



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ingeniería

El Sistema de Zanjas de Oxidación como una
Alternativa de Tratamiento Biológico en México

T E S I S

Que para obtener el título de

INGENIRO CIVIL

Presenta:

Héctor Octavio Rojas Suazo

Asesor de Tesis: Dr. Enrique Cesar Valdés



México D.F.

2012



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.

Agradecimientos:

Quiero agradecer a todos los colaboradores del departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, especialmente al **Dr. Enrique Cesar Valdés**, por toda la paciencia y el apoyo brindados en el proceso de titulación.

Agradezco a la UNAM por enseñarme a pensar distinto, a cuestionar lo establecido y a dar valor al conocimiento.

Agradezco finalmente a mis grandes amigos (Tuva, Renato, Atzin, Lalo, Anibal, Hamad, Tomate, Chepe, Ale, lala,, El mago, Esau, Gabriela, Ivo, Fernanda, Viri y toda la banda del Harmon, etc) a todos aquellos quienes a lo largo de los años han compartido conmigo todo tipo de experiencias y aventuras. Gracias por estar.

Dedicatorias:

Este trabajo se lo dedico a las dos mujeres más importantes de mi vida.

Madre: Esto va por ti, para que sientas que tus esfuerzos y preocupaciones valieron la pena. De ti aprendí a ser perseverante, a luchar y a levantarme con una sonrisa en el rostro. Eres para mí ejemplo e inspiración. Gracias por todo el amor y todo el apoyo. Eres la jefa de jefas

Sandra Karlsson: Rumpan, esto no lo hubiera logrado sin ti. Te agradezco todo el apoyo, el amor y todas las horas que estuviste fastidiándome para concluir esto. Espero que esto sea solo el inicio de una vida plena contigo. Jag älskar dig och det ska jag alltid göra!

“For those who believe in God, most of the big questions are answered. But for those of us who can't readily accept the God formula, the big answers don't remain stone-written. We adjust to new conditions and discoveries. We are pliable. Love need not be a command nor faith a dictum”

Charles Bukowski

Índice

Capítulo 1: Introducción.....	4
1.1. Objetivos	5
1.2. Alcances.....	6
1.3. Panorama general del estado de los recursos hídricos en México	6
1.4. Tratamiento de aguas residuales	13
1.5. México: contexto demográfico y socioeconómico relativo al tratamiento de aguas residuales	14
Capítulo 2: Conceptos básicos sobre tratamiento de aguas residuales.....	18
2.1. Aguas residuales, características y tipos de tratamiento.....	18
2.2. Microbiología de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.....	22
2.3 Remoción de nutrientes (nitrificación/desnitrificación)	24
2.4 El proceso de lodos activados	27
Capítulo 3: Zanjas de oxidación.....	41
3.1. Descripción y características	41
3.2. Consideraciones y parámetros de diseño	42
Capítulo 4: Análisis comparativo básico entre los procesos de zanjas de oxidación, lagunas de estabilización y lodos activados	48
4.1. Costos.....	48
4.2. Desempeño y operación	50
4.3. Consumo energético y aplicabilidad	52
Capítulo 5: Conclusiones	59
Lista de referencias	62

Capítulo 1: Introducción

Hoy día es del conocimiento general el hecho de que los ecosistemas y los recursos naturales están gravemente deteriorados, que las diferentes formas de la actividad humana, así como su intensidad, traen consigo graves impactos sobre el ambiente. El concepto de *impactos ambientales* ha adquirido en las últimas décadas, cada vez más importancia debido a que estos afectan directa e indirectamente las dinámicas sociales y el capital natural disponible tanto a nivel local como global. Lo anterior, junto con la continua y acelerada industrialización y el crecimiento demográfico, amenazan la transición hacia un desarrollo sustentable y la estabilidad social.

El concepto de *desarrollo sustentable*¹ nace en una realidad de escasez, sobreexplotación y contaminación de los recursos naturales. Los modelos de desarrollo sustentables, buscan funcionar como modelos de producción racional, cuyo objetivo central es la preservación de los recursos naturales trabajando en torno a tres aspectos conceptuales generales: a) el bienestar humano, b) *el bienestar ecológico*, y c) las interacciones establecidas a través de políticas públicas en materia de población, equidad, distribución de la riqueza, desarrollo económico, producción y consumo. Es necesario efectuar acciones importantes y oportunas para mitigar la afectación ambiental con el fin de garantizar la preservación de los recursos naturales y encaminar el desarrollo hacia modelos sustentables, que garanticen a su vez, tanto el bienestar de la población como el desarrollo social y económico.

En México, apenas comienzan a definirse objetivos y estrategias para lograr la sustentabilidad. Este trabajo se refiere a la conservación y aprovechamiento de los recursos hidráulicos, específicamente al tratamiento de aguas residuales, dado su impacto sobre los ecosistemas acuáticos receptores y sus ecosistemas asociados. La administración federal actual considera en el **Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012** una serie de metas al año 2030, entre las cuales se propone lograr el tratamiento del 100% de las aguas residuales generadas en el país, para así garantizar su adecuada conservación, aprovechamiento y gestión. Según las *Estadísticas del Agua en México*, (CONAGUA, México 2008) se da algún tipo de tratamiento a apenas el 38.3% de las aguas residuales, lo que da una clara idea acerca del trabajo que aún falta por hacer en cuanto a cobertura, investigación, desarrollo e implantación de métodos y técnicas de tratamiento eficaces y económicas.

