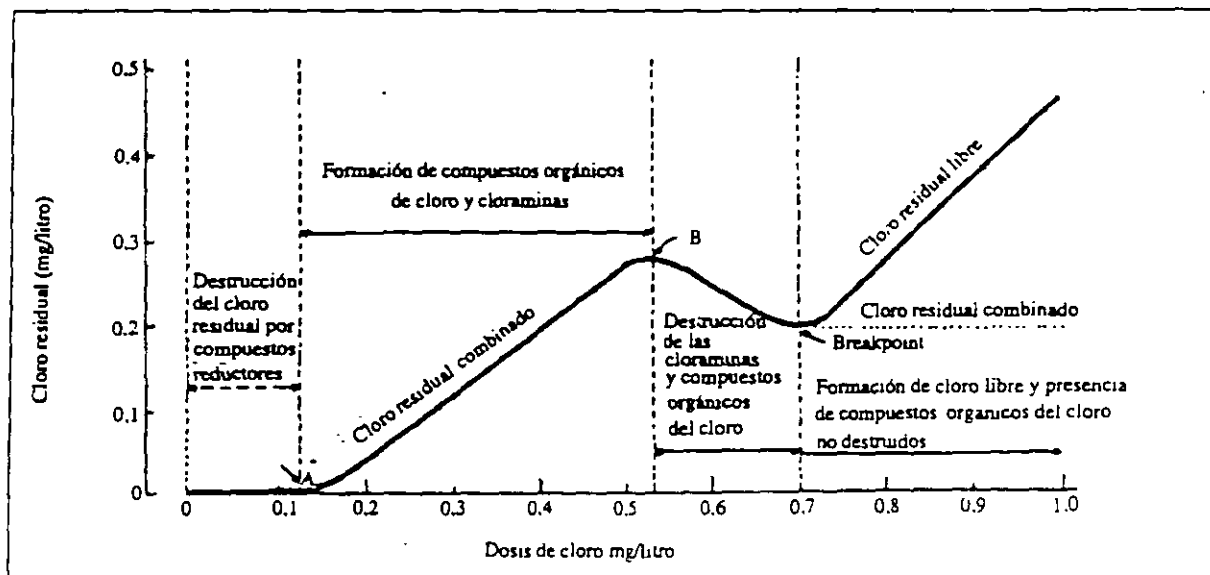


Figura 5.3t Curva que representa el proceso de cloración.

Tabla 5.13
Valores de la constante de ionización
del ácido hipocloroso a diferentes temperaturas

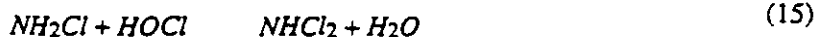
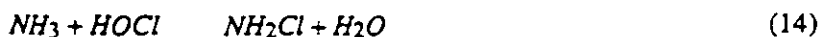
Temperatura °C	0	5	10	15	20	25
Ki x 10 ⁸ moles/litro	1.5	1.7	2.0	2.2	2.5	2.7

La cantidad de HOCl y ion hipoclorito OCl⁻ que está presente en el agua se denomina cloro libre disponible. La distribución relativa de estas dos especies es muy importante por su eficiencia en la mortandad de bacterias. El HOCl es de 40 a 80 veces más eficiente que el OCl⁻. El porcentaje de distribución del HOCl para varias temperaturas se puede calcular usando la ecuación (13) y los datos de la Tabla.8.4.

$$HOCl/(HOCl + OCl) = 1/[1 + OCl/HOCl] = 1/[1 + Ki/H] \quad (13)$$

El cloro libre también se puede adicionar al agua en forma de sales de hipoclorito. El hipoclorito de calcio, Ca(OCl)₂, se emplea comunmente con este propósito. Los iones del hipoclorito están sujetas a la reacción representada en la ecuación (11).

El cloro libre en solución puede reaccionar con el amonio en el agua para formar cloraminas. Las cloraminas también sirven como desinfectantes, siempre que sean extremadamente bajas en concentración, las reacciones de importancia son:



Las cloraminas (NH₂Cl), dicloraminas (NHCl₂), y el tricloruro de nitrógeno, se forman sucesivamente por reacciones de sustitución. Las dos especies que predominan, en la mayoría de los casos son las monocloraminas y las dicloraminas, y comunmente se conocen como cloro combinado disponible.

Punto de quiebre en la cloración. El hecho de que el cloro libre puede reaccionar con el amonio, junto con el hecho de que el cloro libre es un fuerte agente oxidante, dificulta mantener un residual de cloro (libre o combinado) en la desinfección de las aguas residuales. El fenómeno que resulta cuando se adiciona cloro a un agua residual que contiene amonio, se puede explicar refiriéndonos a la Figura. 5.31

Cuando se adiciona el cloro, rápidamente se oxidan substancias como Fe⁺⁺, Mn⁺⁺, H₂S, y materia orgánica que reacciona con el cloro, reduciéndolo a ion cloruro (punto A en la Figura 8.1). Después de esta demanda inmediata, el cloro continúa reaccionando con el amonio para formar cloraminas entre los puntos A y B. Para relaciones molares de cloro y amonio menor de uno, se formarán monocloraminas y dicloraminas. La distribución de esas dos formas está gobernada por sus tasas de formación, las cuales dependen del pH y la temperatura. Entre el punto B y el punto de quiebra, algunas de las cloraminas se pueden convertir a tricloruro de nitrógeno, ecuación (16), mientras que las cloraminas remanentes se oxidarán a óxido de nitrógeno y nitrógeno con la reducción del cloro a ion cloruro. Al continuar la adición de cloro, esencialmente todas las cloraminas se pueden oxidar en el punto de quiebre. La posibles

Naturaleza del material en suspensión. Al igual que los factores anteriores, la naturaleza del material en suspensión se debe evaluar cuidadosamente. Por ejemplo, el material orgánico extraño puede reaccionar con la mayoría de los desinfectantes oxidantes y llegar a reducir la efectividad de los desinfectantes por adsorción y porque protege las bacterias atrapándolas.

Mecanismos de los desinfectantes. Para explicar la acción de los desinfectantes se han propuesto cuatro mecanismos: 1) daño a la pared celular, 2) alteración de la permeabilidad, 3) alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma, y 4) inhibición de la actividad enzimática.

El daño o la destrucción de la pared celular ocasionará lisis en la célula y su muerte. Algunos agentes como la penicilina, inhiben la síntesis de las paredes celulares de las bacterias.

Otros agentes como los compuestos fenólicos y los detergentes alteran la permeabilidad de la membrana citoplasmática. Estas sustancias destruyen la permeabilidad selectiva de la membrana y dejan escapar nutrientes vitales como nitrógeno y fósforo.

El calor, la radiación y los agentes fuertemente ácidos ó alcalinos alteran la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor puede coagular la proteína de la célula, mientras que los ácidos y álcalis desnaturalizan las proteínas produciendo un efecto letal.

Otro modo de desinfección es la inhibición de la actividad enzimática. Los agentes oxidantes como el cloro, pueden alterar el arreglo químico de las enzimas e inactivarlas.

Desinfección con cloro.

De todos los desinfectantes químicos, el cloro es posiblemente el más empleado en todo el mundo, debido a que satisface la mayoría de los requerimientos especificados en la Tabla. 8.1.

Usos y reacciones del cloro. Reacciones químicas del cloro en el agua. Cuando el cloro en forma de gas Cl_2 se pone en contacto con el agua, tienen lugar dos reacciones: la hidrólisis y la ionización.

La hidrólisis se presenta con la reacción siguiente:



la constante de estabilidad para esta reacción es:

$$K = \frac{[HOCl][H^+][Cl^-]}{[Cl_2]} = 4.5 \times 10^{-4} \text{ a } 25^\circ C \quad (10)$$

Debido a la magnitud de este coeficiente (k), se pueden disolver grandes cantidades de cloro en el agua.

La ionización se presenta con la siguiente reacción:



la constante de ionización para esta reacción es:

$$K_i = \frac{[H^+][OCl^-]}{[HOCl]} = 2.7 \times 10^{-8} \text{ a } 25^\circ C \quad (12)$$

La variación en el valor de K_i con la temperatura se presenta en la Tabla.5.13

Temperatura. El efecto de la temperatura en la tasa de mortandad se puede representar con la relación de Van't Hoff-Arrhenius. Al aumentar la temperatura la rapidez de mortandad es mayor. En términos del tiempo t necesario para lograr un determinado porcentaje de mortandad, la relación es:

$$\begin{aligned} \log (t_1/t_2) &= [E(T_2 - T_1)]/2.303RT_1T_2 \\ &= [E(T_2 - T_1)]/4.58T_1T_2 \end{aligned} \quad (7)$$

Siendo: t_1 y t_2 tiempos para lograr los porcentajes dados de mortandad a las temperaturas T_1 y T_2 , en $^{\circ}\text{K}$ respectivamente.

E = energía de activación.

B = constante de los gases ideales (1.99 cal/ $^{\circ}\text{K}$ -mol)

En la Tabla 5.12. se presentan los valores típicos para la energía de activación de varios compuestos de cloro a diferentes valores de pH.

Tabla 5.12
Energías de activación para soluciones
de cloro y cloraminas a temperatura normal

Compuesto	pH	E. cal.
Cloro en solución	7.0	8,200
	8.5	6,400
	9.8	12,000
	10.7	15,000
Cloraminas	7.0	12,000
	8.5	14,000
	9.5	20,000

Número de organismos. En un sistema diluido como las aguas residuales, la concentración de organismos rara vez es importante. Sin embargo, se puede concluir de la ecuación (5) que una concentración grande de organismos necesita un tiempo grande para lograr una mortandad determinada. La relación empírica que se ha propuesto para representar el efecto de la concentración de microorganismos es la siguiente:

$$C^q N_p = \text{constante} \quad (8)$$

Siendo: C = concentración del desinfectante.

N_p = concentración de organismos reducidos para un porcentaje dado en un tiempo dado.

q = constante relacionada con la fuerza del desinfectante.

Tipos de organismos. La efectividad de los desinfectantes estará influenciada por la naturaleza de los microorganismos. Por ejemplo, las células de bacterias en crecimiento mueren fácilmente. En contraste, las esporas de bacterias son muy resistentes, y muchos de los desinfectantes comunmente usados pueden tener poco o nulo efecto, y se debe usar otro tipo de agente desinfectante como el calor.

t = tiempo
k = constante (tiempo)⁻¹

Si N₀ es el número de organismos cuando t = 0, la ecuación (1) se puede integrar:

$$N/N_0 = e^{-kt} \quad (2)$$

6

$$\ln(N/N_0) = -kt^m \quad (3)$$

Siendo m una constante. Si m es menor que 1, la tasa de mortandad decrece con el tiempo, si m es mayor que 1, la tasa de mortandad aumenta con el tiempo. Las constantes de la ecuación (3) se pueden obtener graficando $-\ln(N/N_0)$ contra el tiempo de contacto t en papel log-log. La línea recta de la ecuación es:

$$\log -\ln(N/N_0) = \log k + m \log t \quad (4)$$

Concentración y tipo de agente químico. Se ha observado que dependiendo del tipo de agente químico, la efectividad de la desinfección se relaciona con la concentración. El efecto de la concentración se ha formulado empíricamente:

$$C^n t_p = \text{constante} \quad (5)$$

Siendo C = concentración del desinfectante

n = constante

t_p = tiempo requerido para lograr un porcentaje de mortandad constante

Las constantes de la ecuación (5) se pueden evaluar graficando en papel log-log, la concentración contra el tiempo necesario para tener un porcentaje de mortandad. La pendiente de la línea corresponde al valor de $-1/n$. Una gráfica de esta relación que se determinó experimentalmente para un 99% de mortandad de diferentes organismos.

En general, si n es mayor que 1, el tiempo de contacto es más importante que la dosis, si n es igual a 1 el efecto del tiempo y la dosis son casi el mismo.

Intensidad y naturaleza de los agentes físicos. Como ya se indicó, los agentes físicos que alguna vez se han empleado en la desinfección de aguas residuales, son el calor y la luz. Se ha encontrado que su efectividad está en función de su intensidad. Por ejemplo, si el decaimiento de los microorganismos se representa con una ecuación de primer orden, se tiene:

$$dN/dt = -kN \quad (6)$$

Siendo N = número de organismos

t = tiempo, min

k = constante de velocidad de reacción, 1/min

Por lo tanto, el efecto de la intensidad del desinfectante físico está reflejando en la constante k a través de la misma relación.

Interacción con materias	No debe ser adsorbido por materia orgánica.
Toxicidad a temperatura ambiente	Debe ser efectiva en un rango de temperatura ambiente
Penetración	Debe tener capacidad de penetración a través del agua
No corrosivo y no teñidor	No debe corroer los metales o teñir la ropa
Habilidad para deodorizar	Debe deodorizar mientras desinfecta
Capacidad detergente	Debe tener acción limpiadora para mejorar su efectividad desinfectante
Disponibilidad	Debe estar disponible en grandes cantidades y a un precio razonable

Tabla 5.11
Remoción de bacterias en diferentes procesos de tratamiento

Procesos	% de remoción
Filtros gruesos	0-5
Filtros finos	10-20
Cámaras grit	10-25
Sedimentación simple	25-75
Precipitación química	40-80
Filtros percoladores	90-95
Lodos activados	90-98
Cloración en efluentes tratados	98-99

Tiempo de contacto. Una de las variables más importantes en el proceso de desinfección es el tiempo de retención. En general, para una concentración dada de desinfectante, el mayor tiempo de contacto ocasiona una mayor mortandad. Esta observación se formalizó primero por Chick, y derivó la Ley de Chick:

$$dN/dt = -kN \quad (1)$$

Siendo: N = número de organismos.

El desinfectante universalmente usado es el cloro. El bromo y el yodo ocasionalmente se usan en albercas. El ozono es un desinfectante sumamente efectivo, aún cuando no deja concentración residual, su uso se ha incrementado en el tratamiento de aguas. La acidez y alcalinidad extremas se pueden usar para destruir organismos patógenos, debido a que los valores de pH mayores de 11 y menores de 3 son relativamente tóxicos para la mayoría de las bacterias.

Agentes físicos. Los desinfectantes físicos que se han usado son calor y luz. Calentando el agua hasta su punto de ebullición se pueden destruir por ejemplo, las bacterias patógenas, no esporuladas. El calor se emplea comunmente en la industria de bebidas y derivados de la leche, pero no es posible aplicarla a grandes cantidades de aguas por su alto costo.

La luz solar también es un buen desinfectante. En particular se emplea la radiación ultravioleta. Existen lámparas de luz ultravioleta para esterilizar pequeñas cantidades de agua. La eficiencia del proceso depende de la penetración de la luz en el agua, por esto, la geometría entre la lámpara de luz y el agua es muy importante, debido a que la materia sólida suspendida y las moléculas orgánicas disueltas en el agua, pueden absorber la radiación igual que los microorganismos. Por lo tanto es difícil emplear la radiación ultravioleta en la desinfección de aguas residuales cuando se tienen partículas suspendidas.

Medios mecánicos. Las bacterias se eliminan también por medios mecánicos durante el tratamiento de las aguas residuales. Las eficiencias típicas de remoción para varios procesos de tratamiento se reportan en la Tabla 5.11. Los primeros cinco procesos que se enlistan se pueden considerar físicos. La remoción es un complemento de la función primaria de los procesos.

Radiación. Los principales tipos de radiación son: electromagnética, acústica y de partículas. Los rayos gamma emitidos por radioisótopos, como el cobalto 60, tienen una fuerte penetración, y se han usado para esterilizar agua y aguas residuales.

• • • Factores que influyen en la acción de los desinfectantes.

Al aplicar alguno de los agentes desinfectantes que ya se indicaron, se deben tener en cuenta los siguientes factores: 1) tiempo de contacto, 2) concentración y tipo de agente químico, 3) intensidad y naturaleza del agente físico, 4) temperatura, 5) número de organismos, 6) tipos de organismos, y 7) naturaleza del líquido.

Tabla 5.10
Características de un desinfectante químico ideal

Características	Indicaciones
Toxicidad para los microorganismos	Debe tener un amplio espectro de actividad a altas diluciones
Solubilidad	Debe ser soluble en agua o en los tejidos celulares
Estabilidad	La pérdida de su acción germicida en almacenamiento debe ser baja
No debe ser tóxico a las formas de vida superior	Deberá ser tóxico a los microorganismos patógenos y no ser tóxico al hombre y a otras formas de vida
Homogeneidad	La solución debe ser uniforme en su composición

5.4 . TRATAMIENTO TERCIARIO

El tratamiento terciario, se define así, porque generalmente se aplica a los efluentes de los tratamientos secundarios para lograr un mayor grado de calidad del agua, de acuerdo al uso que se le quiera dar. Los procesos más comunes en el tratamiento terciario que se estudiarán en este tema, son: adsorción con carbón activado, intercambio iónico, ósmosis inversa y desinfección; otros procesos también importantes son: electrodiálisis y ultrafiltración. Estos procesos no son exclusivamente terciarios, también se aplican como tratamiento único en los casos que así lo requieran.

El tratamiento terciario generalmente se aplica para remover sustancias inorgánicas disueltas como son los metales pesados y sales minerales. El caso de la adsorción con carbón activado se aplica a la remoción de compuestos orgánicos resistentes a la oxidación en el tratamiento secundario. La desinfección es un tratamiento que puede ser único, o terciario si se aplica a los efluentes secundarios.

La precipitación química también se usa como tratamiento terciario, particularmente cuando se trata de obtener agua de buena calidad para abastecer a la industria, pero en el caso del tratamiento a las aguas residuales industriales puede ser tratamiento único o secundario como se presentó en el capítulo anterior.

. Desinfección

Las enfermedades humanas se producen por tres tipos de organismos entéricos: bacterias, virus y quistes de amibas. Las enfermedades típicas causadas por las bacterias son tifoidea, cólera, paratifoidea y disenteria bacilar. Los virus ocasionan la poliomielitis y la hepatitis infecciosa.

La desinfección se refiere a la destrucción selectiva de los organismos patógenos, esta es la diferencia entre la desinfección y la esterilización, en esta última se destruyen todos los organismos presentes en el agua.

Agentes y medios

En el tratamiento de las aguas residuales la desinfección que comunmente se emplea es mediante 1) agentes químicos, 2) agentes físicos, 3) medios mecánicos y 4) radiación.

Agentes químicos. Las características que debe tener un agente químico ideal se presentan en la tabla 5.10. Como se muestra, un desinfectante ideal debe tener un gran número de características. Es posible que tal compuesto pueda no existir, pero las características que se presentan en la tabla deberán tomarse en cuenta al seleccionar un desinfectante. Para los ingenieros sanitarios, también es importante que el desinfectante sea seguro en su manejo y aplicación, y que su concentración sea fácilmente medible así como su concentración residual.

Los agentes químicos que se han usado como desinfectantes incluyen: fenol y compuestos fenólicos, alcoholes, iodo, cloro y sus compuestos, bromo, ozono, metales pesados y sus compuestos, jabones y detergentes sintéticos, compuestos cuaternarios de amonio, peróxido de hidrógeno y varios álcalis y ácidos.

El oxígeno llega a los microorganismos por compresión del aire que es atrapado al girar el tubo y es liberado burbujeando dentro de la cámara de suspensión al mismo tiempo que agita y homogeniza los lodos. El biofilm se oxigena directamente cuando sale a la superficie.

La cámara de suspensión es acompañada por un sedimentador anexo, donde los lodos son sedimentados y una parte de ellos es recirculada a la cámara de suspensión y la otra es desechada.

Los tanques pueden ser construidos de acero o de concreto armado, dependiendo del tamaño y condiciones locales. La construcción total de un biodisco, completamente equipado (tanque de contacto, sedimentador, clarificador, etc.), tiene la particularidad de convertirse en un módulo, lo cual trae la ventaja de que si se requiere ampliar la planta de tratamiento, puede realizarse adicionando nuevos módulos al sistema.

Ventajas y características operacionales de los biodiscos:

- Adecuado para complementar tratamientos anaeróbicos o efluentes con bajas cargas orgánicas.
- Tiempo de retención hidráulico dependiendo del tipo de agua residual y la carga orgánica.
- Buen nivel de aereación y mezclado
- Alta eficiencia de remoción de materia orgánica, ya que combina lodos activados y desarrollo de biofilm, alcanzando altas concentraciones de microorganismos.
- Mantenimiento mínimo durante la operación.
- Bajo consumo de energía eléctrica durante la operación.
- No desprende olores si se mantiene en óptimas condiciones el nivel de oxígeno disuelto.
- Óptima consistencia de los lodos.
- Rápida recuperación de la población microbiana.

Desventajas del sistema de los biodiscos:

- No admite alimentación intermitente.
- No resiste cambios bruscos de pH.
- Por cualquier tipo de paro, ya sea en la alimentación o en la aereación, sufre cambios o eliminación de la población microbiana.

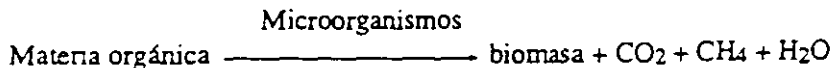
2. Tratamiento anaerobio.

El tratamiento anaerobio de las aguas residuales, es un proceso mediante el cual es degradada la materia orgánica y/o inorgánica por medio de microorganismos, principalmente bacterias en ausencia de oxígeno (anaerobiosis)

Este sistema degrada con mayor eficiencia la materia orgánica, produciendo una mezcla de gas, llamada biogas, compuesta de metano (60-70 %), bióxido de carbono (30-40 %) y trazas de ácido sulfhídrico e hidrógeno.

Este proceso ocurre en forma natural en los pantanos y en el fondo de las lagunas y lagos, donde no hay oxigenación.

La biodegradación de la materia orgánica en forma anaerobia se puede resumir de la siguiente manera:



El proceso anaerobio se puede resumir en dos etapas:

- Acidogénesis.
- Metanogénesis.

En la primera etapa, la materia orgánica se hidroliza y los compuestos orgánicos complejos se transforman en ácidos orgánicos simples, de los cuales los más comunes son ácido acético y ácido propiónico. En esta etapa la degradación se lleva a cabo por bacterias facultativas y anaerobias, llamadas bacterias acidogénicas.

En la segunda etapa, los ácidos formados en la primera son metabolizados, por las bacterias metanogénicas, produciendo metano y bióxido de carbono.

Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas y tienen una velocidad de reproducción más lenta que las bacterias acidogénicas, ocasionando la acidificación del sistema de tratamiento, siendo esto a veces una limitación del tratamiento pues disminuye su eficiencia.

El tratamiento anaerobio se aplica a los lodos residuales de las plantas de tratamiento y a las aguas residuales industriales.

Las ventajas de este tratamiento son:

- Baja producción de lodos residuales.
- Producción de biogas, el cual puede ser utilizado como combustible.
- Baja demanda de nutrientes (fósforo y nitrógeno).
- Lodos residuales estables.

Los inconvenientes de este sistema son:

- Largos períodos de tiempo de retención (3-10 días).
- Períodos relativamente largos para estabilizar el sistema al principio.
- Altas temperaturas necesarias para lograr un adecuado tratamiento, lo cual representa gasto de energía.

Los sistemas más comunes para el tratamiento anaerobio son los siguientes:

- Digestores.
- Lagunas anaeróbicas.
- Fosas sépticas.

En el caso de descargas industriales se usan los digestores, de los que actualmente existen diferentes patentes comerciales. En la fig. 5.30 se muestra un diagrama de un digestor anaeróbico de una etapa con mezcla completa.

Las fosas sépticas han sido utilizadas para tratamiento de las aguas residuales domésticas en poblaciones rurales.

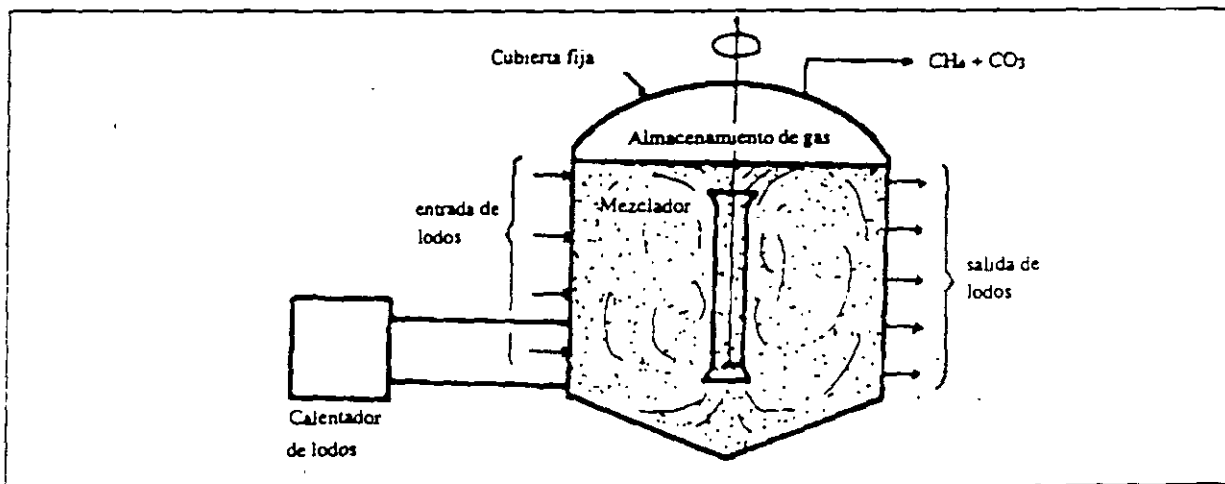


Fig. 5.30 Diagrama de un digestor anaeróbico de una etapa con mezcla completa.

Las ventajas de este tipo de tratamiento son: Obtención de un efluente final claro, relativamente estable en putrefacción, ausencia de olores durante el proceso y altos rendimientos en remoción de materia orgánica.

Los inconvenientes de este tratamiento son: volumen de lodos mayor al que se obtienen con otros procesos y altos costos de operación.

C. Lagunas de estabilización.

Las lagunas de estabilización son depósitos naturales o artificiales de tierra, abiertos en contacto con el sol y al aire, en los cuales se lleva a cabo la biodegradación de la materia orgánica mediante la actividad metabólica de bacterias y algas. Primeramente son sedimentados los sólidos y luego la materia orgánica se oxida y estabiliza por medio de microorganismos.

Las lagunas de estabilización pueden clasificarse en:

Lagunas aerobias o fotosintéticas. En este tipo de lagunas la materia orgánica es degradada y estabilizada por medio de poblaciones microbianas (bacterias principalmente), con oxígeno abastecido por la acción fotosintética de las algas y por la transferencia superficial del aire en la laguna.

Son de poca profundidad (1-2 pies) para poder mantener un sistema aerobio en ellas, y soportan aguas con bajas cargas orgánicas.

Lagunas aereadas. Estas lagunas son del mismo tipo de las facultativas, pero con la adición de aeración mecánica o difundida en ella.

Estas se semejan a las fosas de oxidación y a las unidades de lodos activados con aereación extendida.

Lagunas facultativas. En las lagunas facultativas se desarrolla un medio hetero-aeróbico, en donde las sustancias orgánicas son degradadas por poblaciones facultativamente aeróbicas y anaeróbicas, causado por cambios cíclicos y estacionales durante la fotosíntesis.

Este tipo de lagunas son más profundas que las fotosintéticas, teniendo en su parte inferior una zona de anaerobiosis, y en la superficie una zona aerobia.

Lagunas de maduración o pulido. Este tipo de lagunas se usa para efectuar un tratamiento cuaternario cuando el efluente de un tratamiento terciario lo requiera; su objetivo principal es la remoción de detergentes, nitrógeno y fósforo, así como también metales pesados y partículas radiactivas por medio de algas y plantas acuáticas selectivas.

En algunos casos este tipo de lagunas se utiliza para la estabilización de los lodos residuales de algunas plantas de tratamiento de aguas residuales.

Lagunas anaerobias. Los procesos de degradación de este tipo de lagunas son anaerobios, por lo cual, para mantener un sistema anaerobio en ellas se requiere que sean más profundas que las aerobias, generalmente tienen de 6 a 10 pie de profundidad, pudiendo ser abiertas o cubiertas. Debido a que despiden olores desagradables tienen que ser construidas lejos de las zonas urbanas. Los olores pueden ser reducidos si se mantienen condiciones alcalinas en las lagunas, lo cual mantiene al ácido sulfhídrico en solución como ion sulfhidrato (HS^-) en estas condiciones.

D. Biodisco

Básicamente se refiere a un tratamiento combinado de crecimiento estacionario de biomasa, llamado biofilm y de lodos activados o flóculos.

Este equipo consiste de unas celdas de plástico insertadas dentro de un tubo o carcasa de diseño especial, colocados en la periferia de una rueda de acero que es sostenida por un eje sumergido dentro de la cámara de contacto. La rueda permanece sumergida en el agua residual en un 75% y las rotaciones del sistema pueden controlarse en forma manual o automática, con el fin de mantener en óptimas condiciones el nivel de oxígeno disuelto.

El tratamiento ocurre por el crecimiento de microrganismos dentro de celdas y superficie del tubo y en forma suspendida dentro de la cámara de contacto.

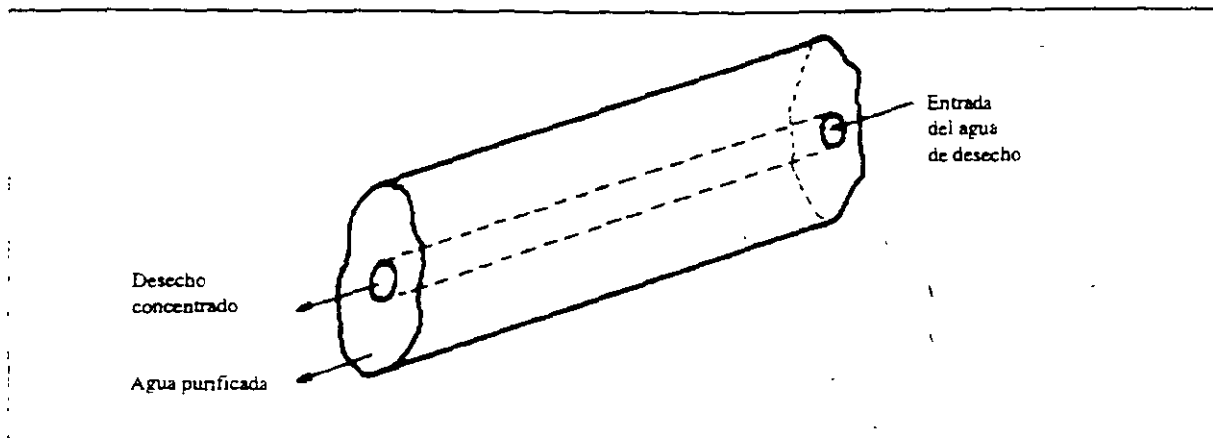


Figura 5.38. Sistema de ósmosis inversa de configuración tubular.

La ósmosis inversa se aplicó inicialmente en la desalinización del agua de mar. Se han hecho muchas investigaciones en plantas piloto sobre el uso de ósmosis reversible para separar ciertos contaminantes del agua residual, algunos de ellos como compuestos de nitrógeno y fósforo, de configuración tubular, cromatos y otros compuestos orgánicos que no se eliminan adecuadamente por otros procesos. En consecuencia el tratamiento convencional se complementa por ósmosis inversa con economía favorable.

Las investigaciones indican que, en principio, la ósmosis inversa se puede usar para obtener un efluente de cualquier grado de pureza deseado mientras que se mantenga una tasa de flujo razonable.

Muchos materiales naturales tienen características semipermeables. Algunas membranas de plantas y animales son buenos ejemplos. Se han empleado materiales como colodión, celofanes, vidrio poroso, vidrio finamente picado, precipitados orgánicos como ferrocianuro de cobre, zinc y fosfato de uranilo. Todos ellos tienen defectos, como el permitir fugas, ser de corta duración, tener selectividad y poca reproducibilidad. Las membranas de acetato de celulosa (membranas AC) son las que han dado mejores resultados.

• Características del funcionamiento de las membranas

Los dos parámetros básicos para caracterizar los sistemas de ósmosis inversa son: 1) La producción de agua purificada por unidad de área de membrana (flujo de agua) y 2) La calidad del producto o pureza del agua purificada (factor de rechazo).

Flujo de agua. La producción de agua purificada se mide por el flujo de agua y se define como la cantidad de producto recuperado por día y por unidad de área de membrana.

El flujo que pasa a través de una membrana específica queda determinado por: 1) Las características físicas de la membrana, por ejemplo, espesor, composición química y porosidad; y 2) Las condiciones del sistema, por ejemplo, temperatura, presión diferencial a través de la membrana, concentración de sal en la solución que toca la membrana y velocidad de alimentación a través de la membrana.

En la práctica, las características físicas de la membrana, así como la temperatura, la concentración del soluto en el influente y el flujo producido, se fijan para un proceso en particular. Por lo tanto el flujo de agua es una función de la presión diferencial a través de la membrana y está dada aproximadamente por:

$$F_{H_2O} = A(\Delta p - \Delta \pi) \quad (1)$$

Donde.

$$\Delta p = P_F - P_p$$

$$\Delta \pi = \pi_F - \pi_p$$

F_{H_2O} Es el flujo de agua [gal/(día pie²)]

A Es el coeficiente de permeación por unidad de área de membrana, [gal/(día pie² atm)]. Este término incluye las variables físicas de la membrana y es relativamente constante.

Δp Es la presión ejercida en el influente (P_F) menos la presión sobre el producto (P_p) en atm.

$\Delta \pi$ Es la presión osmótica en el influente (π_F) menos la presión osmótica del producto (π_p) en atm.

Para experimentos de laboratorios alimentando agua pura $\Delta \pi$ es igual a cero, y la ecuación (1) se reduce a una ecuación clásica de flujo:

$$F_{H_2O} = A \Delta p \quad (2)$$

Factor de rechazo. El mejoramiento de la calidad entre la alimentación y el producto, se expresa cuantitativamente por el factor de rechazo definido como:

$$f = (C_F - C_p)/C_F \quad (3)$$

Donde:

f es el factor de rechazo (adimensional)

C_F es la concentración del soluto en el influente.

C_p es la concentración del soluto en el producto.

Por ejemplo, si $f = 0.9$, significa que $C_p = 0.1 C_F$, o sea que el producto contiene una décima de la concentración del soluto en el influente, por lo tanto el 90% del soluto es rechazado por la membrana. El factor de rechazo es una medida de la selectividad de la membrana.

Las concentraciones del soluto C_F y C_p se obtienen determinando los sólidos totales disueltos (por evaporación a sequedad). Cuando el soluto es un electrolito (por ejemplo NaCl), las concentraciones se pueden determinar midiendo conductividades.

La capacidad de una membrana para rechazar solutos depende de la combinación de las características químicas del soluto, de la membrana y el agua. Las propiedades del soluto que tienen más influencia en el rechazo de especies individuales son: 1) la valencia, aumenta el rechazo con los valores de la carga del ión. 2) el tamaño molecular, aumenta el rechazo con el tamaño molecular del soluto y 3) Tendencia a formar enlaces con el hidrógeno, aumenta la permeabilidad con los enlaces fuertes de hidrógeno.

La capacidad de una membrana para rechazar sales disminuye con el tiempo de operación.

Efecto de la temperatura sobre el flujo. El flujo también se ve afectado por la temperatura del agua. La permeabilidad del agua a través de una membrana aumenta un 1.5% por cada 1.8 °C (1 °F). El fabricante de membranas generalmente proporciona el flujo para una temperatura entre 24 y 25 °C, y se aplica un factor de corrección para otras temperaturas. Este factor de corrección se puede derivar de consideraciones teóricas sobre valores de difusión y viscosidad, pero las correcciones que se determinan experimentalmente son más confiables. Un factor de corrección es un múltiplo del área de la membrana necesaria.

Obstrucción, causas y soluciones

La obstrucción que causa una reducción temporal de flujo, se debe a materiales que se depositan en la superficie de la membrana, ya que solamente las sustancias con uniones de hidrógeno (agua, amoníaco) pasan a través de los poros de la membrana. Los materiales que no tienen uniones de hidrógeno se quedan en la capa conocida como capa limitante.

La composición de los depósitos de las capas limitantes reflejan la composición del influente. Como es de esperarse, los constituyentes más comunes son carbonato de calcio, sulfatos, óxidos de fierro y aluminio hidratados, silicatos, mezclas particulares y crecimientos biológicos.

La obstrucción se reduce tomando las siguientes precauciones:

- 1) Aplicar un pretratamiento del influente para eliminar el fierro y controlar el pH.
- 2) Limitar el proceso para determinar la concentración del agua residual.
- 3) Filtrar el influente del agua residual.
- 4) Inyectar pequeñas cantidades de biocidas, por ejemplo cloro.

Desafortunadamente, aún con la protección ocurre que la membrana se tapa y se debe limpiar periódicamente. El procedimiento usual para la limpieza es como sigue:

- a) Se lava la membrana con un flujo repentino a baja presión y dos o tres veces la velocidad normal, la acción turbulenta del fluido elimina los depósitos que tapan la membrana.
- b) La dureza (carbonatos y sulfatos, sales de calcio y magnesio) se elimina algunas veces remojando la membrana con agua destilada por largos períodos. Después se hace recircular vigorosamente una solución de ácido cítrico al 1-2% a través de la unidad para disolver grandes cantidades de iones metálicos que se quedan en solución por quelación.

Predicción del flujo

La salida de agua en una membrana empieza a declinar tan pronto como se aplica una presión, y continúa degradándose lentamente de ahí en adelante. La pérdida es irreversible y si se quiere un mayor flujo se debe aumentar la presión. Esta alternativa es contraproducente ya que al incrementar la presión y pasar más agua, también se comprime más la membrana y la disminución del flujo se hace más rápida. En la práctica se sobreespecifica el área de la membrana ligeramente y se mantiene la presión de operación constante tanto como sea posible, y solamente hasta el final de la vida de la membrana se le da una presión adicional.

El rendimiento de una membrana se puede predecir ya que la declinación por unidad de área de la membrana es bastante uniforme y se puede calcular a futuro. Una gráfica de flujo contra tiempo de operación a una presión específica da una curva con una pendiente descendente inicial seguida de una prolongada y moderada declinación. Una gráfica logarítmica da una línea recta adecuada para propósitos de predicción para uno o dos años.

Así se puede predecir el flujo una vez que se conocen la pendiente y el flujo inicial. Los fabricantes dan los valores del flujo inicial y las pendientes estimadas a diferentes presiones de operación. El flujo inicial está dado por la producción de las primeras 24 horas dividido entre el área de la membrana en la unidad de prueba. La pendiente se calcula gráficamente o con los valores de flujo tomados a intervalos de tiempo de 10, 100 y 1000 horas. El grado de inclinación está dado por la siguiente ecuación:

$$m = (\log F_1 - \log F_x) / (\log t_1 - \log t_x)$$

$$m = [\log(F_1/F_x)] / [\log(t_1/t_x)] \quad (4)$$

Donde:

F_i es el flujo inicial (gal/h pie^2)

F_x es el flujo en el tiempo x (gal/h pie^2)

t_i es el tiempo de operación para el flujo inicial, (h).

Se obtiene calculando el flujo inicial y graficando F_x contra t , el tiempo t_i corresponde a este valor calculado.

t_x es el tiempo de operación (h).

La determinación del flujo basándose en la vida de la membrana es fundamental para diseñar sistemas de ósmosis inversa, ya que estos valores se utilizan para estimar el área requerida de la membrana para una capacidad deseada en el sistema empleando la ecuación (4).

Existen tres alternativas posibles:

a) Tomar un promedio del flujo inicial y final para obtener un área promedio. Cuando esto se lleva a cabo, se espera que en la última parte de vida de la membrana, el flujo se lleve hasta su valor inicial incrementando la presión de operación.

b) Especificar el área de la membrana a partir del valor final o del valor más pequeño. A pesar de que los costos fijos son altos, los sistemas a baja presión disminuyen los costos de operación.

c) Seleccionar el flujo inicial como base para el diseño. Esto minimiza el área de la membrana y el costo del capital, pero eleva los costos de operación conforme se incrementa la presión para mantener la producción. Esta es la alternativa lógica para procesos intermitentes y a corto plazo en los cuales se deben minimizar los costos iniciales.

• Fugas en las membranas

El cálculo del rechazo de la solución siempre da valores más altos que los experimentales, aún aquellos que son determinados bajo condiciones muy cuidadosas. Por ejemplo, el rechazo teórico del cloruro de sodio de una membrana AC modificada se calcula del 99.7%, pero los resultados experimentales no dan valores mayores del 97-99% de rechazo. La diferencia se debe a pequeñas imperfecciones en la membrana, las cuales pueden dejar pasar la salmuera bajo presión y contaminar el agua del efluente.

Todas las membranas tienen imperfecciones que se deben corregir para optimizar su uso en cada caso específico. Se han probado numerosas técnicas para reducir las fugas en las membranas, como son:

a) Tratamiento por calor y modificación de la fórmula original. Esta es la mejor forma para reducir las fugas. Las membranas para agua de mar se deben tratar con altas temperaturas para lograr una capa que pueda rechazar un 99.5% de la sal en la corriente de alimentación.

b) Adición de ciertos compuestos químicos al agua de alimentación. Se adicionan compuestos químicos de tamaño molecular grande, al agua del influente, para tapar los poros, generalmente se emplean sales de aluminio.

Los aditivos para tapar las fugas tienen serias desventajas que limitan su uso:

- 1) Son más efectivos en flujos bajos que en los flujos altos en las membranas estándar AC.
- 2) Se disipan rápidamente y se deben adicionar regularmente.
- 3) La mayoría de ellos reducen el flujo de agua tanto como las fugas de soluto.
- 4) Son caros y se usan únicamente en situaciones especiales donde el costo no es un factor decisivo.

Observaciones. La ósmosis inversa resulta todavía muy cara para utilizarla ampliamente en tratamientos de agua. Su uso en el tratamiento de aguas residuales está limitado debido a que los sólidos suspendidos tapan las membranas, en cuyo caso se requiere de un tratamiento previo, lo que eleva los costos de operación.

Las presiones a las cuales se trabaja varían de 600 a 1500 psi. uno de los mayores éxitos ha sido el desarrollo de mejores membranas que pueden operar a bajas presiones (alrededor de 250 psi) dando velocidades del producto relativamente altas, del orden de 40 gal/día pie². Una vez que estas dificultades hayan sido superadas, la ósmosis inversa llegará a ser un proceso de gran aplicación en el tratamiento de agua.

6.0. TRATAMIENTO DE LODOS.

Uno de los principales problemas en el tratamiento de agua natural o agua residual es el de la eliminación de los lodos. En los tanques de sedimentación se producen grandes volúmenes de lodos con alto contenido de agua y su deshidratación y eliminación final pueden representar casi la mitad del costo del tratamiento.

6.1. PRINCIPIOS DE LA DESHIDRATACIÓN

Son cinco los tipos de lodos que se producen en los procesos de tratamiento:

1. Lodos primarios de la sedimentación del agua residual.
2. Lodos secundarios del tratamiento biológico del agua residual.
3. Formas digeridas de los dos anteriores en forma separada o mezclada.
4. Lodos de hidróxido por la coagulación y sedimentación de las aguas y desechos industriales.
5. Lodos de precipitación de las plantas de ablandamiento y del tratamiento de desechos industriales.

Todos estos lodos tienen bajos contenidos de sólidos (1 a 6%) y por eso se requiere manejar grandes volúmenes de lodos para obtener una masa de sólidos relativamente pequeña. En consecuencia, la principal preocupación en el tratamiento de los lodos es concentrar los sólidos por medio de la remoción de tanta agua como sea posible. La densidad y la naturaleza de las partículas de sólidos tienen una influencia considerable en el grosor del lodo producido. Así, un licor de ganga metalúrgica con sólidos de P. E. 2.5 se separará rápidamente para dar un lodo con una concentración de sólidos cercana al 50%. Por el otro lado, como los lodos del agua residual contienen sólidos muy comprensibles con P. E. de 1-4, sólo producirán un lodo con el 2 al 6% de sólidos. A no ser que se tenga cuidado, los intentos para aumentar el contenido de sólidos al drenar el exceso de agua pueden hacer que los sólidos se compriman, con lo que se bloquean los huecos e impiden un mayor drenaje. Los lodos primarios del agua residual tienen una naturaleza heterogénea con sólidos fibrosos, de modo que su drenaje es más fácil que el del lodo digerido, que es más homogéneo en su naturaleza.

El P. E. de un lodo con un contenido particular de sólidos se puede determinar de la siguiente expresión:

$$\text{P. E. del lodo} = \frac{100}{\left[\frac{\% \text{ de sólidos}}{\text{P. E. de los sólidos} +} \right] + \left[\frac{\% \text{ de agua}}{\text{P. E. del agua}} \right]} \quad (18.1)$$

Un ejemplo simple puede mostrar la influencia de la reducción en el contenido de humedad en el volumen ocupado por un lodo. Considérese un lodo con 2% de sólidos de P. E. 1.4: 20 kg de sólidos están mezclados con 980 kg de agua, así el P. E. del lodo es 1.006 y el volumen ocupado es 0.994 m³. Si se deshidrata a un contenido de sólidos del 25% (una consistencia igual a la del suelo) los 20 kg de sólidos quedan con sólo 60 kg de agua, de modo que el P. E. del lodo cambia a 1.077 y el volumen ocupado se reduce a 0.074 m³, o sea cerca del 7.5% del volumen original.

Se desarrolló el trabajo sobre filtrado para el deshidratado de lodos por filtrado. Se introdujo el parámetro de resistencia específica para comparar la filtrabilidad de los diferentes lodos.

La tasa de filtrado, esto es, la facilidad de deshidratación, está dada por

$$\frac{dV}{dt} = \frac{PA^2}{\mu(rcV + RA)} \quad (18.2)$$

donde V= volumen de filtrado obtenido después de un tiempo t,
P= presión aplicada,
A= área del filtro,
μ= viscosidad absoluta del filtrado,
r = resistencia específica del lodo,
c = concentración de sólidos del lodo,
R = resistencia del medio de filtro limpio.

Para P constante la integración da

$$t = \frac{\mu rc}{2PA^2} V^2 - \frac{\mu R}{PA}$$

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu rc}{2PA^2} V - \frac{\mu R}{PA}$$

Si se usa un aparato de filtrado de laboratorio, es posible determinar la resistencia específica al graficar t/V contra V, con una pendiente de la recta $\mu rc/2PA^2$. Entre más alto sea el valor de la resistencia específica, será más difícil deshidratar el lodo.

Un método alternativo para evaluar la filtrabilidad de un lodo es medir el tiempo de succión capilar (TSC). El TSC depende de la succión aplicada a una muestra de lodo por un papel de cromatografía absorbente. Se expone al lodo un área de papel en el centro mientras que el papel que resta se usa para absorber el agua removida del lodo por succión capilar. El tiempo que le toma al agua viajar una distancia estándar a través del papel se registra visual o electrónicamente y se encuentra que tiene una buena correlación con los valores de resistencia específica para un lodo en particular.

6.2. ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.

Para mejorar la eficiencia del proceso de deshidratado es útil aplicar una etapa preliminar de acondicionamiento para liberar tanta agua como sea posible de las partículas de lodo. El objeto de este tratamiento preliminar es facilitar la aglomeración de sólidos y aumentar su contenido. Para este fin se emplean varios métodos de acondicionamiento, lo que depende de las características del lodo que se va a tratar:

1. *Espesamiento.* Con muchos lodos flocculentos, especialmente los excedentes de los activados, el agitado a baja velocidad en un tanque con un mecanismo del tipo de cerca con estacas estimula una floculación mayor y puede aumentar significativamente el contenido de sólidos y la capacidad de sedimentación al mismo tiempo que permite el retiro del sobrenadante.
2. *Acondicionamiento químico.* Los coagulantes químicos pueden ser útiles en la promoción de la aglomeración de las partículas de flóculo y en la liberación de agua. Los más comunes son: sulfato de aluminio, clorohidrato de aluminio, sales de hierro, cal y polielectrolitos o ambos. El costo de estos reactivos está más que compensado por el aumento en el contenido de sólidos y la mejora en las características de deshidratado que resultan de su uso.
3. *Elutriación.* El requerimiento químico para el acondicionamiento se puede reducir si se mezcla el lodo con agua o efluente, se permite que se sedimente y se retira el sobrenadante antes de agregar las sustancias químicas. Este proceso de lavado quita mucho de la alcalinidad que en los lodos digeridos ejerce una alta demanda química.
4. *Tratamiento con calor.* Se han empleado varios procesos para calentar los lodos de agua residual bajo presión con el fin de estabilizar la materia orgánica y mejorar su capacidad de deshidratación. Una operación común es calentar a una temperatura de 190°C por 30 min a una presión de 1.5 MPa y luego pasar el lodo a tanques de espesamiento. El sobrenadante tiene un alto contenido orgánico soluble y se debe regresar a la planta principal de oxidación para su estabilización, lo que no siempre es fácil debido a su biodegradabilidad limitada. Los problemas de corrosión y los altos costos de energía han hecho que las plantas de tratamiento con calor no sean muy atractivas en la mayoría de los casos.

6.3. DESHIDRATACIÓN DE LODOS

En muchos de los métodos de eliminación de lodos, la deshidratación preliminar es esencial para que los costos de la eliminación se mantengan bajo control.

Se emplean varios métodos de deshidratación (figura) lo que depende del terreno disponible y los costos relacionados con una situación particular.

Lechos de secado

El proceso de deshidratación más antiguo y más sencillo es el que usa lechos rectangulares poco profundos con fondos porosos arriba de una red de drenaje subterráneo. Los lechos se dividen en áreas convencionales con paredes bajas. El lodo se pasa a los lechos hasta que la profundidad es de 125 a 250 mm; la deshidratación tiene lugar debido al drenaje de las capas inferiores y a la evaporación de la superficie bajo la acción del sol y el viento. La pasta se agrieta a medida que se seca, lo que permite mayor evaporación y el escape del agua de lluvia de la superficie. En buenas condiciones, el contenido de sólidos que se obtiene es casi del 25% en unas cuantas semanas; en climas templados un periodo más común es de 2 meses. Se obtienen mejores resultados con la aplicación frecuente de capas de lodo poco profundas en vez de capas profundas e intervalos más largos. La remoción del lodo seco se hace manualmente en plantas pequeñas pero en otros lados se tiene que instalar una planta mecánica para el levantamiento de los lodos. El terreno que se requiere para el lodo de agua residual es $0.25 \text{ m}^2/\text{persona}$. Este gran requerimiento hace difícil que los lechos de secado sean factibles a menos que se disponga de terreno a bajo costo. En muchas circunstancias se utiliza alguna forma de deshidratado mecánico, para el cual las necesidades de terreno son mínimas y cuyo rendimiento no es afectado por el clima.

