



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

CURSOS INSTITUCIONALES

COMISIÓN DE AGUAS DEL DISTRITO FEDERAL

POTABILIZACIÓN DE AGUAS SALOBRES
Del 13 al 17 de Noviembre de 2000

APUNTES GENERALES

Dr. Pedro Martínez Pereda
Comisión de Aguas del D.F.
Noviembre / 2000



DISEÑO DE SEDIMENTADORES

CONTENIDO

Introducción	01
Clasificación	01
Partes constitutivas del sedimentador	03
Tipos de sedimentadores	04
Diseño de la zona de sedimentación	05
Sedimentadores secundarios	08
Ejemplo	12

DISEÑO DE SEDIMENTADORES

CONTENIDO

Introducción	01
Clasificación	01
Partes constitutivas del sedimentador	03
Tipos de sedimentadores	04
Diseño de la zona de sedimentación	05
Sedimentadores secundarios	08
Ejemplo	12

DISEÑO DE SEDIMENTADORES

1.- INTRODUCCION

La sedimentación por gravedad es uno de los procesos mas frecuentemente usados en el tratamiento de aguas residuales.

Es una separación sólido - líquido que utiliza la gravedad para la remoción de sólidos suspendidos.

Los principales usos en el tratamiento de aguas residuales son:

- a) Remoción de arena y sílice
- b) Remoción de sólidos suspendidos (sedimentables) en clarificadores primarios.
- c) Remoción de flóculos biológicos en clarificadores secundarios en proceso de lodos activados y discos biológicos.
- d) Remoción de humos en clarificadores para filtros - rociadores.
- e) Remoción de flóculos químicos en tratamientos avanzados y terciarios.

2.- CLASIFICACION

Los sedimentadores se clasifican dependiendo del -

tiro de partículas a remover, las cuales se dividen en cuatro tipos, basados en la concentración y características de interacción de las partículas.

a) Partículas Tipo I

Llamadas partículas discretas.

En aguas residuales se separan en desarenadores

b) Partículas Tipo II

Llamadas partículas floculentas.

Las partículas floculan durante la sedimentación - de:

Ejemplos: De sedimentación de partículas tipo II son:

La sedimentación primaria de las aguas residuales; la sedimentación de aguas coaguladas químicamente y la sedimentación secundaria de filtros rociadores y discos biológicos.

c) Partículas Tipo III

La sedimentación de estas partículas se le llama SEDIMENTACION ZONAL, que es la sedimentación de una concentración intermedia de partículas en la cual están cercanas que las fuerzas inter partículas interfieren la sedimentación de las inmediatas.

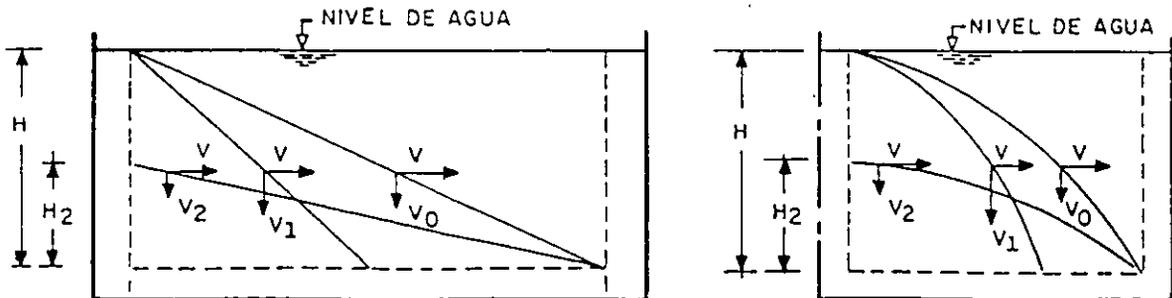
Las partículas permanecen en una posición fija relativa a las otras y todas sedimentan a velocidad constante como resultado, la masa de partículas sedimenta como una zona.

Como ejemplo de sedimentación tipo III es la que ocurre en la profundidad intermedia de clarificadores secundarios de procesos de lodos activados.

d) Partículas Tipo IV

La sedimentación tipo IV, se llama también sedimentación por compresión. Aquí las partículas están a muy alta concentración, y la sedimentación ocurre únicamente por compresión de la masa en compactación. Este tipo de sedimentación se presenta en la parte baja de los sedimentadores secundarios de los procesos de lodos activados.

3.- PARTES CONSTITUTIVAS DE UN SEDIMENTADOR



4.- TIPOS DE SEDIMENTADORES

a) Por la forma:

Rectangulares

Circulares

Cuadrados

b) Por el escurrimiento

Horizontal

Radial

Vertical

y Combinaciones

c) Por la remoción de lodos

Concentración por gravedad remoción hidrostática.

Concentración mecánica remoción hidrostática.

Remoción utilizando sifones.

d) Por la tasa de aplicación del gasto

Convencional

Alto gasto (con placas paralelas o modulos tubulares)

5.- DISEÑO DE LA ZONA DE SEDIMENTACION:

5.1 SEDIMENTADORES PRIMARIOS

Ejemplo: ---

Diseñar un sedimentador primario para tratar agua

residual con 320 mg/lt de S.S y gasto de 100 lt/seg,
con remoción del 65% de los S.S.

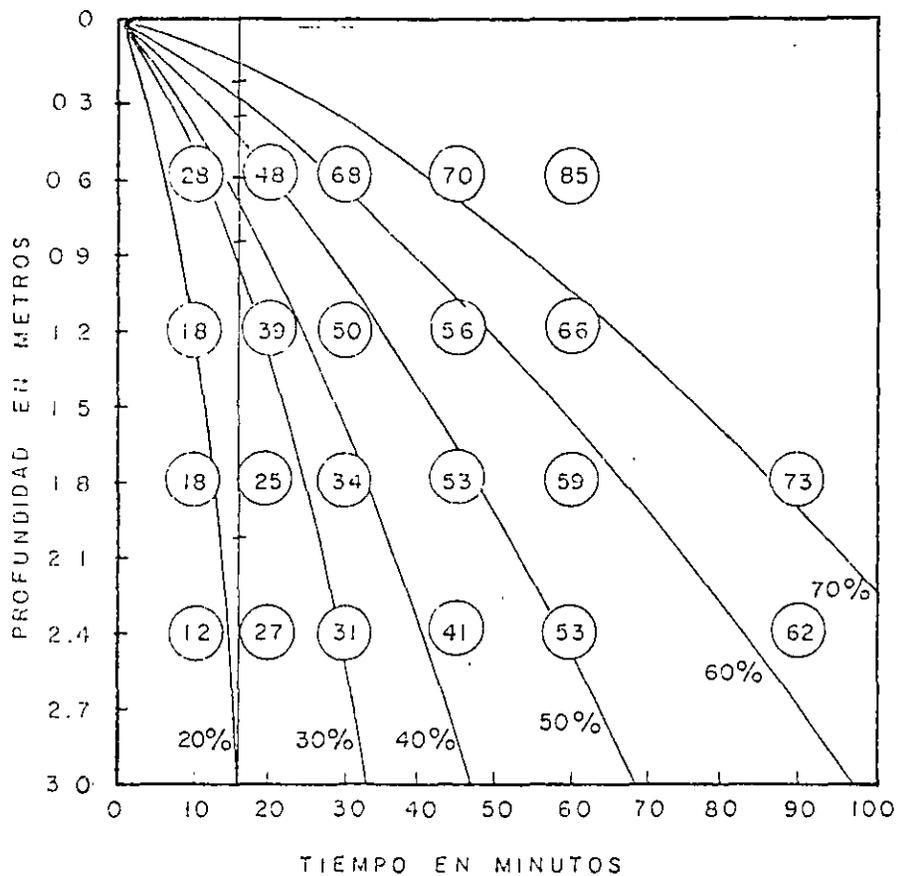
Los resultados de la prueba de la columna de sedi-
mentación se transcriben a continuación.

PORCIENTO DE SOLIDOS SUSPENDIDOS REMOVIDOS

TIEMPO min.	PROFUNDIDADES EN m				
	0.60	1.20	1.80	2.40	3.00
0	0	0	0	0	0
10	28	18	18	12	*
20	48	39	25	27	.
30	68	50	34	31	*
45	70	56	53	41	*
60	85	66	59	53	*
90	88	82	73	62	*

* Los datos mostrarán incremento en la concentra-
ción.

a, Hacer la gráfica de curvas de iso-remoción



Interpolar las curvas de 20,30,40,50,60 y 70% de -
remocion.

La curva 20% intersecta el eje de las X a los 16 -
minutos, por tanto la carga superficial para ese -
tiempo es:

$$V = \frac{3m}{16min} \times \frac{1440min}{día} = 270 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{día}$$

El tiempo de retención en horas es $16/60 = 0.27$ hr

b) Encontrar los puntos medios entre las demas curvas de ¹⁵⁰ - remoción para 16 min. Estos son:

2.01, 0.87, 0.60, 0.39 y 0.24m.

Usando estos valores, la fracción total removida

R_T a 16 min. es:

$$R_T = 20 + (2.01/3) (30 - 20) + (0.87/3) (40 - 30) + (0.60/3) (50 - 40) + (0.39/3) (60 - 50) + (0.24/3) (70 - 60) = 33.7\%$$

Similarmente, se calcularán las cargas superficiales, tiempos de retención y fracciones totales removidas para las otras curvas, obteniendose:

TIEMPO t (hr)	V_0 (m^3/m^2 x día)	Fracción Removida %
0.27	270	33.7
0.55	132	48.7
0.77	95	56.7
1.13	64	63.8
1.60	45	68.6

Graficando la fracción removida contra el tiempo de retención y contra la carga superficial, se obtie-

nen dos gráficas que permiten obtener el tiempo de retención y la carga superficial para un 65% de remoción.

Para adaptarlos a condiciones del prototipo hay que utilizar factores de seguridad (1.5 a 2), con las cuales se obtiene.

$$T_R = 1.22 \times 1.75 = 2.14 \text{ hr. y}$$

$$C.S. = 57.5 \times 0.65 = 37.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{día}$$

c) Con estos valores obtenemos el área (diámetro) y profundidad del tanque.

$$A = \frac{100 \times 86.4}{37.3} = 231 \text{ m}^2 \text{ y}$$

$$D = 17 \text{ m}$$

$$h = \frac{V}{A} = \frac{100 \times 2.14 \times 3.6}{231} = 3.3 \text{ m}$$

5.2 SEDIMENTADORES SECUNDARIOS

El método de diseño actualmente utilizado es el de Dick, teniendo como antecedentes los trabajos de Coe, Clevenger y Yoshioka.

Consiste básicamente en el flujo total de sólidos que puede aplicarse a un clarificador.

El flujo total consiste de dos componentes:

- a) Sedimento del lodo ^{inducido} por la gravedad y
- b) Movimiento de la masa de lodos en el fondo inducido por la recirculación.

A medida que los sólidos se sedimentan en el clarificador se van compactando de una concentración inicial C_0 , a la concentración de extracción C_u en el fondo del tanque. En el movimiento de los sólidos hacia abajo, en un determinado nivel, ocurre un flujo de sólidos límite G_L , que no debe ser excedido, debido a que los sólidos aumentarían y pasarían a través de los vertedores recolectores.

Los datos requeridos para el diseño con este método son determinados con pruebas de sedimentación "bacheos", con muestras de lodos activados a diferentes concentraciones, utilizando una probeta habilitada con un agitador a muy baja velocidad.

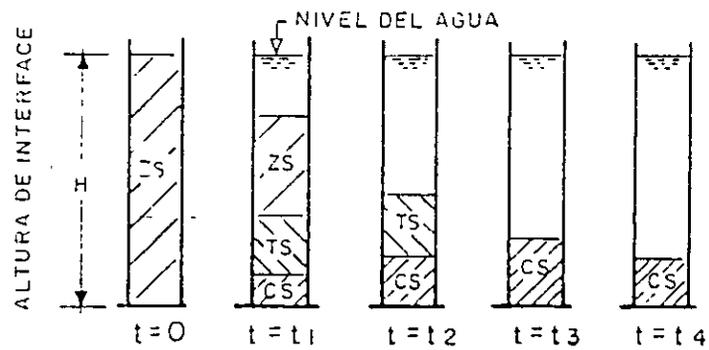
A cualquier nivel en el sedimentador, el movimiento de sólidos por sedimentación es:

$$G_s = C_i V_i$$

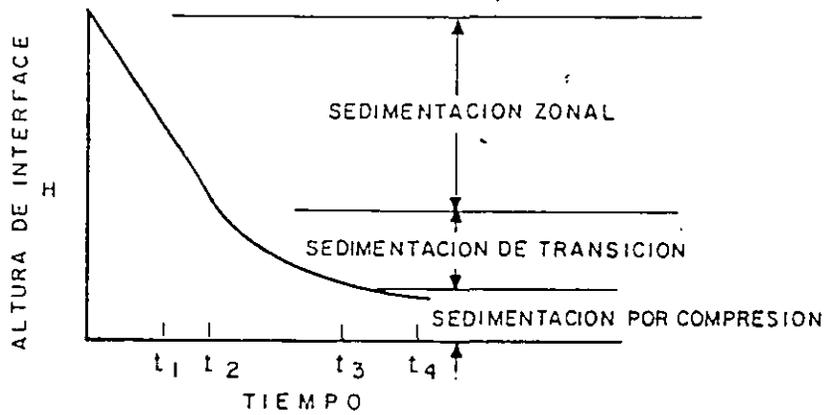
G_s = Flujo de sólidos por gravedad

C_i = Concentración de sólidos

V_i = Velocidad de sedimentación



PRUEBAS



CURVA DE SEDIMENTACION

El movimiento de los sólidos debido al gasto de extracción es:

$$G_b = C_i V_b \quad (2)$$

G_b = Flujo de la masa de fondo

V_b = Velocidad de la masa

Por tanto el flujo total de sólidos será:

$$G_t = G_s + G_b = C_i V_i + C_i V_b \quad (3)$$

Pero

$$V_b = \frac{Q_u}{A} \quad (4)$$

Q_u = Gasto de extracción

A = Area superficial del tanque

El peso de sólidos que sedimenta por unidad de tiempo es:

$$M_t = Q_o C_o = Q_u C_u \quad (5)$$

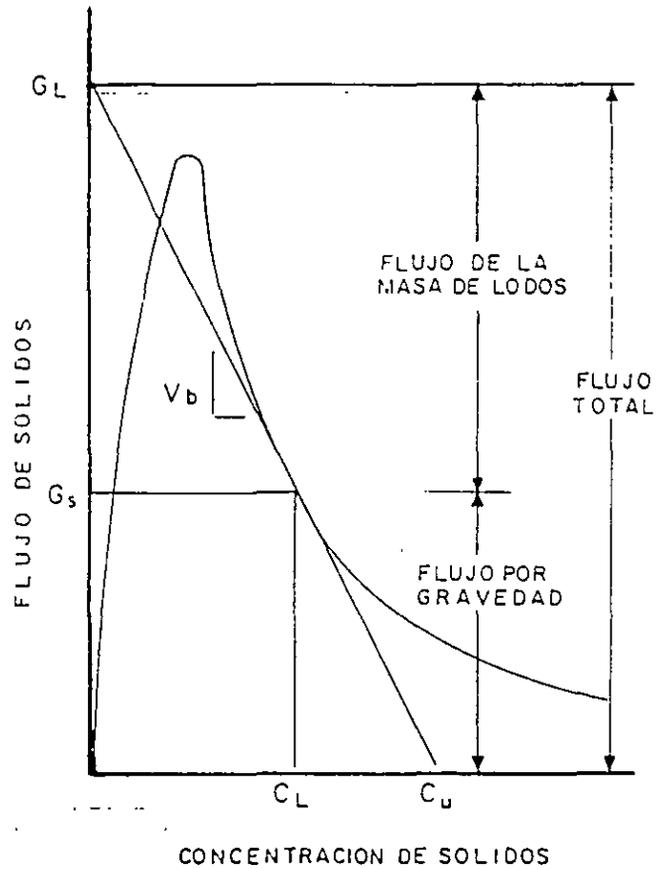
El area límite será:

$$A = \frac{M_t}{G_L} = \frac{Q_o C_o}{G_L} \quad (6)$$

Donde G_L = flujo límite

Combinando (4), (5) y (6)

$$V_b = \frac{Q_u}{A} = \frac{M_t}{C_u A} = \frac{G_L}{C_u}$$



EJEMPLO:

Determinar el diámetro de un clarificador secundario con gasto de licor mezclado de 160 lt/seg, SSLM igual a 2500 mg/lt y la concentración de los lodos de retorno igual a 12000 mg/lt (C_u)

Las pruebas de sedimentación usando lodo activado aclimatado dieron los siguientes datos.

PRUEBA	C	V	C = CV
No.	mg/lt	m/h	kg/h x m ²
1	12460	0.125	1.558
2	9930	0.249	2.473
3	7450	0.465	3.464
4	5220	1.000	5.220
5	3140	2.941	9.235
6	1580	4.180	6.604

Solución:

- Trazar la curva de flujo de sólidos contra concentraciones
- Trazar una tangente a la curva a partir de --
12000mg/lt.

En el eje de las y se obtiene

$$G_L = 8.9 \text{ kg/h x m}^2$$

Usando un factor de corrección por escala de -
1.5 - 2.0. Seleccionando 1.5, resulta:

$$G_L = 8.9 / 1.5 = 5.93 \text{ kg/h m}^2$$

$$c) \text{ Mt} = Q_0 C_0 = 160 \times (60)^{\frac{x(60)}{1000}} \times 2.5 / 1000 = 1440 \text{ kg/h}$$

d) Area requerida

$$A = \frac{\text{Mt}}{G_L} = \frac{1440}{5.93} = 242.8 \text{ m}^2 \quad y$$

$$D = 17.58 \text{ m}$$

SEDIMENTACION

Es un proceso de separación sólido-líquido que emplea la fuerza de gravedad para remover sólidos suspendidos.

- 1) Aplicaciones: Potabilización del agua, tratamiento de aguas residuales, tratamiento avanzado de agua.
- o Aplicaciones en potabilización del agua:
 - a) Sedimentación simple de aguas superficiales previa al tratamiento de clarificación.
 - b) Sedimentación de agua coagulada y floculada antes de la filtración rápida en lechos granulares.
 - c) Sedimentación de agua coagulada y floculada en el proceso de ablandamiento químico del agua.
 - d) Sedimentación de precipitados de hierro y manganeso.
- o Aplicaciones en tratamiento de aguas residuales:
 - a) Remoción de arenas, arcillas y limos.
 - b) Remoción de sólidos suspendidos en clarificadores primarios.
 - c) Remoción de flóculos biológicos en plantas de tratamiento mediante lodos activados.
 - d) Remoción de humus en plantas de tratamiento mediante procesos biológicos de contacto (filtros percoladores, biodiscos).
- o Aplicaciones en tratamiento avanzado de agua:
 - a) Remoción de flóculos coagulados químicamente antes de la filtración.

Los principios básicos del proceso de sedimentación son los mismos para cualquier tipo de aplicación.

Los tanques se construyen comunmente de concreto reforzado.

2) Secciones: circular, cuadrada o rectangular

o Tanques circulares:

Diámetro: 4.5 m a 120 m. (10m. -45m. usualmente)

Profundidad: 1.8m. a 4.8 m. (3m. - 4.2m. usualmente)

Bordo libre: 0.3m. a 0.75m

Diseño estandar: Con intervalos de diámetro de 1.5m. con el fin de acomodar los mecanismos de remoción de lodos.

o Tanques cuadrados:

Lados de 10m. a 60m. y profundidades de 1.8m. a 5.7m.

bordo libre: 0.3 a 0.75 m.

Intervalos de los lados: 1.5m.

o Tanques rectangulares:

Tipos de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Rastras por medio de cadenas y catarinas

b) Rastras soportadas por un puente viajero

c) Sistema de vacío montado en un puente viajero.

Dimensiones de los tanques de acuerdo con el tipo de mecanismos de limpieza de lodos:

a) Ancho: De 1.5m. a 6m.

Longitud: Hasta 75m.

Profundidad: mayor de 1.8m.

Se pueden emplear anchos mayores hasta 30m. instalando 4 o 5 módulos separados por mamparas y con mecanismos individuales,

b) Ancho: 3.5m. a 36m.

Longitud: 12m. a 90m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

Las rastras se pueden quitar para inspeccionarlas o repararlas sin drenar los tanques.

c) Ancho: Hasta 36m.

Profundidad: Mayor de 1.8m.

3) Tipos de Sedimentación.

TIPO I. Sedimentación libre de partículas discretas, no floculentas, en una suspensión diluída.

TIPO II. Sedimentación de partículas floculentas en una suspensión diluída.

TIPO III. Sedimentación de zona de partículas con concentración intermedia.

TIPO IV. Sedimentación por compresión.

3.1.) TIPO I.

Las partículas sedimentan como unidades separadas y aparentemente no hay interacción entre ellas.

Ejemplos: Sedimentación simple de aguas superficiales y de arenas.

Ecuaciones para el análisis:

$$\text{General: } V_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) d} \quad (1)$$

$$\text{Stokes } V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\mu} (\rho_s - \rho) d^2 \quad (2a)$$

$$\delta \quad V_s = \frac{1}{18} \frac{g}{\nu} (S_s - 1) d^2 \quad (2b)$$

para condiciones de flujo laminar.

$$\text{Flujo de transición: } V_s = 0.78 \left[(\rho_s - \rho) d^{1.6} \rho^{-0.4} \mu^{-0.6} \right]^{0.714} \quad (3)$$

$$\text{Newton: } V_s = 1.82 \sqrt{g (S_s - 1) d} \quad (4)$$

para condiciones de flujo turbulento.

donde

V_s velocidad de sedimentación de una partícula discreta.

C_D coeficiente de arrastre, el cual es una función del número de Reynolds. (figura 1)

ρ_s densidad de masa de la partícula
 ρ densidad de masa del líquido
 S_s densidad relativa partícula-líquido
 μ viscosidad absoluta (dinámica)
 ν viscosidad relativa (cinemática)

d diámetro de la partícula
 g aceleración debida a la gravedad

Flujo laminar

$$N_R < 1, C_D = \frac{24}{N_R}, N_R = \frac{\rho v d}{\mu} = \frac{vd}{\nu}$$

Dominan las fuerzas viscosas sobre las de inercia.

Flujo de transición

$$1 < N_R < 1000, C_D = \frac{18.5}{N_R^{0.6}}$$

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34 \text{ (Fair, Geyer y Okun)}$$

Las fuerzas viscosas y las de inercia tienen la misma importancia.

Flujo turbulento

$$1000 < N_R < 25,000, C_R = 0.4 \text{ (partículas esféricas)}$$

Dominan las fuerzas de inercia sobre las viscosas

Se puede emplear la fig. 2 para obtener la velocidad de sedimentación en las tres regiones de flujo. a partir del diámetro, densidad y temperatura

3.1.1) Teoría del tanque ideal de Camp

Se base en las hipótesis siguientes:

a) La sedimentación de partículas es Tipo I.

- b) El flujo se distribuye uniformemente a la entrada del sedimentador
- c) El flujo se distribuye uniformemente a la salida del sedimentador.
- d) Zonas del tanque: entrada, sedimentación, lodos y salida.
- e) Hay una distribución uniforme de partículas en toda la profundidad de la zona de entrada.
- f) Las partículas que entran a la zona de lodos ahí permanecen.

En la fig. 3 aparece el diagrama de un tanque ideal rectangular, donde:

V_0 es la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

Cuando una partícula de este tamaño entra al tanque al nivel del espejo de agua (punto 1), tiene la trayectoria mostrada e intercepta la zona de lodos en el punto 2.

El tiempo de retención, t , es igual a $\frac{H}{V_0}$ (5)

Se puede exponer también como: $t = \frac{L}{V}$ (6)

La velocidad horizontal, V , es igual a $\frac{Q}{HW}$ (7)

Combinando estas expresiones: $t = \frac{LWH}{Q}$ (8)

Como LWH es el volumen del tanque, $t = \frac{V}{Q}$ (9)

Igualando las ecs (8) y (5) $\frac{LWH}{Q} = \frac{H}{V_0}$

quedando:

$$V_0 = \frac{Q}{LW} , \text{ o sea } V_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (10)$$

donde

A_s área superficial del tanque

La ec. (10) muestra que la tasa hidráulica (tasa de derrame o carga superficial) es equivalente a la velocidad de sedimentación de la partícula de tamaño más pequeño que se remueve en un ciento por ciento.

o Tanque de sedimentación sección circular

En la fig. 4 aparece el diagrama del tanque ideal de sección circular, donde.

$$v = \frac{Q}{2\pi rH} \quad (11)$$

$$\frac{dh}{dr} = \frac{v_0}{v} \quad (12)$$

quedando

$$\frac{dh}{dr} = \frac{2\pi rHv_0}{Q} \quad (13)$$

integrando:

$$\int_0^H dh = \frac{2\pi H v_0}{Q} \int_{r_1}^{r_0} r dr \quad (14)$$

resolviendo la integral

$$H = \frac{2\pi H v_0}{Q} \left[\frac{r^2}{2} \right]_{r_1}^{r_0} \quad (15)$$

$$\text{ó} \quad H = \frac{\pi H v_0}{Q} (r_0^2 - r_1^2) = \frac{H A_s v_0}{Q}$$

$$\text{quedando} \quad v_0 = \frac{Q}{A_s} \quad (16)$$

la ec (16) es idéntica a la ec (10) del tanque rectangular

o Condiciones de sedimentación de otros tamaños de partículas.

En las figuras 5 y 6 se muestra que todas las partículas con una velocidad de sedimentación, V_1 , mayor que v_0 se removerán totalmente, dado que su trayectoria intercepta la zona de lodos. Las partículas con una velocidad de sedimentación, V_2 , menor que v_0 , se removerán en una proporción

$$\frac{V_2}{v_0} = \text{o sea, } R_2 = \frac{H_2}{H} \quad (17)$$

En las suspensiones que se estudian en el tratamiento de agua se presenta, en general, una gran variedad de tamaños de partículas, por lo que se debe evaluar el rango completo de velocidades de sedimentación y por tanto la remoción total que se puede esperar para una tasa hidráulica (tasa de derrame o carga superficial) dada.

- Análisis experimental

Columna de sedimentación
Proceso cerrado (batch)
Suspensión homogenizada.

Se toman muestras a varias profundidades y tiempos para determinar la concentración de sólidos. La interpretación de los datos da como resultado una curva como la que aparece en la fig. 7. La fracción del total de partículas que se remueven a una velocidad V_0 es:

$$\text{Fracción removida} = (1-F_0) + \frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V \, dF \quad (18)$$

donde

$(1-F_0)$ fracción de partículas con velocidad V mayor que V_0 .

