



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE QUIMICA

TRABAJO MONOGRÁFICO DE ACTUALIZACIÓN

**GUÍA PRACTICA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS
COMO MATERIAL DE APOYO PARA EL CURSO DE
INGENIERÍA DE SERVICIOS**

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERA QUIMICA

P R E S E N T A :

ROSALINDA CANO JIMÉNEZ



MÉXICO, D. F.

**EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUIMICA**

2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Jurado asignado:

Presidente **José Antonio Ortiz Ramírez**

Vocal **Rodolfo Torres Barrera**

Secretario **Humberto Rangel Dávalos**

1er. Sup. **Baldomero Pérez Gabriel**

2º. Sup. **Ramon Ramírez Martinell**

Sitio en donde se desarrolló el tema:

EDIFICIO “E”, FACULTAD DE QUÍMICA, CIUDAD UNIVERSITARIA.

Asesor



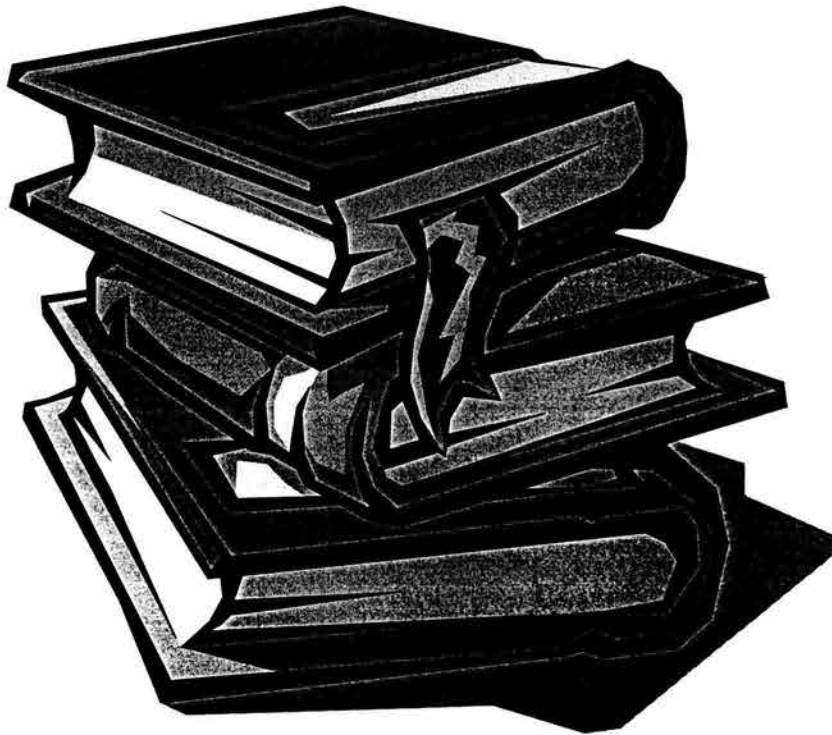
JOSÉ ANTONIO ORTIZ RAMÍREZ

Sustentante



ROSALINDA CAÑO JIMÉNEZ

CON MUCHO AMOR, CARIÑO Y AGRADECIMIENTO



DEDICO ESTE TRABAJO A:

MIS PADRES

ESTHER JIMENEZ

Y

RENE CANO

**POR LA CONFIANZA, PACIENCIA Y CARIÑO QUE ME BRINDARON
PARA LA CULMINACION DE MIS ESTUDIOS**

A MI ESPOSO

FELIX HEREDIA

**POR EL APOYO, CONFIANZA Y COMPRENCION PARA LA
REALIZACION DE MI TRABAJO Y TITULACION**

A MI HIJO

GUILLERMO HEREDIA CANO

MI RAZON DE SER

A MIS HERMANOS

**RENE
Y
OMAR**

**POR SU APOYO Y HABERME AGUANTADO ESTOS AÑOS DE MI
CARRERA**

A MIS COMPAÑEROS Y AMIGOS:

**GERMAN, DARIO, ALFREDO, JORGE, JUANA, JUAN CARLOS,
ROBERTO, VENTURA, ROSARIO, MARIO (†), LORENA, RICARDO,
CONCHIS, NAZARIA, ALDO, HECTOR, ARACELI,...**



CON ESPECIAL AGRADECIMIENTO AL PROFESOR

JOSE ANTONIO ORTÍZ RAMIREZ

POR SU PACIENCIA Y APOYO EN LA CONDUCCION DE ESTE TRABAJO.

A LOS MAESTROS:

**RODOLFO TORRES BARRERA
HUMBERTO RANGEL DAVALOS**

POR SUS VALIOSOS COMENTARIOS Y APORTACIONES.

CON GRAN AGRADECIMIENTO A LA FACULTAD DE QUIMICA, UNAM.

A MIS PRIMOS

**ANGEL
NOEL
KARINA**

POR APOYARME SIEMPRE

A MI MAESTRO Y AMIGO

BOB JHONSON

A MIS TIOS, MI ABUELITA, DEMAS PRIMOS, ETC...

!!! GRACIAS!!!



CONTENIDO

CAPITULO 1 COMPONENTES DEL AGUA Y NORMAS DE CALIDAD 5

- 1.1 Toxicidad de elementos y compuestos 5
- 1.2 Contaminantes comunes 5
- 1.3 Determinación de toxicidad 6
- 1.4 Constituyentes radioactivos 7
- 1.5 Sabor y olor 7
- 1.6 Calidad del agua en México 9
- 1.6 Disponibilidad, consumo de agua y tratamiento de aguas residuales en la zona metropolitana de la ciudad de México 14
- 1.8 Consumo de agua 14
- 1.9 Producción de aguas de desecho 16

CAPITULO 2 OPERACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUA Y AGUAS DE DESECHO 21

- 2.1 Operaciones de tratamiento de agua 21
- 2.2 Operaciones unitarias para aguas de desecho 24

CAPITULO 3 BALANCES DE MASA Y REGÍMENES DE FLUJO HIDRÁULICO 25

- 3.1 Sistemas de balance de materia 25

CAPITULO 4 FILTRACIÓN Y SEDIMENTACIÓN 34

- 4.1 Filtros y racks para tubería 34
- 4.2 Sedimentación 36
- 4.3 Diseño de un clarificador para tratamiento de agua y aguas residuales 36

CAPITULO 5 TRANSFERENCIA DE MASA Y AERACIÓN 38

- 5.1 Transferencia de gas 38
- 5.2 Los efectos del pH en la transferencia de masa 39
- 5.3 Aeración en tratamientos de agua de desecho 39
- 5.4 Sistemas de aeración 40

CAPITULO 6 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN 43

- 6.1 Coagulación 43
- 6.2 Mezcladores 44
- 6.3 Floculadotes 45

CAPITULO 7 FILTRACIÓN 48

- 7.1 Filtros de arena lentos y rápidos 48
- 7.2 Materiales filtrantes 49
- 7.3 Pérdidas en filtros 50
- 7.4 Camas de filtros para agua y aguas de desecho 52
- 7.5 Filtros presurizados 53

CAPITULO 8 TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS PARA COMPONENTES DISUELTOS 54

- 8.1 Agua blanda 54
- 8.2 Estabilización química del agua 54
- 8.3 Remoción de hierro y manganeso 56
- 8.4 Remoción del fósforo de aguas de desecho por precipitación química 56
- 8.5 Intercambio iónico 57
- 8.6 Fluorización y defluoridación 57
- 8.7 Procesos de membrana 57
- 8.8 La adsorción del carbón 58

CAPITULO 9 DESINFECCIÓN 58

- 9.1 Cinética de desinfección 59
- 9.2 Cloración 59
- 9.3 Ozono 59
- 9.4 Ultravioleta y radiación ionizante 61

CAPITULO 10 TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO 61

- 10.1 Microorganismos en tratamiento biológico aerobio 61
- 10.2 Proceso de lodos activados 62
- 10.3 Remoción de sustratos y crecimiento de microorganismos 62
- 10.4 Configuraciones del lodo activado 62
- 10.5 Producción de lodos en sistemas de lodos activados 63
- 10.6 Diseño de procesos de lodos activados para la remoción de nitrógeno y fósforo 65
- 10.7 Captación del oxígeno en procesos de lodos activados 67
- 10.8 Características del proceso y valores de los coeficientes cinéticos 68

CAPITULO 11 TRATAMIENTO ANAERÓBICO PARA AGUAS DE DESECHO 68

- 11.1 Metabolismo anaeróbico 68
- 11.2 Procesos fundamentales 69
- 11.3 Análisis del proceso 70
- 11.4 Nuevos procesos de tratamiento anaeróbico 71
- 11.5 Comparación de proceso de tratamiento aeróbico y anaeróbico 75

CAPITULO 12 TRATAMIENTO EN ESTANQUES, SISTEMAS DE TIERRA Y TIERRA HÚMEDA 76

- 12.1 Apreciación global de estabilización de estanques 76
- 12.2 Tipos de estanques 76
- 12.3 Diseño de sistemas de estanques 78
- 12.4 Lagunas aireadas 79
- 12.5 Tratamiento de aguas residuales en sistemas naturales 79
- 12.6 Tierras húmedas para tratamiento de aguas residuales 80

CAPITULO 13 PROCESO DE LODOS Y APLICACIÓN EN TIERRA 81

- 13.1 Características de lodos y sus condiciones 81
- 13.2 Generación de lodo y proceso de tratamiento 83
- 13.3 Digestión de lodo aeróbico 85
- 13.4 Espesamiento de lodos 85
- 13.5 Deshidratado mecánico de lodos 88
- 13.6 Aplicación de lodos en tierra 89

APÉNDICE

SECCION 1 QUÍMICA BÁSICA 91

- 1.1 Definiciones 91
- 1.2 Expresión de concentración 91
- 1.3 Iones moléculas y enlaces 92
- 1.4 Balanceando reacciones 93
- 1.5 Reacciones oxidación – reducción (REDOX) 93
- 1.6 Equilibrio 95
- 1.7 Conductividad y fuerza iónica 96
- 1.8 Cinética química 97
- 1.9 Leyes de los gases 98
- 1.10 Solubilidad del gas: Ley de Henry 99
- 1.11 Producto de solubilidad 100
- 1.12 Complejos 101
- 1.13 Química nuclear 103

SECCION 2 BASES TERMODINÁMICAS PARA EL EQUILIBRIO 104

- 2.1 Relaciones termodinámicas 104
- 2.2 Potencial redox 106
- 2.3 Corrosión 107
- 2.4 Corrosión microbiana 108
- 2.5 Prevención de la corrosión 108

SECCION 3 ÁCIDO – BASE 110

- 3.1 pH 110
- 3.2 Ácidos y bases 110
- 3.3 Equivalentes y normalidad 111
- 3.4 Soluciones de sistemas de multiequilibrio 112
- 3.5 Buffers 112
- 3.6 Titulaciones ácido – base 112

SECCION 4 QUÍMICA ORGÁNICA 112

- 4.1 Carbono 112
- 4.2 Propiedades de los compuestos orgánicos 113
- 4.3 Grupos funcionales 113
- 4.4 Compuestos alifáticos 114
- 4.5 Compuestos que contienen nitrógeno 115
- 4.6 Compuestos aromáticos 115
- 4.7 Compuestos de azufre 116

SECCIÓN 5 ANÁLISIS Y CONSTITUYENTES DEL AGUA 116

- 5.1 Titulación 116
- 5.2 Estándares primarios 116
- 5.3 Titulaciones ácido – base 116
- 5.4 Titulaciones con complejos y precipitados 117
- 5.5 Titulaciones redox y análisis potenciométrico 117
- 5.6 Análisis calorimétrico 118
- 5.7 Análisis físicos 118
- 5.8 Análisis cromatográfico 119
- 5.9 Determinación de la materia orgánica 119

SECCION 6 MICROBIOLOGÍA 122

6.1 Bacteria 122

6.2 Crecimiento de microorganismos 122

SECCION 7 TABLAS DE DATOS GENERALES 123

ABREVIATURAS Y ACRONIMOS 133

BIBLIOGRAFÍA 135

INTRODUCCION

En este trabajo se ha tratado de explicar de forma breve las operaciones unitarias que se aplican en el tratamiento de aguas.

Entender estas operaciones unitarias son esenciales para los estudiantes de Ingeniería Química, así como los conceptos básicos de diseño y operación. Se ilustran también algunos ejercicios para poder comprender de mejor manera estos procesos.

La variación de procesos de tratamiento se incrementa cada vez más y sus usos y aplicaciones son más comunes.

Este trabajo también tiene de contenido los conceptos básicos de lo que es la Química General, y así servirá de apoyo a futuros cursos de Ingeniería de Servicios a nivel posgrado para los estudiantes de Ingeniería Química.

También en el presente trabajo se ha puesto más énfasis a los mecanismos de procesos usados en tratamientos de agua o aguas industriales, así como su diseño, distribución y recolección de aguas.

Guía Práctica para el tratamiento de aguas como material de apoyo para el curso de Ingeniería de Servicios

CONTENIDO

1. COMPONENTES DEL AGUA Y NORMAS DE CALIDAD

Aproximadamente se han encontrado de forma natural 100 elementos en la tierra, las bases moleculares de todos los sistemas vivos es marcadamente similar (Lehninger, 1975). 16 elementos han sido encontrados que son esenciales para los sistemas vivientes y 22 más han sido encontrados en los seres vivos.

1.1 TOXICIDAD DE ELEMENTOS Y COMPUESTOS

En la siguiente tabla se muestran los elementos que están en sistemas vivos, las últimas seis generalmente no son esenciales en sistemas vivos, excepto algunas algas y bacterias.

TABLA 1.1 Elementos encontrados en sistemas vivos

Grupo de elementos	Comentario
C, H, O, N, P, S	Los mayores constituyentes en moléculas orgánicas
Ca, Cl, K, Mg, Na	Elementos encontrados en trazas
Co, Cu, Fe, Mn, Zn	Trazas de elementos
Al, B, I, Mo, Si, V	No esenciales generalmente

Los otros elementos no listados en la tabla no tienen efectos significantes en sistemas vivos.

El mercurio es un elemento que ilustra la variabilidad en toxicidad. El mercurio ha sido usado en cientos de aplicaciones. Las formas tóxicas del mercurio por ingestión es el metil mercurio (CH_3Hg^+ y $\text{CH}_3\cdot\text{Hg}\cdot\text{CH}_3$) y sales inorgánicas, particularmente el cloruro de mercurio (HgCl_2), metil mercurio pueden formarse por bacterias en sedimentos y aguas ácidas.

1.2 CONTAMINANTES COMUNES

Nitrato

La aplicación de fertilizantes tiene como resultados de concentraciones elevadas de nitratos que puede ser tóxico para los niños. La enfermedad causada por los nitratos y nitritos es metemoglobinemia. Los nitratos digeridos a través de comida y agua son convertidos a nitritos por bacterias en el sistema digestivo de los niños. El nitrito reacciona con la hemoglobina, previniendo el paso del oxígeno.

Fluoruros

El fluoruro es el elemento natural que se encuentra en algunos suministros de agua alrededor del mundo. Los rangos de concentración insignificantes son de 50 mg/L. En la superficie del agua generalmente no contiene fluoruro en exceso de 0.3 mg/L. Bajas concentraciones de fluoruro son benéficas para la formación de dientes y combatir la caries. Los iones del fluoruro reemplazan los iones hidróxido.

Detergentes

Históricamente, los detergentes son a partir de grasas animales. Estos jabones son precipitados por cationes multivalentes en agua. Por lo menos los agentes que componen los detergentes pueden ser tratados en desechos de agua fácilmente.

1.3 DETERMINACIÓN DE TOXICIDAD

Toxicidad es un término general que se refiere a los efectos venenosos de un agente en un ser vivo. Algunos agentes son esenciales en pequeñas cantidades y tóxicos a altas concentraciones.

La determinación de la toxicidad está dividida generalmente en dos rangos: subcrónico y agudo. Las pruebas designadas a los subcrónicos para determinar el nivel de concentración donde una sustancia tuvo efecto en la supervivencia, crecimiento y reproducción de una especie. Las pruebas agudas son en termino corto ensayos de supervivencia en 24 a 96 horas de un organismo expuesto a prueba a diferentes concentraciones de un agente.

TABLA 1.2 Toxicidad de elementos y compuestos (Adaptado por Inland Waters Directorate (1979))

Sustancia	Comentarios
Antimonio, Sb	La acumulación en seres vivos es perjudicial en el corazón de humanos. Puede acumularse en organismos marinos.
Arsénico, As	Agudo o crónica toxicidad en humanos. Tóxico en toda forma de vida.
Bario, Ba	En forma de sal ingerido es altamente tóxico en humanos. Usualmente encontrado en trazas de aguas naturales.
Berilio, Be	Extremadamente tóxico en todo ser vivo. En forma natural naturalmente se presenta en concentraciones menores de 0.0001 mg/L en la superficie de aguas. Óxidos e hidróxidos son insolubles en rangos normales de pH.
Boro, B	No hay evidencia de acumulación en humanos, grandes cantidades pueden ocasionar problemas digestivos y desorden nervioso.
Bromo, Br	El bromo libre, Br ₂ , es un fuerte oxidante no encontrado naturalmente.
Cadmio, Cd	Afecta todo tipo de vida, protege otros metales ante la oxidación.
Cloro, Cl	Igual que el bromo.
Cromo, Cr	El cromo natural es muy raro. El Cr(VI) es tóxico para humanos. El Cr(III) es lentamente oxidado a Cr(VI) en agua. Es tóxico para las plantas.
Cobalto, Co	Baja toxicidad en humanos.
Cobre, Cu	Esencial en humanos en cantidades de (2.0 mg) diariamente. Es esencial para toda vida pero es tóxico a diferentes niveles en plantas y vida acuática.
Cianuro, CN ⁻	No es acumulativo y es biodegradable en vapores.
Fluor, F	El fluor ha demostrado que reduce la caries dental.
Plomo, Pb	Se acumula en humanos y ganado. La absorción en humanos de forma ingerida en pequeñas dosis no hay problema.
Litio, Li	Altas concentraciones produce fototoxicidad.
Mercurio, Hg	Tóxico para toda forma de vida.
Molibdeno, Mo	Esencial micro nutriente. No es acumulativo y los humanos pueden tolerar grandes cantidades.
Níquel, Ni	Baja toxicidad en humanos. Tóxico para plantas y vida marina.
Amonio, NH ₃	No tóxico para humanos en niveles naturales. Los peces no pueden tolerar grandes cantidades de amonio.
Nitrato, NO ₃ ⁻	Tóxico para infantes a altas concentraciones.
Nitrito, NO ₂ ⁻	Más tóxico que el nitrato pero es menos estable químicamente que el nitrato y generalmente se encuentra en bajas concentraciones.
N Orgánico	No hay efectos de salud en seres vivos.
Fenol	El sabor y olor de este compuesto son más significantes que su toxicidad. Ha demostrado ser tóxico en peces.
Selenio, Se	Venoso en humanos y animales. Moderadamente tóxico en plantas.
Plata, Ag	La acumulación en humanos resulta una pigmentación en la piel azul-gris. Tóxico para organismos acuáticos.
Sodio, Na	Dañoso para personas con problemas cardíacos.
Estroncio	Es similar al calcio y no hay efecto en la salud.
Sulfuro, S ²⁻	Tóxico para la vida acuática.
Talio, Tl	Venoso con efectos sub letales como la pérdida de cabello e hipertensión.
Tungsteno	Altamente insoluble en agua y poca información hay sobre los efectos en la salud.
Uranio, U	El uranio y sus sales son realmente tóxicos en humanos y también se han reportado que son tóxicos en organismos acuáticos.
Vanadio, V	Bajas concentraciones no son tóxicas en humanos. La toxicidad ha sido registrada en plantas.
Zinc, Zn	Relativamente no tóxico en humanos y animales. Esencial nutriente para la vida. Solo en altas concentraciones se ha encontrado tóxico en plantas.

TABLA 1.3 Composición de PO_4^{3-} y CO_3^{2-} en detergentes⁹

Componente	Porcentaje en peso en detergentes	
	PO_4^{3-}	CO_3^{2-}
<i>Surfactantes</i>	18	22
Sulfonatos alquibenceno lineal	7.0	14
Sulfatos grasos	5.5	-
Sulfosuccionatos etiloctil	5.5	6.0
Sulfosuccionatos sodicos	-	2.0
<i>Formadores</i>		
Tripoli fosfato sodico	24	-
Carbonatos sodicos	-	20
<i>Inhibidores de corrosión</i>		
Silicatos de sodio ($\text{SiO}_2 : \text{Na}_2\text{O}_2$)	12 (1.6)	20 (2.4)
<i>Agentes suspendidos</i>		
Carboximetilcelulosa	0.30	-
<i>Agentes blanqueadores (fluorescentes)</i>		
Brilladores óptimos	0.13	0.17
<i>Materia colorizante y fragancias</i>		
Perfume	0.15	0.20
Tinte	0.14	0.80
<i>Complementos</i>		
Sulfatos de sodio	37	32
Agua	6.0	4.0
Polietilen glicol	0.90	0.90

1.4 CONSTITUYENTES RADIOACTIVOS

Los mayores efectos de radiación sobre la salud son en aumento de casos de cáncer y efectos genéticos. La radiación causa cambios en las células que causan el cáncer. Algunos elementos radioactivos tal como el uranio puede tener algunos efectos tóxicos químicos en los organismos. Altas dosis de radiación puede causar muerte en cortos periodos de tiempo.

Las unidades de radiación son en términos de desintegraciones por segundo. Los efectos biológicos de la radiación dependen de los efectos de la ionización de radiación en las células. El roentgen (llamado antes W. Roenteng, quien descubrió los rayos X) es la unidad de intensidad de rayos X o gamma. El roentgen es definido como la cantidad de radiación de rayos gamma o X que produce iones cargados de una unidad electrostática o de una señal en 0.001293 g (cm^3) de aire seco a 0°C y 760 mm de presión. Esto es equivalente a $1.61 \cdot 10^{12}$ pares de iones por gramo de aire y correspondiente a la absorción de 83.8 ergs de energía. El sievert (Sv) es otra medida de radiación que equivale aproximadamente a 8.38 roentgens.

Las partículas alfa son relativamente masivas y viajan solo a distancias cortas en el aire y generalmente no pueden penetrar en las capas muertas de piel de los humanos. Estas emisiones alfa son solo peligrosas si son ingeridas. Entonces la partícula es capaz de hacer un gran daño dentro del cuerpo. Las partículas beta son como las partículas alfa y son generalmente consideradas 10 000 veces más el poder de penetración que las partículas alfa. Las formas de mayor penetración de radiación son los neutrones y los rayos gamma.

1.5 SABOR Y OLOR

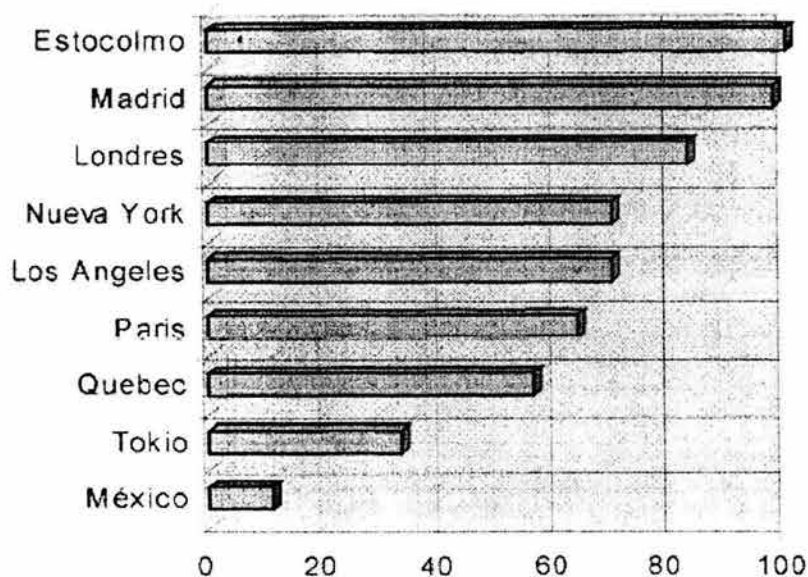
Hay muchas fuentes naturales de sabor y olor que causan los compuestos en adición de químicos sintéticos. El sabor y problemas de olor en suministros de agua causan quejas rápidas de los consumidores. Las emanaciones de olor en tratamiento de aguas residuales en los trabajos es causa de muchas quejas. El componente natural mejor conocido y oloroso es el H_2S , que es rápidamente soluble en agua. Aunque este compuesto es tóxico, su olor y sabor son notables a muy bajas concentraciones.

Las fuentes de olor y sabor de compuestos son muchas. Los fenoles son encontrados naturalmente en fósiles pero también es producido en algunas industrias. Los fenoles son detectables a bajas concentraciones y son medianamente tóxicos. La sustitución del cloro en los fenoles incrementa en ambos el sabor.

TABLA 1.4 Potencial de olor de compuestos químicos seleccionados.(20°C)⁷¹

Químico	Formula	Peso molecular	Indice de olor (a)	100% reconocion
<i>Etilesteres</i>				
Etil butil	$C_3H_7COO_2H_5$	116	1982000	7 ppb
Etil decanato	$C_9H_{19}COOC_2H_5$	200	-	0.17 ppb
<i>Mercaptanos</i>				
Metilmercaptano	CH_3SH	48	53300000	35 ppb
Etil mercaptano	CH_3CH_2SH	62	289500000	2 ppb
Propilmercaptano	$CH_3CH_2CH_2SH$	76	263000000	0.7 ppb
Butilmercaptano	$CH_3(CH_2)_3SH$	90	49000000	0.8 ppb
Fenilmercaptano	C_6H_5SH	110	940000	0.2 ppb
<i>Sulfuros</i>				
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	34	17000000	1 ppm
Metilsulfuro	$(CH_3)_2S$	62	2760000	0.1 ppm
Etilsulfuro	$(CH_3 - CH_2)_2S$	90	14400000	4 ppb
Isoamilsulfuro	$[(CH_3)_2CH(CH_2)_2]_2S$	174	1640000	0.4 ppb
<i>Butaratos</i>				
Metilbutarato	$CH_3-CH_2-CH_2-COOCH_3$	102	11000000	3 ppb
Etilbutarato	$CH_3-CH_2-CH_2-COOC_2H_5$	116	1982000	7 ppb
<i>Aminas</i>				
Amonio	NH_3	17	167300	55 ppm
Metilamina	CH_3NH_2	31	940000	3 ppm
Etilamina	$CH_3CH_2NH_2$	45	1445000	0.8 ppm
Dimetilamino	$(CH_3)_2NH$	45	280000	6 ppm
Trimetilamino	$(CH_3)_3N$	59	493500	4 ppm
<i>Alquenos</i>				
1- buteno	$CH_3CH_2CH = CH_2$	56	43480000	0.07 ppm
Isobuteno	$(CH_3)_2C = CH_2$	56	4640000	0.6 ppm
1- penteno	$CH_3CH_2CH_2CH = CH_2$	70	376000000	2 ppb
<i>Eteres</i>				
Etil éter	$CH_3CH_2OCH_2CH_3$	74	1939000	0.3 ppm
Isopropil eter	$(CH_3)_2CHOCH(CH_3)_2$	100	3227000	0.06 ppm
<i>Aldehidos</i>				
Formaldehído	$HCHO$	30	5000000	1 ppm
Acetil aldehído	CH_3CHO	44	4300000	0.3 ppm
Propinol aldehido	CH_3CH_2CHO	58	3865000	0.08 ppm
Buta aldehido	$CH_3CH_2CH_2CHO$	72	2395000	40 ppb
<i>Acidos</i>				
Acido propionico	CH_3CH_2COOH	74	112300	40 ppb
Acido valerico	$CH_3(CH_2)_3COOH$	102	256300	0.8 ppb

Tabla 1.5 Porcentaje de rehúso del agua en el mundo (solo agua con tratamiento)



1.6 CALIDAD DEL AGUA EN MÉXICO

La ley de Derechos y Normas aplicables en materia de agua indica los lineamientos de la calidad del agua para los distintos usos.

Estos lineamientos se indican en el artículo 223, capítulo XIII, año 2003.

Las siguientes tablas nos muestran estos lineamientos. Para la aplicación de los valores contenidos en la tabla de lineamientos de calidad del agua, se deberá considerar lo siguiente:

USO 1 : Fuente de abastecimiento para uso urbano.

USO 2 : Riego agrícola.

USO 3 : Protección a la vida acuática: agua dulce, incluye humedales.

USO 4 : Protección a la vida acuática: aguas costeras y estuarios.

(I) : La alcalinidad natural no debe reducirse en mas del 25%, ni cuando ésta sea igual o menor a 20 mg/L.

(II) : Cultivos sensibles al boro, un máximo de 0.75 mg/L; otros hasta 3 mg/L.

(III) : La concentración promedio de 4 días de esta sustancia no debe exceder este nivel, mas de una vez cada año.

(IV) : Cultivos sensibles 500 – 1000 mg/L; cultivos con manejo especial 1000 – 2000 mg/L; cultivos tolerantes en suelos permeables 2000 – 5000 mg/L; para frutas sensibles relación de absorción de sodio RAS ≤ 4 , y para forrajes de 8 – 18, cuando la descarga sea directamente a suelo con uso en riesgo agrícola.

(V) : La concentración total de gases disueltos no debe exceder a 1.1 veces el valor de saturación en las condiciones hidrostáticas y atmosféricas prevalecientes.

C.N. Condiciones naturales del sitio donde sea vertida la descarga de aguas residuales.

NPM = Número más probable.

BCH = HCH = 1, 2, 3, 4, 5, 6 Hexaclorociclohexano. Niveles máximos en mg/L, excepto cuando se indique otra unidad.

Tabla 1.6 Lineamientos de calidad del agua

PARAMETROS Unidades en mg/L si no se indican otras	USOS			
	1	2	3	4
Parámetros Inorgánicos				
Alcalinidad (como CaCO ₃)	400.0		(I)	(I)
Aluminio	0.02	5.0	0.05	0.2
Antimonio	0.1	0.1	0.09	-
Arsénico	0.05	0.1	0.2	0.04
Asbestos (Fibras/L)	3000	-	-	-
Bario	1.0	-	0.01	0.5
Berilio	0.005	0.5	0.003	0.1
Boro	1.0	0.7 (II)	-	0.009(III)
Cadmio	0.01	0.01	0.004	0.0002
Cianuro (como CN ⁻)	0.02	0.02	0.005(III)	0.005
Cloruros (como Cl ⁻)	250	150	250	-
Cobre	1.0	0.20	0.05	0.01
Cromo Total	0.05	0.1	0.05	0.01
Hierro	0.3	5.0	1.0	0.05
Fluoruros (como F ⁻)	1.4	1.0	1.0	0.5
Fósforo Total	0.1	-	0.05	0.01
Manganeso	0.05	0.2	-	0.02
Mercurio	0.001	-	0.0005	0.0001
Níquel	0.01	0.2	0.6	0.002
Nitratos (NO ₃ -como N)	5.0	-	-	0.04
Nitritos (NO ₂ -como N)	0.05	-	-	0.01
Nitrogeno Amoniacal (como N)	-	-	0.06	0.01
Oxígeno Disuelto	4.0	-	5.0	5.0
Plata	0.001	-	0.06	0.002
Plomo	0.05	0.5	0.03	0.01
Selenio (como Selenato)	0.01	0.02	0.008	0.005
Sulfatos (como SO ₄ ²⁻)	250	250	-	-
Sulfuros (como H ₂ S)	0.2	-	0.002	0.002
Talio	0.01	-	0.01	0.02
Zinc	5.0	2.0	0.02	0.02

PARAMETROS Unidades en mg/l si no se indican otras	USOS			
	1	2	3	4
Parámetros Orgánicos				
Acenafteno	0.02	-	0.02	0.01
Acido 2,4 Diclorofenoxiacético	0.1	-	-	-
Acilonitrilo	0.0006	-	0.07	-
Acroleína	0.3	0.1	0.0007	0.0005
Aldrin	0.001	0.02	0.0003	0.0074
Benceno	0.01	-	0.05	0.005
Bencidina	0.0001	-	0.02	-
Bifenilos policlorados	0.0005	-	0.0005	0.0005
BHC	-	-	0.001	0.000004
BHC (Lindano)	0.003	-	0.002	0.0002
Bis (2-Cloroetil) Éter	0.0003	-	0.00238	-
Bis (2-Cloroisopropil) Éter	0.03	-	0.00238	-
Bis (2-Etilhexil) Ftalato	0.032	-	0.0094	0.02944
4-Bromofenil-Fenil-Éter	-	-	0.01	-
Bromoformo	0.002	-	-	-

PARAMETROS	USOS			
Unidades en mg/l si no se indican otras	1	2	3	4
Parámetros Orgánicos				
Bromuro de Metilo	0.002	-	-	-
Carbono Orgánico:	-	-	-	-
Extractable en Alcohol	1.5	-	-	-
Extractable en Cloroformo	0.3	-	-	-
Clordano (Mezcla Técnica de Metabolitos)	0.003	0.003	0.002	0.00009
Clorobenceno	0.02	-	0.0025	0.0016
2-Cloroetil-Vinil-Éter	-	-	0.5	-
2-Clorofenol	0.03	-	0.04	0.1
Cloroformo	0.03	-	0.03	0.1
CloroNaftalenos	-	-	0.02	0.0001
Cloruro de Metileno	0.002	-	-	-
Cloruro de Metilo	0.002	-	-	-
Cloruro de Vinilo	0.005	-	-	-
DDD=Diclorofenidicloroetano	0.001	-	0.00001	0.00001
DDE=1,1 Di (Clorofenil)-2,2	-	0.04	0.01	0.0001
Dicloroetileno	-	-	-	-
DDT=1,1 Di (Clorofenil)-2,2,2	0.001	-	0.001	0.0001
Tricloroetano	-	-	-	-
Diclorobencenos	0.4	-	0.01	0.02
1,2 Dicloroetano	0.003	-	1.2	1.1
1,1 Dicloroetileno	0.003	-	0.116	2.24
1,2 Dicloroetileno	0.0003	-	0.116	2.24
2,4 Diclorofenol	0.03	-	0.02	-
1,2 Dicloropropano	-	-	0.2	0.1
1,2 Dicloropropileno	0.09	-	0.06	0.008
Dieldrin	0.001	0.02	0.002	0.0009
Dietilftalato	0.35	-	0.0094	0.02944
1,2 Difenilhidracina	0.0004	-	0.003	-
2,4 Dimetilfenol	0.4	-	0.02	-
Dimetilftalato	0.3	-	0.0094	0.02944
2,4 Dinitrofenol	0.07	-	0.002	0.05
Dinitro-o-Cresol	0.01	-	-	0.01
2,4 Dinitrotolueno	0.001	-	0.0033	0.0059
2,6 Dinitrotolueno	-	-	0.0033	0.0059
Endosulfan (Alfa y Beta)	0.07	-	0.0002	0.00003
Endrin	0.0005	-	0.00002	0.00004
Etilbenceno	0.3	-	0.1	0.5
Fenol	0.001	-	0.1	0.06
Fluoranteno	0.04	-	-	0.0004
Gases Disueltos	-	-	(V)	(V)
Halometanos	0.002	-	0.1	-
Heptacloro	0.0001	0.02	0.0005	0.0005
Hexaclorobenceno	0.00005	-	0.0025	0.0016
Hexaclorobutadieno	0.004	-	0.0009	0.0003

PARAMETROS	USOS			
	1	2	3	4
Unidades en mg/l si no se indican otras				
Parámetros Orgánicos				
Hexaclorociclopentadieno	0.001	-	0.0001	0.0001
Hexacloroetano	0.02	-	0.01	0.009
Hidrocarburos Aromáticos	0.0001	-	-	0.1
Polinucleares				
Isófurona	0.052	-	1.2	0.1
Metoxicloro	0.03	-	0.00000	0.00044
			5	
Naftaleno	-	-	0.02	0.02
Nitrobenzeno	0.020	-	0.3	0.07
2-Nitrofenol y 4-Nitrofenol	0.07	-	0.002	0.05
N-Nitrosodifenilamina	0.05	-	0.0585	0.033
N-Nitrosodimetilamina	0.0002	-	0.0585	0.033
N-Nitrosod-N-Propilamina	-	-	0.0585	0.033
Paration	0.0001	-	0.0001	0.0001
Pentaclorofenol	0.03	-	0.0005	0.0005
Sustancias Activas al Azul de Metileno	0.5	-	0.1	0.1
2,3,7,8 Tetraclorodibenzo-P-Dioxina	0.0001	-	0.0001	0.0001
1,1,2 Tetracloroetano	0.002	-	0.09	0.09
Tetracloroetileno	0.008	-	0.05	0.1
Tetracloruro de Carbono	0.0002	-	0.3	0.5
Tolueno	0.7	-	0.2	0.06
Toxafeno	0.005	0.005	0.0002	0.0002
1,1,1 Tricloroetano	0.2	-	0.2	0.3
1,1,2 Tricloroetano	0.006	-	0.2	-
Tricloroetileno	0.03	-	0.01	0.02
2,4,6 Triclorofenol	0.01	-	0.01	-

PARAMETROS	USOS			
	1	2	3	4
Unidades en mg/l si no se indican otras				
Parámetros Físicos				
Color (unidades de escala Pt-Co)	75.0	-	15.0	15.0
Grasas y Aceites	10.0	-	10.0	10.0
Materia Flotante	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Olor	Ausente	-	-	-
Potencial Hidrógeno (pH)	6.0 - 9.0	6.0 - 9.0	6.5 - 8.5	6.0 - 9.0
Sabor	Característico	-	-	-
Sólidos Disueltos Totales	500.0	500.0 (IV)	-	-
Sólidos Suspensos Totales	50.0	50.0	30.0	30.0
Sólidos Totales	550.0	-	-	-
Temperatura (°C)	CN + 2.5	-	CN + 1.5	CN + 1.5
Turbiedad (Unidades de Turbiedad Nefelométricas)	10	-	-	-
Parámetros Microbiológicos				
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	1000	1000	1000	240

Tabla 1.7 Porcentaje de estaciones de monitoreo en cuerpos de agua superficial, ubicado en cada categoría de COD por región administrativa.

Región administrativa	No contaminada	Buena calidad	Con indicio de contaminación	Contaminada	Muy contaminada	Fuertemente contaminada
I Península de Baja California	20.0	33.3	33.3	13.4	0.0	0.0
II Noreste	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
III Pacífico Norte	37.5	37.5	25.0	0.0	0.0	0.0
IV Balsas	44.2	30.2	20.9	4.7	0.0	0.0
V Pacífico Sur	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
VI Río Bravo	64.3	33.3	2.4	0.0	0.0	0.0
VII Cuencas Centrales del Norte	70.6	29.4	0.0	0.0	0.0	0.0
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	30.9	51.2	15.5	0.0	1.2	1.2
IX Golfo Norte	57.7	34.6	3.8	1.9	2.0	0.0
X Golfo Centro	49.0	25.5	11.8	2.0	7.8	3.9
XI Frontera Sur	64.2	28.6	0.0	3.6	3.6	0.0
XII Península de Yucatán	86.6	6.7	6.7	0.0	0.0	0.0
XIII Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala	14.3	21.4	21.4	42.9	0.0	0.0
Total Nacional	49.3	33.3	11.4	3.4	1.8	0.8

Tabla 1.8 Cuencas menos contaminadas en la República Mexicana.

Así mismo, las cuencas que incluyen los cuerpos de agua menos contaminados, son:

Región Administrativa	Cuenca	Cuerpos de agua no contaminados y con calidad aceptable
II Noroeste	Río Sonora	Río Sonora
	Río Yaqui	Aguas debajo de la presa Plutarco Elías Calles
V Pacífico Sur	Río Tehuantepec	Río Tehuantepec Río Tequisistlán Presa Benito Juárez
IX Golfo Norte	Río Soto la Marina	Río Soto la Marina Presa Vicente Guerrero Río Purificación Río Corona
	Río Tamesí	Río Guayalejo Río Tamesí
	Laguna de San Andrés – Laguna Morales	Río Tigre

Tabla 1.9 Cuerpos de agua altamente contaminados en la República mexicana

Región Administrativa	Cuenca	Cuerpos de agua Altamente contaminados
I Península de Baja California	Río Tijuana – Mandadero	Río Tijuana Río Tecate
	Río Colorado	Río Nuevo
III Pacífico Norte	Río San Pedro	Arroyo Acequia Grande Río Durango Río Tunal Río Súchil
IV Balsas	Río Atoyac	Río Zahuapan Río Atoyac Río Alseseca
VI Río Bravo	Laguna de Bustillos y de los Mexicanos	Laguna de Bustillos
VIII Lerma Santiago Pacífico	Río Lerma – Toluca	Río Lerma
	Río Lerma – Salamanca	Río Lerma Río Turbio
	Río Laja	Río Querétaro
	Río Santiago- Guadalajara	Río Santiago
	Río Verde-Grande	Río Lagos
IX Golfo Norte	Río Moctezuma	Río San Juan Río Tulancingo
X Golfo Centro	Río Papaloapan	Río Blanco
XIII Valle de México	Río Moctezuma	Río de los Remedios Río Churubusco Río San Buenaventura Río de la Compañía Río Teotihuacan Presa Endhó Río de las Avenidas

1.7 DISPONIBILIDAD, CONSUMO DE AGUA Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LA ZONA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Los parámetros de disponibilidad hidrológica ilustran la situación real de escasez de agua, ya que establecen una relación entre la oferta natural (escurrimientos y recarga de acuíferos) y la población. La disponibilidad hidrológica de la región del Valle de México es notoriamente la mas baja del país, no rebasa los 230 m³ anuales por habitante. Contrasta con las regiones del Golfo y del Pacífico sur, donde los valores sobrepasan la decena de miles de metros cúbicos. Cabe mencionar que según clasificaciones internacionales, las regiones que muestran datos por debajo de los 1000 m³ anuales por habitante, tienen una disponibilidad muy baja o incluso crítica. (1999. *Presentación ante el Consejo Coordinador Empresarial*).

1.8 CONSUMO DE AGUA

Tabla 1.10 Consumo de agua por tipo de uso en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México



Fuente: National Research Council, et al., 1995.

Tabla 1.11

III. Sistema de abastecimiento de agua y saneamiento de aguas residuales en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

Planta	Capacidad original (m ³ /s)	Flujo real (m ³ /s)	Tipo de tratamiento	Práctica de reuso
Redusorio Sur	0.030	0.013	secundario	RCE, IPU
San Luis Tlaxiatlalco	0.075	0.050	terciario	RCE, RAI
Capacidad total	4.623	2.621		

RCE: Represas de recreo con contacto esporádico; RAI: recarga de agua subterránea por inyección; IPU: irrigación del paisaje urbano; IA: irrigación agrícola.

Fuente: National Research Council, et al., 1995.

Tabla 1.12

Consumo Doméstico y No Doméstico para el Distrito Federal, 1997

Delegación	CONSUMO						Población Total
	Doméstico		No doméstico: Industrial, comercial y servicios		Total		
	(m ³ /seg)	Lts./hab/día	(m ³ /seg)	Lts./hab/día	(m ³ /seg)	Lts./hab/día	
Alvaro Obregón	1.61	204.98	0.261	33.31	1.867	238.29	676,930
Azcapotzalco	0.76	143.33	0.358	67.96	1.113	211.29	455,131
Benito Juárez	0.73	170.49	0.540	126.11	1.270	296.60	369,956
Coyoacán	1.36	179.94	0.230	30.41	1.591	210.35	653,489
Cuajimalpa	0.42	263.86	0.054	34.09	0.472	297.95	136,873
Cuauhtémoc	0.90	143.26	1.171	187.23	2.067	330.49	540,382
Gustavo A. Madero	2.22	152.74	0.722	49.63	2.944	202.37	1,256,913
Iztacalco	0.67	138.37	0.316	65.16	0.987	203.53	418,982
Iztapalapa	2.73	139.13	0.785	39.98	3.517	179.10	1,696,609
Magdalena Contreras	0.45	181.85	0.400	163.10	0.846	344.95	211,898
Miguel Hidalgo	1.30	308.95	0.048	11.38	1.351	320.33	364,398
Milpa Alta	0.14	149.15	0.035	37.29	0.175	186.43	81,102
Tláhuac	0.41	137.08	0.104	35.11	0.510	172.20	255,891
Tlalpan	1.12	174.98	0.143	22.36	1.262	197.36	552,516
Venustiano Carranza	0.75	135.04	0.496	88.25	1.255	223.28	485,623
Xochimilco	0.59	154.18	0.117	30.42	0.710	184.60	332,314
Distrito Federal	16.2	164.44	5.780	58.83	21.900	223.30	8,489,007

Fuente: datos de SEDECO, 1998²⁷, INEGI 1995²⁸, 1999²⁹.

1.9 PRODUCCIÓN DE AGUAS DE DESECHO

Tabla 1.13

La industria genera ^a:

Valores anuales

Aguas residuales:	5.39 km ³ (171 m ³ /s)
Se generan:	6.1E millones de toneladas de DBO
Se remueven en los sistemas de tratamiento:	1.1C millones de toneladas de DBO

Tabla 1.14

Volumen de descarga de aguas residuales industriales, 2001^a

Giro Industrial	Descarga de aguas residuales (m ³ /s)	Materia orgánica generada ^b (miles de t/año)
Acuicultura	67.6	7
Azúcar	45.9	1 834
Petrolera	11.4	1 932
Servicios	10.5	77
Química y Farmacéutica	6.9	312
Celulosa y Papel	5.5	122
Agropecuaria	3.2	1 063
Alimentos y Bebidas	3.0	77
Cerveza	1.6	108
Minera	0.8	6
Textil	0.7	21
Destilería	0.4	24
Beneficio de Café	0.3	9
Tenerías	0.05	6
Otros ^c	13.6	151

En donde:

^a Información derivada del Inventario Nacional de Descargas de Aguas Residuales, diciembre 2001. GSCA.

^b Adicional a los datos contenidos en esta tabla, los usuarios con carga orgánica menor a 1.2 t/día, generan 319 t/año.

^c Incluye giros no considerados en el listado de giros industriales (manufactura, acabado de metales, metalmecánica, etc.)

Tabla 1.15 Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación en el Estado de México

Municipio / localidad	Planta	Proceso	Capacidad instalada (L/s)	Gasto de operación (L/s)	Cuerpo receptor o reuso	Observaciones
Acambay						
Acambay	Acambay	Laguna de Estabilización	22.0	10.6	Arroyo Tierra Blanca	
Almoloya del río						
Almoloya del río	Almoloya del río	Laguna de Estabilización	31.0	12.0	Río Lerma	
Atenco						
Santa Isabel Ixtapan	Santa Isabel Ixtapan	Rafa	5.0	1.0		
Atizapan						
Santa Cruz Atizapan	Santa Cruz Atizapan	Laguna de Estabilización	28.0	25.0	Río Lerma	
Atlacomulco						
Atlacomulco de Fabela	Atlacomulco	Lodos activados	220.0	80.0	Río Lerma	
Ayapango						
Ayapango de	Ayapango	Laguna de	5.0	5.0		

Gabriel Ramos Mil		Estabilización				
Calimaya						
Calimaya de Díaz González	Calimaya de Díaz González	Lodos activados	32.0	15.0		
Cuautitlan Izcalli						
Cuautitlan Izcalli	FORD Motor Company	Biológico	30.0	30.0	Reuso Industrial	
Lechería	Lechería	Lodos activados	400.0	150.0	Reuso Industrial	Concesión a Cía. Mex. De Aguas
Chalco						
Chalco de Díaz Covarrubias	Centro de Desarrollo Comunitario	Lodos activados	1.6	1.6		
Chimalhuacan						
Chimalhuacan	Lago de Texcoco I	Lodos activados	1000.0	1000.0	Riego agrícola	
Chimalhuacan	Lago de Texcoco II	Laguna de Estabilización	500.0	500.0	Riego agrícola	
Chimalhuacan	Lago de Texcoco III	Terciario	50.0	50.0	Riego agrícola	
Ecatepec						
Ecatepec	Papelera San Cristóbal	Lodos activados	400.0	220.0	Reuso Industrial	
Ecatepec	Termoelec. Valle de México	Lodos activados	500.0	440.0	Reuso Industrial	
El Oro						
Oro de Hidalgo, El	El oro de Hidalgo	Laguna de Estabilización	15.0	6.8	Presa el Mortero	
Ixtapaluca						
Ixtapaluca	Tlapizahuac	Lodos activados	22.0	15.0		
San Jerónimo cuatro vientos	Cuatro vientos	Lodos activados	108.0	50.0		
Ixtapan de la sal						
Ixtapan de la sal	Infonavit CROC	Lodos activados	2.0	2.0	Río Salado	
Jilotepec						
Jilotepec de Molina Enriquez	Calpulalpan	Biológico	1.0	1.0	Arroyo Majuay	
Jilotepec de Molina Enriquez	Canalejas	Biológico	2.0	2.0	Arroyo Colorado	
Jiquipilco						
Jiquipilco	Jiquipilco	Laguna de Estabilización	9.0	4.5	Arroyo La Planta	
Jocotitlan						
Jocotitlan	Jocotitlan	Lodos activados	30.0	22.5	Arroyo Mataburro	
Joquicingo						
San Pedro Techuchulco	San Pedro Techuchulco	Laguna de Estabilización	18.0	5.1	Laguna de Almoloya	
Metepec						
Metepec	U.H. La Pilita	Anaerobio	3.0	3.0		
Mexicaltzingo						
Mexicaltzingo	Mexicaltzingo	Laguna de Estabilización	37.0	14.5	Río Lerma	
Naucalpan						
Naucalpan	Naucali	Lodos activados	40.0	20.0		
Naucalpan	Parque "Los Remedios"	Lodos activados	1.8	1.8		

Naucalpan	Pintores	Lodos activados	5.0	5.0		
Naucalpan	U.H. Lomas Canteras	Reactor enzimático	3.0	3.0		
Naucalpan	U.H. La Joya	Reactor enzimático	2.0	0.5		
Nezahualcoyotl						
Nezahualcoyotl/ Jorge Ayanegui	Nezahualcoyotl/ Jorge Ayanegui	Lodos activados	145.0	70.0		
San Antonio la Isla						
San Antonio la Isla	San Antonio la Isla	Laguna de Estabilización	42.0	3.0	Río Lerma	
San Bartolo Morelos						
San Bartolo Morelos	San Bartolo Morelos	Laguna de Estabilización	10.0	2.5	Arroyo La Loma	
San Felipe del Progreso						
San Felipe del Progreso	San Felipe del Progreso	Laguna de Estabilización	12.0	8.0	Arroyo San Felipe	
Santa María Rayon						
Santa María Rayon	Santa María Rayon	Laguna de Estabilización	32.0	3.5	Río Lerma	
Tejupilco						
Luvianos	Luvianos	Laguna de Estabilización	48.0	16.0	Río Los Sabinos	
Tepotzotlan						
Tepotzotlan	Frac. El Trebol	Tanque séptico	12.0	12.0		
Tepotzotlan	U. Habitacional Autosuficiente	Lodos activados	5.0	5.0		
Texcaltitlan						
Texcaltitlan	Texcaltitlan	Filtros biológicos	5.0	2.0		
Texcalyacac						
Texcalyacac	Texcalyacac	Laguna de Estabilización	17.0	3.7	Laguna de Almoloya	
Texcoco						
Molino de Flores	Texcoco CE. RE. SO.	Lodos activados	3.0	3.0		
Tianguistenco						
Capulhuac- Jalatlaco- Tianguistenco	Capulhuac- Jalatlaco- Tianguistenco	Lodos activados	50.0	20.0	Laguna Chinahuapan	
San Lorenzo Huehuetitlan	San Lorenzo Huehuetitlan	Laguna de Estabilización	5.0	5.0	Laguna de Almoloya	
Tlalmanalco						
San Antonio Tlaltecahuacan	San Antonio Tlaltecahuacan	Tanque séptico	2.0	2.0		
Tlalnepantla						
Tlalnepantla	San Juan Ixhuastepec	Lodos activados	150.0	30.0	Uso industrial	
Toluca						
Toluca	Toluca Norte	Dual	1250.0	1161.0	Río Verdiguél	
Toluca	Toluca Oriente	Lodos activados	1000.0	394.0	Canal Totoltepec	
Toluca de Lerdo	Frac. Sor Juana Inés de la Cruz	Laguna de Estabilización	1.0	1.0	Canal Totoltepec	
Tultitlan						
San Pablo las Salinas	San Pablo las Salinas	Lodos activados	200.0	60.0	Areas verdes	
Valle de Bravo						
Valle de Bravo	Valle de Bravo	Lodos activados	100.0	50.0	Río Tiloztoc	
Zacazonapan						
Zacazonapan	Zacazonapan	Wetland	4.0	2.0	Arroyo Zacazonapan	

Tabla 1.16 Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación en el Estado de Distrito Federal

Delegación/Localidad	Planta	Proceso	Capacidad instalada (L/s)	Gasto de Operación (L/s)	Cuerpo receptor o reuso	Observaciones
Alvaro Obregón						
Santa Fe	Santa Fe	Lodos activados	560.0	280.0		Opera DGCOH
Azcapotzalco						
Azcapotzalco	U.H. El Rosario	Lodos activados	25.0	21.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Coyoacan						
Cd. Universitaria	Cd. Universitaria	Lodos activados	60.0	50.0	Areas verdes	Concesionada
Coyoacan	Coyoacan	Lodos activados	400.0	250.0	Areas verdes / Reuso industrial	Concesionada
Cuahutemoc						
Cuahutemoc	U.H. Nonoalco Tlatelolco	Lodos activados	22.0	18.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Gustavo A. Madero						
Gustavo A. Madero	Acueducto de Guadalupe	Lodos activados	85.0	69.0	Areas verdes / Reuso industrial	Concesionada
Gustavo A. Madero	San Juan de Aragon	Lodos activados	500.0	200.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Iztacalco						
Iztacalco	Cd, Deportiva	Lodos activados	230.0	169.0	Areas verdes / Reuso industrial	Concesionada
Iztacalco	U.H. Picos Iztacalco	Lodos activados	13.0	10.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Iztapalapa						
Iztapalapa	Cerro de la Estrella	Lodos activados	4000.0	2000.0	Agrícola / Areas verdes e industrial	Opera DGCOH
Miguel Hidalgo						
Miguel Hidalgo	Bosques de las Lomas	Lodos activados	55.0	18.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Miguel Hidalgo	Campo militar No. 1-A	Lodos activados	30.0	30.0	Areas verdes	Opera SEDENA
Miguel Hidalgo	Lomas de Chapultepec	Lodos activados	160.0	66.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Milpa Alta						
San Pedro Actopan	San Pedro Actopan	Lodos activados	60.0	35.0	Riego agrícola	
Villa Milpa Alta	Milpa Alta Rastro	Rafa	30.0	25.0		No la opera CGCOH
Tlahuac						
San Andrés Mixquic	San Andrés Mixquic	Primario avanzado	30.0	30.0	Riego agrícola	
San Juan Ixtayopan	La Lupita	Lodos activados	15.0	13.0	Areas verdes	Opera DGCOH
San Juan Ixtayopan	Paraje El Llano	Lodos activados	250.0	100.0	Riego agrícola	Opera DGCOH
San Lorenzo	San Lorenzo	Lodos activados	225.0	85.0	Riego agrícola	
San Nicolás Tetelco	San Nicolás Tetelco	Lodos activados	30.0	15.0	Areas verdes	Opera DGCOH

Tlalpan						
H. Colegio Militar	H. Colegio Militar	Lodos activados	18.0	26.0	Areas verdes	Opera SEDENA
Parres	Parres	Lodos activados	7.5	1.0	Barranca	Opera DGCOH
Tetelco	Tetelco	Primario avanzado	15.0	3.0	Barranca	
Tlalpan	Abasolo	Lodos activados	15.0	7.0	Barranca	Opera DGCOH
Tlalpan	San Miguel Xicalco	Lodos activados	7.5	3.0	Barranca	Opera DGCOH
Tlalpan	U.H. PEMEX Picacho	Lodos activados	13.0	10.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Xochimilco						
Progreso	Reclusorio Sur	Lodos activados	26.0	18.0	Areas verdes	Opera DGCOH
Xochimilco	San Luis Tlaxialtemalco	Lodos activados	150.0	100.0	Agricola / Areas verdes	Opera DGCOH

Tabla 1.17

Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en la ZMCM

	Distrito Federal	Estado de México	ZMCM
Flujo de aguas residuales (m ³ /s)	23	21	44
Capacidad original de tratamiento (m ³ /s)	4.6	2.9	7.5
Flujo real de tratamiento (m ³ /s)	2.6	1.7	4.3
Tratamiento de aguas residuales (%)	11	8	10

Fuente: Elaborado por los autores con datos de National Research Council, et al., 1995.