Filtrado de presión

El filtrado de presión es un proceso intermitente en el que se bombea lodo acondicionado con presión creciente en cámaras revestidas con telas de fieltro; estas cámaras retienen los sólidos pero permiten que el líquido escape por las estrías que tienen las placas metálicas de apoyo. A medida que escapa el líquido, la pasta adyacente a la tela actúa como un filtro adicional para el resto del lodo y la pasta se deshidrata hacia el centro. El tiempo durante el cual se somete a presión varía de 2 a 18 horas, con presiones de 600 a 850 kPa, lo que da una pasta con un

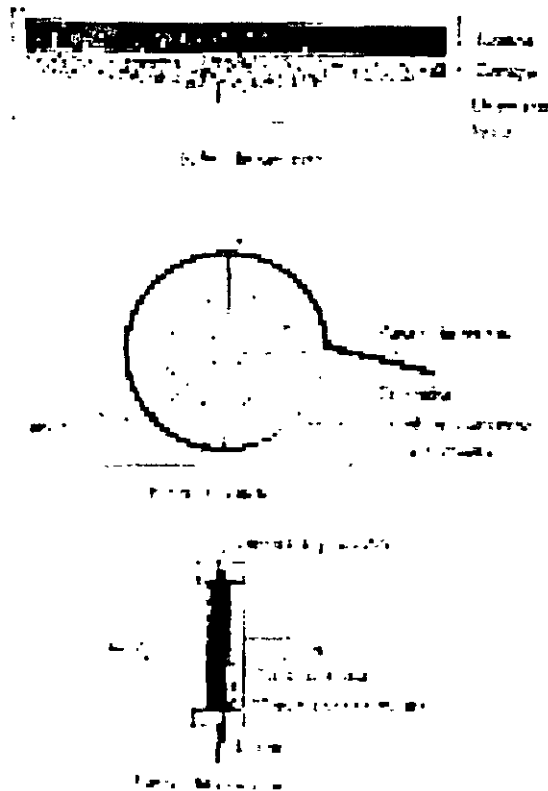


Figura. Métodos de deshidratación.

contenido de sólidos del 25 al 50%. La carga de sólidos depende de la naturaleza del lodo y de la duración del ciclo de presión.

Una mejora del proceso de filtrado de presión es una prensa sin fin de operación continua que introduce el lodo acondicionado en la abertura entre dos bandas sin fin a las que se aplica presión por medio de rodillos. La deshidratación ocurre por una combinación de drenaje por gravedad, filtrado de presión y efecto de corte.

Filtrado al vacío

Éste es un proceso continuo en el cual un tambor giratorio segmentado cubierto con tela de fieltro se sumerge parcialmente en lodo acondicionado. Se forma un vacío de 90 kPa en los segmentos sumergidos para que el lodo se adhiera a la superficie de la tela. A medida que gira el tambor y la capa de lodo emerge del tanque, se jala aire a través de éste por el vacío para ayudar a la deshidratación. Un raspador quita la pasta de lodo con la ayuda de un cambio a presión positiva en el segmento de tambor correspondiente. Los sólidos en la pasta normalmente son del 20 al 25%, con rendimientos de filtro aproximados de 20 kg de sólidos secos/m² h.

Centrifugación

Las centrifugas de operación continua tienen aplicación en el deshidratado de lodos. La mayoría son de tipo de carcasa sólida en el cual se alimenta lodo acondicionado al centro de una carcasa que gira rápidamente. Los sólidos son lanzados a la orilla exterior de donde son removidos por un raspador-transportador. Las centrifugas son relativamente compactas pero no pueden lograr concentraciones de sólidos mayores de 20% y en muchos casos es difícil separar en forma económica sólidos mayores a un 12 ó 15% de los lodos del agua natural o residual.

Es importante observar que en todas las operaciones de deshidratado de lodos el líquido que se separa requiere arreglos adecuados para poder eliminarlo.

El líquido de los lodos del agua residual, es altamente contaminante y se debe regresar a la planta, principal de tratamiento para su estabilización.

6.4. ELIMINACIÓN DE LODOS.

El lodo de agua residual tiene valor como acondicionador de suelos ya que contiene cantidades importantes de nitrógeno y fósforo. Los lodos que se provienen de instalaciones sin descargas industriales importantes pueden ser destinados de inmediato a los terrenos agrícolas. Con lodos que contienen materiales potencialmente tóxicos, como metales pesados, no es posible utilizar la tierra agrícola para su desecho. Frecuentemente se requiere una digestión anaerobia de los lodos anterior a la disposición en tierra, para asegurar la destrucción de los microorganismos patógenos que pudieran estar presentes en el lodo crudo. La aplicación del lodo a la tierra agrícola se hace cuando está aún húmedo. Se transporta en un carro-tanque o por un sistema de irrigación por aspersión. Como las condiciones climáticas pueden impedir la aplicación en ciertos periodos, se debe contar con suficiente capacidad de almacenaje para cubrir estas situaciones. Se necesita un área para eliminación en tierra de 20 M²/persona o más, lo que depende de las prácticas agrícolas, tipo de suelo y clima.

Una gran cantidad de lodos se arroja en canteras viejas y sitios similares. Esta práctica de rellenar con lodo deshidratado hace posible la recuperación de terrenos agotados. Siempre se debe tener en mente la posibilidad de que el agua subterránea se contamine como resultado de tales prácticas. En áreas costeras es muy común desechar el lodo líquido en el mar en lugares de aguas profundas; hay poca evidencia de daño ambiental importante causado por tales acciones cuando se controlan apropiadamente. Sin embargo, algunas autoridades prohíben ahora echar lodos de agua residual en el mar.

El compostamiento de lodos de agua residual con basura doméstica produce un material estable con buenas propiedades como acondicionador de suelos, pero con poca reducción en volumen. Por esta razón, la fabricación de composta sólo es

justificable si hay un mercado para el producto. Todo el lodo de agua residual y toda la basura de una comunidad producen una mezcla muy húmeda para hacer la composta y es necesario deshidratar el lodo para tener un 25% de sólidos y que el proceso opere satisfactoriamente.

Cuando no se cuenta con sitios para desechar los lodos a una distancia que resulte económica, o si el lodo contiene materias tóxicas, la mejor solución es incinerarlo. Esta operación se lleva a cabo en hornos de hogar múltiple, la operación es normalmente autosustentable cuando los lodos de agua residual se deshidratan hasta un 25% en sólidos (los sólidos de agua residual tienen un valor calorífico que comúnmente es 20 MJ/kg). Después de la incineración, la ceniza residual equivale únicamente al 5 ó 10% de los sólidos originales, con lo que disminuye en gran parte el problema de la eliminación. Sin embargo, desechar los lodos de esta manera significa un gran costo de capital y un costo de operación considerable.

El volumen y naturaleza de los lodos producidos en las operaciones de tratamiento de agua son tales que su disposición no causa normalmente grandes problemas. Son prácticas comunes desecharlos en tierra, lagunas o por medio de filtrado de presión con eliminación en tiraderos. Los lodos con hidróxido de aluminio no tienen valor como fertilizante, pero los lodos de cal que se obtienen de las operaciones de ablandamiento tienen un valor considerable en la agricultura.

CAPÍTULO VII.

LEGISLACIÓN SOBRE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES

**NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LIMITES
MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS
RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES**

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.-
Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

JULIA CARABIAS LILLO, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 85, 86 fracciones I, III y VII, 92 fracciones II y IV y 119 de la Ley de Aguas Nacionales; 5o. fracciones VIII y XV, 8o. fracciones II y VII, 36, 37, 117, 118 fracción II, 119 fracción I inciso a), 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 fracción II y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir la siguiente Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; y

CONSIDERANDO

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, se publicó en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de junio de 1996, a fin de que los interesados en un plazo de 90 días naturales presentaran sus comentarios al Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, sito en avenida Revolución 1425, mezanina planta alta, colonia Tlacopac, código postal 01040, de esta ciudad.

Que durante el plazo a que se refiere el considerando anterior y de conformidad con lo dispuesto en el artículo 45 del ordenamiento legal citado, estuvieron a disposición del público los documentos a que se refiere dicho precepto.

Que de acuerdo con lo que disponen las fracciones II y III del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, los comentarios presentados por los interesados fueron analizados en el seno del citado Comité, realizándose las modificaciones procedentes a dicha Norma; las respuestas a los comentarios de referencia fueron publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 24 de diciembre de 1996.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de Normas Oficiales Mexicanas, el Comité

Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 30 de octubre de 1996, aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, por lo que he tenido a bien expedir la siguiente:

**NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-001-ECOL-1996, QUE ESTABLECE LOS LIMITES
MAXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS
DE AGUAS RESIDUALES EN AGUAS Y BIENES NACIONALES**

INDICE

1. Objetivo y campo de aplicación
2. Referencias
3. Definiciones
4. Especificaciones
5. Métodos de prueba
6. Verificación
7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales
8. Bibliografía
9. Observancia de esta Norma
10. Transitorio
11. Anexo I

1. Objetivo y campo de aplicación

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.

2. Referencias

Norma Mexicana NMX-AA-003 Aguas residuales - Muestreo, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas - Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales - Método del cono Imhoff, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 13 de septiembre de 1977.

Norma Mexicana NMX-AA-005 Aguas - Determinación de grasas y aceites - Método de extracción soxhlet, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 8 de agosto de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-006 Aguas - Determinación de materia flotante - Método visual con malla específica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de diciembre de 1973.

Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas - Determinación de la temperatura - Método visual con termómetro, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 23 de julio de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-008 Aguas - Determinación de pH - Método potenciométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 25 de marzo de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-026 Aguas - Determinación de nitrógeno total - Método Kjeldahl, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 27 de octubre de 1980.

Norma Mexicana NMX-AA-028 Aguas - Determinación de demanda bioquímica de oxígeno - Método de incubación por diluciones, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-029 Aguas - Determinación de fósforo total - Métodos espectrofotométricos, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de octubre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-034 Aguas - Determinación de sólidos en agua - Método gravimétrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de julio de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-042 Aguas - Determinación del número más probable de coliformes totales y fecales - Método de tubos múltiples de fermentación, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de junio de 1987.

Norma Mexicana NMX-AA-046 Aguas - Determinación de arsénico en agua - Método espectrofotométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 21 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-051 Aguas - Determinación de metales - Método espectrofotométrico de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 22 de febrero de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-057 Aguas - Determinación de plomo - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de septiembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-058 Aguas - Determinación de cianuros - Método colorimétrico y titulométrico, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de diciembre de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-060 Aguas - Determinación de cadmio - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 26 de abril de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-064 Aguas - Determinación de mercurio - Método de la ditizona, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 3 de marzo de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-066 Aguas - Determinación de cobre - Método de la neocuproína, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 16 de noviembre de 1981.

Norma Mexicana NMX-AA-078 Aguas - Determinación de zinc - Métodos colorimétricos de la ditizona I, la ditizona II y espectrofotometría de absorción atómica, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 12 de julio de 1982.

Norma Mexicana NMX-AA-079 Aguas Residuales - Determinación de nitrógeno de nitratos (Brucina), publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 14 de abril de 1986.

Norma Mexicana NMX-AA-099 Determinación de nitrógeno de nitritos - Agua potable, publicada en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de febrero de 1987.

3. Definiciones

3.1 Aguas costeras

Son las aguas de los mares territoriales en la extensión y términos que fija el derecho internacional; así como las aguas marinas interiores, las lagunas y esteros que se comuniquen permanente o intermitentemente con el mar.

3.2 Aguas nacionales

Las aguas propiedad de la Nación, en los términos del párrafo quinto del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

3.3 Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

3.4 Aguas pluviales

Aquellas que provienen de lluvias, se incluyen las que provienen de nieve y granizo.

3.5 Bienes nacionales

Son los bienes cuya administración está a cargo de la Comisión Nacional del Agua en términos del artículo 113 de la Ley de Aguas Nacionales.

3.6 Carga contaminante

Cantidad de un contaminante expresada en unidades de masa por unidad de tiempo, aportada en una descarga de aguas residuales.

3.7 Condiciones particulares de descarga

El conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos y de sus niveles máximos permitidos en las descargas de agua residual, determinados por la Comisión Nacional del Agua para el responsable o grupo de responsables de la descarga o para un cuerpo receptor específico, con el fin de preservar y controlar la calidad de las aguas conforme a la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento.

3.8 Contaminantes básicos

Son aquellos compuestos y parámetros que se presentan en las descargas de aguas residuales y que pueden ser removidos o estabilizados mediante tratamientos convencionales. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno₅, nitrógeno total (suma de las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl de nitritos y de nitratos, expresadas como mg/litro de nitrógeno), fósforo total, temperatura y pH.

3.9 Contaminantes patógenos y parasitarios

Son aquellos microorganismos, quistes y huevos de parásitos que pueden estar presentes en las aguas residuales y que representan un riesgo a la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los coliformes fecales y los huevos de helminto.

3.10 Cuerpo receptor

Son las corrientes, depósitos naturales de agua, presas, cauces, zonas marinas o bienes nacionales donde se descargan aguas residuales, así como los terrenos en donde se infiltran o inyectan dichas aguas cuando puedan contaminar el suelo o los acuíferos.

3.11 Descarga

Acción de verter, infiltrar, depositar o inyectar aguas residuales a un cuerpo receptor en forma continua, intermitente o fortuita, cuando éste es un bien del dominio público de la Nación.

3.12 Embalse artificial

Vaso de formación artificial que se origina por la construcción de un bordo o cortina y que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.13 Embalse natural

Vaso de formación natural que es alimentado por uno o varios ríos o agua subterránea o pluvial.

3.14 Estuario

Es el tramo del curso de agua bajo la influencia de las mareas que se extiende desde la línea de costa hasta el punto donde la concentración de cloruros en el agua es de 250 mg/l.

3.15 Humedales naturales

Las zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional; las áreas donde el suelo es predominantemente hídrico; y las áreas lacustres o de suelos permanentemente húmedos, originadas por la descarga natural de acuíferos.

3.16 Límite máximo permisible

Valor o rango asignado a un parámetro, el cual no debe ser excedido en la descarga de aguas residuales.

3.17 Metales pesados y cianuros

Son aquéllos que, en concentraciones por encima de determinados límites, pueden producir efectos negativos en la salud humana, flora o fauna. En lo que corresponde a esta Norma Oficial Mexicana sólo se consideran los siguientes: arsénico, cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo, zinc y cianuros.

3.18 Muestra compuesta

La que resulta de mezclar el número de muestras simples, según lo indicado en la Tabla 1. Para conformar la muestra compuesta, el volumen de cada una de las muestras simples deberá ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

TABLA 1

FRECUCENCIA DE MUESTREO			
HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NUMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MINIMO	MAXIMO
Menor que 4	Mínimo 2	N.E.	N.E.
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

N.E.= No especificado

3.19 Muestra simple

La que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar cuando menos, un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición, aforando el caudal descargado en el sitio y en el momento del muestreo.

El volumen de cada muestra simple necesario para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMSi = VMC \times (Qi / Qt)$$

Donde:

VMSi = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Qi = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

Qt = $\sum Qi$ hasta Qn, litros por segundo.

3.20 Parámetro

Variable que se utiliza como referencia para determinar la calidad física, química y biológica del agua.

3.21 Promedio diario (P.D.)

Es el valor que resulta del análisis de una muestra compuesta. En el caso del parámetro grasas y aceites, es el promedio ponderado en función del caudal, y la media geométrica para los coliformes fecales, de los valores que resulten del análisis de cada una de las muestras simples tomadas para formar la muestra compuesta. Las unidades de pH no deberán estar fuera del rango permisible, en ninguna de las muestras simples.

3.22 Promedio mensual (P.M.)

Es el valor que resulte de calcular el promedio ponderado en función del caudal, de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas (Promedio diario).

3.23 Riego no restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas en forma ilimitada como forrajes, granos, frutas, legumbres y verduras.

3.24 Riego restringido

La utilización del agua residual destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas, excepto legumbres y verduras que se consumen crudas.

3.25 Río

Corriente de agua natural, perenne o intermitente, que desemboca a otras corrientes, o a un embalse natural o artificial, o al mar.

3.26 Suelo

Cuerpo receptor de descargas de aguas residuales que se utiliza para actividades agrícolas.

3.27 Tratamiento convencional

Son los procesos de tratamiento mediante los cuales se remueven o estabilizan los contaminantes básicos presentes en las aguas residuales.

3.28 Uso en riego agrícola

La utilización del agua destinada a la actividad de siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas y su preparación para la primera enajenación, siempre que los productos no hayan sido objeto de transformación industrial.

3.29 Uso público urbano

La utilización de agua nacional para centros de población o asentamientos humanos, destinada para el uso y consumo humano, previa potabilización.

4. Especificaciones

4.1 La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana. El rango permisible del potencial hidrógeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

4.2 Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

4.3 Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos por litro para riego restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

4.4. Al responsable de la descarga de aguas residuales que antes de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana se le hayan fijado condiciones particulares de descarga, podrá optar por cumplir los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma, previo aviso a la Comisión Nacional del Agua.

4.5. Los responsables de las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales deben cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana de acuerdo con lo siguiente:

a) Las descargas municipales tendrán como plazo límite las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 4. El cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los rangos de población. El número de habitantes corresponde al determinado en el XI Censo Nacional de Población y Vivienda, correspondiente a 1990, publicado por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

b) Las descargas no municipales tendrán como plazo límite hasta las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5. El cumplimiento es gradual y progresivo, dependiendo de la mayor carga contaminante, expresada como demanda bioquímica de oxígeno₅ (DBO₅) o sólidos suspendidos totales (SST), según las cargas del agua residual, manifestadas en la solicitud de permiso de descarga, presentada a la Comisión Nacional del Agua.

TABLA 2

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS																					
PARAMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)		
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)				
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Flotante (3)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el Método de Prueba definido en la NMX-AA-006

P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio Mensual; N.A. = No es aplicable.

(A), (B) y (C) = Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos

206

3

TABLA 3

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARAMETROS (*) (miligramos por litro)	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)	
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M	P.D.	P.M.	P.D.	P.M	P.D.	P.M	P.D.	P.M	P.D.	P.M	P.D.	P.M	P.D.	P.M	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsenico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Niquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Medidos de manera total.

P.D.= Promedio Diario P.M.= Promedio Mensual N.A.= No es aplicable

(A), (B) y (C) : Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

TABLA 4

DESCARGAS MUNICIPALES	
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	RANGO DE POBLACION:
1 de enero de 2000	mayor de 50,000 habitantes
1 de enero de 2005	De 20,001 a 50,000 habitantes
1 de enero de 2010	De 2,501 a 20,000 habitantes

TABLA 5

DESCARGAS NO MUNICIPALES		
FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE:	CARGA CONTAMINANTE	
	DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO₅ t/d (toneladas/día)	SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)
1 enero 2000	Mayor de 3.0	mayor de 3.0
1 enero 2005	de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0
1 enero 2010	menor de 1.2	menor de 1.2

4.6 Las fechas de cumplimiento establecidas en las Tablas 4 y 5 de esta Norma Oficial Mexicana podrán ser adelantadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide tal modificación.

4.7 Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, cuya concentración de contaminantes en cualquiera de los parámetros básicos, metales pesados y cianuros, que rebasen los límites máximos permisibles señalados en las Tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana, multiplicados por cinco, para cuerpos receptores tipo B (ríos, uso público urbano), quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad del agua de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en un plazo no mayor de 180 días naturales, a partir de la publicación de esta Norma en el **Diario Oficial de la Federación**.

Los demás responsables de las descargas de aguas residuales municipales y no municipales, que rebasen los límites máximos permisibles de esta norma, quedan obligados a presentar un programa de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7.

Lo anterior, sin perjuicio del pago de derechos a que se refiere la Ley Federal de Derechos y a las multas y sanciones que establecen las leyes y reglamentos en la materia.

TABLA 6

DESCARGAS MUNICIPALES	
RANGO DE POBLACION	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
Mayor de 50,000 habitantes	30 de junio de 1997
De 20,001 a 50,000 habitantes	31 de diciembre de 1998
De 2,501 a 20,000 habitantes	31 de diciembre de 1999

TABLA 7

CARGA CONTAMINANTE DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES	
DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO, Y/O SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FECHA LIMITE PARA PRESENTAR PROGRAMA DE ACCIONES
Mayor de 3.0	30 de junio de 1997
De 1.2 a 3.0	31 de diciembre de 1998
Menor de 1.2	31 de diciembre de 1999

4.8 El responsable de la descarga queda obligado a realizar el monitoreo de las descargas de aguas residuales para determinar el promedio diario y mensual. La periodicidad de análisis y reportes se indican en la Tabla 8 para descargas de tipo municipal y en la Tabla 9 para descargas no municipales. En situaciones que justifiquen un mayor control, como protección de fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, emergencias hidroecológicas o procesos productivos fuera de control, la Comisión Nacional del Agua podrá modificar la periodicidad de análisis y reportes. Los registros del monitoreo deberán mantenerse para su consulta por un periodo de tres años posteriores a su realización.

4.9 El responsable de la descarga estará exento de realizar el análisis de alguno o varios de los parámetros que se señalan en la presente Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que, por las características del proceso productivo o el uso que le dé al agua, no genera o concentra los contaminantes a exentar, manifestándolo ante la Comisión Nacional del Agua, por escrito y bajo protesta de decir verdad. La autoridad podrá verificar la veracidad de lo manifestado por el usuario. En caso de falsedad, el responsable quedará sujeto a lo dispuesto en los ordenamientos legales aplicables.

4.10 En el caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros referidos en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, la suma de esta concentración al límite máximo permisible promedio mensual, es el valor que el responsable de la descarga está obligado a cumplir,

195

siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional del Agua, para que ésta dictamine lo procedente.

TABLA 8

RANGO DE POBLACION	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANALISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 50,000 habitantes	MENSUAL	TRIMESTRAL
De 20,001 a 50,000 habitantes	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
De 2,501 a 20,000 habitantes	SEMESTRAL	ANUAL

TABLA 9

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO₅ t/d (toneladas/día)	SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES t/d (toneladas/día)	FRECUENCIA DE MUESTREO Y ANALISIS	FRECUENCIA DE REPORTE
mayor de 3.0	mayor de 3.0	MENSUAL	TRIMESTRAL
de 1.2 a 3.0	de 1.2 a 3.0	TRIMESTRAL	SEMESTRAL
menor de 1.2	menor de 1.2	SEMESTRAL	ANUAL

4.11 Cuando se presenten aguas pluviales en los sistemas de drenaje y alcantarillado combinado, el responsable de la descarga tiene la obligación de operar su planta de tratamiento y cumplir con los límites máximos permisibles de esta Norma Oficial Mexicana, o en su caso con sus condiciones particulares de descarga, y podrá a través de una obra de desvío derivar el caudal excedente. El responsable de la descarga tiene la obligación de reportar a la Comisión Nacional del Agua el caudal derivado.

4.12 El responsable de la descarga de aguas residuales que, como consecuencia de implementar un programa de uso eficiente y/o reciclaje del agua en sus procesos productivos, concentre los contaminantes en su descarga, y en consecuencia rebase los límites máximos permisibles establecidos en la presente Norma, deberá solicitar ante la Comisión Nacional del Agua se analice su caso particular, a fin de que ésta le fije condiciones particulares de descarga.

5. Métodos de prueba

Para determinar los valores y concentraciones de los parámetros establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, se deberán aplicar los métodos de prueba indicados en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana. El responsable de la descarga podrá solicitar a la Comisión Nacional del Agua, la aprobación de métodos de prueba alternos. En caso de aprobarse, dichos métodos podrán ser autorizados a otros responsables de descarga en situaciones similares.

Para la determinación de huevos de helminto se deberán aplicar las técnicas de análisis y muestreo que se presentan en el Anexo 1 de esta Norma Oficial Mexicana.

6. Verificación

La Comisión Nacional del Agua llevará a cabo muestreos y análisis de las descargas de aguas residuales, de manera periódica o aleatoria, con objeto de verificar el cumplimiento de los límites máximos permisibles establecidos para los parámetros señalados en la presente Norma Oficial Mexicana.

7. Grado de concordancia con normas y recomendaciones internacionales

7.1 No hay normas equivalentes, las disposiciones de carácter interno que existen en otros países no reúnen los elementos y preceptos de orden técnico y jurídico que en esta Norma Oficial Mexicana se integran y complementan de manera coherente; con base en los fundamentos técnicos y científicos reconocidos internacionalmente.

8. Bibliografía

8.1 APHA, AWWA, WPCF, 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. U.S.A. (Métodos normalizados para el análisis del agua y aguas residuales. 19a. Edición. E.U.A.)

8.2 Code of Federal Regulations. Title 40. Parts 100 to 149; 400 to 424; and 425 to 629. Protection of Environment 1992. USA. (Código de Normas Federales. Título 40. Partes 100 a 149; 400 a 424; y 425 a 629. Protección al Ambiente. E.U.A.)

8.3 Ingeniería sanitaria y de aguas residuales, 1988. Gordon M. Fair, John Ch. Geyer, Limusa, México.

8.4 Industrial Water Pollution Control, 1989. 2nd Edition. USA. (Control de la contaminación industrial del agua Eckenfelder W.W. Jr. 2a. Edición Mcgraw-Hill International Editions. E.U.A.)

8.5 Manual de Agua para Usos Industriales, 1988. Sheppard T. Powell. Ediciones Ciencia y Técnica, S.A. 1a. edición. Volúmenes 1 al 4. México.

8.6 Manual de Agua, 1989. Frank N. Kemmer, John McCallion Ed. Mcgraw-Hill. Volúmenes 1 al 3. México.

8.7 U.S.E.P.A. Development Document for Effluent Limitation Guidelines And New Source Performance Standard For The 1974 (Documento de Desarrollo de La U.S.E.P.A. para guías de límites de efluentes y estándares de evaluación de nuevas fuentes para 1974).

8.8 Water Treatment Chemicals. An Industrial Guide, 1991. (Tratamiento químico del agua. Una guía industrial) Flick, Ernest W. Noyes Publications. E.U.A.

8.9 Water Treatment Handbook, 1991. (Manual de tratamiento de agua. Degremont 6a. Edición Vol. I y II. E.U.A.)

8.10 Wastewater Engineering Treatment. Disposal, Reuse, 1991. 3rd Edition. U.S.A. (Ingeniería en el tratamiento de aguas residuales. Disposición y reúso. Metcalf And Eddy. Mcgraw-Hill International Editions. 3a. Edición. E.U.A.)

8.11 Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México. Informe Final. Dic. 1995. Comisión Nacional del Agua, Departamento del Distrito Federal, Estado de Hidalgo y Estado de México.

8.12 Guía Para el Manejo, Tratamiento y Disposición de Lodos Residuales de Plantas de Tratamiento Municipales. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.

8.13 Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Infraestructura Hidráulica Urbana e Industrial. México, 1994.

8.14 Impact of Wastewater Reuse on Groundwater In The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Overseas Development Administration. Phase 1, Report - February 1995.

8.15 Evaluación de la Toxicidad de Descargas Municipales. Comisión Nacional del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Noviembre de 1993.

8.16 Tratabilidad del Agua Residual Mediante el Proceso Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.

8.17 Estudio de la Desinfección del Efluente Primario Avanzado. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1994-1995.

8.18 Formación y Migración de Compuestos Organoclorados a través de Columnas Empaquetadas con Suelo de la Zona de Tula-Mezquital-Actopan. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

8.19 Estudio de Calidad y Suministro del Agua para Consumo Doméstico del Valle del Mezquital. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

8.20 Estudio de Impacto Ambiental Asociado al Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

8.21 Proyecto de Normatividad Integral para Mejorar la Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995-1996.

8.22 Estudio de Disponibilidad de Agua en México en Función del Uso, Calidad y Cantidad. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.

8.23 Cost - Effective Water Pollution Control in The Northern Border Of Mexico. Institute For Applied Environmental Economics (Tme), 1995.

8.24 XI Censo General de Población y Vivienda. INEGI / CONAPO 1990.

8.25 Normas Oficiales Mexicanas para Descargas de Aguas Residuales a Cuerpos Receptores: NOM-001-ECOL/1993 a NOM-033-ECOL/1993, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 18 de octubre de 1993; NOM-063-ECOL/1994 a NOM-065-ECOL/1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de enero de 1995; NOM-066-ECOL/1994 a NOM-068-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1995; NOM-069-ECOL/1994 y NOM-070-ECOL/1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 9 de enero de 1995; y NOM-071-ECOL-1994 a NOM-073-ECOL-1994, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de enero de 1995.

8.26 Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. SEMARNAP. Instituto de Ecología. México, D.F.

8.27 Catálogo Oficial de Plaguicidas Control Intersectorial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. SARH, SEDESOL, SSA y SECOFI. México, D.F. 1994.

8.28 Indicadores Socioeconómicos e Índice de Marginación Municipal 1990. CONAPO/CNA.

8.29 Bases para el Manejo Integral de la Cantidad y Calidad del Agua en México. Instituto de Ingeniería de la UNAM. 1995.

8.30 Manejando las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Reporte 1993. EUA. Comité Sobre el Manejo de las Aguas Residuales en Zonas Urbanas Costeras. Consejo de Ciencia y Tecnología sobre Agua. Comisión de Sistemas Técnicos e Ingeniería. Consejo Nacional de Investigación.

8.31 NMX-AA-087-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia Magna* Straus (Crustacea-Cladocera).- Método de Prueba.

8.32 NMX-AA-110-1995-SCFI. Análisis de Agua.- Evaluación de Toxicidad Aguda con *Artemia Franciscana* Kellogs (Crustacea-Anostraca).- Método de Prueba.

8.33 NMX-AA-112-1995-SCFI. Análisis de Agua y Sedimento.- Evaluación de Toxicidad aguda con *Photobacterium Phosphoreum*.- Método de Prueba.

9. Observancia de esta Norma

9.1 La vigilancia del cumplimiento de la presente Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, por conducto de la Comisión Nacional del Agua, y a la Secretaría de Marina en el ámbito de sus respectivas atribuciones, cuyo personal realizará los trabajos de inspección y vigilancia que sean necesarios. Las violaciones a la misma se sancionarán en los términos de la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, la Ley Federal sobre Metrología y Normalización y demás ordenamientos jurídicos aplicables.

9.2 La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el **Diario Oficial de la Federación**.

9.3 Se abrogan las normas oficiales mexicanas que a continuación se indican:

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las centrales termoeléctricas convencionales.

Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria productora de azúcar de caña.

Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de refinación de petróleo y petroquímica.

Norma Oficial Mexicana NOM-004-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de fertilizantes excepto la que produzca ácido fosfórico como producto intermedio.

Norma Oficial Mexicana NOM-005-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de productos plásticos y polímeros sintéticos.

Norma Oficial Mexicana NOM-006-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de harinas.

Norma Oficial Mexicana NOM-007-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la cerveza y de la malta.

Norma Oficial Mexicana NOM-008-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de fabricación de asbestos de construcción.

Norma Oficial Mexicana NOM-009-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de leche y sus derivados.

Norma Oficial Mexicana NOM-010-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de manufactura de vidrio plano y de fibra de vidrio.

Norma Oficial Mexicana NOM-011-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos de vidrio prensado y soplado.

Norma Oficial Mexicana NOM-012-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria hulera.

Norma Oficial Mexicana NOM-013-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del hierro y del acero.

Norma Oficial Mexicana NOM-014-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil.

Norma Oficial Mexicana NOM-015-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la celulosa y el papel.

Norma Oficial Mexicana NOM-016-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de bebidas gaseosas.

Norma Oficial Mexicana NOM-017-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de acabados metálicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-018-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de laminación, extrusión y estiraje de cobre y sus aleaciones.

Norma Oficial Mexicana NOM-019-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de impregnación de productos de aserradero.

Norma Oficial Mexicana NOM-020-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de asbestos textiles, materiales de fricción y selladores.

Norma Oficial Mexicana NOM-021-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del curtido y acabado en pieles.

Norma Oficial Mexicana NOM-022-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de matanza de animales y empaqueo de cárnicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-023-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de envasado de conservas alimenticias.

Norma Oficial Mexicana NOM-024-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de celulosa virgen.

Norma Oficial Mexicana NOM-025-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria elaboradora de papel a partir de fibra celulósica reciclada.

Norma Oficial Mexicana NOM-026-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de restaurantes o de hoteles.

Norma Oficial Mexicana NOM-027-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria del beneficio del café.

Norma Oficial Mexicana NOM-028-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos y de la industria de producción de harina y aceite de pescado.

Norma Oficial Mexicana NOM-029-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de hospitales.

Norma Oficial Mexicana NOM-030-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de jabones y detergentes.

Norma Oficial Mexicana NOM-032-ECOL-1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-33-ECOL-1993, que establece las condiciones bacteriológicas para el uso de las aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas. Publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 18 de octubre de 1993.

La nomenclatura de las normas oficiales mexicanas antes citadas está en términos del Acuerdo por el que se reforma la nomenclatura de 58 Normas Oficiales Mexicanas en materia de Protección Ambiental, publicado en el **Diario Oficial de la Federación** el 29 de noviembre de 1994.

Asimismo se abrogan las siguientes normas oficiales mexicanas:

Norma Oficial Mexicana NOM-063-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria vinícola.

Norma Oficial Mexicana NOM-064-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la destilería.

Norma Oficial Mexicana NOM-065-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de pigmentos y colorantes, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 5 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-066-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de la galvanoplastia.

Norma Oficial Mexicana NOM-067-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de los sistemas de alcantarillado o drenaje municipal.

Norma Oficial Mexicana NOM-068-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de aceites y grasas comestibles de origen animal y vegetal, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 6 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-069-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de componentes eléctricos y electrónicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-070-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de preparación, conservación y envasado de frutas, verduras y legumbres en fresco y/o congelados, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 9 de enero de 1995.

Norma Oficial Mexicana NOM-071-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria de productos químicos inorgánicos.

Norma Oficial Mexicana NOM-072-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias de fertilizantes fosfatados, fosfatos, polifosfatos, ácido fosfórico, productos químicos inorgánicos fosfatados, exceptuando a los fabricantes de ácido fosfórico por el proceso de vía húmeda.

Norma Oficial Mexicana NOM-073-ECOL-1994, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de las industrias farmacéutica y farmoquímica, publicadas en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de enero de 1995.

TRANSITORIO

UNICO. A partir de la entrada en vigor de esta Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, el responsable de la descarga de aguas residuales:

- 1) Que cuente con planta de tratamiento de aguas residuales, está obligado a operar y mantener dicha infraestructura de saneamiento, cuando su descarga no cumpla con los límites máximos permisibles de esta Norma.

Puede optar por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, o los establecidos en sus condiciones particulares de descarga, previa notificación a la Comisión Nacional del Agua.

En el caso de que la calidad de la descarga que se obtenga con dicha infraestructura no cumpla con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, debe presentar a la Comisión Nacional del Agua, en los plazos establecidos en las Tablas 6 y 7, su programa de acciones u obras a realizar para cumplir en las fechas establecidas en las Tablas 4 y 5, según le corresponda.

Los que no cumplan, quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.

En el caso de que el responsable de la descarga opte por cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana y que descargue una mejor calidad de agua residual que la establecida en esta Norma, puede gozar de los beneficios e incentivos que para tal efecto establece la Ley Federal de Derechos.

- 2) Que se hubiere acogido a los Decretos Presidenciales que otorgan facilidades administrativas y fiscales a los usuarios de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos inherentes, publicados en el **Diario Oficial de la Federación** el 11 de octubre de 1995, en la materia, quedará sujeto a lo dispuesto en los mismos y en lo conducente a la Ley Federal de Derechos.
- 3) No debe descargar concentraciones de contaminantes mayores a las que descargó durante los últimos tres años o menos, si empezó a descargar posteriormente, de acuerdo con sus registros y/o con los informes presentados ante la Comisión Nacional del Agua en ese periodo si su descarga tiene concentraciones mayores a las establecidas como límite máximo permisible en esta Norma. Los responsables que no cumplan con esta especificación quedarán sujetos a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos.
- 4) Que establezca una nueva instalación industrial, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el **Diario Oficial de la Federación**, no podrá acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para su descarga, 180 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.
- 5) Que incremente su capacidad o amplíe sus instalaciones productivas, posterior a la publicación de esta Norma Oficial Mexicana en el **Diario Oficial de la Federación**, éstas nuevas descargas no podrán acogerse a las fechas de cumplimiento establecidas en la Tabla 5 de esta Norma y debe cumplir con los límites máximos permisibles para éstas, 180 días calendario después de iniciar la operación del proceso generador, debiendo notificar a la Comisión Nacional del Agua dicha fecha.
- 6) Que no se encuentre en alguno de los supuestos anteriores, deberá cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en esta Norma Oficial Mexicana, sujeto a lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos, en lo conducente.

México, Distrito Federal, a los once días del mes de diciembre de mil novecientos noventa y seis.- La Secretana de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, **Julia Carabias Lillo**.- Rúbrica.

ANEXO 1

TECNICA PARA LA DETERMINACION Y CUANTIFICACION DE HUEVOS DE HELMINTO

1. Objetivo

Determinar y cuantificar huevos de helminto en lodos, afluentes y efluentes tratados.

2. Campo de aplicación

Es aplicable para la cuantificación de huevos de helminto en muestras de lodos, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento.

3. Definiciones

3.1 Helminto: término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con formas y tamaños variados.

3.2 Platyhelminetos: gusano dorsoventralmente aplanado, algunos de interés médico son: *Taenia solium*, *Hymenolepis nana* e *Il. diminuta*, entre otros.

3.3 Nematelminetos: gusanos de cuerpo alargado y forma cilíndrica. Algunas especies enteroparásitas de humanos y animales son: *Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Enterobius vermicularis* y *Trichuris trichiura*, entre otros.

3.4 Método difásico: técnica de concentración que utiliza la combinación de dos reactivos no miscibles y donde las partículas (huevos, detritus), se orientan en función de su balance hidrofílico-lipofílico.

3.5 Método de flotación: técnica de concentración donde las partículas de interés permanecen en la superficie de soluciones cuya densidad es mayor. Por ejemplo la densidad de huevos de helminto se encuentra entre 1.05 a 1.18, mientras que los líquidos de flotación se sitúan entre 1.1 a 1.4.

4. Fundamento

Utiliza la combinación de los principios del método difásico y del método de flotación, obteniendo un rendimiento de un 90%, a partir de muestras artificiales contaminadas con huevos de helminto de *Ascaris*.

5. Equipo

Centrifuga: Con intervalos de operación de 1000 a 2500 revoluciones por minuto

Periodos de operación de 1 a 3 minutos

Temperatura de operación 20 a 28 °C

Bomba de vacío: Adaptada para control de velocidad de succión

1/3 hp

Microscopio óptico: Con iluminación Köheler

Aumentos de 10 a 100X; Platina móvil; Sistema de microfotografía

Agitador de tubos: Automático

Adaptable con control de velocidad

Parrilla eléctrica: Con agitación

Hidrómetro: Con intervalo de medición de 1.1 a 1.4 g/cm³

Temperatura de operación: 0 a 4°C

6. Reactivos

- Sulfato de zinc heptahidratado
- Acido sulfúrico
- Eter etílico
- Etanol
- Agua destilada
- Formaldehído

6.1 Solución de sulfato de zinc, gravedad específica de 1.3

- Fórmula
- Sulfato de zinc 800 g
- Agua destilada 1,000 ml

Preparación

Disolver 800 g de sulfato de zinc en 1,000 ml de agua destilada y agitar en la parrilla eléctrica hasta homogeneizar, medir la densidad con hidrómetro. Para lograr la densidad deseada agregar reactivo o agua, según sea el caso.

6.2 Solución de alcohol-ácido

- Fórmula
- Acido sulfúrico 0.1 N 650 ml
- Etanol 350 ml

Preparación

Homogeneizar 650 ml del ácido sulfúrico al 0.1 N, con 350 ml del etanol para obtener un litro de la solución alcohol-ácida. Almacenarla en recipiente hermético.

7. Material

- Garrafrones de 8 litros
- Tamiz de 160 mm (micras) de poro
- Probetas graduadas (1 litro y 50 ml)
- Gradillas para tubos de centrifuga de 50 ml
- Pipetas de 10 ml de plástico
- Aplicadores de madera
- Recipientes de plástico de 2 litros
- Guantes de plástico
- Vasos de precipitado de 1 litro
- Bulbo de goma
- Magneto
- Cámara de conteo Doncaster
- Celda Sedwich-Rafter

8. Condiciones de la muestra

1. Se transportarán al laboratorio en hieleras con bolsas refrigerantes o bolsas de hielo.
2. Los tiempos de conservación en refrigeración y transporte deben reducirse al mínimo
3. Si no es posible refrigerar la muestra líquida, debe fijarse con 10 ml de formaldehído al 4% o procesarse dentro de las 48 horas de su toma.
4. Una muestra sólida debe refrigerarse y procesarse en el menor tiempo posible.

9. Interferencias

La sobreposición de estructuras y/o del detritus no eliminado en el sedimento, puede dificultar su lectura, en especial cuando se trata de muestras de lodo. En tal caso, es importante dividir el volumen en alícuotas que se consideren adecuadas.

10. Precauciones

1. Durante el procesado de la muestra, el analista debe utilizar guantes de plástico para evitar riesgo de infección.
2. Lavar y desinfectar el área de trabajo, así como el material utilizado por el analista.

11. Procedimiento

1. Muestreo.
 - a) Preparar recipientes de 8 litros, desinfectándolos con cloro, enjuagándolos con agua potable a chorro y con agua destilada.
 - b) Tomar 5 litros de la muestra (ya sea del afluente o efluente).
 - c) En el caso de que la muestra se trate de lodo, preparar en las mismas condiciones recipientes de plástico de 1 litro con boca ancha.
 - d) Tomar X gramos de materia fresca (húmeda) que corresponda a 10 g de materia seca.
2. Concentrado y centrifugado de la muestra. -
 - a). La muestra se deja sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
 - b). El sobrenadante se aspira por vacío sin agitar el sedimento.
 - c). Filtrar el sedimento sobre un tamiz de 160 mm (micras), enjuagando también el recipiente donde se encontraba originalmente la muestra y lavar enseguida con 5 litros de agua (potable o destilada).
 - d). Recibir el filtrado en los mismos recipientes de 8 litros.
 - e). En caso de tratarse de lodos, la muestra se filtrará y enjuagará en las mismas condiciones iniciando a partir del inciso c.
 - f). Dejar sedimentar durante 3 horas o toda la noche.
 - g). Aspirar el sobrenadante al máximo y depositar el sedimento en una botella de centrifuga de 250 ml, incluyendo de 2 a 3 enjuagues del recipiente de 8 litros.

- h). Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
 - i). Decantar el sobrenadante por vacío (asegurarse de que exista la pastilla) y resuspender la pastilla en 150 ml de ZnSO₄ con una densidad de 1.3.
 - j). Homogeneizar la pastilla con el agitador automático, o aplicador de madera.
 - k). Centrifugar a 400 g por 3 minutos (1,400 - 2,000 rpm por 3 minutos).
 - l). Recuperar el sobrenadante vertiéndolo en un frasco de 2 litros y diluir cuando menos en un litro de agua destilada.
 - m). Dejar sedimentar 3 horas o toda la noche.
 - n). Aspirar al máximo el sobrenadante por vacío y resuspender el sedimento agitando, verter el líquido resultante en 2 tubos de centrifuga de 50 ml y lavar de 2 a 3 veces con agua destilada el recipiente de 2 litros.
 - ñ). Centrifugar a 480 g por 3 minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
 - o). Reagrupar las pastillas en un tubo de 50 ml y centrifugar a 480 g por minutos (2,000 - 2,500 rpm por 3 minutos).
 - p). Resuspender la pastilla en 15 ml de solución de alcohol-ácido (H₂SO₄ 0.1 N) + C₂H₅OH a 33-35% y adicionar 10 ml de éter etílico.
 - q). Agitar suavemente y abrir de vez en cuando los tubos para dejar escapar el gas (considerar que el éter es sumamente inflamable y tóxico).
 - r). Centrifugar a 660 g por 3 minutos (2,500 - 3,000 rpm por 3 minutos, según la centrifuga).
 - s). Aspirar al máximo el sobrenadante para dejar menos de 1 ml de líquido, homogeneizar la pastilla y proceder a cuantificar.
3. Identificación y cuantificación de la muestra.
- a) Distribuir todo el sedimento en una celda de Sedgwich-Rafter o bien en una cámara de conteo de Doncaster.
 - b) Realizar un barrido total al microscopio.

12. Cálculos

1. Para determinar los rpm de la centrifuga utilizada, la fórmula es:

$$\text{rpm} = \sqrt{\frac{Kg}{r}}$$

Donde:

g: fuerza relativa de centrifugación

K: constante cuyo valor es 89,456

r: radio de la centrifuga (spindle to the centre of the bracker) en cm

La fórmula para calcular g es:

$$g = \frac{r(\text{rpm})^2}{K}$$

Para expresar los resultados en número de huevecillos por litro es importante tomar en cuenta el volumen y tipo de la muestra analizada.

13. Formato

No aplica.

14. Bibliografía

1. APHA, AWWA, WPCF, 1992 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., Washington.
2. CETESB, São Paulo, 1989 Helintos e Protozoários Patogénicos Contagem de Ovos e Cistos en Amostras Ambientais.
3. Schwartzbrod, J., 1996 Traitement des Eaux Usees de Mexico en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles. Reunión de Expertos para el Análisis del Proyecto de Saneamiento del Valle de México. Instituto de Ingeniería UNAM, 86 p.

8.0. CARACTERIZACION DE LAS DESCARGAS.

Un estudio para conocer las características de las descargas de agua residual en una industria incluye diversas actividades como son: hacer una inspección global de la industria, establecer los sitios de muestreo, medir los gastos de las descargas, coleccionar muestras de agua y analizarlas.

Inspección global de la industria. Al hacer un reconocimiento de la industria se deberá poner especial atención a los siguientes aspectos:

- a) Los usos que se le da al agua de abastecimiento, así como la cantidad y calidad de la misma. Esto permitirá tener en cuenta, al final del estudio, la posibilidad de usar el agua residual tratada.
- b) Los sitios en que se generan descargas de agua residual, para establecer en ellos los puntos de muestreo.
- c) Los productos elaborados en cada proceso y las materias primas. Esto dará una idea de los contaminantes que se pueden encontrar en las aguas residuales, y se podrán incluir en los parámetros a analizar.
- d) Los periodos de trabajo en la industria, que pueden ser por turnos de 8 horas, o continuos las 24 horas; esto es con el fin de determinar las variaciones de flujo en las descargas, algunas pueden ser intermitentes o casuales, y se deberán tomar en cuenta al establecer el programa de monitoreo.
- e) Investigar si los productos elaborados son siempre los mismos, o si se cambia la producción, como en el caso de la industria de enlatado de productos naturales, que van de acuerdo a la época de su cosecha. Esto indicará la necesidad de ampliar el tiempo de muestreo para abarcar otras condiciones de trabajo en la industria.

Al evaluar los resultados de las características de las aguas residuales, y antes de decidir el tipo de tratamiento, conviene saber si la industria tiene planes de expansión o de renovación de equipo para actualizar la tecnología de sus procesos, pues estos cambios pueden influir tanto en el volumen como en la calidad de las aguas residuales.

8.1. TÉCNICAS DE MUESTREO

Cuando se desea realizar un estudio de las aguas residuales de una industria, es necesario hacer una planificación y selección adecuada de los puntos de muestreo; elegir la frecuencia para la toma de muestras, el tipo de muestras, establecer aforos, decidir los análisis a realizar y los métodos de conservación de las muestras. De acuerdo a estos puntos, se elabora un programa de monitoreo que satisfaga los

objetivos del estudio; además, debe de estar dentro de las limitaciones de tiempo, dinero y potencial humano disponible.

Con el programa de monitoreo se pretende obtener las características de flujo y calidad de las aguas residuales, así como sus variaciones con respecto al tiempo.

En los estudios se debe emplear el número mínimo de muestras que representen adecuadamente las características de las aguas residuales.

El periodo, la frecuencia y el tipo de muestras del monitoreo, debe de ser establecido de acuerdo a la finalidad del estudio, del tipo de industria, el número de descargas, la capacidad de análisis del laboratorio y la operación de los procesos.

Tipo de muestras. Las muestras que serán tomadas durante el monitoreo pueden ser simples o compuestas. Muestra simple es una cantidad de agua residual representativa (2.5 litros) del total, tomada a determinado momento durante un mínimo periodo de tiempo, necesario para obtener el volumen adecuado, conocer sus características en ese momento.

Una muestra compuesta se forma por varias muestras simples tomadas a diferentes tiempos. Estas muestras se obtienen mezclando muestras simples en volúmenes proporcionales al gasto o flujo de descarga medido en el sitio y momento de muestreo.

El intervalo entre la toma de cada muestra simple, para formar una muestra compuesta debe ser el suficiente para determinar la variación de los contaminantes del agua residual durante 24 horas, para poder obtener el promedio de las variaciones de los contaminantes.

Ejemplo. En una descarga de aguas residuales se colectaron muestras simples e instantáneas cada 4 horas, durante un periodo de 24 horas, y se desea preparar una muestra compuesta.

Los datos de los caudales en cada muestreo son los siguientes:

No. de muestra	Tiempo (h)	Caudal (lps)
1	4	5
2	8	10
3	12	15
4	16	17
5	20	4

Solución:

suma de caudales $Q_T = 63$ lps

Se calcula el porcentaje de caudales para cada tiempo con respecto al caudal total.

La muestra compuesta se prepara con volúmenes de cada muestra simple, en una cantidad proporcional al gasto. Por ejemplo, si se desea preparar un litro de muestra se tomarán de cada muestra simple las siguientes cantidades.

Para $t = 4$ h, $Q_1 = 5$ lps, % de $Q_T = 7.94$, y % $V = 79.40$ ml

Los resultados obtenidos son los siguientes:

No. de muestra	Tiempo (h)	Q (lps)	%OT	Volumen (ml) muestra compuesta*
1	4	5	7.84	79.40
2	8	10	15.88	158.80
3	12	15	23.81	238.10
4	16	17	26.98	269.80
5	20	14	22.2	222.20
6	24	2	3.17	31.70

* Muestra compuesta de 1000 (ml)

Material y equipo para muestreo. Los recipientes empleados para las muestras deben ser de un material inerte al contenido del agua residual, se recomiendan los de polietileno o vidrio. deben tener una mínima de 2 litros, sus tapas deben ser de material afín a ellos y proporcionarles un cierre hermético

Los volúmenes de muestra usuales para los análisis fisicoquímicos varían entre 2 y 5 litros y para 105 bacteriológicos con 100 ml es suficiente

Los recipientes utilizados para muestras de análisis bacteriológicos además de las características mencionadas, deben ser de boca ancha y resistentes a las temperaturas de esterilización (160-170 OC)

En general el equipo usual para muestrear comprende lo siguiente:

- Muestreador manual o automático
- Muestreador para oxígeno disuelto
- Caja de madera para reactivos
- Medidor de oxígeno de campo o reactivos y botellas para la determinación de oxígeno disuelto.
- Potenciómetro de campo o papel pH.
- Conductímetro de campo
- Termómetro con cubierta metálica.

- Pipetas graduadas de 1 0 ml.
- Pipetas volumétricas de 1 00 ml.
- Bureta de 15 ml.
- 3 matraces Erlenmeyer de 250 ml.
- Pizeta con agua destilada.
- Soporte universal.
- Botellas de plástico de 2 a 5 litros de capacidad para muestras de análisis fisicoquímicos.
- Botellas de vidrio ámbar con tapón esmerilado o de plástico, de 125 ml. con boca ancha, estériles, para muestras de análisis bacteriológicos.
- Frascos de vidrio de boca ancha, de un litro de capacidad para muestra de grasas y aceites.
- Embudos de plástico
- Cubetas de plástico.
- Cable para los muestreadores.
- Hielera y hielo.
- Guantes y botas de hules
- Conservadores químicos específicos

Preparación de los recipientes. Los recipientes para las muestras de análisis fisicoquímicos deben estar perfectamente limpios. La limpieza puede hacerse utilizando mezcla crómica o con detergente, cuidando de enjuagarlos bien. En caso de emergencia bastará con enjuagar varias veces el recipiente con el agua residual que se va a muestrear.