Resulta entonces importante tomar decisiones informadas y responsables sobre qué procesos conviene emplear para alcanzar la meta de tratamiento del 100% de las aguas residuales y con ello dar un paso importante hacia la sustentabilidad.

En ingeniería ambiental, los tipos de tratamiento que reciben las aguas residuales, se clasifican en tres niveles: primario, en el que los contaminantes presentes pueden ser eliminados por medio de la aplicación de fuerzas físicas; secundario, con el cual se consigue la remoción de contaminantes por actividad biológica, y finalmente, terciario, en el que la conversión o eliminación de los contaminantes se lleva a cabo por medio de la adición de productos químicos o por reacciones químicas de otra naturaleza.

Con relación al propósito del presente trabajo, se analiza la situación actual de los recursos hídricos en México, el estado de la infraestructura hidráulica asociada a la gestión de dichos

¹ En este trabajo se adopta la siguiente definición: Aquél que satisface las necesidades esenciales de la generación presente sin comprometer la capacidad de satisfacer las necesidades esenciales de las generaciones futuras (Comisión Brundtland “Nuestro Futuro

Capítulo 1: Introducción

Hoy día es del conocimiento general el hecho de que los ecosistemas y los recursos naturales están gravemente deteriorados, que las diferentes formas de la actividad humana, así como su intensidad, traen consigo graves impactos sobre el ambiente. El concepto de *impactos ambientales* ha adquirido en las últimas décadas, cada vez más importancia debido a que estos afectan directa e indirectamente las dinámicas sociales y el capital natural disponible tanto a nivel local como global. Lo anterior, junto con la continua y acelerada industrialización y el crecimiento demográfico, amenazan la transición hacia un desarrollo sustentable y la estabilidad social.

El concepto de *desarrollo sustentable*¹ nace en una realidad de escasez, sobreexplotación y contaminación de los recursos naturales. Los modelos de desarrollo sustentables, buscan funcionar como modelos de producción racional, cuyo objetivo central es la preservación de los recursos naturales trabajando en torno a tres aspectos conceptuales generales: a) el bienestar humano, b) *el bienestar ecológico*, y c) las interacciones establecidas a través de políticas públicas en materia de población, equidad, distribución de la riqueza, desarrollo económico, producción y consumo. Es necesario efectuar acciones importantes y oportunas para mitigar la afectación ambiental con el fin de garantizar la preservación de los recursos naturales y encaminar el desarrollo hacia modelos sustentables, que garanticen a su vez, tanto el bienestar de la población como el desarrollo social y económico.

En México, apenas comienzan a definirse objetivos y estrategias para lograr la sustentabilidad. Este trabajo se refiere a la conservación y aprovechamiento de los recursos hidráulicos, específicamente al tratamiento de aguas residuales, dado su impacto sobre los ecosistemas acuáticos receptores y sus ecosistemas asociados. La administración federal actual considera en el **Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012** una serie de metas al año 2030, entre las cuales se propone lograr el tratamiento del 100% de las aguas residuales generadas en el país, para así garantizar su adecuada conservación, aprovechamiento y gestión. Según las *Estadísticas del Agua en México*, (CONAGUA, México 2008) se da algún tipo de tratamiento a apenas el 38.3% de las aguas residuales, lo que da una clara idea acerca del trabajo que aún falta por hacer en cuanto a cobertura, investigación, desarrollo e implantación de métodos y técnicas de tratamiento eficaces y económicas.

Resulta entonces importante tomar decisiones informadas y responsables sobre qué procesos conviene emplear para alcanzar la meta de tratamiento del 100% de las aguas residuales y con ello dar un paso importante hacia la sustentabilidad.

En ingeniería ambiental, los tipos de tratamiento que reciben las aguas residuales, se clasifican en tres niveles: primario, en el que los contaminantes presentes pueden ser eliminados por medio de la aplicación de fuerzas físicas; secundario, con el cual se consigue la remoción de contaminantes por actividad biológica, y finalmente, terciario, en el que la conversión o eliminación de los contaminantes se lleva a cabo por medio de la adición de productos químicos o por reacciones químicas de otra naturaleza.

Con relación al propósito del presente trabajo, se analiza la situación actual de los recursos hídricos en México, el estado de la infraestructura hidráulica asociada a la gestión de dichos

¹ En este trabajo se adopta la siguiente definición: Aquél que satisface las necesidades esenciales de la generación presente sin comprometer la capacidad de satisfacer las necesidades esenciales de las generaciones futuras (Comisión Brundtland “Nuestro Futuro

recursos, como son la potabilización, la cobertura de alcantarillado, la infraestructura de tratamiento de aguas residuales y la tecnología de tratamiento más empleada.

Se destaca el análisis de los procesos biológicos ampliamente usados en México: el sistema de lodos activados y el de lagunas de oxidación. Se estudian sus características de diseño y operación, posteriormente se realiza un análisis comparativo básico entre los dos sistemas antes mencionados con el sistema de zanjas de oxidación. Las zanjas de oxidación se proponen en este trabajo como una alternativa viable, ya que a consideración del autor, las características de las zanjas de oxidación y las características socioeconómicas y demográficas del país muestran interesantes compatibilidades y coincidencias que pueden aprovecharse para poner en marcha sistemas que puedan garantizar: economía, altos niveles de desempeño y que brinden la posibilidad de cumplir en el futuro con normatividad más estricta. Las zanjas de oxidación son un proceso muy usado en EU y Europa, debido a que además de ser fácil de operar, ofrecen altos niveles de desempeño a bajo costo. Sin embargo, en México su uso es limitado, con menos de 30 plantas de tratamiento construidas en todo el país.