$\frac{1}{V_0} \int_0^{F_0} V \, dF$ fracción de partículas con velocidad V menor que V_0

o Resumen

En la teoría del tanque de sedimentación ideal la remoción de sólidos suspendidos es una función de la tasa de derrame o la velocidad de sedimentación de diseño, V_0 , el tiempo de retención, t , y la profundidad. H .

3.2) Tipo II

Corresponde a la sedimentación de partículas floculentas en una suspensión diluída. Las partículas floculan durante la sedimentación, con lo que aumentan de tamaño y sedimentan a una velocidad mayor. La sedimentación primaria de aguas residuales y de agua y aguas residuales coaguladas químicamente, son ejemplos de este tipo de sedimentación.

Para evaluar las características de sedimentación de una suspensión floculenta se deben realizar ensayos en columnas mediante un proceso cerrado (batch). En la fig. 8 se muestra una columna para tal prueba. Diámetro = 15 a 20 cm. para minimizar los efectos de pared. La altura por lo menos igual a la profundidad que se proponga para el tanque de sedimentación. Los orificios o puertos para la toma de muestras se deben localizar con intervalos iguales en toda la altura de la columna.

La suspensión se debe mezclar vigorosamente y vaciar rápidamente en la columna a fin de asegurar que se tenga una distribución uniforme de las partículas en toda la altura de la columna. Para que la prueba sea representativa se debe hacer en condiciones de reposo y la temperatura no debe variar en más de 1°C en la altura de la columna a fin de evitar corrientes de convección. Las muestras se toman a intervalos periódicos y se determinan las concentraciones de sólidos suspendidos. El porcentaje de remoción se calcula para cada muestra conociendo la concentración inicial de sólidos suspendidos y la concentración de la muestra. El porcentaje de remoción se grafica contra los tiempos y profundidades a las que se tomaron las muestras. Se hacen interpolaciones entre los puntos obtenidos y se trazan curvas de igual porcentaje de remoción, R_A , R_B , etc., ver fig. 9.

Las tasas de derrame o cargas superficiales, V_o , se determinan para los diferentes tiempos de sedimentación, t_a , t_b , etc, donde las curvas R interceptan el eje horizontal, por ejemplo, para la curva R_{40} , la tasa de derrame es:

$$V_o = \frac{3.05\text{m}}{47\text{min}} \times 1440 \frac{\text{min}}{\text{día}} = 93.45 \text{ m}^3/\text{m}^2 - \text{día.}$$

Las fracciones de sólidos removidos, R_T , para los tiempos t_a , t_b , etc., se pueden entonces determinar. Por ejemplo para el tiempo $t = 17 \text{ min.}$, la fracción removida R_T ser :

$$R_T = R_{20} + \frac{2.05\text{m}}{3.05\text{m}} (R_{30} - R_{20}) + \frac{0.88}{3.05} (R_{40} - R_{30}) + \\ + \frac{0.61}{3.05} (R_{50} - R_{40}) + \frac{0.40}{3.05} (R_{60} - R_{50}) + \frac{0.21}{3.05} (R_{70} - R_{60})$$

$$R_T = 0.2 + 0.067 + 0.029 + 0.02 + 0.013 + 0.007$$

$$R_T = 0.336 = 33.6\%$$

Así, se puede hacer con cada uno de los tiempos. Con esta información se pueden graficar las curvas de porcentaje de remoción de sólidos vs tiempo y de porcentaje de remoción de sólidos vs tasa de derrame. Ver figs. 10 y 11.

Para aplicar las curvas en el diseño de un tanque de sedimentación, se emplean factores de escalamiento para compensar los efectos de pared de la columna de sedimentación. Para la tasa de derrame 0.65 y para el tiempo de retención 1.75.

3.3) Tipos III y IV

La sedimentación tipo III o con interferencia comprende las partículas de concentración intermedia que se encuentran muy cercanas unas de otras lo que provoca que las fuerzas interpartículas interfieran la sedimentación de partículas vecinas. Las partículas permanecen en una posición fija relativa una a otra y todas sedimentan con una velocidad constante. Como resultado, la masa de partículas sedimenta como una zona. En la parte superior de la masa que se asienta, se tiene una interfaz sólido-líquido entre las partículas y la zona clarificada (Ejemplo: Clarificador final del proceso biológico de lodos activados).

La sedimentación tipo IV, o de compresión, corresponde a partículas que están a tan alta concentración que se tocan unas a otras y la sedimentación puede ocurrir solo por compresión de la masa (Ejemplo: Profundidades más bajas de un clarificador final del proceso biológico de lodos activados)

La evaluación de la sedimentación de una suspensión de partículas floculentas que sigan un comportamiento tipo III o IV se hace mediante un cilindro graduado como se muestra en la figura 12. (a) y (b) (sistema cerrado).

La figura 13 (a) muestra una sección transversal de un clarificador circular final del proceso de lodos activados, donde se definen las clases de sedimentación que pueden ocurrir. La zona de agua clarificada usualmente es de 1.5 a 1.8 m de profundidad, y la profundidad total para la zona con interferencia, de transición, y de compresión, usualmente es de 1.5 a 2.1 m.

3.3.1) Diseño de sedimentadores.

Las pruebas permiten obtener los parámetros básicos de diseño de sedimentadores. Para el caso de clarificadores finales se obtienen datos tanto de la clarificación del líquido como del espesamiento de lodos.

Los cilindros de prueba se equipan con un dispositivo de agitación lenta para simular la acción de arrastre de los limpiadores mecánicos de lodos. El equipo debe girar de 4 a 6 revoluciones por hora.

Considerando que con los resultados de una prueba se obtiene la curva de sedimentación de la figura 14, el área de un clarificador final se determina con el siguiente procedimiento:

- a) Se calcula la pendiente de la región de sedimentación con interferencia, V_o . Esta es la velocidad de sedimentación requerida para clarificación.

- b) Se prolongan las tangentes desde la región de sedimentación con interferencia y desde la de compresión. Bisectar el ángulo formado y localizar el punto 1.
- c) Se traza una tangente a la curva en el punto 1
- d) Conociendo la concentración inicial de los lodos, C_o , y la altura inicial de los lodos, H_o , se selecciona una concentración del bajo flujo para diseño, C_u , y se determina la altura de la interfaz, H_u .

$$\text{Como } C_u H_u = C_o H_o, \text{ entonces } H_u = \frac{C_o H_o}{C_u} \quad (19)$$

- e) Se traza una línea horizontal a partir de H_u hasta intersectar la tangente y se determina el tiempo, t_u , que es el requerido para alcanzar la concentración deseada, C_u .
- f) Determinar el área requerida para espesamiento, A_t .

$$A_t = 1.5 (Q + R) \frac{t_u}{H_o} \quad (20)$$

donde

Q gasto influente al aerador

R gasto de lodo recirculado

(Q + R) gasto total influente al clarificador

1.5 factor de escalamiento

- g) Determinar el área requerida para clarificación, A_c .

$$A_c = 2.0 \frac{Q}{V_o} \quad (21)$$

donde

Q gasto efluente del clarificador final

2.0 factor de escalamiento

El área de control para el diseño del clarificador será la mayor de las dos áreas calculadas.

El diseño se hace con el gasto promedio diario, aunque se debe revisar el comportamiento del sedimentador para el gasto pico horario. De ser el caso, el área se debe calcular con este gasto.

4) Características físicas de los sedimentadores.

4.1) Geometría (Ver figuras anexas)

Rectangulares
Cuadrados
Circulares

Ventajas y desventajas

4.2) Entrada (Ver figuras anexas)

Función
Esquemas
Diseño

4.3) Zona de sedimentación

Factores que afectan las condiciones de "tanque ideal"
Clasificación de sedimentadores

4.3.1) Factores básicos de diseño

- a) Carga superficial
- b) Tiempo de retención
- c) Velocidad de escurrimiento
- d) Relación L:H
- e) Número de unidades

a) Carga superficial (m^3/m^2-d)	(Valores medios)
- Remoción de arenas	600-1200
- Sedimentación simple (agua suministro)	5-20
- Sedimentación primaria	
seguida de tratamiento secundario	32-48
con purga de lodo activado	24-32
- Sedimentación secundaria	
De lodo activado convencional	16-32
De aeración extendida	8-16
De filtros percoladores	16-24
- Clarificación	
Aguas turbias	30-60
Aguas con color	15-45
Aguas con tratamiento biológico	
Coaguladas con sulfato de aluminio	20-24
Coaguladas con sales de hierro	28-32
Coaguladas con cal	56-64
- Ablandamiento químico	30-80
- Contacto de sólidos	
Aguas turbias	70-120
Aguas con color	60-100
Ablandamiento	80-160
- Sedimentación alta tasa (flujo laminar)	60-250

b) Tiempo de retención medio (horas)

- Desarenación menor de 0.25
- Sedimentación simple 1-4
- Sedimentación primaria 0.75-2
- Sedimentación secundaria 1.0-2.5
- Sedimentación de aguas tratadas con coagulantes provenientes de un proceso biológico 2.0-2.5
- Sedimentación de partículas coaguladas o precipitados (aguas de primer uso):
 - Diseño convencional 1.5-3.0
 - Contacto de sólidos 0.75-1.5
 - Flujo laminar menor de 0.25
- Relación entre tiempo de retención, profundidad y carga superficial

$$C_s = \frac{Q}{A_s} = \frac{v}{tr.L.a} = \frac{L.a.H}{L.a.tr}$$

$$C_s = \frac{H}{tr} \tag{22}$$

- c) La velocidad de escurrimiento en la zona de sedimentación ayuda a la floculación de las partículas provocando choques entre ellas y por ende mejora la sedimentación, pero por otra parte, puede provocar arrastre y resuspensión de las partículas sedimentadas. Se debe lograr la primera acción y evitar la segunda.

En general:

$$V_h: 30 \text{ a } 90 \text{ cm/min}$$

- d) Relación entre la velocidad de escurrimiento, la velocidad crítica de sedimentación, la longitud del tanque y el tirante de agua.

$$Q = V_{sc}A_s \quad , \quad Q = V_hA_t \tag{23}$$

$$A_s = aL \quad , \quad A_t = aH$$

$$\frac{V_h}{V_{sc}} = \frac{A_s}{A_t} = \frac{aL}{aH} = \frac{L}{H}$$

A igualdad de carga superficial (velocidad crítica), la relación L/H determinar la velocidad horizontal.

- e) El número de unidades se determina por el gasto de diseño, el grado de flexibilidad deseado en la operación y la economía del proyecto. En plantas grandes el número de unidades lo determina el tamaño máximo práctico de los tanques. El número mínimo recomendable para plantas pequeñas es dos.

4.4) Salida (Ver figuras anexas)

- Función
- Esquemas
- Diseño

4.5) Zona de lodos

- Función
- Producción de lodos
- Mecanismos de arrastre y concentración (Ver figuras)
- Pendientes del fondo de tanques
- Velocidad crítica de arrastre de lodo

5) Unidades de contacto de sólidos (Ver figuras)

- Características
- Funciones
- Aplicaciones
- Sistemas de control del proceso

6) Unidades de flujo laminar (Ver figuras)

- Características
- Ventajas
- Aplicaciones
- Bases teóricas (Ver figuras)

Variables:

V_{sc} , V_o , θ , L , S_c

donde

V_{sc} Velocidad de sedimentación crítica

V_o Velocidad promedio del flujo a través de un sedimentador ($\frac{1}{t}$)

θ Angulo de inclinación del sedimentador

L Longitud relativa del sedimentador

$$L = \frac{l}{e}$$

donde

l longitud del sedimentador

e Profundidad de un sedimentador

Sc Valor crítico del parámetro S que caracteriza la geometría del módulo de sedimentación.

Valores:

Tubos circulares	4/3
Conductos cuadrados	11/8
Placas paralelas	1

- Ecuación general de Yao

$$S_c = \frac{V_{sc}}{V_o} (\text{sen } e + L \text{ cose}) \quad (24)$$

Valores prácticos:

$$L = \text{De } 20 \text{ a } 40$$

$$e = 5^\circ \text{ a } 60^\circ$$

$$NR < 500 \text{ (para lograr un flujo laminar)}$$

Se presenta una región de transición donde no se establece flujo laminar, con una longitud relativa L':

La longitud relativa total es: $L_T = L + L'$, donde $L' = 0.058 \frac{V_o e}{v}$

7) Estudios con trazadores

Los tanques de sedimentación los afectan los espacios muertos y las corrientes turbulentas, por viento y térmicas. En el tanque ideal todos los elementos del fluido pasan a través del tanque en un tiempo igual al tiempo de retención teórico, t , que es igual a V/Q . En los tanques reales una parte de los elementos del fluido pasan en un tiempo más corto que el teórico, y otra en un tiempo mayor. Los espacios muertos y las corrientes turbulentas tienen flujo rotacional presentándose muy poca sedimentación ya que la entrada y salida del flujo de estos espacios es muy pequeña. Como resultado, el volumen neto disponible para sedimentación se reduce

y por tanto el tiempo medio para el paso de los elementos del fluido decrece. También las corrientes de viento y térmicas crean flujos que pasan directamente desde la entrada a la salida del tanque, lo que decrece el tiempo medio de residencia.

La magnitud de los efectos por espacios muertos, corrientes térmicas y de viento, y las características de los tanques de sedimentación, se pueden medir mediante estudios con trazadores.

Se adiciona una carga de trazador (sal, rodamina B, tritio) en el influente y se determina su concentración en el efuente, como se muestra en la fig. 18. Si hay espacios muertos, se presenta lo siguiente:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} < 1 \quad (25)$$

Si no hay espacios muertos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención medio}}{\text{Tiempo de retención teórico}} = 1 \quad (26)$$

Si se presentan cortos circuitos, la relación es:

$$\frac{\text{Tiempo de retención (valor de la mediana)}}{\text{Tiempo de retención medio}} < 1 \quad (27)$$

Si no hay cortos circuitos:

$$\text{Tiempo de retención medio} = \text{Tiempo de retención (valor de la mediana)} \quad (28)$$

Si el tanque es inestable, la gráfica tiempo concentración no se puede reproducir en una serie de pruebas con trazadores. Por lo tanto, es de esperarse que el comportamiento del tanque sea errático.

La figura 19 muestra los resultados de estudios con trazadores en tres tipos de tanques de sedimentación. Se puede observar que el tanque rectangular se aproxima al ideal más que el de sección circular. De los tanques circulares, el de alimentación periférica tiene un mejor funcionamiento que el alimentado por el centro.

En la ingeniería del agua y las aguas residuales la mayoría de las suspensiones son floculentas hasta cierto grado. Estas partículas del mismo tamaño inicial y densidad que las discretas interceptarán la zona de lodos en un tiempo más corto debido a la aglomeración que sufren y a la sedimentación más rápida. Por lo tanto, si se aplica la teoría del tanque ideal a las partículas ligeramente floculentas, el diseño será conservador. Aunque hay diferencias entre el tanque ideal y los reales, la teoría planteada proporciona el enfoque más racional para el diseño y resalta que los parámetros más importantes son: la tasa de

derrame, carga superficial o velocidad de sedimentación, el tiempo de retención y la profundidad.

BIBLIOGRAFIA

1. Weber, W.J., Jr., Physicochemical Processes for Water Quality Control, Ed. Wiley, 1972.
2. Eckenfelder, W.W. Jr., y Ford, D.L. Water Pollution Control, The Pemberton Press, Jenkins Publishing Co., 1970.
3. Reynolds, T.D. Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, Ed. Brooks/Cole Engineering Division, Monterey, Calif. 1982.
4. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, Ed. McGraw-Hill, N.Y., 3a. Edición, 1992.

GMG'jom.

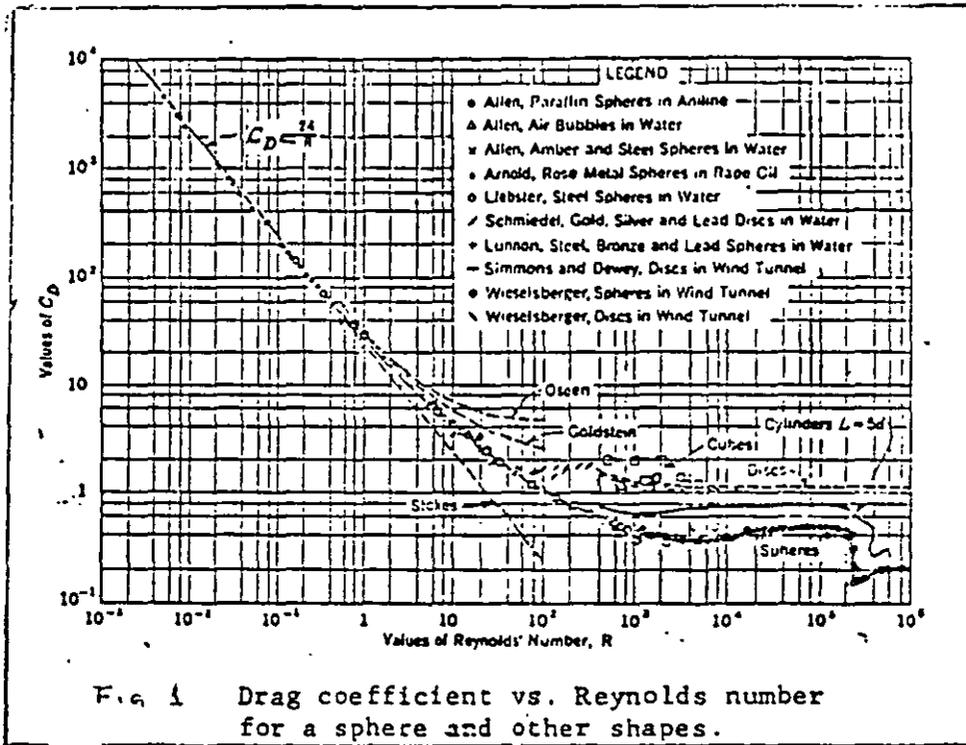


Fig. 1 Drag coefficient vs. Reynolds number for a sphere and other shapes.

FIG 3 *Ideal Rectangular Settling Basin*

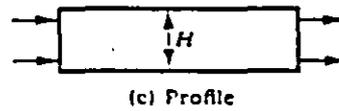
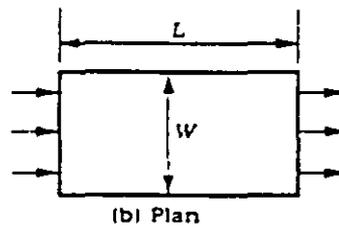
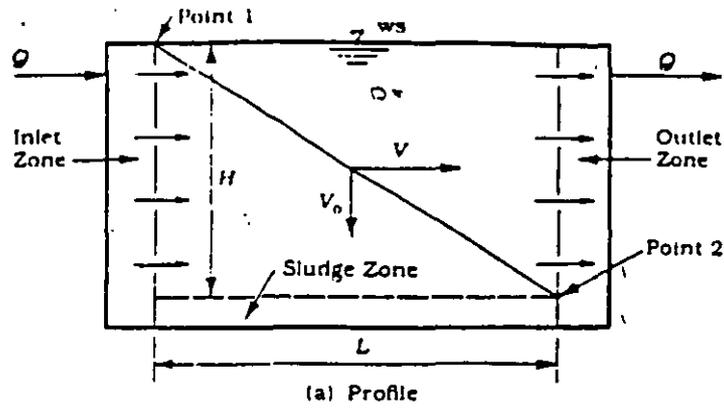


FIG 4 *Ideal Circular Settling Basin*

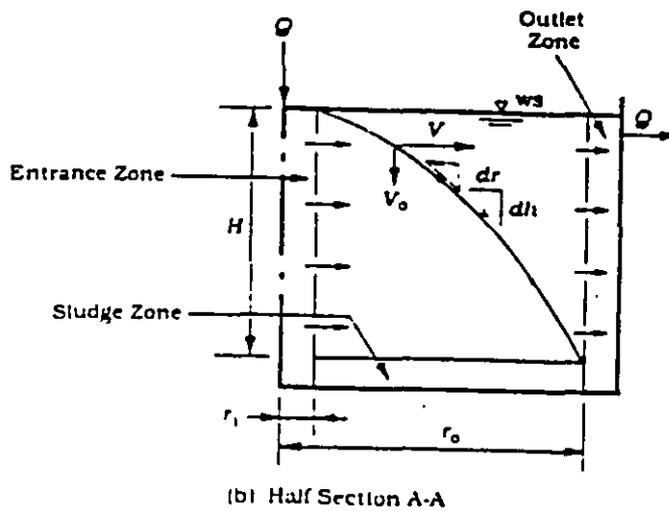
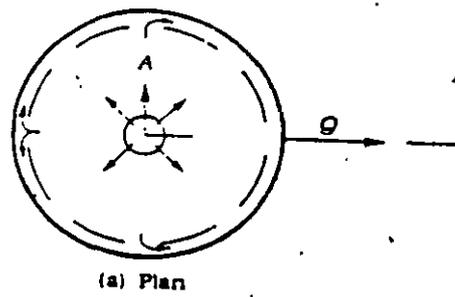


FIG 5 Profile through an Ideal Rectangular Basin

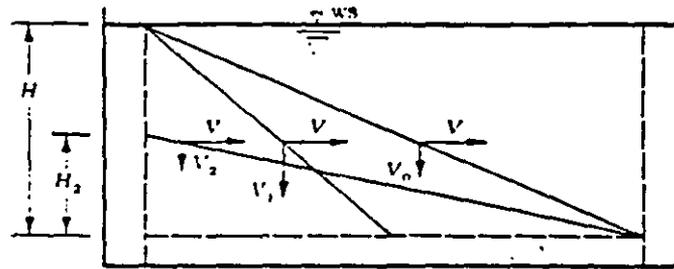


FIG 6 Half Section through an Ideal Circular Basin

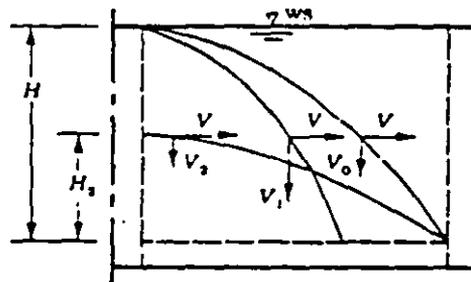


FIG 7 Type I Settling Curve

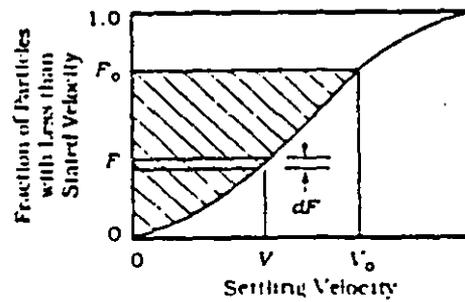


FIG 8 Batch Settling Column Details for Type II Settling

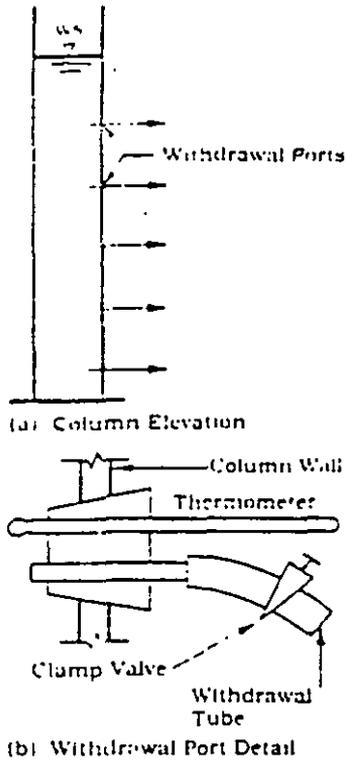


FIG 9 Graph Showing Suspended Solids Removal (as a Percent) at Various Depths and Settling Times

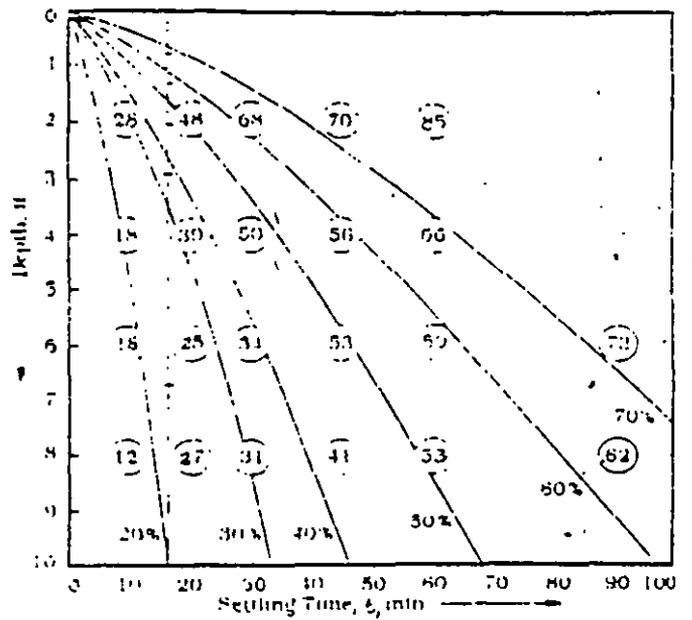


FIG 10 Suspended Solids Removal versus Detention Time.

