



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**RESEÑA DE TÉCNICAS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

TRABAJO MONOGRÁFICO DE ACTUALIZACIÓN

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA:

GERARDO RÍOS ÁGUILA



MÉXICO, D.F.

AÑO 2013



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: MARTHA EVA DE LOS ÁNGELES RODRÍGUEZ PÉREZ
VOCAL: MA. DE LAS MERCEDES MARGARITA MEIJUEIRO MOROSINI
SECRETARIO: JESÚS TORRES MERINO
1er. SUPLENTE: SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZALES
2° SUPLENTE: LUZ MARÁ LAZCANO ARRIOLA

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

**EL PRESENTE TRABAJO FUE ELABORADO EN LA FACULTAD DE QUÍMICA DE LA
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.**

ASESOR DEL TEMA:

SUSTENTANTE:

María de las Mercedes Meijueiro Morosini

Gerardo Ríos Águila

ÍNDICE

CAPITULO 1	6
Introducción	6
Tratamiento y reuso del agua	9
Evolución del saneamiento del Agua en México	16
CAPITULO 2	18
Resumen.....	18
Objetivo general:.....	19
Objetivo particular:	19
CAPITULO 3	20
Infraestructura Hidráulica del país.....	20
Infraestructura Hidroagrícola.....	21
Infraestructura de agua potable y alcantarillado.....	21
CAPITULO 4	24
Reseña de la evolución jurídica en materia de agua.....	24
Normatividad vigente en agua.....	28
CAPITULO 5	32
Problemas ecológicos.....	32
Los contaminantes del agua.....	35
Contaminación química.....	40
Principales contaminantes del agua	41
Mercurio.....	41
Plomo	42
Fosfatos	45
Nitritos y nitratos	46
Hidrocarburos.....	46
Aceites y grasas	47
Arsénico.....	47
Cadmio	49
Cianuro	51

Cobre	54
Límites máximos permisibles para contaminantes	56
Normatividad vigente y aplicable:	63
CAPITULO 6	64
Tecnologías convencionales.....	64
Tratamientos para la eliminación de materia en suspensión	66
Rejillas (Desbaste)	66
Calculo para el diseño de rejillas.....	67
Sedimentación.....	68
Filtración.....	72
Medio filtrante	77
Velocidades de filtración.....	80
Dificultades de funcionamiento	81
Filtros de presión.....	83
Filtro de Diatomeas.....	84
Flotación.....	86
Coagulación- Floculación.....	87
Tratamientos para la eliminación de materia disuelta	89
Procesos electroquímicos	90
Intercambio iónico	91
Adsorción	92
Tratamientos biológicos.....	94
Procesos biológicos aerobios.....	96
Lodos activados	96
Procesos aerobios con masa soportada	99
Filtros percoladores:.....	99
Contactores Biológicos Rotatorios (RBC):	100
Procesos biológicos anaerobios	101
Hidrólisis:.....	101
Formación de ácidos (acidogénesis) y acetato (acetogénesis):	102
Metanogénesis:.....	102
Reactores utilizados	105

Procesos biológicos de eliminación de nutrientes.....	108
Tratamiento biológico de compuestos con nitrógeno.....	109
Eliminación biológica del fosforo	111
Oxidación química.....	112
Incineración:.....	112
Oxidación húmeda no catalítica:.....	113
Oxidación húmeda catalítica (CWAO):.....	114
Oxidación húmeda supercrítica:	115
Procesos avanzados de oxidación	116
Ozonización en medio alcalino:.....	118
Métodos ozono-ultravioleta: O_3/UV , H_2O_2/UV y $O_3/H_2O_2/UV$:.....	119
Peróxido de hidrógeno y catalizador (H_2O_2/Fe^{2+}):.....	120
Foto-Fenton ($Fe^{2+}/H_2O_2/UV$):	121
Oxidación avanzada con ultrasonidos (O_3/US y H_2O_2/US):	122
Métodos electroquímicos:	123
Ozonización catalítica ($O_3/Cat.$):	124
Procesos fotocatalíticos ($O_3/TiO_2/UV$ y $H_2O_2/TiO_2/UV$):	125
Foto-catalizadores de $BiOCl/Cobre\ II$	128
Membranas.....	129
Tipos de membranas	130
Membranas microporosas	130
Membranas densas	131
Membranas cargadas eléctricamente.....	131
Membranas anisótropas.....	131
Configuraciones de membranas	132
Formas de filtración de membranas	136
Ensuciamiento.....	137
Microfiltración (MF)	139
Ultrafiltración (UF)	142
Osmosis Inversa (OI).....	144
Problemas específicos de ensuciamiento	147
Nanofiltración (NF).....	150

Electrodialisis (ED).....	151
CAPITULO 7	153
Plantas Municipales de Tratamiento de Aguas Residuales en México	153
CAPITULO 8	175
Diseño de una PTAR para un complejo habitacional con capacidad de 11700 Gal/día	175
Cálculos para el diseño.....	176
Bases de diseño	176
Productos secundarios	180
Criterios de diseño	181
Evaluación del proceso a condiciones especiales o anómalas de operación.....	182
Descripción del proceso	183
Diagrama de flujo de proceso	184
CONCLUSIONES:	185
BIBLIOGRAFÍA.....	186

Índice de abreviaturas:

IAF:	Flotación por aire inducido
A/M:	La relación A/M constituye un parámetro importante que mide la razón entre el alimento presente en las aguas residuales crudas y los organismos en el estanque de aireación.
CAP:	Carbón Activado en Polvo
CNA:	Comisión Nacional del Agua
CONABIO:	Comisión nacional de Biología
CWAO:	Oxidación húmeda catalítica
DAF:	Flotación por aire disuelto
DR:	Distritos de riego
EGSB:	Expanded granular sludgeblanket- Reactor de cama de lodo granular ampliado.
FA:	Filtro anaerobio
GAC:	Carbón Activado Granular
HACRE:	Hydroarcenismo Crónico Regional Endémico
IC:	Internal circulation- Circulación interna
LAN:	Ley de Aguas Nacionales
LEEGEPA:	Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente
NF:	Nanofiltración
NOM:	Norma Oficial Mexicana
PROFEPA:	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente
PTAR:	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RALF:	Reactor anaerobio de lecho fluidizado
RBC:	Contactores Biológicos Rotatorios (Biodiscos)
SAR:	Secretaría de Agricultura y Recursos Hídricos
SBR:	Reactor Discontinuo secuencial
SEDESOL:	Secretaría de Desarrollo Social
SEDUE:	Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología
SEMARNA	
P:	Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
SEPESCA:	Secretaría de Pesca
SSV:	Sólidos Suspendidos Volátiles
TOC:	Carbono Orgánico Total
TRH:	Tiempo de residencia hidráulico
TRS:	Tiempo de residencia de sólidos
UASB:	Upflow Anaerobic Sludge Blanket- Reactor anaeróbico de flujo ascendente.
UF:	Ultrafiltración
UR:	Unidades de riego

CAPITULO 1

Introducción

Se denomina contaminación ambiental a la presencia en el ambiente de cualquier agente (físico, químico o biológico) o bien de una combinación de varios agentes en lugares, formas y concentraciones tales que sean o puedan ser nocivos para la salud, la seguridad o para el bienestar de la población, o bien, que puedan ser perjudiciales para la vida vegetal o animal, o impidan el uso normal de las propiedades y lugares de recreación y goce de los mismos. La contaminación ambiental es también la incorporación a los cuerpos receptores de sustancias sólidas, líquidas o gaseosas, o mezclas de ellas, siempre que alteren desfavorablemente las condiciones naturales del mismo, o que puedan afectar la salud, la higiene o el bienestar del público.

A medida que aumenta el poder del hombre sobre la naturaleza y aparecen nuevas necesidades como consecuencia de la vida en sociedad, el medio ambiente que lo rodea se deteriora cada vez más. El comportamiento social del hombre, que lo condujo a comunicarse por medio del lenguaje, que posteriormente formó la cultura humana, le permitió diferenciarse de los demás seres vivos. Pero mientras ellos se adaptan al medio ambiente para sobrevivir, el hombre adapta y modifica ese mismo medio según sus necesidades.

El progreso tecnológico, por una parte y el acelerado crecimiento demográfico, por la otra, producen la alteración del medio, llegando en algunos casos a atentar contra el equilibrio biológico de la Tierra. No es que exista una incompatibilidad absoluta entre el desarrollo tecnológico, el avance de la civilización y el mantenimiento del equilibrio ecológico, pero es importante que el hombre sepa armonizarlos. Para ello es necesario que proteja los recursos renovables y no renovables y que tome conciencia de que el saneamiento del ambiente es fundamental para la vida sobre el planeta

La contaminación es uno de los problemas ambientales más importantes que afectan a nuestro mundo y surge cuando se produce un desequilibrio, como resultado de la adición de cualquier sustancia al medio ambiente, en cantidad tal, que cause efectos adversos en el hombre, en los animales, vegetales o materiales expuestos a dosis que sobrepasen los niveles aceptables en la naturaleza.

La contaminación puede surgir a partir de ciertas manifestaciones de la naturaleza (fuentes naturales) como la erupción de un volcán, o bien debido a los diferentes procesos productivos del hombre (fuentes antropogénicas) que conforman las actividades de la vida diaria.

Las fuentes que generan contaminación de origen antropogénico más importantes son: industriales (frigoríficos, mataderos y actividad minera y petrolera), comerciales (envolturas y empaques), agrícolas (agroquímicos), domiciliarias (envases, pañales, restos de jardinería) y fuentes móviles (gases de combustión de vehículos y aviones). Como fuente de emisión se entiende el origen físico o geográfico donde se produce una liberación contaminante al ambiente, ya sea al aire, al agua o al suelo. Tradicionalmente el medio ambiente se ha dividido, para su estudio y su interpretación, en esos tres componentes que son: aire, agua y suelo; sin embargo, esta división es meramente teórica, ya que la mayoría de los contaminantes interactúan con más de uno de los elementos del ambiente.

En los últimos años, el problema de contaminación de los cuerpos de agua ha creado una situación ambiental preocupante debido al manejo inadecuado de las descargas industriales y urbanas a los cuerpos de agua.

El 59% del consumo total de agua en los países desarrollados se destina al uso industrial, el 30% al consumo agrícola y un 11% a gasto doméstico, según se constata en el primer informe de las naciones unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos del mundo, *Agua para todos, agua para la vida*(marzo 2003). En el 2025, el consumo del agua destinada a uso industrial alcanzara los 1.170 km³ /año, cifra que en el 1995 se situaba en 752 km³ /año. El sector productivo no solo es el que más gasta, también es el que más contamina. Más de un 80% de los desechos peligrosos se producen en los países industrializados, mientras que en las naciones en vías de desarrollo un 70% de los residuos que se generan en las

fábricas se vierten al agua sin ningún tipo de tratamiento previo, contaminando así los recursos hídricos disponibles.

En México, la problemática del agua se deriva del exceso poblacional, la mala planeación de las zonas habitacionales, la sobreexplotación de las aguas subterráneas así como la contaminación de las aguas superficiales y su desperdicio. Además de estos problemas, la gran cantidad de aguas residuales domésticas, industriales y agrícolas sin tratamiento previo que se descargan a los cauces de los ríos utilizados a su vez como drenaje ha creado un situación alarmante, ya que cada día que pasa se va contaminando más las pocas fuentes de abasto con las que cuenta la Ciudad. *(García Arreola, 2009)*

Estos datos aportan una idea de la importancia que tiene el tratamiento y la reutilización de aguas residuales en el sector industrial en el mundo, y más un en países que saldan su balance de recursos hídricos con números rojos.

El tratamiento de aguas industriales es quizá una de las operaciones más comunes que existe en toda industria. Ya sea para cumplir normas ambientales o para producir agua de calidad para usar en el proceso, es conveniente que todo químico sepa cuáles son los fundamentos del tratamiento de aguas industriales. Además de los tratamientos mencionados en este trabajo cabe mencionar que siempre se están desarrollando nuevas técnicas, como ozonización, tratamiento con rayos ultravioletas, intercambio iónico etc, así que es un área donde hay mucho por explorar. Igualmente muchas operaciones tradicionales aún son opciones validas dado su bajo costo.

Tratamiento y reuso del agua

Las descargas de agua residual se clasifican por su origen en:

-Municipales, y son manejadas por los sistemas municipales urbanos y rurales de alcantarillado

- Industriales directas vertidas a cuerpos receptores de agua propiedad nacional.

Al concluir el año 2010 existían registradas en el país, 2,186 plantas municipales de tratamiento en operación, con una capacidad total instalada de 126,847.49 l/s, las que daban tratamiento a 93,600.18 l/s, equivalentes al 44.8% del agua residual generada y colectada en los sistemas municipales de alcantarillado del país.

Al cierre de 2011 el registro de plantas en operación aumentó a 2,289 instalaciones, con una capacidad instalada de 137,082.13 l/s y caudal tratado de 97,640.22 l/s, que significa incrementos en el ejercicio del 7.47% en cuanto a capacidad instalada y de 4.14% en caudal tratado, que permitieron alcanzar una cobertura de tratamiento de aguas residuales municipales del 46.5% en el ejercicio. *(SEMARNAT, Informe de la situación del medio ambiente en México, Compendio de estadísticas ambientales., 2012)*

Resumen del inventario nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales en operación.

Estado	No. Plantas	Capacidad Instalada (l/s)	Caudal Tratado (l/s)
Aguascalientes	132	4 783.5	3 351.7
Baja California	36	7 568.6	5 732.9
Baja California Sur	23	1 447.5	1 062.8
Campeche	26	174.5	147.3
Coahuila de Zaragoza	20	4 956.5	3 858.0
Colima	59	1 773.5	1 349.1
Chiapas	31	1 543.5	856.0
Chihuahua	156	9 207.3	6 459.2
Distrito Federal	28	6 770.5	3 329.8
Durango	173	4 351.9	3 345.7
Guanajuato	62	5 990.4	4 443.6
Guerrero	58	3 890.8	3 147.0
Hidalgo	17	377.5	367.2
Jalisco	151	7 016.3	5 256.3
México	139	8 743.0	6 493.9
Mochoacán de Ocampo	32	3 654.5	2 845.6
Morelos	50	2 777.7	1 810.6
Nayarit	64	2 393.6	1 628.4
Nuevo León	60	17 494.0	10 250.1
Oaxaca	69	1 520.5	995.1
Puebla	70	3 213.9	2 767.8
Querétaro de Arteaga	84	2 293.4	1 500.3
Quintana Roo	34	2 350.5	1 724.2
San Luis Potosí	38	2 509.9	2 115.2
Sinaloa	210	5 794.6	5 004.1
Sonora	81	4 932.5	3 027.2
Tabasco	77	2 077.9	1 613.9
Tamaulipas	45	7 782.8	5 876.1
Tlaxcala	63	1 117.2	818.5
Veracruz de Ignacio de la Llave	105	6 911.9	5 359.4
Yucatán	28	491.4	99.1
Zacatecas	68	1 170.8	1 004.3
Total Nacional	2 289	137 082.1	97 640.2

Tabla 1.-Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales

Resumen por Estado y por proceso

Estado	Aerobio		Anaerobio		Biológico		Discos Biológicos o Biodiscos		Dual		Filtros biológicos o Rociadores o Percoladores	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Aguascalientes	-	-	6	13.0	-	-	-	-	1	1 900.0	-	-
Baja California	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	164.9
Baja California Sur	2	7.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campeche	1	8.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coahuila de Zaragoza	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Colima	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chiapas	2	3.5	2	0.5	1	2.3	-	-	1	100.0	3	495.5
Chihuahua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Distrito Federal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Durango	-	-	-	-	1	180.0	-	-	-	-	-	-
Guanajuato	-	-	1	13.0	-	-	-	-	-	-	2	314.0
Guerrero	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	94.0
Hidalgo	-	-	5	32.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Jalisco	1	5	-	-	-	-	1	10.0	1	50.0	5	543.0
México	-	-	14	55.3	5	26.0	1	10.0	2	1 200.5	2	5.5
Michoacán de Ocampo	-	-	-	-	-	-	1	8.0	-	-	1	5.0

Tabla 2.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Fosa Séptica		Fosa Séptica + Filtro Biológico		Fosa Séptica + Wetland		Humedales (Wetland)		Lagunas Aireadas		Lagunas de Estabilización		Otro	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Aguascalientes	13	11.1	-	-	-	-	3	3.4	-	-	66	150.5	-	-
Baja California	-	-	-	-	-	-	-	-	9	2 990.0	-	-	-	-
Baja California Sur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	257.5	-	-
Campeche	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coahuila de Zaragoza	1	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	6	1 460.0	-	-
Colima	2	2.3	7	6.0	1	8.7	-	-	-	-	11	73.2	-	-
Chiapas	2	0.8	-	-	-	-	1	27.0	-	-	10	191.6	-	-
Chihuahua	-	-	-	-	-	-	1	0.7	-	-	122	1014.0	-	-
Distrito Federal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Durango	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1 680.0	162	902.1	-	-
Guanajuato	-	-	-	-	-	-	-	-	1	5.0	5	736.8	-	-
Guerrero	-	-	-	-	-	-	1	16.0	1	6.0	9	70.2	-	-
Hidalgo	1	2.5	-	-	1	4.0	-	-	-	-	3	42.0	-	-
Jalisco	10	14.0	-	-	-	-	3	7.5	1	20.0	12	134.0	-	-
México	3	5.3	-	-	-	-	1	5.0	-	-	17	557.0	-	-
Michoacán de Ocampo	-	-	-	-	1	3.5	4	15.1	1	190.0	8	536.0	-	-

Tabla 3.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Aerobio		Anaerobio		Biológico		Discos Biológicos o Biodiscos		Dual		Filtros Biológicos o Rocaidaroes o Percoladores	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Morelos	-	-	5	95.0	-	-	3	28.0	-	-	5	689.7
Nayarit	-	-	1	45.0	-	-	1	100.0	-	-	1	800.0
Nuevo León	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oaxaca	-	-	8	21.1	-	-	-	-	-	-	1	75.0
Puebla	-	-	-	-	1	3.5	1	80.0	-	-	3	135.2
Querétaro de Arteaga	1	2.1	1	2.9	1	16.0	-	-	1	400.4	4	359.1
Quintana Roo	-	-	2	4.0	-	-	-	-	7	392.2	1	136.0
San Luis Potosí	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1 000.0	-	-
Sinaloa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sonora	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabasco	-	-	1	2.0	5	16.4	-	-	-	-	1	70.0
Tamaulipas	-	-	-	-	2	22.0	-	-	-	-	-	-
Tlaxcala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	120.0
Veracruz Ignacio de la Llave	-	-	11	163.9	3	65.3	-	-	-	-	3	1621.0
Yucatán	-	-	10	27.7	-	-	-	-	-	-	-	-
Zacatecas	-	-	1	3.0	-	-	2	122.0	-	-	1	49.0
Total Nacional	7	25.9	68	478.4	19	331.5	10	358.0	14	5 043.1	38	5 676.9

Tabla 4.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Fosa Séptica		Fosa Séptica + Filtro Biológico		Fosa Séptica + Wetland		Humedales (Wetland)		Lagunas Aireadas		Lagunas de Estabilización		Otro	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Morelos	1	4.0	-	-	-	-	1	1.0	-	-	-	-	-	-
Nayarit	1	0.8	-	-	-	-	3	5.0	2	90.0	41	373.1	-	-
Nuevo León	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10.0	20	169.2	-	-
Oaxaca	-	-	-	-	-	-	39	145.2	-	-	6	39.0	-	-
Puebla	7	12.2	-	-	1	1.1	-	-	-	-	16	110.5	-	-
Querétaro de Arteaga	-	-	-	-	-	-	1	1.3	-	-	1	0.6	-	-
Quintana Roo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2.6	-	-
San Luis Potosí	4	9.1	1	4.7	-	-	2	10.7	2	295.0	8	317.2	4	22.0
Sinaloa	40	42.0	2	1	78	102.5	1	7.0	3	20.8	36	1 760.3	-	-
Sonora	3	1.9	-	-	-	-	1	4.3	3	1 464.1	69	1 311.2	-	-
Tabasco	-	-	-	-	-	-	4	237.2	2	216.0	12	680.3	-	-
Tamaulipas	-	-	-	-	-	-	1	5.0	-	-	24	2 113.6	-	-
Tlaxcala	-	-	-	-	-	-	2	21.7	4	419.0	19	169.1	1	1.0
Veracruz Ignacio de la Llave	8	10.6	-	-	-	-	-	-	1	120.0	16	476.7	-	-
Yucatán	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zacatecas	-	-	1	4.1	-	-	-	-	3	48.0	18	275.0	-	-
Total Nacional	96	117.5	11	15.5	82	119.8	69	513.1	35	7 573.8	729	13 923.3	5	23.0

Tabla 5.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Lodos Activados		Primario Avanzado		Primario o Sedimentación		Rafa + Filtro Biológico		Rafa o Wasb		Rafa. Wasb + Humedal		Reactor Enzimático	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Aguascalientes	43	1 273.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baja California	18	1945.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baja California Sur	10	798.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campeche	22	121.3	1	10.0	-	-	-	-	-	-	-	-	2	8.0
Coahuila de Zaragoza	11	1 967.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Colima	8	1182.1	-	-	-	-	15	42.4	-	-	-	-	-	-
Chiapas	-	-	-	-	-	-	-	-	5	22.8	1	7.5	-	-
Chihuahua	10	5 408.0	-	-	5	8.3	-	-	-	-	-	-	-	-
Distrito Federal	26	3 283.8	1	30.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Durango	9	583.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Guanajuato	24	1 441.0	2	165.0	9	1 538.1	-	-	17	90.7	-	-	-	-
Guerrero	43	2 944.8	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10.0	-	-
Hidalgo	4	275.0	-	-	-	-	1	4.0	1	4.0	-	-	-	-
Jalisco	79	4 343.8	-	-	-	-	-	-	36	104.0	-	-	-	-
México	78	4 379.0	1	20.0	-	-	2	5.5	6	16.3	1	1.0	2	3.5
Michoacán de Ocampo	10	2 013.0	-	-	-	-	-	-	5	60.0	-	-	-	-

Tabla 6.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Sedimentación + Wetland		Tanque Imhoff		Tanque Imhoff + Filtro Biológico		Tanque Imhoff + wetland		Terciario		Zanajas de Oxidación		Total	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Aguascalientes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132	3 351.7
Baja California	-	-	-	-	-	-	-	-	2	22.9	5	610.0	36	5 732.9
Baja California Sur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	1062.8
Campeche	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	147.3
Coahuila de Zaragoza	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	430.0	20	3 858.0
Colima	-	-	1	4.20	14	30.2	-	-	-	-	-	-	59	1 349.1
Chiapas	-	-	3	4.4	-	-	-	-	-	-	-	-	31	856.0
Chihuahua	18	28.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	156	6 459.2
distrito Federal	-	-	-	-	-	-	-	-	1	16.0	-	-	28	3 329.8
Durango	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	173	3 345.7
Guanajuato	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	140.0	62	4 443.6
Guerrero	-	-	1	6.0	-	-	-	-	-	-	-	-	58	3 147.0
Hidalgo	-	-	1	3.7	-	-	-	-	-	-	-	-	17	367.2
Jalisco	-	-	-	-	1	7.00	-	-	-	-	1	18.0	151	5 256.3
México	-	-	1	12.0	-	-	-	-	1	15.0	2	177.0	139	6 493.9
Michoacán de Ocampo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	15.0	32	2 845.6

Tabla 7.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Lodos Activados		Primario Avanzado		Primario o Sedimentación		Rafa + Filtro Biológico		Rafa o Wasb		Rafa. Wasb + Humedal		Reactor Enzimático	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Morelos	34	984.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nayarit	10	207.5	-	-	-	-	-	-	4	7.0	-	-	-	-
Nuevo León	37	10 045.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oaxaca	13	696.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3.0
Puebla	6	138.7	4	2 217.0	1	6.0	2	4.8	27	55.1	-	-	-	-
Querétaro de Arteaga	33	627.9	-	-	-	-	-	-	37	60.4	-	-	3	3.6
Quintana Roo	23	1 189.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
San Luis Potosí	13	437.6	-	-	-	-	-	-	1	13.0	-	-	-	-
Sinaloa	14	528.6	2	2 453.0	-	-	-	-	-	-	1	21.4	33	67.8
Sonora	5	245.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabasco	3	85.0	2	20.0	-	-	-	-	4	7.8	1	20.0	4	10.8
Tamaulipas	15	3 688.5	-	-	2	32.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Tlaxcala	3	27.4	-	-	-	-	-	-	32	59.0	1	1.2	-	-
Veracruz Igancio de la Llave	38	2073.5	-	-	3	14.0	-	-	4	758.5	6	14.5	4	1.2
Yucatán	18	71.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zacatecas	7	415.6	-	-	-	-	6	8.4	6	24.3	2	13.8	20	32.2
Total Nacional	667	53 423.6	13	4 915.0	20	1 598.4	26	65.1	185	1 283.0	14	89.4	69	130.1

Tabla 8.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Estado	Sedimentación + Wetland		Tanque Imhoff		Tanque Imhoff + Filtro Biológico		Tanque Imhoff + Wetland		Terciario		Zanjas de Oxidación		Total	
	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)	No.	Qop (l/s)
Morelos	-	-	1	8.0	-	-	-	-	-	-	-	-	50	1.810.6
Nayarit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	64	1.628.4
Nuevo León	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	25.0	60	10.250.1
Oaxaca	-	-	1	15.0	-	-	-	-	-	-	-	-	69	995.1
Puebla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3.6	70	2.767.8
Querétaro de Arteaga	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	26.0	84	1.500.3
Quintana Roo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	1.724.2
San Luis Potosí	-	-	-	-	1	1.0	1	5.0	-	-	-	-	38	2.115.2
Sinaloa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	210	5.004.1
Sonora	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	81	3.027.2
Tabasco	-	-	34	234.5	4	14.0	-	-	-	-	-	-	77	1.613.9
Tamaulipas	-	-	1	15.0	-	-	-	-	-	-	-	-	45	5.876.1
Tlaxcala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	63	818.5
Veracruz Ignacio de la Llave	-	-	7	39.0	-	-	-	-	-	-	1	1.2	105	5.359.4
Yucatán	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	99.1
Zacatecas	-	-	1	9.0	-	-	-	-	-	-	-	-	68	1.004.3
Total Nacional	18	28.2	52	350.8	20	52.2	1	5.0	4	53.9	17	1 445.8	2 289	97 640.2

Tabla 9.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por estado y proceso

Resumen por proceso

Proceso	Plantas		Capacidad Instalada		Caudal Tratado	
	No.	%	l/s	%	l/s	%
Aerobio	7	0.31	34.8	0.03	25.9	0.03
Anaerobio	68	2.97	863.3	0.63	478.4	0.49
Biológico	19	0.83	397.2	0.29	331.5	0.34
Discos Biológicos o Biodiscos	10	0.44	544.0	0.4	358.0	0.37
Dual	14	0.61	5 845.5	4.26	5 043.1	5.16
Filtros Biológicos o Rociadores o Percoladores	38	1.66	6 626.7	4.83	5 676.9	5.81
Fosa Séptica	96	4.19	207.2	0.15	117.5	0.12
Fosa Séptica + Filtro Biológico	11	0.48	25.1	0.020	15.5	0.02
Fosa Séptica + Wetland	82	3.58	187.8	0.14	119.8	0.12
Humedales (Wetland)	69	3.01	674.5	0.49	513.1	0.53
Lagunas Aireadas	35	1.53	9 838.8	7.18	7 573.8	7.76
Lagunas de Estabilización	729	31.85	19 701.4	14.37	13 923.3	14.26
Lodos Activados	667	29.14	78 786.5	57.47	53 423.6	54.71
Primario Avanzado	13	0.57	5 310.0	3.87	4 915.0	5.03
Primario o Sedimentación	20	0.87	2 784.2	2.03	1 598.4	1.64
Rafa + Filtro Biológico	26	1.14	122.6	0.09	65.1	0.07
Rafa o Wasb	185	8.08	1 943.5	1.42	1 283.0	1.31
Rafa. Wasb + Humedal	14	0.61	124.5	0.09	89.4	0.09
Reactor Enzimático	69	3.01	158.3	0.12	130.1	0.13
Sedimentación + Wetland	18	0.79	41.2	0.03	28.2	0.03
Tanque Imhoff	52	2.27	564.6	0.41	350.8	0.36
Tanque Imhoff + Filtro Biológico	20	0.87	95.5	0.07	52.2	0.05
Tanque Imhoff + -wetland	1	0.04	10.0	0.01	5.0	0.01
Terciario	4	0.17	105.0	0.08	53.9	0.06
Zanjas de Oxidación	17	0.74	2 042.8	1.49	1 445.8	1.48
Otro	5	0.22	47.0	0.03	23.0	0.02
Total Nacional	2 289	100	137 082.1	100	97.640.2	100

Tabla 10.- Inventario Nacional de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales por proceso

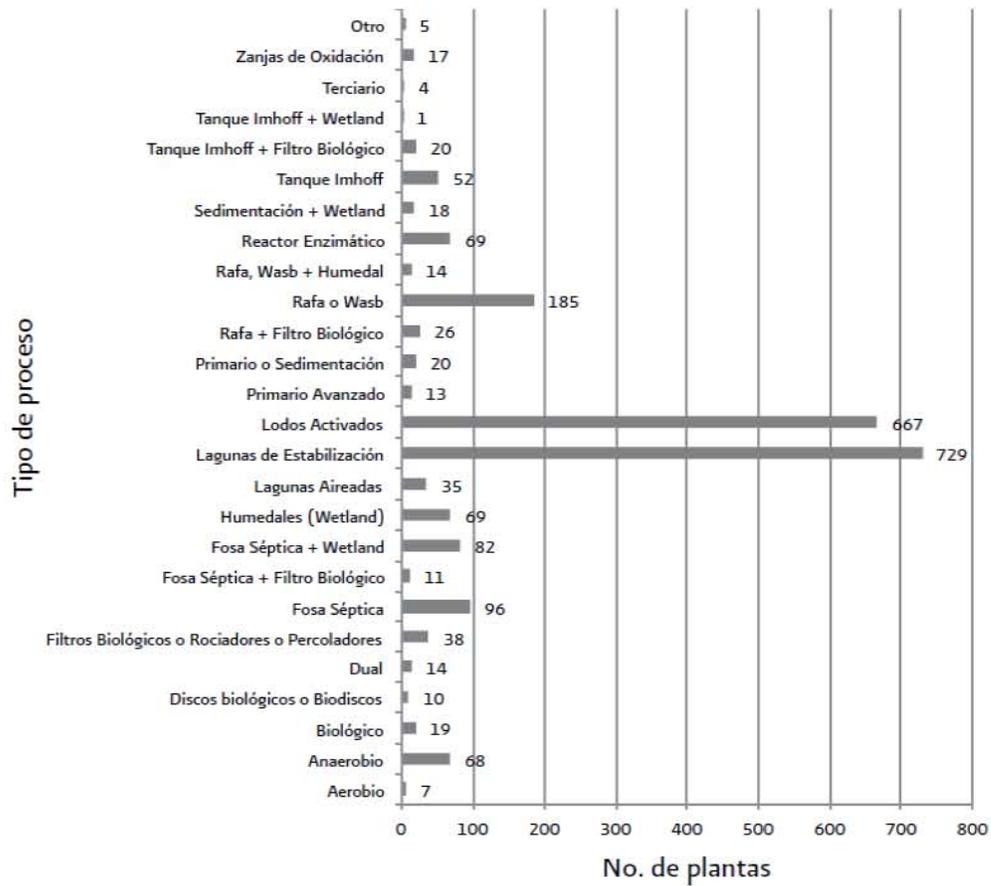
Evolución del saneamiento del Agua en México

Año	Total		En Operación			Fuera de Operación	
	No. de Plantas	Gasto Instalado (l/s)	No. de Plantas	Instalado (l/s)	Tratado (l/s)	No. de Plantas	Instalado (l/s)
1992	546.0	N.D	394.0	N.D	30 554.0	152	S.D
1993	650.0	N.D	454.0	N.D	30 726.0	196	S.D
1994	666.0	42 788.3	461.0	N.D	32 065.0	205	S.D
1995	680.0	54 638.0	469.0	48 172.0	32 905.2	211	6 466.0
1996	793.0	54 765.0	595.0	51 696.3	33 745.4	198	3 068.7
1997	821.0	61 653.1	639.0	57 401.7	39 388.8	182	4 251.4
1998	914.0	63 150.9	727.0	58 560.2	40 854.7	187	4 590.7
1999	1 000.0	67 547.9	777.0	61 559.0	42 396.8	223	5 988.9
2000	1 018.0	75 952.5	793.0	68 970.0	45 927.3	225	6 982.5
2001	1 132.0	80 622.2	938.0	73 852.6	50 810.0	194	6 769.6
2002	1 242.0	85 042.6	1 077.0	79 735.0	56 148.5	165	5 307.6
2003	1 360.0	89 585.3	1 182.0	84 331.5	60 242.6	178	5 253.8
2004	1 481.0	92 674.8	1 300.0	88 718.3	64 541.9	181	3 956.5
2005	1 666.0	101 348.7	1 433.0	95 774.3	71 784.8	233	5 574.4
2006	1 837.0	104 895.9	1 593.0	99 764.2	74 388.3	244	5 131.7
2007	2 020.0	112 294.8	1 710.0	106 266.7	79 294.3	310	6 028.0
2008	2 101.0	118 920.0	1 833.0	113 024.0	83 640.6	268	5 896.1
2009	2 303.0	125 625.8	2 029.0	120 860.9	88 127.1	274	4 764.9
2010	2 500.0	132 144.1	2 186.0	126 847.5	93 600.2	314	5 296.7
2011	2 719.0	144 074.7	2 289.0	137 082.1	97 640.2	430	6 992.6

Tabla 11.- Plantas de tratamiento del año 1992 a 2011

Número de plantas por proceso

Grafico 1.- Plantas por proceso en México hasta el año 2012



CAPITULO 2

Resumen

En los últimos años, los problemas de la contaminación han adquirido tal magnitud y diversidad que la sociedad ha ido tomando cada vez mayor conciencia de los riesgos actuales, y más aún, de los potenciales. Como resultado de la presión social generada, quienes toman las decisiones muestran una creciente voluntad política para resolver los problemas. Ahora es necesario que especialistas sólidamente formados les ofrezcan soluciones realistas.

Actualmente, podemos enterarnos por medio de la radio, televisión, la prensa e internet de noticias sobre el deterioro ambiental en México, lo cual contribuye a formar nuestras opiniones sobre el problema. Sin embargo, estos medios no proporcionan una cultura formar sobre el tema y con frecuencia, inducen a la adopción de soluciones que si bien son populares no siempre son adecuadamente técnicas, económicamente viables y socialmente factibles. Para plantear soluciones que no solamente suenen bien, sino que además puedan ponerse en práctica y sobre todo mejoren y preserven el medio ambiente, es preciso contar entre otras cosas con un buen conocimiento técnico tanto del problema como de las opciones de solución. Aunque, desafortunadamente, nuestro país cuenta con algunos de los mejores ejemplos en materia de contaminación, cuando los interesados buscan en libros solo encuentran descripciones de casos del extranjero. Es necesario documentar experiencias sobre problemas acontecidos en México y la forma que se han resuelto para aprovechar este conocimiento. El objetivo de este trabajo es documentar las técnicas de tratamiento de aguas actualmente usadas en el país dando detalle de los elementos químicos, físicos y mecánicos utilizados en cada técnica, así como sus diagramas y las tecnologías más recientes para realizar una comparación de donde se encuentra nuestro país a nivel mundial.

Objetivo general:

Generar un documento donde se recopilen diferentes técnicas de tratamiento para aguas, en el cual se pueda acceder a la información y tener referencias de cómo es posible, hacer un tratamiento adecuado según las necesidades.

Objetivo particular:

-Realizar un manual sobre la metodología de los diferentes tipos de tratamientos de aguas.

-Basar todas las técnicas con respecto a la legislación actual y dar un panorama de los parámetros donde deberían de estar permitidos las descargas a mantos acuíferos o sistemas de desagüe.

-Proporcionar información sobre las técnicas más recientes en tratamiento de aguas residuales.

CAPITULO 3

Infraestructura Hidráulica del país

En México se cuenta con aproximadamente 4,462 presas y bordos de almacenamiento, 6,5 millones de hectáreas de riego, 2,9 millones de hectáreas de temporal tecnificado, 631 plantas potabilizadoras en operación, 2029 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación, 2186 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación y más de 3,000 km de acueductos. De las más de 4,462 presas y bordos en México, 667 están clasificadas como grandes presas conforme a la Comisión Internacional de Grandes Presas (ICOLD). La capacidad total de almacenamiento del país es de 150 millones de metros cúbicos.

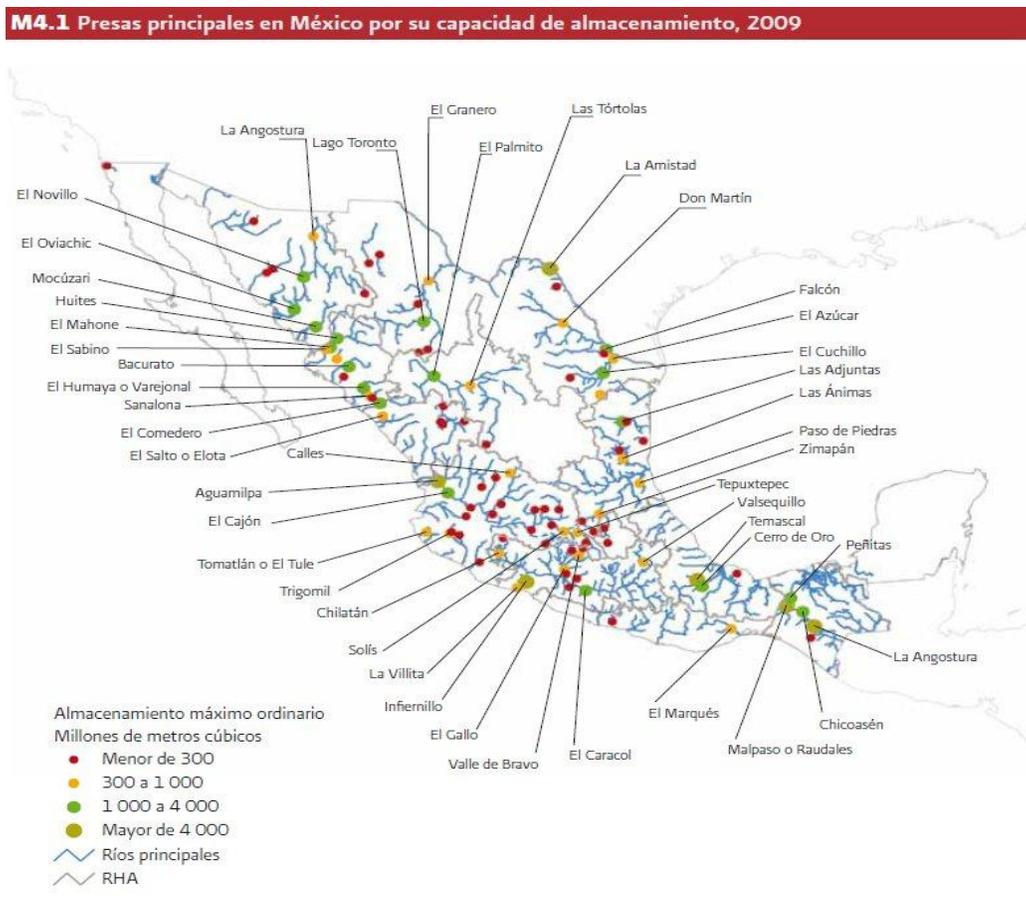


Figura 1.- Infraestructura Hidráulica (presas) en México.

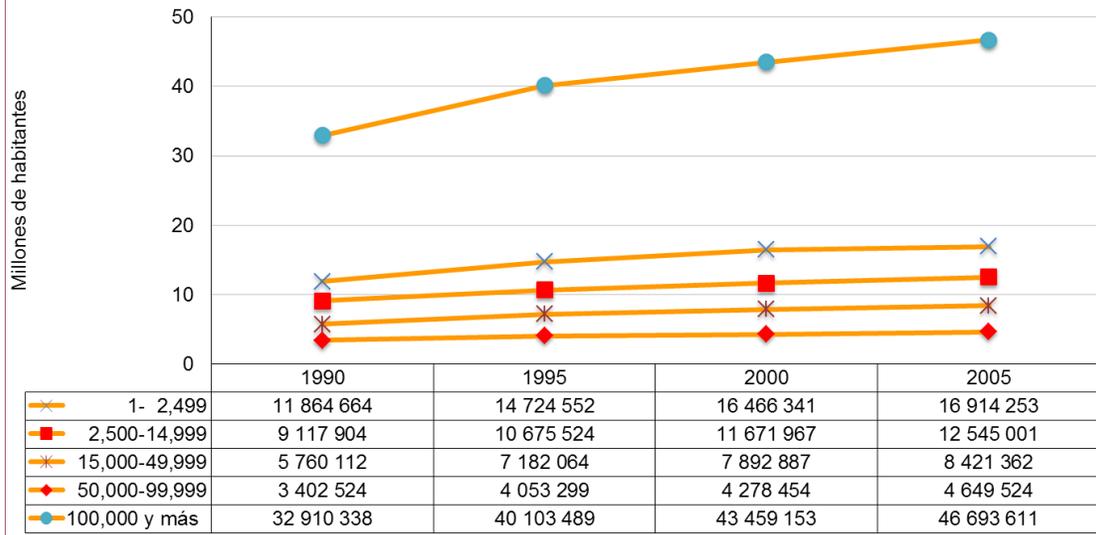
Infraestructura Hidroagrícola

En México se tiene un área de infraestructura aproximadamente de 6,5 millones de hectáreas de bajo riego, conformadas por 3,5 millones correspondientes a 85 Distritos de Riego (DR) y el resto a más de 39 mil Unidades de Riego (UR). Se tiene una baja eficiencia global en el manejo del agua debida al deterioro de la infraestructura y la tecnología prevaleciente al momento de su construcción. El 99% de la superficie total de los distritos de riego ha sido transferida a los usuarios en tanto que las unidades de riego también llamadas RDERALES son operadas por pequeños propietarios.

Infraestructura de agua potable y alcantarillado

CONAGUA considera que la cobertura de agua potable incluye a las personas con agua entubada dentro de su vivienda o precio, o que la obtienen por llave pública o de vivienda. Los habitantes con cobertura no necesariamente disponen de agua con calidad potable. Al 2005, el 89.2 % de la población nacional tenía cobertura de agua potable, el estimado de CONAGUA para el 2012 fue de 90.7%.

G4.4 Población con cobertura de agua potable, por rangos de población



Nota: Las poblaciones son al momento de los eventos censales.
 Fuente: Conagua, Subdirección General de Programación. Elaborado a partir de:
 Conagua *Análisis de la Información del Agua de los Censos y Conteos 1990 a 2005*. Septiembre de 2007.
 INEGI. *Conteos y Censos Generales de Población y Vivienda*. INEGI. Información publicada en varios formatos.

Gráfico 2.- Cobertura de Agua potable en México

La cobertura de alcantarillado incluye a las personas que tienen conexión a la red de alcantarillado, a fosa séptica, a desagüe, barranca, grieta, lago o mar. Al 2005 el 85,6 % de la población nacional tenía cobertura de alcantarillado y CONAGUA estimaba que el valor fuese del 86,8 % para el 2009. Existen más de 3 mil kilómetros de acueductos con una capacidad de conducción de 112 metros cúbicos por segundo. Cabe destacar el sistema Cutzamala, uno de los más grandes del mundo, por su capacidad (suministra 485 millones de metros cúbicos anuales) y el desnivel que vence, de 1,100 metros. Abastece 11 delegaciones del Distrito Federal, 11 municipios del Estado de México y aporta el 18 % del abastecimiento de la Cuenca del Valle de México.

PRINCIPALES ACUEDUCTOS EN MÉXICO POR REGIÓN HIDROLÓGICO-ADMINISTRATIVA 2011							
No Acueducto	Acueducto	Región Hidrológico-Administrativa	Longitud (Km)	Caudal de diseño (L/s)	Año de terminación	Abastece a	Responsable de la operación
1	Río Colorado-Tijuana	I Península de Baja California	130	4000	19 82	Ciudades de Tijuana y Tecate y al poblado La Rumorosa en Baja California.	Comisión de Servicios de Agua del Estado de Baja California(COSAE)
2	Vizcaíno-Pacífico Norte	I Península de Baja California	206	62	19 90	Localidades de Bahía Asunción, Bahía Tortugas y poblados pesqueros de Punta Abreojos en Baja California	Organismo operador del municipio de Mulegé, B.C
3	Sistema Cutzamala	IV Balsas y XIII Aguas del Valle de México	162	19 000	19 93	La Zona Metropolitana de la Ciudad de México con agua de las presas Valle de Bravo, Villa Victoria y El Bosque, entre otras.	CONAGUA
4	Linares Monterrey	VI Rio Bravo	133	5 000	19 84	Al área Metropolitana de la ciudad de Monterrey, N.L., con agua de la presa Cerro Prieto	Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I .P. D.
5	El Cichillo Monterrey	VI Rio Bravo	91	5 000	19 94	Al área metropolitana de la ciudad de Monterrey con agua proveniente de la presa el Cuchillo.	Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, I .P. D.
6	Jerma	VIII Lerma-Santiago-Pacífico y XIII Aguas del Valle de México	60	14 000	19 75	Sistema de Aguas de la Ciudad de México	
7	Armería-Manzanillo	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	50	250	19 87	Ciudad de Manzanillo, Colima	Sistema Intermunicipal para los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado(SIAPA).
8	Chapala-Guadalajara	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	42	7 500	19 91	La zona metropolitana de la ciudad de Guadalajara con agua del Lago de Chapala.	Sistema Intermunicipal para los Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA).
9	Presa Vicente Guerrero-Ciudad Victoria	IX Golfo Norte	54	1 000	19 92	Ciudad Victoria, Tamaulipas con agua proveniente de la presa Vicente Guerrero.	Comisión Municipal de Agua Potable y Alcantarillado (COMAPA Victoria).
10	Uxpanapa-La Cangrejera	IX Golfo Centro	40	20 000	19 85	22 industrias ubicadas en la parte sur del estado de Veracruz.	CONAGUA
11	Yurivia-Coatzacoalcos y Minatitlán	IX Golfo Centro	64	2 000	19 87	Ciudades de Coatzacoalcos y Minatitlán, Ver. con agua del Río Ocotál y Tizizapa.	Comisión Municipal de Agua y Saneamiento de Coatzacoalcos Ver. (CMAPS Coatzacoalcos).
12	Río Huitzilapan-Xalapa	IX Golfo Centro	55	1 000	20 00	Ciudad de Xalapa de Enríquez, Ver.	Comisión Municipal de Agua y Saneamiento de Xalapa (CMAS).
13	Chicbul-Ciudad del Carmen	XII Península de Yucatán	122	390	19 75	Localidades de Sabancuy, Isla Aguada y Ciudad del Carmen, Campeche.	Sistema Municipal de Agua Potable de Ciudad del Carmen, Campeche.

Tabla 12.- Principales Acueductos en la República Mexicana

Las 631 plantas potabilizadoras municipales en operación a lo largo de todo el país acondicionaron en 2009 para el uso abastecimiento público 90,04 m³/s.