Algunos envases requerirán de tratamiento especial, como es el caso de los de grasas y aceites, que además de estar limpios se deben de enjuagar con un solvente y secarlos con aire, para fosfatos, el recipiente se debe de enjuagar con agua acidulada caliente y posteriormente con agua destilada

Los recipientes para las muestras de análisis bacteriológicos deben de estar bien lavados, enjuagándolos posteriormente con agua caliente para remover las trazas de compuestos residuales de lavado y finalmente enjuagarlos con agua destilada varias veces. Al final del lavado el material debe de estar libre de alcalinidad o acidez para lo cual se aconseja el uso del papel pH para comprobarlo. Las botellas de vidrio se deben esterilizar a una temperatura de 170 °C durante una hora, o en autoclave a 121 °C por 15 minutos, si el tapón es de vidrio esmerilado se le coloca una tirita de papel para facilitar la apertura. Encima de la tapa, cubriendo a su vez el cuello del frasco, se le coloca un capuchón de papel aluminio o kraft

Muestreo para análisis fisicoquímicos. Se muestrea según sean las condiciones del lugar, sumergiendo el envase en el sitio de muestreo o si es necesario se puede utilizar algún muestreador y verter su contenido en la botella o directamente según el tipo de muestreador. Es importante que los recipientes estén limpios en su exterior y procurar

muestrear a contracorriente para evitar adulterar la muestra con contaminantes externos a la descarga.

En el caso de descargas de aguas residuales que fluyan libremente, en forma de chorro, se toma la muestra directamente en la descarga. Si la descarga fluye en canales o colectores, se recomienda tomar la muestra en el centro del canal o colector, de preferencia en lugares donde el flujo sea turbulento, a fin de asegurar un buen mezclado.

La elección de los puntos de muestreo está en función de los objetivos del estudio y la experiencia de quien lo realice

Oxígeno disuelto. La toma de muestras para la determinación de oxígeno disuelto deberá efectuarse con cuidado evitando el burbujeo o agitación. En aguas poco profundas se puede muestrear directamente con una botella de boca angosta con tapón esmerilado. En el caso de muestrear a más de un metro de profundidad existen los muestreadores Winkler (específicos para oxígeno disuelto) y el Kemmerer, tomando las precauciones debidas para evitar burbujeos al introducir la muestra a la botella de DBO de 300 ml, donde se realizará el análisis. Es recomendable registrar la temperatura de la muestra lo más preciso posible en el momento de tomarla y efectuar el análisis inmediatamente, por lo menos fijar el oxígeno y después realizar la titulación con los reactivos químicos del método empleado.

Actualmente existen en el mercado medidores de oxígeno analógicos o digitales, que bien calibrados y tomando las precauciones adecuadas, permiten realizar las determinaciones de este parámetro sin complicaciones.

Grasas y aceites. Es muy importante cuidar que la muestra sea representativa, ya que una característica de las grasas y aceites que se agrupan en la superficie de los cuerpos de agua, formando natas en determinadas zonas, por lo cual la muestra se toma superficialmente en frascos de un litro evitando derramarlos. En caso de aceites emulsionados, la muestra se toma a 20-30 cm de profundidad, cuando no haya mucha turbulencia para asegurar una mayor representatividad

Cuando el análisis no puede efectuarse inmediatamente, se conserva la muestra a un pH de 2 o menos adicionando 5 ml de HCl concentrado y refrigerándola a 4 °C, se recomienda no almacenarla por más de 24 horas

Muestreo para análisis bacteriológicos. Cuando se toma la muestra directamente, se procede de la siguiente manera. Tomar la botella cerca de su base, aflojar ligeramente el tapón, sumergirla cerrada (15-20 cm), con el cuello hacia abajo, colocándolo finalmente en sentido contrario a la corriente para evitar que el agua que entre a la botella toque primero las manos, después se destapa la botella y se gira de modo que el cuello quede ligeramente más elevado que la base, se deja que se llene, las 314 partes, dejando un espacio suficiente para facilitar el mezclado previo al análisis.

Identificación de las muestras y registro de campo. Después de coleccionar la muestra, es necesario tomar las precauciones necesarias para que en cualquier momento sea posible identificarlas. Se deben identificar con una etiqueta pegada o colgada, o numerar y anotar la fecha en los frascos con un material que no sufra alteraciones con el agua (marcadores comerciales) anotando la información en una hoja de registro. :

En el caso de utilizar etiquetas, éstas deben ser de papel que no sufra alteraciones con el agua y llevar anotada con tinta indeleble la siguiente información:

- Identificación de la descarga
- Número de la muestra.
- Fecha y hora de muestreo.
- Análisis a efectuar.

Durante el muestreo se debe llevar una hoja de registro -con la suficiente información que permita identificar el sitio de toma de la muestra, condiciones en que se efectuó el muestreo, observaciones, etc. Esta hoja debe de contener la siguiente información:

- Resultados
- de los análisis de campo realizados en el sitio.
- Temperatura ambiental y del agua, gasto, pH.
- Localización de la estación de muestreo
- Descripción cualitativa de olor y color de las aguas residuales al momento del muestreo.
- Observaciones generales.

Conservación de las muestras. Las técnicas de conservación de las muestras retardan durante cierto tiempo los cambios químicos y biológicos que se producen después de su toma. En general, mientras más corto sea el tiempo que transcurra entre la toma de la muestra y su análisis más confiables serán los resultados.

En la tabla 8 1. se presenta una lista de conservadores que se usan comúnmente en muestras de agua. se indica su acción, y a qué tipo de análisis son aplicables.

En la tabla 8 2 enlistan los parámetros más frecuente en los análisis de agua y aguas residuales, tipo de envase que debe utilizarse para la muestra, volumen mínimo requerido para cada análisis, conservación de la muestra y tiempo máximo de almacenamiento recomendado.

Transporte y almacenamiento de las muestras. Las muestras deben conservarse durante el muestreo en una hilera y transportarse al laboratorio debidamente etiquetadas o marcadas, acompañadas de su registro de campo.

En el laboratorio las muestras se conservarán en refrigeración a 4 °C, hasta haberseles efectuado los análisis correspondientes.

Se recomienda que el tiempo de almacenamiento de las muestras para análisis fisicoquímicos y bacteriológicos sea el mínimo posible y no exceda de los límites indicados en la Tabla 8.2.

Tabla 8.1
Acción y aplicación de algunos de los conservadores
usados más comúnmente en el muestreo de aguas residuales

Conservador	Acción	Aplicable a
HgCl ₂	Inhibidor bacteriano	Nitrógeno y fósforo en todas sus formas.
Acido (HNO ₃)	Solvente de metales	Metales
	Prevenir la precipitación	
Acido (H ₂ SO ₄)	Inhibidor bacteriano o Formador de sales con bases orgánicas	Muestras orgánicas (DQO, aceites, grasas y carbón orgánico).
Alcali (NAOH)	Formador de sales con compuestos	Cianuro, ácidos orgánicos.
Refrigeración	Inhibidor bacteriano	Acidez, alcalinidad material orgánico, DBO, color, análisis bacteriológicos, fósforo y nitrógeno orgánico, carbono y microorganismos

Tabla 8.2
Recomendaciones para el muestreo de aguas residuales

Parámetros	Tipo de envases	Volumen mínimo requerido ml	Conservador	Tiempo máximo de almacenamiento recomendado
Acidez	Vb. P	100	Refrigerar	24 h
Alcalinidad	V.P	200	Refrigerar	24 h
Análisis				
Bacteriológicos	V. Pr	100	Refrigerar	6 H
COT	V	100	Analizar inmediatamente	7 días

			o refrigerar y acidular a pH<2 con H ₂ SO ₄ .	
Cianuro total	V, P	500	Añadir NaOH hasta pH>12, refrigerar en la oscuridad	24 h
Cloro Residual	V, P	500	Analizar inmediatamente	0.5 h
Conductividad	V, P	500	Refrigerar	28 días
DBO	V, P	1000	Refrigerar	6 h
DQO	V, P	100	Analizar tan pronto como sea posible o añadir H ₂ SO ₄ hasta pH<2	7 días
Dureza	V, P	100	Refrigerar	48 h
Fenoles	V	500	Refrigerar añadir H ₂ SO ₄ hasta pH<2	6 meses
Fluoruros	P	300	No requiere preservación	28 días
Fosfatos	Va	100	Para disolver fosfatos filtrar inmediatamente refrigerar; congelar (-10°C)	48 horas
Grasas y aceites	VS frascos de boca ancha	1000	Añadir H ₂ SO ₄ <2, refrigerar	28 días
Metales	Va, Pa, Vp	-	Para disolver metales filtrar inmediatamente y añadir HNO ₃ hasta pH<2	6 meses pero varia en ciertos metales
Nitrogeno Amoniacal y orgánico	V, P	500	Analizar tan pronto como sea posible acidular H ₂ SO ₄ hasta pH<2; refrigerar	7 días
Nitratos	V, P	100	Acidular H ₂ SO ₄ hasta pH<2; refrigerar	48 horas

Nitritos	V, P	100	Analizar tan pronto como sea posible o congelar a (-20°C)	Ninguno
Material sedimentable	V, P	-	Refrigerar	7 días
Olor	V	500	Analizar tan pronto como sea posible; refrigerar.	6 h
Oxígeno disuelto	V, envase para O.D. es un frasco especial de vidrio; con tapón cónico y cuello esmerilado, de un volumen determinado conocido como botella DBO.	300	Analizar de inmediato o fijar el Od y luego titular	8 horas
PH	V, P		Inmediato análisis.	2 horas
Compuestos Organicos	VS, TFE		Refrigerar; adicionar 100mg de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ /mg de cloro residual presente	7 días
Sulfatos	V, P	500	Refrigerar	28 días
Sulfitos	V, P	100	Refrigerar; adicionar 4 gotas de acetato de zinc 2N/100 ml	28 días
Temperatura	P, V	-	Inmediato análisis.	-
Turbiedad	V, P	-	Analice el mismo día; refrigerar en oscuridad	24 horas
Sólidos	V, P	1000	Refrigeración en la oscuridad.	7 días

V - Vidrio

P - Plástico (polietileno o equivalente)

Pr - Plástico resistente al calor, esterilizado y de una capacidad de 120 ml.

Va - Pa³ - Enjuagado con una solución de HNO₃ 1:1

Vb - Vidrio Boro silicato

Vs - Vidrio enjuagado con solventes orgánicos

Refrigerar - Almacenamiento a 4°C

Refrigeración - Almacenamiento a 4°C en la obscuridad

TFE - Tetra fluoro etileno

8.2 MEDICIÓN DE GASTOS

Cuando se colectan las muestras en los sitios de muestreo uno de los parámetros a medir en ese momento es el gasto de la descarga, sin ese dato prácticamente son inútiles los datos que reporte el laboratorio al analizar las muestras, porque la concentración de los contaminantes generalmente se reporta en mg/l y sin el flujo de la descarga no se podrá calcular la carga total de contaminantes.

En el mercado se puede obtener una variedad de equipos para la Medición de gastos, sin embargo, es importante referirse a los métodos más sencillos y económicos para medir caudales como son el uso de vertedores y la hidráulica de los conductos tubulares.

Vertedores. Se le llama vertedor a un dispositivo hidráulico que consiste en una escotadura a través de la cual se hace circular el agua. Hay diferentes clases de vertedores según la forma que adopte la vena líquida siendo los más comunes: rectangular, trapecio], triangular y circulares

Los vertedores que se usan para medir descargas o flujos relativamente pequeños son de pared delgada, cuando la longitud de la cresta del vertedor en dirección a la corriente es apreciable, se denominan vertedores de las presas para control de avenidas.

Para conocer el gasto que circula por estos dispositivos se miden los siguientes parámetros

- Cresta Es la pared horizontal de la escotadura en contacto con el líquido, su longitud se denomina L
- Carga. La carga de] vertedor es la altura de] chorro de] agua desde el nivel de la cresta hasta la superficie, medida a una distancia mínima d antes de la cresta, para evitar que la medida esté afectada por el abatimiento del manto sobre la cresta. Esta distancia d puede variar entre 0.6 y 1.0 metros (de 5 a 10 veces la carga).

- Carga sobre la cresta. Es el espesor del chorro medido sobre la cresta en el plano del vertedor. La diferencia entre la carga sobre la cresta y la carga del vertedor tiene un valor aproximado de 31 % de la carga del vertedor.
- Cuando la longitud de la cresta L es relativamente pequeña comparada con el ancho B del canal de conducción, la vena del chorro sufre contracciones laterales que no se presentan cuando la longitud de la cresta es igual al ancho del canal.

Las fórmulas para el cálculo de caudales en vertedores tienen origen empírico, en esta ocasión, se presentan algunas de las fórmulas más comunes para calcular el caudal en vertedores

Vertedor rectangular. En la Figura. 8.1 se presenta un vertedor rectangular. La fórmula de Francis (1852) para calcular el caudal es la siguiente:

Fórmula general:

$$Q = \alpha(L - n\beta H) H^{3/2} \text{ en el sistema inglés.}$$

Siendo $\alpha = 3.33$

$\beta = 0.1$

n = número de contracciones (en un lado o en los dos).

L = longitud de la cresta del vertedor

H = Carga del vertedor.

Cuando el chorro no tiene contracciones laterales ($n = 0$) se tiene:

$$Q = \alpha L H^{3/2}$$

En el sistema métrico la fórmula general es

$$Q = 1.84(L - 0.1nH)H^{3/2}$$

Cuando el chorro no tiene contracciones

$$Q = 1.84LH^{3/2} \text{ en el sistema métrico}$$

Otro factor que puede influir en el gasto es la velocidad de llegada (v), lo cual origina un aumento en la carga del vertedor, denominada carga de presión (H_0). La ecuación general del gasto en este caso es la siguiente:

$$Q = 1.84(L - 0.1nH)(H + H_0)^{3/2}$$

siendo $H_0 = (v^2) / (2g)$

Estos problemas se resuelven por tanteos hasta lograr dos resultados consecutivos lo suficientemente próximos para aceptar como buena la solución.



Figura 8.1. Vertedor rectangular.

Ejemplo 1 En un curso de agua está colocado un vertedor rectangular con dos contracciones laterales, con una longitud de cresta de 1.20 m y una carga de 0.40 m. Calcule el gasto

Solución

Los datos son

$$\begin{aligned}L &= 1.20 \text{ m} \\H &= 0.40 \text{ m} \\n &= 2\end{aligned}$$

aplicando la ecuación $Q = 1.84(L - 0.1nH)H^{3/2}$

se tiene

$$Q = 1.84(1.20 - 0.1 \cdot 2 \cdot 0.4)(0.4)^{3/2} = 0.521 \text{ m}^3/\text{s}$$

Ejemplo 2. Determine el gasto de un vertedor rectangular sin contracciones laterales con una longitud de cresta de 1.20 m y una carga de 0.40 m

Solución

Los datos son: $L = 1.20 \text{ m}$
 $H = 0.40 \text{ m}$
 $\alpha = 1.84$

sustituyendo los valores en la ecuación:

$$Q = 1.84 LH^{3/2}$$

$$Q = 1.84 \cdot 1.20 \cdot 0.40^{3/2} = 559 \text{ m}^3/\text{s}$$

Los resultados de estos dos ejemplos muestran que en dos vertedores con igual longitud de cresta e igual carga, tiene mayor gasto el que no tenga contracciones laterales.

Vertedor triangular. La Figura 8.2 muestra un vertedor triangular de cresta delgada. El caudal para este tipo de vertedor considera los siguientes parámetros.

El ángulo de] vertedor es igual a 2α .

La carga del vertedor es la distancia del vértice del ángulo hasta la superficie libre del líquido.

En este caso el gasto está dado por la siguiente fórmula:

$$Q = C \text{tg} \alpha H^{5/2}$$

Si el ángulo formado por los lados del vertedor es igual a 90 grados se tiene $\text{tg } 45^\circ = 1.0$ y la fórmula se reduce a:

$$Q = 2.54 H^{5/2} \text{ en el sistema ingles}$$

$$Q = 1.40 H^{5/2} \text{ en el sistema métrico}$$

Estos vertedores son los más usados y proporcionan un excelente método para medir gastos pequeños

El efecto de la velocidad de llegada es similar a los vertedores rectangulares, sin embargo se ha comprobado experimentalmente que el error cometido al despreciar la velocidad de llegada es en la mayoría de las veces poco importante.

Ejemplo 3 Calcular el gasto de un vertedor triangular de pared delgada, con escotadura en ángulo recto y una carga de 38 cm

Solución De acuerdo a la fórmula

$$Q = 1.40 H^{5/2}$$

Tenemos: $1.40 * 0.38^{5/2} = 0.125 \text{ m}^3/\text{s}$

Ejemplo 4. Calcular el gasto en un vertedor de pared delgada, cuyo ángulo en la escotadura es de 60° y tiene una carga de 0.40 m .

Solución: Aplicando la ecuación:

$$Q = 1.40 \text{tg} 30 H^{5/2} \text{ @}$$

se tiene: $Q = 1.40 \text{ tg } 30 * (0.44)^{5/2} = 104 \text{ m}^3/\text{s}$

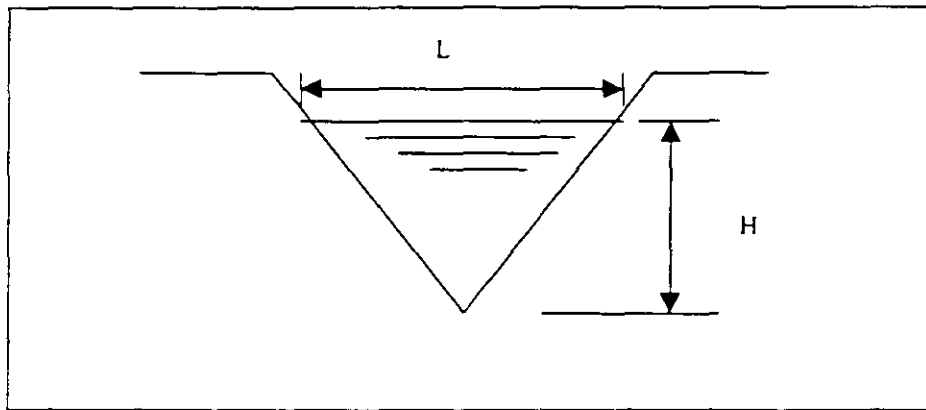


Figura 8.2: Vertedor triangular de ángulo recto

Vertedor de Cipolletti. Es de forma trapezoidal, se caracteriza porque sus paredes laterales tienen una inclinación tal que sus proyecciones son 1 horizontal por 4 vertical, como se muestra en la Figura. 8.3. El gasto se calcula por la fórmula:

$$Q = 3.367 L H^{3/2} \text{ en el sistema ingles.}$$

$$Q = 1.859 L H^{3/2} \text{ en el sistema métrico.}$$

Ejemplo 5 Determinar el gasto de un vertedor Cipolletti que tiene una longitud de cresta de 1.85 m y trabaja con una carga de 0.62 m

Solución Sustituyendo los valores en la fórmula del gasto tenemos:

$$Q = 1.86 * 1.85 * 0.62^{3/2} = 1.68 \text{ m}^3/\text{s}$$

Ejemplo 6 Qué longitud de cresta deberá dársele a un vertedor Cipolletti para que descargue hasta 1500 l/s , con una carga máxima de 40 cm ?

Solución Despejando L de la ecuación del gasto y sustituyendo los valores tenemos:

$$L = 0.183 n^{3/2}$$

$$L = 1.5 / (1.86 \cdot 0.40)^{3/2} = 3.19 \text{ m}$$

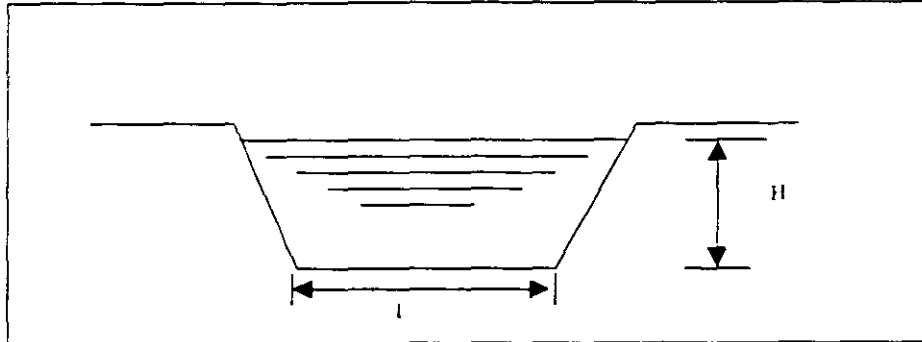


Figura 8.3. Vertedor de Cipolletti.

Flujo en alcantarillas.

Los principios hidráulicos que se aplican al flujo en alcantarillas y al flujo en tuberías de agua son los mismos. Sin embargo, las alcantarillas rara vez trabajan a tubo lleno y para cualquier alcantarilla circular, el área recta del flujo, la velocidad de flujo y la descarga varían con la altura de las aguas negras en la tubería.

Fórmula de Manning Una fórmula sencilla que proporciona resultados exactos es la fórmula de Manning. En su forma general es

$$V = (1.486/n) \cdot r^{2/3} \cdot s^{1/2}$$

siendo

- V = velocidad de flujo, en pies por segundo.
- n = coeficiente de rugosidad
- r = radio hidráulico, en pies
- s = pendiente (diferencia de altura por cada n-100 unidades).

Conociendo la velocidad con la fórmula de Manning se calcula el gasto con la ecuación:

$$Q = V \cdot A$$

Donde A es el área transversal del chorro y se calcula midiendo la altura del nivel del agua en el tubo

Los valores de n utilizados comúnmente son los siguientes: para tubería de arcilla vitrificada bien tendida, conductos de concreto terminados suavemente, tubos de hierro

fundido y tuberías de asbesto-cemento, 0.013. Arcilla vitrificada tendida pobremente, tubos de hierro fundido, alcantarillas de tabique bien tendidas y conductos de concreto comunes, 0.015. Tubería de metal corrugado, 0.021. Zanjas, 0.020. Canales recubiertos con piedra, 0.030.

El nomograma de la Figura 8.4, está basado en la fórmula de Manning en la que $n = 0.013$. Los valores están dados para tuberías trabajando a tubo lleno.

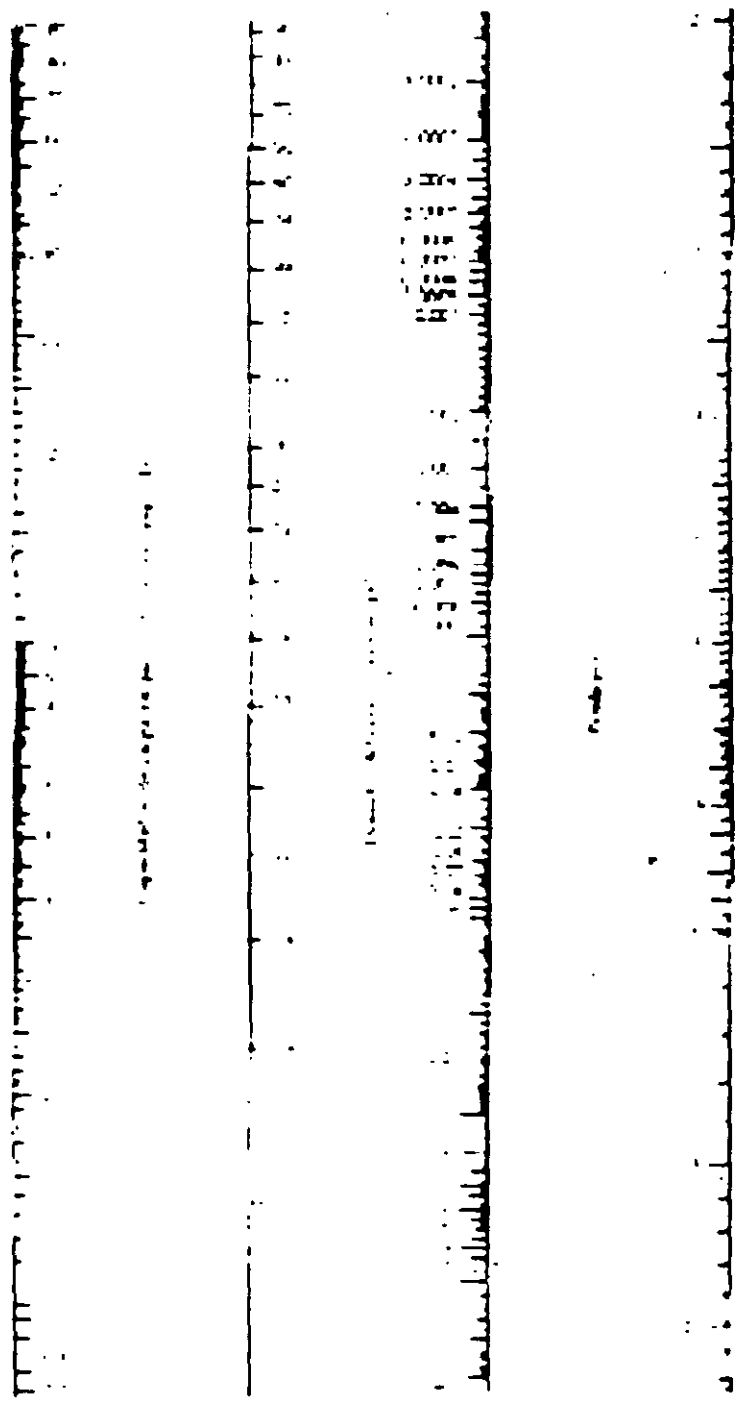


Figura. 8.4. Nomograma basado en la formula de Manning en que $n = 0.013$



**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA**

CURSOS INSTITUCIONALES

SCHNEIDER ELÉCTRIC MÉXICO

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Del 19 al 21 de Diciembre de 2000.

ANEXOS

Coordinador general: Ing. Martiniano Aguilar Rodríguez

Expositor: Ing. Miguel Alonso Castillo Hoil

Schneider Eléctric México

Diciembre / 2000

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

1. ESTRUCTURA DE LA MATERIA Y QUÍMICA DEL AGUA.
2. PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA Y SU SIGNIFICADO.
 - FÍSICOS.
 - QUÍMICOS
 - ORGANICO BIOLÓGICOS.
 - BACTERIOLÓGICO.
 - RADIOLÓGICO
3. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE UN TRATAMIENTO.
4. PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO AGUAS.
 - REACCION DE PRECIPITACIÓN.
 - SEPARACIONES SOLIDO-LIQUIDO.
 - SEPARACIONES DE SOLIDOS Y GASES DESUELTOS.
5. OPERACIÓN DE LAS INSTALACIONES.
 - 5.1. PRETAMIENTO.
 - 5.2. TRATAMIENTO PRIMARIO
 - 5.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO.
 - 5.4. TRATAMIENTO TERCARIO.
6. TRATAMIENTO DE LODOS.
7. LEGISLACIÓN SOBRE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES.
8. CARACTERÍSTICAS DE DESCARGAS.

1.0. ESTRUCTURA DE LA MATERIA Y QUÍMICA DEL AGUA.

1.1. ESTRUCTURA DE LA MATERIA.

1.1.1. ANTECEDENTES.

En el siglo IV A.C en Grecia, Demócrito estableció la doctrina de atomismo en donde se define que las partes mas elementales de la materia son: diminutas, sólidas, incompresibles e indivisibles; esta teoría estaba en contra de las ideas platónicas que decían que un pensamiento ordenador construyo el mundo, y los elementos últimos de los materiales eran los poliedros regulares con la siguiente forma de representación:

Tetraedro:	El fuego
Octaedro:	Aire
Cubo:	Tierra
Icosaedro:	Agua
Dodecaedro:	El todo

Aristoteles y su escuela hasta la ciencia medieval no proponen nada nuevo para entender la estructura de la materia, antes del siglo XIX los científicos se ocuparon solo del movimiento macroscópico de los cuerpos y de la astronomía.

El conocimiento atómico de Demócrito revivió con los trabajos de el francés Joshep Proust y del ingles John Dalto en el siglo XIX para tomar su lugar en la ciencia.

Galileo fue el primer fisico experimental y pocos años después Newton hizo cuatro contribuciones fundamentales de la física a saber:

- Formula las leyes del movimiento de los cuerpos.
- Descubre la ley de gravitación universal
- Postula que la luz esta formada por corpusculos.
- Inventa el calculo infinitesimal

Las leyes del movimiento, que constituyen la base de la mecánica clásica son tres e incluyen las siguientes:

- Para describir el movimiento de una partícula se requiere un marco de referencia (coordenadas) además de relojes para medir el tiempo.
- La fuerza es igual a la masa por la aceleración de un cuerpo
- A toda fuerza corresponde una reacción igual y de sentido contrario.

Charles Coulomb por medio de una balanza de torsión estableció la fuerza que existe entre los polos de dos imanes y entre cuerpos electrizados.

Andre Marie ampere descubrió la ley fundamental de la electrodinamica: "Una corriente eléctrica produce un campo magnético".- Michael Faraday descubrió la inducción electromagnética.-James Clerk Maxwell realizó la síntesis, en uno de los mayores logros en la historia de la cultura, con la publicación "tratados sobre electricidad y magnetismo" y el carácter electromagnético de la luz.

Amadeo Avogadro definió claramente la diferencia entre átomo y molécula estableciendo la ley que lleva su nombre.- Dimitri Mendeleiev arregló los elementos según su peso atómico y estableció conexiones sobre las propiedades de diferentes sustancias, es decir, estableció la tabla periódica de los elementos.- Galileo estableció la ley de la caída libre de los cuerpos.-Kepler encontró las leyes del movimiento de los planetas y Bunsen desarrolló el mechero que lleva su nombre y observó que los diferentes elementos emiten luz de colores característicos y espectro discreto (en la luz blanca el espectro es continuo), que es la base de la espectroscopia y fenómenos de absorción de la luz.

En 1900 Max Planck para explicar la radiación que emiten los cuerpos incandescentes postuló que la energía electromagnética se produce y propaga en múltiplos de un paquete de energía llamada cuanto. (QUANTUM).

En base en lo anterior en 1905 Einstein explica el efecto fotoeléctrico, lo cual le valió el premio nobel 15 años después; esto es contrario a la teoría electromagnética clásica que supone a la luz como onda.

En 1895 Roentgen descubrió los rayos X al conectar dos electrodos a una fuente de voltaje rodeados con un tubo de vidrio al vacío, que al chocar contra una superficie produce una radiación penetrante. Thomson descubrió que los rayos X eran pequeños corpúsculos materiales con carga eléctrica de masa 2000 veces menos que el átomo de hidrogeno (que es el mas ligero), es decir descubrió el electrón. Los rayos X surgen al frenar rápidamente al electrón cuando choca con una superficie cualquiera.

Según la teoría eléctrica de Maxwell, toda carga eléctrica que se acelera genera radiación; a mayor aceleración mayor será la frecuencia de radiación emitida y su energía y poder de penetración; Thomson considero que el átomo no era indivisible y planteo un modelo de pudín de pasas, modelo que fue desechado por su discípulo Ernest Rutherford quien encontró el núcleo y puso las bases para definir la estructura de el átomo en 1911.

En 1896 Henri Becquerel, conjuntamente con los esposos Pierre y Mari Curie encontró otro tipo de rayo misterioso. Rutherford clasifico las radiaciones en alfa, beta y gama.

Niels Bohr propuso un modelo de átomo planetario con orbitas espaciales o cuantizadas.

1.1.1. LA LUZ.

Newton propuso un modelo corpuscular de la luz apropiada para la óptica geométrica que trata con los rayos. Los fenómenos de interferencia y difracción (ondulatorios) requieren que la luz sea una onda, sin embargo Maxwell hace ver que los entes que oscilan son campos eléctricos y magnéticos.

Einstein recupera el modelo corpuscular de la luz por los efectos fotoeléctricos, Compton, etc. y que tiene comportamiento de partículas de energía y momento lineal bien definidos, es decir, que hay en la luz una dualidad de partículas - onda.

Louis de Broglie considero que la dualidad partícula - onda se presentaba también en el electrón y al asociarlo con una onda cuya longitud era inversamente proporcional al momento lineal de el electrón (producto de su masa por su velocidad) la constante de proporcionalidad era la constante de Planck. Erwin Schrodinger generalizo las ideas de Louis de Broglie.

La solución a la paradoja de dualidad de la luz de partícula - onda en el microcosmos la encontró Werner Heisenberg con el razonamiento siguiente: al ser una partícula mas pequeña se hace mas sensible a las perturbaciones, y el proceso mismo de observación para medir sus propiedades es una perturbación.

1.1.2. LA MECANICA CUANTICA.

La mecánica cuántica fue inventada por Schrodinger y Heisenberg. Max Born indica que la onda que es solución de la ecuación de Schrodinger es la probabilidad de encontrar a la partícula aunque nunca se tenga la certeza absoluta de encontrarla. El principio de Heisenberg destruye la certidumbre y el determinismo clásico. En el átomo de hidrogeno, un electrón rodea a un protón con carga positiva es decir, una carga e de masa m sujeta a una fuerza de Coulomb. La función ψ que satisface la ecuación de Schrodinger para el átomo de hidrogeno tiene 3 características:

- Su tamaño o extensión en el espacio.
- Su forma geométrica
- Su orientación.

En un experimento de hacer pasar un haz de átomo de hidrogeno entre los polos de un imán se observa que el haz se parte en dos; esta propiedad magnética se asocio asignándole al electrón (y a todas las partículas microscópicas) un momento magnético como si fuera un cuanto cargado en rotación, asignándole el nombre de espín y que es una propiedad cuántica.

El principio de Pauli establece que si un electrón tiene una cierta energía, o una velocidad, o una posición dada, es decir, esta en cierto estado cuantico, otro electrón no cabe ahí. Aplicado el principio de mínima energía y el principio de Pauli se observa que el tamaño de los átomos crece con el número atómico.

1.1.3. TABLA PERIODICA DE LOS ELEMENTOS

Mendeleiev ordenó los elementos químicos de acuerdo a su peso atómico y en una tabla en que los elementos con propiedades semejantes aparecen en la misma columna. Colocando en la misma columna los elementos con el mismo número de electrones en la capa externa, de acuerdo al principio de Pauli y el de mínima energía se tienen el berilio, magnesio, calcio, estroncio, Bario y radio que tienen dos electrones en la capa externa; esto mismo lo observa Mendeleiev con átomos de valencia 2.- La estructura electrónica de la capa exterior determina las propiedades químicas de los átomos, es decir, son los electrones de valencia los que participan en el enlace químico. Otra columna es para los átomos a los que hay que agregarles un electrón para completar una capa requiriéndose mucha energía por lo que son poco activos, es decir químicamente inertes y que son el helio, neón, argón, criptón, xenón, radón o sea los gases nobles.

Después de la columna de gases nobles esta la columna de elementos con un electrón fuera de la última capa completa, semejantes entre sí y conocidos como metales alcalinos entre los que se encuentran el litio, sodio, potasio, rubidio, cesio y francio. Los que tienen dos electrones fuera de la capa completa o cerrada también son metálicos, menos reactivos que los alcalinos y se les conoce como alcalino-térreos.

Otra columna es la de los elementos que solo requieren de un electrón para llenar una capa que son los halógenos y que incluyen al fluor, cloro, bromo, yodo y astatenio; estos tienen gran afinidad para combinarse con un átomo metálico alcalino y se clasifican en las siguientes categorías: Gases nobles, metales halógenos y metaloides como el germanio y el arsénico.

1.1.4. LOS ENLACES QUIMICOS

Existen tres clases de enlace químicos que son los siguientes:

- Iónico.- en este enlace, un electrón de un átomo pasa a otro, es decir, se reparten los electrones, P.E.; el halógeno cloro con el alcalino sodio.
- Covalente.- en este enlace, las nubes de electrones se comparten entre dos núcleos.

- Metálico.- este enlace se da cuando muchos átomos tienen algunos electrones ligados débilmente al núcleo.

La unión de átomos, que son eléctricamente neutros forman las moléculas. Debido a que los electrones (de carga negativa) se mueven mas rápido que el núcleo, fluctúa la nube de electrones dando lugar a un dipolo eléctrico, que es efímero. Otras moléculas pueden ser tan simétricas que se comportan eléctricamente como si fueran neutras, en forma similar a los gases nobles.

Las moléculas polares se atraen como los dipolos eléctricos, conociéndose a esta fuerza atractiva como fuerza de Van Der Waals. Esta fuerza de atracción entre dos moléculas polares es muy importante para entender muchos fenómenos de la materia, P.E., la tensión superficial que impone, entre otras cosas, forma esférica a una gota de líquido o a una pompa de jabón. El agua esta formada de moléculas polares, resultado del enlace covalente de un átomo de hidrogeno y dos de oxigeno.

1.2. QUÍMICA DEL AGUA.

1.2.1. LA MOLÉCULA DE AGUA.

El estudio adecuado del agua es la molécula de agua. La fórmula del agua – H_2O - en sí misma, únicamente indica su composición y peso molecular. No explica las propiedades extraordinarias que resultan de su arreglo molecular único (véase figura). Los dos átomos de hidrógeno están separados entre sí por 105° , adyacentes al átomo de oxígeno, de forma que la molécula es asimétrica, cargada positivamente del lado del hidrógeno y negativamente del lado del oxígeno. Por esta razón, se dice que el agua es dipolar. Esto hace que las moléculas se aglomeren, el hidrógeno de una molécula atrae al oxígeno de la molécula vecina. La unión de las moléculas como resultado de esta fuerza de atracción recibe el nombre de "puentes de hidrógeno".

Una de las consecuencias de los puentes de hidrógeno es que las moléculas de H_2O no pueden abandonar la superficie de un cuerpo tan fácilmente como lo harían de no existir esta atracción intermolecular. La energía requerida para romper el enlace con el hidrógeno y liberar una molécula de H_2O para formar vapor es mucho mayor que la requerida por otros compuestos químicos comunes. A causa de esto, el vapor de agua tiene un alto contenido energético y es un medio efectivo para transferir energía durante las operaciones de una industria, en la construcción y en los hogares.

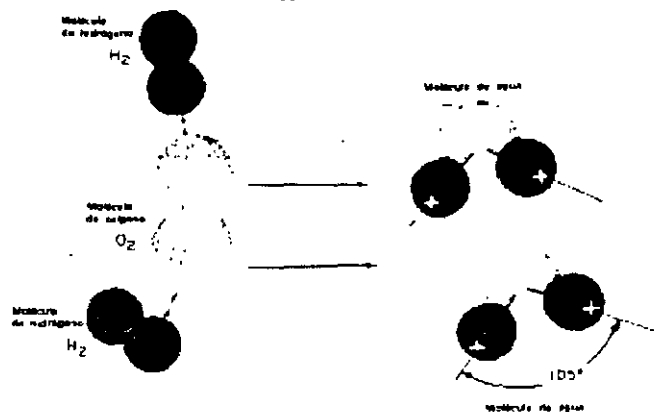


Figura Unión de moléculas diatómicas de hidrógeno y oxígeno para producir moléculas de agua de naturaleza polar.

Además, el agua libera más calor durante la congelación que otros compuestos. Más aún, por cada cambio en el aumento de la temperatura, el agua absorbe o libera más calor que muchas otras sustancias (capacidad calorífica), de forma que resulta un medio efectivo de transferencia de calor.

La congelación del agua es bastante distinta a la de otros líquidos. Los puentes de hidrógeno producen un rearrreglo cristalino que hace que el hielo se expanda más allá de su volumen líquido original, de forma que su densidad es menor que la del líquido, y el hielo flota. Si este no fuese el caso, los lagos se congelarían empezando por el fondo, y la vida en la forma en que la conocemos no existiría.

En la tabla se comparan el punto de ebullición y otras propiedades caloríficas del agua con las de otras moléculas similares, como el sulfuro de hidrógeno, y con compuestos diferentes que son líquidos a temperatura ambiente.

Tabla Propiedades térmicas del agua y compuestos similares

Substancia	Calor específico	Punto de congelación °C	Punto de ebullición °C	Calor latente de evaporación cal/gramo
H_2O	1.00	0	100	540
H_2S		-83	-62	132
Metanol	0.57	-98	65	263
Etanol	0.54	-117	79	204
Benceno	0.39	6	80	94

1.2.2. TENSIÓN SUPERFICIAL ELEVADA

Además de sus extraordinarias propiedades caloríficas, el agua tiene propiedades físicas muy distintas a las de otros líquidos. Su tensión superficial elevada se demuestra fácilmente mediante el experimento de "hacer flotar" una aguja sobre la superficie del agua en un vaso. Esta elevada tensión superficial, debida a los puentes de hidrógeno, hace además que el agua se eleve en un tubo capilar (Fig.). Esta capilaridad es parcialmente responsable del sistema de circulación desarrollado por las plantas vivas a través de sus raíces y sistemas tisulares.

Con frecuencia, el agua se le llama el disolvente universal. Las moléculas de agua en contacto con un cristal se orientan para neutralizar las fuerzas de atracción entre los iones en la estructura cristalina. Entonces, los iones libres se hidratan con estas moléculas de agua, como se muestra en la figura, evitando que se recombinen y recristalicen. Este efecto de disolución e hidratación se muestra en forma cuantitativa en la relativamente elevada constante dieléctrica del agua.

El agua se ioniza muy ligeramente, produciendo únicamente 10^{-7} moles de iones hidrógeno y 10^{-7} moles de iones hidróxido por litro, y actúan como aislante, ya que no puede conducir la corriente eléctrica. Al disolver sales u otros materiales ionizantes en el agua, se desarrolla la conductividad eléctrica. La conductividad de las aguas naturales proporciona una medida de su contenido en minerales disueltos (Fig.).

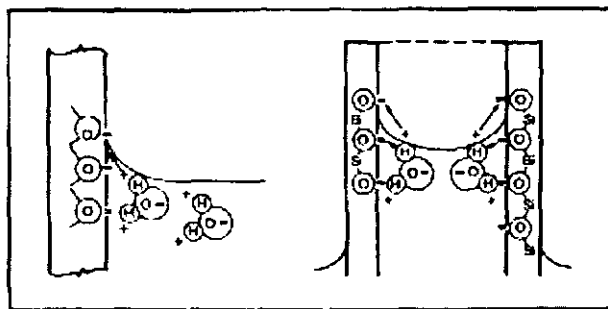


Figura Se forma un menisco (izquierda) cuando los átomos de hidrogeno se mueven hacia arriba para humedecer la superficie del óxido en la línea de agua en un tubo de vidrio. El dibujo de la derecha muestra cómo los "puentes de hidrogeno" del agua en un tubo de vidrio delgado hacen que el agua en el tubo suba por arriba del nivel del agua que la rodea.

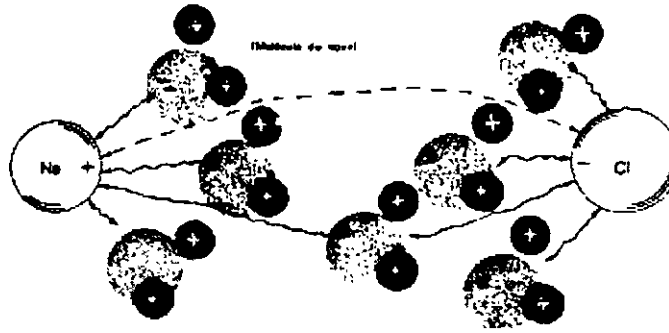


Figura. La orientación de las moléculas de agua tienden a evitar que los iones se recombinen y, por tanto, precipiten en la solución. Esto explica la capacidad del agua como disolvente.

Otro fenómeno importante que ocurre en las soluciones acuosas y está relacionado con los materiales disueltos (solutos) más que con el agua (disolvente) es la presión osmótica. Si dos soluciones acuosas están separadas por una membrana, el agua pasará de la más diluida a la más concentrada. Este importante proceso controla la actuación de todas las células vivas; explica también la efectividad de la preservación de los alimentos mediante su salado; la sal crea una solución concentrada, separando las células de los organismos que pueden provocar la descomposición de los alimentos, cuando el agua dentro de sus cuerpos los abandona tratando de diluir la solución salina externa. En las celdas de membrana diseñadas especialmente, el flujo osmótico del agua a través de la membrana puede invertirse aplicando una presión lo bastante alta a la solución más concentrada. Este proceso de "ósmosis inversa" resulta muy práctico para la desalinización del agua.

La viscosidad es una propiedad final del agua que afecta su tratamiento y su empleo. Es una medida de la fricción interna, es decir, de la fricción de una capa de moléculas que se mueve sobre otra. Al aumentar la temperatura del agua, esta fricción interna disminuye. Debido a este efecto de la temperatura, las sales y gases disueltos pueden difundirse más rápidamente en el agua tibia; el tratamiento químico se acelera y los procesos físicos de sedi

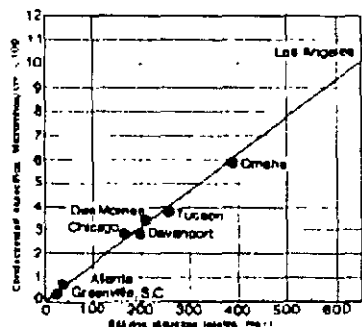


Figura El contenido de sólidos disueltos en el agua se puede calcular a partir de su conductividad específica.

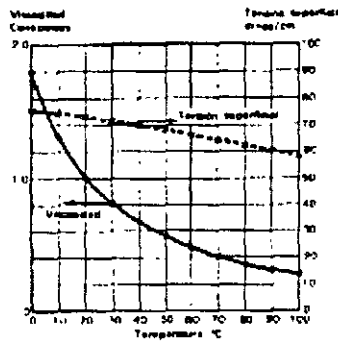


Figura. La tensión superficial y la viscosidad descienden cuando el agua se calienta.

-mentación y desgasificación se efectúan con mayor rapidez. El efecto de la temperatura sobre la viscosidad se muestra en la figura.

Los átomos se identifican mediante el nombre, número atómico y peso atómico. El número atómico es el número de electrones que hay en órbita alrededor del núcleo, y por lo tanto, el número de protones en el núcleo. El peso del átomo es la suma de los protones y neutrones en el núcleo. Los nombres y símbolos son de interés histórico. Algunos de ellos son historia antigua: el símbolo para el plomo es Pb, del latín plumbum, del cual se derivan diversas palabras; otros son recientes, como el fermio, número atómico 100, llamado así por Enrico Fermi.

1.2.3. TABLA PERIÓDICA DE LOS ELEMENTOS

Hace más de 100 años, al estudiar los elementos conocidos en esa época, el químico ruso Mendeleev tabuló los pesos atómicos de diferentes elementos en orden creciente y observó una repetición o periodicidad de ciertas característi-

PERIODO	GRUPO I A	II A	III A	IV A	V A	VI A	VII A	0
1	H							He
2	Li	Be	B	C	N	O	F	Ne
3	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	Ar
4	K	Ca	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba	Tl	Pb	Bi			
ELEMENTOS DE TRANSICIÓN								
	I B	II B	III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII B
4	Cu	Zn		Ti	V	Cr	Mn	Fe
5	Ag	Cd				Mo		Co
6	Au	Hg						Ni

Figura. Tabla periódica de los elementos. Los elementos de interés para el químico de aguas están marcados con letras más oscuras; se omiten los elementos raros. Los pesos atómicos se presentan en los vértices superiores izquierdos; los números atómicos debajo, en números más oscuros. Las valencias están a la derecha del símbolo químico. Los símbolos se identifican a lo largo del texto.

-cas físicas significativas de estos elementos. A partir de esto, construyó una tabla periódica de suficiente exactitud como para permitirle predecir las propiedades de los elementos que no habían sido descubiertos en su época. En la figura se reproduce una versión moderna de esta tabla periódica, modificada para acentuar a los elementos de especial interés para los químicos de aguas.

En una época los pesos atómicos desarrollados por los químicos diferían de los hallados por los físicos nucleares. Los obtenidos por los químicos se basaban en un sistema lógico en el cual se asignaba al oxígeno un peso atómico de 16 como punto de partida. El oxígeno se combina con algunos metales y otros elementos en diferentes proporciones: por ejemplo, existen dos óxidos de carbono, CO_2 y CO . A partir de este tipo de información y de los pesos medidos de los materiales encontrados en las reacciones químicas, utilizando la suposición de que el oxígeno tenía la masa atómica de 16, fue posible calcular el peso atómico de otros elementos.

Los físicos utilizaron la masa del protón en el núcleo como unidad. Los científicos han descubierto que existen diferentes variedades de muchos de los elementos, llamados isótopos, debidos a diferencias en el núcleo. Un isótopo de un elemento es un átomo que tiene la misma estructura que el elemento -los mismos electrones girando alrededor del núcleo-y los mismos protones en el núcleo, pero contienen más o menos neutrones. Por ejemplo, los isótopos del hidrógeno son el deuterio, que tiene un neutrón además del protón en el núcleo, y el tritio, que tiene dos neutrones además del

protón. Estos tienen pesos de 2 y 3 en relación con el hidrógeno con peso de 1. Esto explica básicamente las diferencias, en los números obtenidos por los físicos y los químicos puestos que los últimos estaban trabajando con los elementos que se encuentran en la naturaleza que, por lo tanto, contenían al elemento en sí más sus isótopos naturales.

El isótopo más familiar para el no iniciado es probablemente el ^{235}U , que se encuentra en el uranio natural (peso atómico 238.03). El ^{235}U se puede fisurar, y se ha vuelto muy conocido como el material básico utilizado en la primera bomba atómica. Puesto que el ^{235}U y el ^{238}U se comportan en forma idéntica en las reacciones químicas, deben separarse mediante procesos físicos extremadamente complejos que se basan en la muy pequeña diferencia que hay entre sus pesos atómicos, 235 contra 238.

1.2.4. DE ÁTOMOS A MOLÉCULAS

Los átomos pueden combinarse para formar moléculas. Las moléculas pueden ser tan sencillas como la asociación de dos átomos de hidrógeno para formar hidrógeno molecular, H_2 . Las moléculas formadas por cierto número de átomos diferentes se llaman compuestos. Estos varían desde la simple unión de sodio y cloro para formar cloruro de sodio, NaCl , que tiene un peso molecular de 58.5 (la suma del peso atómico del sodio y el peso atómico del cloro), hasta combinaciones extremadamente elaboradas de carbono, hidrógeno, nitrógeno y fósforo como las que se encuentran en estructuras como la del ADN (ácido desoxiribonucleico), unidad fundamental en todas las células, la cual incluye el código genético. El ADN tiene un peso molecular del orden de los miles. En el tratamiento de aguas las moléculas hechas por el hombre, que tienen pesos moleculares del orden de 5 millones, se utilizan para coagular los sólidos suspendidos en el agua.

El átomo se define como la unidad más pequeña de materia que retiene las características de un elemento; una molécula es la unidad más pequeña de materia que retiene las propiedades de un compuesto.

Puesto que los pesos de los átomos y moléculas son relativos y ya que las unidades en sí son increíblemente pequeñas, el químico trabaja con unidades que identifica como moles. Un mol es una unidad arbitraria que pesa en gramos lo mismo que el peso del material al que se llega sumando los pesos atómicos de sus componentes. Por ejemplo, el carbonato de calcio (CaCO_3), un compuesto familiar para los químicos del agua, tiene un peso molecular de 100, de forma que un mol de carbonato de calcio pesa 100 gramos.