³³ Comisión Nacional del Agua, 1997. *Estrategias del Sector Hidráulico*. México

2. OPERACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUA Y AGUAS DE DESECHO

Los tratamientos para el agua y el agua de desecho son designados por las operaciones unitarias cada operación es optimizado para alcanzar una determinada tarea.

Hay un gran número de manufactura que suplen unidades designadas para un proceso a equipos paquete prefabricados que se incorporan a las plantas en operaciones unitarias.

2.1 OPERACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUA

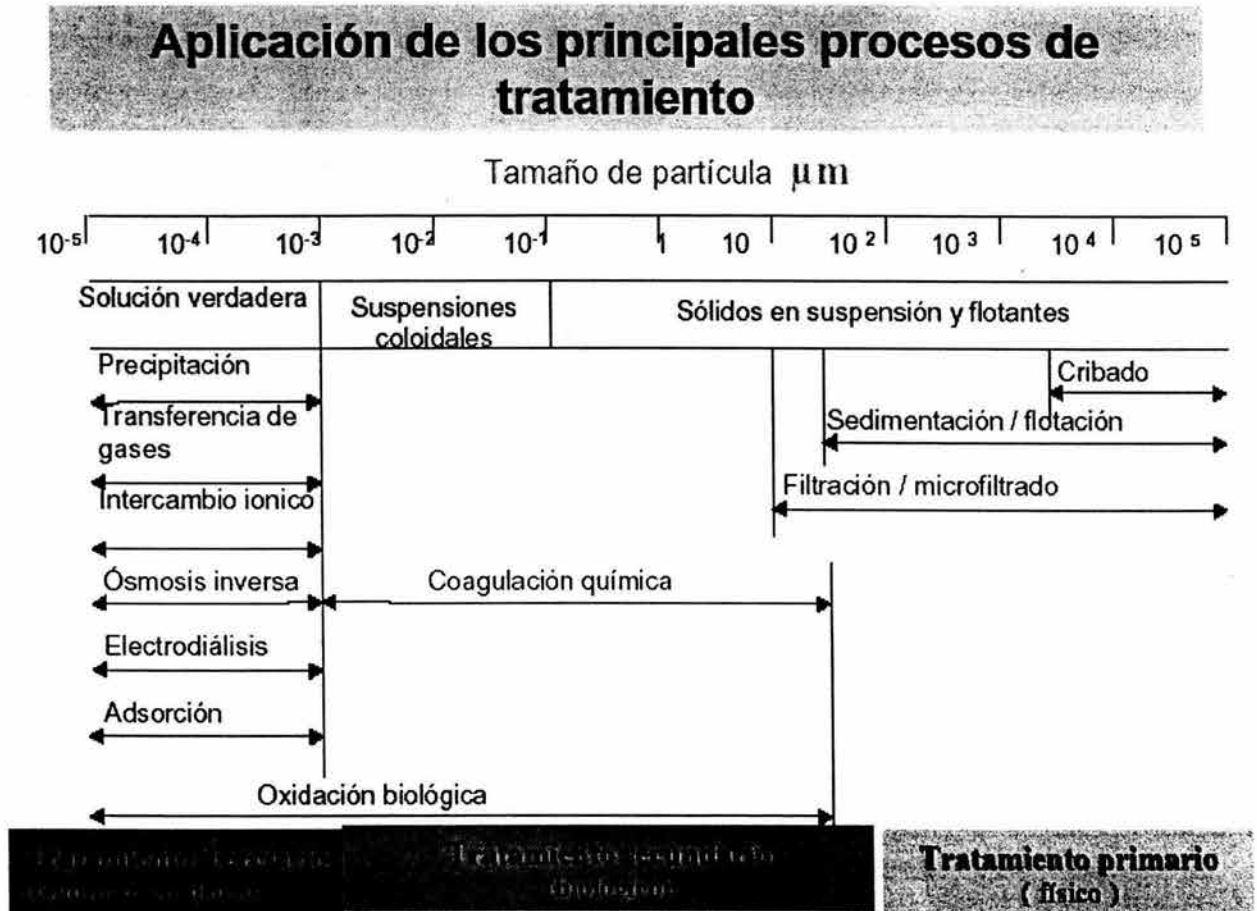
La opción de las operaciones para el tratamiento de agua depende de la calidad y variabilidad de la crudeza del agua y los objetivos para el tratamiento, cada una puede variar por industrias.

Las operaciones unitarias pueden ser incorporadas dentro de una planta de tratamiento son listados, a continuación se mencionan algunas:

- Carbón activado,
- Aeración,
- Flotación aérea,
- Tratamientos biológicos,
- Mezcladores,
- Coagulantes,
- Desinfección,
- Filtración,
- Floculación,
- Fluorización,
- Intercambio iónico,
- Tubería, canales y otros conductos,
- Precloración o pre-oxidación,
- Recarbonación,
- Ósmosis inversa y electro diálisis,
- Racks,
- Sedimentación,
- Ablandadores,
- Super clorinación,
- Estabilización del agua.

No todos de estos procesos de tratamiento pueden ser requeridos en los tratamientos del agua. Esto es usualmente mas que un proceso o combinación de procesos que pueden ser usados para dichos propósitos. La eficiencia de una simple operación unitaria puede ser significativamente influenciado por operaciones para vapor. Los procesos de tratamiento de agua son clasificados acorde al grado de contaminante a quitar.

En el siguiente diagrama se muestran los tipos de aplicación de procesos de tratamiento de agua dependiendo del tamaño de la partícula, y nos indica si son tratamientos primarios, secundarios o terciarios.



En la siguiente tabla se muestran los contaminantes del agua y la efectividad de los procesos de tratamiento.

Tabla 2.1 Efectividad general de procesos de tratamiento de agua para remoción de contaminantes³⁵

Categoría de contaminante	A	B	C	Inter. ionico		Procesos de memb.			I	SH adsorción		
				D	E	F	G	H		J	K	L
<i>A. Contaminantes primarios</i>												
1. Microbianos y turbiedad												
<i>Giardia lamblia</i>	P	B-E	B-E	P	P	E	E	--	E	J	P	P-J
Legionella	P	B-E	B-E	P	P	E	E	--	E	J	P	P-J
Coliformes totales	P	B-E	B-E	P	P	E	E	--	E	J	P	P-J
Turbiedad	P	E	B	J	P	E	E	--	P	J	P	P-J
Virus	P	B-E	B-E	P	P	E	E	--	E	J	P	P-J
2. Inorgánicos												
Arsénico (+3)	P	J-B	J-B	B-E	P	J-B	--	J-B	P	J-B	P-J	B-E
Arsénico (+5)	P	B-E	B-E	B-E	P	B-E	--	B-E	P	J-B	P-J	E
Asbestos	P	B-E	--	--	--	--	--	--	P	--	--	--
Bario	P	P-J	B-E	P	E	E	--	B-E	P	P	P	P
Cadmio	P	B-E	E	P	E	E	--	E	P	P-J	P	P
Cromo (+3)	P	B-E	B-E	P	E	E	--	E	J	J-B	J	P
Cromo (+6)	P	P	P	E	P	B-E	--	B-E	P	J-B	J	P
Cianuro	P	--	--	--	--	B	--	B	E	--	--	--
Fluoruro	P	J-B	P-J	P-J	P	E	--	E	P	B-E	P	E
Plomo	P	E	E	P	J-B	E	--	E	P	J-B	P-J	P
Mercurio (inorgánico)	P	J-B	J-B	P	J-B	J-B	--	J-B	P	J-B	P-J	P
Níquel	P	J-B	E	P	E	E	--	E	P	J-B	P-E	P
Nitrato	P	P	P	B-E	P	B	--	B	P	P	P	P
Nitrito	J	P	P	B-E	P	G	--	G	B-E	P	P	P
Radio-226, -228	P	P-J	B-E	P	E	E	--	B-E	P	P-J	P	P-J
Selenio (+4)	P	J-B	J	B-E	P	E	--	E	P	P	P	B-E
Selenio (+6)	P	P	P	B-E	P	E	--	E	P	P	P	B-E
3. Orgánicos												
VOCs	B-E	P	P-J	P	P	J-E	J-E	J-E	P-B	J-E	P-B	P
SOCs	P-J	P-B	P-J	P	P	J-E	J-E	J-E	P-B	J-E	P-E	P-B
Pesticidas	P-J	P-B	P-J	P	P	J-E	J-E	J-E	P-B	B-E	B-E	P-B
THMs	B-E	P	P	P	P	J-B	J-B	J-B	P-B	J-E	P-J	P
THM precursores	P	J-B	P-J	J-B	--	B-E	J-E	B-E	J-B	J-E	P-J	P-J
Hepatoxinas y neurotoxinas a partir de algas verdeazules	P	P	P	--	--	--	--	--	P*	E	P	--
<i>B. Contaminantes secundarios</i>												
Dióxido de carbono	B-E	P-J	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Cloro	P	P	J-B	J-B	P	B-E	P	B-E	P	P	P	--
Color	P	J-B	P-B	P-B	--	--	--	--	J-E	E	B-E	B
Cobre	P	B	P	P	J-B	E	--	E	P-J	J-B	P	--
Dureza	P	P	P	P	E	E	B-E	E	P	P	P	P
Sulfuro de hidrógeno	J-E	P	P	P	P	P	P	P	J-E	J-B	P	P
Hierro	J-B	J-E	P	P	B-E	B-E	B	B-E	B-E	P	P	P
Manganeso	P-J	J-E	P	P	B-E	B-E	B	B-E	J-E	P	P	P
Metano	B-E	P-E	P	P	P	P	P	P	P	J-E		P
Sulfato	P	P	B-E	B-E	P	E	P	E	P	P	P	B-E
Sabor y olor	J-E	P-J	P-B	P-B	--	--	--	--	J-E	B-E	B-E	P-J
TOC	J	P-J	--	--	B-E	E	--	E	P	--	--	--
Sólidos totales disueltos	P	P	P	P	P	B-E	P-J	B-E	P	P	P	P
Zinc	P	J-B	P	P	B-E	E	--	E	P	--	--	--
<i>C. Contaminantes propuestos</i>												
Aluminio	P	J	P	P	B-E	E	--	E	P	--	--	--
Bioproductos de desinfección	--	P-E	P-J	P-J	--	P	J-B	J-B	J-B	J-E	P-B	--
Radon	B-E	P	P	P	P	P	P	P	P	E	P-J	P
Plata	J-B	B-E	P	B	--	--	--	P	J-B	P-J	--	--
Uranio	P	B-E	B-E	E	B-E	E	--	E	P	J	P-J	B-E

En donde:

Proceso	Nombre del proceso
A	Aeración y aspersión
B	Procesos de coagulación, sedimentación y filtración
C	Ablandamiento por cal
D	Intercambio iónico (anion)
E	Intercambio iónico (cation)
F	Osmosis inversa
G	Ultrafiltración
H	Electrodialisis
I	Oxidación, desinfección química
J	Carbón activado granular
K	Carbón activado pulverizado
L	Alumina activada

P, pobre (0 – 20% de remoción)

J, justo (20 – 60% de remoción)

B, bueno (60 – 90% de remoción)

E, excelente (90 – 100% de remoción)

–, no aplicable/ datos insuficientes

*, con ozono como oxidante

2.2 OPERACIONES UNITARIAS PARA AGUAS DE DESECHO

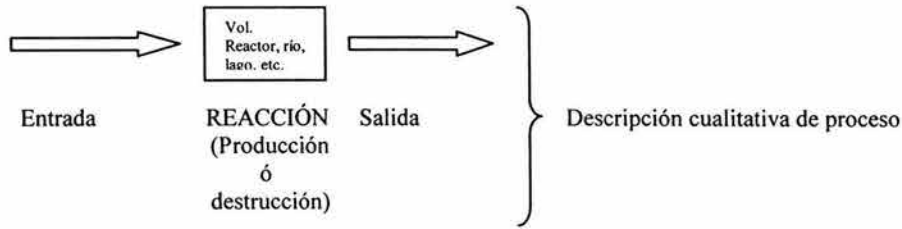
Las aguas de desecho son normalmente tratados por una combinación de operaciones químico-físico y biológicos. A continuación se enlistan las siguientes operaciones de tratamiento físico-químico.

Tratamiento de carbón activado
 Flotación aérea
 Tratamiento biológico aeróbico
 Tratamiento biológico anaerobio
 Mezcladores químicos
 Coagulación
 Desinfección
 Ecuilización
 Filtración
 Floculación
 Incineración
 Membranas
 Neutralización
 Tuberías, canales y otros conductos
 Recarbonación
 Racks
 Sedimentación
 Concentración de lodos
 Ultra filtración

3. BALANES DE MASA Y REGÍMENES DE FLUJOS HIDRÁULICOS

Hay un gran número de diferentes notaciones usadas en libros y en la literatura para describir los balances de masa. Cada método; por supuesto, llegan a la misma ecuación diferencial.

Los balances de masa son aplicados a ríos, lagos, o en tratamientos, donde el problema es encontrar la concentración de una sustancia en un determinado lugar o su velocidad cambia en una sección. Variando grados de complejidad se encuentran mas parámetros que son introducidos y que varían con el tiempo. A menudo no es necesario considerar la variación con el tiempo.



La reacción de una sustancia en cuestión puede ser destruida o producida causada por fenómenos químicos, bioquímicas, o físicos (tal como la temperatura). Durante el tiempo que reside la sustancia en el volumen, esta es expuesta al mecanismo de reacción, produciendo una alteración a la concentración. La siguiente expresión describe esta situación.

$$\text{ENTRADA} - \text{SALIDA} + \text{GENERACIÓN} = \text{ACUMULACIÓN}$$

En esta expresión la entrada-salida se refiere al transporte neto de la sustancia en un reactor, la generación se refiere a la cantidad neta de producción o destrucción de la reacción del proceso físico, y la acumulación es la cantidad es el resultado final.

3.1 SISTEMAS DE BALANES DE MATERIA

Las operaciones individuales son reunidas para formar una serie de tratamiento completa. Adición química, retiro de lodos, reciclado de fluidos y transformaciones químicas y biológicas que causan los líquidos o sólidos para diferir en varias locaciones dentro de la planta de tratamiento.

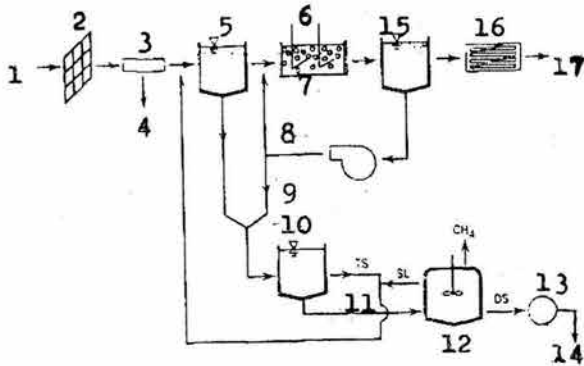
Para caracterizar el sistema, la función de cada operación individual, incluyendo cada una de sus entradas y salidas deben ser conocidas.

Para que se realice un ejercicio de balance de materiales no es necesario conocer el tiempo u otras características de unidades, el proceso es mejor ilustrado en el siguiente ejercicio:

Ejemplo Balance de masa

El problema es encontrar las velocidades del flujo y concentraciones de los sólidos en todas las locaciones dentro de una planta de agua de desecho con lodo activado como se ilustra en la figura 3.1.

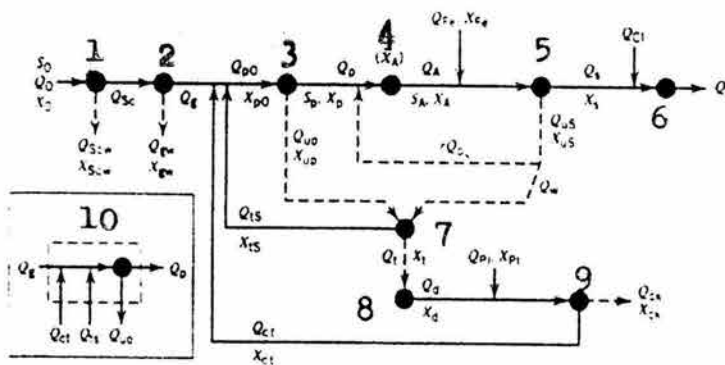
Figura 3.1 Planta de lodos activados para tratamiento de aguas residuales domesticas.



En donde:

1. Flujo
2. Rack
3. Tanque desarenador
4. Desechos de arena
5. Clarificador primario
6. Aire
7. Depósito de aeración
8. Retorno de lodos
9. Desechos de lodos
10. Espesador
11. Espesador de lodos
12. Digestor anaeróbico
13. Filtro
14. Salida da lodo.

Figura 3.2 Diagrama de flujo de balance de materiales para una planta de tratamiento de aguas residuales por lodos activados.



En donde:

1. Filtros
2. Tanque desarenador
3. Depósito primario de sedimentación
4. Depósito de aeración

5. Depósito secundario de sedimentación
6. Depósito de desinfección
7. Espesador
8. Digestor anaeróbico
9. Centrifuga
10. Depósito primario de sedimentación.

La definición de símbolos en la figura 3.2 es como sigue, la lista es arreglada conforme a la secuencia del tratamiento a través de la planta.

S_0	Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico (BOD)
Q_0	Velocidad de flujo
X_0	Concentración de sólidos suspendidos (SS), excluyendo granos y arena
Q_{sc}	Flujo después del tamiz
Q_{scw}	Flujo volumétrico del filtrado
X_{scw}	Concentración (densidad) de los granos
Q_g	Velocidad del flujo después del tanque desarenador
Q_{gw}	Velocidad volumétrica del retiro de arenisca
X_{gw}	Concentración (densidad) de la arena colectada en el tanque desarenador
Q_{p0}	Velocidad total de flujo dentro del depósito primario de sedimentación
X_{p0}	Concentración de sólidos suspendidos del afluente en el depósito primario de sedimentación
Q_p	Velocidad de flujo del clarificador sobrenadante de depósito primario de sedimentación
X_p	Concentración de sólidos suspendidos de el clarificador sobrenadante del depósito primario de sedimentación
S_p	Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico en el afluente del depósito primario de sedimentación
Q_{up}	Velocidad de flujo subterráneo del depósito primario de sedimentación
X_{up}	Concentración de sólidos suspendidos en el flujo subterráneo desde el depósito primario de sedimentación
Q_A	Velocidad del flujo subterráneo desde la aeración (depósito de lodo activado)
X_A	Velocidad de flujo del efluente de la aeración (depósito de lodo activado)
S_A	Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico en el afluente desde el depósito de aeración
Q_S	Velocidad del flujo del clarificador sobrenadante del depósito secundario de sedimentación
X_S	Concentración de SS del clarificador sobrenadante del depósito secundario de sedimentación
Q_{uS}	Velocidad del flujo subterráneo del depósito secundario de sedimentación
X_{uS}	Concentración de SS en el flujo subterráneo del depósito secundario de sedimentación
r	Radio del flujo reciclado desde el flujo subterráneo del depósito secundario al primario de sedimentación
Q_{Fe}	Velocidad de flujo de la alimentación química para el cloruro ferrico
X_{Fe}	Concentración de SS en el cloruro ferrico en la alimentación química
Q_{Cl}	Velocidad del flujo del gas de la alimentación química para el cloro
Q_f	Velocidad del flujo desde el depósito de desinfección
Q_w	Velocidad de flujo de desperdicio del lodo activado desde el flujo subterráneo del depósito secundario de sedimentación
Q_t	Velocidad del flujo del flujo subterráneo desde el espesador de lodos
X_t	Concentración de SS en el flujo subterráneo desde el espesador de lodos
Q_{tS}	Velocidad del flujo del sobrenadante desde el espesador de lodos
X_{tS}	Concentración de SS en el sobrenadante desde el espesador de lodos
Q_d	Velocidad del flujo desde el flujo subterráneo del digestor anaerobio
X_d	Concentración de SS en el flujo subterráneo desde el digestor anaerobio
Q_{pl}	Flujo de alimento químico para acondicionar el polímero para el centrifugo
X_{pl}	Concentración de SS en la alimentación de polímetro químico
Q_{ck}	Remoción volumétrica de la torta desde la centrifuga
X_{ck}	Concentración de SS en la torta desde la centrifuga
Q_{ct}	Velocidad del flujo del centro de la centrifuga
X_{ct}	Concentración de SS en el centro desde la centrifuga

La información es la siguiente:

$$Q_0 = 437 \text{ ML/d (115.5 Mgal/d)} \quad S_0 = 320 \text{ mg/L} \quad X_0 = 330 \text{ mg/L}$$

S_0 y X_0 no incluyen material que puede ser removido por filtros o en el tanque desarenador.

Filtros: La cantidad de filtrados colectados es de $0.005 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^3$ ($67 \text{ ft}^3/100 \text{ Mgal}$)

Tanque desarenador: La cantidad de arena colectada es de $0.008 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^3$ ($107 \text{ ft}^3/100 \text{ Mgal}$)

Depósito primario de sedimentación: Los sólidos suspendidos removidos son de 55%

La concentración de demanda de oxígeno bioquímico removido es de 35%

La concentración del flujo subterráneo de los sólidos suspendidos es de 3.8%

Depósito de aeración de lodo activado: Afluente soluble de BOD es de 5 mg/L.

El rendimiento de SS netos basados en la afluente de BOD y el afluente soluble de BOD es 0.65 mg de SS producidos/ mg de BOD removido.

La concentración de SS en el deposito de aeración es de 2000 mg/L.

Deposito secundario de sedimentación: El hierro es adicionado al afluente del clarificador a 5 mg/L como Fe. El coagulante es FeCl_3 . La solución de alimentación del FeCl_3 es 20% de peso. El flujo subterráneo clarificado (afluente)

de este depósito contiene 10 mg/L de SS.

El flujo subterráneo contiene 4.5% de SS.

Desinfección: El gas del cloro es adicionado como una dosis de 1.5 mg/L.

Digestor anaerobio: La reducción de SS de 55% es conseguida.

Centrífuga: 9 Kg de polímero son adicionados por cada tonelada de sólidos. La solución de polímetro alimentada contiene 80 g/L de polímetro.

Captura el 97.5% de los sólidos

La torta de sólidos suspendidos es de 32%.

Por conveniencia, se asume que la gravedad específica de los SS es de 1.00. El error asociado a esto es muy pequeño con esto asumido. También es asumido que el BOD no es soluble en el digestor anaerobio. De igual manera también es asumido que el espesador sobrenadante y es centro de la centrifuga no contienen BOD soluble. Los únicos puntos en donde el BOD se transforman ocurre después del clarificador primario y el deposito de aeración.

La concentración de los sólidos en los depósitos de aeración es asumida que es uniforme.

Líquidos, sólidos y balances de sustratos pueden ser escritos en cada nodo del sistema.

Procediendo primero con los equilibrios de los flujos líquidos:

Filtros:

$$Q_o = Q_{sc} + Q_{scw} \quad \text{i}$$

Tanque desarenador:

$$Q_{sc} = Q_g + Q_{gw} \quad \text{ii}$$

Deposito primario de sedimentación:

$$Q_g + Q_{ct} + Q_{ts} = Q_p + Q_{up} \quad \text{iii}$$

$$Q_g + Q_{ct} + Q_{ts} = Q_{po} \quad \text{iv}$$

Deposito de lodo activado (aeración):

$$Q_p + rQ_p = Q_a \quad \text{v}$$

Deposito secundario de sedimentación:

$$Q_A + Q_{fe} = Q_s - Q_{us} \quad \text{vi}$$

$$Q_{us} = Q_w + rQ_p \quad \text{vii}$$

Deposito de desinfección:

$$Q_s + Q_{Cl} = Q_f \quad \text{viii}$$

Q_{Cl} es la velocidad del flujo del gas no afecta la velocidad del fluido líquido. Entonces esta ecuación se simplifica a:

Espesador: $Q_s = Q_f \quad \text{viii}$

$$Q_{up} + Q_w = Q_{ts} + Q_t \quad \text{ix}$$

Digestor anaerobio:

$$Q_t = Q_d \quad \text{x}$$

Centrífuga:

$$Q_d + Q_{pl} = Q_{ck} + Q_{ct} \quad \text{xi}$$

Estos balances para líquidos para cada operación unitaria, pueden ser usados para todos los líquidos del proceso. Esta ecuación no es una relación independiente de las anteriores ecuaciones; estas pueden ser construidas desde una unidad de balance individual.

Hay 22 variables en las ecuaciones anteriores. Q_{Cl} fue eliminado y solo una de las variables Q_o ha sido especificada. Se necesitan mas ecuaciones. Los balances de los sólidos y sustratos ahora son formulados.

Filtros

La velocidad volumétrica de recaudación del filtrado se ha dado., Por eso el filtrado colectado será calculado en bases volumétricas con $X_{Scw} = 0.005 \text{ m}^3 / 1000\text{m}^3$. Nótese que los filtrados no son incluidos en la concentración del afluente sólido.

$$Q_o X_{Scw} = Q_{Scw} \quad \text{xii}$$

Tanque desarenador

Como los filtrados, la arena no esta incluida en la concentración del afluente de sólido y la concentración de arena removida es $X_{gw} 0.008\text{m}^3/1000\text{m}^3$ en bases volumétricas

$$Q_{Sc} X_{gw} = Q_{gw} \quad \text{xiii}$$

Deposito primario de sedimentación

Balances de sólidos

En X_o no se ha dado ningún cambio en las primeras dos operaciones.

$$Q_g X_o + Q_{ct} X_{ct} + Q_{ts} X_{ts} = Q_p X_p + Q_{up} X_{up} \quad \text{xiv}$$

$$Q_g X_o + Q_{ct} X_{ct} + Q_{ts} X_{ts} = Q_{p0} X_{p0} \quad \text{xv}$$

El radio para el clarificador primario ha sido especificado., Y será representado por R_p .

$$(Q_p X_p / Q_{p0} X_{p0}) = R_p \quad \text{xvi}$$

Balance del sustrato

No ha tenido cambio en la concentración de BOD en las primeras dos operaciones. Entonces se asume que no hay BOD en Q_t ó Q_d s. El factor de reducción para el BOD en el clarificador primario es $f_{pBOD} = 0.35$. El BOD en el flujo subterráneo del clarificador primario es ignorado. Entonces el balance del sustrato es

$$Q_g S_0 = Q_p S_p + f_{pBOD} Q_g S_0 \quad xvii$$

El ultimo termino en la ecuación xvii describe la remoción de BOD en el clarificador primario.

Deposito de lodo activado en la aeración

Balance de sólidos

Ahí es la generación de sólidos en el deposito de aeración que será determinado con ΔX en el balance de masa.

$$Q_p X_p + r Q_p X_u S + \Delta X = Q_A X_A \quad xviii$$

Balance del sustrato

El balance del sustrato para el deposito de aeración incluye el termino ΔS para la remoción de BOD.

$$Q_p S_p + r Q_p S_A = Q_A S_A + \Delta S \quad xix$$

Para determinar ΔX en la ecuación xviii, el producto neto (designado como Y) es introducido en la información dada. El producto neto es basado en la remoción de BOD en el deposito de aeración.

$$\Delta X = Y \Delta S \quad xx$$

Depósito secundario de sedimentación

La velocidad de la cantidad de la dosis del $FeCl_3$ es definido como D_{Fe} .

$$(Q_{Fe} X_{Fe}) / Q_A = D_{Fe} \quad xxi$$

El ion Fe^{3+} será transformado por una reacción química para ser $Fe(OH)_3$. X'_{Fe} es usada para designar $Fe(OH)_3$.

$$Q_A X_A + Q_{Fe} X'_{Fe} = Q_S X_S + Q_u S X_u S \quad xxii$$

No hay cambio en la concentración de los solidos en donde $Q_u S$ se divide en Q_p y Q_w .

Depósito de desinfección

Aquí no hay cambio de la concentración de los sólidos suspendidos en el depósito de desinfección porque el cloro es un gas soluble. Una pequeña cantidad de BOD será oxidada por el cloro por lo tanto esto no es de importancia.

Espesador

El radio de captura para el espesador es definido como C_t .

$$Q_{up} X_{up} + Q_w X_u S = Q_t S X_t S + Q_t X_t \quad xxiii$$

$$(Q_t X_t) / (Q_w X_u S + Q_{up} X_{up}) = C_t \quad xxiv$$

Digestor anaeróbico

La reducción de sólidos en el digestor anaeróbico ha sido especificada. El factor f_{AD} , será usado para describir la cantidad de la reducción de sólidos en el digestor.

$$Q_t X_t = Q_d X_d + f_{AD} Q_t X_t \quad xxv$$

Centrífuga

La velocidad de dosificación para el polímero es definida como D_{pl} . El radio de captura para la centrífuga es definido como C_c .

$$(Q_{pl}X_{pl}) / (Q_dX_d) = D_{pl} \quad \text{xxvi}$$

$$Q_dX_d + Q_{pl}X_{pl} = Q_{ck}X_{ck} + Q_{ct}X_{ct} \quad \text{xxvii}$$

$$(Q_{ck}X_{ck}) / (Q_dX_d + Q_{pl}X_{pl}) = C_c \quad \text{xxviii}$$

Aquí hay 21 variables nuevas (incluyendo ΔS y ΔX) en las 17 ecuaciones anteriores (ecuaciones xii-xxviii). Sin embargo, 13 de esas variables son especificadas en la información proporcionada. Hay en total 28 variables desconocidas e igual número de ecuaciones, entonces el sistema es determinada.

Los sólidos removidos en los filtros y el desarenador son calculados de la ecuación xii:

$$Q_{Scw} = (437 * 10^3 \text{ m}^3/1000\text{m}^3) = 2.19 \text{ m}^3/\text{d} = 77 \text{ ft}^3/\text{d}$$

Usando la ecuación i:

$$Q_{Sc} = 437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d} - 2.19 \text{ m}^3/\text{d} = 437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

De la ecuación xiii:

$$Q_{gw} = (437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}) * (0.008 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^3) = 3.50 \text{ m}^3/\text{d} (124 \text{ ft}^3/\text{d})$$

Usando la ecuación ii:

$$Q_g = 437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d} - 2.19 \text{ m}^3/\text{d} = 437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

Las ecuaciones pueden ser resueltas algebraicamente o se pueden resolver haciendo una iteración. El último método es escogido aquí.

Los sólidos que se encuentran en el vapor principal son removidos en los clarificadores primarios y secundarios. El sustrato en el afluente es removido en los depósitos de aeración. Este fenómeno se usará para derivar los primeros estimados de los flujos desconocidos. En el primer clarificador, 55% de los sólidos suspendidos son removidos. El primer estimado del flujo subterráneo de este clarificador puede ser basado en el afluente de la concentración de sólidos. De las ecuaciones xv y xvi e ignorando Q_{ct} y Q_{ts} en la ecuación xv.

$$\begin{aligned} \text{Sólidos suspendidos removidos en el clarificador primario} &= 0.55 (437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}) (330 \text{ mg/L}) (1000\text{L}/\text{m}^3) (1 \text{ Kg}/10^6\text{mg}) \\ &= 79315 \text{ Kg}/\text{d} = 174800 \text{ lb}/\text{d} \end{aligned}$$

El contenido de los sólidos en el flujo subterráneo desde el clarificador es de 3.8% o 38 g/L basados en una gravedad específica de 1.00 para los sólidos. Q_{up} pueden ser calculado directamente por:

$$Q_{up} = [(79315 \text{ Kg}/\text{d}) / (0.038 \text{ Kg/L})] * 1 \text{ m}^3/1000\text{L} = 2087 \text{ m}^3/\text{d} = 0.551 \text{ Mgal}/\text{d}$$

Ahora Q_p puede ser calculado por la ecuación iii:

$$Q_p = Q_g - Q_{up} = 437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d} - 2087 \text{ m}^3/\text{d} = 434.9 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

El contenido de sólidos en el afluente de Q_p del primer clarificador es

$$X_p = (1 - R_p)X_0 = (1 - 0.55) (330 \text{ mg/L}) = 149 \text{ mg/L}$$

El sustrato contenido en el afluente en Q_p desde el clarificador primario es encontrado desde la ecuación xvii

$$S_p = [(1 - f_p)Q_gS_0 / Q_p] = [1 - 0.35] (437 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d}) (320 \text{ mg/L}) / 434.9 * 10^3 \text{ m}^3/\text{d} = 209 \text{ mg/L}$$

En las ecuaciones de los depósitos de aeración, las incógnitas son r , ΔX , Q_A , y ΔS . La única fuente de BOD_5 es el afluente en el depósito de aeración y la concentración final de BOD_5 desde los depósitos de aeración son de 5 mg/L. Por consiguiente, usando las ecuaciones v y xix,

$$\Delta S = Q_p(S_p - S_A) = (434.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(209 \text{ mg/L} - 5 \text{ mg/L})(103 \text{ L/m}^3)(1 \text{ Kg}/10^6 \text{ mg}) = 88719 \text{ Kg/d}$$

Ahora la ecuación xx puede ser usada para encontrar ΔX : Entonces las ecuaciones xviii y v pueden ser resueltas juntas para encontrar r y Q_A . Para ΔX ,

$$\Delta X = Y \Delta S = 0.65 (88719 \text{ Kg}/8 \text{ d}) = 57667 \text{ Kg/d}$$

Combinando las ecuaciones xviii y v:

$$Q_p X_p + r Q_p X_{uS} + \Delta X = (1 - r) Q_p X_A$$

El flujo subterráneo del clarificador secundario, X_{uS} viene siendo como 7500 mg/L (0.75%) y los depósitos de aeración de la concentración de los sólidos suspendidos (X_A) vienen siendo como 2000 mg/L.

$$\begin{aligned} r &= [Q_p(X_p - X_A) + \Delta X] / [Q_p(X_A - X_{uS})] \\ &= [(434.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(149 \text{ mg/L} - 2000 \text{ mg/L})(1000 \text{ L/m}^3)(1 \text{ Kg}/10^6 \text{ mg}) + 57667 \text{ Kg/d}] / [(434.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(2000 \text{ mg/L} - 7500 \text{ mg/L})(1000 \text{ L/m}^3)(1 \text{ Kg}/10^6 \text{ mg})] = 0.31 \end{aligned}$$

De la ecuación v,

$$Q_A = (1 + r) Q_p = (1 + 0.31)(434.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d}) = 570.8 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

La concentración del ion Fe^{3+} en el afluente del clarificador secundario es de 5 mg/L. La cantidad de $FeCl_3$ adicionado será de 14.5 mg/L. La concentración de $FeCl_3$ en la alimentación del caudal es 0.20 Kg/L. Q_{Fe} puede ser determinada por la ecuación xxi.

$$Q_{Fe} = (D_{Fe} Q_A) / X_{Fe} = [(14.5 \text{ mg/L})(570.8 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})] / [0.20 \text{ Kg/L}(10^6 \text{ mg/Kg})] = 41.4 \text{ m}^3/\text{d}$$

$FeCl_3$ reaccionará para formar $Fe(OH)_3$. El $Fe(OH)_3$ formado es X'_{Fe} en la ecuación xxii, puede ser considerado para el afluente sólido en el clarificador secundario. Para cada 14.5 mg/L de $FeCl_3$, 9.6 mg/L de $Fe(OH)_3$ será formado.

Las ecuaciones vi y xxii pueden ser combinadas para resolver Q_s y Q_{uS} . X_s es especificado como 10 mg/L.

$$Q_A X_A + Q_{Fe} X'_{Fe} = (Q_A + Q_{Fe} - Q_{uS}) X_s + Q_{uS} X_{uS}$$

Esta ecuación puede reestructurarse para resolver Q_{uS} .

$$\begin{aligned} Q_{uS} &= [(Q_A(X_A - X_s) + Q_{Fe}(X'_{Fe} - X_s))] / (X_{uS} - X_s) \\ &= [(570.8 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(2000 \text{ mg/L} - 10 \text{ mg/L}) + (41.4 \text{ m}^3/\text{d})(9.6 \text{ mg/L} - 10 \text{ mg/L})] / (7500 \text{ mg/L} - 10 \text{ mg/L}) \\ &= 151.7 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d} \end{aligned}$$

De las ecuaciones vi y vii,

$$Q_s = Q_A + Q_{Fe} - Q_{uS} = (570.8 \cdot 10^3 + 41.4 - 151.7 \cdot 10^3) \text{ m}^3/\text{d} = 419.1 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_w = Q_{uS} - r Q_p = [151.7 \cdot 10^3 - (0.31)(434.9 \cdot 10^3)] \text{ m}^3/\text{d} = 16.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$$

El flujo de la planta de tratamiento, Q_f es igual a Q_s por la ecuación viii y es $419.1 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d}$.

La dosis del Cl_2 es de 1.5 mg/L, la velocidad del flujo del gas del Cl_2 puede ser calculado.

Aplicando la ecuación xxiv, $Q_t X_t$ puede ser encontrado.

$$\begin{aligned} Q_t X_t &= C_t(Q_w X_{uS} + Q_{up} X_{up}) \\ &= 0.85[(16.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(7500 \text{ mg/L}) + (2087 \text{ m}^3/\text{d})(38000 \text{ mg/L})](10^3 \text{ L/m}^3)(1 \text{ Kg}/10^6 \text{ mg}) \\ &= 175.1 \cdot 10^3 \text{ Kg/d} \end{aligned}$$

El espesador del flujo subterráneo es determinado usando $X_t = 0.045 \text{ Kg/L}$ (4.5%).

$$Q_t = (Q_t X_t) / X_t = [(175.1 \cdot 10^3 \text{ Kg/d})(1 \text{ m}^3/1000 \text{ L})] / 0.045 \text{ Kg/L} = 3891 \text{ m}^3/\text{d}$$

Q_t es también velocidad de flujo del digestor anaeróbico acorde con la ecuación x.

El flujo sobrenadante del espesador es (ecuación ix):

$$\begin{aligned} X_{tS} &= (Q_{up} X_{up} + Q_w X_{uS} - Q_t X_t) / Q_{tS} \\ &= [(2087 \text{ m}^3/\text{d})(38000 \text{ mg/L}) + (16.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d})(7500 \text{ mg/L}) - (3891 \text{ m}^3/\text{d})(45000 \text{ mg/L})] / 15.1 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{d} \\ &= 2050 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

La carga del rendimiento del digestor anaerobio es (ecuación xxv):

$$Q_d X_d = (1 - f_{AC}) Q_t X_t = (1 - 0.55)(175.1 \cdot 10^3 \text{ Kg/d}) = 78795 \text{ Kg/d}$$

La concentración de sólidos en el afluente desde el digestor es

$$X_d = Q_d X_d / Q_d = (78795 \text{ Kg/d}) / (3891 \text{ m}^3/\text{d}) = 20.3 \text{ Kg/m}^3 = 20.3 \text{ g/L}$$

El polímero es aplicado a 9 Kg/Ton de sólidos (D_p). La velocidad de aplicación del polímero (A_{pl}) a ser adicionado al flujo de 392 m^3/d desde el digestor conteniendo 79380 Kg de sólidos es

$$A_{pl} = (78795 \text{ Kg/d})(1 \text{ Ton} / 1000 \text{ Kg})(9 \text{ Kg/ ton}) = 709 \text{ Kg/d}$$

El flujo de la alimentación del polímero es (ecuación xxvi),

$$\begin{aligned} Q_{pl} &= (D_p Q_d X_d / X_{pl}) = [(9 \text{ Kg/Ton})(3891 \text{ m}^3/\text{d})(20.3 \text{ Kg/m}^3)(1 \text{ Ton}/1000 \text{ Kg})] / [80 \text{ g/L}(1000 \text{ L/m}^3)(1 \text{ Kg}/1000 \text{ g})] \\ &= 8.9 \text{ m}^3/\text{d} \end{aligned}$$

La ecuación xxviii es usada para encontrar el rendimiento de la torta del centrífugo $Q_{ck} X_{ck}$

$$\begin{aligned} Q_{ck} X_{ck} &= C_c(Q_d X_d + Q_{pl} X_{pl}) \\ &= 0.975[(3891 \text{ m}^3/\text{d})(20.3 \text{ g/L}) + (8.9 \text{ m}^3/\text{d})(80 \text{ g/L})](1000 \text{ L/m}^3)(1 \text{ kg}/1000 \text{ g}) \\ &= 77707 \text{ Kg/d} \end{aligned}$$

La velocidad volumétrica de la producción de la torta es

$$Q_{ck} = (Q_{ck} X_{ck}) / X_{ck} = (77707 \text{ Kg/d} / 0.32 \text{ Kg/L})(1 \text{ m}^3 / 1000 \text{ L}) = 243 \text{ m}^3/\text{d}$$

Usando la ecuación xi Q_{et} puede ser determinada como

$$Q_{et} = Q_d + Q_{pl} - Q_{ck} = (3891 + 8.9 - 243) \text{ m}^3/\text{d} = 3657 \text{ m}^3/\text{d}$$

La ecuación xxvii puede ser usada para encontrar la concentración de los sólidos en Q_{ct}

$$X_{ct} = (Q_d X_d + Q_{pl} X_{pl} - Q_{ck} X_{ck}) / Q_{ct}$$

$$= [(3891 \text{ m}^3/\text{d})(20.3 \text{ Kg/m}^3) + (8.9 \text{ m}^3/\text{d})(80 \text{ Kg/m}^3) - (243 \text{ m}^3/\text{d})(320 \text{ kg/m}^3)] / 3657 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$= 0.53 \text{ Kg/m}^3 = 530 \text{ mg/L}$$

Los primeros estimados de todas las cantidades son ahora completadas. Por fin la otra iteración muestra ser realizada usando los valores obtenidos para el espesador y el sobrenadante de la centrífuga y sus respectivas concentraciones de sólidos suspendidos para obtener la mejor exactitud.

Examinando las velocidades de los flujos y las concentraciones de los sólidos del sistema se muestran en la siguiente tabla. Se puede apreciar que los flujos subterráneos desde el clarificador son pequeños a comparación con la corriente principal del arroyo. En la primera iteración, se obtiene una buena aproximación para ignorar los ajustes en el principal flujo líquido que resulto de estas deducciones.

Flujo m ³ /d	Sólidos suspendidos mg/L	Flujo m ³ /d	SS mg/L	Flujo m ³ /d	SS mg/L
$Q_0 = 437 \cdot 10^3$	$X_0 = 330$	$Q_p = 435 \cdot 10^3$	$X_p = 149$	$Q_s = 419 \cdot 10^3$	$X_s = 10$
$Q_{scw} = 2.19$	$X_{scw}^a = 0.005$	$Q_{ts} = 15.3 \cdot 10^3$	$X_{ts} = 2036$	$Q_w = 16.9 \cdot 10^3$	
$Q_{sc} = 437 \cdot 10^3$		$Q_{ct} = 3679$	$X_{ct} = 580$	$Q_t = 3891$	$X_t = 45^b$
$Q_{gw} = 3.50$	$X_{gw}^a = 0.008$	$Q_{up} = 2087$	$X_{up} = 38^b$	$Q_d = 3891$	$X_d = 20.3^b$
$Q_g = 437 \cdot 10^3$		$Q_A = 571 \cdot 10^3$	$X_A = 2000$	$Q_{ck} = 243$	$X_{ck} = 320^b$
$Q_{p0} = 437 \cdot 10^3$	$X_{p0} = 330$	$Q_{uS} = 152 \cdot 10^3$	$X_{uS} = 7500$	$Q_{Fe} = 41.4$	$X_{Fe} = 200^b$

^a En m³ / 1000 m³

^b En g / L

4. FILTRACIÓN Y SEDIMENTACIÓN

El filtrado y la sedimentación son procesos físicos que son ampliamente incorporados en las operaciones para el tratamiento de agua, agua de desecho y escurrimiento de aguas pluviales. Las leyes básicas que gobiernan dichos procesos son físicas y mecánica de fluidos.

4.1 FILTROS Y RACKS PARA TUBERÍA

Los filtros y racks se localizan en las succiones de ríos, lagos y depósitos para tratamiento de agua o bien en las cloacas del tronco principal de descarga para una planta de tratamiento de agua de desecho. Estos son localizados antes de las bombas de aguas pluviales y estaciones de bombeo de aguas de desecho. Estos dispositivos remueven basura grande (así como trapos, sólidos, y ramas).

Los filtros grandes pueden ser instalados en forma inclinada para facilitar la remoción de basura. Las pérdidas a través de los filtros son una función de la velocidad del flujo y de los espacios de los filtros. La ecuación de Bernoulli es usada para analizar las pérdidas.

$$h_1 + (v^2 / 2g) = h_2 + (v_{sc}^2 / 2g) + \text{pérdidas}$$

En donde

v_{sc} es la velocidad del flujo a través del filtro

Las pérdidas son usualmente incorporadas en un coeficiente:

$$\Delta h = h_1 - h_2 = (1 / 2gC_d^2) (v_{sc}^2 - v^2)$$

En donde

C_d es el coeficiente de descarga (valor típico = 0.84)

Alternativamente, la ecuación de un orificio es aplicada a menudo a la velocidad a través del filtro

$$\Delta h = (v_{sc}^2 / 2g C_d^2) = (1 / 2g) ((Q/C_d A)^2)$$

En donde

Q es el flujo volumétrico

A es el área del orificio

Tabla 4.1 Características de filtros de tamiz de malla ancha⁷⁵

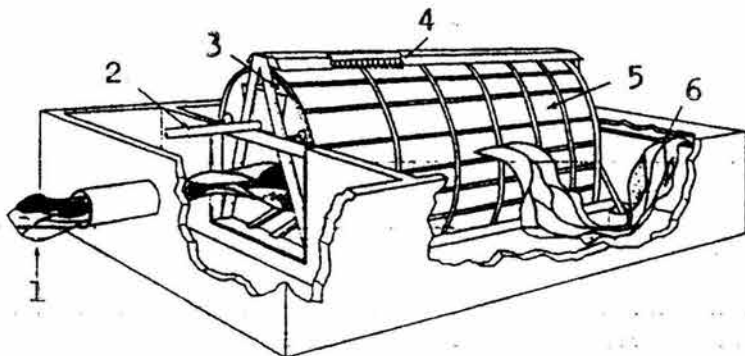
Artículo	Rango
Cantidades	
Sistema de separación de aguas Promedio	3.5 – 35 L/1000 m ³ (0.47 – 4.7 ft ³ /Mgal/d)
Factor de empaquetamiento (flujo por hora)	1:1 – 5:1
Sistema combinado de desagüe Promedio	3.5 – 84 L/1000 m ³ (0.47 – 11 ft ³ /Mgal/d)
Factor de empaquetamiento (flujo por hora)	2:1 - > 20
Contenido de sólidos	10 – 20 %
Densidad	640 – 1100 Kg/m ³ (40 – 70 lb/ft ³)
Contenido de sólidos volátiles	70 – 95 %
Valor energético	12600 KJ/Kg (5400 Btu/lb)

Tabla 4.2 Parámetros de diseño para microtamizadores⁶⁴

Artículo	Valor típico
Malla	20 – 25 μm
Sumergimiento	75 % de peso (66 % de área)
Carga hidráulica	12 – 24 m ³ /m ² /h (300 – 600 gal/ft ² /d) de area sumergida del tambor
Perdida a través de la malla (h _L)	7.5 – 15 cm (3 – 6 in)
h _L máxima	30 - 45 cm ^b (12 – 18 in)
Velocidad periférica del tambor	4.5 m/min a 7.5 cm de h _L (15 ft/min a 3 in de h _L) 40 – 45 m/min a 15 cm h _L (130 – 150 ft/min a 6 in de h _L)
Diámetro típico del tambor	3 m (10 ft)
Flujo de agua de lavado	2 % transversal a 345 KN/m ² (50 psi) 5 % transversal a 100 KN/m ² (14.5 psi)

^b Diseño típico que proporciona un sobreflujo a bypass cuando h_L excede 15 – 20 cm (6 – 8 in).