CAPITULO 4

Reseña de la evolución jurídica en materia de agua

El control de la contaminación del agua producida por las actividades industriales comenzó con la aprobación por el Congreso de los Estados Unidos en la enmienda 1972 a la “Federal Water Pollution Control Act”, que estableció un sistema nacional de descarga y eliminación de contaminantes.

En México, la Ley Federal de Reforma Agraria, norma fundamental de las conquistas de justicia social contenidas en el artículo 27 de la Constitución de 1917 establece la figura de asignación como una modalidad de título de concesión, destinada exclusivamente al otorgamiento de derechos de agua, por parte de la autoridad, a organismos públicos con regulación específica. Ratifica las preferencias o prelación de usos establecidos en leyes anteriores, regulando con sus correspondientes normas cada uno de sus usos. Incorpora y establece los distritos de agricultura; regula la coordinación con las autoridades municipales y estatales en la cooperación para el desarrollo de sistemas de aguas potables y alcantarillado; prevé por primera vez la posibilidad de utilización de aguas residuales, declara las aguas del subsuelo dentro de la consideración de aguas nacionales; establece disposiciones para prevenir y controlar las inundaciones, mediante el fomento de la construcción de obras hidráulicas para el control de ríos y corrientes, crea normas generales para el control y prevención de la contaminación de las aguas. (Aprovechando y complementando las normas establecidas en la Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental, del 23 de marzo de 1971, especialmente del Reglamento para el Control y Contaminación del Agua).

Por su parte a instancias de la Secretaría de Hacienda y Crédito Público y de la Comisión del Plan Nacional Hidráulico, el Congreso de la Unión aprueba a fines de 1981 en el capítulo VIII en la Nueva Ley Federal de Derechos, en materia de agua. En dicho capítulo se establecen las cuotas por el servicio de riego, y por primera vez el derecho por la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales. De 1983 hasta 1985, el mismo Congreso mexicano aprueba

modificaciones anuales de forma y en diciembre de 1985, el mismo Congreso mexicano aprueba modificaciones sustanciales a dicha ley para promover el aumento a la eficiencia de utilización del agua y realizar una mejor distribución de los costos entre usuarios de agua en forma proporcional el beneficio obtenido y la zona de disponibilidad en donde se efectuara la extracción. Desde entonces y hasta la fecha, como es la suerte de las leyes fiscales mexicanas, esta ley tiene modificaciones en la llamada ley miscelánea fiscal cada año, pero en esencia ha conservado la misma estructura fundamental, que a fines de 1991 entra en vigor el Decreto por el Uso o Aprovechamiento de Bienes del Dominio Público de la Nación como Cuerpos Receptores de la Descarga de Aguas Residuales (derecho de descarga).

A finales de 1992 es abrogada la Ley Federal de Aguas y entra en vigor la Ley Federal de Aguas Nacionales. Esta ley considera conceptos originales que constituyen una verdadera redefinición del marco normativo hidráulico en cuanto a gestión, vigilancia y control, coordinación, concertación, financiamiento y a todos los aspectos relacionados con la política que respecto al manejo del agua impulsa el gobierno federal. Algunas de las aportaciones principales de esta ley son: la adecuación de los aspectos institucionales que propician la administración integral y por cuenta del recurso, consolidan a la Comisión Nacional del Agua como autoridad ejecutiva única en la materia; la adecuación de un marco jurídico relacionado con las concesiones y asignaciones que buscan eliminar las practicas burocráticas que entorpecían estos trámites; la creación del Registro Público de derechos del Agua, que aparte de brindar protección jurídica adicional al usuario acreditado, permite efectuar transmisiones de derechos y cambios de uso de agua , así como diversas modificaciones y las adecuaciones que se requieren al título de concesión; el planeamiento de nuevos esquemas de financiamiento que mediante contratos y concesiones permitan construir, operar y prestar servicios de infraestructura pública federal, y el establecimiento de los consejos de cuenca como instancias de coordinación y concertación entre usuarios del agua y la autoridad federal en materia de agua. Finalmente, el 29 de abril del 2004 se publica en el Diario Oficial de la Federación el decreto que reforma, adiciona y

deroga diversas disposiciones de la Ley de Aguas Nacionales , que modifica sustancialmente dicha disposición. *(R. O. , 2009)* En resumen, los primeros antecedentes de la política ambiental en México fueron en los años cuarenta, con la promulgación de la Ley de Conservación de Suelo y Agua. Tres décadas más tarde, al inicio de los años setenta, se promulgó la Ley para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental.

En 1972, se dio la primera respuesta directa de organización administrativa del gobierno federal para enfrentar los problemas ambientales del desarrollo desde un enfoque eminentemente sanitario, al instituirse la Subsecretaría para el mejoramiento del ambiente en la Secretaría de Salubridad y Asistencia.

A lo largo de cuatro décadas (1940-1980), la estrategia de desarrollo nacional se centró en el impulso a la industrialización a través de la sustitución de importaciones. El medio fundamental fue la intervención directa del estado en la economía, que incluía la protección de un mercado interno. La industrialización subordinó el desarrollo de las demás actividades económicas, particularmente las del sector primario, generó un modelo de explotación intensiva y extensiva de los recursos naturales, así como un desarrollo urbano industrial que no previó sus efectos ambientales, ni reguló adecuadamente sus resultados en términos de manejo de residuos, emisión de contaminantes a la atmósfera o descargas en los cuerpos de agua.

A partir de 1982, la política ambiental mexicana comenzó a adquirir un enfoque integral y se reformó la Constitución para crear nuevas instituciones y precisar las bases jurídicas y administrativas de la política de protección ambiental. En este año fue creada la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE), para garantizar el cumplimiento de las Leyes y reorientar la política ambiental del país y en este mismo año se promulgó la Ley Federal de Protección al Ambiente.

En 1987, se facultó al Congreso de la Unión para legislar en términos de la concurrencia a los tres órdenes de gobierno, en materia de protección al ambiente. Con base en esa reforma y con base en las leyes anteriores, en 1988 fue publicada la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente

(LEEGEPA), misma que hasta la fecha, ha sido la base de la política ambiental del país.

En 1989, se creó la Comisión Nacional del Agua (CNA) como autoridad federal en materia de administración del agua, protección de cuencas hidrológicas y vigilancia en el cumplimiento de las normas sobre descargas y tratamientos del agua.

En 1992, se transformó la SEDUE en la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) y se crearon el Instituto Nacional de Ecología (INE) y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa).

En diciembre de 1994, se creó la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap), dicha institución nace de la necesidad de planear el manejo de recursos naturales y políticas ambientales en nuestro país desde un punto de vista integral, articulando los objetivos económicos, sociales y ambientales. Esta idea nace y crece desde 1992, con el concepto de "desarrollo sustentable". Con este cambio, desaparece la Secretaría de Pesca (Sepesca) y la Semarnap se integra de la siguiente forma:

- Subsecretaría de Recursos Naturales.- Sus funciones anteriormente estaban en la SARH, SEDESOL.
- Subsecretaría de Pesca.- Sus funciones anteriormente estaban en la Sepesca.
- Instituto Nacional de Ecología, el cual dependía de la SEDESOL.
- Instituto Nacional de la Pesca, el cual dependía de la Sepesca.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, el cual dependía de CNA.
- Comisión Nacional del Agua (CNA).
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA).
- Comisión para el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO).

El 30 de noviembre del año 2000, se cambió la Ley de la Administración Pública Federal dando origen a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). El cambio de nombre, va más allá de pasar el subsector pesca a la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) pues, de lo que se trata, es de hacer una gestión funcional que

permita impulsar una política nacional de protección ambiental que dé respuesta a la creciente expectativa nacional para proteger los recursos naturales y que logre incidir en las causas de la contaminación y de la pérdida de ecosistemas y de biodiversidad, la Semarnat ha adoptado un nuevo diseño institucional y una nueva estructura ya que actualmente la política ambiental es una política de estado, por lo que el medio ambiente adquiere gran importancia al establecerse como un tema transversal inserto en las agendas de trabajo de las tres comisiones de gobierno: Desarrollo Social y Humano, Orden y Respeto y Crecimiento con calidad. (SEMARNAT, 2010).

Normatividad vigente en agua

Desde principios del siglo pasado y hasta los años ochenta, la política hidráulica mexicana se caracterizó por un enfoque de manejo de oferta, es decir, por la construcción de grandes obras para abastecer las demandas de la población, sin importar si existiera despilfarre económico e hídrico. Fue hasta el sexenio de Carlos Salinas en 1989 cuando se creó como órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SAR), la Comisión Nacional del Agua, con la misión de administrar y preservar las aguas nacionales, con la participación de la sociedad, para lograr el uso sustentable del recurso, y como se mencionó en este mismo capítulo, en el año de 1992 se promulgo la Ley de Aguas Nacionales y su respectivo reglamento en 1994.

El planteamiento de las autoridades del uso y aprovechamiento privado del agua, descansa en dos figuras jurídicas: los títulos de concesión y asignación y los permisos de descarga.

De acuerdo a los primeros, los títulos de concesión se otorgan a personas físicas o morales, es decir, a particulares; los de asignación, a autoridades municipales donde la CNA autoriza mediante títulos, el uso de aguas nacionales, así como la construcción, operación o uso de la infraestructura hidráulica. Estos deben ser registrados en el Registro Público de Derechos de Agua, con la finalidad de proveer certeza legal en torno a los derechos sobre al agua y materializar, mediante actos de transferencia, la posibilidad de crear mercados de agua. En la segunda figura los permisos dan cuenta de una función del agua donde los

particulares podrán descargar aguas residuales en cuerpos o suelos que sean bienes nacionales.

En lo referente a asignaciones o concesiones, la LAN establece que estas se otorgaran en base a estudios técnicos de disponibilidad del agua. Sin embargo hasta el año de 1995 el criterio que la CNA considero para establecer los volúmenes concedidos fueron los solicitados por los usuarios, recalcando siempre que dicha expedición dependía de la existencia del recurso en tanto no fueran emitidas las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) que determinasen la disponibilidad del agua por regiones.

En la figura 2, se muestran las 13 regiones Hidrológico Administrativas en que se dividió el país para el manejo del agua. Estas regiones están formadas por la agrupación de regiones hidrológicas conservando municipios completos.

Regiones Hidrológicas Administrativas



Figura 2.- Regiones Hidrológico-Administrativas

Región Administrativa		Extensión territorial continental a	Población b	Densidad de población	Contribución al PIBc	Municipios d
			2005	2005	nacional	
		(miles de km ²)	(millones)	(hab/km ²)	(%)	(número)
I	Península de Baja California	145.5	3.45	24	4.1	10
II	Noroeste	205.3	2.65	13	2.5	79
III	Pacífico Norte	151.9	4.24	27	2.9	51
IV	Balsas	119.2	10.85	90	6.4	422
V	Pacífico Sur	77.1	4.2	54	2.1	358
VI	Río Bravo	379.6	10.64	28	14.7	141
VII	Cuencas Centrales del Norte	202.4	4	20	3.3	83
VIII	Lerma-Santiago-Pacífico	190.4	20.65	108	16.2	327
IX	Golfo Norte	127.2	5.04	40	3.7	154
X	Golfo Centro	104.6	9.8	93	5.5	445
XI	Frontera Sur	101.8	6.54	64	2.9	139
XII	Península de Yucatán	137.8	3.76	27	4.2	124
XIII	Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala	16.4	21.16	1 290	31.5	115
		1 959.2	106.98	54	100	2 446

Tabla 13.- Regiones Hidrológico-Administrativas en México

Para determinar el agua para el sector agropecuario, la CNA realiza una estimación preliminar del volumen de agua disponible en los distritos de riego, con

la finalidad de que las Asociaciones de usuario elaboren el anteproyecto de su plan de riesgos. Después la CNA determina la disponibilidad de agua para cada año agrícola en función de.

- Los almacenamientos que se tenga en las presas hasta el 1º de Octubre de cada año.
- Las aportaciones de corrientes superficiales que se esperen tener durante ese periodo.
- Los volúmenes de aguas subterráneas, de retorno y otras fuentes de abastecimiento.

Una vez que la CNA fija el volumen de agua que cada módulo puede disponer en el año agrícola, el agua por usuario, a nivel parcela, o determina la asociación de usuarios, según la superficie con derecho a riego por usuario.

A pesar de que existen organismos y una ley que buscan el buen funcionamiento y gestión del agua, se presentan algunos problemas que desvían su misión. El primer problema es que en acuíferos en situación crítica, las concesiones han sido dadas en mayor volumen que la recarga natural, debido a la escasez de información o presiones políticas. Así también, existen problemas de falta de registro de extracción y problemas de vigilancia y aplicación de multas a aquellos que extraigan más de los límites permitidos.

CAPITULO 5

Problemas ecológicos

La eliminación de aguas residuales industriales puede producir alteraciones ecológicas de acuerdo a la concentración de contaminantes que contenga. La legislación establece límites de seguridad y normas para el volcado de efluentes a los cursos de agua. Son diferentes problemas que pueden ocasionar las aguas residuales industriales al ser arrojadas al agua, por ejemplo si estas se encuentran dentro de ciertas concentraciones límites se inicia un proceso de autodepuración debido a diversos microorganismos como bacterias y algas que descomponen los desechos, metabolizándolos y transformándolos en sustancias simples tales como el dióxido de carbono, nitrógeno etc. Este proceso se aplica a sustancias orgánicas como detergentes, fenoles y también a ciertas sustancias inorgánicas ya que existen microorganismos que absorben ciertos metales incorporándolos a sus células, si las sustancias arrojadas poseen una alta concentración de materias tóxicas los microorganismos son destruidos y de este modo se anula la autodepuración; además pueden morir organismos más grandes como peces, crustáceos y plantas acuáticas por intoxicación o por falta de microorganismos para alimentarse. Estos a su vez pueden intoxicar al resto de la fauna que conforma la cadena alimentaria llegando hasta el hombre.

Los metales pesados y sustancias de difícil composición como algunos plaguicidas y sus efectos pueden no apreciarse a corto plazo, pero con el paso del tiempo pueden ocasionar daños a los seres vivos.

Los residuos vertidos con gran temperatura solo por el hecho de estar calientes producen alteraciones importantes ya que disminuyen la solubilidad del oxígeno en el agua y por ello su concentración siendo este elemento indispensable para la vida acuática aerobia.

Por otro lado un aumento de temperatura acelera el metabolismo de los organismos consumiendo el alimento en un menor tiempo. Si la temperatura es

suficientemente alta puede incluso matar directamente a los microorganismos como sucede en la pasteurización.

Los efluentes muy ácidos o alcalinos matan a los microorganismos por envenenamiento con hidrógenos o hidroxilos por lo que se hace necesaria la neutralización previa de los mismos.

Por otra parte la eutrofización es el vertido de líquidos cloacales y nutrientes orgánicos como nitratos y fosfatos que pueden provenir de fertilizantes y detergentes produciendo un enriquecimiento en las aguas que determina un crecimiento desmedido de algas que llegan a cubrir grandes extensiones transformándose en un problema. Estas algas al morir se pudren y despiden malos olores que afectan al ser humano, además algunas producen toxinas que afectan a los peces. Otro problema de la eutrofización es que la cantidad de algas llega a atascar los filtros en los tomas de agua.

Con el paso de los años en los lagos los restos de algas se van sedimentando hasta poderse convertirse en un pantano. En la naturaleza lleva millones de años, pero con las actividades humanas este proceso se acelera pudiendo producirse en pocas décadas

El tratamiento previo de los efluentes que pueden contaminar es necesario ya que pueden alterar el equilibrio ecológico y dificultan los tratamientos a efectuar cuando se requiera utilizar el agua si está contaminada.

La SEMARNAT define el término agua residual como las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos públicos, urbano, domestico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general de cualquier uso, así como la mezcla de ellas.

En general podemos englobar al término agua residual en 3 tipos:

Aguas residuales domesticas: Son aquellas procedentes de las zonas de vivienda y de servicios generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

Aguas residuales industriales: Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domesticas ni pluviales.

Aguas residuales urbanas: Las aguas residuales domesticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y o pluvial. Todas ellas habitualmente se recogen en un sistema recolector y son enviadas, mediante un emisario terrestre a una planta PTAR (Planta de Tratamiento de Aguas Residuales). Las industrias que realicen el vertido de sus aguas residuales en esta red recolectora, habrán de adicionar previamente un pretratamiento a sus descargas según lo establecido con la legislación correspondiente.

Los compuestos orgánicos e inorgánicos se encuentran en las aguas residuales procedentes de instalaciones industriales diversas. A diferencia de las aguas residuales domésticas, los efluentes industriales contienen con frecuencia sustancias que no se eliminan por un tratamiento convencional, bien por estar en concentraciones elevadas o bien por su naturaleza química. Muchos de los compuestos orgánicos e inorgánicos que se han identificado en aguas residuales industriales son objeto de regulación especial debido a su toxicidad o a sus efectos biológicos a largo plazo.

Los contaminantes del agua

Por actividades se pueden establecer numerosas clasificaciones, pero en este caso serán agrupadas según por sus características como origen y composición

Contaminación por sales solubles
Contaminación de origen natural
Contaminación química:
Detergentes
Fertilizantes
Sales minerales
Metales pesados
Fenoles
Productos fitosanitarios
Contaminación orgánica de origen urbano
Contaminación térmica
Contaminación por residuos radiactivos

Tabla 14.- Clasificación de contaminantes de aguas

Para determinar los agentes extraños que contiene el agua contaminada, se realizara una clasificación agrupándolos según sus características. Los residuos líquidos y la contaminación del agua tienen su origen como se muestra en la siguiente tabla.

Aguas de lluvia procedentes de tejados, calles, patios, etc.
Aguas de riego y lavado público.
Aguas domésticas.
Aguas Fecales.
Aguas procedentes de industrias no agrarias.
Aguas procedentes de industrias agrarias.
Aguas procedentes de tratamientos agrarios.
Olores
Contaminación térmica
Contaminación radioactiva.

Tabla 15.- Origenes de contaminación de aguas

Aguas de lluvia

El agua de lluvia ha pasado por varias evaporaciones y precipitaciones antes de llegar definitivamente al suelo. Teóricamente debería de ser pura, pero en la práctica presenta cierta cantidad de materiales en suspensión que ha arrastrado en su camino a través del aire, como son entre otros, los plaguicidas y contaminantes atmosféricos.

Al tomar contacto con el suelo se incorporan más partículas en suspensión y debido a su trayecto, sobre todo el de carácter urbano, la contaminación bacteriológica que presenta no es de menospreciar.

Aguas de riego y de lavado público

Estas aguas residuales llevarán incorporadas aproximadamente las mismas materias que se mencionaron anteriormente. Estas aguas por lo general contienen un número mayor de partículas en suspensión por haber sido vertidas en chorro que golpea contra suelos o vegetales.

Las aguas de lavado público pueden llevar, a veces, detergentes o compuestos salinos.

Aguas domésticas

-Aguas de lavado de locales. Contienen materia en suspensión y en disolución, arenas, partículas orgánicas, partículas de cerámica, papel, detergentes, grasas y en ocasiones hidrocarburos.

-Aguas de cocina. Contienen toda clase de materia orgánica, tierra y arenas procedentes del lavado de frutos y vegetales. Contienen así mismo residuos vegetales y animales, grasas, sales y detergentes.

-Aguas de limpieza doméstica: Contienen materia en suspensión, jabones, detergentes, sales diversas, espumas, etc.

Aguas fecales

-Aguas fecales humanas

a) Deyecciones sólidas. Se componen normalmente de agua, celulosa, lípidos, prótidos y materia orgánica en general, que en forma de elementos y compuestos de interés agrario. Cuando son expulsadas las heces aparece un principio de putrefacción que tiene lugar sobre las proteínas, tanto alimenticias como aquellas provenientes de secreciones y restos de mucosa intestinal. Asimismo se presentan descarboxilaciones de aminoácidos que producen lisina, tirosina, aminas etc. Y desaminaciones con desprendimiento de NH_3 .

Al formarse escatol, fenol, indol, paracresol y otros compuestos aparecen olores desagradables y lo mismo ocurre al descomponerse ciertas proteínas, como la cisteína que produce H_2S y mercaptanos.

b) vertidos líquidos. Un hombre diariamente elimina 1,3 litros de orina. Anualmente cada individuo produce unos 28 kg de materia orgánica.

Aguas fecales provenientes de deyecciones animales

Según su composición, añadidos y posterior utilización, los vertidos procedentes de animales pueden ser clasificadas en purines, deyecciones sólidas y lisiers.

Aguas procedentes de industrias no agrarias

Pueden clasificarse por:

- Canteras
- Explotaciones mineras
- Plantas de tratamientos de minerales
- Plantas de tratamiento de tierras

- Industria del petróleo
- Industrias químicas de los minerales
- Industrias siderometalúrgicas
- Secadores y conserveras de pescado
- Industria farmacéutica

Los contaminantes producidos son variados y se pueden reagrupar en los 3 siguientes.

- Contaminantes físicos: Calor, proveniente principalmente de servicios y circuitos de refrigeración.
- Materia en Suspensión: Partículas gruesas y finas, sales, óxidos metálicos, carbón, suspensiones y emulsiones de arcillas o aceites respectivamente. Etc.
- Materia en Disolución: Ácidos y bases oxidantes o reductores, tóxicos o no, derivados de metales, cianuros, compuestos de azufre, halógenos, sales de plomo, fósforo, cloruros, etc.

Aguas procedentes de industrias agrarias (Aguas con productos minerales y orgánicos)

Tienen como origen diferentes industrias como pueden ser las siguientes:

- Industria de la celulosa y de papel
- Industrias textiles
- Industrias de la piel
- Industrias de madera

Y los principales contaminantes generados son:

- Detergentes y sales
- Hidrocarburos y derivados (benzol, alquitranes, fenoles, etc).
- Aceites minerales

- Grasas
- Colorantes
- Taninos
- Sulfuros
- Lejías

Aguas con productos orgánicos

Son producidas en explotaciones y en industrias con pocos procesos químicos, como son las siguientes.

a) Explotaciones Agrarias:

- Explotaciones agrícolas
- Explotaciones forestales
- Mataderos e industrias derivadas
- Explotaciones ganaderas (vacuno, porcino, ovino, avícolas, etc).

b) Explotaciones agroalimentarias

- Plantas lecheras y derivados
- Destilerías de alcoholes
- Industria cervecera
- Azucareras
- Industria del almidón
- Industria de féculas
- Fabricación de conservas y zumos (frutos y legumbres)
- Silos
- Industrias del aceite y derivados
- Industrias de elaborados a partir de cereales.

Los contaminantes producidos son en su mayoría de carácter orgánico, salvo en caso de explotaciones agrícolas y forestales pues, en estos plantea problemas el uso mas o menos incontrolado de plaguicidas. Normalmente gran parte de estos productos se incorporan al suelo y a la planta, siendo arrastrados residuos no desdeñables por las lluvias y vientos, agregándose los primeros cursos de agua y los segundos las nubes y precipitaciones.

Los agentes contaminantes que predominan son los siguientes:

- Residuos animales y vegetales: carne, huesos, pelos, fibras, vegetales, etc.
- Materia en suspensión: procedentes de arrastres y lavado como tierra, arena, arcillas, partículas insolubles.
- Productos putrescibles: Grasas, azúcares, dextrinas, proteínas, fermentos, etc.
- Materia en disolución: Sales disueltas, plaguicidas.

Contaminación química

El movimiento de un curso de agua, el de sus efluentes, las precipitaciones y el simple contacto con el suelo, hacen que las aguas arrastren tierras y por ellos lleven suspensiones y disoluciones de componentes del suelo, ácidos, húmicos, etc.

-INDUSTRIAS

Las industrias agrarias y siderúrgicas producen nitritos, nitratos y otros productos que abonan y contaminan las aguas. Las explotaciones ganaderas producen grandes cantidades de compuestos de nitrógeno que aparecen en los cursos de agua a los que vierten sus afluentes.

Actividad biológica

La actividad biológica en las aguas residuales produce muchos cambios en la composición química de los sólidos presentes en el agua. Estos fenómenos fisicoquímicos pueden afectar la composición química de un agua, puede verse modificada por una serie de fenómenos de naturaleza fisicoquímica, como son entre otros los siguientes:

- Reducción de sulfatos
- Reducción de nitratos
- Cambio iónico
- Concentración por disolución

- Concentración por evaporación
- Nuevas disoluciones

Principales contaminantes del agua

Mercurio

El uso de este metal ha decrecido en los últimos años, algunos materiales como pilas o plaguicidas con compuestos mercuriales tienen cada vez menos uso, y en la actualidad la mayoría de los países limita su uso. Aunque podemos encontrarlo en los focos fluorescentes (ahorradores) debido a que contienen aproximadamente un 5 miligramos de este contaminante y por lo tanto al final de su vida útil se debe aislar en una caja o bolsa con cartón marcando el tipo de contaminante para poderlo llevar a sus disposición final.

El metal y sus derivados aparecen en los sistemas acuáticos y terrestres debido a las transformaciones que pueden sufrir, que hacen que tenga cierta facilidad de penetración en casi todas las cadenas tróficas.

El mercurio puede aparecer en el agua a pesar de ser muchos de ellos poco solubles debido a que segregan, generalmente por absorción a las partículas que más tarde se sedimentan, en consecuencia, los lodos de los fondos de los ríos y embalses pueden ser una contaminación por mercurio, si por cualquier causa vuelven las partículas al estado de suspensión o si se presenta en alguna transformación fisicoquímica.

En la tabla 1 se muestran algunos compuestos contaminantes derivados del mercurio.

**ACTIVIDADES INDUSTRIALES QUE UTILIZAN
O PRODUCEN MERCURIO Y SUS DERIVADOS**

ACTIVIDAD	PRODUCTO
Industria farmacéutica	$\text{Br}_2 \text{Hg}_2$
	$\text{Br}_2 \text{Hg}$
	$\text{I}_2 \text{Hg}_2$
	$\text{I}_2 \text{Hg}$
	$\text{Hg}_2(\text{NO}_3)_2$
	$(\text{NO}_3)_2 \text{Hg}$
	HgO
	$\text{Hg SO}_4 \cdot 2\text{HgO}$
	$\text{SO}_4 \text{Hg}$
	Fitosanitarias, cerámicas, pirotecnia, industrias químicas
Pilas, baterías eléctricas	$\text{HgO} \cdot \text{Cl}_2 \text{Hg}$
Ácido cianhídrico, jabones, fotografía	$\text{Hg} (\text{CN})_2$
Explosivos	$\text{Hg} (\text{CON})_2$
Colorantes, sales de mercurio, oxidantes	$\text{HgS} \cdot \text{HgO}$
pinturas marinas	$\text{Hg}_5 (\text{AsO}_4)_2$
Agricultura, pinturas, productos químicos, pasta de papel	Compuestos orgánicos de Hg, como metilmercurio, metoxietilmercurio, fenilmercurio

Tabla 16.- Principales derivados del mercurio en las industrias

El método de lucha contra este contaminante, es por una parte procurar la máxima depuración y reciclado en las industrias que lo tratan y por otra, intentar sustituir el metal por otros compuestos en los casos que sea posible, como en la electrolisis, catálisis dentro de la industria del papel.

Plomo

Este elemento es fue de las bases de la civilización tecnológica, infinidad de industrias lo utilizaban como materia prima o como componente de sus productos. Su intenso uso de debe a una serie de propiedades que lo hacen poco menos que imprescindible en algunas industrias. Entre estas propiedades destacan:

- Densidad elevada (protección contra vibraciones y radiaciones)
- Punto de fusión bajo
- Inercia química antes los ácidos
- Ductilidad alta
- Muchas de sus sales son corrosivas
- Algunas de sus sales son fuertemente tóxicas

En condiciones normales el plomo no reacciona con el agua. Sin embargo, cuando el plomo se pone en contacto con aire húmedo, la reactividad con el agua aumenta. EN la superficie del metal se forma una pequeña capa de óxido de plomo (PbO), en presencia de oxígeno y agua, el plomo metálico se convierte en hidróxido de plomo Pb(OH)₂.

El agua de mar contiene concentraciones traza de plomo (2-30ppt). Los ríos contiene una media de 3 a 30 ppb. El fitoplancton contiene aproximadamente 5-10 ppb, los peces de agua dulce aproximadamente 0,5-1000 ppb, y las ostras 500 ppb.

El plomo elemental no se disuelve en agua a condiciones ambientales (20 °C y 1 bar de presión). Sin embargo la reacción tiene lugar cuando esta disuelto en agua en las formas PbCO₃ o Pb(CO₃)₂. Un ejemplo claro bien conocido de compuesto de plomo soluble en agua es el azúcar de plomo (acetato de plomo), cuyo nombre deriva de su naturaleza dulce.

EL plomo se une frecuentemente al azufre en forma de sulfuro (S²⁻), o al fósforo en forma de fosfato (PO₄³⁻), en estas formas el plomo es extremadamente insoluble y se presenta formando compuestos inmóviles en el medio ambiente. Los compuestos del plomo son generalmente solubles en agua blanda y levemente ácida.

El plomo se utilizó como material de fontanería en épocas anteriores y todavía esta presente en construcciones antiguas. El plomo de las tuberías puede disolverse parcialmente en el agua que pasa a su través. El plomo se une al carbonato, por lo tanto inferiores cantidades de plomo se disuelven en agua dura.

En el interior de las tuberías, se forma una capa de carbonato de plomo apenas soluble. Esta capa funciona como un recubrimiento de protección para el plomo subyacente de las tuberías. Los romanos solían llenar las tuberías con vino, causando la disolución de la capa y la formación de "azúcar de plomo". A pesar de su toxicidad, el mencionado azúcar de plomo o acetato de plomo, se aplicó en el siglo XIX para endulzar el vino además de otras bebidas y alimentos.

El agua contaminada con compuestos de plomo procedía de minerales de la industria minera, esto fue ya advertido por el arquitecto Vitruvio, en el 20 A.C., cuando dio a conocer advertencias a cerca de sus efectos sobre la salud. En Roma el plomo se liberaba como un subproducto de la minería de la plata.

El plomo blanco, un carbonato de plomo ($2\text{PbCO}_3 \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2$), es un pigmento. Ya no se aplica debido a su extrema toxicidad. La venta de tubos de plomo blanco está prohibida en la Unión Europea.

El plomo y los compuestos de plomo son generalmente contaminantes tóxicos. Las sales de plomo II y los compuestos orgánicos del plomo son dañinos desde un punto de vista toxicológico. Las sales de plomo en el agua son peligrosas y por lo tanto dañinas. Lo mismo se aplica a otros compuestos como el acetato de plomo, óxido de plomo, nitrato de plomo y carbonato de plomo.

El plomo limita la síntesis clorofílica de las plantas. No obstante las plantas pueden absorber del suelo altos niveles de plomo, hasta 500 ppm. Concentraciones más altas perjudican el crecimiento de las plantas. Mediante la absorción por parte de las plantas, el plomo se introduce en la cadena alimenticia. Consecuentemente, la aplicación de pesticidas de plomo está prohibida en la mayor parte de los países. El plomo se acumula en los organismos, en los sedimentos y en el fango.

El cuerpo humano contiene aproximadamente 120 mg de plomo. Alrededor del 10-20% del plomo es absorbido por los intestinos. Los síntomas de la exposición al plomo incluyen cólicos, pigmentación de la piel y parálisis. Generalmente los efectos del envenenamiento por plomo son neurológicos o teratógenos. El plomo orgánico causa necrosis de neuronas. El plomo inorgánico crea degeneración

axónica. Ambas especies de plomo causan edema cerebral y congestión. Los compuestos orgánicos del plomo se absorben rápidamente y por lo tanto suponen un mayor riesgo. Los compuestos orgánicos del plomo pueden ser cancerígenos. Las mujeres son generalmente más susceptibles al envenenamiento que los hombres. El plomo causa alteraciones menstruales, infertilidad y aumenta el riesgo de aborto. Los fetos son más susceptibles al envenenamiento por plomo que las madres, e incluso los fetos protegen a la madre del envenenamiento por plomo. En tiempos pasados el plomo se aplicaba como medida del control de la natalidad, por ejemplo como espermicida y para inducir el aborto.

Los niños absorben mayores cantidades de plomo por unidad de masa corporal que los adultos (hasta un 40%). Por lo tanto los niños son generalmente más susceptibles al envenenamiento por plomo que los adultos. El plomo se acumula en los tejidos, el tipo más severo de envenenamiento causa encefalopatía. La toxicidad del plomo tiene lugar cuando los iones de plomo reaccionan con grupos tiol en proteínas, como enzimas, y éstas se quedan activadas. Además el plomo puede interaccionar con otros iones metálicos.

El plomo orgánico se aplicaba en la producción de petróleo, por ejemplo, compuestos inorgánicos para la producción de baterías y de pintura.

Fosfatos

En los cursos de agua se encuentran casi siempre fosfatos. Su origen es muy diverso, pues se utilizan en fertilizantes, jabones, detergentes, desechos de la pesca, de los minerales del suelo, etc.

Su contenido normalmente no sobrepasa 1mg/L de P_2O_5 , pero en los efluentes de las estaciones depuradoras puede llegar a 8 mg/L y más de fosfatos, pues, por el momento, eliminarlos totalmente en tratamientos secundarios sigue siendo no rentable. A veces, aparecen infiltraciones en los pozos y acuíferos procedentes de industrias y explotaciones agrarias. Entre estas últimas de produce al agente, sobre todo, en las explotaciones ganaderas y en los abonados a base de mineral, sin excluir los plaguicidas que tienen fosforo.

El fosforo puede ser al medio plazo, un grave problema para las aguas continentales; la función que ejerce sobre la flora acuática es de abonado, favorece por lo tanto el crecimiento y proliferación de alga. En los ríos, embalses, lagos y canales producirá o contribuirá en gran manera a su eutrofización.

Los polifosfatos utilizados en los detergentes o en el tratamiento de aguas perjudican mucho el desarrollo de la depuración, al impedir la floculación y el desendurecimiento, al tiempo que pueden producir gran cantidad de espumas.

La lucha contra la presencia de los fosfatos en las aguas continentales se puede basar en la limitación de vertidos que produzcan en el curso de agua más de 0,1 mg/L. Por el momento, en varios países se admite como válida la concentración de 4mg de P_2O_5/L .

Nitritos y nitratos

Los fertilizantes utilizados en prácticas agrícolas son la fuente principal de contaminación de las aguas por nitratos. A ellos se pueden añadir los subproductos como purines, estiércol, lisier, provenientes de explotaciones agrarias.

Después del vertido de nitritos y nitratos se diluyen en el suelo y son absorbidos por complejos coloidales arcillo-húmicos, constituyéndose en reserva de elementos fertilizantes, los vegetales los absorben al convertirse estos productos en soluciones salinas del suelo.

Si en los vertidos se sobrepasa la capacidad de asimilación del suelo, aumentarían los dos iones en la percolación de las aguas y su presencia en las corrientes subterráneas. Estas últimas y la escorrentía superficial arrastrarían a estos derivados del nitrógeno hasta los cursos del agua. Su presencia produce la proliferación de algas y eutrofización.

Hidrocarburos

La utilización del petróleo a través de los años y sus derivados es una característica de la civilización actual. La industria y los transportes consumen

cantidades crecientes de productos petrolíferos que pueden producir fugas, desbordamientos, pérdidas en los transvases, vertidos incontrolados, etc. Que de una forma u otra se unen a los cursos del agua produciendo una contaminación no desdeñable.

Las gasolinas se infiltran a través del suelo a una velocidad muy superior a la del agua, y a muy baja concentración producen sabores desagradables e intoxicación a toda la biota que este conlleva.

La escorrentía superficial arrastra los hidrocarburos bien sea del suelo a las vías de comunicación o bien de los patios de las industrias del procesado del petróleo, gasolineras, etc. La consecuencia siempre es la misma: presencia de sustancias nocivas de las aguas y alteración de estas.

Los principales daños que produce la presencia de hidrocarburos se manifiestan en los ecosistemas y biocenosis marinos, siendo los accidentes de barcos petroleros o fugas en los ductos la principal fuente de contaminación de las aguas oceánicas.

Aceites y grasas

Los aceites y grasas suelen aparecer en las aguas, saponificadas o en emulsión, estas presentan entre los daños más importantes los siguientes;

- Son lentamente biodegradables, siendo su presencia en las aguas de duración media a larga (trazas de sabores de 4-6 años).
- La película que forman sobre las aguas impide la oxigenación, limitando por tanto el poder de autodepuración.
- Afectan química y físicamente la floculación y la decantación, perturbando así los tratamientos en las PTAR.

Arsénico

El arsénico es un metaloide que generalmente se comporta como un metal. Tanto el arsénico en su estado elemental como sus compuestos son extremadamente

tóxicos, especialmente el arsénico inorgánico. La vía de incorporación más habitual de este metaloide en el hombre, es a través del agua de bebida, aunque la dieta y la incorporación por vía respiratoria y dérmica también pueden contribuir. Pese a ser menos frecuentes, las exposiciones a arsénico pueden ser del tipo laboral (actividad minera, fundiciones, producción. Este contaminante es absorbido por vía sanguínea acumulándose preferentemente en pulmones, hígado, riñones, piel, dientes, pelos y uñas. Los efectos en humanos a una exposición crónica a agua de bebida con elevadas concentraciones de arsénico inorgánico, pueden ser múltiples y se agrupan bajo la denominación de Hidroarcenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), incluyendo cánceres internos (pulmón, laringe y vejiga) y externos (piel), dermatitis, engrosamiento de palmas y plantas (queratodermia), aumento de la pigmentación de la piel, afectación del sistema nervioso central y periférico, hipertensión, enfermedades vasculares periféricas, enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias y diabetes mellitus. También podría tener efecto sobre la reproducción, incrementando el índice de mortalidad de fetos de gestación avanzada y niños. . La intoxicación por arsénico se manifiesta de forma característica a lo largo de un periodo de 5 a 20 años.

El origen de la contaminación natural con arsénico en las aguas subterráneas se debe a la actividad volcánica. Esto ha generado, entre otras cosas, la disolución de vidrio volcánico que puede ser el responsable en parte de la presencia de arsénico en las aguas. Este contaminante en el agua puede encontrarse en la forma química de oxoanión en sus dos estados de oxidación: As (III) y As (V), arsenito y arseniato respectivamente. La movilidad de este metal entre el sedimento y el agua se debe a factores que están controlados por el pH, y las condiciones redox: bajo condiciones reductoras, se presenta el As (III) (que es la forma más tóxica), componiendo el radical AsH_3O_3 ; en medio oxidante (que es el que prevalece en el agua subterránea freática), se presenta el As (V) en las formas AsHO_3 para pH menor a 7 y $(\text{AsHO}_4)^{-2}$ para pH mayores que 7, favoreciendo estas condiciones la disolución de flúor, boro, vanadio, selenio y uranio.

. Los procesos geoquímicos que intervienen en la movilización del arsénico son de adsorción-desorción, pudiendo ser el arsénico inorgánico adsorbido por óxidos de hierro, manganeso y aluminio. La contaminación natural con arsénico es un motivo de preocupación en diversos países, como: Argentina, Bangladesh, Camboya, Chile, China, Estados Unidos, Hungría, México, Rumania, Tailandia y Vietnam. Se estima que en América Latina por lo menos cuatro millones de personas están expuestas a elevadas concentraciones de arsénico en agua de bebida.

Cadmio

El Cadmio puede ser encontrado mayoritariamente en la corteza terrestre. Este siempre ocurre en combinación con el Zinc. El Cadmio también consiste en las industrias como inevitable subproducto del Zinc, plomo y cobre extracciones. Después de ser aplicado este entra en el ambiente mayormente a través del suelo, porque es encontrado en estiércoles y pesticidas.

La toma por los humanos de Cadmio tiene lugar mayormente a través de la comida. Los alimentos que son ricos en Cadmio pueden en gran medida incrementar la concentración de Cadmio en los humanos. Ejemplos son patés, champiñones, mariscos, mejillones, cacao y algas secas. Una exposición a niveles significativamente altas ocurren cuando la gente fuma. El humo del tabaco transporta el Cadmio a los pulmones. La sangre transportará el Cadmio al resto del cuerpo donde puede incrementar los efectos por potenciación del Cadmio que está ya presente por comer comida rico en Cadmio. Otra alta exposición puede ocurrir con gente que vive cerca de los vertederos de residuos peligrosos o fábricas que liberan Cadmio en el aire y gente que trabaja en las industrias de refinerías del metal. Cuando la gente respira el Cadmio este puede dañar severamente los pulmones. Esto puede incluso causar la muerte. El Cadmio primero es transportado hacia el hígado por la sangre. Allí es unido a proteínas para formar complejos que son transportados hacia los riñones. El Cadmio se acumula en los riñones, donde causa un daño en el mecanismo de filtración. Esto causa la excreción de proteínas esenciales y azúcares del cuerpo y el

consecuente daño de los riñones. Lleva bastante tiempo antes de que el Cadmio que ha sido acumulado en los riñones sea excretado del cuerpo humano.

Otros efectos sobre la salud que pueden ser causados por el Cadmio son:

- Diarreas, dolor de estómago y vómitos severos
- Fractura de huesos
- Fallos en la reproducción y posibilidad incluso de infertilidad
- Daño al sistema nervioso central
- Daño al sistema inmune
- Desordenes psicológicos
- Posible daño en el ADN o desarrollo de cáncer.

De forma natural grandes cantidades de Cadmio son liberadas al ambiente, sobre 25.000 toneladas al año. La mitad de este Cadmio es liberado en los ríos a través de la descomposición de rocas y algún Cadmio es liberado al aire a través de fuegos forestales y volcanes. El resto del Cadmio es liberado por las actividades humanas, como es la manufacturación.

Las aguas residuales con Cadmio procedentes de las industrias mayoritariamente terminan en suelos. Las causas de estas corrientes de residuos son por ejemplo la producción de Zinc, minerales de fosfato y las bio-industrias del estiércol. El Cadmio de las corrientes residuales puede también entrar en el aire a través de la quema de residuos urbanos y de la quema de combustibles fósiles. Debido a las regulaciones sólo una pequeña cantidad de Cadmio entra ahora en el agua a través del vertido de aguas residuales de casas o industrias. Otra fuente importante de emisión de Cadmio es la producción de fertilizantes fosfatados artificiales. Parte del Cadmio terminará en el suelo después de que el fertilizante es aplicado en las granjas y el resto del Cadmio terminará en las aguas superficiales cuando los residuos del fertilizante es vertido por las compañías productoras. El Cadmio puede ser transportado a grandes distancias cuando es absorbido por el lodo. Este lodo rico en Cadmio puede contaminar las aguas superficiales y los suelos. El Cadmio es fuertemente adsorbido por la materia

orgánica del suelo. Cuando el Cadmio está presente en el suelo este puede ser extremadamente peligroso, y la toma a través de la comida puede incrementar. Los suelos que son ácidos aumentan la toma de Cadmio por las plantas. Esto es un daño potencial para los animales que dependen de las plantas para sobrevivir. El Cadmio puede acumularse en sus cuerpos, especialmente cuando estos comen muchas plantas diferentes. Las vacas pueden tener grandes cantidades de Cadmio en sus riñones debido a esto. Las lombrices y otros animales esenciales para el suelo son extremadamente sensibles al envenenamiento por Cadmio. Pueden morir a muy bajas concentraciones y esto tiene consecuencias en la estructura del suelo. Cuando las concentraciones de Cadmio en el suelo son altas esto puede influir en los procesos del suelo de microorganismos y amenazar a todo el ecosistema del suelo.

En ecosistemas acuáticos el Cadmio puede bioacumularse en mejillones, ostras, gambas, langostas y peces. La susceptibilidad al Cadmio puede variar ampliamente entre organismos acuáticos. Organismos de agua salada se sabe que son más resistentes al envenenamiento por Cadmio que organismos de agua dulce. Animales que comen o beben Cadmio algunas veces tienen la presión sanguínea alta, daños del hígado y daños en nervios y el cerebro.

Cianuro

El cianuro es un grupo químico que consiste de un átomo de carbono conectado a un átomo de nitrógeno por tres enlaces ($C\equiv N$). Los cianuros son compuestos (sustancias formadas por la unión de dos o más átomos) que contienen el grupo cianuro pueden (típicamente expresado como CN). Los cianuros ocurren en forma natural o ser manufacturados; la mayoría son venenos potentes y de acción rápida. El cianuro de hidrógeno (HCN), que es un gas, y las sales simples de cianuro (cianuro de sodio y cianuro de potasio) son ejemplos de compuestos de cianuro. Algunas bacterias, hongos y algas pueden producir cianuro. El cianuro se encuentra también en numerosos alimentos y plantas. Los cianuros ocurren en forma natural como parte de azúcares o de otros compuestos naturales en

algunas plantas comestibles, por ejemplo almendras, brotes de mijos, algunos tipos de frijoles, soya, espinaca, vástagos de bambú y raíces de mandioca (las cuales son una fuente importante de alimentación en países tropicales). Sin embargo, la parte comestible de las plantas que se consumen en los Estados Unidos, incluso tapioca, que es preparado a partir de raíces de mandioca, contienen cantidades relativamente bajas de cianuro. Muchos de los cianuros en el suelo o el agua provienen de procesos industriales. Las fuentes principales de cianuro en el agua son las descargas de algunos procesos de minado de minerales, industrias de sustancias químicas orgánicas, plantas o manufactura de hierro o acero y facilidades públicas para el tratamiento de aguas residuales. Otras fuentes de cianuro son el tubo de escape de vehículos, liberaciones desde algunas industrias químicas, la incineración de basura municipal y el uso de plaguicidas que contienen cianuro. Cantidades más pequeñas de cianuro pueden entrar al agua a través de agua de escorrentía que fluye por caminos donde se han esparcido sales que contienen cianuro. El cianuro presente en vertederos puede contaminar el agua subterránea. El cianuro de hidrógeno (Ácido cianhídrico), cianuro de sodio y cianuro de potasio son las formas de cianuro con mayor probabilidad de ocurrir en el ambiente como producto de las actividades industriales. El cianuro de hidrógeno es un gas incoloro con leve olor amargo a almendras. El cianuro de sodio y el cianuro de potasio son sólidos blancos con leve olor amargo a almendras en ambientes húmedos. Las sales de cianuro y el cianuro de hidrógeno se usan en galvanoplastia, metalurgia, producción de sustancias químicas orgánicas, revelado de fotografías, manufactura de plásticos, fumigación de barcos y en algunos procesos de minería. El cianuro de hidrógeno también se ha usado en ejecuciones en la cámara de gas y como arma química en guerras. La cloración de agua contaminada con cianuro produce el compuesto cloruro de cianógeno.