A esto también se le llama peso molecular gramo. Un mol de cualquier material contiene exactamente el mismo número de moléculas que un mol de cualquier otro material. Este es el número de Avogadro, 6.02×10^{23} . Cuando se trabaja con gases,

un mol de cualquier gas, que contiene 6.02×10^{23} moléculas, ocupa siempre 22.4 litros a 0°C y 760 mm de presión total.

1.2.5. IMPUREZAS EN EL AGUA.

Hablando prácticamente, ninguna sustancia química está pura, ya sea en su estado natural o preparada por el hombre. La mayor parte de las sustancias químicas industriales contiene un nivel de impureza que se mide en porcentaje o partes por ciento. El químico de aguas rara vez trabaja con fuentes acuosas que tengan niveles porcentuales de impurezas, excepto en el caso del agua de mar (aproximadamente 3% de impurezas minerales disueltas), las aguas con natas (que brotan junto con algunos petróleos crudos, que contienen algunas veces del 20-30%, de sales disueltas), las aguas salobres, y ciertas aguas industriales de desecho. Puesto que el químico de aguas suele estar trabajando con agua dulce, mide el nivel de impurezas en partes por millón (ppm), 10 000 ppm es igual a una muestra de agua del lago Michigan, que contiene aproximadamente 150 ppm, tiene un nivel de impurezas de únicamente el 0.015. Puesto que un litro de agua destilada pesa 1 000 g o 1 000 000 mg, es evidente que 1 mg de impurezas en un litro representa 1 ppm. Sin embargo, un litro de agua de mar pesa aproximadamente 1 032 g, de forma que 1 mg de impureza en el agua de mar es menos de 1 ppm. Debido a que la densidad del agua puede ser bastante elevada, el uso de mg/l es más preciso que ppm, aunque con fines prácticos son idénticos cuando se trabaja con agua dulce. En este trabajo se utilizarán mg/l, como notación predilecta.

Cualquier cosa en el agua que no sea H₂O es un contaminante o impureza. Toda el agua es impura y el trabajo principal del químico de agua es definir estas impurezas, indicar las especificaciones para cada impureza aceptables para el empleo que se le va a dar al agua después del tratamiento, y encontrar métodos económicos de tratamiento para alcanzar los límites de calidad que se han fijado. Es importante reconocer que los términos impureza, contaminación y polución son términos subjetivos. En este trabajo, un contaminante se considera un polutante cuando su concentración alcanza un nivel que pueda resultar dañino para la vida acuática o para la salud pública si el agua se va a utilizar como potable. Las impurezas disueltas en el agua pueden clasificarse en una forma amplia como sales inorgánicas, disueltas de los minerales que integran las formaciones geológicas que contienen la fuente de agua, y la materia orgánica, relacionada con la vida acuática y la cubierta vegetal de los lechos acuíferos. En la mayor parte de las aguas dulces, la materia disuelta es principalmente inorgánico.

Para el químico del agua, el peso molecular de un mineral suele ser de menos utilidad en los cálculos que el peso equivalente, puesto que la mayor parte de los minerales disueltos en el agua están ionizados. Para entender la definición y empleo del peso

equivalente, debe analizarse el comportamiento de las soluciones iónicas, llamadas electrólitos.

1.2.6. ELECTROLITOS

El agua se denomina el disolvente universal. Cuando disuelve a un mineral, se producen nuevos materiales a partir de los átomos liberados del mineral. Estas partículas fundamentales se llaman iones. La ruptura de un compuesto químico mediante su disolución en agua forma cationes, cargados positivamente, y aniones, cargados negativamente. En general, un aumento en la temperatura del agua provoca un aumento en la solubilidad de la mayor parte de las sales. Excepciones importantes y notables son CaCO_3 , CaSO_3 , MgCO_3 , y Mg(OH)_2 , todas las cuales se vuelven menos solubles al aumentar la temperatura.

Existen distintas formas de demostrar este fenómeno de ionización. El más sencillo es un experimento en el cual se conecta un foco eléctrico a un circuito eléctrico que tiene dos polos separados sumergidos en un vaso con agua (Fig.). Se agrega sal al agua aumentando la cantidad lentamente y poco a poco la luz se va intensificando, siendo la intensidad proporcional a la cantidad agregada de sal. En agua pura, el circuito está abierto; la corriente empieza a fluir hasta que están presentes los iones sodio y cloruro de la sal para transportar electrones a través de la solución. Si se agregaran cristales de azúcar al agua en vez de sal, nada ocurriría; la sal es un electrólito y el azúcar no.

Desde hace muchos años se ha observado que las impurezas en el agua abaten su punto de congelación. Después de cuidadosas investigaciones, se descubrió que un mol/litro de un no electrólito, como el azúcar o el alcohol disuelto en agua, abate el punto de congelación en 1.86°C . Se encontró que un mol/litro de cloruro de sodio abate el punto de congelación casi el doble que el valor encontrado para el azúcar y el alcohol, y un mol/litro de sulfato de sodio produce casi tres veces esta depresión. Esto se debe a la producción de dos iones, sodio y cloruro, a partir de una molécula de clo-

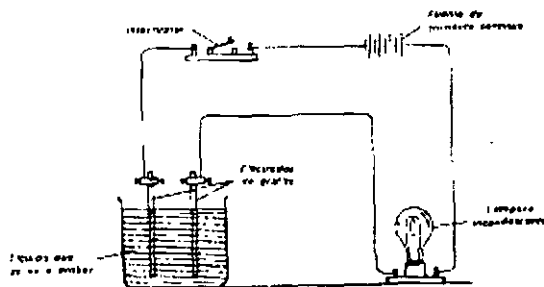


Figura. El agua pura no es conductora, pero al adicionar una sal que se ioniza la corriente puede pasar

ruro de sodio, y tres iones, dos sodios y un sulfato, de una molécula de sulfato de sodio (Na_2SO_4).

1.2.7. IONES Y LA CORRIENTE ELÉCTRICA

Cuando el cloruro de sodio se disuelve en el agua para producir iones sodio y cloruro, el sodio pierde el único electrón en su órbita externa cediéndoselo al ión cloruro. El sodio, habiendo perdido una carga negativa, se carga positivamente en una unidad, y el cloruro, que ha aceptado el electrón, se carga negativamente en una unidad. Si se sumergen dos electrodos en la solución de cloruro de sodio y se aplica una corriente continua, el sodio se moverá hacia el electrodo cargado negativamente (llamado cátodo) y el ión cloruro se moverá hacia el electrodo cargado positivamente (llamado ánodo). Debido a este movimiento, el ión sodio positivo recibe el nombre de catión y el ión cloruro negativo el de anión.

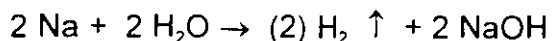
Aquellos elementos que se muestran en las columnas IA y IB de la tabla periódica se vuelven cationes con una carga de + 1 cuando se disuelven en agua. En forma similar. los elementos en las columnas 2A y 2B se vuelven cationes con una carga de + 2. En el lado opuesto de la tabla periódica, los elementos en la columna 6A se vuelven aniones con una carga de - 2 y aquellos en la columna 7A se vuelven aniones con una carga de - 1. Estas cargas reciben el nombre de valencias de los iones; los iones comunes en agua son mono-, di-, o tri-valentes.

Los iones que están formados por diferentes átomos se llaman radicales.

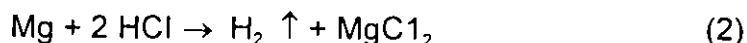
Los radicales comunes en la química del agua incluyen al amonio, NH_4^{+1} , un catión; y nitrato, NO_3^{-1} sulfato, SO_4^{-2} , y fosfato, PO_4^{-3} , los cuales son aniones.

Los elementos que forman cationes en solución acuosa se pueden clasificar de forma amplia como metales alcalinos (e.g. sodio, potasio), metales alcalinoterreos (e.g. magnesio, calcio), y metales pesados (e.g. hierro, manganeso).

En su forma elemental, cada uno de ellos puede desplazar al hidrógeno de las soluciones acuosas. El sodio y el potasio son tan activos que reaccionan con el agua para liberar hidrógeno:



El magnesio no reacciona con agua fría, pero reacciona con ácido, que se una solución del ión hidrógeno:



1.2.8. SERIE ELECTROMOTRIZ.

Entonces, estos cationes pueden clasificarse de acuerdo con su reactividad en un orden que se conoce como serie electromotriz, presentada en la tabla. No sólo los metales más reactivos desplazarán al hidrógeno de la solución, sino que también desplazarán a los metales que se encuentran por debajo de ellos en la serie. Por ejemplo, si una tira de hierro se coloca en una solución de sulfato de cobre, el cobre la cubrirá mientras que el hierro pasa a la solución:



Al comparar las reacciones (1) y (2), se observa que se produce una molécula de hidrógeno por cada dos átomos de sodio, pero sólo un átomo de magnesio, puesto que el sodio tiene una carga de + 1, mientras que el ión magnesio tiene una carga de + 2. Esto Proporciona la base para el concepto de peso equivalente: El peso equivalente de un catión es el peso que desplazará a 1.0 gramos de hidrógeno de una solución acuosa. En la mayor parte de las reacciones, el peso equivalente es el peso molecular de una sustancia dividido entre su valencia.

Tabla. Serie electromotriz de los elementos

Elemento	Reacción de media celda	Voltaje, E°
Potasio	$\text{K}^+ + \text{e} \rightarrow \text{K}$	-2.93
Calcio	$\text{Ca}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Ca}$	-2.87
Sodio	$\text{Na}^+ + \text{e} \rightarrow \text{Na}$	2.71
Magnesio	$\text{Mg}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Mg}$	-2.37
Aluminio	$\text{Al}^{3+} + 3\text{e} \rightarrow \text{Al}$	-1.66
Zinc	$\text{Zn}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Zn}$	-0.76
Hierro	$\text{Fe}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Fe}$	-0.44
Níquel	$\text{Ni}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Ni}$	-0.25
Estaño	$\text{Sn}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Sn}$	-0.14
Plomo	$\text{Pb}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Pb}$	-0.13
Hidrógeno	$2\text{H}^+ + 2\text{e} \rightarrow \text{H}_2$	-0.00
Cobre	$\text{Cu}^{2+} + 2\text{e} \rightarrow \text{Cu}$	0.34
Mercurio	$\text{Hg}_2^{2+} + 2\text{e} \rightarrow 2\text{Hg}$	0.79
Plata	$\text{Ag}^+ + \text{e} \rightarrow \text{Ag}$	0.80
Oro	$\text{Au}^{3+} + 3\text{e} \rightarrow \text{Au}$	1.50

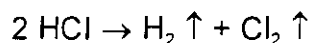
*El voltaje es el producido por un electrodo del elemento sumergido en una solución molal (un mol disuelto en 1 000 g de agua) de sus iones presentes en la reacción de media celda.

Tabla. Pesos de algunos compuestos comunes utilizados en el tratamiento de aguas.

Nombre común	Fórmula	Peso Mol*	Peso equiv.
Sal de mesa	NaCl	58.5	58.5
Sosa cáustica	NaOH	40	40
Sulfato de sodio	Na ₂ SO ₄	142	71
Carbonato sódico anhidro	Na ₂ CO ₃	106	53
Piedra caliza	CaCO ₃	100	50
Cal viva	CaO	56	28
Cal apagada	Ca(OH) ₂	74	37
Yeso	CaSO ₄ · 2H ₂ O	172.2	86.1
Acido muriático	HCl	36.5	36.5
Acido sulfúrico	H ₂ SO ₄	98	49
Amoniaco acuoso	NH ₄ OH	35	35

*Llamado también peso fórmula

Cuando se pasa una corriente continua a través de una solución acuosa de un electrólito (el proceso de electrólisis), una unidad de electricidad llamada Faraday, igual 96500 coulombs (ampere-segundos), hace que un equivalente de cationes reaccionen en el cátodo y un equivalente de aniones en el ánodo. En la electrólisis del HCl:



En esta reacción, un Faraday libera 1.0 g de hidrogeno gaseoso en el cátodo y 35.45 g de cloro gaseoso en el ánodo. En la tabla se presentan los pesos moleculares y los pesos equivalentes de algunos de los electrólitos comunes.

1.2.9. SISTEMAS COLOIDALES.

Algunos tipos de materia pueden dispersarse en agua aun cuando no sean realmente solubles Esta dispersión se realiza mediante la ruptura del material en pedazos extremadamente pequeños, en el límite superior del rango de tamaño para los iones y moléculas. Las partículas de este tamaño se llaman coloides.

La superficie de casi toda la materia (vidrio, acero, plástico, etc.) tiene un residuo de cargas eléctricas. Esto lleva a la creación de un voltaje superficial elevado, como se demuestra en pequeña escala mediante la descarga de una chispa de electricidad estática en un día frío y seco, y a gran escala por los rayos. Cuando la materia se reduce de tamaño, la relación entre la carga superficial y la masa aumenta

exponencialmente. Supóngase que se tiene un cubo de arena que mide 1,0 milímetro de lado y se reduce al tamaño coloidal de 100 milimicras (milimicra - 10^{-6} milímetros); esto producirá 1012 partículas coloidales con un área superficial 10000 veces más grande que la del grano original con una carga superficial correspondientemente mayor.

Es esta carga superficial elevada, que es negativa para la sílice (arena) en el ejemplo dado, la que hace que las partículas coloidales se repelan entre sí, manteniendo de esta forma la estabilidad de la dispersión.

1.2.10. OXIDACIÓN Y REDUCCIÓN.

La tabla periódica muestra que cierto número de elementos tienen más de una valencia. Esto es de gran importancia para el químico de aguas; un ejemplo es el hierro, cuyo óxido es bastante soluble en agua cuando su valencia es + 2 y casi insoluble cuando su valencia es + 3. Si la valencia de un material se vuelve más positiva o menos negativa, se dice que se ha oxidado. La reducción ocurre cuando la valencia se vuelve más negativa o menos positiva; por ejemplo, en el cambio de hierro + 3 a hierro + 2, se dice que el hierro se ha reducido. Otro ejemplo de esto, es el radical cromato, CrO_4^{-2} , en donde el cromo tiene una valencia de +6; cuando se reduce, el cromo cambia a la valencia de +.

En este ejemplo, un inhibidor efectivo de la corrosión, el cromato, se vuelve un catión metálico pesado sin propiedades útiles, y precipita como $\text{Cr}(\text{OH})_3$ para producir materia en suspensión.

Ciertas sustancias químicas para el tratamiento del agua, como el cloro gaseoso, son efectivos debido a que son agentes fuertemente oxidantes. Cuando el cloro está presente en su forma elemental, tiene valencia cero. Si el cloro ataca al carbono en su estado elemental, el carbono cambia de valencia cero a + 4 y forma CO_2 gaseoso, y el cloro se reduce del estado de valencia cero hasta el anión cloruro, Cl^{-1} . En las reacciones de este tipo, un material se oxida y el otro se reduce, con un cambio neto de cero en el balance eléctrico del sistema, puesto que hay el mismo número de cargas positivas que negativas.

1.2.11. ACCIÓN DISOLVENTE DEL AGUA.

La acción disolvente del agua varía de un mineral a otro. En la tabla se presenta la solubilidad de algunos compuestos comunes en agua.

Como los minerales, los gases y la materia orgánica son solubles en agua.

La ley de Henry establece que la cantidad de gas disuelto en agua es directamente proporcional a la presión del gas sobre la superficie del agua. En cualquier sistema gaseoso el porcentaje de presión es igual al porcentaje de volumen y son iguales al porcentaje en mol.

La atmósfera contiene aproximadamente 20% de oxígeno Y 80% de nitrógeno.

Entonces, a la presión atmosférica de 760 mm de mercurio, la presión parcial de oxígeno es 152 mm y la presión parcial del nitrógeno es 608 m.m. A estas presiones parciales, la concentración aproximada de oxígeno en el agua es 10 mg/l y la de nitrógeno es 15 mg/l. Aun cuando cuatro veces más moléculas de nitrógeno que de oxígeno están bombaedeando el agua, menos del doble entran en la solución. Si la presión total del gas en la superficie del agua se duplicase, también lo harían las concentraciones de oxígeno y nitrógeno en la solución acuosa. A diferencia de la mayor parte de las sales minerales, que se vuelven más soluble a temperaturas más elevadas, la solubilidad de los gases disminuye cuando la temperatura aumenta.

Tabla. Solubilidad de algunos compuestos inorgánicos en agua a 20°C

Catión	Compuesto (fase sólida entre paréntesis)	Solubilidad, % en peso
H ⁺	HCl	41.9
	HNO ₃	*
	H ₂ SO ₄	*
Na ⁺	NaCl	26.5
	NaOH(1H ₂ O)	52.1
	NaNO ₃	46.7
	Na ₂ CO ₃ (10H ₂ O)	17.7
	Na ₂ CO ₄ (10H ₂ O)	16.2
	Na ₂ CO ₄ (12H ₂ O)	9.1
K ⁺	KCl	25.4
	KOH (2H ₂ O)	52.8
	KNO ₃	24.0
	K ₂ CO ₃ (2H ₂ O)	53.5
Mg ⁺²	MgCl ₂ (6H ₂ O)	35.3
	Mg(OH) ₂	Cero
	MgCO ₃	Cero
	MgSO ₄ (7H ₂ O)	26.2
Ca ⁺²	CaCl ₂ (6H ₂ O)	42.7

	Ca(OH) ₂	0.17
	CaCO ₃	Nil
	CaSO ₄ (2H ₂ O)	0.20
	Ca ₃ (PO ₄) ₂	Cero
Fe ⁺²	FeCl ₂ (4H ₂ O)	40.8
	Fe(OH) ₂	Cero
Fe ⁺³	FeCl ₃	47.9
	Fe(OH) ₃	Cero

* Solubilidad infinita.

1.2.12. SUSTANCIAS QUÍMICAS ORGÁNICAS.

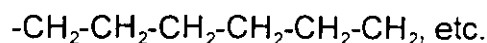
La materia orgánica es una clasificación amplia que incluye tanto moléculas naturales como sintéticas que contengan carbono, y generalmente hidrógeno. Toda la materia viva está formada por moléculas orgánicas. En una época, la química orgánica consideraba a aquellos compuestos que contienen carbono no producidos por los organismos vivos. En la actualidad la mayor parte de los materiales orgánicos pueden sintetizarse, de forma que su relación

Tabla. Resumen de grupos y compuestos orgánicos importantes.

1. compuestos de C y H.
2. Grupos funcionales que contienen C y O.
3. Grupos funcionales que contienen C, H y O.
4. Grupos funcionales que contienen C, H y N.
5. Polímeros.

Los polímeros son moléculas grandes construidas mediante agregaciones de unidades individuales llamadas monómeros.

Ejemplo 1: CH₂=CH₂, monómero etileno. Estas unidades se unen para formar el polímero de etileno:



con las cosas vivas no es una condición necesaria, aunque aun es cierto, por supuesto, que los procesos vitales incluyen a las sustancias químicas orgánicas. Las

sustancias orgánicas pueden ser extremadamente solubles en agua, como es el caso del alcohol y el azúcar, o pueden ser bastante insolubles, como en el caso de los plásticos. Aun cuando estén disueltos en agua en cantidades menores de 1 mg/l, algunos compuestos orgánicos pueden causar efectos fisiológicos serios. La tecnología moderna permite analizar estos materiales orgánicos tóxicos, como los pesticidas, en concentraciones de partes por billón (ppb). Para ver esto en perspectiva, analizar 1 ppb (un microgramo de contaminante por litro de agua) es comparable a observar la tapa de una botella sobre el ecuador de la Tierra desde un satélite en órbita.

De la misma forma que los elementos se combinan para formar radicales en la química inorgánica, también los elementos se combinan con carbono para formar grupos funcionales con sus propias propiedades individuales. En la tabla se presentan los tipos principales de grupos funcionales orgánicos y compuestos de importancia para el químico de aguas.

1.2.13. PREDICCIÓN DE LAS SOLUBILIDADES

Existen unas cuantas reglas que se pueden utilizar para determinar la solubilidad en agua de cualquier compuesto químico, inorgánico u orgánico: las sales de sodio, potasio y amonio son muy solubles; los ácidos minerales (H_2SO_4 , HCl) son solubles; con excepción de ciertos cationes de los metales pesados (Pb, Ag), la mayor parte de los halogenuros (Cl, Br, I) son solubles, excepto el fluoruro; casi todos los carbonatos, hidróxidos y fosfatos son tan sólo ligeramente solubles, con excepción de aquellos asociados con Na^+ , K^+ y NH_4^+ . En la tabla se presenta una serie simplificada de solubilidades. Los datos de solubilidad se determinan únicamente mediante la investigación en el laboratorio.

1.2.14. REACTIVOS SÓLIDOS

Hay dos mecanismos diferentes mediante los cuales los materiales disueltos en agua reaccionan con los sólidos; estos son la adsorción y el intercambio iónico.

La adsorción es la adhesión de una capa de moléculas o partículas coloidales a la superficie de un sólido, que generalmente es poroso. La máscara contra gases es un ejemplo clásico del uso de este proceso. La máscara contiene un empaque de material adsorbente, por lo general carbón activado, capaz de eliminar y almacenar gases peligrosos o tóxicos de forma que la persona que está utilizando la máscara puede respirar en forma segura aun cuando se encuentre en una atmósfera contaminada. En los sistemas acuosos, el carbón activado similar elimina las moléculas orgánicas que producen los problemas de sabor y olor.

Otro ejemplo del proceso es la adsorción de SiO_2 , un coloide cargado negativamente, sobre $\text{Mg}(\text{OH})_2$ recién precipitado.

La cantidad de adsorbente requerido para la eliminación efectiva no puede determinarse a partir de una ecuación química. Sin embargo, cualquier sistema de datos experimentales dados se pueden graficar sobre papel semi-log, obteniéndose una línea recta, la Isoterma de Freundlich, figura.

El intercambio iónico es el proceso de eliminación de iones no deseados en una solución intercambiándolos en forma equivalente por otros iones más

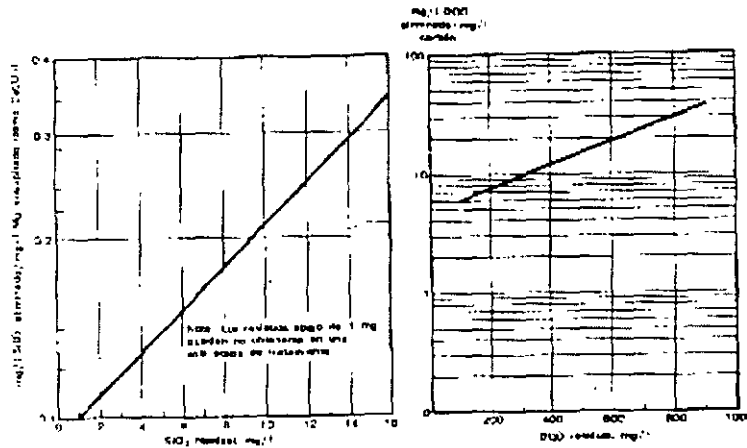
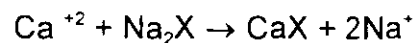


Figura. Isotermas de Freundlich mostrando la efectividad de la adsorción de (izquierda) $\text{Mg}(\text{OH})_2$ contra SiO_2 , y (derecha) carbón activado contra materiales orgánicos (DQO).

adecuados proporcionados por un sólido que tiene una estructura especial que le permite realizar esto. El sólido, un material intercambiador de iones, también llamado zeolita, debe regenerarse periódicamente con los iones de preferencia. En esta regeneración, los iones acumulados no deseados se eliminan.

La eliminación de los iones calcio (dureza) mediante una zeolita de sodio, un proceso común, se indica mediante la reacción:



La letra X representa el sólido intercambiador de cationes.

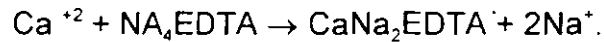
Muchas arcillas tienen propiedades intercambiadoras de iones. Este es un aspecto importante de la química de suelos y de la nutrición vegetal. Una de estas arcillas, la

clinoptilolita, se utiliza para eliminar al amoníaco de las aguas de desecho. sin embargo, la mayor parte de los intercambiadores iónicos son materiales orgánicos sintéticos formulados para aplicaciones específicas.

1.2.15. QUELATACIÓN.

Un concepto final de gran importancia en la química del agua es el proceso de quelatación. Un agente quelatante es una molécula, generalmente orgánica, que es soluble en agua y puede sufrir reacciones con los iones metálicos para mantenerlos en solución. De forma que la quelatación es similar al intercambio iónico, con la diferencia concentrada en la solubilidad del material intercambiable: en la quelatación, el material intercambiable es muy soluble en agua como una molécula grande; en el intercambio iónico, el material intercambiador es insoluble en agua y es una partícula sólida grande.

La ecuación química para la quelatación es similar a la del intercambio iónico. Por ejemplo, un quelatante común es la sal de sodio del ácido . etilen diamin tetracético (EDTA). Agregado al agua, este quelato reacciona con los iones de calcio para mantenerlos en solución, evitando la formación de incrustación de CaCO_3 :



2.0. PARAMETROS DE CALIDAD DE LAS AGUAS Y SU SIGNIFICADO.

Antes de proceder a una descripción de los procesos disponibles para mejorar la calidad de las aguas, es conveniente revisar los parámetros utilizados para definir su calidad. Algunos de estos parámetros se utilizan en el control de los procesos de tratamiento realizando mediciones de forma continua o discreta. Además de las definiciones se resumen sus efectos más importantes, la forma usual de análisis o medición y el tratamiento adecuado. Los parámetros se pueden clasificar en cuatro grandes grupos: físicos, químicos, biológicos y radiológicos. También se describen los índices de estabilidad de las aguas carbonato-cálcicas, utilizados en el control de la formación de incrustaciones.

2.1. PARÁMETROS FÍSICOS

Sabor y olor

El sabor y olor del agua son determinaciones organolépticas de determinación subjetiva, para las cuales no existen instrumentos de observación, ni registro, ni unidades de medida. Tienen un interés evidente en las aguas potables destinadas al consumo humano. Las aguas adquieren un sabor salado a partir de los 300 ppm de Cl^- , y un gusto salado y amargo con más de 450 ppm de $\text{SO}_4^{=}$. El CO_2 libre le da un gusto picante. Trazas de fenoles u otros compuestos orgánicos le confieren un color y sabor desagradables.

Color

El color es la capacidad de absorber ciertas radiaciones del espectro visible. No se puede atribuir a ningún constituyente en exclusiva, aunque ciertos colores en aguas naturales son indicativos de la presencia de ciertos contaminantes. El agua pura sólo es azulada en grandes espesores. En general presenta colores inducidos por materiales orgánicos de los suelos vegetales, como el color amarillento debido a los ácidos húmicos. La presencia de hierro puede darle color rojizo, y la del manganeso un color negro. El color afecta estéticamente la potabilidad de las aguas, puede representar un potencial colorante de ciertos productos cuando se utiliza como material de proceso, y un potencial espumante en su uso en calderas.

Las medidas de color se hacen normalmente en laboratorio, por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto, Cl_2CO , y cloroplatinato de potasio, Cl_6PtK_2 , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente Pt. las aguas subterráneas no suelen sobrepasar valores de 5 ppm de Pt, pero las superficiales pueden alcanzar varios centenares de ppm.

Según el origen del color los principales tratamientos de eliminación pueden ser la coagulación y filtración, la cloración, o la adsorción en carbón activo.

Turbidez

La turbidez es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a materiales insolubles en suspensión, coloidales o muy finos, que se presentan principalmente en aguas superficiales. Son difíciles de decantar y filtrar, y pueden dar lugar a la formación de depósitos en las conducciones de agua, equipos de proceso, etc. Además interfiere con la mayoría de procesos a que se pueda destinar el agua.

La medición se hace por comparación con la turbidez inducida por diversas sustancias. La medición en ppm de SiO_2 fué la más utilizada, pero existen diferencias en los valores obtenidos según la sílice y la técnica empleadas por un laboratorio u otro. Existen diversos tipos de turbidímetros modernos dando valores numéricos prácticamente idénticos. El fundamento del turbidímetro de Jackson es la observación de una bujía a través de una columna del agua ensayada, cuya longitud se aumenta hasta que la llama desaparece. Con una célula fotoeléctrica se mejora la medida. El aparato se puede calibrar mediante suspensiones de polímero de formacina, con lo cual se deriva a una escala en unidades de formacina. En el nefelómetro se mide la intensidad de luz difractada al incidir un rayo luminoso sobre las partículas en suspensión y recogida sobre una célula fotoeléctrica.

La unidad nefelométrica (NTU o UNF), la unidad Jackson (UTU), y la unidad de formacina (FTU) se pueden intercambiar a efectos prácticos.

Las aguas subterráneas suelen tener valores inferiores a 1 ppm de sílice, pero las superficiales pueden alcanzar varias decenas. Las aguas con 1 ppm son muy transparentes y permiten ver a su través hasta profundidades de 4 ó 5 m. Con 10 ppm, que sería el máximo deseable para una buena operación de los filtros, la transparencia se acerca al metro de profundidad. Por encima de 100 ppm la transparencia está por debajo de los 10 cm y los filtros se obstruyen rápidamente.

La turbidez se elimina mediante procesos de coagulación, decantación y filtración.

Conductividad y resistividad

La conductividad eléctrica es la medida de la capacidad del agua para conducir la electricidad. Es indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. El agua pura contribuye mínimamente a la conductividad, y en su casi totalidad es el resultado del movimiento de los iones de las impurezas presentes (figura). La resistividad es la medida recíproca de la conductividad. El aparato utilizado es el conductímetro cuyo fundamento es la medida eléctrica de la resistencia de paso de la electricidad entre las dos caras opuestas de un prisma rectangular (figura) comparada con la de una

solución de ClK a la misma temperatura y referida a 20 °C La medida de la conductividad es una buena forma de control de calidad de un agua, siempre que:

- No se trate de contaminación orgánica por sustancias no ionizables.
- Las mediciones se realizan a la misma temperatura.
- La composición del agua se mantenga relativamente constante.

La unidad estándar de resistencia eléctrica es el ohm y la resistividad de las aguas se expresa convenientemente en megohms-centímetro. La conductividad se expresa en el valor recíproco, normalmente como microsiemens por centímetro. Para el agua ultrapura los valores respectivos son de 18.24 Mohms. cm y 0.05483 $\mu\text{s}/\text{cm}$ a 25 °C.

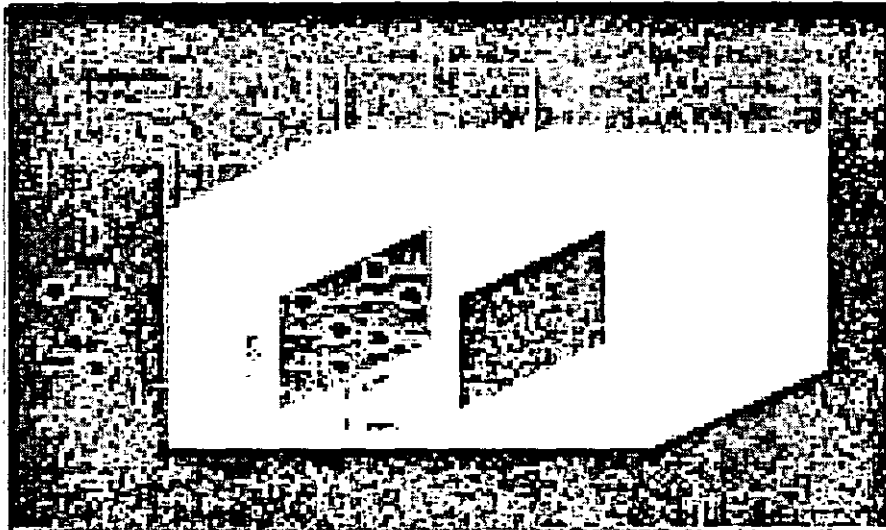


Figura. Célula de medida de conductividad de constante unidad. Aunque en realidad lo que se mide es la resistencia al paso de la electricidad a través de la solución acuosa, se expresa como su valor inverso en unidades de conductividad. La resistencia es directamente proporcional a la distancia a recorrer por los iones e inversamente proporcional a la superficie. Si la superficie y la distancia se hacen igual a 1, la constante geométrica de la célula es la unidad y relaciona inmediatamente la conductividad con la concentración de iones.

2.2. PARAMETROS QUIMICOS

PH

El pH es una medida de la concentración de iones hidrógeno, y se define como $\text{pH} = \log(1 / [\text{H}^+])$. Es una medida de la naturaleza ácida o alcalina de la solución acuosa que puede afectar a los usos específicos del agua. la mayoría de aguas naturales tienen un pH entre 6 y 8.

Su medición se realiza fácilmente con un phmetro (figura) bien calibrado, aunque también se puede disponer de papeles especiales que, por coloración, indican el pH. Los valores del pH han de ser referidos a la temperatura de medición, pues varían con ella.

El pH se corrige por neutralización.

Dureza

La dureza, debida a la presencia de sales disueltas de calcio y magnesio, mide la capacidad de un agua para producir incrustaciones. Afecta tanto a las aguas domésticas como a las industriales, siendo la principal fuente de depósitos e incrustaciones en calderas, intercambiadores de calor, tuberías, etc. Por contra, las aguas muy blandas son agresivas y pueden no ser indicadas para el consumo.

Existen distintas formas de dureza:

- Dureza total o título hidrotimétrico, TH. Mide el contenido total de iones Ca^{++} y Mg^{++} . Se puede distinguir entre la dureza de calcio, THCa , y la dureza de magnesio, THMg .
- Dureza permanente o no carbonatada. Mide el contenido en iones Ca^{++} y Mg^{++} después de someter el agua a ebullición durante media hora, filtración y recuperación del volumen inicial con agua destilada. El método es de poca exactitud y depende de las condiciones de ebullición.
- Dureza temporal o carbonatada. Mide la dureza asociada a iones CO_3H^- , eliminable por ebullición, y es la diferencia entre la dureza total y la permanente.

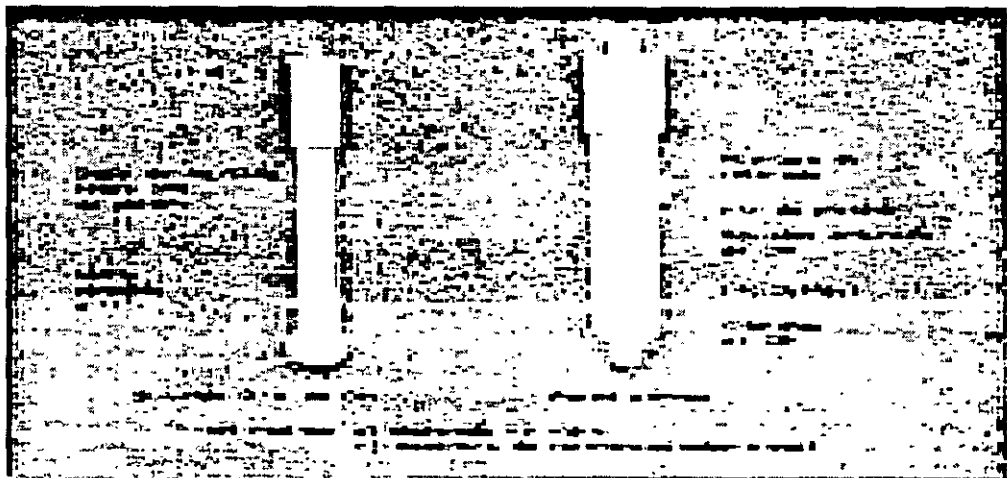


Figura. Medidores de pH. Dentro del tubo se coloca una solución de pH fijo en referencia. El electrodo de vidrio a) emplea referencia interna Ag/CLAg y una solución con iones cloruro. El electrodo de referencia de calomelanos b) emplea Hg/He₂Cl₂ y solución saturada de ClK

Si la dureza es inferior a la alcalinidad toda la dureza es carbonatada, pero si la dureza es superior a la alcalinidad hay una parte de dureza no carbonatada, asociada a otros aniones. la dureza de carbonatos es igual al valor m si TH > m, e igual a TH si TH < m. La dureza no carbonatada sólo existe en el primer caso y es igual a TH -m.

La dureza se puede expresar como meq/l, en ppm de CO₃Ca, o en grados hidrométricos de los cuales el más común es el francés. Las aguas con menos de 50 ppm en CO₃Ca se llaman blandas, hasta 100 ligeramentos duras, hasta 200 moderadamente duras, y a partir de 200 ppm muy duras. Es frecuente encontrar aguas con menos de 300 PPM como CO₃Ca, pero pueden llegar a 1 000 ppm e incluso hasta 2000 ppm.

La medición puede hacerse por análisis total o por complexometría con EDTA. Existe una forma sencilla y aproximada que utiliza agua jabonosa por el gran consumo de jabón de las aguas duras.

Para disminuir la dureza las aguas pueden someterse a tratamiento de ablandamiento o desmineralización. En las calderas y circuitos de enfriamiento se usan complementariamente tratamientos internos. La estabilidad de las aguas duras y alcalinas se determina mediante índices específicos, como se verá al final de este capítulo.

Alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad para neutralizar ácidos. Contribuyen a la alcalinidad principalmente los iones bicarbonato, CO₃H⁻, carbonato, CO₃⁼, y oxhidrilo, OH⁻, pero también los fosfatos y ácido silícico u otros ácidos de carácter débil. Los bicarbonatos y los carbonatos pueden producir CO₂ en el vapor, que es una fuente de corrosión en las líneas de condensado. También pueden producir espumas, provocar arrastre de sólidos con el vapor y fragilizar el acero de las calderas.

Se distingue entre la alcalinidad total o título alcalimétrico total, TAC, medida por adición de ácido hasta el viraje del anaranjado de metilo, a pH entre 4.4 y 3.1, también conocido como alcalinidad m, y la alcalinidad simple o título alcalimétrico, TA, medida por el viraje de la fenoftaleína, a pH entre 9.8 y 8.2, conocido como alcalinidad p. A partir de ambas mediciones se pueden determinar las concentraciones en carbonato, bicarbonato e hidróxido.

Se mide en las mismas unidades que la dureza.

La alcalinidad se corrige por descarbonatación con cal" tratamiento con ácido, o desmineralización por intercambio iónico.

Coloides

Es una medida del material en suspensión en el agua que, por su tamaño alrededor de los 10^{-4} a 10^{-5} mm, se comporta como una solución verdadera y, por ejemplo, atraviesa el papel de filtro. Los coloides pueden ser de origen orgánico (ejemplo macromoléculas de origen vegetal) o inorgánico (ejemplo óxidos de hierro y manganeso). En aguas potables puede ser una molestia sólo de tipo estético.

La dificultad de sedimentación se salva con un proceso de coagulación-floculación previo. Si se debe a DBO en aguas residuales se puede tratar biológicamente. La filtración es insuficiente y requiere un proceso de ultrafiltración.

Acidez mineral

La acidez es la capacidad para neutralizar bases. Es raro que las aguas naturales presenten acidez, sin embargo las aguas superficiales pueden estar contaminadas por ácidos de drenajes mineros o industriales. Pueden afectar a tuberías o calderas por corrosión. Se mide con las mismas

unidades de la alcalinidad, y se determina mediante adición de base. Se corrige por neutralización con álcalis.

Sólidos disueltos

Los sólidos disueltos o salinidad total, es una medida de la cantidad de materia disuelta en el agua, determinada por evaporación de un volumen de agua previamente filtrada. Corresponde al residuo seco con filtración previa. El origen de los sólidos disueltos puede ser múltiple, orgánico e inorgánico, tanto en aguas subterráneas como superficiales. Aunque para las aguas potables se indica un valor máximo deseable de 500 ppm, el valor de los sólidos disueltos no es por si solo suficiente para determinar la bondad del agua En los usos industriales la concentración elevada de sólidos disueltos puede ser objeccionable por la posible interferencia en procesos de fabricación, o como causa de espuma en calderas.

Los procesos de tratamiento son múltiples en función de la composición, incluyendo la precipitación, intercambio iónico, destilación, electrodiálisis y ósmosis inversa.

Sólidos en suspensión

Los sólidos en suspensión, SS, es una medida de los sólidos sedimentables (no disueltos) que pueden ser retenidos en un filtro. Se pueden determinar pesando el residuo que queda en el filtro, después de secado. Son indeseables en las aguas de proceso porque pueden causar depósitos en las conducciones, calderas, equipos, etc. las aguas subterráneas suelen tener menos de 1 ppm, pero en las superficiales varía mucho en función del origen y las circunstancias de la captación.

Se separan por filtración y decantación.

Sólidos totales

Los sólidos totales son la suma de los sólidos disueltos y de los sólidos en suspensión.

Residuo seco

El residuo seco es el peso de los materiales después de evaporar un litro de agua. Si ésta ha sido previamente filtrada, corresponderá al peso total de sustancias disueltas, sean volátiles o no. Conviene fijar la temperatura a que se ha realizado la evaporación. Si se ha hecho a 105 °C pueden haber bicarbonatos, agua de hidratación y materias orgánicas. A 180 °C los bicarbonatos han pasado a carbonatos, se ha desprendido el agua de cristalización y se habrá desprendido o quemado la materia volátil. El residuo a calcinación es menor que los anteriores ya que los carbonatos se destruyen perdiendo CO₂.

Cloruros

El ión cloruro, Cl⁻, forma sales en general muy solubles. Suele ir asociado al ión Na⁺, especialmente en aguas muy salinas. Las aguas dulces contienen entre 10 y 250 ppm de cloruros, pero no es raro encontrar valores mucho mayores. Las aguas salobres pueden tener centenares e incluso millares de ppm. El agua de mar contiene alrededor de 20,000 ppm.

El contenido en cloruros afecta la potabilidad del agua y su potencial uso agrícola e industrial. A partir de 300 ppm el agua empieza a adquirir un sabor salado. las aguas con cloruros pueden ser muy corrosivas debido al pequeño tamaño del ión que puede penetrar la capa protectora en la interfase óxido-metal y reaccionar con el hierro estructural. Se valora con nitratos de plata usando cromato potásico como indicador.

Se separa por intercambio iónico, aunque es menos retenido que los iones polivalentes, por lo cual las aguas de alta pureza requieren un pulido final.

Sulfatos

El ión sulfato, SO_4^{2-} , corresponde a sales de moderadamente solubles a muy solubles. Las aguas dulces contienen de 2 a 1 50 ppm, y el agua de mar cerca de 3000 ppm. Aunque en agua pura se satura a unos 1 500 ppm, como $\text{SO}_4 \text{Ca}$, la presencia de otras sales aumenta su solubilidad.

La determinación analítica por gravimetría con cloruro de bario es la más segura. Si se emplean métodos complexométricos hay que estar seguro de evitar las interferencias. No afecta especialmente al agua en cantidades moderadas. Algunos centenares de ppm perjudican la resistencia del hormigón. Industrialmente es importante porque, en presencia de iones calcio, se combina para formar incrustaciones de sulfato cálcico.

Su eliminación se realiza por intercambio iónico.

Nitratos

El ión nitrato, NO_3^- , forma sales muy solubles y bastante estables, aunque en medio reductor puede pasar a nitrito, nitrógeno, o amoníaco. Las aguas normales contienen menos de 10 ppm, y el agua de mar hasta 1 ppm, pero las aguas contaminadas, principalmente por fertilizantes, pueden llegar a varios centenares de ppm.

Concentraciones elevadas en las aguas de bebida pueden ser la causa de cianosis infantil. Industrialmente no tiene efectos muy significativos, e incluso es útil para controlar la fragilidad del metal de las calderas.

Su determinación en el laboratorio es complicada y se realiza en general por espectrofotometría, resultante de la absorción de la radiación UV por el ión nitrato.

Se elimina por intercambio iónico, pero no es un método económico en los procesos de potabilización en grandes volúmenes. Están en desarrollo procesos de eliminación biológicos.

Su presencia en las aguas superficiales, conjuntamente con fosfatos, determina la eutrofización, que se caracteriza por un excesivo crecimiento de las algas.

Fosfatos

El ión fosfato, PO_4^{3-} en general forma sales muy poco solubles y precipita fácilmente como fosfato cálcico. Al corresponder a un ácido débil, contribuye a la alcalinidad de las aguas.

En general no se encuentra en el agua más de 1 ppm, pero puede llegar a algunas decenas debido al uso de fertilizantes. Puede ser crítico en la eutrofización de las

aguas superficiales. No suele determinarse en los análisis de rutina, pero puede hacerse colorimétricamente.

Fluoruros

El ión fluoruro, F^- , corresponde a sales de solubilidad en general muy limitada. No suele hallarse en proporciones superiores a 1 ppm. Tiene un efecto beneficioso sobre la dentadura si se mantiene su contenido alrededor de 1 ppm, y por este motivo se añade a veces al agua potable. Su análisis suele hacerse por métodos colorimétricos.

Silice

La silice, SiO_2 , se encuentra en el agua disuelta como ácido silícico, SiO_4H_4 , y como materia coloidal. Contribuye ligeramente a la alcalinidad del agua. Las aguas naturales contienen entre 1 y 40 ppm, pudiendo llegar a 100 ppm, especialmente si son aguas bicarbonatadas sódicas. Se determina analíticamente por colorimetría.

La silice tiene mucha importancia en los usos industriales porque forma incrustaciones en las calderas y sistemas de enfriamiento, y forma depósitos insolubles sobre los álabes de las turbinas. Su eliminación se consigue parcialmente por precipitación pero fundamentalmente mediante resinas de intercambio iónico fuertemente básicas.

Bicarbonatos y carbonatos

Existe una estrecha relación entre los iones bicarbonato, CO_3H^- , carbonato, CO_3^{2-} , el CO_2 gas y el CO_2 disuelto. A su vez el equilibrio está afectado por el pH. Estos iones contribuyen fundamentalmente a la alcalinidad del agua. Los carbonatos precipitan fácilmente en presencia de iones calcio. Las aguas dulces suelen contener entre 50 y 350 ppm de ión bicarbonato, y si el pH es inferior a 8,3 no hay prácticamente ión bicarbonato. El agua de mar tiene unos 100 ppm de ión bicarbonato.

Otros componentes aniónicos

Los sulfuros, S^{2-} , y el ácido sulfhídrico son característicos de medios reductores, pero en general las aguas contienen mucho menos de 1 ppm. Comunican muy mal olor al agua, lo cual permite su detección. Son especialmente corrosivos para las aleaciones de cobre.

Los compuestos fenólicos afectan la potabilidad del agua, produciendo olores y gustos muy desagradables, especialmente después de su cloración.

Los detergentes son sólo muy ligeramente tóxicos pero presentan problemas de formación de espumas, y pueden interferir los procesos de floculación y coagulación, y afectar la oxigenación del agua.

Los ácidos húmicos pueden afectar ciertos procesos de pretratamiento e intercambio iónico.

Sodio

El ión sodio, Na^+ , corresponde a sales de solubilidad muy elevada y difíciles de precipitar. Suele estar asociado al ión cloruro. El contenido en aguas dulces suele estar entre 1 y 150 ppm, pero es fácil encontrar valores muy superiores, de hasta varios miles de ppm. El agua de mar contiene cerca de 11,000 ppm. Es un indicador potencial de corrosión.

La determinación analítica se hace por fotometría de llama. En los análisis rutinarios el ión sodio no se determina sino que se calcula como diferencia entre el balance de aniones y cationes.

El sodio se elimina por intercambio iónico, pero como ión monovalente es una de las primeras sustancias que fugan de la columna canónica o del lecho mixto.

Potasio

El ión potasio, K^+ , corresponde a sales de solubilidad muy elevada y difíciles de precipitar. Las aguas dulces no suelen contener más de 10 ppm y el agua de mar contiene alrededor de 400 ppm, por lo cual es un catión mucho menos significativo que el sodio.

Su determinación se hace por fotometría de llama. En los análisis rutinarios se asimila al sodio. Se elimina por intercambio iónico.

Calcio

El ión calcio, Ca^{++} , forma sales desde moderadamente solubles a muy insolubles. Precipita fácilmente como CO_3Ca . Contribuye de forma muy especial a la dureza del agua y a la formación de incrustaciones (ver el final del presente capítulo). Las aguas dulces suelen contener de 10 a 250 ppm, o incluso 600 ppm. El agua de mar contiene unos 400 ppm.

Se determina analíticamente por complexometría con EDTA o NTA.

La eliminación del calcio se realiza por precipitación e intercambio iónico.

Magnesio

El ión magnesio, Mg^{++} , tiene propiedades muy similares a las del ión calcio, pero sus sales son, en general, más solubles y difíciles de precipitar; por contra, su hidróxido, $Mg(OH)_2$, es menos soluble. Las aguas dulces suelen contener entre 1 y 100 ppm, y el agua de mar contiene unos 1300 ppm. Cuando el contenido en agua alcanza varios centenares le da un sabor amargo y propiedades laxantes, que pueden afectar su potabilidad. Contribuye a la dureza del agua y a pH alcalino puede formar incrustaciones de hidróxido.

Su determinación analítica se realiza por complexometría.

Se puede precipitar como hidróxido pero su eliminación se realiza fundamentalmente por intercambio iónico.

Hierro

El ión hierro se puede presentar como ión ferroso, Fe^{++} , o en la forma más oxidada de ión férrico, Fe^{+3} . La estabilidad de las distintas formas químicas depende del pH, condiciones oxidantes o reductoras del medio, composición de la solución, presencia de materias orgánicas complejas, etc. La presencia de hierro puede afectar a la potabilidad del agua y, en general, es un inconveniente en las aguas industriales por dar lugar a depósitos e incrustaciones. Las condiciones de estabilidad hacen que las aguas subterráneas normalmente sólo contengan Fe^{++} disuelto. La concentración suele estar entre 0 y 10 ppm de Fe^{++} , pero al airear el agua precipita $Fe(OH)_3$, de color pardo-rojizo, y el contenido en ión disuelto se reduce a menos de 0,5 ppm. Sólo las aguas de pH ácido pueden tener contenidos en hierro de varias decenas de ppm.

Se determina analíticamente por colorimetría y espectrofotometría de absorción atómica, dando el hierro total que incluye las formas soluble, 2 coloidal y en suspensión fina.

Por aeración del agua la forma ferrosa pasa a férrica y precipita, o bien se elimina por coagulación y filtración. También se puede emplear el intercambio catiónico.

Manganeso

El ión manganeso se comporta en muchos aspectos de forma similar al hierro. Además de actuar con 2 y 3 cargas positivas, actúa con valencia +4 formando el MnO_2 insoluble. Rara vez el agua contiene más de 1 ppm, y entonces requiere un pH ácido. La forma más general es la Mn^{++} , que por aeración oxidativa da un precipitado negro de MnO_2 . Igual que el hierro, forma compuestos orgánicos estables. Se determina por oxidación a permanganato y colorimetría de la solución oxidada y espectrometría de absorción atómica.

Metales tóxicos

Los más comunes son el arsénico, el cadmio, el plomo, el cromo, el bario y el selenio. Todos ellos deben ser estrictamente controlados en el origen de la contaminación. Las mediciones analíticas se realizan en general por espectrofotometría de absorción atómica.