Figura 4.1 Microtamizador (Envirex)



En donde:

1. Flujo
2. Regreso de filtrado
3. A través del filtro
4. Spray
5. Rejilla
6. Flujo

4.2 SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es una separación física de material suspendida en el agua por la acción de gravedad. Esta operación es común en tratamiento de agua y se encuentran casi en todas las plantas para el tratamiento de aguas de desecho. Es menos costoso que muchas otras operaciones de tratamiento.

Ejemplo sobre sedimentación en un alcantarillado

¿Cuál es la remoción total de una suspensión en un desagüe que contiene el 76% de materia inorgánica con una gravedad específica de 2.557 y 24% de materia orgánica con una gravedad específica de 1.096 a una temperatura de 28.5°C y un flujo de inundación es 0.008 m³/m²/s ? La P₁₀ y el valor de U a 30°C para las partículas inorgánicas que se encontraron son 0.0575 mm y 1.315, respectivamente, basadas en pruebas establecidas.

De la siguiente ecuación

$$1 / R = [U / 177.88 + 44.71 U] + \{1 / \exp [(3.186 \cdot 10^{-3} U + 2.036) \ln P_{10} + \exp (\ln U + 4.627 / 2.809)]\} v_0$$

En donde:

P₁₀ es expresada en mm

v₀ está expresada en m³/m²/s

R es el porcentaje de partículas suspendidas removidas

U es el coeficiente de uniformidad

De esta ecuación la remoción total de los sólidos orgánicos suspendidos con los valores de P₁₀ y U y con una gravedad específica de 2.65 es calculado para ser de 69.3%. Para la mezcla suspendida, los sólidos removidos a 30 °C y v₀ = 0.008 m³/m²/s será

$$R = 69.3 \cdot 0.76 + 5.0 \cdot 0.24 = 53.9\%$$

La remoción de los sólidos orgánicos es de 52.7%.

Corrigiendo la velocidad de inundación a 28.5 °C y con una gravedad específica de 2.557:

$$R^{28.5}_{2.557} = 1 / [5.556 \cdot 10^{-3} + (0.828 \cdot 10^{-6} / 0.800 \cdot 10^{-6})(2.65 - 1/2.557 - 1)(0.008/0.9025)] = 65.5$$

$$R = 65.5 \cdot 0.76 = 49.8\%$$

Y la remoción total de la suspensión es 51.0%.

4.3 DISEÑO DE UN CLARIFICADOR PARA TRATAMIENTO DE AGUA Y AGUAS RESIDUALES

Los rangos de diseño para depósitos de clarificación usadas en plantas de tratamiento de aguas son muy variable dependiendo de la calidad de la crudeza del agua y el tipo de precipitado formado, cada uno es dependiente del coagulante usado y la operación del proceso de floculación. Hay gran variedad de diseños usados desde rectangulares horizontales de depósitos de flujo a circulares y clarificadores laminares. Los clarificadores de contacto sólidos incorporan coagulación, floculación, y clarificación dentro de unidades simples y son usualmente circulares. Los rangos para el diseño para diferentes configuraciones se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4.3 Clarificadores en tratamiento de aguas^{32, 4, 22}

Artículo	Valor
<i>Clarificadores rectangulares y circulares</i>	
Profundidad, m (ft)	2.4 – 4.9 (8 – 16)
Velocidad de sobre flujo, m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	20 – 70 (490 – 1720)
Velocidad de carga de la presa, m ³ /m/d (gal/ft/d)	Menos de 1250 (100000)
Longitud máxima de depósito rectangular, m (ft)	70 – 75 (230 – 250)
Diámetro máximo del depósito circular, m (ft)	38 (125)
<i>Clarificadores de contacto sobre flujo de sólidos</i>	
Profundidad, m (ft)	2.5 – 3 (8 – 10)
Velocidad de sobre flujo, m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	24 – 550 (590 – 13500)
<i>Clarificadores tubo inclinado</i>	
Longitud inclinada, m (ft)	1-2 (3.3 – 6.6)
Angulo de inclinación (°)	7 – 60
Diámetro del tubo o espacio entre platos, cm (in)	Cerca de 5 (2)
Velocidad del flujo basada en el área, m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	2 – 8 para clarificadores convencionales, 88 – 178 (2160 – 4370)
Profundidad, m (ft)	6 – 7 (20 – 23)

La mayoría de la remoción de los sólidos suspendidos ocurren en los depósitos de sedimentación en los procesos de tratamiento de aguas.

Los clarificadores usados en el tratamiento de aguas residuales pueden ser rectangulares, cuadrados o circulares. Los clarificadores circulares son los mas comúnmente usados para clarificadores primarios y secundarios. Una guía para el diseño para los clarificadores primarios y secundarios se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 4.4 Clarificadores en tratamiento de aguas residuales⁷⁵

Artículo	Valor
<i>Clarificadores primarios</i>	
Velocidad de flujo, m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	
Velocidad promedio de secado del flujo	32 – 49 (785 – 1200)
Condiciones de flujo máximo	49 – 122 (1200 – 3000)
Profundidad de la orilla, m (ft)	2.1 – 5 (6.9 – 16.4)
Velocidad de carga de la presa (condiciones de flujo promedio), m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	125 – 500 (10000 – 40000)
<i>Clarificadores secundarios</i>	
Velocidad de flujo (para tanques circulares o rectangulares), m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	
Velocidad promedio de secado del flujo	16 – 25 (393 – 712)
Condiciones de flujo máximo	41 – 65 (1006 – 1595)
Profundidad de la orilla, m (ft)	3.0 – 5.5 (9.8 – 18)
Inclinación del suelo	Casi llano a 1:12
Diámetro máximo, m (ft)	46 (150)

Ejemplo: Diseño de clarificadores

Determinar el numero de clarificadores y el área de superficie para un sistema de clarificador primario para una planta de tratamiento de aguas residuales. Use clarificadores circulares y los criterios de la tabla anterior. El promedio mínimo y flujos máximos fueron determinados y son 0.174, 0.347 y 0.868 m³/s, respectivamente. Estos flujos corresponden a 15000, 30000 y 75000 m³/d, respectivamente.

Un mínimo depósito de dos sedimentaciones son instalados. Para dos depósitos, con uno fuera de servicio, el máximo flujo dentro del depósito es de 0.868 m³/s. A condiciones de bajo flujo, solo un depósito estará en servicio. El área de superficie requerida de los depósitos a varias condiciones de flujo fueron calculados usando el criterio de la tabla anterior.

El resultado se muestra en la siguiente tabla:

Flujo m ³ /d	Numero de depósitos	Flujo / Superficie m ³ /m ² /d	Superficie m ²
30000	2	32	469
30000	2	49	306
75000	2	49	765
75000	2	122	307
75000	1	122	615

Para los resultados en esta tabla se puede apreciar que el área de superficie es de 450 m² para cada clarificador. La velocidad del flujo para varias condiciones por el diseño del área de superficie se muestran en la siguiente tabla:

Flujo m ³ /m ² /d	Número de depósitos	Q/A, m ³ /m ² /d
15000	1	33.3
30000	2	33.3
75000	2	83.3
75000	1	166.6

El radio de cada clarificador será de

$$\pi r^2 = A$$

$$r = (A / \pi)^{1/2}$$

$$r = (450\text{m}^2) / \pi)^{1/2} = 12.0 \text{ m} = 39.4 \text{ ft}$$

5. TRANSFERENCIA DE MASA Y AERACIÓN

El fenómeno de transferencia de masa gobierna la remoción de las moléculas volátiles desde el agua y la disolución de gases en el agua. Además del volumen de flujo, la difusión y su análogo hidráulico, la dispersión, son algunas operaciones de transferencia de masa. Las tecnologías de la membrana tanto como la osmosis inversa depende de la difusión de las sustancias a través de un medio poroso.

5.1 TRANSFERENCIA DE GAS

La figura que se muestra en una definición para dos películas de transferencia de gas (Lewis y Whitman, 1924). La interfase gas-líquido es hipotizada en que consiste en una película de gas y una película de líquido el cual el gas es transferido por difusión molecular. La misma cantidad de masa es transferida cada película por unidad del tiempo. Aplicando la ley de Fick para cada película, la velocidad de difusión o masa transferida, dm/dt , es como sigue:

$$dm/dt = -K_c (D_g/y_g) A (p_i - p_g) = - (D_l/y_l) A (C_i - C_l)$$

$$dm/dt = k_g A (p_g - p_i) = k_l A (C_i - C_l)$$

En donde

dm/dt La velocidad de transferencia de masa por difusión

D_l Coeficiente de difusión para el gas en agua

D_g Coeficiente de difusión para el gas en fase gaseosa

y_l Espesor hipotético de la película líquida

y_g Espesor hipotético de la película gaseosa

A Area de interfase

C_i Concentración del gas en la interfase

C_l Concentración del gas en la fase líquida

p_i Presión parcial del gas de la fase gaseosa en la interfase

p_g Presión parcial del gas en la fase gaseosa

K_c Constante de transferencia de masa

k_l Coeficiente de la película líquida = D_l / y_l

k_g Coeficiente de la película gaseosa = $K_c D_g / y_g$

5.2 LOS EFECTOS DEL pH EN LA TRANSFERENCIA DE MASA

El coeficiente de velocidad de transferencia de masa, es independiente del pH pero la velocidad de la transferencia de masa esta sujeta a la influencia del pH cuando el gas participa en reacciones de ácido-base.

5.3 AERACIÓN EN TRATAMIENTOS DE AGUAS DE DESECHO

La aplicación primaria de aeración en tratamiento de aguas residuales es el suplir oxígeno a los procesos de tratamiento biológico aerobico.

Los principales propósitos y efectos de la aeración en el tratamiento de aguas residuales son las siguientes:

Crecimiento de algas. Los sistemas de aeración al aire libre y los rayos del sol promueve el crecimiento de algas. Estas algas pueden producir mal olor y sabor en el agua causados por compuestos en descomposición en la distribución del sistema. La aeración generalmente es un eficiente método para remover el sabor y olor que producen los componentes por las algas ya que los aceites de las algas son los causantes del olor y sabor y no son volátiles en una extensión significativa.

Dióxido de carbono. La alta solubilidad del CO_2 reduce el pH del agua, que causa un alto consumo de cal u otros agentes de neutralización en procesos de coagulación y ablandamiento. Exponiendo gotas de agua al aire por 2 seg tendrá una baja concentración de CO_2 por 70 a 90%. El CO_2 solo puede ser removido (convirtiéndose en bicarbonatos) por la adición de cal. Es recomendada la aeración si las concentraciones del CO_2 son mayores a 10 mg/L; por otra parte, la adición de cal se usa para neutralizar el CO_2 .

Corrosividad. La adición de oxígeno al agua hace que sea mas corrosiva. Como se noto previamente, la remoción del CO_2 tendrá un efecto benéfico para elevar el pH.

Sulfuro de hidrógeno. La solubilidad de este compuesto es muy alto por su habilidad de reaccionar con agua y formar los iones de HS^- y S_2^- . La alta concentración del sulfuro de hidrógeno puede ser letal. La remoción no es rápida como la remoción del bióxido de carbono. Como se forman formas ionizadas de sulfuros, no son removidas por aeración.

Hierro y manganeso. Las formas mas solubles del hierro y manganeso son en su forma mas baja de oxidación, Fe(II) y Mn(II). La adición del oxígeno por aeración promueve la oxidación del hierro y manganeso para sus formas relativas de oxidación, Fe(III) y Mn(IV). Los precipitados formados se remueven por coagulación-sedimentación y al final por operaciones de filtrado.

Metano. El metano puede hacer presencia en algunas aguas con concentraciones significantes. Es muy soluble en agua y esta presencia provoca riesgo de explosión.

Materia orgánica. La oxidación de la materia orgánica y otras sustancias inorgánicas causan demanda de oxígeno que será agotado solo una extensión muy limitada de la adición de oxígeno a través de la aeración. Esta no es una razón para el diseño de un sistema de aeración.

Sabor y olor. El sabor y olor causados por componentes son volátiles y son removidos por una extensión significativa de aeración. La adición de oxígeno mejorara el sabor del agua en una extensión limitada.

Tabla 5.1 Niveles de concentración peligrosos de oxígeno⁷⁹

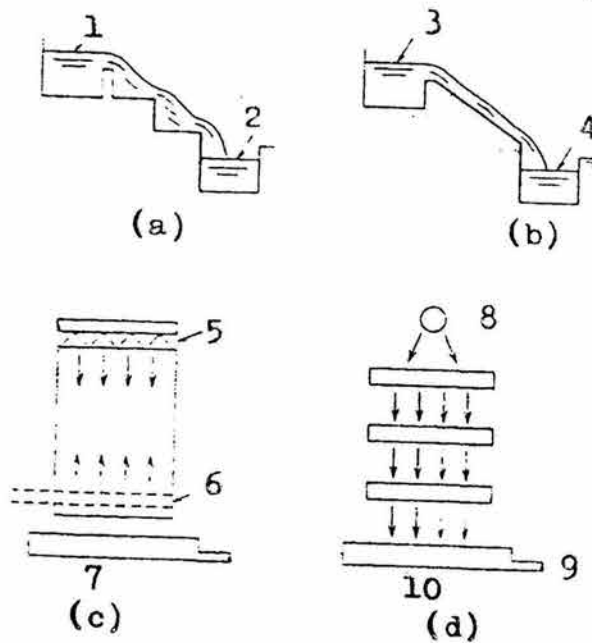
Concentración %	Efectos
21	Porcentaje normal de O_2 en el aire
16	8 horas de exposición es aceptable
14	Dificultad leve para respirar, zumbido en las orejas
12	Dificultad para pensar, adormecimiento
10	Inconciencia
8	Muerte

Tabla 5.2 Niveles de concentración peligrosos de sulfuros⁷⁹

Concentración ppm	Efectos
Nulo	Concentración normal de H ₂ S en el aire
5	Olor moderado, poco detectable
10	Irritación de ojos
30	Fuerte, olor desagradable
100	Tos, pérdida de olfato en 2 – 16 minutos
200-300	Ojos rojos, Rápida pérdida de olfato, irritación en fosas nasales
300-700	Inconciencia y posibilidad de muerte en 30 – 60 minutos
700-1000	Rápida inconciencia, muerte en unos cuantos minutos
1000-2000	Instantánea inconciencia, muerte en unos cuantos minutos
4300	Límite de explosividad bajo

5.4 SISTEMAS DE AERACIÓN

Figura 5.1 Sistemas de aeración por gravedad. (a) Cascada. (b) Derramadero inclinado. Posiblemente estudiado con placas como separadores. (c) Torre en contracorriente de flujo de aire (gas) y agua. (d) Conducto vertical de placas perforadas, posiblemente conteniendo una media de perforaciones.²⁹



En donde:

(a) Cascada

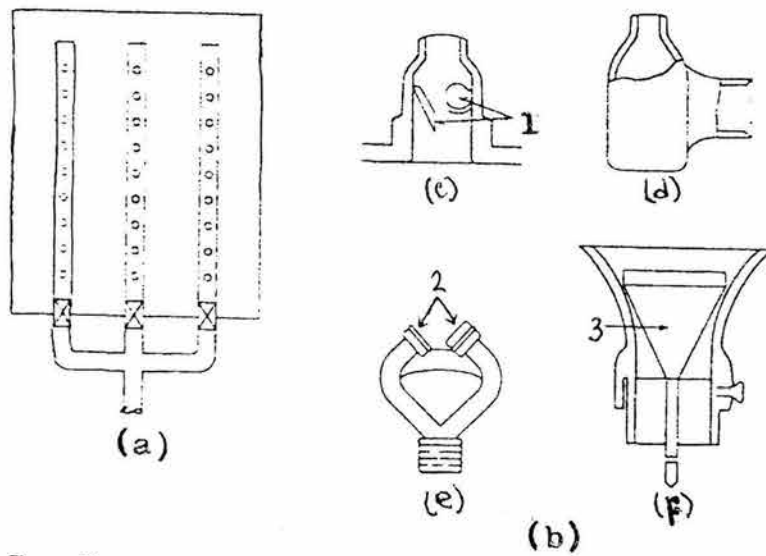
1. Entrada conducto
2. Salida conducto

(b) Derramadero inclinado

3. Entrada conducto
4. Salida conducto

- (c) Torre en contracorriente
 - 5. Tubería perforada descarga de agua descendente
 - 6. Tubería perforada descarga de gas ascendente
 - 7. Colector (Charola y salida)
- (d) Conducto vertical
 - 8. Tubería perforada
 - 9. Salida
 - 10. Charola (colector)

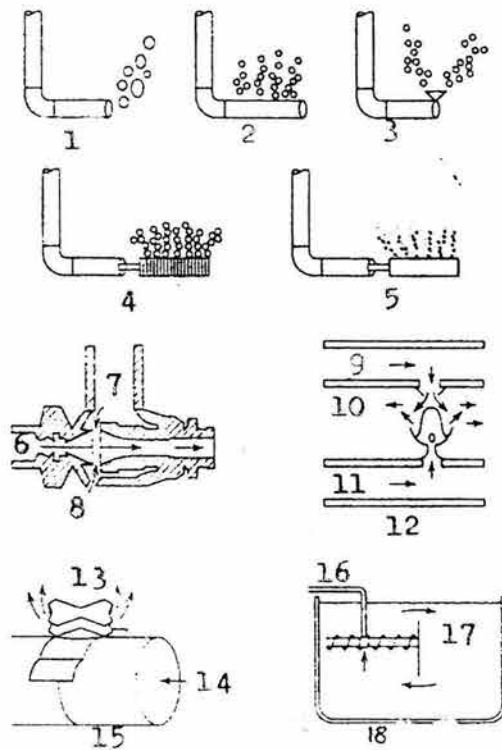
Figura 5.2 Aeradores en spray y boquillas. (a) Aeradores emboquillados; y (b) Boquillas de aeradores.²⁹



En donde:

- (a) Aerador emboquillado
- (b) Boquillas de aeradores
- (c) Boquilla New York
- (d) Boquilla Palm Beach
- (e) Boquilla Berlín
- (f) Boquilla Sacramento
 - 1. Aspas
 - 2. Pieza removible
 - 3. Cono central

Figura 5.3 Difusores^{59,27}



En donde:

1. Tubería abierta
2. Tubería perforada
3. Anti atascamiento
4. Tubo envuelto
5. Tubo de cerámica poroso
6. Licor
7. Aire
8. Chorro difusor
9. Licor
10. Licor aireado
11. Aire
12. Aereador de choque
13. Burbujas de aire
14. Aire
15. Rocío
16. Aire
17. Baffle longitudinal
18. INKA

Tabla 5.3 Factores que afectan la transferencia de oxígeno en sistemas de aeración sumergidos (aire difuso).^{33, 67}

Factor	Efecto
<i>Factores de equipo</i>	
Tipo difusores	Las finas burbujas difusoras tienen una gran transferencia de oxígeno así como las burbujas grandes.
Densidad de difusores	Un gran número de poros finos produce una gran transferencia de oxígeno.
Sumergimiento de difusores	Como están sumergidas incrementa el porcentaje de transferencia de oxígeno.
Diseño de difusores	Los modelos de rejillas producen gran transferencia de oxígeno como los difusores puestos a lo largo de un solo lado (espiral) o en el centro.
Edad del difusor	Los cambios en materiales de membrana pueden causar un decaimiento en la transferencia de oxígeno.
Régimen de flujo	Los sistemas de flujo tapón tienen una gran transferencia de oxígeno.
Geometría del depósito	Los tanques cuadrados tienen menos variación en transferencia de oxígeno a través del tanque que a lo largo, tanques estrechos.
<i>Factores de operación</i>	
Tiempo de retención de sólidos	Sistemas con gran tiempo de retención de sólidos tienen alta transferencia de oxígeno.
Nitrificación	Sistemas que son nitrificados tienen alta eficiencia de transferencia de oxígeno que los que no lo son.
Comida: microorganismos	Incrementa en alimento: el tamaño de microorganismos causa una baja en la transferencia de oxígeno.
Velocidad de flujo de aire por difusor	Como la velocidad del flujo de aire para difusores incrementa. La eficiencia de transferencia de oxígeno de burbujas más finas decrece.
Concentración de licor mezclado de demanda de oxígeno	El porcentaje de la eficiencia de transferencia de oxígeno decrece conforme la demanda de oxígeno incrementa.
Fallas del difusor	Decrece la transferencia de oxígeno.
<i>Características de aguas residuales</i>	
Temperatura	Un incremento de temperatura incrementa la transferencia de oxígeno.
Constituyentes de aguas residuales	Un incremento en agentes que interfieren como los surfactantes causan un decaimiento en la transferencia de oxígeno.

6. COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN

6.1 COAGULACIÓN

La coagulación es la pérdida de estabilidad de partículas coloidales. Las partículas son esencialmente químicamente cubiertas por una capa pegajosa que permite la floculación (aglutinación) y se restablezca en un razonable periodo de tiempo. La adición de cationes sintéticos, aniónicos, y polímeros no iónicos son coagulantes muy efectivos pero son usualmente más costosos que los componentes naturales.

La coagulación y floculación ambas son usadas para tratamientos de agua y desechos de agua. En tratamientos de agua es usualmente efectivo para aplicar la coagulación y floculación para remover coloides y partículas pequeñas que se establezcan lentamente.

La siguiente tabla enlista el poder relativo de la coagulación en las sales más comunes.

Tabla 6.1 Poder de coagulación de electrolitos inorgánicos

Electrolito	Poder relativo de coagulación	
	Coloides positivos	Coloides negativos
NaCl	1	1
Na ₂ SO ₄	30	1
Na ₃ PO ₄	1000	1
BaCl	1	30
MgSO ₄	30	30
AlCl ₃	1	1000
Al ₂ (SO ₄) ₃ ^a	30	>1000
FeCl ₃	1	1000
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ^a	30	>1000

^a Agentes coagulantes más comunes

En la siguiente tabla se muestran las reacciones químicas de sales de hierro y aluminio en agua

Tabla 6.2 Química del aluminio, sales de hierro y coagulación de cal.

1. Aluminio	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) + 6\text{H}^+ + 3\text{SO}_4^{2-} + 18\text{H}_2\text{O}$ <p>Con un incremento de H⁺, el pH es deprimido y no mas de Al(OH)₃ es formado. Si la alcalinidad se presenta entonces.</p> $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaSO}_4 + 6\text{CO}_2 + 18\text{H}_2\text{O}$ <p>Si la alcalinidad es suficiente, entonces la cal o carbonatos pueden ser adicionados.</p> $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} + 3\text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaSO}_4 + 18\text{H}_2\text{O}$
2. Aluminato de sodio	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4 + \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) + \text{CaCO}_3(\text{s}) + \text{Na}_2\text{CO}_3$
3. Sulfato ferroso	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + \text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_2 + \text{CaSO}_4 + 7\text{H}_2\text{O}$ $4\text{Fe}(\text{OH})_2 + \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$
4. Cobre clorado	$3\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + 1.5\text{Cl}_2 \rightarrow \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + \text{FeCl}_3 + 21\text{H}_2\text{O}$ $2\text{FeCl}_3 + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaCl}_2 + 7\text{CO}_2$ <p>Esta reacción toma lugar en alcalinidad natural en suficientes cantidades. Por otro lado, si la cal es adicionada:</p> $2\text{FeCl}_3 + 3\text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaCl}_2$
5. Sulfato ferrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 3\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaSO}_4 + 6\text{CO}_2$ $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 3\text{Ca}(\text{OH})_2 \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{CaSO}_4$

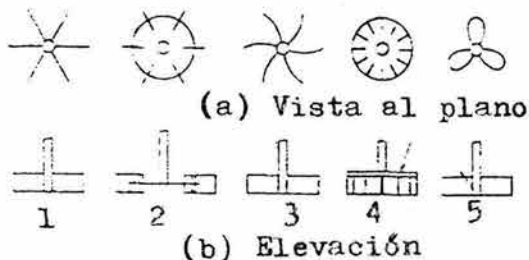
6.2 MEZCLADORES

Ya que las reacciones de coagulación son rápidas, un corto tiempo de detención es todo lo que se necesita, pero un alto grado de turbulencia es requerido.

6.2.1 Mezcladores mecánicos

Los mezcladores con propulsor son los mas eficientes para dispersar rápidamente los coagulantes. El mezclado de estos es en función de la geometría del deposito y del propulsor y las características del fluido. Los efectos de gravedad generalmente no son importantes.

Figura 6.1 En la siguiente figura se muestran varios tipos de propulsores.



En donde:

1. Turbina de navajas directas
2. Turbina de disco (veleta)
3. Turbina de navajas finas
4. Turbina de navajas amortajadas
5. Propel marino

Tabla 6.3 Coeficientes de potencia para varios propulsores.⁵⁵

Propulsor	Rango de viscosidad	Rango de turbulencia
Propulsor, arreglo cuadrado, 3 hojas	41.0	0.32
Propulsor, arreglo de 2, 3 hojas	43.5	1.00
Turbina, 6 hojas planas, disco de aspa	71.0	6.30
Turbina, 6 hojas planas, disco de aspa	71.0	6.30
Turbina, 6 hojas curvas	70.0	4.80
Turbina, 6 hojas cabeza de flecha	71.0	4.00
Turbina ventilador, 6 hojas a 45°	70.0	1.65
Ventiladores remo, 2 hojas	36.5	1.70
Turbina envolvente, 2 hojas curvas	97.5	1.08
Turbina envolvente, 6 hojas curvas	97.5	1.08
Turbina envolvente con Estator, sin desconexiones	172.5	1.12
Ventiladores de remo, 2 hojas, $D/w = 6$	36.5	1.60
Ventiladores de remo, 2 hojas, $D/w = 8$	33.0	1.15
Ventiladores de remo, 4 hojas, $D/w = 6$	49.0	2.75
Ventiladores de remo, 6 hojas, $D/w = 6$	71.0	3.82

w es la anchura del propulsor

6.2.2 Mezcladores neumáticos

Los aereadores pueden ser usados para proveer el mezclado. Las burbujas de gas producidas que suben por el difusor causa la circulación del líquido.

6.2.3 Mezcladores hidráulicos

Los coagulantes pueden ser aplicados en cualquier punto donde la turbulencia es alta. Un ejemplo es que se pueden instalar en la parte de la succión de las bombas.

6.3 FLOCULADORES

Hay una extensa variedad de aparatos que pueden ser usadas para realizar la más ligera mezcla requerida para la floculación.

Los aparatos que son hidráulicos son las tuberías, canales, cama de piedras pequeñas de floculadores y tanques de flujo en espiral. Las perdidas son calculadas a partir de principios básicos de mecánica de fluidos.

Ejemplo sobre el diseño de un canaleta floculador

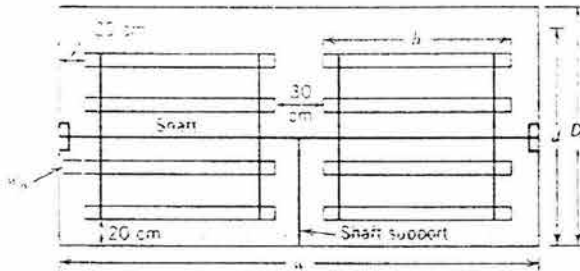
Un diseño de un floculador de tres compartimentos conforme a la figura para un flujo de 15000 m³/d (3.96 Mgal/d). El diseño de los valores de G (gradiente de velocidad) son 45, 20 y 10 s⁻¹ en cada compartimiento sucesivo y el tiempo de detención total es de 30 min. La longitud máxima de cada canaleta no debe ser excedida de 3.5 m (11.5 ft) y el ancho de los canaletes es entre 10 y 20 cm (0.33-0.66 ft). El espacio libre entre los otros canaletes y el piso y la superficie del agua es de 20 cm (8 in). El eje de soporte requiere de 30 cm (1 ft) de espacio. El espacio de un canaleta al muro es menor de 20 cm (8 in). La temperatura más baja que se espera es de 10 °C, que es la temperatura de diseño. Usar 1:4 variables de la velocidad de los motores. La máxima profundidad (D) del floculador es 4.3 m (14.1 ft). Se asume que C_D (coeficiente de arrastre) y k (la velocidad del fluido será menor a la velocidad del canaleta) son 1.8 y 0.25, respectivamente.

El volumen total (V) del floculador es

$$V = Q_{id} = (15000 \text{ m}^3/\text{d}) (30 \text{ min}) (1 \text{ h} / 60 \text{ min}) (1 \text{ d} / 24 \text{ h}) = 313 \text{ m}^3$$

$$\text{En unidades inglesas: } V = (3.96 * 106 \text{ gal/d}) (30 \text{ min}) (1 \text{ h} / 60 \text{ min}) (1 \text{ d} / 24 \text{ h}) (1 \text{ ft}^3 / 7.48 \text{ gal}) = 11029 \text{ ft}^3$$

Figura del ejemplo



Para un simple compartimiento usar un volumen de 104 m^3 ($\approx 313 \text{ m}^3/3$) (similaramente, el volumen de un cambiador en unidades inglesas es de 3676 ft^3). La profundidad efectiva (d) es de 3.80 m (12.5 ft) con una tabla de 0.50 m (1.64 ft o 20 in).

Con ejes localizados en el centro del compartimiento, la máxima longitud del brazo del canaleta (l_a) es determinada el espacio libre desde la superficie y el piso y la profundidad.

$$l_a = \frac{1}{2}(3.80 \text{ m} - 2 * 0.20 \text{ m}) = 1.70 \text{ m}$$

En unidades inglesas: $l_a = \frac{1}{2}(12.5 \text{ ft} - 2 * 1.64 \text{ ft}) = 4.60 \text{ ft}$

Un simple brazo del canaleta puede exceder la máxima longitud especificada. La longitud mínima del compartimiento (l_c), considerando los espacios de la pared, es

$$l_c = 2 l_a + 2 * 0.20 \text{ m} = 2(1.70 \text{ m}) + 0.40 \text{ m} = 3.80 \text{ m}$$

En unidades inglesas: $l_c = 2 l_a + 2 * 0.66 \text{ ft} = 2(4.60 \text{ ft}) + 1.32 \text{ ft} = 10.5 \text{ ft}$

El área de la sección transversal (A) y anchura (w) de un compartimiento son

$$A = (104 \text{ m}^3) / (3.80 \text{ m}) = 27.4 \text{ m}^2 \quad w = (27.4 \text{ m}^2) / (3.80 \text{ m}) = 7.20 \text{ m}$$

En unidades inglesas: $A = (3676 \text{ ft}^3) / (12.5 \text{ ft}) = 294 \text{ ft}^2 \quad w = (294 \text{ ft}^3) / (12.5 \text{ ft}) = 23.5 \text{ ft}$

Dos juegos adyacentes de canaletes pueden ser instalados en este ancho. La anchura disponible (w_a) es determinada por

$$w_a = 7.20 \text{ m} - 0.30 \text{ m} - (2 * 0.20 \text{ m}) = 6.50 \text{ m}$$

En unidades inglesas: $w_a = 23.5 \text{ ft} - 1.0 \text{ ft} - (2 * 0.66 \text{ ft}) = 21.2 \text{ ft}$

La longitud del canaleta (b) será de 3.25 m (10.6 ft). Escoger el área de los canaletes (A_p) será del 17% de la sección del área transversal.

$$A_p = 0.17(27.4 \text{ m}^2) = 4.66 \text{ m}^2 \quad \text{En unidades inglesas: } A_p = (0.17)(294 \text{ ft}^2) = 50.0 \text{ ft}^2$$

Si cada juego del canaleta es de cuatro, el ancho (w_p) es de

$$w_p = (4.66 \text{ m}^2) / 8 / (3.25 \text{ m}) = 0.18 \text{ m} = 18 \text{ cm} = 7.1 \text{ in}$$

Esto es un ancho conveniente para el canaleta, por consiguiente cada juego de canaletes incluye cuatro canaletes. El exterior del canaleta será localizado al final del brazo del canal. El interior del canaleta será localizado a mitad del camino del eje y en el exterior del canaleta.

El poder requerido para el primer cambiador es

$$P = \mu V G^2 = (1.307 * 10^{-3} \text{ kg/s-m})(104 \text{ m}^3)(45 \text{ s}^{-1})^2 = 275.3 \text{ W} = 0.370 \text{ hp}$$

El gasto para un canaleta (P_p) es

$$P_p = (1.44 \cdot 10^{-4}) C_{Dp} b [N(1-k)]^3 (r_0^4 - r_i^4)$$

$$P_p = (1.44 \cdot 10^{-4})(1.8)(999.7)(3.25)(0.75)^3 N^3 (r_0^4 - r_i^4) = 0.355 N^3 (r_0^4 - r_i^4)$$

Para el canaleta exterior de radio interno y externo es de 1.52 y 1.70 m (5.00 y 5.59 ft), respectivamente, el poder del gasto (P_o) es

$$P_o = 0.355 N^3 [(1.70)^4 - (1.52)^4] = 1.071 N^3 \text{ W}$$

$$\text{En unidades inglesas: } P_o = 0.00225 N^3 [(5.59)^4 - (5.009)^4] = 0.791 N^3 \text{ ft-lb/s}$$

Para el canaleta interior con radio interior y exterior de 0.76 y 0.94 m (2.49 y 3.08 ft), respectivamente el poder del gasto (P_i) es

$$P_i = 0.355 N^3 [(0.94)^4 - (0.76)^4] = 0.159 N^3 \text{ W} = 0.116 N^3 \text{ ft-lb/s}$$

El poder del gasto total en el compartimiento en funcion de N es

$$N = (275.3 / 4.92)^{1/3} = 3.82 \text{ rpm}$$

$$N = [((0.370 \text{ hp})(550 \text{ ft-lb/s} / \text{hp})) / 3.63]^{1/3} = 3.83 \text{ rpm}$$

La velocidad de la periferia del canaleta exterior es

$$v_p = 2\pi N / 60 * r = 2\pi(3.82 \text{ rev/min}) / 60 \text{ s/min} * 1.70 \text{ m} = 0.68 \text{ m/s} = 2.24 \text{ ft/s}$$

Que esta dentro del rango aceptable de 0.09 – 0.9 m/s (0.3 – 3 ft/s).

Escogiendo el diseño del valor de N será en el rango de 1:4 de la velocidad del motor, la siguiente relación existe entre el mínimo, máximo, u la mitad de la velocidad rotacional (N_{min} , N_{max} , y N_{mid} , respectivamente).

$$N_{min} + N_{max} / 2 = N_{mid} N_{max} = 4 N_{min} N_{mid} = 0.4 N_{mid}$$

Por consiguiente, $N_{min} = 1.53 \text{ rpm}$ y $N_{max} = 6.12 \text{ rpm}$

El valor de G requerido en el segundo y tercer compartimiento es obtenido por reducir la velocidad rotacional de los canaletes en estos compartimientos. Para el segundo compartimiento, el valor de G es 20 s⁻¹. El poder de disipación en el compartimiento es

$$P = \mu V G^2 = (1.307 \cdot 10^{-3} \text{ kg/s-m})(104 \text{ m}^3)(20 \text{ s}^{-1})^2 = 54.4 \text{ W}$$

Se encuentra N para ser de

$$N = (54.5 / 4.92)^{1/3} = 2.23 \text{ rpm}$$

La velocidad de la periferia del canaleta exterior es

$$v_p = (2.23 / 3.82)(0.68) = 0.40 \text{ m/s}$$

El rango de velocidad del motor es de 0.89 a 3.57 rpm.

Cálculos similares para el tercer compartimiento:

$$P = 13.6 \text{ W} \quad N = 1.40 \text{ rpm} \quad v_p = 0.25 \text{ m/s}$$

El rango de velocidad del motor es de 0.56 a 2.24 rpm.

7. FILTRACIÓN

Es un proceso de separar un sólido suspendido (como un precipitado) del líquido en el que está suspendido al hacerlos pasar a través de un medio poroso por el cual el líquido puede penetrar fácilmente. La filtración es un proceso básico en la industria química que también se emplea para fines tan diversos como la preparación de café, la clarificación del azúcar o el tratamiento de aguas residuales. El líquido a filtrar se denomina suspensión, el líquido que se filtra, el filtrado, y el material sólido que se deposita en el filtro se conoce como residuo.

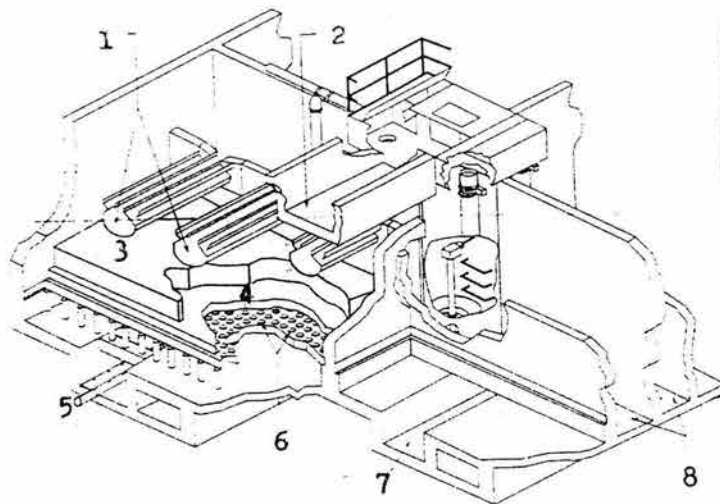
En los procesos de filtración se emplean cuatro tipos de material filtrante: filtros granulares como arena o carbón triturado, láminas filtrantes de papel o filtros trenzados de tejidos y redes de alambre, filtros rígidos como los formados al quemar ladrillos o arcilla (barro) a baja temperatura, y filtros compuestos de membranas semipermeables o penetrables como las animales. Estos últimos tipos de filtros se usan para la separación de sólidos dispersos mediante diálisis.

7.1 FILTROS DE ARENA LENTOS Y RÁPIDOS

La primera operación de filtración (desde 1829 en Inglaterra) consiste simplemente en el paso de agua a través de una cama de arena sin la asistencia de un producto químico o mecánico al proceso. La velocidad del flujo por unidad del área de la superficies en estos filtros son lentos comparados con filtros desarrollados después, y estos son conocidos como "filtros lentos de arena". En algunas ciudades de Europa han incorporado estos tipos de filtros en los procesos de tratamiento de agua y hoy en día aun se usan. Los filtros lentos de arena aun se designan.

Los filtros rápidos fueron concebidos en Norte América como una alternativa a los filtros lentos, los filtros lentos de arena concentra las remociones en la capa superior del filtro, y los filtros rápidos fueron designados para utilizar toda la profundidad de la cama del filtro totalmente para lograr una mas alta superficie que el agua logra penetrar.

Figura 7.1 Filtro rápido típico. (Eimco Process Equipment)



En donde:

1. Lavador
2. Canal de flujo
3. Medio 1
4. Medio 2
5. Aereador
6. Boquillas
7. Canal drenado
8. Agua limpia

Tabla 7.1 Características generales de construcción y operación para filtros de arena rápidos y lentos.²⁹

Artículo	Filtros lentos de arena	Filtros rápidos de arena
Velocidad de filtración	1 a 4 a 8 m ³ /m ² /d (25 a 100 a 200 gal/ft ² /d)	100 – 575 m ³ /m ² /d (2500 – 11650 gal/ft ² /d)
Profundidad de la cama	0.3 m (1 ft) de arena gruesa 1.0 – 1.5 m (3.3 – 5 ft) de arena	0.5 m (1.6 ft) de arena gruesa 0.75 m (2.5 ft) de arena
Tamaño de la arena	Tamaño efectivo: 0.15 a 0.3 a 0.35 mm Coeficiente de uniformidad: 2 a 2.5 a 3 (Sin estratos)	Tamaño efectivo: 0.45 mm y más. Coeficiente de uniformidad: 1.5 y menos (Por estratos)
Longitud de la corrida	20 a 30 a 120 d	12 a 20 a 72 horas
Penetración de materia suspendida	Superficial (sólo en la capa superior es limpiada)	Profundo (la cama entera se lava)
Tratamiento preparatorio para el agua	Aeración generalmente, Pero floculación y sedimentación pueden ser incluidos.	Floculación y sedimentación son esenciales.
Método de limpieza	(1) Raspado de la superficie de la capa de la arena y lavado de la arena removida. (2) Lavado de la superficie de la arena en su lugar por el paso del agua.	Tallar por rastrillos mecánicos, aire o agua y remoción de material desalojado por un flujo en contracorriente ascendente.
Costos		
Construcción	Alto	Bajo
Operación	Bajo	Alto
Depreciación	Bajo	Alto
Cantidad de agua tratada	0.2 – 0.6 % de agua filtrada.	1 – 6 % de agua filtrada.

7.2 MATERIALES FILTRANTES

La porosidad, e , del filtro depende de qué tan bien interactúan las partículas entre sí. Como las partículas llegan a perder la esfericidad, la porosidad del aumenta en el volumen. Como las partículas pierden su esfericidad, incrementa el área de superficie, que tiene un efecto beneficioso en mecanismos de remoción que dependen del área de la superficie. La medida de la forma de la esfericidad, ψ , definida como el radio del área de la superficie del volumen equivalente de la esfera del área actual de la superficie de la partícula.

$$\psi = ((\text{superficie de la esfera}) / V_{\text{esfera}}) / ((\text{superficie del área de la partícula}) / V_{\text{particula}})$$

$$V_{\text{esfera}} = V_{\text{particula}}$$

El volumen (V_s) y el área de la superficie (A_s) de una esfera es calculada como

$$V_s = \pi d^3 / 6 \quad A_s = \pi d^2$$

En donde

d es el diámetro de la esfera

Denotando el área de la superficie y volumen irregular de una partícula es A_p y V_p respectivamente, ψ es

$$\psi = (6 \pi d^2 V_p / \pi d^3 A_p) \quad (V_p = V_s) \quad \text{y} \quad (A_p / V_p) = (6 / \psi d)$$

El área de la superficie de una esfera es tan pequeña como cualquier otra partícula geométrica; ψ siempre es considerada como 1.

En las siguientes tablas se muestra una clasificación de formaciones medias, porosidades, y características de filtros.

Tabla 7.2 Esfericidad y porosidad de la partícula

Descripción	Esfericidad (ψ)	Porosidad típica (e)
Esférico	1.00	0.38
Redondeado	0.98	0.38
Desgastado	0.94	0.39
Áspero	0.81	0.40
Angular	0.78	0.43
Triturado	0.70	0.48

Tabla 7.3 Características de filtros

Material	Forma	Esfericidad	Densidad relativa	Porosidad %	Tamaño efectivo mm
Arena de sílice	Redondeado	0.82	2.65	42	0.4 – 1.0
Arena de sílice	Angular	0.73	2.65	53	0.4 – 1.0
Arena Ottawa	Esférico	0.95	2.65	40	0.4 – 1.0
Sílice gruesa	Redondeado		2.65	40	1.0 – 50
Granate			3.1 – 4.3		0.2 – 0.4
Antracita triturada	Angular	0.72	1.50 – 1.75	55	0.4 – 1.4
Plástico	Cualquier característica a escoger				

Tabla 7.4 Tamaños estándar de apertura de tamiz en E.U.

Numero designado de tamiz	Tamaño de apertura en mm	Numero designado de tamiz	Tamaño de apertura en mm
200	0.074	30	0.59
140	0.105	25	0.71
100	0.149	20	0.84
80	0.178	18	1.00
70	0.210	16	1.19
60	0.249	14	1.41
50	0.297	12	1.68
45	0.350	8	2.36
40	0.419	6	3.36
35	0.500	4	4.76

7.3 PERDIDAS EN FILTROS

Las pérdidas en los filtros es una función compleja en la velocidad del flujo, presión, afluentes suspendidos, concentración de sólidos, y características de los sólidos suspendidos y el medio filtrante.

Esto continuamente varía con el tiempo y posición de la cama. Una ecuación clásica fue desarrollada por Carman (1937) que describe las pérdidas totales en la media de porosidad. La derivación pudo ser empezada por la ecuación de Darcy-Weisbach para un flujo presurizado en un conducto cerrado ya que el flujo a través de un filtro en un flujo presurizado.

$$h_L = (f) (L / D) (v^2 / 2g)$$

En donde

- h_L son las pérdidas
- L es la longitud (profundidad de la cama)
- f es el factor de fricción
- D es el diámetro de la tubería
- v es la velocidad del flujo

Las condiciones asumidas son de flujo laminar. El problema es adaptar esta ecuación a un filtro (media de porosidad), incorporando las características del filtro esto se determina fácilmente.

1a. El diámetro, D, es remplazado por el radio hidráulico, R, de una sección no circular

$$R = \text{área} / \text{perímetro bañado}$$

Para una sección circular,

$$R = \pi D^2 / 4\pi D = D / 4$$

Sustituyendo el radio hidráulico en la ecuación resulta.

$$h_L = f(Lv^2 / 8gR)$$

1b. El radio hidráulico de un filtro no está bien definido pero un buen trabajo definido del radio hidráulico puede ser obtenido por considerar la definición del radio hidráulico. El radio hidráulico está relacionado con el área del flujo del perímetro bañado que tiene resistencia a fluir. Si el numerador y denominador son multiplicados por parámetros de longitud convenientes, dimensionalmente es mantenido el radio hidráulico.

$$R = \text{área} / \text{perímetro bañado} \approx \text{volumen (disponible para el flujo)} / \text{superficie total del área de las partículas}$$

El radio hidráulico ahora puede ser relacionado con las características medias. Definiendo el número de partículas como N y el volumen y el área de la superficie de una partícula simple como V_p y A_p respectivamente, el volumen total V_{Tp} y el área total de la superficie, A_{Tp} de las partículas son

$$V_{Tp} = NV_p \quad A_{Tp} = NA_p$$

El volumen disponible para el flujo puede ser calculado usándola porosidad, e , de la cama del filtro.

$$e = \text{Volumen vacío} / \text{Volumen del filtro} \quad 1 - e = \text{Volumen de las partículas} / \text{Volumen del filtro}$$

Usando las dos relaciones anteriores,

$$V = NV_p / 1 - e \quad V_v = eNV_p / 1 - e$$

En donde:

V es el volumen de la cama del filtro

V_v es el volumen vacío

Sustituyendo las relaciones en la definición modificada del radio hidráulico

$$R = (eNV_p / 1 - e) / NA_p = (e / 1 - e) (V_p / A_p)$$

2. El volumen y área de superficie de las partículas son relacionados por su esfericidad. De la ecuación anterior:

$$\text{Para una partícula esférica } V_p / A_p = d / 6$$

$$\text{Para una partícula de forma irregular } V_p / A_p = \psi d / 6$$

3. Sustituyendo para el radio hidráulico y V_p / A_p la ecuación para las pérdidas viene siendo como

$$h_L / L = f[3(1 - e)v^2 / 4g\psi de]$$

La velocidad v , en la ecuación anterior es la velocidad promedio en los poros. La velocidad superficial, v_s , o velocidad relativa al área de la superficie del filtro es normalmente usado en la ecuación final.

$$v_s = Q / A_s \quad \text{y} \quad v_s = ev$$

En donde

Q es la velocidad del flujo volumétrico

A_s es el área de superficie del filtro

La ecuación resultante, conocida como Carman-Kozeny es

$$h_L / L = f[3(1 - e)v_s^2 / 4g\psi de^3] = f(1 - e / e^3)(v_s^2 / \psi dg)$$

En donde

Las constantes son incorporadas in el factor del fricción del filtro, f_f .

El factor de fricción f_f , en un factor del número de Reynolds.

$$Re = \rho v_s d / \mu \quad Re = \rho v_s \psi d / \mu$$

Usando la anterior ecuación, una relación común para f_f es (Ergun, 1952),

$$f_f = 150 [(1 - e) / Re] + k$$

En donde

k es una constante

Ergun originalmente reportó el valor de k que es 1.75 y este valor ha sido comúnmente aceptado, sustituyendo la ecuación se obtiene:

$$h_L / L = 150 \mu / \rho g [(1 - e)^2 / e^3] [v_s / (\psi d)^2] + k [(1 - e) / e^3] (v_s^2 / \psi d g)$$

El primer termino de la ecuación son perdidas bajo condiciones de flujo laminar y el segundo termino aplica a las perdidas causadas por condiciones turbulentas. Camp (1964) encontró las condiciones del flujo laminar aplicadas al numero de Re de 6. Cuando Re es menor que 6, el segundo termino puede ser ignorado.

Esta ecuación se aplica a una cama limpia. Conforme el tiempo pasa, la porosidad en el filtro decrece por la acumulación de los sólidos y, conjuntamente, el factor de fricción incrementa ya que los caminos disponibles son restringidos para el flujo. Prácticamente, los filtros se operan hasta una pérdida de 1.5 a 2.0 m (5 a 6.5 ft) alcanzados.

7.4 CAMAS DE FILTROS PARA AGUA Y AGUAS DE DESECHO

El diseño de un filtro rápido para tratamientos de aguas depende del los objetivos del tratamiento y el pre-tratamiento que se aplica al afluente del filtro. La información para el diseño para las camas de los filtros para varias aplicaciones se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 7.5 Características de diseño para camas de filtros para tratamiento de aguas.¹⁷

	Tamaño efectivo mm	Profundidad total	
		m	ft
<i>A. Practica mas común después de la coagulación y asentarse</i>			
1. Solo arena	0.45 – 0.55	0.6 – 0.7	2 – 2.3
2. Medio doble Adicionando antracita (0.1 a 0.7 de cama)	0.9 – 1.1	0.6 – 0.9	2 – 3
3. Medio triple Adicionando 0.1 m (0.23 ft) de granate	0.2 – 0.3	0.7 – 1.0	2.3 – 3.3
<i>B. Practica para filtración directa</i>			
Esta práctica no está bien establecida.			
<i>C. Practica para filtración de Fe y Mn</i>			
1. Medio doble similar a A- 2			
2. Medio sencillo	< 0.8	0.6 – 0.9	2 – 3
<i>D. Medio tosco sencillo-medio filtros lavados con aire y agua simultáneamente</i>			
1. Para agua coagulada y asentada	0.9 – 1.0	0.9 – 1.2	3 – 3.9
2. Para filtración directa	1.4 – 1.6	1 - 2	3.3 – 6.6
3. Para remoción de Fe y Mn	1 - 2	1.5 - 3	4.9 – 9.8

Tabla 7.6 Características de diseño para camas de filtros.⁵⁰

Característica	Valor	
	Rango	Típico
<i>Camas poco profundas (estratificadas)</i>		
Arena		
Profundidad, cm (in)	25 – 30 (10 – 12)	28 (11)
Tamaño efectivo, mm	0.35 – 0.6	0.45
Coefficiente de uniformidad	1.2 – 1.6	1.5
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 15 (2 – 6)	7 (3)
Antracita		
Profundidad, cm (in)	30 – 50 (12 – 20)	40 (16)
Tamaño efectivo, mm	0.8 – 1.5	1.3
Coefficiente de uniformidad	1.3 – 1.8	1.6
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 15 (2 – 6)	7 (3)
<i>Convencionales (estratificadas)</i>		
Arena		
Profundidad, cm (in)	50 – 76 (20 – 30)	60 (24)
Tamaño efectivo, mm	0.4 – 0.8	0.65
Coefficiente de uniformidad	1.2 – 1.6	1.5
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 15 (2 – 6)	7 (3)
Antracita		
Profundidad, cm (in)	60 – 90 (24 – 36)	76 (30)
Tamaño efectivo, mm	0.8 – 2.0	1.3
Coefficiente de uniformidad	1.3 – 1.8	1.6
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 20 (2 – 8)	10 (4)
<i>Camas profundas (no estratificadas)</i>		
Arena		
Profundidad, cm (in)	90 – 180 (36 – 72)	120 (48)
Tamaño efectivo, mm	2 – 3	2.5
Coefficiente de uniformidad	1.2 – 1.6	1.5
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 24 (2 – 10)	12 (5)
Antracita		
Profundidad, cm (in)	90 – 215 (36 – 84)	150 (60)
Tamaño efectivo, mm	2 – 4	2.75
Coefficiente de uniformidad	1.3 – 1.8	1.6
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /min)	5 – 24 (2 – 10)	12 (5)

7.5 FILTROS PRESURIZADOS

Los filtros presurizados son encapsulados usualmente en contenedores metálicos y pueden ser operados en un modo de sobre flujo y flujo descendente. Los filtros pueden ser mono o por medios múltiples y pueden ser limpiados por agua en contracorriente. Las pérdidas máximas de presión en los filtros en de 2 a 20 m (6 – 65 ft) (Degrémont, 1979). Las velocidades de filtración son una función del tamaño medio se muestran en la siguiente tabla. Las velocidades de filtración están en el rango de 25 – 50 m/h (615 – 1230 gal/ft²/h).