Por otro lado, a nivel internacional, las normas que regulan los límites máximos permisibles de descarga de contaminantes a las aguas superficiales se han vuelto más estrictas, particularmente con respecto a las concentraciones permisibles de nitrógeno total presente en efluentes. Lo anterior hace más atractivo al sistema de zanjas de oxidación, ya que ha probado generar efluentes muy estables y altas tasas de eficiencia en la remoción de compuestos de nitrógeno.

Actualmente en el país, los procesos de depuración más ampliamente usados son las lagunas de estabilización y el proceso de lodos activados convencional, con 646 y 427 plantas de tratamiento respectivamente (*Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y tratamiento de aguas residuales en operación, 2008, CONAGUA*). Sin embargo, es importante analizar otros sistemas de tratamiento que han mostrado ser muy efectivos en la remoción de contaminantes, a la vez de ser razonablemente económicos y fáciles de operar.

1.1. Objetivos

- Describir la situación actual de los recursos hídricos en México, poniendo especial atención en aspectos de cobertura e infraestructura, especialmente en cuanto a disponibilidad, calidad del agua, potabilización, y con mayor detalle, lo referente a infraestructura para el tratamiento de las aguas residuales.
- Analizar y describir las características de diseño y operación de los dos sistemas de tratamiento biológico más ampliamente usados en México: lagunas de estabilización y lodos activados convencional.
- Analizar y describir el sistema de zanjas de oxidación, sus características diseño, operación, aplicabilidad y versatilidad, eficiencia y costo del proceso.
- Identificar las fortalezas y debilidades de cada uno de los tres procesos descritos.

Hipótesis

- El sistema de zanjas de oxidación constituye un proceso de tratamiento biológico competitivo y presenta ventajas sobre los sistemas de tratamiento más ampliamente

usados, sin diferencias significativas en costo, por lo que son una alternativa viable para ser aprovechada en México.

1.2. Alcances

El presente trabajo es una investigación cualitativa para conocer el sistema de depuración a base de zanjas de oxidación, describirlo de manera amplia y presentar sus fortalezas y debilidades.

Como ya se mencionó, se realiza un análisis comparativo básico entre las zanjas de oxidación, las lagunas de oxidación y el método convencional de lodos activados. El análisis se realiza en torno a cuatro categorías:

- Diseño
- Operación y mantenimiento
- Aplicabilidad y versatilidad
- Costo

El informe se presenta en cuatro capítulos, el primero sirve de introducción para conocer datos relevantes en cuanto a la gestión, aprovechamiento y conservación de los recursos hidráulicos en México. Además, se plantean los objetivos y alcances de este trabajo, y finalmente, se mencionan algunos aspectos y características socioeconómicas y demográficas de México, que a juicio del autor, inciden positivamente en el desempeño de las zanjas de oxidación en torno a las cuatro categorías de comparación antes mencionadas. El segundo capítulo ofrece un panorama general sobre fundamentos del tratamiento biológico de aguas residuales, su microbiología, los indicadores y parámetros de desempeño (DBO, SST, nitrificación y desnitrificación). Ya al final del segundo capítulo se introducen también los sistemas biológicos lagunas de estabilización y lodos activados convencional. Se describen sus características para su posterior análisis y comparación a lo largo del capítulo 4. En el capítulo 3 se revisan las zanjas de oxidación, sus características, ventajas y desventajas e innovaciones existentes, los diseños y tecnología más recientes para mejorar sus procesos. Finalmente, en el capítulo 5 se presentan los resultados e interpretaciones del análisis hecho a los tres sistemas de tratamiento, comentarios finales y sugerencias.

1.3. Panorama general del estado de los recursos hídricos en México

Disponibilidad

La disponibilidad de agua es una necesidad básica del ser humano y de todas las especies con las que coexistimos en el planeta. Evidentemente, la disponibilidad y la escasez de agua representan variables clave para el desarrollo económico y social de cualquier país. En los últimos años se ha intensificado el estudio de la cuantificación de la disponibilidad del líquido. Actualmente existe una escala de clasificación de disponibilidad de agua cuyo indicador representa la disponibilidad de agua por habitante al año (Tabla 1.1).

Tabla 1.1 Clasificación de la disponibilidad de agua

Volumen de agua (m ³ /hab/año)	Categoría de disponibilidad
< 1000	Extremadamente baja
1000 – 2000	Muy Baja
2000 – 5000	Baja
5000 – 10000	Media
10000 – 20000	Alta

Fuente: UNPD, UNEP, Banco Mundial y WRI. World Resources 2000 – 2001. WRI. U.S.A. 2000.

Anualmente, México recibe del orden de 1 489 miles de millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, se estima que el 73.2% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 22.1% escurre por los ríos o arroyos, y el 4.7% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos, dejando una disponibilidad natural de agua de aproximadamente 4 547 m³/ (hab/año)(*Estadísticas del agua en México, 2010. CONAGUA*), lo cual nos ubica como un país con *baja disponibilidad* de agua. Una disponibilidad natural inferior a los 2 000 m³/ (hab/año) se considera un indicador de escasez.

Aunque la disponibilidad promedio mexicana está aún por encima del valor de escasez, con el acelerado crecimiento de la población, el bajo porcentaje de las aguas residuales que reciben algún tipo de tratamiento, combinado con una actitud generalizada de descuido hacia el ambiente por parte de la población, el país se acerca peligrosamente a los mencionados niveles de escasez de agua.