Los tiocianatos son un grupo de compuestos formados de una combinación de azufre, carbono y nitrógeno. Los tiocianatos se encuentran en varios alimentos y plantas; son producidos principalmente por la reacción de cianuro libre con azufre. Esta reacción ocurre en el ambiente (por ejemplo, en arroyos de desechos

industriales que contienen cianuro) y en el cuerpo humano después que el cianuro es tragado o absorbido. El tiocianato es el producto principal que el cuerpo forma con el cianuro que entra al cuerpo, y es la manera en que el cuerpo se deshace del cianuro. Aunque los tiocianatos son menos dañinos que el cianuro en seres humanos, se sabe que afectan la glándula tiroidea, reduciendo la habilidad de la glándula para producir hormonas que son necesarias para el funcionamiento normal del cuerpo. El tiocianato de amonio se usa en preparaciones de antibióticos, plaguicidas, combustibles líquidos para cohetes, pegamentos y cerillas. También se usa en procesos fotográficos, para aumentar la resistencia de sedas y como herbicida. Los tiocianatos se encuentran en el agua principalmente debido a descargas generadas por el procesamiento de carbón, la extracción de oro y plata y la minería. Los tiocianatos en el suelo provienen de la aplicación directa de herbicidas, plaguicidas y de la disposición de subproductos generados en procesos industriales. El cianuro entra al aire, al agua y al suelo como consecuencia de procesos naturales y de actividades industriales. El cianuro se encuentra en el aire generalmente en niveles mucho menores que los que pueden ser peligrosos. En el aire, el cianuro está presente principalmente como cianuro de hidrógeno gaseoso. Una pequeña porción del cianuro en el aire está presente como pequeñas partículas de polvo. Este polvo eventualmente se deposita sobre el suelo y el agua. La lluvia y la nieve ayudan a remover las partículas de cianuro del aire. El cianuro de hidrógeno gaseoso es difícil de remover del aire por deposición, o a través de la lluvia o la nieve. La vida media (el tiempo necesario para remover la mitad del material) del cianuro de hidrógeno en la atmósfera es alrededor de 1 a 3 años. La mayor parte del cianuro en el agua superficial formará cianuro de hidrógeno y se evaporará. Sin embargo, la cantidad de cianuro de hidrógeno que se forma generalmente no es suficiente como para afectar la salud de seres humanos. Una porción del cianuro en el agua será transformada por microorganismos (plantas y animales de tamaño muy pequeño) a sustancias químicas menos dañinas o formará un complejo con metales, como por ejemplo el hierro. La vida media del cianuro en el agua no se conoce. El cianuro en el agua no se acumula en el cuerpo de los peces. Los cianuros son relativamente móviles

en el suelo. Una vez en el suelo, el cianuro puede ser removido a través de varios procesos. Algunos compuestos de cianuro en el suelo pueden formar cianuro de hidrógeno y evaporarse, mientras que otros serán transformados a otras sustancias químicas por los microorganismos en el suelo. Consecuentemente, los cianuros generalmente no se filtran hacia el agua subterránea. Sin embargo, se ha detectado cianuro en aguas subterráneas de unos pocos vertederos y en sitios para disposición de residuos industriales. Las concentraciones altas de cianuro que se encuentran en algunos filtrados de vertederos y en la basura que se almacena en algunos sitios son tóxicas para los microorganismos del suelo. Debido a que estos microorganismos ya no pueden transformar el cianuro a otras formas químicas, el cianuro puede pasar a través del suelo hacia el agua subterránea.

Cobre

El Cobre es un metal ampliamente usado en el mundo por presentar una combinación de propiedades altamente deseables como son: durabilidad, ductibilidad, maleabilidad y conductividad eléctrica y térmica. Algunos autores además destacan sus propiedades bactericidas. Muchos de los materiales que se usan en sistemas de distribución de aguas de consumo o en sistemas de griferías contienen Cobre como elemento principal o formando parte de aleaciones. El uso del cobre en cañerías de distribución de agua potable varía ampliamente en todo el mundo. En Estados Unidos y Reino Unido más del 90% de las cañerías son de este material, en Alemania, España y Francia entre 50 y 60%, en Italia 40% y aproximadamente un 12% en Japón. La presencia de Cobre en aguas de consumo puede ser de origen natural o antrópico, Este último por efecto de lixiviación/corrosión a causa de las características físico-químicas de la matriz del agua que entra en contacto con los materiales que contienen Cobre. Si bien los metales liberados del material de fontanería, usados dentro del hogar, se consideran responsabilidad del propietario de la casa, la empresa sanitaria o el productor del agua pueden tener una gran responsabilidad en el tema, porque la solubilidad de los metales del sistema de distribución esta determinada , principalmente, por la agresividad del agua en la que algunos parámetros que

podrían ser controlados en la planta de tratamiento de agua, juegan un rol importante. La concentración del Cobre en aguas y su biodisponibilidad dependen de numerosos factores, muchos de los cuales no están suficientemente bien estudiados aún, por lo que el diagnóstico sobre los impactos específicos de la exposición a Cobre, vía consumo de agua, tiene muchas incertidumbres. Hay información insuficiente sobre la biodisponibilidad del Cobre en relación a su especie química, sólo se tienen sospechas sobre la fracción soluble inorgánica sería la más importante en relación a biodisponibilidad.

La presencia de excesos de cobre en agua potable puede ocasionar problemas de sabor, color y producir manchas en los artefactos sanitarios y la ropa durante el lavado, además de afectar la salud de las personas por trastornos gastrointestinales, como náuseas, seguidas de vómitos y diarrea. Debido a su sabor metálico, la ingesta de cobre en concentraciones altas es poco frecuente, por lo que la mayoría de los reportes a este respecto se refieren a ingesta accidental o a intentos suicidas. La comunidad Europea, los Estados Unidos, han definido estándares mínimos de calidad para el consumo de agua potable. La mayor parte de las normas que controlan la calidad del agua, incluida la norma, limitan la concentración de cobre en el agua potable a 1 mg/L. La Organización Mundial de la Salud recomienda un valor guía de Cobre en agua potable, de 2 mg/L..

Muchos factores y procesos influyen en la presencia de Cobre en aguas. Entre los factores importantes están dureza y alcalinidad del agua, fuerza iónica, pH y potencial redox. Entre los procesos que pueden influenciar el destino del Cobre en el sistema acuático están: formación de complejos con ligandos inorgánicos y orgánicos; sorción en óxidos metálicos, arcillas y material orgánico en particular; bioacumulación e interacción entre sedimento y agua. La especiación química del cobre en aguas, es muy compleja. Primeramente se puede diferenciar entre fracción soluble e insoluble. La fracción insoluble incluye coloides de cobre inorgánico y cobre adsorbido en otros coloides o materias suspendidas. La fracción soluble es mucho más relevante con respecto a la fracción biodisponible y

consiste en iones de cobre hidratados (fácilmente disponibles) y una variedad de complejos orgánicos e inorgánicos. La concentración de equilibrio de muchos de estos complejos podría ser calculada si se conocieran las constantes de estabilidad y concentraciones de los ligandos. Las concentraciones de estos ligandos son a menudo desconocidas y las constantes de estabilidad y los complejos metal-ligandos son dependientes del pH (Haring, 1997). En ambientes acuáticos naturales el Cobre se presentará, principalmente, como Cobre (II). De esta especie divalente, sólo una pequeña fracción se presentará como “libre” (Cu^{++}), la mayor parte estará adsorbida en partículas suspendidas o formando complejos con diversos ligandos. Entre los ligandos de mayor importancia están los hidróxidos y carbonatos, también amonio, cloruros y sulfatos, todos ellos de común ocurrencia en aguas naturales. En el caso de orgánicos, los principales ligandos son los ácidos húmicos y fúlvicos que constituyen la materia orgánica natural del agua. Por este motivo, casi todo el Cobre en aguas naturales estará formando complejos los que pueden ser adsorbidos por una variedad de óxidos metálicos hidratados (Fe, Al, Mn).

Especies de cobre en aguas naturales	
Ion libre	Cu^{2+}
Complejos inorgánicos	CuOH , $\text{Cu}(\text{OH})_2$, CuCO_3
complejos orgánicos	Cu-fulvato, Cu-humato
Adsorbido en coloides	Cu^{2+} , COD, $\text{Fe}(\text{OH})_3$
Particulado	Cu-arcilla, Cu-mineral

Tabla 17.- Complejos de Cobre en aguas

Límites máximos permisibles para contaminantes

Como la calidad del agua depende del uso que se le pretende dar, resulta complicado definir una forma única de medir su calidad. En general se puede

hablar de dos métodos: los que utilizan como referencia parámetros físicos y químicos, y los que emplean algunos atributos biológicos como especies indicadoras o características de los ecosistemas naturales que permiten evaluar que tan alterado se encuentra un cierto cuerpo de agua.

Los métodos más utilizados, principalmente por su facilidad y su aplicación más general son los basados en parámetros físicos y químicos como, por ejemplo, la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de compuestos con nitrógeno y fósforo (como los nitratos y los fosfatos) y el contenido de materiales tóxicos como los metales pesados. De uso más reciente son los llamados indicadores biológicos que utilizan ya sea especies individuales o bien comunidades completas, bajo la premisa de que los indicadores biológicos -como los peces, invertebrados, algas y protozoarios- son capaces de detectar y responder a los cambios de diversas variables ambientales -no sólo químicas-, que resultan en la degradación de los recursos acuáticos.

Uno de los atributos de los indicadores biológicos es que los organismos son capaces de responder a la contaminación intermitente (como derrames accidentales), misma que pudiera ser pasada por alto en un programa de toma de muestras químicas; pueden también integrar los efectos de varios contaminantes simultáneamente y además son capaces de responder a la aparición de elementos contaminantes nuevos e insospechados.

En nuestro país la evaluación de la calidad del agua se realiza por medio de la Red Nacional de Monitoreo (RNM), que cuenta con 620 estaciones en ríos, lagos, lagunas costeras y acuíferos. En cada estación se cuantifican parámetros físicos, químicos y biológicos que sirven para evaluar la calidad del agua. Los tres indicadores más utilizados son: la concentración de coliformes fecales, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la concentración de fosfatos y de nitratos, ya que todos ellos están muy relacionados con las principales fuentes de contaminación de las aguas en nuestro país.

Un factor de presión muy importante para la calidad del agua son las descargas de aguas residuales utilizadas para las labores de limpieza y servicios sanitarios provenientes de las áreas urbanas y rurales. El indicador de contaminación asociado a estas descargas es la presencia de un grupo de bacterias conocidas como coliformes. Las coliformes se introducen en gran número al medio ambiente a través de las heces de humanos y animales, por tal motivo suele considerarse que la mayoría de las coliformes que se encuentran en el ambiente son de origen fecal.

Aunque su presencia no indica forzosamente contaminación fecal, ya que existen también bacterias coliformes de vida libre, se considera que su ausencia es un buen indicador de que el agua es bacteriológicamente segura.

En las figuras 3, 4, 5 y 6 se puede observar la calidad del agua en los sitios monitoreados para los diferentes contaminantes en el país, nos muestra la magnitud y la distribución de los problemas de contaminación, ya que representan sitios donde la calidad del agua nos es aceptable por problemas de contaminación.

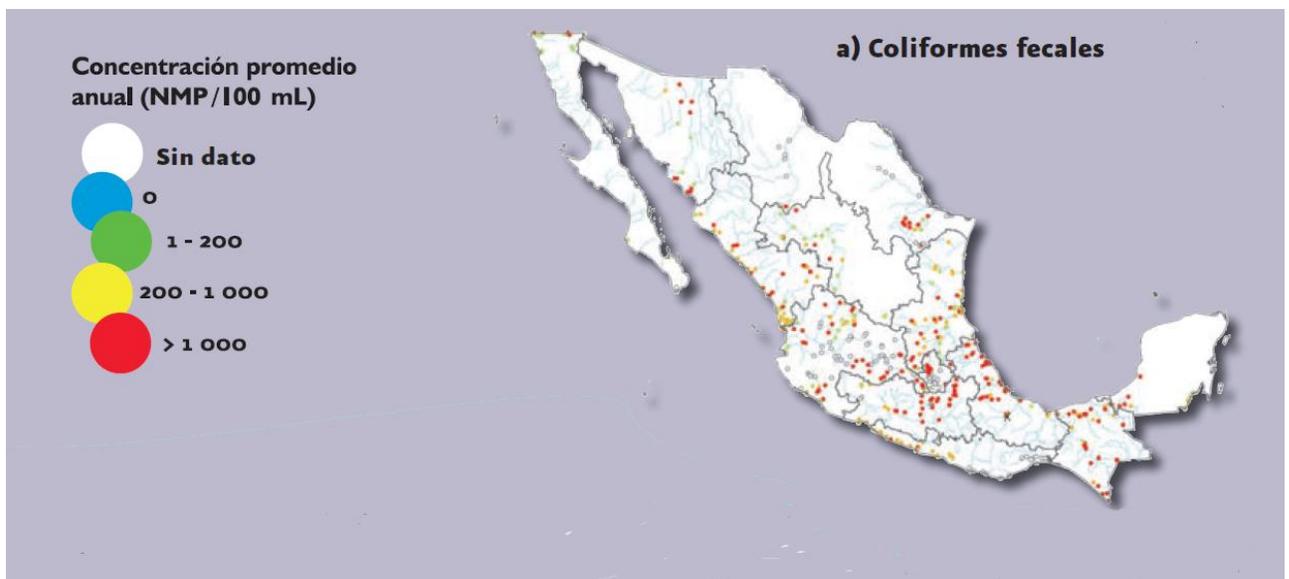


Figura 3.- Concentración promedio anual de coliformes fecales



Figura 4.-Concentración promedio anual de DBO



Figura 5.-Concentración promedio anual de Fosfato total



Figura 6.- Concentración promedio anual de Nitrato total

Las tablas 18 y 19 muestran los límites máximos permisibles de contaminantes básicos en el agua.

Tabla 18.- Límites máximos permisibles de descarga de contaminantes

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)		
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)				
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	
Temperatura °C (1)	N.A	N.A	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A	40	40
Grasas y Aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia Flotante (3)	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	au sen te	
Sólidos Sedimentables (ml/l)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A	N.A	1	2	
Sólidos Suspendidos Totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A	N.A	75	125	
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A	N.A	75	150	
Nitrógeno Total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A	N.A.	N.A	15	25	N.A	N.A	N.A	N.A	
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A	N.A	N.A.	N.A	5	10	N.A	N.A	N.A	N.A	

Tabla 19.- Límites máximos permisibles de descarga de contaminantes

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																				
PARÁMETROS (*)	AGUAS																SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)	
	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						Uso en riego agrícola (A)			
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protec- ción de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)	Uso en riego agrícola (A)		
(miligramos por litro)	P.M.	P.D.	P.M.	P. D	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0	4.0	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.0 1	0.005	0.0 1	0.01	0.02	0.005	0.0 1	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.0 1	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

Normatividad vigente y aplicable:

La NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar su reúso.

Es en consecuencia, el principal instrumento regulatorio para prevenir la contaminación de las aguas nacionales.

La NOM-002-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas.

Es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas.

La NOM-003-SEMARNAT-1997 establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, sin poner en riesgo la salud de los usuarios.

Liberar el agua de primer uso para consumo humano.

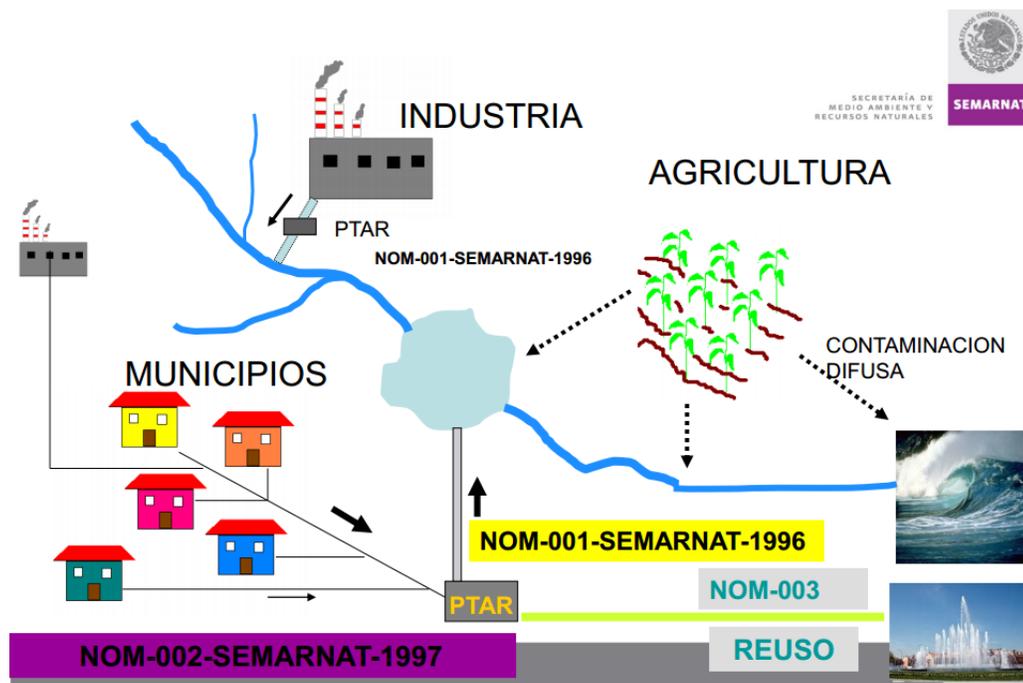


Figura 7.- Ciclo de aguas residuales

CAPITULO 6

Tecnologías convencionales

Los tratamientos a los que se deben someter los efluentes tienen que garantizar la eliminación o recuperación del compuesto orgánico en el grado requerido por la legislación que regula el vertido del efluente o para garantizar las condiciones mínimas del proceso en el caso de reutilización o recirculación de la corriente para uso interno. El nivel máximo admisible de contaminante puede conseguirse mediante la utilización de diversas técnicas tanto destructivas como no destructivas

MÉTODOS NO DESTRUCTIVOS
Adsorción (carbón activado y otros solventes)
Desorción
Extracción fase líquida con disolventes
Tecnología de membranas
MÉTODOS DESTRUCTIVOS
Tratamiento biológico (aerobio y anaerobio)
Oxidación química
Incineración
Oxidación húmeda catalítica y no catalítica
Oxidación húmeda súper crítica
Procesos avanzados de oxidación

Tabla 20.- Tecnologías convencionales tratamiento de aguas

En el contexto del tratamiento de contaminantes en efluentes acuosos, la aplicación de una técnica no destructiva se entiende como una etapa previa de concentración antes de abordar su destrucción química. El carácter oxidable de la materia orgánica hace que la transformación en compuestos no tóxicos consista, en el último extremo, aunque no necesariamente en la mineralización o conversión a dióxido de carbono y agua. En muchos casos, el objetivo de los procesos de oxidación no es la mineralización completa, con conversión del carbono orgánico a dióxido de carbono, sino la transformación de los contaminantes en sustancias

biodegradables que no originen problemas de inhibición de biomasa en tratamientos biológicos convencionales o que permitan la descarga son originar problemas de ecotoxicidad.

La aplicación de un método u otro depende fundamentalmente de la concentración del contaminante y del caudal de efluente. Determinadas técnicas, como la incineración y algunos tratamientos de oxidación, son utilizables solo cuando la concentración de compuestos orgánicos es elevada, mientras que otras, como la adsorción y los procesos de oxidación avanzada, son útiles en efluentes con baja concentración de contaminantes. *(Andreozzi R., 1999)*

En cuanto a los métodos destructivos de oxidación, estos se clasifican en dos categorías: los métodos primarios (métodos directos) y secundarios (métodos avanzados). Los procedimientos directos se definen como aquellos que utilizan oxígeno como agente oxidante e incluye la incineración, la oxidación húmeda, la oxidación húmeda catalítica, la supercrítica y la oxidación anódica o electroquímica.

El tratamiento de aguas residuales es una práctica que, si bien se lleva realizando desde la antigüedad, hoy por hoy resulta algo fundamental para mantener nuestra calidad de vida. Son muchas las técnicas de tratamiento con larga tradición y, evidentemente, se ha mejorado mucho el conocimiento y diseño de las mismas a la hora de tratar aguas industriales, y son las que, de una forma rápida, se pretenden exponer en este capítulo.

A la hora de revisar los tratamientos primarios más convencionales no resulta fácil establecer una clasificación universal. Una de las formas más utilizadas es una función de los contaminantes presentes en el agua residual, o también en función del fundamento del tratamiento (físico o químico). Una forma de intentar aunar ambas formas de clasificación puede considerarse que los contaminantes en el agua pueden estar como materia en suspensión, materia coloidal o materia disuelta.

Tratamientos para la eliminación de materia en suspensión

La materia en suspensión puede ser de muy diversa índole, desde las partículas de varios centímetros y muy densas (normalmente inorgánicas), hasta suspensiones coloidales muy estables y con tamaños de partícula de hasta unos nanómetros (normalmente de naturaleza orgánica). También la concentración de los mismos, tanto en el agua a tratar como el agua una vez tratada, juega un papel fundamental a la hora de la elección del tratamiento más conveniente.

Las operaciones para eliminar este tipo de contaminación de aguas suelen ser las primeras en efectuarse, dado que la presencia de partículas en suspensión suele no ser indeseable en muchos procesos de tratamiento.

La eliminación de esta materia en suspensión se suele hacer mediante operaciones mecánicas. Sin embargo, en muchos casos, y para favorecer esa separación, se utilizan aditivos químicos, denominados en este caso tratamientos fisicoquímicos.

En este capítulo se hablarán los tratamientos primarios más habituales. La utilización de una u otra es función de las características de las partículas (tamaño, densidad, forma, etc.) así como de la concentración de las mismas.

Rejillas (Desbaste)

Es una operación en la que se trata de eliminar sólidos de mayor tamaño que el que habitualmente tienen las partículas que arrastran las aguas. El objetivo es eliminarlos y evitar que dañen los equipos posteriores del tren de tratamiento. Este suele ser el primer tratamiento en cualquier PTAR.

El equipo que se suele utilizar son las rejillas por las que circula el agua, construidas por barras metálicas de 6 o más milímetros, dispuestas paralelamente y espaciadas entre 20 y 100 mm. Se limpian con rastrillos que se accionan manualmente o de manera mecánica. En otros casos, si el tipo de sólidos lo

permite, se utilizan trituradoras, reduciendo el tamaño de sólidos y separándose posteriormente por sedimentación u otras operaciones.

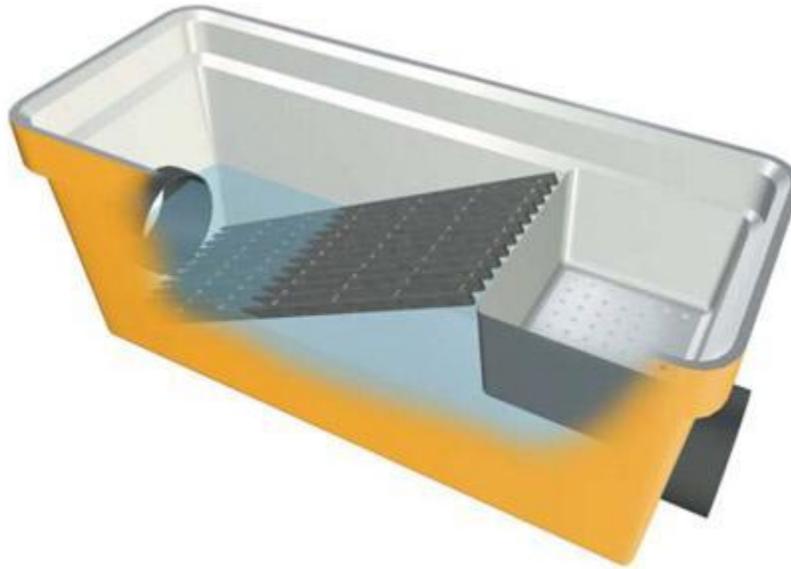


Figura 8.- Rejillas

Calculo para el diseño de rejillas

Ancho del canal (B)	40, 50, 60, 80, 100, 125, 160, 180, 200, 225, 250
Separación entre barras en cm (E)	2,3,4,5,8,10
Inclinación con respecto a la horizontal	30-60°
	60-90 °
Velocidad del flujo mínima para evitar la sedimentación	0,6 m/s
Velocidad del flujo máxima para evitar que solidos retenidos sean arrastrados	0,75 m/s

Tabla 21.- Consideraciones para el diseño de rejillas

La pérdida de cargas en las rejillas se calcula en con la siguiente ecuación

$$H = \beta \left(\frac{w}{b}\right)^{\frac{4}{3}} h_v \text{sen}\theta$$

Ecuación 1

H= Pérdida de energía

β = Factor de formas de las barras

- $\beta=2,42$ para barras rectangulares rectas
- $\beta=1,67$ para barras rectangulares con cara semicircular aguas arriba y abajo
- $\beta=1,83$ para barras rectangulares con cara semicircular aguas arriba
- $\beta=1,79$ para barras circulares

w=Ancho máximo de la selección transversal de las barras

b= Espaciamiento o separación mínima entre las barras

$v^2/2g=h_v$ =Altura o carga de velocidad del flujo antes de la reja

Θ = Angulo de la rejilla horizontal

Sedimentación

Operación física en la que se aprovecha la fuerza de la gravedad que hace una partícula más densa que el agua tenga una trayectoria descendente, depositándose en el fondo del sedimentador. Esta operación era más eficaz cuanto mayor sea el tamaño y la densidad de las partículas a separar del agua, es decir, cuanto mayor sea su velocidad de sedimentación, siendo el principal parámetro de diseño para estos equipos. A esta operación de sedimentación se le suele denominar también decantación.

Realmente, este tipo de partículas (grandes y densas, como las arenas) se tienen en pocas ocasiones en aguas industriales. Lo más habitual es encontrar sólidos poco densos, por lo que es necesario, para hacer más eficaz la operación, llevar a cabo una coagulación-floculación previa, que consiste en la adición de ciertos reactivos químicos para favorecer el aumento del tamaño y densidad de las partículas.

La forma de los equipos donde se lleva a cabo la sedimentación es variable, en función de las características de las partículas a sedimentar (tamaño, forma, concentración, densidad etc.).

Sedimentadores rectangulares: la velocidad de desplazamiento horizontal del agua es constante y suelen utilizar para separar partículas densas y grandes (arenas). Este tipo de sedimentación se denomina desarenadores, dado que las partículas no varían en sus propiedades físicas a lo largo del desplazamiento hacia el fondo del sedimentador. Suelen ser equipos poco profundos, dado que al menos teóricamente, este parámetro no influye en la eficacia de la separación, siendo el principal parámetro el área horizontal del mismo.

Sedimentadores circulares: son más habituales. En ellos el flujo de agua suele ser radial desde el centro hacia el exterior, por lo que la velocidad de desplazamiento del agua disminuye al alejarnos del centro del sedimentador. Esta forma de operar es adecuada cuando la sedimentación va acompañada de una floculación de las partículas, en las que el tamaño del floculo aumenta al descender las partículas, y por lo tanto aumenta su velocidad de sedimentación.

Sedimentadores lamelares: Han surgido como alternativa a los Sedimentadores poco profundos, al conseguirse una mayor área de sedimentación en el mismo espacio. Consisten en tanques de poca profundidad que contienen paquetes de placas (lamelas) o tubos inclinados respecto a la base, y en su interior se hace fluir en agua de manera ascendente. En la superficie inferior se van acumulando las partículas, desplazándose de forma descendente y recogándose en el fondo del sedimentador.

Las partículas depositadas en el fondo de los equipos (fangos o lodos) se arrastran mediante rasquetas desde el fondo donde se empujan hacia la salida. Estos fangos, en muchas ocasiones y en la misma planta de tratamiento, se someten a distintas operaciones para reducir su volumen y darles un destino final.

Cálculos para el diseño de un desarenador

Empezamos por las ecuaciones teóricas, donde sabemos que:

$$f_{gravitacional} = \rho_g g V_p$$

Ecuación 2

$$f_{flotación} = \rho_{agua} g V_p$$

Ecuación 3

Dónde:

ρ_g = densidad de la partícula

ρ_{agua} = densidad del agua

g = constante gravitacional

V_p = volumen de la partícula

$\rho_g = \rho_{agua}$ No existiría fuerza neta y no ocurriría aceleración

$\rho_g \neq \rho_{agua}$ Se ejerce fuerza neta y la partícula se acelera en la dirección de la fuerza

Por lo tanto: $F_{neta} = (\rho_g - \rho_{agua}) g V_p$ La fuerza neta se transforma en fuerza de traslación.

Una vez que se ha iniciado el movimiento del agua aparece otra fuerza debido a la fricción viscosa llamada fuerza de arrastre.

$$F_D = C_D A_A \rho_{agua} \frac{v^2}{2}$$

Ecuación 4

C_D = Coeficiente de arrastre

Se alcanza una velocidad estable en que un punto que la fuerza de arrastre igual a la fuerza de traslación.

$$(\rho_g - \rho_{agua})gV_p = C_D A_A \rho_{agua} \frac{v^2}{2}$$

Ecuación 5

Y por la Ley de Stokes

$$V_t = \frac{g}{18\mu} (\rho_g - \rho_{agua})d^2$$

Ecuación 6

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

Ecuación 7

$$v_{agua} = k \sqrt{(\rho_p - 1)d}$$

Ecuación 8

Dónde:

V=velocidad horizontal

V_{agua}= velocidad del agua que produce el arrastre m/s

ρ_p=densidad de la partícula

d=diámetro de la partícula

k= factor dimensional que depende de los sedimentos

Para que la partícula pueda ser eliminada, la resultante de sus velocidades de sedimentación y horizontal debe conducirla al fondo del tanque antes de alcanzar la denominada zona de salida.

Se recomienda que la velocidad horizontal sea menor a la velocidad de arrastre para que no se suspendan las partículas, como se establece a continuación.

$$V = \frac{1}{3}V_a$$

Ecuación 9

Si una partícula que entra en el tanque por su parte superior es eliminada, todas aquellas que tengan la misma velocidad de sedimentación será igualmente eliminadas. Teniendo en cuenta la inclinación del vector velocidad desde a a f y las dimensiones del tanque , se puede escribir:

$$\frac{v_t}{V} = \frac{h}{L}$$

Ecuación 10

Filtración

La filtración es una operación en la que se hace pasar al agua a través de un medio poroso, con el objetivo de retener la mayor cantidad posible de materia en suspensión. El medio poroso tradicionalmente utilizado es un lecho de arena, de altura variable, dispuesta en distintas capas de distinto tamaño de partícula, siendo la superior la más pequeña y de entre 0,15 y 0,3 mm. Esta operación es muy utilizada en el tratamiento de aguas potables, así como en el tratamiento de aguas para reutilización, para eliminar la materia en suspensión que no se ha eliminado en anteriores operaciones (sedimentación). En aguas industriales hay más variedad en cuanto a material filtrante utilizado, siendo habitual para mejorar la eficacia, realizar una coagulación-floculación previa.

Básicamente los filtros más utilizados son: por gravedad o a presión, lenta o rápida, de torta o en profundidad.

Filtración de gravedad: el agua circula verticalmente y en descenso a través del filtro por simple gravedad. Dentro de este tipo, podemos hablar de dos formas de operar, que nos lleva a tener una filtración lenta, apenas utilizados actualmente, o una filtración rápida. El mecanismo de la separación de sólidos es una combinación de asentamiento, retención, adhesión y atracción, por lo que se eliminan partículas mucho menores que el espacio intersticial. Es un tratamiento muy utilizado en el tratamiento de aguas potables.

Filtración por presión: Normalmente están contenidos en recipientes y el agua se ve forzada a atravesar el medio filtrante sometida a presión. También en este caso puede haber filtración lenta, en la que la superficie del filtro se desarrolla una torta filtrante donde la filtración, a través de esa superficie, es por mecanismos físicos y biológicos. Por otro lado, en la filtración se habla de filtración en profundidad, es decir, cuando la mayor parte de espesor de medio filtrante está activo para el proceso de filtración y la calidad del filtrado mejora con la profundidad. Esta filtración a presión se suele utilizar más en aguas industriales.

En la actualidad y en algunas aplicaciones, estos métodos están siendo desplazados por operaciones con membranas, especialmente por microfiltración.

Filtro de arena rápido: El término filtración rápida implica un proceso de tratamiento que incluye la coagulación, la clarificación, la filtración previamente dicha y la desinfección o esterilización. En el tratamiento de aguas de baja turbiedad, o en aguas para procesos industriales, puede omitirse la clarificación. Mientras que si las condiciones lo requieren puede ser necesario añadir otros tratamientos.

La figura 9 es una representación esquemática de una planta de filtración rápida en la que se muestra el paso a través de las diferentes unidades.

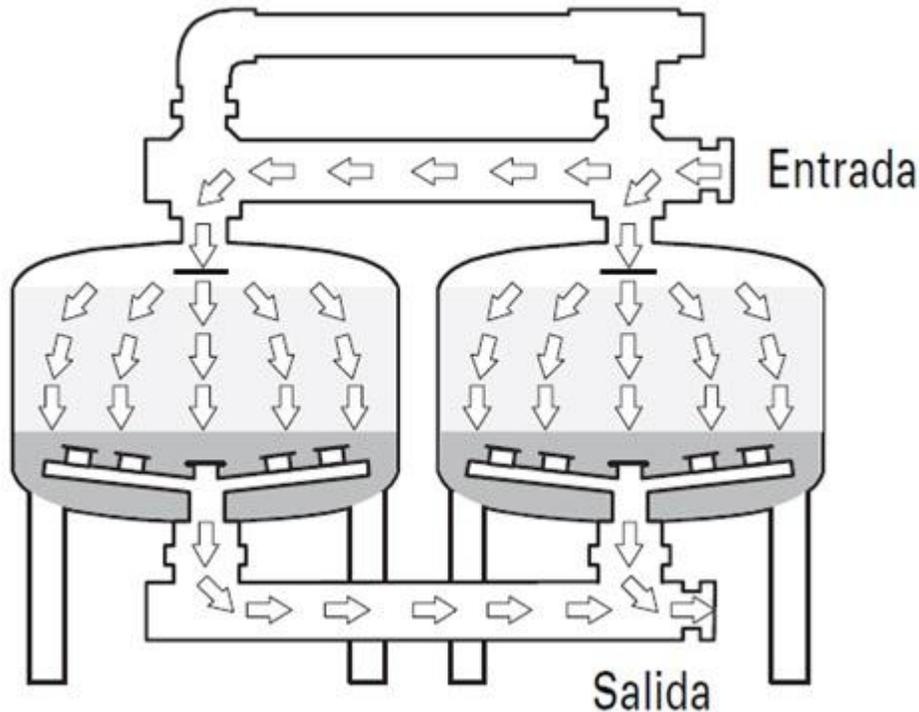


Figura 9.- Filtro de arena rápido

Las características esenciales de un filtro de arena rápido son los siguientes:

- ✓ Un cuidadoso tratamiento previo del agua como preparación para los filtros, la turbidez del agua no debe ser mayor a 10 unidades y preferiblemente no más de 5.
- ✓ Elevado régimen de filtración 120-240 m/día y algunas veces más.
- ✓ Lavado de los filtros con agua corriente a través del lecho para arrastrar y eliminar el barro y otras impurezas que hayan saturado la arena.

Teoría de la filtración a través de un medio filtrante de tamaño grueso

Un filtro rápido consiste en un lecho de material grueso, como arena, de profundidad variable, entre 300 mm y varios metros. La cinética de eliminación de las partículas de tamaño inferior al de los huecos en el lecho, ha sido descrito considerando dos etapas, una de transporte y otra de fijación. El transporte hasta la superficie del medio filtrante puede producirse por difusión, interceptación, sedimentación. EL proceso de transporte esta ayudado por la floculación que tiene

lugar en las intersticios del filtro y por la distancia relativamente corta de recorrido necesaria para la eliminación por sedimentación.

La fijación de las partículas después de entrar en contacto con el medio filtrante, es de naturaleza química y está influenciada por el pH, composición iónica del agua, naturaleza, dosis del polímero, composición y condición de la superficie del medio. Tanto el medio filtrante como las partículas suspendidas del agua a filtrar pueden tener cargas eléctricas relativamente importantes, las cuales pueden ayudar o inhibir la fijación. Estas cargas de superficie pueden verse alteradas tanto en cambios en el pH como por la adición de agentes coagulantes de naturaleza química.

La eliminación de las partículas en un filtro de medio granular, tiene lugar de la siguiente forma:

1. La cantidad de partículas eliminadas por una capa de medio filtrante es proporcional a la concentración de aquellas que entra la capa.
2. El rendimiento del filtro varía con el tiempo, aumentando el principio para disminuir posteriormente.
3. La cantidad de partículas eliminadas por una capa de medio filtrante es igual a la cantidad acumulada en los poros del filtro.
4. Cada capa del medio alcanza con el tiempo un punto, a partir del cual ya no se produce una clarificación de la suspensión y la concentración de partículas entrantes es igual a salientes.
5. La condición de equilibrio se alcanza, primeramente en la capa que se produce la alimentación del filtro, y va progresando a través de este en la dirección del flujo.

A medida que se van saturando con el material las sucesivas capas del filtro, la pérdida de carga a través del lecho ira aumentando debido a la obstrucción del flujo. Si la pérdida de carga llega a ser excesiva, puede producirse un vacío parcial en el seno del medio que dé lugar a la formación de burbujas de aire a partir de gases que abandonan la fase líquida. Esta formación de burbujas resulta en una

restricción adicional del flujo, incrementando la velocidad del paso y la pérdida de carga, esto puede dar lugar a un arrastre de las partículas retenidas en el medio.

Las partículas de mayor tamaño y fuertemente ligadas tienen tendencia a ser retenidas en las capas superiores del filtro, dando lugar a grandes pérdidas de carga y poca penetración del floculo. Este fenómeno es especialmente pronunciado cuando el medio filtrante es fino. Las partículas suspendidas más finas tienen tendencia a penetrar más en los filtros, especialmente cuando el medio es grueso, distribuyendo de esta forma la reducción de la capacidad de circulación del flujo y dando lugar a menores pérdidas de carga para eliminaciones equivalentes durante periodos de tiempo iguales. Cuando el materia filtrante es de mayor tamaño cabe esperar mayores penetraciones, lógicamente los lechos de los materiales gruesos deben tener más espesor y la experiencia así lo ha demostrado. La teoría de la filtración lleva a la conclusión de que el parámetro más importante es el áreas del medio filtrante, pero esto es función del tamaño de las partículas del medio y de la profundidad del tanque, se puede concluir que en un aumento del tamaño de las partículas del medio necesita un incremento del espesor.

Antes de la filtración se necesita un pretratamiento, por lo que la coagulación-floculación y filtración no pueden ser considerados como procesos unitarios independientes. La filtración rápida convencional con arena como medio filtrante, necesita un agua de baja turbiedad y, por ello, generalmente se ha empleado la coagulación, floculación y sedimentación. Estos procesos pueden agruparse en un solo tanque.

Los filtros que utilizan medios filtrantes mixtos, los cuales tienen una graduación inversa, o aquellos en que la circulación es de flujo ascendente, son menos sensibles a la turbiedad del efluente por lo que pueden funcionar con solamente una mezcla rápida de productos químicos como pretratamiento, ya que la coagulación y la floculación se producen dentro del propio filtro. En este tipo de aplicaciones, es muy importante que el flóculo sea de tamaño pequeño, pero muy resistente, de manera que se obtenga una penetración profunda sin que se

rompan las partículas de los flóculos. Esto puede conseguirse utilizando tiempos de floculación cortos (10 min) y gradientes de velocidad relativamente grandes en los tanques de mezcla.

Medio filtrante

La elección de un medio filtrante debe basarse en su durabilidad, el grado de purificación deseado, la duración de los ciclos de filtración y facilidad de lavado a contracorriente. El medio ideal deberá ser de tamaño y naturaleza tales que sea capaz de producir un efluente de calidad satisfactoria, retener la máxima cantidad de sólidos y poder limpiarse con facilidad empleando la mínima cantidad de agua para lavado.

El tamaño del medio filtrante viene determinado por su tamaño efectivo que es el tamiz, expresado en milímetros, que deja pasar un 10% de peso. La uniformidad del tamaño se determina por el coeficiente de uniformidad que es la relación entre el tamaño del tamiz que deja pasar el 60% del peso y el tamaño efectivo. Los materiales finos producirán mejores efluentes, pero darán lugar a mayores pérdidas de carga en las capas superiores del medio filtrante, con lo que los ciclos de filtración serán más cortos. Por el contrario, con los materiales gruesos permiten mayor penetración del flóculo, mejor utilización de la capacidad de almacenamiento del filtro, mayor duración de los ciclos de filtración y lavado a contracorriente más sencillo. Se ha comprobado que los materiales finos contribuyen a la formación de detritus.

La arena es el medio filtrante más barato y por lo tanto ha sido ampliamente utilizado. La arena a emplear en los filtros rápidos debe estar libre de suciedad, ser dura y resistente y preferiblemente estar constituida de cuarzo o cuarcita. No debe de perder más del 5% en peso después de estar en una solución de ácido clorhídrico al 40 % durante 24 horas. El espesor del lecho de la arena, cuando se emplea esta exclusivamente, varía de 600 a 700 mm. En la mayoría de los casos.

En la práctica actual se suelen emplear arenas de tamaños efectivos de 0,45 a 0,55 mm y los coeficientes de uniformidad no suelen ser superiores a 1,70m ni inferiores a 1,20m.

Medios filtrantes mixtos

Al lavar a contracorriente los filtros normales de material granular, las partículas más finas tienden a depositarse en la capa superior y las de mayor tamaño en el fondo. Esta clasificación es desfavorable ya que las partículas que no sean retenidas podrán atravesar el filtro, con lo que la mayor parte del medio filtrante esta inutilizada. La retención de sólidos en las capas superiores conduce a pérdidas de carga mayores que las que se producirían si los sólidos estuvieran distribuidos a través del filtro. Esta clasificación desfavorable puede invertirse, hasta cierto punto, por empleo de dos o más materiales de densidad distinta, seleccionados de tal forma que las partículas de mayor tamaño sedimenten más lentamente que las pequeñas. Los filtros de medio mixto suelen generalmente usar antracita (peso específico -1,5) y arena sílice (peso específico- 2,6) e incluso pueden tener arena de granate o ilmenita (peso específico -4,2). Puede demostrarse que los tamaños de las partículas de diferente densidad que tienen iguales velocidades de sedimentación se pueden calcular por medio de:

$$\frac{d_1}{d_2} = \left[\frac{\rho_2 - \rho_w}{\rho_1 - \rho_w} \right]^{\frac{2}{3}} \quad \text{Ecuación 11}$$

Por ejemplo.

Para determinar los tamaños de partículas de antracita e ilmenita que tengan igual velocidad de sedimentación que la arena de 0,5 mm de diámetro.

Para la antracita

$$d_1 = (0,5) \left[\frac{2,6 - 1}{1,5 - 1} \right]^{\frac{2}{3}} = 1,1 \text{ mm}$$

Ecuación 12

Para ilmenita

$$d_1 = (0,5) \left[\frac{2,6 - 1}{4,2 - 1} \right]^{\frac{2}{3}} = 0,3 \text{ mm}$$

Ecuación 13

Por lo tanto la antracita de tamaño inferior a 1,1 mm quedara por encima de la arena de 0,5 mm y los granos de ilmenita mayores de 0,3 quedaran por debajo de ella.

Los filtros de medio filtrante mixtos, no son filtros profundos verdaderos, pero procuran dos o tres superficies de filtro con huecos progresivamente menores, lo que permite un empleo efectivo de una mayor fracción de su volumen. Los ciclos de filtración son de duración proporcionalmente mayor y las pérdidas de carga menores que aquellas de los filtros de medio filtrante de un solo material. Puesto que se espera encontrar sólidos en diversos planos a través del filtro, así como en su superficie, en los sistemas de lavado a contracorriente deben de ser seleccionados de manera que sean capaces de eliminar tales acumulaciones de sólidos. Los sistemas de arrastre que han demostrado ser satisfactorios incluyen los de aire-agua y los de lavado rotativo con un segundo rotor situado a unos 10 mm por encima del nivel sin expandir del medio de mayor densidad.

En los filtros rápidos normales, el medio filtrante se suele colocar sobre un lecho de grava de 400 a 600 mm el cual actúa como soporte de la arena y hace que el agua filtrada pueda discurrir libremente hacia el sistema colector y que el agua de lavado se dirija hacia el lecho de arena de modo uniforme. Se le dispone en 5 o 6 capas de distintos tamaños colocando la más fina en la parte superior. Debe ser dura, redondeada, resistente y de un peso aproximado de 1600 kg/m³; no debe contener piezas llanas, delgadas o largas, ni debe contener margas, arena, arcilla u otros materiales extraños.

No es raro que la distribución del agua de lavado origine una reacción de chorro y la acumulación de gravilla en la superficie de separación de ésta con la arena.

Velocidades de filtración

Durante muchos años, la velocidad normal de filtración ha sido del orden de 120 m/día. Algunos organismos estatales todavía se adhieren a estos criterios, a pesar de la clara evidencia que demuestra que esa cifra es extraordinariamente conservadora. Recientemente se ha estado utilizando velocidades de 300 a 360 m/día siendo 240 m/día la práctica normal en varios estados. La práctica conservadora puede consistir en dimensionar los filtros para una velocidad nominal de 120 m/día al tiempo que procurar una capacidad hidráulica para caudales de 240 m/día, con lo que los futuros incrementos de caudal pueden ser tratados sin dificultad. Aunque se ha podido trabajar ha velocidades de 600 a 1200 m/día estos valores no son recomendables para las PTAR.

Las velocidades de filtración altas tienden arrastrar los flóculos hacia las zonas más profundas del filtro por lo que se requiere que aquel sea muy resistente, ya que de otra manera puede romperse y pasar a través del filtro.

Las galerías de filtros no son necesarios en los diseños de filtros de caudal decreciente o de carga variable. Cuando se trata de filtros múltiple con reguladores de caudal y lavado por bombeo o por depósito elevado, la galería de filtros proporciona el espacio común para la colocación de los tubos de entrada y salida, de lavado y desagüe, junto con los reguladores y de buena iluminación y ventilación. Como es probable que se produzcan escapes, es necesario disponer de un sistema de drenaje y posiblemente una bomba.

Deben preverse bocas para toma de muestras y pequeñas válvulas que permitan la salida del aire en los puntos altos de las tuberías. En general, se empelan uniones por bridas tanto en las tuberías tanto en las tuberías como en las válvulas. Los tamaños de los tubos se basan en las velocidades que llevan a pérdidas de

carga razonables, y suelen ser de fundición, si bien la de desagüe, si se entierra puede ser envuelta o no en el hormigón. En las instalaciones de diseño más recientes se emplea también el acero con revestimiento de cemento en las grandes tuberías. La condensación puede evitarse con revestimiento de plástico o de los otros materiales. Las conducciones de entrada se construyen a veces debajo del piso en forma de canales de hormigón rectangulares y otras veces se disponen a un lado del lecho en la parte opuesta de la galería de filtros, dotándolas de compuertas accionadas hidráulicamente para controlar el caudal de cada unidad. Estas conducciones se proyectan para las velocidades pequeñas de 0,3 a 0,60 m/s, debido a que en general, no es aconsejable tener mucha pérdida de carga en las mismas, mientras que la velocidad en las conducciones de agua de lavado es generalmente de unos 3 m/s, y en el desagüe de 2,40 a 3,60 m/s. La velocidad en el conducto de agua filtrada suele ser de 1,2 a 1,5 m/s. Esta conducción de salida descarga el agua por debajo del nivel de depósito de agua tratada, de modo que su salida se halla siempre sumergida, asegurando de este modo el funcionamiento correcto del regulador del caudal. La velocidad en las tuberías de lavado es generalmente de 4,5 m/s. Si las presiones son más pequeñas, se necesitarían velocidades menores, tuberías y válvulas más grandes. Las válvulas empleadas pueden accionarse neumática, hidráulica o eléctricamente, y si son de accionamiento manual se equipan con vástagos que alcanzan hasta el piso de trabajo. Estas válvulas son generalmente del tipo de compuerta de doble disco o de mariposa, las cuales son más comunes en las instalaciones más recientes.

Dificultades de funcionamiento

Retención de aire: se produce este proceso por la separación del aire disuelto en el agua, y su acumulación en la arena formando burbujas. Tiene su origen en una pérdida de carga negativa, en el incremento de temperatura del agua cuando pasa a través del lecho que da origen a una reducción de su capacidad de retener gases en solución y en ocasiones, en el desprendimiento de oxígeno por las algas.