Gases disueltos

El dióxido de carbono, CO_2 , es un gas relativamente soluble que se hidroliza formando iones bicarbonato y carbonato, en función del pH del agua. Las aguas subterráneas profundas pueden contener hasta 1 500 ppm, pero en las aguas superficiales se sitúa entre 1 y 30 ppm. Un exceso de CO_2 hace al agua corrosiva, factor importante en las líneas de vapor y condensados. Se elimina por aeración, desgasificación o descarbonatación.

El oxígeno, O_2 , por su carácter oxidante juega un papel importante en la solubilización o precipitación de iones que presentan una forma insoluble. Su presencia es vital para todas las formas de vida superior y para la mayoría de microorganismos. Es el parámetro más importante en el control de la calidad de las aguas superficiales en cauces naturales. Provoca la corrosión de los metales, en líneas y equipos; pero su ausencia puede representar la presencia de otros gases objeccionables tales como metano, sulfhídrico, etc. Existen sondas específicas para medir el oxígeno disuelto en el agua. Se elimina por desgasificación, o mediante reductores como el sulfito sódico y la hidrazina.

El ácido sulfhídrico, SH_2 , causa un olor a huevos podridos y es causa de corrosión. Se puede eliminar por aeración u oxidarlo por cloración. También se elimina con un intercambiador aniónico fuerte.

El amoníaco, NH_3 , es un indicador de contaminación del agua, y en forma no iónica es tóxico para los peces. Al clorar el agua a partir del amoníaco se forman cloraminas, también tóxicas. Provoca la corrosión de las aleaciones de cobre y zinc, formando un complejo soluble. Se puede medir con electrodos específicos o por colorimetría con el reactivo de Nessler. Se elimina por desgasificación, o intercambio catiónico.

2.3. PARÁMETROS INDICATIVOS DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA Y BIOLÓGICA

Tanto la actividad natural como la humana contribuyen a la contaminación orgánica de las aguas naturales. La descomposición de la materia animal y vegetal da lugar a ácidos húmico y fúlvico y a materias colorantes. Los residuos domésticos contienen materias orgánicas en descomposición, detergentes y microorganismos. Los vertidos industriales contienen múltiples compuestos orgánicos, tales como aceites, y

disolventes. De la actividad agrícola resultan residuos de herbicidas y plaguicidas, etc. La concentración de estos compuestos orgánicos en el agua no es constante, sino variable por múltiples causas, y obliga a ajustes permanentes en las plantas de tratamiento. El uso de tratamientos biológicos para su eliminación implica el uso de parámetros de medida menos específicos que los que miden radicales químicos, y que sin embargo permitan el control de las unidades de tratamiento.

Demanda bioquímica de oxígeno

Mide la cantidad de oxígeno consumido en la eliminación de la materia orgánica del agua, mediante procesos biológicos aerobios. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días (DBO5-) y se mide en ppm de O_2 . Las aguas subterráneas suelen contener menos de 1 ppm. Un contenido superior es indicativo de contaminación. En las aguas superficiales su contenido es muy variable. En las aguas residuales domésticas se sitúa entre 100 y 350 ppm. En las aguas residuales industriales su concentración es totalmente dependiente del proceso de fabricación pudiendo alcanzar varios miles de ppm. Su eliminación se realiza por procesos fisicoquímicos y biológicos aerobios o anaerobios.

Demanda química de oxígeno

Mide la capacidad de consumo de un oxidante químico, dicromato o permanganato, por las materias oxidables contenidas en el agua, y también se expresa en ppm de O_2 . Indica el contenido en materias orgánicas oxidadas y otras sustancias reductoras, tales como Fe^{++} , NH_4^+ , etc. Las aguas no contaminadas tienen valores de la DQO de 1 a 5 ppm, o algo superiores. Las aguas con valores elevados de DQO, pueden dar lugar a interferencias en ciertos procesos industriales. Las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 y 600 ppm. En las aguas residuales industriales la concentración depende del proceso de fabricación de que se trate. La relación entre los valores de la DBO y la DQO es un indicativo de la biodegradabilidad de la materia contaminante. En aguas residuales un valor de la relación DBO/DQO menor que 0,2 se interpreta como un vertido de tipo inorgánico y si es mayor que 0,6 como orgánico.

Carbón orgánico total

El COT es una medida del contenido en materia orgánica del agua, especialmente aplicable a pequeñas concentraciones. El carbón orgánico se oxida a CO_2 en presencia de un catalizador y se mide en un analizador infrarrojo. Algunos compuestos orgánicos pueden resistir a la oxidación y dar valores ligeramente inferiores a los reales. El aumento de su uso se debe a la rapidez de realización de los análisis.

2.4. PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS

La bacteria *Escherichia coli*, y el grupo coliforme en su conjunto, son los organismos más comunes utilizados como indicadores de la contaminación fecal. Las bacterias coliformes son microorganismos de forma cilíndrica, capaces de fermentar la glucosa y la lactosa. Otros organismos usados como indicadores de contaminación fecal son los estreptococos fecales y los clostridios. Estos últimos son organismos anaerobios, formadores de esporas. Las esporas son formas resistentes de las bacterias capaces de sobrevivir largo tiempo, cuya presencia en ausencia de coliformes es indicativo de una pasada contaminación.

Los análisis bacteriológicos de aguas se realizan por el método de los tubos múltiples y se expresan en términos de el "número más probable" (índice NMP) en 100 ml de agua. Las aguas con un NMP inferior a 1, son satisfactoriamente potables.

La presencia de microorganismos no tiene importancia en muchos procesos industriales pero la industria alimentarla requiere agua de calidad potable. la destrucción de las bacterias da lugar a sustancias llamadas pirógenos, de especial importancia en el agua empleada para la producción de inyectables en la industria farmacéutica, los microorganismos también pueden dar lugar a la formación de limos, especialmente en los circuitos cerrados de enfriamiento.

Según el destino del agua, la eliminación de bacterias se realiza por filtración, tratamiento biológico, o esterilización por luz ultravioleta, cloración u ozonización.

Demanda de cloro (breakpoint)

Es una medida del contenido en materia orgánica de un agua, obtenida al añadir cloro. Inicialmente se forman compuestos de cloro con la materia orgánica, pero que se van destruyendo al aumentar la adición. El breakpoint o punto de ruptura, corresponde al inicio de la destrucción de los compuestos clorados originalmente formados (figura). No tiene interés en la caracterización de aguas subterráneas, pero si para las aguas superficiales. Es importante en el tratamiento de aguas potables para determinan la cantidad de desinfectante a añadir. Se mide en ppm de Cl_2 .

2.5. PARÁMETROS RADIOLÓGICOS

La presencia de materiales radioactivos en las aguas es un riesgo de importancia creciente. Al estar sometidas las fuentes de suministro a un creciente peligro de contaminación, las autoridades han establecido valores límites de aceptación. Suelen medirse las actividades alfa y beta mediante contadores de centelleo. Su importancia es más sanitaria que industrial.

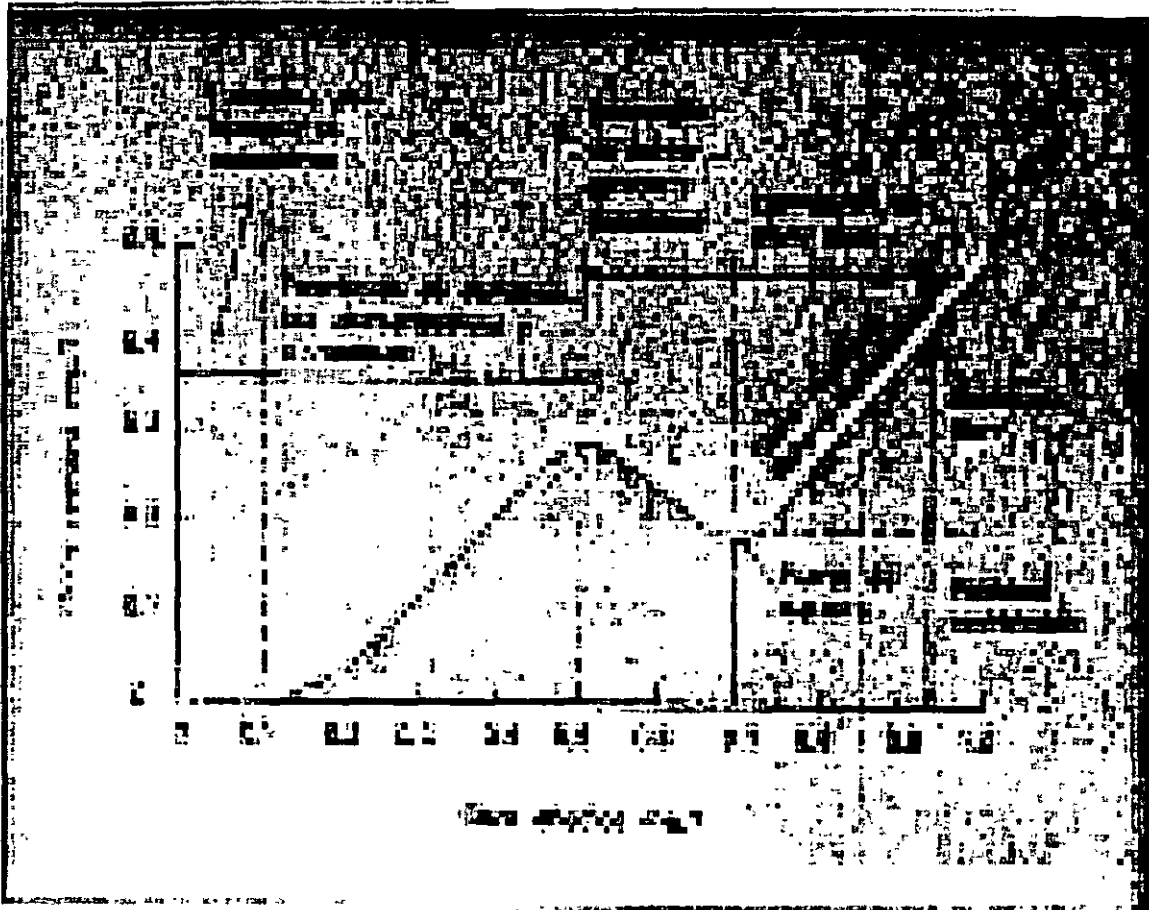


Figura. Curvas de cloro residual y punto de ruptura (break-point). El cloro añadido primero se combina con la materia orgánica y las sustancias fácilmente oxidables hasta saturar la demanda inmediata. Luego reacciona con el amoníaco presente formando cloraminas que con mas cloro se oxidan hasta el punto de ruptura. A partir de ahí resultará un aumento directo del cloro residual libre.

2.6. INDICES DE ESTABILIDAD DE LAS AGUAS CARBONATO-CÁLCICAS

El principal objetivo en la utilización de estos índices es ajustar las aguas de enfriamiento a condiciones no incrustantes.

Los índices más generalizados son los de langelier, LSI, y de Ryznar, RSI, aunque existen otros índices, algunos de ellos adaptados a ciertas condiciones específicas.

La determinación de ambos índices, LSI y RSI, está basada en el cálculo del pH de saturación, pH_s , del carbonato cálcico.

$$pH_s = (pK_1 - pK_2) + pCa + PTAC$$

$$LSI = pH \text{ (medido)} - pH_s$$

$$RSI = 2 pH_2 - pH \text{ (medido)}$$

Para el uso corriente el valor del pH_s puede determinarse mediante gráficas o por cálculo aproximado. Su cálculo requiere conocer los siguientes valores:

SDT ppm	A	Temp °C	B	Dureza Cálcica (ppm CO ₃ Ca)	C	Tac=m (ppm CO ₃ Ca)	D
50	0.07	0	2.60	101	0.60	10	1.00
100	0.10	5	2.46	12	0.68	12	1.08
200	0.13	16	2.34	14	0.75	14	1.15
400	0.16	15	2.21	17	0.83	17	1.23
600	0.18	20	2.09	20	0.9	20	1.30
800	0.19	30	1.88	25	1.01	25	1.40
1000	0.20	40	1.71	30	1.06	30	1.48
2000	0.22	50	1.55	40	1.2	40	1.60
4000	0.25	60	1.4	50	1.3	50	1.70
		70	1.27	60	1.38	60	1.78
		80	1.16	80	1.51	80	1.90
				100	1.6	100	2.00
				150	1.78	150	2.18
				200	1.9	200	2.30
				300	2.08	300	2.48
				500	2.3	500	2.70
				700	2.45	700	2.85
				1000	2.60	1000	3.00

- Dureza cálcica (como CO₃Ca)
- Alcalinidad total (COMO CO₃Ca)
- Sólidos disueltos totales.
- Temperatura (máxima donde se teme incrustación).

y mediante tablas se determina el valor de pH_s , rápidamente como

$$pH_s = 9.30 + A + B - (C + D)$$

La derivación algebraica de pH_s da dos raíces de la cual la positiva se utiliza en los cálculos estándar, y es válida para un pH inferior a 10,5. Sin embargo para un pH superior a 10,5 aplica la raíz negativa. Es decir que para el índice de Langlier:

$$LSI = pH - pH_s \quad \text{si } pH < 10,5$$

$$LSI = pH_s - pH \quad \text{si } pH > 10,5$$

Esto significa que la tendencia a la incrustación crecerá al aumentar el pH, pero esta tendencia se invierte por encima de un pH = 10,5. Pocos textos mencionan esta dualidad. los diagramas de Caldwell-lawrence son de los pocos que muestran las dos soluciones.

Estos índices han sido también empleados para indicar la corrosividad del agua de enfriamiento. En particular, para los aceros corrientes, lo cual ha conducido a serios errores. El trabajo original de langelier se realizó para tuberías de hormigón y la agresividad se refería a la disolución de carbonato cálcico. la corrosión del acero depende de muchos factores: entré ellos el potencial galvánico, la presencia de iones cloruro, las especies microbiológicas presentes y el oxígeno disuelto. Por tanto los índices solamente indican la tendencia a formar incrustaciones, pero no garantizan la ausencia de corrosión.

Los valores obtenidos de LSI y RSI se interpretan como:

LSI	RSI	Condición
3	2,5	Extremadamente
2	4	Muy incrustante
1	5,5	Incrustante
0,5	6,5	ligeramente incrustante
0	7	Agua estable
-0,5	8	ligeramente agresiva
-1	9	Agresiva
-2	10,5	Fuertemente agresiva
-3	12	Muy fuertemente agresiva

3.0. CRITERIOS GENERALES EN LA SELECCIÓN DE UN TRATA-MIENTO DE AGUAS

3.1. AGUAS DE PROCESO

Las aguas naturales rara vez se encuentran en condiciones de ser utilizadas directamente en los procesos industriales, tanto si se destinan a generación de vapor, se emplean como medio de enfriamiento, o van a ser consumidas directamente en el proceso. El contenido en impurezas, aún siendo casi siempre muy pequeño en relación al volumen de agua, suele ser inadecuado o excesivo para poder emplear el agua directamente en la aplicación prevista.

Antes de poder decidir sobre el tratamiento, los especialistas necesitan tener información suficiente acerca de las calidades del agua disponible y exigida en el proceso. La primera se obtendrá realizando un análisis que determine todos los parámetros relevantes.

Si el agua tiene su origen en la red municipal, conviene verificar que se dispone de datos de las aguas de los distintos orígenes que puedan llegar como suministro. Cuando existen grandes depósitos intermedios que realizan una homogeneización de las aguas es posible que se simplifique el tratamiento. Los contenidos en materia orgánica, si los hay, pueden ser muy irregulares y conviene estar seguros de disponer de los máximos anuales.

Para realizar análisis en el laboratorio es muy importante que las muestras obtenidas sean representativas, estén correctamente conservadas y se realicen los análisis dentro de los tiempos máximos de conservación.

Un factor muy importante en la decisión es el grado de pureza requerido en el agua tratada. Mientras el costo del tratamiento es, en cierta medida, proporcional al contenido en impurezas, a partir de ciertos niveles el incremento de calidad en el agua tratada representará un incremento exponencial del costo. La calidad de salida puede ser una exigencia por razones de seguridad, una especificación del proceso de fabricación o simplemente una decisión económica.

En el análisis de la solución más económica, además de los criterios financieros, intervienen las inversiones y los plazos de amortización previstos, los consumos de productos químicos, la energía, la mano de obra y los rendimientos o pérdidas de agua en el tratamiento. La energía no es el componente más importante en la mayoría de procesos, que en general solamente necesitan energía para la circulación del agua o la agitación. Una excepción importante es la ósmosis inversa donde la energía es un término principal y en contrapartida el consumo de reactivos es mínimo.

El factor de la mano de obra es importante a la hora de decidir la elección entre equipos muy automatizados o equipos de funcionamiento manual. Las pérdidas de agua, o sea el rendimiento neto, deben ser consideradas desde el momento en que el agua se ha convertido en un recurso escaso por el que es probable que haya que abonar un canon, y cuyo costo es muy evidente cuando la fuente de suministro es la red municipal.

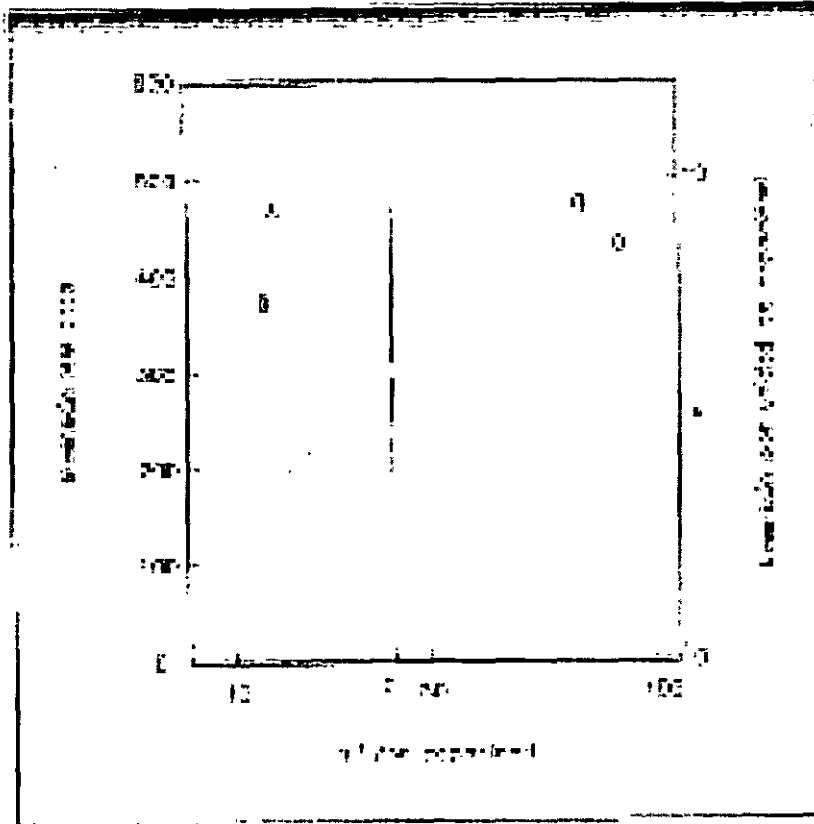


Figura. Inversión total e inversión unitaria para dos tecnologías alternativas A y B. Para A la inversión es un función casi lineal de la capacidad típica de las unidades modulares. Para b la inversión es una función exponencial de la capacidad $(IB/IB)=(CB/CB')^a$ donde $a= 0.6$. el punto de indiferencia se sitúa en el punto C. Para capacidades pequeñas B requiere menor inversión, pero por encima de C es la tecnología A la que requiere menos inversión.

En muchas ocasiones son los costos de amortización y el costo de los reactivos, que pueden ser muy dispares en las alternativas que analizamos, los que determinan la solución elegida.

La inversión y con ella el término de la amortización son los más afectados por el efecto de escala, y a ello se debe que muchas veces las soluciones idóneas para una instalación tratando un bajo volumen de agua, disten mucho de ser la solución más

acertada para otra instalación de tamaño muy superior. Mientras que en unas instalaciones el efecto de escala es marcadamente exponencial, en otras de crecimiento modular la inversión crece muy proporcionalmente al tamaño. Un ejemplo de la primera puede ser un decantador mientras que la ósmosis inversa es representativa de las instalaciones modulares.

En las gráficas de las figuras, se expresan estas diferencias. Sean A y B dos tecnologías alternativas de tratamiento, aplicables para obtener la calidad de agua deseada. La instalación A experimenta claramente el efecto de escala. La inversión crece exponencialmente con el tamaño (con un exponente bastante menor que 1) y la inversión por unidad de producción disminuye marcadamente con la capacidad. La instalación B es de tipo modular con una inversión total casi proporcional al tamaño y una inversión unitaria muy poco afectada por el tamaño de la instalación (figura). Los puntos de cruce indican el tamaño en que hay indiferencia entre las dos tecnologías desde el punto de vista de la inversión inicial.

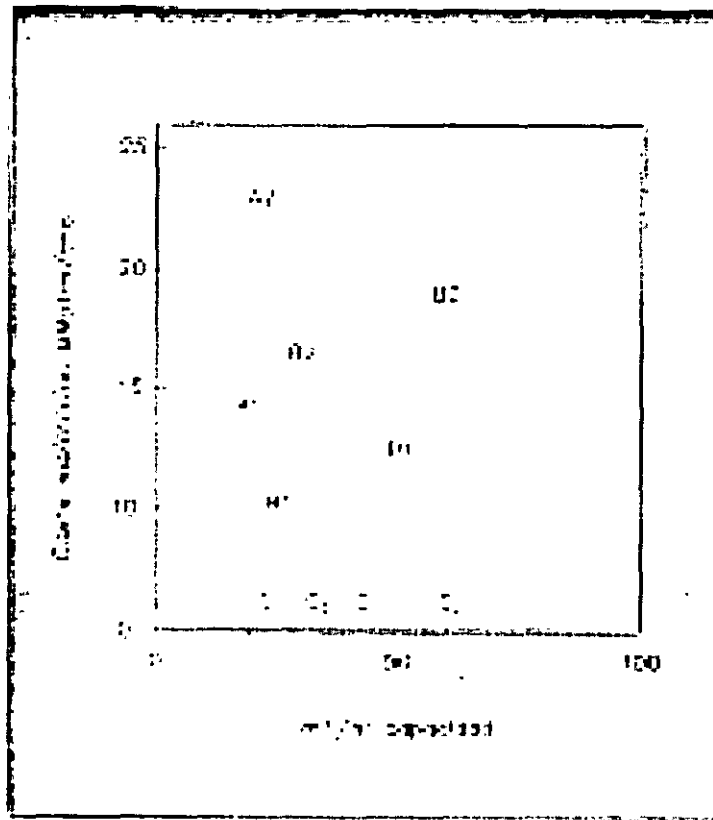


Figura. Comparación de los costos de explotación para dos tecnologías alternativas. El punto de indiferencia es distinto según la alternativa de amortización sea a 10 años (A_1 y B_1) o sea a 5 años (A_2 y B_2). Si los costos operativos de B fuesen menores B'_1 siempre sería un proceso más económico que A_1 , ya que siempre $B'_1 < A_1$, pero basta

cambiar la tasa de amortización para que la alternativa A_2 tenga una zona de preferencia en que $A_2 < B'_2$

En la figura se comparan los costos de explotación (amortización + costos operativos) respectivos para dos alternativas distintas de los plazos de amortización, que son de 10 años para A_1 y B_1 y de 5 años para A_2 y B_2 (también podríamos hablar de períodos de retorno de la inversión o tasas de interés del dinero distintas). Los puntos de cruce de A_1 con B_1 y de A_2 con B_2 , que indican el punto de equivalencia de las dos tecnologías es distinto por el sólo hecho de aplicar plazos de amortización diferentes.

Si los costos operativos de la tecnología B fuesen más bajos que los correspondientes a B_1 y B_2 se obtendrían las curvas alternativas B'_1 y B'_2 . Aunque B'_2 se cruza con A_2 , B'_1 nunca se cruza con A_1 indicando que bajo estas condiciones B'_1 siempre es una tecnología más competitiva, lo cual no ocurre con una amortización más corta.

En todos los casos los puntos de equivalencia económica de las alternativas se sitúan en posiciones de tamaño diferentes, confirmando que las comparaciones requieren considerar todas las condiciones particulares, incluyendo las financieras, y que no pueden usarse las extrapolaciones como una regla general.

Podemos añadir que cuando se comparan tratamientos de aguas de proceso hay que considerar también la repercusión de los costos de los vertidos generados. Un ejemplo muy típico es el de las desmineralizaciones por intercambio iónico donde los efluentes, de no estar compensados, requerirán la neutralización antes de poder ser vertidos con un costo potencial nada despreciable. Este costo ha de estar incluido en el análisis económico global.

Las aguas consumidas como materia prima de un proceso han de ser purificadas siempre de forma preliminar a su uso y mediante un tratamiento específico del proceso de fabricación de que se trate; pero las aguas utilizadas en calderas y circuitos de enfriamiento tienen líneas de tratamiento bastante comunes y existen dos posibilidades, según se realice el tratamiento previamente a la utilización del agua o simultáneamente con la aplicación. La decisión entre estas dos alternativas, o una combinación de ambas, será de nuevo de tipo económico.

El tratamiento previo o externo representa, en general, una opción de mayor inversión inicial, mientras que el tratamiento interno implica la adición de agentes químicos y representa esencialmente un costo operativo. Sin embargo, en muchos casos, aún cuando se opte por el tratamiento químico interno, habrá, por razones de seguridad o economía, unas condiciones mínimas exigibles de calidad en el agua de alimentación.

En los capítulos más inmediatos se consideran como procesos unitarios únicamente las distintas alternativas de tratamiento externo. Los tratamientos internos son tratados en partes específicas de calderas y circuitos de enfriamiento.

3.2. AGUAS RESIDUALES

En principio los criterios económicos utilizados en la selección de un tratamiento de aguas residuales deberían ser similares a los anteriores, sin embargo hay factores propios que influyen en el proceso de selección.

Históricamente las aguas residuales no han sido un factor intrínseco de la producción y se suponía que el medio ambiente las absorbía y les daba un tratamiento natural. El progreso cultural e industrial acabó llevando aquella práctica a situaciones límite.

Las implicaciones en el medio ambiente y la forma en que se debían aportar soluciones no siempre han estado tan claras como para seguir una vía única. Esta situación se ha reflejado en legislaciones distintas para proteger los cauces naturales de agua. En a mayoría de países se ha impuesto el criterio de quien contamina paga un canon relacionado a la contaminación. En economía industrial esto significa que las aguas residuales se convierten en un costo de producción, al igual que el de otros subproductos.

Pero además se ha puesto el acento sobre la toxicidad potencial de las aguas, no subsanable por el pago de un canon, y que debe ser tratado con criterios semejantes a los de seguridad. Es decir, una falla en su control puede tener consecuencias de carácter grave, incluso de alcance penal.

El costo de los consumos de agua en la producción y el costo derivado de los vertidos de aguas residuales han orientado a recomponer muchos procesos industriales para disminuir ambos costos. El estudio de un tratamiento de aguas residuales se inicia por un análisis del inventario de vertidos y su posible reducción y del potencial reciclado de aguas después de su depuración. Una depuración suficiente puede significar la reutilización de importantes volúmenes de agua y el correspondiente ahorro en el consumo.

A menudo la reducción de vertidos contaminantes, como pueden ser los derivados de fugas en el proceso de fabricación, produce un doble beneficio económico al mejorar los rendimientos de la producción y disminuir las necesidades de tratamiento de efluente. Los análisis químicos de las aguas residuales nos pueden advertir de la presencia y origen de fugas específicas.

Para dimensionar una depuradora hay que hacer un inventario de efluentes, con sus caudales instantáneos y medios. No es suficiente partir de los consumos de agua, especialmente si parte es absorbida por los procesos de fabricación o hay pérdidas por evaporación.

La homogeneización previa de las aguas residuales industriales es, en general, inevitable para alcanzar un proceso estable y un dimensionado óptimo de las unidades.

En terrenos con niveles freáticos altos pueden haber infiltraciones de agua desde el exterior hacia el interior de las conducciones. Hay que controlar que esto no suceda, y en todo caso corregirlo, pues aumentaría innecesariamente la capacidad de tratamiento.

Ocurre con frecuencia que el mayor nivel de contaminación se presenta con algunos afluentes de poco volumen. Conviene entonces segregar estos efluentes de otros de mayor volumen y poco contaminados, y hacer un tratamiento independiente que siempre representará una solución más económica.

La selección del tratamiento suele requerir ensayos previos de laboratorio o planta piloto. Los ensayos fisicoquímicos son de relativa rapidez, pero los biológicos pueden requerir varios meses hasta tener resultados confiables.

La neutralización química de efluentes es un tratamiento necesario en la mayoría de industrias, y a veces el único.

Para la depuración existen dos líneas fundamentales: la fisicoquímica y la biológica. El tratamiento fisicoquímico tiene un costo de reactivos elevados mientras que las depuraciones biológicas aerobias son grandes consumidoras de energía, utilizada en añadir el reactivo principal que es el oxígeno del aire. Las depuraciones biológicas por sistema anaerobio no sólo reducen el consumo energético, sino que pueden ser productoras netas de energía, pero necesitan inversiones elevadas y sólo actúan de forma estable sobre algunos sustratos orgánicos naturales. La depuración biológica tiene su campo de aplicación limitado a vertidos conteniendo compuestos orgánicos. Para el resto de vertidos el único medio puede ser el tratamiento fisicoquímico que, frente a un elevado costo de reactivos alto, puede requerir menores inversiones, es de puesta en marcha rápida, permite ajustes de capacidad y operación intermitente.

4.0. PROCESOS UNITARIOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS

4.1. RÉACCIONES DE PRECIPITACIÓN

Las impurezas se encuentran en el agua como materia en suspensión, como materia coloidal, o como materia en solución. Mientras que la materia en suspensión siempre se separa por medio mecánico, con intervención o no de la gravedad, la materia coloidal requiere un tratamiento fisicoquímico preliminar y la materia en solución puede tratarse en el propio estado molecular o iónico, o precipitarse mediante agentes químicos y separarse utilizando los mismos procesos empleados para separar los sólidos inicialmente en suspensión (figura). A continuación se revisan los procesos unitarios más comunes utilizados en el tratamiento de aguas; los tratamientos internos que se realizan en los generadores de vapor y circuitos de enfriamiento, no se tratan en este trabajo. Los procesos biológicos empleados casi exclusivamente en el tratamiento de aguas residuales, se analizan en aquél capítulo.

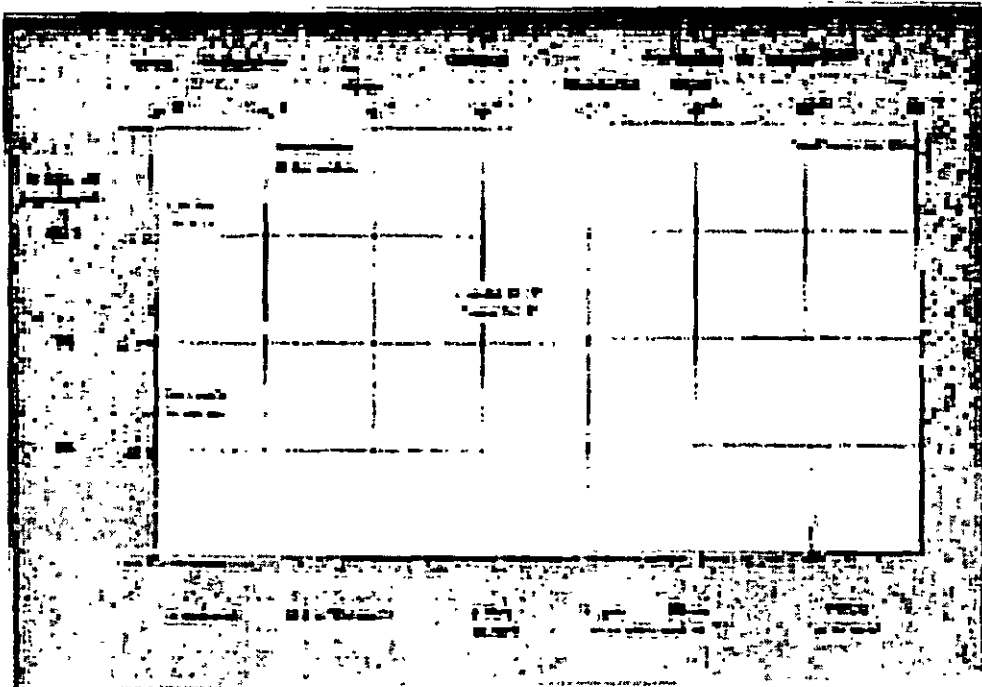


Figura. Mecanismo de separación en tratamiento de aguas. Cada tecnología tiene una zona de operación con máxima efectividad relacionada con el tamaño de la partícula que queremos eliminar.

4.1.1. ELIMINACION DE HIERRO Y MANGANESO

Los iones ferroso y manganeso, en su forma reducida de valencia, son solubles en el agua y se encuentran como tales en algunos suministros de agua subterránea. Si no se eliminan previamente, pueden ser problemáticos para ciertos procesos industriales por su potencial capacidad de manchar y dejar residuos de óxido, al oxidarse las aguas. Su eliminación previa implica precisamente una oxidación forzada para precipitarlos como hidróxido férrico o dióxido de manganeso insolubles. Como agentes oxidantes se pueden utilizar el oxígeno del aire, cloro o permanganato potásico.

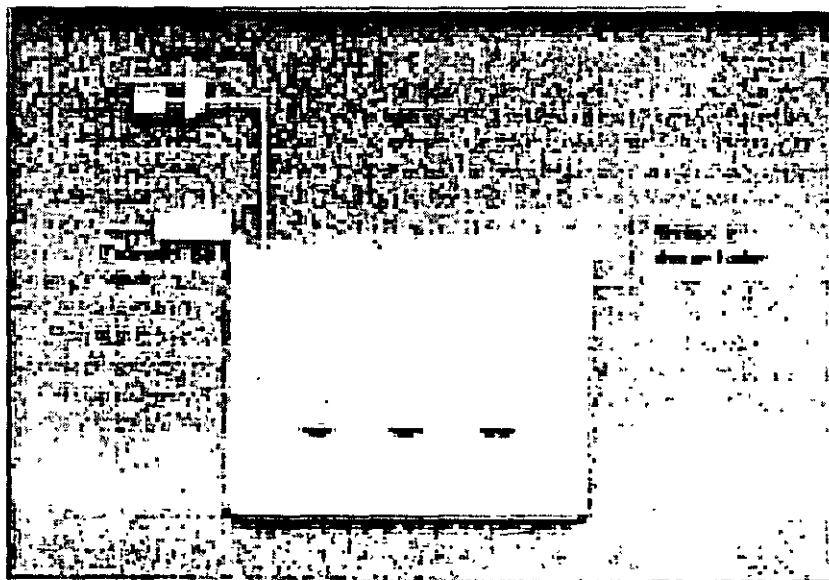
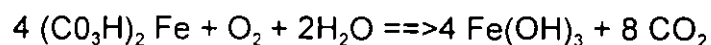


Figura. Oxidación de hierro y manganeso por aeración. La oxidación da lugar a moléculas de menor solubilidad, lo cual se aprovecha para separar estos componentes metálicos.

Para oxidar con aire solamente se requiere un burbujeo mediante la inyección de aire comprimido (figura) que al mismo tiempo agita el agua, aunque también se pueden emplear aeradores de bandejas. A continuación deberá disponerse un decantador para eliminar el precipitado, o directamente un filtro si el contenido en hierro es muy pequeño. La adición de aire también ayuda a disminuir el contenido en bicarbonatos presentes en el agua por la reacción de oxidación:



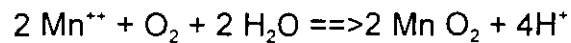
con el efecto favorable de aumentar simultáneamente el pH por desgasificación del CO_2 .

En el caso del hierro el oxígeno es el medio más efectivo, pero la reacción es lenta si se realiza a pH bajo debido al bajo potencial de oxidación del aire. Por tanto, si los ensayos demuestran que el pH es ácido aún después de la reacción, conviene añadir

un neutralizante tal como la cal. A pH 7, después de 15 minutos de aeración, un contenido de 10 ppm se reduce aproximadamente a 0,1 ppm.

El cloro, aunque oxida el hierro más rápidamente a pH bajo, tiene el inconveniente del mayor costo operativo. El cloro puede ser utilizado si se trata de un suministro de agua potable. La cloración puede hacerse en la línea de alimentación del filtro debido a que 3 a 4 minutos es tiempo suficiente para la oxidación y precipitación del $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Además debe dejarse una cantidad de cloro residual para el suministro de agua potable. El permanganato, aparte del inconveniente económico, debe regularse muy bien ya que un ligero exceso colorea inmediatamente el agua.

Los mismos métodos de oxidación del hierro sirven para precipitar el manganeso, aunque éste requiere un pH más elevado. Con el oxígeno reacciona según:



El aire tiene obvias ventajas cuando las cantidades de hierro y manganeso son importantes. Si las partículas de hierro precipitadas son muy pequeñas, se mejora la separación posterior con una pequeña cantidad de floculante, tal como la alúmina.

Algunas veces el hierro y el manganeso pueden estar formando complejos orgánicos que no se precipitan por simple oxidación. Hay que acudir entonces a un proceso de coagulación.

4.1.2. COAGULACION Y FLOCULACIÓN

La turbidez y el color son dos características indeseables en las aguas. Ambas suelen estar causados por partículas coloidales. Mientras las partículas en el orden de magnitud de una micra, se pueden considerar en suspensión, y las de una milésima de micra entran en el dominio de moléculas en solución, los tamaños intermedios corresponden al tamaño coloidal. En estos tamaños de partícula las propiedades superficiales y las cargas eléctricas, tienen efectos más importantes que el peso relativo de la partícula en el agua e impiden su sedimentación.



Figura. Equilibrio de solubilidad frente al pH para los hidróxidos de hierro a) y del aluminio b). El mínimo de solubilidad del $\text{Fe}(\text{OH})_3$, se presenta a pH alcalino, y el del $\text{Al}(\text{OH})_3$ a pH ligeramente ácido.

Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electroestáticas, que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. Estas cargas son, en general, negativas, aunque los hidróxidos precipitados con cal las suelen tener positivas. La coagulación consiste en la neutralización de las cargas superficiales mediante adición de electrólitos. La precipitación de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales, y además el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que

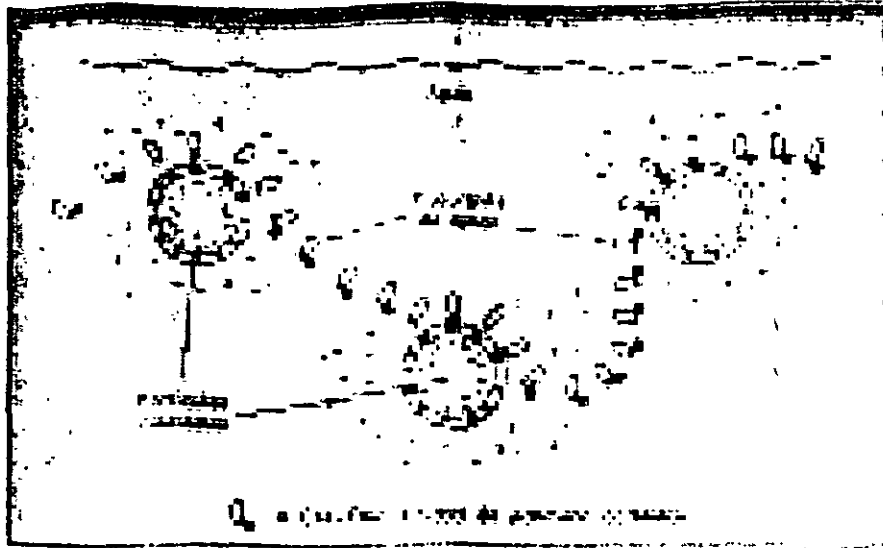


Figura. Ilustración del mecanismo de coagulación floculación. Las partículas coloidales, en este caso con cargas negativas en la superficie, se rodean de iones con cargas positivas propias de algunos coagulantes (Al^{+++} , Fe^{+++}) o floculantes cationicos. El floculante polimérico hace además de puente de unión entre distintas partículas.

lleva el electrolito. Así pues, para materias coloidales con cargas negativas, los iones Ba y Mg, bivalentes, son en primera aproximación 30 veces más efectivos que el Na, monovalente; y, a su vez, el Fe y Al, trivalentes, unas 30 veces superiores a los divalentes.

Para los coloides con cargas positivas,- la misma relación aproximada

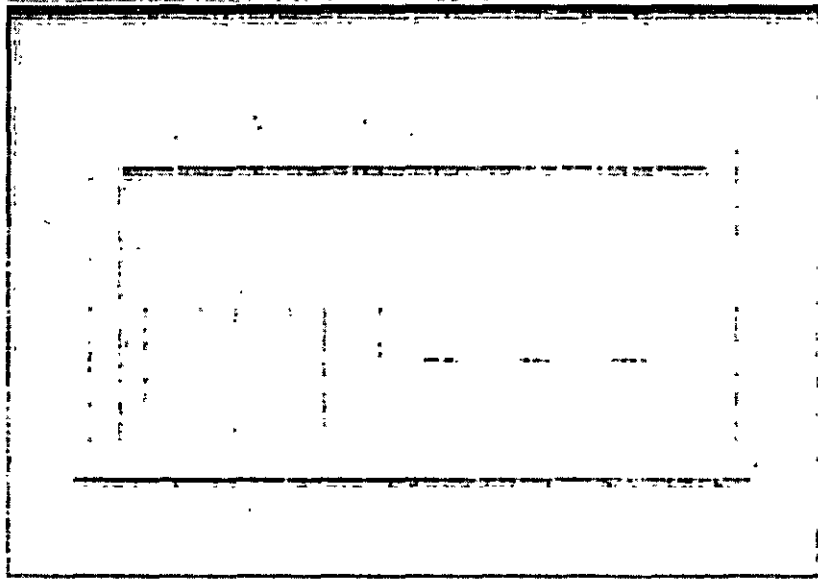
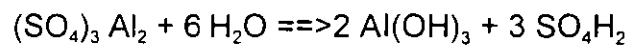


Figura. Equipo de jar-test para ensayos de coagulación-floculación. Se colocan dosis diferentes de los reactivos a ensayar en los vasos que contiene la solución que se requiere decantar y se comparan los resultados obtenidos simultáneamente.

existe entre el ión cloruro, Cl^- , monovalente, el sulfato, SO_4^{2-} divalente, y el fosfato, PO_4^{3-} , trivalente. Cuando, por ejemplo, se añade Al^{3+} como coagulante en forma de sulfato, parte de los iones trivalentes se dirigen a la neutralización de las cargas negativas del coloide, mientras que, simultáneamente, la mayor parte reacciona con agua formando hidróxido insoluble, según la reacción:



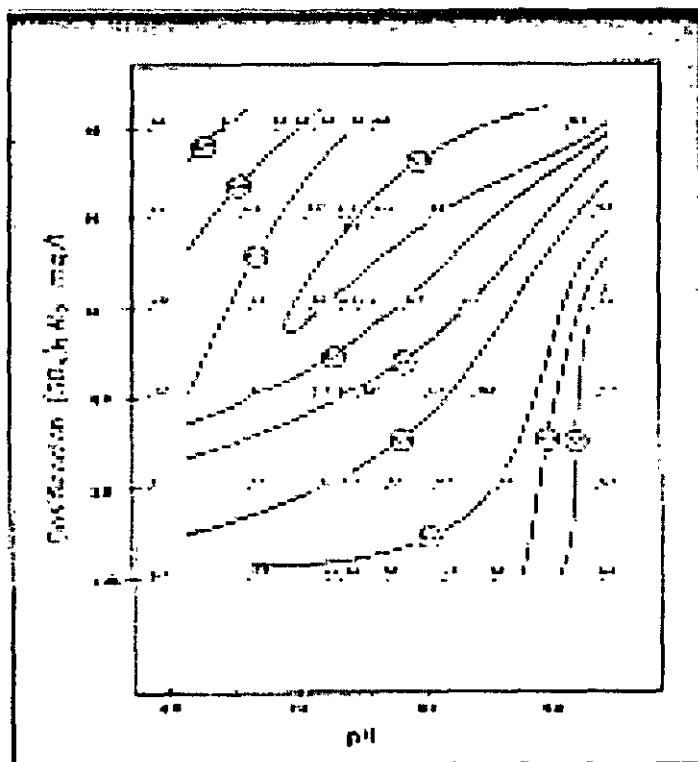


Figura. Topograma de ensayos de coagulación. La localización de la zona óptima de tratamiento se obtiene por mediciones de la turbidez residual en función de la dosis de reactivo y el pH. Más frecuentemente solo se presenta la turbidez coagulante o floculante.

Por un mecanismo independiente, el hidróxido insoluble formado atrapa los coloides neutralizados y facilita su decantación.

El ácido formado en la reacción anterior reacciona con la alcalinidad bicarbonatada, que normalmente estará presente, sin llegar a requerir una neutralización con cal. Sin embargo, esta necesidad no se puede excluir si la alcalinidad natural es baja.

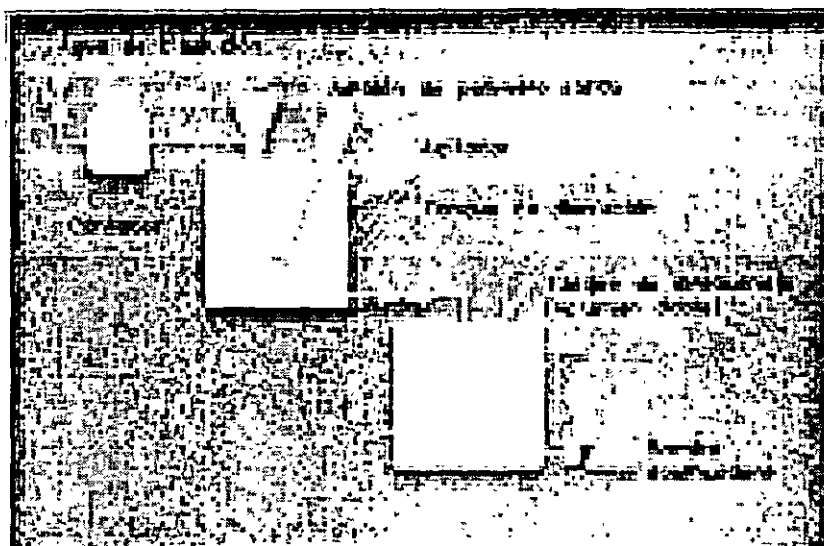


Figura. Sistema de alimentación automática de polímero.

El sulfato férrico reacciona de forma similar. La selección del reactivo más conveniente dependerá de los resultados de los ensayos de coagulación que previamente se realicen. El pH es un factor crítico en el proceso

Tabla. Coagulante y floculante mas comunes.

Coagulante	Formula	Dosis ppm	
Sulfato de aluminio	$(SO_4)_3Al_2 \cdot 14 H_2O$	potab resid	30-150 100-300
Sulfato férrico	$(SO_4)_3Fe_2 \cdot 3 H_2O$	potab	20-60
Sulfato ferroso	$SO_4Fe \cdot 7 H_2O$	potab resid	20-60 200-400
Cloruro férrico 40%	$Cl_3 fe \cdot 6 H_2O$	potab resid	5-150 100-500
Cal	$Ca(OH)_2$	resid	100-800
Policloruro aluminio	$Cl_{3n-m} (OH)_m Al_n$	potab	15-100
Poliaminas sol 1%	peso mol < 100000		
Floculante			

Polielectrolitos catiónicos. Copolímeros a base de acrilamida con peso mol. < 1000000. sol del 0.1 al 1%.

Id. No iónico. Poliacrilamidas.

Id. Aniónicos. Poliacrilatos.

Silice activa dióxido al 0.5-1 % como SiO₂

Polielectrolitos naturales: almidones, taninos, alginatos, etc.

de coagulación-floculación. Siempre hay un intervalo de pH en que un coagulante específico trabaja mejor (figura).

Las partículas formadas en la coagulación, pueden ser aún pequeñas y de baja densidad. El tamaño de las partículas se puede aumentar con la adición de polielectrolitos, polímeros de moléculas de alto peso molecular y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, dan formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas (figura). La selección del polielectrolito adecuado también formará parte de los ensayos de *jar-test* a realizar. En el *jar-test* (figura) se llevan a cabo una serie de coagulaciones y floculaciones con diferente dosificación de reactivos. Los resultados expresados gráficamente (figura) permiten determinar las condiciones óptimas de operación.

El almacenaje y dosificación de los coagulantes inorgánicos se realiza con equipos estándar, construidos en general con materiales anticorrosivos.

Los polielectrolitos forman soluciones muy viscosas, incluso a concentraciones del 1 %. Muchas veces su disolución se realiza en dos etapas, y

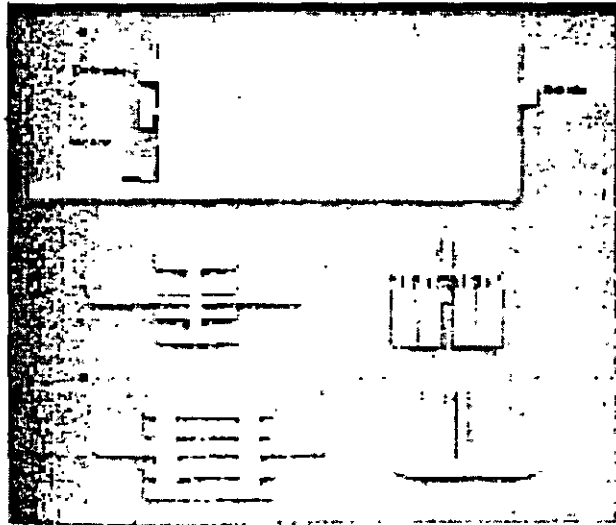


Figura. a) Mecanismo de floculación por agitación lenta mediante palas. b) Diferentes tipos de agitadores mecánicos de floculación.

su dosificación de forma automática, mediante bombas de desplazamiento positivo, en general, dosificadoras de suficiente precisión (figura).

El proceso de coagulación-floculación puede realizarse exteriormente al proceso de decantación, mediante turbinas o agitadores de palas (figura), o en un equipo conjunto con el decantador. Para conseguir un agua lo más clarificada posible, los equipos mixtos operan con un sistema de recirculación interna. Los sólidos precipitados que se adhieren, creando un menor número de partículas mayores y más densas, facilitan su sedimentación (figura).



Figura. Descarbonatación por cal y decantación en lamelas, precedidas de agitación rápida y agitación lenta.

4.1.3 DESCARBONATACIÓN Y ABLANDAMIENTO CON CAL

Los procesos con cal en frío se utilizan, principalmente, para reducir la alcalinidad bicarbonatada y ablandar el agua de alimentación de calderas (figura). También se utiliza en otros procesos que requieren un ajuste de la calidad, como por ejemplo el agua para bebidas carbónicas.

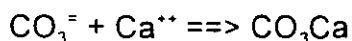
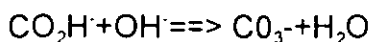
La alternativa de utilizar cal combinada con sosa para eliminar dureza, cuando ésta es superior a la alcalinidad, ha sido ampliamente utilizada en el pasado, en particular para tratar las aguas duras de alimentación de locomotoras de vapor en que un exceso de reactivos conseguía rebajar la dureza y dar un pH alcalino para proteger el metal de la corrosión. Actualmente, el mayor uso de agua desmineralizada por intercambio iónico para mejorar la operación de las calderas modernas y disminuir las pérdidas energéticas por purgas, evita el uso de sosa porque este proceso lleva asociado el aporte de iones sodio, de costosa eliminación por intercambio iónico.