Tabla 7.7 Velocidades de filtración de filtros de arena presurizados.²⁴

Tamaño efectivo, mm	0.35	0.55	0.75	0.95
Velocidad de filtración, m/h (gal/ft ² /h)	25 – 35 (615 – 860)	40 – 50 (980 – 1230)	55 – 70 (1350 – 1720)	70 – 90 (1720 – 2210)

8. TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS PARA COMPONENTES DISUELTOS

La remoción de constituyentes disueltos en el agua, particularmente iones disueltos, es a menudo un problema desafiado. La precipitación química es usada con la floculación, sedimentación, y filtración para remover componentes disueltos. La adsorción y el cambio iónico son alternativas que no requieren operaciones unitarias.

8.1 AGUA BLANDA

El ablandamiento del agua es la remoción de ciertos minerales disueltos en agua que causan escamas en calentadores, desde los depósitos en tuberías.

Tabla 8.1 Solubilidades de posibles compuestos relacionados con la dureza del agua.

Compuesto	Solubilidad, mg/L		K _{ps}
	Frío	Caliente (25°C)	
CaCO ₃	14	18	5*10 ⁻⁹
CaCl ₂		745000	1590000
Ca(OH) ₂	1850	770	8*10 ⁻⁶
CaSO ₄	2090	1620	2*10 ⁻⁵
MgCO ₃	542500	727000	---
Mg(OH) ₂	9	40	9*10 ⁻¹²
MgSO ₄	260000	738000	---
Sr(OH) ₂	4100	218300	---
SrCO ₃	11	650	---

El agua es considerada blanda cuando la dureza es ≤60 mg/L como CaCO₃. En la siguiente tabla se muestran los rangos de dureza.

Tabla 8.2 Rangos de dureza.

Grado de dureza	Concentración de dureza mg/L como CaCO ₃
Moderadamente duro	60 – 120
Duro	120 – 180
Muy duro	180 y mas

8.2 ESTABILIZACIÓN QUÍMICA DEL AGUA

Las plantas de tratamiento para el agua de desecho no muestra ser corrosiva en las tuberías de distribución de sistemas caseros. Para proteger las tuberías de agentes corrosivos en el agua, el pH, [Ca²⁺], y la alcalinidad contenida en el agua son ajustada al carbonato de calcio en la saturación el valor de equilibrio a la temperatura del agua. Normalmente una pequeña densidad del precipitado del carbonato de calcio es mantenida. Esta capa de carbonato de calcio en la distribución de tuberías retarda la corrosión de las tuberías.

Tabla 8.3 Constantes de equilibrio y factores de salinidad para índices de saturación.⁶

Temperatura °C	pK ₂	pK _{ps}	S				
			TDS, mg/L				
			50	150	400	1000	1500
5	10.55	8.39	0.0825	0.137	0.210	0.300	0.345
10	10.49	8.041	0.0832	0.138	0.211	0.303	0.348
15	10.43	8.43	0.0838	0.139	0.213	0.305	0.351
20	10.38	8.45	0.0845	0.140	0.215	0.308	0.354
25	10.33	8.48	0.0854	0.142	0.217	0.311	0.358
30	10.29	8.51	0.0861	0.143	0.219	0.314	0.362
35	10.25	8.54	0.0869	0.144	0.221	0.318	0.366
40	10.22	8.58	0.0879	0.146	0.224	0.322	0.370
45	10.20	8.62	0.0888	0.148	0.226	0.325	0.375
50	10.17	8.66	0.0898	0.149	0.229	0.329	0.379
60	10.14	8.76	0.0919	0.153	0.235	0.337	0.389
70	10.13	8.87	0.0941	0.157	0.241	0.346	0.400
80	10.13	8.99	0.0965	0.161	0.242	0.356	0.411
90	10.14	9.12	0.0990	0.165	0.254	0.366	0.423

La corrosión se produce por la adición de metales en aguas residuales. El metal en aguas residuales es removido con el proceso de tratamiento de aguas de desecho por lodos activados. Otro beneficio de la estabilización del agua es la reducción del metal contenido en los lodos.

Ejemplo. Índice de saturación

La concentración del calcio en el agua es de 42 mg/L y la concentración de alcalinidad es de 60 mg/L como el carbonato de calcio. El total de sólidos disueltos es de 120 mg/L. El pH del agua es de 7.73 y la temperatura es de 12°C. Encontrar el índice de saturación del agua.

La siguiente ecuación es necesaria para calcular el pH de saturación.

$$pH_s = pK_2 - pK_{sp} - \log [Ca^{2+}] + S - \log [\text{alcalinidad}]$$

En donde

S es el factor de corrección de salinidad

pK_{sp} es constante de equilibrio basada en la formación de calcita.

pK₂ es constante de equilibrio

Los valores para pK₂, pK_{sp}, y S son obtenidos de la tabla anterior. Para los valores de la temperatura y total de sólidos disueltos será necesario interpolar para cada parámetro. Los valores para pK₂, pK_{sp} y S son:

$$pK_2 = 10.49 + [(12 - 10) / (15 - 10)] (10.43 - 10.49) = 10.47$$

$$pK_{sp} = 8.41 + [(12 - 10) / (15 - 10)] (8.43 / 8.41) = 8.42$$

$$S_{50} = 0.0832 + [(12 - 10) / (15 - 10)](0.0838 - 0.0832) = 0.08344$$

$$S_{150} = [(12 - 10) / (15 - 10)](0.139 - 0.138) = 0.1384$$

$$S_{120} = S_{50} + [(120 - 50) / (150 - 50)](S_{150} - S_{50}) = 0.08344 + [70 / 100] (0.1384 - 0.08344) = 0.122$$

Convirtiendo las concentraciones de calcio y alcalinidad a M:

$$[Ca^{2+}] = (42 \text{ mg/L}) (1 \text{ mol} / 40 \text{ g}) (1 \text{ g} / 1000 \text{ mg}) = 1.05 \cdot 10^{-3} \text{ M}$$

$$[\text{Alcalinidad}] = (60 \text{ mg CaCO}_3 / \text{L}) (61 \text{ g HCO}_3^- / 50 \text{ g CaCO}_3) (1 \text{ mol} / 61 \text{ g HCO}_3^-) (1 \text{ g} / 1000 \text{ mg}) = 1.20 \cdot 10^{-3} \text{ M}$$

Sustituyendo estos valores a la primera ecuación:

$$pH_s = 10.47 - 8.42 - \log(1.05 \cdot 10^{-3}) + 0.122 - \log(1.20 \cdot 10^{-3}) = 8.07$$

y

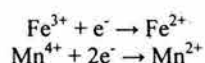
$$SI = 7.73 - 8.07 = -0.34$$

Con este resultado se entiende que es necesario agregar una base fuerte o Ca^{2+} .

8.3 REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO

El hierro y manganeso son discutidos juntos porque son muy comunes en agua cruda y los problemas que resultan de estos y sus métodos de tratamiento son similares. El hierro y manganeso son minerales que causan manchado y causan distinto color y olor en agua para beber.

La solubilidad del hierro y manganeso son controlados por su estado de oxidación. Sus reacciones redox son:



El estado de oxidación mas alto del hierro y manganeso son solubles en un insignificante grado en el agua en rangos normales de pH. En estos estados de oxidación, se forman los precipitados del Fe_2O_3 y MnO_2 .

En la presencia de oxígeno disuelto, el hierro y manganeso son oxidados en forma insoluble de Fe(III) y Mn(IV). Reduciéndolos en condiciones anaeróbicas causan la disolución de estos minerales.

Los tratamientos para la remoción de hierro y manganeso son basados en su velocidad de reacción. El manganeso es más difícil de remover que el hierro. La adición de agentes oxidantes es un método comúnmente usado para la remoción de hierro y manganeso. El cloro y permanganato son agentes químicos que más se usan. Otros agentes comunes que se usan y son efectivos son el dióxido de cloro y el ozono.

La coagulación, floculación y sedimentación remueven algo de precipitado de hierro y manganeso formados por la adición de oxígeno o agentes químicos.

8.4 REMOCIÓN DEL FÓSFORO DE AGUAS DE DESECHO POR PRECIPITACIÓN QUÍMICA

La concentración del fósforo en las corrientes es controlada, el tratamiento biológico de aguas de desecho remueve algo de fósforo en lodos biológicos que es formado en esos procesos. Los agentes usados para precipitar el fósforo disuelto son sales de los metales de calcio (Ca^{2+}), hierro, o aluminio. El cloro o las sales de sulfato de Fe^{2+} y Fe^{3+} pueden ser usadas.

La química del precipitado del fosfato formado es complejo porque los complejos formados entre fosfatos y metales y entre metales y otros ligandos en aguas de desecho. Los precipitados mas comunes formados por estos metales se muestran en la siguiente tabla indicando su rango optimo del pH.

Tabla 8.4 Precipitados del fósforo.⁴⁰

Metal	Precipitados	Rango de pH	Comentarios
Ca^{2+}	Varios fosfatos con calcio. $Ca_3(PO_4)_2$ $Ca_5(OH)(PO_4)_3$ $CaHPO_4$	≥ 10	Produce poca concentración de P residual. La alcalinidad del agua determina la dosis porque causa la formación de $CaCO_3$
	$CaCO_3$	≤ 9.5	P residual en el rango de 1 – 2 mg/L.
Fe^{2+}	$Fe_3(PO_4)_2$ $Fe_x(OH)_y(PO_4)_3$ $Fe(OH)_2, Fe(OH)_3$	6 – 8.5	Hay alguna oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+}
Fe^{3+}	$Fe_x(OH)_y(PO_4)_3, Fe(OH)_3$	6 – 8.5	
Al^{3+}	$Al_x(OH)_y(PO_4)_3, Al(OH)_3$	6 – 8.5	

La cantidad de metal necesario para remover el exceso de fósforo es dependiendo de la cantidad estequiometrica presente en las aguas de desecho. Las concentraciones típicas de fósforo en aguas residuales son en el rango de 4-8 mg/L, pero las concentraciones del flujo son comúnmente especificados como 1 mg/L o menos para minimizar los efectos ambientales.

8.5 INTERCAMBIO IÓNICO

El intercambio iónico es el cambio de iones en solución por otros iones en un medio. El intercambio iónico es primeramente usado para la remoción en tratamiento de aguas. En el tratamiento de aguas residuales puede ser usado para remover los metales tóxicos o para la recuperación de metales preciosos.

8.6 FLUORIDACION Y DEFLUORIDACION

Para agua deficiente en fluoruro, el fluoruro es adicionado después de la filtración o después del tratamiento por carbón activado si es utilizado. Los agentes mas comunes de fluorización son el fluoruro de sodio, silicofluoruro sodico (Na_2SiF_6), y el ácido fluorosilico (H_2SiF_6).

La defluoridacion es muy costosa. Los métodos para la remoción del fluoruro que incluye la precipitación química, el intercambio iónico, o intercambio químico / procesos de absorción. La alumina activada es el agente más común usada para la defluoridacion.

La cal y alumbre son usadas para precipitar fluoruros en una técnica de defluoridacion desarrollada en la India. La cantidad de alumbre requerida aumenta con forme la cantidad de fluoruro en el agua. La alcalinidad puede ser ajustada con cal (que es adicionada después del alumbre).

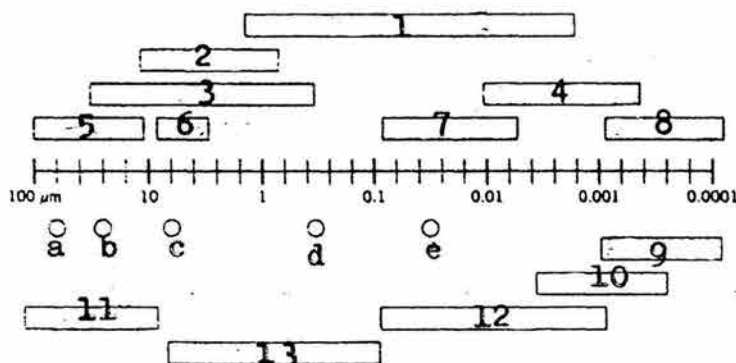
8.7 PROCESOS DE MEMBRANA

Los procesos de tratamiento por membrana son usados para separar constituyentes disueltos y coloidales en el agua. En tratamientos de membrana, agua o componentes en agua son manejados a través de una membrana bajo una presión manejada, potencial eléctrico o gradiente de concentración. Algunas aplicaciones de tecnología de membrana en tratamiento de agua es la desalinización de agua salubres. Los tratamientos por membrana son usados como filtración, remoción de microorganismos, dureza, orgánicos volátiles y otros compuestos orgánicos solubles. La tecnologías de tratamiento por membrana están incrementando y son usadas en el futuro para tratamiento de aguas residuales para la regulación de la calidad del agua.

Una aplicación importante de este proceso en tratamiento de aguas residuales es la recuperación de metales preciosos en algunas industrias; la filtración es otra aplicación. Las membranas pueden ser usadas para remover la materia coloidal en aguas residuales.

Cuando una membrana semipermeable separa dos soluciones con diferente concentración de soluto, el fluido o solvente pasa a través de la membrana para igualar la concentración de todas las especies en el otro lado de la membrana. El paso del solvente que es opuesto al soluto es osmosis.

Figura 8.1 Rangos de tamaño de partículas removidas por procesos de membrana.²⁴



En donde:

1. Macromoléculas orgánicas
2. Coloides
3. Bacterias
4. Compuestos orgánicos
5. Polen
6. Levadura
7. Virus
8. Sales disueltas
9. Osmosis inversa
10. Nanofiltración
11. Filtro de arena
12. Ultra filtración
13. Micro filtración
 - a. Aire
 - b. Visible
 - c. Células de sangre
 - d. Microorganismos muy pequeños
 - e. Virus de Polio

8.8 LA ADSORCIÓN DEL CARBÓN

El carbón se conoce desde la edad media que sirve para remover las sustancias disueltas en los líquidos. El carbón activado es el adsorbente y las sustancias son adsorbidas. Hay otros materiales que pueden servir para lo mismo pero el carbón es la mejor opción para el tratamiento de agua porque sirve para remover un gran rango de adsorbentes.

El carbón activado es el mas usado para remover los contaminantes orgánicos, particularmente químicos orgánicos sintéticos (SOCs), y también es efectivo para remover algunos contaminantes inorgánicos tal como el radon-222, mercurio y otros metales tóxicos.

9. DESINFECCIÓN

La desinfección es la destrucción de microorganismos patógenos en el agua. El agua no es necesariamente ser esterilizada.

La eficiencia para acabar con los microorganismos patógenos no es solo en seleccionar un desinfectante. Las características de un buen desinfectante son:

1. Eliminador efectivo de microorganismos patógenos.
2. No toxico para humanos o animales domésticos.
3. No toxico para peces o especies acuáticas
4. Fácil y seguro para su venta, transporte y distribución.
5. Bajo costo.
6. Fácil y fiable análisis en agua.
7. Proporcione protección para agua potable.

Hirviendo el agua alrededor de 15 a 20 minutos erradica los microorganismos patógenos pero esto es mucho gasto de energía para ser usada en la desinfección de aguas de desecho.

Hay varios agentes que son efectivos para la desinfección, incluyendo oxidantes químicos, irradiación, tratamiento térmico, y tratamiento electroquímico.

El cloro cumple con las características de un buen desinfectante. El desarrollo tecnológico en desinfección es producido en base a la cloración, incluyendo otros agentes oxidantes como las cloraminas, el dióxido de cloro, el permanganato y ozono. Bromo, cloruro de bromo y el yodo son alternativas factibles.

9.1 CINÉTICA DE DESINFECCIÓN

La cinética de la desinfección es descrita por la ley de primer orden por estudios de Chick (1908).

$$dN / dt = - k N$$

En donde:

N es el número de microorganismos

t es el tiempo

k es el coeficiente de extinción

El coeficiente de extinción es una función de la dosis del desinfectante, tipo de microorganismo y condiciones del agua. Watson (1908) define este coeficiente como la concentración del desinfectante y otros términos relacionados con el poder de desinfección.

$$K = \alpha C^n$$

En donde:

C es la concentración del desinfectante

n es constante de dilución

α es una constante de inactivación

En esta ecuación el exponente n es asumido como 1, a no ser que sea verificado experimentalmente. Combinando las dos ecuaciones anteriores e integrando, el modelo de Chick – Watson es obtenido

$$\ln N / N_0 = - \alpha C^n t$$

En donde

N_0 es el numero actual de microorganismos

La acción bactericida de un desinfectante es, por supuesto, no limitado para patógenos. Afortunadamente los microorganismos causados por las aguas de desecho son removidos generalmente por bajas dosis de desinfectante y es considerado seguro. Los protozoarios y virus requieren altas dosis de desinfectante que las bacterias. Otro uso común de los desinfectantes es para el control del crecimiento de microbios.

9.2 CLORACIÓN

El cloro participa en un numero de reacciones que afecta esta capacidad de desinfección.

El cloro es un gas disuelto que tiende a escapar a la atmósfera. Por otro lado, la pérdida del cloro por volatilización es mínima porque rápidamente se hidroliza en agua.

El cloro reacciona con las siguientes sustancias:

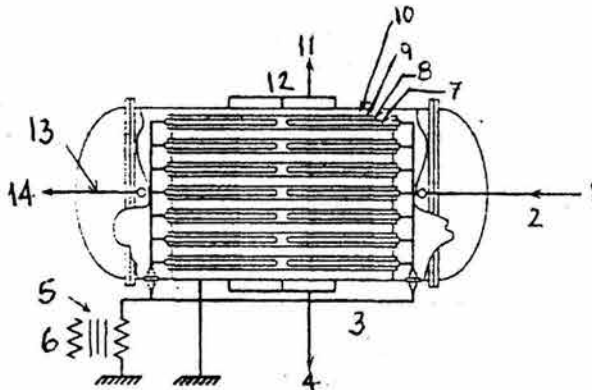
- a. Agentes reductores como el S^{2-} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y NO_2^-
- b. Materia orgánica. El cloro tiene la capacidad de reaccionar con gran variedad de grupos funcionales y otras reacciones de moléculas orgánicas.
- c. Amonio. Los ácidos del hipocloruro reacciona con amonio para producir cloraminas. (monocloramina, dicloramina y tricloramina). La distribución de los tres tipos de cloraminas es en función del pH.

9.3 OZONO

El ozono es el agente oxidante mas poderoso que otros desinfectantes. El ozono ha sido utilizado para el tratamiento de agua potable y también se usa para controlar el olor y sabor del agua.

El ozono es creado por una descarga eléctrica en un contenedor de gas de oxígeno.

Figura 9.1 Generador horizontal con tubos de ozono.

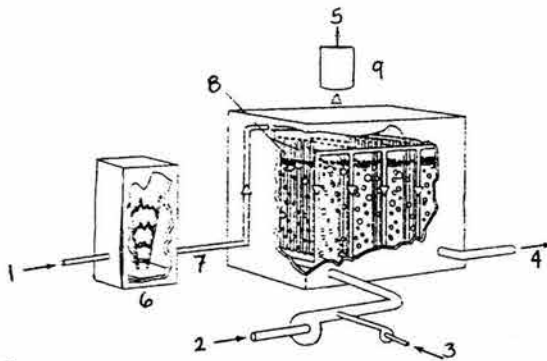


En donde:

1. Entrada de aire
2. Punto de rocío (presión y temperatura)
3. presión y Temperatura del flujo
4. Salida del agua
5. Transformador
6. Voltaje, amperaje y wattage
7. Tubo de vidrio
8. Descarga
9. Tubo de acero inoxidable
10. Enfriamiento de agua
11. Salida de agua
12. Temperatura
13. Concentración del flujo, temperatura y presión
14. Salida de ozono.

El ozono reacciona con materia orgánica. El ozono ataca directamente a la materia orgánica o radicales libres. El ozono es efectivo en la oxidación de materia inorgánica. La presencia de dióxido de carbono asociado con la alcalinidad mejora la habilidad del ozono para destruir componentes orgánicos y sirve como un desinfectante.

Figura 9.2 Sistema de oxidación UV-ozono para tratamiento de aguas residuales. (Zimpro Environmental, Inc.)



En donde:

1. Aire comprimido
2. Agua contaminada
3. Peróxido de hidrógeno
4. Flujo
5. Salida de gas
6. Generador de ozono

7. Ozono
8. Lámparas UV
9. Descomposición catalítica de ozono

9.4 RADIACIÓN ULTRAVIOLETA Y RADIACIÓN IONIZANTE

La radiación ultravioleta, que es una radiación electromagnética en el rango del espectro de 5 a 400 nm, causa la muerte de microorganismos y no deja residuos de radiación en el agua. La radiación ultravioleta ha sido usada desde estos cien años para la desinfección de aguas. En los últimos 20 años se ha incrementado la aplicación de los rayos UV en plantas de tratamiento de aguas residuales.

La radiación ionizante como la radiación gama y rayos X tienen el rango de 0.001 a 100 nm. Es un poderoso desinfectante causando un daño irreversible a las células. La aplicación de radiación ionizante es un desinfectante en el agua o aguas de desecho en la industria y ha sido limitado.

Ejemplo: Desinfección UV

Asumiendo la siguiente figura que describe la producción de UV es un sistema y encuentra el tiempo de detención en un sistema de UV para inactivar el 99.9% de *E. Coli* después de 10000 horas de operación. El sistema es designado para proveer una intensidad de 2 mW/cm² (12.9 mW/in²) con nuevos sistemas de 100 horas de operación. La constante que se utilizará será $k = 0.013 \text{ m}^2/\text{J}$. Para este sistema, cual es la remoción de *E. Coli* que ocurre en estos nuevos sistemas?

De la ecuación: $\ln(N/N_0) = -kD$, $k = 0.013 \text{ m}^2/\text{J}$ (504 ft²/Wh).

En donde k es un coeficiente de inactivación.

$$D = -(\ln(N/N_0) / k) = -(\ln(1 / 1000) / 0.013 \text{ m}^2/\text{J}) = 531 \text{ J/m}^2 = 0.0137 \text{ Wh/ft}^2$$

La intensidad de las lámparas después de 10000 h (1.14 años) de operación es aproximadamente 72% de su intensidad entonces el nuevo,

$$E_{1.14} = 0.72 (2 \text{ mW/cm}^2) = 1.44 \text{ mW/cm}^2 = 9.29 \text{ mW/in}^2 \quad (E \text{ es la intensidad promedio de UV en el reactor})$$

$$Et = D, \quad t = D/E = 531 \text{ J/m}^2 / 1.44 \text{ mW/cm}^2 (1000 \text{ mW/Js}) (1\text{m} / 100 \text{ cm})^2 = 36.9 \text{ s} \quad (Et \text{ es la dosis de radiación})$$

Cuando las lámparas son nuevas:

$$D = Et = (2.0 \text{ mW/cm}^2) (36.9 \text{ s}) = 73.8 \text{ mW-s/cm}^2 = 476 \text{ mW-s/in}^2.$$

$N = N_0 e^{-kD}$ En donde N y N_0 es el número de concentración al tiempo t e inicial respectivamente

$$N / N_0 = \exp [-(0.013 \text{ m}^2/\text{J}) (73.8 \text{ mW-s/cm}^2) (1 \text{ J/s} / 1000 \text{ mW}) (100 \text{ cm} / 1\text{m})^2] = 6.81 \cdot 10^{-5}$$

La supervivencia es de 0.0068% cuando las lámparas son nueva

10. TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO

El tratamiento biológico en aguas de desecho es principalmente usado para la remoción de materia orgánica coloidal y solutos.

El tratamiento biológico es un proceso "natural". La materia orgánica en el agua decae como resultado de la presencia de microorganismos en los cuerpos receptores del agua.

10.1 MICROORGANISMOS EN TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO

Las bacterias son el principal agente de tratamiento en cualquier proceso biológico. Tomado como un todo, sus características diversas y requerimientos de mínimo crecimiento permite la proliferación en aguas residuales. Los procesos aeróbicos son usualmente operados con baja concentración de oxígeno disuelto (DO) y los microorganismos son sujetos a periodos de tiempo variables cuando el DO no esta presente.

Los virus están presentes en los procesos de tratamiento biológico pero no tienen significancia en la remoción de compuestos orgánicos.

Los protozoarios solo se han encontrado en procesos de tratamiento aerobios; por lo tanto, estos tienen un pequeño porcentaje en los biomas.

Las levaduras y hongos no son comunes en los procesos de tratamiento para las aguas residuales. La aparición de hongos, en particular no es benéfico para el tratamiento biológico porque hace más difícil separarlos de las aguas residuales y deteriora la calidad del afluente.

10.2 PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Los lodos activados son definidos como la suspensión de microorganismos, vivos y muertos, en las aguas residuales. Los microorganismos son activados por una entrada de aire (oxígeno). Usualmente el flujo del sistema es establecido. El proceso involucra dos operaciones distintas y separadas: aeración y sedimentación.

La aeración es el primer proceso en los depósitos del proceso. Los microorganismos están mezclados con el oxígeno (aeración) en el alcantarillado. La mezcla es adecuada para prevenir la sedimentación de los microorganismos. El contenido de los depósitos de aeración son conocidos como licor mezclado (ML).

La segunda operación es la separación de los biomas y otros sólidos suspendidos en las aguas residuales.

10.3 REMOCIÓN DE SUSTRATOS Y CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS

La remoción de sustratos y crecimiento de microorganismos son cercanamente comunes. Incluso aunque estén en condiciones de muerte existe en procesos de tratamiento biológico hay un crecimiento neto de microorganismos.

Crecimiento de microorganismos y producción de lodo biológico

La producción de lodos es otra característica del proceso. La remoción y metabolismo del sustrato resulta en el crecimiento de nuevas biomas. Esta producción de biomas puede ser descrita por:

$$r_{xp} = -Yr_s$$

En donde:

r_{xp} es la producción de biomas

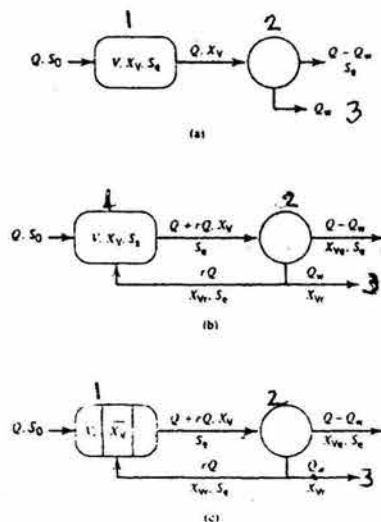
Y es la masa de microorganismos producidos por masa de sustrato removido

La producción total de sólidos depende del afluente de sólidos que no son degradables. Esto incluye tanto orgánicos inermes como sólidos inorgánicos.

10.4 CONFIGURACIONES DEL LODO ACTIVADO

El régimen primario y los procesos de mezclado de regímenes de lodo activado se muestran en la siguiente figura.

Figura 10.1 Configuraciones básicas para procesos de lodos activados. (a) Mezcla completa no reciclada, (b) Mezcla completa con sólidos biológicos reciclados y (c) Flujo tapón con sólidos reciclados.



En donde:

(a)

1. Reactor (depósito de aeración)
2. Clarificador
3. Sólidos de desecho

(b)

4. Reactor (depósito de aeración)
5. Clarificador
6. Sólidos de desecho

(c)

7. Reactor (depósito de aeración)
8. Clarificador
9. Sólidos de desecho

Q es la velocidad del flujo

S_0 es la concentración del sustrato (0 si se refiere al afluente)

X_{V0} VSS (sólidos suspendidos volátiles)

X_{T0} concentración de sólidos inorgánicos inertes ISS (sólidos suspendidos inertes). T_i se refiere a la porción inorgánica de TSS (sólidos suspendidos totales)

X_{T0} es TSS

$$X_{T0} = X_{T0} + X_{V0}$$

Tabla 10.1 Parámetros de diseño y condiciones de operación para procesos de lodos activados.⁵⁰

Proceso	θ_x , días	F:M Kg BOD ₅ /Kg MLVSS-día	Velocidad de carga Kg BOD ₅ /m ³ *día	θ_d , horas	MLTSS Mg/L	r , [0]
Convencional	5 - 15	0.2 - 0.4	0.3 - 0.6	4 - 8	1500 - 3000	0.25 - 0.5
Aeración estrecha	5 - 15	0.2 - 0.4	0.3 - 0.6	4 - 8	1500 - 3000	0.25 - 0.5
Aeración de paso	5 - 15	0.2 - 0.4	0.6 - 1.0	3 - 58	2000 - 3500	0.25 - 0.75
Aeración modificada	0.2 - 0.5	1.5 - 5.0	1.2 - 2.4	1.5 - 3	200 - 500	0.05 - 0.15
Estabilización de contacto	5 - 15	0.2 - 0.6	1.0 - 1.2	0.5 - 1.0 (a) 3 - 6 (b)	1000 - 3000 (a) 4000 - 9000 (b)	0.5 - 1.5
Aeración extendida	20 - 30	0.05 - 0.15	0.1 - 0.4	18 - 36	1500 - 5000	0.5 - 1.5
Alta velocidad de aeración	5 - 10	0.4 - 1.5	1.6 - 1.6	2 - 4	3000 - 6000	1 - 5
Oxígeno puro	3 - 10	0.25 - 1.0	1.6 - 3.3	1 - 3	3000 - 8000	0.25 - 0.5

(a) Contacto

(b) Estabilización de sólidos

10.5 PRODUCCIÓN DE LODOS EN SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS

El lodo producido en los sistemas de lodos activados o cualquier proceso de tratamiento biológico es función de las características del sustrato. El factor de rendimiento observado puede ser formulado por un proceso se opera de la siguiente condición:

$$P_{Xb} = (-Y r_s - k_e X_V) V = -Y_{obs.b} r_s V$$

En donde:

P_{Xb} es la velocidad de producción del lodo biológico

$Y_{obs.b}$ es el factor de rendimiento para sólidos biológicos

La antigüedad del lodo afecta la concentración de MLVSS (sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado), la temperatura y otros factores ambientales también afecta el factor de rendimiento.

La velocidad de la producción de los sólidos a partir de los procesos de tratamientos biológicos será mas alto que la velocidad calculada por la ecuación anterior, ya que esta solo describe la producción biológica de VSS y esto es normalmente una cantidad significativa de sólidos en el afluente en los depósitos de aeración. La velocidad de producción de los sólidos del proceso biológico es.

$$PX_t = - [Y_{rs} + k_e X_v / f_b] V + Q f_i X_{T0} = - Y_{obs,t} r_s V$$

En donde:

- PX_t es la velocidad de producción de lodo
- f_b es el radio de VSS; TSS para sólidos biológicos
- f_i es la fracción del afluente de TSS que no fue degradado
- $Y_{obs,t}$ es el factor de rendimiento total de sólidos

Ejemplo: Producción de lodos en procesos de lodos activados

Un proceso de lodos activados es tratado como un efluente fijo primario que tiene una BOD₅ de 150 mg/L y una concentración de TSS de 90 mg/L en un flujo de 25000 m³/d (6.61 Mgal/d). El tiempo de retención en los depósitos de aeración es de 5 h. MLVSS (mezcla de licor de sólidos suspendidos volátiles) es de 2100 mg/L y la corriente contiene 20 mg/L de BOD₅. El factor de rendimiento es de 0.68 mg VSS/mg de BOD₅ y el coeficiente de decaimiento de endogenos es de 0.05 d⁻¹. El VSS:TSS para sólidos biológicos y el afluente de SS son de 0.80 y 0.50, respectivamente. Encontrar el factor de rendimiento biológico observado y el rango del factor de rendimiento de sólidos totales observado. Si es posible encontrar el rango para la velocidad total de la producción de sólidos.

La velocidad de remoción del sustrato:

$$r_s = - (S_0 - S_e) / \theta_d = - ((150 - 20 \text{ mg/L}) / 5 \text{ h}) (24 \text{ h} / \text{d}) = - 624 \text{ mg/L/d}$$

Volumen del depósito de aeración es:

$$V = Q \theta_d = (25000 \text{ m}^3/\text{d})(5\text{h})(1 \text{ d} / 24 \text{ h}) = 5208 \text{ m}^3 = 5.21 \cdot 10^6 \text{ L}$$

Aplicando la siguiente ecuación:

$$Y_{obs,b} = (Y_{rs} + k_e X_v) / r_s = [0.68(- 624 \text{ mg/L/d}) + 0.05 \text{ d}^{-1} (2100 \text{ mg/L})] / - 624 \text{ mg/L/d} = 0.512 \text{ mg VSS/mgBOD}_5$$

La velocidad de producción de sólidos biológicos es:

$$PX_b = - Y_{obs,b} r_s V = - (0.512 \text{ mg VSS} / \text{mg BOD}_5) (- 624 \text{ mg BOD}_5/\text{L} / \text{d}) (5.21 \cdot 10^6 \text{ L}) (1 \text{ Kg} / 10^6 \text{ mg}) = 1.67 \cdot 10^3 \text{ Kg/d}$$

Si ninguna corriente de VSS es degradable, entonces $f_t = 1$. En la siguiente ecuación y la producción máxima teórica que puede ocurrir:

$$\begin{aligned} Y_{obs,t} &= (Y_{rs} + k_e X_v / f_b r_s) - (Q f_i X_{T0} / r_s V) = 0.512 \text{ mg VSS/mg BOD}_5 / 0.80 \text{ mg VSS/mgTSS} - [(1) (90 \text{ mg TSS/L})] / \\ & \quad [(5\text{h}) (- 624 \text{ mg/L/d})](24 \text{ h/d}) \\ &= 0.640 \text{ mg TSS/mg BOD}_5 + 0.692 \text{ mg TSS/mg BOD}_5 \\ &= 1.332 \text{ mg TSS/mg BOD}_5 \end{aligned}$$

$$PX_t = - Y_{obs,t} r_s V = - (1.332 \text{ mg TSS} / \text{mg BOD}_5) (- 624 \text{ mg BOD}_5/\text{L} / \text{d}) (5.21 \cdot 10^6 \text{ L}) (1 \text{ Kg} / 10^6 \text{ mg}) = 4.33 \cdot 10^3 \text{ Kg/d}$$

El otro extremo para la degradación de la corriente de VSS es que todo el sustrato suspendido sea degradable que se transforman en sólidos biológicos. Para resolver la ecuación es necesario conocer la contribución de estos VSS degradables en la corriente de BOD₅. Que corresponde con la sunción que todos los VSS son metabolizados en el proceso que serán asumidos que la corriente de VSS contribuye totalmente a la corriente de BOD₅.

La concentración de la corriente de VSS es de 0.50 (90 mg/L) = 45 mg/L.

Es necesario conocer la relación que hay entre VSS:TSS de VSS degradable. El valor de 0.75 será usado (la relación de VSS degradable a TSS en la corriente no es necesariamente el mismo como la relación de VSS:TSS para sólidos biológicos). Ahora los VSS degradables es asociado con (45 mg/L) / 0.75 = 60 mg de TSS/L. Además los 15 mg/L de sólidos suspendidos inorgánicos asociados con los biomas serán de 30 mg/L ISS (sólidos suspendidos inertes) en la

corriente. Algunas corriente de ISS pueden ser solubilizados en el proceso pero serán asumidos como no ISS solubilizados. El factor f_i en la ecuación siguiente puede ser determinada como:

$$f_i = 30/90 = 0.333$$

Los componentes de VSS de la corriente de TSS es implícito conteniendo en la corriente de BODs. Los sólidos inorgánicos asociados con la corriente degradable de VSS son asumidos a ser soltados con metabolismo pero la formación de los biomasa a partir del metabolismo del los VSS degradable serán reasimilados como inorgánicos. El factor de rendimiento observado y la velocidad de producción de los sólidos son:

$$Y_{obs,t} = [(Y r_s + k_e X_v) / f_b r_s] - (Q f_i X_{T0} / r_s V)$$

$$= 0.640 \text{ mg TSS / mg BOD}_5 - [(0.333)(90 \text{ mg TSS/L}) / [(5\text{h})(- 624 \text{ mg / L / d})](42 \text{ h / d})]$$

$$= 0.640 \text{ mg TSS / mg BOD}_5 + 0.231 \text{ mg TSS mg BOD}_5 = 0.871 \text{ mg TSS / mg BOD}_5 \text{ mg TSS / mg BOD}_5$$

$$P_{Xt} = - Y_{obs,t} r_s V = - (0.871 \text{ mg TSS / mg BOD}_5)(- 624 \text{ mg BOD}_5 / \text{L / d})(5.21 \cdot 10^6 \text{ L})(1 \text{ Kg} / 10^6 \text{ mg})$$

$$= 2.83 \cdot 10^3 \text{ Kg/d}$$

La producción de sólidos actual será de entre $2.83 \cdot 10^3$ y $4.33 \cdot 10^3$ Kg/d. Hay numerosos factores que son determinados llegando a la actual velocidad de producción de sólidos. El factor de rendimiento observado puede ser calculado desde estudios piloto con suficientes medidas, los valores de los factores pueden ser evaluados. Estos valores son de gran interés académico porque todos los factores de rendimiento son conocidos. Pero este ejemplo ilustra el fenómeno que lo envuelve.

10.6 DISEÑO DE PROCESOS DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO

Una edad avanzada de los lodos y una detención tardía de los procesos de lodo activado produce afluentes nitrificados. La desnitrificación ocurre cuando ciertos microorganismos (por ejemplo *pseudomonas denitrificans*) en un ambiente falto de oxígeno se usa el nitrato como un aceptor de electrones para oxidar la materia orgánica. El nitrato es reducido a gas de nitrógeno. Las siguientes reacciones describen sus transformaciones que sufre en los tratamientos de aguas de desecho:

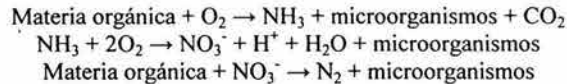
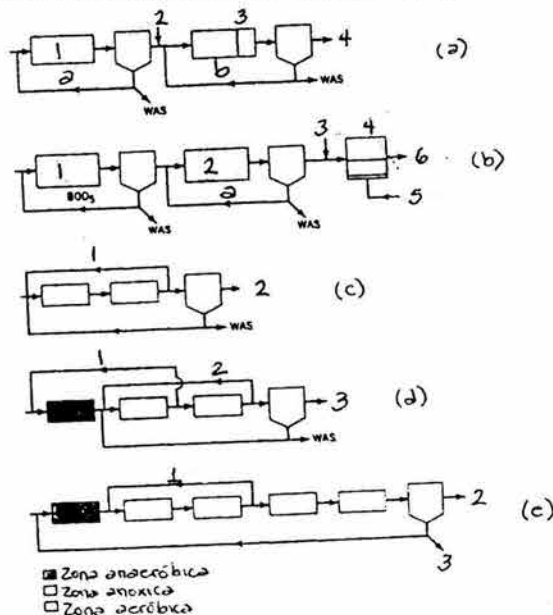


Figura 10.2 Proceso de Nitrificación – Desnitrificación.⁶⁸



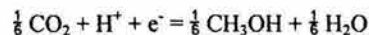
En donde:

- (a)
- a. BOD5 + Nitrificación
 - b. Denitrificación
 1. Aeración
 2. Metanol
 3. Aeración
 4. Flujo
- (b)
- a. Nitrificación
 1. Primera etapa de aeración
 2. Segunda etapa de aeración
 3. Metanol
 4. Filtre de flujo descendente
 5. Flujo
- (c)
1. Reciclado nitrificado
 2. Flujo
- (d)
1. Reciclado anoxico
 2. Reciclado nitrificado
 3. Flujo
- (e)
1. Reciclado nitrificado
 2. Flujo
 3. WAS (Lodos activados de desechos)

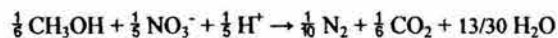
Ejemplo sobre la demanda del metanol para la oxidación con el nitrato.

¿Cuanto metanol es consumido por oxidación con 30 mg/L de NO_3^- ?

La reacción del metanol puede ser formulada como:



Esta reacción es combinada con la reacción 27 de la tabla 1.3 del apéndice para encontrar la reacción siguiente:



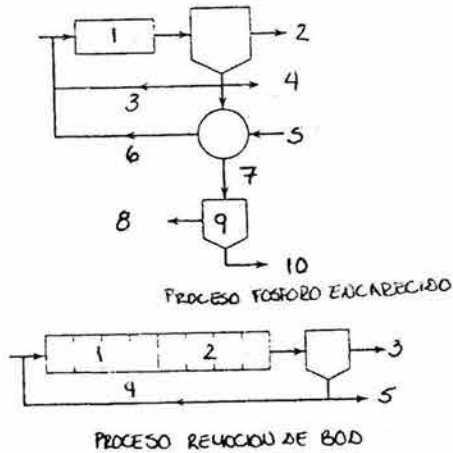
El peso molecular del nitrato es de 48 y el peso molecular del metanol es de 32. Entonces, 5.33 mg de CH_3OH son requeridos para 9.60 mg de NO_3^- . La cantidad de metanol consumido es de:

$$M = (5.33 / 9.60)30 \text{ mg/L} = 16.7 \text{ mg/L}$$

Captación del fósforo encarecido

Hay algunas bacterias que tienen la habilidad de acumular fósforo en la forma de polifosfatos en exceso que son buenos para el crecimiento de microorganismos. El lodo activado convencional contienen típicamente 1–2 % de fósforo de peso, ya que los biomas en fosfato encarecido en los procesos de remoción son capaces de acumular fósforo en exceso de 3%; en algunos casos el contenido es mayor que el 18% que se obtienen con substratos artificiales adaptados.

Figura 10.3 Proceso de remoción de fósforo reforzado.⁶⁶



En donde:

Proceso de fosforo encarecido

1. Aeración
2. Flujo
3. Retorno directo de lodos
4. Lodo activado de desecho
5. Arrastre de vapor
6. Separador de fosforo (reflujo del lodo)
7. Sobrenadante rico en fosforo
8. Retorno del sobrenadante
9. Sosa
10. Lodo químico de desecho

Proceso Remoción de BOD

1. Etapas anaeróbicas
2. Etapas aeróbicas
3. Flujo
4. Regreso del lodo
5. Lodo activado de desecho

10.7 CAPTACIÓN DEL OXIGENO EN PROCESOS DE LODOS ACTIVADOS

El oxígeno es el electrón terminal aceptor en los procesos aeróbicos metabólicos. La concentración de la demanda de oxígeno de 2.0 mg/L son considerados generalmente adecuados para mantener la eficiencia del proceso.

La ecuación para el consumo de oxígeno es:

$$r_{O_2} = -ars + bXV + kc$$

En donde:

r_{O_2} es la velocidad de remoción del oxígeno (ML-3 T-1)

a y b son constantes

kc es una constante que depende de las sustancias inicialmente presentes en los desechos que ejerce una demanda de oxígeno inmediato.

La constante a representa la fracción del sustrato removido que ha sido usado para energía y así oxidado. La constante b es la fracción de VSS que son oxidados cuando VSS es expresado en bases equivalentes de oxígeno.

10.8 CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO Y VALORES DE LOS COEFICIENTES CINÉTICOS

Los coeficientes cinéticos y las condiciones de operación de los procesos son influenciados por varios factores tal como son la concentración, componentes disueltos, materia suspendida en la afluente y la temperatura.

11. TRATAMIENTO ANAERÓBICO PARA AGUAS DE DESECHO

El tratamiento anaeróbico, siendo un tratamiento biológico, recientemente, ha significado un proceso anaeróbico en el cual el oxígeno es adicionado por aeración para que permita que la bacteria aeróbica se asimile en los desechos. El suministro de aire es el mejor gasto operacional de este proceso.

El tratamiento anaeróbico, en contraste con el tratamiento aeróbico, no requiere entrada de aire y genera considerablemente muy pequeñas cantidades de lodo. El tratamiento anaeróbico puede requerir cantidades sustanciales de energía de calor en la entrada pero esta energía puede ser desplazada por el metano producido, este es uno de los métodos o circunstancias que reduce el requerimiento de energía. El biogás (metano) es un rasgo del tratamiento anaeróbico que ha sido promovido como una solución para los problemas de energía. Las industrias de comida y bebida, por ejemplo, producen desechos que son ricos en contenido orgánico que tienen temperaturas superiores a la de la temperatura ambiente.

En décadas recientes, han ocurrido desarrollos que han incrementado gradualmente la eficiencia energética y tratamientos anaeróbicos para los desechos.

Historia

La producción del biogás, consiste primeramente en metano y dióxido de carbono, que fue descubierto en el siglo XVII por científicos que observaron que el "gas de pantano" nace de la superficie de pantanos. Este gas es el metano, un producto de degradación biológica anaeróbica de materia orgánica. La transferencia de masa del oxígeno desde la atmósfera es incapaz de mantener medidas las concentraciones de oxígeno en condiciones de agua estancada y altas concentraciones de materia orgánica. Bajo condiciones anaeróbicas, el alga produce oxígeno y es incapaz de sobrevivir.

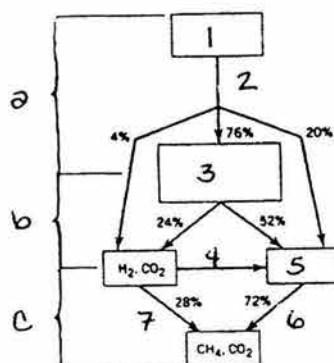
En aguas residuales, no necesariamente por diseño, el tratamiento anaeróbico ocurre en cualquier tanque, incluyendo pozos negros y tanques sépticos, los sólidos son metabolizados y solubilizados en el tratamiento anaeróbico. Los sólidos son fácilmente colectados para formar un concentrado muy alto de basura y la reducción de sólidos fue la primera aplicación de tratamiento anaeróbico hasta los tiempos modernos.

11.1 METABOLISMO ANAERÓBICO

Aquí no hay oxígeno presente o consumido en un proceso anaeróbico. En la fermentación que ocurre, una porción de compuestos orgánicos ricos de energía son oxidados pero otros compuestos orgánicos o inorgánicos como el dióxido de carbono son usados como el electrón aceptor (hidrógeno). La transferencia de electrones provoca una descarga relativamente pequeña de energía químicamente limitada (reducción de energía libre).

Ya que no hay oxígeno consumido en el proceso no hay reducción en COD (Demanda de oxígeno químico) en un proceso anaeróbico. La remoción de COD es logrado por la conversión de orgánicos a metano, que es relativamente un gas insoluble. Habrá también una producción significativa de CO_2 . La producción de hidrógeno es otro gas que aparece pero en cantidades muy pequeñas y es despreciable.

Figura 11.1 Descomposición anaeróbica de materia orgánica.⁸¹



En donde:

1. Polímeros orgánicos
2. Microorganismos fermentativos
3. Alcoholes, ácidos carboxílicos (sin acetato)
4. Acetogénesis
5. Acetato
6. Metanogénesis acetofílicos
7. Metanogénesis hidrogenofílicos
 - a. Hidrólisis
 - b. Acetogénesis
 - c. Metanogénesis

11.2 PROCESOS FUNDAMENTALES

El diseño y operación del proceso anaeróbico, se deben de saber las características de los microorganismos y rasgos de su metabolismo.

Las consideraciones más importantes para su operación de los procesos anaeróbicos son los siguientes:

11.2.1 Variables ambientales

Para las variables físicas y químicas influyen el hábitat de los microorganismos en el reactor. Los potenciales oxidación-reducción en los reactores anaerobios son usualmente por debajo de -350 mV.

(a) Temperatura

Como la temperatura incrementa, la velocidad de la reacción generalmente incrementa. Para sistemas biológicos no incrementa tanto como las reacciones químicas.

Hay dos rangos óptimos para el proceso de operación para producir metano: $30 - 40$ °C.

(b) pH

Los parámetros más importantes para el control del proceso es el pH. El rango óptimo de pH para toda bacteria metano génica estudiada por Zehnder (1982) esta entre 6 y 8 pero el pH óptimo es cerca de 7.0. Numerosas referencias reportan que el pH requerido en sistemas anaerobias para un buen desarrollo y estabilidad esta en el rango de 6.5 – 7.5. El sistema debe tener un buffer adecuado para la producción de ácidos volátiles y dióxido de carbono que se disuelve bajo las condiciones de presión. El exceso de alcalinidad o habilidad para controlar el pH debe estar presente para prevenir la acumulación de exceso de ácidos volátiles.

Los procesos anaeróbicos pueden operar arriba del rango de las concentraciones de los ácidos volátiles (desde 100 mg/L hasta 5000 mg/L) si el control del pH se lleva a cabo.

(c) Control de amoníaco y azufre

El amoníaco puede inhibir el metabolismo anaeróbico a altas concentraciones. A largas floculaciones pueden deteriorar el proceso. El amoníaco, que es muy tóxico que el ion amonio, es más prevalente en pH alto. Pero el pH alto y los niveles de NH_3 contribuye al fracaso del proceso, pero la situación puede ser controlada por la adición de ácido.

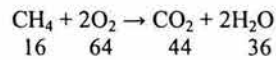
Los desechos que contienen altas proteínas producen cantidades significantes de amoníaco, con el cual incrementa la alcalinidad.

El sulfato puede ser usado como un aceptor de electrones bajo condiciones anaerobias, resultando la producción de sulfuro. Los sulfuros son inhibidores de metanogenos y el sulfato los reduce. Los desechos con altas cantidades de sulfatos pueden ser propensos a la toxicidad del sulfuro. Los metales que precipitan los sulfuros; el hierro puede ser adicionado para eliminar la toxicidad del sulfuro y disminuye sus concentraciones.

Ejemplo sobre el rendimiento del metano

Demuestre el máximo factor de rendimiento del CH₄ es de 0.35 m³ CH₄ / Kg COD (5.6 ft³ / lb). Calcular también el volumen diario del metano producido por un desecho que contiene un COD de 3000 mg / L si el 80% del desecho es degradado y las aguas de desecho tienen un flujo de 675 m³/d (0.178 Mgal/d).