-Esta perturbación se produce más fácilmente cuando el agua está saturada o sobresaturada de aire en solución. Puede dar origen a serias interferencias y cuando se lava el lecho, la ascensión de las burbujas de aire puede dar lugar a un lavado desigual y una pérdida de arena. Los remedios son: impedir una excesiva pérdida de carga negativa, eliminación de algas, corregir las circunstancias que producen sobresaturación del aire disuelto en el agua y tomar precauciones si es posible para evitar el calentamiento del agua cuando pasa a través de la instalación.

Acumulaciones de fango: el fango se acumula sobre la superficie de la arena formando una capa compacta también formada de detritus. Cuando se inicia el lavado, puede producirse alguna presión lateral entre los puntos por los que circula el agua, y en este caso, el fango viscoso se acumula formando terrones o bolas. Si los terrones están formados principalmente de lodo y flóculos, pueden permanecer cerca de la superficie y aumentar de tamaño. Si contienen mucha arena, se hundirán en la grava durante el lavado. Las bolas de fango también se forman cuando aparecen grietas en la superficie del lecho. En el proceso de la formación de grietas aparece primeramente en el lecho una densa capa de fango, flóculos y materia orgánica, luego por la concentración de la cubierta, asiento del lecho o presión del agua que hay por encima, la capa se rasga formando rendijas a los lados del filtro, o en todas partes, que en todos los casos alcanza profundidades de algunos centímetros en el lecho de la arena. El agua entra en las grietas y llena de fango y flóculos. Durante el proceso de lavado, el agua asciende, da compacidad al material contenido en las grietas y se forma una bola de fango que se hunde, tarde o temprano, en la superficie de la grava, donde interferirá con el agua ascendente de lavado, dando origen a la producción de

velocidades excesivas alrededor de los bordes de la bola, que ocasionan movimientos de la grava y la formación de montones, mientras que encima de la bola de arena se lava mal y se acumula más fango.

Incrustaciones en la arena

Cuando se realiza un intenso tratamiento de aguas con cal, puede producirse una cristalización posterior al carbonato cálcico en el filtro, que aumente el tamaño de los granos de arena. Esto puede evitarse carbonatando el agua que pasa a través del filtro, o secuestrando el calcio con fosfatos. La arena a veces acumula una capa de negruzca de manganeso. Si es fundamentalmente de procedencia mineral, se corrige este defecto empapando el lecho con una solución de ácido sulfúrico.

Filtros de presión

El filtro de presión es un filtro rápido de arena, dispuesto en un recipiente cerrado a través del cual pasa agua a presión, el tanque puede estar en horizontal o vertical, el lecho de arena tiene generalmente un espesor de 45 a 60 cm, empleándose los mismos coeficientes de uniformidad y tamaños efectivos de la arena que en los filtros abiertos de gravedad. Para disponer las capas de grava se sigue la misma práctica que en los filtros ordinarios, y el sistema colector está formado por un enrejado de tubos o falsos fondos. El lavado se consigue invirtiendo la dirección que circula el agua mediante el manejo de válvulas dispuestas en la tubería.

Un indicador de pérdida de carga pone manifiesto cuando es necesario el lavado. El agua contiene generalmente una pequeña dosis de coagulante antes de llegar al filtro, consiguiéndose frecuentemente la dosificación mediante el paso de una pequeña parte del caudal de agua a través de recipientes de los que toma la

cantidad requerida de alumbre y álcali. Para la alimentación de estos recipientes se emplean alumbres amoniacaes o potásicos troceados y como álcali sosa comercial. Un método más eficaz consiste en inyectar una solución de uno o varios depósitos y en este caso se pueden emplear como coagulantes la alúmina y la cal, que son más baratas. Estos filtros deben equiparse también con reguladores de caudal. Las unidades verticales se construyen con diámetros de 0,40 a 2,40 m y las horizontales en unidades de 2,10 a 2,40 m de diámetro y 2,40 a 7,50 m de longitud. Una instalación puede formarse con una batería de filtros que reciben agua cruda y descargan la filtrada en unos conductos principales comunes.

Debido a que se ha considerado que no ofrecen garantías plenas para la eliminación de bacterias, rara vez se usan filtros a presión para el tratamiento del agua de aquellos suministros municipales que requieren filtración como medida de seguridad, aunque puedan emplearse para la eliminación de la dureza y del hierro contenidos en las aguas subterráneas. Se emplean mucho en las instalaciones industriales para clarificar el agua corregida y en el tratamiento de agua de las piscinas, es en general de 180 m/día. Como el agua de las piscinas se recircula, si se emplean coagulantes metálicos debe renovarse su alcalinidad, por lo que, en general, se adopta disposiciones para dosificar la alúmina y la cal o algún otro álcali que conjuntamente debe incorporarse el agua. También pueden utilizarse polímeros.

Filtro de Diatomeas

Este tipo de filtro fue desarrollado para su empleo en su campaña con el objeto de eliminar los quistes de las amibas de la disentería y las cercanías de la esquistomiasis. Estos últimos pasan a través de los lechos de arena. Este tipo de filtro requiere muy poco espacio y por esta razón se adoptó su empleo en las piscinas y recientemente se han instalado muchos de ellos, los cuales, con una buena explotación, han dado resultados satisfactorios.

El filtro consiste en una serie de elementos rígidos que se cubren mediante un arrollamiento cerrado de cable o hilo de metal, plástico u algún otro material no corrosible, o también puede estar constituido por cilindros de alúmina fundida de una piedra porosa. Al comienzo del ciclo de filtración se provoca la formación de una precapa de tierra de diatomeas a razón de 300 g/m^2 de superficie filtrante, incorporándola a las primeras aguas que han de filtrarse después del último lavado. Las primeras aguas han de purgarse hasta que se ha formado dicha película en los elementos del filtro y ya luego, la tierra de diatomeas se va añadiendo continuamente al agua cruda para ir formando el recubrimiento total del cuerpo de filtración. Este procedimiento mantiene en estado poroso la mezcla de turbidez que se elimina del agua y permite que los ciclos de filtración sean más prolongados.

La dosificación continua para la formación del recubrimiento se basa en la turbidez del agua a filtrar y es alrededor de 2 a 3 mg/L por cada mg/L de turbidez de la misma, si bien en algunas instalaciones municipales se han superado en mucho esta cantidad. El filtro se lava por contracorriente, empleando agua filtrada, cuando la diferencia de presiones entre la entrada y salida del mismo es alrededor de $0,7 \text{ kg/cm}^2$. Este lavado por contracorriente se efectúa invirtiendo el sentido de la corriente a través de elementos del filtro empleando, o no, unos chorros auxiliares. Algunos constructores de filtros incorporan un soplado de aire para desatascar el material de los elementos. Los ciclos de filtración pueden variar desde unas pocas horas a varios días, según las características del agua y la habilidad en la explotación. Las velocidades de filtración son del orden de 60 m/día.

Los filtros de diatomeas no son adecuados para algunas aguas de alta turbidez. Actualmente, algunos estados aprueban el uso de filtros de diatomeas, pero la mayor parte no los aprueba o no tienen una política definida. Esta resistencia se debe a varias consideraciones: en los elementos del filtro solo hay una delgada capa de tierra de diatomeas y el agua cruda puede pasar a través de ella; el agua filtrada solo se halla separada de la cruda por una pared metálica. También el descuido en el lavado puede permitir la mezcla con la filtrada.

Algunos filtros de diatomeas industriales emplean unas estructuras planas verticales aplicándose el agua a ambos lados de estas placas. Al colmatarse el filtro se invierte el flujo, se lava el filtro y se procede a filtrar en ese sentido hasta que, de nuevo, se llegue al límite de pérdida de carga. En este tipo de diseño se puede recoger el agua de lavado y recuperar la tierra de diatomeas.

Flotación

Operación física que consiste en generar pequeñas burbujas de gas (aire), que se asociaran a las partículas presentes en el agua y serán elevadas hasta la superficie, de donde serán arrastradas y sacadas del sistema. Obviamente, esta forma de eliminar materia en suspensión sea adecuada en los casos en que las partículas tengan una densidad inferior o muy parecida a la del agua, así como en el caso de las emulsiones, es decir, una dispersión de gotas de un líquido inmiscible, como el caso de los aceites y grasas. En este caso las burbujas de aire ayudan a “flotar” más rápidamente estas gotas.

En esta operación hay un parámetro importante a la hora del diseño: la relación aire/sólidos (mL)/L de aire liberados en el sistema por cada mg/L de concentración de sólidos en suspensión contenidos en el agua a tratar. Es un dato determinado experimentalmente y suele tener un valor óptimo comprendido entre 0,005 y 0,006.

En el tratamiento de aguas se utiliza aire como agente de flotación, y en función de cómo se introduzca en el líquido, se tienen dos sistemas de flotación:

Flotación por aire disuelto (DAF): En este sistema el aire se introduce en al agua residual bajo una presión de varias atmósferas. Los elementos principales de estos equipos son la bomba de presurización, en el equipo de inyección de aire, el tanque de retención o saturador y la unidad de flotación propiamente dicha, donde tiene lugar la reducción brusca de la presión, por lo que el aire disuelto se libera, formando multitud de microburbujas de aire.

Flotación por aire inducido: La operación es similar al caso anterior, pero la generación de burbujas se realiza a través de difusores de aire, normalmente situados en la parte inferior del equipo de flotación, o bien inducida por rotores o agitadores. En este caso el tamaño de las burbujas inducidas es mayor que el caso anterior.

Históricamente la flotación se ha utilizado para separar la materia sólida o líquida flotante, es decir, con una menor densidad que el agua. Sin embargo la mejora en la generación de burbujas adecuadas y la utilización de reactivos para favorecer la operación (por ejemplo sustancias para que disminuyen la tensión superficial) ha hecho posible la utilización de esta operación para la eliminación de materia más densa que el agua. Así se utiliza en el tratamiento de aguas procedentes de refinerías, industria de los alimentos, pinturas, etc. Una típica aplicación es también, aunque no sea estrictamente tratamiento de aguas, el espesado de fangos. En esta operación se trata de “espesar” o concentrar los fangos obtenidos en operaciones como la sedimentación.

Coagulación- Floculación

Como ya se ha mencionado en varias ocasiones, en muchos casos parte de la materia en suspensión puede estar formada por partículas de muy pequeño tamaño (10^{-6} - 10^{-9}) lo que conforma una suspensión coloidal. Estas suspensiones coloidales suelen ser muy estables, en muchas ocasiones debido a interacciones eléctricas entre las partículas. Por tanto tienen una velocidad de sedimentación extremadamente lenta, por lo que haría inviable un tratamiento mecánico clásico. Una forma de mejorar la eficacia de todos los sistemas de eliminación de materia en suspensión es la adición de reactivos químicos que, en primer lugar, desestabilicen la suspensión coloidal (coagulación) y a continuación favorezcan la floculación de las mismas para obtener partículas fácilmente sedimentables. Es una operación que se utiliza a menudo, tanto en el tratamiento de aguas

residuales urbanas y potables como en industriales (industria de la alimentación, pasta de papel, textiles, etc.).

Los coagulantes suelen ser productos químicos que en solución aportan carga eléctrica contraria a la del coloide. Habitualmente se utilizan cationes de alta relación carga/masa (Fe^{3+} , Al^{3+}) junto con polielectrolitos orgánicos, cuyo objetivo también debe favorecer la floculación.

Sales de Fe^{3+} : pueden ser FeCl_3 o $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, con eficacia semejante. Se pueden utilizar tanto en estado sólido como en disoluciones. La utilización de una u otra está en función del anión, si no se desea la presencia de cloruros o sulfatos.

Sales de Al^{3+} : Suele ser $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ o policloruro de aluminio. En el primer caso es más manejable en disolución, mientras que en el segundo presenta la ventaja de mayor porcentaje en peso de aluminio por kg dosificado.

Polielectrolitos: Pueden ser polímeros naturales o sintéticos, no iónicos (poliacrilamidas) aniónicos (ácidos poliacrílicos) o catiónicos (polivinilaminas). Las cantidades a dosificar son mucho menores que para las sales, pero tanto la eficacia como el coste es mucho mayor.

En la tabla 22 se encuentra una lista con los coagulantes más utilizados para tratamiento de aguas a nivel mundial.

Tabla coagulantes
Coagulantes
NaCl
Na_2SO_4
Na_3PO_4
MgSO_4
AlCl_3
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
FeCl_3
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

Tabla 22.-Coagulantes comunmente usados en el tratamiento de aguas

Ventajas:

- (1) Eliminación de coloides y de fósforo. Agua con baja alcalinidad y alta concentración de fósforo
- (2) Eliminación de coloides y de fósforo. Agua con alta alcalinidad y baja concentración de fósforo
- (3) Eliminación de coloides. Ayudante con coagulantes metálicos

Los equipos en los que se lleva a cabo este proceso, suelen constar de dos partes bien diferenciadas: una donde se adicionan los reactivos y se somete el agua a una fuerte agitación durante un corto periodo de tiempo con el objetivo de conseguir una buena y rápida mezcla de reactivos y coloide para llevar a cabo la coagulación. Posteriormente se pasa a la zona donde la agitación es mucho menos intensa y donde el agua permanece más tiempo. En este caso el objetivo es que se produzca la floculación, de esta forma la materia en suspensión tiene unas características mucho más adecuadas para su eliminación mecánica.

Tratamientos para la eliminación de materia disuelta

Al igual que en el caso de la materia en suspensión, la materia disuelta puede tener características y concentraciones muy diversas que van desde grandes cantidades de sales inorgánicas disueltas (salmueras), orgánicas (materia orgánica biodegradable en la industria de la alimentación) hasta extremadamente pequeñas cantidades de inorgánicos (metales pesados) y orgánicos (pesticidas) pero necesaria su eliminación dado su carácter peligroso.

Algunos de estos tratamientos están siendo desplazados por otros más avanzados y emergentes, como lo son los procesos de oxidación avanzada y operaciones con membrana, y especialmente en el caso de aguas industriales.

Procesos electroquímicos

Estos procesos están basados en la utilización de técnicas electroquímicas, haciendo pasar corriente eléctrica a través del agua (que necesariamente ha de contener un electrolito) y provocando reacciones de oxidación-reducción tanto en el cátodo como en el ánodo. Por tanto se utiliza energía eléctrica como vector de descontaminación ambiental, siendo su costo una de las principales desventajas del proceso. Como ventajas cabe destacar la versatilidad de los equipos, la no de la utilización de reactivos, la presencia de fangos y la selectividad de controlar el potencial electrolítico.

Las consecuencias de las reacciones que se producen pueden ser indirectas, como en el caso de la electrocoagulación, electroflotación o electrofloculación, donde los productos formados por electrolisis sustituyen a los reactivos.

Oxidación en ánodo: En el ánodo se puede producir la oxidación de los compuestos a eliminar, tanto orgánicos como inorgánicos. Esta oxidación se puede producir directamente por una transferencia de electrones en la superficie del ánodo o bien por la generación de un agente oxidante in-situ. En este último caso se evita manipular agentes oxidantes. Entre las aplicaciones de la oxidación directa cabe destacar el tratamiento de cianuros, colorantes, compuestos orgánicos tóxicos (en algunas ocasiones haciéndolos más biodegradables), incluso la oxidación de Cr(III) a Cr(VI), más tóxico pero que de esta forma puede ser reutilizado. En rango de concentraciones con posibilidades de utilizar este tipo de tratamiento también es muy amplio.

Reducción en cátodo: La principal aplicación de esta posibilidad es la reducción de metales tóxicos. Se ha utilizado en situaciones, no poco frecuentes, de reducción de metales catiónicos desde varios miles de ppm de concentración hasta valores incluso por debajo de la ppm. Hay una primera etapa de deposición del metal sobre la superficie del cátodo que ha de continuarse con la remoción del mismo. Esto se puede hacer por raspado, disolución en otra fase, etc.

El reactor electroquímico utilizado suele ser de tipo filtro-prensa, semejante a las pilas de combustible. Este sistema permite un crecimiento modular del área. Básicamente cada módulo se compone de un elemento catódico de bajo voltaje a hidrógeno (Pt, Au, Acero Inoxidable, Ni,..) y un elemento anódico que utiliza como base los óxidos de los metales nobles anteriormente descritos.

Intercambio iónico

Es una operación en la que se utiliza un material, habitualmente denominado resinas de intercambio iónico, que es capaz de retener selectivamente sobre su superficie los iones disueltos en el agua, los mantiene temporalmente unidos a la superficie, y los cede frente a una disolución con un fuerte regenerante.

La aplicación habitual de estos sistemas, es por ejemplo, la eliminación de sales cuando se encuentran en bajas concentraciones, siendo típica la aplicación para la desmineralización y el ablandamiento de aguas, así como la retención de ciertos productos químicos y la desmineralización de jarabes de azúcar.

Las propiedades que rigen el proceso de intercambio iónico y que a la vez determinan sus características principales son las siguientes:

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

Hay sustancias naturales (zeolitas) que tienen capacidad de intercambio, pero en las industrias se utilizan resinas poliméricas de fabricación sintética con muy claras ventajas de uso.

Parámetro	Unidades	Estructura del gel	Estructura macro porosa
Diámetro de partícula	mm	0,3-1,2	0,3-1,2
Densidad	Kg m ⁻³	850	833
Tolerancia a solidos	NTU	5	5
Velocidad de lavado	m ³ h ⁻¹ m ⁻²	12,2	14,7
Tiempo de lavado	Min	20	20
velocidad de operación	m ³ h ⁻¹ m ⁻³	16-50	16-50
Velocidad de regeneración	m ³ h ⁻¹ m ⁻³	4	4
Capacidad total	Keq m ⁻³	1,5	1,8

Tabla 23.- Propiedades de típicas resinas acidas.

Entre las ventajas del proceso iónico en el tratamiento de aguas cabe destacar:

- Son equipos muy versátiles siempre que se trabaje con relativas bajas concentraciones de sales
- Actualmente las resinas tienen altas capacidades de tratamiento, resultando compactas y económicas.
- Las resinas son muy estables químicamente, de larga duración y fácil regeneración.
- Existe cierta facilidad de automatización y adaptación a situaciones específicas.

Adsorción

El proceso de adsorción consiste en la captación de sustancias solubles en la superficie de un sólido. Un parámetro fundamental en este caso será la superficie específica del sólido, dado que el compuesto soluble a eliminar se ha de concentrar en la superficie del mismo. La necesidad de una mayor calidad de las aguas está haciendo que este tratamiento esté en auge. Es considerado como un tratamiento de refinado, y por lo tanto al final de los sistemas de tratamientos más usuales, especialmente con posterioridad a un tratamiento biológico.

Factores que afectan a la adsorción:

- Solubilidad: menor solubilidad, mejor adsorción
- Estructura molecular: Mas ramificada, mejor adsorción
- Peso molecular: grandes moléculas, mejor adsorción
- Problemas de difusión interna, pueden alterar la adsorción
- Polaridad: menor polaridad, mejor adsorción
- Grado de saturación: insaturados, mejor adsorción

El sólido universalmente utilizado en el tratamiento de aguas es el carbón activo, aunque recientemente se están desarrollando diversos materiales sólidos que mejoran, en ciertas aplicaciones, las propiedades del carbón activo.

Hay dos formas clásicas de utilización de carbón activo, con propiedades diferentes y utilizado en diferentes aplicaciones:

Carbón activado granular (GAC). Se suele utilizar una columna como medio de contacto entre el agua a tratar y el carbón activado, en la que el agua entra por la parte inferior y asciende hacia la superior. El tamaño de partícula en este caso es mayor que en el otro. Se suele utilizar para eliminar elementos traza, especialmente orgánicos, que pueden estar presentes en el agua, y que habitualmente han resistido un tratamiento biológico. Son elementos, que a pesar de su pequeña concentración, en muchas ocasiones proporcionan mal olor, color o sabor al agua.

Carbón activo en polvo (CAP). Este tipo de carbón se suele utilizar en procesos biológicos, cuando el agua contiene elementos orgánicos que pueden resultar tóxicos. También se suele añadir al agua a tratar, y pasado un tiempo de contacto, normalmente con agitación, se deja sedimentar las partículas para su separación previa. Suelen ser operaciones llevadas a cabo en discontinuo.

La viabilidad económica de este proceso depende de la existencia de un medio eficaz de regeneración del sólido una vez agotada su capacidad de adsorción. El

GAC se regenera fácilmente por oxidación de la materia orgánica y posterior eliminación de la superficie del sólido en un horno. Las propiedades del carbón activo se deterioran, por lo que es necesario reponer parte del mismo por carbón virgen en cada ciclo. Por otro lado el CAP es más difícil de regenerar, pero también es cierto que es más fácil de producir. El coste es un parámetro importante a la hora de la elección del adsorbente. Alternativas al carbón activo son las zeolitas, arcillas (montmorillonita, sepiolita, bentonita, etc.), los denominados adsorbentes de bajo coste, procedentes en su mayor parte de residuos sólidos orgánicos. Recientemente se están desarrollando derivados de polisacáridos (biopolímeros derivados del almidón) (Crini, 2005). La aplicaciones de la operación de adsorción es amplia, desde un amplio abanico de sustancias orgánicas (colorantes, fenol, mercaptanos, etc) hasta metales pesados en todos sus estados de oxidación.

Tratamientos biológicos

Constituyen una serie de importantes procesos de tratamiento que tienen en común la utilización de microorganismos (entre las que destacan las bacterias) para llevar a cabo la eliminación de componentes indeseables del agua, aprovechando la actividad metabólica de los mismos sobre esos componentes. La aplicación tradicional consiste en la eliminación de materia orgánica biodegradable, tanto soluble como coloidal, así como la eliminación de compuestos que contienen elementos nutrientes (N y P). Es uno de los tratamientos más habituales, no solo en el caso de aguas residuales urbanas, sino en buena parte de las aguas industriales.

En la mayor parte de los casos, la materia orgánica constituye la fuente de energía y de carbono que necesitan los microorganismos para su crecimiento. Además, también es necesaria la presencia de nutrientes, que contengan los elementos esenciales para el crecimiento, especialmente los compuestos que contengan N y P, y por último, en el caso de sistema aerobio, la presencia de oxígeno disuelto en el agua. Este último aspecto será clave a la hora de elegir el proceso biológico más conveniente.

En el metabolismo bacteriano juega un papel fundamental el elemento aceptor de electrones en los procesos de oxidación de la materia orgánica. Este aspecto, además, tiene una importante incidencia en las posibilidades de aplicación al tratamiento de aguas. Atendiendo a cual es dicho aceptor de electrones distinguimos tres casos:

Sistemas aerobios: La presencia de O_2 hace que este elemento sea el aceptor de electrones, por lo que se obtienen unos rendimientos energéticos elevados, provocando un importante generación de fangos, debido al alto crecimiento de las bacterias aerobias. Su aplicación a aguas residuales puede estar muy condicionada por la baja solubilidad del oxígeno en el agua.

Sistemas anaerobios: En este caso el aceptor de electrones puede ser el CO_2 o parte de la propia materia orgánica, obteniéndose como producto de esta reducción el carbono es su estado más reducido, CH_4 . La utilización de este sistema, tendría, como ya se explicará, como ventaja importante, la obtención de un gas combustible.

Sistemas anóxicos: Se denominan así los sistemas en los que la ausencia de O_2 y la presencia de NO_3^- , hacen que este último elemento sea el aceptor de electrones, transformándose, entre otros, en N_2 , elemento completamente inerte. Por tanto es posible, en ciertas condiciones, conseguir una eliminación biológica de nitratos (desnitrificación).

Teniendo en cuenta todos estos aspectos, existe una gran variedad de formas de operar, dependiendo de las características del agua, así como de la carga orgánica a tratar.

Procesos biológicos aerobios

Son muchas las posibilidades de tratamiento:

Cultivos en suspensión: Proceso de fangos activados (lodos activados), y modificaciones en la forma de operar: aireación prolongada, contacto-estabilización, reactor discontinuo secuencial (SBR).

Cultivos fijos: Los microorganismos se pueden inmovilizar en la superficie de sólidos (biomasa soportada), destacando los filtros percoladores (también conocido como lechos bacterianos o filtros biológicos).

Lodos activados

Consiste en poner en contacto en un medio aerobio, normalmente en una balsa aireada, el agua residual con flóculos biológicos previamente formados, en los que se adsorbe la materia orgánica y donde es degradada por las bacterias presentes. Junto con el proceso de degradación, y para separar los flóculos del agua, se ha de llevar a cabo una sedimentación, donde se realiza una recirculación de parte de los fangos, para mantener una elevada concentración de microorganismos en el interior de reactor, además de una purga equivalente a la cantidad crecida de organismos.

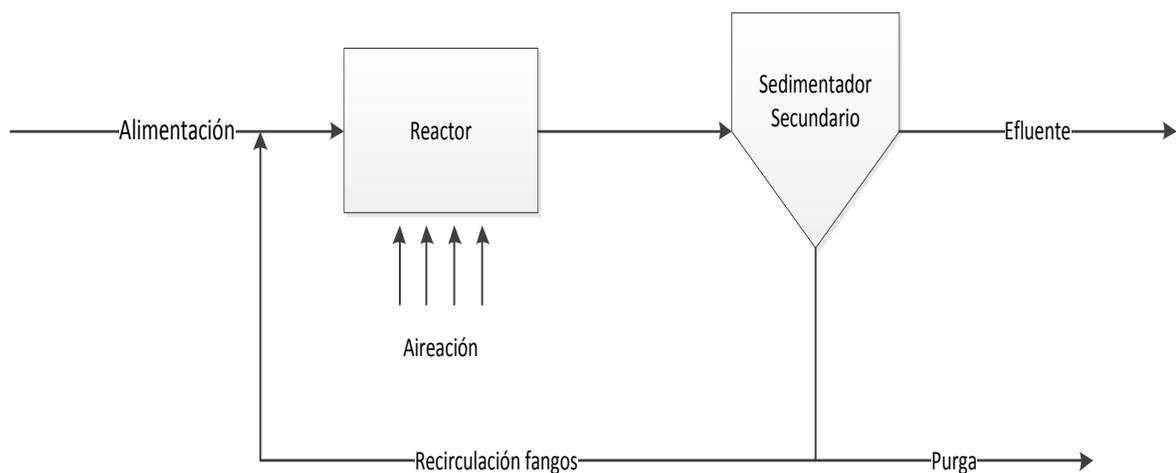


Figura 10.- Diagrama de Proceso primario Lodos activados

Dentro de los parámetros básicos de funcionamiento, un parámetro muy importante es el de la aireación. La solubilidad del oxígeno en el agua es pequeña (en torno a 8-9 mgO₂/L dependiendo de presión y temperatura) por lo que será necesario asegurar el suministro a los microorganismos, utilizando aireadores superficiales, capaces de suministrar 1 kgO₂/kW·h, o bien difusores. El valor mínimo de operación aconsejable de concentración de oxígeno disuelto es de 2 mg/l. El consumo eléctrico en esta operación será importante dentro de los costes de operación del proceso.

Otro parámetro clave en el proceso se refiere al parámetro A/M, algunas veces denominada I (intensidad de carga). Se refiere a la relación entre la carga orgánica alimentada y la cantidad de microorganismos disponibles en el sistema, con unidades kg DBO₅(o DQO) / kgSSV·día. Es un parámetro de diseño fundamental, teniendo un valor óptimo entre 0.3-0.6 para las condiciones más convencionales de funcionamiento. Además tiene una influencia determinante en la buena sedimentación posterior. La denominada “edad celular” también es un parámetro importante. Se refiere al tiempo medio que permanecen los fangos (flóculos, microorganismos) en el interior del sistema. Esta magnitud suele tener un valor de 5-8 días en condiciones convencionales de operación.

Modificaciones del proceso básico

Son procesos de fangos activados, pero se diferencian en la forma de operar.

Aireación prolongada. Se suele trabajar con relaciones A/M más pequeñas (mayores tiempos de residencia), consiguiendo mayores rendimiento en la degradación de materia orgánica. Otra ventaja añadida es la pequeña generación de fangos de depuradora. Es interesante su utilización, además, cuando se pretendan eliminar compuestos con nitrógeno simultáneamente con la materia orgánica.

Contacto estabilización: En el reactor de aireación se suele trabajar con menores tiempos de residencia (sobre una hora) pretendiendo que se lleve a cabo solo la adsorción de la materia orgánica en los flóculos. La verdadera degradación se realiza en una balsa de aireación insertada en la corriente de recirculación de fangos, tal y como muestra la figura 9, donde la concentración de fangos es mucho más elevada que en el primer reactor. Es interesante esta opción cuando buena parte de la materia orgánica a degradar se encuentra como materia en suspensión.

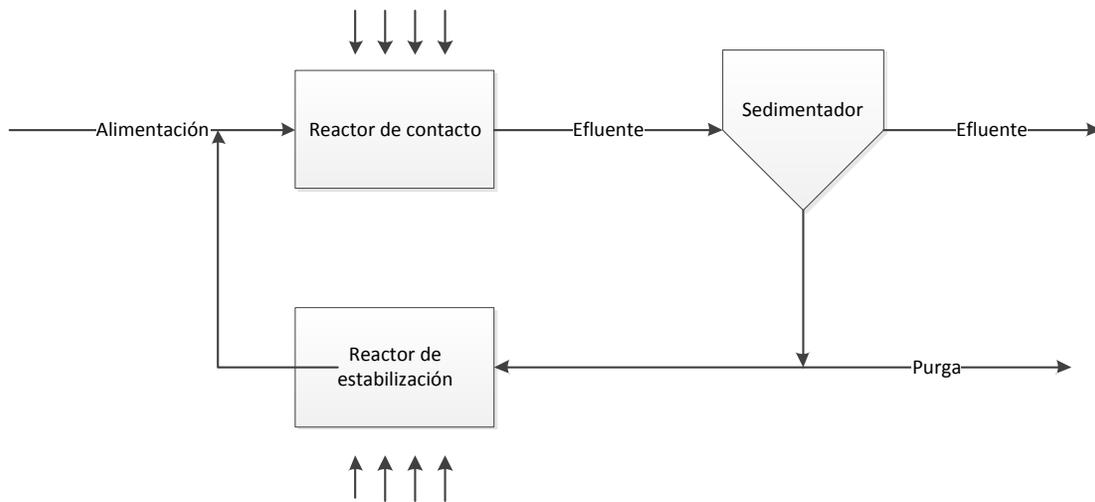


Figura 11.- Diagrama de proceso secundario de lodos activados

Reactores discontinuos secuenciales (SBR): Todas las operaciones (aireación y sedimentación) se llevan a cabo en el mismo equipo, incluyendo una etapa de llenado y terminando con la evacuación del agua tratada. Es una opción muy válida para situaciones en las que se dispone de poco espacio, como ocurre en muchas industrias. Son versátiles en cuanto a las condiciones de operación y habitualmente se utilizan columnas de burbujeo como reactores.

Parámetros de operación típicos en procesos de fangos activados

	Convencional	Aireación prolongada	Contacto estabilización
A/M (Kg DBO ₅ /KgXV d)	0,2-0,4	0,05-0,15	0,2-0,6
TRH (h)	4-8	18-36	3-6
TRS (d)	5-15	20-30	5-15
MLTSS (ppm)	1500-3000	1500-5000	4000-9000
Carga orgánica (KgDBO ₅ /m ³ d)	0,3-0,6	0,1-0,4	1,0-1,2
r(%)	25-50	5-15	5-15

Tabla 24.- Parametros de operación por tipo de sistema de tratamiento

Procesos aerobios con masa soportada

Otra de las formas para conseguir concentraciones suficientes de microorganismos, sin necesidad de recirculación, es favoreciendo su crecimiento en la superficie de sólidos.

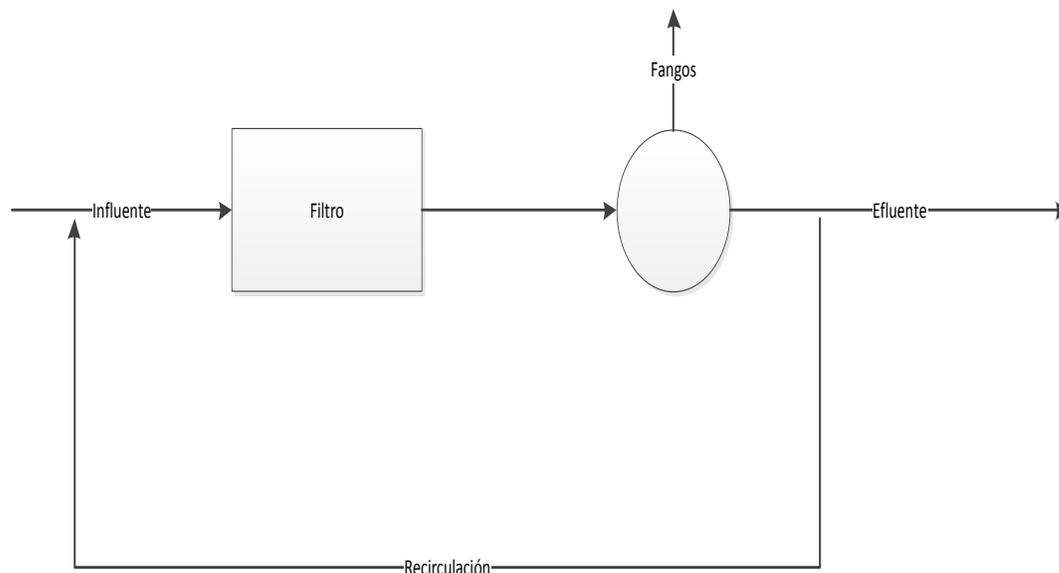
Se evitan de esta forma los posibles problemas en la sedimentación y recirculación de fangos, frecuente en los procesos clásicos de fangos activados. Sin embargo el aporte de oxígeno será de nuevo un factor importante, consiguiéndose en este caso bien en la distribución del líquido, bien por movimiento del sistema.

Filtros percoladores:

También denominados filtros biológicos o lechos bacterianos. Son los sistemas aerobios de biomasa inmovilizada más extendidos en la industria. Suelen ser lechos fijos de gran diámetro, rellenos con rocas o piezas de plástico o cerámica con formas especiales para desarrollar una gran superficie. Sobre la superficie crece una fina capa de biomasa, sobre la que se dispersa el agua residual a tratar, que moja en su descenso la superficie. Al mismo tiempo, ha de quedar espacio suficiente para que circule aire, que asciende de forma natural. El crecimiento de

la biomasa provoca que parte de los microorganismos se desprendan de la superficie, y por lo tanto, seguirá siendo necesaria una sedimentación posterior para su separación del efluente. En general también se realiza una recirculación de parte del efluente limpio, una vez producida la separación. Un esquema sencillo se muestra en la figura 12.

En estos sistemas, la velocidad de carga orgánica es el parámetro más importante, teniendo rangos de aplicación en la industria desde 30 a 10.000 kgDBO5/día y 100m³ de reactor, siendo los tamaños muy variables (desde 2 hasta 10 m de altura). En la figura 10 se muestra el diagrama básico de operación de un filtro percolador.



Figura

12.- Diagrama de operación de un filtro percolador

Contactores Biológicos Rotatorios (RBC):

Biodiscos: Consisten en una serie de placas o discos, soportados en un eje y parcialmente sumergidos (40%) en una balsa que contiene el agua residual. El eje junto con los discos, gira lentamente. Sobre la superficie de los disco crece la biopelícula, que sucesivamente, se “moja” y entra en contacto con el aire,

produciéndose la degradación de la materia orgánica. Son fáciles de manejar y convenientes cuando se trata de pequeños caudales. Normalmente el tamaño es de entre 1 y 3 m de diámetro, están separados unos 10-20 cm y con velocidades de giro de 0.5-3 rpm.

Procesos biológicos anaerobios

El tratamiento anaerobio es un proceso biológico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Cuando éstas tienen una alta carga orgánica, se presenta como única alternativa frente al que sería un costoso tratamiento aerobio, debido al suministro de oxígeno. El tratamiento anaerobio se caracteriza por la producción del denominado “biogas”, formado fundamentalmente por metano (60-80%) y dióxido de carbono (40-20%) y susceptible de ser utilizado como combustible para la generación de energía térmica y/o eléctrica. Además, solo una pequeña parte de la DQO tratada (5-10%) se utiliza para formar nuevas bacterias, frente al 50-70% de un proceso aerobio. Sin embargo, la lentitud del proceso anaerobio obliga a trabajar con altos tiempos de residencia, por lo que es necesario diseñar reactores o digestores con una alta concentración de microorganismos.

Realmente, es un complejo proceso en el que intervienen varios grupos de bacterias, anaerobias, en el que, a través de una serie de etapas y en ausencia de oxígeno, se desemboca fundamentalmente en la formación de metano y dióxido de carbono. Cada etapa del proceso, que se describen a continuación, la llevan a cabo grupos distintos de bacterias, que han de estar en perfecto equilibrio.

Hidrólisis:

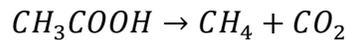
La hidrólisis es la ruptura de moléculas grandes, solubles e insolubles, en moléculas de menor tamaño que pueden ser transportadas dentro de las células y metabolizadas. En este proceso no se produce metano, y en la mayor parte de los casos supone una etapa que se desarrolla lentamente.

Formación de ácidos (acidogénesis) y acetato (acetogénesis):

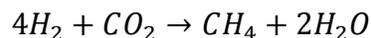
Los productos finales de la hidrólisis son transformados en ácidos orgánicos de cadena corta, otros compuestos de bajo peso molecular, hidrógeno y dióxido de carbono. Estas bacterias son altamente resistentes a variaciones en las condiciones ambientales. Por ejemplo, aunque el pH óptimo para el desarrollo de su actividad metabólica es 5-6, los procesos anaerobios generalmente son conducidos a pH 7, y aún en estas condiciones su actividad metabólica no decae.

Metanogénesis:

La formación de metano, siendo este el último producto de la digestión anaerobia, ocurre por dos grandes rutas: La primera de ellas, es la formación de metano y dióxido de carbono a partir del principal producto de la fermentación, el ácido acético. Las bacterias que consumen el ácido acético se denominan bacterias acetoclastas. La reacción, planteada de forma general, es la siguiente:



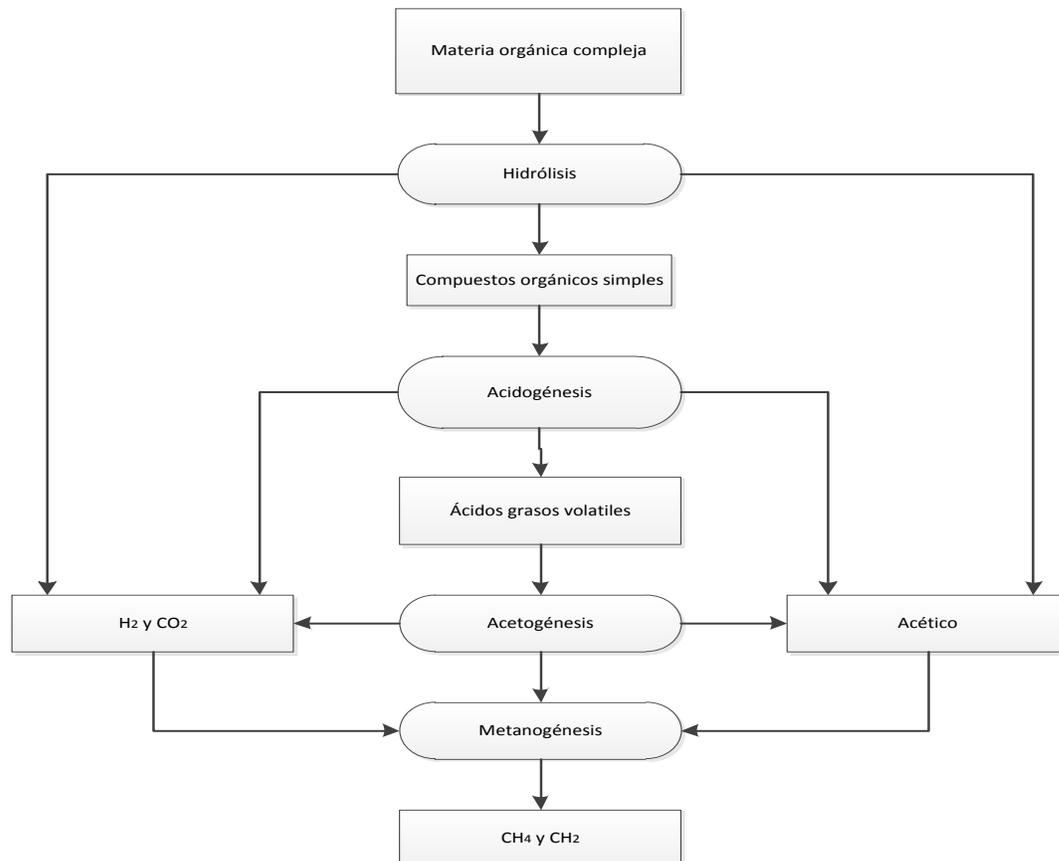
Algunas bacterias metanogénicas son también capaces de usar el hidrógeno para reducir el dióxido de carbono a metano según la reacción.



La metanogénesis es la etapa crítica en el proceso de degradación, por las características de las bacterias que la llevan a cabo, y por ser la más lenta de todo el proceso. En buena medida, la digestión anaerobia se ha de llevar a cabo en las condiciones óptimas para el buen funcionamiento de estas bacterias metanogénicas.

Actualmente está ampliamente aceptado que la degradación de la materia orgánica sigue una distribución como la detallada, y que se muestra resumida en la figura 11.

Esquema de la ruta de degradación anaerobia



Figura

13.- Diagrama de la ruta de degradación anaerobia.

Entre las ventajas más significativas del tratamiento anaerobio frente al aerobio cabe destacar la alta eficacia de los sistemas, incluso en aguas residuales de alta carga, el bajo consumo de energía, pequeña producción de fangos y por tanto, pequeño requerimiento de nutrientes, así como su eficacia ante alteraciones importantes de carga y posibilidad de grandes periodos de parada sin alteración importante en la población bacteriana. Sin embargo, como desventajas caben destacar la baja efectividad en la eliminación de nutrientes y patógenos, generación de malos olores y la necesidad de un post-tratamiento, generalmente

aerobio, para alcanzar los niveles de depuración demandados, así como los generalmente largos periodos de puesta en marcha.

Condiciones de operación

Tanto las variables físicas como las químicas influyen en el hábitat de los microorganismos. En los procesos anaerobios es importante tener en cuenta la influencia de factores medioambientales. Las bacterias formadoras de metano son las más sensibles a estos factores, por lo que un funcionamiento inadecuado de las mismas puede causar una acumulación de productos intermedios (ácidos) y desestabilizar por completo el sistema. Entre las variables más importantes se encuentran la temperatura, el pH y la disponibilidad de nutrientes. Por otro lado, la mezcla es un factor importante en el control del pH y en la uniformidad de las condiciones medioambientales. Una buena mezcla distribuye las propiedades tampón a todo el reactor y evita la concentración de metabolitos intermedios que pueden ser causa de inhibición para las bacterias metanogénicas.

Los parámetros de seguimiento y control de un digestor anaerobio pueden situarse en la fase sólida (materiales orgánicos e inorgánicos en suspensión); fase líquida (parámetros fisicoquímicos y composición) y gaseosa (producción y composición) Estos parámetros pueden tener diferente significado y utilidad según la situación particular del equipo, que puede encontrarse en un período de puesta en marcha, en estado estacionario para sistemas continuos, o en sistemas discontinuos. Entre los parámetros de operación se pueden mencionar velocidad de carga orgánica, toxicidad, velocidad volumétrica de flujo, tiempo de retención hidráulico, concentración de sólidos volátiles en el reactor, producción de fangos, etc.

Reactores utilizados

El desarrollo del tratamiento anaerobio ha sido paralelo al desarrollo del tipo de reactor donde llevar a cabo el proceso. Dado el bajo crecimiento de las bacterias metanogénicas y la lentitud con la que llevan a cabo la formación de metano, es necesario desarrollar diseños en los que se consiga una alta concentración de microorganismos (SSV) en su interior si se quiere evitar el utilizar reactores de gran tamaño. Para conseguirlo, habitualmente es necesario que el tiempo de retención hidráulico (TRH) sea inferior al tiempo de retención de sólidos (TRS) y esto se puede hacer por distintos medios. A todos estos reactores se les denomina de alta carga, dado que son los únicos que pueden tratar aguas con elevada carga orgánica de una forma viable.

Reactor de contacto (mezcla completa con recirculación de biomasa):

Se trata del equivalente al proceso de fangos activados aerobio. Consiste un tanque cerrado con un agitador donde tiene una entrada para el agua residual a tratar y dos salidas, una para el biogás generado y otra para la salida del efluente. Este efluente se lleva a un decantador donde es recirculada la biomasa de la parte inferior del decantador al reactor, para evitar la pérdida de la misma. Los principales problemas que presentan radican en la necesidad de recircular los lodos del decantador y de una buena sedimentación de los mismos.

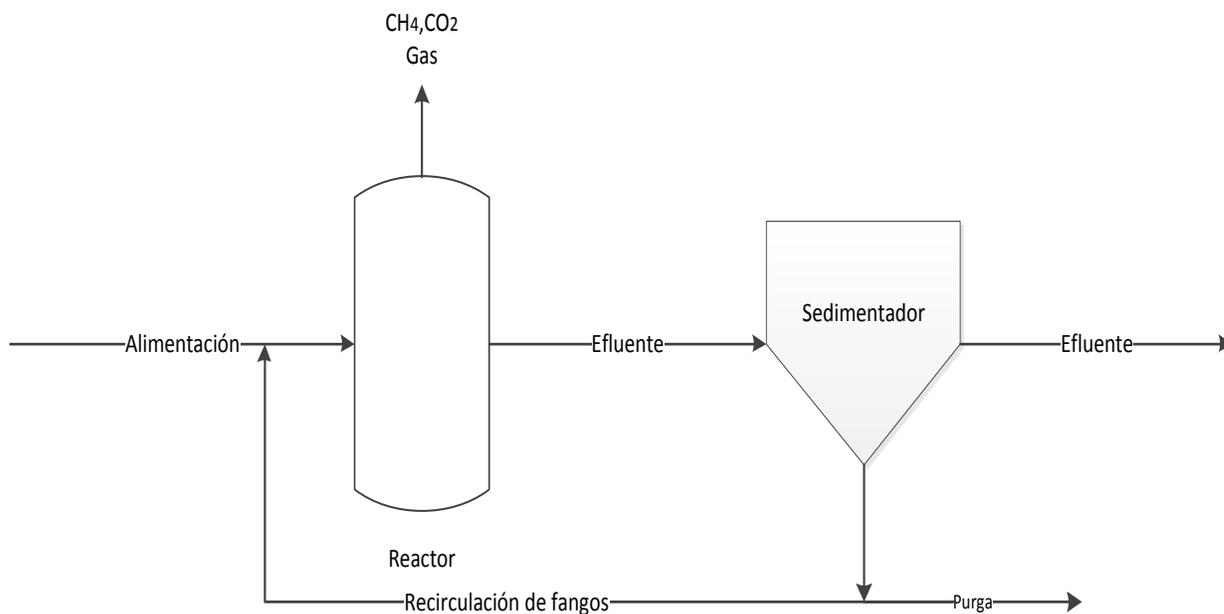


Figura 14.- Diagrama de operación de un reactor de mezcla completa con recirculación de biomasa

Estos reactores solucionan el problema de recirculación de lodos al aumentar la concentración de biomasa en el reactor manteniéndola en su interior. Estos reactores fueron desarrollados en Holanda, por el Prof. Lettinga en la década de los 80. Se trata de un reactor cuyo lecho está formado por gránulos de biomasa. Estos gránulos son porosos y con una densidad poco mayor que la del líquido, con lo que se consigue un buen contacto de éste con la biomasa. Los reactores suelen tener en su parte superior un sistema de separación gas-sólido-líquido, puesto que se acumula biogás alrededor de las partículas, éstas manifiestan una tendencia a ascender separándose con estos dispositivos. Se consigue una alta concentración de biomasa dentro del reactor que conlleva una elevada velocidad de eliminación de materia orgánica con rendimientos elevados de depuración. El agua residual se introduce por la parte inferior, homogéneamente repartida y ascendiendo lentamente a través del manto de lodos (gránulos). Los principales problemas que tiene este tipo de reactor son: puesta en marcha, ya que se ha de conseguir que se desarrollen gránulos lo más estables posibles, la incidencia negativa que tiene el que el agua residual a tratar contenga una gran cantidad de sólidos en

suspensión y la deficiente mezcla en la fase líquida que se logra. Este último problema se soluciona de una forma eficaz recirculando parte del gas producido e inyectándolo en la parte inferior de equipo, consiguiendo una expansión del manto de lodos, y por lo tanto, una buena mezcla. A estos reactores se les denomina EGSB (Expanded granular sludgeblanket). Habitualmente la relación altura/diámetro es mayor que para los convencionales UASB siendo capaces de alcanzar mayores cargas orgánicas (10-25 kg DQO/m³·día). También recientemente se ha desarrollado un sistema semejante denominado Internal Circulation (IC). Estos tipos de reactores han conseguido una muy alta implantación en el mercado, mostrándose como los más fiables para todo tipo de aguas residuales de alta carga, especialmente las que tiene un bajo contenido de sólidos en suspensión.