La descarbonatación con cal sigue presentando ciertas ventajas sobre la descarbonatación por resinas:

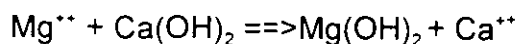
- Utilización más completa de los reactivos frente al exceso empleado en la regeneración de las resinas.
- Los lodos que se producen son menos objeccionables que el vertido de líquidos, siempre que se disponga de equipo de deshidratación o una zona adecuada para el depósito de lodos.
- Se consigue, simultáneamente, una cierta reducción de sílice.
- Se consigue, simultáneamente, una reducción global de sólidos.
- El hierro soluble puede precipitarse y eliminarse con el lodo.

En contra, el manejo de la cal tiene ciertas incomodidades, siempre esparce polvo y hay que vigilar que no haya obstrucciones del sistema de alimentación.

Las reacciones que tienen lugar son las siguientes:



Si hay magnesio presente se forma un precipitado de hidróxido magnésico:



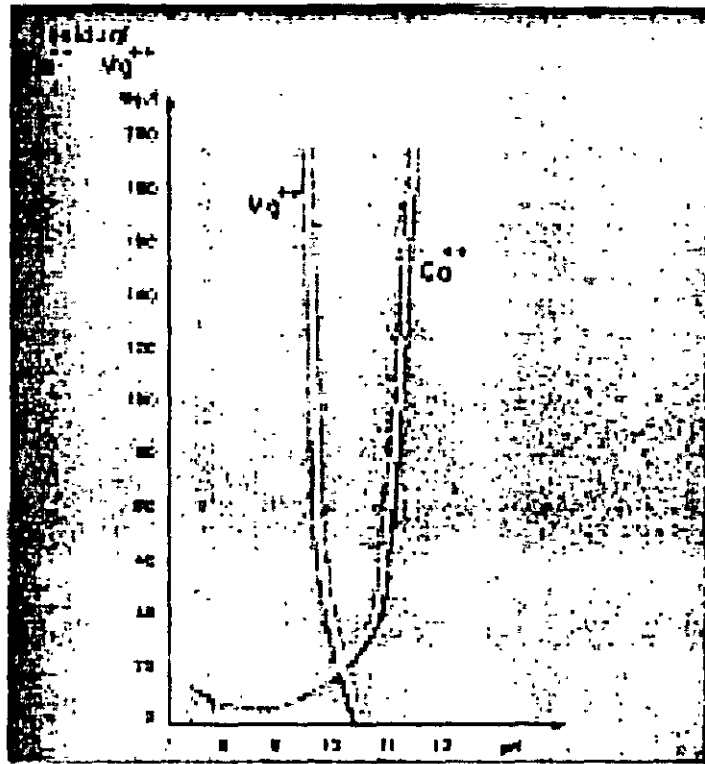


Figura. Ablandamiento por precipitación química. Concentraciones residuales de equilibrio en función del pH como CO_3Ca y $\text{Mg}(\text{OH})_2$.

Cerca de un pH de 9,2 se consigue la concentración teórica mínima de calcio (figura), mientras que la del magnesio se sitúa a un pH de 10,5. Si, como ocurre normalmente, es el calcio el componente importante a eliminar, deberíamos evitar sobrepasar el pH de 9,2. En la práctica, para eliminar los bicarbonatos suele ser necesario un exceso relativo de cal que se controla para proporcionar una alcalinidad de aproximadamente 5 ppm como hidroxilo (2P-M). Casi siempre el agua resultante es incrustante y con un índice de Langelier positivo. La concentración final del carbonato cálcico es de unos 35 ppm, mientras que el ión magnesio se reduce en un 10 % aproximadamente.

Cuando el precipitado es un polvo muy fino de carbonato cálcico de sedimentación lenta, se puede añadir una pequeña cantidad de coagulante, tal como 10 - 25 ppm de alúmina.

Después del tratamiento con cal puede ser conveniente añadir una pequeña cantidad de ácido, 10 a 20 ppm, para un ajuste final del índice de Langelier y evitar la postprecipitación de carbonato cálcico en las líneas y equipos situados a continuación.

Existe otra alternativa de proceso en caliente frente al tratamiento con cal realizado a temperatura ambiente. El proceso en caliente tiene unas ventajas importantes desde el punto de vista de rendimientos químicos, especialmente con aguas magnésicas, al reducirse las solubilidades, pero tiene en contra un consumo energético importante y la complejidad mayor de la instalación.

La eliminación de sílice tiene lugar simultáneamente con la precipitación del hidróxido magnésico, en especial en el tratamiento en caliente por un proceso que implica aparentemente la adsorción de la sílice seguida de la combinación química. La eliminación de más sílice se puede conseguir añadiendo el óxido de magnesio necesario de una fuente externa, pero normalmente se prefiere su eliminación por intercambio iónico.

4.2. SEPARACIONES SÓLIDO-LÍQUIDO

Las partículas insolubles, presentes en el agua natural o como resultado de un tratamiento químico previo, se eliminan por alguno de los siguientes métodos principales: sedimentación de las partículas sólidas por diferencia de densidad, filtración en que las partículas dolidas se separan por intercepción mediante una malla de luz apropiada o con el uso de un medio sólido poroso, o mediante flotación por adición de burbujas de aire que se adhieren a las partículas sólidas y las hacen flotar. La separación de sólidos mediante hidrociclones o centrifugas son sedimentaciones aceleradas sustituyendo la fuerza de la gravedad por una fuerza centrífuga auxiliar impuesta sobre la suspensión.

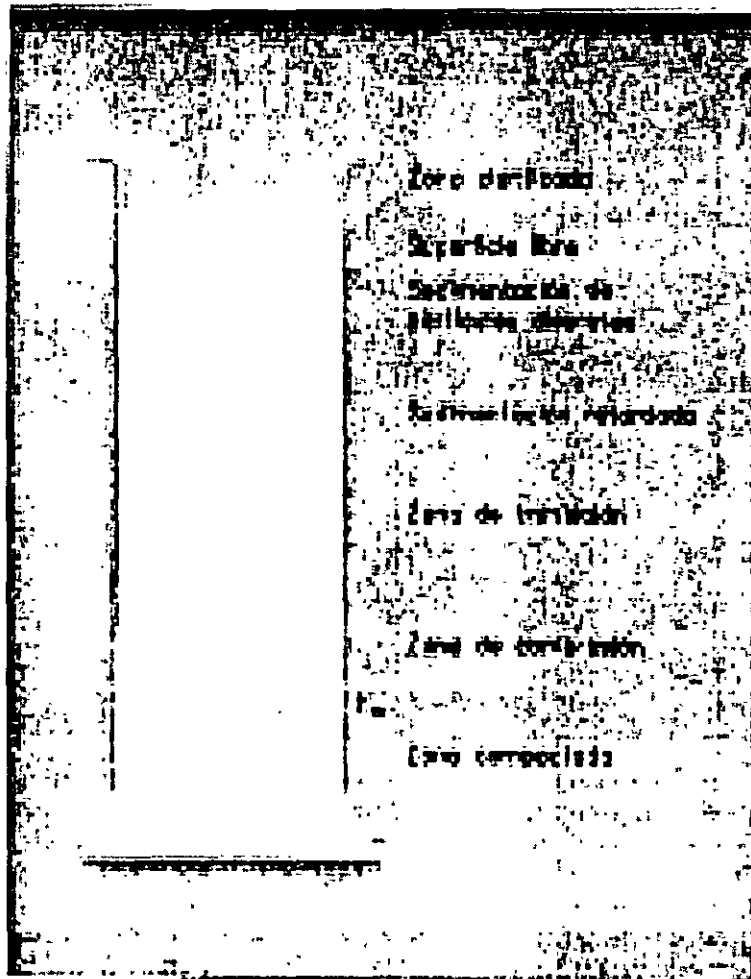


Figura. Zonas de sedimentación observables en una probeta después de agitar el contenido y dejar decantar en reposo. Aparece una zona clarificada, una superficie neta que la separa de la zona de sedimentación y, en el fondo, tiene lugar la compactación de la suspensión concentrada.

4.2.1. DECANTACION

En la separación por decantación se aprovecha la fuerza de la gravedad que imprime a las partículas un movimiento descendente, cuya velocidad depende de la densidad y viscosidad del líquido, y del tamaño, forma y densidad de la partícula. Para obtener una máxima eficacia en el proceso de sedimentación conviene obtener partículas pesadas y grandes. Si esto no ocurre espontáneamente se acude a una coagulación-floculación preliminar. Cuando la concentración de sólidos es importante, la densidad aparente del líquido aumenta y se produce una sedimentación retardada.

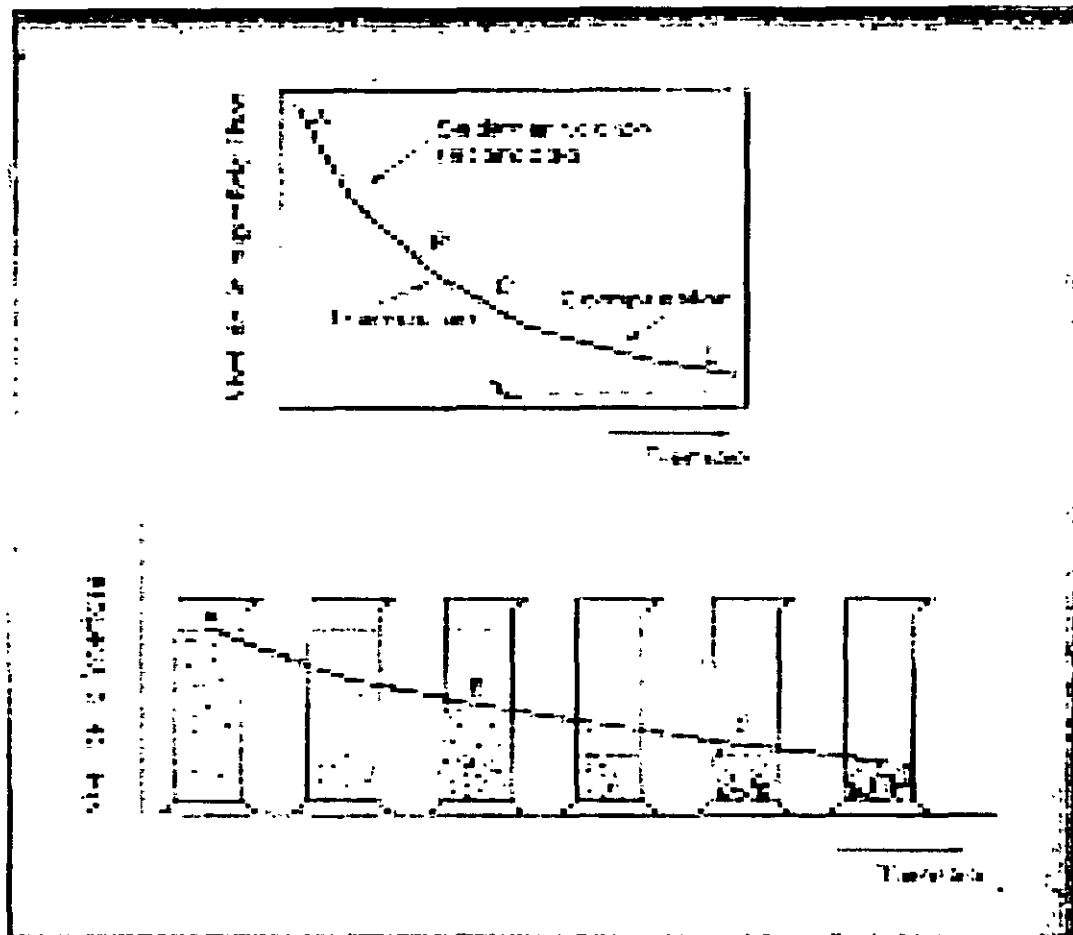


Figura. Descenso del nivel de la superficie de separación de la zona clarificada y zona de sedimentación retardada con la superficie de separación se confunde con la correspondiente a la zona de compresión adquiriendo una velocidad de descenso mas lenta.

Las distintas fases de la sedimentación pueden verse claramente haciendo ensayos de decantación con una muestra de la suspensión introducida en una probeta. Con el tiempo se forma en la parte superior una superficie libre (semejante a la del agua líquida, característica de la existencia de un campo de fuerzas gravitatorias y unas interacciones entre cierta clase de Partículas), debajo de la cual sedimentan partículas libremente (excepto si la concentración inicial era muy elevada) y por encima de la cual hay

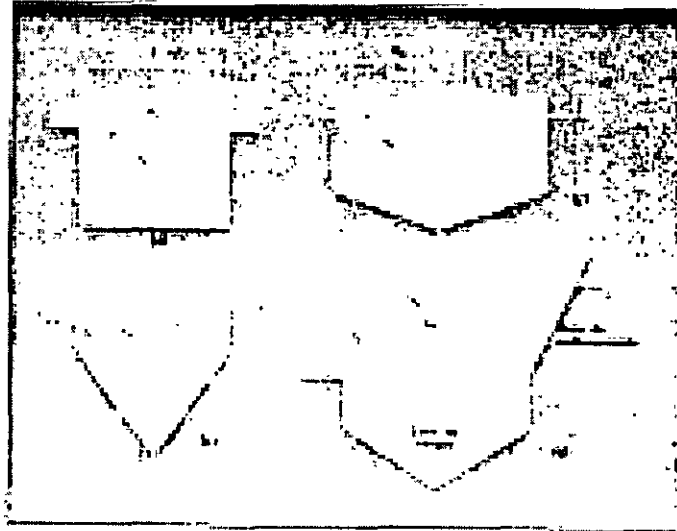


Figura. Decantadores a) rectangular; b) circular; c) cónico de flujo ascendente; d) lamelar.

agua limpia. Más hacia el fondo aparece una zona de sedimentación retardada, y en el fondo una zona de alta concentración donde tiene lugar la compresión y compactación del lodo (figura). la superficie libre desciende con el tiempo (figura) hasta contactar con la zona de compresión. Con el tiempo la velocidad de descenso es cada vez más lenta.

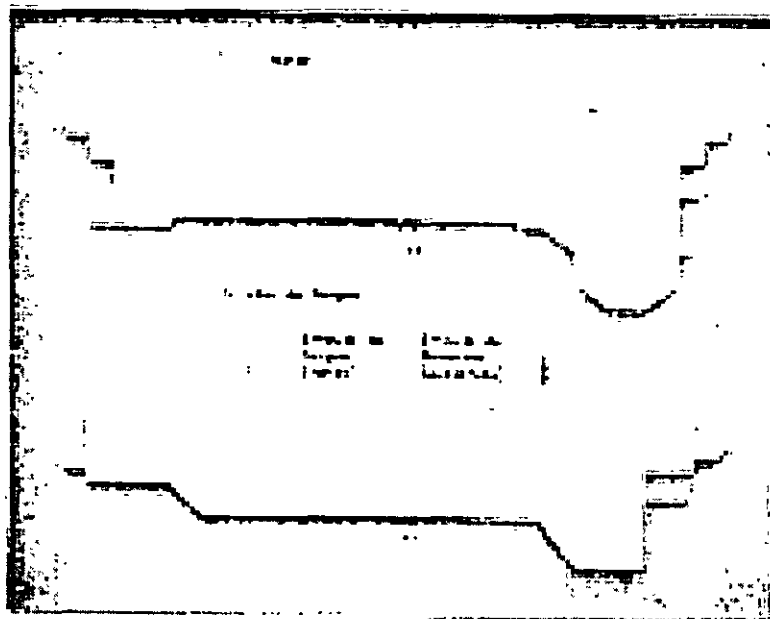


Figura. Decantadores rectangulares con mecanismos de recolección de sólidos y flotantes a) de cadena y barreras; b) de puente deslizante.

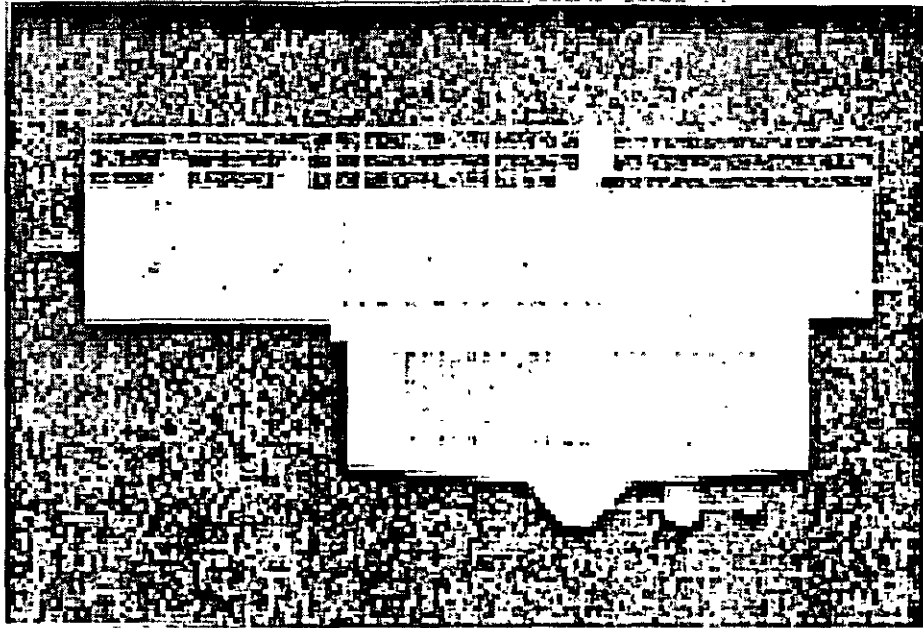


Figura. Descantación por lamelas con fluctuación previa y espesado directo de los lodos.

Existen distintos tipos de decantadores (figura). Los decantadores libres pueden ser rectangulares o circulares. En los rectangulares la velocidad de desplazamiento horizontal es constante pero no en los circulares. En todos los casos requieren un mecanismo de recolección de los lodos decantados. En los rectangulares la recolección de lodos se realiza con arrastre previo de los lodos mediante rasquetas montadas en un mecanismo de cadena o un puente móvil de vaivén (figura). En los circulares las rasquetas están sujetas a un brazo rotativo.

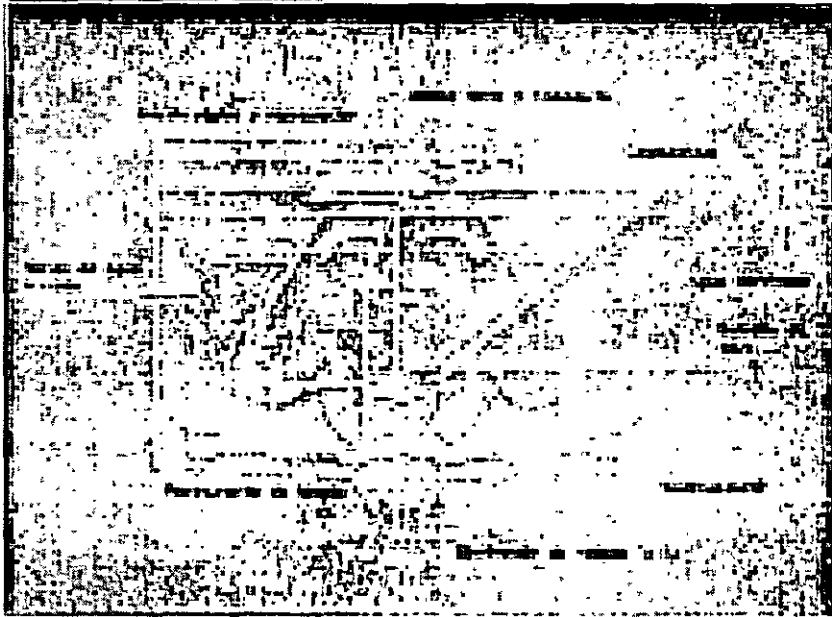


Figura. Reactor-decantador incorporando coagulación y floculación.

Con sólidos relativamente pesados es importante que el pozo de recolección este cerca de la vertical de alimentación que es donde se deposita mayor cantidad. Normalmente operan en continuo, y la disposición de las entradas y salidas debe evitar el cortocircuito del agua alimentada. Para volúmenes de tratamiento pequeños a medios, los decantadores circulares son más económicos, pero para caudales importantes los rectangulares aprovechan mejor el espacio por su forma geométrica y reducen la obra necesaria mediante paredes comunes.

Los sedimentadores de cono tienen una mayor profundidad y mediante una alimentación por el fondo utilizan el manto lodos como una especie de filtro para la suspensión entrante.

Por las ventajas que aportan, actualmente en las instalaciones industriales, se emplean cada vez más los decantadores de lamelas, los cuales permiten reducir el espacio necesario y conseguir directamente una buena concentración de los lodos decantados (figura).

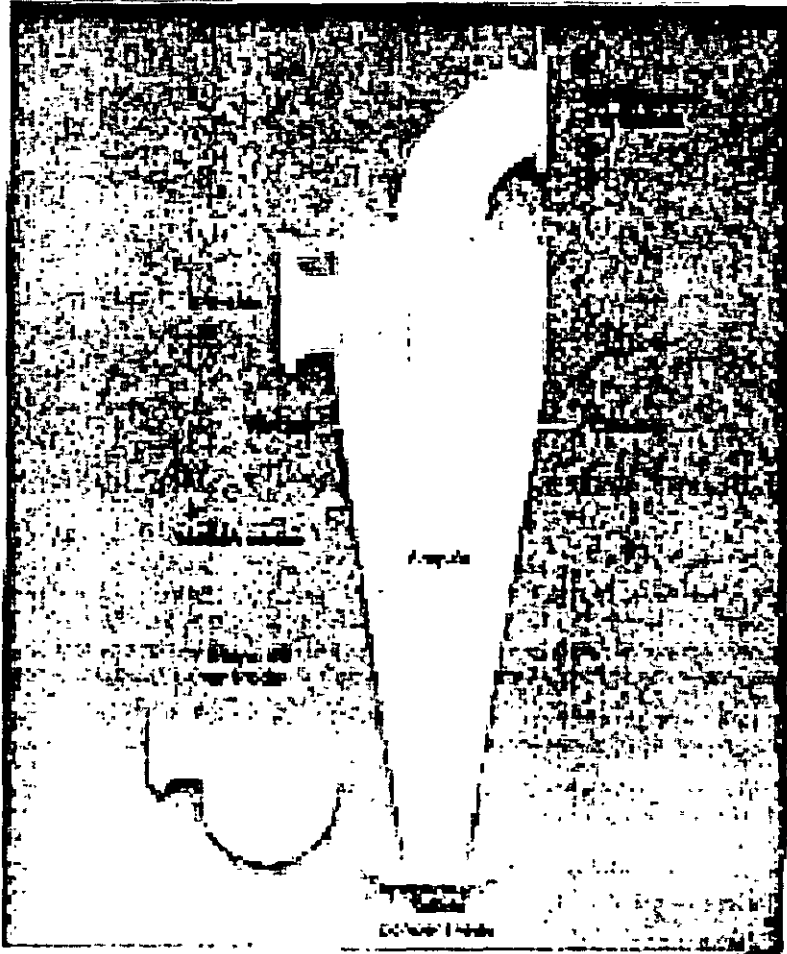


Figura. Hidrociclón. Al entrar tangencialmente la suspensión en la cámara cilíndrica las partículas sólidas se acumulan sobre las paredes laterales por la fuerza centrífuga y descienden hacia el fondo de la parte cónica mientras el líquido clarificado sale por el cilindro central superior.

Cuando existe un pretratamiento por precipitación química, los decantadores pueden incorporar una recirculación de lodos para mejorar el crecimiento de las partículas y utilizar el manto de lodos del fondo para crear un efecto filtrante, agregar las partículas y mejorar la sedimentación (figura).

El parámetro de diseño más importante en los decantadores es la velocidad ascensional o carga superficial, relacionado directamente con el tiempo de residencia hidráulica. Para eliminación de turbidez en decantadores simples mediante alúmina, se sitúa en 1 a 1.5 m/hr (aunque es más correcto emplear su equivalente de unidades $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{hr}$). En los decantadores con lecho de lodos y recirculación, empleados en ablandamiento con cal, alcanzan los 2 a 4 m/hr. Las construcciones en lamelas, más compactas, permiten operar con velocidades ascensionales de 8 a 20 m/hr.

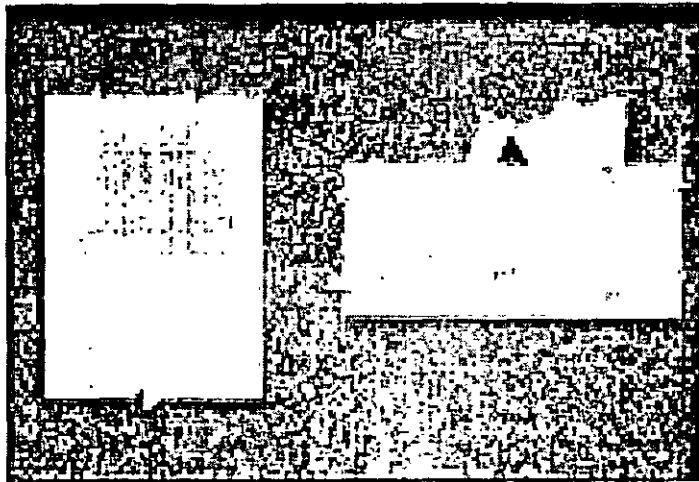


Figura. Reja manual. Los sólidos interceptados por los barros son retirados periódicamente mediante un rastrillo manual y colocados, en la cesta de recolección.

4.2.2. HIDROCICLONES

Los hidrociclones pueden utilizarse para proteger a otros equipos de la abrasión causada por las partículas sólidas circulando a alta velocidad, o para mejorar el rendimiento de otros procesos. Una aplicación típica de los hidrociclones es la separación de lodos y arenas muy concentrados.

Es un equipo de bajo costo, sin partes móviles, fácil de instalar y que requiere poco mantenimiento.

El líquido que arrastra los sólidos entra por una boca a una cámara circular, conectada a un cono, cuyas paredes laterales forman un ángulo de 10 a 12°. Al adquirir el movimiento centrífugo las partículas sólidas van contra las paredes en donde descienden hasta el fondo, mientras el agua clarificada sale por la parte superior (figura).

El tamaño mínimo de partícula que se puede separar es proporcional a la raíz cuadrada del diámetro del equipo, que oscila entre 10 y 750 mm. Las partículas finas requieren diámetros muy pequeños, que al ser caudales admisibles bajos pueden necesitar varias unidades en paralelo.

4.2.3 CENTRIFUGAS

Para conseguir velocidades de separación mucho mayores se pueden emplear centrifugas. Las centrifugas se utilizan en la separación de lodos de aguas residuales

relativamente concentrados, pero no se justifica económicamente su uso con aguas diluidas.

4.2.4 FILTRACION

Un filtro es un aparato que sirve para separar las partículas sólidas de un medio fluido por intercepción y retención de las partículas sobre una superficie o en el seno de una masa porosa a través de las cuales se hace circular el fluido. Esta definición abarca una gran variedad de equipos.

Rejas

Se utilizan para separar objetos de tamaño más importante que el de simples partículas que son arrastrados por la corriente de agua. Se utilizan solamente en desbastes previos. El objetivo es proteger los equipos mecánicos e instalaciones posteriores que podrían ser dañados u obstruidos con perjuicio de los procesos que tuviesen lugar. Se construyen con barras metálicas de 6 o más mm de espesor, dispuestas paralelamente y espaciadas de 10 a 100 mm. Se limpian mediante rastrillos que pueden ser manejados manualmente (figura) o accionados automáticamente.

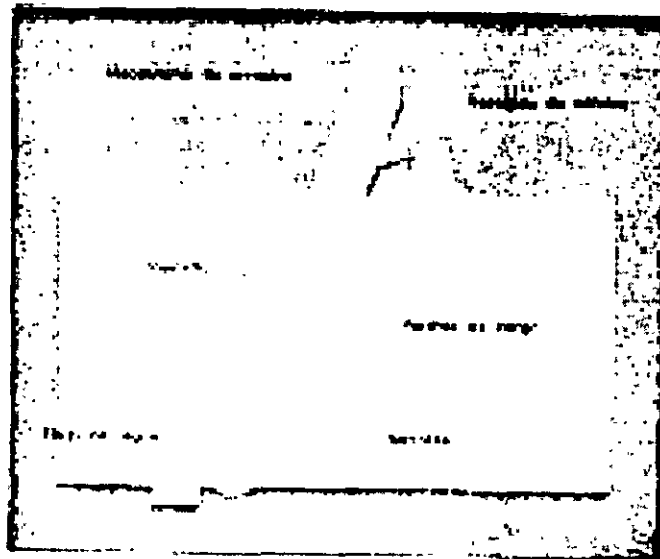


Figura. Reja de limpieza automática. El rastrillo se desplaza mediante un mecanismo de arrastre basado en una cadena tensada por dos ruedas giratorias o un sistema de vaivén.

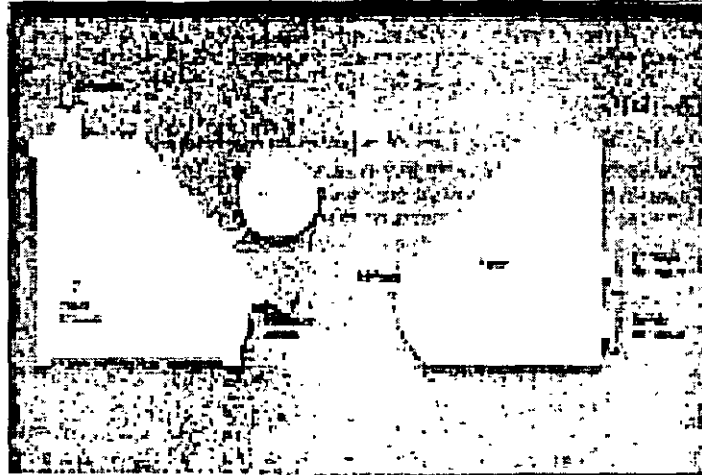


Figura. Reja. Autolimpiante. Los sólidos se deslizan por encima de la reja con una inclinación suficiente para autodescargarse en la parte inferior mientras el agua atraviesa la reja.

Para pequeñas alturas de la corriente de agua se emplean rejas curvas y para alturas mayores rejas longitudinales dispuestas casi verticalmente (figura).

Tamizado

Los tamices autolimpiantes están contruidos con mallas dispuestas en una inclinación particular que deja atravesar el agua y obliga a deslizarse a la materia sólida retenida hasta caer fuera de la malla por sí sola. La gran ventaja de este equipo es que es barato, no tiene partes móviles y el

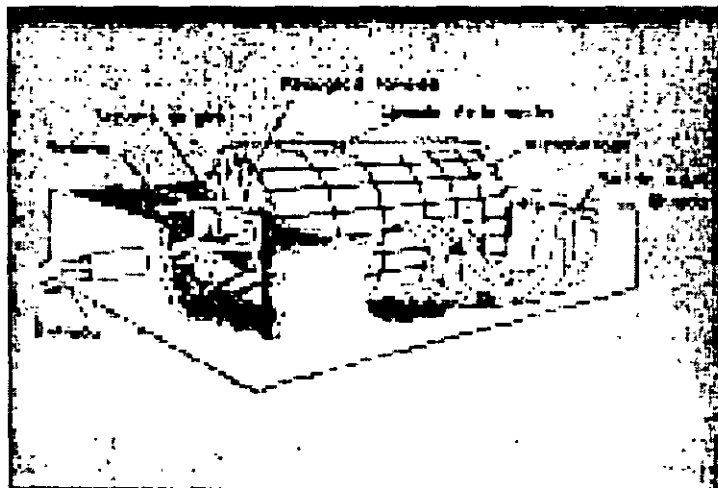


Figura. Microfiltro. El agua circula desde el interior al exterior del cilindro filtrante mientras los sólidos retenidos en el interior, al llegar a la parte alta por el giro del cilindro, se lavan y recogen en un canal de evacuación que los devuelve a la zona de tratamiento.

mantenimiento es mínimo, pero necesita un desnivel importante entre el punto de alimentación del agua y el de salida (figura).

Microfiltración

Los microfiltros trabajan a baja carga, con muy poco desnivel, y están basados en una pantalla giratoria de malla de acero o material plástico a través de la cual circula el agua (figura). Las partículas sólidas quedan retenidas en la superficie interior del microfiltro que dispone de un sistema de lavado continuo para mantener las mallas limpias. Se han utilizado eficazmente para separar algas de aguas superficiales y como tratamiento terciario en la depuración de aguas residuales. Según la aplicación se selecciona el tamaño de malla indicado. Con mallas de acero pueden tener luces del orden de 30 micras y con mallas de poliéster se consiguen buenos rendimientos con tamaños de hasta 6 micras.

Filtración en medio granular

La retención de las partículas puede tener lugar sobre la capa más externa del medio granular (arena, antracita, etc.), sobre la cual incide el agua o profundamente en el seno de la masa porosa. Los mecanismos de actuación son distintos. En la filtración en profundidad actúan distintos tipos de fuerzas que provocan la retención de las partículas. Además de la simple intercepción actúan fuerzas moleculares, químicas y superficiales.



Figura. Filtración en medio poroso. Según que la filtración se realice por intercepción en la superficie a) o se haga en profundidad b) la pérdida de carga observable en el filtro evoluciona con el tiempo de forma exponencial o casi lineal, respectivamente.

La fuerza conductora del líquido a través del medio filtrante puede ser la gravedad o bien una bomba impulsora y, según sea una u otra, hablamos de filtros por gravedad, en general abiertos, y de filtros a presión, siempre cerrados. La velocidad de paso del agua es directamente proporcional a la fuerza impulsora e inversamente proporcional a la resistencia conjunta del medio filtrante y los sólidos retenidos. Al irse acumulando los sólidos retenidos la pérdida de carga a través del filtro aumenta. Si la carga disponible es constante, va disminuyendo la velocidad de filtración. Si existe un dispositivo para variar la carga disponible se puede mantener una velocidad de filtración constante. Ambas formas de trabajar tienen sus ventajas específicas.

El diseño óptimo de un filtro debe considerar:

- El tamaño del medio y la altura del lecho.
- la velocidad de filtración.
- la presión disponible.
- El modo de filtrar.

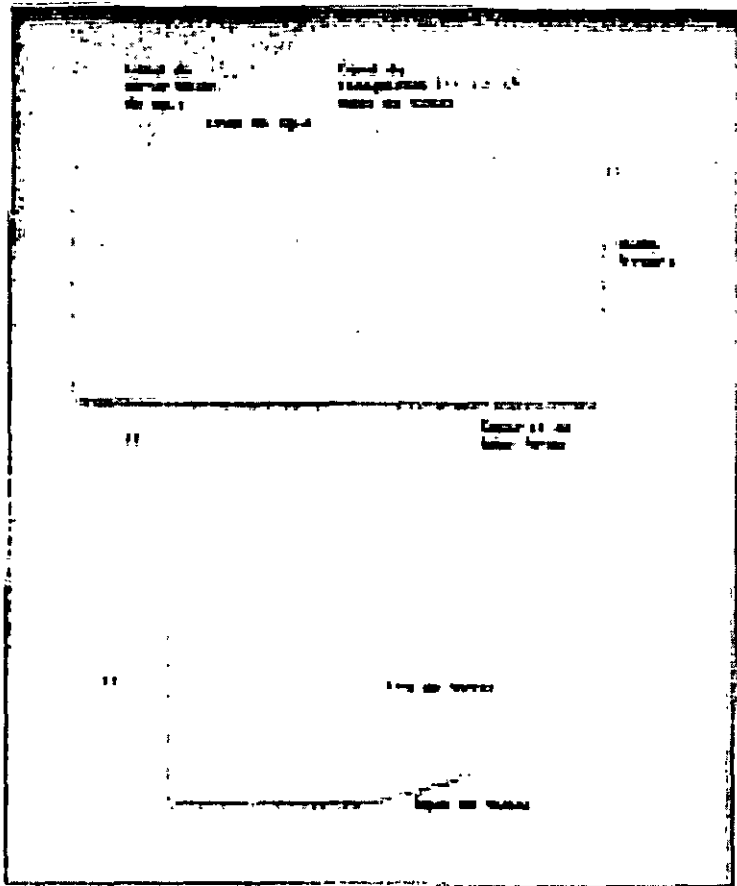


Figura. Filtros abiertos funcionando por gravedad a). En el falso fondo el conjunto de boquillas b) permiten que después de la filtración en sentido descendente se pueda realizar un lavado con mezcla de aire y agua alimentados desde los orificios de la caña de la boquilla.

En los filtros con un medio granular, la forma en que varía la pérdida de carga a lo largo del tiempo es característico del modo de operar el filtro. Una variación casi lineal de la pérdida de carga frente al tiempo o el volumen total de agua filtrada, indica una filtración en profundidad. Las aguas que presentan una filtración superficial dan una curva correspondiente de tipo exponencial (figura). En el equilibrio entre unos ciclos de duración lo mayor posible y una buena calidad del agua, se busca un tamaño del medio filtrante que se acerque a las condiciones óptimas.

Existen filtros diseñados con ciclos entre menos de 10 y más de 24 horas. La duración de los ciclos de filtración se puede optimizar en función del número de filtros en paralelo y conjuntamente con el dimensionado del tanque de almacenamiento del agua de lavado.

En instalaciones para grandes caudales de tratamiento el cuerpo del filtro suele ser de hormigón, y con forma rectangular que se adapta a la construcción de varias unidades en paralelo de unos 100 m² cada una (figura). Para caudales menores de agua a filtrar se construyen con cuerpos metálicos cilíndricos, en posición horizontal o vertical. La posición vertical sólo permite unos 5m² unitarios (figura). La horizontal permite disponer de superficies filtrantes unitarias de unos 30 m².

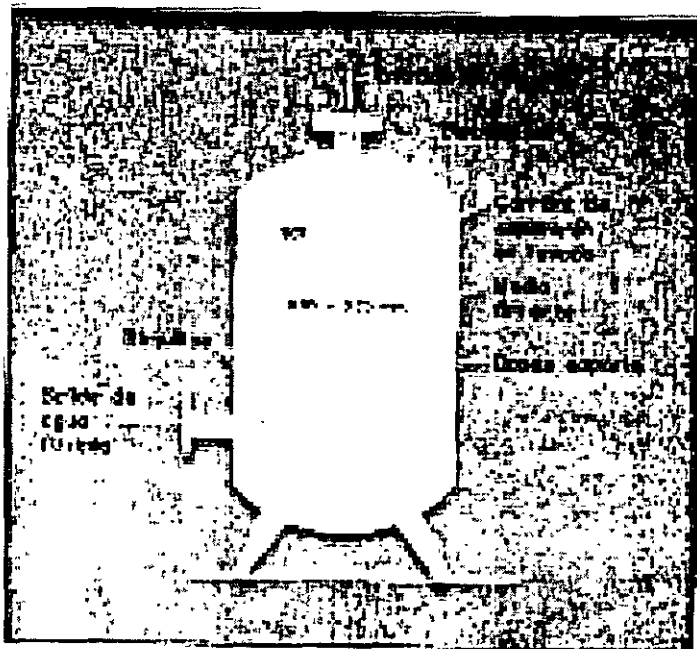


Figura. Filtro a presión vertical. El agua en filtración atraviesa las capas de medio filtrante y sale por el colector del fondo. En el lavado en contracorriente la expansión del lecho permite un lavado homogéneo del medio.

Cuando se dispone de varios filtros en paralelo, el lavado de uno de ellos se puede realizar forzando el caudal en el resto de filtros. Si solamente hay una unidad o un número insuficiente para garantizar el consumo y el agua de lavado, se debe disponer de un tanque de almacenamiento de agua filtrada. Como los volúmenes de agua de lavado son importantes, se recirculan a la alimentación de los tanques de decantación, si los hay.

Para lavar los filtros cuando la pérdida de carga es excesiva, o la calidad se deteriora, se hace atravesar una corriente de agua y aire en contracorriente. Los sólidos retenidos son desplazados y arrastrados fuera del filtro con el agua y quedan en condiciones de volver a iniciar el ciclo.

La velocidad de filtración descendente en los filtros rápidos es de 5 a 10 m/hr y la de lavado ascendente de 15 a 25 m/hr.

Una variante de filtración utiliza un flujo ascendente y lechos superpuestos de tamaño decreciente en el mismo sentido, que permiten captar las partículas mayores en la capa inferior de granos más gruesos, empleando velocidades ascensionales de hasta 20 m/hr.

La forma más usual de mejorar los rendimientos de los filtros granulares es la utilización de filtros con dobles lecho de arena y antracita. También se construyen filtros multicapa que disponen de tres capas de material de densidades diferentes. Siempre la densidad aumenta de arriba abajo y el tamaño al revés.

En servicio descendente llegan a operar entre 30 y 40 m/hr. Como el lavado es ascendente, se consigue mantener el medio de granos más gruesos en la capa superior por su menor densidad (figura).

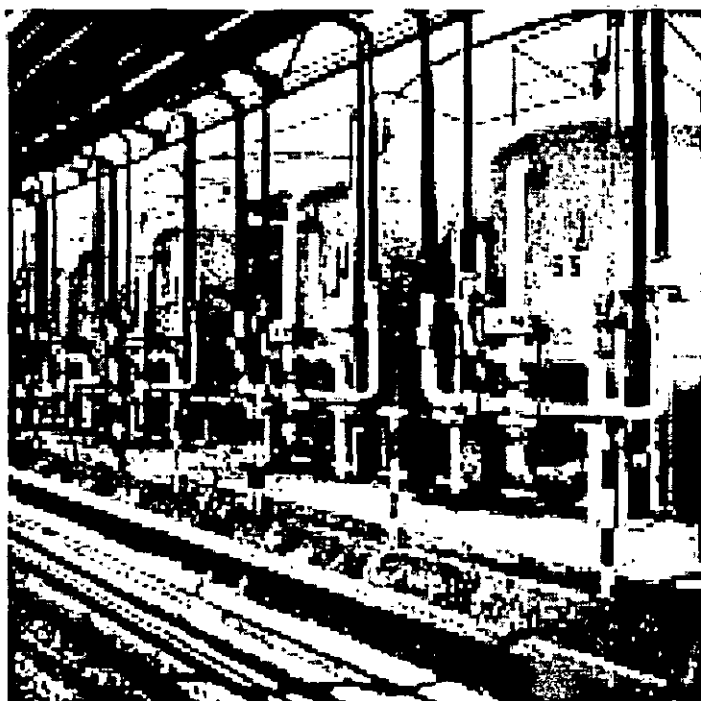


Figura. Batería de filtros duales arena/antracita. El doble lecho aumenta el rendimiento de la filtración y permite operar a mayores velocidades.

Filtros de cartucho

Los filtros de cartuchos se han empleado para filtraciones previas de aguas con bajo contenido en sólidos, que seguramente ya han sido filtradas por otro sistema anteriormente y que necesitan un afino del agua.

Retienen partículas entre 0,1 y 1 00 micras con lo cual consiguen retenciones de sólidos prácticamente absolutas. El medio filtrante ha de reemplazarse cuando la pérdida de carga del agua a su paso indica que la suciedad tapona los poros, por lo cual puede resultar muy caro si el nivel de sólidos es importante. Se emplean para proteger las membranas de ósmosis inversa.

4.2.5. ULTRAFILTRACIÓN

Esta tecnología de membranas representa la forma más absoluta de retener sólidos en suspensión. El tamaño de los poros de las membranas puede ser tan pequeño como de 0,001 a 0,02 micras y pueden procesar aguas con concentración de sólidos-relativamente importantes. Consigue retener materia coloidal y grandes moléculas orgánicas. A través de la membrana se realiza un flujo poroso y viscoso de forma que su estructura física determinará el caudal de paso y el rechazo de partículas. Comparadas con las membranas de ósmosis inversa, son demasiado porosas para poder desalinizar y tampoco soportan una presión osmótica importante. El tamaño de poro se caracteriza por el corte de peso molecular que puede cruzar o no la membrana. Van desde 1000 a 80,000 aunque influye la forma de la partícula.

El caudal de paso de agua es igual a:

$$Q = (k A / e) P$$

donde A es la superficie de filtración, e es el espesor de la membrana, P la presión diferencial aplicada y k es una característica de la membrana.

El fenómeno de polarización, que dificulta el paso, se debe a la concentración de macromoléculas y coloides sobre la superficie de la membrana, formando una capa de gel que aumenta la resistencia al flujo. La circulación del líquido a filtrar a grandes velocidades a lo largo de la membrana, tiende a disminuir la capa de polarización y aumenta la productividad, pero representa un mayor costo de bombeo.

Las membranas se pueden fabricar con materiales diversos, siempre que sean compatibles con la solución alimentada y los agentes de limpieza que periódicamente se utilizan. Se fabrican con acetato de celulosa, PVC, poliacrilonitrilo, policarbonato y polisulfona. La polisulfona tiene especial interés porque resiste hasta 93 °C, pH desde 0,5 a 13 y muchos agentes químicos.

Por la forma de la membrana puede ser tubular, espiral o de fibra hueca. Los diseños son muy parecidos a los de ósmosis inversa.

Tiene múltiples aplicaciones que se aprovechan antes o después de otros equipos. Puede emplearse para separar ácidos húmico y fúlvico de un agua destinada a alimentar una ósmosis inversa. Separa la materia coloidal, la materia orgánica de alto

peso molecular y los microorganismos que no son separados por el intercambio iónico. Su aplicación no permite separar materia disuelta.

4.3. SEPARACIONES DE SÓLIDOS Y GASES DISUELTOS

La eliminación de sólidos disueltos se realiza principalmente por intercambio iónico o por ósmosis inversa. El intercambio iónico se aplica a soluciones diluidas. A partir de concentraciones de 1000 + 2000 ppm la ósmosis se hace más competitiva, aunque sólo permite eliminar un máximo de 95 + 98 % de las concentraciones iniciales. Para alcanzar mayores purezas hay que situar un intercambio iónico a continuación de la ósmosis. La desgasificación por aeración se emplea para eliminar el CO₂ de forma barata, como una etapa intercalada en el intercambio iónico.

La electrodiálisis tiene aplicación en aguas salobres de menos de 7000 ppm de concentración, pero no produce agua de mayor calidad que con unos 500 ppm de salinidad.

En el tratamiento de agua de mar la ósmosis compite con los procesos térmicos, aunque éstos sólo son de aplicación cuando se dispone de energía abundante y barata.

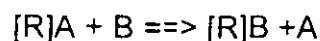
4.3.1. INTIERCAMBIO IONICO

introducción

Las resinas de intercambio iónico tienen la capacidad, en contacto con una solución acuosa, de eliminar selectivamente los iones disueltos, mantenerlos temporalmente unidos en combinación química, y cederlos de nuevo frente a una solución fuerte de regenerante.

Las resinas se comportan como un electrólito cualquiera, con la particularidad que todos los grupos reactivos están unidos a un polímero insoluble que forma la matriz de la resina.

La acción de intercambio iónico es una reacción reversible. Si designamos a la resina por [R] podemos escribir



y aplicando la ley de acción de masas se obtiene un coeficiente de selectividad (equivalente a la constante de equilibrio):

$$K_r = \frac{(A) \cdot ([R]B)}{([R]A) \cdot (B)}$$

que no es exactamente una constante sino que depende de las condiciones experimentales.

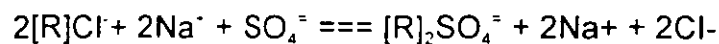
Aunque la resina tome con preferencia unos iones A frente a otros iones B, al tratarse de una reacción reversible podemos invertir esta tendencia aumentando la concentración de B muy por encima de la de A. Este es el fundamento de la regeneración de las resinas.

En resumen, las propiedades que rigen el proceso de intercambio iónico y determinan sus características principales son las siguientes:

- Las resinas actúan selectivamente, de forma que pueden preferir un ión sobre otro con factores relativos de afinidad de 15 o más.
- La reacción de intercambio iónico es reversible, es decir puede avanzar en los dos sentidos.
- En la reacción se mantiene la electroneutralidad. Un ión simple se intercambiará por otro ión simple. Por ejemplo



y, similarmente, un ión divalente necesitará dos iones monovalentes para realizar el intercambio:



Las reacciones de intercambio iónico son frecuentes en el recorrido subterráneo de las aguas naturales, al encontrarse sustancias naturales con poder de intercambio, pero en la industria se prefieren las resinas poliméricas de fabricación sintética, con claras ventajas de uso en los procesos de ablandamiento y desmineralización del agua, y en otros procesos especiales tales como la purificación de ciertos productos químicos, la desmineralización de jarabes de azúcares, etc.

Las ventajas del proceso iónico en el tratamiento de aguas son las siguientes:

- Se adapta a las necesidades de las aguas en que las concentraciones de las impurezas iónicas son relativamente bajas.
- Las resinas actuales tienen altas capacidades de intercambio que permiten conseguir procesos compactos requiriendo inversiones moderadas.
- Las resinas son estables químicamente, de larga duración y fácil regeneración.

- las instalaciones pueden ser automáticas o manuales para adaptarse a las condiciones específicas.

La capacidad teórica de intercambio de una resina es la cantidad de grupos ionogénicos por unidad de peso o de volumen.

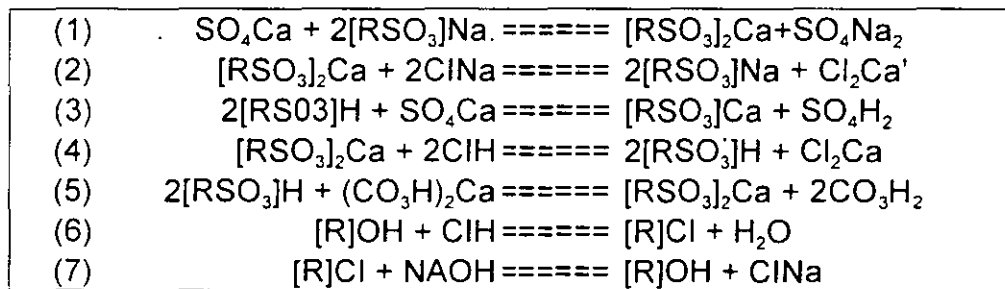
Dado que las resinas se hinchan y contraen según la forma iónica, la referencia al peso es mucho más constante, pero se suele usar la capacidad volumétrica de la forma completamente hinchada, expresada en meq/litro.

La capacidad aparente es un valor práctico que indica cuántos iones de la solución pueden ser captados realmente bajo las condiciones específicas de operación. La capacidad aparente de una resina catiónica para el Na⁺ por ejemplo, depende del pH de la solución, de la concentración de Na⁺ en la solución y del nivel de regeneración o volumen de regenerante empleado. Pero, además, situada en el recipiente de intercambio, dependerá de la fuga de ión Na⁺ que se considere admisible.

Es importante considerar que los vertidos de la regeneración son corrosivos y, en general, aún después de mezclarlos, se precisará una neutralización previa al envío del efluente como vertido.

La tabla resume las principales reacciones de intercambio iónico.

Tabla. Principales reacciones de intercambio iónico.



Principales tipos de resinas

La mayoría de las resinas empleadas hoy en día son sintéticas, basadas en un copolímero de estireno-divinilbenceno, tratado apropiadamente para añadirle los grupos funcionales. La sulfonación da lugar a resinas catiónicas y la aminación a resinas aniónicas. Algunas resinas tienen una matriz acrílica en lugar de estirénica, u otros grupos polimerizantes (epoxi, etc.).