En la Tabla 1.2 se muestran varios indicadores que revelan la situación actual de los recursos hídricos en México con respecto a otros países. Se hace evidente además, la situación de sobreexplotación que existe en el país. A partir de la década de los setenta, ha aumentado sustancialmente el número de acuíferos sobreexplotados, en el año 1975 eran 32, 80 en 1985, y 101 acuíferos sobreexplotados al 31 de diciembre de 2008. De los acuíferos sobreexplotados se extrae el 58% del agua subterránea para todos los usos. (*Indicadores Básicos del Desempeño Ambiental de México. 2005. UNPD*) Las cifras muestran que el país tiene una capacidad de recarga promedio anual de 77 kilómetros cúbicos, pero una extracción total de 72.6 kilómetros cúbicos. Comparativamente con otros países que tienen mayor capacidad de recarga, México extrae de los acuíferos prácticamente lo mismo que recibe de recarga, hecho que contribuye a la acelerada degradación de los recursos hídricos nacionales.

Tabla 1.2 Indicadores hídricos, comparativa internacional

Países seleccionados	Año	Recursos hídricos renovables	Recarga anual promedio	Extracción total	Extracción según uso (Porcentaje)			Disponibilidad de agua por habitante (m ³ /hab/día)
					Doméstico	Industrial	Agrícola	
		(Kilómetros cúbicos)						
África								
Egipto	1996	1.8	1.3	66	7	11	82	830
Kenia	1990	20	3	2.1	20	4	76	947
Nigeria	1987	221	87	3.6	31	15	54	2 384
América								
Argentina	1995	276	128	28.6	16	9	75	21 453
Brasil	1992	5 418.0	1 874.0	54.9	21	18	61	47 125
Canadá	1991	2 850.0	370	45.1	18	70	12	92 810
Chile	1990	922	140	21.4	5	11	84	59 143
Estados Unidos	1990	2 800.0	1 300.0	447.7	13	45	42	10 574
México	2002	476	77	72.6	13	10	77	4 547
Perú	1992	1 616.0	303	19	7	7	86	72 127
Asia								
China	1993	2 812.0	829	525.5	5	18	78	2 186
Corea	1994	65	13	23.7	26	11	63	1 471
India	1990	1 261.0	419	500	5	3	92	1 822
Japón	1992	430	27	91.4	19	17	64	3 372
Europa								
Alemania	1991	107	46	46.3	11	69	20	1 878
España	1997	111	30	35.2	13	19	68	2 793
Finlandia	1991	107	2.2	2.2	12	85	3	21 223
Francia	1999	179	100	32.3	18	72	10	3 414
Italia	1998	183	43	42	19	34	48	3 330

Fuente: INEGI

Al analizar el tema de la disponibilidad de agua en la República Mexicana, conviene analizarle desde tres perspectivas generales. Primero, desde una perspectiva temporal, ya que en México existen grandes variaciones de la disponibilidad a lo largo del año. La distribución mensual de la precipitación acentúa los problemas relacionados con la disponibilidad del recurso, debido a que el 68% de la precipitación normal mensual ocurre entre los meses de junio y septiembre. La mayor parte de la lluvia ocurre en el verano, mientras que el resto del año es relativamente seco. En segundo lugar, hay que analizar la disponibilidad de agua desde una perspectiva espacial, ya que algunas regiones del país tienen precipitación abundante y baja densidad de población, como es el caso del sureste, mientras que en otras ocurre exactamente lo contrario, baja disponibilidad y elevada presión sobre el recurso. Finalmente, es siempre importante considerar una perspectiva local, una determinada área de análisis, ya que el problema del agua es predominantemente de

tipo local. Los indicadores calculados a gran escala esconden las fuertes variaciones que existen a lo largo y ancho del país.

Para fines de administración y de gestión de las aguas nacionales, a partir de 1997 el país se ha dividido en 13 Regiones Hidrológico-Administrativas. Las Regiones Hidrológico-Administrativas están formadas por agrupaciones de cuencas, consideradas las unidades básicas de gestión de los recursos hídricos, pero sus límites respetan los municipales, para facilitar la integración de la información socioeconómica.

La Región XIII Valle de México, presenta relativamente gran población y baja cantidad de agua renovable, y aporta una gran proporción del PIB nacional. En contraste, otras regiones presentan características disímiles en aportación al PIB, población y agua renovable. Un ejemplo sería la región XI Frontera Sur, con la mayor cantidad regional de agua renovable, relativamente baja población y aportación al PIB. Algunas Regiones Hidrológico-Administrativas, como son la XIII Aguas del Valle de México, VI Río Bravo y VIII Lerma-Santiago-Pacífico, el valor de la disponibilidad natural media per cápita es preocupantemente bajo. Además, algunos de los acuíferos tienen periodos de renovación, entendidos como la razón de su almacenamiento estimado entre su recarga anual, que son excepcionalmente largos. A estos acuíferos se les considera entonces como aguas no renovables. Anualmente, México recibe del orden de 1 489 miles de millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta agua, se estima que el 73.2% se evapotranspira y regresa a la atmósfera, el 22.1% escurre por los ríos o arroyos, y el 4.7% restante se infiltra al subsuelo de forma natural y recarga los acuíferos. Tomando en cuenta las exportaciones e importaciones de agua con los países vecinos, así como la recarga incidental, anualmente el país cuenta con 459 mil millones de metros cúbicos de agua dulce renovable (*Estadísticas del agua en México, 2010*).