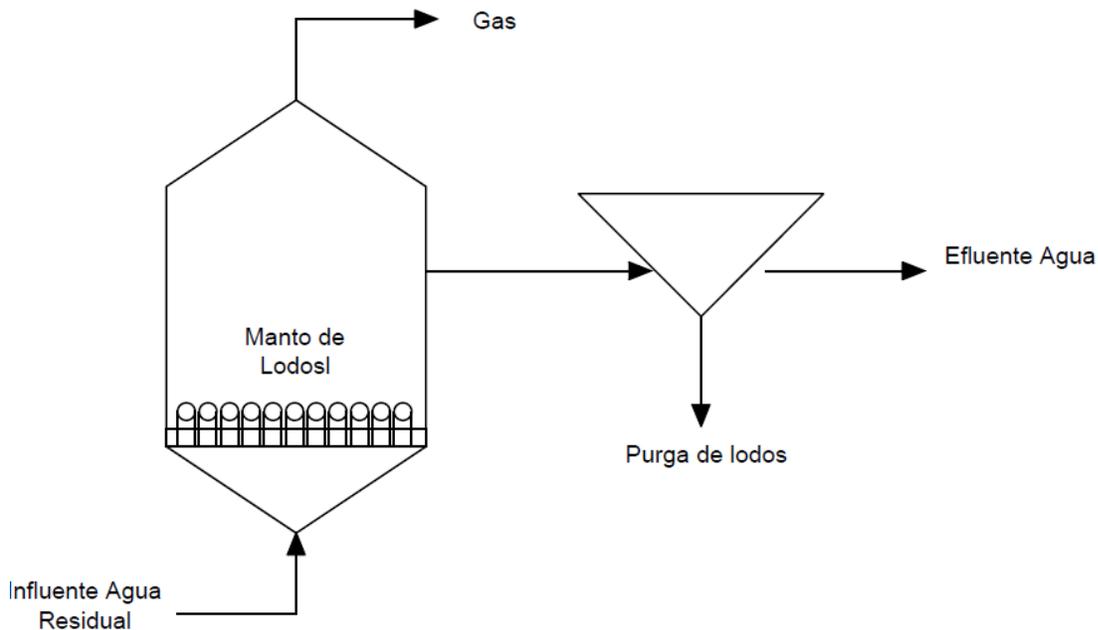


Figura 15.- Diagrama de flujo de operación de un reactor de contacto con cama de lodos.

Filtro anaerobio (FA): En este caso, los microorganismos anaerobios se desarrollan sobre la superficie de un sólido formando una biopelícula de espesor variable. El sólido permanece inmóvil en el interior del equipo, habitualmente una columna, constituyendo un lecho fijo. El agua residual se hace circular a través del lecho, bien con flujo ascendente o bien descendente, donde entra en contacto con

la biopelícula. Son sistemas tradicionalmente utilizados en muchas depuradoras de aguas residuales industriales con alta carga orgánica. Resisten muy bien alteraciones de carga en el influente pero no aceptan gran cantidad de sólidos en suspensión con el influente. El rango típico de cargas tratadas desde 5- 15 KgDQO/m³·día.

Reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF): Son columnas en cuyo interior se introducen partículas de un sólido poroso (arena, piedra pómez, biolita, etc..) y de un tamaño variable (1-5 mm) con el objetivo de que sobre su superficie se desarrolle una biopelícula bacteriana que lleve a cabo la degradación anaerobia. Para que las partículas permanezcan fluidizadas (en suspensión), es necesario realizar una recirculación del líquido, para que la velocidad del mismo en el interior de la columna sea suficiente como para mantener dichas partículas expandidas o fluidizadas. Este tipo de equipos se han comprobado como muy eficaces, al menos en escala laboratorio o planta piloto. Se consiguen muy altas concentraciones de microorganismos, así como una muy buena mezcla en el lecho. Sin embargo su implantación a nivel industrial no ha alcanzado las expectativas que se crearon.

El tratamiento anaerobio, por tanto, constituye una forma eficaz de tratar aguas y residuos de alta carga orgánica, siendo una tecnología madura y contribuyendo no solo a la eliminación de la materia orgánica, sino a su aprovechamiento energético derivado de la utilización del metano producido.

Dependiendo del tipo de agua residual y de otros factores relacionados con cada aplicación particular, una tecnología anaerobia puede ser más apropiada y eficaz que otra.

Procesos biológicos de eliminación de nutrientes

Otra de las aplicaciones de los tratamientos biológicos es la eliminación de nutrientes, es decir, de compuestos que contienen tanto nitrógeno como fósforo.

Tratamiento biológico de compuestos con nitrógeno

Los compuestos con nitrógeno sufren una serie de transformaciones como consecuencia de la acción de distintos organismos. En primer lugar un lugar, una serie de bacterias autótrofas son capaces de llevar a cabo una nitrificación, con demanda e oxígeno; otra serie de bacterias desnitrificantes llevan a cabo la eliminación de NO_3^- , en un sistema anóxico donde el propio nitrato actúa de aceptor de electrones, siendo en este caso bacterias heterótrofas, es decir su fuente de carbono es materia orgánica. Este proceso en su conjunto es conocido como nitrificación-desnitrificación. De esta forma y en dos reactores consecutivos se puede llevar a cabo la eliminación de compuestos con nitrógeno: primero en un reactor aerobio seguido de otro con condiciones anóxicas, pero en el que será necesario adicionar una fuente de carbono para el desarrollo de las bacterias desnitrificantes. El sistema en su conjunto suele ser semejante al proceso de fangos activados, pero utilizando los reactores en las condiciones comentadas.

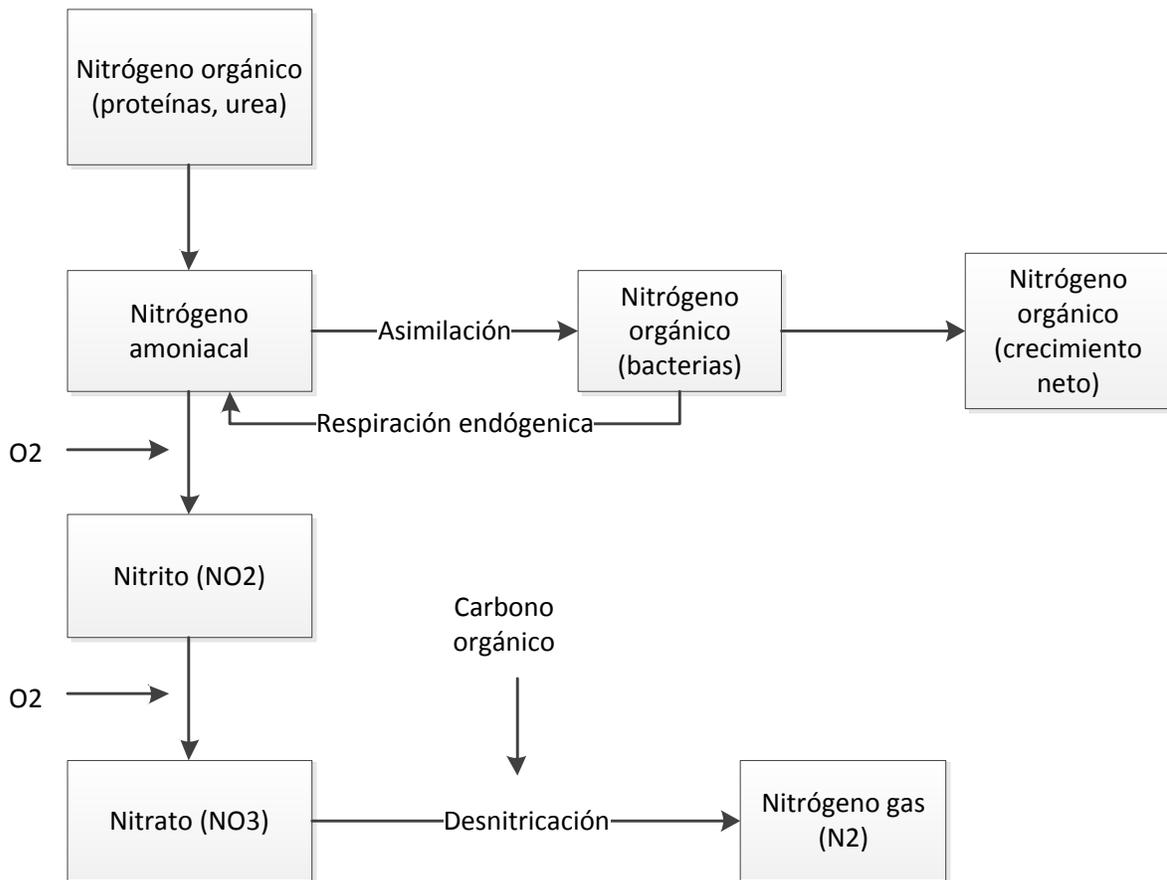


Figura 16.- Tren de tratamiento de eliminación de nutrientes nitrogenados

Sin embargo, es muy común la presencia de materia orgánica con materia nitrogenada en aguas residuales, no solo en aguas residuales urbanas, y la tendencia es la eliminación conjunta de ambos contaminantes. En este caso no se puede seguir la secuencia mencionada: En el primer reactor de nitrificación la materia orgánica inactivaría las bacterias nitrificantes, y en el segundo se necesitaría materia orgánica. Para evitar estos problemas, es necesario iniciar el proceso con un reactor anóxico, donde la materia orgánica del agua residual actúa como fuente de carbono, pero sería necesario recircular parte del efluente del segundo reactor de nitrificación: en este reactor se producirán nitratos, y sería un reactor aerobio. Un esquema simplificado se muestra en la figura 15.

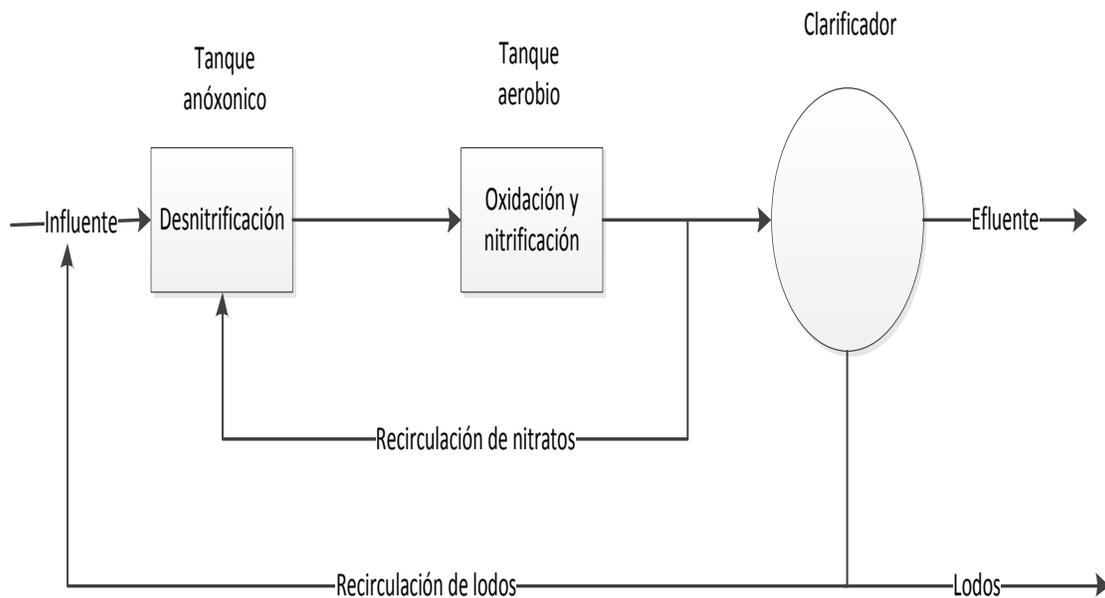


Figura 17.- Diagrama de proceso para la eliminación de nitrógenos nitrogenados.

El proceso es semejante al de fangos activados, pero para que se alcance la nitrificación y desnitrificación es necesario trabajar con relaciones A/M por debajo de 0.15 días⁻¹, como ocurre en procesos de aireación prolongada. Otra forma de llevar a cabo la eliminación conjunta de compuestos con nitrógeno y materia orgánica utilizando un único reactor es en los denominados “canales de

oxidación”, en los que tanto el punto de alimentación del agua residual como el de aireación han de tener unas posiciones estratégicas, como se indica en la figura 16.

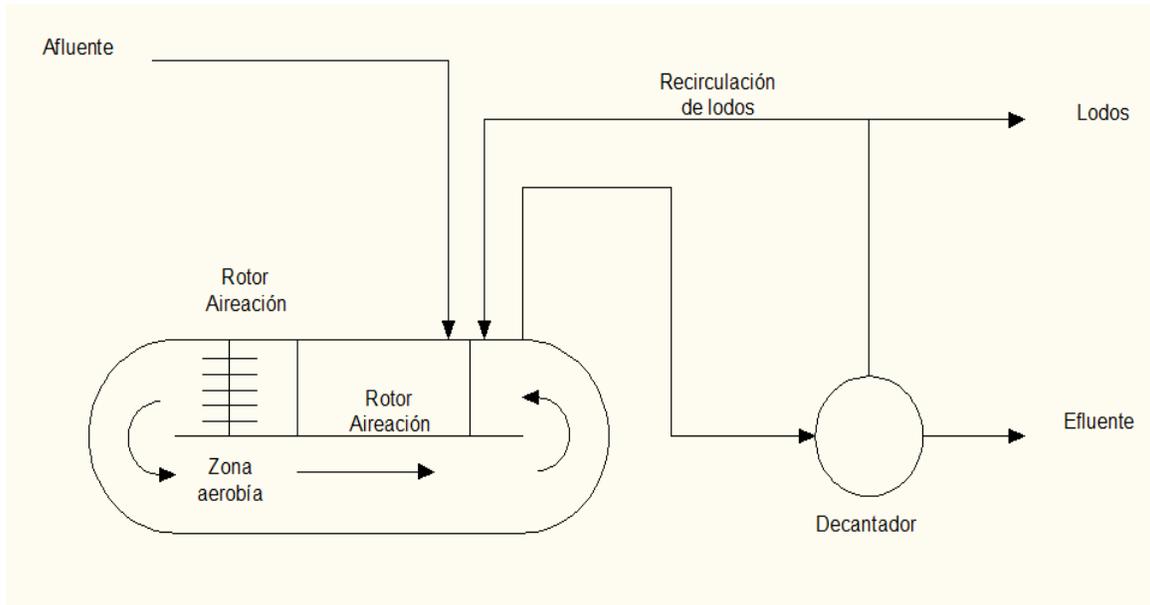


Figura 18.- Diagrama de proceso para un canal de oxidación.

Eliminación biológica del fósforo

Aunque la eliminación del fósforo (en forma de fosfato) ha sido tradicionalmente por precipitación con Ca^{2+} , se han desarrollado métodos para su eliminación biológica, más allá de lo que supone la simple asimilación por parte de los organismos para integrarlo en su crecimiento celular. Todavía no está perfectamente descrita la acción de los microorganismos, entre los que son especialmente activos los Acinetobacter. Los métodos están basados en someter inicialmente a la masa bacteriana a un ambiente anaerobio, donde los microorganismos parece que tienen tendencia a no consumir fósforo para el crecimiento debido a la presencia de ácido acético. Sin embargo, si posteriormente son sometidos a un sistema aerobio, consumen con “avidez” fósforo, momento en el que se sedimentan y separan. Son muchos los procesos que se han desarrollado, tanto para la eliminación conjunta de P y materia orgánica, como para también la materia nitrogenada. En todos ellos el reactor

suele ser un balsa alargada, compartimentada de forma que en cada zona se somete a la masa microbiana al ambiente adecuado (anaerobio, anóxico, aerobio). En la figura 17 se muestra la secuencia para la eliminación conjunta de materia orgánica, y compuestos con N y P.

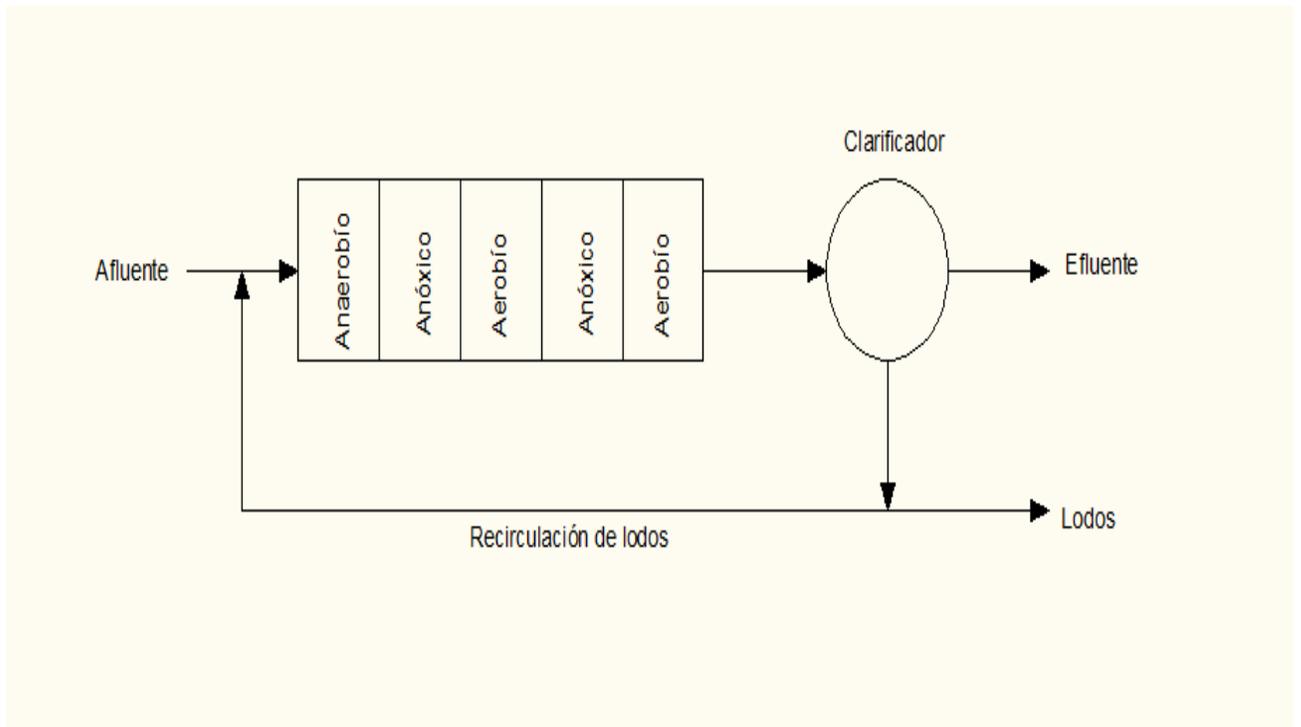


Figura 19.- Diagrama de proceso para la eliminación de materia orgánica, Fosforo y Nitrogeno.

Oxidación química

Incineración:

Consiste en la oxidación térmica completa del residuo en fase gas y a temperatura elevada. Es un método útil únicamente cuando se trata de pequeñas cantidades de aguas con una concentración elevada de contaminantes oxidables. En caso contrario, los costes de operación asociados a la necesidad de utilizar un combustible auxiliar, se vuelven excesivos. Aunque los costes de inmovilizado son elevados, la tecnología está bien establecida. Puede ser una buena elección tecnológica cuando se utiliza en combinación con una operación de separación previa que concentre el contaminante, por ejemplo una ultrafiltración. Aun así, en

el tratamiento de efluentes líquidos resulta una técnica costosa además de impopular.

Oxidación húmeda no catalítica:

La oxidación húmeda es un proceso clásico de tratamiento que se ha venido aplicando desde hace más de cincuenta años y en el cual la materia orgánica, soluble o en suspensión, se oxida con oxígeno disuelto procedente de aire o corrientes gaseosas enriquecidas en oxígeno. La química del proceso transcurre por vía radicalaria, de forma que son los radicales formados a partir del oxígeno, los que reaccionan con la materia orgánica. Por este motivo, la oxidación húmeda, tanto catalítica como no catalítica, se incluye a veces entre los procesos avanzados de oxidación, cuya característica definitoria es la implicación de radicales hidroxilo como agentes oxidantes indirectos. Aquí se ha reservado, sin embargo, la denominación de avanzados para los procesos basados específicamente en la promoción de radicales hidroxilo. Los demás, que pueden incluir hidroxilos entre las especies oxidantes, pero cuyo diseño no está determinado por su generación, se han clasificado como procesos de oxidación directa. Una característica esencial de los procesos de oxidación húmeda no catalítica es la formación de ácidos carboxílicos como productos finales no mineralizables y que esencialmente corresponden a los ácidos fórmico, acético y oxálico. La proporción de estos compuestos es variable en función de los parámetros de diseño del proceso, pero típicamente representan el 5-10% del Carbono Orgánico Total (TOC) del efluente de partida. Puesto que se trata de compuestos biodegradables, es posible limitar la extensión de la oxidación teniendo en cuenta que se trata de compuestos que no presentan problemas de toxicidad en depuradoras. Si, por el contrario, las concentraciones de contaminante son bajas y no es posible utilizar la oxidación como pretratamiento antes de un sistema de depuración biológica, es necesario utilizar catalizadores con el fin de evitar temperaturas de proceso prohibitivas. La temperatura de tratamiento de los procesos de oxidación húmeda es función de la naturaleza de los compuestos que se deben degradar, pero en general oscila entre 150 y 350°C con una presión de operación entre 20 y 200 bar dependiendo esencialmente de la

temperatura. El rendimiento de la oxidación, medido como porcentaje de demanda química de oxígeno oscila entre el 75 y el 90%. La oxidación húmeda se puede aplicar en corrientes cuyo contenido en materia oxidable oscile entre 500 y 15000 mg/L de demanda química de oxígeno y se vuelve autotérmica para valores de demanda química de oxígeno superiores a 20 g/L.

Oxidación húmeda catalítica (CWAO):

En casos en los que sea necesario alcanzar una tasa de mineralización alta, el proceso de oxidación húmeda se puede llevar a cabo en presencia de catalizadores con el fin de acelerar la velocidad de la reacción de degradación de los compuestos orgánicos. La oxidación húmeda catalítica (CWAO) es capaz de mineralizar la práctica totalidad de los contaminantes orgánicos junto con compuestos inorgánicos tales como cianuros y amoníaco y como la oxidación húmeda, puede utilizar aire u oxígeno como agente oxidante. El catalizador hace posible la operación en condiciones de temperatura y presión más moderadas que las de la oxidación húmeda no catalítica y, por tanto, mejorar el balance económico del proceso. Los catalizadores suelen ser metales u óxidos metálicos soportados, pero también se han estudiado otras sustancias, tanto en sistemas homogéneos como heterogéneos. La oxidación húmeda catalítica permite llevar a cabo la oxidación de compuestos orgánicos en agua a presión moderada (en cualquier caso superior a la presión de vapor del agua y en general en el rango 15-50 bar) y a una temperatura comprendida entre 120°C y 250°C, que es función esencialmente del tipo de catalizador. La eficacia del proceso en cuanto a la reducción de DQO puede oscilar entre el 75% y el 99%: el catalizador permite alcanzar grados de oxidación elevados o trabajar con menores tiempos de residencia a eficacia reducida, un equilibrio que decide el tipo de contaminante a eliminar. La oxidación húmeda catalítica está particularmente indicada en el caso de efluentes concentrados (demandas químicas de oxígeno mayores que 10000 mg/L, para las cuales el proceso no requiere aporte externo de energía) o que

contengan compuestos no biodegradables o tóxicos para los sistemas biológicos de depuración. El proceso no es eficaz económicamente frente a los procesos avanzados de oxidación en el caso de efluentes con baja carga orgánica (demandas químicas de oxígeno menores que 5000 mg/L).

Oxidación húmeda supercrítica:

En los procesos de oxidación húmeda mencionados hasta ahora el oxidante primario debe atravesar la interfase gas-líquido. Esto impone limitaciones al diseño de reactores puesto que debe de tenerse en cuenta una posible limitación a la velocidad de transferencia de materia. Si se rebasa el punto crítico del agua (647.096 K, y 22.064 MPa) desaparece la diferencia entre fases a la vez que los coeficientes de transporte alcanzan valores elevados, lo que permite operar con velocidades de oxidación elevadas. De esta forma, los compuestos orgánicos tóxicos y refractarios a la oxidación pueden degradarse con gran eficacia a temperaturas comprendidas entre 400 y 650° C con tiempos de residencia muy pequeños (30-90 s). Además, el proceso permite tratar efluentes con contaminantes muy diversos, incluyendo metales, que son transformados en sus óxidos. Por otro lado, la presión que requiere la oxidación supercrítica es muy elevada y en las condiciones de presión y temperatura de la operación existe una fuerte incidencia de la corrosión debida a la oxidación de halógenos, fósforo y azufre, factores ambos que fuerzan a utilizar materiales costosos. Finalmente, en agua supercrítica la solubilidad de muchos compuestos inorgánicos es pequeña, por lo que las sales tienden a depositarse en el reactor y en las conducciones ocasionando problemas de erosión y taponamiento. La Tabla 25 resume alguna de las características más importantes de los procesos de oxidación directa con énfasis especial en sus limitaciones. De nuevo es conveniente indicar, que la diferencia entre procesos de oxidación directa y procesos avanzados de oxidación es bastante arbitraria y que se ha reservado la denominación de “avanzados” para los procesos basados en la generación de radicales hidroxilo en su versión más restrictiva.

TRATAMIENTO	CONDICIONES	RENDIMIENTO
Incineración	>800 °C	>99%
limitaciones:		
Si el poder calorífico es inferior a 3000 kj/kg en necesario utilizar un combustible adicional		
Oxidación húmeda no catalítica	150-300 °C, 20-200 bar	75-90%
limitaciones:		
DQO inicial: 500-15000 mg/L, no se alcanza la mineralización completa		
Oxidación húmeda catalítica	120-250 °C, 5-25 bar	75-99%
limitaciones:		
DQO inicial > 10000 mg/L, el proceso depende de un catalizador, la estabilidad de algunos catalizadores no es satisfactoria.		
Oxidación húmeda supercrítica	400-650 °C, 5-25 bar	>99.9%
limitaciones:		
DQO inicial > 50 g/L DQO, el medio de reacción es corrosivo, la deposición de sales puede bloquear los equipos, los compuestos que tienen nitrógeno mineralizan con dificultad.		

Tabla 25.- Limitaciones de los procesos de oxidación.

Procesos avanzados de oxidación

Los procedimientos avanzados de oxidación se definen como “aquellos procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos orgánicos del medio”. Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales OH^\cdot y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan. Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación ultravioleta y fotocatalisis. Una relación completa se indica en la Tabla 26. Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los procesos avanzados de oxidación se caracterizan también por su baja selectividad; pero lo que en un proceso de producción puede ser una desventaja,

es sin embargo una característica deseable en el caso de la eliminación de contaminantes de aguas residuales.

Procesos homogéneos	
Sin aporte externo de energía	
	Ozonización en medio alcalino (O_3/OH^-)
	Ozonización con peróxido de hidrogeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/H_2O_2/OH^-$)
	Peróxido de hidrogeno y catalizador (H_2O_2/Fe^{2+})
Con aporte externo de energía	
a)	Energía procedente de radiación ultravioleta (UV)
	Ozonización y radiación ultravioleta (O_3/UV)
	Peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta (H_2O_2/UV)
	Ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta ($O_3/H_2O_2/UV$)
	Foto-Fenton ($Fe^{2+}/H_2O_2/UV$)
b)	Energía procedente de ultrasonidos (US)
	Ozonización y ultrasonidos (O_3/US)
	Peróxido de hidrógeno y ultrasonidos (H_2O_2/US)
c)	Electroquímica
	Oxidación electroquímica
	Oxidación anódica
Procesos heterogéneos	
	Ozonización catalítica ($O_3/Cat.$)
	Ozonización fotocatalítica ($O_3/TiO_2/UV$)
	Fotocatálisis heterogénea ($H_2O_2/TiO_2/UV$)

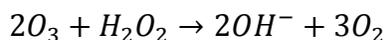
Tabla 26.- Procesos avanzados de oxidación

Por otro lado, se trata de procesos que utilizan reactivos costosos tales como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que otros procesos más baratos, como los biológicos, no sean posibles. Su máximo potencial se explota cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos, a fin de conseguir la máxima economía de oxidante. Una característica común a todos los procesos avanzados de oxidación es su capacidad para tratar efluentes con concentraciones menores que 5 g/L de demanda química de oxígeno. Para mayores concentraciones, el elevado consumo de agente oxidante y la mejora en el balance energético del proceso, hacen preferibles las técnicas de oxidación directa tales como la oxidación húmeda.

Ozonización en medio alcalino:

El ozono es inestable en agua: tiende a descomponerse en una secuencia de reacciones que generan radicales entre los que se encuentra el radical hidroxilo. A valores de pH elevados, la velocidad de autodescomposición de ozono en agua se incrementa y con ella, la velocidad de generación de radicales. En estas condiciones, la oxidación de los compuestos orgánicos contenidos en el efluente, se produce por la combinación de dos mecanismos: la vía directa que representa la reacción entre la molécula orgánica y el ozono disuelto, y la vía indirecta, mediante la cual los radicales hidroxilo actúan como oxidantes. La vía indirecta se beneficia de la elevada velocidad de reacción entre moléculas orgánicas y radicales hidroxilo, típicamente, entre 10⁶ y 10⁹ veces mayor que la reacción directa con ozono molecular. La principal desventaja del proceso, como de todos los que implican la utilización de ozono, es el coste de su generación mediante descarga eléctrica. La energía que se requiere para la síntesis de ozono a partir de aire oscila entre 22 y 33 kWh/kg O₃, mientras que a partir de oxígeno se reduce a 12-18 kWh/kg O₃ al que hay que sumar el coste del oxígeno. Una desventaja inherente al medio es que los aniones carbonato y bicarbonato, abundantes en muchas aguas residuales y naturales, son agentes neutralizantes de radicales que reaccionan con los hidroxilos del medio para formar radicales carbonato o bicarbonato que no intervienen en reacciones de mineralización de materia orgánica. Una elevada alcalinidad del agua es un motivo para optar por técnicas menos sensibles a la neutralización de radicales.

Ozonización con peróxido de hidrógeno (O₃/H₂O₂) y (O₃/H₂O₂/OH⁻): La adición de peróxido de hidrógeno combinado con el ozono provoca la iniciación de un ciclo de descomposición que resulta en la formación de un mol de radicales hidroxilo por cada mol de ozono que se descompone (Hoigné, 1982)



La ozonización con peróxido de hidrógeno, al igual que la ozonización alcalina, se basan principalmente en la degradación indirecta por vía radicalaria. Los

resultados indican que el óptimo de operación en la degradación de la materia orgánica tiene lugar para una dosis de peróxido de hidrógeno de entre un tercio y la mitad en peso respecto al ozono y debe ser precisada mediante datos experimentales para cada aplicación en concreto.

Métodos ozono-ultravioleta: O_3/UV , H_2O_2/UV y $O_3/H_2O_2/UV$:

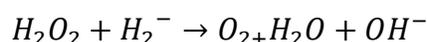
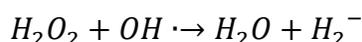
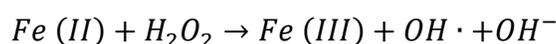
La foto-oxidación directa con radiación UV da fundamento a una tecnología de degradación de contaminantes orgánicos siempre que éstos absorban dicha radiación y lo hagan con una especificidad razonable en comparación con otros compuestos presentes en el medio. Desafortunadamente, la absorbancia de la mayoría de los contaminantes orgánicos es baja y las reacciones fotoquímicas que se originan tienden a generar mezclas complejas de productos intermedios en lugar de la mineralización del contaminante. La velocidad de las reacciones fotoquímicas con la materia orgánica puede incrementarse mediante la adición al medio de ozono, peróxido de hidrógeno o mezclas de ambos, debido a que se trata de compuestos que al absorber luz ultravioleta se descomponen para originar radicales. Tanto la fotólisis de ozono, como del peróxido de hidrógeno originan radicales hidroxilo.

El proceso, sin embargo, resulta eficiente sólo cuando el propio compuesto orgánico que se desea degradar absorbe también radiación ultravioleta, con velocidades de degradación mucho menores en caso contrario. Cuando se utiliza ozono y peróxido de hidrógeno conjuntamente la radiación empleada tiene que tener una longitud de onda de unos 250 nm: para radiación UV de 253.7 nm, el coeficiente de extinción molar del ozono $3300 \text{ L mol}^{-1} \text{ cm}^{-1}$, muy superior al del peróxido de hidrógeno $18.6 \text{ L mol}^{-1} \text{ cm}^{-1}$. El proceso de oxidación en presencia de ozono y radiación ultravioleta se inicia, por tanto, a partir de la fotólisis de ozono y el papel que desempeña el peróxido de hidrógeno está limitado a la generación de hidroxilo por reacción directa con el ozono disuelto, acelerando por tanto su descomposición. La eficacia del uso combinado de peróxido de hidrógeno y ozono con radiación ultravioleta supone una mayor velocidad de degradación de ciertos compuestos orgánicos refractarios, si bien el coste de la producción de radiación y

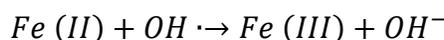
de los reactivos es elevado y la dosificación del peróxido de hidrógeno presenta un óptimo que es preciso establecer en cada caso como en el sistema O_3/H_2O_2).

Peróxido de hidrógeno y catalizador (H_2O_2/Fe^{2+}):

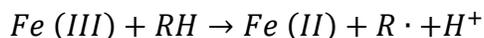
La interacción entre el peróxido de hidrógeno y las sales de hierro se conoce desde el descubrimiento del reactivo de Fenton por H.J.H. Fenton en 1894. Se trata de un sistema catalítico homogéneo en el cual una sal de hierro, habitualmente $FeSO_4$, genera radicales gracias a la interacción del peróxido de hidrógeno con la forma reducida, $Fe(II)$. El mecanismo es el siguiente:



La interacción con la forma reducida del hierro genera en última instancia, radicales hidroxilo, aunque éstos pueden intervenir también en la oxidación directa del hierro:



La regeneración de la forma reducida se produce normalmente mediante la intervención de un compuesto orgánico del medio.



La velocidad de generación de radicales está determinada por la reacción del $Fe(II)$ con el peróxido de hidrógeno, por lo que la concentración de hierro limita la velocidad de oxidación. Típicamente, las relaciones $Fe:H_2O_2$ están en el rango 1-10% ya que para cargas de catalizador menores, la velocidad de reacción es demasiado baja. Otra incidencia relacionada con el sistema Fenton es la posibilidad de que los productos de reacción (ácidos orgánicos) secuestren el hierro sacándolo del ciclo catalítico. El rango de aplicabilidad de la técnica está

limitado también por el pH del medio. El pH óptimo se sitúa en el intervalo 3-6 y la pérdida de eficacia en medio básico se relaciona con la transición del hierro de la forma ferrosa hidratada a especies férricas coloidales, bajo las cuales el hierro descompone el peróxido de hidrógeno en oxígeno y agua, pero sin promover la formación de radicales. Algunos desarrollos actuales investigan la posibilidad de extender el rango de pH; pero no existen aplicaciones comerciales para medio básico. A $\text{pH} < 3$, la reducción de la eficacia es menor, pero afecta considerablemente a la economía del proceso y, en el caso de corrientes concentradas, fuerza a controlar el pH de forma permanente con el consiguiente coste de reactivos, puesto que el medio tiende a acidificarse con el transcurso de la reacción. El reactivo de Fenton es eficaz esencialmente como pretratamiento cuando la carga orgánica del agua es superior a 500 mg/L de demanda química de oxígeno. (En corrientes más diluidas, la selectividad disminuye.) En el efluente pre-tratado, los compuestos orgánicos se transforman en fragmentos ácidos particularmente adecuados para un biotratamiento. La presencia de hierro permite la floculación con cal: Utilizando una combinación de Fenton y floculación con dosis entre 50-75 de la estequiométrica de H_2O_2 es posible reducir la demanda química de oxígeno hasta en un 80% de la inicial.

Foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$):

El proceso Foto-Fenton es un tratamiento homogéneo fotocatalítico basado en la producción de radicales hidroxilo mediante el reactivo de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$). La velocidad de degradación de contaminantes orgánicos con sistemas Fenton resulta notablemente acelerada por la irradiación con luz Ultravioleta-Visible (longitudes de onda mayores de 300 nm). En estas condiciones, la fotólisis de complejos Fe(III) , permite la regeneración de la forma reducida del catalizador favoreciendo el ciclo catalítico que se indicó anteriormente. En la figura 18 se muestra el proceso Foto-Fenton.

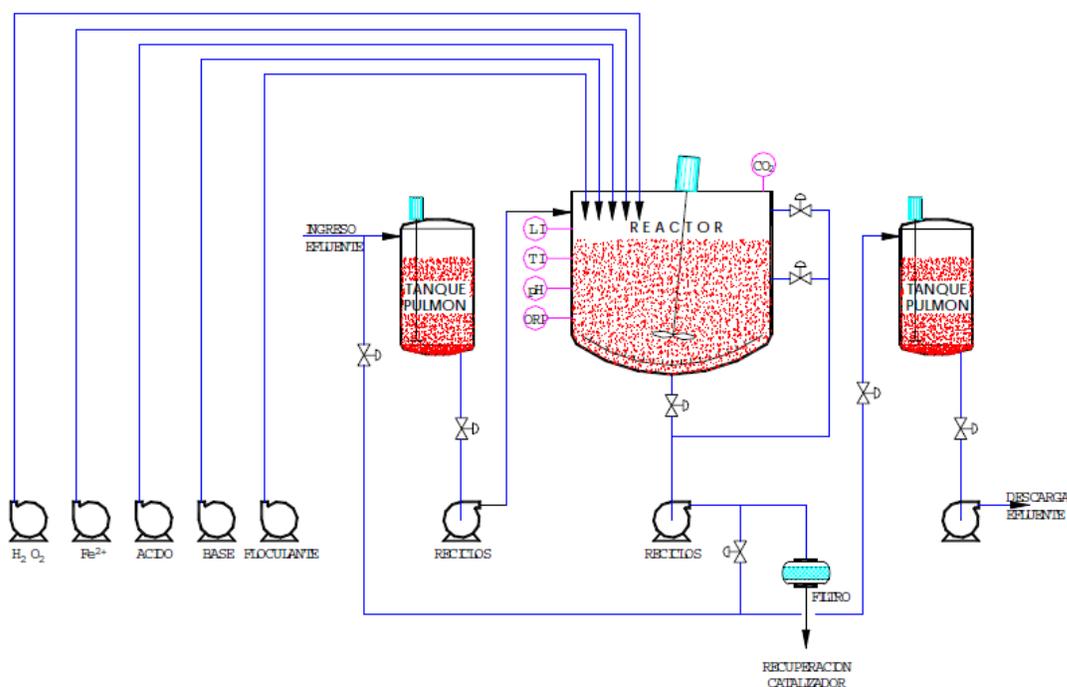


Figura 20- Diagrama de Proceso Foto-Fenton

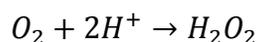
Oxidación avanzada con ultrasonidos (O₃/US y H₂O₂/US):

Recientemente se ha descrito el uso de ultrasonidos como fuente de energía para la degradación de compuestos orgánicos en medio acuoso. Los ultrasonidos generan burbujas de cavitación que crecen durante los ciclos de compresión-descompresión hasta alcanzar un tamaño crítico desde el cual implotan transformando la energía en calor. En el interior de las burbujas de cavitación, las condiciones de temperatura y presión pueden alcanzar los 5000°C y 1000 bar, condiciones en las cuales incluso las moléculas de agua se descomponen homolíticamente generando radicales HO• y H•. Los radicales formados pueden recombinarse de la misma forma o reaccionar con sustancias presentes en el medio de reacción originando su degradación en el caso de tratarse de moléculas orgánicas complejas. La eficacia de los ultrasonidos es mayor cuanto más elevada sea su frecuencia. En cualquier caso, los radicales pueden escapar de las burbujas de cavitación difundiendo hacia el seno de la fase y favoreciendo la extensión de la oxidación. Obviamente, la generación de radicales se facilita si en

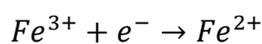
el medio existen moléculas que se rompan con facilidad tales como ozono o peróxido de hidrógeno, que por otro lado son los precursores habituales de radicales hidroxilo en los procesos avanzados de oxidación. Sin embargo, la generación de ultrasonidos es costosa y el método está aún en sus primeras fases de desarrollo lejos de una posible aplicación comercial.

Métodos electroquímicos:

Los procesos electroquímicos para la oxidación de contaminantes orgánicos se basan en la utilización de energía eléctrica para romper los enlaces de las moléculas. Se clasifican como procesos avanzados de oxidación porque los electrones se transfieren al compuesto orgánico en último extremo mediante la intervención de radicales hidroxilo. (Aunque la oxidación electroquímica de compuestos orgánicos está favorecida termodinámicamente con respecto a la oxidación del agua, ésta es mucho más rápida debido a su mayor concentración.) La principal ventaja de este tipo de procesos es evitar la introducción de reactivos en disolución. En la oxidación anódica, los compuestos orgánicos se oxidan mediante los radicales hidroxilo generados en un ánodo a partir de la oxidación de moléculas de agua. En la oxidación electroquímica, los compuestos orgánicos reaccionan con oxidantes moleculares generados electroquímicamente, como el peróxido de hidrógeno que se produce en cátodos, por ejemplo de grafito, a partir del oxígeno disuelto en el medio:



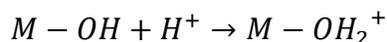
La capacidad oxidativa del peróxido de hidrógeno puede incrementarse en medio ácido con la introducción de una sal de Fe(II) de una forma similar a la que se describió al tratar el reactivo de Fenton. En este caso, a las vías ya descritas para la regeneración del catalizador a partir del Fe(III), se une la reducción catódica directa:

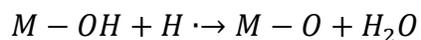


El proceso descrito se conoce como Electro-Fenton y, en caso de que se combine con aporte de radiación ultravioleta, Foto-Electro-Fenton. El ánodo suele ser de Pb/PbO₂ o de platino. Este tipo de procesos presenta como desventaja fundamental su coste elevado en comparación con otros procesos de oxidación avanzada. Además, es necesario convertir el efluente en conductor para lo que suele ser necesario añadir una sal.

Ozonización catalítica (O₃/Cat.):

La catálisis heterogénea como método de oxidación avanzada ofrece con respecto a los sistemas catalíticos homogéneos (como el proceso Fenton) la ventaja de la facilidad de separación del producto. Los principales catalizadores que se utilizan en ozonización son los óxidos de metales de transición (MnO₂, TiO₂, Al₂O₃), metales u óxidos soportados (Cu/Al₂O₃, TiO₂/Al₂O₃), carbón activado granular (GAC) y sistemas mesoporosos, como los silicatos MCM o SBA. La actividad catalítica está directamente relacionada con la capacidad de descomposición de ozono disuelto y la consiguiente generación de radicales hidroxilo. Sin embargo, el papel de los catalizadores sólidos es complejo y los resultados experimentales sugieren la coexistencia de diferentes mecanismos de ozonización. La eficacia de la ozonización depende en esencia de las propiedades físicas y químicas de la superficie catalítica y de su interacción con las especies presentes en la disolución, que en buena medida son función del pH del medio. Las propiedades físicas fundamentales son la superficie específica, la distribución del tamaño de poros y las propiedades mecánicas, generalmente determinadas por el soporte del catalizador. Las propiedades químicas se deben a la presencia de centros activos en la superficie que, esencialmente, son sitios ácidos de Lewis o Brönsted, La mayoría de los catalizadores de ozonización se comportan como sustancias anfóteras en medio acuoso, siendo capaces de intercambiar cationes o aniones. Por ejemplo, un centro activo Brönsted puede encontrarse cargado positiva o negativamente en función del pH del medio:





La superficie, por tanto, se encontrará cargada positiva o negativamente en función del pH, lo que afecta a sus propiedades químicas en aspectos fundamentales como la posibilidad de inhibición de la reacción por competencia con especies cargadas presentes en el medio. En el caso de la ozonización utilizando carbón activado o catalizadores soportados sobre carbón activado, la interacción física entre contaminante y superficie mejora el rendimiento de ozonización en sistemas con contaminantes complejos y diluidos tales como pesticidas. Los resultados indican que la reducción de la demanda química de oxígeno utilizando ozono en presencia de catalizadores es más eficaz que la que tiene lugar mediante ozono alcalino, permitiendo incluso la completa mineralización de los ácidos orgánicos y otros compuestos resistentes a los tratamientos $O_3/H_2O_2/OH^-$.