Ya que todo el COD removido en un proceso anaeróbico es convertido a metano, es necesario determinar el COD equivalente al metano. Es un hecho, como la cantidad de oxígeno requerido para completar la oxidación de 1 mol de CH₄ a STP. La reacción balanceada es:



El COD de metano es de 64 g O₂ / 16 g de CH₄ o 4.00 g/g. El metabolismo completo de 1.00 Kg de COD producirá 0.25 Kg de CH₄. El número de moles del CH₄ producido será de 250 g / 16 g = 15.6 moles. El volumen de un mol de gas es de 22.4 L. El volumen total del gas producido es de:

$$V = 22.4 \text{ L/mol} * 15.6 \text{ moles} = 349 \text{ L} = 0.354 \text{ m}^3$$

La siguiente ecuación es utilizada para determinar el volumen del metano producido por los desechos que contienen 3000 mg/L de COD a una velocidad de flujo de 675 m³/d con un 80% de COD removidos.

$$\begin{aligned} Q_m = Q E M S_{T0} &= (675 \text{ m}^3/\text{d})(0.80)(0.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{Kg})(3000 \text{ mg/L})(1 \text{ Kg} / 10^6 \text{ mg})(1000 \text{ L} / 1 \text{ m}^3) \\ &= 567 \text{ m}^3 / \text{d} = 20 \text{ 000 ft}^3 / \text{d} \end{aligned}$$

Nota: El volumen total del gas producido depende del volumen del CO₂ producido. Si la relación CH₄:CO₂ es de 2:1 en las bases volumétricas, el volumen total del gas producido será de 851 m³/d (30030 ft³/d).

11.3 ANÁLISIS DEL PROCESO

La complejidad de los procesos anaerobios hace que los modelos se dificulten. Los modelos desarrollados restringen el crecimiento del proceso porque así es más fácilmente modelarlo. El modelo es desarrollado en cada fase de la descomposición anaeróbica.

11.3.1 Modelo general para un proceso anaeróbico

Un modelo de todo proceso considera solo una biomasa simple y trozos de sustratos unidos. Esto es validado en todo modelo porque la formación del metano es el paso más lento en la fermentación anaeróbica. En algunas circunstancias, esto gobierna la velocidad del arreglo del proceso.

El reactor considerado será un CM (mezclado completo). El balance del sustrato, considerando la velocidad de remoción según Monod es:

$$Q S_0 - Q S_e - [k X_v S_e / (K + S_e)] V = d S_e / dt * V$$

En donde:

- S₀ es el afluente del COD
- S_e es el derrame de COD
- X_v VSS en el reactor anaeróbico
- k es el coeficiente de velocidad
- K es la constante de velocidad
- t es el tiempo

El balance de los biomas (ecuación de crecimiento biológico neto) es:

$$- Q X_v + Y [k X_v S_e / (K + S_e) * V] - k_e X_v V = d X_v / dt * V$$

En donde:

- Y es el factor de rendimiento total
- k_e es el factor de decaimiento total

Las ecuaciones anteriores son las mismas para crecimientos suspendidos en sistemas de lodos activados.

La ecuación para la producción de metano depende de la velocidad de remoción de la sustancia y el factor de conversión para COD para el metano (0.25 g CH₄/g COD).

Estas dos ecuaciones deben ser aplicadas con precaución, ya que este modelo es altamente simplificado. Los datos de operación y coeficientes son:

$$Q_m = 0.25 [k X_v S_e / (K + S_e)] V$$

En donde:

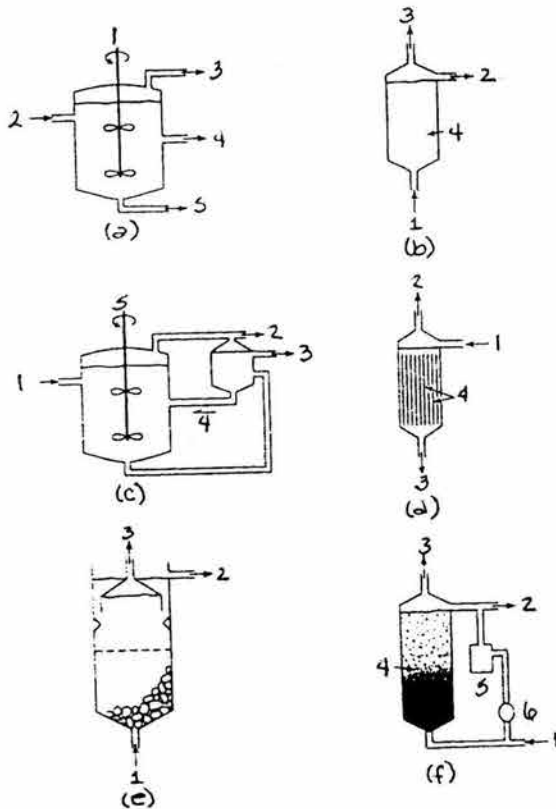
Q_m es el depósito de masa por unidad de tiempo

La constante k es la máxima velocidad esta relacionada con la concentración de biomas activos en el reactor.

11.4 NUEVOS PROCESOS DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO

Cualquier tratamiento biológico requiere investigaciones de laboratorio y estudios de plantas piloto antes de su implementación.

Figura 11.2 Procesos de tratamiento anaeróbico.



En donde:

- (a) Digestor convencional
- 1. mezclador
- 2. Alimentación
- 3. Gas
- 4. Líquido digerido
- 5. Lodo de desecho

- (b) Reactor de película de sobreflujo fijo
 1. Alimentación
 2. Líquido digerido
 3. Gas
 4. Empacado

- (c) Digestor con reciclado
 1. Alimentación
 2. Gas
 3. Líquido digerido
 4. Retorno del lodo
 5. Mezclador

- (d) Reactor de flujo descendente película fija
 1. Alimentación
 2. Gas
 3. Líquido digerido
 4. Canales

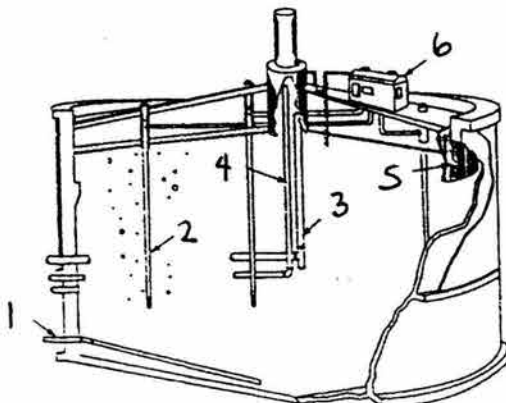
- (e) Reactor flujo ascendente de manta de lodo anaeróbico
 1. Alimentación
 2. Líquido digerido
 3. Gas

- (f) Reactor de cama fluidizada
 1. Alimentación
 2. Líquido digerido
 3. Gas
 4. Cama fluidizada o expandida
 5. Trampa de arena
 6. Bomba de reciclado

11.4.1 Tratamiento convencional anaeróbico

Antes de la llegada de las tecnologías de tratamiento anaeróbico, este se refería a la “digestión anaerobia” de sólidos generados en biología aeróbica de operaciones de aguas residuales. El tratamiento convencional consiste en un reactor de buen mezclado sin sólidos reciclables. Todos los sólidos están en suspensión. El tiempo de retención de sólidos (SRT) es igual al tiempo de retención hidráulica (HRT) en un reactor de sólidos suspendidos sin recicle. El reactor debe proporcionar un mínimo de HRT cerca de 10 d a 35°C; dependiendo del gasto. Los sistemas convencionales modernos incorpora estos rangos y son referidos como digestores de alta velocidad comparados con sistemas convencionales mas viejos.

Figura 11.3 Digestor anaeróbico de alta velocidad con mezclado de gas. (Envirex)



En donde:

1. Lodo arrastrado digerido
2. Descarga de gas
3. Línea de alimentación de lodo
4. Extracción de gas
5. Borde
6. Compresor y cuarto de control

El SRT contra la temperatura se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 11.2 SRT sugerido para digestión de lodo a varias temperaturas de operación.

Temperatura °C	SRT Mínimo	SRT sugerido para diseño (d)
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

Las cargas de este reactor son expresadas en términos de VSS, que es la porción orgánica de TSS, comúnmente, VSS es cerca de 75% de TSS. El rango de carga es de 0.5 a 6.0 Kg VSS / m³ / d (0.03 – 0.4 lb / ft³ / d). Las cargas más bajas son de 0.5 a 1.0. Las concentraciones de COD puede variar desde 15 000 a 180 000 mg/L o más si las concentraciones de COD soluble esta presente.

11.4.2 Proceso de contacto

El proceso de contacto utiliza reactores de mezclado perfecto pero incorpora sólidos que reciclan un dispositivo de separación de sólidos para aumentar SRT. Esos sistemas son similares a sistemas de lodos activados convencionales. Ya que el STR puede ser controlado separadamente del HRT (tiempo de retención hidráulica), el HRT puede ser reducido considerablemente. Además, manteniendo el SRT necesario para los biomas, reciclando sólidos retiene las corrientes sólida en el sistema por el SRT, que es mucho mas tiempo que el HRT, así se proporciona mas tiempo de tratamiento para estos sólidos.

El proceso de contacto es el mejor para el tratamiento de desechos que tienen como intermediario sólidos suspendidos que su concentración varía de 2000 a 100000 mg/L. La separación de sólidos en la corriente del reactor requiere un clarificador u otro dispositivo.

11.4.3 Reactores de flujo ascendente manta de lodo anaeróbico (UASB)

El proceso UASB es el comúnmente mas usado para altas cantidades en los procesos de tratamientos anaeróbicos. El reactor cuenta con una densa capa de lodo en la porción más baja del reactor. Distintos gránulos de lodo son formadas usualmente, pero en algunos casos la sabana de lodo es floculente. Si la cama de lodo es granular o floculenta esto no afecta la operación o desempeño del sistema UASB. La concentración de VSS que puede ocurrir en esta zona es arriba de los 100 g/L. El desecho es introducido en el fondo del reactor, donde esta en contacto con la cama de lodo, esto es degradado a CH₄ y CO₂.

El clarificador es normalmente incorporado en el tope del reactor para conservar espacio.

Mecanismos que llevan a la formación de lodo granular, es el aspecto más significativo de estos reactores. El UASB es el más sensible que otros procesos para la composición de desechos.

Las velocidades de flujo ascendente típicos de UASB esta en el rango de 1 – 2 m/h (3.3 – 6.6 ft/h) aunque Lettinga y Hulshoff Pol (1991) y van Andel y Lettinga (1994) recomiendan que el promedio diario de la velocidad del flujo ascendente no sea excedida de 1 m/h (3.3 ft/h).

11.4.4 Reactores de flujo de película

Este tipo de reactores utilizan un flujo medio que proporciona una superficie en la cual las bacterias se atascan y desarrollan. El medio inmoviliza la bacteria; consecuentemente, estos reactores pueden conseguir un SRT (Tiempo de retención de sólidos) en exceso de 100 d. Como resultado, estos procesos se adaptan bien a los cambios de flujo y velocidad y la calidad del afluente y son los más estables de los reactores de alta velocidad.

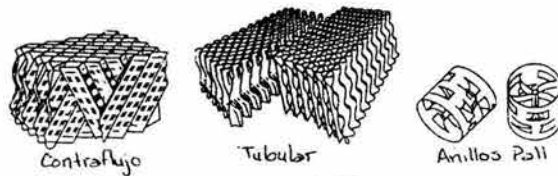
Hay tres variaciones de este tipo de reactores: flujo ascendente, flujo descendente y reactores de cama fluidizada. Cada uno tiene sus cualidades particulares.

Reactores de flujo ascendente

Estos reactores son también llamados “biofiltros”. Este nombre está mal aplicado, ya que la filtración no juega un rol significativo en este proceso. Estos son actualmente “reactores biológicos empacados”. Estos están rellenos con piedras o módulos de plástico que ocasiona múltiples canales en una gran área de superficie. Las aguas residuales son introducidas en el fondo y tienen una tolerancia de sobreflujo en el tope. Las bacterias están presentes en grupos en los canales cerca del filtro. Los flujos son bajos y el esfuerzo cortante muy pequeño.

El tipo de relleno apropiado para estos reactores son los anillos Raschig, anillos flexibles, anillos Pall, piedras o bolas de plástico y empaques tubulares y transversales.

Figura 11.4 Empaques comerciales usados en reactores de flujo ascendente



Usando piedras o bolas de plástico de 20 mm (0.8 in) de diámetro resulta un volumen de espacio del poro cerca del 40%. Los flexibles proporcionan un volumen de hueco de 95% por lo tanto son más deseables, pero estos son mucho más costosos. Los empaques usados en este tipo de reactores generalmente los rangos del diámetro son de 20 a 170 mm (0.8 – 6.7 in).

Las características de estos empaques afectan la operación y desarrollo de estos reactores. Los ideales son los que tienen más área de superficie y porosidad. A mayor porosidad hay más acumulación de biomasa.

Reactores de flujo descendente

En este tipo de reactor las bacterias crecen en superficies horizontales. El afluente es introducido en la cima del reactor y es transportado al fondo del reactor.

En el desarrollo de un reactor lleno, la producción del gas proporciona un grado considerable de mezclado. El mezclado ayuda al mantenimiento de sólidos en suspensión. La concentración de sólidos suspendidos arriba de 3% puede ser alojados por este tipo de reactores. Varios tipos de soportes orientados verticalmente pueden ser usados en este tipo de reactores pero porosos, el promedio de porosidad como la arcilla o materiales fibrosos de poliéster han tenido los mejores resultados. Algunos reactores han sido diseñados con canales con lados de 1 a 2.5 cm (0.1 – 1 in) y superficies específicas en el rango de 100 a 150 m²/m³ (30 – 46 ft²/ft³). El volumen del vacío es de 60 a 90% del volumen total del reactor.

Reactores de cama fluidizada

Este tipo de reactores son la más reciente innovación en la tecnología de tratamiento anaeróbico. En estos reactores, las bacterias crecen en partículas en un medio tal como la arena, el líquido es bombeado a través del reactor a gran velocidad. Así se obtienen las partículas suspendidas y se obtienen grandes velocidades de transferencia de masa.

Como la velocidad del líquido en la cama se incrementa, en estas camas se ha demostrado en escala de laboratorio para el tratamiento doméstico de desague a temperatura ambiente. El rango de COD aceptable en concentraciones es de 1000 a 30000 mg/L. La carga es de 1 a 30 Kg de COD/m³/d (0.06 – 1.9 lb/ft³/d).

11.4.5 Digestión anaeróbica en dos fases

La digestión anaeróbica en dos fases es adaptada para el metabolismo anaeróbico en dos etapas. Los reactores por separado son diseñados por acidogenesis y metanogenesis. La ventaja de esta configuración son las condiciones de cada reactor que puede ser organizado por cada grupo de microorganismos. Bajo pH y baja SRT limitara el crecimiento de metanogenes en el ácido formado por el reactor. El pH optimo del ácido formado es alrededor de 5.6 mientras el metano formado tiene un pH optimo cerca de 7.0. Si el rango de pH es bajo alrededor de 5.0 – 6.0 es mantenido en el ácido formado en el reactor entonces cualquier modificación de los procesos pueden ser usados.

La hidrólisis y la formación de ácidos grasos volátiles ocurre en la primera reactor (fase) y su conversión al metano ocurre en el segundo reactor. Aunque los estudios han encontrado que la eficiencia del tratamiento en general puede ser mejorado en un sistema de dos fases.

11.5 COMPARACIÓN DE PROCESO DE TRATAMIENTO AERÓBICO Y ANAERÓBICO

El HRT y los rangos de carga para el proceso anaeróbico se resumen en la siguiente tabla.

Tabla 11.4 Características y uso energético para procesos anaerobios.

Parámetro	Convencional	Contacto	Filtros	UASB	Cama fluidizada
HRT, días	15	5	1	1	0.5
Velocidad de carga					
Kg COD/m ³ /d (lb/ft ³ /d)	0.5 – 6.0 (0.03 – 0.4)	2 - 10 (0.12 – 0.6)	5 – 30 (0.3 – 1.9)	0.5 – 40 (0.03 – 2.5)	1 – 30 (0.06 – 1.9)
Consumo de energía calórica					
MJ/m ³ (KWh/ft ³)	105 (0.83)	95 (0.75)	93 (0.73)	93 (0.73)	93 (0.73)
Mezclado y bombeo, consumo de energía					
MJ/m ³ (KWh/ft ³)	88 (0.89)	26 (0.20)	0.1 (0.0008)	0.1 (0.0008)	1 – 29 (0.008 – 0.23)
COD para su propia suficiencia					
Kg/m ³ (lb/ft ³)	26 (1.6)	17 (1.06)	14 (0.87)	14 (0.87)	15 – 19 (0.94 – 1.19)

Las velocidades de carga para el proceso aeróbico son de 0.15 a 5 Kg COD/m³/d. Operando Rangos de temperatura dados en esta tabla para los procesos convencionales y de contacto reflejan temperaturas más comúnmente, pero es factible operar estos procesos a temperaturas debajo de 20°C.

En general, la comparación entre el proceso anaeróbico y aeróbico deben ser analizadas con precaución, ya que cada caso individual tiene peculiaridades que pueden ser factibles en ciertos procesos. En algunos casos, ambos procesos anaeróbico y aeróbico pueden ser usados conjuntamente para un tratamiento optimo.

El principal objetivo de estos procesos es la remoción del contaminante. Una comparación en general para ambas remociones de contaminante, los siguientes puntos deben ser considerados:

1. Numero y tamaño de operación de cada proceso.
2. La energía y gastos dentro del proceso.
3. Estabilidad del proceso.
4. Producción de lodos.
5. Facilidades de monitoreo y laboratorio que implica.

Los indicadores típicos para reducciones de microorganismos y patógenos para varios tratamientos de aguas residuales se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 11.5 Remoción de indicadores y patógenos en procesos de tratamiento de desagües

Tipo de tratamiento de desagües	Rango de remoción para varios organismos, %
Tanques sépticos	25 – 75
Primario	5 – 40
Lodos activados	25 – 99
Digestión anaeróbica	18 – 99
Filtros de escurrimiento (goteo)	25 – 92
Estanques de estabilización de desechos	60 – 99
Terciario (floculación, filtración de arena, etc.)	93 – 99.99

12. TRATAMIENTO EN ESTANQUES, SISTEMAS DE TIERRA Y TIERRA HÚMEDA

El agua estancada es históricamente el tratamiento de agua más antigua. Actualmente se le da mas atención en tratamiento de aguas residuales en tierra húmeda. Los beneficios económicos y ecológicos son altos si se realizan estas opciones. El tratamiento de todos estos sistemas es complejo, ya que la diversidad del fenómeno natural hace que su realización sea distinto. El diseño apropiado y la operación controlada de estos sistemas mejora la realización del proceso.

12.1 APRECIACIÓN GLOBAL DE ESTABILIZACIÓN DE ESTANQUES

La estabilización de estanques, la tendencia de sus depósitos son procesos naturales de estabilizar los desechos y la muerte de patógenos. Los estanques pueden o no ser aireados.

El ecosistema en un estanque es complejo, Como en cualquier proceso de tratamiento biológico, los microorganismos atacan y convierten a la materia orgánica en nuevos microorganismos; produciendo los productos finales CO₂, H₂O, y otras sustancias inorgánicas; y bioproductos. Las algas están presentes en significantes cantidades en algunos estanques y que usan CO₂ y luz solar (fotosíntesis) para producir nuevas células y O₂. El balance de oxígeno depende de las actividades del alga y microorganismos aeróbicos y el oxígeno transferido de la atmósfera.

La penetración de la luz en los estanques es importante para la actividad fotosintética y también para la inactivación de patógenos. Fotosintéticamente, la radiación cae de entre 400 y 700 nm. El coeficiente de atenuación de la luz en esta región depende de la concentración de las algas y la longitud de la luz.

El afluente de los estanques consiste en materia orgánica soluble, microorganismos y materia orgánica. Las algas, cuando están presentes en los estanques, son un componente primario del afluente de sólidos suspendidos.

12.2 TIPOS DE ESTANQUES

Los estanques son clasificados de acuerdo con el régimen metabólico presente en el estanque:

1. Anaeróbico
2. Facultativo
3. Aeróbico o maduración de estanques
4. Estanque aireados

Los estanques anaerobios son faltos de oxígeno en su profundidad. Lo anaeróbico decae es dos etapas de proceso. En la primer etapa los compuestos orgánicos se forman en dos pequeñas moléculas que son fermentadas con los ácidos. No hay reducción en COD en la primera etapa de fermentación. El metano convierte a la bacteria en ácidos orgánicos y estos en metano y dióxido de carbono.

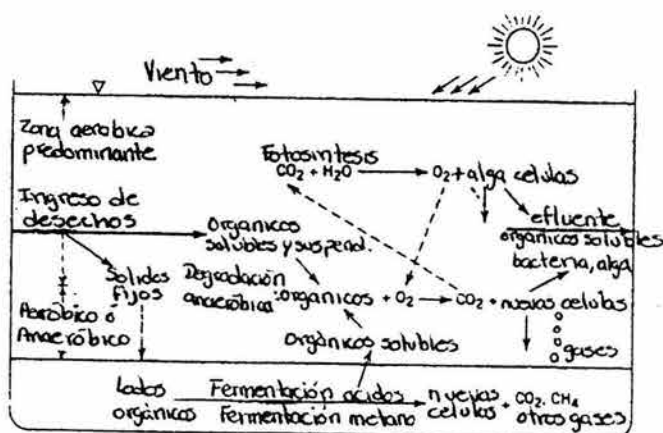
Los facultativos es el tipo más común de los estanques. La profundidad de estos estanques es de 1.2 a 2.5 m (4 – 8 ft). El área de superficie mas larga y la carga mas baja de orgánicos resulta medible en la concentración de oxígeno disuelto en las capas más exteriores del estanque.

La siguiente tabla proporciona datos de operación en estanques anaerobios. En climas templados los estanques anaerobios pueden lograr la remoción de BOD₅ de un 60 – 80 %.

Tabla 12.1 Datos de estanques anaerobios.

Afluente de BOD ₅ Mg/L	Afluente definitivo de BOD ₅ Kg/ha/d (lb/acre/d)	Profundidad M (ft)	Tiempo de detención Días	T °C	Remoción %	Comentario
374	1960 (1750)	2.2 (7.2)	4.2	29.5	61	Doméstico, 2 meses de datos
226	2280 (2034)	4.5 (14.8)	4.5	23.5	52	Doméstico, 3 meses de datos
893	---	---	1.0	27	31	Rastros, 1 semana de datos
1304	636 (567)				87	Conservas (fábrica), 4 años
415	107 (95)				73	Conservas (fábrica), 4 años
708	155 (138)				83	Producción de leche, 3 años
	1120 – 3360	2.4 – 3.0	2 - 7		70 – 80	Datos generales en tratamientos de estanques en aguas industriales de la India.
	404 (360)	0.9 (3.0)	60		70	Desperdicio químico, Texas.
	439 (392)	1.8 (5.9)	15		51	Enlatado
	1411 (1258)	2.2 (7.2)	16		80	Comida y pollerías.
	60 (54)	1.1 (3.6)	65		89	Químicos.
	388 (346)	1.8 (5.9)	18.4		50	Papel.
	1604 (1430)	1.8 (5.9)	3.5		44	Textil.
	27 (24)	2.1 (6.9)	50		61	Azúcar.
	179 (160)	1.8 (5.9)	245		37	Servicios de entrega.
	3360 (3000)	1.3 (4.3)	6.2		68	Piel.

Figura 12.1 Proceso de estabilización de estanques.³⁸



Los estanques aeróbicos o de maduración son muy pocos profundos 30 – 45 cm (1 – 1.5 ft) de profundidad. La carga de orgánicos es baja. Siempre hay algas presentes en un estanque de maduración.

Los estanques aireados cuenta con aeración mecánica en adición de alga y aeración atmosférica para suplir el oxígeno. La profundidad de estos estanque es de 2 a 6 m (6.5 – 20 ft). Estos estanques son esencialmente sistemas de lodos activados.

12.3 DISEÑO DE SISTEMAS DE ESTANQUES

El diseño empírico para el flujo son usualmente designados con mas de una célula. Los flujos son basados en el numero total de células en el sistema. Basado en algunos años de experiencia, se muestran los rangos de flujo de los estanques en la siguiente tabla:

Tabla 12.2 Diseño de carga para estanques⁵⁴

Temperatura promedio del aire, °C	Velocidad de carga de orgánicos	
	Kg de BOD ₅ /ha/d	Lb/acre/d
< 0	11 – 22	9.8 – 20
0 – 15	22 – 45	20 – 40
> 15	45 - 90	40 - 80

(a) Remoción de sólidos suspendidos

El afluente de SS son removidos en la primer célula en un sistema de estabilización del estanque. La maduración del estanque son designados por SS establecidos, pero su desarrollo es variable, particularmente con respecto al alga.

(b) Remoción de nitrógeno y fósforo

El nitrógeno es removido por un numero de procesos en un estanque estabilizado. El amoniaco y los nitratos son asimilados en las algas, plantas y biomas de bacteria. Los sólidos biológicos en el afluente desde el estanque son una fuente de perdida de nitrógeno. El pH de los estanques son generalmente en el rango alcalino durante la actividad del alga puede subir cerca de 9.0. El nitrógeno total removido es de 46 a 95 % es depósitos anuales de los estanques. La cantidad de remoción ocurrida en la primera célula donde es despojado de amonio es un factor significativo.

La dinámica del fósforo y su transformación son complejas en un sistema de estanques. La reacción primaria que afecta la cantidad de fósforo en el afluente del estanque incluye la actividad del alga y las reacciones de las bacterias con cationes que forman precipitados. Las reacciones secundarias ácido – base son una influencia para las reacciones primarias. La captación biológica del fósforo en un proceso cíclico. Microorganismos aeróbicos suspendidos remueven el fósforo de la solución.

Balace de energía para estanques

La temperatura para el diseño de un estanque es tomado usualmente como la temperatura del mes mas frío.

Las temperaturas de los estanques pueden ser calculadas desde el balance de energía. La energía transferida que ocurre a través de toda la superficie de un estanque. El calor se pierde a través de la superficie del estanque expuesto a la atmósfera por evaporación, convección y radiación. El calor es ganado por medio de la radiación solar. Modelos semiempíricos han sido desarrollados para este fenómeno.

Si el estanque es de CM, el balance de calor es similar al balance de masa. Aplica la siguiente ecuación:

$$Q T_0 - Q T_p - \phi A (T_p - T_a) = dT_p / dt * V$$

En donde:

T_0 , T_p y T_a son afluentes, estanques y temperatura del medio ambiente respectivamente, en °C.

ϕ es el coeficiente de transferencia de calor

A es el área de superficie del estanque.

V es eliminado en el tercer termino del lado izquierda de la ecuación, ya que V multiplica la velocidad de transferencia de calor y es incluido en el denominador de la expresión de transferencia de calor, las condiciones son estables, aplicando la temperatura en términos de otras variables queda de la siguiente forma:

$$T_p = (A \phi T_a + Q T_0) / (A \phi + Q)$$

Un alto ϕ nos indica que la temperatura del estanque es cercana a la del medio ambiente.

12.4 LAGUNAS AEREADAS

Una laguna aireada incorpora características de operaciones de lodo activado y estanques estabilizados. La característica principal de las lagunas aireadas es la aireación mecánica para suplir oxígeno para mantener condiciones aeróbicas.

El grado de mezclado de las lagunas es variable. Algunos sistemas tienen un grado de aeración suficiente para mantener todos los sólidos suspendidos. No hay métodos suficientes para fijar el poder requerido para mantener los sólidos en suspensión.

12.5 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN SISTEMAS NATURALES

Los sistemas naturales para tratamiento de aguas residuales y la distribución incluye la aplicación de aguas residuales en tierra y tratamiento de aguas residuales a través de tierras húmedas naturales o artificiales.

Alta BOD y TSS de remoción pueden ser alcanzados en estos sistemas. El nitrógeno removido depende de varios factores, incluyendo las características de la tierra tanto lo biológico, químico y el fenómeno de transferencia de masa. El fósforo es mucho menos movable que el nitrógeno esto depende del tipo de tierra.

Figura 12.2 Los sistemas de aplicación en tierra pueden ser usadas para bosques o irrigación para cosecha en la agricultura.⁶⁷

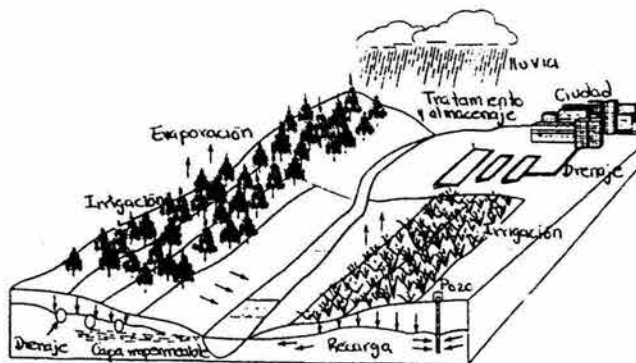


Tabla 12.7 Características de sistemas para tratamiento de tierras.⁵⁴

Característica	Sistema		
	Velocidad baja	Infiltración rápida	Flujo por tierra
Flujo de aplicación hidráulica, m/año (ft/año)	0.5 – 6 (1.6 – 20)	6 – 125 (20 – 410)	2 - 20 (10 – 66)
Impermeabilidad de la tierra, cm/h (in/h)	>0.15 (0.06)	>1 (0.4)	<0.5 (0.2)
Pretratamiento mínimo	Primario	Primario	Filtrado fino
Carga de BOD, Kg/ha/año, (lb/acre/año)	370 – 1830 (330 – 1633)	8000 – 46000 (7140 – 41000)	2000 – 7500 (1780 – 6690)
Método de aplicación	Rociador o superficie	Superficie	Rociador o superficie
Pendiente de tierra conveniente			
0 – 12 %	Alto	Alto	Alto
12 – 20 %	Bajo	Bajo	Moderado
> 20 %	Muy bajo	No se usa	No se usa
Uso de tierra conveniente			
Abierta o de cosecha	Alto	Alto	Alto
Parcialmente forestada	Moderado	Moderado	Moderado
Altamente forestada	Bajo	Bajo	Bajo
Desarrollado (residencial, comercial o industrial)	Muy Bajo	Muy bajo	Muy bajo

12.5.1 Sistemas de infiltración rápida

El crecimiento de las cosechas no es una consideración. La nitrificación o nitrificación – desnitrificación se realiza a lo largo de la remoción del fósforo.

Las aguas de desecho son aplicadas intermitentemente en todo el sistema de infiltración rápida (RI), que mejora el proceso de tratamiento de estos sistemas y maximiza las velocidades de infiltración.

Tabla 12.9 Ciclos de cargas sugeridas para sistemas RI.⁶⁶

Tratamiento	Pretratamiento	Temporada	Periodo de aplicación (días)	Periodo de secado (días)
Máxima velocidad de infiltración	Primario	Verano	1 – 2	5 - 7
		Invierno	1 – 2	7 – 12
	Secundario	Verano	1 – 3	4 – 5
		Invierno	1 – 3	5 – 10
Máxima remoción de nitrógeno	Primario	Verano	1 – 2	10 – 14
		Invierno	1 – 2	12 – 16
	Secundario	Verano	7 – 9	10 – 15
		Invierno	9 – 12	12 – 16
Máxima nitrificación	Primario	Verano	1 – 2	5 – 7
		Invierno	1 – 2	7 – 12
	Secundario	Verano	1 – 3	4 - 5
		Invierno	1 - 3	5 - 10

12.6 TIERRAS HÚMEDAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Las tierras húmedas son ecosistemas naturales con diversidad y complejidad en la naturaleza. Definiciones de las tierras húmedas varían. Fundamentalmente todas las tierras húmedas son intermitentemente inundadas con agua. Una variedad de vida silvestre desde peces hasta aves acuáticas son encontradas en estas tierras que dependen de ella para sobrevivir.

Las tierras húmedas naturales a través del mundo son poblados por vegetación. Plantas acuáticas flotantes son usadas en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. La vegetación en las tierras húmedas naturales en función del tipo y locación de estas tierras.

Los tierras húmedas son designadas para remover contaminantes convencionales de BOD, SS, y nutrientes. Algunos metales son removidos en significantes extensiones. El afluente del alcantarillado es de tratamiento secundario, las aguas de lluvia, aguas ácidas provenientes de minas, y aguas de desecho industriales han sido tratadas en tierras húmedas, la aplicación mas común de tierras húmedas es por afluentes secundarios. La remoción de BOD, SS, N, P, y metales pesados de afluentes secundarios no ocurre en grandes extensiones que en otras formas de tratamiento de tierra.

La acumulación de nutrientes y orgánicos en tierras húmedas favorece el crecimiento de vegetación.

Tabla 12.11 Carga hidráulica sugerida para tierras humedas.73

Tratamiento	Carga hidráulica, m ³ /ha/d (gal/acre/d)	
	Flujo en superficie	Flujo en subsuelo
Tratamiento básico	Datos insuficientes	230 – 620 (24600 – 66300)
Tratamiento secundario	120 – 470 (12800 – 50200)	470 – 1870 (50200 – 200000)
Tratamiento de refinado	190 – 940 (20300 – 100500)	470 – 1870 (50200 – 200000)

13. PROCESO DE LODOS Y APLICACIÓN EN TIERRA

La disposición de lodo es una de las mejores operaciones de cualquier proceso de tratamiento en cuestiones de gastos. Hay varias opciones biológicas o físico – químicas para reducir el volumen y cantidad del lodo. Lodos concentrados son más fáciles de controlar.

13.1 CARACTERÍSTICAS DE LODOS Y SUS CONDICIONES

Las altas concentraciones de sólidos en lodos pastosos afecta la densidad y viscosidad de la suspensión. Lodos deshidratados pueden tener un rango de concentración de sólidos arriba del 40% en peso en los depósitos.

(a) Densidad del lodo

La masa de los sólidos pastosos son normalmente relacionados a los sólidos suspendidos volátiles (VSS) y sólidos suspendidos fijos (FSS) en la pasta. La gravedad específica de la pasta, S_s es:

$$S_s = (\text{masa de la pasta} / \text{volumen de la pasta}) / 1.0 = (m_w + m_v + m_f) / V_s$$

En donde:

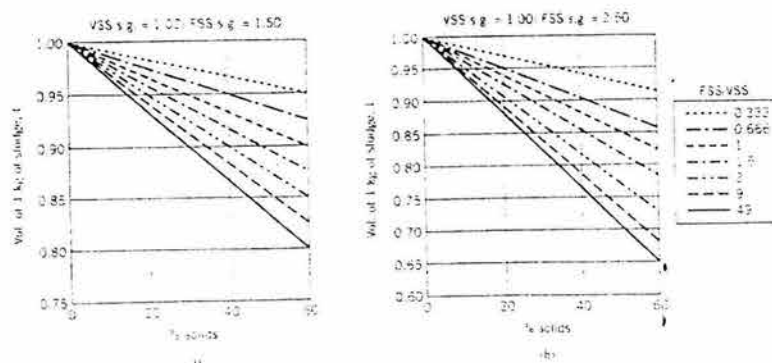
M_w, m_v, y m_f son las masas del agua, VSS y FSS, respectivamente

V_s es el volumen de la pasta de lodo

La gravedad específica de la materia orgánica es cerca de la del agua (1.0); el rango de la densidad del los sólidos del lodo activado es 1.01 – 1.10 g/L. Los sólidos minerales tienen una gravedad específica mas grande. Un valor de 2.5 es comúnmente usado para la gravedad específica de FSS .

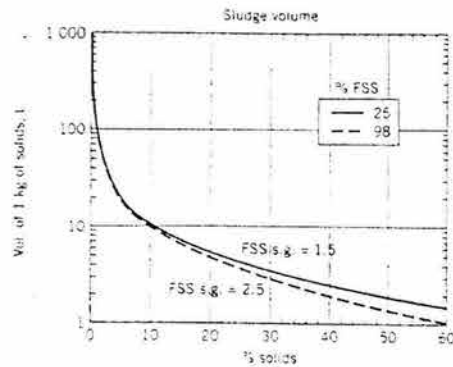
Las siguientes figuras muestran la variación del volumen del lodo como función de FSS : VSS, el porcentaje de masa de los sólidos en el lodo, y la gravedad específica de FSS .

Figura 13.1 Variación del volumen de lodo en función de la relación de FSS:VSS.



La siguiente figura muestra las variaciones de volumen que pueden ocurrir para los lodos encontrados en agua y aguas residuales en plantas de tratamiento como una función de la concentración de masa. Los sólidos contenidos tiene un 10% del cambio de volumen en 1 Kg de lodo. Los procesos de concentración de lodos pueden tener un efecto dramático en el volumen del lodo producido. El afluente del agua o en las plantas de tratamiento de agua pueden contener 1 Kg de sólidos en $10^4 - 10^5$ L de agua.

Figura 13.2 Volumen ocupado por 1 Kg de solidos.



(b) Viscosidad del lodo

Vesilind (1979) nota que el bombeo del lodo es mas un arte que una ciencia. Los caprichos de la naturaleza de la viscosidad del lodo es una de las razones para este comportamiento. El lodo varia desde un fluido Newtoniano, donde el esfuerzo cortante es proporcional al gradiente de velocidad. Los lodos de aguas residuales son pseudoplásticos; estos se describen por la siguiente ley de viscosidad (Vesilind, 1979):

$$\tau = \eta (dv / dy)^n$$

En donde:

- τ es el esfuerzo cortante
- η es la viscosidad plástica
- n es una constante
- dv / dy es el gradiente de velocidad

13.2 GENERACIÓN DE LODO Y PROCESO DE TRATAMIENTO

Los sólidos generados en las operaciones de tratamiento de agua consiste esencialmente en todos los sólidos suspendidos en el flujo mas todos los agentes químicos adicionados que producen precipitados o agentes acondicionados que son incorporados en el lodo. La cal y alumbre se recuperan algunas veces como otros sólidos. Ultimadamente están presentes en las corrientes de lodos.

La generación de sólidos en plantas de tratamiento físico – químico de aguas residuales es similar a las plantas de tratamiento de agua. La generación de sólidos en las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales es mas difícil para estimar. Todos los sólidos suspendidos en el flujo no aparece en el tratamiento biológico o procesos de digestión de lodo. Algunos componentes solubles en agua son transformados en sólidos biológicos que pueden ser reducidos en digestión. La generación de sólidos en el proceso biológico en una función del tipo de proceso y las operaciones de dichos procesos. El flujo final del flujo de la planta de tratamiento de aguas residuales puede contener una concentración de sólidos que tiene un significante efecto en los sólidos permaneciendo en el proceso de lodos.

Los sólidos formados por la adición de agentes que precipitan pueden ser estimados estequiometricamente por la reacción.

Figura 13.3 (a) Tratamiento de agua en operaciones de lodo. (b) Lodos de aguas de desecho en procesos de operación.

(a)

Espesado	Reducción de sólidos	Deshidratación
Flotación de aire disuelto por gravedad	Recuperación de CaCO_3 Recuperación de aluminio	Centrifugación Cama de secado Cinturón de filtro horizontal Laguna Filtro presurizado Filtros al vacío

(b)

Espesado	Reducción de sólidos	Estabilización físico-química	Deshidratado
Centrifugación Flotación de aire disuelto Cinturón de gravedad Gravedad Tambor rotatorio	Digestión de lodo anaeróbico Digestión de lodo anaeróbico	Tratamiento de calor Estabilización por cal	Centrifugación Cama de secado Cinturón horizontal de filtro Laguna Filtro a presión Filtro al vacío

Tabla 13.1 Concentración de lodo para tratamiento de agua.

Tipo de lodo	Concentración de sólidos (%)
Depósitos de sedimentación	0.5 – 2
Pasta aguada del clarificador en sobreflujo	2 – 5
Filtro de agua de remanso	50 – 1000 (mg/L)
Sólidos establecidos por ablandamiento de cal – carbonato	2 – 15
Coagulación aluminio – cal por ablandamiento de lodos establecidos	Más de 10
Coagulación hierro – cal por ablandamiento de lodos establecidos	10 – 25
Espesador gravitacional	
Asentar coagulación y agua de remanso	2 – 20 (2 – 4 es más típico)
Filtros de agua de remanso	Más de 4
Lodo de cal	15 – 30
Filtro al vacío	
Lodo coagulante	10 – 20
Ablandamiento de cal (> 85% de contenido de CaCO_3)	50 – 70
Ablandamiento de cal [Alto contenido de $\text{Mg}(\text{OH})_2$]	20 – 25
Centrífuga	
Lodo coagulante	10 – 20
Lodo de cal y aluminio	15 – 40
Lodo de cal	30 – 70
Filtros a presión	
Lodo coagulante	30 – 45
Lodo de cal	55 – 70
Cinturón de filtros	
Lodo coagulante	10 – 15
Secado cama de arena	
Lodo coagulante	20 – 25
Lodo de cal	50
Laguna de almacenamiento	
Lodo coagulante	7 – 15
Lodo de cal	50 – 60

Tabla 13.2 Concentraciones de lodo en tratamientos de aguas residuales.^{50, 66}

Tipo de lodo	Concentración de lodo (%)
Lodo primario	5 - 8
Lodo activado de desecho	0.5 - 2.0
Lodo de desecho de película estable	3 - 10
Primario y lodo activado de desecho	2.5 - 4
Primario y lodo de película estable	3 - 5
Lodo digerido aeróbicamente (espesado)	1 - 2
Lodo digerido anaeróbicamente (espesado)	6 - 12

En la siguiente tabla nos da un rango típico de desempeño de los procesos de espesadores

Tabla 13.3 Desempeño de espesadores para lodos de aguas residuales.^{50, 66}

Tipo de lodo	Concentración de sólidos (%)			
	Flotación de aire disuelto	Espesador por gravedad	Cinturón de espesador (con polímero)	Centrífuga
Clarificador primario		8 - 10	9 - 12	9 - 12
Lodo activado de desecho	3 - 5	2 - 2.5	4 - 6	4 - 6
Lodo de desecho de película estable	3 - 5	2.5 - 3	5 - 7	5 - 7
Primario + lodo activado de desecho	4 - 6	4 - 5	5 - 7	5 - 7
Primario + lodo de película estable	4 - 6	5 - 6	5 - 10	6 - 10
	Captura de sólidos (%)			
Sin químicos	80 - 95	80 - 92	No aplicable	80 - 90
Con químicos	90 - 98	No aplicable	---	90 - 98

En proceso de deshidratación se muestra en la siguiente tabla

Tabla 13.4 Desarrollo para operaciones unitarias de desague para lodos en aguas de desecho.

Proceso	Concentración de lodo (%)		Captura de sólidos (%)	
	Sin químicos	Con químicos	Sin químicos	Con químicos
Centrífuga	10 - 30	10 - 35	55 - 90	85 - 98
Camas de secado	30 - 60	No aplicable		
Cinturón horizontal de prensa	No aplicable	15 - 30	No aplicable	85 - 98
Laguna	15 - 40	No aplicable		
Filtro a presión	No aplicable	20 - 50	No aplicable	90 - 98
Filtro a vacío	No aplicable	15 - 30		90 - 98

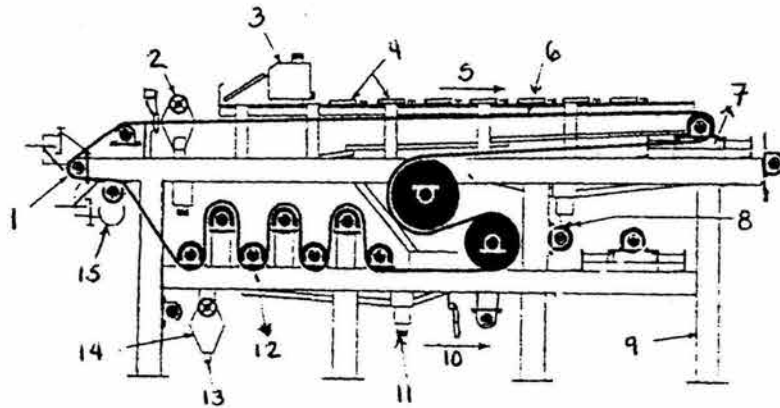
Las variaciones de desarrollo es evidente en las tablas y valores mostrados en las tablas anteriores.

Las consideraciones generales para la selección del proceso de reducción de volumen de lodos son las siguientes:

1. Las características del lodo
2. Reducción de volumen obtenible
3. El gasto de energía, otras operaciones y costos de mantenimiento. Habilidades requeridas para operar el proceso debe ser también consideradas.
4. Alimentación
5. Otras operaciones en el tren de proceso del lodo
6. Puede ser deseable que el lodo sea de forma líquida, así puede ser bombeado.
7. Concentración de sólidos en el desecho líquido
8. Requerimiento de espacio.

Figura 13.4 Las siguientes dos figuras muestran:

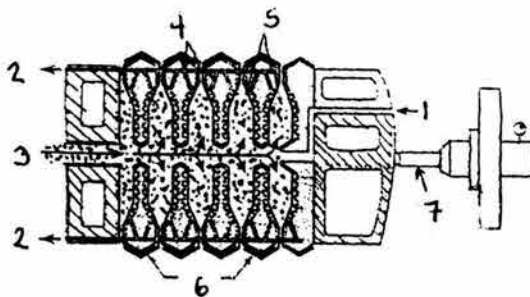
(a) Prensa de cinturón horizontal. (Envirex)



En donde:

1. Descarga de torta
2. Cinturón de lavado
3. Floculación / Caja de distribución
4. Surcos de dispersión
5. Sentido del cinturón
6. Sección de gravedad
7. Sujetador
8. Filtrado del desagüe
9. Armadura
10. Sentido del cinturón
11. Filtrado de desagüe
12. Sección presurizada
13. Desagüe de agua limpia
14. Cinturón de lavado
15. Drive

(b) Prensa filtro. (Degrémont Infilco)



En donde:

1. Purga de aire
2. Filtrado
3. Lodo pastoso
4. Ducto de filtrado
5. Cámara de filtración
6. Filtro de tela
7. Gato hidráulico

13.3 DIGESTIÓN DE LODO AERÓBICO

La digestión de lodo aeróbico es escogido frecuentemente como un proceso de reducción para instalaciones pequeñas. El lodo producido del primer clarificador y tratamiento biológico es normalmente considerado y enviado al digestor aerado. El proceso es estable y relativamente fácil de operar.

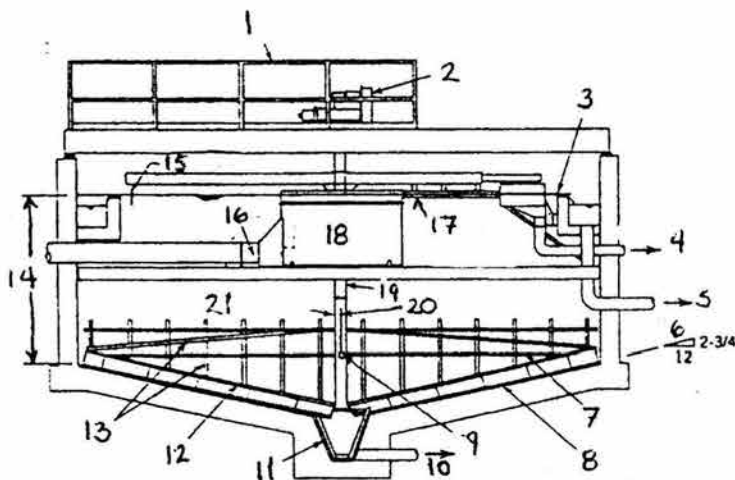
13.4 ESPESAMIENTO DE LODOS

La remoción de lodos desde clarificadores en operaciones de tratamiento de aguas residuales es a menudo mas concentrado por gravedad o flotación.

13.4.1 Espesamiento por gravedad

El lodo en la zona de espesamiento de un clarificador secundario de "apretones" lentos se muestra en la siguiente figura.

Figura 13.6 Espesador por gravedad. (Envirex)



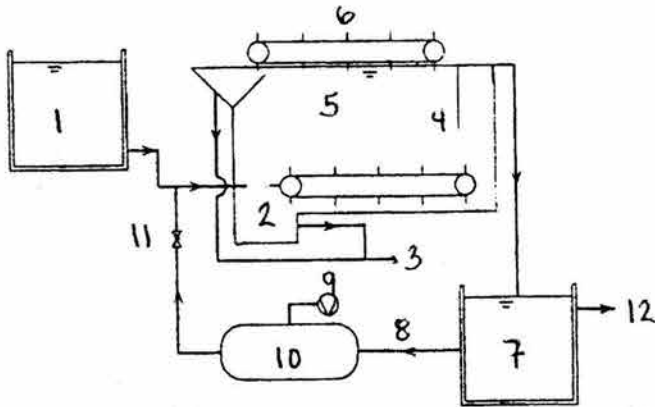
En donde:

1. Soporte (barandal) y plato
2. Drive
3. Vertedero
4. Descarga de espuma
5. Supernadante
6. Inclinación
7. Barra horizontal fija
8. Navaja raspadora con barredora de goma
9. Percha fija
10. Tubería salida del lodo
11. Raspador
12. Brazo del raspador
13. Estacas (opcional)
14. Compartimiento del agua
15. Baffle de espuma
16. Ensamble
17. Brizna de espuma
18. Pozo
19. Torque
20. Barra vertical fija
21. Torque bajo

13.4.2 Espesamiento por flotación

El espesamiento por flotación es una alternativa para el espesamiento de lodos. Es también comúnmente usado para tratamiento de aguas en Europa.

Figura 13.7 Espesador de aire disuelto por flotación.²⁸



En donde:

1. Tanque de lodos activados de desecho
2. Fondo de lodo
3. Espesador de lodo
4. Baffle
5. Tanque
6. Colector
7. Tanque del afluente
8. Reciclado
9. Compresor
10. Tanque de aire
11. Válvula reductora de presión
12. Efluente

Valores de diseño típicos para aire disuelto en sistemas de flotación para espesadores de lodo activado se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 13.10 Parámetros de diseño para la flotación de aire disuelto para lodos activados con adición de polielectrolito.^{72, 75}

Parámetro	Valor típico de diseño
Carga de sólidos, kg/m ³ /d (lb/ft ² /d)	
Sin adición de químicos	40 – 120 (8.2 – 25)
Con adición de químicos	60 – 240 (12 – 50)
Concentración del flotador, %	4
Eficiencia de la remoción, %	90 – 95
Adición de polielectrolito, kg/ton (lb/ton) de sólidos secos	1.5 – 10 (3.0 – 20)
Relación entre sólidos y aire, kg aire/kg de sólidos (lb aire/lb sólidos)	0.02 – 0.06 (0.02 – 0.06)
Proporción del afluente reciclado, % de afluente	40 – 70
Carga hidráulica, m ³ /m ² /d (gal/ft ² /d)	
Con adición de químicos	25 – 120 (615 – 2950)
Sin adición de químicos	42 (1030) máximo

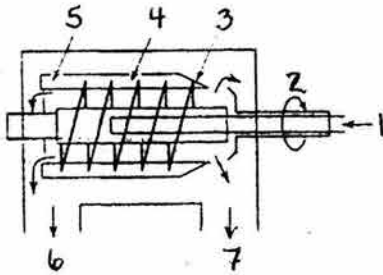
13.5 DESHIDRATADO MECÁNICO DE LODOS

El deshidratado de lodos es usado para remover el agua como es posible desde el lodo para producir una torta altamente concentrada. Esta es una variedad de dispositivos de deshidratación que existe en el mercado.

13.5.1 Centrifugación

Las centrifugas son análogas a los tanques de sedimentación excepto que estas las partículas suspendidas son aceleradas por una fuerza centrífuga más alta que la fuerza de gravitación. El esquema para la centrifuga se muestra a continuación:

Figura 13.8 Flujo continuo de solidos en una centrifuga.