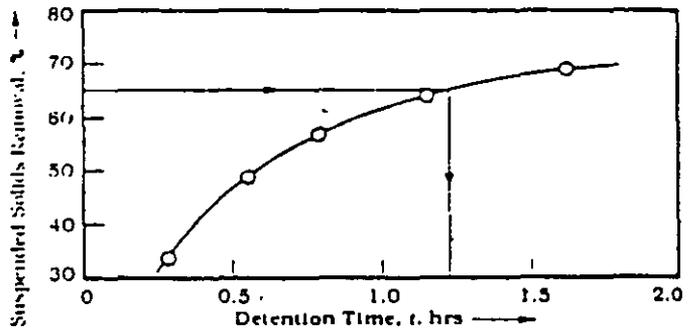


FIG 11 Suspended Solids Removal versus Overflow Rate

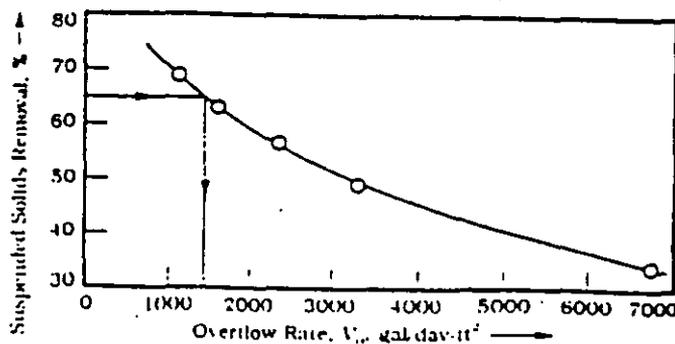


FIG 12 Settling of a Concentrated Suspension

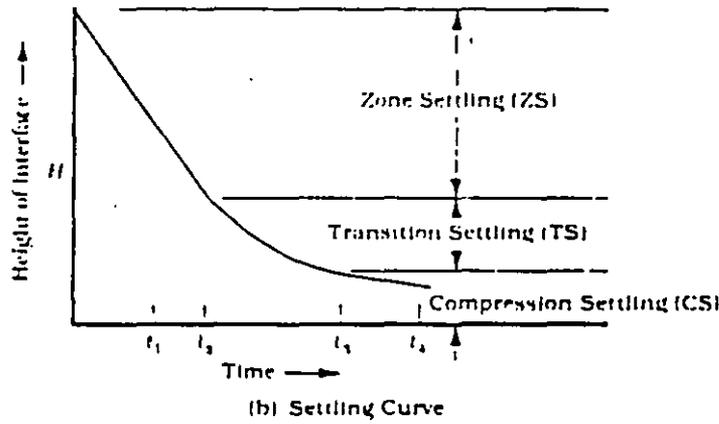
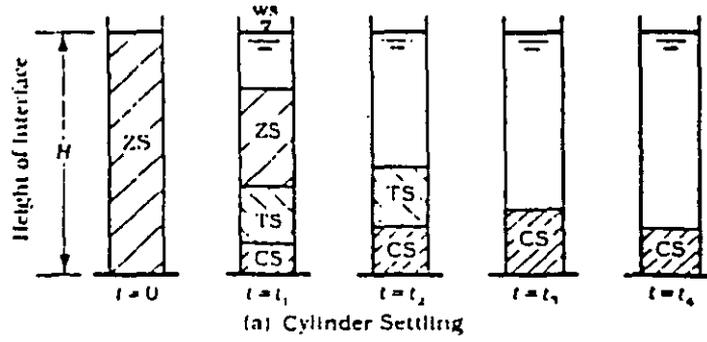


FIG 13 Settling in a Final Clarifier for the Activated Sludge Process

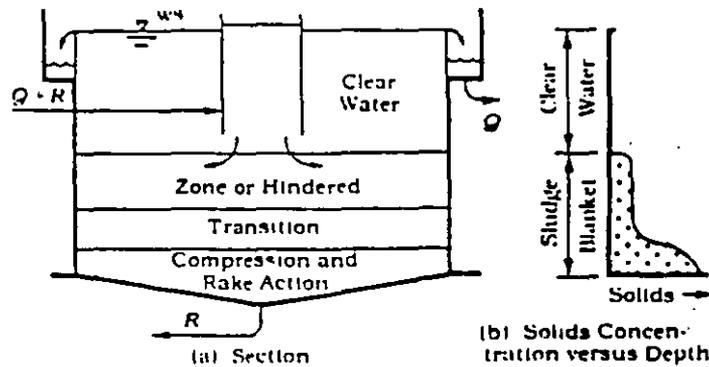


Fig **Settling Basin Characteristics as Shown by Tracer Studies**

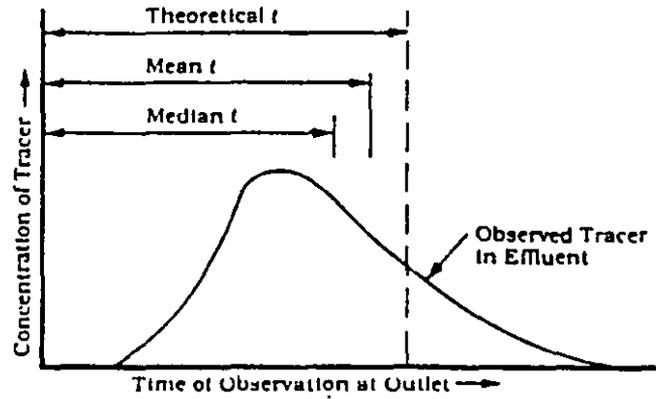
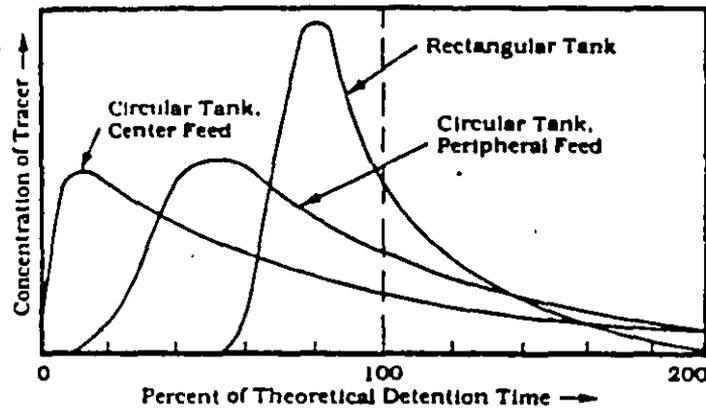


Fig **Tracer Studies on Circular and Rectangular Settling Tanks**



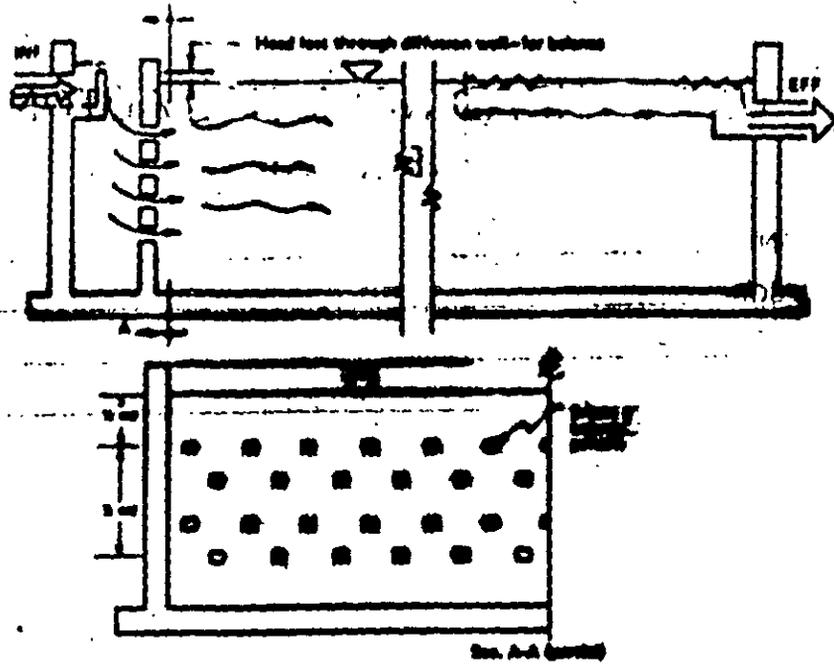


Figure 1. Checkerwork inlet diffusion well.

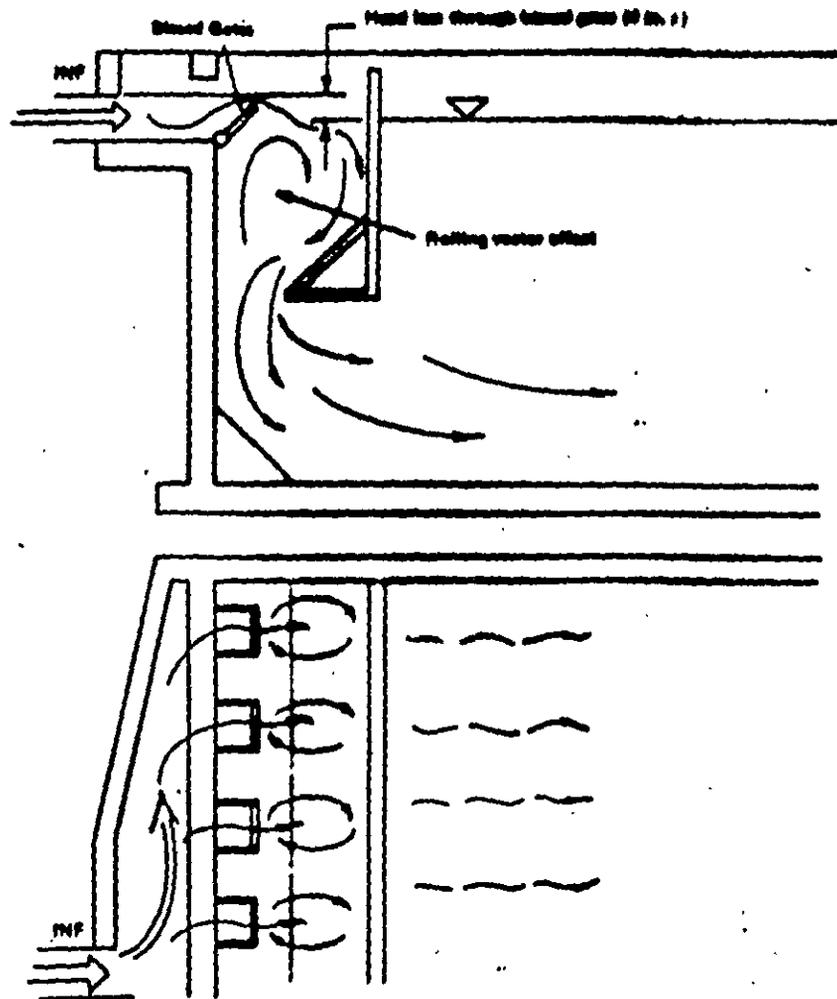


Figure 2. Lateral inlet distribution with adjustable bleed gases.

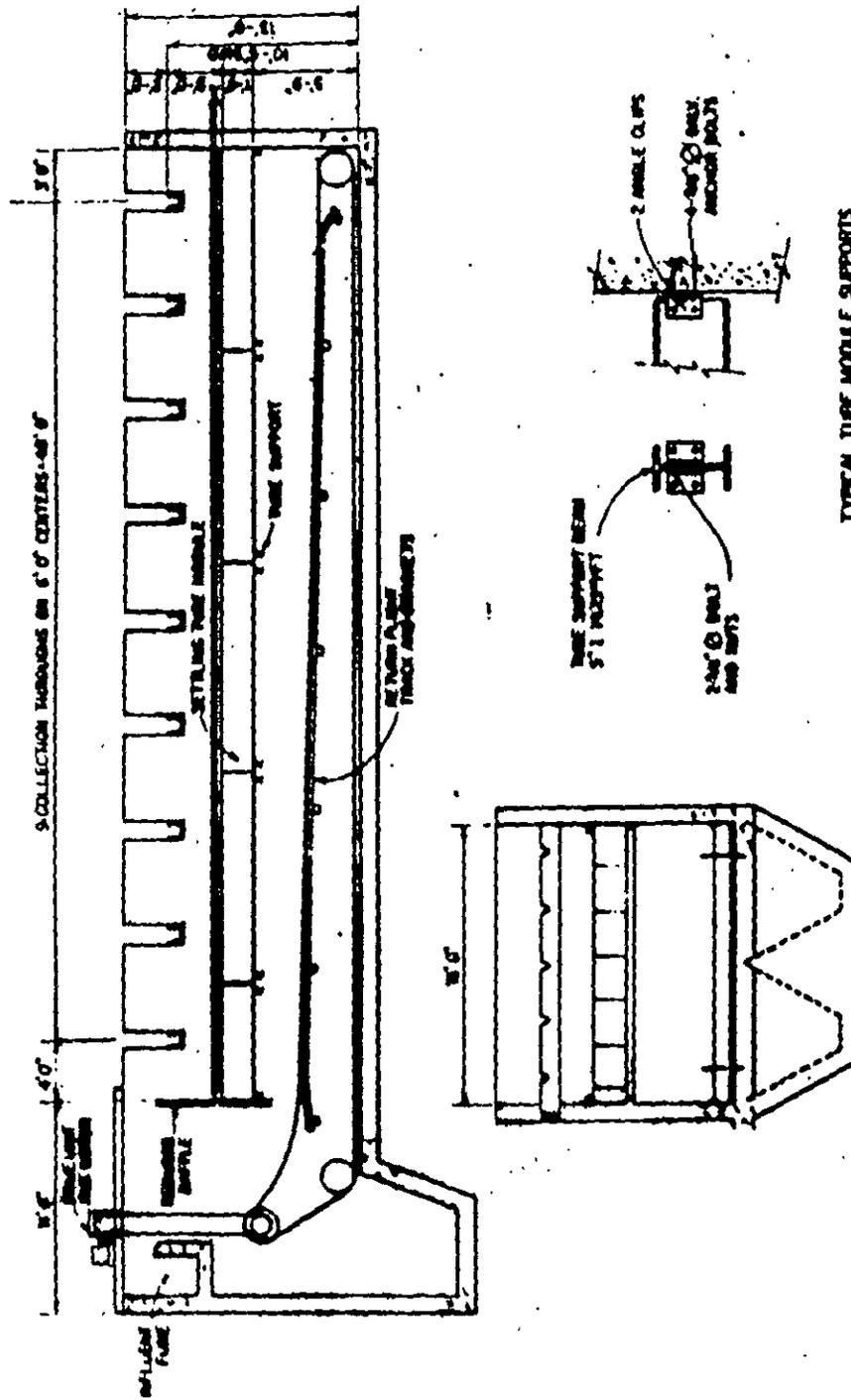


Figure 3-5 Cross section of typical tube classifier for clarification of chemically coagulated secondary effluent. (Courtesy Membrane Microbioc, Inc.)

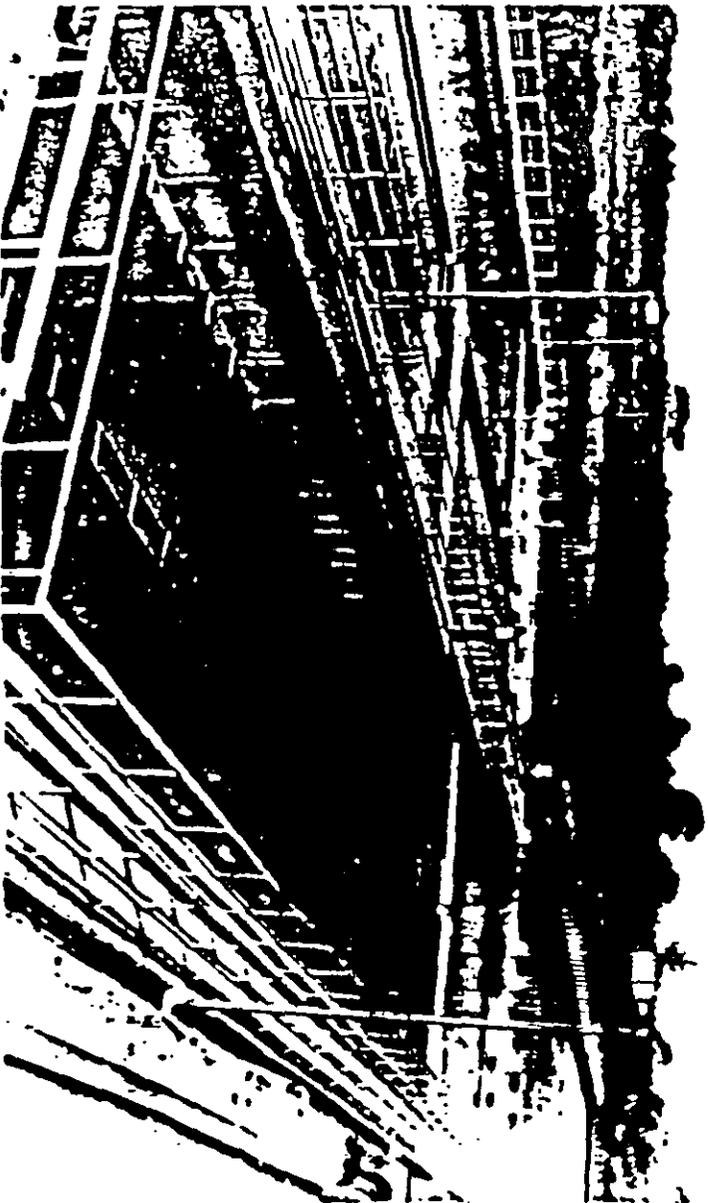
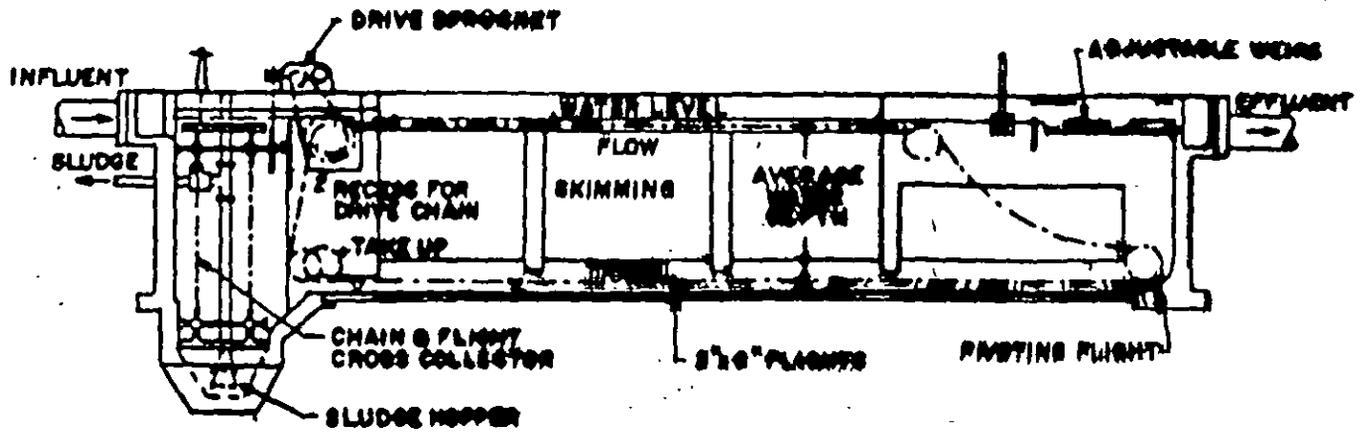
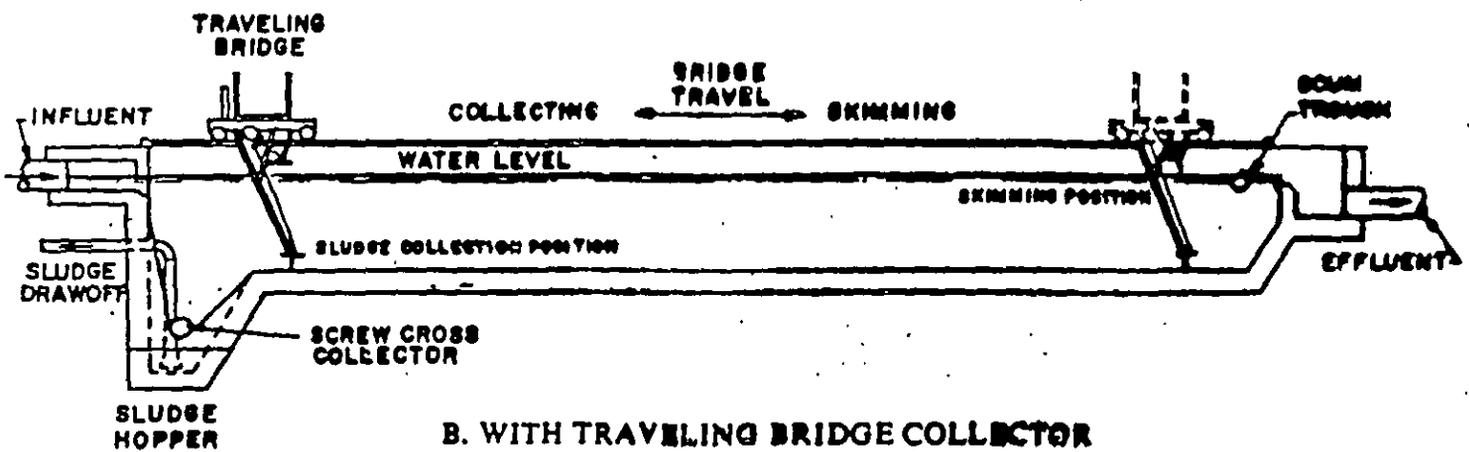


Figure 7. Floating bridge alpha unit (courtesy Leopold/DeStefano Co.).



A. WITH CHAIN AND FLIGHT COLLECTOR



B. WITH TRAVELING BRIDGE COLLECTOR

FIGURE 7-1

RECTANGULAR SEDIMENTATION TANKS
(Courtesy of FMC Corp.)

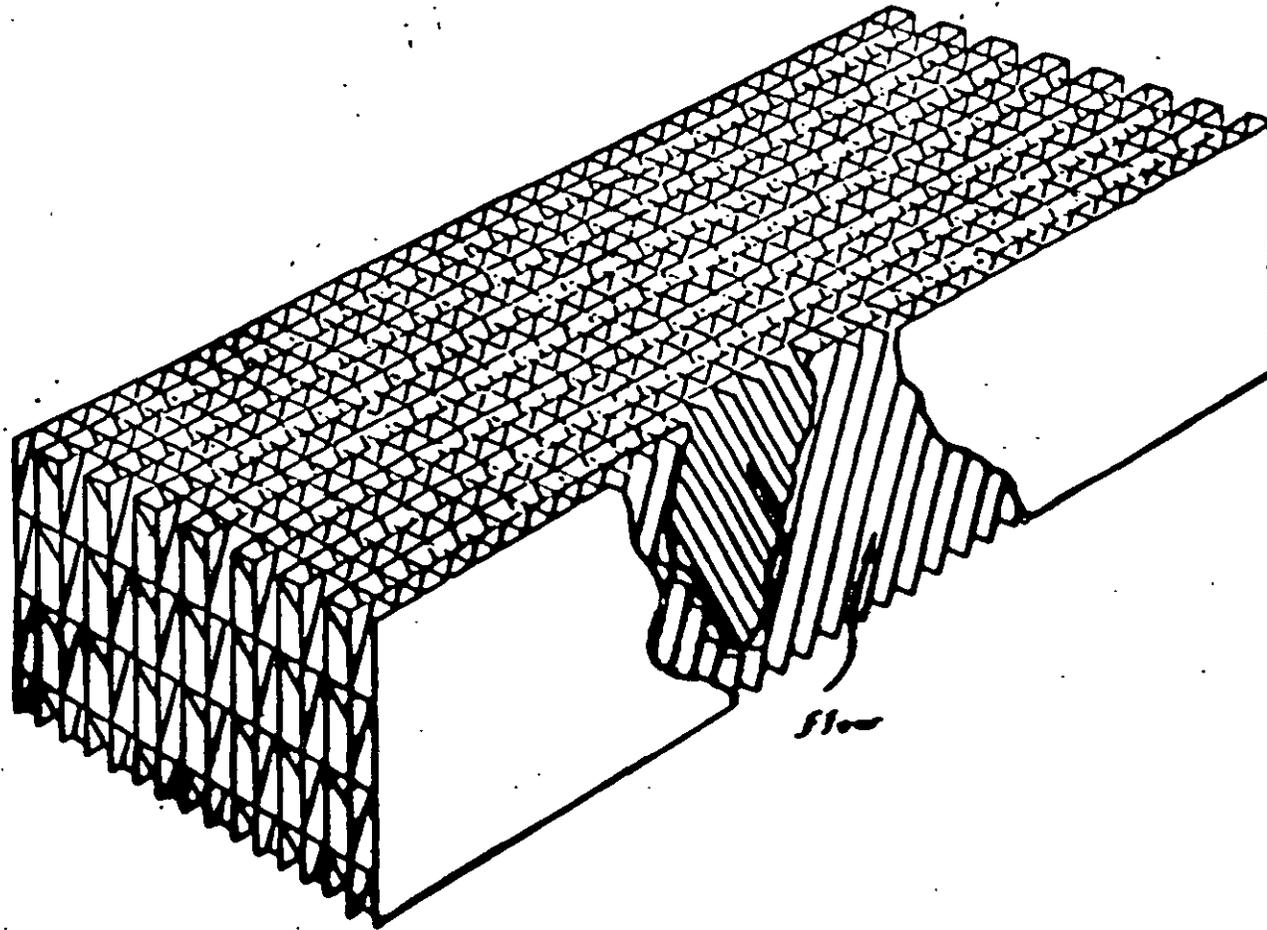


FIGURE 7-8
MODULE OF STEEPLY INCLINED TUBES
(Courtesy Neptune Microfilm, Inc.)