Contaminación

“México tiene urgentes y críticos problemas relacionados con el agua, incluyendo la sobreexplotación y contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en las regiones donde habita la mayoría de la población y donde se genera la mayor parte del PIB. El uso no sustentable del agua en estas áreas donde el agua escasea representa una restricción para el desarrollo económico y la competitividad. También afecta el acceso y la calidad de los servicios a los sectores vulnerables y degrada el ambiente. La irrigación es el sector que más agua consume con el 77 por ciento del total de las extracciones en México”.

“En cuanto a servicios de saneamiento, los principales retos son: reducir importantes rezagos en cuanto al acceso a los servicios de saneamiento (drenaje), principalmente en comunidades pobres, en zonas rurales y en comunidades indígenas, así como incrementar la cobertura para el tratamiento de las aguas residuales y elevar los niveles de eficiencia de operación y la calidad de los servicios”. (Traducción libre del: - Water Resources. Averting a water crisis in Mexico—: The World Bank, Mexico 2006. Olson and Saltiel)

El extracto anterior, describe en un par de párrafos, una serie de situaciones que han venido desarrollándose en los últimos años, las cuales han sido factor importante en la acelerada degradación de los recursos hídricos nacionales. Para los alcances de esta tesis, resulta particularmente importante la relación entre la falta de tratamiento de las aguas residuales, con la contaminación de los cuerpos receptores y la posterior degradación de los ecosistemas de los cuales son parte. A mayores volúmenes extraídos para satisfacer las necesidades de los consumidores, se incrementan también los volúmenes de aguas residuales que vulneran y

degradan la calidad de las mismas fuentes de abastecimiento, ya que la mayor parte de los usos afecta la calidad del agua (Jackson, 2001).

De acuerdo con Dingman, la calidad del agua se refiere a la concentración de gases y sólidos disueltos, sólidos en suspensión, iones de hidrógeno, organismos patógenos y calor en una determinada cantidad de agua. Las sustancias químicas representan un problema para la calidad del agua dependiendo de su toxicidad intrínseca, del tiempo que persisten en el líquido sin descomponerse, de su bioacumulación, de la manera como interactúan con otros químicos, de cómo se transportan del suelo y el aire hacia el agua y de su potencial de transformación en otras formas químicas más peligrosas (Swackhamer, 2004). La valoración del agua como de buena o mala calidad no es absoluta, depende del uso que se le dé o el destino que tenga, por ello, la calidad del agua puede también ser definida simplemente como la aptitud del líquido para sostener varios usos o procesos. (Dingman, 2001.)

La descarga de aguas residuales municipales es indicativa de la magnitud de la presión ejercida sobre la calidad de los cuerpos de agua, sobre todo de los superficiales, ya que en México las aguas residuales son directamente vertidas sobre ellos, en su mayor parte sin previo tratamiento. Además, funcionan como sumideros para otras fuentes de contaminación, puntuales o difusas. Dingman y Carpenter definen las fuentes puntuales como aquellas que abarcan poca superficie, como son los desagües industriales, municipales o de granjas, los tiraderos de desechos, las fosas sépticas, los tanques de almacenamiento con fugas, los pozos y ductos petroleros con derrames y las chimeneas. Las fuentes difusas abarcan grandes superficies, como los terrenos agrícolas y pecuarios, las minas a cielo abierto, las superficies urbanas y la precipitación de contaminantes atmosféricos. La lluvia, el escurrimiento y la infiltración lavan el aire y el suelo y arrastran consigo las sustancias contaminantes hacia los cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

En cuanto a los niveles de contaminación, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) realiza una medición sistemática de la calidad del agua a través de la Red Nacional de Monitoreo (RNM). En el año 2008, la RNM contaba con 1014 sitios, de los cuales 389 corresponden a la red primaria, con 207 ubicados en cuerpos de agua superficiales, 52 en zonas costeras y 130 en acuíferos. En la red secundaria se contaba con 285 estaciones, de las cuales 241 estaban localizadas en aguas superficiales, 19 en zonas costeras y 25 en aguas subterráneas. El resto pertenece a la red de 284 estudios especiales (251) y a la red de referencia de agua subterránea (89). Los sitios con monitoreo de calidad del agua están ubicados en varios de los principales cuerpos de agua del país, incluyendo zonas con alta influencia antropogénica.² (*Estadísticas del Agua en México. 2008. CONAGUA*).

Actualmente, la Comisión Nacional del Agua publica como sus principales indicadores de la calidad del agua, la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO5), la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de sólidos suspendidos totales (SST). Llama la atención que la CONAGUA no publica entre sus principales indicadores las concentraciones de nitratos totales presentes en las aguas superficiales o subterráneas, aun cuando se cuenta con evidencias sólidas del efecto adverso en la salud humana. Asimismo, el agua contaminada con nitrato puede afectar el crecimiento del ganado y causarle abortos, así como un tipo de anemia similar a la

² El término **antropogénico** se refiere a los efectos, procesos o materiales que son el resultado de actividades humanas a diferencia de los que tienen causas naturales sin influencia humana. Normalmente se usa para describir contaminaciones ambientales en forma de desechos químicos o biológicos como consecuencia de las actividades económicas, tales como la producción de dióxido de carbono por consumo de combustibles fósiles. (Scott, Michon «Glossary»2008*Earth Observatory*.)

metahemoglobinemia que genera en infantes humanos (Vitousek ,1997; Carpenter). El indicador *nitrato en aguas superficiales* describe el estado de contaminación de los cuerpos de agua superficiales con respecto a este compuesto. La EPA (2003), la OCDE (1993) y la Agencia Ambiental Europea (EEA, 2005) cuantifican el nitrógeno en aguas superficiales para sus indicadores ambientales.