Existen cuatro tipos principales: catiónica fuerte (CF), catiónica débil (CD), aniónica fuerte (AF) y aniónica débil (AD).

La diferencia más importante es que las resinas fuertes operan a cualquier pH, pero tienen una capacidad más limitada que las débiles y deben regenerarse más frecuentemente. Su regeneración es ineficiente e implica un alto costo de regenerantes. En cambio, las resinas de carácter débil, además de mayor capacidad, se regeneran casi estequiométricamente, es decir, con un exceso mínimo de regenerante, pero operan dentro de pH limitados y no captan todos los iones.

Resinas catiónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los cationes del agua. Presentan una máxima selectividad para los cationes trivalentes, intermedia para los divalentes e inferior para los monovalentes. Se emplea en el ablandamiento en ciclo sódico, regenerando con ClNa (reacciones (1) y (2) de la tabla), y en la desmineralización en ciclo de ión hidrógeno, regenerando con ácido (reacciones (3) y (4) de la tabla). La velocidad de intercambio es rápida y da poca fuga iónica. Son resinas muy estables y pueden durar hasta 20 años o más. En ablandamiento se regeneran con solución de ClNa al 10 %, empleando de 100 a 300 g de ClNa por litro. Se hinchan poco, menos del 8 %, al pasar de la forma Na^+ a la H^+ las resinas catiónicas aguantan temperaturas altas de más de 100 °C.

Resinas catiónicas débiles

Captan el calcio y magnesio de la alcalinidad bicarbonatada, liberando ácido carbónico (reacción (5) de la tabla 10), que se puede eliminar de forma simple y barata por desgasificación mediante aeración. No operan a pH inferior a 7, necesitando una acción tamponante. Su capacidad es aproximadamente el doble de la catiónica fuerte y, aunque su fuga de calcio es baja, es alta en sodio. Incluso se puede emplear en su regeneración el exceso de ácido usado en la regeneración de la catiónica fuerte. Su hinchamiento al pasar de forma Na^+ a H^+ es alta, del orden del 90%. También son más resistentes a los oxidantes como el cloro.

Resinas aniónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los aniones de ácidos débiles o fuertes operando a cualquier pH (reacciones (6) y (7) de la tabla). Su selectividad para los aniones divalentes es superior a los monovalentes. Son menos estables que las homólogas catiónicas, su duración bastante inferior y resisten temperaturas límites inferiores. Absorben irreversiblemente los ácidos húmicos de descomposición vegetal, perdiendo capacidad. Para su protección se puede usar una columna previa de resina aniónica débil o de carbón activo.

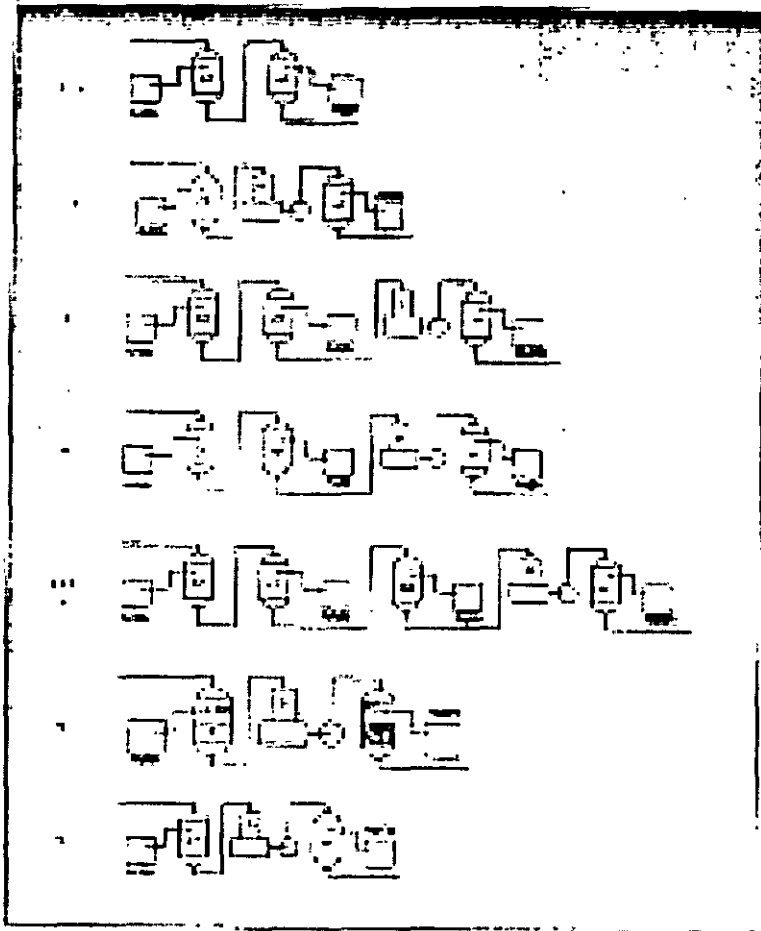


Figura. Esquemas de desmineralización. El esquema fundamental I) consta de doble columna catión fuerte-anión fuerte la) ayudado por un desgasificador si la alcalinidad es importante Ib). Para aguas de alta alcalinidad y dureza se añade una columna de resina catiónica débil II). Cuando el agua contiene altos porcentajes de sales de ácido fuerte se sitúa una resina aniónica débil antes del fuerte III). Según sea la composición y caudal del agua los costos operativos pueden mejorarse combinando los esquemas anteriores II + IIIa) a veces superponiendo las resinas en una sola columna II + IIIb). Para alcanzar calidades superiores se añade un lecho mixto de pulido final IV).

les para conseguir una calidad requerida del agua a partir de una alimentación determinada. Otros son combinaciones más complejas, o incluyen un desgasificador de CO_2 , para mejorar el rendimiento económico de la operación.

Las etapas que se siguen para elegir un sistema de desmineralización son las siguientes:

- Determinar la calidad y volumen diario de agua requeridos.
- Analizar las calidades de los suministros de agua disponibles.

Las resinas del tipo 1 eliminan mucho mejor la sílice y dan más calidad de agua pero también son más difíciles de regenerar. El hinchamiento al pasar a formar OH⁻ es inferior al 12 %. Las temperaturas máximas que resisten van de 35 a 60 °C.

Resinas aniónicas débiles

Eliminan los aniones de los ácidos fuertes, Cl⁻, SO₄⁻, NO₃⁻ pero no los de los ácidos débiles, CO₃⁼, CO₃H⁻, SiO₃H⁻, y no funcionan a pH superior a 6. Su capacidad es el doble de las aniónicas fuertes y resisten el ensuciamiento orgánico. Su hinchamiento es del orden del 20 % en la forma OH⁻. Aunque no eliminan el carbónico o la sílice, son útiles situadas después de una catiónica fuerte para disminuir el costo de regenerantes y proteger las aniónicas fuertes de la materia orgánica, y hasta -eliminar color del agua.

Tabla. Características de los principales tipos de resinas.

Tipo de resina	Capacidad util eq/l	Regenerante		Con. % teorico	
				Equicor.	Contracor.
C F (abland)	1 – 1.5	ClNa	10%	160-300	120-150
C F (desmin)	1 – 1,5	ClH	4-10%		
		SO ₄ H ₂	1-8%		
C D	1,2 – 2	ClH	4%	105-130	
		SO ₄ H ₂	0,8 %		
A F (tipo I)	0.4 – 0.7	NaOH	3-5%	200-400	130-150
A F (tipo II)	0,5 – 0,8	NaOH	3-5%	180-300	125-150
AD	0,8 – 1.2	NaOH	1-4%	120-160	

Ablandamiento

En el ablandamiento, o descalcificación, se emplea una sola columna con resina catiónica fuerte, que se regenera con una solución de sal común. Los iones calcio y magnesio del agua se sustituyen por iones sodio. Su costo operativo es muy bajo, pero al no disminuir la salinidad total del agua solamente se puede emplear para tratar aguas destinadas a calderas de baja presión.

Desmineralización

Existen múltiples maneras de combinar los cuatro tipos básicos de resinas descritos anteriormente, una buena muestra de ello lo constituyen los esquemas resumidos en la figura. Algunos de ellos son fundamenta-

- Seleccionar el tipo de pretratamiento necesario.
- Decidir el sistema de desmineralización y el tipo de resinas.
- Especificar la duración del ciclo, el tipo de regenerante y la disponibilidad de almacenamiento de agua tratada.
- Determinar, en función de las capacidades de intercambio, velocidades de paso, nivel de regenerante y parámetros físicos, los volúmenes de resina y demás características del sistema.

La operación de intercambio iónico siempre debe ir precedida del pretratamiento adecuado. Se debe eliminar la materia en suspensión y la materia coloidal que pueden ensuciar las resinas, reduciendo la cinética de difusión de los iones y colmatarlas creando caminos preferenciales con disminución de la eficiencia. Algo similar ocurre con los aceites y gases que puedan estar presentes en el agua de alimentación de las resinas. Los pretratamientos, según la calidad del agua de partida, pueden incluir una descarbonatación previa, una decantación y una filtración.

El primer esquema fundamental corresponde al sistema de dos columnas, catión fuerte-anión fuerte (figura y la y figura 39). Se aplica en instalaciones de baja inversión en las cuales son suficientes conductividades del agua tratada entre 5 y 20 microsiemens, y la sílice no es un problema importante, siendo admisibles de 0,02 a 0,15 ppm. Si la alcalinidad es alta conviene disponer un desgasificador entre ambas resinas para eliminar el CO₂ liberado en la primera columna (figura), aunque implica un bombeo adicional.

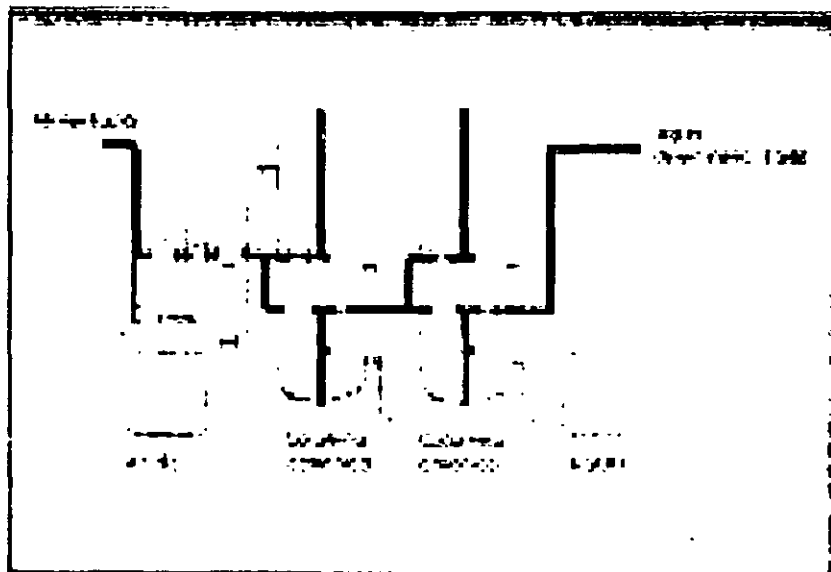


Figura. Desmineralización en doble columna catión-anión. Las operaciones se dirigen con un sistema de válvulas de accionamiento manual o automático. En negro se indican las direcciones de paso con las válvulas en posición de intercambio.

Un segundo esquema para aguas de alta alcalinidad y dureza incluye una resina catiónica débil antes de la catiónica fuerte. Los cationes de las sales de ácido débil son absorbidas por la resina CD de forma mucho más económica (figura).



Figura. Columnas de desmineralización por intercambio iónico.

El tercer esquema se aplica en aguas con altos porcentajes de sales de ácido fuerte, SAF, situando una resina aniónica débil antes de la aniónica fuerte. Los cloruros y sulfatos se eliminan en la primera de estas dos resinas, lo que permite una regeneración muy eficaz (figura).

Tanto el segundo como el tercer esquema pueden incorporar un desgasificador intermedio para reducir los costos de regenerante. Según sea la composición del agua pueden emplearse las cuatro resinas, en columnas independientes o dobles, utilizando las ventajas de los esquemas anteriores (figura).

Cuando se requieren calidades superiores de agua se utiliza un lecho mixto, en el cual las resinas aniónicas y catiónicas, ambas fuertes, van mezcladas en una columna. El lecho mixto se sitúa al final de uno de los esquemas anteriores como un pulido final. Con el lecho mixto final se consiguen calidades de agua con conductividades inferiores a 1 microsiemens, y concentraciones de sílice entre 0,01 y 0,05 ppm (figura).

Diseño de los equipos de desmineralización

El diseño de los recipientes de intercambio iónico responde al requisito de operar con lechos profundos de resinas introducidas en columnas, dando un flujo de agua estacionario y tranquilo, que se acerque lo máximo posible al movimiento en pistón en toda la sección del lecho. La resina debe estar soportada y distribuida uniformemente.

El material de construcción debe ser resistente a la corrosión. En el ablandamiento es suficiente que sea resistente a la solución salina, pero en la desmineralización se emplean regenerantes muy corrosivos. En pequeños diámetros se pueden emplear columnas de poliéster reforzado, pero para caudales importantes se construyen de acero, interiormente ebonitado (figura).

La altura de los lechos de resina se sitúa entre 70 y 1 50 cm para la operación convencional. Mayores alturas de lecho representarían pérdidas de eficiencia hidráulica por la resistencia al flujo y las pérdidas de carga asociadas. Encima debe quedar una cámara de expansión que sea capaz para la expansión en el lavado y la dilatación de las resinas al cambiar de forma iónica. Se suele tomar de un 50 a un 75 % de la altura del lecho para las catiónicas, y de un 1 00 % para las aniónicas menos densas.

Es muy importante realizar una buena distribución de los flujos, regulándolos mediante sistemas adecuados. En la parte inferior se emplea con preferencia una placa colectora con boquillas finamente ranuradas para evitar pérdidas de resina. La placa debe ser fuerte para resistir el empuje ejercido por el lecho y el fluido. la columna va provista de mirillas para controlar lo operación; en particular el lavado en contracorriente y las eventuales pérdidas de resina (figura).

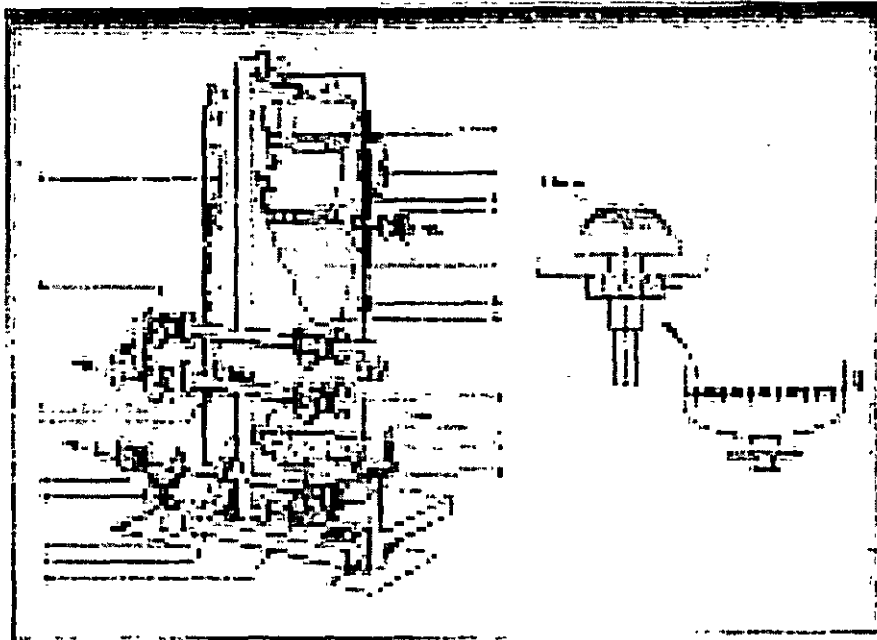


Figura. a) vista y sección de una columna de intercambio A: entrada de agua B: salida de agua desionizada. C: entrada de agua de lavado. D: salida de agua de lavado: E: salida de agua aclarada. F: entrada del regenerante. G: salida del regenerante. H: recuperación de regenerante en una regeneración en serie. I: lecho de resina J: boquillas. K: mirilla de observación. L y M: control de lavado. N: distribuidor de alimentación. O: distribuidor de regenerante. P: agujero de hombre. Q: válvula de ventilación. R: válvula de drenaje. S: válvula de muestreo. T: conexión del conductivímetro b) Detalle de la placa colectora del fondo y boquilla.

Intercambio y regeneración

La sección del lecho de resina se determina a partir de las velocidades de carga superficial, admisibles, y el volumen de resina por la duración del ciclo seleccionada. Las velocidades de paso se sitúan entre 5 y 40 m/hr (o $m^3/m^2 \cdot hr$) en operación normal de intercambio. Los lechos mixtos de pulido pueden ir a velocidades mas altas, de hasta 60 m/hr, y los lechos mixtos de tratamiento de condensados hasta 120 m/hr.

Las instalaciones manuales se diseñan para ciclos relativamente largos de hasta 24 hr para minimizar los costos de mano de obra, pero en sistemas automáticos ciclos de de 8 hr o menos, permiten reducir inversión inicial por equipos y resinas.

La regeneración va precedida de un fuerte lavado en contracorriente, provocando la expansión del lecho para dejar sueltas las partículas de resina y asegurar su limpieza. las velocidades de paso del agua de lavado son de 6 a 8 m/hr para las resinas aniónicas y 10 a 18 m/hr para las catiónicas. La duración es de 10 a 15 min.

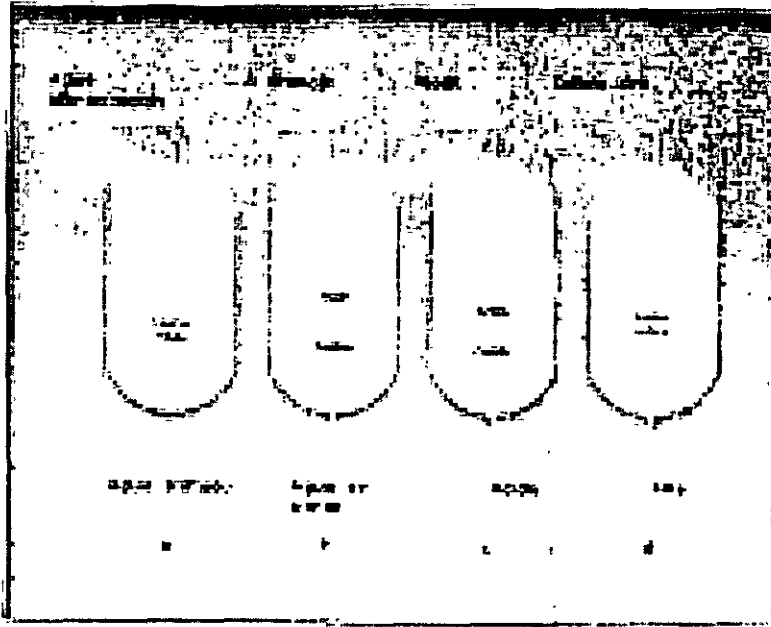


Figura. Lecho mixto. Ciclo de operación; a) intercambio, b) contralavado con segregación de resinas, c) regeneración, d) mezclado.

La regeneración de la aniónicas se realiza con sosa diluida, con agua descationizada para evitar la precipitación de carbonatos o hidroxidos. Para las resinas del tipo II conviene hacer el lavado con solución caliente para solubilizar la sílice polimerizada. Las velocidades de paso son de 2 a 5 m/hr para las resinas fuertes y de 2 a 8 m/hr para las débiles.

La regeneración de las resinas catiónicas se realiza con ácido clorhídrico o con sulfúrico. Con el ácido sulfúrico hay que vigilar la posible precipitación de sulfato cálcico, que puede exigir iniciar la regeneración con una dilución superior. Las velocidades de paso son de 2 a 8 m/hr en las resinas fuertes y de 4 a 8 m/hr en las débiles.

Por último, se realiza un aclarado para desplazar el regenerante residual. Un primer desplazamiento lento se consigue dejando pasar, a continuación de la regeneración, sólo el agua de dilución del reactivo, antes de entrar el agua propiamente de lavado. los volúmenes de agua de lavado necesarios son superiores para las resinas anionicas, con una duración de lavado de 30 a 60 minutos a los caudales de servicio. Para la misma duración en el lavado de las catiónicas, los caudales serán del orden de la mitad de los de servicio.

Los parámetros de funcionamiento de los ciclos de servicio deberán corresponder en último término a las especificaciones de los fabricantes de las resinas y a la experiencia del suministrador de la instalación.

La regeneración de un lecho mixto es algo más compleja (figura). En el

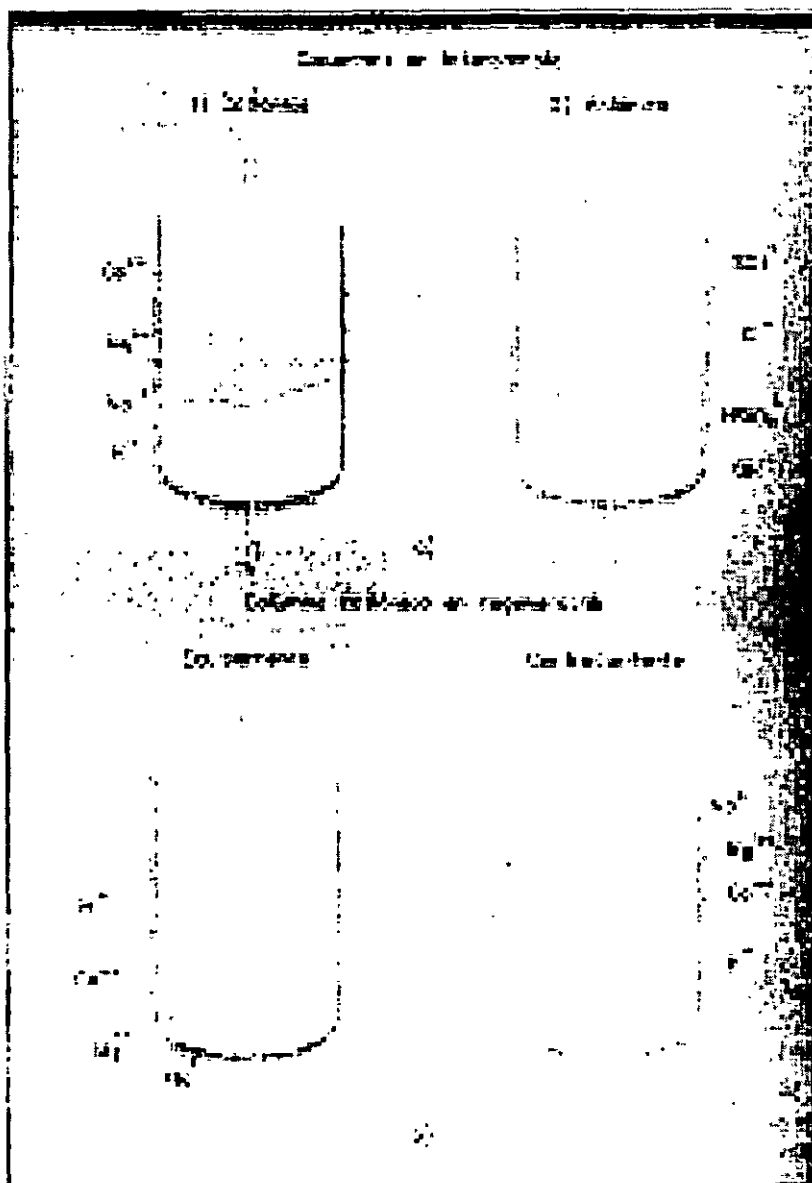


Figura. perfiles de avance de los iones hacia el final de la etapa de intercambio a) para una columna catiónica y una aniónica y hacia el final de la etapa de regeneración b) de la columna catiónica cuando la regeneración se realiza en equicorriente y en contracorriente.

proceso de lavado debe conseguirse una buena separación de los dos tipos de resinas, quedando la aniónica, más ligera, en la capa superior y la catiónica, más pesada, en la parte inferior, con una separación bien definida. La línea de separación

debe coincidir con un colector dispuesto en esta zona intermedia. El álcali de regeneración es introducido por el distribuidor superior, pasa a través de la resina aniónica y sale por el colector intermedio. Simultáneamente, se evita la contaminación de la resina catiónica bloqueando el álcali con una corriente de agua que circula desde el distribuidor inferior al colector intermedio. La regeneración de la resina catiónica es menos problemática y se realiza con la corriente de ácido circulando desde el distribuidor inferior al colector intermedio.

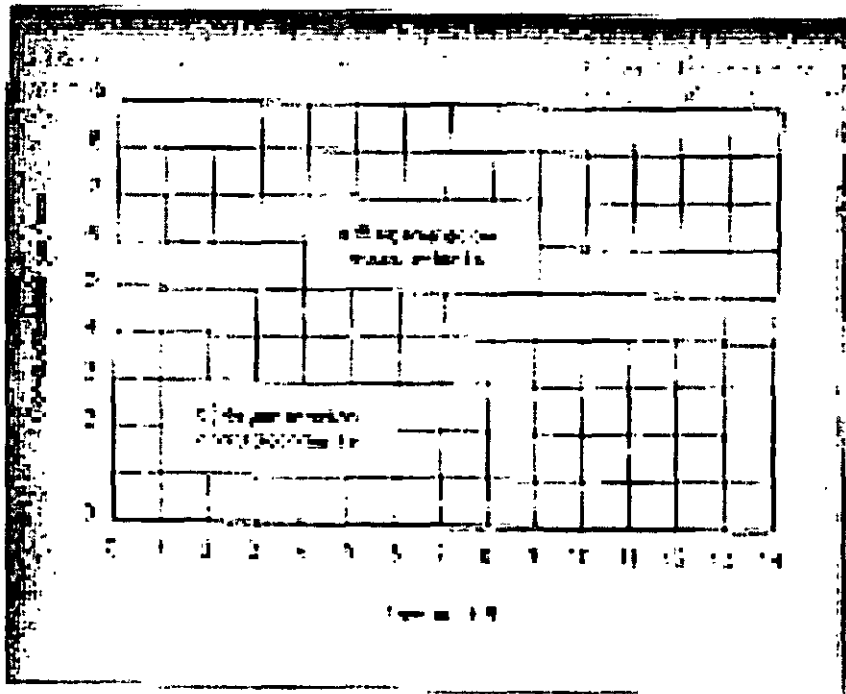


Figura. Comparación de la calidad del agua tratada con regeneración en equicorriente a) y en contracorriente b). La conductividad residual en a), así como la mejora experimentada durante el transcurso del intercambio, se explican por la situación de los iones residuales al final de la regeneración en equicorriente (figura).

En el funcionamiento convencional con regeneración en equicorriente las direcciones de flujo son las mismas, de arriba hacia abajo, en el Intercambio y en la regeneración. Después del intercambio la composición de las resinas, debido a la selectividad, sería del tipo indicado en la figura. Como no sería económico realizar una regeneración exhaustiva la composición en la columna catiónica al parar la regeneración en equicorriente sería del tipo que se muestra en la figura, en la cual se aprecia que las impurezas residuales estarían en la zona del fondo. Esta composición nos explica, además, el porqué las curvas de conductividad del agua tratada dan un valor ligeramente alto al iniciar el intercambio, indicando una ligera fuga (figura).

Para evitar esta fuga inicial se puede realizar la regeneración en contracorriente. El resultado final se compara en la figura, «b. La zona inferior del lecho es, en este caso, la mejor regenerada. Además de mejor calidad, hay menor consumo de regenerante y de agua de aclarado, y se reduce la duración de la parte no útil del ciclo. La contrapartida es un menor rendimiento debido a que la expansión de la resina durante la regeneración provoca caminos preferenciales del reactivo. La ventaja en el perfil de composición de la resina queda además disminuida por la tendencia de desplazarse hacia arriba las resinas, en forma H^+ y OH^- , que son menos densas.

De las muchas variantes utilizadas, la más importante es la de lecho fluidificado. Sigue siendo un sistema en contracorriente pero el lecho se mantiene compacto en la parte superior mediante una placa o sistema de distribución superior. Durante la operación de intercambio, el agua en sentido ascendente fluidifica el lecho de resina pero la parte superior queda frenada por la placa que limita su ascensión. La zona inferior del lecho capta la mayor parte de los iones, hasta agotarse, mientras que la zona superior actúa de pulido. La regeneración se realiza en sentido descendente, quedando la capa superior como mejor regenerada. De esta forma se asegura una fuga de iones, en operación, muy pequeña (figura).

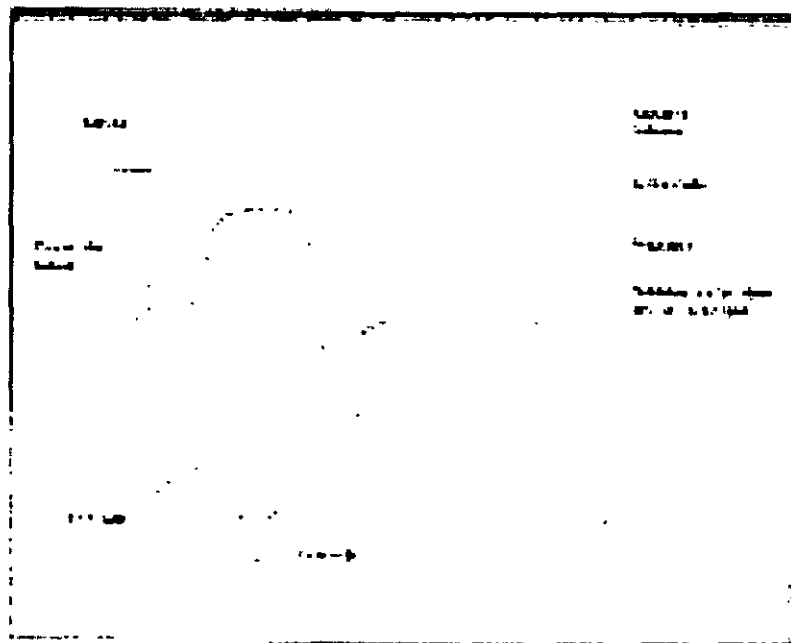


Figura. tratamiento de condensado mediante resina en polvo. La resina que actúa como intercambiador y medio filtrante, forma una delgada capa sobre el soporte tubular. La configuración tubular permite disponer de una gran superficie de paso.

Tratamiento de condensados

El desarrollo de nuevas y más resistentes resinas ha conducido a una utilización cada vez más importante del tratamiento de condensados. Este sistema, dirigido primero a los circuitos a alta presión de las centrales térmicas y a las necesidades específicas de las centrales nucleares, se emplea cada vez más en el pulido de los condensados calientes de plantas industriales.

La base del proceso está en la utilización de las resinas de intercambio iónico, simultáneamente como intercambiadores de iones y como filtros para interceptar partículas de productos de la corrosión, tales como óxidos de hierro y de cobre. En el tratamiento en lecho profundo las velocidades de paso del agua pueden ser muy superiores a las de los sistemas convencionales, lo cual permite emplear cantidades reducidas de resinas, ya que de otro modo la operación sería económicamente inviable. Estas resinas tienen unas propiedades físicas y cinéticas muy superiores. Por su capacidad de intercambio el lecho profundo se utiliza cuando el condensado puede contaminarse con el agua de mar empleada en los condensadores.

Los reactores nucleares emplean resinas en polvo, con propiedades seudofibrosas que permiten emplearlas como capas filtrantes de poco espesor. Este uso como precapa minimiza los problemas de residuos radioactivos. Las capas de resina se soportan sobre elementos tubulares construidos con malla de acero, nylon o polipropileno (figura).

Como los condensados suelen mantenerse a pH elevado mediante NH_3 para reducir la corrosión, una forma de uso consiste en preneutralizar la resina con amoníaco en la etapa de regeneración, evitando la absorción posterior del amoníaco del condensador. Sin embargo, la tendencia es de usar el ciclo normal de hidrógeno, frente al descrito llamado ciclo del amoníaco, por ser más eficaz.

4.3.2. DESGASIFICACION

El agua puede contener gases como parte de la materia disuelta. El oxígeno y el nitrógeno están presentes en toda agua en contacto con la atmósfera, pero también el CO_2 que forma ácido carbónico. A un pH de 4,5 todo el CO_2 está como gas y en el otro extremo, por encima de pH 8,2, todo está ionizado. Otros gases que pueden estar presentes son SH_2 , NH_3 y CNH .

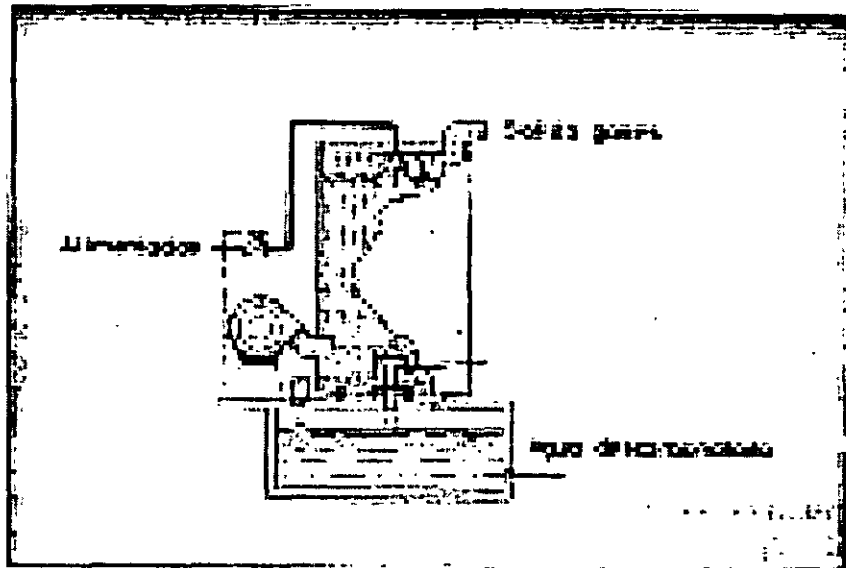


Figura. Descarbonatación por aeración. El agua descarbonatada tiene un pH ácido en el cual el CO_2 está en equilibrio con el ácido carbónico del agua y se elimina fácilmente por simple aeración mediante una soplante del agua que desciende por un sistema de bandejas o sobre un relleno típico de desorción.

La desgasificación es un proceso de transferencia de masa en el que la velocidad de desgasificación es proporcional al área superficial de la masa líquida en contacto con el gas que le rodea y a la diferencia de presiones parciales entre las dos fases. Por lo tanto es conveniente producir la mayor área posible en forma de pequeñas gotas, por deslizamiento sobre la superficie de un material de relleno de gran área específica o haciendo burbujear el gas en el seno del líquido.

Para conseguir una diferencia de presiones parciales máximas hay que disminuir, tanto como sea posible, la presión parcial del gas a separar dentro de la fase gaseosa.

En los desgasificadores por aeración, empleados para eliminar el CO_2 de soluciones acuosas, se utiliza una corriente intensa de aire, mientras el agua resbala sobre el material de una columna de relleno o bien desciende a través de platos perforados. En las líneas de desmineralización es más usual emplear torres de relleno con las que se consigue descender la concentración de CO_2 en un 90 + 95 % (figura).



Figura. teoría de la ósmosis inversa. Si se dispone de agua pura separada de una solución salina por una membrana semipermeable (que deja pasar el agua pero no los iones) el agua fluye hacia el compartimiento de la solución hasta que se alcanza una presión hidrostática que es la medida de la presión osmótica b). Aplicando una sobrepresión ΔP c) superior a la presión osmótica Δ_{II} , se consigue hacer circular el agua en sentido inverso.

La eliminación del oxígeno del agua de aporte a calderas se puede realizar por desgasificación al vacío o por desgasificación térmica. Esta última es la más usual y se realiza generalmente mediante columnas de bandejas o por atomización del agua, alcanzándose concentraciones de oxígeno del orden de 0,005 ppm.

4.3.3. ÓSMOSIS INVERSA

La ósmosis es el fenómeno por el cual el disolvente de una solución pasa a través de una membrana (semipermeable) mientras los otros componentes o solutos no pueden atravesarla.

El fenómeno se ilustra bien con el montaje de la figura. Si hay agua pura a ambos lados de la membrana no existe flujo a través de ella porque el potencial químico es igual a ambos lados. Si en uno de los lados se añaden sales formando una solución, el agua circulará del lado del agua pura hacia el de mayor concentración, intentando igualar los potenciales químicos por el efecto de la diferencia de presiones a). Llegará

un momento en que se pare el flujo. En este momento, la diferencia de altura entre las dos columnas líquidas corresponde a la presión osmótica de la solución *b*).

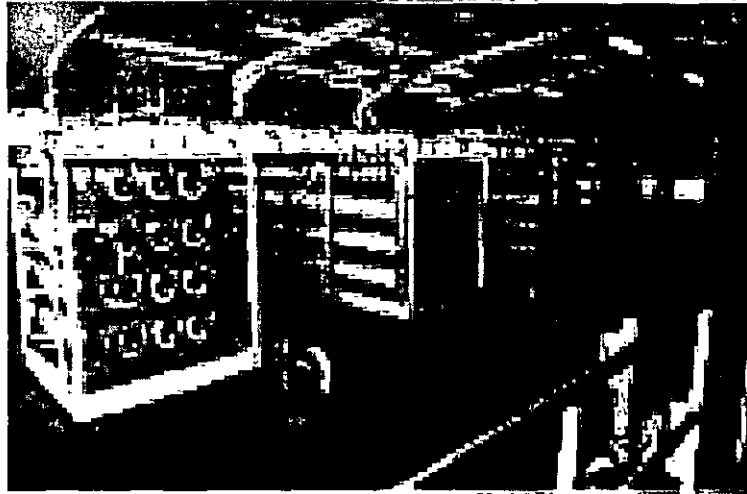


Figura. Planta de ósmosis inversa.

Si, a continuación, sobre la columna más elevada se sobrepone una presión exterior, el agua circulará en sentido inverso al anterior. El flujo inverso creado a través de la membrana mediante la sobrepresión, hará aumentar el volumen de agua pura a expensas de la solución. A este último fenómeno se le llama ósmosis inversa *c*).

El transporte se realiza a través de los poros de la membrana, que debe tener unas características fisicoquímicas determinadas para permitir el paso selectivo del agua y rechazar las sales disueltas.

El flujo de agua se expresa aproximadamente por:

$$Q_a = K_a (P - \pi) S$$

donde *P* es la sobrepresión impuesta, π es la presión osmótica y *S* la superficie de intercambio. *K_a* es una constante característica de la membrana de que se trate.

Sin embargo, como la membrana no es perfectamente semipermeable, la exclusión de la sal no es total y hay un pequeño flujo expresado por:

$$Q_s = K_s (C_1 - C_2) S$$

donde *C₁* y *C₂* son las concentraciones de sales a ambos lados de la membrana. *K_s* es nuevamente una constante característica de la membrana.

El flujo de agua se puede hacer aumentar incrementando la presión exterior aplicada, sin que esto represente mayor paso de sales. Por consiguiente, con mayor presión se obtiene una mayor calidad del agua producida. Sin embargo, la mayor presión significa un mayor costo de energía y el diseño de la instalación para conseguir y resistir esta mayor presión. Con el incremento de presión hay que controlar además que no se supere la carga superficial máxima. Para las aguas salobres se aplican presiones de 15 a 40 Kg/cm², y para el agua de mar de 55 a 80 Kg/cm² (figura).

La carga superficial es un parámetro operativo muy importante. Se refiere al caudal por unidad de superficie y se mide en m³/m².hr (o m/hr). Si se exceden los valores autorizados por el fabricante de membranas se aumentará la velocidad de ensuciamiento y al necesitar limpiezas más frecuentes se acortará la vida útil de la membrana, medida en unidades de tiempo (que suele ser una de las garantías de operación). Si las membranas no se limpian con la frecuencia debida, se irá obstruyendo la membrana con un deterioro relacionado exponencialmente con la carga superficial. La carga superficial excesiva crea, además, una sobreconcentración de sales junto a la membrana, conocida como polarización de la concentración, que puede provocar la precipitación de sales cuya solubilidad está sobrepasada, a pesar de que el valor medio de la concentración sea inferior. La polarización de la concentración sobre la membrana hace que la presión osmótica local sea mayor y demanda una mayor presión útil exterior.

Otro parámetro importante es la recuperación, o conversión, porcentual. La recuperación se define como:

$$C = 100 \times Q_p / Q_a$$

donde Q_p y Q_a , son, respectivamente, los caudales de agua producto y de agua alimentada. Una recuperación del 60 % significa que de cada 100 m³ alimentados, 60 m³ pasan como producto y 40 m³ van al rechazo.

La recuperación está limitada por el contenido en sales incrustantes del agua. Una recuperación excesiva puede dejar atrás una solución rechazo demasiado sobrecargada, teniendo en cuenta que el punto crítico se halla en el extremo de salida del rechazo, que es donde alcanza la máxima concentración. Además debe quedar un caudal de descarga del rechazo suficiente para arrastrar la materia coloidal que pueda haber sin llegar a acumularse sobre las membranas.

Cuando se desean recuperaciones muy altas deben disponerse las membranas en serie de forma que el rechazo del primer grupo de membranas pase a tratamiento a un segundo grupo en serie, y a un tercero si hace falta (figura) Con una buena combinación de la disposición pueden optimizarse la calidad y recuperación de agua. Se define el rechazo de sales como:

$$R = 100 (C_a - C_p / C_a)$$

donde C_a y C_p son, respectivamente, las concentraciones de una sal en las corrientes de alimentación y de producto.

Para un cierto tipo de membrana en espiral de acetato de celulosa, operando a 28 kg/cm², los rechazos son:

ClNa	96%	SO ₄ Na	99,6%
NO ₃ Na	93,3%	SiO ₂	92,3%
Cl ₂ Ca	98,8%	CO ₂	0%
Cl ₃ Al	99,2%		

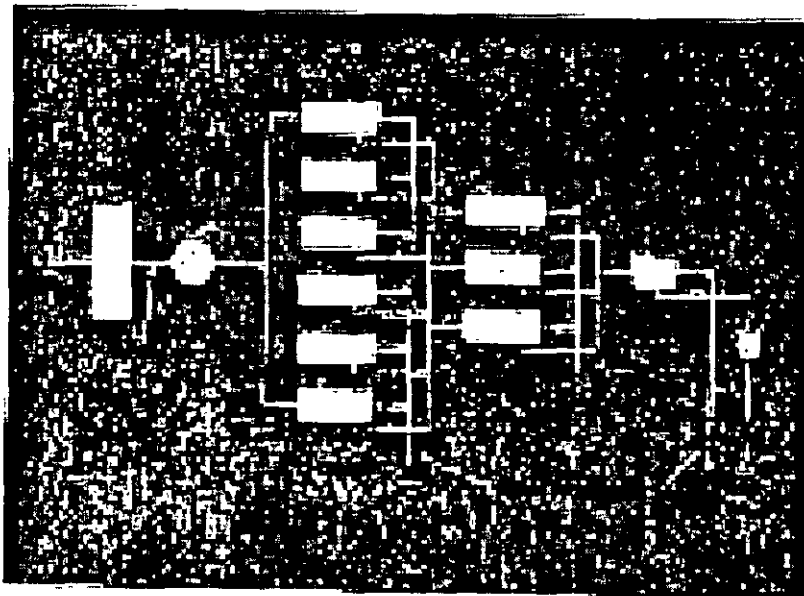


Figura. proceso de ósmosis inversa en tres etapas. Las unidades de fibra hueca logran una alta recuperación en un solo elemento pero la recuperación total esta limitada por razones hidráulicas. La recuperación total se puede aumentar mediante pasos multiples, hasta un 90% limitado por la calidad del agua.

Es interesante ver que el rechazo para las distintas sales crece con la carga de los iones ($SO_4^- > Cl^-; Al^{3+} > Ca^{++} > Na^+$). Los compuestos poco ionizados, ácidos y bases débiles, son poco o nada rechazados. Los gases no son rechazados y atraviesan la membrana. Los compuestos orgánicos de bajo peso molecular y no polarizados tienden a pasar; con peso molecular inferior a 200 casi todos pasan, pero el rechazo aumenta con el peso molecular, y las formas polimerizadas, que forman complejos, son rechazadas. También se rechazan las bacterias y virus.

En las membranas comerciales el paso de agua y de sales aumenta con la temperatura. Los valores estándar se suelen indicar a una temperatura de 25 °C y las condiciones deben ajustarse a la temperatura real. Un sólo grado centígrado puede representar un aumento de caudal de hasta un 2 a 3%.

Se usan dos tipos básicos de membrana y dos tipos básicos de material para su fabricación. Las membranas de acetato de celulosa resisten los productos oxidantes y se usan con aguas cloradas, pero hay que controlar el pH del agua para evitar su hidrólisis que limita su vida útil, y además se degradarían por el ataque microbiano justamente impedido por la cloración. Las membranas de poliamida, por el contrario, resisten variaciones de pH pero son sensibles a la degradación por el cloro residual. Ambas se complementan en sus aplicaciones.

Las membranas pueden configurarse en forma tubular, con tubos de muy pequeño tamaño, o con un montaje en arrollamiento en espiral (figura). Las membranas tubulares permiten empaquetamientos mayores de superficie por unidad de volumen, pero sufren más severamente el efecto del ensuciamiento que en los arrollamientos en espiral, por las mejores condiciones hidráulicas de operaciones de estas últimas.

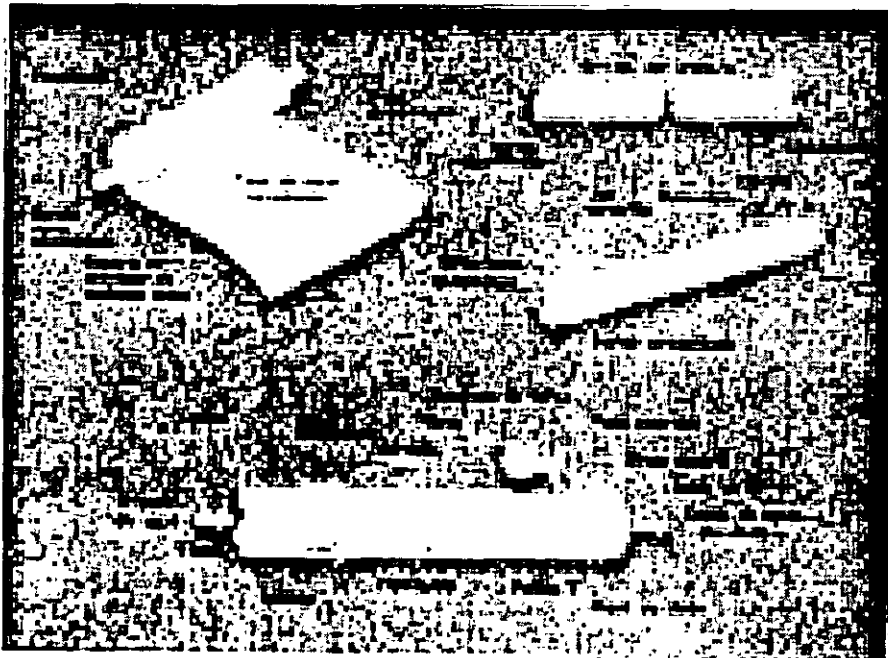


Figura. a) Configuración de una membrana en espiral y forma de empaquetamiento de elementos en un módulo a presión. b) Configuración de una membrana de fibra hueca.

4.3.4. ELETRODIALISIS

La electrodiálisis es un proceso de separación por membranas en el que éstas son selectivas y dejan pasar los iones pero no el agua. La solución salina se sitúa entre un par de membranas, aniónica y catiónica, a través de la cual fluyen los iones bajo el campo eléctrico de una corriente directa, con lo cual el agua queda parcialmente desalinizada.

Su principal aplicación está en las aguas salobres de hasta unos 7,000 ppm de salinidad, pero su mayor competitividad está por debajo de los 2,000 ppm. Sin embargo el proceso sólo produce agua de unos 500 ppm de salinidad remanente y por su constitución no elimina las impurezas no iónicas, los iones inmovilizados en grandes moléculas o los coloides.

Las membranas suelen ser de poliestireno, con grupos sulfonados las catiónicas y grupos amonio las aniónicas. Se construyen en láminas planas que contienen un 30 + 50 % de agua. Para mantener la electroneutralidad cada carga fija debe estar asociada con un ión de carga opuesta. Estos contraiones, que se pueden mover fácilmente, explican el transporte de la corriente eléctrica como iones migratorios. La semipermeabilidad no es perfecta pero su selectividad supera el 90 %.

El equipo de electrodiálisis consiste en una multitud de membranas aniónicas y catiónicas dispuestas alternativamente. En un compartimiento el agua se desaliniza y en los dos contiguos se concentra en iones (figura). Con el proceso reverso, en que cada 3 a 4 horas se cambia la polaridad -de la corriente, se eliminan los depósitos que tienden a formarse sobre las membranas, sin embargo hay que controlar el ensuciamiento que se produce por coloides y polielectrólitos. Los pretratamientos apropiados deben eliminar la materia coloidal y los óxidos de hierro y manganeso, como también el cloro, con carbón activo y sulfito sódico, que sinó atacaría a la membrana.

Como en la ósmosis inversa, se minimiza la polarización reduciendo el espesor de la película estacionaria sobre la membrana, aumentando la turbulencia del agua circulante, aunque la mayor velocidad implica mayor pérdida de carga. El aumento de temperatura del agua disminuye la viscosidad y mejora la turbulencia y la velocidad de difusión de los iones, pero hay que tener en cuenta las limitaciones de temperatura que tienen as membranas.

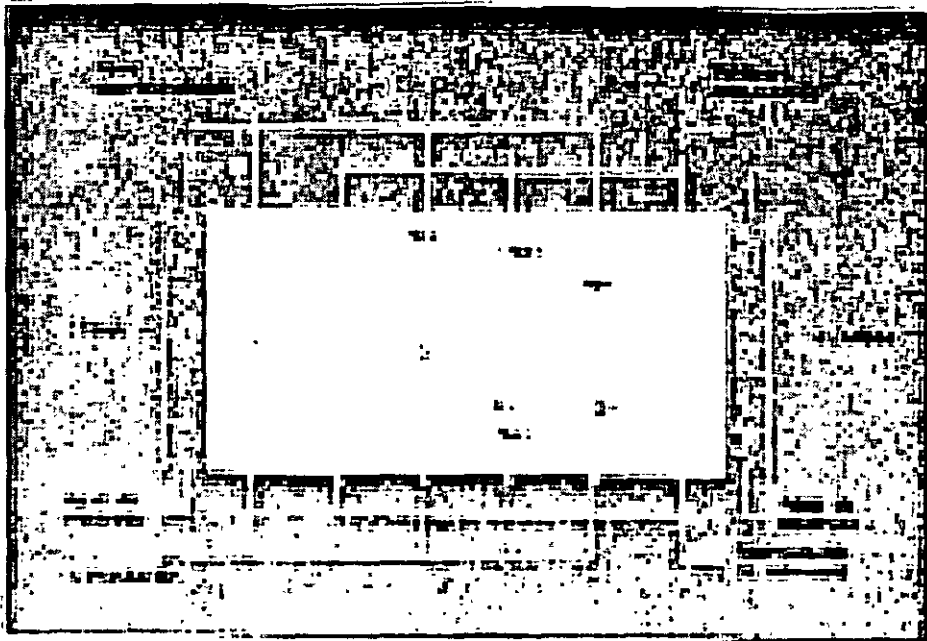


Figura. Proceso de electrodialisis. La solución salina se alimenta en las secciones de paso, limitadas por membranas que por su especial estructura dejan pasar los iones pero no el agua. Las secciones alternativas recogen y concentran estos iones en una salmuera recirculante.