En donde:

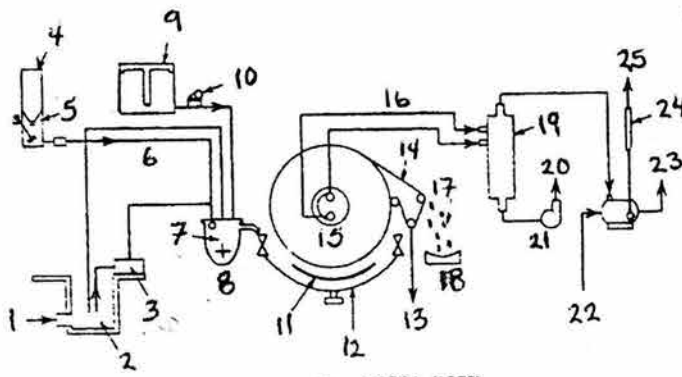
1. Alimentación
2. Drive
3. Tapa
4. Tazón rotativo
5. Estanque de líquido
6. Descarga de líquido
7. Descarga de sólidos

El recipiente es rotado típicamente entre 200 y 8000 rpm creando la fuerza centrífuga que mueve las partículas a la pared del recipiente. Las centrifugas pueden ser designadas para un flujo unidireccional y alimentación tangencial.

13.5.2 Deshidratación al vacío

La filtración al vacío es a gran escala en flujo continuo en versión de laboratorio para determinación de sólidos. La pasta de lodo se pone en contacto con un filtro y un vacío es aplicado para que el agua deje el lodo en forma de torta en el deposito del filtro. El flujo continuo de vacío que se muestra en la siguiente figura consiste en un cilindro horizontal que esta sumergido un 20 – 35% en una tina previamente condicionada de lodo.

Figura 13.9 Sistema de filtro al vacío.⁶⁵



En donde:

1. Entrada de lodo
2. Foso de lodo
3. Bomba de lodo
4. Contenedor de cal
5. Medidor
6. Cal
7. Agitador
8. Tanque acondicionador
9. Tanque mezclador de cloruro ferrico
10. Bomba medidora
11. Agitador
12. Cuba
13. Retorno de lavado a primario
14. Cinturón
15. Filtro tambor
16. Filtrado
17. Torta de lodo
18. Contenedor
19. Tanque de filtrado
20. A primario
21. Bomba de filtrado
22. Agua
23. Agua a primario
24. Silenciador
25. Aire a la atmósfera.

Los sólidos capturados son de un rango desde 85 hasta 99.5%. El producto que es una torta de lodo, su humedad normalmente cae entre 60 y 90%, dependiendo del tipo de alimentación, la concentración de sólidos, las condiciones de los agentes químicos y la operación.

Los rangos de la resistencia especifica de varios tipos de lodos se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 13.11 Resistencias especificas de lodos.⁶⁶

Tipo de lodo	Resistencia especifica (m/kg)
Crudo	$10 - 30 \cdot 10^{13}$
Crudo coagulado	$3 - 10 \cdot 10^{11}$
Digerido	$3 - 30 \cdot 10^{12}$
Digerido coagulado	$2 - 20 \cdot 10^{11}$
Activado	$4 - 12 \cdot 10^{13}$

13.6 APLICACIÓN DE LODOS EN SUELOS

La aplicación de lodo en la tierra, en donde es factible, es la alternativa más deseable porque el uso de suelos es un ciclo natural. Idealmente, los lodos producidos de un proceso de tratamiento de aguas residuales contiene todo tipo de materia introducida un el agua domestica e industrial que no ha sido removida o transformado en sustancias neutrales por un proceso de tratamiento de aguas residuales. Excepto por adición de químicos, los residuos acumulados en un proceso de tratamiento de aguas residuales consiste en sustancias orgánicas y minerales derivadas ultimadamente por aceites. Los procesos industriales y en el hogar usan agentes sintéticos que pueden introducir metales al medio ambiente en niveles tóxicos en los lodos.

La composición del lodo varia ampliamente dependiendo de la actividad industrial y el tratamiento aplicado.

Tabla 13.12 Composición típica de lodos.⁵⁰

Constituyente	Lodo crudo primario		Todo tipo de lodo		Lodo digerido		Séptico (mg/L)	
	Rango	Típico	Rango	Típico	Rango	Típico	Rango	Típico
Sólidos totales (%)	2.0 - 7.0	4.0			2.0 - 6.0	3.5	0.1 - 13	34
Sólidos volátiles (% de TS)	60 - 80	65			35 - 65	51		63
pH	5 - 8	6			7.2 - 7.8	7.5		6.9
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	500 - 1500	600			200 - 7600	4800		970
Peso de depósitos secos								
N total (g/kg)	15 - 40	25	< 1 - 176	33	1.6 - 4.0	2.7		0.69
Al (g/kg)			1 - 135	4	4.1 - 61	9.6		
As (mg/kg)			1.1 - 230	10				
Ca (g/kg)			1 - 250	39	44	26 - 67		
Cd (mg/kg)			3 - 3410	16	5 - 260	10		
Cl (g/kg)					1.7 - 190	7.1		
Co (mg/kg)			1 - 18	4.0	1 - 42	9.0		
Cr (mg/kg)			10 - 99000	500	200 - 1280	375		
Cu (mg/kg)			84 - 10400	850	280 - 2570	970		
Fe (g/kg)	20 - 40	25	< 1 - 153	11	14 - 110	51		
Hg (µ/kg)			0.2 - 10600	5	0.43 - 4.7	2.1		
K (g/kg)	0 - 8.3	4	0.2 - 26.4	3	0.04 - 0.16	0.09		
Mg (g/kg)			0.3 - <19.7	4.5	3.1 - 11	6.8		
Mn (mg/kg)			18 - 7100	260	170 - 2090	320		
Mo (mg/kg)			5 - 39	30	7.0 - 97	12		
Na (g/kg)			0.1 - 30.7	2.4	0.07 - 0.42	0.16		
Ni (mg/kg)			2 - 3520	82	23 - 410	120		
P (g/kg)	3.5 - 12.2	7	< 1 - 143	23	14 - 57	24	20 - 760	210
Pb (mg/kg)			13 - 19700	500	200 - 1280	375		
Sn (mg/kg)			2.6 - 329	14				
Zn (mg/kg)			101 - 27800					

El lodo puede ser aplicado para tierras de agricultura, bosques y otras tierras con vegetación.

APÉNDICE

Lo que se presenta en este apéndice son los aspectos fundamentales para poder entender en forma rápida y sencilla las metodologías empleadas en los diferentes equipos de tratamiento de aguas residuales. También es de utilidad para el personal de operación de las plantas y con este material se les puede impartir un curso de uso, manejo y tratamiento de agua.

1. QUÍMICA BÁSICA

1.1 DEFINICIONES

La sustancia fundamental que no puede ser descompuesta por la química ordinaria es el *elemento*. La unidad más pequeña de un elemento es el *átomo*. Los nombres, símbolos, números atómicos y pesos atómicos de los elementos son colocados en una tabla periódica. Los *símbolos* no son siempre la primera letra o letras de los nombres de los elementos porque algunos son derivados del latín, griego o alemán.

El *número atómico* es el número de *protones* en el átomo, considerando que el peso atómico refleja el número de protones y neutrones contenidos en el átomo. Átomos con el mismo número de protones pero con distinto peso atómico son *isótopos* de un elemento. Los pesos atómicos de los elementos son referidos con respecto al isótopo del ^{12}C , a cada uno le fue asignado un valor de exactamente 12 por la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC). Los isótopos también contienen el mismo número de protones y por consiguiente el mismo número de electrones pero difiere en el número de neutrones. La precisión del número atómico depende de la variación natural ocurrida en el isótopo.

El peso gramo-átomo se refiere a la cantidad de un elemento en gramos al igual que el peso atómico del elemento. El peso de un gramo-átomo de un elemento o compuesto tienen un número de Avogadro (6.023×10^{23}) átomos contenidos en una fórmula química. El peso gramo-átomo se refiere al peso molecular de un compuesto en gramos.

1.2 EXPRESIÓN DE CONCENTRACIÓN

La concentración de los iones en solución es expresada en las siguientes bases: molar, molal, fracción mol o concentración másica.

Molar: la concentración molar es el número de moles por volumen de solución.

Molal: La concentración molal expresa el número de moles por 1000 g de solvente (agua). Una concentración molal es indicada por la *m*. La densidad y volumen de una solución son influenciado por las características y cantidades de sustancias disueltas y la temperatura de la solución; Así el volumen de 1000 g de agua contienen sustancias disueltas o suspendidas que no ocupan exactamente un litro. (Abría también un error ligero en la determinación de densidad en agua pura). Sin embargo, estas diferencias son insignificantes en concentraciones molar y molal son prácticamente igual para soluciones de agua y es de interés para los ingenieros ambientales.

Fracción mol: La siguiente ecuación define la fracción mol x_i de *i* sustancia:

$$X_i = (n_i / \sum n_j)$$

En donde:

n Es el número de moles

El denominador es el número total de moles de todas las sustancias incluyendo el solvente, en la solución (para *k* sustancias, $j=1$ a *k*).

La expresión de concentración en fracción mol, esta base es muy útil para el análisis termodinámico.

Concentración másica: La concentración a menudo es expresada en partes por millón (ppm) ó mg/L. Algunas veces partes por billón (ppb) se usa también. La concentración del soluto X en solvente Y en ppm es:

$$\text{ppm} = (\text{masa de la sustancia} / \text{masa de la solución})$$

$$1 \text{ ppm} = 1 \text{ mg/L}$$

1.3 IONES, MOLÉCULAS Y ENLACES

Las moléculas son grupos de átomos unidos entre sí. Algunos átomos o grupo de átomos (radicales) son capaces de donar completamente o adquirir uno o más electrones. Las especies cargadas son llamadas iones. La valencia de un ión es igual al número de electrones que el átomo o grupo de átomos que han perdido o ganado. En una solución un compuesto iónico separa sus iones del componente. Cuando los iones se saturan en una solución se forma un precipitado (formación de una fase sólida distinta).

Número de oxidación

El número de oxidación de un átomo de un compuesto depende del número de electrones. El número de oxidación de un átomo puede variar dependiendo del compuesto. En compuestos los electrones son asociados con los átomos de acuerdo a su electronegatividad; los electrones son asignados al elemento más electronegativo.

Las reglas para asignar el número de oxidación son las siguientes:

1. La suma algebraica de los números de oxidación de todos los átomos en un compuesto neutral es cero.
2. El número de oxidación de todos los elementos en estado libre es cero.
3. Los metales alcalinos (la primera columna de la tabla periódica) asume un número de oxidación de +1 en estos compuestos; los elementos alcalinos (la segunda columna de la tabla periódica) asume un número de oxidación de +2.
4. El estado de oxidación del oxígeno es -2 excepto en el peróxido, en este caso es de -1.
5. El hidrógeno tiene un número de oxidación de +1, excepto cuando se une con un metal como el NaH, en este caso su número de oxidación es de -1.

TABLA 1.1 Características de los elementos más comunes

ELEMENTO	SÍMBOLO	PESO ATÓMICO	VALENCIA MÁS COMÚN	PESO EQUIVALENTE	OTROS ESTADOS VALENCIA
Aluminio	Al	27.0	3+	9.0	
Arsénico	As	74.9	3+	25.0	
Bario	Ba	137.3	2+	68.7	
Boro	B	10.8	3+	3.6	
Bromo	Br	79.9	1-	79.9	
Cadmio	Cd	112.4	2+	56.2	
Calcio	Ca	40.1	2+	20.0	
Carbono	C	12.0	4-, 4+	3.0	
Cloro	Cl	35.5	1-	35.5	
Cromo	Cr	52.0	3+, 6+	17.3, 8.7	2+
Cobre	Cu	63.5	2+, 1+	31.8, 63.5	
Fluor	F	19.0	1-	19.0	
Oro	Au	197.0	3+	65.7	1+
Hidrógeno	H	1.0	1+	1.0	
Yodo	I	126.9	1-	126.9	
Hierro	Fe	55.8	2+, 3+	27.9, 18.6	
Plomo	Pb	207.2	2+	103.6	4+
Magnesio	Mg	24.3	2+	12.2	
Manganeso	Mn	54.9	2+	27.5	
			4+, 7+		
Mercurio	Hg	200.6	2+	100.3	1+
Niquel	Ni	58.7	2+	29.4	
Nitrógeno	N	14.0	3+, 5+	4.7, 2.8	1+, 2+, 3+, 4-
Oxígeno	O	16.0	2-	8.0	
Fósforo	P	31.0	5+	6.0	3-, 3+
Potasio	K	39.1	1+	39.1	
Selenio	Se	79.0	6+	13.1	
Silicio	Si	28.1	4+	6.5	4-
Plata	Ag	107.9	1+	107.9	
Sodio	Na	23.0	1+	23.0	
Azufre	S	32.1	2-, 6+	16.0, 5.4	4+
Estaño	Sn	118.7	2+	59.4	4+
Zinc	Zn	65.4	2+	32.7	

TABLA 1.2 Radicales más comunes encontrados en análisis de agua

NOMBRE	FORMULA	PESO MOLECULAR	VALENCIA	PESO EQUIV.
Acetato	$C_2H_3O_2^-$	59.0	1-	59.0
Amonio	NH_4^+	18.0	1+	18.0
Bicarbonato	HCO_3^-	61.0	1-	61.0
Borato	BO_3^{3-}	58.8	3-	19.6
Carbonato	CO_3^{2-}	60.0	2-	30.0
Clorato	ClO_3^-	83.5	1-	83.5
Clorito	ClO_2^-	67.5	1-	67.5
Hipoclorito	OCl_2^-	51.5	1-	51.5
Cromato	CrO_4^{2-}	116.0	2-	58.0
Dicromato	$Cr_2O_7^{2-}$	216.0	2-	108.0
Hidróxido	OH^-	17.0	1-	17.0
Nitrito	NO_2^-	46.0	1-	46.0
Nitrato	NO_3^-	62.0	1-	62.0
Ortofosfato	PO_4^{3-}	95.0	3-	31.7
Ortofosfato monohidrogenado	HPO_4^{2-}	96.0	2-	48.0
Ortofosfato dihidrogenado	$H_2PO_4^-$	97.0	1-	97.0
Permanganato	MNO_4^-	118.9	1-	118.9
Bisulfato	HSO_4^-	97.0	1-	97.0
Sulfato	SO_4^{2-}	96.0	2-	48.0
Bisulfuro	HS^-	33.1	1-	33.1
Sulfito	SO_3^{2-}	80.0	2-	40.0
Bisulfito	HSO_3^-	81.0	1-	81.0

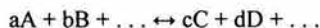
1.4 BALANCEANDO REACCIONES

Dos leyes fundamentales deben seguirse cuando se balancean reacciones químicas:

1. La masa debe conservarse
2. La carga debe conservarse

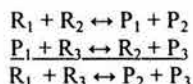
La primera ley dice que el número de átomos de un elemento del lado izquierdo de la ecuación debe ser equitativo al número de átomos del lado del elemento en el lado derecho de la ecuación para cada sustancia. Esta es la ley de la conservación de masa. Los átomos pueden ser cambiados a otros compuestos pero no puede ser creado ni se puede destruir.

La segunda ley nos dice que no puede haber diferente carga entre ambos lados de la ecuación de la reacción. Considerando la reacción:



La flecha indica que la ecuación es reversible, ya que puede irse del lado de los reactivos o al lado de los productos. El lado izquierdo de la reacción representa los reactivos y por lo tanto el lado derecho representa los productos de dicha reacción.

Las letras minúsculas de la reacción a, b, c, y d representan el coeficiente estequiométrico que es un valor necesario para que la reacción se lleve a cabo de acuerdo a la regla de conservación de masa. El número estequiométrico puede ser manipulado algebraicamente para poder cumplir con dicha regla. El siguiente ejemplo demuestra que las ecuaciones químicas tienen propiedad aditiva:



1.5 REACCIONES OXIDACIÓN-REDUCCIÓN (REDOX)

Las reacciones redox involucra la transferencia de electrones. En una reacción redox un compuesto dona electrones y otro compuesto la acepta. Las reacciones en conjunto pueden ser formuladas por medias reacciones, una produciendo electrones y la otra recibéndolos.

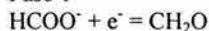
Tabla 1.3 Medias reacciones

No. REACCIÓN	MEDIA REACCIÓN	ΔG^0 kcal/mol	E^0 Volts
1	$\frac{1}{2}\text{Br}_2(\text{aq}) + e^- = \text{Br}^-$	-25.2	1.09
2	$\frac{1}{2}\text{BrCl} + e^- = \frac{1}{2}\text{Br}^- + \frac{1}{2}\text{Cl}^-$	-31.1	1.35
3	$\text{Ce}^{4+} + e^- = \text{Ce}^{3+}$	-33.2	1.44
4	$\frac{1}{4}\text{CO}_3^{2-} + \frac{7}{4}\text{H}^+ + e^- =$ $\frac{1}{4}\text{CH}_3\text{COO}^- + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	-1.73	0.075
5	$\frac{1}{4}\text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+ + e^- =$ $= \frac{1}{24}\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \frac{1}{4}\text{H}_2\text{O}$	0.35	-0.0015
6	$\frac{1}{2}\text{Cl}_2(\text{aq}) + e^- = \text{Cl}^-$	-32.1	1.391
7	$\text{ClO}_2 + e^- = \text{ClO}_2^-$	-26.6	1.15
8	$\text{ClO}_3^- + 2\text{H}^+ + e^- =$ $\text{ClO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-26.6	1.15
9	$\frac{1}{2}\text{OCl} + \text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{Cl}^- +$ $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-39.9	1.728
10	$\frac{1}{6}\text{ClO}_4^- + \text{H}^+ + e^- = \frac{1}{6}\text{Cl}^- +$ $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-31.6	1.37
11	$\frac{1}{6}\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + \frac{7}{3}\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{6}\text{Cr}^{3+} +$ $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-30.7	1.33
12	$\frac{1}{2}\text{Cu}^{2+} + e^- = \frac{1}{2}\text{Cu}$	-7.78	0.337
13	$\frac{1}{2}\text{Fe}^{2+} + e^- = \frac{1}{2}\text{Fe}$	9.45	-0.409
14	$\text{Fe}^{3+} + e^- = \text{Fe}^{2+}$	-17.78	0.770
15	$\frac{1}{3}\text{Fe}^{3+} + e^- = \frac{1}{3}\text{Fe}$	0.84	-0.0036
16	$\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{H}_2(\text{g})$	0.00	0.00
17	$\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}^+ + e^- = \text{H}_2\text{O}$	-40.8	1.77
18	$\frac{1}{2}\text{Hg}_2^{2+} + e^- = \frac{1}{2}\text{Hg}$	-19.7	0.851
19	$\frac{1}{2}\text{I}_2(\text{aq}) + e^- = \text{I}^-$	-14.3	0.62
20	$\frac{1}{5}\text{IO}_4^- + 6/5\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{10}\text{I}_2(\text{g}) +$ $3/5\text{H}_2\text{O}$	-27.6	1.197
21	$\frac{1}{2}\text{MnO}_2 + 2\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{Mn}^{2+} +$ H_2O	-27.9	1.208
22	$\frac{1}{5}\text{MnO}_4^- + 8/5\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{5}\text{Mn}^{2+} +$ $\frac{4}{5}\text{H}_2\text{O}$	-34.4	1.491
23	$\frac{1}{3}\text{MnO}_4^- + \frac{4}{3}\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{3}\text{MnO}_2 +$ $\frac{2}{3}\text{H}_2\text{O}$	-39.2	1.695
24	$\frac{1}{6}\text{NO}_2^- + \frac{4}{3}\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{3}\text{NH}_4^+ +$ $\frac{1}{3}\text{H}_2\text{O}$	-20.75	0.898
25	$\frac{1}{8}\text{NO}_3^- + 5/4\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{8}\text{NH}_4^+ +$ $\frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}$	-20.33	0.880
26	$\frac{1}{3}\text{NO}_2^- + \frac{4}{3}\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{6}\text{N}_2(\text{g}) +$ $\frac{2}{3}\text{H}_2\text{O}$	-35.16	1.519
27	$\frac{1}{8}\text{NO}_3^- + 6/5\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{10}\text{N}_2(\text{g}) +$ $3/5\text{H}_2\text{O}$	-28.73	1.244
28	$\frac{1}{4}\text{O}_2(\text{aq}) + \text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-29.32	1.23
29	$\frac{1}{2}\text{O}_3(\text{g}) + \text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{O}_2(\text{g}) +$ $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-47.8	2.07
30	$\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + \frac{1}{3}\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{8}\text{S} +$ $\frac{2}{3}\text{H}_2\text{O}$	-8.24	0.357
31	$\frac{1}{8}\text{SO}_4^{2-} + 5/4\text{H}^+ + e^- =$ $\frac{1}{8}\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	-7.00	0.303
32	$\frac{1}{4}\text{SO}_4^{2-} + 5/4\text{H}^+ + e^- = \frac{1}{8}\text{S}_2\text{O}_3^{2-} +$ $\frac{3}{8}\text{H}_2\text{O}$	-7.00	0.303
33	$\frac{1}{2}\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ + e^- = \frac{1}{2}\text{SO}_3^{2-} +$ $\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}$	0.93	-0.039
34	$\frac{1}{2}\text{Zn}^{2+} + e^- = \frac{1}{2}\text{Zn}$	17.6	-0.763

Ejemplo para balance de una reacción Redox

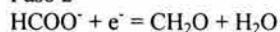
Escriba la reacción equilibrada para la reducción de (HCOO⁻) a la materia orgánica que se representará como CH₂O.

Paso 1

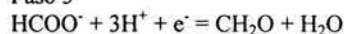


El carbono cambia de estado de oxidación ya que gana un electrón por ser solo un carbono en ambos lados de la reacción. Si unos compuestos tienen dos átomos de carbono en el lado izquierdo de la ecuación tendría que ser multiplicado por:

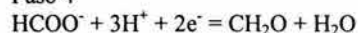
Paso 2



Paso 3

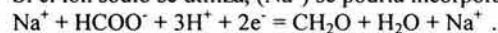


Paso 4



Paso 5

Si el ion sodio se utiliza, (Na⁺) se podría incorporar en cada lado de la ecuación.



1.6 EQUILIBRIO

Algunas reacciones elementales pueden ser monomoleculares, bimoleculares, o raramente trimoleculares. Las reacciones complejas son compuestas por reacciones elementarias. Equilibrio es el estado donde las concentraciones de todas las especies son constantes. De hecho, el equilibrio es un estado dinámico donde la velocidad de la formación del producto es exactamente igual a la velocidad de la formación del reactante. Esta es la teoría del principio de la reversibilidad microscópica, (Laidler, 1965). En la reacción química:



Las flechas que indican ambos lados nos dice que esta en equilibrio.

La expresión de equilibrio para dicha reacción es:

$$K = \frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b} \dots$$

En donde:

K es la constante de equilibrio

[C_A] es la concentración de la sustancia A

La constante de equilibrio correspondiente a la ecuación química es siempre formada por las especies del lado derecho se colocan en el numerador y las especies del lado izquierdo corresponden al denominador de dicha ecuación de la constante de equilibrio. Normalmente las especies que se encuentran en el lado izquierdo de la reacción química, generalmente corresponden a los reactantes, las especies que están del lado derecho de la reacción química también por lo general son los productos.

En métodos analíticos o en situaciones de tratamiento se desea normalmente tener sustancias completamente o casi completamente transformados a un producto en particular. El principio de la reversibilidad microscópica permite lograr esto. De la expresión de equilibrio se nota que crece o decrece la concentración de cualquier especie. Este producto es útil para indicar la concentración de las especies en equilibrio y nos indica también la dirección de la reacción.

El tiempo del alcance del equilibrio varía con el tipo de reacción (por ejemplo ácido-base ó redox) y las especies involucradas, las condiciones físicas, tal como la concentración de todos los iones y moléculas, temperatura y pH. La constante de equilibrio es una función de la temperatura.

Las unidades de la constante de equilibrio varían dependiendo de la fase de la sustancia. Iones o moléculas disueltas en agua son expresados como moles por litro. Gases en equilibrio con una solución su concentración es expresados en atmósferas. La concentración de un solvente, agua, es asumida como 1.0 indiferentemente si el agua es consumida o

producida por la reacción dentro de la solución acuosa. Un sólido puro o líquido en equilibrio en una solución acuosa es asumido que tiene una concentración de 1.0.

La constante de equilibrio puede ser determinada cuidadosamente midiendo las concentraciones de todas las especies con tiempo. Cuando la concentración es estable, sus valores dentro de la expresión de equilibrio es constante.

1.7 CONDUCTIVIDAD Y FUERZA IÓNICA

La relación de equilibrio depende de las concentraciones de los participantes en la reacción. La concentración de una sustancia depende de su carga y las características químicas de la solución. La mayor influencia de las características eléctricas de una solución es la suma total de todas las especies con carga.

Conductancia

Concentraciones y cargas de iones en una solución tienen la habilidad de tener conductividad. La conductividad es conducida a través de dos electrodos en una solución y aplicando una caída de voltaje a través de los electrodos. De acuerdo con la ley de Ohm, la corriente fluye dependiendo de la resistencia de la solución.

$$E = i R$$

En donde:

i es la corriente en Amperes

R es la resistencia en ohms

E es la caída de voltaje a través de los electrodos

La resistencia es directamente proporcional a la separación de los electrodos e inversamente proporcional al área de los electrodos.

$$R = \rho l / A$$

En donde:

ρ es la resistencia específica de la solución (ohms-cm)

l es la distancia entre los electrodos (cm)

A es el área de los electrodos (cm²)

La conductancia específica, k , es normalmente registrada como el inverso de la resistencia específica.

$$k = 1/\rho$$

En donde:

k es en mhos/cm (mho es ohm deletreado al revés)

La conductancia específica es la suma de todas las cargas negativas y positivas de la solución. El peso equivalente de un ion relacionado con su carga es simplemente el peso fórmula dividido por la carga de las especies. Idealmente un peso equivalente de cualquier sustancia tendrá la misma conductancia. Una solución 1 N contiene 1 peso equivalente por litro y k es relacionado con la conductancia equivalente, λ , de un compuesto.

$$k = k \lambda (N/1000)$$

En donde:

N es la normalidad (# equivalentes por litro)

k es un factor de corrección

Si la solución es ideal k equivale a 1. La conductancia equivalente de todos los componentes o iones no son las mismas porque el tamaño y otras características de los iones se involucran.

La conductancia específica es una herramienta útil para calibrar la concentración de los sólidos disueltos totalmente (TDS).

$$TDS = k k$$

En donde:

TDS es en mg/L

Fuerza Iónica

La fuerza iónica, μ , de una solución es la relación de la suma total de las cargas es la solución.

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_i z_i^2$$

En donde:

C_i es la concentración molar del ion i

z_i es la carga del ion i

La concentración efectiva o actividad de una sustancia con respecto a los cálculos de equilibrio es relacionada con la fuerza iónica de la solución. La concentración efectiva es determinada multiplicando la actual concentración por el coeficiente de actividad.

1.8 CINÉTICA QUÍMICA

La velocidad de reacción generalmente es dependiente de la concentración de una o más especies involucradas en la reacción. Por otra parte el modelo es simplemente empírico que se correlaciona mejor a los datos experimentales.

El modelo de la velocidad de reacción generalmente es:

$$dC_A / dt = \pm k C_A^a C_B^b \dots C_N^n$$

En donde:

k es la constante de velocidad

C_A es la concentración de la sustancia A, etc.

t es el tiempo

Los exponentes de dicha ecuación pueden ser de cualquier valor. La suma de los exponentes nos da el orden de la reacción. La reacción es del orden a con respecto a la sustancia A. Orden b con respecto a B y así sucesivamente. Si k es positiva describe que en la reacción se forman los productos, se desplaza a la derecha; y si es negativa se desplaza la reacción hacia los reactivos.

Cuando todos los datos no se conocen o cuando los datos experimentales demuestran que algunos datos no son influencias importantes en la proporción global de la reacción, las siguientes expresiones simplificadas se usan a menudo.

1. Formula Orden-Cero

$$dC_A / dt = \pm k$$

En este caso, el cambio de velocidad de la concentración no es significativamente influenciado por las cantidades de cualquier otra sustancia presente.

2. Formula Orden-Uno

$$dC_A / dt = \pm k C_A$$

Esta ecuación es una de las más usadas en ingeniería ambiental para datos de una reacción compleja.

3. Formula Orden-Dos

4.

Cualquiera de las siguientes expresiones describen reacciones de segunda orden:

$$\begin{aligned} dC_A / dt &= \pm k C_A^2 \\ dC_A / dt &= \pm k C_A^a C_B^b \\ dC_A / dt &= \pm k C_B^2 \end{aligned}$$

1.9 LEYES DE LOS GASES

El estado gaseoso es uno de los tres estados fundamentales de la materia. Los gases no tienen ninguna superficie y tienden a llenar completamente los espacios vacíos. El comportamiento de los gases puede ser determinado a partir de una ecuación de estado que incorpora dos leyes: Ley de Boyle y Ley de Charles.

Ley de Boyle

En 1662, Boyle descubrió que a una temperatura constante el volumen de una cantidad fija de gas es inversamente proporcional a la presión. La ley simplemente se declara en la ecuación como:

$$pV = k$$

En donde:

- p es la presión
- V es el volumen
- k es una constante

Ley de Charles

En 1787, J.A. Charles encontró que una cantidad fija de gas a presión constante es directamente proporcional a la temperatura absoluta. La ecuación de estado es:

$$V/T = k$$

En donde:

- T es la temperatura en °K

Ley de gas ideal

La ley de Avogadro permite incorporar las leyes de Boyle y Charles en una ecuación de estado general. La ecuación de estado de la Ley de Avogadro nos dice que el número de moléculas de diferentes gases ocupan el mismo volumen a una temperatura y presión dada. El resultado de dicha ecuación de estado es:

$$pV = nRT$$

En donde:

- n es el número de moles del gas
- R es la constante universal de los gases

Los gases reales se derivan a partir de la ley del gas ideal. Para gases reales la ley es una aproximación buena a presiones bajas y temperaturas moderadamente altas; sin embargo en ingeniería ambiental se aplica mucho esta ley que caen en dicho rango de condiciones antes mencionadas.

Ley de Dalton

Dalton, en 1801, determinó que la presión total de una mezcla de gases es igual a la suma de las presiones parciales de cada componente gaseoso contenido en dicha mezcla. La presión parcial de un componente gaseoso en una mezcla es la presión del gas que si estuviera solo ocupando un determinado volumen a la misma temperatura. Para n componentes, la presión total p_T , es:

$$p_T = p_1 + p_2 + \dots + p_n$$

En donde:

- p_i es la presión parcial del gas i

Usando la ley del gas ideal,

$$\begin{aligned} p_1V &= n_1RT \\ p_2V &= n_2RT \\ &\vdots \\ p_nV &= n_nRT \end{aligned}$$

Combinando:

$$pTV = (n_1 + n_2 + \dots + n_n)RT$$

Entonces para determinar el componente i :

$$p_i = (n_i/n) pT \quad \text{ó} \quad p_i = V_i/V$$

En donde:

- n es el número total de moles de la mezcla gaseosa
- V_i es la porción del volumen total ocupada por un componente

Todos los componentes son dispersados al azar en una gas.

Un mol de un gas ideal, a la temperatura de 0°C y una presión de 1 atm, ocupa un volumen de 22.414 L. La ley de Dalton en la ecuación de estado del gas ideal puede ser usada para determinar la concentración de un gas en una mezcla si la presión parcial se conoce.

1.10 SOLUBILIDAD DEL GAS: LEY DE HENRY

Todos los gases son hasta cierto punto solubles en los líquidos. La ley de Henry describe dicha relación de solubilidad. Esta ley dice que el peso de cualquier gas que se puede disolver en un volumen dado de líquido, es el directamente proporcional a la presión que el gas ejerce sobre el líquido.

La ecuación química que describe la relación de equilibrio es:



En donde:

- G es la concentración del gas
- (ac) se refiere al estado acuoso (disuelto)
- (g) se refiere al estado gaseoso

La concentración del gas en el líquido es normalmente expresada en moles por miligramos por litro, la concentración del gas en una mezcla de gases es normalmente expresada en términos de presión parcial en atmósferas. La ley de Henry describe la constante de equilibrio que se aplica en esta situación.

$$[G(ac)] = K_H[G(g)] \quad \text{ó} \quad K_H = \frac{[G(ac)]}{[G(g)]}$$

En donde:

K_H es la constante de Henry.

Tabla 1.4. Constantes para varios gases de la ley de Henry.^{45, 53, 73}

Componente	K_H , mg / L / atm	
	0°C	25°C
CH ₄	3968	2152
Cl ₂	1460	980*
CO	43.8	27.6
CO ₂	3480	1450
H ₂	1.91	1.56
N ₂	29.1	18
O ₂	69.6	39.3
O ₃	1375	584
H ₂ S	6640	3505
SO ₂	228000	87600

* a 20°C

Como se puede ver, la constante de Henry varía notablemente con respecto a la temperatura.

Las unidades de la constante de Henry varían de fuente a fuente. La concentración de un gas disuelto en un líquido quede ser expresada en miligramos por litro, mililitros de gas disuelto por litro, o moles por litro. Igualmente, la presión parcial puede ser usada para describir la concentración del gas y la fase, o moles por litro del gas también puede ser usado.

La concentración del gas que existe en solución en equilibrio es referida como la concentración del gas saturado. La concentración de un gas disuelto sigue la ley de Henry indiferentemente de la reacción química que el gas pueda sufrir con el líquido o componentes en el líquido. Si el gas disuelto está por debajo del punto de saturación, el gas se puede disolver en el líquido si la concentración del gas es antes que la concentración de saturación, se sabe que en una solución sobresaturada, el gas normalmente dejará la solución hasta que la condición de equilibrio se alcance.

Las aguas naturales se exponen a la atmósfera. Oxígeno y nitrógeno son dos de los componentes con mayor concentración en el aire atmosférico con concentraciones de 21 y 79% respectivamente de volumen. La presión parcial normal de CO₂ en la atmósfera es de 10^{-3.5} atm. Otros gases de preocupación a los ingenieros medioambientales están presentes en cantidades despreciables.

Ejemplo de aplicación de la ley de Henry (equilibrio)

Para aire con contenido de oxígeno de un 21% de volumen, cuál es la concentración de saturación, C_s , de oxígeno en agua a 20°C y 1 atm de presión total, dado que la constante de Henry es 43.3 mg / L / atm a qué temperatura?

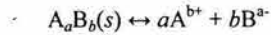
Use la ley de Dalton encontrando la presión parcial de O_2 .

$$p = 0.21p_T = 0.21 \text{ atm } O_2$$

$$C_s = (43.3 \text{ mg / L / atm}) (0.21 \text{ atm}) = 9.09 \text{ mg / L a } 20^\circ\text{C}$$

1.11 PRODUCTO DE SOLUBILIDAD

Como los gases, todos los sólidos son solubles hasta cierto punto en un líquido. La ecuación de química general que expresa este factor es:



La constante de equilibrio pertenece a esta ecuación es conocido como el producto de solubilidad, K_{sp} .

$$K_{sp}' = [A^{b+}]^a[B^{a-}]^b / [A_aB_b(s)] \quad \text{ó} \quad K_{sp} = [A^{b+}]^a[B^{a-}]^b$$

La baja solubilidad de las sustancias es usada en tratamientos químicos para remover ciertos componentes y en análisis. Los límites practicados de la solubilidad pueden ser significativamente diferentes a los límites dictados por el K_{ps} porque el tiempo de velocidad a las condiciones de equilibrio es largo. Las constantes de K_{ps} para las reacciones son de suma importancia para la ingeniería ambiental.

Tabla 1.5 Constantes típicas del producto de solubilidad

Ecuación de equilibrio	Ksp a 25 °C	Importancia en ingeniería ambiental
$AgCl = Ag^+ + Cl^-$	$3 \cdot 10^{-10}$	Análisis de cloro
$Al(OH)_3 = Al^{3+} + 3OH^-$	$1 \cdot 10^{-32}$	Coagulación
$Fe(OH)_3 = Fe^{3+} + 3OH^-$	$6 \cdot 10^{-38}$	Coagulación, remoción de hierro, corrosión
$Fe(OH)_2 = Fe^{2+} + 2OH^-$	$5 \cdot 10^{-15}$	Coagulación, remoción de hierro, corrosión
$CaSO_4 = Ca^{2+} + SO_4^{2-}$	$2 \cdot 10^{-5}$	Desulfurización de gases
$CaF_2 = Ca^{2+} + F^-$	$3 \cdot 10^{-11}$	Fluoridación
$CaCO_3 = Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	$5 \cdot 10^{-9}$	Eliminación de duraza
$Ca(OH)_2 = Ca^{2+} + 2OH^-$	$8 \cdot 10^{-6}$	Eliminación de duraza
$MgCO_3 = Mg^{2+} + CO_3^{2-}$	$4 \cdot 10^{-5}$	Eliminación de duraza
$Mg(OH)_2 = Mg^{2+} + 2OH^-$	$9 \cdot 10^{-12}$	Eliminación de duraza
$SrCO_3 = Sr^{2+} + CO_3^{2-}$	$5 \cdot 10^{-9}$	Eliminación de duraza
$Cd(OH)_2 = Cd^{2+} + 2OH^-$	$1 \cdot 10^{-14}$	Eliminación de metales pesados
$Cr(OH)_3 = Cr^{3+} + 3OH^-$	$6 \cdot 10^{-31}$	Eliminación de metales pesados
$Cu(OH)_2 = Cu^{2+} + 2OH^-$	$2 \cdot 10^{-19}$	Eliminación de metales pesados, control de algas
$Ni(OH)_2 = Ni^{2+} + 2OH^-$	$2 \cdot 10^{-16}$	Eliminación de metales pesados
$Pb(OH)_2 = Pb^{2+} + 2OH^-$	$1 \cdot 10^{-14}$	Eliminación de metales pesados
$Zn(OH)_2 = Zn^{2+} + 2OH^-$	$3 \cdot 10^{-17}$	Eliminación de metales pesados
$Mn(OH)_3 = Mn^{3+} + 3OH^-$	$1 \cdot 10^{-36}$	Remoción de manganeso
$Mn(OH)_2 = Mn^{2+} + 2OH^-$	$8 \cdot 10^{-14}$	Remoción de manganeso
$Ca_3(PO_4)_2 = 3Ca^{2+} + 2PO_4^{3-}$	$1 \cdot 10^{-27}$	Remoción de fosfatos
$CaHPO_4 = Ca^{2+} + PO_4^{2-}$	$3 \cdot 10^{-6}$	Remoción de fosfatos
$BaSO_4 = Ba^{2+} + SO_4^{2-}$	$1 \cdot 10^{-10}$	Análisis de sulfatos

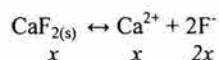
Ejemplo: Aplicación de equilibrio al producto de solubilidad

¿Cuántos miligramos de CaF_2 pueden ser disueltos en 1L de agua que contiene 1 mg/L de F^- a 25°C ? También encontrar la cantidad final en mg de Ca^{2+} y F^- en el agua. El agua no contiene Ca^{2+} . De la tabla el K_{ps} para CaF_2 es $3.0 \cdot 10^{-11}$ a esta temperatura.

Los pesos moleculares de Ca y F son 40 y 19 respectivamente.
Entonces el peso molecular de CaF_2 es $40 + 2 \cdot 19 = 78\text{g}$
La concentración inicial de F^- es

$$[\text{F}^-]_i = (1\text{mg/L}) / (19\text{g/mol}) (1\text{g}/1000\text{mg}) = 5.26 \cdot 10^{-5} \text{ M}$$

La ecuación química para la disolución del CaF_2 es



En la disolución, x moles de CaF_2 producirá x moles de Ca^{2+} y $2x$ moles de F^- de la estequiometria de la solución. La concentración final de F^- es

$$[\text{F}^-]_f = 2x + 5.26 \cdot 10^{-5} \text{ M}$$

La expresión de K_{ps} correspondiente es:

$$\begin{aligned} [\text{Ca}^{2+}][\text{F}^-]^2 &= K_{ps} \quad x(2x + 5.26 \cdot 10^{-5})^2 = 3.0 \cdot 10^{-11} \\ 4x^3 + (1.05 \cdot 10^{-4})x^2 + (2.77 \cdot 10^{-9})x &= 3.0 \cdot 10^{-11} \\ x^3 + (2.63 \cdot 10^{-5})x^2 + (6.93 \cdot 10^{-10})x - 7.50 \cdot 10^{-12} &= 0 \end{aligned}$$

Resolviendo la ecuación cúbica

$$x = 1.86 \cdot 10^{-4} \text{ M}$$

La cantidad de CaF_2 disuelto es:

$$(1.86 \cdot 10^{-4} \text{ moles}) (40\text{g/mol})(1000\text{mg/g}) = 7.2 \text{ mg}$$

La cantidad de Ca^{2+} disuelta en 1 litro de la solución final es:

$$(1.86 \cdot 10^{-4} \text{ moles})(40\text{g/mol})(1000\text{mg/g}) = 7.2 \text{ mg}$$

La cantidad de F^- disuelto en 1 L de la solución final es:

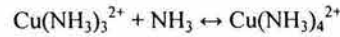
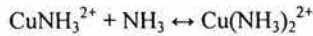
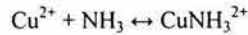
$$(3.72 \cdot 10^{-4} \text{ moles} + 5.26 \cdot 10^{-5} \text{ moles}) (19\text{g/mol})(1000\text{mg/g}) = 8.1 \text{ mg}$$

1.12 COMPLEJOS

Los complejos consisten en un átomo central o ion ligados con otras especies. Estos compuestos son conocidos como compuestos de coordinación. Los complejos pueden ser cargados o sin carga. Estos sistemas en cada número definido de grupos (ligandos) son arreglados geoméricamente alrededor del átomo central, así son distribuidos los electrones uniformalmente. Es posible tener más que un átomo central.

Los complejos son usualmente presentados en pequeños remanentes pero pueden tener una influencia significativa en la cantidad total y la distribución de una especie particular en solución. Las expresiones de equilibrio describen la formación de complejos y se manejan rutinariamente de la misma manera como otros equilibrios.

Para el Cu^{2+} con NH_3 las siguientes especies de complejos son formados:



La K_i son constantes de equilibrio definidas de la siguiente manera:

$$K_i = [\text{Cu}(\text{NH}_3)_i^{2+}] / \{[\text{Cu}(\text{NH}_3)_{(i-1)}^{2+}][\text{NH}_3]\}$$

También es posible definir la formación de estos complejos en conjunto o estabilizar mediante la constante β_i como

$$\beta_i = [\text{Cu}(\text{NH}_3)_i^{2+}] / [\text{Cu}^{2+}][\text{NH}_3]^i$$

La formación de las constantes de los complejos son de suma importancia para la ingeniería ambiental. Un ejemplo para el uso de estas constantes es la determinación de la distribución de un metal en los complejos.

Tabla 1.6 Constantes de formación para varios ligandos y metales complejos. (25°C generalmente)⁶⁰

Ligando (Ion)	Logaritmo base 10 de las constantes					
	Metal	K_1	K_2	K_3	K_4	Comentario
Cl	Ag^+	3.30	1.30	0.36		
	Cd^{2+}	2.00	0.70	-0.59		
	Fe^{3+}	1.48	0.65	-1.00		
	Pb^{2+}	1.60	0.18	-0.10	-0.30	
	Zn^{2+}	-0.50	-0.50	1.00	-1.00	
F^-	Al^{3+}	6.16	5.05	3.91	2.71	En 0.53M KNO_3
	Fe^{3+}	5.25	4.00	3.00		En 0.5M NaClO_4
	Mg^{2+}	1.82				
	Zn^{2+}	1.26				
NH_3	Ag^+	3.37	3.84			
	Cd^{2+}	2.51	1.96	1.30	0.79	
	Cu^{2+}	3.99	3.34	2.73	1.97	
	Hg^{2+}	8.80	8.70	1.00	0.78	En 2M NH_4NO_3
	Ni^{2+}	2.67	2.12	1.61	1.07	
	Zn^{2+}	2.18	2.25	2.31	1.96	

Nótese que las especies que no tienen carga como el AgCl que están en solución es precedido por la relación de equilibrio. Puede haber también precipitación de estas sustancias que dependen de las concentraciones de iones libres. La relación del producto de solubilidad debe ser considerada en asociación con el producto en equilibrio.

Ejemplo de formación de un complejo

Si la concentración del ión libre $\text{Cd}(\text{II})$ y NH_3 son de $20\mu\text{g/l}$ y 1.8mg/L , respectivamente, ¿cuales son las concentraciones de los complejos de amonio de cadmio y la concentración total de los complejos de cadmio en la solución?

Los pesos moleculares del Cd y NH_3 son 112.4 y 17, respectivamente, Cuáles son los resultados en concentraciones molares de $1.78 \cdot 10^{-7}$ y $1.06 \cdot 10^{-3}$ M, respectivamente.

$$[\text{CdNH}_3^{2+}] = K_1[\text{Cd}^{2+}][\text{NH}_3] = (10^{2.51})(1.78 \cdot 10^{-7})(1.06 \cdot 10^{-3}) = 6.11 \cdot 10^{-8} \text{M}$$

$$[\text{Cd}(\text{NH}_3)_2^{2+}] = K_2[\text{CdNH}_3^{2+}][\text{NH}_3] = (10^{1.96})(6.11 \cdot 10^{-8})(1.06 \cdot 10^{-3}) = 5.91 \cdot 10^{-9} \text{M}$$

La suma total de los complejos de Cd(II) en solución es

$$\Sigma^4_1 \text{Cd}(\text{NH}_3)_i^{2+} = 6.71 \cdot 10^{-8} \text{ M} = 7.5 \text{ } \mu\text{g/L}$$

El complejo Cd(II) es 37.5% menor a la concentración de Cd(II) libre.

1.13 QUÍMICA NUCLEAR

El decaimiento de la reacción de primer orden se describe como:

$$dN/dt = -kN$$

En donde:

N es el número o masa de in núcleo descompuesto.

La radioactividad de una sustancia es usualmente descrita por su vida media ($t_{1/2}$), que es su tiempo en decaer el 50% de la sustancia.

$$t_{1/2} = 0.693/k$$

Tabla 1.7 Decaimiento del Uranio-238.⁴⁷

Núcleo	Nombre histórico	Vida media
$^{238}_{92}\text{U}$	Uranio I	$4.51 \cdot 10^9$ años
$\downarrow \alpha$ $^{234}_{90}\text{Th}$	Uranio X	24.1 días
$\downarrow \beta$ $^{234}_{91}\text{Pa}^m$	Uranio X	1.17 meses
99.87% \downarrow 0.13% β $^{234}_{91}\text{Pa}$	Uranio Z	6.75 horas
$\downarrow \beta$ $^{234}_{92}\text{U}$	Uranio II	$2.47 \cdot 10^5$ años
$\downarrow \alpha$ $^{230}_{90}\text{Th}$	Talio	$8.0 \cdot 10^4$ años
$\downarrow \alpha$ $^{226}_{88}\text{Ra}$	Radio	1602 años
$\downarrow \alpha$ $^{222}_{86}\text{Rn}$	Emanación de radon	4.826 días
$\downarrow \alpha$ $^{218}_{84}\text{Po}$	Radio A	3.05 meses
99.98% \downarrow 0.02% α $^{214}_{82}\text{Pb}$ β $^{218}_{85}\text{At}$	Radio B Astato	26.8 meses ≈ 2 segundos
β \downarrow α $^{214}_{83}\text{Bi}$	Radio C	19.7 meses
99.98% \downarrow 0.02% α $^{214}_{82}\text{Pb}$ α $^{210}_{81}\text{Tl}$	Radio C' Radio C''	164 μs 1.3 meses
α \downarrow β $^{210}_{82}\text{Pb}$	Radio D	21 años
$\downarrow \beta$ $^{210}_{83}\text{Bi}$	Radio E	5.01 días
$\approx 100\%$ \downarrow 0.000 13% β $^{210}_{82}\text{Pb}$ α $^{210}_{81}\text{Tl}$	Radio F' Radio E''	138.4 días 4.19 meses
α \downarrow $^{206}_{82}\text{Pb}$	Radio G	Estable

Tabla 1.8 características de importantes isótopos

Isótopo	Radiación	Vida media	Actividad específica (Ci/g)
Bromo – 78	β, γ	6.4 minutos	---
Carbono – 14	B	5800 años	4.6
Cesio – 137	β, γ	30 años	87
Cobalto – 60	β, γ	5.3 años	$1.1 \cdot 10^3$
Yodo – 129	β, γ	$1.7 \cdot 10^7$ años	$1.6 \cdot 10^{-4}$
Yodo – 131	β, γ	8.1 días	$1.23 \cdot 10^5$
Hierro – 59	B	45 días	$4.9 \cdot 10^4$
Criptón – 85	β, γ	11 años	---
Fósforo – 32	B	14 días	$2.8 \cdot 10^5$
Plutonio – 239	A	$2.4 \cdot 10^4$ años	0.06
Potasio – 40	β, γ	$1.3 \cdot 10^9$ años	$6.9 \cdot 10^{-6}$
Radio – 226	α, γ	1600 años	1.0
Radon – 222	α, γ	3.8 días	$1.6 \cdot 10^5$
Sodio – 24	β, γ	15 horas	---
Estroncio – 90	B	29 años	140
Azufre – 35	B	88 días	---
Telurio – 132	β, γ	3.3 días	$3.0 \cdot 10^5$
Torio – 232	α, γ	$1.4 \cdot 10^{10}$ años	$1.1 \cdot 10^{-7}$
Tritio	B	12 años	9700
Uranio – 233	α, γ	$1.6 \cdot 10^5$ años	$9.6 \cdot 10^{-2}$
Uranio – 235	α, γ	$7.1 \cdot 10^8$ años	$2.1 \cdot 10^{-6}$
Uranio – 238	α, γ	$4.5 \cdot 10^9$ años	$3.3 \cdot 10^{-7}$
Zinc – 65	β, γ	245 días	$8.2 \cdot 10^3$

Como se muestra en la tabla 1.7, el decaimiento de un núcleo radioactivo usualmente no termina su radioactividad porque el núcleo es un isótopo inestable a menos que la transformación sea el paso final.

Pierre y Marie Curie fueron los pioneros en investigar los elementos radioactivos e introdujeron el termino radioactividad. La unidad de radioactividad es el curie, nombrado en honor de ellos. El curie estándar (Ci) es $3.7 \cdot 10^{10}$ desintegraciones por segundo. Un curie de alfa, beta o gama emite $3.7 \cdot 10^{10}$ partículas alfa, partículas beta o fotones por segundo respectivamente.

El Becquerel (Bq) es el sistema internacional de unidades de radioactividad y es definido como una transformación nuclear por segundo. Esto es equivalente aproximadamente a 27 picocuries.

En la tabla 1.8 se dan las vidas medias y tipos de radiación de natural importancia y degeneración humana de isótopos radioactivos. Los isótopos con vida media intermedia son considerados como los más peligrosos. Un isótopo con vida media corta decae rápidamente después de moverse una significativa distancia; un isótopo con vida media larga no emite una cantidad significativa de radiación.

2. BASES TERMODINÁMICAS PARA EL EQUILIBRIO

El estudio de la energía en transformaciones de sistemas químicas, es la termodinámica que nos proporciona qué relaciones son muy poderosas para predecir los cambios en los sistemas.

2.1 RELACIONES TERMODINÁMICAS

1ª y 2ª ley de la termodinámica

La primera ley de la termodinámica es lógica. Es simplemente el estado.

La energía es conservada.

Toda la transformación de la energía en un proceso la suma resulta ser cero. La forma de la energía puede cambiar, por instancia, de química al calor de energía o de potencial a energía cinética, pero la cantidad total de todos los restos de

energía constante antes, durante, y después del proceso. Puede entrarse la energía en proceso 2 de proceso 1 pero el estado de energía total de los dos procesos (el sistema) permanece constante.

La 2ª ley es un poco más difícil a formular y ha sido numerado de diferentes formas. La segunda ley se ha establecido por repetidas observaciones. La transformación de la energía en alto grado a bajo grado de energía en un sistema y viceversa, esto es de lo que se trata la segunda ley.

La cantidad de trabajo útil que puede obtenerse de una transformación de energía es menos que la cantidad de energía transformada.