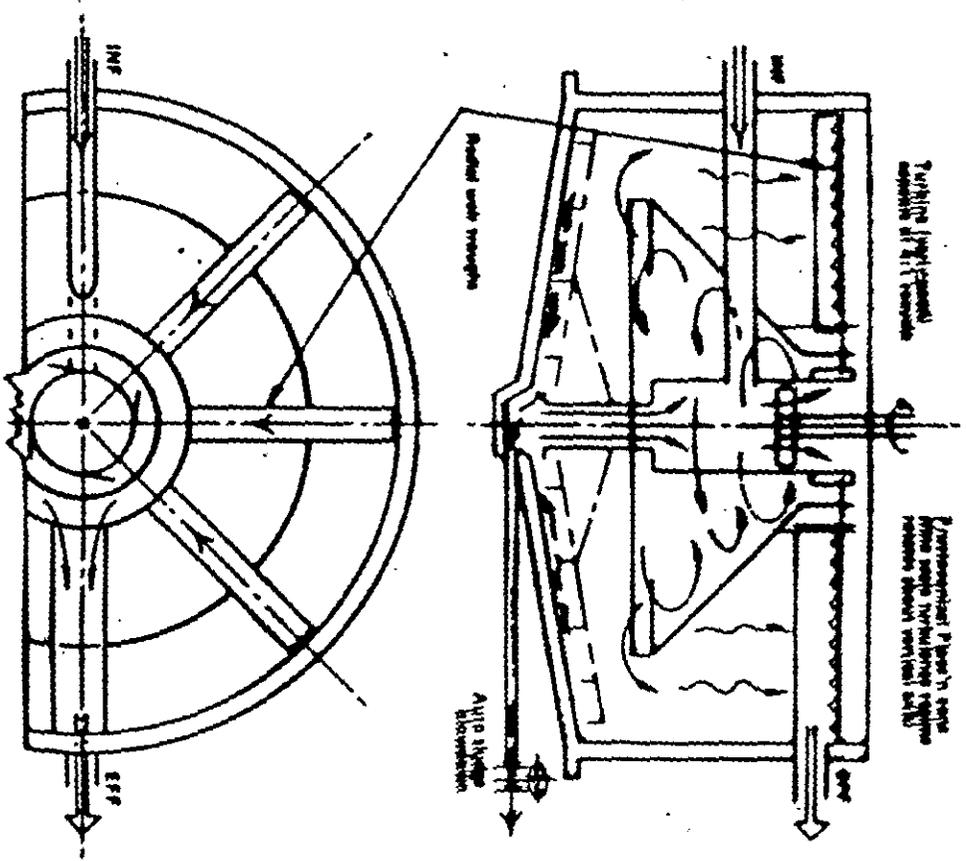
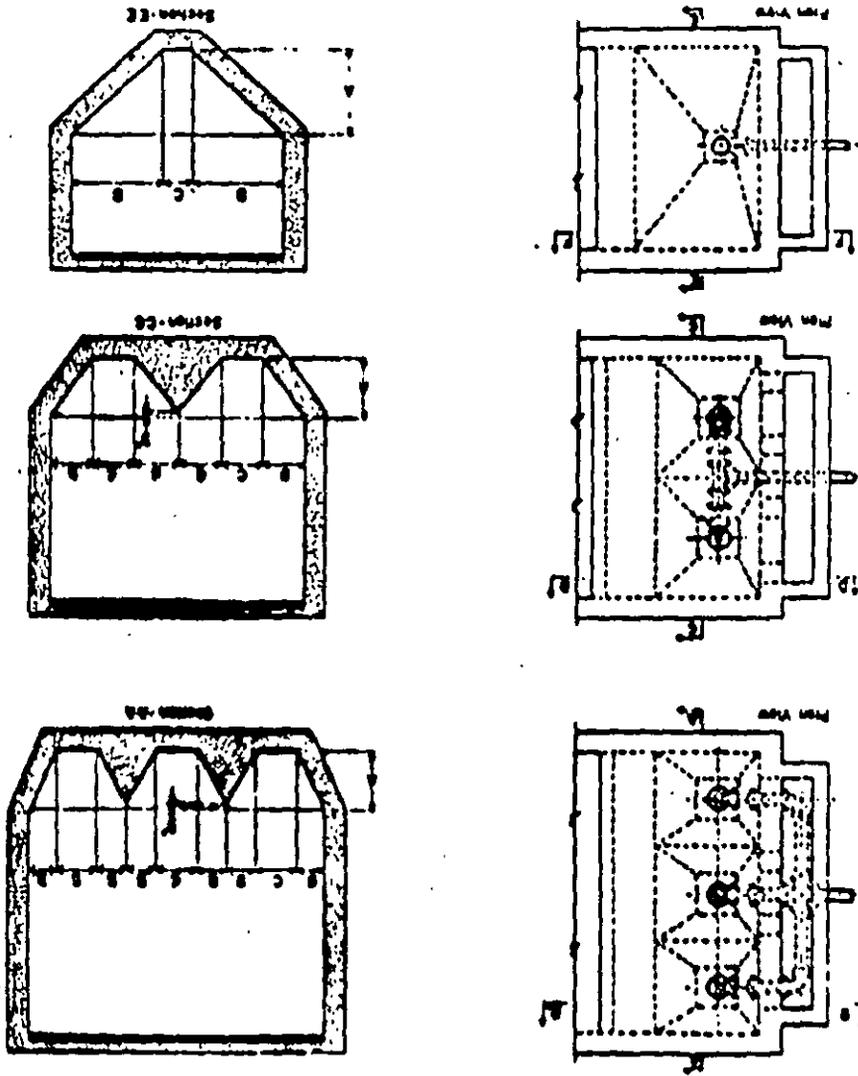
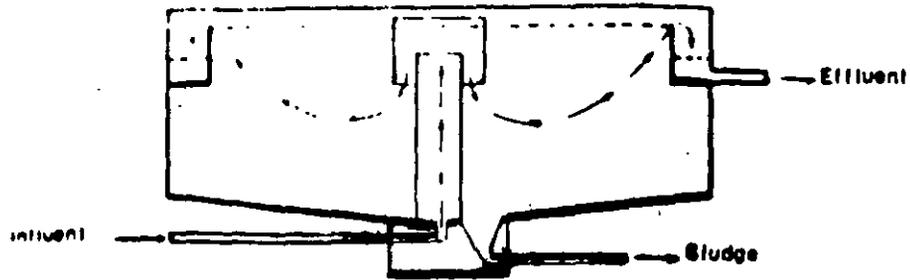


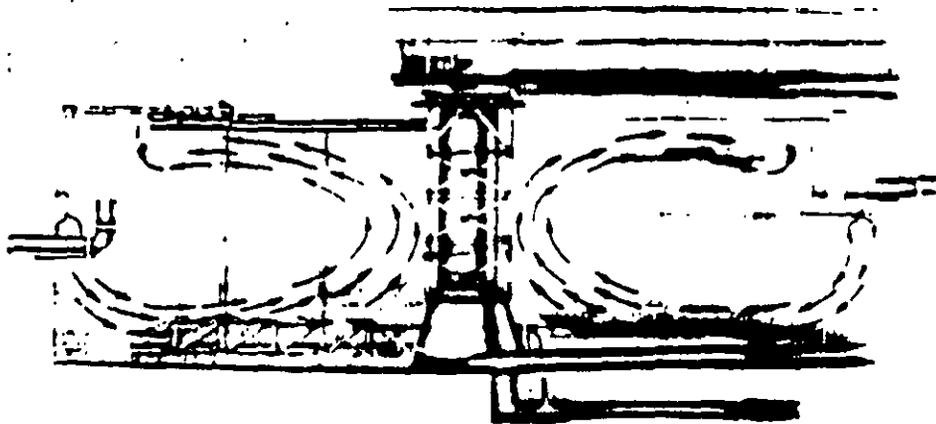
Figure 8. Solid-centred basin (upflow basin).

Fig. 11. Typical Sludge Hopper Arrangements for Rectangular Basins
In some tanks, such as the one shown, the sludge is collected in combinations of
one, two, or three sludge hoppers. Each hopper must be equipped with separate
drawoff piping so each can be dewatered separately.

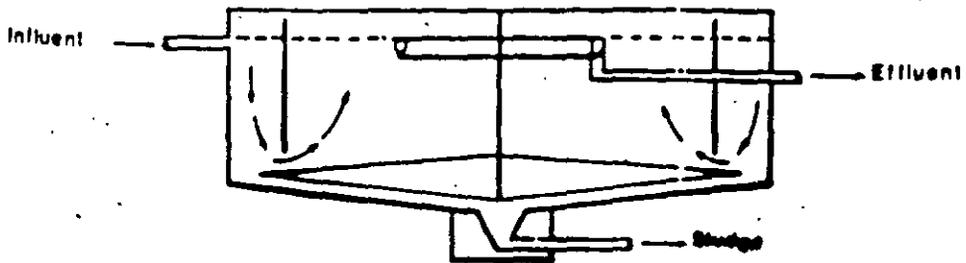




(a)

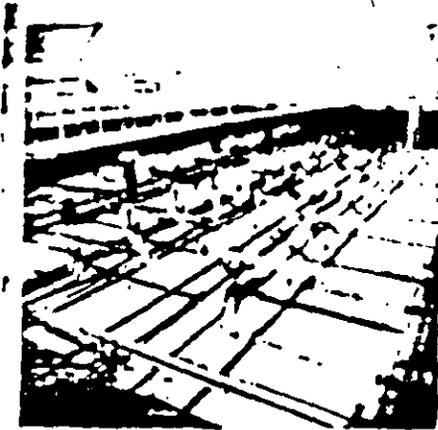


(b)



(a)

Figure 12-7 Influent and Effluent Structures for Circular Clarifiers. (a) Circular clarifier with center feed. (b) Peripheral feed circular clarifier with effluent and influent channels separated by a skirt. (Courtesy Emvirex Inc., a Rexnord Company.) (c) Peripheral feed circular clarifier with effluent weirs near the center of the basin.



(a)



(b)



(c)

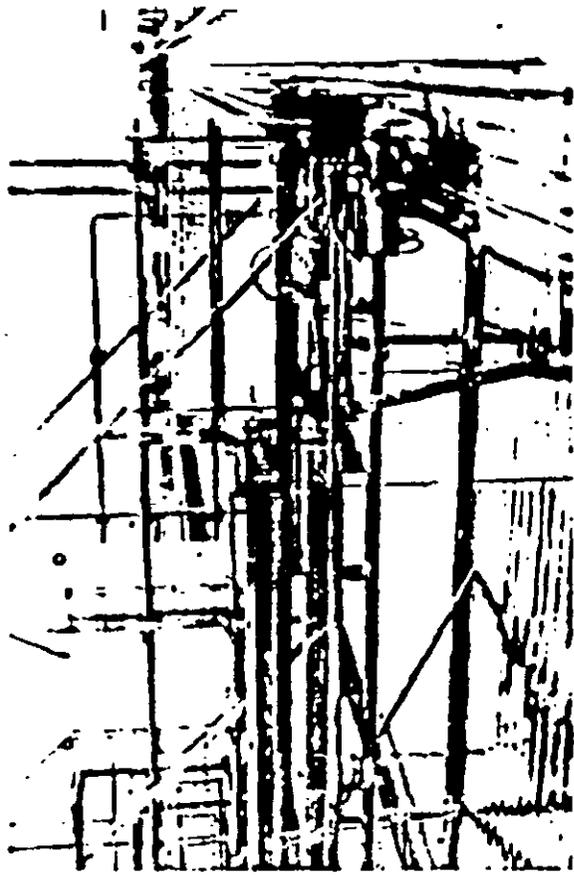


(d)

Figure 12-10 Endless Conveyor Chain Details. (a) Conveyor sludge collectors with skimmer. (Courtesy Envirex Inc., a Richmond Company.) (b) Drive sprockets. (c) Chain drive with gear speed reducer. (d) Collector sprocket. (Courtesy FMC Corporation, Material Handling Systems Division.)

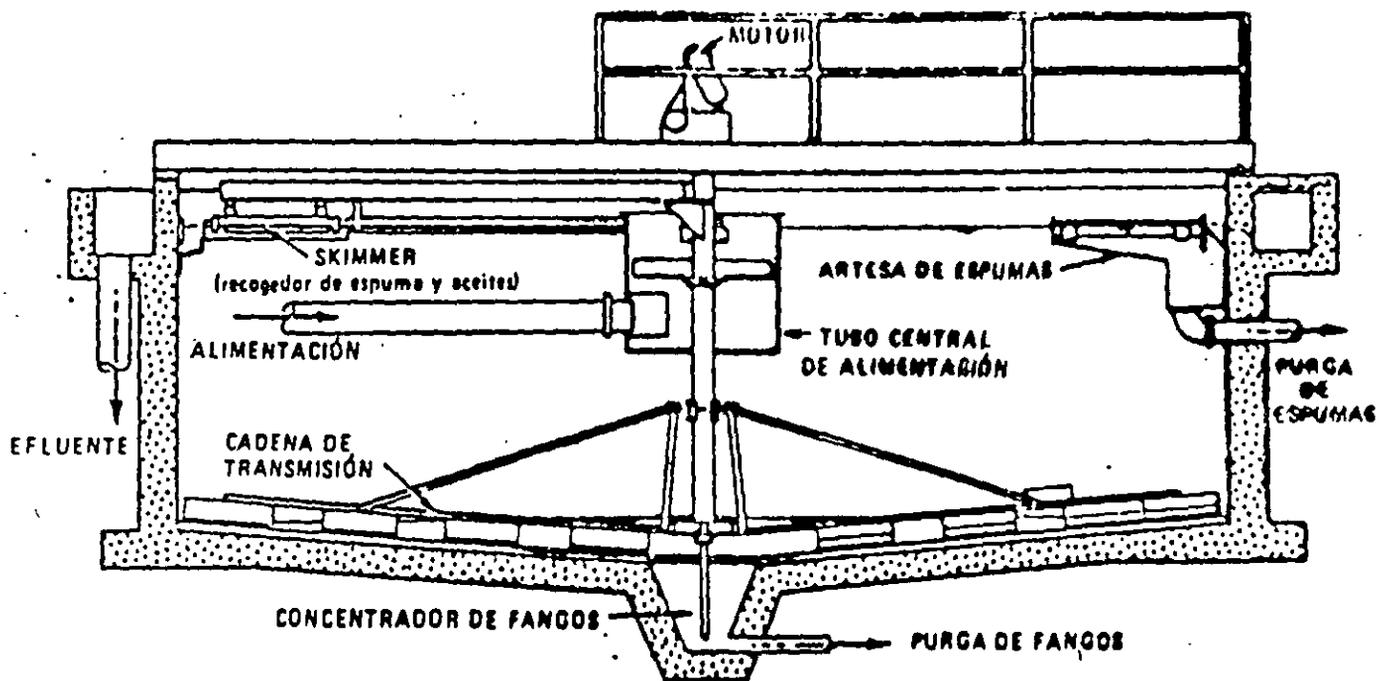


(a)

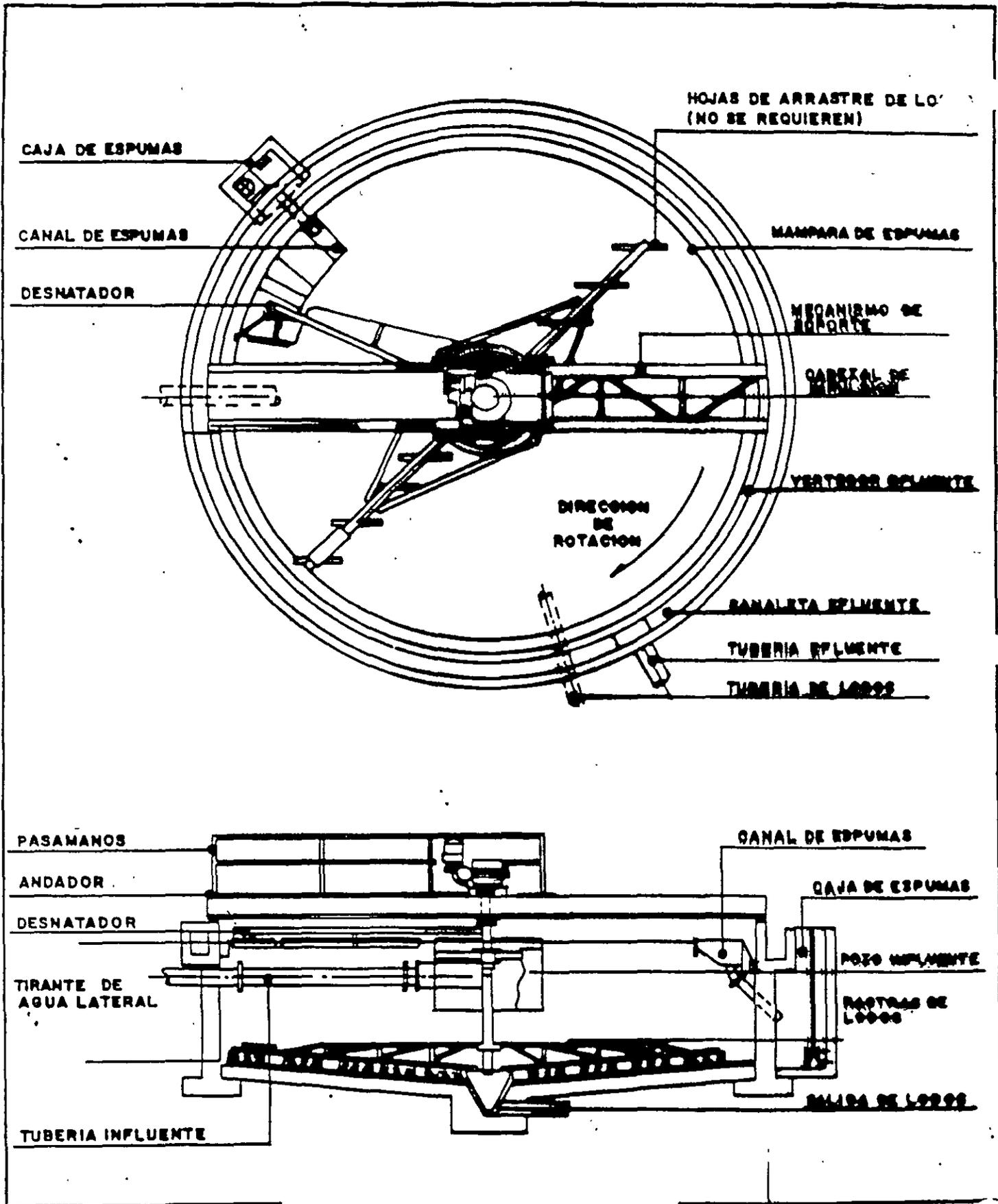


(b)

Figure 12-11 Moving Bridge Sludge Collector. (a) Traveling truss bridge with mechanical scraper hung from the top. The effluent weir is the type shown in Figure 12-6(a-1). (b) Traveling truss bridge showing wheels that run on rails.



Diseño de un clarificador circular. (Cortesía de Walker Process equipment.)



SEDIMENTADOR Y DESNATADOR EN ESTRUCTURA DE CONCRETO REFORZADO

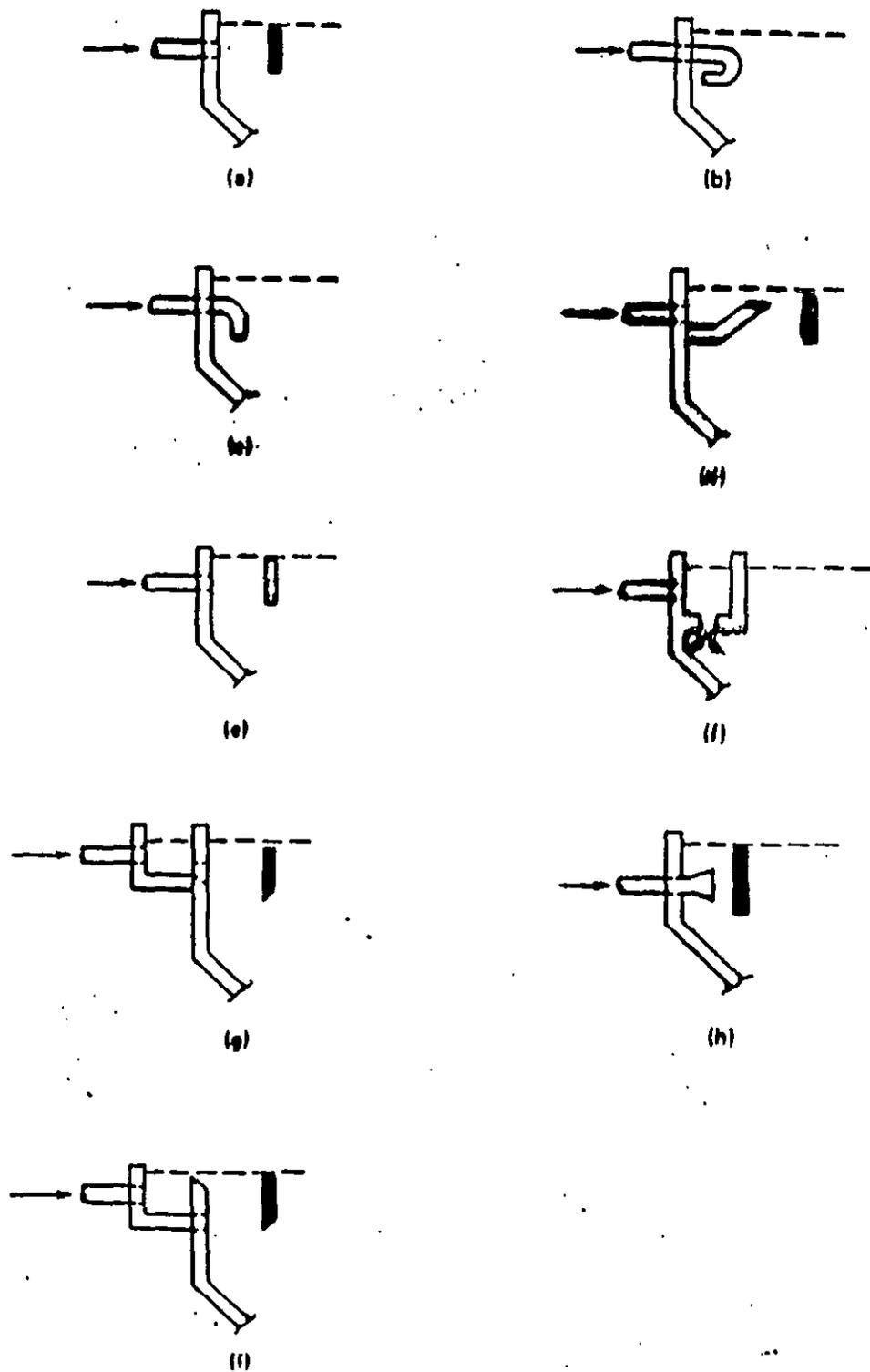


Figure Details of Influent Structures for Rectangular Sedimentation Basin. (a) Inlet pipes discharging against a baffle. (b) U-shape elbow discharging against the wall. (c) A series of inlet pipes spaced across the width with turned elbow. (d) An inclined weir with baffle. (e) Perforated baffle. (f) A stilling basin with opening at the bottom. (g) Pipe discharging in a channel which has series of openings discharging against a baffle. (h) A ball shaped diverging pipe followed by a baffle. (i) An overflow weir followed by a baffle.

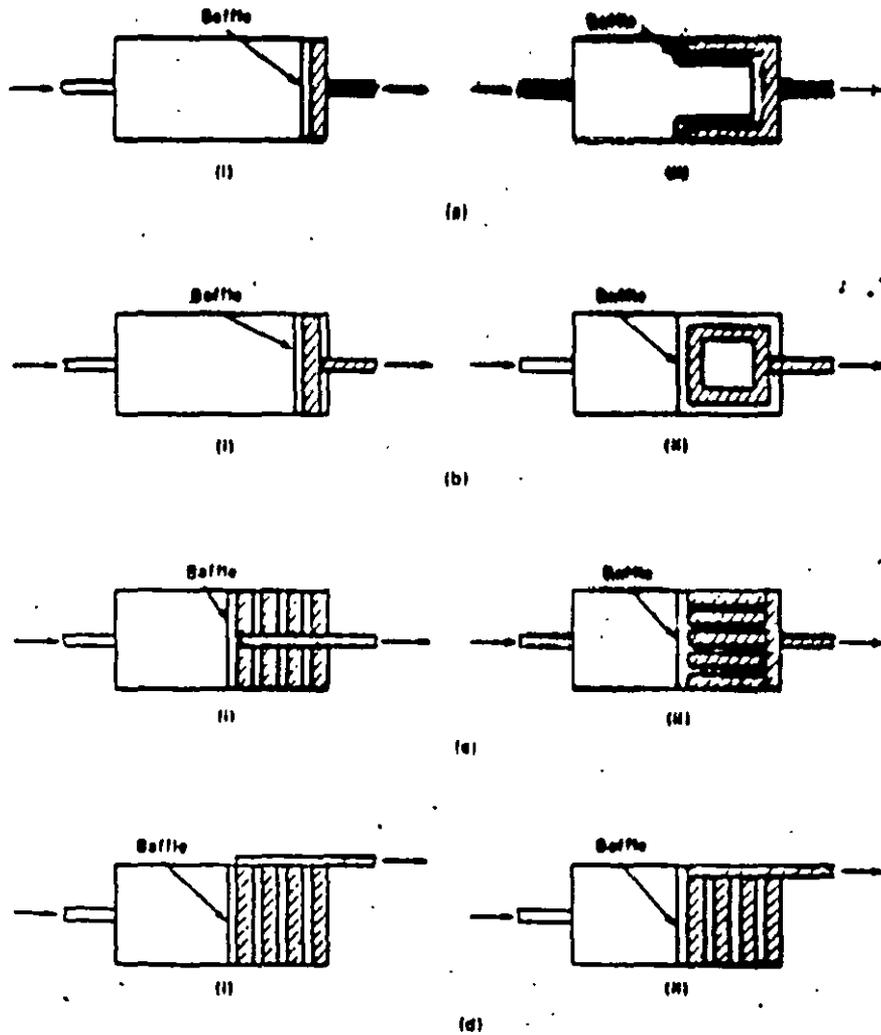
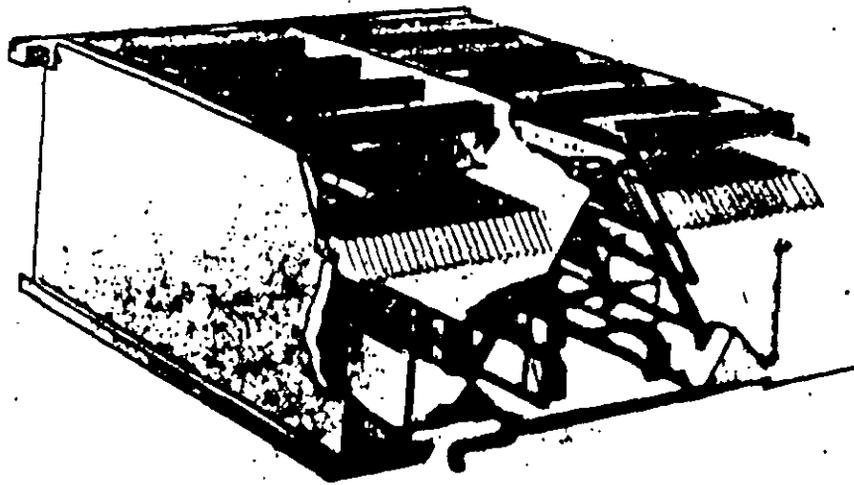
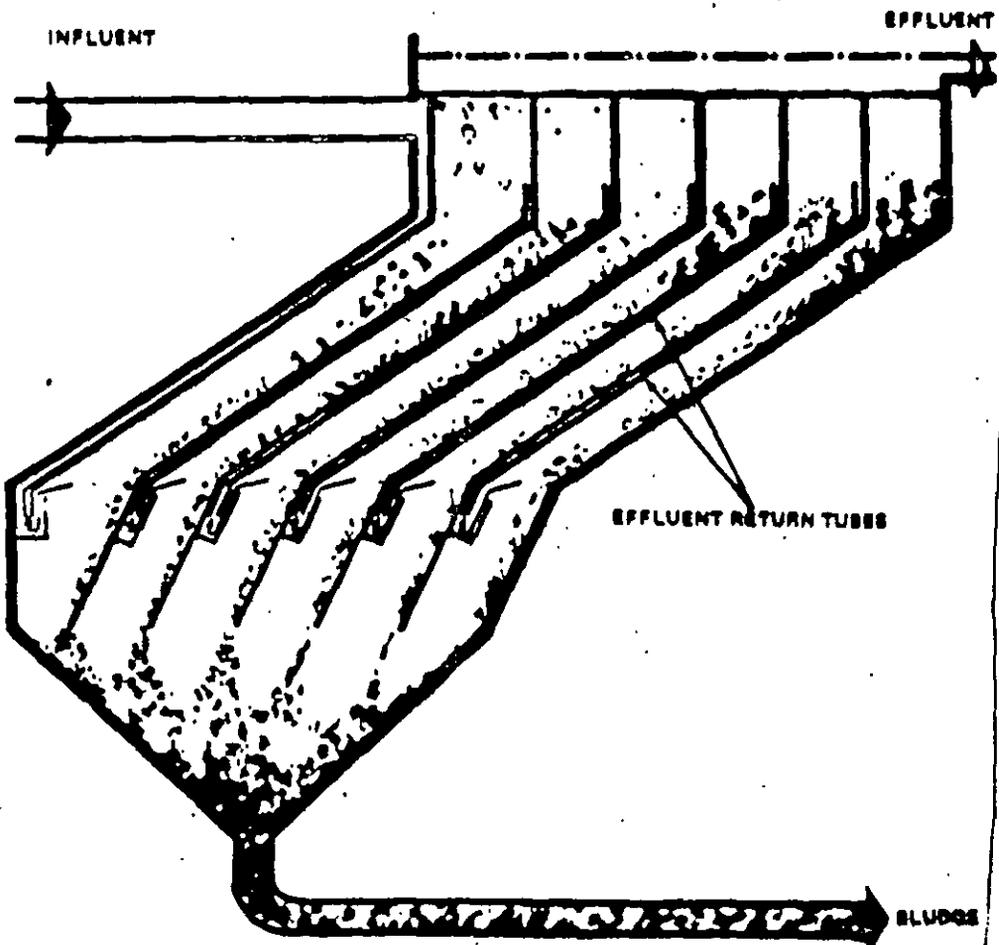


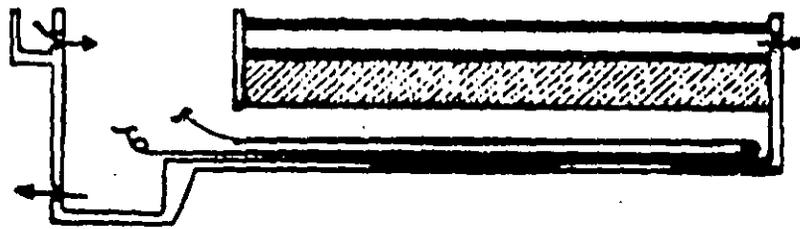
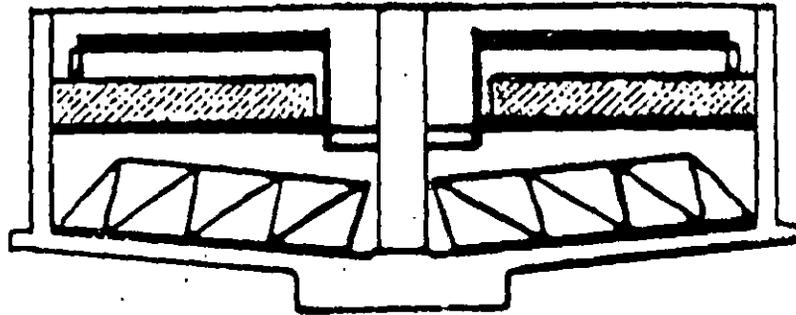
Figure Various Configurations of Effluent Structure Used for Rectangular Clarifiers. (a) Single weir and trough (b) Double weirs and trough (c) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the middle, and at the end (d) Multiple weirs and troughs with outlet channel at the side.