Procesos fotocatalíticos ($O_3/TiO_2/UV$ y $H_2O_2/TiO_2/UV$):

La oxidación fotocatalítica se basa en la fotoexcitación de un semiconductor sólido como resultado de la absorción de radiación electromagnética, en general en la zona del ultravioleta próximo. La radiación provoca la excitación de electrones en la banda de valencia del sólido, lo que origina la formación de huecos caracterizados por un potencial de oxidación muy elevado. En estos huecos no sólo se produce la oxidación de compuestos orgánicos adsorbidos, sino que es posible que tenga lugar la descomposición del agua para originar radicales hidroxilo que participan a su vez en las reacciones de degradación de la materia orgánica. El principal fotocatalizador es el dióxido de titanio, tanto en forma de rutilo como de anatasa. El dióxido de titanio puede ser activado mediante radiación ultravioleta hasta 380 nm, lo que permite su funcionamiento como fotocatalizador solar puesto que la irradiación solar comienza a longitudes de onda de unos 300 nm. Un 5% del total de la radiación solar podría aprovecharse de esta forma. La mayoría de los compuestos orgánicos contaminantes son susceptibles de ser tratados mediante fotocatalisis, incluyendo moléculas cloradas como clorofenoles

y dioxinas, que resultan mineralizados hasta CO_2 y HCl . El pH influye en la reacción de fotooxidación de compuestos orgánicos, ya que no sólo condiciona el estado de la superficie, sino la adsorción de los contaminantes. Los mejores resultados se obtienen para pH ligeramente ácidos y en combinación con otros generadores de hidroxilos, como el ozono o el peróxido de hidrógeno

Ozonización en medio alcalino
Ventajas:
Tecnología de reactores gas-líquido bien conocida
Flexibilidad para tratar distintos caudales y concentraciones
Fácilmente automatizable
Desventajas:
Baja solubilidad del ozono en agua
Posible formación de bromatos
Coste de generación de ozono
Presencia de carbonatos, bicarbonatos y otros neutralizantes de radicales
Ozonización con peróxido de hidrógeno ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) y ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{OH}^-$)
Ventajas:
Eficacia y velocidad de degradación elevadas
Puede utilizarse para degradar la práctica totalidad de los compuestos
Tecnología conocida y fácil de automatizar
Desventajas:
A las del ozono alcalino se añade el coste del peróxido de hidrógeno
Métodos ozono-ultravioleta: O_3/UV, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ y $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$
Ventajas:
La velocidad de oxidación puede ser muy alta
Reduce el coste de los reactivos
Desventajas:
El coste de la generación de radiación UV es elevado
La eficacia de la radiación es baja
La economía del proceso requiere que el compuesto a degradar absorba en el UV

Peróxido de hidrógeno y catalizador (H₂O₂/Fe²⁺)
Ventajas:
Método probado y con amplio desarrollo industrial
Eficaz como pretratamiento
Desventajas:
Utiliza un catalizador homogéneo
Se generan lodos de hidróxido de hierro
El pH del medio debe ser controlado en un intervalo estrecho
Los ácidos orgánicos pueden secuestrar el hierro
Foto-Fenton (Fe²⁺/H₂O₂/UV)
Ventajas:
Reduce la generación de lodos respecto al Fenton clásico
La velocidad de reacción es alta, lo que reduce el tamaño del reactor
Desventajas:
Baja eficacia de la radiación
Necesidad de controlar estrechamente el pH
Oxidación avanzada con ultrasonidos (O₃/US y H₂O₂/US)
Ventajas:
No requiere radiación y reduce el coste de reactivos
Puede combinarse con otros procesos de oxidación
Desventajas:
Proceso intensivo en energía
Tecnología en sus primeras fases de desarrollo
Métodos electroquímicos (Oxidación anódica, Electro-Fenton)
Ventajas:
Mejoran la eficacia de los procesos
Evitan o reducen la necesidad de reactivos
Desventajas:
Duración de los electrodos
Coste elevado debido a la energía
Ozonización catalítica (O₃/Cat.)
Ventajas:
Facilidad de separación de los productos
Diseño de reactores bien conocido
Mejora de la economía del ozono respecto de los sistemas homogéneos
Nuevos materiales catalíticos en desarrollo
Desventajas:
Baja solubilidad del ozono, que debe transferirse desde el gas
Limitaciones a la transferencia de materia en un sistema trifásico

Procesos fotocatalíticos (O₃/TiO₂/UV y H₂O₂/TiO₂/UV)
Ventajas:
Posibilidad de utilización de una fuente de energía limpia
Se puede combinar con otros procedimientos de oxidación
Desventajas:
Eficacia reducida si no se utilizan otros reactivos
Bajo rendimiento de la radiación
Limitación en la disponibilidad de fotocatalizadores
Limitaciones a la transferencia de materia

Tabla 27.- Ventajas y desventajas de los procesos catalíticos de tratamiento.

Foto-catalizadores de BiOCl/Cobre II

El elemento clave es un innovador receptor solar. Éste extrae de la irradiación solar la energía de proceso necesaria para descomponer las diferentes sustancias tóxicas. Hasta ahora los sistemas de limpieza de aguas basados en la luz funcionan mediante rayos UV generados por electricidad de forma costosa. Una instalación de demostración ha sido inaugurada en el Centro Alemán de Investigación de Aeronáutica y Astronáutica (DLR). El tratamiento de agua mediante la luz solar entra en consideración donde hasta ahora son precisos procesos de oxidación costosos en energía (fotólisis u oxidación UV). Además, la técnica se puede adaptar a diferentes aplicaciones y sustancias problemáticas. La gran mayoría de las aguas residuales contaminadas con sustancias orgánicas o inorgánicas pueden limpiarse. Se realizaron pruebas con contaminaciones por antibióticos, medios de contrastes de radiología, hidrocarburos clorados y lejía de lavado de dispositivos de escape de aire en el ámbito del acabado textil y se han obtenido resultados satisfactorios.

La fotocatalisis se está convirtiendo en un atractivo debido a los problemas ambientales y la energía. Desde el punto de vista energético, la fotocatalisis puede ser usada para tratar el agua, mientras que para el medio ambiente esta puede ser usada para degradar contaminantes orgánicos. Tanto el tratamiento del agua

como la descomposición catalítica de los contaminantes son formas importantes para el almacenamiento y conversión solar. Aunque es bien sabido que las moléculas teñidas son buenos fotosensibilizadores para la fotocatalisis y han sido probadas en este sistema con altos resultados de eficiencia.

Teniendo en cuenta la utilización de la energía solar y descontaminación en el medio ambiente, la producción de hidrógeno por división fotocatalítica de aguas residuales parece ser una maravillosa idea. En múltiples trabajos se reporta que el oxocloruro de bismuto /ftalocianina de cobre (BiOCl / CuPc) es un fotocatalizador compuesto y se prepara mediante un método simple y eficiente de un sistema fotocatalítico que contiene moléculas de colorante y se construye para el hidrógeno y oxígeno.

Como un fotosensibilizador, CuPc tiene intensa absorción en la región visible de luz (600-800 nm). Por lo tanto, podría utilizar directamente la luz solar como fuente de energía. Además, es muy estable en el proceso fotocatalítico, pero algunos fotosensibilizadores a menudo se oxidan.

Membranas

Las membranas son barreras físicas semipermeables que separan dos fases, impidiendo su íntimo contacto y restringiendo el movimiento de las moléculas a través de ella de forma selectiva. Este hecho permite la separación de las sustancias contaminantes del agua, generando un efluente acuoso depurado. La rápida expansión, a partir de 1960, de la utilización de membranas en procesos de separación a escala industrial ha sido propiciada por dos hechos: la fabricación de membranas con capacidad para proporcionar elevados flujos de permeado y la fabricación de dispositivos compactos, baratos y fácilmente intercambiables donde disponer grandes superficies de membrana.

Características de los procesos de separación con membranas
Permiten la separación de contaminantes que se encuentran disueltos o dispersos en forma coloidal
Eliminan contaminantes que se encuentran a baja concentración
Las operaciones se llevan a cabo a temperatura ambiente
Procesos sencillos y diseños compactos que ocupan poco espacio
Pueden combinarse con otros tratamientos
No eliminan realmente el contaminante, únicamente lo concentran en otra fase
Pueden darse el caso de incompatibilidades entre el contaminante y la membrana
Problemas de ensuciamiento de la membrana: necesidad de otras sustancias para llevar a cabo la limpieza, ajustes de pH, ciclos de parada para limpieza del equipo
Deficiente escalado: doble flujo-doble de equipos (equipos modulares)
Ruido generado por los equipos necesarios para conseguir altas presiones

Tabla 28.- Características de los procesos de separación por membranas.

Tipos de membranas

Las membranas se pueden fabricar con materiales poliméricos, cerámicos o metálicos. Atendiendo a su estructura física se pueden clasificar en:

Membranas microporosas

Estructuras porosas con una estrecha distribución de tamaño de poros. Las membranas que se encuadran en este grupo tienen una distribución de diámetros de poro de 0.001mm – 10mm. Los procesos de depuración de aguas que utilizan estas membranas, microfiltración y ultrafiltración, se basan en impedir por exclusión el paso a través de la membrana de aquellos contaminantes de mayor tamaño que el mayor diámetro de poro de la membrana, siendo parcialmente rechazadas aquellas sustancias cuyo tamaño está comprendido entre el mayor y el menor de los diámetros del poro. En este tipo de membranas la fuerza impulsora responsable del flujo de permeado a través de la membrana es una diferencia de presión. Los filtros profundos actúan reteniendo en su interior, bien por adsorción en las paredes de los poros o por su captura en los estrechamientos de los canales de los poros, las sustancias contaminantes que se quieren excluir del agua. Son membranas isotrópicas y habitualmente se utilizan en microfiltración. Los filtros tipo tamiz son membranas con una estrecha distribución de tamaños de poros. Capturan y acumulan en su superficie las

sustancias contaminantes de mayor tamaño que los poros. Las sustancias de menor tamaño que pasan la membrana no son retenidas en su interior, sino que salen formando parte del permeado. Suelen ser membranas anisótropas y se utilizan en ultrafiltración.

Membranas densas

Estructuras sin poros donde el paso de las sustancias a través de la membrana sigue un modelo de solución-difusión, en el que los componentes de la solución se disuelven en la membrana y posteriormente se difunden a través de ella. La diferente solubilidad y difusividad de los componentes de la solución en la membrana permiten la separación de sustancia del tamaño de moléculas e iones. Debido a las fuertes presiones a las que tienen lugar estos procesos las membranas son de tipo anisótropo. La ósmosis inversa y la nanofiltración son procesos que utilizan este tipo de membranas.

Membranas cargadas eléctricamente

Pueden ser porosas o densas, con restos aniónicos o catiónicos fijos en la estructura de la membrana. La separación es consecuencia de la carga de la membrana, siendo excluidos aquellos componentes cuya carga sea la misma que la de la membrana. La separación también depende de la carga y concentración de los iones de la solución: los iones monovalentes son excluidos menos eficazmente que los divalentes, así mismo, el proceso de separación es menos efectivo en soluciones de elevada fuerza iónica. Estas membranas se utilizan en los procesos de electrodiálisis.

Membranas anisótropas

Las membranas anisótropas son estructuras laminares o tubulares donde el tamaño de poro, la porosidad o la composición de la membrana cambia a lo largo de su espesor. Están constituidas por una delgada película (densa o con poros muy finos) soportada en otra más gruesa y porosa, de tal forma que la primera es la responsable del proceso de separación y la segunda aporta al sistema la suficiente resistencia mecánica para soportar las condiciones de trabajo. La película responsable del proceso de separación y la que aporta la resistencia

mecánica pueden estar fabricadas con el mismo material (membranas de Loeb-Sourirajan) o con materiales diferentes (membranas de tipo composite). Debido a que la velocidad de paso de las sustancias a través de la membrana es inversamente proporcional a su espesor, las membranas deberán ser tan delgadas como sea posible. Mediante la fabricación de membranas ansótropas (asimétricas) es posible conseguir espesores de membranas inferiores a 20 μm , que son los espesores de las membranas convencionales (isótropas o simétricas). La mejora en los procesos de separación, debido a este tipo de membranas, ha hecho que sean las de elección en los procesos a escala industrial.

Configuraciones de membranas

Las membranas pueden fabricarse en forma de láminas planas, tubulares o del tipo denominado fibra hueca (hollow fiber). Las fibras huecas son estructuras tubulares con 0.1-1.0 mm de diámetro externo y 50 μm de diámetro interno, dimensiones que son un orden de magnitud inferior a las denominadas membranas tubulares. La mayoría de ellas son de tipo anisótropo, donde la estructura responsable de la separación se dispone en la superficie externa o interna de la fibra.

Las fibras huecas se disponen en módulos compactos con mayor superficie filtrante que los módulos de láminas planas y de membranas tubulares, permitiendo separaciones más eficientes. El desarrollo de materiales para la fabricación de membranas que permitan separaciones eficientes y su disposición en configuraciones o módulos de fácil instalación y sustitución que puedan agruparse para conseguir superficies filtrantes de centenas o millares de m^2 , ocupando volúmenes aceptables, han sido los hechos que han condicionada la utilización de membranas a escala industrial.

En la actualidad las configuraciones en las que se presentan las membranas se denominan:

Cartuchos de membranas:

Donde las membranas, convenientemente plegadas, se enrollan alrededor del colector de permeado, empaquetándose en una carcasa de 25 cm de longitud y 6 cm de diámetro (Fig.19) que se disponen en línea con el flujo que se desea tratar (alimentación), quedando los contaminantes retenidos en la membrana y generándose un efluente depurado (permeado). En estas disposiciones se consiguen desarrollos superficiales del orden de 0.3 m². Los cartuchos de membranas son desechables.

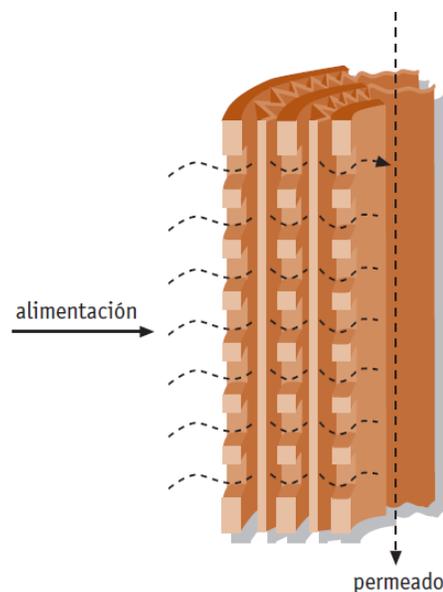


Figura 21.- Corte transversal de un cartucho de membrana

Módulos tipo placa-bastidor, tiene una disposición semejante a los filtros-prensa. Las membranas se disponen en bastidores separados por placas. La alimentación, impulsada por una bomba, circula por los espacios placa-membrana, concentrándose en contaminantes conforme tiene lugar el flujo de permeado a través de las paredes de las membranas (Fig.20).

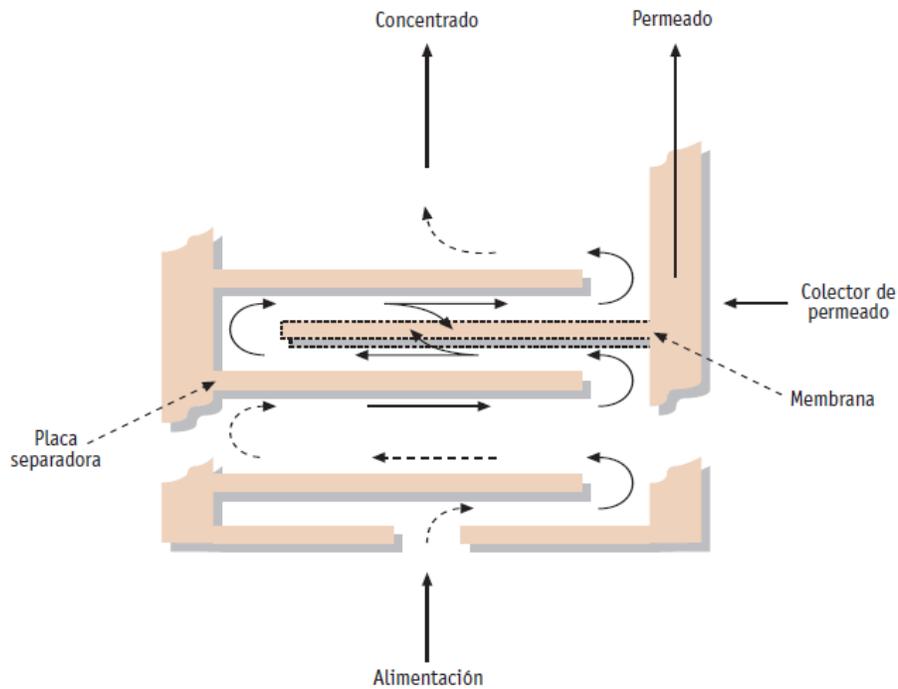


Figura 22.- Permeado de una membrana.

Módulos de membranas tubulares: constituidos por carcassas cilíndricas que contienen un número variable de membranas tubulares. La alimentación se bombea por el interior de las membranas, produciéndose un flujo lateral de permeado a través de las paredes. La carcasa tiene los dispositivos adecuados para recoger los flujos de permeado y concentrado. Las membranas tubulares están constituidas por un soporte poroso de papel o fibra de vidrio sobre el que se deposita la superficie filtrante. También se construyen en materiales cerámicos. Los módulos tubulares suelen tener longitudes de 13 cm – 20 cm, con 4 – 6 membranas de 0.5 cm – 1 cm de diámetro, dispuestas en su interior. La velocidad de circulación de la alimentación por el interior de las membranas es de 2 m/s – 6 m/s, lo que se traduce en pérdidas de carga de 14 – 21 kPa por módulo. El consumo de energía de las plantas que utilizan este tipo de módulos es del orden de 0.8 – 2.5 kWh/100 L permeado.

Módulos de membranas enrolladas en espiral: estructura compleja donde una membrana en forma de “bolsa plana”, con un separador interno de las paredes de la membrana, se enrolla en espiral alrededor del tubo colector de permeado, con el que se une por la parte abierta de la “bolsa”. Las paredes exteriores de la membrana, que forman las espirales, se encuentran separadas por estructuras huecas que permiten que la alimentación discurra a través de ellas y que el permeado fluya, lateralmente, a través de las paredes de las membranas. Estos módulos suelen tener 20 cm de diámetro y 100 cm de largo con varias membranas enrolladas que proporcionan una superficie de membrana de 1 – 2 m² (Fig.21).

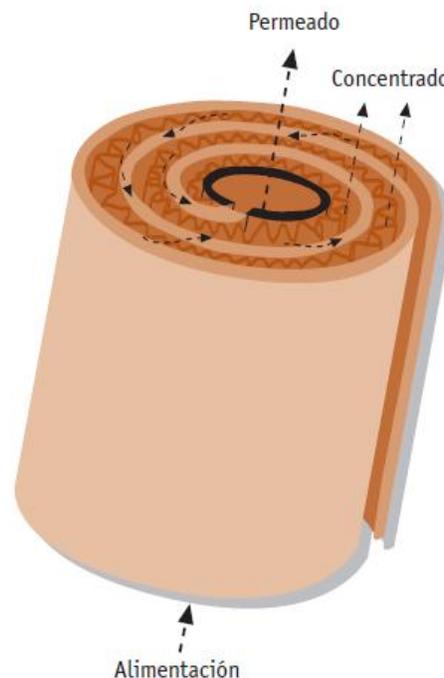


Figura 23.- Membrana enrollada en espiral

Módulos de membranas tipo fibra hueca: estructuras semejantes a los intercambiadores de calor multitubulares, de 70 cm de longitud y 8 cm de diámetro donde se alojan 500 – 2000 membranas del tipo fibra hueca. Básicamente existen

dos configuraciones, atendiendo a que la alimentación circule por el interior o el exterior de las fibras. La caída de presión en este tipo de módulos es de 0.7 bar – 70 bar, según el tipo de aplicación.

Parámetros	Fibra hueca	Fibras capilares	Enrollado espiral	Placa-marco	Tubular
costes producción (US\$/m ²)	5 – 20	10-50	5-100	50-200	50-200
control polarización - ensuciamiento	Pobre	Bueno	Moderado	Bueno	Muy bueno
Caída de presión en zona de permeado	Alta	Moderada	Moderada	Baja	Baja
Presiones altas de trabajo	Si	No	Si	Si	Marginal
Materiales específicos membrana	Si	Si	No	No	No

Tabla 29.- Costos aproximados en el año 2012 por la fabricación de membranas.

Formas de filtración de membranas

Filtración en línea

Las membranas se dispone en la línea de flujo del efluente que se desea tratar (alimentación), quedando las partículas contaminantes retenidas en el interior de las membranas y generándose una corriente depurada (permeado). Las membranas utilizadas son de tipo filtro profundo, dispuestas en cartuchos (Fig. 22).

Esquema de filtración en línea

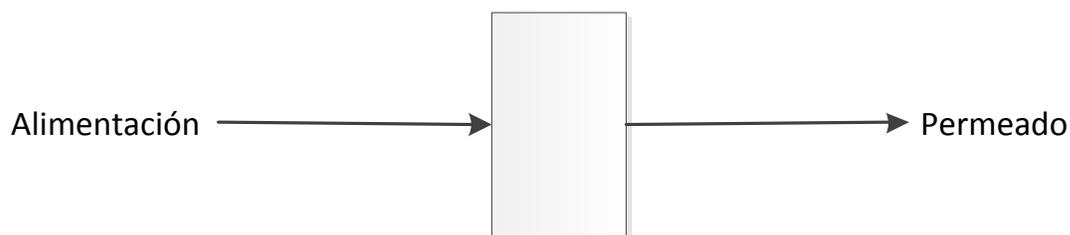


Figura 24.- Diagrama de filtración lineal en membranas.

Filtración tangencial

El efluente que se desea tratar se hace circular tangencialmente a la membrana. Los contaminantes quedarán en la superficie de la membrana, siendo arrastrados por el flujo tangencial, evitándose el ensuciamiento de la membrana. Esta forma de operar genera a partir de la alimentación dos corrientes o flujos: concentrado, con una concentración de contaminantes mayor que en la alimentación, y permeado, con una concentración de contaminantes que hacen posible su vertido o reutilización. Las membranas utilizadas son de tipo tamiz o densas (Fig.23).

Esquema filtración tangencial



Figura 25.- Diagrama de filtración tangencial en membranas.

Ensuciamiento

El ensuciamiento de la membrana es debido a la presencia en la alimentación de sustancias que pueden interactuar con ella, adsorbiéndose y/o precipitando en su superficie o penetrando en su interior, en cuyo caso son adsorbidas en las paredes de los poros, reduciendo el diámetro de paso de estos. La consecuencia del ensuciamiento es una disminución del flujo de permeado, debido a una mayor resistencia de la membrana. Un aumento progresivo de la diferencia de presión transmembrana, con el fin de mantener el flujo de permeado, acelerará el proceso de ensuciamiento, pudiendo llegar a una situación irreversible de taponamiento de la membrana, lo que haría necesario su sustitución. Esta forma de mal funcionamiento es dependiente del tiempo de trabajo de la membrana. La forma de corregirlo dependerá de las características del ensuciamiento. Así, en el caso

de ensuciamiento en la superficie, un cambio en la dirección del flujo, bien en intervalos de tiempo definidos o en forma de pulsos, puede ser suficiente para eliminar el problema. En otras situaciones como ensuciamiento en el interior de la membrana o deposiciones persistentes en la superficie, será necesario en empleo de productos químicos de limpieza.

La mejor forma de retrasar los problemas de ensuciamiento es preverlos identificando las causas que lo producen. A veces esto es posible con pequeñas modificaciones en las formas de operar, como optimizar la diferencia de presión de trabajo para retrasar el taponamiento de los poros, operando a presiones menores que las de flujo de permeado máximo pero suficientes para que la relación flujo de permeado-tiempo de utilización de la membrana sea ventajosa; determinar si los procesos de adsorción son pH dependientes, y si este el caso, optimizar el pH de trabajo; determinar el tipo de pretratamiento que podrían hacerse en la membrana para mejorar su comportamiento al ensuciamiento, etc. También es posible mejorar el comportamiento al ensuciamiento actuando sobre la configuración de las membranas, se ha comprobado que las membranas del tipo fibras huecas, de pequeño diámetro, dispuestas con orientación vertical y baja densidad de empaquetamiento tienen un mejor comportamiento al ensuciamiento, o que en las membranas con mayor porosidad y mayor diámetro de poro se produce antes la reducción en el flujo de perneado. Los aspectos comentados representan condicionantes serios en los procesos con membranas, debido al acortamiento del periodo de vida de las membranas y la discontinuidad que supone las paradas necesarias para llevar a cabo la limpieza o sustitución de las membranas, lo que se traduce en costes de operación.

Tecnologías de tratamiento de aguas residuales con membranas

Las tecnologías más utilizadas en el tratamiento de aguas residuales industriales se pueden agrupar atendiendo a la fuerza impulsora responsable del flujo de permeado.

Tecnología	Fuerza impulsora
Microfiltración (MF)	Diferencia de presión transmembrana
Ultrafiltración(UF)	
Osmosis Inversa (OI)	
Nanofiltración(NF)	
Electrodialísis (ED)	Diferencia de potencial eléctrico transmembrana

Tabla 30.- Tecnologías existentes con membranas

La naturaleza de la membrana modificará las velocidades de paso de los sustancias disueltas en el agua, a través de ella, consiguiendo de esta forma un flujo de permeado con una concentración de contaminantes que cumpla las normativas del uso que se le pretenda dar y, en el caso de la filtración tangencial, un flujo de retenido con una alta concentración de contaminantes que será necesario tratar antes de su vertido.

Microfiltración (MF)

En estas dos tecnologías las membranas actúan como tamices moleculares. La relación tamaño de sustancias contaminantes/distribución de tamaño de poros permite la exclusión de contaminantes en el permeado. Así, las sustancias mayores que el mayor tamaño de los poros serán totalmente rechazadas por la membrana, y las sustancias cuyo tamaño esté comprendido entre el mayor y menor tamaño de poros serán parcialmente rechazadas.

Aunque los procesos de ultrafiltración y microfiltración se basan en el mismo principio que la filtración clásica: separación mecánica de partículas mediante un

tamiz, hay que resaltar que ésta solo es aplicable a suspensiones, mientras que en microfiltración y ultrafiltración, la exclusión de partículas por la membrana tiene lugar en el caso de dispersiones coloidales y soluciones.

El flujo de permeado (J_w) se estima a partir de la ecuación de Poiseulle

$$J_w = \frac{\epsilon d^2}{32\mu L} \Delta p$$

Ecuación 14

Siendo Δp la diferencia de presión transmembrana, d el diámetro del poro, μ la viscosidad del filtrado, L la longitud del poro y ϵ la porosidad de la membrana.

Según la relación de diámetros medios de poros: MF (1 mm \leftrightarrow 10000 Å) 100 veces mayor que UF (100 Å) los caudales de filtrado por unidad de presión pueden tener una gran variación, lo que condicionará el uso industrial de estas tecnologías.

El transporte de las sustancias, i , a través de la membrana es debido al flujo convectivo (J_i) por el interior de los poros. La estimación de este flujo puede realizarse mediante la ecuación Darcy.

$$J_i = K C_i \frac{\Delta p}{\Delta x}$$

Ecuación 15

Siendo $\Delta p / \Delta x$

El gradiente de presión transmembrana, $\Delta p / \Delta x$, la anchura de la membrana, C_i , la concentración de sustancia i en el medio y K un coeficiente que tiene en cuenta las características de la membrana.

La microfiltración utiliza valores de diferencia de presión transmembrana comprendidos en el intervalo 100 - 500 kPa, pudiendo separar tamaños de

partículas dentro del rango: 0.1 mm – 10 mm, de distinta naturaleza: sólidos suspendidos, partículas finas y algunos coloides.

Se utilizan membranas microporosas del tipo filtro profundo dispuestas en cartuchos, que se instalan en línea y del tipo tamiz, que se disponen en diferentes configuraciones y que operan en la forma filtración tangencial. Para las aplicaciones industriales, las membranas de microfiltración se fabrican con polifluoruros de polivinilideno, poliamidas, poliolefinas y materiales cerámicos.

En la tabla 31 se recogen las características de las operaciones que utilizan este tipo de membranas.

Características de las operaciones que utilizan membranas microporosas	
Microfiltración en línea	Microfiltración tangencial
Bajos costes de capital	Altos costes de capital
Altos costes de operación:	Bajos costes de operación:
Las membranas deben reemplazarse después de cada proceso y disponerse para su gestión	Las membranas pueden prolongar su vida de utilización mediante un programa adecuado de limpieza
Operaciones simples: no hay partes móviles	Operaciones complejas: Se requieren ciclos de limpieza
De elección en el caso de efluentes con baja concentración de partículas: la sustitución de las membranas se incrementa con el aumento de la concentración de partículas en la alimentación.	De elección en el caso de efluentes con alta concentración de partículas: costes relativamente independientes de la concentración de partículas en el efluente que se desea tratar.
Aplicaciones representativas:	Aplicaciones representativas:
· Esterilización por filtración	· Recuperación y reciclado de microorganismos en los reactores biológicos de membranas
· Clarificación y esterilización de cerveza	· Depuración de agua con dispersiones coloidales de aceites

Tabla 31.- Características de operación de membranas microporosas.

Ultrafiltración (UF)

La ultrafiltración utiliza diferencias de presión transmembrana de 100 - 800 kPa, con un intervalo de tamaño de poro de 10 Å – 1000 Å, pudiendo realizar separaciones de microsolutos como coloides y macromoléculas. La forma habitual de clasificar estas membranas es mediante el peso molecular de corte (cut-off Mw), definido como el peso molecular de las proteínas, de tipo globular, que la membrana puede separar en un 90 %. El intervalo de pesos moleculares de corte de las membranas de ultrafiltración es de 10 kD – 900 kD.

A la hora de elegir la membrana más adecuada, además del peso molecular de corte, hay que tener en cuenta ciertas características físicas de las macromoléculas como linealidad y rigidez. Macromoléculas lineales y flexibles pueden atravesar membranas de peso molecular de corte muy inferior a su peso molecular. Así, cadenas lineales de dextrano de 100 kD de peso molecular medio, pueden atravesar membranas de peso molecular de corte inferior a 35 kD. El pH del medio es otro factor que también puede modificar el proceso de ultrafiltración. Los ácidos poliacrílicos, a valores de pH 5 y superiores, se encuentran ionizados, formando estructuras rígidas que se repelen entre si y que son fácilmente rechazados por membranas de ultrafiltración. Sin embargo, a valores de pH 3 o inferiores dejan de estar ionizados, adoptando una conformación más flexible que pueden atravesar la membrana y dificulta su proceso de separación.

Las membranas más utilizadas son las anisótropas, donde una delgada capa de poros de pequeño diámetro se encuentra unida, sin discontinuidad, a otra capa más gruesa y microporosa.

Los materiales habitualmente empleados en la fabricación de este tipo de membranas son: poliacrilonitrilo, polímeros de polivinilcloruro/poliacrilonitrilo, polisulfonas, poliviniliden fluoruro, poliamidas aromáticas, acetato de celulosa y materiales cerámicos (óxidos de titanio, aluminio y silicio). La duración media de

las membranas de ultrafiltración es del orden de 2 – 3 años. Las membranas se suelen disponer en módulos de tipo placa-bastidor, tubulares, de membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca. Los menores costes de los módulos membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca han desplazado a las demás configuraciones. Sin embargo, en aplicaciones donde existen importantes problemas de ensuciamiento, los módulos tubulares, debido al mayor diámetro de las membranas, son los de elección, pudiendo en este caso compensar, su mayor coste y mayor consumo de energía, los costes de operación debido a la limpieza y reposición de membranas. Los módulos tipo placa-bastidor pueden ser una opción a los módulos tubulares, menos cara pero con mayores problemas de ensuciamiento.

Debido a que en la UF se separan partículas relativamente grandes (macromoléculas y coloides) con valores de coeficiente de difusión (D_i) pequeños, implica que puede llegarse a altos valores de polarización de la concentración, creándose un gel adyacente a la membrana que puede reducir en segundos el flujo de permeado de $1 \text{ cm}^3/\text{cm}^2 \times \text{m}$ para el agua limpia y de $0,1 \text{ cm}^3/\text{cm}^2 \times \text{m}$ en el caso de una dispersión coloidal.

La eliminación de las sustancias que habitualmente ensucian las membranas de ultrafiltración: restos de dispersiones coloidales y materiales gelatinosos, se lleva a cabo mediante ciclos de limpieza con una frecuencia y duración que dependerá de la operación de separación que se esté llevando a cabo. Las etapas de un ciclo de limpieza estándar podrían ser:

- enjuagados de las membranas con agua caliente y alta velocidad de flujo,
- lavado con ácido o base, dependiendo de la naturaleza de la membrana
- lavado del sistema con un detergente a temperatura alta
- enjuagado con sistema de agua para eliminar los restos de detergente

Los costes de capital y de operación de UF, son todavía demasiado altos para que pueda aplicarse como única tecnología de tratamiento de grandes caudales de

agua residual, pero si tiene ya un importante campo de aplicación, en combinación con otras tecnologías, como es el caso de los reactores biológicos de membrana o como pretratamiento en los procesos de OI.

Como única tecnología se utiliza en el tratamiento de efluentes de aguas residuales de 2.5 – 25 m³/día, sobre todo en aquellos casos como el tratamiento del agua caliente y recuperación de proteínas en la industria de la alimentación; recuperación de partículas de pintura del agua de los procesos de pintado de piezas industriales; recuperación de polímeros sintéticos en la industria textil; recuperación de aceites presentes en las aguas de proceso de la industria metalúrgica, etc.; donde se plantea el doble objetivo de recuperar un producto valioso y/o reutilizar el agua.

Osmosis Inversa (OI)

El proceso de OI consiste en generar, mediante una membrana permeable al agua, una solución acuosa con bajo contenido en sal a partir de otra con alto contenido en sal. Es la tecnología utilizada para producir agua desalada a partir de agua de mar. Igual que en MF y UF, la causa que genera la fuerza impulsora para lograr la separación de la sal es una diferencia de presión transmembrana. Sin embargo, en la OI el proceso de separación se debe a las diferentes solubilidad y difusividad en la membrana de los componentes de la solución acuosa. Los valores de operación de la diferencia de presión transmembrana y concentración de la solución son 7 – 70 bar y 200 – 30000 ppm, respectivamente.

Características del proceso

La ósmosis es el proceso que tiene lugar cuando una membrana, con permeabilidad selectiva al agua, separa dos soluciones salinas acuosas de distinta concentración, que se encuentran a la misma presión y temperatura. De forma natural el agua pasa (Fig. 24) de la solución más diluida a la más concentrada a través de la membrana. El fenómeno cesa (Fig. 24) cuando el aumento de presión hidrostática, en el lado de la membrana de la solución más concentrada, supone una resistencia suficiente para impedir el paso del agua proveniente de la solución

diluida. La diferencia de presión entre las dos soluciones cuando se alcanza este estado de equilibrio se denomina diferencia de presión osmótica transmembrana ($\Delta\pi$). Si lo que se pretende es invertir el flujo de agua generado por la ósmosis (Fig 24), es necesario aplicar, en el lado de la solución concentrada, una presión que origine una diferencia de presión transmembrana (Δp) superior a la presión osmótica. De esta forma se logra que el flujo de agua sea en el sentido de la solución concentrada a la solución diluida (OI), obteniéndose agua desalada, a partir de soluciones acuosas salinas, de calidad suficiente para ser utilizada en el consumo humano o en otras aplicaciones.

Ósmosis inversa

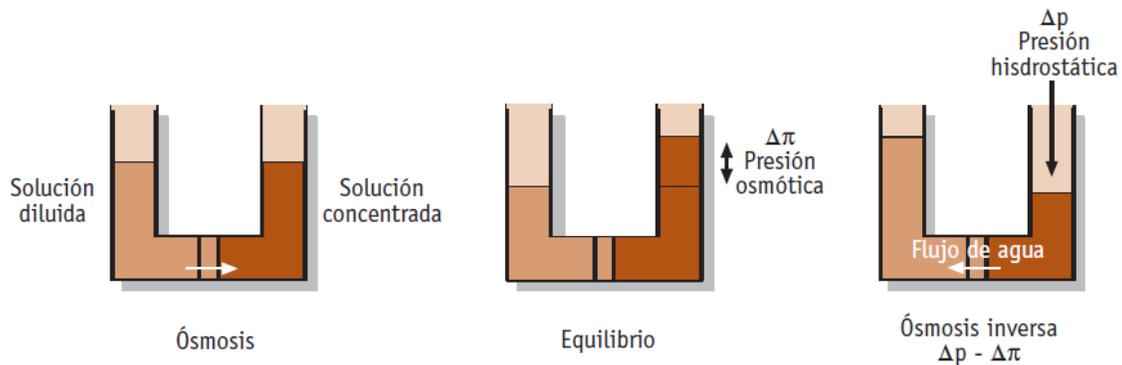


Figura 26.- Osmosis Inversa

El flujo del agua (J_w) desalada es función de las propiedades selectivas de la membrana y de las causas que producen: diferencia de presión transmembrana (Δp) y la diferencia de presión osmótica ($\Delta\pi$) transmembrana, según la expresión de la forma

$$J_w = A(\Delta p - \Delta\pi)$$

Ecuación 16

El coeficiente de proporcionalidad “A” (constante de permeabilidad del agua) depende de la permeabilidad de la membrana $D_w K_w / \Delta l$ difusividad y el coeficiente de reparto del agua en la membrana entre la anchura de la membrana, volumen

molar del agua (V_W), concentración del agua en solución concentrada (C_{OW}) y temperatura (T), según la expresión.

$$A = \frac{D_W K_W C_{OW} V_W}{\Delta I R T}$$

Ecuación 17

Donde “R” es la constante de los gases ideales.

En términos generales y para una alimentación con una concentración de sal determinada, el incremento de la diferencia de presión transmembrana mantiene una relación lineal con el aumento de flujo de agua. El aumento de presión transmembrana también provoca un aumento del coeficiente de rechazo, aunque en este caso el incremento de R tiende a un valor asintótico, generalmente superior al 99 %.

El aumento de la concentración de la sal en la alimentación, a una T y D_p determinadas, provoca una disminución del flujo de agua, ya que aumenta la diferencia de presión osmótica transmembrana, disminuyendo la fuerza impulsora ($D_p - D_\pi$) que lo genera. En cuanto al coeficiente de rechazo, éste también disminuye debido al aumento de la fuerza impulsora ($C_{if} - C_{iw}$) que favorece el flujo transmembrana de la sal, siendo ($C_{if} - C_{iw}$) la diferencia de concentraciones de la sal en la disolución concentrada y el permeado.

En OI se utilizan membranas densas, anisótropas, en configuraciones del tipo módulos enrollados en espiral, de 20 cm – 30 cm de diámetro y 100 - 150 cm de largo; que se disponen en número de 5 – 7 en el interior de carcasas de plástico reforzadas con fibra de vidrio. También se utilizan membranas del tipo fibra hueca, de 100 mm de diámetro, dispuestas en módulos que contienen 1000 unidades. La elección del tipo de membranas dependerá de las características del agua a tratar, ya que las configuraciones con membranas tipo fibra hueca presentan mayores problemas de ensuciamiento que las configuraciones tipo enrollamiento en espiral.

Materiales y tipos de membranas utilizadas en los procesos de osmosis inversa				
Material	Tipo de membrana	Coefficiente de rechazo	presiones de trabajo (bar)	Flujo de agua tratada
CA Acetato de celulosa (40 % de acetato)	Loeb-Sourirajan	95 -98	50 - 90	15 - 30
Poliamidas aromáticas	Loeb-Sourirajan	>99.5	NA	0.5 – 1.34
NTR (nanofiltración), Polisulfonas/alcohol polivinílico	Loeb-Sourirajan	20 - 80	3.5 - 14	aceptables
NS100 Polietilenaamina/tolueno	Composite	>99	100	8
FT-30/SW-30	Composite	99.3 -99.5	55	NA
Fenilendiamina/cloruro de trimesolil	NA	>99	15	11

Tabla 32.- Materiales utilizados en los procesos de OI

Problemas específicos de ensuciamiento

Debido a los altos valores de rechazo de los procesos de OI, el ensuciamiento es la causa más importante del mal funcionamiento de las membranas. Las causas más frecuentes del ensuciamiento son debidas a:

- Depósitos en la superficie de la membrana de costras o escamas de carbonato cálcico, sulfato cálcico, silicatos complejos, sulfato de bario, sulfato de estroncio, fluoruro cálcico, etc., dependiendo de la composición de la alimentación y como consecuencia de que las concentraciones de sal en el concentrado puedan sobrepasar el producto de solubilidad de la sal.
- Sedimentos de partículas como coloides, productos de la corrosión del hierro de las conducciones, precipitados de hidróxido de hierro, algas, etc.
- Bioensuciamiento debido al crecimiento de microorganismos en la superficie de la membrana, ya que algunos materiales de las membranas, como acetato de celulosa o poliamidas, pueden ser un sustrato utilizable por los microorganismos.
- Ensuciamiento debido a compuestos orgánicos como aceites o grasas presenten en las aguas residuales industriales.

La forma de limpieza de las membranas estará en función de las características del agua de alimentación, del tipo de membrana y de la naturaleza del

ensuciamiento, como pauta general se puede proceder a alternar periodos de enjuagado de las membranas, haciendo circular las soluciones limpiadoras a alta velocidad por la superficie de las membranas, con periodos donde las membranas queden sumergidas en las soluciones limpiadoras. Los agentes de limpieza habitualmente utilizados son:

- Ácidos clorhídrico, fosfórico o cítrico y agentes quelantes como EDTA, para eliminar las costras de precipitados salinos, y ácido oxálico para eliminar los sedimentos de hierro
- Álcalis combinados con surfactantes para eliminar microorganismos, sedimentos y compuestos orgánicos
- Esterilización de las membranas con soluciones de cloro para eliminar microorganismos.

Las sucesivas limpiezas terminan por degradar las membranas. Dependiendo de la aplicación, el periodo de vida garantizado por el fabricante suele ser de 1 – 2 años. Con un buen programa de limpieza la vida de las membranas se puede prolongar hasta 3 años, siendo improbables periodos de vida de 5 años.

Aplicaciones

Los objetivos de las plantas de OI instaladas se distribuye de la siguiente forma: 50 % en desalinización de agua de mar y agua salobre; 40 % en la producción de agua ultrapura para las industrias electrónica, farmacéutica y de producción de energía; 10 % como sistemas de descontaminación de aguas urbanas e industriales.

Desalinización de aguas salobres

La salinidad de este tipo de aguas es de 2000 mg/L – 10000 mg/L. En su tratamiento se utilizan presiones de 14 bar – 21 bar para conseguir coeficientes de rechazo superiores al 90 % y obtener aguas con concentraciones salinas menores de 500 mg/L, que son los valores recomendados por WHO como condición de potabilidad. Las plantas de tratamiento utilizan módulos de membranas enrolladas

en espiral. Se estima que los costes de capital de este tipo de plantas son del orden de 0.25 \$US/L de agua tratada/día, siendo los costes de operación del mismo orden.

Desalinización de agua de mar

Dependiendo de la zona geográfica, la salinidad de este tipo de aguas es de 30000 mg/L - 40000 mg/L. Para conseguir condiciones de potabilidad se utilizan membranas de poliamida de tipo fibra hueca que permiten conseguir coeficientes de rechazo superiores al 99.3 % con presiones de trabajo de 50 bar – 70 bar. Los costes de operación de este tipo de plantas de tratamiento se estiman en 1 – 1.25\$US/ L de agua tratada/día, lo que hace que este sistema de tratamiento no sea competitivo, frente a otros sistemas como los procesos de evaporación multietapa, si las necesidades de agua superan los 40000 m³ de agua tratada/día.

Producción de agua ultrapura

La OI permite obtener a partir del agua de consumo (concentración de sólidos disueltos < 200 mg/L) agua de la calidad exigida en la industria electrónica. El principal problema en este tipo de instalaciones es el bioensuciamiento de las membranas, por lo que es necesario la instalación de sistemas de esterilización mediante radiación UV.

Tratamiento de aguas residuales

Esta aplicación de la OI está limitada por los altos costes de operación debido a los problemas de ensuciamiento de las membranas. En el caso de las aguas residuales industriales, la OI se utiliza en aquellas industrias donde es posible mejorar la economía del proceso mediante la recuperación de componentes valiosos que puedan volver a reciclarse en el proceso de producción: industrias de galvanoplastia y de pintura de estructuras metálicas, o donde la reutilización del agua tratada signifique una reducción importante del consumo de agua: industria textil.

En el caso de las aguas urbanas, la OI es un tratamiento que estaría indicado como tratamiento terciario, siendo posible obtener agua con una calidad que la hiciese apta para el consumo, con un coste de 0.5 – 0.75 \$US/m³. El principal problema para la consolidación de este tipo de tratamiento es la contestación social. Sin embargo, en zonas de Japon y California, donde existen limitaciones extremas de agua, se están utilizando plantas de OI para tratar el agua procedente del tratamiento biológico de las aguas domésticas, empleándose el agua tratada por OI para la recarga de acuíferos.

Nanofiltración (NF)

Las prestaciones de esta tecnología son intermedias entre la UF y OI. Los coeficientes de rechazo de cloruro sódico son alrededor de 0.2 – 0.80 %. NF se aplica para el tratamiento de aguas con una concentración salina de 200 mg/L – 5000 mg/L con presiones de trabajo de 7 bar – 14 bar, de ahí que también se denomine ósmosis inversa de baja presión. Se utiliza en el tratamiento de aguas de consumo en pequeñas comunidades. Eliminación de la dureza del agua y como pretratamiento para la obtención de agua ultrapura. A la vista de las principales aplicaciones de OI/NF, resulta evidente que las calidades del agua obtenida son suficientes para poder ser reutilizadas en las condiciones más exigentes. Para que estos procesos sean competitivos y tengan una mayor presencia en el tratamiento de aguas urbanas e industriales, será necesario un mayor desarrollo del sector con el fin de fabricar membranas más baratas, que permitan menores presiones de trabajo y reduzcan los problemas de ensuciamiento. En los últimos 20 años, tomando como base de calculo 1 m² de membrana tipo enrollamiento espiral, se ha reducido el coste de 1 US \$ a 0.14 US\$, se ha multiplicado por dos el flujo de agua tratada y se ha reducido a la séptima parte la permeabilidad de la membrana a las sales disueltas.

Electrodiálisis (ED)

Los procesos de separación basados en la electrodiálisis utilizan membranas donde se han incorporado grupos con cargas eléctricas, con el fin restringir el paso de los iones presentes en una solución acuosa. En estos procesos la “fuerza impulsora” responsable del flujo de los iones, a través de la membrana, es una diferencia de potencial eléctrico. Un equipo de electrodiálisis está formado por un conjunto de membranas aniónicas y cationes, dispuestas en forma alterna y separadas por espaciadores o placas, en una configuración semejante a los filtros prensa (configuración de placas y bastidores). Los espaciadores provocan turbulencias que evitan las deposiciones de materiales en la superficie de las membranas y homogeneizan la concentración. En la figura 25, se muestra un esquema de esta disposición.