Energía libre

La tendencia de la fuerza para todas las reacciones químicas puede ser un estado de aleatoriedad o estabilidad en que no hay ninguna producción de entropía, cada uno tiende al desorden. Para reacciones el concepto más usado para describir la transformación de la energía es el cambio de la energía libre, ΔG , cada una es relacionado con la entropía, energía interna y trabajo. La energía libre tiene el símbolo de G en honor a J. W. Gibbs,

El ΔG describe el trabajo requerido para que una reacción proceda. La energía libre cambia solo si es necesario caracterizar la relación entre el estado inicial y final de una reacción química o bioquímica. Esta energía es independiente del tiempo de la reacción.

Cada especie química en cualquier estado tendrá su molalidad parcial (o molar) de la energía libre o potencial químico definido por:

$$\mu = \mu^\circ + RT \ln a$$

En donde:

- μ es el potencial químico de las especies
- μ° es el potencial químico de las especies en estado estándar
- R es la constante universal del gas (1.987 cal/K/mol)
- T es temperatura en °K
- a es la actividad de las especies

Los valores del estado estándar corresponden a la temperatura de 298°K (25°C) y a la presión de 1 atmósfera. La actividad de las especies depende de la concentración de dichas especies.

$$a_A = \{A\} = \gamma_A[A]$$

En donde:

γ es un coeficiente de actividad.

El coeficiente de actividad es función de la fuerza iónica. En diluciones el valor de γ es suficientemente cercano a 1 para especies disueltas se puede ignorar. Entonces para una solución de una sustancia A disuelta es:

$$\mu_A = \mu^\circ_A + RT \ln [A]$$

En donde:

$[A]$ es la concentración molar de la especie A .

La concentración de los gases es expresada en términos de presión parcial en atmósferas

$$\mu_g = \mu^\circ_g + RT \ln p_g$$

En donde:

p_g es la presión parcial del gas.

La ley de Henry con la expresión del producto de solubilidad nos da la ley de acción de masas. Considerando que $\Delta G = 0$ nos dice que:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K \quad \text{ó} \quad K = e^{-\Delta G^\circ/RT}$$

La concentración en expresiones de equilibrio

Las unidades para la expresión de la concentración en el equilibrio varían con respecto a la fase de la sustancia. Iones o moléculas disueltos en agua son expresadas en moles por litro. Un sólido o líquido puro en equilibrio con agua en solución se asume que tiene una concentración de 1.0. Gases en equilibrio con una solución su concentración se expresa en atmósferas (atm).

Ejemplo Cambio de energía libre estándar

Para la formación del vapor del agua a partir de $H_{2(g)}$ y $O_{2(g)}$, K se sabe que es $1.55 \cdot 10^7$ a la temperatura de $2000^\circ K$. La reacción es

$$\begin{aligned}2H_{2(g)} + O_{2(g)} &\leftrightarrow 2H_2O_{(g)} \\ \Delta G^\circ &= -RT \ln K \\ &= -(1.987)(2000)\ln(1.55 \cdot 10^7) \\ &= -65.8 \text{ kcal/mol}\end{aligned}$$

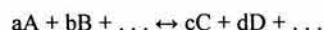
La energía libre estándar para la formación de vapor de agua a $2000^\circ K$ a partir de hidrógeno y oxígeno es negativa, que esto significa que esta reacción es espontánea en dirección de los productos, (a la derecha).

2.2 POTENCIAL REDOX

La energía química puede ser usada para generar energía eléctrica y viceversa. Este es el concepto que se aplica a las baterías, la fuerza inducida para una reacción es el cambio de la energía libre, puede ser relacionado al potencial químico.

Las celdas electroquímicas pueden ser construidas por una larga lista de sustancias. Las sustancias no necesitan estar en estado sólido para ser usado es la celda. El potencial para cualquier reacción óxido reducción se puede utilizar el electrodo de hidrógeno estándar. El potencial de este electrodo es asignado un valor de 0, que concuerda con su energía libre de 0.

Para la reacción generalizada



Entonces la ecuación que describe el potencial, E, para la reacción es la ecuación de Nernst

$$E = E^\circ - (RT)/(nF) \ln [a^c_C \cdot a^d_D \cdot \dots] / [a^a_A \cdot a^b_B \cdot \dots]$$

En donde:

F es la constante de Faraday (96493 coulombs/equivalente)
n es el número de electrones transferidos (No. De equivalentes / mol)

E y E° son cercanamente relacionados a ΔG y ΔG° por las siguientes ecuaciones:

$$E = -\Delta G / nF \quad \text{y} \quad E^\circ = -\Delta G^\circ / nF$$

Ejemplo: Uso de la ecuación de Nernst

Un electrodo de platino y un electrodo de referencia fue usado para la medida de un indicador de oxidación-reducción del sistema del agua. El voltaje fue de 0.01 V. El electrodo de referencia se supo que tenía un potencial de 0.25 V y puede ser considerado como el ánodo. El pH del agua fue de 8.21. Si el agua estuvo en equilibrio, cuál es el ratio del $[NH_4^+]$ a $[NO_3^-]$? Había oxígeno libre disuelto en el agua?

El electrodo de platino es un sensor del potencial de la solución. El potencial leído se anota como E_c .

$$E_{\text{sis}} = E_{\text{med}} + E_{\text{ref}} = 0.01 \text{ V} + 0.25 \text{ V} = 0.26 \text{ V}$$

De la tabla 1.3 la reacción para $\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^-$ es



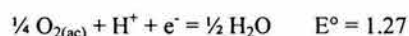
La ecuación de Nernst correspondiente de E del sistema es

$$E_{\text{sis}} = 0.26 = 0.880 - (0.059 / 8) \log [\text{NH}_4^+] / [\text{NO}_3^-][\text{H}^+]^{10}$$

El radio es encontrado tomando el antilogaritmo de los dos lados

$$[\text{NH}_4^+] / [\text{NO}_3^-] = 100$$

Para encontrar la concentración del oxígeno disuelto que podría estar en equilibrio con este potencial; usando la reacción para el oxígeno disuelto:

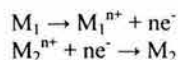


$$0.26 = 1.27 - (0.059 / 4) \log 1 / [\text{O}_2] [\text{H}^+]^4$$

Disolviendo la ecuación para $[\text{O}_2]$, el equilibrio de $[\text{O}_2]$ es encontrado y es $10^{-35.6}$ o efectivamente es 0. Existe en condiciones anaerobias.

2.3 CORROSIÓN

La corrosión es un fenómeno muy complejo. Dos metales similares en contacto con otro y expuesto a una solución en la que tenga conductividad (celda electroquímica), los metales mismos forman un circuito exterior y los iones que están en la solución el circuito interno. Existirá una diferencia de potencial entre los metales promoviendo un flujo de electrones. La resistencia del metal (M_1) se vuelve el ánodo y corroe. El otro metal se vuelve el cátodo (M_2).



A este tipo de corrosión es llamada corrosión galvánica. La diferencia de potencial entre los dos metales acelera el movimiento de los electrones al metal más activo.

Tabla 2.1 Fuerza electronegativa para metales (25°C).¹²

Elemento	Reacción del electrodo	Potencia, V
<i>(fin de los nobles)</i>		
Oro	$\text{Au}^{3+} + 3e^- \rightarrow \text{Au}$	1.42
Platino	$\text{Pt}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Pt}$	1.2
Plata	$\text{Ag}^+ + e^- \rightarrow \text{Ag}$	0.800
Cobre	$\text{Cu}^+ + e^- \rightarrow \text{Cu}$	0.522
Cobre	$\text{Cu}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Cu}$	0.345
Hidrógeno	$2\text{H}^+ + 2e^- \rightarrow \text{H}_2(\text{g})$	0.000 (referencia)
Plomo	$\text{Pb}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Pb}$	-0.126
Estaño	$\text{Sn}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Sn}$	-0.136
Níquel	$\text{Ni}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Ni}$	-0.250
Cobalto	$\text{Co}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Co}$	-0.277
Cadmio	$\text{Cd}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Cd}$	-0.402
Hierro	$\text{Fe}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Fe}$	-0.44
Cromo	$\text{Cr}^{3+} + 3e^- \rightarrow \text{Cr}$	-0.71
Zinc	$\text{Zn}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Zn}$	-0.762
Manganeso	$\text{Mn}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Mn}$	-1.05
Aluminio	$\text{Al}^{3+} + 3e^- \rightarrow \text{Al}$	-1.67
Berilio	$\text{Be}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Be}$	-1.70
Magnesio	$\text{Mg}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Mg}$	-2.34
Sodio	$\text{Na}^+ + e^- \rightarrow \text{Na}$	-2.712
<i>(fin de los activos)</i>		

En general, para que ocurra la corrosión, no son necesarios dos metales similares. El ataque directo por agentes oxidantes pueden causar la corrosión. El oxígeno está presente en el agua y esto causa corrosión porque tiene la fuerza de oxidar.

2.4 CORROSIÓN MICROBIANA

Algunas bacterias, alga, y hongos pueden causar corrosión directa o indirectamente. En lugares de colonias de bacterias, el pH y el oxígeno disuelto son diferentes a las concentraciones de fase que otros lugares en donde hay una estructura o tuberías. Colonias anaerobias causan diferente concentración de O₂, éstas células causan flujos de electrones y por consiguiente la corrosión.

La bacteria que deriva su energía de la oxidación de compuestos inorgánicos son agentes primarios de corrosión. La reducción del sulfato ayuda a la corrosión de las cloacas. Estos microorganismos anaerobios derivan energía de la siguiente reacción:



En donde

H_{abs} es el hidrógeno absorbido en la superficie del metal

La remoción del oxígeno elemental que es absorbido a la superficie del metal acelera la corrosión de la superficie. El hidrógeno absorbido retarda la transferencia de electrones al agente de oxidación que actúa como un aislador.

2.5 PREVENCIÓN DE LA CORROSIÓN

Varios constituyentes en agua influyen en la formación de la corrosión; los factores químicos más significativos que influyen en la formación de la corrosión se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 2.2 Efectos de los constituyentes en agua para la corrosión.⁵⁸

Factor	Efecto
Alcalinidad (buffer)	La alcalinidad puede ayudar a proteger el revestimiento; ayuda a controlar el cambio del pH. De baja a moderada alcalinidad reduce la corrosión de la mayoría de los materiales. Alta alcalinidad incrementa la corrosión del cobre y plomo.
Amonio	El amonio puede incrementar la solubilidad de varios metales tales como el cobre y el plomo a través de la formación de complejos.
Ca y Mg (dureza)	Ca puede precipitar como CaCO ₃ y así proporciona protección y reduce la velocidad de corrosión. Ca y Mg pueden cambiar el efecto del buffer de alcalinidad y pH.
Cloro y sulfato	Altos niveles de cloro o sulfatos incrementan la corrosión del hierro, cobre y plomo.
Residuos de cloro	Los residuos de cloro incrementan la corrosión metálica, particularmente para el cobre, hierro y el acero.
Cobre	El cobre causa daños en tuberías galvanizadas.
Oxígeno disuelto	El oxígeno disuelto incrementa la velocidad de corrosión de varias reacciones.
Sulfuro de hidrógeno	Incrementa la velocidad de reacción.
Magnesio y otras trazas de metal	Trazas de metales pueden inhibir la formación de formas cristalinas más estables a partir de CaCO ₃ (calcita) y favorece al menos estable (más soluble) forma cristalina (argonita).
PH	Bajos pH puede incrementar la velocidad de corrosión, alto pH puede proteger tuberías y decrece la velocidad de corrosión o puede quitar el zinc de los latones.
Color natural, materia orgánica	La materia orgánica puede decrecer la corrosión de superficies de tuberías. Algunos organismos pueden acelerar la corrosión de metales complejos.
Sólidos totales disueltos (TDS)	Altos TDS incrementan la conductividad y la velocidad de la corrosión.

El tratamiento de agua en plantas de operación puede considerar los siguientes factores en el tratamiento del proceso para proporcionar agua segura que serán pérdidas de corrosión en la distribución del sistema.

Más allá del ajuste de factores químicos hay un número de medidas que deben ser tomadas para retardar la velocidad de la corrosión.

Capas protectoras. Los materiales con capas sujetos a la corrosión proporciona una barrera a la transferencia de electrones. Todas las superficies de los metales deben ser cubiertos incluyendo los metales nobles, los metales nobles pueden corroerse ellos mismos. Las superficies de los metales que serán catódicos deben cubrirse para minimizar la oportunidad de que el circuito se complete.

Aleaciones resistentes a la corrosión. Estos metales híbridos se han desarrollado por metalurgistas y químicos para sostener los iones de metal fuertemente dentro de su estructura cristalina. Estos metales son muy estables y resistentes a la oxidación.

Inhibidores. Los inhibidores son sustancias que reaccionan con agua para formar un componente que extiende una barra que protege el traslado de los electrones. Los inhibidores anódicos migran hacia los sitios anódicos y estos son oxidados, formando una capa que es relativamente impenetrable.

Metales nobles puros. Los metales nobles, en cualquier caso, ellos tienen algunas imperfecciones en la estructura molecular tienden a causar corrosión.

Protección catódica. Este método consiste de dar a la estructura protección a un cátodo. Hay dos métodos de protección catódica: galvánica y electrolítica.

Protección catódica galvánica

En este método, el ánodo que se sacrifica está hecho de un metal mas bajo de potencial estándar que el metal que es protegido, está conectado a la estructura el ánodo es consumido y debe remplazarse periódicamente.

El ánodo es usualmente de Zn o Mg. El tiempo de vida del ánodo depende de la corriente. La masa depositada en el cátodo o la masa consumida en el ánodo es proporcional al tiempo.

La constante de proporcionalidad es el inverso de la constante de Faraday, F (96500 coulombs/eq).

$$m = i t (PM) / F$$

En donde:

m es la masa depositada o consumida

i es la corriente en coulombs / s

t es el tiempo

PM es la masa molecular

A esta ecuación se le incorpora el factor de efectividad, E, para las pérdidas:

$$t = Efm / i (PM)$$

Los factores de eficiencia son aproximadamente 0.90 y 0.50 para Zn y Mg respectivamente.

Protección catódica electrolítica

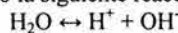
El ánodo puede o no puede ser reactivo. No reactivo grafito (carbón), que es un excelente conductor, es comúnmente usado para el ánodo. En este caso, los iones alrededor del ánodo se oxidarán.

3. ÁCIDO – BASE

La concentración de iones H^+ libres es uno de los factores que mejor se controlan en estado acuoso ya que los iones H^+ son directamente o indirectamente involucrados en gran número de reacciones. En la mayoría de las situaciones la concentración de H^+ o OH^- es pequeña o insignificante comparado con la concentración de otras especies pero esto no mitiga la influencia de estos iones como variables que controlan en el estado acuoso.

3.1 pH

Algunas moléculas de agua se disocian siguiendo la siguiente reacción:



La expresión de la constante para esta reacción es

$$K_{eq} = K_w = [H^+][OH^-] / [H_2O]$$

La concentración del agua no cambia significativamente porque de esta reacción o por la participación de H^+ y OH^- en otras reacciones en circunstancias iguales. La expresión de equilibrio para la disociación del agua es:

$$K_w = [H^+][OH^-]$$

La magnitud de $[H^+]$ se describe por una escala logarítmica es más conveniente para describir estas concentraciones:

$$pX = -\log_{10} X \quad (p = -\log_{10})$$

La p es un operador matemático que puede ser aplicado a cualquier coeficiente o expresión.

A 25°C

$$pH + pOH = 14$$

Tabla 3.1 K_w a diferentes temperaturas(a).³⁷

Temperatura °C	K_w
0	$1.2 \cdot 10^{-15}$
10	$2.9 \cdot 10^{-15}$
20	$6.8 \cdot 10^{-15}$
25	$1.01 \cdot 10^{-14}$
30	$1.47 \cdot 10^{-14}$
50	$5.48 \cdot 10^{-14}$

(a) Por Harden y Owen (1958)

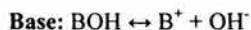
Una ecuación que describe la variación de la constante de equilibrio para el agua con la temperatura es (Hanson y Cleasby, 1990)

$$pK_w = -6.0875 + 4470.99/T + 0.01706T$$

En donde T está en °K.

3.2 ÁCIDOS Y BASES

Los ácidos y bases son sustancias que influyen el pH de una solución. Una de las definiciones de un ácido es la teoría de ionización de Arrhenius.



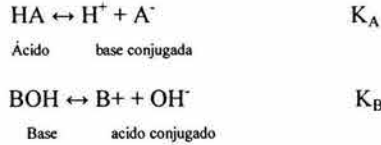
Un ácido es una sustancia que se ioniza produciendo H^+ y un anión; una base produce OH^- y un catión. Las sales son producidas por la reacción de un ácido y una base.

Un ácido es un donador de protones.
Una base es un receptor de protones.

La disociación (equilibrio) consta de un número de ácidos y bases que son importantes en la rama de ingeniería ambiental.

Ácidos y bases conjugados

La pérdida de H⁺ por un ácido HA, da lugar al potencial de aceptor H⁺, A⁻, por ejemplo, A⁻ es una base conjugada de HA. Similarmente, la pérdida de OH⁻ para la base BOH da lugar al potencial del aceptor OH⁻, B⁺, cada uno es indirectamente un donador de un protón y por consiguiente es el ácido conjugado de BOH.



Entonces $K_A K_B = K_w$

Tabla 3.2 Constantes de disociación a 25 °C.

Sustancia	Ecuación de equilibrio	K	pK	Significancia
Acido acético	$\text{CH}_3\text{COOH} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CH}_3\text{COO}^-$	$1.8 \cdot 10^{-5}$	4.7	Desechos orgánicos digestión anaeróbica
Amonio	$\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$	$1.8 \cdot 10^{-5}$	4.7	Desinfección
Acido bórico	$\text{H}_3\text{BO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{H}_2\text{BO}_3^-$	$5.8 \cdot 10^{-10}$	9.2	Análisis de nitrógeno
Acido butírico	$\text{C}_3\text{H}_7\text{COOH} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{C}_3\text{H}_7\text{COO}^-$	$1.5 \cdot 10^{-5}$	4.8	Digestión anaeróbica
Acido carbónico	$\text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$	$4.3 \cdot 10^{-7}$	6.4	Aplicación numérica
	$\text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$	$4.7 \cdot 10^{-11}$	10.3	
Acido hidrocianico	$\text{HCN} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CN}^-$	$7.2 \cdot 10^{-10}$	9.1	Análisis
Acido hidrocianico	$\text{HCN} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{CN}^-$	$7.2 \cdot 10^{-10}$	9.1	Toxicidad
Acido hidrofúrico	$\text{HF} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{F}^-$	$6.75 \cdot 10^{-4}$	3.2	Fluorización
Acido hidrosulfúrico (sulfuro de hidrogeno)	$\text{H}_2\text{S} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HS}^-$	$9.1 \cdot 10^{-8}$	7.0	Olor, corrosión, digestión anaeróbica, toxicidad
	$\text{HS}^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{S}^{2-}$	$1.3 \cdot 10^{-13}$	12.9	
Acido hipocloroso	$\text{HOCl} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{OCl}^-$	$2.9 \cdot 10^{-8}$	7.5	Desinfección
Acido nítrico	$\text{HNO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{NO}_3^-$	0.10	-1.0	Nitrificación, análisis
Acido nitroso	$\text{HNO}_2 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{NO}_2^-$	$5.1 \cdot 10^{-4}$	3.29	Nitrificación
Acido perclórico	$\text{HClO}_4 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{ClO}_4^-$	Fuerte	≈ -7	Análisis
Fenol	$\text{C}_6\text{H}_5\text{OH} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{C}_6\text{H}_5\text{O}^-$	$1.2 \cdot 10^{-10}$	9.9	Sabores, olores
Acido fosfórico	$\text{H}_3\text{PO}_4 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{H}_2\text{PO}_4^-$	$7.5 \cdot 10^{-3}$	2.1	Buffer, nutriente
	$\text{H}_2\text{PO}_4^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HPO}_4^{2-}$	$6.2 \cdot 10^{-8}$	7.2	
	$\text{HPO}_4^{2-} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{PO}_4^{3-}$	$4.8 \cdot 10^{-13}$	12.3	
Hidróxido de potasio	$\text{KOH} \leftrightarrow \text{K}^+ + \text{OH}^-$	Base fuerte		Digestión anaeróbica
Acido propionico	$\text{C}_2\text{H}_5\text{COOH} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{C}_2\text{H}_5\text{COO}^-$	$1.3 \cdot 10^{-5}$	4.9	Análisis, neutralización
Hidróxido de sodio	$\text{NaOH} \leftrightarrow \text{Na}^+ + \text{OH}^-$	Base fuerte		Coagulación, pH
Acido sulfúrico	$\text{H}_2\text{SO}_4 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HSO}_4^-$	Fuerte	≈ -3	Control, análisis
	$\text{HSO}_4^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$	1.9	
Acido sulfuroso	$\text{H}_2\text{SO}_3 \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{HSO}_3^-$	$1.7 \cdot 10^{-2}$	1.8	Declaración
	$\text{HSO}_3^- \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{SO}_3^{2-}$	$6.3 \cdot 10^{-8}$	7.2	

3.3 EQUIVALENTES Y NORMALIDAD

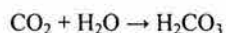
En el contexto de un ácido o una base, el peso equivalente de un compuesto es que el peso contiene un átomo gramo de H⁺ o su equivalente químico. Los pesos equivalentes están basados en el átomo gramo: pesos miliequivalentes (meq) son basados convenientemente en átomos miligramos. Uno normal (1N) en una solución contiene un peso equivalente por componente.

Algunos compuestos no donan o toman iones H⁺ o OH⁻ directamente. El peso equivalente de estos compuestos es determinado después de la reacción con agua como se muestra en la siguiente reacción.

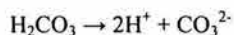
Ejemplo sobre la determinación del peso equivalente.

¿Cuál es el peso equivalente de CO_2 ?

La hidrólisis para la reacción del CO_2 es



Cada molécula de H_2CO_3 tiene la capacidad de donar 2 iones H^+



Por consiguiente el peso equivalente del CO_2 es de 44g dividido entre 2, el resultado de cada peso equivalente es de 22g.

El peso equivalente de un compuesto o ion depende de las circunstancias de la reacción de interés.

3.4 SOLUCIONES DE SISTEMAS DE MULTIEQUILIBRIO

La solución de los problemas para los sistemas de multiequilibrio sigue este procedimiento:

1. Identificar todas las especies importantes que participan en la reacción.
2. Escribir todas las relaciones de equilibrio involucrando todas las especies identificadas en el paso 1. Esto incluye el equilibrio redox y ácido-base como también el equilibrio entre las fases tal como la ley de Henry y K_{ps} . No olvidar la relación de equilibrio para la disociación del agua.
3. Escribir el balance de masa.
4. Escribir el balance de carga para el sistema.
5. Hacer cualquier simplificación asumida.
6. Asegurar que el número de ecuaciones sea igual al número de incógnitas. Si son más ecuaciones se necesitará regresarse a los puntos 2 o 3.
7. Resolver el sistema de ecuaciones algebraicamente o por métodos numéricos para los sistemas de ecuaciones. Si se resuelven por métodos numéricos, checar que la solución sea real para resolverlo. (ej. Que el pH esté entre los valores de 0 a 14).
8. Checar las simplificaciones hechas en el paso 5.

3.5 BUFFERS

Los buffers son importantes en análisis y en aguas naturales. Los buffers resisten los cambios de pH. Esto es de suma importancia para las formas de vida que usualmente pueden sobrevivir sólo con cierto rango de pH.

Si un ácido débil o base con un pK de valores exactos de pH no es el deseado y no puede encontrarse, los rangos del buffer son ajustados para obtener el pH deseado en la solución.

3.6 TITULACIONES ÁCIDO – BASE

Una titulación es una forma de análisis volumétrico para saber la concentración de cada solución. Cuando un ácido o una base es adherido a una solución, todas las especies que tienen la capacidad de donar o aceptar iones H^+ o OH^- reaccionan para lograr estar en un nuevo estado de equilibrio. Las reacciones ácido – base son usualmente rápidas, ocurren en cuestión de segundos. El pH cambia después de la adición del titulante dependiendo de buffer que compone la solución.

4. QUÍMICA ORGÁNICA

La química orgánica es el estudio de los compuestos formados por el carbono. Los sistemas vivos son de sustancias orgánicas pero también hay abundantes organismos sintéticos. La industria moderna logra hacer algunos de estos en el orden de 10 000 nuevos componentes por año. Determinando su conducta en el ambiente y los métodos para su tratamiento de estos compuestos representa una formidable tarea para el químico, biólogo, ecologista, y para la ingeniería ambiental.

4.1 CARBONO

El carbono es el único átomo que con sus propiedades puede formar una gran variedad de compuestos. Los enlaces entre los compuestos del carbono son estables, los átomos cercanos al carbono en la tabla periódica pueden unirse al

carbón para formar un cambio y formarse en un compuesto. Cada átomo del carbono puede formar cuatro enlaces. Los enlaces del carbono son covalentes, esto es, los electrones son compartidos entre los átomos participantes. Si las uniones de los átomos al carbono tienen una electronegatividad que es significativamente diferente al carbono, entonces la unión tendrá una característica polar. El grado de polaridad de las moléculas orgánicas determina si es soluble en un solvente polar, como el agua. Hay diferentes configuraciones que pueden ser posibles desde el mismo grupo de átomos que se conoce como isómeros.

Los principales átomos que forman los compuestos con el carbono son el hidrógeno y el oxígeno. Nitrógeno, fósforo y azufre son los elementos menos comunes encontrados en las moléculas orgánicas naturales.

4.2 PROPIEDADES DE LOS COMPUESTOS ORGÁNICOS

Hay algunos compuestos conocidos de carbono que tienen cualquier otro compuesto excepto el hidrógeno. Sawyer (1994) numeró las características de los compuestos orgánicos comparados con los compuestos inorgánicos, algunos de estos puntos son los siguientes:

1. Los compuestos orgánicos son usualmente combustibles
2. Los compuestos orgánicos usualmente tienen muy bajo punto de fusión.
3. Los compuestos orgánicos son usualmente muy poco solubles en agua.
4. Varios isómeros existen para una fórmula dada.
5. Las reacciones de los compuestos orgánicos son usualmente moleculares más bien que iónicas. Retardan la velocidad de reacción comparados con los compuestos iónicos.
6. La valencia del carbono permite formar múltiples enlaces y el carbono tiene la habilidad de formar enlaces fuertes con el mismo. Puede formar compuestos de gran peso molecular.
7. La mayoría de los compuestos orgánicos pueden servir al origen de comida para bacterias y otros microorganismos.

4.3 GRUPOS FUNCIONALES

Los grupos funcionales son fuertemente influenciados para los componentes orgánicos. Los tres grupos más grandes de estos grupos son el alcohol, $-\text{OH}$; $-\text{COOH}$; y, carbonil, $>\text{C}=\text{O}$.

En un alcano, los átomos de hidrógeno pueden ser sustituidos por otros átomos (de cloro, oxígeno o nitrógeno, por ejemplo), siempre que se respete el número correcto de enlaces químicos (el cloro forma un enlace sencillo con los otros átomos, el oxígeno forma dos enlaces y el nitrógeno forma tres). El átomo de cloro en el cloruro de etilo, el grupo OH en el alcohol etílico y el grupo NH_2 en la etilamina se llaman grupos funcionales. Estos grupos funcionales determinan la mayoría de las propiedades químicas de los compuestos.

Compuestos orgánicos por grupo funcional

CLASE DE COMPUESTO	GRUPO FUNCIONAL, NOMBRE	FÓRMULA GENERAL	PREFIJO	SUFIJO	EJEMPLO
Alcoholes	$-\text{OH}$, hidróxido	ROH	hidroxi-	-ol	CH_3OH , metanol (alcohol metílico; alcohol de madera)
Aldehídos	$\begin{array}{c} \text{H} \\ \\ \text{C}=\text{O} \end{array}$, carbonilo	RCHO	—	-al	HCHO , metanal (formaldehído)
Aminas	$-\text{NH}_2$, amino	RNH_2	amino-	-amina	CH_3NH_2 , metilamina
Ácidos carboxílicos	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{C}-\text{OH} \end{array}$, carboxilo	RCOOH	—	ácido -oico	CH_3COOH , ácido etanoico (ácido acético)
Ésteres	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{C}-\text{O}- \end{array}$ —	RCOOR'	—	-ato de alquilo	$\text{CH}_3\text{COOCH}_3$, acetato de metilo
Éteres	$-\text{O}-$ —	ROR'	alcoxi-	alquil-éter	CH_3OCH_3 , dimetiléter (metoximetano)
Halogenuros de alquilo	$-\text{X}$ $\text{X} = \text{flúor, cloro, bromo, yodo}$	R-X	fluoro-, cloro-, bromo-, yodo-	—	CH_3Cl , clorometano (cloruro de metilo)
Cetonas	$\text{>C}=\text{O}$, carbonilo	$\text{R-CO-R}'$	oxo-	-ona	CH_3COCH_3 , propanona (acetona)
Nitrilos	$-\text{C}\equiv\text{N}$, nitrilo, cianuro	R-CN	ciano-	-nitrilo	CH_3CN , acetonitrilo (cianometano; cianuro de metilo)
Ácidos sulfónicos	$-\text{SO}_3\text{H}$, sulfónico	$\text{R-SO}_3\text{H}$	—	ácido -sulfónico	$\text{CH}_3\text{SO}_3\text{H}$, ácido metanosulfónico (ácido metilsulfónico)
Tioles (mercaptanos)	$-\text{SH}$, sulfhidrilo, tio-, mercapto	R-SH	mercapto-	-tioI	CH_3SH , metantioI (mercaptometano; metilmercaptano)

4.4 COMPUESTOS ALIFÁTICOS

Compuestos alifáticos, son una extensa serie de moléculas orgánicas formadas esencialmente por cadenas lineales o ramificadas de átomos de carbono. Entre los compuestos alifáticos se encuentran los alcanos, alquenos y alquinos, y todos sus derivados. Los compuestos aromáticos, que son el otro grupo importante de moléculas orgánicas, forman estructuras de anillos cerrados.

Nomenclatura alifática simple

Los compuestos alifáticos son el grupo mas simple de los compuestos orgánicos. Solo contienen hidrógeno y carbono, y generalmente forman cadenas abiertas. Los nombres de los compuestos describen su identidad. El prefijo indica cuantos carbonos hay en la cadena, y el sufijo a cual de los tres grupos funcionales pertenece una cadena. Por ejemplo, los compuestos con el prefijo *pent-* tienen siempre cinco carbonos, pero el *penteno* en un alqueno con un doble enlace, mientras que el *pentano* en el alcano con enlaces simples.

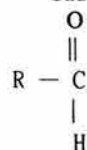
Prefijo	Alcanos (C_nH_{2n+2})	Alquenos (C_nH_{2n})	Alquinos (C_nH_{2n-2})
Met-	Metano $-C-$	—	—
Et-	Etano $-C-C-$	Etano $C=C$	Etano (acetileno) $-C\equiv C-$
Prop-	Propano $-C-C-C-$	Propano $C=C-C-$	Propano $-C\equiv C-C-$
But-	Butano $-C-C-C-C-$	Butano $C=C-C-C-$	Butano $-C\equiv C-C-C-$
Pent-	Pentano $-C-C-C-C-C-$	Pentano $C=C-C-C-C-$	Pentano $-C\equiv C-C-C-C-$

Las líneas entre átomos de carbono representan enlaces carbono-carbono; el resto de las líneas representan enlaces carbono-hidrógeno.

Los prefijos griegos se utilizan a partir de cinco átomos de carbono: pent-, hex-, hept-, oct-, non-, dec-, etc.

Aldehídos y cetonas

Cada uno de los compuestos orgánicos que contienen el grupo carbonilo (CO) y que responden a la fórmula general



Donde R es un átomo de hidrógeno (es el caso del metanol) o un radical hidrocarbonado alifático o aromático.

La mayoría de los aldehídos son solubles en agua y presentan puntos de ebullición elevados. El grupo carbonilo les proporciona una gran reactividad desde el punto de vista químico; dan ácidos carboxílicos con mucha facilidad. Los aldehídos se obtienen a partir de los alcoholes primarios, controlando el proceso para evitar que el aldehído pase a ácido.

Estos compuestos están presentes en muchas frutas, siendo responsables de su olor y sabor característicos, y tienen mucha importancia en la fabricación de plásticos, tintes, aditivos y otros compuestos químicos. Los dos primeros de la serie son el metanol y el etanol.

La cetona tienen la formula general



Esteres

Los ester es son compuestos formados por la reacción de ácidos y alcoholes y corresponden a una sal en química inorgánica. La formula general de un ester es $\text{R}-\text{COO}-\text{R}'$. una reacción típica de hidrólisis para la formación del ester es:



Alcoholes y éteres

Los alcoholes tienen el grupo funcional $-\text{OH}$, y la formula general ROH ; los éteres son compuestos que tienen la formula $\text{R}-\text{O}-\text{R}'$. Estos pueden ser considerados como sustitución de productos del agua. Los alcoholes son débilmente ácidos, dando los iones H^+ a partir del grupo $-\text{OH}$ debido a la electronegatividad del oxígeno.

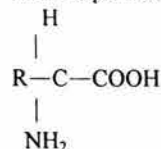
Un camino para preparar éteres es deshidratar dos moléculas de alcohol. Los éteres son relativamente bajos en reactividad química excepto en la presencia de moléculas libres de oxígeno. Los éteres son usados ampliamente para solventes químicos. Los éteres con peso molecular bajo son altamente flamables.

4.5 COMPUESTOS QUE CONTIENEN NITRÓGENO

Las aminas son derivadas del amonio, NH_3 . Aminas primarias, secundarias y terciarias tienen uno, dos o tres átomos de hidrógeno, respectivamente, sustituidas con grupos alquil.

Una amida es otro grupo funcional consiste en una amina primaria y combinada con un carbonil $-(\text{C}=\text{O})-\text{NH}_2$.

Los aminoácidos tienen al último un amino ($-\text{NH}_2$) y un grupo carboxil por molécula. La estructura general de una formula para un aminoácido es

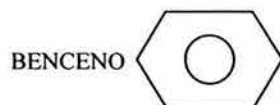


4.6 COMPUESTOS AROMÁTICOS

Compuestos aromáticos son un grupo amplio de compuestos que contienen anillos cerrados de átomos de carbono. Los compuestos aromáticos presentan gran estabilidad por tener la estructura resonante asignada al benceno. Algunos anillos aromáticos pueden contener también un átomo de oxígeno o de nitrógeno. Originalmente el término estaba restringido a un producto del alquitrán mineral, el benceno, y a sus derivados, pero en la actualidad incluye casi la mitad de todos los compuestos orgánicos.

Entre los compuestos aromáticos importantes se encuentran todas las hormonas y vitaminas, excepto la vitamina C; prácticamente todos los condimentos, perfumes y tintes orgánicos, tanto sintéticos como naturales; los alcaloides que no son alicíclicos (ciertas bases alifáticas como la putrescina a veces se clasifican incorrectamente como alcaloides), y sustancias como el trinitrotolueno (TNT) y los gases lacrimógenos.

Ciertos derivados de los compuestos aromáticos tienen propiedades y nombres especiales. Por ejemplo, la presencia del grupo hidroxilo en el anillo da lugar a un fenol.



4.7 COMPUESTOS DE AZUFRE

Similarmente al amonio, el ácido sulfúrico puede tener H o OH átomos sustituidos con cadenas orgánicas para formar varios compuestos.

Un grupo muy interesante de compuestos derivados del H₂S son los compuestos que se conocen como los mercaptanos que tienen desagradable olor al igual que el sulfuro de hidrógeno.

5. ANÁLISIS Y CONSTITUYENTES DEL AGUA

El análisis de agua para sus constituyentes proporciona una oportunidad para aplicar y aprovecharse de los fenómenos químicos para extender nuestra comprensión de ellos y llegar a los resultados concretos para evaluar el estado del agua, sus aspectos de salud, y use como un recurso en el papel del ecosistema.

5.1 TITULACIÓN

La titulación es una forma de análisis volumétrica que puede ser aplicada en varios fenómenos químicos. El proceso consiste en adicionar cuidadosamente un volumen de un agente (titulante) a una muestra hasta un punto en el que la cantidad del titulante adicionado es igual a la cantidad de la sustancia analizada en la muestra. La concentración del reactivo en el titulante es relacionada con las determinaciones gravimétricas (basado en la medida del peso).

La concentración del titulante está expresada en términos de normalidad, N. 1N de solución contiene 1 equivalente del reactante por litro. La capacidad total del titulante es donar H⁺ o tomar electrones, por ejemplo, puede no ser agotado. La normalidad de la sustancia usualmente difiere si la sustancia es participante en una reacción ácido base comparada a una reacción redox.

5.2 ESTÁNDARES PRIMARIOS

Los estándares primarios son escogidos y mantenidos para preservar la más alta exactitud de una muestra. Los titulantes son calibrados como agentes estándares primarios o de hecho, pueden ser ellos mismos estándares. Las siguientes consideraciones se aplican para escoger un estándar primario.

El estándar primario debe:

1. Ser obtenido prontamente en condiciones puras.
2. Ser capaz de secarse a temperaturas ligeramente alrededor de los 100°C sin descomponerse.
3. No ser higroscópico
4. No ser oxidado por aire o adulterado por CO₂
5. Ser capaz de probarse para impurezas.
6. Tener un peso equivalente alto; esto minimiza los errores dependiendo de la sensibilidad del balance.
7. Participar en reacciones bien definidas que logren el equilibrio rápidamente.
8. Ser barato.

5.3 TITULACIONES ÁCIDO – BASE

Estas titulaciones son la variación del pH en una solución que contiene ácido o base y es titulado con una base o un ácido respectivamente. Es un método para determinar el punto equivalente del pH. El pH es monitoreado durante la titulación.

Un método que es completamente conveniente es el uso de indicadores para determinar el punto exacto al titular. Un indicador es el más conveniente y el más común para las rutinas de trabajo. El indicador produce un visible cambio de color cuando el pH cambia, ya que es sensible a la presencia de iones H⁺.

Tabla 5.1 Indicadores ácido – base (a).⁷

Indicador	Rango de pH	pK (b)
Bromofenol azul	3.0(amarillo)-4.6(púrpura)	4.10
Bromocresol verde	3.8(amarillo)-5.4(azul)	4.90
Bromotimol azul	6.0(amarillo)-7.6(azul)	7.30
Clorofenol rojo	4.8(amarillo)-6.4(púrpura)	6.25
Cresol rojo	0.2(rojo)-1.8(amarillo) 7.0(amarillo)-8.8(púrpura)	---
2,6-Dinitrofenol	1.7(incoloro)-4.7(amarillo)	3.70
Metacresol púrpura	1.2(rojo)-2.8(amarillo) 7.4(amarillo)-9.0(púrpura)	1.51(c) 8.32
Metil naranja	3.1(rojo)-4.4(amarillo)	3.46
Metil rojo	4.4(rojo)-6.2(amarillo)	5.00
Fenoltaleína	8.2(incoloro)-9.8(púrpura)	---
Fenol rojo	6.4(amarillo)-8.2(rojo)	8.00
Timol azul	1.2(rojo)-2.8(amarillo) 8.0(amarillo)-9.6(azul)	1.65 9.20

(a) De Banyai (1972)

(b) Todos los valores a 20°C y fuerza iónica de 0

(c) A una fuerza iónica de 0.1

5.4 TITULACIONES CON FORMACIONES DE COMPLEJOS Y PRECIPITADOS

La formación de precipitados o complejos remueven los iones libres de la solución. Un indicador indica los signos de la presencia de iones libres o ausencia de ellos y permite fácilmente determinar las especies. Los agentes que forman los complejos o precipitados deben tener una fuerte afinidad por las especies de mayor interés que otros agentes que causan la formación de complejos.

Al examinar la constante de producto de solubilidad muestra que las reacciones pueden ser factibles con este tipo de análisis.

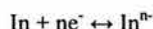
5.5 TITULACIONES REDOX Y ANÁLISIS POTENCIOMETRICO

Los principios para una titulación redox son similares para una titulación ácido base excepto que el potencial de la solución cambia con la adición del titulante, que puede ser oxidante o reductor. El potencial de la solución cambia después de la adición del titulante y reacciona con las especies en la solución.

Indicadores para el análisis potenciométrico

El potencial de la solución siendo titulada se puede monitorear directamente o pueden ser usado indicadores redox para indicar el punto final de la titulación redox. Un indicador redox muestra cambio de color en la inflexión del potencial del sistema.

La ecuación general para un indicador redox es:



En donde:

In es el color oxidado

Inⁿ⁻ es el color reducido

Con su ecuación de Nernst correspondiente:

$$E_{\text{In}} = E_{\text{In}}^{\circ} - (0.059/n) \log [\text{In}^{n-}]/[\text{In}]$$

5.6 ANALISIS COLORIMETRICO

El análisis colorimétrico depende de la formación de especies coloridas de la sustancia en cuestión. Diferentes sustancias pueden ser analizadas por este método.

Las leyes de Beer-Lambert para la transmitancia

Dos leyes básicas gobiernan el fenómeno de transmitancia de la luz.

Ley de Lambert

Es la intensidad de luz reducida por absorción por un instrumento. Cada capa de dicho instrumento reduce el paso de la luz proporcionalmente, cada resultado es en primer orden.

$$T = I / I_0 = 10^{-kl}$$

En donde:

- T es la transmitancia
- I es la intensidad de la luz a cualquier distancia de la superficie
- I_0 es la intensidad de la luz a una superficie
- k es la absorción
- l es la longitud del instrumento

Ley de Law

La intensidad de la luz es solo reducida por la absorción de las especies en el instrumento. Similarmente a la ley de Lambert, cada capa de las especies absorbidas reduce el paso de la luz proporcionalmente.

$$T = I / I_0 = 10^{-k'C}$$

En donde:

- C es la concentración
- k' es la absorción molar

Ley de Lambert-Beer

Las leyes de Lambert y Beer se pueden combinar para obtener

$$T = I / I_0 = 10^{-k''lC}$$

En donde:

- k'' es el coeficiente de absorción

El inverso de la transmitancia es la absorbancia, con esto es definido de la siguiente manera:

$$A = \log I_0 / I = k''lC = -\log T$$

5.7 ANALISIS FISICOS

La caracterización de los sólidos es una de las evaluaciones más comunes para la calidad del agua. La turbiedad es asociada con la concentración de sólidos suspendidos.

Sólidos

Los sólidos en el agua caen dentro de las siguientes categorías

1. Disueltos
2. Coloidal
3. Suspendidos

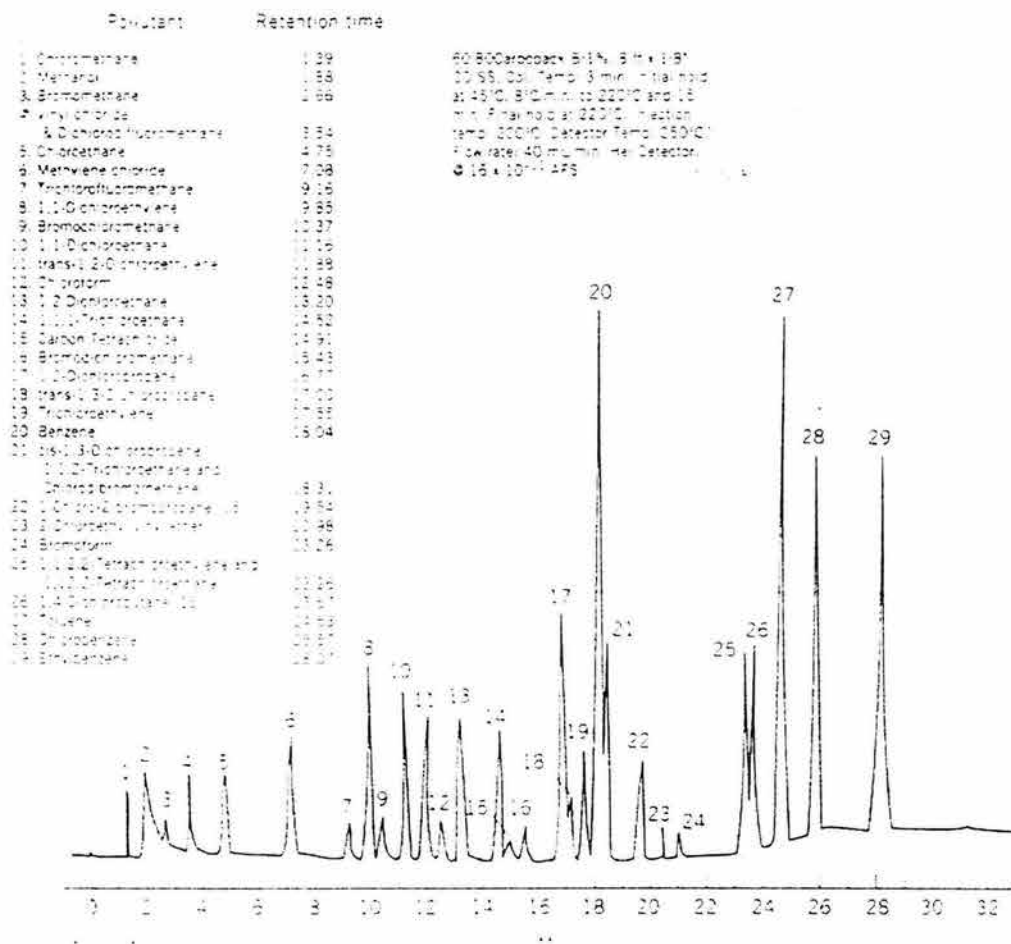
Los sólidos disueltos en una solución pasan a través de un filtro. La solución consiste en que los componentes disueltos y el agua es una mezcla homogénea, formando una sola fase. Los sólidos coloidales están uniformemente dispersados en la solución pero forman una fase sólida que es distinta a la del agua. Los sólidos suspendidos son también separados por la fase de la solución.

5.8 ANÁLISIS CROMATOGRÁFICO

La cromatografía es la técnica que permite el análisis para separar, identificar y cuantificar los componentes de una solución. Esta es una poderosa técnica que permite dichas determinaciones en minutos las cantidades de la sustancia. Las separaciones cromatográficas involucra fase estacionaria y fase móvil. La muestra que es analizada pasa por una fase estacionaria. La velocidad de movimiento de cada componente difiere por la fase estacionaria.

La cromatografía de líquidos y gases son dos métodos de los más comunes.

Figura 5.1 Un cromatograma típico. De "Carbpack Conditioning Instructions".



5.9 DETERMINACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica es determinada en termino del oxígeno requerido para completar la oxidación de la materia orgánica en CO₂, H₂O y otras especies oxidadas. La concentración de oxígeno disuelto en el agua es vital para el mantenimiento de grandes formas de vida.

La demanda de oxígeno teórica de un compuesto es calculado por el balance de reacción para el compuesto con el oxígeno que produce CO₂, H₂O y compuestos orgánicos oxidados.

Otro método importante par la expresión de la materia orgánica es en términos del carbono contenido. El carbono es el constituyente primario de la materia orgánica.

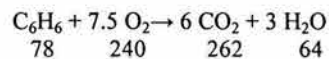
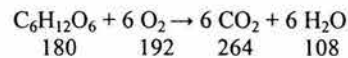
La reacción para determinar la cantidad de oxígeno o carbono son basados en el promedio de su peso fórmula para todos los compuestos orgánicos considerando sus respectivas concentraciones en el agua. Estos resultados en un compuesto orgánico híbrido tienen la fórmula $C_nH_aO_bN_c$, en donde n es el número de moles del carbono orgánico, y a , b , y c , respectivamente son el número de moles ligados orgánicamente de hidrógeno, el oxígeno y el nitrógeno en un litro de agua.

Ejemplo: Demanda de oxígeno y concentraciones totales de carbono orgánico

Cuál es la demanda de oxígeno teórico y la concentración de carbono orgánico para el agua que contiene los siguientes componentes:

Glucosa ($C_6H_{12}O_6$), 150 mg/L Benceno (C_6H_6), 15 mg/L

Las ecuaciones para la oxidación total de los dos constituyentes son:



De estas ecuaciones son determinadas que la demanda teórica de oxígeno para la glucosa es de $(192/180) = 1.07$ mg O_2 /mg de glucosa y la demanda de oxígeno teórico del benceno es de $(240/78) = 3.08$ mg O_2 /mg de benceno.

La demanda teórica de oxígeno de la solución es de

$$1.07 * 150\text{mg/L} + 3.08 * 15 \text{ mg/L} = 206.7 \text{ mg } O_2/\text{L}$$

El carbono contenido en la glucosa es de $72 \text{ mg C}/180 \text{ mg de glucosa} = 0.40 \text{ mg C/mg de glucosa}$, y el carbono contenido en el benceno es de $72 \text{ mg C}/78 \text{ mg benceno} = 0.92 \text{ mg C/mg de benceno}$.

El total de la concentración de carbono orgánico en esta solución es de

$$0.40 * 150 \text{ mg/L} + 0.92 * 15 \text{ mg/L} = 73.8 \text{ mg C/L}$$

Cual es el peso fórmula de la materia orgánica en solución?

La concentración en mg/L de cada átomo en la materia orgánica es

$$C: 150 * (72/180) + 15 * (72/78) = 73.8 \text{ mg/L}$$

$$H: 150 * (12/180) + 15 * (6/78) = 11.2 \text{ mg/L}$$

$$O: 150 * (96/180) = 80.0 \text{ mg/L}$$

Convirtiéndolos en concentraciones molares:

$$C: 73.8 * (1/12000) = 6.15 * 10^{-3} \text{ M}$$

$$H: 11.2 * (1/1000) = 1.12 * 10^{-2} \text{ M}$$

$$O: 80.0 * (1/16000) = 5.0 * 10^{-3} \text{ M}$$

La fórmula para la materia orgánica es $C_{6.15}H_{11.2}O_{5.0}$ a la concentración de 1.00mM. Obviamente esta fórmula no representa la estructura de la materia orgánica pero solo una cantidad de los elementos la contienen.

5.9.1 Demanda de oxígeno químico

La demanda de oxígeno químico (COD) es la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar la materia orgánica determinada por un oxidante fuerte. Teóricamente cualquier oxidante fuerte puede ser usado. Idealmente el oxidante debe ser hábil para oxidar cualquier compuesto orgánico y debe ser barato.

Ejemplo: Calculo de COD

Una muestra de 10 mL diluida a 25 mL en agua destilada fue tratada con forme el proceso estándar. Esta determinó que $3.12 \cdot 10^{-4}$ moles de dicromato (DC) fueron consumidos en la muestra. Cuál es el COD de la muestra?

La dilución con agua destilada no afecta la cantidad de materia orgánica. Según la reacción de la tabla 1.3 para el dicromato y oxígeno, 1 mol de DC tiene 6 electrones equivalentes y 1 mol de O_2 tiene 4 equivalentes. El peso equivalente del oxígeno es de $32.0 \text{ g} / 4 \text{ eq} = 8.0 \text{ g/eq}$. El COD de la muestra es:

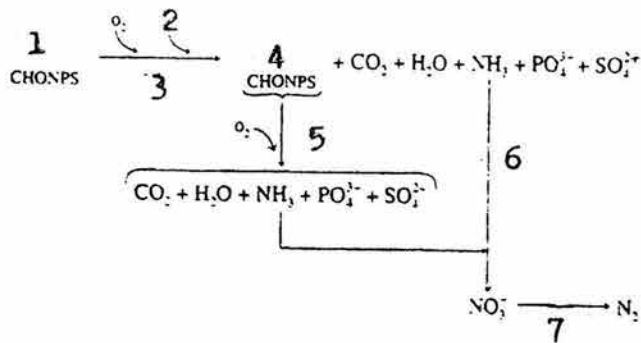
$$\text{COD} = (3.12 \cdot 10^{-4} \text{ moles DC} / 10 \text{ mL}) (6 \text{ eq} / \text{mol DC}) (8 \text{ g } O_2 / \text{eq}) (1000 \text{ mL} / \text{L}) (1000 \text{ mg} / \text{g}) = 1498 \text{ mg } O_2 / \text{L}$$

COD es normalmente reportado en términos de masa de O_2/L , no en términos de moles de DC/L o eq/L.