Modules of chevron-shaped tubes installed. (Courtesy Parsons)



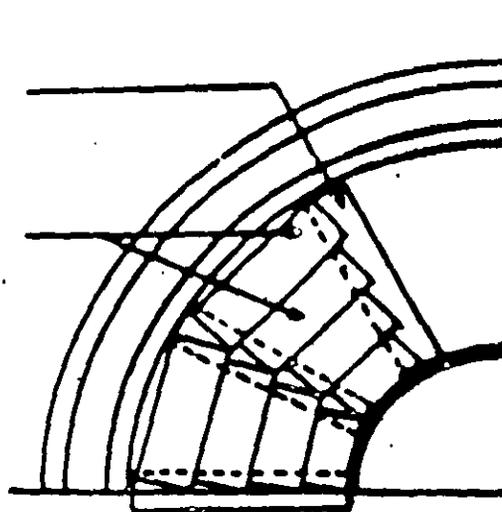
Lamella separator. (Courtesy Parkson Corp.)



TUBE SETTLERS IN EXISTING CLARIFIER

SUPPORT MODULE

**TUBE SETTLER
MODULES**



PLAN VIEW OF MODIFIED CLARIFIER

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Salud.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994, "SALUD AMBIENTAL, AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO-LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD Y TRATAMIENTOS A QUE DEBE SOMETERSE EL AGUA PARA SU POTABILIZACION".

GUSTAVO OLAIZ FERNANDEZ, Director General de Salud Ambiental, por acuerdo del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario, con fundamento en los artículos 39 de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 3o. fracción XIV, 13 apartado A fracción I, 118 fracción II y 119 fracción II de la Ley General de Salud; 38 fracción II, 40 fracción I y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización; 209, 210, 211, 212, 213, 214, 215, 218, 224, 227 y demás aplicables del Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios; 8o. fracción IV y 25 fracción V del Reglamento Interior de la Secretaría de Salud, y

INDICE

0. INTRODUCCION
1. OBJETIVO Y CAMPO DE APLICACION
2. REFERENCIAS
3. DEFINICIONES
4. LIMITES PERMISIBLES DE CALIDAD DEL AGUA
5. TRATAMIENTOS PARA LA POTABILIZACION DEL AGUA
6. BIBLIOGRAFIA
7. CONCORDANCIA CON NORMAS INTERNACIONALES
8. OBSERVANCIA DE LA NORMA
9. VIGENCIA

0. Introducción

El abastecimiento de agua para uso y consumo humano con calidad adecuada es fundamental para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras, para lo cual se requiere establecer límites permisibles en cuanto a sus características bacteriológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas.

Con el fin de asegurar y preservar la calidad del agua en los sistemas, hasta la entrega al consumidor, se debe someter a tratamientos de potabilización.

1. Objetivo y campo de aplicación

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional.

2. Referencias

NOM-008-SCF1-1993 "Sistema General de Unidades de Medida".

3. Definiciones

3.1 Ablandamiento: Proceso de remoción de los iones calcio y magnesio, principales causantes de la dureza del agua.

3.2 Adsorción: Remoción de iones y moléculas de una solución que presentan afinidad a un medio sólido adecuado, de forma tal que son separadas de la solución.

3.3 Agua para uso y consumo humano: Aquella que no contiene contaminantes objetables, ya sean químicos o agentes infecciosos y que no causa efectos nocivos al ser humano.

3.4 Características bacteriológicas. Son aquellas debidas a microorganismos nocivos a la salud humana. Para efectos de control sanitario se determina el contenido de indicadores generales de contaminación microbiológica, específicamente organismos coliformes totales y organismos coliformes fecales.

3.5 Características físicas y organolépticas: Son aquellas que se detectan sensorialmente. Para efectos de evaluación, el sabor y olor se ponderan por medio de los sentidos y el color y la turbiedad se determinan por medio de métodos analíticos de laboratorio.

3.6 Características químicas: Son aquellas debidas a elementos o compuestos químicos, que como resultado de investigación científica se ha comprobado que pueden causar efectos nocivos a la salud humana.

3.7 Características radiactivas: Son aquellas resultantes de la presencia de elementos radiactivos.

3.8 Coagulación química: Adición de compuestos químicos al agua, para alterar el estado físico de los sólidos disueltos, coloidales o suspendidos, a fin de facilitar su remoción por precipitación o filtración.

3.9 Contingencia: Situación de cambio imprevisto en las características del agua por contaminación externa, que ponga en riesgo la salud humana.

3.10 Desinfección: Destrucción de organismos patógenos por medio de la aplicación de productos químicos o procesos físicos.

3.11 Filtración: Remoción de partículas suspendidas en el agua, haciéndola fluir a través de un medio filtrante de porosidad adecuada.

3.12 Floculación: Aglomeración de partículas desestabilizadas en el proceso de coagulación química, a través de medios mecánicos o hidráulicos.

3.13 Intercambio iónico: Proceso de remoción de aniones o cationes específicos disueltos en el agua, a través de su reemplazo por aniones o cationes provenientes de un medio de intercambio, natural o sintético, con el que se pone en contacto.

3.14 Limite permisible: Concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que garantiza que el agua será agradable a los sentidos y no causará efectos nocivos a la salud del consumidor.

3.15 Neutralización: Ajuste del pH, mediante la adición de agentes químicos básicos o ácidos al agua en su caso, con la finalidad de evitar incrustación o corrosión de materiales que puedan afectar su calidad.

3.16 Osmosis inversa: Proceso esencialmente físico para remoción de iones y moléculas disueltos en el agua, en el cual por medio de altas presiones se fuerza el paso de ella a través de una membrana semipermeable de porosidad específica, reteniéndose en dicha membrana los iones y moléculas de mayor tamaño.

3.17 Oxidación: Introducción de oxígeno en la molécula de ciertos compuestos para formar óxidos.

3.18 Potabilización: Conjunto de operaciones y procesos, físicos y/o químicos que se aplican al agua a fin de mejorar su calidad y hacerla apta para uso y consumo humano.

3.19 Precipitación: Proceso físico que consiste en la separación de las partículas suspendidas sedimentables del agua, por efecto gravitacional.

3.20 Sistema de abastecimiento. Conjunto intercomunicado o interconectado de fuentes, obras de captación, plantas cloradoras, plantas potabilizadoras, tanques de almacenamiento y regulación, cárcamos de bombeo, líneas de conducción y red de distribución.

4. Límites permisibles de calidad del agua

4.1 Límites permisibles de características bacteriológicas

El contenido de organismos resultante del examen de una muestra simple de agua, debe ajustarse a lo establecido en la Tabla 1.

Bajo situaciones de emergencia, las autoridades competentes deben establecer los agentes biológicos nocivos a la salud a investigar.

TABLA 1

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 ml 2 UFC/100 ml
Organismos coliformes fecales	No detectable NMP/100 ml Cero UFC/100 ml

Los resultados de los exámenes bacteriológicos se deben reportar en unidades de NMP/100 ml (número más probable por 100 ml), si se utiliza la técnica del número más probable o UFC/100 ml (unidades formadoras de colonias por 100 ml), si se utiliza la técnica de filtración por membrana.

4.2 Límites permisibles de características físicas y organolépticas

Las características físicas y organolépticas deberán ajustarse a lo establecido en la Tabla 2.

TABLA 2

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Color	20 unidades de color verdadero en la escala de platino-cobalto.
Olor y sabor	Agradable (se aceptarán aquellos que sean tolerables para la mayoría de los consumidores, siempre que no sean resultados de condiciones objetables desde el punto de vista biológico o químico).
Turbiedad	5 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN) o su equivalente en otro método.

4.3 Límites permisibles de características químicas

El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 3. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

TABLA 3

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Aluminio	0.20
Arsénico	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN-)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.50
Cloruros (como Cl-)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001
Fierro	0.30
Fluoruros (como F-)	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Plaguicidas en microgramos/l: Aldrin y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.30
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	2.00

Hexaclorobenceno	0.01
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 - D	50.00
Plomo	0.025
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO ₄ =)	400.00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Zinc	5.00

Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

4.4 Límites permisibles de características radiactivas

El contenido de constituyentes radiactivos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 4. Los límites se expresan en Bq/l (Becquerel por litro).

TABLA 4

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Radiactividad alfa global	0.1
Radiactividad beta global	1.0

5. Tratamientos para la potabilización del agua

La potabilización del agua proveniente de una fuente en particular, debe fundamentarse en estudios de calidad y pruebas de tratabilidad a nivel de laboratorio para asegurar su efectividad.

Se deben aplicar los tratamientos específicos siguientes o los que resulten de las pruebas de tratabilidad, cuando los contaminantes biológicos, las características físicas y los constituyentes químicos del agua enlistados a continuación, excedan los límites permisibles establecidos en el apartado 4.

5.1 Contaminación biológica

5.1.1 Bacterias, helmintos, protozoarios y virus.- Desinfección con cloro, compuestos de cloro, ozono o luz ultravioleta.

5.2 Características físicas y organolépticas

5.2.1 Color, olor, sabor y turbiedad.- Coagulación-floculación-precipitación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos, adsorción en carbón activado u oxidación.

5.3 Constituyentes químicos

5.3.1 Arsénico.- Coagulación-floculación-precipitación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos, intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.2 Aluminio, bario, cadmio, cianuros, cobre, cromo total y plomo.- Intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.3 Cloruros.- Intercambio iónico, ósmosis inversa o destilación.

5.3.4 Dureza.- Ablandamiento químico o intercambio iónico.

5.3.5 Fenoles o compuestos fenólicos.- Adsorción en carbón activado u oxidación con ozono.

5.3.6 Hierro y/o manganeso.- Oxidación-filtración, intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.7 Fluoruros.- Ósmosis inversa o coagulación química.

5.3.8 Materia orgánica.- Oxidación-filtración o adsorción en carbón activado.

5.3.9 Mercurio.- Proceso convencional: coagulación-floculación-precipitación-filtración, cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l. Procesos especiales en carbón activado granular y ósmosis inversa cuando la fuente de abastecimiento contenga hasta 10 microgramos/l; con carbón activado en polvo cuando la fuente de abastecimiento contenga más de 10 microgramos/l.

5.3.10 Nitratos y nitritos.- Intercambio iónico o coagulación-floculación-sedimentación-filtración; cualquiera o la combinación de ellos.

5.3.11 Nitrógeno amoniacal.- Coagulación-floculación-sedimentación-filtración, desgasificación o desorción en columna.

5.3.12 pH (potencial de hidrógeno).- Neutralización.

5.3.13 Plaguicidas.- Adsorción en carbón activado granular.

5.3.14 Sodio.- Intercambio iónico.

5.3.15 Sólidos disueltos totales.- Coagulación-floculación-sedimentación-filtración y/o intercambio iónico.

5.3.16 Sulfatos.- Intercambio iónico u ósmosis inversa.

5.3.17 Sustancias activas al azul de metileno.- Adsorción en carbón activado.

5.3.18 Trihalometanos.- Aireación u oxidación con ozono y adsorción en carbón activado granular.

5.3.19 Zinc.- Destilación o intercambio iónico.

5.3.20 En el caso de contingencia, resultado de la presencia de sustancias especificadas o no especificadas en el apartado 4, se deben coordinar con la autoridad sanitaria competente, las autoridades locales, la Comisión Nacional del Agua, los responsables del abastecimiento y los particulares, instituciones públicas o empresas privadas involucrados en la contingencia, para

determinar las acciones que se deben realizar con relación al abastecimiento de agua a la población.

6. Bibliografía

6.1 "Desinfección del Agua". Oscar Cáceres López. Lima, Perú. Ministerio de Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1990.

6.2 "Guías para la Calidad del Agua Potable". Volumen 1. Recomendaciones. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. 1985.

6.3 "Guías para la Calidad del Agua Potable". Volumen 2. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Organización Panamericana de la Salud. 1987.

6.4 "Guía para la Redacción, Estructuración y Presentación de las Normas Oficiales Mexicanas". Proyecto de Revisión. SECOFI. 1992.

6.5 "Guide to Selection of Water Treatment Processes". Carl L. Hamann Jr., P.E. J. Brock Mc. Ewen, P.E. Anthony G. Meyers, P.E.

6.6 "Ingeniería Ambiental". Revista No. 23. Año 7. 1994.

6.7 "Ingeniería Sanitaria Aplicada a la Salud Pública". Francisco

Unda Opazo. UTEHA 1969.

6.8 "Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales". Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Gordon M. Fair, John C. Geyer, Daniel A. Okun. Limusa Wiley. 1971.

6.9 "Instructivo para la Vigilancia y Certificación de la Calidad Sanitaria del Agua para Consumo Humano". Comisión Interna de Salud Ambiental y Ocupacional. Secretaría de Salud. 1987.

6.10 "Integrated Design of Water Treatment Facilities". Susumu Kawamura John Willey and Sons, Inc. 1991.

6.11 "Manual de Normas de Calidad para Agua Potable". Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1982.

6.12 "Manual de Normas Técnicas para el Proyecto de Plantas Potabilizadoras". Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas. 1979.

6.13 "Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios". Diario Oficial de la Federación. 18 de enero de 1988.

6.14 "Revision of the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality". IPS. International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization 1991.

6.15 "WHO Guidelines for Drinking-Water Quality". Volume 1. Recommendations. World Health Organization. 1992.

6.16 "WHO Guidelines for Drinking-Water Quality". Volume 2. Health Criteria and Other Supporting Information. Chapter 1: Microbiological Aspects. United Nations Environment Programme. International Labour Organization. World Health Organization. 1992.

7. Concordancia con normas internacionales

Al momento de la emisión de esta Norma no se encontró concordancia con normas internacionales.

8. Observancia de la Norma

Esta Norma Oficial Mexicana es de observancia obligatoria en todo el territorio nacional para los organismos operadores de los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que distribuya agua para uso y consumo humano.

La vigilancia del cumplimiento de esta Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Salud y a los gobiernos de las entidades federativas en coordinación con la Comisión Nacional del Agua, en sus respectivos ámbitos de competencia.

9. Vigencia

La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor con carácter de obligatorio, al día siguiente de su publicación en el Diario Oficial de la Federación.

Sufragio Efectivo. No Reelección.

México, D.F., a 30 de noviembre de 1995.- El Director General de Salud Ambiental, Gustavo Olaiz Fernández.- Rúbrica.



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

CURSOS INSTITUCIONALES

**COMISIÓN DE AGUAS DEL DISTRITO
FEDERAL**

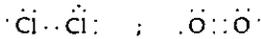
POTABILIZACIÓN DE AGUAS SALOBRES

Del 13 al 17 de Noviembre de 2000

ANEXOS

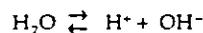
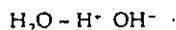
**Dr. Pedro Martínez Pereda
Comisión de Aguas del D.F.
N o v i e m b r e / 2000**

Muchos gases comunes existen como moléculas compuestas de dos átomos con enlace covalente, por ejemplo, Cl_2 y O_2 . En el Cl_2 el enlace covalente es simple; en el oxígeno el enlace covalente es doble.



1.3 RADICALES

En la unión de los átomos se forman moléculas. El estado eléctrico del compuesto final resulta ser neutro. Sin embargo, existen asociaciones de átomos que presentan cargas eléctricas libres. Reciben el nombre de radicales los grupos atómicos con cargas eléctricas, que entran y salen de las combinaciones químicas cual si fuesen cuerpos simples, es decir que poseen individualidad propia. Hay radicales reales, como el anhídrido sulfuroso, pero en la mayor parte son hipotéticos y no son aislables. Los radicales no suelen existir libres; se unen entre sí para formar moléculas o se asocian a cargas eléctricas para formar iones. No obstante su existencia hipotética, su formulación es necesaria para caracterizar las especies químicas. Ejemplo: de la molécula de agua, por eliminación del ion hidrógeno, se obtiene el radical OH^\cdot , llamado oxhidrilo o hidróxilo.



Ejemplo: el amoníaco, NH_3 , capta un ion hidrógeno y se forma el radical o ion amonio NH_4^+ . Este radical amonio entrará a formar compuestos como si se tratase de un elemento y tendrá siempre valencia uno positiva.

1.4 FÓRMULAS Y ECUACIONES QUÍMICAS

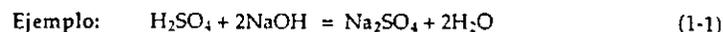
¿Qué indica una fórmula de un compuesto químico?

Por ejemplo, la fórmula del agua, H_2O , nos indica:

- Que está formada por hidrógeno y oxígeno.
- Que existen dos átomos de hidrógeno por uno de oxígeno.
- Que la relación en masa es de dos hidrógenos por 16 de oxígeno.
- Que la masa molecular del agua es 18, o que un mol de agua es 18 g. También puede decirse que un mol de agua contiene 6.02×10^{23}

moléculas y que consiste de dos átomos de hidrógeno (2.0 g ó 12.04×10^{23} átomos) y un átomo de oxígeno (16 g ó 6.02×10^{23} átomos).

¿Qué indica una ecuación química?



Una ecuación química indica esencialmente:

- El número de moléculas de cada sustancia que reacciona con otras.
- La composición de cada una de las sustancias.
- La proporción en masa de las sustancias que reaccionan y las de sus productos.
- Las variaciones de número de oxidación que puedan haber ocurrido.

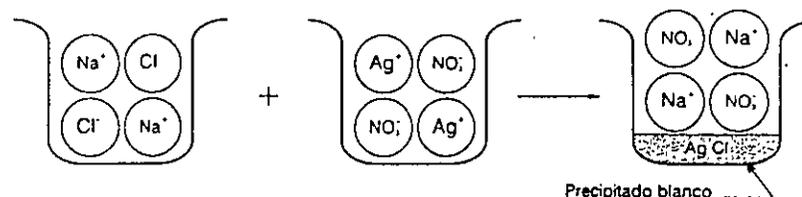
Para que una ecuación química sea válida debe cumplir tres condiciones:

- Debe ser consistente con hechos experimentales.
- Debe ser consistente con la ley de conservación de masas, es decir que el mismo número y clase de átomos debe aparecer a ambos lados de la ecuación.
- Debe ser consistente con la conservación de carga eléctrica, o sea que la carga eléctrica neta debe ser la misma a ambos lados de la ecuación.

Las condiciones dos y tres se expresan diciendo que la ecuación debe estar balanceada. Una ecuación balanceada contiene el mismo número de átomos de las diferentes clases a la izquierda y a la derecha; por consiguiente, la carga neta es la misma a ambos lados.

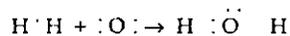
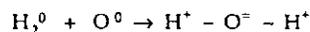
Es posible agrupar las reacciones químicas en dos grandes clases: aquellas en las cuales no hay transferencia de electrones y aquellas en las cuales hay transferencia de electrones de un átomo a otro átomo, las cuales se conocen como reacciones de oxidación - reducción.

Las reacciones en las cuales no hay transferencia de electrones generalmente suponen la unión o separación de iones o moléculas; como ejemplo se puede tomar la reacción que ocurre al mezclar una solución de cloruro de sodio con una solución de nitrato de plata:



1.5 ECUACIONES DE OXIDACIÓN - REDUCCIÓN

El concepto básico de oxidación-reducción se deduce de la acción del oxígeno, un agente oxidante, con otro elemento o compuesto que de hecho debe ser un agente reductor. Es regla fundamental que la oxidación no puede ocurrir sin la reducción y que la ganancia de electrones por el agente oxidante debe ser igual a la pérdida de electrones del agente reductor. Un ejemplo es el siguiente



Todos los elementos tienen inicialmente número de oxidación cero puesto que tienen igual número de protones y electrones.

Cuando el hidrógeno se combina con el oxígeno, el átomo de hidrógeno pierde un electrón y lo cede al oxígeno. Como el átomo de oxígeno necesita dos electrones para completar su órbita exterior a 8 electrones, toma 2 electrones de 2 átomos de hidrógeno y adquiere un número de oxidación negativo de 2

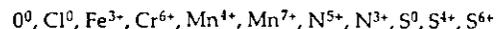
El oxígeno, por consiguiente, se reduce porque disminuye su número de oxidación al adquirir electrones. Por el contrario, el hidrógeno se oxida porque aumenta su número de oxidación al perder un electrón

Resumiendo,

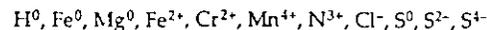
OXIDACIÓN = PÉRDIDA DE ELECTRONES

REDUCCIÓN = GANANCIA DE ELECTRONES

Un agente oxidante es cualquier sustancia que puede adquirir electrones, por ejemplo.



Un agente reductor es cualquier sustancia que puede ceder electrones, por ejemplo:



Debe observarse que cualquier elemento en un estado intermedio de valencia puede servir como agente reductor u oxidante dependiendo de las condiciones existentes.

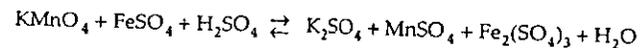
En las reacciones de oxidación-reducción, el agente que realiza la oxidación es el agente oxidante y el agente efectivo en realizar la reducción es el agente reductor.

Al escribir ecuaciones de oxidación-reducción es esencial recordar que.

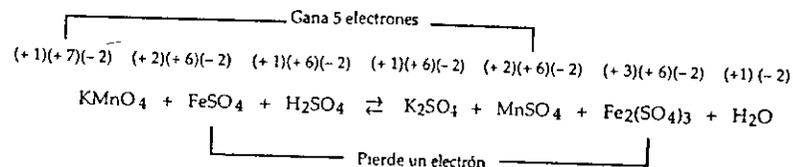
1. Deben conocerse los compuestos cuya reacción se dispone y los correspondientes productos formados.
2. El número de oxidación de un elemento libre es cero
3. El número de oxidación del oxígeno es -2.
4. El número de oxidación del hidrógeno es +1, con muy pocas excepciones.
5. Una disminución en el número de oxidación indica una ganancia de electrones, y un incremento en el número de oxidación una pérdida de electrones.
6. La suma algebraica de los números de oxidación en una fórmula es igual a cero.
7. La ganancia de electrones por el agente oxidante debe ser igual a la pérdida de electrones por el agente reductor.