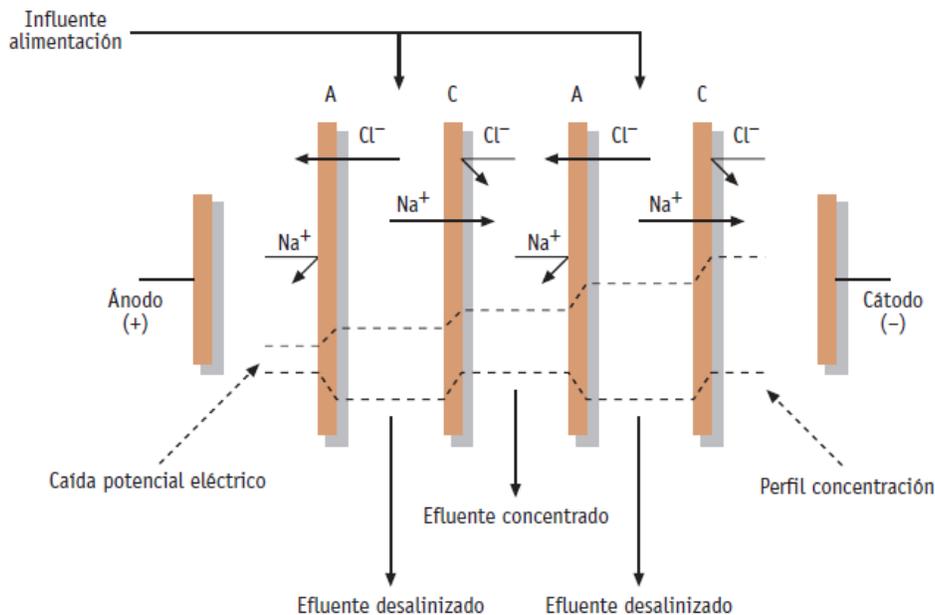


Figura 27.- Proceso de separación por Electrodiálisis

El agua que se desea tratar (alimentación) se hace fluir en dirección longitudinal a las membranas, y el campo eléctrico creado por la diferencia de potencial provoca un flujo transversal de los iones positivos hacia el cátodo y de los iones negativos

hacia el ánodo. Las membranas aniónicas (A), que se encuentran cargadas positivamente, permiten el paso de los iones negativos e impiden el de los positivos, de forma semejante las membranas catiónicas (C), que se encuentran cargadas negativamente, permiten únicamente el paso de los iones positivos. El número de celdas (parejas de membranas aniónicas y catiónicas) que se disponen en los equipos de electrodiálisis es variable y generalmente superior a 100.

De esta forma, y debido a la alternancia de membranas catiónicas y aniónicas, el influente acuoso que se desea tratar (alimentación) se separa en dos efluentes, uno de ellos con una alta concentración de sal (concentrado) y el otro desalinizado. La caída de potencial en cada celda es de 1 – 2 V y los valores de la densidad de corriente del orden de 40 mA/cm². Para un equipo estándar de 200 celdas, con 1 m² de superficie de membrana, la diferencia de potencial es de 200 – 400 V y la intensidad de corriente de 400 A.

La electrodiálisis necesita energía eléctrica continua, luego la economía del proceso se basa en optimizar la energía eléctrica consumida en la separación del concentrado y el efluente desalinizado.

Las aplicaciones más importantes de la electrodiálisis son la desalinización de las aguas salobres y la producción de salmueras, con una incipiente presencia en la industria de la alimentación y en el tratamiento de agua industriales.

CAPITULO 7

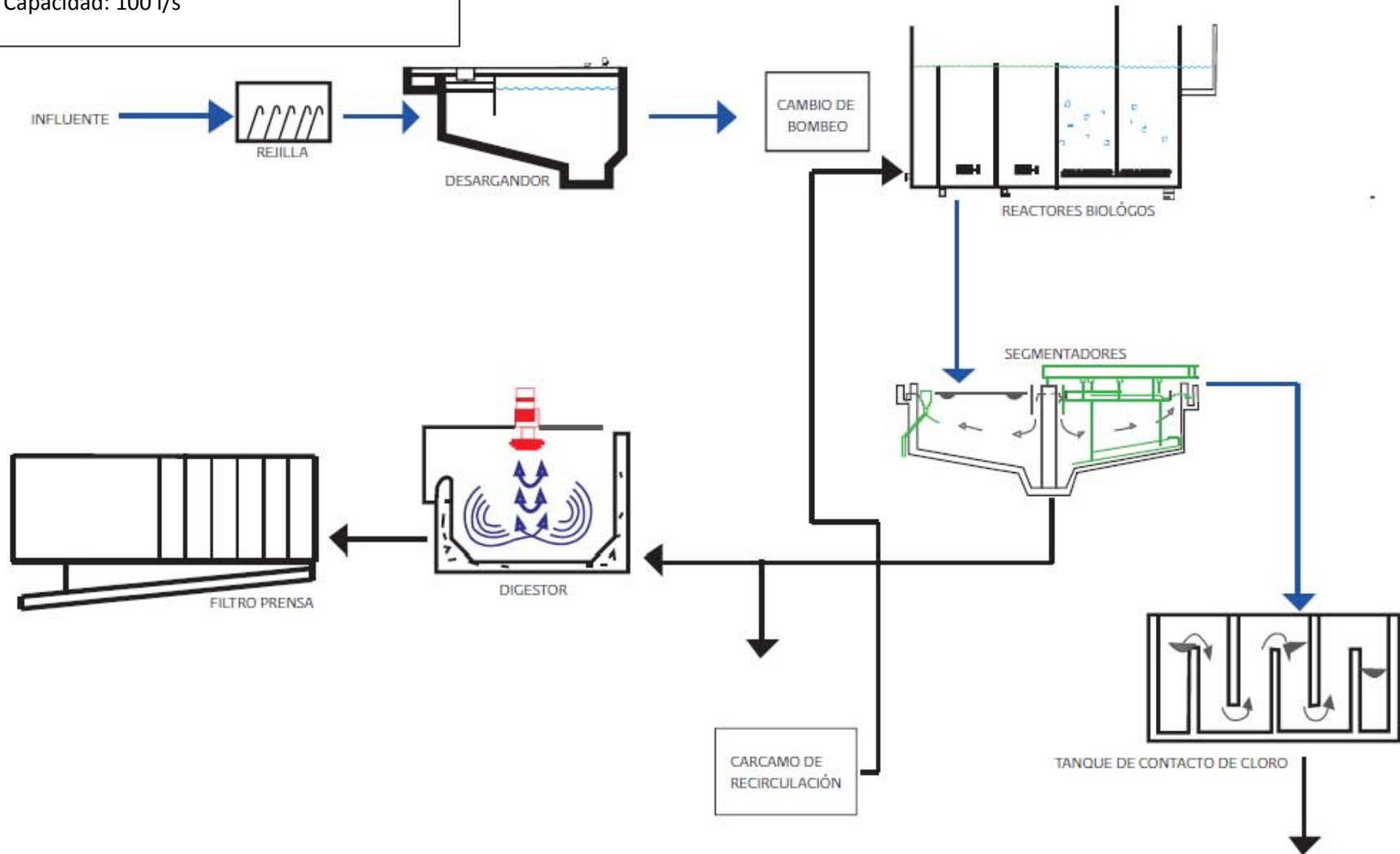
Plantas Municipales de Tratamiento de Aguas Residuales en México

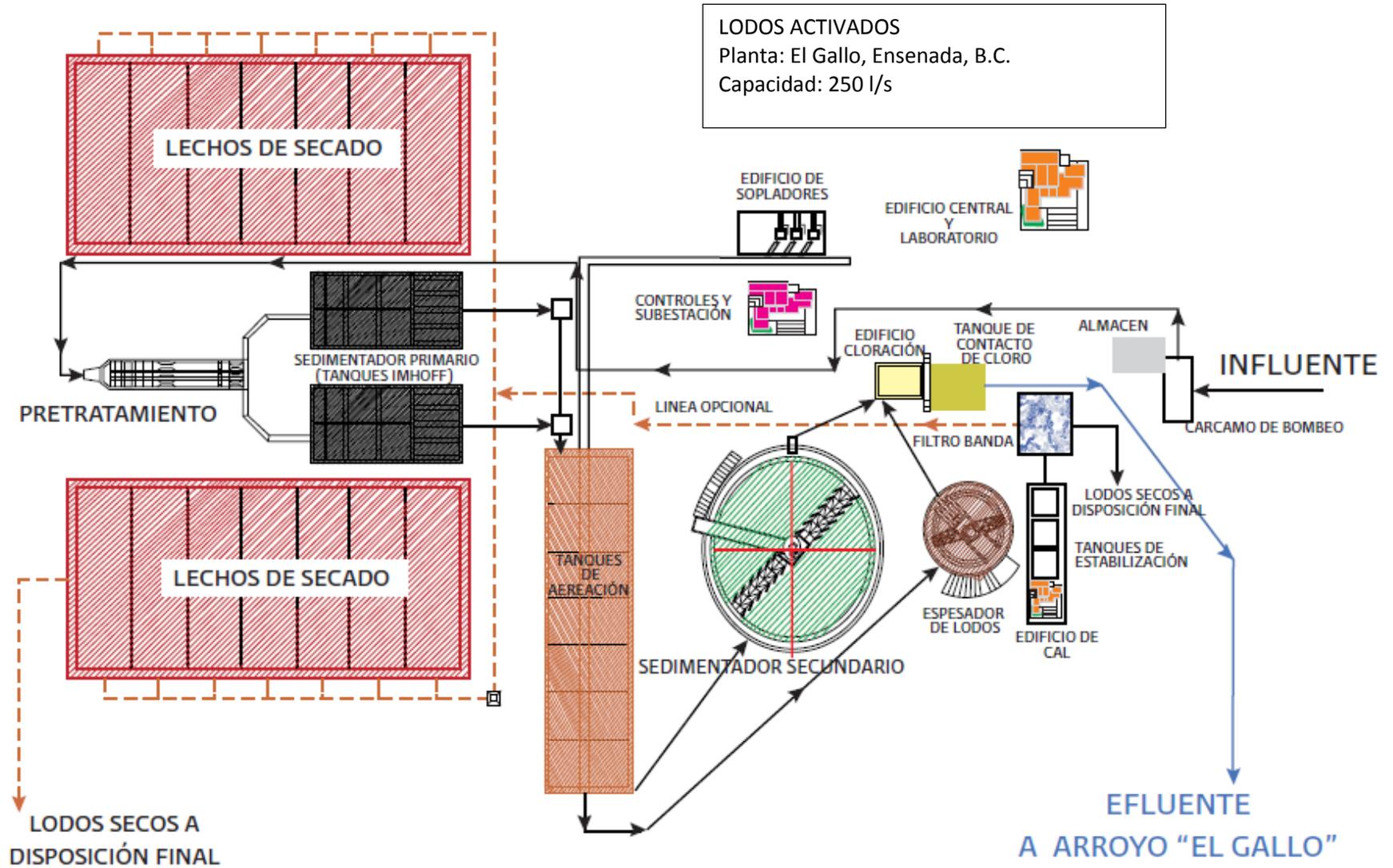
El siguiente capítulo se muestran algunos esquemas de los procesos de tratamiento más comunes que se utilizan en diversas plantas del país, entre las que contabilizamos:

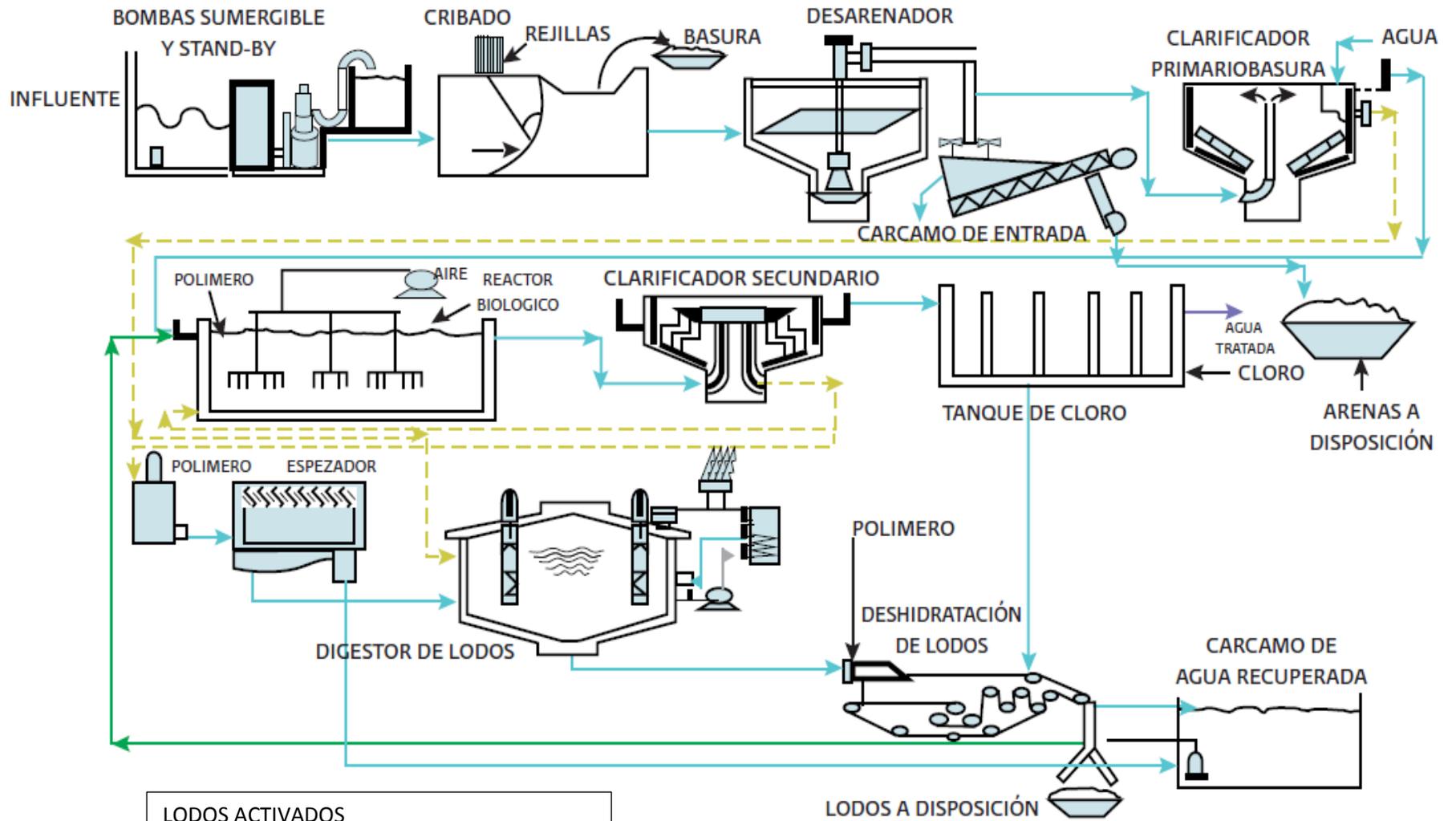
Lodos activados

- Lagunas de estabilización
- Zanjas de oxidación
- Filtros biológicos
- Dual
- Primario avanzado
- Lagunas aireadas
- Rafa o Wasb

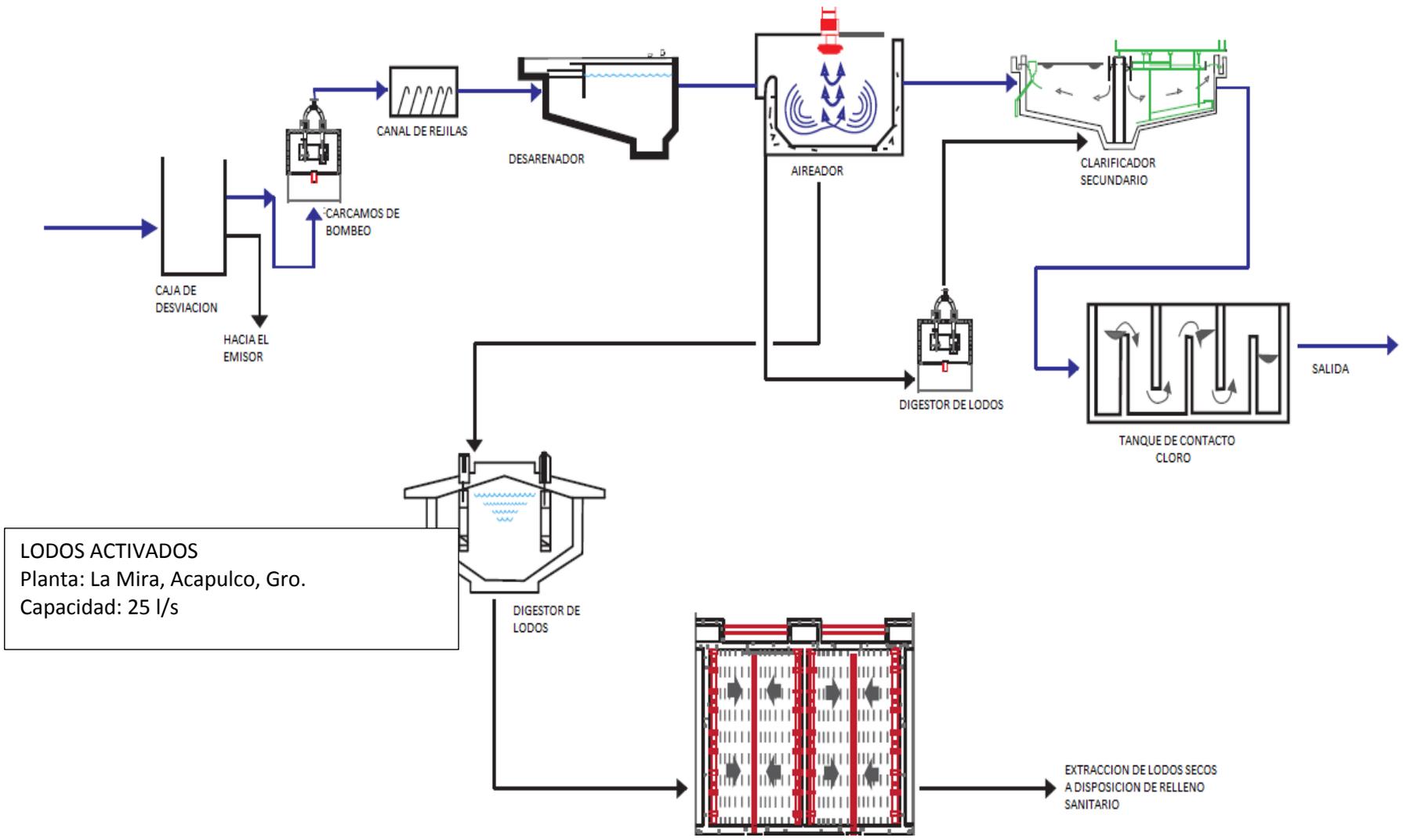
LODOS ACTIVADOS
Planta: Jesús María, Ags.
Capacidad: 100 l/s





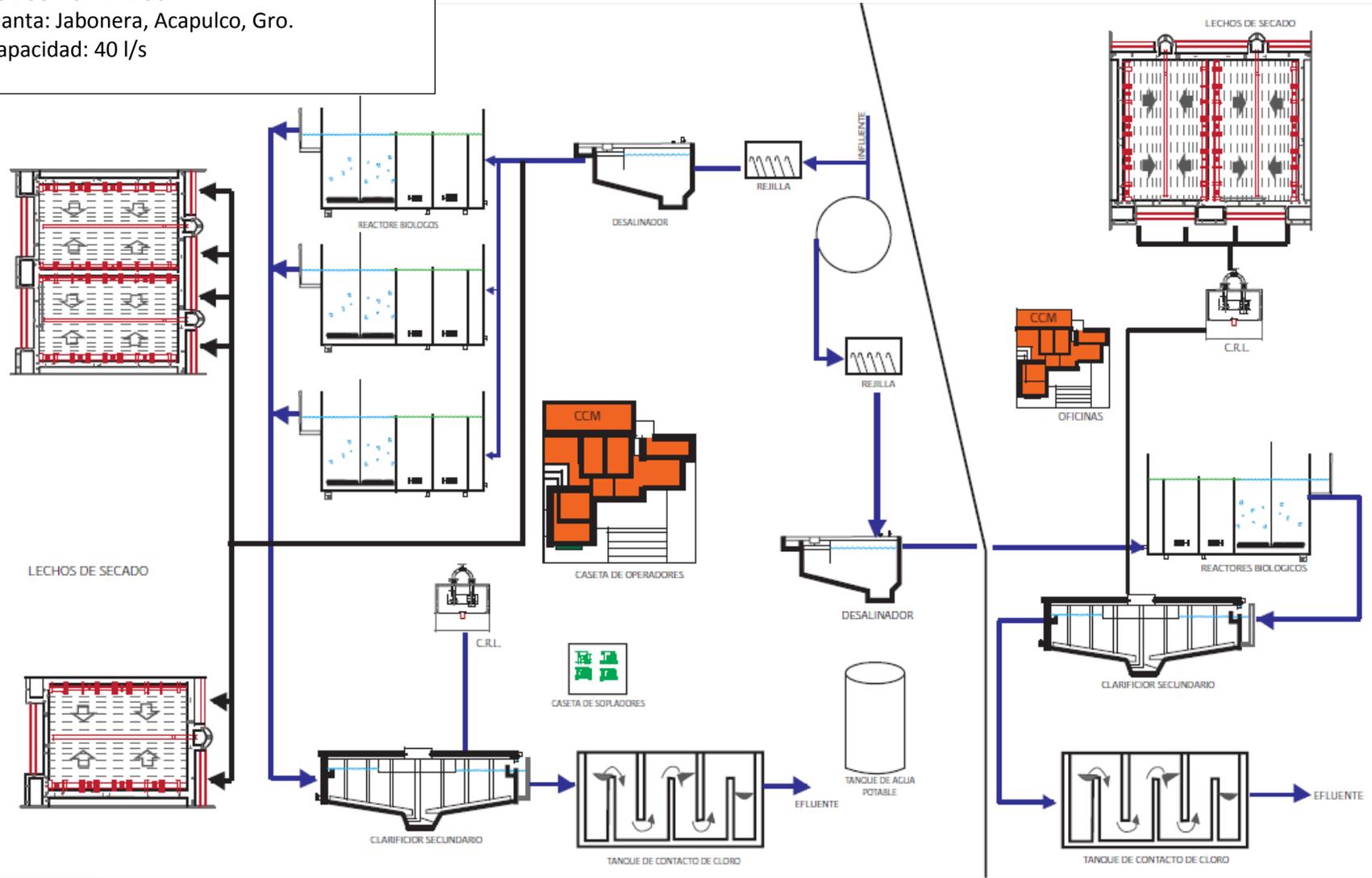


LODOS ACTIVADOS
 Planta: Chihuahua Sur, Chih.
 Capacidad: 2500 l/s



LODOS ACTIVADOS
 Planta: La Mira, Acapulco, Gro.
 Capacidad: 25 l/s

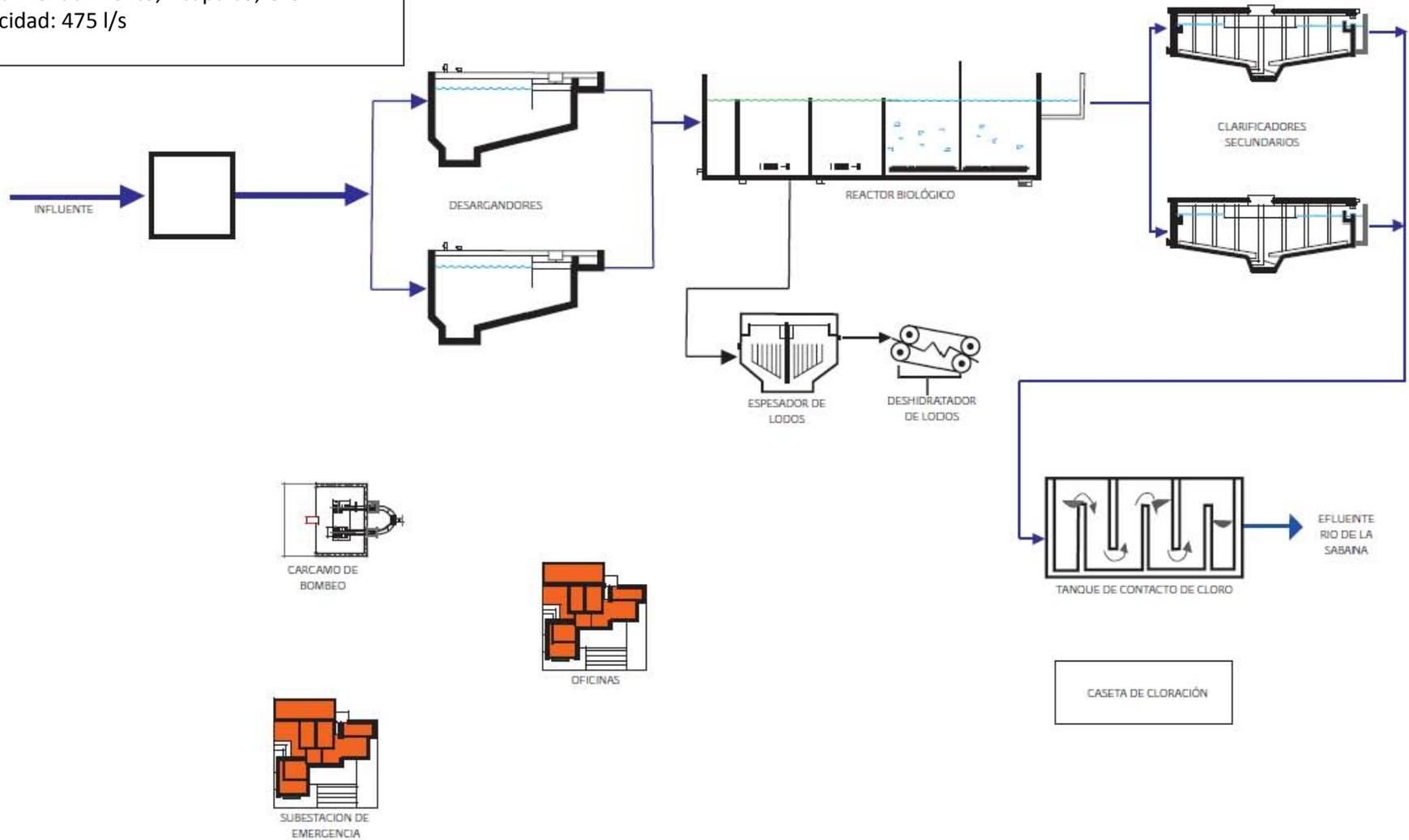
LODOS ACTIVADOS
 Planta: Jabonera, Acapulco, Gro.
 Capacidad: 40 l/s

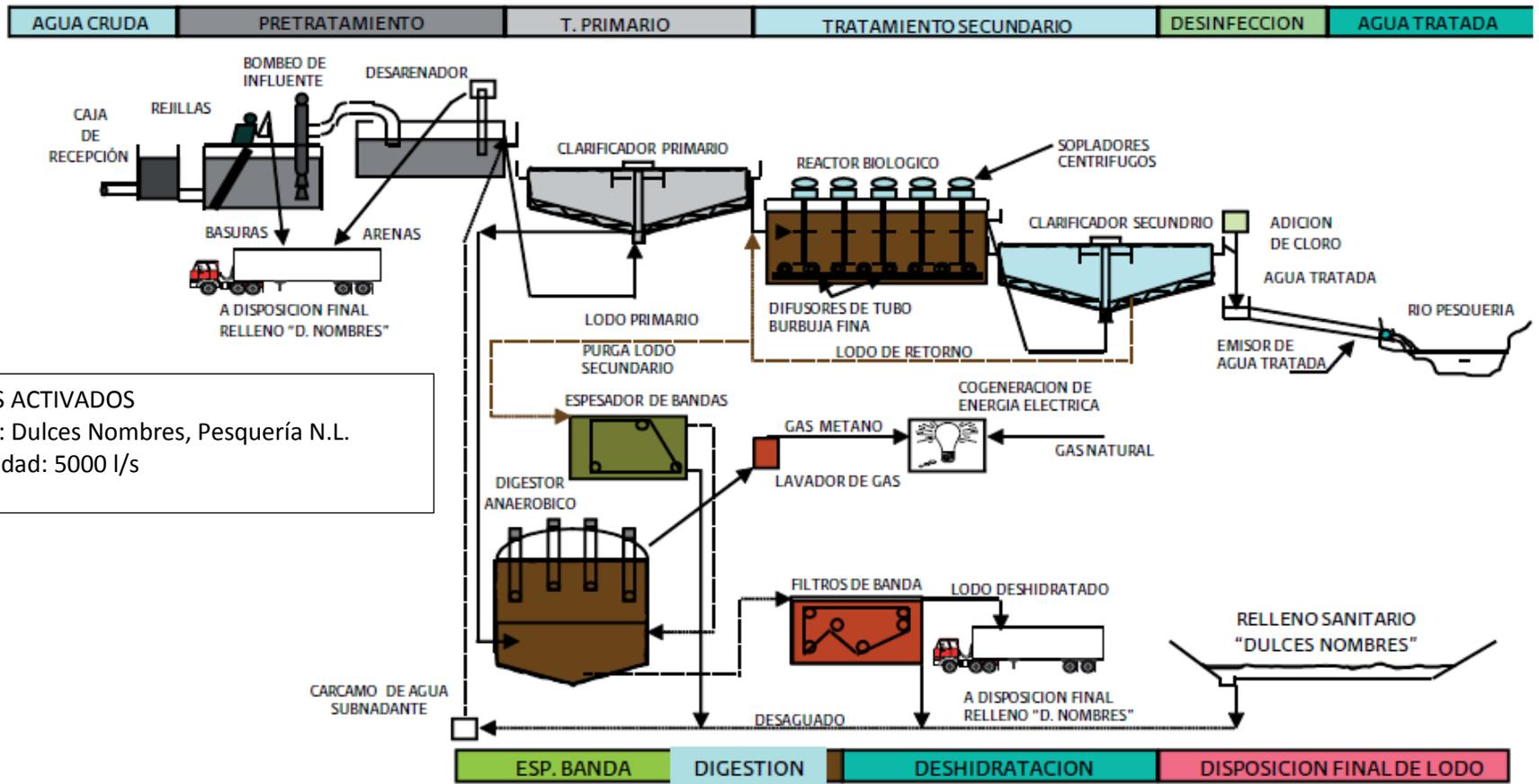


LODOS ACTIVADOS

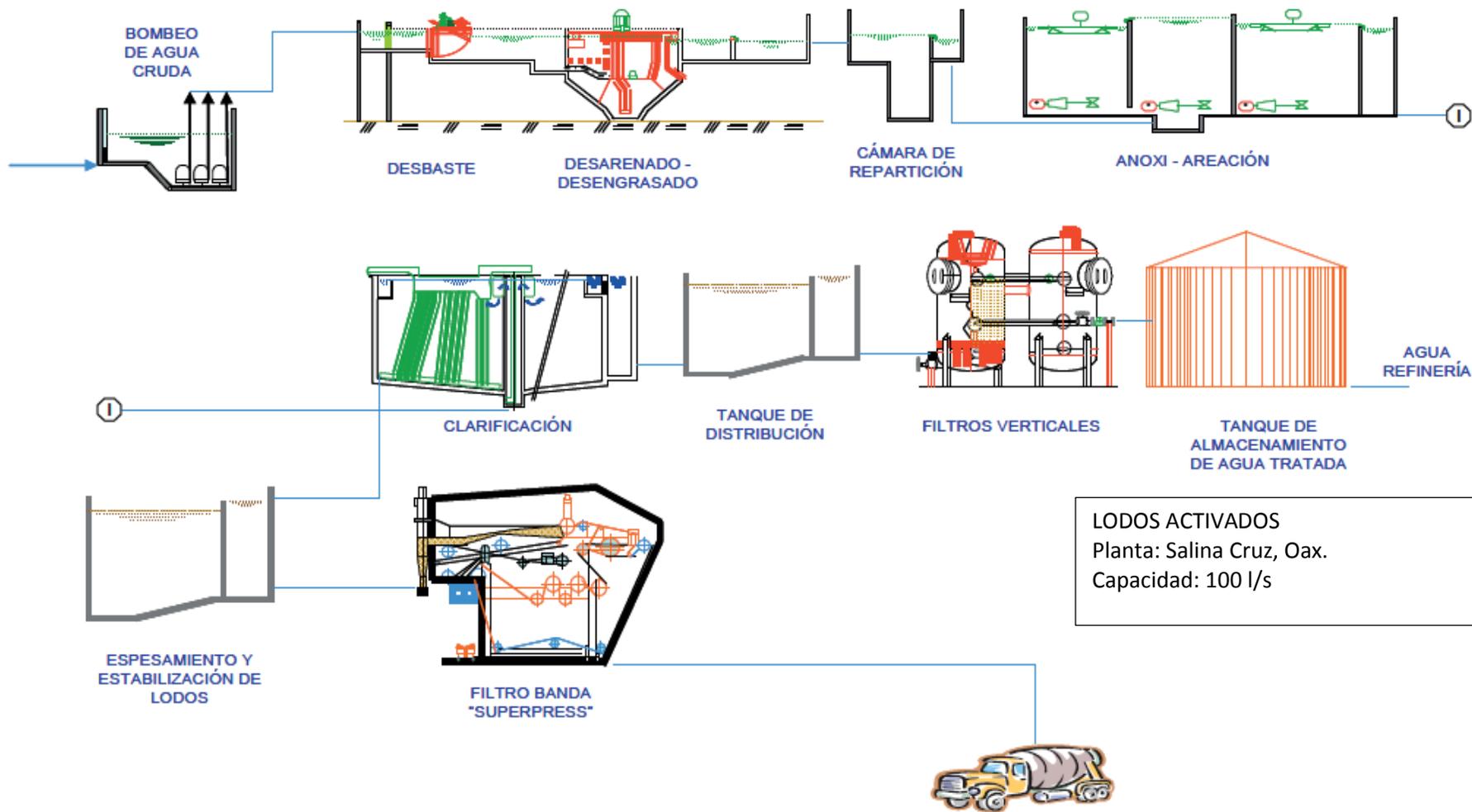
Planta: Renacimiento, Acapulco, Gro.

Capacidad: 475 l/s

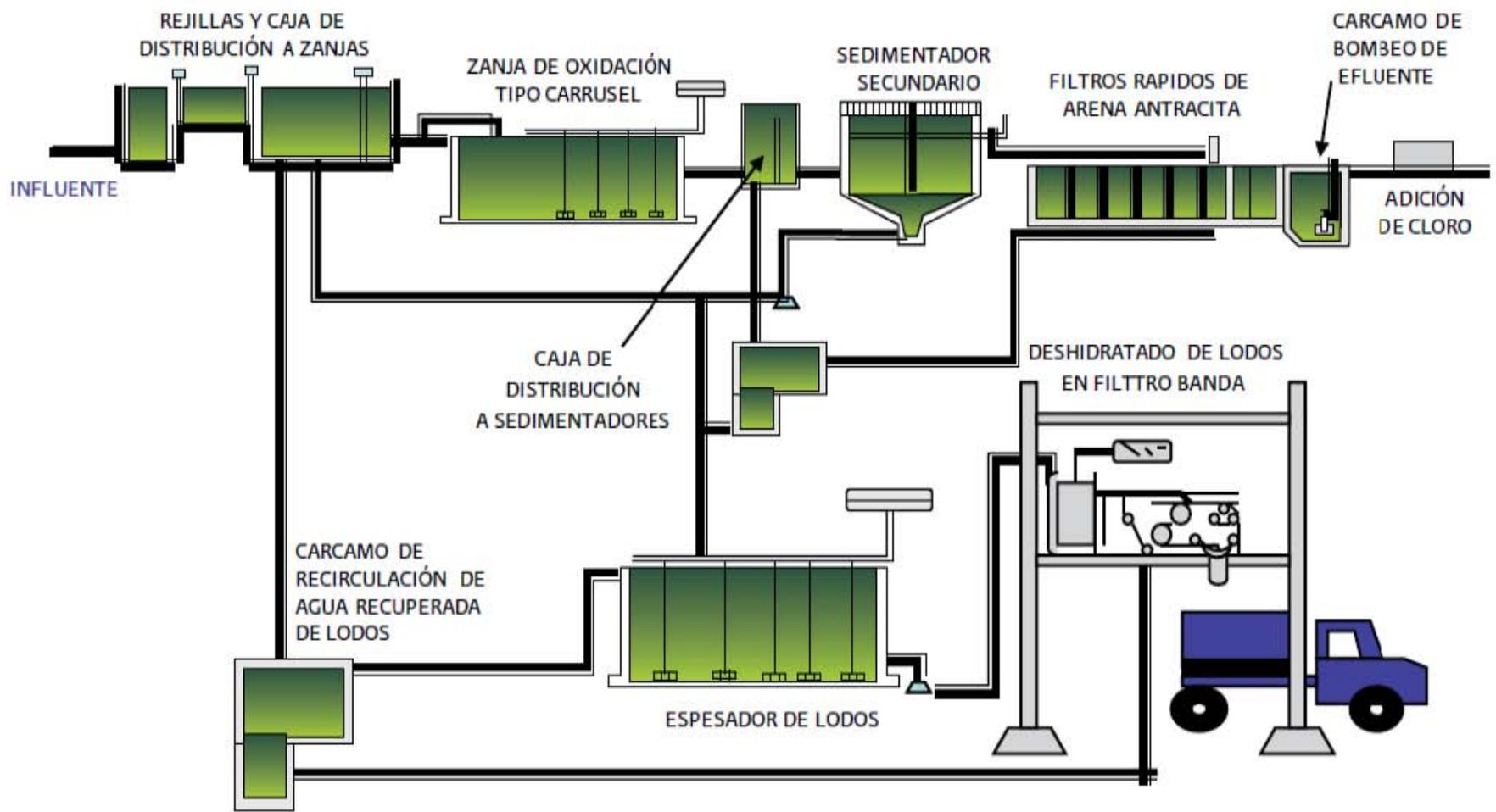


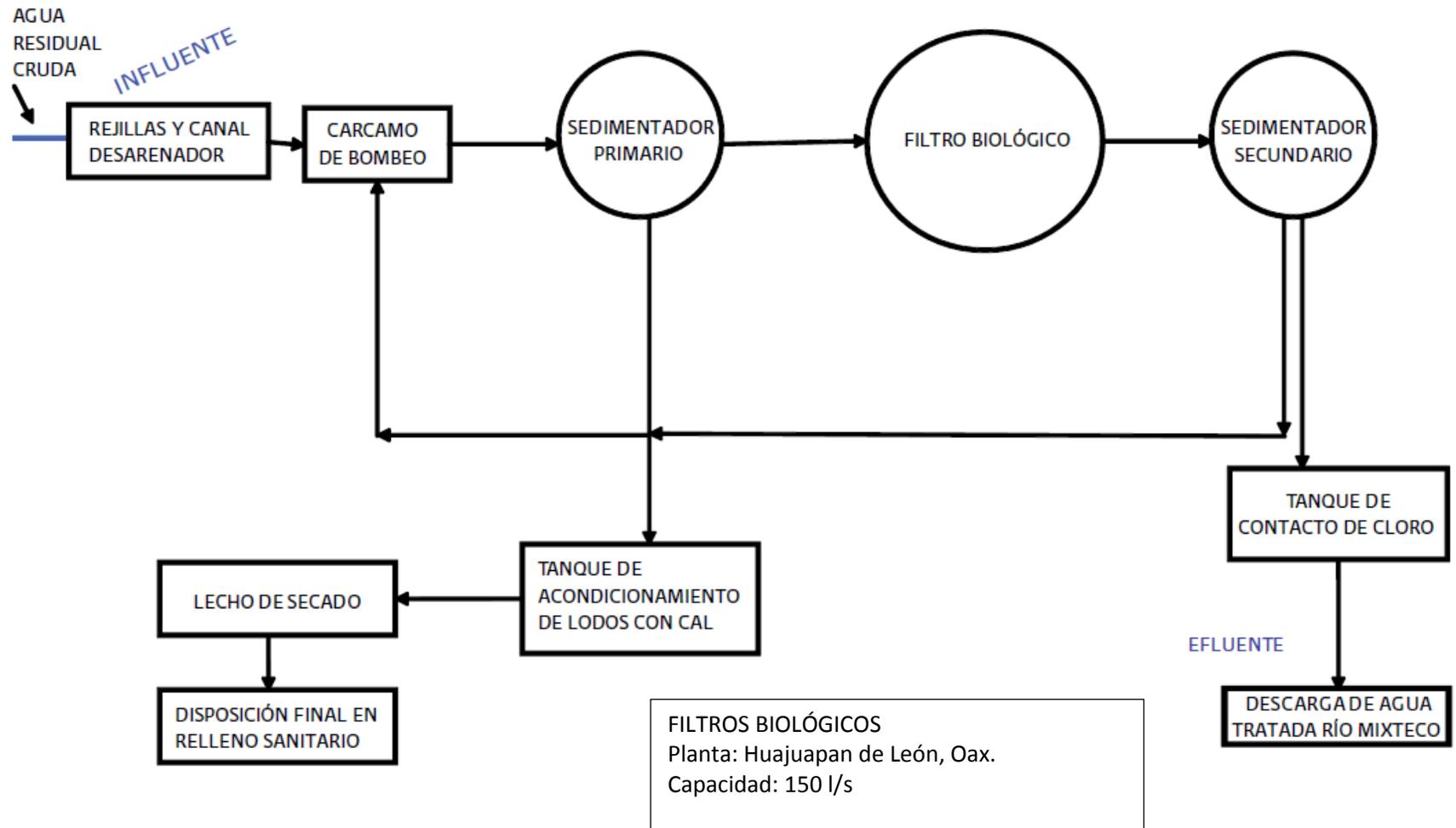


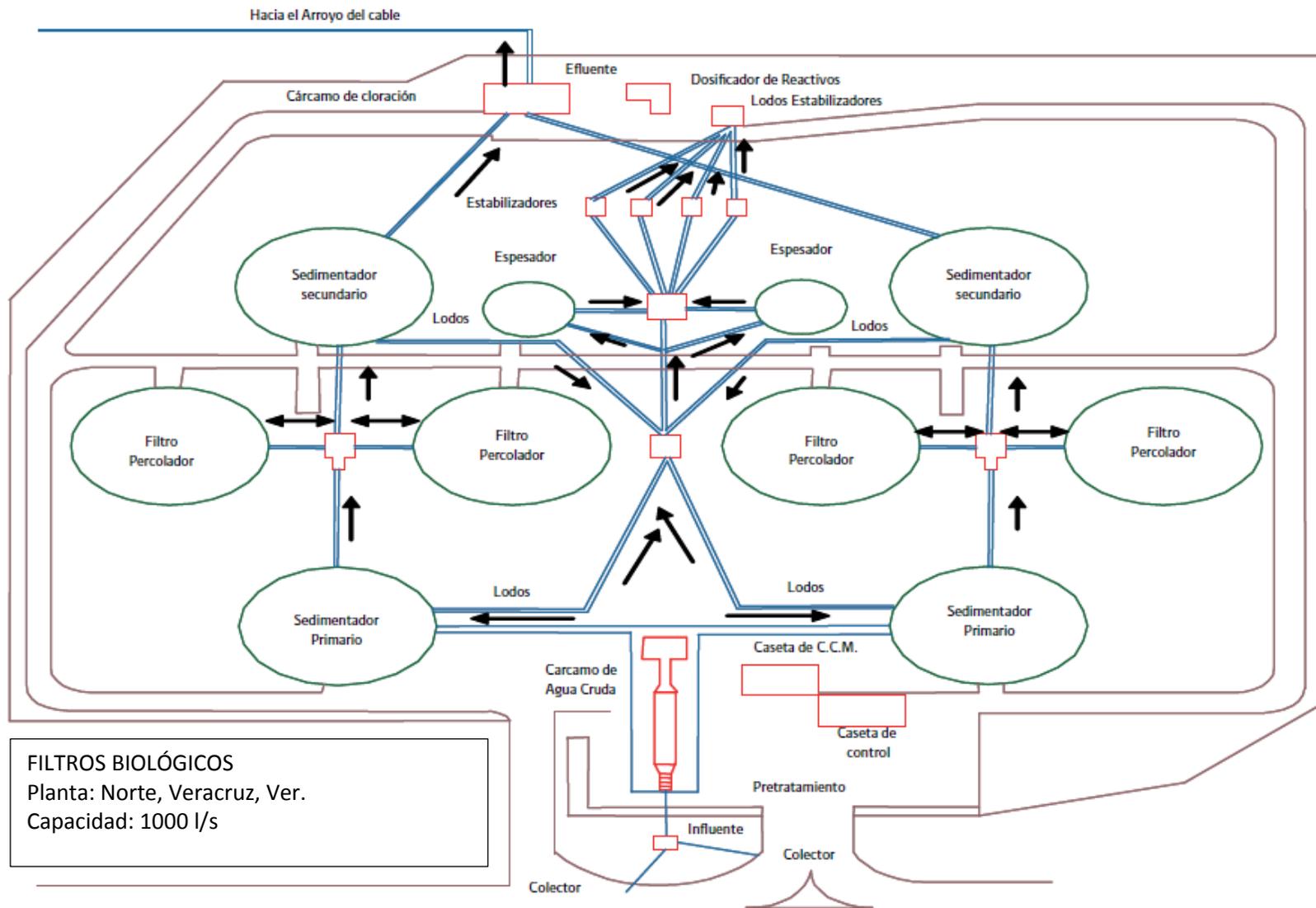
LODOS ACTIVADOS
 Planta: Dulces Nombres, Pesquería N.L.
 Capacidad: 5000 l/s



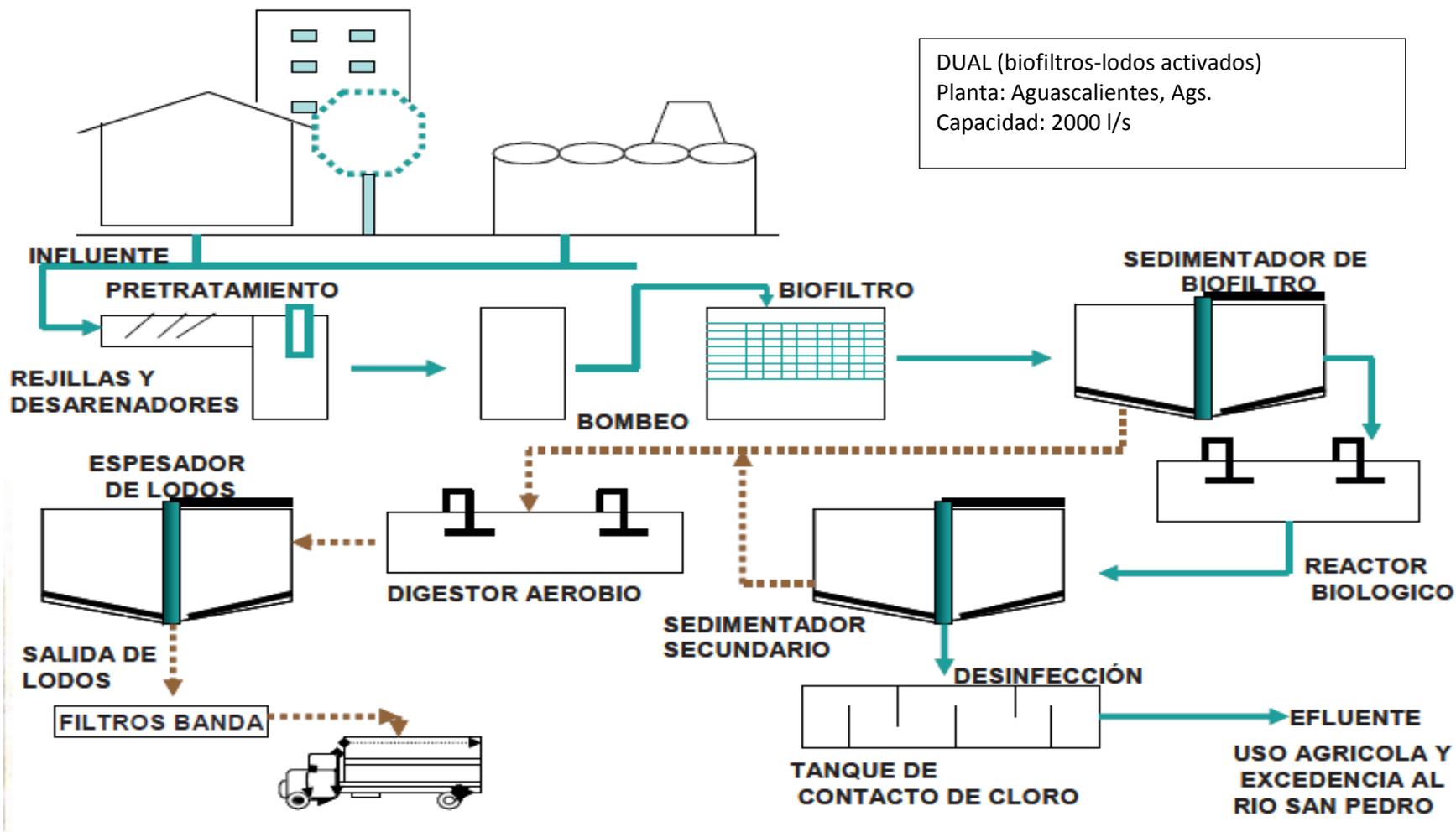
ZANJAS DE OXIDACIÓN
Planta: El Naranja, Ensenada, B.C.
Capacidad: 500 l/s