4.3.5. PROCESOS DE DESTILACIÓN

Cuando el agua se calienta a su punto de ebullición pasa a la forma vapor mientras que todas las impurezas no volátiles permanecen en el recipiente de partida. Al pasar el vapor a través de una cámara de enfriamiento se condensa dando un agua destilada, más pura que la original. los gases disueltos pueden estar presentes en el destilado. En la práctica siempre tienen un pequeño arrastre de materia disuelta y coloidal. Pero es el único proceso que con seguridad elimina las bacterias, virus y pirógenos.

La destilación es un proceso caro por el consumo de energía en la evaporación y del agua fría en el enfriamiento. Para mejorar el rendimiento energético del proceso se han desarrollado las técnicas de destilación multietapa, en que parte del calor latente de evaporación se recupera desde una etapa para suministrar calor a la siguiente en la cual el agua hierve a menor presión y por tanto menor temperatura, y de termocompresión, en que el vapor producido se comprime dando un vapor recalentado cuyo calor latente se recupera cediéndolo en el evaporador del agua (figura)

6.0. TRATAMIENTO DE LODOS.

Uno de los principales problemas en el tratamiento de agua natural o agua residual es el de la eliminación de los lodos. En los tanques de sedimentación se producen grandes volúmenes de lodos con alto contenido de agua y su deshidratación y eliminación final pueden representar casi la mitad del costo del tratamiento.

6.1. PRINCIPIOS DE LA DESHIDRATACIÓN

Son cinco los tipos de lodos que se producen en los procesos de tratamiento:

1. Lodos primarios de la sedimentación del agua residual.
2. Lodos secundarios del tratamiento biológico del agua residual.
3. Formas digeridas de los dos anteriores en forma separada o mezclada.
4. Lodos de hidróxido por la coagulación y sedimentación de las aguas y desechos industriales.
5. Lodos de precipitación de las plantas de ablandamiento y del tratamiento de desechos industriales.

Todos estos lodos tienen bajos contenidos de sólidos (1 a 6%) y por eso se requiere manejar grandes volúmenes de lodos para obtener una masa de sólidos relativamente pequeña. En consecuencia, la principal preocupación en el tratamiento de los lodos es concentrar los sólidos por medio de la remoción de tanta agua como sea posible. La densidad y la naturaleza de las partículas de sólidos tienen una influencia considerable en el grosor del lodo producido. Así, un licor de ganga metalúrgica con sólidos de P. E. 2.5 se separará rápidamente para dar un lodo con una concentración de sólidos cercana al 50%. Por el otro lado, como los lodos del agua residual contienen sólidos muy compresibles con P. E. de 1-4, sólo producirán un lodo con el 2 al 6% de sólidos. A no ser que se tenga cuidado, los intentos para aumentar el contenido de sólidos al drenar el exceso de agua pueden hacer que los sólidos se compriman, con lo que se bloquean los huecos e impiden un mayor drenaje. Los lodos primarios del agua residual tienen una naturaleza heterogénea con sólidos fibrosos, de modo que su drenaje es más fácil que el del lodo digerido, que es más homogéneo en su naturaleza.

El P. E. de un lodo con un contenido particular de sólidos se puede determinar de la siguiente expresión:

$$\text{P. E. del lodo} = \frac{100}{\left[\frac{\% \text{ de sólidos}}{\text{P. E. de los sólidos} +} \right] + \left[\frac{\% \text{ de agua}}{\text{P. E. del agua}} \right]}$$

Un ejemplo simple puede mostrar la influencia de la reducción en el contenido de humedad en el volumen ocupado por un lodo. Considérese un lodo con 2% de sólidos de P. E. 1.4: 20 kg de sólidos están mezclados con 980 kg de agua, así el P. E. del lodo es 1.006 y el volumen ocupado es 0.994 m³. Si se deshidrata a un contenido de sólidos del 25% (una consistencia igual a la del suelo) los 20 kg de sólidos quedan con sólo 60 kg de agua, de modo que el P. E. del lodo cambia a 1.077 y el volumen ocupado se reduce a 0.074 m³, o sea cerca del 7.5% del volumen original.

Se desarrolló el trabajo sobre filtrado para el deshidratado de lodos por filtrado. Se introdujo el parámetro de resistencia específica para comparar la filtrabilidad de los diferentes lodos.

La tasa de filtrado, esto es, la facilidad de deshidratación, está dada por

$$\frac{dV}{dt} = \frac{PA^2}{\mu(rcV + RA)}$$

donde V= volumen de filtrado obtenido después de un tiempo t,
P= presión aplicada,
A= área del filtro,
μ= viscosidad absoluta del filtrado,
r= resistencia específica del lodo,
c= concentración de sólidos del lodo,
R= resistencia del medio de filtro limpio.

Para P constante la integración da

$$t = \frac{\mu rc}{2PA^2} V^2 - \frac{\mu R}{PA}$$

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu rc}{2PA^2} V - \frac{\mu R}{PA}$$

Si se usa un aparato de filtrado de laboratorio, es posible determinar la resistencia específica al graficar t/V contra V, con una pendiente de la recta $\mu rc/2PA^2$. Entre más alto sea el valor de la resistencia específica, será más difícil deshidratar el lodo.

Un método alternativo para evaluar la filtrabilidad de un lodo es medir el tiempo de succión capilar (TSC). El TSC depende de la succión aplicada a una muestra de lodo por un papel de cromatografía absorbente. Se expone al lodo un área de papel en el centro mientras que el papel que resta se usa para absorber el agua removida del lodo por succión capilar. El tiempo que le toma al agua viajar una distancia estándar a través del papel se registra visual o electrónicamente y se encuentra que tiene una buena correlación con los valores de resistencia específica para un lodo en particular.

6.2. ACONDICIONAMIENTO DE LODOS.

Para mejorar la eficiencia del proceso de deshidratado es útil aplicar una etapa preliminar de acondicionamiento para liberar tanta agua como sea posible de las partículas de lodo. El objeto de este tratamiento preliminar es facilitar la aglomeración de sólidos y aumentar su contenido. Para este fin se emplean varios métodos de acondicionamiento, lo que depende de las características del lodo que se va a tratar:

1. *Espesamiento.* Con muchos lodos flocculentos, especialmente los excedentes de los activados, el agitado a baja velocidad en un tanque con un mecanismo del tipo de cerca con estacas estimula una floculación mayor y puede aumentar significativamente el contenido de sólidos y la capacidad de sedimentación al mismo tiempo que permite el retiro del sobrenadante.
2. *Acondicionamiento químico.* Los coagulantes químicos pueden ser útiles en la promoción de la aglomeración de las partículas de flóculo y en la liberación de agua. Los más comunes son: sulfato de aluminio, clorhidrato de aluminio, sales de hierro, cal y polielectrolitos o ambos. El costo de estos reactivos está más que compensado por el aumento en el contenido de sólidos y la mejora en las características de deshidratado que resultan de su uso.
3. *Elutriación.* El requerimiento químico para el acondicionamiento se puede reducir si se mezcla el lodo con agua o efluente, se permite que se sedimente y se retira el sobrenadante antes de agregar las sustancias químicas. Este proceso de lavado quita mucho de la alcalinidad que en los lodos digeridos ejerce una alta demanda química.
4. *Tratamiento con calor.* Se han empleado varios procesos para calentar los lodos de agua residual bajo presión con el fin de estabilizar la materia orgánica y mejorar su capacidad de deshidratación. Una operación común es calentar a una temperatura de 190°C por 30 min a una presión de 1.5 MPa y luego pasar el lodo a tanques de espesamiento. El sobrenadante tiene un alto contenido orgánico soluble y se debe regresar a la planta principal de oxidación para su estabilización, lo que no siempre es fácil debido a su biodegradabilidad limitada. Los problemas de corrosión y los altos costos de energía han hecho que las plantas de tratamiento con calor no sean muy atractivas en la mayoría de los casos.

6.3. DESHIDRATACIÓN DE LODOS

En muchos de los métodos de eliminación de lodos, la deshidratación preliminar es esencial para que los costos de la eliminación se mantengan bajo control.

Se emplean varios métodos de deshidratación (figura) lo que depende del terreno disponible y los costos relacionados con una situación particular.

Lechos de secado

El proceso de deshidratación más antiguo y más sencillo es el que usa lechos rectangulares poco profundos con fondos porosos arriba de una red de drenaje subterráneo. Los lechos se dividen en áreas convencionales con paredes bajas. El lodo se pasa a los lechos hasta que la profundidad es de 125 a 250 mm; la deshidratación tiene lugar debido al drenaje de las capas inferiores y a la evaporación de la superficie bajo la acción del sol y el viento. La pasta se agrieta a medida que se seca, lo que permite mayor evaporación y el escape del agua de lluvia de la superficie. En buenas condiciones, el contenido de sólidos que se obtiene es casi del 25% en unas cuantas semanas; en climas templados un período más común es de 2 meses. Se obtienen mejores resultados con la aplicación frecuente de capas de lodo poco profundas en vez de capas profundas e intervalos más largos. La remoción del lodo seco se hace manualmente en plantas pequeñas pero en otros lados se tiene que instalar una planta mecánica para el levantamiento de los lodos. El terreno que se requiere para el lodo de agua residual es $0.25 \text{ m}^2/\text{persona}$. Este gran requerimiento hace difícil que los lechos de secado sean factibles a menos que se disponga de terreno a bajo costo. En muchas circunstancias se utiliza alguna forma de deshidratado mecánico, para el cual las necesidades de terreno son mínimas y cuyo rendimiento no es afectado por el clima.

Filtrado de presión

El filtrado de presión es un proceso intermitente en el que se bombea lodo acondicionado con presión creciente en cámaras revestidas con telas de fieltro; estas cámaras retienen los sólidos pero permiten que el líquido escape por las estrías que tienen las placas metálicas de apoyo. A medida que escapa el líquido, la pasta adyacente a la tela actúa como un filtro adicional para el resto del lodo y la pasta se deshidrata hacia el centro. El tiempo durante el cual se somete a presión varía de 2 a 18 horas, con presiones de 600 a 850 kPa, lo que da una pasta con un

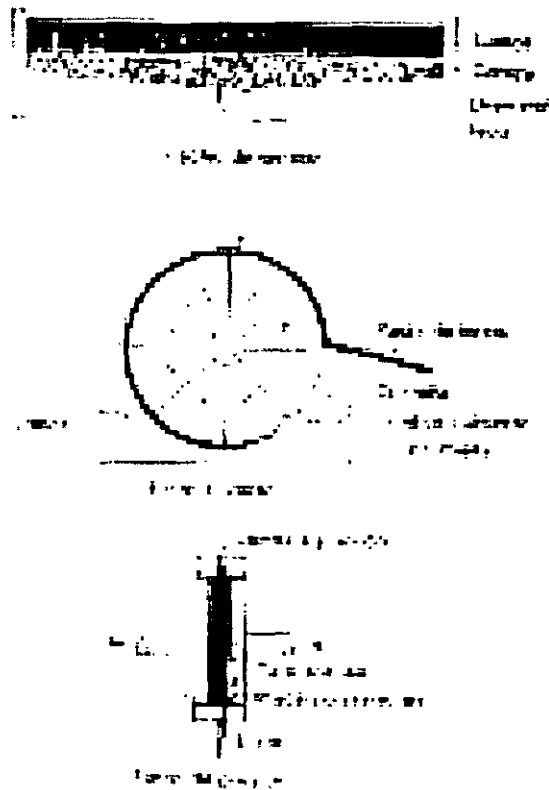


Figura. Métodos de deshidratación.

contenido de sólidos del 25 al 50%. La carga de sólidos depende de la naturaleza del lodo y de la duración del ciclo de presión.

Una mejora del proceso de filtrado de presión es una prensa sin fin de operación continua que introduce el lodo acondicionado en la abertura entre dos bandas sin fin a las que se aplica presión por medio de rodillos. La deshidratación ocurre por una combinación de drenaje por gravedad, filtrado de presión y efecto de corte.

Filtrado al vacío

Éste es un proceso continuo en el cual un tambor giratorio segmentado cubierto con tela de fieltro se sumerge parcialmente en lodo acondicionado. Se forma un vacío de 90 kPa en los segmentos sumergidos para que el lodo se adhiera a la superficie de la tela. A medida que gira el tambor y la capa de lodo emerge del tanque, se jala aire a través de éste por el vacío para ayudar a la deshidratación. Un raspador quita la pasta de lodo con la ayuda de un cambio a presión positiva en el segmento de tambor correspondiente. Los sólidos en la pasta normalmente son del 20 al 25%, con rendimientos de filtro aproximados de 20 kg de sólidos secos/m² h.

Centrifugación

Las centrifugas de operación continua tienen aplicación en el deshidratado de lodos. La mayoría son del tipo de carcaza sólida en el cual se alimenta lodo acondicionado al centro de una carcaza que gira rápidamente. Los sólidos son lanzados a la orilla exterior de donde son removidos por un raspador-transportador. Las centrifugas son relativamente compactas pero no pueden lograr concentraciones de sólidos mayores del 20% y en muchos casos es difícil separar en forma económica sólidos mayores a un 12 ó 15% de los lodos del agua natural o residual.

Es importante observar que en todas las operaciones de deshidratado de lodos el líquido que se separa requiere arreglos adecuados para poder eliminarlo.

El líquido de los lodos del agua residual, es altamente contaminante y se debe regresar a la planta principal de tratamiento para su estabilización.

6.4. ELIMINACIÓN DE LODOS.

El lodo de agua residual tiene valor como acondicionador de suelos ya que contiene cantidades importantes de nitrógeno y fósforo. Los lodos que se provienen de instalaciones sin descargas industriales importantes pueden ser destinados de inmediato a los terrenos agrícolas. Con lodos que contienen materiales potencialmente tóxicos, como metales pesados, no es posible utilizar la tierra agrícola para su desecho. Frecuentemente se requiere una digestión anaerobia de los lodos anterior a la disposición en tierra, para asegurar la destrucción de los microorganismos patógenos que pudieran estar presentes en el lodo crudo. La aplicación del lodo a la tierra agrícola se hace cuando está aún húmedo. Se transporta en un carro-tanque o por un sistema de irrigación por aspersión. Como las condiciones climáticas pueden impedir la aplicación en ciertos períodos, se debe contar con suficiente capacidad de almacenaje para cubrir estas situaciones. Se necesita un área para eliminación en tierra de 20 M²/persona o más, lo que depende de las prácticas agrícolas, tipo de suelo y clima.

Una gran cantidad de lodos se arroja en canteras viejas y sitios similares. Esta práctica de rellenar con lodo deshidratado hace posible la recuperación de terrenos agotados. Siempre se debe tener en mente la posibilidad de que el agua subterránea se contamine como resultado de tales prácticas. En áreas costeras es muy común desechar el lodo líquido en el mar en lugares de aguas profundas; hay poca evidencia de daño ambiental importante causado por tales acciones cuando se controlan apropiadamente. Sin embargo, algunas autoridades prohíben ahora echar lodos de agua residual en el mar.

El compostamiento de lodos de agua residual con basura doméstica produce un material estable con buenas propiedades como acondicionador de suelos, pero con poca reducción en volumen. Por esta razón, la fabricación de composta sólo es

justificable si hay un mercado para el producto. Todo el lodo del agua residual y toda la basura de una comunidad producen una mezcla muy húmeda para hacer la composta y es necesario deshidratar el lodo para tener un 25% de sólidos y que el proceso opere satisfactoriamente.

Cuando no se cuenta con sitios para desechar los lodos a una distancia que resulte económica, o si el lodo contiene materias tóxicas, la mejor solución es incinerarlo. Esta operación se lleva a cabo en hornos de hogar múltiple, la operación es normalmente autosustentable cuando los lodos de agua residual se deshidratan hasta un 25% en sólidos (los sólidos de agua residual tienen un valor calorífico que comúnmente es 20 MJ/kg). Después de la incineración, la ceniza residual equivale únicamente al 5 ó 10% de los sólidos originales, con lo que disminuye en gran parte el problema de la eliminación. Sin embargo, desechar los lodos de esta manera significa un gran costo de capital y un costo de operación considerable.

El volumen y naturaleza de los lodos producidos en las operaciones de tratamiento de agua son tales que su disposición no causa normalmente grandes problemas. Son prácticas comunes desecharlos en tierra, lagunas o por medio de filtrado de presión con eliminación en tiraderos. Los lodos con hidróxido de aluminio no tienen valor como fertilizante, pero los lodos de cal que se obtienen de las operaciones de ablandamiento tienen un valor considerable en la agricultura.

8.0. CARACTERIZACION DE LAS DESCARGAS.

Un estudio para conocer las características de las descargas de agua residual en una industria incluye diversas actividades como son: hacer una inspección global de la industria, establecer los sitios de muestreo, medir los gastos de las descargas, coleccionar muestras de agua y analizarlas.

Inspección global de la industria. Al hacer un reconocimiento de la industria se deberá poner especial atención a los siguientes aspectos:

- a) Los usos que se le da al agua de abastecimiento, así como la cantidad y calidad de la misma. Esto permitirá tener en cuenta, al final del estudio, la posibilidad de usar el agua residual tratada.
- b) Los sitios en que se generan descargas de agua residual, para establecer en ellos los puntos de muestreo.
- c) Los productos elaborados en cada proceso y las materias primas. Esto dará una idea de los contaminantes que se pueden encontrar en las aguas residuales, y se podrán incluir en los parámetros a analizar.
- d) Los períodos de trabajo en la industria, que pueden ser por turnos de 8 horas, o continuos las 24 horas; esto es con el fin de determinar las variaciones de flujo en las descargas, algunas pueden ser intermitentes o casuales, y se deberán tomar en cuenta al establecer el programa de monitoreo.
- e) Investigar si los productos elaborados son siempre los mismos, o si se cambia la producción, como en el caso de la industria de enlatado de productos naturales, que van de acuerdo a la época de su cosecha. Esto indicará la necesidad de ampliar el tiempo de muestreo para abarcar otras condiciones de trabajo en la industria.

Al evaluar los resultados de las características de las aguas residuales, y antes de decidir el tipo de tratamiento, conviene saber si la industria tiene planes de expansión o de renovación de equipo para actualizar la tecnología de sus procesos, pues estos cambios pueden influir tanto en el volumen como en la calidad de las aguas residuales.

8.1. TÉCNICAS DE MUESTREO

Cuando se desea realizar un estudio de las aguas residuales de una industria, es necesario hacer una planificación y selección adecuada de los puntos de muestreo; elegir la frecuencia para la toma de muestras, el tipo de muestras, establecer aforos, decidir los análisis a realizar y los métodos de conservación de las muestras. De acuerdo a estos puntos, se elabora un programa de monitoreo que satisfaga los

objetivos del estudio; además, debe de estar dentro de las limitaciones de tiempo, dinero y potencial humano disponible.

Con el programa de monitoreo se pretende obtener las características de flujo y calidad de las aguas residuales, así como sus variaciones con respecto al tiempo.

En los estudios se debe emplear el número mínimo de muestras que representen adecuadamente las características de las aguas residuales.

El período, la frecuencia y el tipo de muestras del monitoreo, debe de ser establecido de acuerdo a la finalidad del estudio, del tipo de industria, el número de descargas, la capacidad de análisis del laboratorio y la operación de los procesos.

Tipo de muestras. Las muestras que serán tomadas durante el monitoreo pueden ser simples o compuestas. Muestra simple es una cantidad de agua residual representativa (2.5 litros) del total, tomada a determinado momento durante un mínimo período de tiempo, necesario para obtener el volumen adecuado, conocer sus características en ese momento.

Una muestra compuesta se forma por varias muestras simples tomadas a diferentes tiempos. Estas muestras se obtienen mezclando muestras simples en volúmenes proporcionales al gasto o flujo de descarga medido en el sitio y momento de muestreo.

El intervalo entre la toma de cada muestra simple, para formar una muestra compuesta debe ser el suficiente para determinar la variación de los contaminantes del agua residual durante 24 horas, para poder obtener el promedio de las variaciones de los contaminantes.

Ejemplo. En una descarga de aguas residuales se colectaron muestras simples e instantáneas cada 4 horas, durante un período de 24 horas, y se desea preparar una muestra compuesta.

Los datos de los caudales en cada muestreo son los siguientes:

No. de muestra	Tiempo (h)	Caudal (lps)
1	4	5
2	8	10
3	12	15
4	16	17
5	20	4

Solución:

suma de caudales $Q_T = 63$ lps

Se calcula el porcentaje de caudales para cada tiempo con respecto al caudal total.

La muestra compuesta se prepara con volúmenes de cada muestra simple, en una cantidad proporcional al gasto. Por ejemplo, si se desea preparar un litro de muestra se tomarán de cada muestra simple las siguientes cantidades.

Para $t = 4$ h, $Q_1 = 5$ 1ps, % de $Q_T = 7.94$, y % $V = 79.40$ ml

Los resultados obtenidos son los siguientes:

No. de muestra	Tiempo (h)	Q (1ps)	%QT	Volumen (ml) muestra compuesta*
1	4	5	7.84	79.40
2	8	10	15.88	158.80
3	12	15	23.81	238.10
4	16	17	26.98	269.80
5	20	14	22.2	222.20
6	24	2	3.17	31.70

* Muestra compuesta de 1000 (ml)

Material y equipo para muestreo. Los recipientes empleados para las muestras deben ser de un material inerte al contenido del agua residual, se recomiendan los de polietileno o vidrio, deben tener una capacidad mínima de 2 litros; sus tapas deben ser de material afín a ellos y proporcionarles un cierre hermético.

Los volúmenes de muestra usuales para los análisis fisicoquímicos varían entre 2 y 5 litros y para los bacteriológicos con 1 00 ml es suficiente.

Los recipientes utilizados para muestras de análisis bacteriológicos además de las características mencionadas, deben ser de boca ancha y resistentes a las temperaturas de esterización (160-170 °C).

En general el equipo usual para muestrear comprende lo siguiente:

- Muestreador manual o automático.
- Muestreador para oxígeno disuelto.
- Caja de madera para reactivos.
- Medidor de oxígeno de campo o reactivos y botellas para la determinación de oxígeno disuelto.
- Potenciómetro de campo o papel pH.
- Conductímetro de campo.
- Termómetro con cubierta metálica.
- Pipetas graduadas de 1 0 ml.
- Pipetas volumétricas de 1 00 ml.

- Bureta de 15 ml.
- 3 matraces Erlenmeyer de 250 ml.
- Pizeta con agua destilada.
- Soporte universal.
- Botellas de plástico de 2 a 5 litros de capacidad para muestras de análisis fisicoquímicos.
- Botellas de vidrio ambar con tapón esmerilado o de plástico, de 125 ml. con boca ancha, estériles, para muestras de análisis bacteriológicos.
- Frascos de vidrio de boca ancha, de un litro de capacidad para muestra de grasas y aceites.
- Embudos de plástico.
- Cubetas de plástico.
- Cable para los muestreadores.
- Hielera y hielo.
- Guantes y botas de hules.
- Conservadores químicos específicos

Preparación de los recipientes. Los recipientes para las muestras de análisis fisicoquímicos deben estar perfectamente limpios. La limpieza puede hacerse utilizando mezcla crómica o con detergente, cuidando de enjuagarlos bien. En caso de emergencia bastará con enjuagar varias veces el recipiente con el agua residual que se va a muestrear.

Algunos envases requerirán de tratamiento especial, como es el caso de los de grasas y aceites, que además de estar limpios se deben de enjuagar con un solvente y secarlos con aire; para fosfatos, el recipiente se debe de enjuagar con agua acidulada caliente y posteriormente con agua destilada.

Los recipientes para las muestras de análisis bacteriológicos deben de estar bien lavados, enjuagándolos posteriormente con agua caliente para remover las trazas de compuestos residuales de lavado y finalmente enjuagarlos con agua destilada varias veces. Al final del lavado el material debe de estar libre de alcalinidad o acidez para lo cual se aconseja el uso del papel pH para comprobarlo. Las botellas de vidrio se deben esterilizar a una temperatura de 170 °C durante una hora, o en autoclave a 121 °C por 15 minutos, si el tapón es de vidrio esmerilado se le coloca una tirita de papel para facilitar la apertura. Encima de la tapa, cubriendo a su vez el cuello del frasco, se le coloca un capuchón de papel aluminio o kraft.

Muestreo para análisis fisicoquímicos. Se muestrea según sean las condiciones del lugar, sumergiendo el envase en el sitio de muestreo o si es necesario se puede utilizar algún muestreador y verter su contenido en la botella o directamente según el tipo de muestreador. Es importante que los recipientes estén limpios en su exterior y procurar muestrear a contracorriente para evitar adulterar la muestra con contaminantes externos a la descarga.

En el caso de descargas de aguas residuales que fluyan libremente, en forma de chorro, se toma la muestra directamente en la descarga. Si la descarga fluye en canales o colectores, se recomienda tomar la muestra en el centro del canal o colector, de preferencia en lugares donde el flujo sea turbulento, a fin de asegurar un buen mezclado.

La elección de los puntos de muestreo está en función de los objetivos del estudio y la experiencia de quien lo realice.

Oxígeno disuelto. La toma de muestras para la determinación de oxígeno disuelto deberá efectuarse con cuidado evitando el burbujeo o agitación. En aguas poco profundas se puede muestrear directamente con una botella de boca angosta con tapón esmerilado. En el caso de muestrear a más de un metro de profundidad existen los muestreadores Winkler (específicos para oxígeno disuelto) y el Kemmerer, tomando las precauciones debidas para evitar burbujeos al introducir la muestra a la botella de DBO de 300 ml, donde se realizará el análisis. Es recomendable registrar la temperatura de la muestra lo más preciso posible en el momento de tomarla y efectuar el análisis inmediatamente, por lo menos fijar el oxígeno y después realizar la titulación con los reactivos químicos del método empleado.

Actualmente existen en el mercado medidores de oxígeno analógicos o digitales, que bien calibrados y tomando las precauciones adecuadas, permiten realizar las determinaciones de este parámetro sin complicaciones.

Grasas y aceites. Es muy importante cuidar que la muestra sea representativa, ya que una característica de las grasas y aceites que se agrupan en la superficie de los cuerpos de agua, formando natas en determinadas zonas, por lo cual la muestra se toma superficialmente en frascos de un litro evitando derramarlos. En caso de aceites emulsionados, la muestra se toma a 20 ó 30 cm. de profundidad, cuando no haya mucha turbulencia para asegurar una mayor representatividad.

Cuando el análisis no puede efectuarse inmediatamente, se conserva la muestra a un pH de 2 o menos adicionando 5 ml. de HCl concentrado y refrigerándola a 4 °C, se recomienda no almacenarla por más de 24 horas.

Muestreo para análisis bacteriológicos. Cuando se toma la muestra directamente, se procede de la siguiente manera: Tomar la botella cerca de su base, aflojar ligeramente el tapón, sumergirla cerrada (15-20 cm), con el cuello hacia abajo, colocándolo finalmente en sentido contrario a la corriente para evitar que el agua que entre a la botella toque primero las manos, después se destapa la botella y se gira de modo que el cuello quede ligeramente más elevado que la base, se deja que se llene, las 3/4 partes, dejando un espacio suficiente para facilitar el mezclado previo al análisis.

Identificación de las muestras y registro de campo. Después de coleccionar la muestra, es necesario tomar las precauciones necesarias para que en cualquier momento sea posible identificarlas. Se deben identificar con una etiqueta pegada o colgada, o numerar y anotar la fecha en los frascos con un material que no sufra alteraciones con el agua (marcadores comerciales) anotando la información en una hoja de registro.

En el caso de utilizar etiquetas, éstas deben ser de papel que no sufra alteraciones con el agua y llevar anotada con tinta indeleble la siguiente información:

- Identificación de la descarga.
- Número de la muestra.
- Fecha y hora de muestreo.
- Análisis a efectuar.

Durante el muestreo se debe llevar una hoja de registro -con la suficiente información que permita identificar el sitio de toma de la muestra, condiciones en que se efectuó el muestreo, observaciones, etc. Esta hoja debe de contener la siguiente información:

- Resultados de los análisis de campo realizados en el sitio.
- Temperatura ambiental y del agua, gasto, pH.
- Localización de la estación de muestreo.
- Descripción cualitativa de olor y color de las aguas residuales al momento del muestreo.
- Observaciones generales.

Conservación de las muestras. Las técnicas de conservación de las muestras retardan durante cierto tiempo los cambios químicos y biológicos que se producen después de su toma. En general, mientras más corto sea el tiempo que transcurra entre la toma de la muestra y su análisis más confiables serán los resultados.

En la tabla 8.1. se presenta una lista de conservadores que se usan comúnmente en muestras de agua, se indica su acción, y a qué tipo de análisis son aplicables.

En la tabla 8.2. se enlistan los parámetros más frecuente en los análisis de agua y aguas residuales, tipo de envase que debe utilizarse para la muestra, volumen mínimo requerido para cada análisis, conservación de la muestra y tiempo máximo de almacenamiento recomendado.

Transporte y almacenamiento de las muestras. Las muestras deben conservarse durante el muestreo en una hilera y transportarse al laboratorio debidamente etiquetadas o marcadas, acompañadas de su registro de campo.

En el laboratorio las muestras se conservarán en refrigeración a 4 °C, hasta haberseles efectuado los análisis correspondientes.

Se recomienda que el tiempo de almacenamiento de las muestras para análisis fisicoquímicos y bacteriológicos sea el mínimo posible y no exceda de los límites indicados en la Tabla 8.2.

Tabla 8.1
Acción y aplicación de algunos de los conservadores
usados más comúnmente en el muestreo de aguas residuales

Conservador	Acción	Aplicable a
HgCl ₂	Inhibidor bacteriano	Nitrógeno y fósforo en todas sus formas.
Acido (HNO ₃)	Solvente de metales	Metales
	Prevenir la precipitación	
Acido (H ₂ SO ₄)	Inhibidor bacteriano o Formador de sales con bases orgánicas	Muestras orgánicas (DQO, aceites, grasas y carbón orgánico).
Alcali (NAOH)	Formador de sales con compuestos	Cianuro, ácidos orgánicos.
Refrigeración	Inhibidor bacteriano	Acidez, alcalinidad material orgánico, DBO, color, análisis bacteriológicos, fósforo y nitrógeno orgánico, carbono y microorganismos.

Tabla 8.2
Recomendaciones para el muestreo de aguas residuales

Parámetros	Tipo de envases	Volumen mínimo requerido ml.	Conservador	Tiempo máximo de almacenamiento recomendado
Acidez	Vb, P	100	Refrigerar	24 h
Alcalinidad	V, P	200	Refrigerar	24 h
Análisis				
Bacteriológicos	V, Pr	100	Refrigerar	6 H
COT	V	100	Analizar inmediatamente	7 días

			o refrigerar y acidular a pH<2 con H ₂ SO ₄ .	
Cianuro total	V, P	500	Añadir NaOH hasta pH>12, refrigerar en la oscuridad	24 h
Cloro Residual	V, P	500	Analizar inmediatamente	0.5 h
Conductividad	V, P	500	Refrigerar	28 días
DBO	V, P	1000	Refrigerar	6 h
DQO	V, P	100	Analizar tan pronto como sea posible o añadir H ₂ SO ₄ hasta pH<2	7 días
Dureza	V, P	100	Refrigerar	48 h
Fenoles	V	500	Refrigerar añadir H ₂ SO ₄ hasta pH<2	6 meses
Fluoruros	P	300	No requiere preservación	28 días
Fosfatos	Va	100	Para disolver fosfatos filtrar inmediatamente ; refrigerar; congelar (-10°C)	48 horas
Grasas y aceites	VS frascos de boca ancha	1000	Añadir H ₂ SO ₄ <2, refrigerar	28 días
Metales	Va, Pa, Vp	-	Para disolver metales filtrar inmediatamente y añadir HNO ₃ hasta pH<2	6 meses pero varia en ciertos metales
Nitrogeno Amoniacal y orgánico	V, P	500	Analizar tan pronto como sea posible acidular H ₂ SO ₄ hasta pH<2; refrigerar	7 días
Nitratos	V, P	100	Aciludar H ₂ SO ₄ hasta pH<2; refrigerar	48 horas
Nitritos	V, P	100	Analizar tan	Ninguno

			pronto como sea posible o congelar a (-20°C)	
Material sedimentable	V, P	-	Refrigerar	7 días
Olor	V	500	Analizar tan pronto como sea posible; refrigerar.	6 h
Oxígeno disuelto	V, envase para O.D, es un frasco especial de vidrio; con tapón cónico y cuello esmerilado, de un volumen determinado conocido como botella DBO.	300	Analizar de inmediato o fijar el Od y luego titular	8 horas
PH	V, P		Inmediato análisis.	2 horas
Compuestos Organicos	VS, TFE		Refrigerar: adicionar 100mg de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ /mg de cloro residual presente	7 días
Sulfatos	V, P	500	Refrigerar	28 días
Sulfitos	V, P	100	Refrigerar; adicionar 4 gotas de acetato de zinc 2N/100 ml	28 días
Temperatura	P, V	-	Inmediato análisis.	-
Turbiedad	V, P	-	Analice el mismo día: refrigerar en oscuridad	24 horas
Sólidos	V, P	1000	Refrigeración en la oscuridad.	7 días

V - Vidrio

P - Plástico (polietileno o equivalente)
Pr - Plástico resistente al calor, esterilizado y de una capacidad de 120 ml.
Va - Pa - Enjuagado con una solución de HNO₃ 1:1
Vb - Vidrio Boro silicato
Vs - Vidrio enjuagado con solventes orgánicos
Refrigerar - Almacenamiento a 4°C
Refrigeración - Almacenamiento a 4°C en la oscuridad
TFE - Tetra fluoro etileno

8.2 MEDICIÓN DE GASTOS

Cuando se colectan las muestras en los sitios de muestreo uno de los parámetros a medir en ese momento es el gasto de la descarga, sin ese dato prácticamente son inútiles los datos que reporte el laboratorio al analizar las muestras, porque la concentración de los contaminantes generalmente se reporta en mg/l y sin el flujo de la descarga no se podrá calcular la carga total de contaminantes.

En el mercado se puede obtener una variedad de equipos para la Medición de gastos, sin embargo, es importante referirse a los métodos más sencillos y económicos para medir caudales como son el uso de vertedores y la hidráulica de los conductos tubulares.

Vertedores. Se le llama vertedor a un dispositivo hidráulico que consiste en una escotadura a través de la cual se hace circular el agua. Hay diferentes clases de vertedores según la forma que adopte la vena líquida siendo los más comunes: rectangular, trapecial, triangular y circulares.

Los vertedores que se usan para medir descargas o flujos relativamente pequeños son de pared delgada, cuando la longitud de la cresta del vertedor en dirección a la corriente es apreciable, se denominan vertedores de las presas para control de avenidas.

Para conocer el gasto que circula por estos dispositivos se miden los siguientes parámetros.

- Cresta. Es la pared horizontal de la escotadura en contacto con el líquido, su longitud se denomina L.
- Carga. La carga del vertedor es la altura del chorro del agua desde el nivel de la cresta hasta la superficie, medida a una distancia mínima d antes de la cresta, para evitar que la medida esté afectada por el abatimiento del manto sobre la cresta. Esta distancia d puede variar entre 0.6 y 1.0 metros (de 5 a 10 veces la carga).

- Carga sobre la cresta. Es el espesor del chorro medido sobre la cresta en el plano del vertedor. La diferencia entre la carga sobre la cresta y la carga del vertedor tiene un valor aproximado de 31 % de la carga del vertedor.
- Cuando la longitud de la cresta L es relativamente pequeña comparada con el ancho B del canal de conducción, la vena del chorro sufre contracciones laterales que no se presentan cuando la longitud de la cresta es igual al ancho del canal.

Las fórmulas para el cálculo de caudales en vertedores tienen origen empírico, en esta ocasión, se presentan algunas de las fórmulas más comunes para calcular el caudal en vertedores.

Vertedor rectangular. En la Figura. 8.1 se presenta un vertedor rectangular. La fórmula de Francis (1852) para calcular el caudal es la siguiente:

Fórmula general:

$$Q = \alpha(L - n\beta H) H^{3/2} \text{ en el sistema inglés.}$$

Siendo $\alpha = 3.33$

$$\beta = 0.1$$

n = número de contracciones (en un lado o en los dos).

L = longitud de la cresta del vertedor.

H = Carga del vertedor.

Cuando el chorro no tiene contracciones laterales ($n = 0$) se tiene:

$$Q = \alpha L H^{3/2}$$

En el sistema métrico la fórmula general es:

$$Q = 1.84(L - 0.1 nH) H^{3/2}$$

Cuando el chorro no tiene contracciones:

$$Q = 1.84 L H^{3/2} \text{ en el sistema métrico}$$

Otro factor que puede influir en el gasto es la velocidad de llegada (v), lo cual origina un aumento en la carga del vertedor, denominada carga de presión (H_o). La ecuación general del gasto en este caso es la siguiente:

$$Q = 1.84(L - 0.1 nH)(H + H_o)^{3/2}$$

siendo $H_o = (v^2) / (2g)$.

Estos problemas se resuelven por tanteos hasta lograr dos resultados consecutivos lo suficientemente próximos para aceptar como buena la solución.

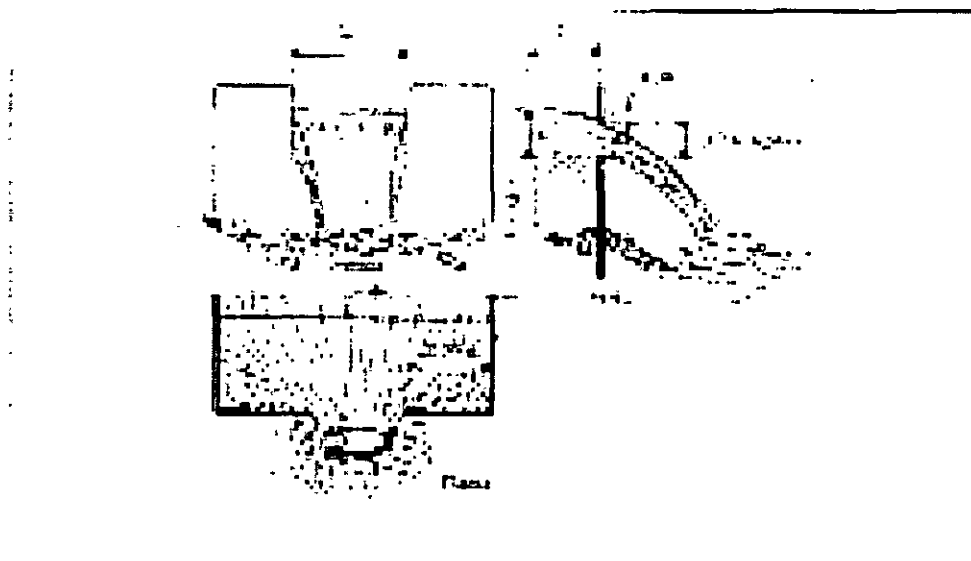


Figura 8.1. Vertedor rectangular.

Ejemplo 1. En un curso de agua está colocado un vertedor rectangular con dos contracciones laterales, con una longitud de cresta de 1.20 m y una carga de 0.40 m. Calcule el gasto.

Solución:

Los datos son:

$$\begin{aligned} L &= 1.20 \text{ m} \\ H &= 0.40 \text{ m} \\ n &= 2 \end{aligned}$$

aplicando la ecuación $Q = 1.84(L - 0.1nH)H^{3/2}$

se tiene:

$$Q = 1.84(1.20 - 0.1 \cdot 2 \cdot 0.4)(0.4)^{3/2} = 0.521 \text{ m}^3/\text{s}$$

Ejemplo 2. Determine el gasto de un vertedor rectangular sin contracciones laterales con una longitud de cresta de 1.20 m y una carga de 0.40 m.

Solución:

$$\begin{aligned} \text{Los datos son: } L &= 1.20 \text{ m} \\ H &= 0.40 \text{ m} \end{aligned}$$

$$\alpha = 1.84$$

sustituyendo los valores en la ecuación:

$$Q = 1.84 LH^{3/2}$$

$$Q = 1.84 * 1.20 * 0.40^{3/2} = 559_m^3/s$$

Los resultados de estos dos ejemplos muestran que en dos vertedores con igual longitud de cresta e igual carga, tiene mayor gasto el que no tenga contracciones laterales.

Vertedor triangular. La Figura 8.2 muestra un vertedor triangular de cresta delgada. El caudal para este tipo de vertedor considera los siguientes parámetros:

El ángulo del vertedor es igual a 2α .

La carga del vertedor es la distancia del vértice del ángulo hasta la superficie libre del líquido.

En este caso el gasto está dado por la siguiente fórmula:

$$Q = Ctg\alpha H^{5/2}$$

Si el ángulo formado por los lados del vertedor es igual a 90 grados se tiene $tg 45^\circ = 1.0$ y la fórmula se reduce a:

$$Q = 2.54H^{5/2} \text{ en el sistema ingles.}$$

$$Q = 1.40 H^{5/2} \text{ en el sistema métrico.}$$

Estos vertedores son los más usados y proporcionan un excelente método para medir gastos pequeños.

El efecto de la velocidad de llegada es similar a los vertedores rectangulares, sin embargo se ha comprobado experimentalmente que el error cometido al despreciar la velocidad de llegada es en la mayoría de las veces poco importante.

Ejemplo 3. Calcular el gasto de un vertedor triangular de pared delgada, con escotadura en ángulo recto y una carga de 38 cm.

Solución. De acuerdo a la fórmula:

$$Q = 1.40 H^{5/2}$$

$$\text{Tenemos: } 1.40 * 0.38^{5/2} = 0.125 \text{ m}^3/s$$

Ejemplo 4. Calcular el gasto en un vertedor de pared delgada, cuyo ángulo en la escotadura es de 60° y tiene una carga de 0.40 m.

Solución: Aplicando la ecuación:

$$Q = 1.40 \operatorname{tg} 30 H^{5/2}$$

se tiene: $Q = 1.40 \operatorname{tg} 30 * (0.44)^{5/2} = 104 \text{ m}^3/\text{s}$

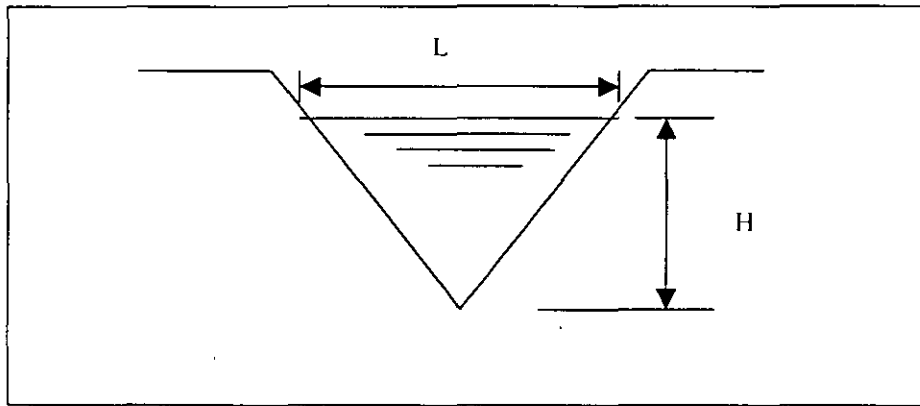


Figura 8.2: Vertedor triangular de ángulo recto.

Vertedor de Cipolletti. Es de forma trapezoidal, se caracteriza porque sus paredes laterales tienen una inclinación tal que sus proyecciones son 1 horizontal por 4 vertical, como se muestra en la Figura, 8.3. El gasto se calcula por la fórmula:

$$Q = 3.367 L H^{3/2} \text{ en el sistema inglés.}$$

$$Q = 1.859 L H^{3/2} \text{ en el sistema métrico.}$$

Ejemplo 5. Determinar el gasto de un vertedor Cipolletti que tiene una longitud de cresta de 1.85 m y trabaja con una carga de 0.62 m.

Solución. Sustituyendo los valores en la fórmula del gasto tenemos:

$$Q = 1.86 * 1.85 * 0.62^{3/2} = 1.68 \text{ m}^3/\text{s}$$

Ejemplo 6. Qué longitud de cresta deberá dársele a un vertedor Cipolletti para que descargue hasta 1500 l/s, con una carga máxima de 40 cm?

Solución: Despejando L de la ecuación del gasto y sustituyendo los valores tenemos:

$$L = Q / (1.83 * h^{3/2})$$

$$L = 1.5 / (1.486 \cdot 0.40)^{3/2} = 3.19 \text{ m}$$

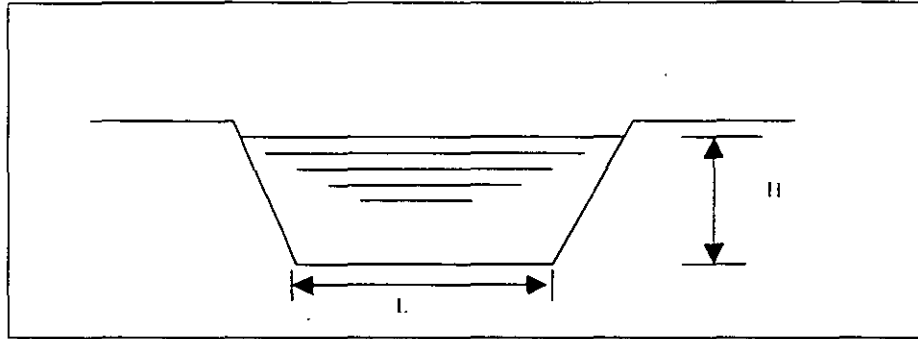


Figura 8.3. Vertedor de Cipolletti.

Flujo en alcantarillas.

Los principios hidráulicos que se aplican al flujo en alcantarillas y al flujo en tuberías de agua son los mismos. Sin embargo, las alcantarillas rara vez trabajan a tubo lleno y para cualquier alcantarilla circular, el área recta del flujo, la velocidad de flujo y la descarga varían con la altura de las aguas negras en la tubería.

Fórmula de Manning. Una fórmula sencilla que proporciona resultados exactos es la fórmula de Manning. En su forma general es:

$$V = (1.486/n) \cdot r^{2/3} \cdot s^{1/2}$$

siendo:

- V = velocidad de flujo, en pies por segundo.
- n = coeficiente de rugosidad.
- r = radio hidráulico, en pies.
- s = pendiente (diferencia de altura por cada n-ill unidades).

Conociendo la velocidad con la fórmula de Manning se calcula el gasto con la ecuación:

$$Q = V/A$$

Donde A es el área transversal del chorro y se calcula midiendo la altura del nivel del agua en el tubo.

Los valores de n utilizados comúnmente son los siguientes: para tubería de arcilla vitrificada bien tendida, conductos de concreto terminados suavemente, tubos de hierro fundido y tuberías de asbesto-cemento, 0.013. Arcilla vitrificada tendida pobremente, tubos de hierro fundido, alcantarillas de tabique bien tendidas y conductos de concreto comunes, 0.015. Tubería de metal corrugado, 0.021. Zanjas, 0.020. Canales recubiertos con piedra, 0.030.

El nomograma de la Figura 8.4, está basado en la fórmula de Manning en la que $n = 0.013$. Los valores están dados para tuberías trabajando a tubo lleno.

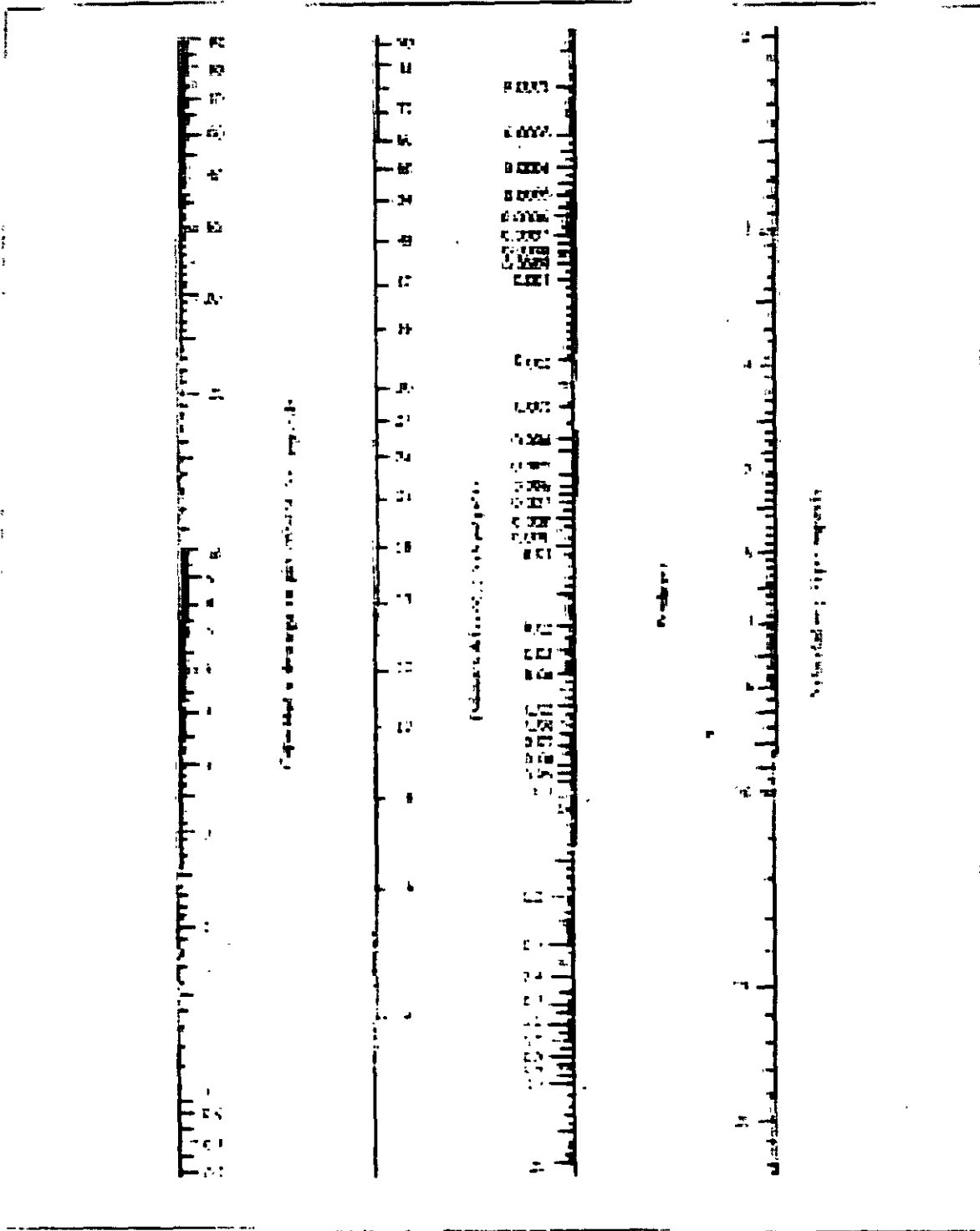


Figura. 8.4. Nomograma basado en la formula de Manning en que $n = 0.013$