Algunos ejemplos servirán para indicar la forma de escribir estas ecuaciones

1.5.1 Ejemplo: balancear la siguiente reacción



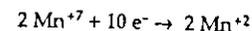
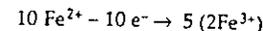
Inicialmente se escribe sobre cada átomo su número de oxidación:



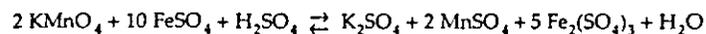
En toda ecuación de oxidación-reducción:

No. de electrones perdidos = No. de electrones ganados

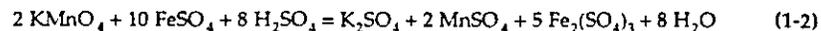
Como en este caso existen 2 átomos de hierro en cada molécula de sulfato férrico y el mínimo común múltiplo entre 2 y 5 es 10, entonces:



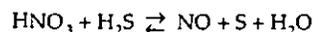
Para satisfacer la condición anterior:



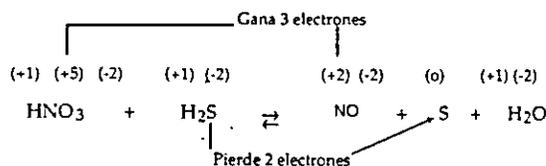
Balanceando, la ecuación completa será:



1.5.2 Ejemplo: balancear la siguiente reacción



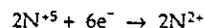
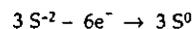
Procedemos como en el ejemplo anterior; por tanto:



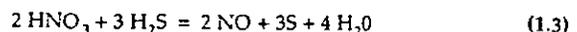
De nuevo,

No. de electrones perdidos = No. de electrones ganados.

Por consiguiente:



Balanceando, la ecuación será:



1.6 SOLUCIONES

En la solución de una sustancia en otra, la sustancia disuelta recibe el nombre de soluto, la sustancia en la cual se disuelve el soluto se llama solvente.

Cualquier solución en la cual se conocen las cantidades de soluto y solvente es una **solución estándar**.

Antes de conocer cómo se expresa la concentración de una solución es conveniente revisar los conceptos de molécula gramo o mol y de masa equivalente gramo o equivalente gramo.

La masa molecular gramo, molécula gramo o mol, de una sustancia se define como el número de gramos de dicha sustancia correspondiente a su masa molecular; en otras palabras, el mol de una sustancia es la masa molecular expresada en gramos.

Masa equivalente gramo o equivalente gramo es la relación entre la masa molecular o atómica de la sustancia o radical y su valencia correspondiente. También puede decirse que la masa equivalente gramo es el número de gramos de un elemento necesarios para ganar o perder N electrones cuando el elemento entra en combinación química con otro elemento, o la masa del material que entra en combinación con un átomo de hidrógeno o con un radical hidróxido. En un compuesto es la masa molecular del compuesto dividida por la valencia total de los iones positivos o radicales existentes. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en una reacción química la valencia es el cambio en el número de oxidación para calcular correctamente la masa equivalente.

La utilidad del valor de la masa equivalente gramo estriba en el hecho de que nos permite determinar la cantidad de un elemento que se ha de combinar con una masa dada de otro elemento, por ser la relación de las masas de combinación de los elementos igual a su relación de masas equivalente gramo.

La masa equivalente gramo de un elemento puede obtenerse dividiendo la masa atómica gramo del elemento por su número de oxidación o valencia. En general,

$$\text{MASA EQUIVALENTE GRAMO} = \text{Masa atómica gramo} / \text{Número de oxidación}$$

Ejemplo:

Determinar la masa equivalente gramo del hierro en (a) FeCl_2 y en (b) FeCl_3

a) En FeCl_2 el número de oxidación del Fe es igual a 2. Por lo tanto, la masa equivalente gramo del Fe es igual a

$$55.85 / 2 = 27.93 \text{ g}$$

b) En FeCl_3 el número de oxidación del Fe es igual a 3. Por lo tanto, la masa equivalente gramo del Fe es igual a

$$55.85 / 3 = 18.62 \text{ g}$$

Lo anterior indica que un elemento tiene diferentes masas equivalentes gramo si asume diferentes estados de oxidación. En el apéndice A.1 se

incluyen las masas equivalentes de diferentes compuestos usados en tratamiento de aguas. En el apéndice A.7 los factores de conversión de mg/L a mE/L.

La concentración de una solución puede expresarse de diferentes maneras; las más comunes son: porcentual, fracción mol, molaridad, normalidad y volúmenes adicionales.

1.6.1 Porcentual

Una concentración porcentual representa la masa en gramos del producto químico activo por cada 100 gramos de solución. Se usa expresar concentraciones en porcentaje (%) cuando la concentración es mayor de 10000 mg/L. Así, por ejemplo, para agua con una densidad de 1 kg por litro, una concentración del 1% equivale a 10000 mg/L.

Debe anotarse que el porcentaje también se usa para expresar relaciones de volumen/volumen y que siempre debe acompañarse del valor de la densidad de la solución

Ejemplo:

¿Qué masa de Hipoclorito de calcio seco, con 70% de cloro, se necesita para preparar 300 L de una solución que contenga 2% de cloro, si la densidad relativa de la solución es de 1.02?

Solución:

Masa 1 L de solución	= 1020 g
Masa 300 L de solución	= 1.02 × 300 = 306 kg
Cantidad de cloro necesario	= 306 × 0.02 = 6.12 kg
Hipoclorito de calcio necesario	= 6.12/0.7 = 8.74 kg

Ejemplo:

En una planta pequeña el gasto es de 800 m³/d. Se dispone de una solución de cloro al 2% que se va a aplicar a una dosis de 2 mg/L. La densidad relativa de la solución es de 1.02. ¿Qué volumen de solución de cloro, en mililitros, deberá agregarse por minuto?

Solución:

Cloro necesario por día	= 800000 × 2/10 ⁶ = 1.6 kg/d
Masa 1 L solución	= 1020 g = 1.02 kg
kg de cloro/L solución	= 1.02 × 0.02 = 0.0204
L de solución de cloro por día	= 1.6/0.0204 = 78.4
mL de solución de cloro por minuto	= 78400/1440 = 54.4

Ejemplo:

Una tubería nueva, de 36 cm de diámetro y 300 metros de longitud, va a ser desinfectada con solución de cloro de 50 mg/L.

¿Qué cantidad de Hipoclorito de calcio con 70% de cloro se necesita?

Solución:

Volumen	= 3.1416 (0.18) ² × 300 × 10 ³ = 30536 litros
Cantidad de cloro necesario	= 30536 × 50 × 10 ⁻⁶ = 1.53 kg
Cantidad Hipoclorito de calcio necesario	= 1.53/0.7 = 2.18 kg

1.6.2 Fracción mol

La fracción mol es la relación del número de moles de un componente con el número total de moles en la solución.

Así, por ejemplo, en una solución que contiene un mol de alcohol y 3 moles de agua, la fracción mol de alcohol es 1/4 y la del agua es 3/4.

1.6.3 Molaridad

La molaridad de una solución es el número de moles de soluto contenidos en un litro de solución:

$$\text{MOLARIDAD} = \text{Moles de soluto} / \text{Litros de solución}$$

La molaridad se relaciona con la masa de material disuelto, en gramos, mediante la ecuación:

MOLARIDAD = (Gramos de soluto/volumen de solución en litros)/ Mol o abreviadamente:

$$\text{MOLARIDAD} = \frac{\text{g/L}}{\text{MOL}} \quad (1.4)$$

Soluciones de igual molaridad tienen, por lo tanto, igual número de moléculas de soluto por unidad de volumen. Así, una solución 1-MOLAR de urea, CO(NH₂)₂, con una masa molecular de 60, contiene 60 gramos por litro de solución; y una solución 1-MOLAR de azúcar, C₁₂H₂₂O₁₁, contiene 342 g/L, pero ambas soluciones tienen igual número de moléculas de soluto por litro de solución.

Ejemplo:

Calcular la molaridad de una solución que contiene 441g de HCl disuelto en suficiente agua para completar 1500 mL de solución.

Solución:

$$\begin{aligned} \text{moles de HCl} &= 441/36.46 = 12.1 \\ \text{Volumen de solución} &= 1.5 \text{ L} \\ \text{Molaridad} &= 12.1/1.5 = 8.07 \end{aligned}$$

La solución es 8.07 M con respecto a HCl.

Ejemplo:

Calcular la masa de KMnO_4 contenida en 2 litros de solución 0.15 M

Solución:

$$\begin{aligned} 1 \text{ mol de } \text{KMnO}_4 &= 158 \text{ g} \\ \text{g de } \text{KMnO}_4/\text{L} &= 158 \times 0.15 = 23.7 \end{aligned}$$

La masa de KMnO_4 contenida en dos litros de solución será:

$$158 \times 0.15 \times 2 = 47.4 \text{ g}$$

1.6.4 Normalidad

La normalidad de una solución es el número de masas equivalentes gramo de soluto contenido en un litro de solución. La masa equivalente gramo será la masa molecular gramo dividida por el número de unidades de capacidad de reacción por molécula. Brevemente, puede decirse que el número de unidades de capacidad de reacción de la molécula, en una reacción ácido-base, es el número de iones hidrógeno que reaccionan con ella; es igual al número de electrones ganados o perdidos por la molécula (cambio en el número de oxidación o valencia) en una reacción de oxidación-reducción; y es, también, la valencia total por molécula del grupo reactivo en una reacción de precipitación (14). Esto quiere decir que la masa equivalente de una substancia depende de la reacción en que está interviniendo.

La utilidad y conveniencia de la expresión de la concentración en términos de normalidad estriba en el hecho de que iguales volúmenes de solución, con la misma normalidad, contienen cantidades estequiométricas de los reactivos.

Resumiendo,

NORMALIDAD = (g de soluto/L)/Masa equivalente gramo del soluto

$$\text{NORMALIDAD} = \frac{g/L}{E_g} \quad (1-5)$$

Si comparamos con la relación para molaridad, entonces,

$$\text{NORMALIDAD} = \text{MOLARIDAD} \times \text{VALENCIA}$$

Si representamos las masas equivalentes gramo de soluto con E, y los litros de solución con V, podemos expresar la normalidad como,

$$N = \frac{E}{V} \quad (1-6)$$

Ejemplo:

Calcular la normalidad de una solución de HNO_3 que contiene 1.2 equivalentes gramo en 1500 mL de solución.

Solución:

$$N = \frac{E}{V} = \frac{1.2}{1.5} = 0.8$$

Ejemplo:

¿Cuántos gramos de Ca(OH)_2 deben disolverse en agua para preparar 50 litros de solución 0.05 N?

Solución:

$$\begin{aligned} \text{Masa equivalente gramo de } \text{Ca(OH)}_2 &= (40+34)/2 = 37 \text{ g} \\ \text{g } \text{Ca(OH)}_2/\text{L de solución } 0.05 \text{ N} &= 0.05 \times 37 = 1.85 \\ \text{Ca(OH)}_2 &= 1.85 \times 50 = 92.5 \text{ g} \end{aligned}$$

Ejemplo:

¿Cuántos equivalentes gramo de NaCl existen en 25 litros de una solución que contiene 5 g de NaCl por litro?

$$\begin{aligned} 1 \text{ equivalente gramo de NaCl} &= 58.5 \text{ g} \\ N &= 5/58.5 \\ E_g &= (5/58.5) \times 25 = 125/58.5 = 2.14 \end{aligned}$$

1.11 IONIZACIÓN - CONSTANTE DE IONIZACIÓN

De acuerdo con la teoría de Arrhenius, todos los ácidos, bases y sales se disocian en iones cuando se colocan en solución en el agua. Podemos definir la ionización o disociación como la separación de un compuesto en iones de un elemento o de radicales, con las correspondientes cargas eléctricas.

Los principios de la teoría de ionización de Arrhenius son los siguientes:

- Una molécula puede disociarse dando iones positivos y negativos y la suma de las cargas eléctricas de los iones positivos es igual a la suma de las cargas eléctricas de los iones negativos.
- Una solución que contenga iones es conductora de la electricidad. Por lo tanto, aquellos compuestos cuyas soluciones no se ionizan no son conductoras de la electricidad.

Como la ionización es un fenómeno que se traduce en la forma de una reacción reversible, en la cual se establece un equilibrio entre las moléculas ionizadas y las no ionizadas, es posible, por consiguiente, aplicar el principio de la constante de equilibrio a las ecuaciones de ionización.

Ejemplo:



$$[\text{HCl}] \cdot K_i = S_1 = S_2 = K_2 [\text{H}^+] [\text{Cl}^-] \quad (1-26)$$

$$K_i = \frac{K_1}{K_2} = \frac{[\text{H}^+] [\text{Cl}^-]}{[\text{HCl}]} \quad (1-27)$$

donde K_i es la constante de ionización y representa la relación entre el producto de las concentraciones molares de las moléculas disociadas y las no disociadas dentro de una solución.

Debe anotarse que algunas sustancias, como el ácido carbónico, tienen más de una constante de ionización por poseer más de una etapa de disociación. Para dichas sustancias existe una constante de ionización aplicable a cada reacción de disociación. Para el caso del ácido carbónico se tiene:

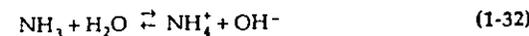


$$K_1 = \frac{[\text{H}^+] [\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = 4.45 \times 10^{-7} \text{ a } 25^\circ\text{C} \quad (1-29)$$



$$K_2 = \frac{[\text{H}^+] [\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = 4.69 \times 10^{-11} \text{ a } 25^\circ\text{C} \quad (1-31)$$

Para el hidróxido de amonio:



$$K_i = \frac{[\text{NH}_4^+] [\text{OH}^-]}{[\text{NH}_3]} = 1.75 \times 10^{-5} \text{ a } 25^\circ\text{C} \quad (1-33)$$

La concentración del agua no se incluye en la ecuación anterior porque, aunque el agua está tomando parte en la reacción de equilibrio, su concentración permanece esencialmente constante.

Para el cloruro mercuríco:



$$K_i = \frac{[\text{Hg}^{2+}] [\text{Cl}^-]^2}{[\text{HgCl}_2]} = 6 \times 10^{-14} \text{ a } 25^\circ\text{C} \quad (1-35)$$

Problema: Calcular el porcentaje de ionización de una solución de HNO_2 - 0.001 M con constante de ionización, $K_i = 4.5 \times 10^{-4}$

Solución:

La expresión para equilibrio sería:



y,



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

CURSOS INSTITUCIONALES

**COMISIÓN DE AGUAS DEL DISTRITO
FEDERAL**

POTABILIZACIÓN DE AGUAS SALOBRES

Del 13 al 17 de Noviembre de 2000

CAPITULO

Análisis físico del agua

**Dr. Pedro Martínez Pereda
Comisión de Aguas del D.F.
N o v i e m b r e / 2000**

2.1 TURBIEDAD

La turbiedad es una expresión de la propiedad o efecto óptico causado por la dispersión e interferencia de los rayos luminosos que pasan a través de una muestra de agua; en otras palabras, la turbiedad es la propiedad óptica de una suspensión que hace que la luz sea reemitida y no transmitida a través de la suspensión. La turbiedad en un agua puede ser causada por una gran variedad de materiales en suspensión, que varían en tamaño desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, entre otros, arcillas, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos, microorganismos, etc.

Cuando la luz incide una suspensión de partículas en solución acuosa, puede ser reemitida por las partículas, en varias direcciones, con la misma longitud de onda de la luz incidente. Una porción de la luz puede ser emitida con longitud de onda mayor que la de la luz incidente y una porción de energía puede ser emitida enteramente como radiación de longitud de onda grande o calor. Asimismo, el material disuelto puede absorber y reemitir la luz. El tipo de emisión depende del tamaño de las partículas y de su forma, así como de la longitud de onda de la luz incidente.

En el pasado, la expresión estándar de turbiedad más usada fue la unidad de turbiedad de Jackson, UTJ, la cual es una cantidad empírica basada en el turbidímetro de bujía de Jackson. El aparato consta de un tubo de vidrio calibrado para obtener lecturas directas de turbiedad, una bujía estándar y un soporte que alinea la bujía y el tubo.

La turbiedad de la muestra se determina añadiendo espacio la muestra de agua hasta lograr que la imagen de la llama de la bujía justamente desaparezca. Sin embargo, la turbiedad más baja que puede medirse con dicho aparato es de 25 UTJ.

hierro y manganeso, fenoles, aceites, productos de cloro, diferentes especies de algas, hongos, etc. Un observador experimentado puede detectar la presencia de sales metálicas disueltas de Fe, Zn, Mn, Cu, K y Na, por medio del sabor; sin embargo, debe recordarse siempre que la sensibilidad es diferente de persona a persona y que, incluso, con el mismo individuo no se obtendrán resultados consistentes de un día para otro.

La determinación del olor y el sabor en el agua es útil para evaluar la calidad de la misma y su aceptabilidad por parte del consumidor, para el control de los procesos de una planta y para determinar en muchos casos la fuente de una posible contaminación.

Tanto el olor como el sabor pueden describirse cualitativamente y esto es muy útil especialmente en casos de reclamos por parte del consumidor; en general los olores son más fuertes a altas temperaturas. El ensayo del sabor sólo debe hacerse con muestras seguras para consumo humano.

Existen diferentes métodos cuantitativos para expresar la concentración de olor o de sabor. El método más usado consiste en determinar la relación de dilución a la cual el olor o sabor es apenas detectable. El valor de dicha relación se expresa como número detectable de olor o de sabor.

Así, por ejemplo, el procedimiento para determinar el olor consiste en diluir muestras del agua por analizar, a 200 mL, con agua destilada libre de olor, hasta encontrar la mayor dilución a la cual se alcanzó a percibir el olor. Quiere decir que si la mayor dilución a la cual se alcanzó a percibir el olor fue de 5 mL a 200, el número detectable de olor será $200/5 = 40$.

En general, el número detectable puede calcularse así:

$$ND = \frac{A + B}{A} \quad (2-1)$$

donde

A = mL de muestra

B = mL de agua libre de olor

2.4 TEMPERATURA

La determinación exacta de la temperatura es importante para diferentes procesos de tratamiento y análisis de laboratorio, puesto que, por ejemplo, el grado de saturación de OD, la actividad biológica y el valor de saturación con carbonato de calcio se relacionan con la temperatura.

En estudios de polución de ríos, estudios limnológicos y en la identificación de la fuente de suministro en pozos, la temperatura es un dato necesario.

Para obtener buenos resultados, la temperatura debe tomarse en el sitio de muestreo. Normalmente, la determinación de la temperatura puede

hacerse con un termómetro de mercurio de buena calidad. El termómetro debe sumergirse en el agua, preferiblemente con el agua en movimiento, y la lectura debe hacerse después de un período de tiempo suficiente que permita la estabilización del nivel del mercurio. Como el mercurio es venenoso debe prevenirse cualquier posible rotura del termómetro en agua utilizada para consumo.

2.5 SÓLIDOS

Incluye toda la materia, excepto el agua contenida en los materiales líquidos. En ingeniería sanitaria es necesario medir la cantidad del material sólido contenido en una gran variedad de sustancias líquidas y semilíquidas que van desde aguas potables hasta aguas contaminadas, aguas residuales, residuos industriales y lodos producidos en los procesos de tratamiento.

Sólidos totales se define como sólidos la materia que permanece como residuo después de evaporación y secado a 103 °C. El valor de los sólidos totales incluye material disuelto y no disuelto (sólidos suspendidos). Para su determinación, la muestra se evapora en una cápsula previamente pesada, preferiblemente de platino o porcelana, sobre un baño de María, y luego se seca a 103 - 105 °C. El incremento de peso, sobre el peso inicial, representa el contenido de sólidos totales o residuo total.

Sólidos disueltos (o residuo filtrable): son determinados directamente o por diferencia entre los sólidos totales y los sólidos suspendidos. Si la determinación es directa, se filtra la muestra a través de un filtro de asbesto o de fibra de vidrio, en un crisol Gooch, el filtrado se evapora en una cápsula de peso conocido sobre un baño de María y el residuo de la evaporación se seca a 103 - 105 °C. El incremento de peso sobre el de la cápsula vacía representa los sólidos disueltos o residuo filtrable.

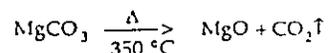
Sólidos suspendidos (residuo no filtrable o material no disuelto) son determinados por filtración a través de un filtro de asbesto o de fibra de vidrio, en un crisol Gooch previamente pesado. El crisol con su contenido se seca a 103 - 105 °C; el incremento de peso, sobre el peso inicial, representa el contenido de sólidos suspendidos o residuo no filtrable.

Sólidos volátiles y sólidos fijos: en aguas residuales y lodos, se acostumbra hacer esta determinación con el fin de obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente. El procedimiento estándar es el de someter las cápsulas, con el residuo retenido después de completar el ensayo para sólidos totales, o el crisol Gooch, después de completar el ensayo para sólidos suspendidos, a calcinamiento en una mufla, a una temperatura de 550 ± 50 °C, durante 15 a 20 minutos. La pérdida de peso se registra como mg/L de sólidos volátiles y el residuo como mg/L de sólidos fijos.

El contenido de sólidos volátiles se interpreta en términos de materia orgánica, teniendo en cuenta que a 550 ± 50 °C la materia orgánica se oxida a una velocidad razonable formando CO₂ y H₂O que se volatilizan. Sin embargo, la interpretación no es exacta puesto que la pérdida de peso incluye también pérdidas debidas a descomposición o volatilización de ciertas sales minerales. Compuestos de amonio como el bicarbonato de amonio se volatilizan completamente durante la calcinación:



Otros como el carbonato de magnesio no son estables:



En la práctica se prefiere cuantificar el contenido de materia orgánica en aguas mediante ensayos como el de la demanda química de oxígeno o el de la demanda bioquímica de oxígeno.

Sólidos sedimentables. la denominación se aplica a los sólidos en suspensión que se sedimentarán, bajo condiciones tranquilas, por acción de la gravedad. La determinación se hace llenando un cono Imhoff de 1 litro de volumen y registrando el volumen de material sedimentado en el cono, al cabo de una hora, en mL/L.

Los procedimientos usados en la determinación del contenido de sólidos son métodos gravimétricos y como tales requieren la determinación del peso de crisoles o de cápsulas con o sin residuos. Es importante, pues, usar recipientes previamente acondicionados y de peso constante, con el fin de no introducir errores en la determinación. Se prefieren recipientes de platino debido a que éste es relativamente inatacable por las sales minerales y no sufre cambios significativos de peso durante el proceso de calentamiento. Sin embargo, su alto costo limita su uso. En cualquier caso, los recipientes deberán ser completamente limpios y haber sido tratados a temperaturas exactamente iguales a las que se someten durante los ensayos, hasta adquirir su "peso constante". La temperatura de secado, si es diferente de la usada normalmente, debe especificarse pues los resultados no serían comparables.

En aguas potables, la determinación de sólidos totales es la de mayor interés, por ser muy pequeña la cantidad existente de sólidos suspendidos. En general se recomienda en aguas para suministro público un contenido de sólidos totales menor de 1000 mg/L.

En aguas residuales la determinación de sólidos totales es ordinariamente de poco valor ya que es difícil interpretar su significado en forma real y exacta.

La determinación de sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles es importante para evaluar la concentración o "fuerza" de aguas residuales y para determinar la eficiencia de las unidades de tratamiento. En plantas de lodos activados, estas determinaciones se usan para controlar el proceso y como factores de diseño de unidades de tratamiento biológico secundario.

La determinación de sólidos sedimentables es básica para establecer la necesidad del diseño de tanques de sedimentación como unidades de tratamiento y para controlar su eficiencia.

2.6 CONDUCTIVIDAD

La conductividad del agua es una expresión numérica de su habilidad para transportar una corriente eléctrica. La conductividad del agua depende de la concentración total de sustancias disueltas ionizadas en el agua y de la temperatura a la cual se haga la determinación. Por lo tanto, cualquier cambio en la cantidad de sustancias disueltas, en la movilidad de los iones disueltos y en su valencia, implica un cambio en la conductividad. Por ello, el valor de la conductividad es muy usado en análisis de aguas para obtener un estimativo rápido del contenido de sólidos disueltos.

La forma más usual de medir la conductividad en aguas es mediante instrumentos comerciales de lectura directa en µmho/cm a 25 °C con un error menor del 1%. La conductividad leída es igual a la conductividad eléctrica de la muestra medida entre caras opuestas de un cubo de 1 cm, como se demuestra a continuación.

La resistencia específica de un conductor es función de sus dimensiones y puede expresarse como:

$$C = \frac{RA}{L} \quad (2-2)$$

donde

C = resistencia específica, ohmio × cm

R = resistencia, ohmio

A = área de la sección transversal del conductor, cm²

L = longitud del conductor, cm

La conductancia específica de un conductor es igual al inverso de su resistencia específica, o sea:

$$K = \frac{1}{C} = \frac{L}{RA} \quad (2-3)$$

donde:

K = conductancia específica, mho/cm

En otras palabras, la conductancia específica es la conductancia de un conductor de 1 cm de longitud y una sección transversal de 1 cm², por lo tanto, numéricamente es igual a la conductividad.

Como en aguas el valor de la conductividad es muy pequeño, se expresa en $\mu\text{mho/cm}$ o en unidades del sistema internacional $\mu\text{siemens/cm}$

$$1 \text{ mho} = 1 \text{ siemens} \quad (2-4)$$

El agua destilada fresca tiene una conductividad de 0.5-2 $\mu\text{mho/cm}$ y aumenta, según el período de almacenamiento, por la absorción de dióxido de carbono y amoníaco, a valores de 2-4 $\mu\text{mho/cm}$. La pureza de aguas destiladas y desmineralizadas puede controlarse fácilmente mediante la determinación de la conductividad.

La experiencia indica que el producto del valor de la conductividad en $\mu\text{mho/cm}$ por un factor que oscila entre 0.55 y 0.7 es igual al contenido de sólidos disueltos, en mg/L; dicho factor depende de los iones en solución en el agua y de la temperatura; en general es alto, mayor de 0.7, en aguas salinas o de calderas y bajo, menor de 0.55, en aguas con alcalinidad cáustica o acidez mineral.

La conductividad está íntimamente relacionada con la suma de los cationes o aniones determinados químicamente; aproximadamente el producto de la conductividad en mmho/cm por 10 es igual a la suma de los cationes en miliequivalentes por litro; en otras palabras, la conductividad en $\mu\text{mhos/cm}$ dividida por 100 es igual al total de miliequivalentes por litro de los cationes o aniones. La medida de la conductividad constituye un parámetro básico de evaluación de la aptitud del agua para riego

2.7 SALINIDAD

Cuando en el agua el constituyente principal es cloruro de sodio y la concentración es mayor de lo usual, se dice que el agua es salina. La salinidad se pueden expresar como el número de gramos de sal por kilogramo de muestra; por ello se expresa en partes por mil ‰. La medida de la salinidad supone que la muestra contiene una mezcla estándar de sal y de agua de mar. Los métodos estándar (20) la definen como los sólidos totales en el agua cuando todos los carbonatos han sido convertidos en óxidos, todos los bromuros y yoduros han sido reemplazados por una cantidad equivalente de cloruros y toda la materia orgánica ha sido oxidada. Numéricamente es menor que los sólidos disueltos, o residuo filtrable, y es un valor importante en aguas de mar y ciertos residuos industriales.