La demanda bioquímica de oxígeno se utiliza como indicador de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en el agua. El incremento de la materia orgánica provoca la disminución del contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua (lo cual crea condiciones de “anoxia”), con efectos negativos en las comunidades biológicas presentes en los ecosistemas acuáticos.

En 2007, según informo la CONAGUA, en 38% de los sitios de monitoreo la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fue inferior a los 3 mg/L, lo que se considera como valor límite para una excelente calidad del agua, en contraste, 62% sufre algún grado de contaminación. Otro contaminante detectado frecuentemente en los cuerpos de agua son los fosfatos, que provienen, por lo general, de los compuestos que se aplican como fertilizantes en zonas agrícolas y de los detergentes que se emplean en las zonas urbanas, aunque también se generan por la erosión del suelo y la materia orgánica en descomposición que descargan industrias, hogares y granjas de animales domésticos. El fósforo en el agua no se considera tóxico para los humanos y los animales, sin embargo, puede tener efectos indirectos a través de la eutrofización de los cuerpos de agua superficiales, que implica el crecimiento explosivo de algas y el posterior abatimiento de oxígeno debido a la descomposición de éstas cuando mueren. Al igual que con los nitratos, la CONAGUA no publica dentro de sus principales parámetros de calidad del agua, las concentraciones totales de fosfatos.

Según datos de la CONAGUA, las regiones administrativas que presentan los porcentajes de estaciones con mayor contaminación por Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) son: el Valle de México y Sistema Cutzamala (32%), Golfo Centro (10.8%) y Balsas (5.1%). A nivel nacional, 5.3% de las estaciones de monitoreo aparece con fuerte contaminación; 14.3% está contaminada; 15.7% tiene calidad aceptable, 12.9% buena calidad y 51.8% excelente calidad.

Agua potable y alcantarillado

El bienestar de la población depende, en gran medida, de su acceso a servicios básicos, siendo el agua potable y alcantarillado dos de los más importantes. Estos servicios no sólo satisfacen la sed y otras necesidades domésticas como la higiene en los hogares, sino que también se ligan íntimamente a la salud de la población. Actualmente se reconoce que la falta de acceso al agua potable genera 80% de las enfermedades en los países en desarrollo, la muerte anual de 2.2 millones de personas (de las cuales 50% son niños menores de 5 años) y 400 millones de casos de malaria (Carabias y Landa, 2005). Claramente se ha vuelto imperativo para los gobiernos del mundo el impulso hacia la construcción de la infraestructura hidráulica que lleve los servicios de agua potable y alcantarillado a sus crecientes poblaciones. Sin embargo, falta mucho por hacer.

Agua Potable

En el caso de México, la CONAGUA considera que la cobertura de agua potable incluye a las personas que tienen agua entubada dentro de la vivienda; fuera de la vivienda, pero dentro del terreno o bien, de la llave pública u otra vivienda. Lo anterior quiere decir que los habitantes con cobertura no necesariamente disponen de agua con calidad para consumo humano. Tomando en

cuenta esta definición y los resultados del Censo de Población y Vivienda del 2005, al 17 de octubre de 2010, el 89.2% de la población tenía cobertura de agua potable. La CONAGUA estima que al cierre de 2010, la cobertura de agua potable fue de 90.3%, desglosándose en 94.3% de cobertura en zonas urbanas y 76.8% en zonas rurales (Estadísticas del agua en México 2010). La evolución de la población con cobertura es diferencial respecto del rango de población de la localidad. La población en localidades grandes, mayores de 100 000 habitantes, incrementan su cobertura más rápidamente que en localidades más pequeñas. No obstante, debe tomarse en cuenta que el incremento de la población es mayor en las localidades urbanas, en tanto que en las localidades rurales decrece.

En la Tabla 1.3 se presenta una serie histórica que inicia en 1993 y hasta 2008. La serie muestra los incrementos alcanzados en México en cuanto a número de plantas potabilizadoras, capacidad instalada y caudal de agua potabilizada.

Tabla 1.3 Plantas potabilizadoras municipales en México, 2000 – 2008

Año	En operación		
	No. De Plantas	Capacidad instalada (l/s)	Caudal potabilizado (l/s)
2000	336	105 003	78 319
2001	400	114 703	84 878
2002	439	122 239	81 796
2003	465	125 294	83 660
2004	482	125 294	85 605
2005	488	121 758	87 052
2006	491	118 137	85 399
2007	541	126 492	86 393
2008	604	130 877	87 310

Fuente: CONAGUA/SGAPDS/Gerencia de Potabilización y Tratamiento

De acuerdo con el inventario nacional, al 31 de diciembre de 2008, México contaba con 604 plantas en operación, con una capacidad instalada de 130.9 metros cúbicos por segundo, que procesan y potabilizan un caudal de 87.3 metros cúbicos por segundo, principalmente de aguas superficiales. De los 328.2 metros cúbicos por segundo de agua suministrada a nivel nacional, se estima que 206.8 metros cúbicos por segundo 63.0% provienen de fuentes subterráneas, el resto del suministro se obtiene de fuentes superficiales, del cual se procesan para su potabilización del orden de 79.4 metros cúbicos por segundo (Estadísticas del Agua en México, edición 2008). En la Tabla 1.4 (anexo) se muestran un desglose del número de plantas potabilizadoras en operación, capacidad instalada y caudal potabilizado por entidad federativa

Para lograr una gestión sustentable, es necesario también, revisar continuamente la normatividad vigente, actualizarla conforme a los estándares internacionales, y más importante aún, dotar a las instituciones y organismos responsables de hacerlas valer de credibilidad y eficiencia operativa. Actualmente en México existen tres normas que regulan los estándares de potabilización y calidad del agua, dichas normas se presentan debajo.

- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización. Publicada el 18 de enero de 1996 y modificada el 22 de noviembre de 2000.

- Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA1-1998. Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por los sistemas de abastecimiento público. Publicada el 24 de septiembre de 2001.
- Norma Oficial Mexicana NOM-230-SSA1-2002. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Publicada el 12 de julio de 2005.

Alcantarillado

Según la definición proporcionada en el “Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento” SEMARNAT 2009. Un sistema de alcantarillado sanitario está integrado por todos o algunos de los siguientes elementos: atarjeas, colectores, interceptores, emisores, plantas de tratamiento, estaciones de bombeo, descarga final y obras accesorias. El destino final de las aguas servidas podrá ser, previo tratamiento, desde un cuerpo receptor hasta el reúso o la recarga de acuíferos, dependiendo del tratamiento que se realice y de las condiciones particulares de la zona de estudio. Sin embargo, para fines estadísticos, la CONAGUA, en sus “Estadísticas del Agua en México 2010”, considera a los habitantes con cobertura de alcantarillado a aquellas personas que tienen conexión a la red de alcantarillado a una fosa séptica, o bien a un desagüe, a una barranca, grieta, lago o mar. Por lo anterior, se recomienda considerar las cifras oficiales en cuanto a la cobertura de los sistemas de alcantarillado con reserva. Tomando en cuenta la definición anterior y los resultados del Censo de Población y Vivienda del 2005. La CONAGUA estima que al cierre de 2008, la cobertura de alcantarillado fue de 86.4%, compuesta de 93.9% de cobertura en zonas urbanas y 61.8% en zonas rurales

1.4. Tratamiento de aguas residuales

En este trabajo se consideran como aguas residuales urbanas a aquellas que provienen de las viviendas, edificios públicos y del escurrimiento urbano que se colecta en la red de drenaje. Sus principales contaminantes son los nutrientes (nitrógeno y fósforo), organismos patógenos (bacterias y virus), materia orgánica biodegradable, metales pesados, sustancias químicas orgánicas sintéticas, hormonas y productos farmacéuticos (Silk y Ciruna, 2004). El tratamiento de las aguas residuales urbanas es importante ya que muchas de las sustancias contaminantes pueden ser absorbidas y acumularse en los tejidos de los organismos acuáticos (tanto plantas como animales), afectando en consecuencia la cadena trófica, la abundancia de las especies y la estructura de las comunidades biológicas, causando así severos daños ambientales y de salud pública.

De 1960 a 2008, la población de México aumentó de 34.4 a 106.1 millones de habitantes, impactando con una carga mayor sobre la infraestructura existente y un aumento en la producción de residuos domésticos. La tendencia de aumento en la población seguirá con la consecuente generación de aguas residuales.

En el país, a finales del año 2008 solamente el 40.2 % del agua recibía algún tipo de tratamiento, mientras que el 59.8% restante de las aguas residuales recolectadas en el sistema de alcantarillado se vierte a ríos, lagos o lagunas y zonas costeras sin ningún tratamiento previo. (Estadísticas del agua en México 2010). Esto evidentemente genera un proceso acelerado de contaminación de los cuerpos de agua receptores y graves daños a los ecosistemas asociados.

Incluso existe evidencia de que las zonas costeras mexicanas presentan graves problemas de contaminación. Muchos estuarios, lagunas costeras y humedales, presentan algunos, daños irreversibles y considerables costos sociales y económicos.

De acuerdo con información recabada por la CONAGUA a través de sus Organismos de Cuenca y direcciones locales, a diciembre de 2008 existían en el país 1 833 plantas en operación formal, con una capacidad total instalada de 113 metros cúbicos por segundo. Las 1 833 plantas en operación procesan un caudal de 83.6 metros cúbicos por segundo, equivalente al 40.2% del total de las aguas residuales generadas y colectadas en los sistemas formales de alcantarillado municipales, estimado en 208 metros cúbicos por segundo (Estadísticas del Agua en México 2010).

Por otro lado, el método de tratamiento biológico de aguas residuales más utilizado en el país es el de lagunas de estabilización, aplicado en 677 plantas, equivalentes al 36.9% del total de las mismas, seguido del de lodos activados que se aplica en 454 plantas, 24.8% del total. En tercer lugar figura el RAFA (reactor anaerobio de flujo ascendente), que se utiliza en 130 plantas, que equivalen al 7.1% del total. Más adelante en el presente informe, se comparan los dos sistemas antes mencionados con el propuesto por el autor, las zanjias de oxidación.

En cuanto a cobertura, para 2009 se estableció como meta nacional parcial lograr el tratamiento del 43.5% de las aguas residuales, que es un equivalente a un caudal total tratado de 92.2 m³/s, lo que implicaba incrementar en 7.1 m³/s las aguas tratadas. De acuerdo con información que recaba la CONAGUA a través de sus organismos de cuenca, a diciembre de 2009 existían en el país 2029 plantas en operación formal, con una capacidad total instalada de 121 m³/s. Las 2,029 plantas en operación procesan un caudal de 88.1 m³/s, equivalente al 42.1% del total de las aguas residuales generadas y colectadas en los sistemas de alcantarillado municipales, estimado en 209 m³/s. La meta establecida para el año 2012 es tratar el 60% del volumen total de aguas residuales colectadas en los sistemas formales de alcantarillado del país.