5.9.2 Demanda de oxígeno bioquímico

La demanda de oxígeno bioquímico (BOD) es definida como la cantidad de oxígeno requerida para la descomposición de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas a temperatura estándar y tiempo de incubación. La cantidad de oxígeno requerida en varios periodos de tiempo depende de la concentración de la materia orgánica, temperatura, concentración de bacterias, la naturaleza de la materia orgánica, y el tipo de bacteria.

Figura 5.2 Transformaciones de BOD



En donde:

2. Materia orgánica
3. Nutrientes
4. Bacterias aeróbicas
5. Células de bacterias
6. Auto oxidación
7. Nitrificación
8. Desnitrificación

6. MICROBIOLOGÍA

La microbiología es el estudio de los organismos de tamaño microscópico, que incluyen bacterias, protozoos, virus y ciertas algas y hongos.

6.1 BACTERIA

Bacteria (del griego, *bakteria*, 'bastón'), nombre que reciben los organismos unicelulares y microscópicos, que carecen de núcleo diferenciado y se reproducen por división celular sencilla. Las bacterias son muy pequeñas, entre 1 y 10 micrómetros (μm) de longitud, y muy variables en cuanto al modo de obtener la energía y el alimento. Están en casi todos los ambientes: en el aire, el suelo y el agua, desde el hielo hasta las fuentes termales; incluso en las grietas hidrotermales de las profundidades de los fondos marinos pueden vivir bacterias metabolizadoras del azufre. También se pueden encontrar en algunos alimentos o viviendo en simbiosis con plantas, animales y otros seres vivos.

Clasificación de bacterias

En el actual sistema de clasificación en cinco reinos, las bacterias pertenecen al reino Móneras, cuyos miembros son organismos procariotas, que se caracterizan porque las células carecen de un núcleo con una membrana diferenciada que lo rodee. Se conocen unas 1.600 especies. Las bacterias se suelen clasificar siguiendo varios criterios: por su forma, en cocos (esféricas), bacilos (forma de bastón), espiroquetas y espirilos (con forma espiral); según la estructura de la pared celular; en función de que necesiten oxígeno para vivir o no (aerobias o anaerobias, respectivamente); según sus capacidades metabólicas o fermentadoras; por su posibilidad de formar esporas resistentes cuando las condiciones son adversas, y en función de la identificación serológica de los componentes de su superficie y de sus ácidos nucleicos.

La clasificación taxonómica más utilizada divide a las bacterias en cuatro grandes grupos según las características de la pared celular. La división Gracilicutes incluye a las bacterias con pared celular delgada del tipo Gram negativas; las bacterias de la división Firmicutes tienen paredes celulares gruesas del tipo Gram positivas; las de la Tenericutes carecen de pared celular y las de la cuarta división Mendosicutes tienen paredes celulares poco comunes, formadas por materiales distintos a los típicos peptidoglucanos bacterianos. Entre las Mendosicutes se encuentran las Arqueobacterias, un grupo de organismos poco comunes, que incluyen a las bacterias metanogénicas, anaerobias estrictas, que producen metano a partir de dióxido de carbono e hidrógeno; las halobacterias, que necesitan para su crecimiento concentraciones elevadas de sal, y las termoacidófilas, que necesitan azufre y son muy termófilas. Se ha discutido sobre la conveniencia de que las Arqueobacterias se incluyeran en un reino aparte, ya que estudios bioquímicos recientes han mostrado que son tan diferentes de las otras bacterias como de los organismos eucariotas (con núcleo diferenciado englobado en una membrana). Estos cuatro grandes grupos de bacterias se subdividen además en unas 30 secciones numeradas, alguna de las cuales se dividen a su vez en órdenes, familias y géneros. La sección 1, por ejemplo, la componen las espiroquetas, bacterias con forma espiral y paredes celulares Gram negativas y con flagelos filamentosos internos (entre la membrana y la pared celular), que proporcionan al organismo movilidad (capacidad para moverse). *Treponema pallidum*, causante de la sífilis, es una espiroqueta, un miembro del orden *Spirochaetales* y de la familia *Spirochaetaceae*.

No todas las bacterias tienen capacidad de movimiento, pero las que lo hacen se desplazan gracias a la presencia de apéndices filamentosos denominados flagelos. Éstos pueden localizarse a lo largo de toda la superficie celular o en uno o ambos extremos, y pueden aparecer aislados o en grupo. Dependiendo de la dirección en que gire el flagelo, la bacteria puede moverse avanzando o agitándose en una dirección concreta. La duración de los movimientos de avance en relación con los de giro, está asociada a receptores presentes en la membrana bacteriana; estas variaciones permiten a la bacteria acercarse a determinadas sustancias, como partículas alimenticias, y alejarse de aquellas condiciones ambientales adversas. En algunas bacterias acuáticas, que contienen partículas ricas en hierro, el movimiento se orienta según el campo magnético.

6.2 CRECIMIENTO DE MICROORGANISMOS

Los microorganismos son hábiles para crecer a gran velocidad y grandes proporciones porque su estructura es relativamente simple y pocos requerimientos para crecer.

(a) Metabolismo

El metabolismo es un proceso químico y de transformación de energía para que los organismos vivan y se reproduzcan. La velocidad de crecimiento es influenciada por variables químicas y físicas. La presencia o ausencia de oxígeno es un requerimiento primario para el crecimiento. La temperatura y el pH son variables primarias para dicho crecimiento. La

disponibilidad de sustratos, nutrientes y otros minerales y compuestos influyen en la velocidad de crecimiento. Las toxinas inhiben el metabolismo y el crecimiento.

La influencia del pH, temperatura y otras condiciones ambientales en la velocidad de crecimiento y del metabolismo para especies simples o grupos de microorganismos pueden ser evaluadas sistemáticamente manteniendo constantes las condiciones y variando una de los parámetros.

(b) Temperatura

Microorganismos que crecen bien a bajas temperaturas (0-15 °C) son clasificados como psicófilos, microorganismos que crecen bien en el rango de temperatura de 15-45 °C son mesófilos, los microorganismos termófilos son los que crecen alrededor de 45 °C.

(c) Concentraciones de azúcar y sal

Los microorganismos que crecen mejor en altas concentraciones de soluto son osmófilos. Microorganismos que toleran altas concentraciones de sal son conocidos como halófilos o halotolerantes. Si un microorganismo es tolerante a altas concentraciones de azúcar como opuestas a la sal, entonces se conocen como saccharófilos.

7. TABLAS DE DATOS GENERALES

Tabla 7.1 Concentraciones de saturación de oxígeno disuelto.⁶²

Temperatura °C	Concentración de cloro, mg/L					
	0	5000	10000	15000	20000	25000
0	14.621	13.728	12.888	12.097	11.355	10.657
1	14.216	13.356	12.545	11.783	11.066	10.392
2	13.829	13.000	12.218	11.483	10.790	10.319
3	13.460	12.660	11.906	11.195	10.526	9.897
4	13.107	12.335	11.607	10.920	10.273	9.664
5	12.770	12.024	11.320	10.656	10.031	9.441
6	12.447	11.727	11.046	10.404	9.799	9.228
7	12.139	11.442	10.783	10.162	9.576	9.023
8	11.843	11.169	10.531	9.930	9.362	8.826
9	11.559	10.907	10.290	9.707	9.156	8.636
10	11.288	10.656	10.058	9.493	8.959	8.454
11	11.027	10.415	9.835	9.287	8.769	8.279
12	10.777	10.183	9.621	9.089	8.586	8.111
13	10.537	9.961	9.416	8.899	8.411	7.949
14	10.306	9.747	9.218	8.716	8.242	7.792
15	10.084	9.541	9.027	8.540	8.079	7.642
16	9.870	9.344	8.844	8.370	7.922	7.496
17	9.665	9.153	8.667	8.207	7.770	7.356
18	9.467	8.969	8.497	8.049	7.624	7.221
19	9.276	8.792	8.333	7.896	7.843	7.090
20	9.092	8.621	8.174	7.749	7.346	6.964
21	8.915	8.456	8.021	7.607	7.214	6.842
22	8.743	8.297	7.873	7.470	7.087	6.723
23	8.578	8.143	7.730	7.337	6.963	6.609
24	8.418	7.994	7.591	7.208	6.844	6.498
25	8.263	7.850	7.457	7.083	6.728	6.390
26	8.113	7.711	7.327	6.962	6.615	6.285
27	7.968	7.575	7.201	6.845	6.506	6.184
28	7.827	7.444	7.079	6.731	6.400	6.085
29	7.691	7.317	6.961	6.621	6.297	5.990
30	7.559	7.194	6.845	6.513	6.197	5.896
35	6.950	6.624	6.314	6.017	5.734	5.464
40	6.412	6.121	5.842	5.576	5.321	5.078
45	5.927	5.665	4.414	4.174	4.944	4.724
50	5.477	5.242	5.016	4.799	4.591	4.392

Tabla 7.2 Químicos usados en tratamientos de agua y aguas residuales.^{31,42}

Agente	Densidad g/100mL	Ingredientes activos, %
Agentes enlazantes		
Na ₄ EDTA (liq)	127 – 131	39
Na ₄ EDTA*4H ₂ O (seco)	78	99
Acido nitrilotriacetico (seco)	89	99.5
Coagulantes y floculantes		
Al ₂ (SO ₄) ₃ *14H ₂ O (seco)	90 – 115	
Al ₂ (SO ₄) ₃ *14H ₂ O (liq)	134	49
FeCl ₃ (liq)	137	28 – 47
FeCl ₂ (liq)	118 – 132	18 – 28
Fe ₂ (SO ₄) ₃ (50% soln)	149	10 – 10.5, % Fe(III)
Polímeros (PM = 2000 – 60000)	110 – 140	24 – 55, %TS
Oxidantes y desinfectantes		
BrCl ₂ (mezcla de Br ₂ , Cl ₂ y BrCl ₂)	232	70, %Br y 30, %Cl
Ca(OCl) ₂ (seco)	80 – 98	65
Cl ₂ (liq)	1.47 (0°C)	> 99
H ₂ O ₂	90 – 129	30 – 70
KMnO ₄	138 – 160	97 – 99
NaHSO ₃ (liq)	133	40
NaOCl (liq)	122	13.1 – 14.9
Otros		
CaO (seco)	96	80 – 95
Ca(OH) ₂ (seco)	48	82 - 95
CuSO ₄ (seco)	120 – 144	99
H ₂ SO ₄	170 – 182	62 – 93
H ₃ PO ₄	157 – 169	75 – 85
H ₂ SiF ₆	123	24
Arena verde	136	---
KCl (seco)	103	> 99
NaCl (seco)	105 – 121	98.6 – 99.9
Na ₂ CO ₃ (seco)	253	> 99
NaF (seco)	144 – 168	95 – 98
NaOH (liq)	153 – 170	50 – 73
NH ₄ OH (liq)	90	28 – 30, %NH ₃

Tabla 7.3 Factores de conversión y constantes

Aceleración de gravedad	$g = 9.807 \text{ m/s}^2 (32.174 \text{ ft/s}^2)$
Constante universal del gas	$R = 1.9872 \text{ cal gra}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ $0.082054 \text{ L atm gra}^{-1} \text{ mol}^{-1}$ $8.3144 \text{ joules gra}^{-1} \text{ mol}^{-1}$
Presión atmosférica estándar	$101.325 \text{ kN/m}^2 (14.696 \text{ lb}_f/\text{in}^2)$ $101.325 \text{ kPa} (1.013 \text{ bar})$ $10.333 \text{ m} (33.899 \text{ ft}) \text{ de agua}$
1 bar	$105 \text{ N/m}^2 (14.504 \text{ lb}_f/\text{in}^2)$
Densidad del aire seco a 0°C y 1 atm	0.001293 g/cm^3
Volumen de 1 gramo molecular de gas a 0°C y 1 atm	22.4 L
1 metro de agua a 20°C	$0.00979 \text{ N/mm}^2 (1.420 \text{ lb}_f/\text{in}^2)$ $9.790 \text{ kN/m}^2 (1.420 \text{ lb}_f/\text{in}^2)$

1 acre = 43560 ft ²	1 ft ² = 2.296 * 10 ⁻⁵ acre
1 amp = 1 coulomb/s	
1 atm = 760 mm de Hg = 29.921 in Hg	
1 Btu = 1.0551 kJ	1 kJ = 0.9478 Btu
1 cal (20°C) = 0.003966 Btu	1 Btu = 252.1 cal (20°C)
1 cal = 4.184 J	1 J = 0.2390 cal
1 centipoise = 0.01 g/cm-s	
1° C = 1.8 °F	1°F = 0.5556 °C
°C = 5/9 (°F - 32)	°F = 9/5 °C + 32
°K = °C + 273.16	
1 Faraday = 96493 coulombs/equiv = 23062.4 cal/volt-equiv	
1 fathom = 1.829 m	1 m = 0.5468 fathom
1 ft ³ = 7.48051 gal	1 gal = 0.133680 ft ³
1 ft ³ = 28.316 L	1L = 0.03531 ft ³
1 ft-lb/s = 1.3558 J/s	1 J/s = 0.7376 ft-lb/s
1 grano = 0.06480 g	1g = 15.43 grano
1 gal (imp) = 4.546 L	1 L = 0.220 gal (imp)
1 gal (U.S.) = 3.785 L	1 L = 0.2642 gal (U.S.)
1 gal (U.S.) = 0.13368 ft ³	1 ft ³ = 7.4805 gal (U.S.)
1 gal (U.S.) = 0.003785 m ³	1m ³ = 264.17 gal (U.S.)
1 ha = 2.471 acres = 10000 m ²	1 acre = 0.4047 ha
1 hp = 745.7 J/s	1 J/s = 0.001341 hp
1 pulgada = 25.4 mm	1 mm = 0.0394 pulg
1 kg = 2.20462 lb	1 lb = 0.45359 kg
1 nudo = 1.852 km/h	1 km/h = 0.540 nudos
1 km = 0.6214 mi	1 mi = 1.609 km
1000 L = 1 m ³	1 L = 0.001 m ³
1 lumen (a 5550 A) = 0.001471 watt	1 watt = 679.8 lumen (a 5550 A)
1 lumem/cm ² = 1 lambert	
1 lumen/m ² = 0.0929 pie-candela	1 pie-candela = 10.76 lumen/cm ²
1m = 3.281 ft	1 ft = 0.3048 m
1 m ³ = 35.31 ft ³	1 ft ³ = 0.02832 m ³
1 mi = 5280 ft	1 ft = 1.894*10 ⁻⁴ mi
1 N = 1 kg-m/s ²	
pi = 3.14159265	
1 lb = 453.6 g = 16 oz	1 g = 0.002204 lb
1 stoke = 1 cm ² /s	
1 ton (U.S.) = 2000 lb	
1 ton (metrica) = 1000 kg	
1 ton = 2204.6 lb	1 lb = 4.536*10 ⁻⁴ ton
1 W = 1 J/s	
1W = 0.7376 ft-lb/s	1 ft-lb/s = 1.3558 W

Tabla 7.4 Propiedades físicas del agua (SI).⁷⁰

Temperatura °C	Peso específico γ KN/m ³	Densidad ρ kg/m ³	Viscosidad dinámica $\mu \cdot 10^3$ N-s/m ²	Viscosidad cinemática $\nu \cdot 10^6$ m ² /s	Tensión superficial σ N/m	Presión de vapor p_v KN/m ²
0	9.805	999.8	1.781	1.785	0.0765	0.61
5	9.807	1000.0	1.518	1.519	0.0749	0.87
10	9.804	999.7	1.307	1.306	0.0742	1.23
15	9.798	999.1	1.139	1.139	0.0735	1.70
20	9.789	998.2	1.002	1.003	0.0728	2.34
25	9.777	997.0	0.890	0.893	0.0720	3.17
30	9.764	995.7	0.798	1.800	0.0712	4.24
40	9.730	992.2	0.653	0.658	0.0696	7.38
50	9.989	988.0	0.547	0.553	0.0679	12.33
60	9.642	983.2	0.466	0.474	0.0662	19.92
70	9.589	977.8	0.404	0.413	0.0644	31.16
80	9.530	971.8	0.354	0.364	0.0626	47.34
90	9.466	965.3	0.315	0.326	0.0608	70.10
100	9.399	958.4	0.282	0.294	0.0589	101.33

Tabla 7.5 Propiedades físicas del agua (U.S.).⁷⁰

Temperatura °F	Peso específico γ lb/ft ³	Densidad ρ slug/ft ³	Viscosidad dinámica $\mu \cdot 10^5$ lb-s/ft ²	Viscosidad cinemática $\nu \cdot 10^5$ ft ² /s	Tensión superficial σ lb/ft	Presión de vapor p_v lb/ft ²
32	62.42	1.940	3.746	1.931	0.00518	0.09
40	62.43	1.940	3.229	1.664	0.00614	0.12
50	62.41	1.940	2.735	1.410	0.00509	0.18
60	62.37	1.938	2.359	1.217	0.00504	0.26
70	62.30	1.936	2.050	1.059	0.00498	0.36
80	62.22	1.934	1.799	0.930	0.00492	0.51
90	62.11	1.931	1.595	0.826	0.00486	0.70
100	62.00	1.927	1.424	0.739	0.00480	0.95
120	61.71	1.918	1.168	0.609	0.00467	1.69
140	61.38	1.908	0.981	0.514	0.00454	2.89
160	61.00	1.896	0.838	0.442	0.00441	4.74
180	60.58	1.883	0.726	0.385	0.00427	7.51
200	60.12	1.868	0.637	0.341	0.00413	11.52
212	59.83	1.860	0.593	0.319	0.00404	14.70

Tabla 7.6 Unidades derivadas

Cantidad	Unidades SI	Símbolo	Expresión en otras unidades	Expresión en unidades SI
Carga eléctrica	coulomb	C		A s
Potencial eléctrico	volt	V	W/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻¹
Resistencia eléctrica	ohm	Ω	V/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻¹
Energía, trabajo, calor	joule	J	Nm	m ² kg s ⁻¹
Frecuencia	hertz	Hz		s ⁻¹
Fuerza	newton	N		m kg s ⁻²
Presión	pascal	Pa	N/m ²	kg m ⁻¹ s ⁻²
Poder	watt	W	J/s	m ² kg s ⁻²

Tabla 7.7 Tamaño comerciales de tuberías

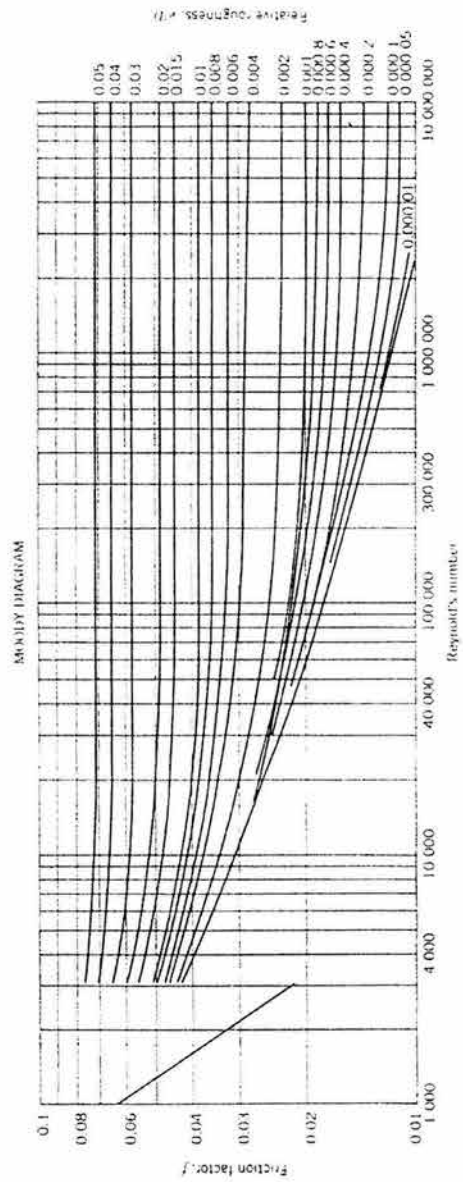
Tamaño (mm)	Tamaño de tubería existente	
	in	mm
	4	101.6
	5	127.0
150	6	152.4
200	8	203.2
250	10	254.0
300	12	304.8
	14	355.6
	15	381.0
400	16	406.4
	18	457.2
500	20	508.0
	21	533.4
600	24	609.6
700	27	685.8
800	30	762.0
900	36	914.4
1000	42	1066
1200	48	1219
1400	54	1371
1600	60	1524
	66	1676
1800	72	1829
2000	78	1981
	84	2134
2200	90	2286
2400	96	2438
	102	2591
2700	108	2743
	114	2896
3000	120	3048
3300		
3600	144	3658
	180	4572
	204	5182
	240	6096

Tabla 7.8 Factor de rugosidad para conductos comerciales típicos.⁵¹

Material	Rugosidad	
	m	Ft
Acero remachado	0.00009 – 0.009	0.003 – 0.03
Concreto	0.0003 – 0.003	0.001 – 0.01
Duela de madera	0.0002 – 0.0009	0.0006 – 0.003
Hierro colado	0.00026	0.00085
Hierro galvanizado	0.00015	0.0005
Hierro colado (asfalto)	0.0001	0.0004
Acero comercial o acero forjado	0.000046	0.00015
Latón estirado o tubería de cobre	0.0000015	0.000005
Vidrio y plástico	Liso	Liso

Tabla 7.9 Diagrama de Moody.⁵¹

MOODY DIAGRAM¹



¹L. F. Moody (1944), "Friction Factors for Pipe Flow," *Transactions American Society of Mechanical Engineers*, 66, pp. 671-684. Used with the permission of The American Society of Mechanical Engineers.

NOMOGRAPH FOR HYDROXYL ALKALINITY DETERMINATION

Adapted from *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1992), 18th ed., APHA, AWWA, and WEF, American Public Health Association, Washington, DC and based on the regression for pK_a given by L. N. Plummer and E. Busenberg (1982), "The Solubilities of Calcite, Aragonite and Vaterite in CO_2 - H_2O Solutions between 0 and 90°C and an Evaluation of the Aqueous Model for the System $CaCO_3$ - CO_2 - H_2O ," *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46, 6, pp. 1011-1040. Activity coefficients were calculated from Eq. (1.10) and the Guntelberg approximation:

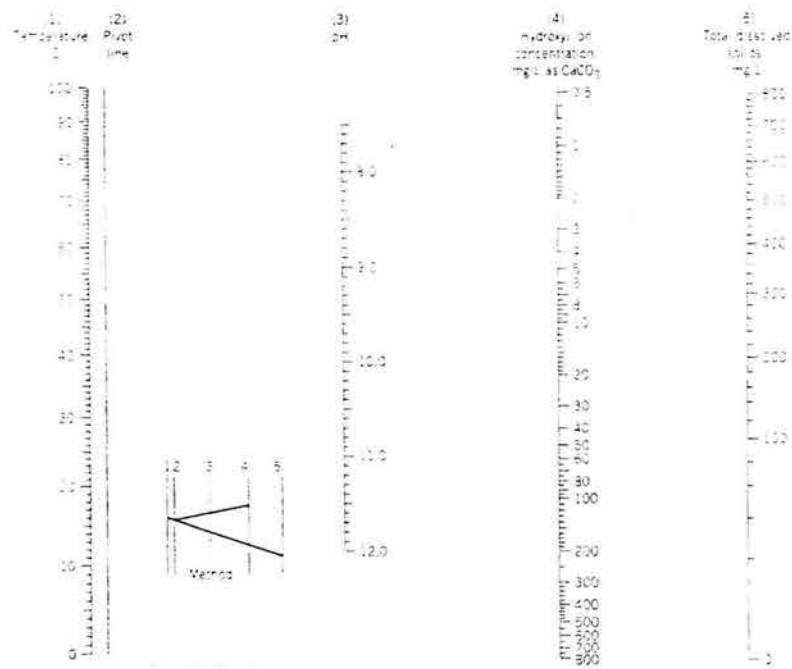
$$-\log \gamma_i = \frac{0.5Z_i^2\mu^{1/2}}{1 + \mu^{1/2}}$$

where

μ is ionic strength

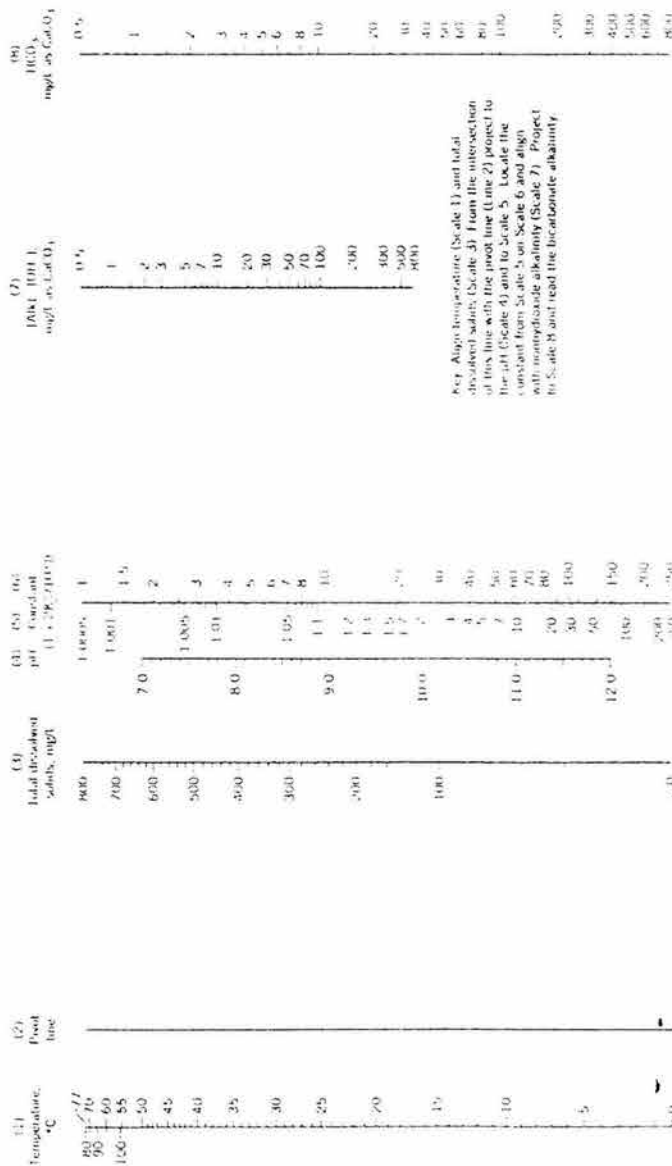
Z_i is the charge on the ion

γ_i is the activity coefficient of the ion.



NOMOGRAPH FOR BICARBONATE ALKALINITY DETERMINATION

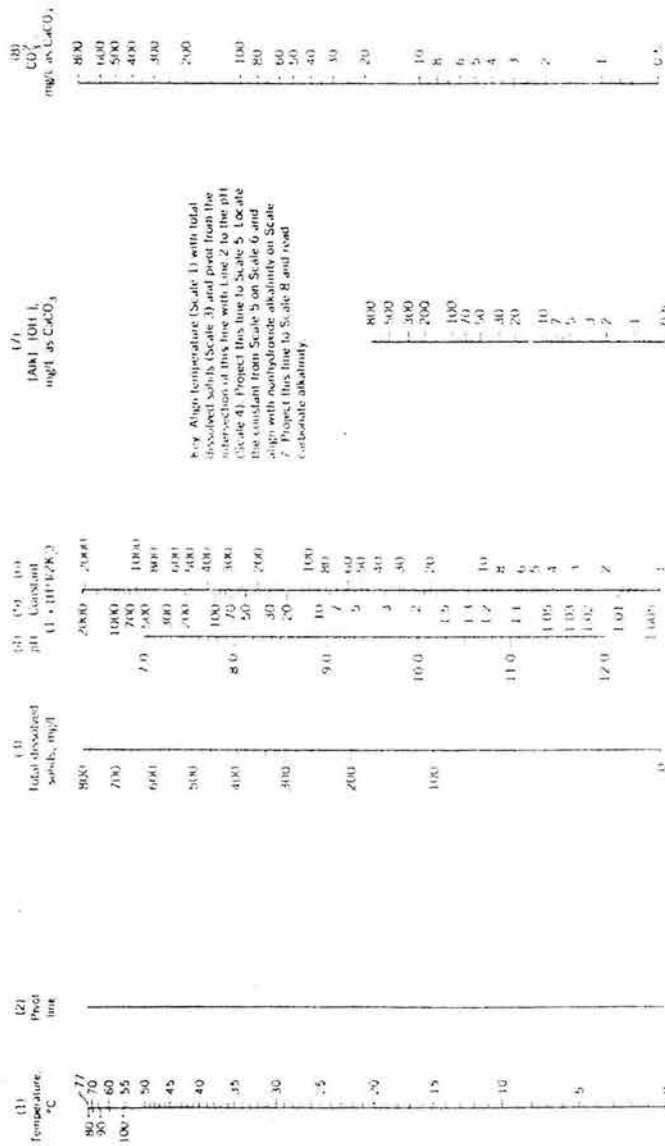
See notes under Nomograph for Hydroxyl Alkalinity Determination. The regression for pK_2 was used in this nomograph. Use the nomograph for hydroxyl alkalinity to find $[\text{OH}^-]$ for use in $[\text{Alk}] - [\text{OH}^-]$.



Plot Alk temperature (Scale 1) and total dissolved solids (Scale 3) from the intersection of this line with the ptotal line (line 2) project to pH (Scale 4) and to Scale 5. Locate the constant from Scale 5 on Scale 6 and align with monovalent alkalinity (Scale 7). Project to Scale 8 and read the bicarbonate alkalinity.

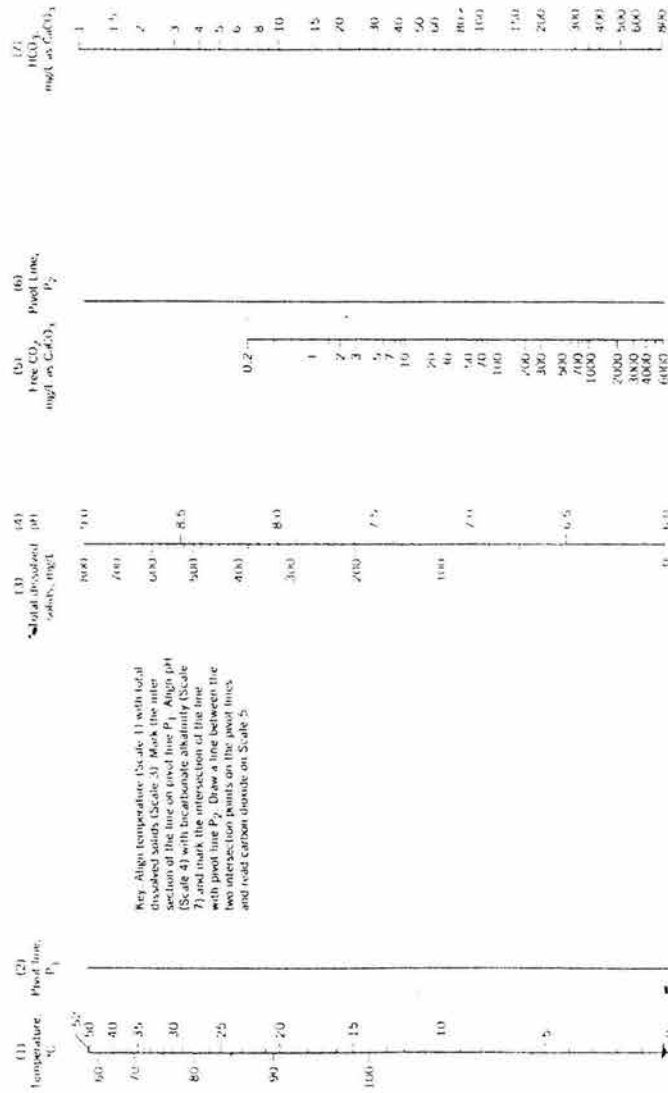
NOMOGRAPH FOR CARBONATE ALKALINITY DETERMINATION

See notes under Nomograph for Hydroxyl Alkalinity Determination. The regression for pK_2 was used in this nomograph. Use the nomograph for hydroxyl alkalinity to find $[\text{OH}^-]$ for use in $[\text{Alk}] - [\text{OH}^-]$.



NOMOGRAPH FOR FREE CARBON DIOXIDE DETERMINATION

See notes under Nomograph for Hydroxyl Alkalinity Determination. The regression for pK_1 was used in this nomograph. Use the nomograph for bicarbonate alkalinity for $[HCO_3^-]$.



Abreviaturas y acrónimos usados en el texto

aq	acuoso
atm	atmósferas
BOD	demanda de oxígeno bioquímico
Bq	Becquerel
Btu	Unidad térmica británica
Ci	curie
CM	mezclado completo
COD	demanda de oxígeno químico
deg	grado
DO	oxígeno disuelto
eq	equivalente
FSS	sólidos suspendidos mezclados
ft	pie (U.S.)
g	gaseoso; gramo
gal	galon (U.S.)
h	hora
ha	hectarea
hp	caballos de fuerza
HRT	tiempo de retención hidráulica
in	pulgada (U.S.)
ISS	sólidos suspendidos inertes
IUPAC	unión internacional de química pura y aplicada
L	litro
l	líquido
lb	libra
ln	logaritmo natural base e
log	logaritmo base 10
m	molal; metro
M	masa
M	molar
Mgal/d	millón de galones por día
min	minuto
ML	licor mezclado
MLTSS	sólidos suspendidos totales de licor mezclado
MLVSS	sólidos suspendidos volátiles de licor mezclado
N	normal, Newton
Psi	libras por pulgada cuadrada
Re	número de Reynolds
Q_A	Velocidad del flujo subterráneo desde la aeración (depósito de lodo activado)
Q_{ck}	Remoción volumétrica de la torta desde la centrifuga
Q_{Cl}	Velocidad del flujo del gas de la alimentación química para el cloro
Q_{ct}	Velocidad del flujo del centro de la centrifuga
Q_d	Velocidad del flujo desde el flujo subterráneo del digestor anaerobio
Q_f	Velocidad del flujo desde el deposito de desinfección
Q_{Fe}	Velocidad de flujo de la alimentación química para el cloruro ferrico
Q_g	Velocidad del flujo después del tanque desarenador
Q_{gw}	Velocidad volumétrica del retiro de arenisca
Q_p	Velocidad de flujo del clarificador sobrenadante de depósito primario de sedimentación
Q_{pl}	Flujo de alimento químico para acondicionar el polímero para el centrífugo
Q_{p0}	Velocidad total de flujo dentro del depósito primario de sedimentación
Q_S	Velocidad del flujo del clarificador sobrenadante del deposito secundario de sedimentación
Q_{sc}	Flujo después del tamiz
Q_{scw}	Flujo volumétrico del filtrado
Q_t	Velocidad del flujo del flujo subterráneo desde el espesador de lodos
Q_{tS}	Velocidad del flujo del sobrenadante desde el espesador de lodos
Q_{up}	Velocidad de flujo subterráneo del deposito primario de sedimentación
Q_{uS}	Velocidad del flujo subterráneo del deposito secundario de sedimentación
Q_w	Velocidad de flujo de desperdicio del lodo activado desde el flujo subterráneo del deposito secundario de sedimentación
Q_0	Velocidad de flujo

r Radio del flujo reciclado desde el flujo subterráneo del depósito secundario al primario de sedimentación
 Re – número de Reynolds
 rev – revoluciones
 RI – infiltración rápida
 rpm – revoluciones por minuto
 S_A Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico en el afluente desde el depósito de aeración
 s – sólido; segundo
 $s. g.$ – gravedad específica
 $S.I.$ – sistema internacional de unidades, índice de saturación
 SOC – químicos orgánicos sintéticos
 S_p Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico en el afluente del depósito primario de sedimentación
 SRT – tiempo de retención de sólidos
 SS – sólidos suspendidos
 STP – condiciones estándar de temperatura y presión
 S_v – sievert
 SVI – índice de volumen de lodos
 S_0 Concentración de la demanda de oxígeno bioquímico (BOD)
 T – tiempo
 $TBOD$ – demanda de oxígeno bioquímico total
 TDS – sólidos disueltos totales
 THM - Trihalometano
 TSS – sólidos suspendidos totales
 $UASB$ – manta de lodo anaeróbico ascendente
 $U.S.$ - Estados Unidos
 UV – ultra violeta
 VS – sólidos volátiles
 VSS – sólidos volátiles suspendidos
 W – watt
 WAS – lodos activados de desecho
 X_A Velocidad de flujo del efluente de la aeración (depósito de lodo activado)
 X_{ck} Concentración de SS en la torta desde la centrifuga
 X_{ct} Concentración de SS en el centro desde la centrifuga
 X_d Concentración de SS en el flujo subterráneo desde el digestor anaerobio
 X_{Fe} Concentración de SS en el cloruro ferrico en la alimentación química
 X_{gw} Concentración (densidad) de la arena colectada en el tanque desarenador
 X_p Concentración de sólidos suspendidos del clarificador sobrenadante del depósito primario de sedimentación
 X_{pl} Concentración de SS en la alimentación de polímetro químico
 X_{p0} Concentración de sólidos suspendidos del afluente en el depósito primario de sedimentación
 X_s Concentración de SS del clarificador sobrenadante del depósito secundario de sedimentación
 X_{scw} Concentración (densidad) de los granos
 X_i Concentración de SS en el flujo subterráneo desde el espesador de lodos
 X_{is} Concentración de SS en el sobrenadante desde el espesador de lodos
 X_{up} Concentración de sólidos suspendidos en el flujo subterráneo desde el depósito primario de sedimentación
 X_{uS} Concentración de SS en el flujo subterráneo del depósito secundario de sedimentación
 X_o Concentración de sólidos suspendidos (SS), excluyendo granos y arena
 Y_r – año

BIBLIOGRAFIA

1. American Water Works Association Research Foundation (1991), *Mixing in Coagulation and Flocculation*, A. Amirtharajah, M. M. Clark, and R. R. Trussell, eds., American Water Works Association, Denver, CO.
2. AMIRTHARAJAH, A, AND C. R. O'MELIA (1990), "Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation" in *Water Quality and Treatment*, 4th ed., F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, Toronto, pp. 269-365.
3. ANDERSON, G. K., C. M. M. CAMPOS, C. A. L. CHERNICHARO, AND L. C. SMITH (1991), "Evaluation of the Inhibitory Effects of Lithium When Used as a Tracer for Anaerobic Digester". *Water Research*, 25, 7, pp. 755-760.
4. ASCE AND AWWA (1990), *Water Treatment Plant Design*, 2nd ed. Mc Graw-Hill, Toronto.
5. AUER, M. T. AND S. L. NIEHAUS (1993), "Modeling Fecal Coliform Bacteria-I. Field and Laboratory Determination of Loss Kinetics". *Water Research*, 27, 4, pp. 693-701.
6. AWWA, JOIN TASK Group (1990), "Suggested Methods for Calculating and Interpreting Calcium Carbonate Saturation Indexes", *J. American Water Works Association*, pp. 71-77.
7. BANYAI, E. (1972), "Acid-base Indicators", *Indicators*, E. Bishop, ed. Pergamon Press, Toronto pp. 65-176
8. BASTIAN, R., J. B. FARELL, T. C. GRANATO, C. LUE-HING, R. I. PIETZ, K. C. RAO, AND R. M. SOUTHWORTH (1992), "Regulatory Issues", in *Municipal Sewage Management; Processing, Utilization and Disposal*, C. Lue-Hing, D. R. Zenz and R. Kuchenrither, eds., vol 4 in Water Quality Management Library, Technomic, Lancaster, PA, pp. 3-68.
9. B. J. ALHAJAR, J. H. HARKIN & G. CHESTERS (1989), "Detergent Formula and Characteristics of Wastewater in Septic tanks". *J. Water Pollution Control Federation*, pp. 605-613.
10. BLUM, D. J. W. AND R. E. SPEECE (1991), "A Database of Chemical Toxicity to Environmental Bacteria and Its Use in Interspecies Comparisons and Correlations". *J. Water Pollution Control Federation*, 63, 3, pp. 198-207.
11. BOSCH, A., F. LUCENA, J. M. DIEZ, R. GAJARDO, M. BLASI, AND J. JOFRE (1991), "Waterborne Viruses Associated with Hepatitis Outbreak". *J. American Water Works Association*, 83, 3, pp. 80-83.
12. BOSICH, J. F. (1970), *Corrosion Prevention for Practicing Engineers*, Barnes & Noble, New York.
13. BUISMAN, C., P. IJSPEERT, A. JANSSEN, AND G. LETTINGA (1990), "Kinetics of Chemical and Biological Sulphide Oxidation in Aqueous Solutions". *Water Research*, 24, 5, pp. 667-671.
14. CASSON, L. W., C. A. SORBER, R. H. PALMER, A. ENRICO, AND P. GUPTA (1992), "HIV Survivability in Wastewater". *Water Environment Research*, 64, 3, pp. 213-215.
15. CHANEY, R. L. AND J. A. RYAN (1992), "Regulating Residuals Management Practice", *Water Environment & Technology*, 4, 4, pp. 36-41.
16. CHUNG, Y. C. AND J. B. NEETHLING (1990), "Viability of Anaerobic Digester Sludge". *J. of Environmental Engineering, ASCE*, 116, 2, pp. 330-342.
17. CLEASBY, J. L. (1990). "Filtration" in *Water Quality and Treatment*, 4th ed., F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, Toronto, pp. 455-560.
18. CLIFFORD, D. A. (1990). "Ion Exchange and Inorganic Adsorption" in *Water Quality and Treatment*. F. W. Pontius, ed., American Water Association, Denver, CO, pp. 561-639.
19. Comisión Nacional del Agua, (2002). "Estadísticas". México.
20. Comisión Nacional del Agua, (1997). Estrategias del Sector Hidráulico. México.

21. CORNWELL, D. A. (1990). "Air Stripping and Aeration", in *Water Quality and Treatment*, 4th ed., F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, Toronto, pp. 229-268.
22. CULP G. L. AND R. L. CULP (1974), *Water Concepts in Water Purification*, Van Nostrand Reinhold, Toronto.
23. DAMMEL, E. E. AND E. D. SCHROEDER (1991), "Density of Activated Sludge Solids". *Water Research*, 25, 7, pp. 841-846.
24. DEGREMONT (1979), *Water Treatment Handbook*, 5th ed. Halstead Press, Toronto.
25. Department of National Health and Welfare (1993), *Water Treatment Principles and Applications, Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*, M. Sheffer, ed., Canadian Water Association, Ottawa, ON.
26. DE RIJK, S. E., J. H.J. M. VAN DER GRAAF, AND J. G. DEN BLANKEN (1994), "Bubble Size in Flotation Thickening". *Water Research*, 28, 2, pp. 465-473.
27. DOWNING A. L. (1960), "Aeration in The Activated Sludge Process", *J. of the Institution of Public Health Engineers*, pp. 80-118.
28. EDZWALD, J. K., J. P. WAISH, G. S. KAMINSKI, AND H. J. DUNN (1992), "Flocculation and Air Requirements for Dissolved Air Flotation". *J. American Water Works Association*, 84, 3, pp. 92-100.
29. FAIR, G. M., J. C. MEYER AND OKUN (1968), *Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal*, Vol. 2 John Wiley & sons.
30. FERGUSON, J. E. (1990), *The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Pergamon Press, Toronto.
31. FLICK, E. W. (1991), *Water Treatment Chemicals: An Industrial Guide*, Noyes Publications, Park Ridge N. J.
32. GREGORY, R. AND T. F. ZABEL (1990), "Sedimentation and Flotation; in *Water Quality and Treatment*, 4th ed. F. W. Pontius Mc Graw-Hill, Toronto pp. 367-543.
33. GROVES, K. P., G. T. DAIGGER, T. J. SIMKIN, D. T. REDMON, AND L. EWING (1992), "Evaluation of Oxygen Transfer Efficiency and Alpha-Factor on a Variety of Diffused Aeration Systems", *Water Environment Research*, pp. 691-698.
34. HAAS, C. N. (1990). "Disinfection" in *Water Quality and Treatment*, 4th ed., F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, Toronto, pp. 877-932.
35. HAMANN, C. L., J. B. McEWEN, AND A. G. MYERS (1990), "Guide to Selection of Water Treatment Processes". In *Water quality and Treatment*, 4th ed., F.W. Pontius. Ed., American Water Works Association, McGraw-Hill, Toronto, pp. 157-187.
36. HANSON, A. T. AND J. L. CLEASBY (1990). "The effects of Temperature on Turbulent Flocculation: Fluid Dynamics and Chemistry". *J. American Water Works Association*, 82, 11, pp. 56-73.
37. HARNED, H. S. AND B. B. OWEN (1958), *The Physical Chemistry of Electrolyte Solutions*, 3rd ed. Van Nostrand Reinhold, New York.
38. HENDRICKS, D. W. AND W. D. POTE (1974), "Thermodynamic Analysis of Primary Oxidation Pond", *J. Water Pollution Control Federation*, pp. 333-351.
39. IAWPRC Study Group (1991), "Bacteriophages as Model Viruses in Water Quality Control". *Water Research*, 25, 5, pp. 529-545.
40. JENKINS, D. AND S. W. HERMANOWICZ (1991), "Principles of Chemical Phosphate Removal", 2nd Ed.
41. JOHNSON, R. W., E. R. BLATCHLEY, III, AND D. R. MASON (1994). "HIV and the Bloodborne Pathogen Regulation: Implications for the Wastewater Industry". *Water Environment Research*, 66, 5, pp. 684-691.
42. KAWAMURA (1991), *Integrated Design of Water Treatment Facilities*, Wiley-Interscience, Toronto.

43. LAWLER, D. F. AND P. C. SINGER (1993), "Analyzing Disinfection Kinetics and Reactor Design: A Conceptual Approach Versus the SWTR". *J. American water Works Association*, 85, 11, pp. 67-76.
44. Ley de Derechos y Normas (2003), "Lineamientos de Calidad del Agua para los distintos Usos". *Artículo 223, Capítulo XIII*. México.
45. LIDE, D. R. AND H. P. R. FREDERIKSE (1994), *HANDBOOK of Chemistry and Physics*, 75th ed., CRC Press, Boca Raton, FL.
46. LOGAN, B. E. AND G. A. WAGENSELLER (1993), "The HBOD Test: A New Method for Determining Biochemical Oxygen Demand". *Water Environment Research*, 65, 7, pp. 862-868.
47. LOWRY, J. D. AND S. B. LOWRY (1988), "Radionuclides in Drinking water", *J. American Water Works Association*, pp. 50-64.
48. MASSCHELEIN, W. J. (1982), *Ozonization Manual for Water and Wastewater Treatment*, John Wiley & Sons, Toronto.
49. METCALF AND EDDY (1972), *wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, 3rd ed. Mc Graw-Hill, Toronto.
50. METCALF AND EDDY (1991), *Wastewater Engineering: Treatment Disposal, Reuse*, 3rd ed., G. Tchobanoglous and F. L. Burton, eds., McGraw-Hill, Toronto.
51. MOODY, L. F. (1944), "Friction Factors for Pipe Flow", *Transactions American Society of Mechanical Engineers*, pp. 671-684.
52. National Research Council, (1995). Comisión Nacional del Agua. *Estadísticas*. México.
53. PERRY AND GREEN (1984), *Perry's Chemical Engineers Handbook*, 6th ed. Mc Graw-Hill, Toronto.
54. REED, S. C., E. J. MIDDLEBROCKS, AND R. W. CRITES (1988), *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, Mc Graw-Hill, Toronto.
55. RUSHTON, J. H. (1952), "Mixing of liquids in Chemical Processing", *Industrial an Engineering Chemistry*, pp. 2931-2936.
56. SAWYER, C. N., P. L. McCARTI, AND G. F. PARKIN (1994), *Chemistry for Environmental Engineering*, 4th Ed. Mc Graw-Hill, Toronto.
57. SCHEUERMAN, P. R., S. R. FARRAH, AND G. BITTON (1991), "Laboratory Studies of Virus Survival During Aerobic and Anaerobic Digestion of Sewage Sludge", *Water Research*, 25, 3, pp. 241-245.
58. SCHOCK, M. R. (1990), "Internal Corrosion and Deposition Control", in *Water Quality and Treatment*, 4th ed., F. W. Pontius, ed., McGraw-Hill, Toronto. Pp. 997-1111.
59. SHELL, G. AND T. CASSADY (1973), "Selecting Mechanical Aerators", *Industrial Water Engineering*, Jul/Aug, pp. 21-25.
60. SILLEN, L. G. AND A. E. MARTELL (1964), *Stability Constants of metal-ion Complexes*, Special Publication No. 17, The Chemical Society, London.
61. SPEECE, R. E. (1996), *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*, Archae Press, Nashville, TN.
62. *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*, (1992), 18th ed. American Public Health Association, Washington, D. C.
63. TALINLI, I. END G. K. ANDERSON (1992), "Interference of Hydrogen Peroxide on the Standard COD Test". *Water Research*, 26, 1, pp. 107-110
64. USEPA (1975), *Process Design Manual for Suspended Solids Removal*, No. EPA 2511-75-003a, Washington, D. C.

65. USEPA (1979), *Environmental Pollution Control Alternatives: Municipal Wastewater*, No. EPA-625/5-79-012, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
66. USEPA (1987), *Phosphorus removal, Design Manual*, No. EPA/625/1-87/001, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
67. USEPA (1989), *Fine Pore Aeration Systems*, No. EPA-623/189023, USEPA, Washington, D. C.
68. USEPA (1993), *Nitrogen Control*, Manual No. EPA/625/R-93/010, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
69. VAN HAANDEL, A. C. AND G. LETTINGA (1994), *Anaerobic Sewage Treatment*, John Wiley & Sons. Ltd., Toronto.
70. VENNARD AND R. L. STREET (1975), *Elementary Fluid Mechanics*, 5th ed. John Wiley & Sons Inc.
71. VERSCHUEREN, K (1983), *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*, Van Nostrand Reinhold, N. Y.
72. VIESSMAN, W. JR. AND M. J. HAMMER (1985), *Water Supply and Pollution Control*, 4th ed. Harper & Row, Sn. Francisco.
73. WATSON, J. T., S. C. REED, R. H. KADLEC, R. L. KNIGHT, AND A. E. WHITEHAUSE (1989), "Performance Expectations and Loading Rates for Constructed Wetlands", in *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, D. A. Hammer, ed. Lewis Publishers, Chelsea, MI. pp. 319-351.
74. WEAST, R. C. (1984), *Handbook of Chemistry and Physics*, 65th ed. CRC Press, Boca.
75. WEF and ASCE (1992), *Design of municipal Wastewater Treatment plants*, vol. I, Washington, D. C.
76. WEF and ASCE (1992a), *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, vol. I, Water Environment Federation, Alexandria, VA.
77. WEF and ASCE (1992b), *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, vol. II, Water Environment Federation, Alexandria, VA.
78. WHITE, G. C. (1992), *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*, 3rd ed., Van Nostrand Reinhold, Toronto.
79. WPCF (1990), *Natural Systems for Wastewater Treatment*, Manual of practice No. FD-16, Water Environment Federation, Alexandria, VA.
80. WPCF (1980), *Highlights*, 17, 6.
81. ZEHNDER, A. J., K. INGVOSEN AND T. MASRTI (1982), "Microbiology of Methanogen Bacteria", in *Anaerobic Digestion*, eds. Elsevier, Amsterdam pp. 45-68.