3.1 ALCALINIDAD

La alcalinidad de un agua puede definirse como su capacidad para neutralizar ácidos, como su capacidad para reaccionar con iones hidrógeno, como su capacidad para aceptar protones o como la medida de su contenido total de sustancias alcalinas (OH^-). La determinación de la alcalinidad total y de las distintas formas de alcalinidad es importante en los procesos de coagulación química, ablandamiento, control de corrosión y evaluación de la capacidad tampón de un agua.

En la coagulación química del agua, las sustancias usadas como coagulantes reaccionan para formar precipitados de hidróxidos insolubles. Los iones H^+ originados reaccionan con la alcalinidad del agua y, por lo tanto, la alcalinidad actúa como *buffer* del agua en un intervalo de pH en que el coagulante puede ser efectivo. Por consiguiente, para que ocurra una coagulación completa y efectiva, es necesario un exceso de alcalinidad. En el ablandamiento del agua por métodos de precipitación, la alcalinidad es un dato necesario para el cálculo de la cantidad de cal y carbonato de sodio (soda ash) necesarias para el proceso. En los ensayos de estabilidad con carbonato de calcio, cálculo del índice de saturación de Langelier, la alcalinidad del agua debe conocerse.

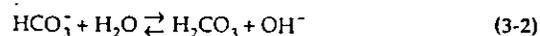
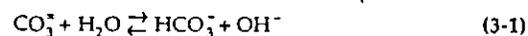
En aguas naturales la alcalinidad es debida generalmente a la presencia de tres clases de iones:

- 1 Bicarbonatos
- 2 Carbonatos
- 3 Hidróxidos

En algunas aguas es posible encontrar otras clases de compuestos (boratos, silicatos, fosfatos, etc.) que contribuyen a su alcalinidad; sin embar-

go, en la práctica la contribución de éstos es insignificante y puede ignorarse. La alcalinidad del agua se determina por titulación con ácido sulfúrico 0.02N y se expresa como mg/L de carbonato de calcio equivalente a la alcalinidad determinada. Los iones H^+ procedentes de la solución 0.02N de ácido neutralizan los iones OH^- libres y los disociados por concepto de la hidrólisis de carbonatos y bicarbonatos.

Las reacciones de hidrólisis son las siguientes:



La titulación se efectúa en dos etapas sucesivas, definidas por los puntos de equivalencia para los bicarbonatos y el ácido carbónico, los cuales se indican electrométricamente por medio de indicadores.

El método clásico para el cálculo de la alcalinidad total y de las distintas formas de alcalinidad (hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos) consiste en la observación de las curvas de titulación para estos compuestos, suponiendo que alcalinidades por hidróxidos y carbonatos no pueden coexistir en la misma muestra (Figs. 3.1 y 3.2).

Del análisis de las curvas de titulación, obtenidas experimentalmente, se puede observar lo siguiente:

1. La concentración de iones OH^- libres se neutraliza cuando ocurre el cambio brusco de pH a un valor mayor de 8.3.
2. La mitad de los carbonatos se neutraliza a pH 8.3 y la totalidad a pH 4.5.
3. Los bicarbonatos son neutralizados a pH 4.5.

En la titulación con H_2SO_4 -0.02 N, los iones hidrógeno del ácido reaccionan con la alcalinidad de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

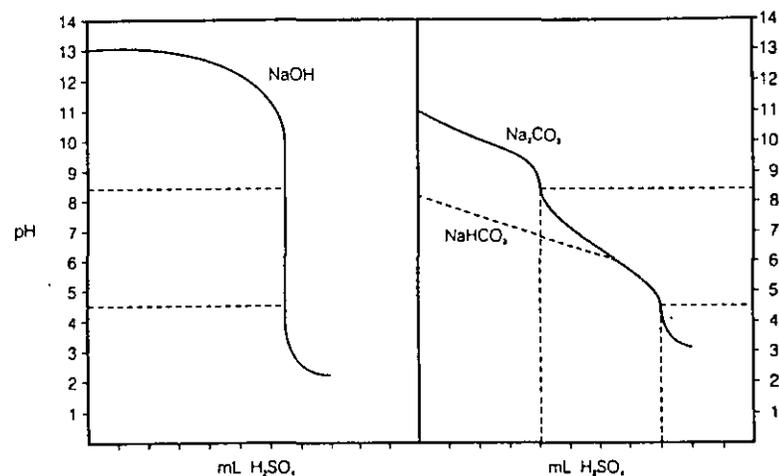


Figura 3.1 Curvas de titulación para bases (1)

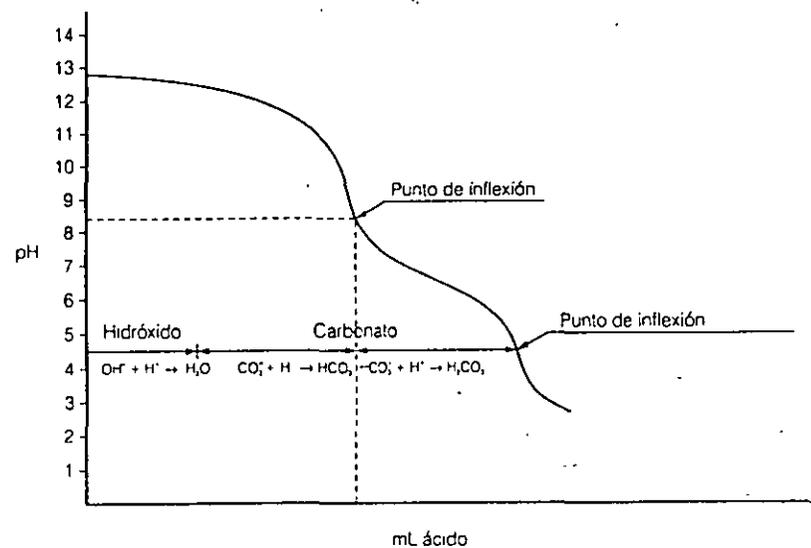


Figura 3.2 Curva de titulación para una mezcla de hidróxido - carbonato (1)

Según lo anterior, la fenolftaleína y el metil naranja o el metacresol púrpura y el bromocresol verde son los indicadores usados para la determinación de la alcalinidad. La fenolftaleína da un color rosado a pH mayores de 8.3 y vira a incolora por valores de pH menores de 8.3; el metil naranja es de color amarillo en presencia de las formas de alcalinidad, o sea a pH mayor de 4.5, y vira a color naranja en condiciones ácidas; el metacresol púrpura cambia de color a pH 8.3 y el bromocresol verde a pH 4.5.

Llamando:

F = volumen de reactivo necesario para hacer virar la fenolftaleína de rosado a incoloro, pH = 8.3 y

M = volumen de reactivo necesario para hacer virar el metil naranja de amarillo a naranja, pH = 4.5, tenemos:

$$F = \text{OH}^- + (1/2) \text{CO}_3^{2-} \quad (3-6)$$

$$M = \text{OH}^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^- \quad (3-7)$$

Con base en las dos ecuaciones anteriores y el razonamiento hecho sobre las curvas de titulación, se deducen las ecuaciones para las cinco condiciones posibles de alcalinidad incluidas en la tabla 3.1.

Tabla 3.1
Relaciones de alcalinidad

Caso	Relación	Condición	Valores de alcalinidad			
			OH ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	TOTAL
1	F = M	OH ⁻	F = M	0	0	M
2	F > M/2	OH ⁻ y CO ₃ ²⁻	2F - M	2(M - F)	0	M
3	F = M/2	CO ₃ ²⁻	0	2F = M	0	M
4	F < M/2	CO ₃ ²⁻ y HCO ₃ ⁻	0	2F	M - 2F	M
5	F = 0	HCO ₃ ⁻	0	0	M	M

Problema

Una muestra de 200 mL de agua, con pH de 10.0, requiere 11 mL de ácido sulfúrico 0.02N para alcanzar un pH de 8.3, y 19 mL adicionales de ácido sulfúrico 0.02N para alcanzar un pH de 4.5.

Se desea determinar la alcalinidad total del agua y la cantidad de cada una de las formas existentes de ella.

Solución:

De conformidad con la tabla de relaciones de alcalinidad se tiene:

$$F = 11 \text{ mL} = 11 \times 0.02 \times 50000/200 = 55 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

$$M = 30 \text{ mL} = 30 \times 0.02 \times 50000/200 = 150 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

Por lo tanto, $F < M/2$ y:

$$\text{CO}_3^{2-} = 2F = 110 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

$$\text{HCO}_3^- = M - 2F = 150 - 110 = 40 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

Alternativamente, el cálculo se puede hacer de la manera siguiente:

$$[\text{H}^+] = 10^{-10} \text{ moles/L}$$

$$[\text{OH}^-] = 10^{-4} \text{ moles/L}$$

$$\text{OH}^- = 10^{-4} \times 50000 = 5 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

Ahora bien, 1 mL de ácido sulfúrico 0.02 N es equivalente a una alcalinidad de 5 mg/L - CaCO₃; por lo tanto.

$$\text{mL para titular los OH}^- = \frac{55}{5} = 11 \text{ mL}$$

$$\text{mL para titular } \frac{1}{2} \text{ CO}_3^{2-} = 11 - 1 = 10 \text{ mL}$$

$$\text{mL para titular CO}_3^{2-} = 2 \times 10 = 20 \text{ mL}$$

$$\text{mL para titular los HCO}_3^- = (30 - 21) = 9 \text{ mL}$$

y,

$$\text{OH}^- = 1 \times 5 = 5 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

$$\text{CO}_3^{2-} = 20 \times 5 = 100 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

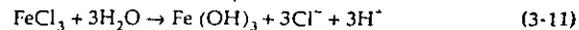
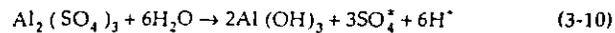
$$\text{HCO}_3^- = 9 \times 5 = 45 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

$$\text{Alcalinidad total} = 150 \text{ mg/L} - \text{CaCO}_3$$

3.2 ACIDEZ

La acidez de un agua puede definirse como su capacidad para neutralizar bases, como su capacidad para reaccionar con iones hidróxilo, como su capacidad para ceder protones o como la medida de su contenido total de sustancias ácidas.

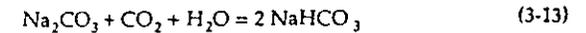
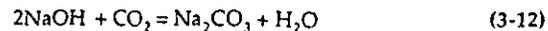
La determinación de la acidez es de importancia en ingeniería sanitaria debido a las características corrosivas de las aguas ácidas y al costo que supone la remoción y el control de las sustancias que producen corrosión. El factor de corrosión en la mayoría de las aguas es el CO_2 , especialmente cuando está acompañado de oxígeno, pero en residuos industriales es la acidez mineral. El contenido de CO_2 es, también, un factor muy importante para la estimación de la dosis de cal y soda en el ablandamiento de aguas duras. En aguas naturales la acidez puede ser producida por el CO_2 , por la presencia de iones H^+ libres, por la presencia de acidez mineral proveniente de ácidos fuertes como el sulfúrico, nítrico, clorhídrico, etc., y por la hidrólisis de sales de ácido fuerte y base débil. Algunos ejemplos de las reacciones mediante las cuales las causas mencionadas anteriormente producen acidez son las siguientes:



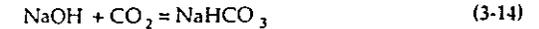
La causa más común de acidez en aguas es el CO_2 , el cual puede estar disuelto en el agua como resultado de las reacciones de los coagulantes químicos usados en el tratamiento o de la oxidación de la materia orgánica, o por disolución del dióxido de carbono atmosférico. El dióxido de carbono es un gas incoloro, no combustible, 1.53 veces más pesado que el aire, ligeramente soluble en agua.

El CO_2 se combina con el agua para formar un ácido débil, inestable, ácido carbónico o H_2CO_3 , el cual se descompone muy fácilmente. Por ello, todo el CO_2 , aun el combinado, se considera como CO_2 libre.

La acidez se titula mediante adición de iones OH^- provenientes de una solución de NaOH -0.02N. Puede considerarse que la reacción involucrada en la neutralización, para el caso del CO_2 , ocurre en dos etapas.



Globalmente,



Las reacciones anteriores indican por qué es importante que el reactivo de NaOH esté libre de carbonato de sodio.

En forma similar a lo dicho en la discusión de la alcalinidad, si se construyen curvas de titulación para el CO_2 y para ácidos fuertes, se puede deducir que la fenolftaleína y el metil naranja definen aproximadamente los puntos estequiométricos de neutralización de cada una de las causas de acidez. De la observación de dichas curvas de titulación se concluye lo siguiente:

El valor de la acidez al punto de vire de la fenolftaleína incluye la acidez mineral, la acidez por sales hidrolizadas de carácter ácido y la acidez por CO_2 . Se acostumbra expresar esto como:

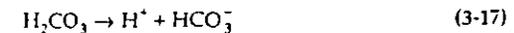
$$F = \text{AM} + \text{SH} + \text{CO}_2 \quad (3-15)$$

El valor de la acidez al punto de vire del metil naranja representa únicamente la acidez mineral. O sea,

$$M = \text{AM} \quad (3-16)$$

3.2.1 Cálculo del CO_2 libre en función de la alcalinidad y del pH

La concentración de CO_2 puede calcularse a partir de la expresión de la ionización del ácido carbónico. Cuando el pH es menor de 8.3 se puede usar la ecuación para la primera constante de ionización del ácido carbónico



$$K_1 = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} \quad (3-18)$$

En la práctica se hace:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3] = [\text{CO}_2]$$

porque el dióxido de carbono libre representa un 99% del dióxido de carbono total.

Por lo tanto,

$$[CO_2] = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{K_1} \quad (3-19)$$

para 20 °C;

$$K_1 = 4.16 \times 10^{-7}$$

$$[H^+] = 10^{-pH}$$

$$[HCO_3^-] = (\text{alcalinidad en g/L})/50$$

$$[CO_2] = 10^{-pH} (\text{alcalinidad en g/L})/4.16 \times 10^{-7} \times 50$$

$$\text{mg/L} - CO_2 = 10^{-pH} (\text{alcalinidad en mg/L}) \times 44/2.08 \times 10^{-5}$$

$$\text{mg/L} - CO_2 = F (\text{alcalinidad en mg/L})$$

Debe anotarse que el método anterior es inexacto pues no incluye el efecto de otros iones; por ello es preferible utilizar el nomograma de los métodos estándar (20) o el valor determinado por titulación.

El valor de F para los diferentes valores de pH puede obtenerse de la tabla 3.2.

El cálculo también puede hacerse, en forma aproximada, a partir de los valores de alcalinidad y pH, mediante la Fórmula de Tillman:

$$\text{mg/L} - CO_2 = 10^{\log(\text{alcalinidad} \times 2030000) - pH} \quad (3-20)$$

Otra fórmula usada para calcular la concentración de CO₂ libre es (42):

$$\text{mg/L} - CO_2 = 2 \times \text{alcalinidad} \times 10^{6-pH} \quad (3-21)$$

3.3 RELACIÓN ENTRE pH, ALCALINIDAD Y ACIDEZ

De las expresiones para las constantes de ionización del ácido carbónico y conociendo con exactitud el pH del agua es posible calcular la cantidad de CO₂ existente.

Existen también ábacos y gráficos (13) que permiten, conociendo el pH, la alcalinidad total, la temperatura y el contenido de sólidos disueltos o residuo filtrable, determinar el contenido de CO₂, bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos.

En general, se ha demostrado que para que exista acidez mineral el pH debe ser menor de 4.5 y, además, que para que exista alcalinidad cáustica el pH debe ser mayor de 10.0 (21).

Tabla 3.2
Valores de F para la ecuación $\text{mg/L} - CO_2 = F \times \text{alcalinidad}$

pH	F	pH	F	pH	F	pH	F
4.50	66.89	5.45	7.51	6.40	0.84	7.40	0.09
4.55	59.62	5.50	6.69	6.45	0.75	7.45	0.08
4.60	53.14	5.55	5.96	6.50	0.67	7.50	0.08
4.65	47.36	5.60	5.31	6.55	0.60	7.55	0.07
4.70	42.21	5.65	4.74	6.60	0.53	7.60	0.06
4.75	37.62	5.70	4.22	6.65	0.47	7.65	0.05
4.80	33.53	5.75	3.78	6.70	0.42	7.70	0.05
4.85	29.88	5.80	3.35	6.75	0.38	7.75	0.04
4.90	26.63	5.85	2.99	6.80	0.34	7.80	0.04
4.95	23.74	5.90	2.66	6.85	0.30	7.85	0.03
5.00	21.15	5.95	2.37	6.90	0.27	7.90	0.03
5.05	18.85	6.00	2.12	6.95	0.24	7.95	0.03
5.10	16.80	6.05	1.89	7.00	0.21	8.00	0.02
5.15	14.98	6.10	1.68	7.10	0.19	8.05	0.02
5.20	13.35	6.15	1.50	7.15	0.17	8.10	0.02
5.25	11.90	6.20	1.33	7.20	0.15	8.15	0.02
5.30	10.60	6.25	1.19	7.25	0.13	8.20	0.01
5.35	9.45	6.30	1.06	7.30	0.12	8.25	0.01
5.40	8.42	6.35	0.94	7.35	0.11	8.30	0.01

En forma esquemática, los tipos de acidez y alcalinidad de importancia en el análisis sanitario de rutina y los intervalos aproximados de pH en los cuales ocurren, son los indicados en la figura 3.3.

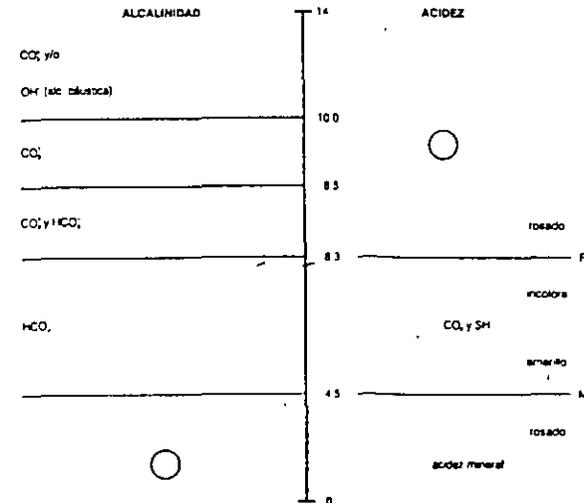
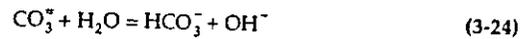
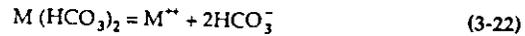
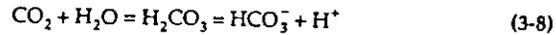


Figura 3.3 Tipos de alcalinidad y acidez

En las ecuaciones:



puede observarse que el dióxido de carbono y las tres formas de alcalinidad forman parte de un sistema que existe en equilibrio en aguas naturales, ya que todas las ecuaciones incluyen HCO_3^- . Cualquier cambio en la concentración de alguno de los miembros del sistema causará una modificación del equilibrio, alterará la concentración de los otros iones y producirá un cambio en el pH. Alternativamente, un cambio del pH modificará también las relaciones existentes.

3.4 DUREZA

Como aguas duras se consideran aquellas que requieren cantidades considerables de jabón para producir espuma y producen incrustaciones en las tuberías de agua caliente, calentadores, calderas y otras unidades en las cuales se incrementa la temperatura del agua.

En términos de dureza las aguas pueden clasificarse así (1):

0 - 75 mg/L	Blanda
75 - 150 mg/L	Moderadamente dura
150 - 300 mg/L	Dura
> 300 mg/L	Muy dura

La dureza se expresa en mg/L como CaCO_3 .

Causas de dureza: En la práctica, se considera que la dureza es causada por iones metálicos divalentes capaces de reaccionar con el jabón para formar precipitados y con ciertos aniones presentes en el agua para formar incrustaciones.

Los principales cationes que causan dureza en el agua y los principales aniones asociados con ellos son los siguientes:

Cationes que causan dureza

Aniones

Ca^{++}	HCO_3^-
Mg^{++}	SO_4^{--}
Sr^{++}	Cl^-
Fe^{++}	NO_3^-
Mn^{++}	SiO_3^{--}

En menor grado Al^{+++} y Fe^{+++} son considerados como iones causantes de dureza. En general, la dureza es igual a la concentración de cationes polivalentes del agua.

Desde el punto de vista sanitario, las aguas duras son tan satisfactorias para el consumo humano como las aguas blandas, sin embargo, un agua dura requiere demasiado jabón para la formación de espuma y crea problemas de lavado; además deposita lodo e incrustaciones sobre las superficies con las cuales entra en contacto y en los recipientes, calderas o calentadores en los cuales es calentada. El valor de la dureza determina, por lo tanto, su conveniencia para uso doméstico e industrial y la necesidad de un proceso de ablandamiento. El tipo de ablandamiento por usar y su control dependen de la adecuada determinación de la magnitud y clase de dureza.

En la mayoría de las aguas se considera que la dureza total es aproximadamente igual a la dureza producida por los iones calcio y magnesio, es decir:

$$\text{Dureza total} = \text{dureza por Ca} + \text{dureza por Mg} \quad (3-25)$$

La distinción anterior es importante para el cálculo de las dosis de cal y soda Ash usadas en la precipitación de la dureza con estos materiales.

Dureza carbonatada: en aguas naturales los bicarbonatos son la principal forma de alcalinidad; por lo tanto, la parte de la dureza total químicamente equivalente a los bicarbonatos presentes en el agua es considerada como la dureza carbonatada. Es decir:

$$\text{Alcalinidad (mg/L)} = \text{dureza carbonatada (mg/L)} \quad (3-26)$$

Dos casos pueden presentarse:

a) Cuando la alcalinidad es menor que la dureza total; entonces,

$$\text{Dureza carbonatada (mg/L)} = \text{alcalinidad (mg/L)} \quad (3-27)$$

b) Cuando la alcalinidad es mayor o igual a la dureza total; entonces,

$$\text{Dureza carbonatada (mg/L)} = \text{dureza total (mg/L)} \quad (3-28)$$

La dureza carbonatada se conoce también como "dureza temporal" o "no permanente" porque desaparece cuando se hierve el agua, es decir que puede precipitarse mediante ebullición prolongada. Esto se produce porque los bicarbonatos sirven como fuente de iones carbonato para precipitar Ca^{++} como CaCO_3 a temperaturas elevadas, lo cual sucede en calderas.



La precipitación de la dureza carbonatada produce una incrustación o depósito suave que es fácilmente removible mediante soplado y agua a presión.

Dureza no carbonatada: se considera como no carbonatada toda dureza que no esté químicamente relacionada con los bicarbonatos. Es decir:

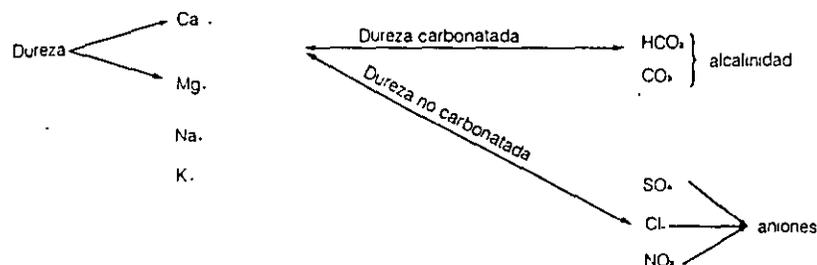
$$\text{Dureza no carbonatada} = \text{D. total} - \text{alcalinidad}$$

La dureza no carbonatada incluye principalmente sulfatos, cloruros y nitratos de calcio y magnesio. La evaporación de aguas que contienen estos iones produce la cristalización de compuestos como el sulfato de calcio, que forman una incrustación dura y frágil en las paredes y tubos de calderas y calentadores. La incrustación produce una pérdida en la conductividad del calor y da como resultado un mayor consumo de combustible por libra de vapor obtenido. Además, la producción súbita de grandes volúmenes de vapor, cuando las incrustaciones gruesas se rompen y el agua entra en contacto con las superficies de metal recalentado, puede ocasionar explosiones

Dureza no carbonatada negativa: algunas aguas contienen alcalinidad mayor que la dureza total. En estos casos al calcular la dureza no carbonatada por la ecuación:

$$\text{Dureza no carbonatada} = \text{D. total} - \text{alcalinidad}$$

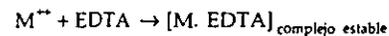
se obtiene un valor negativo, el cual no representa dureza pero es comúnmente conocido como "dureza no carbonatada negativa". Esto significa que existen más iones bicarbonatos de los necesarios para satisfacer los iones metálicos divalentes causantes de la dureza. El exceso de iones bicarbonato está asociado con otros iones tales como Na^+ y K^+ .
Resumiendo:



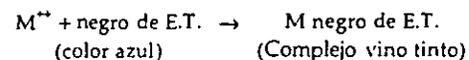
3.4.1 Método EDTA para determinar dureza

El método supone el uso de soluciones de ácido etileno diaminotetraacético o de sus sales de sodio como agente titulador. Dichas soluciones forman "iones complejos solubles" con el calcio, magnesio y otros iones causantes de dureza.

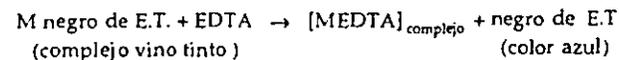
La reacción puede presentarse así:



El colorante cromo negro T, o eriocromo negro T, sirve para indicar cuando todos los iones calcio y magnesio han formado complejo con EDTA. Cuando se añade una pequeña cantidad de negro eriocromo T, color azul, a un agua dura con $\text{pH } 10.0 \pm 0.1$, el indicador se combina con algunos iones Ca^{++} y Mg^{++} para formar un ion complejo débil de color vino tinto. Es decir:



Durante la titulación con el EDTA todos los iones Ca^{++} y Mg^{++} (M^{++}) libres forman complejos; finalmente el EDTA descompone el complejo débil vino tinto para formar un complejo más estable con los iones que causan dureza. Esta acción libera el indicador negro de eriocromo T y la solución pasa de color vino tinto a color azul lo cual indica el punto final de titulación. La reacción puede representarse así:





**FACULTAD DE INGENIERIA U.N.A.M.
DIVISION DE EDUCACION CONTINUA
CURSOS INSTITUCIONALES**

**COMISIÓN DE AGUAS DEL DISTRITO
FEDERAL**

POTABILIZACIÓN DE AGUAS SALOBRES

Del 13 al 17 de Noviembre de 2000

CAPÍTULO

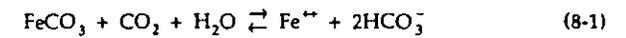
Remoción de hierro y manganeso

**Dr. Pedro Martínez Pereda
Comisión de Aguas del D.F.
N o v i e m b r e / 2000**

8.1 PRINCIPIOS

Tanto el hierro como el manganeso crean serios problemas en suministros de agua; estos problemas son más frecuentes y críticos en aguas subterráneas. Por qué algunas aguas subterráneas son relativamente libres de hierro y manganeso y otras contienen cantidades excesivas, es una cuestión de difícil explicación desde el punto de vista exclusivo de la química inorgánica. Algunos estudios indican que una de las consideraciones principales es la de los cambios ambientales introducidos por reacciones biológicas.