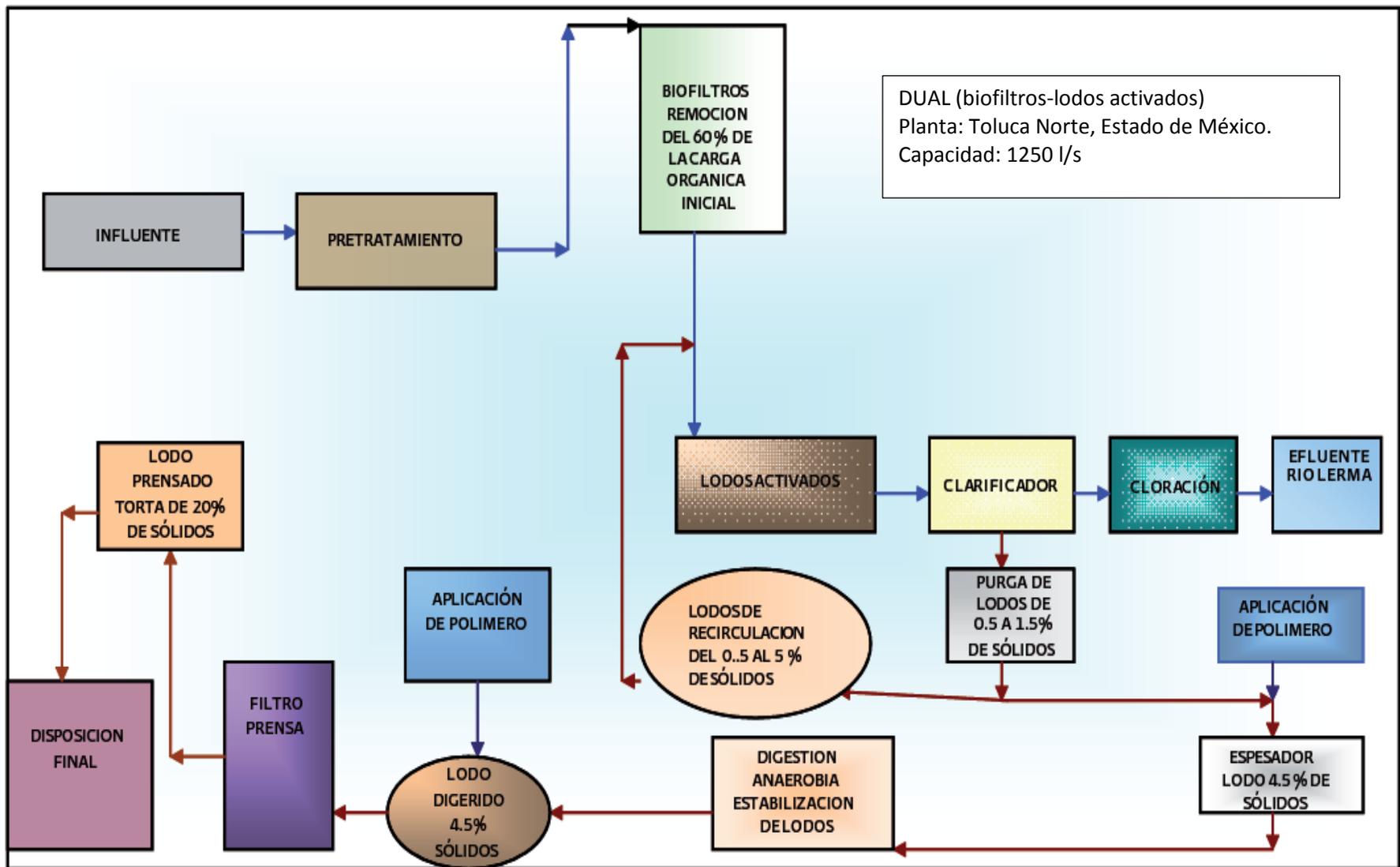




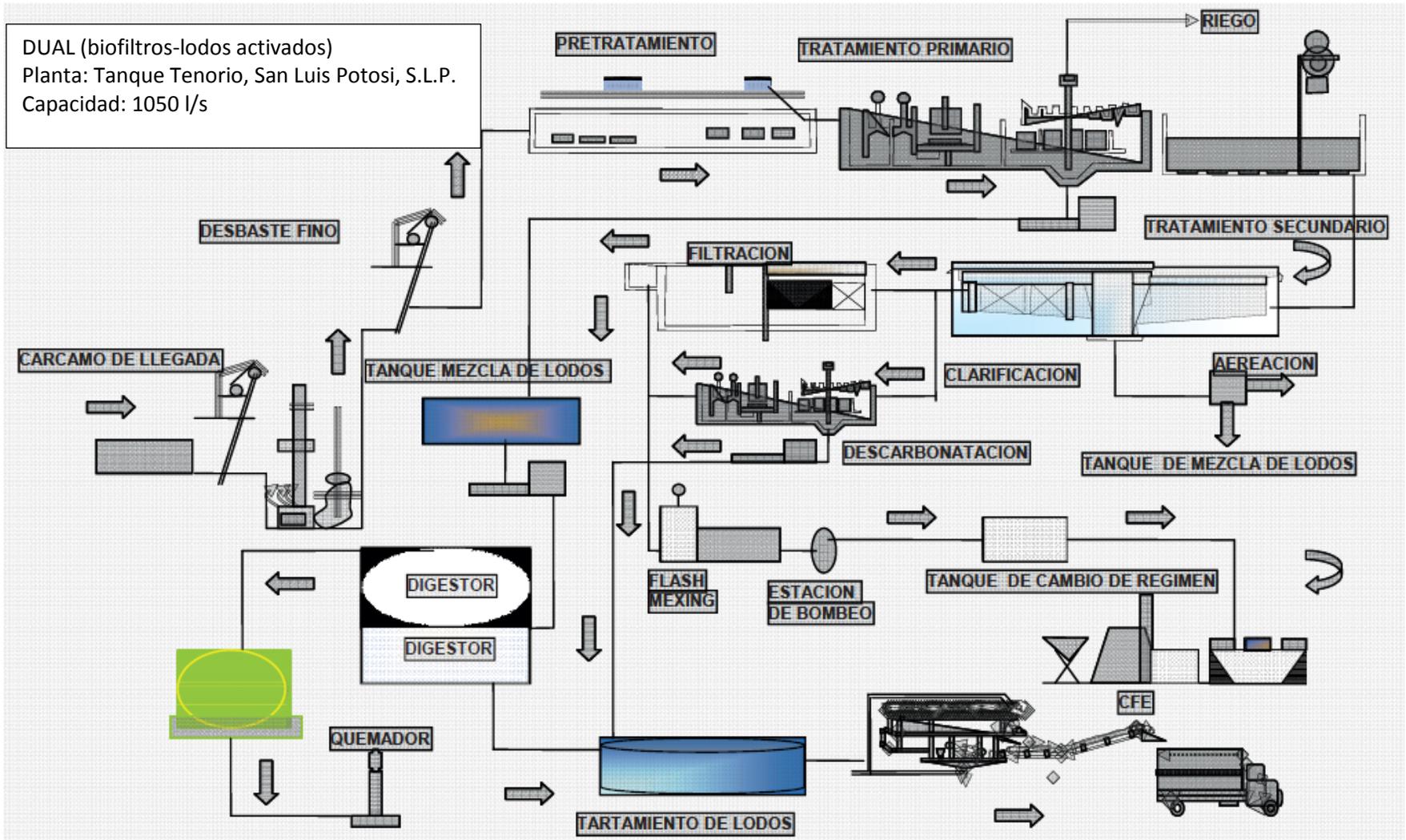


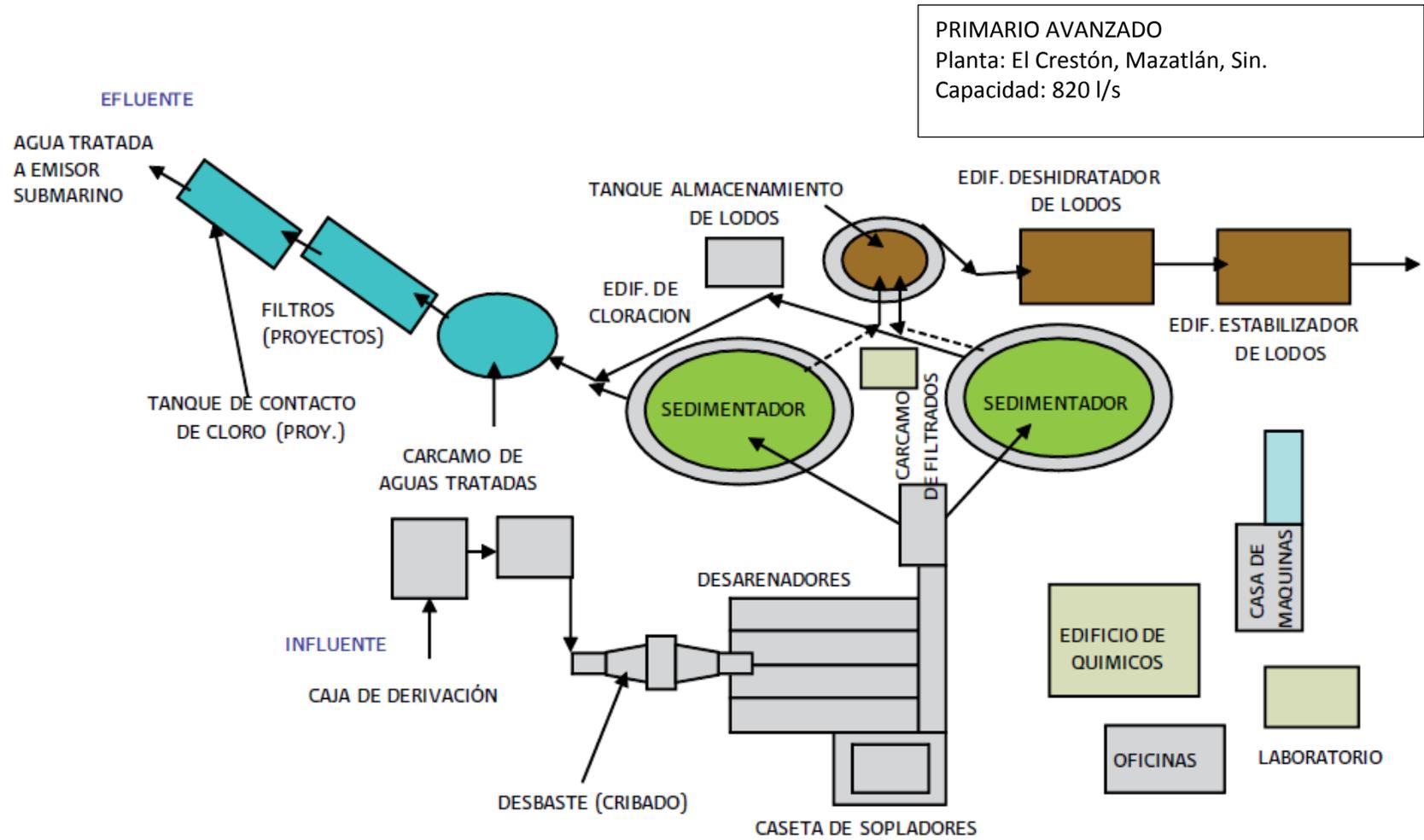
FILTROS BIOLÓGICOS
 Planta: Norte, Veracruz, Ver.
 Capacidad: 1000 l/s





DUAL (biofiltros-lodos activados)
Planta: Tanque Tenorio, San Luis Potosi, S.L.P.
Capacidad: 1050 l/s

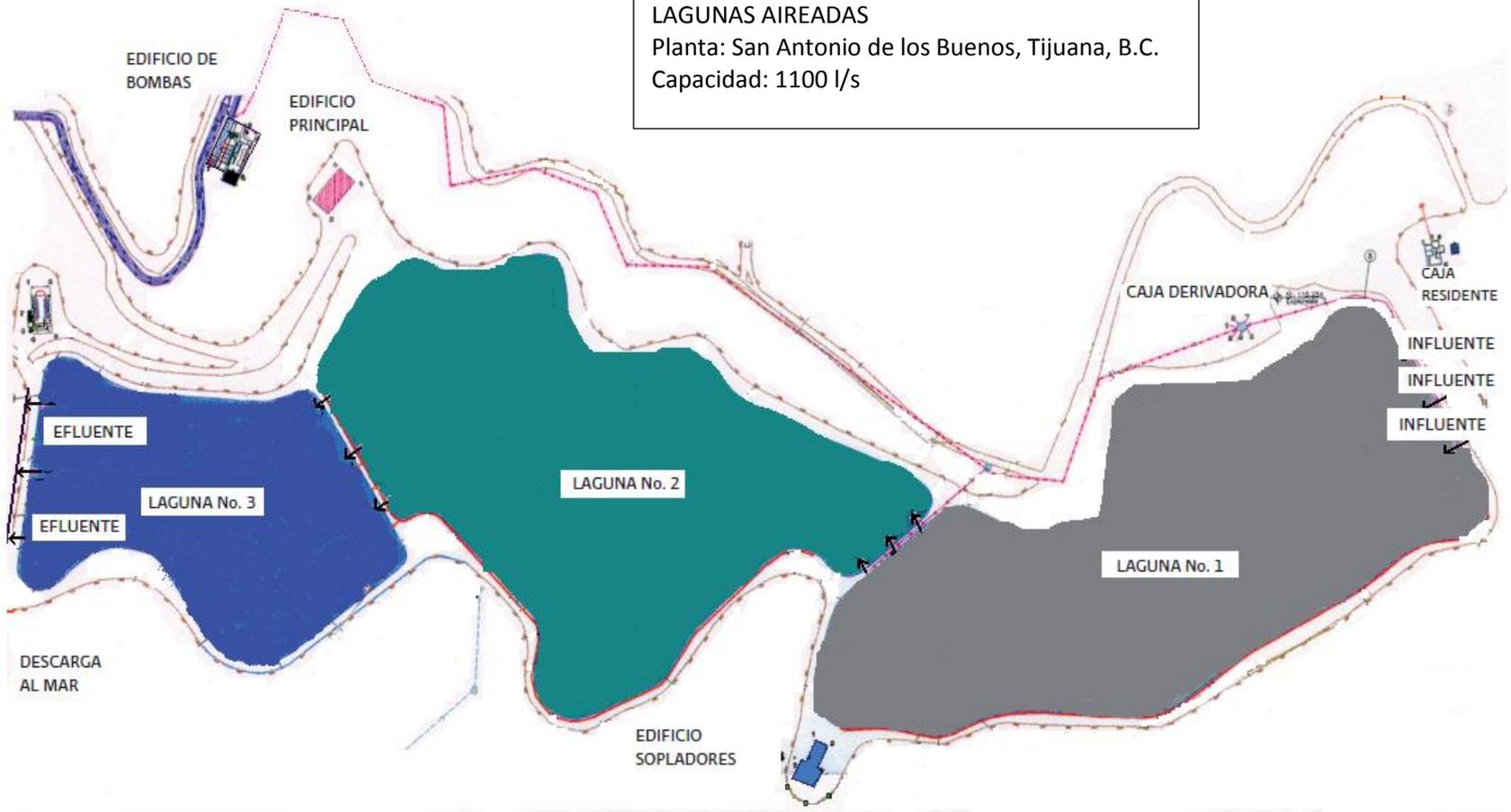




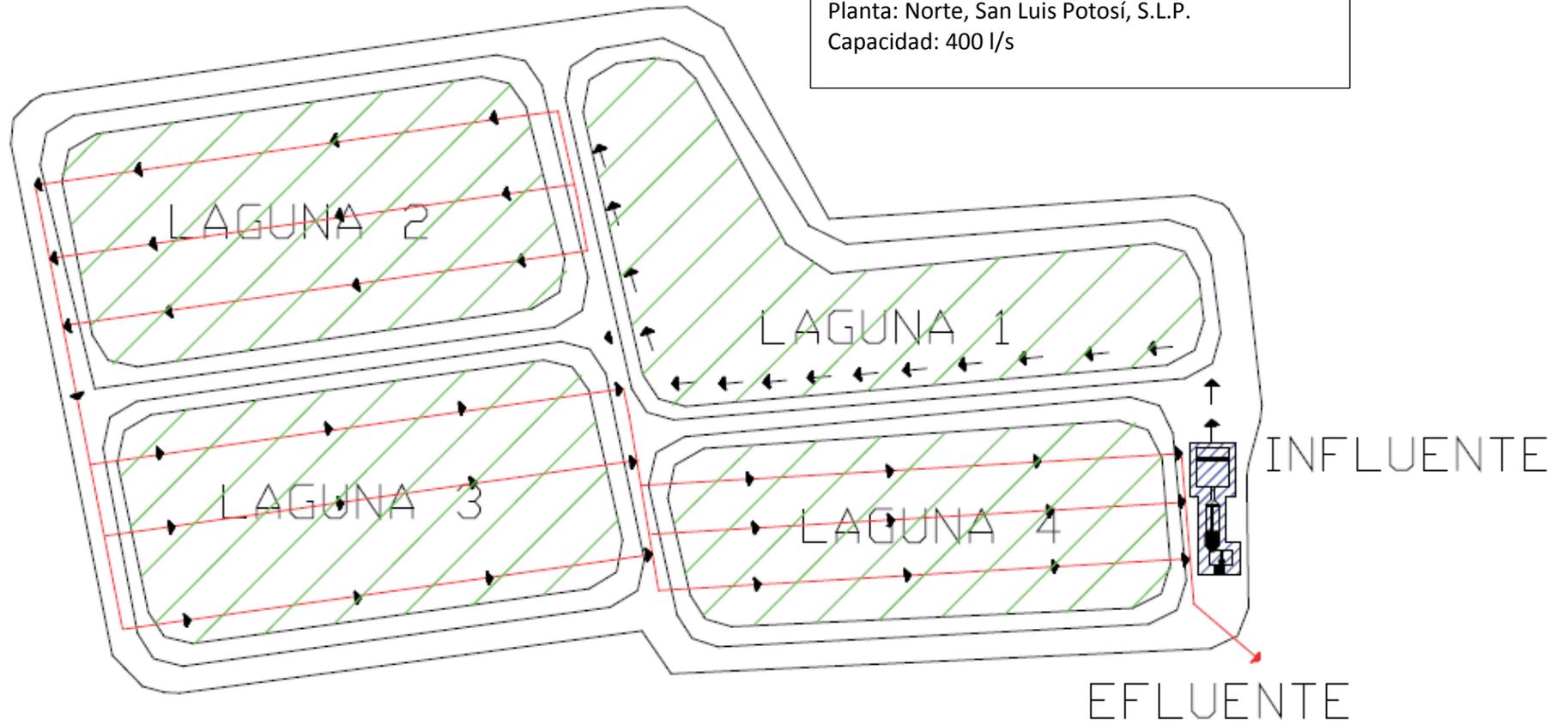
LAGUNAS AIREADAS

Planta: San Antonio de los Buenos, Tijuana, B.C.

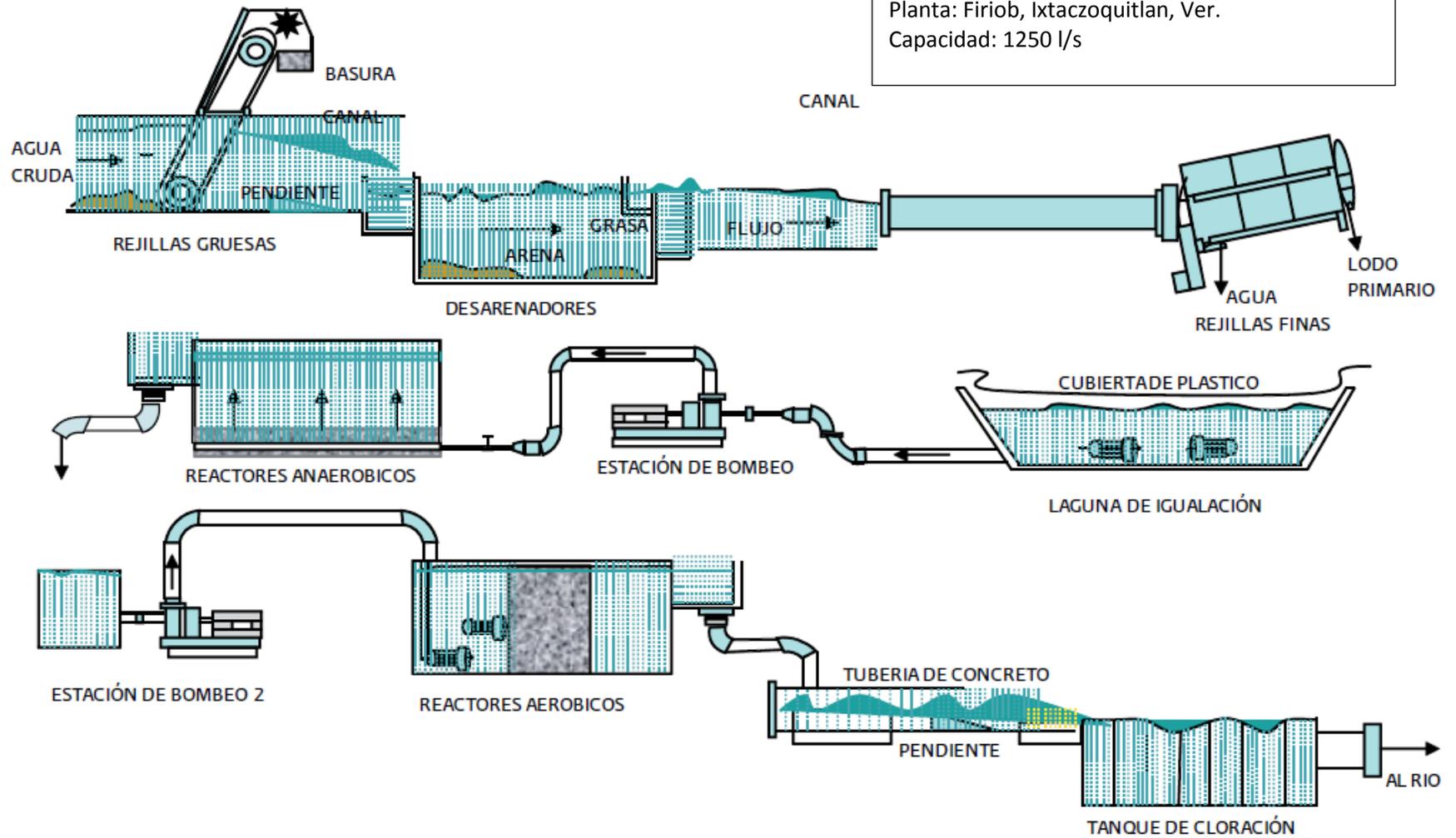
Capacidad: 1100 l/s



LAGUNAS AIREADAS
Planta: Norte, San Luis Potosí, S.L.P.
Capacidad: 400 l/s



RAFA O WASB
Planta: Firiob, Ixtaczoquitlan, Ver.
Capacidad: 1250 l/s



CAPITULO 8

Diseño de una PTAR para un complejo habitacional con capacidad de 443600 L/día

Es importante destacar que se estima que cerca de un 50% del agua en los sistemas de suministro de agua potable en los países en desarrollo se pierde por fugas, conexiones ilegales y vandalismo. El consumo de agua por persona en los países desarrollados puede alcanzar los 350 litros diarios, ante los 25 que se consumen en zonas subdesarrolladas, y los 80 litros que recomienda la Organización Mundial de la Salud (OMS) para las necesidades vitales e higiene personal.

En México, el desperdicio de este recurso es extremadamente grave, ya que carecemos de una cultura del agua, está la ocupamos en servicios como: sanitarios, lavabos, uso personal como ducha, comida, etc. El mexicano promedio utiliza diariamente 250 L de agua. El crecimiento excesivo de la población nos ha llevado a la construcción de conjuntos habitacionales, donde se aglomera en espacios más pequeños cierta cantidad de habitantes que utilizan este recurso, provocando una saturación de las plantas de tratamiento debido a la falta de infraestructura y un enorme consumo de agua.

Este capítulo tiene como finalidad la creación de una planta de tratamiento de aguas residuales para una unidad habitacional promedio (2218 personas), con un factor de planta del 80 %, donde las aguas de desecho serán tratadas para poder ser reutilizadas como aguas de contacto humano (sanitarios y riego de áreas verdes principalmente). Y evitar el consumo de agua potable en estos servicios, resolviendo la problemática en del derroche de este recurso. Aunado a esto, se obtendrá un beneficio adicional, que serán lodos activados para ser utilizados como fertilizante.

Cálculos para el diseño

Realizando los cálculos del consumo por día de una persona, la capacidad de la PTAR :

$$250 \frac{L}{Persona} \left(\frac{2218 \text{ personas}}{1 \text{ dia}} \right) (0.80) = 443600 \frac{L}{dia}$$

Bases de diseño

Planta de tratamiento de aguas residuales complejo habitacional para 2218 personas.

Función de la planta

La PTAR tiene como función el tratamiento de aguas negras del complejo habitacional dando como resultado un agua para servicios habitacionales como sanitario y riego de áreas verdes. También se obtendrá un subproducto, lodos activados que serán utilizados como fertilizantes.

Tipo de proceso

- Rejillas
- Trampa de basura
- Tanque de aireación prolongada
- Tanque de sedimentado de lodos
- Cloración

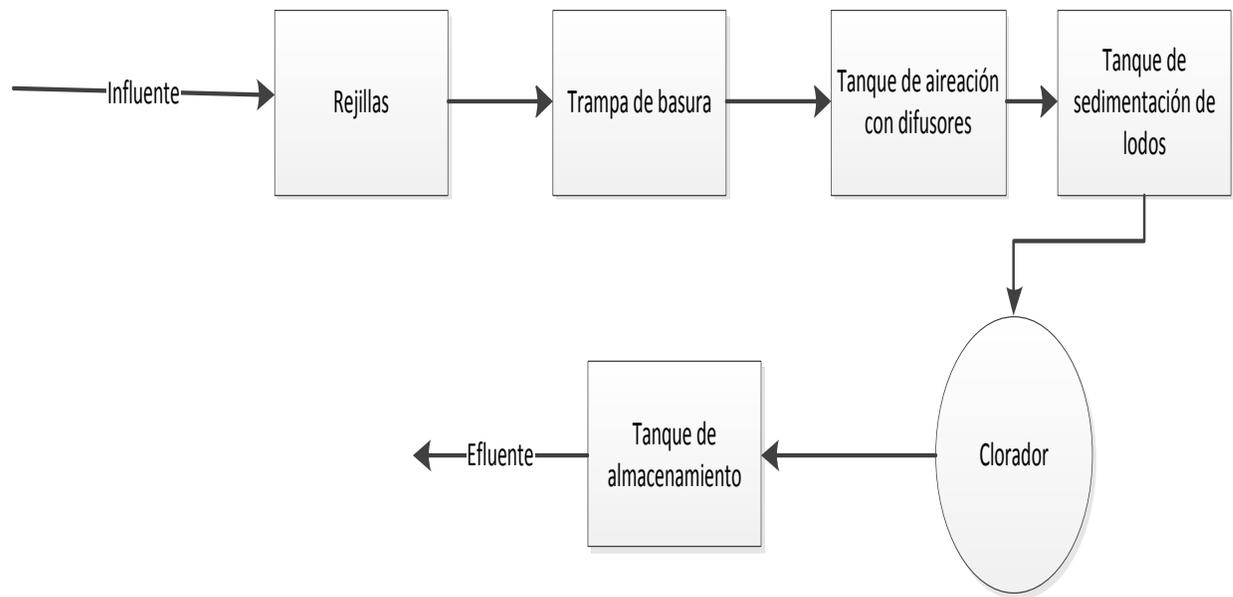


Figura 28.- Diagrama de flujo para PTAR de complejo habitacional

Capacidad de diseño:

117000 Gal/día

Capacidad normal:

93600 gal/día

Capacidad mínima:

58500 gal /día

Factor de planta: 80 %

La planta opera 280 días al año, que es equivalente a al 80 % del tiempo o equivalente 19.2 horas al día, por mantenimiento y tiempos de retención hidráulica.

Especificación de carga y producto

La toma de agua se realizará mediante un sistema de drenaje de cada departamento que será conducido directamente a la PTAR del complejo. Se tiene planeado un caudal aproximado de 93600 gal/día.

Especificaciones del producto

Aguas residuales urbanas

- Servicios domésticos
- Limpieza de locales

Tipos de contaminantes

- Materia orgánica en suspensión y disuelta
- N, P, NaCl y otras sales minerales
- Microcontaminantes precedentes de otros productos

Características Físicoquímicas

La temperatura de las aguas negras oscila entre 20 y 25 °C. Además las cargas contaminantes en materias en suspensión y materias orgánicas, contiene muchos compuestos como Nitrógeno, Fósforo, Cloruros y detergentes, cuyos valores van por habitante:

- Nitrógeno amoniacal: 3-10 g habitante/día
- Nitrógeno total: 6.5-13 g habitante /día
- Fosforo (PO_4): 4-8 g habitante/día
- Detergentes: 7-12 g habitante/día

En las aguas negras existen numerosos microorganismos (patógenos, virus, etc). Entre los primeros cabe destacar los virus de la hepatitis, por ejemplo en 1 g de heces de un enfermo existen 10-10⁶ dosis infecciosas de este virus.

En el tracto intestinal del hombre contiene numerosas bacterias conocidas como coliformes. Cada individuo evacua de 10⁵ x10⁵ millones de coliformes por día, que

aunque no son dañinos, se utilizan como indicadores de contaminación debido a que su presencia indica la posibilidad gérmenes patógenos de más difícil detección.

Materiales

Bases de diseño civil

Se acepta el manual de diseño de obras civiles de la CFE por sismo

Bases de diseño para instrumentos

La calibración de los instrumentos será en las siguientes unidades

- Presión: psig
- Temperatura: °F
- Flujo volumétrico: GPM
- Concentración: g/L

Tubería, válvulas e instrumentación

- 228 Difusores de membrana de 9" diámetro
- Tubos de CPVC cd 40, 1" diámetro,
- Tubos de CPVC cd 40, 2" diámetro,
- Tubos de CPVC cd 40, 4" diámetro,
- Tubos de CPVC cd 40, 6" diámetro,
- 12 codos 45° de CPVC cd 40 4"
- 2 codos 45° de CPVC cd 40 6"
- 20 codos 45° de CPVC cd 40 1"
- 12 T's de CPVC cd 40 4"
- 2 T's de CPVC cd 40 6"
- 3 T's de CPVC cd 40 1"
- 3 Válvula de mariposa 4"
- 1 Valvula de mariposa 6 "

Se tomaran en cuenta normas nacionales e internacionales de acuerdo a

APLICACIÓN	NORMA, CÓDIGO O ESPECIFICACIÓN
Tuberías	ASME/ANSI
Edificios	ANSI
Electricidad	NEC/NEMA
Ruido	OSHA
Contaminación	EPA
Seguridad	OSHA/NFPA

Límites de batería

El agua negra posee una gran cantidad de materia orgánica, disuelta y en suspensión, además contiene al ser aguas de desecho de uso residencial otros contaminantes como fosforo y nitrógeno. Por tal motivo las concentraciones de estas aguas se encuentran en el promedio siguiente.

CONTAMINANTE	CONCENTRACIÓN
Materia orgánica	N/A
Nitrógeno amoniacal	3-10 g/día
Nitrógeno total	6.5-13 g/día
Fosforo, Fosfatos	4-8 g/día
Detergentes	7-12 g/día

Productos secundarios

La evacuación de los desechos del proceso de tratamiento del agua dentro del complejo puede plantear un reto importante. La alta concentración de contaminantes en las aguas puede tener efectos secundarios sobre el medio ambiente sin un tratamiento como este. Pero debido a este proceso se reutilizara el desecho sobrante que son lodos activados, los cuales serán compactados con

una prensa y este al terminar el proceso podrá ser utilizado como abono para las áreas verdes que se disponga en el complejo.

Criterios de diseño

El propósito de la PTAR como ya se ha mencionado en capítulos anteriores es la reutilización de las aguas negras mediante un tratamiento donde puedan ser utilizadas como aguas de servicio y riego de áreas verdes, contribuyendo así un poco con el problema de desperdicio de este recurso.

En el proceso se llevara a cabo la recolección de las aguas negras mediante un sistema de tuberías de cada departamento o casa a la PTAR, dependiendo la zona donde se encuentre se utilizaran bombas para llevarlas, aunque la idea principal es colocar la planta en el lugar más bajo de la zona, hablando geográficamente y de esta manera recolectar el flujo por gravedad.

La primera etapa de tratamiento se realizara mediante un sistema de cribas donde se retendrá la basura solida o algún otro desecho que pudiese venir en el flujo y cause alguna obstrucción en el tren de tratamiento. Dentro de esta misma etapa se concentra una trampa de basura donde se podrán recolectar otras pequeñas basuras que hayan pasado a través del cribado.

La segunda etapa consta de tanque de aireación donde se llevara un proceso de oxidación de la materia fecal, este proceso dura alrededor de 24 horas.

En la tercera etapa del tratamiento se lleva a cabo la sedimentación de lodos y el proceso de cloración, en esta se obtendrá el subproducto (lodos activados) y se realizara el proceso de desinfección del agua, donde posteriormente se mandara a la cuarta etapa del proceso.

La cuarta y última etapa consiste en un proceso de osmosis inversa donde se pasara el agua a través de las membranas selectivas y para su posterior envío a los tanques de depósito para su distribución.

Evaluación del proceso a condiciones especiales o anómalas de operación.

- Toma del efluente
En caso de que los ductos o ducto provenientes del sistema de recolección se vea obstruido y no permita el paso de la corriente, se tendrá que desazolvar.
- Cribas obstruidas
Se realizara un saneamiento de las rejillas de manera manual, en el cual el operador de la PTAR tendrá dicha capacitación para resolver el conflicto.
- Falta de presión en aireadores
Para resolver este proceso la bomba tendrá un control electrónico con el cual se podrá bajar o subir el flujo, afín de siempre tener las condiciones óptimas de operación.
- Cloración
Se tendrá que mantener la cloración diaria del sistema la cual se llevara a cabo mediante hipoclorito sódico y evitando que no se pase de la concentración indicada para el proceso.
- Recolección de lodos
Los lodos se podrán obtener después de evacuar el agua clarificada y clorada, estos serán transportados a una prensa y acumulados para su posterior reutilización como fertilizante.
- En caso de siniestro
Todos los equipos tendrán un sistema de desfogue con vertido al alcantarillado municipal.
En caso de falla de la bomba que suministra los equipos se tendrá un sistema en paralelo, con el cual mientras se le da mantenimiento al equipo el proceso no deje funcionar.

Descripción del proceso

El proceso comienza cuando por medio de un tren de tuberías se hace la recolección ya sea por gravedad o sistema de bombeo hacia la PTAR. La primera etapa del proceso es un cribado por el cual se hace pasar el influente y después por una trampa de basura, el cribado está hecho de tubular de acero o fierro, recubierto de pintura para evitar la corrosión a corto plazo.

En la parte subsecuente que es el tratamiento primario se realiza una aireación prolongada por 24 horas, los tanques de aireación contienen 72 difusores de 12 pulgadas distribuidos a 1,12 m de distancia entre sí y 1,20 metros en cada fila siendo 4 filas de difusores. El siguiente paso será pasar el agua a las tolvas donde por medio de aireación se desproteinarán los residuos orgánicos reduciéndolos en complejos que serán comidos por bacterias mediante un desnaturador. Una vez ahí el proceso tiene un reciclado (tanques de difusión-tolvas) durante 24 horas incluyendo la cloración. Pasado este tiempo se procederá a llevarlos a la operación unitaria de osmosis inversa donde se tendrá agua con condiciones óptimas para su uso en áreas verdes, servicios de baños y alguna otra prestación de agua para contacto humano.

Diagrama de flujo de proceso

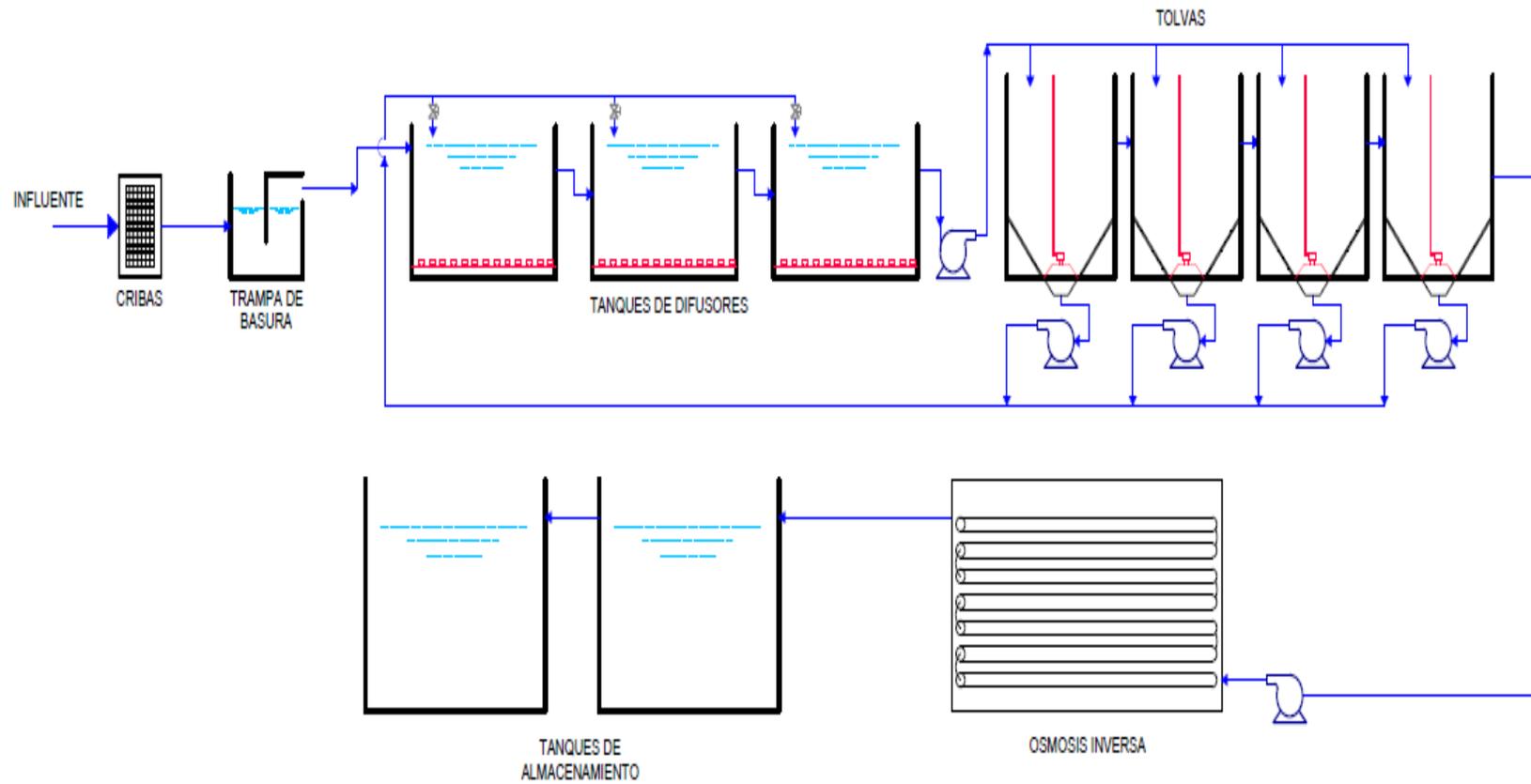


Figura 29.- Diagrama de flujo de PTAR para un Conjunto residencial.

CONCLUSIONES:

En este trabajo se realizó una recapitulación de la Legislación vigente Mexicana en materia de aguas, donde se incluye reseñas de la Ley Nacional de Aguas, Normas Oficiales e Instituciones Reguladoras.

Se generó un documento que incluye varias técnicas sobre tratamiento de aguas tipo residuales, detallando las técnicas con sus respectivas ventajas y desventajas, mencionando en el documento los límites permisibles de cada contaminante.

BIBLIOGRAFÍA

- A., L. (2004). Situación del Sector Eléctrico en México. En L. A., *Situación del Sector Eléctrico en México* (págs. 18-26). México D.F.: Itesm.
- A., V. (2001). Oxidación solar fotocatalítica: Aplicación al tratamiento de afluentes cianurados. *Ingeniería Química*, 161-165.
- A., V. (2002). Procesos solares fotocatalíticos en el tratamiento de afluentes. *Ingeniería Química*, 106-111.
- Andreozzi R., C. V. (1999). *Advanced oxidation processes for wáter purification and recovery*. España: Editorial Limusa.
- APHA, A. W. (1992). *Satandard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18 th ed.* Washington D.C.
- B.J.A., H. (1997). *Copper in Drinking and Surfaces Water. In Advances in Risk Assessment of Copper in the Environment*. Chile: Editors G.E. Lagos & R. Badilla-Ohlbaum.
- C., S. O. (2012). *Sedimentador de sólidos en suspensión*. . Colombia: Facultad de Ingeniería, Tesis proyecto terminal.
- Cámara L. D., H. M. (2012). Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. *Redalyc*, 59-70.
- CONAGUA. (2011). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. México D.F.: SEMARNAT.
- DOF. (1997). *Norma oficial mexicana. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. México D.F. : Diario oficial de la Federación.
- Durán A., G. E. (2010). Comparación de dos procesos fisicoquímicos para el tratamiento de agua residuales. *Tecnología, ciencia y educación* , 28-41.
- Eddy, M. &. (1995). *Ingeniería de aguas residuales*. España: Editorial Mc Graw- Hill.
- España, J. L. (2009). Parametros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual. *Aquaforum*, 14-19.
- FJ, B. (2004). *Ozone Reaction Kinetics for Water and Wastewater*. Washington, D.C: Lewis Publishers.
- G., G. (2008). Fotocatálisis con TiO₂. En G. G., *Tesis de maestría* . Medellin: Facultad de Ingeniería .

- G., M. (1997). Procesos Avanzados de Oxidación . En M. G., *Procesos Avanzados de Oxidación* (págs. 30-38). México D.F.: UDLAP .
- García, F. R. (2009). *Tratamiento físicoquímico y biológico de aguas residuales*. México: Ingeniería de tratamiento de aguas residuales.
- Giraldo L. F., F. E. (2009). La fotocatalisis como alternativa para tratamiento de aguas residuales. *Lasallista de investigación*, 83-92.
- Guadalupe J., G. J. (2010). Evaluación y eficiencia de los procesos de coagulación-floculación y ozonización a escala laboratorio en el tratamiento de aguas residuales. *CENIC*, 49-56.
- Hoigné, J. (1982). *Mechanisms, rates and selectivities of oxidations of organic compounds, initiated by ozonation of water*, in "Handbook of Ozone Technology and Applications", vol I. Ann Arbor Science Publ.
- Ingeniería, A. (2009). *Patente nº Biodigestor "E.G.S.B." prefabricado*. Santa Fe, Argentina.
- J., S. (1996). *Traitement des Eaux Usees de México en Vue d'une Reutilisation a des Fins Agricoles*. México D.F.: Instituto de Ingeniería, UNAM.
- J., V. (2003). Tratamiento de efluentes fenólicos de la industria de la celulosa: procesos de oxidación avanzada. *Ingeniería Química*, 104-114.
- Lahera, V. (2008). Viabilidad hidráulica de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 387-411.
- Li, J. H. (2009). Effect of Aeration Rate on Nutrient Removal from Slaughterhouse Wastewater in Intermittently Aerated Sequencing Batch Reactors Water., Air & Soil Pollution. *REVISTA INGENIERÍA E INVESTIGACIÓN*, 251-261.
- López, A. D.-F. (2008). Acoplamiento de un sistema anaerobio/aerobio para el tratamiento de agua residual. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 269-277.
- M., G. (2001). Eliminación de los contaminantes por catálisis heterogénea. *En Red CTYED*, 102-119.
- M., R. (2009). Descontaminación de aguas de lavado de envases de plaguicidas mediante fotocatalisis solar. *Ciemat*, 189.
- Menéndez C, P. J. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana: Félix Varela.
- Ortega, N. M. (2006). *Phosphorus Precipitation in Aerobic Digestion Process*. Boca Raton, Florida: Dissertation.
- P., P. (2007). Tratamiento de los desechos líquidos de la facultad de ingeniería. *Revista de la Facultad de Ingeniería* , 11-18.

- Pabón, S. L., & Suárez Gélvez, J. H. (2009). Arranque y operación a escala real de un sistema de tratamiento de lodos activos para aguas residuales de matadero. *Ingeniería e investigación*, 53-58.
- R., G. J. (2007). *Diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales, sector cuatro caminos y diseño del mercado de la aldea el Pajón, Municipio de Santa Catarina Pinula, Departamento de Guatemala*. Guatemala: Universidad de San Carlos Guatemala, Facultad de Ingeniería.
- Romero H., G. O. (2010). Las vicisitudes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en México. *CONAGUA*, 58-69.
- Romero, J. A. (2008). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- SEMARNAT. (1996). *NOM-001-ECOL-1996, Norma Oficial Mexicana que establece los límites Máximos de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. México D.F.: Semarnat.
- SEMARNAT. (1996). *NOM-002-ECOL-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal*. México D.F.: Semarnat.
- SEMARNAT. (1997). *NOM-003-ECOL-1997 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público*. México D.F.: Semarnat.
- SEMARNAT. (2012). *Informe de la situación del medio ambiente en México, Compendio de estadísticas ambientales*. México D.F.: Semarnat.
- SEMARNAT. (2012). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. México D.F.: SEMARNAT.
- SEMARNAT. (2012). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. México D.F.: Semarnat, Conagua.
- Seoáñez Calvo, M. (1999). *Ingeniería del medio Ambiente aplicada al medio natural continental*. México: Ediciones Mundi-Prensa, 2da edición.
- Technology, C. o. (2008). *Manual de Filtro de Bioarena*. Canada, Canada.
- Urbina, N. P. (2006). Tratamiento biológico de aguas residuales. *Respuestas UFPS*, 39-50.
- V., L. R. (2010). Infraestructura sustentable: Las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 58-69.
- Villalobos M. A., S. E. (2006). Diseño de una tecnología para el tratamiento de aguas residuales en Cuernavaca. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 5-9.

Wilson F. A., C. O. (2004). Control de pH para planta de tratamiento de aguas residuales. *Revistas científicas de America Latina, el Caribe y España*, 1-6.