El hierro ferroso Fe^{++} y el manganeso manganesoso Mn^{++} son formas solubles invisibles existentes principalmente en medios reductores, es decir carentes de OD y con pH bajo, como pueden serlo las aguas subterráneas y el hipolimnio de los embalses. Cuando las formas solubles del hierro y el manganeso son expuestas al aire se transforman lentamente en las formas oxidadas de hierro férrico Fe^{+++} y manganeso mangánico Mn^{++++} , visibles e insolubles. La tasa de oxidación depende del pH, la alcalinidad, el contenido orgánico y la presencia de agentes oxidantes. El hierro existe en los suelos y minerales, principalmente como óxido férrico insoluble; también se presenta en algunas áreas como siderita, carbonato ferroso, el cual es ligeramente soluble. Como el agua subterránea contiene cantidades apreciables de CO_2 , es posible disolver el carbonato ferroso mediante la acción del CO_2 :



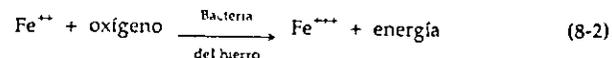
Sin embargo, en suelos con contenido de hierro insoluble también se presentan aguas ricas en hierro, debido a que bajo condiciones reductoras, anaerobias, el hierro férrico es reducido a hierro ferroso y se disuelve sin

dificultad. El manganeso existe en el suelo principalmente como dióxido de manganeso el cual es muy insoluble en aguas que contienen CO_2 . Bajo condiciones reductoras, anaerobias, el manganeso se reduce de una valencia 4 a valencia 2 y se disuelve.

8.2 IMPORTANCIA

El consumo humano de aguas ricas en hierro y manganeso no tiene efectos nocivos para la salud; sin embargo, dichas aguas, al ser expuestas al oxígeno del aire, se hacen turbias y coloreadas por la presencia de los óxidos de hierro y manganeso de color carmelita, producidos por la oxidación de hierro y manganeso a Fe^{+++} y Mn^{4+} , que forman precipitados coloidales los cuales son indeseables desde el punto de vista estético.

Si no hay tratamiento para remover hierro y manganeso, éstos interfieren las operaciones de lavado e imparten tinciones indeseables en la ropa y en los accesorios de la plomería. El hierro soluble promueve el crecimiento de bacterias autotróficas en los sistemas de distribución, las cuales oxidan el hierro ferroso en hierro férrico insoluble, formando lamas de color rojizo.

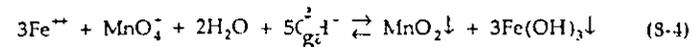
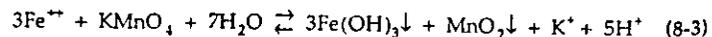


Eventualmente las bacterias mueren y se descomponen, e impregnan de malos sabores y olores al agua. Además el hierro, aun en bajas concentraciones, produce sabor metálico en el agua. Cuando el contenido de hierro del agua es alto, el ácido tánico del té y del café se pueden combinar con el hierro para ennegrecer la bebida. El café se hace desagradable al paladar si el contenido de hierro excede de 1 mg/L.

8.3 METODOS DE REMOCIÓN

La mayoría de los esquemas típicos de tratamiento para remoción de hierro y manganeso se basan en la oxidación del hierro por aireación o en la oxidación química de hierro y manganeso mediante cloro o permanganato de potasio, seguida de la remoción de los precipitados de hierro y manganeso por sedimentación y filtración.

Teóricamente, 1 mg/L de KMnO_4 oxida 1.06 mg/L de hierro ferroso soluble, en hierro férrico insoluble como lo expresa la siguiente ecuación:

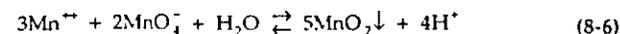
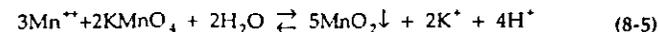


168 158

1 mg/L - KMnO_4 oxida 168/158 mg/L - $\text{Fe}^{++} = 1.06 \text{ mg/L} - \text{Fe}^{++}$

Además, 1 mg/L de hierro oxidado consume 1.5 mg/L de alcalinidad

En forma semejante, 1 mg/L de KMnO_4 oxidará 0.52 mg/L de manganeso soluble divalente, en manganeso insoluble tetravalente como lo expresa la siguiente ecuación



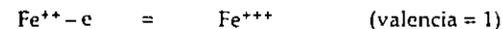
165 316

1 mg/L - KMnO_4 oxida: 165/316 mg/L - $\text{Mn}^{++} = 0.52 \text{ mg/L} - \text{Mn}^{++}$

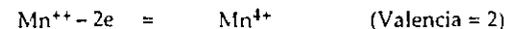
Además, 1 mg/L de manganeso oxidado consume 1.2 mg/L de alcalinidad.

El pH para la oxidación del hierro debe ser mayor o igual a 7.5, para oxidar manganeso debe ser mayor de 9.0. En la práctica las dosis de KMnO_4 requeridas para la oxidación del hierro y el manganeso soluble son menores que la dosis teórica. El cálculo de las dosis teóricas de KMnO_4 necesarias para la oxidación del hierro y el manganeso también pueden visualizarse de la manera expuesta a continuación.

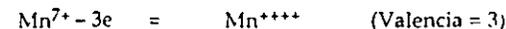
En la oxidación del Fe^{++} :



En la oxidación del Mn^{++} :



En la reducción del oxidante KMnO_4 :



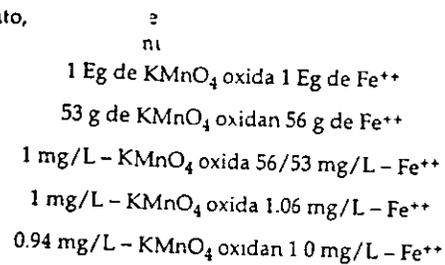
O sea,

$$\text{Eg de Fe}^{++} = 56 \frac{\text{g}}{\text{g}}$$

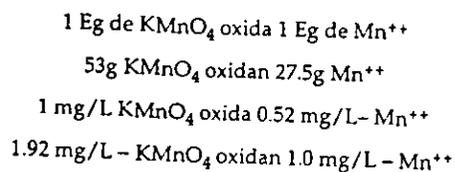
$$\text{Eg de Mn}^{++} = 55/2 = 27.5 \text{ g}$$

$$\text{Eg de KMnO}_4 = 158/3 = 53 \text{ g}$$

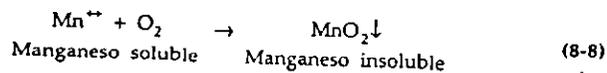
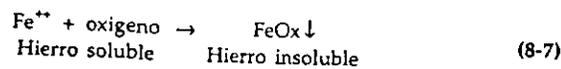
Por lo tanto,



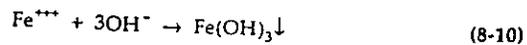
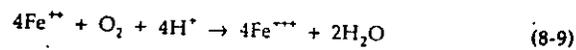
Además,



La oxidación del hierro y del manganeso por aireación se puede representar así:



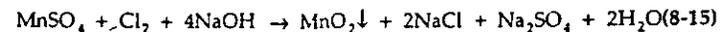
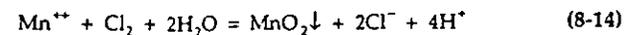
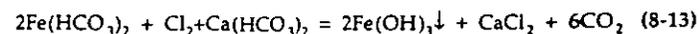
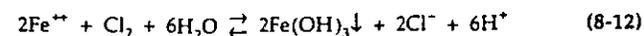
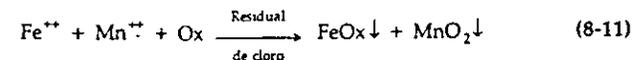
O, también:



La oxidación de hierro y manganeso con aireación es un proceso muy lento e ineficiente. Si el contenido de Fe^{++} es alto y el pH es mayor de 7.5, la reacción se ve limitada por la baja tasa de transferencia del oxígeno a solución; sin embargo, la remoción de hierro se ve favorecida porque para un pH entre 5 y 11 el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ es muy insoluble. El manganeso, más difícil de oxidar que el hierro, se ve poco afectado por la aireación y por ello la aireación sola no es normalmente efectiva para removerlo. Algunas veces el incremento del pH a un valor cercano a 9.0, con cal, promueve la oxidación del manganeso. De la misma manera, el uso de los lechos de contacto de coque en las bandejas

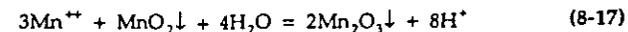
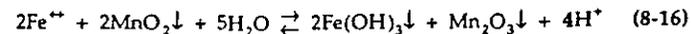
de los aireadores o en tanques de retención permite desarrollar recubrimientos de óxidos férricos y mangánicos, los cuales mejoran la remoción al acelerar la oxidación; en otras palabras, las capas de MnO_2 o de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sobre las bandejas de aireación son catalizadores de la reacción y aumentan la eficiencia del proceso.

La remoción de hierro y manganeso mediante aireación y cloración se puede representar así:

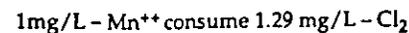
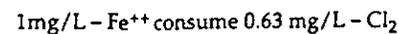
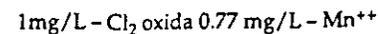
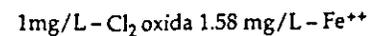


El hierro ferroso soluble es oxidado en hidróxido férrico insoluble, el cual puede removerse mediante sedimentación y filtración; la reacción con cloro libre o combinado ocurre más rápidamente a pH 7.0 y se prolonga por un periodo máximo de 1 hora.

En la reacción del manganeso manganeso, éste se oxida a la forma mangánica y se remueve por sedimentación y filtración. Los depósitos de dióxido mangánico se depositan sobre la arena y sirven como catalizadores para hacer factible la remoción. El pH óptimo de esta reacción es de 7.8; sin embargo la reacción es más rápida a pH alto. El MnO_2 cataliza las reacciones siguientes secundarias:



Como puede deducirse de las ecuaciones 8-12 y 8-14



En algunos casos es ventajoso airear o dosificar cloro antes de oxidar con KMnO_4 ; de esta manera el hierro fácil de oxidar es oxidado por la aireación o la precloración y el hierro remanente, más difícil de oxidar, es oxidado por el permanganato. Este sistema puede ser más económico pues ahorra permanganato; sin embargo, la precloración no debe usarse cuando existen contaminantes orgánicos, fenoles especialmente, pues se crearían problemas de olores y sabores. En general, parece ser más ventajoso usar permanganato como preoxidante y aplicar poscloración para desinfección.

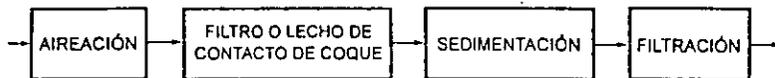
La dosificación de permanganato de potasio debe controlarse apropiadamente con el fin de evitar colores residuales en el agua tratada. Generalmente se debe controlar la dosis de permanganato para mantener un color residual rosado tenue en los primeros dos tercios de la longitud de los tanques de sedimentación. Dicho color rosado indica una concentración de aproximadamente 0.05 mg/L de KMnO_4 , la cual es lo suficientemente baja como para que no pase los filtros. Este sistema de control visual es muy sencillo pero puede, obviamente, reemplazarse por un sistema instrumental más exacto. El permanganato a medida que es consumido cambiará a un color carmelita, canela o ámbar.

Las sustancias orgánicas, tales como el ácido húmico y los ácidos tánicos, pueden crear complejos con los iones ferrosos y manganosos manteniéndolos en solución a pH alto. Si la concentración de materia orgánica es alta, es posible que el hierro permanezca en solución a un pH tan alto como 9.5.

El cobre y la sílice tienen efecto catalítico sobre la oxidación del hierro y el manganeso. La presencia de 0.1 mg/L de cobre incrementa la velocidad de oxidación del hierro ferroso 5 a 6 veces, la sílice aumenta la velocidad de reacción tanto del hierro como del manganeso.

8.4 PROCESOS DE REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO

Aireación - retención - sedimentación - filtración

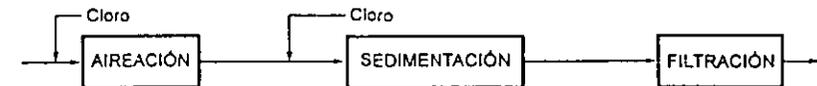


La aireación permite la oxidación del hierro y la remoción de CO_2 y H_2S . Los aireadores más usados en plantas pequeñas son los del tipo de bandejas, en los que una tubería vertical distribuye el agua sobre la parte superior de una serie de bandejas, 3 ó más, a través de las cuales fluye el agua. El lecho o contacto con coque permite completar la oxidación del hierro para formar flóculo insoluble. Los lechos de contacto de coque, colocados en las

bandejas de aireación, se recubren con óxidos de hierro y de manganeso, los cuales catalizan la oxidación del hierro y del manganeso.

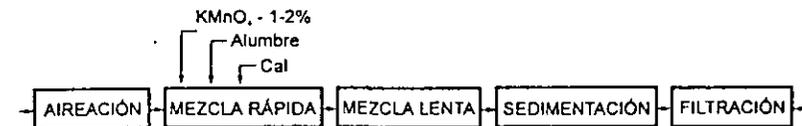
La sedimentación provee el tiempo de reacción suficiente para completar la oxidación y permite la remoción del flóculo pesado sedimentable. La filtración remueve el hierro y el manganeso oxidado y no sedimentado. Los filtros lentos son especialmente aprovechados para esta función en plantas pequeñas, en tal caso la arena debe rasparse, removerse, lavarse y reemplazarse periódicamente. La filtración es esencial para obtener una buena remoción de hierro y manganeso pues, en general, los flóculos de hierro y manganeso no son lo suficientemente pesados como para ser removidos por simple sedimentación.

Cloración - aireación - sedimentación - filtración



La precloración inhibe el crecimiento de bacterias del hierro e inicia la oxidación del hierro y del manganeso. La aireación incrementa el nivel de OD para oxidar el hierro y el manganeso, y desplaza CO_2 y otros gases volátiles. La cloración intermedia oxida el hierro y el manganeso remanentes. La sedimentación permite un tiempo de retención suficiente para completar las reacciones de oxidación del hierro y del manganeso y la remoción del flóculo pesado de hierro y manganeso. La filtración permite la remoción del flóculo de hierro y manganeso formado y no removido previamente.

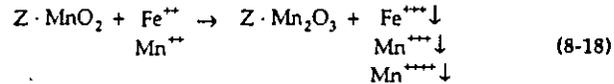
Proceso con permanganato de potasio



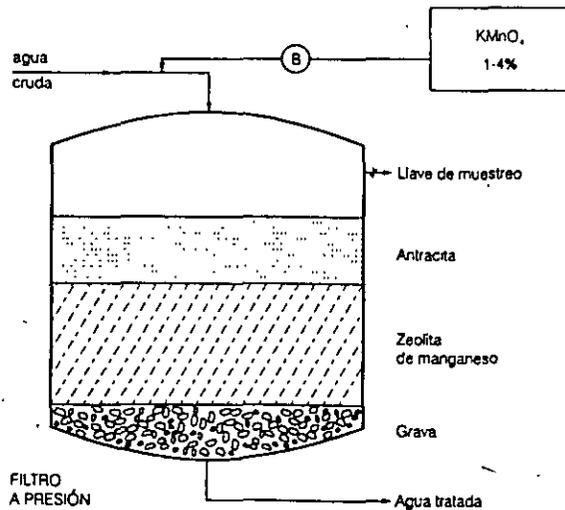
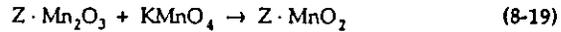
La aireación oxida el hierro oxidable fácilmente, el hierro remanente es oxidado químicamente. Como alternativa, se puede usar precloración con el mismo propósito. La combinación óptima se puede determinar experimentalmente. Como se mencionó antes si existen contaminantes orgánicos, especialmente fenoles, la precloración no es aconsejable porque se pueden crear problemas de olores y sabores. La coagulación y dosificación de KMnO_4 al 1-2%, en el sistema convencional de tratamiento, permitirá la remoción del hierro y del manganeso.

Proceso con zeolita de manganeso y permanganato de potasio

La dosificación de una solución de KMnO_4 oxida el hierro y el manganeso solubles. Si la dosificación es baja la zeolita de manganeso remueve el exceso de hierro y manganeso:

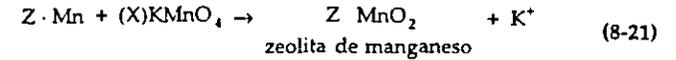
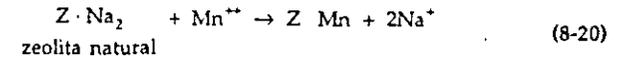


Si la dosificación es en exceso, la zeolita consume el KMnO_4 y se regenera:



El lecho de antracita, colocada sobre la zeolita de manganeso, incrementa la carrera del filtro al remover el material insoluble antes de que éste alcance el medio de zeolita. El proceso debe controlarse visualmente mediante una llave tomamuestras colocada sobre el medio filtrante; la dosificación de KMnO_4 se ajusta a un valor tal que la muestra tenga un color ligeramente rosado.

La zeolita de manganeso se prepara mediante recubrimiento de la zeolita natural, arena verde o glauconita, con óxidos mangánicos.



Continuación

A.3 USEPA NORMA PARA ABASTECIMIENTOS PÚBLICOS (VIGENTE ENERO DE 1995)

Parámetro	Valor admisible, mg/L (o lo Indicado)
QUÍMICOS ORGÁNICOS	
Dibromocloropropano	0 0002
Dicamba	0 2
Difalato (2-Etilhexil)	0 006
Dinitrotolueno (2,4-2,6)	0.003
Dinoseb	0 007
Dioxín (2,3,7,8-TCDD)	0 00000003
Diquat	0 1
Endotal	0.1
Endrín	0 002
Etileno dibromuro	0 00005
Etilenotiourea	0 025
Glifosato	0 7
Heptacloro	0 0004
Heptacloro epóxido	0 0002
Hexaclorobenceno	0 001
Hexaclorobutadieno	0 001
Hexaclorociclopentadieno	0 05
Lactófeno (acifluorfen)	0 002
Lindano	0 0002
Metolaclo	0 1
Metomil	0 2
Matocloro	0 04
Metiparalión	0 007
Metnucín	0 2
Oxamil (vidato)	0 2
PCBs	0 0005
Pentaclorofenol	0 001
Picloram	0 5
Saam	0 5
Silvex (2,4,5,-TP)	0 05
Simacina	0 004
Toxaleno	0 003
Triburafin	0 005
Tnhalometanos (total)	0.1
Vidato(oxamil)	0 2
2,4,D	0 07
QUÍMICOS ORGÁNICOS VOLÁTILES	
Benceno	0 005
Bromometano	0 01
Clorobenceno	0.1
Cloruro de vinilo	0 002
Diclorobenceno (Orto)	0 6
Diclorobenceno (para)	0 075
Dicloroetano (1,2)	0 005
Dicloroetileno (1,1)	0.007
Dicloroetileno (cis-1,2)	0 07
Dicloroetileno (trans-1,2)	0 1
Diclorometano (metileno cloruro)	0.005
Dicloropropano (1,2)	0.005
Dicloropropano (1,3)	0 0006

Continuación

A.3 USEPA NORMA PARA ABASTECIMIENTOS PÚBLICOS (VIGENTE ENERO DE 1995)

Parámetro	Valor admisible, mg/L (o lo Indicado)
QUÍMICOS ORGÁNICOS VOLÁTILES	
Estireno (fenil eteno)	0 1
Etilbenceno	0 7
Monoclorobenceno	0 1
Paradiclorobenceno	0 075
Tetracloroetano (1,1,1,2)	0.07
Tetracloroetileno	0 005
Tetracloruro de carbono	0 005
Tolueno (metil benceno)	1
Tnclorobenceno (1,2,4)	0 07
Tncloroetano (1,1,1)	0 20
Tncloroetano (1,1,2)	0 005
Tncloroetileno (tncloroetano)	0 005
Tncloropropano (1,2,3)	0 0008
Xilenos (total)	10
RADIOLÓGICOS	
Emisores alfa	15 pCi/L
Emisores beta	4 mRem/año
Radio-226	20 pCi/L
Radio-228	20 pCi/L
Radio-226 más radio-228	5 pCi/L
Radon	300 pCi/L
Uranio	30 pCi/L
MICROBIOLÓGICOS	
Coliformes totales (sistemas pequeños)	< una muestra positiva/mes
Coliformes totales (sistemas grandes)	< 5% de muestras positivas por mes

A.6 PROPIEDADES FÍSICAS DEL AGUA A UNA ATMÓSFERA

Temperatura °C	Densidad kg/m ³	Peso específico kN/m ³	Viscosidad Pa · s	Viscosidad m ² /s
0	999.842	9.805	1.787×10^{-3}	1.787×10^{-6}
3.98	1000.000	9.807	1.567×10^{-3}	1.567×10^{-6}
5	999.967	9.807	1.519×10^{-3}	1.519×10^{-6}
10	999.703	9.805	1.307×10^{-3}	1.307×10^{-6}
12	999.500	9.802	1.235×10^{-3}	1.236×10^{-6}
15	999.103	9.798	1.139×10^{-3}	1.140×10^{-6}
17	998.778	9.795	1.081×10^{-3}	1.082×10^{-6}
18	998.599	9.793	1.053×10^{-3}	1.054×10^{-6}
19	998.408	9.791	1.027×10^{-3}	1.029×10^{-6}
20	998.207	9.789	1.002×10^{-3}	1.004×10^{-6}
21	997.996	9.787	0.998×10^{-3}	1.000×10^{-6}
22	997.774	9.785	0.955×10^{-3}	0.957×10^{-6}
23	997.542	9.783	0.932×10^{-3}	0.934×10^{-6}
24	997.300	9.781	0.911×10^{-3}	0.913×10^{-6}
25	997.048	9.778	0.890×10^{-3}	0.893×10^{-6}
26	996.787	9.775	0.870×10^{-3}	0.873×10^{-6}
27	996.516	9.773	0.851×10^{-3}	0.854×10^{-6}
28	996.236	9.770	0.833×10^{-3}	0.836×10^{-6}
30	995.650	9.764	0.798×10^{-3}	0.801×10^{-6}
35	994.035	9.749	0.719×10^{-3}	0.723×10^{-6}
40	992.219	9.731	0.653×10^{-3}	0.658×10^{-6}
45	990.216	9.711	0.596×10^{-3}	0.602×10^{-6}
50	988.039	9.690	0.547×10^{-3}	0.554×10^{-6}

A.7 FACTORES DE CONVERSION: (mg/L) x F = mE/L

Compuesto	ION	F
Aluminio	Al ⁺⁺⁺	0.11119
Amonio	NH ₄ ⁺	0.05544
Arsénico	As ⁺⁺⁺	0.04005
Azufre	S ⁺	0.06238
Bario	Ba ⁺⁺	0.01456
Berilio	Be ⁺⁺⁺	0.33288
Bicarbonato	HCO ₃ ⁻	0.01639
Bisulfato	HSO ₄ ⁻	0.01030
Bisulfito	HSO ₃ ⁻	0.01235
Borato	BO ₂ ⁻	0.02336
Boro	B ⁺	0.09250
Boro	B ⁺⁺⁺	0.27778
Bromo	Br ⁻	0.01252
Cadmio	Cd ⁺⁺	0.01779
Calcio	Ca ⁺⁺	0.04990
Carbonato	CO ₃ ⁼	0.03333
Cianuro	CN ⁻	0.03844
Cloruro	Cl ⁻	0.02821
Cobalto	Co ⁺⁺	0.03394
Cobre	Cu ⁺⁺	0.03148
Cromo	Cr ⁺⁺	0.03846
Cromo	Cr ⁺⁺⁺	0.05769
Cromo	Cr ⁶⁺	0.11539
Cromato	CrO ₄ ⁼	0.01724
Estroncio	Sr ⁺⁺	0.02283
Fluoruro	F ⁻	0.05264
Fósforo	P ⁵⁺	0.16143
Fosfato	PO ₄ ⁼	0.03159
Fosfato	HPO ₄ ⁼	0.02084
Fosfato	H ₂ PO ₄ ⁼	0.01031
Hidrógeno	H ⁺	0.99209
Hidróxido	OH ⁻	0.05880

Continuación

A.7 FACTORES DE CONVERSION: (mg/L) x F = mE/L

COMPUESTO	ION	F
Hierro	Fe ⁺⁺	0.03581
Hierro	Fe ⁺⁺⁺	0.05372
Hipoclorito	OCl ⁻	0.01942
Litio	Li ⁺	0.14411
Magnesio	Mg ⁺⁺	0.08226
Manganeso	Mn ⁺⁺	0.03640
Manganeso	Mn ⁺⁺⁺⁺	0.07281
Manganeso	Mn ⁷⁺	0.12750
Mercurio	Hg ⁺⁺	0.00997
Niquel	Ni ⁺⁺	0.03407
Nitrato	NO ₃ ⁻	0.01613
Nitrito	NO ₂ ⁻	0.02174
Oxígeno	O ⁼	0.12500
Plata	Ag ⁺	0.00927
Plomo	Pb ⁺⁺	0.00965
Potasio	K ⁺	0.02557
Rubidio	Rb ⁺	0.01170
Selenio	Se ⁶⁺	0.07599
Silicato	SiO ₃ ⁼	0.02629
Silicón	Si ⁴⁺	0.14242
Sodio	Na ⁺	0.04350
Sulfato	HSO ₄ ⁻	0.01030
Sulfato	SO ₄ ⁼	0.02082
Sulfito	SO ₃ ⁼	0.02498
Sulfuro	S ⁼	0.06238
Sulfuro	HS ⁻	0.03024
Sulfuro	HSO ₃ ⁻	0.01234
Sulfuro	HSO ₄ ⁻	0.01030
Torio	Th ⁴⁺	0.01724
Yoduro	I ⁻	0.00788
Zinc	Zn ⁺⁺	0.03060