Con respecto a la gestión para el tratamiento de aguas residuales en México, actualmente, existen algunos programas que buscan mejorar la el aprovechamiento del recurso, tales como: Programa de Agua Potable y Alcantarillado en Zonas Urbanas (APAZU); Programa de Devolución de Derechos (PRODDER); Programa Federal de Saneamiento de Aguas Residuales (PROSANEAR); Programa de Modernización de Organismos Operadores (PROMAGUA) y Programa para la Construcción y Rehabilitación de Sistemas de Agua Potable y Saneamiento en Zonas Rurales (PROSSAPYS). A través de estos programas se proporciona apoyo técnico y económico a gobiernos municipales y estatales con el propósito de que con los recursos financieros que ellos también aporten se construyan plantas de tratamiento de aguas residuales y se encarguen de su operación.

1.5. México: contexto demográfico y socioeconómico relativo al tratamiento de aguas residuales

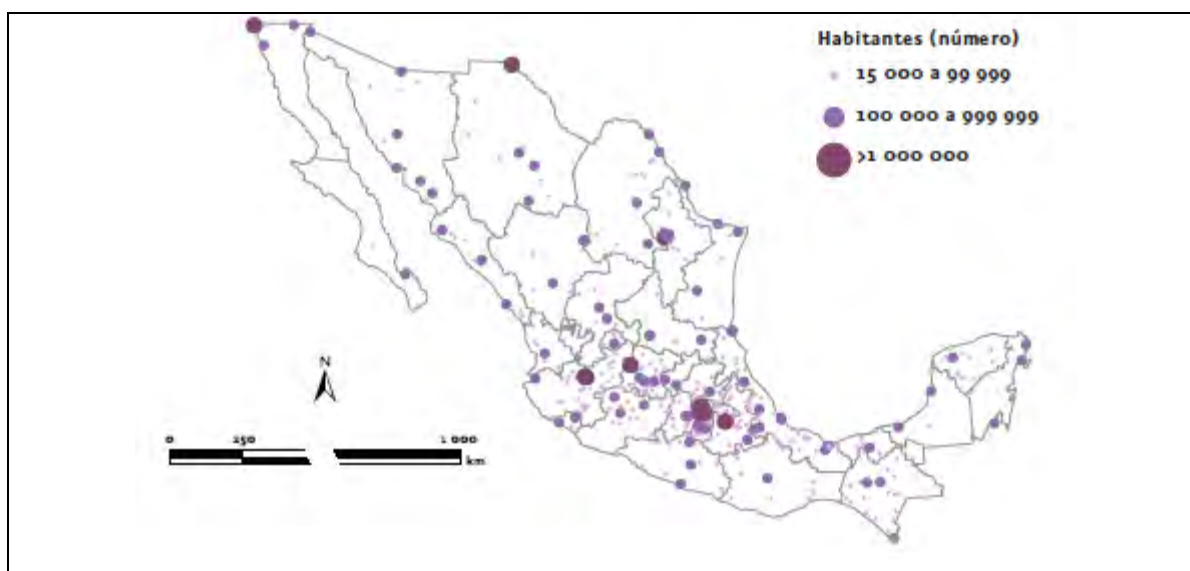
Las características demográficas y socioeconómicas de cada región, determinan en buena medida qué tipo de método de tratamiento resulta viable aplicar. Por lo anterior, es importante aportar de manera breve información demográfica y socioeconómica que proporcione un contexto más amplio y que además resulta relevante para el adecuado diseño y operación de los sistemas de tratamiento.

Demografía

A mediados de 2006, en México habitaban 104.9 millones de personas: 50.7% de ellos mujeres y el 49.3% restante hombres. Por otro lado, de acuerdo con los indicadores nacionales de crecimiento poblacional, el país se encuentra en una fase avanzada de transición demográfica. Las proyecciones del Consejo Nacional de Población, 2005-2050 (Conapo, 2006a) señalan que el crecimiento poblacional seguirá hasta llegar a 108.4 millones en 2010 y 120.9 millones en 2030. (INEGI).

En 2006, la población mexicana estaba distribuida en 363 ciudades: 273 ciudades pequeñas de entre 15 mil y 100 mil habitantes (donde habitaba menos de 9% de la población total del país), 81 ciudades medias con población entre 100 mil y un millón de habitantes (donde residía cerca de 27% de la población) y nueve grandes zonas metropolitanas con más de un millón de habitantes (en las que se concentró aproximadamente 35% de la población del país; 36.1 millones) (SEMARNAT).

Un dato demográfico que resulta particularmente importante para la planeación y desarrollo de infraestructura, es el tamaño de las poblaciones que conforman el país, en número de habitantes. A continuación se muestra en la Tabla 1.4 la distribución de la población nacional por tamaño de localidad. Además, se presenta un gráfico muy interesante que muestra la distribución, con respecto a su tamaño, de las localidades con menos de 15 mil habitantes a lo largo del territorio nacional.



Fuente: Informe de la situación del medio ambiente en México. SEMARNAT, 2008

Figura 1.1. Localidades con menos de 15mil habitantes a lo largo del territorio nacional

Tabla 1.4. Distribución de la población por tamaño de localidad al año 2005 en millones de habitantes

Población de localidad	Número de localidades	Población (millones hab)	% de la población
Mas de 500 000	34	29.12	28.20
De 50 000 a 49 9999	162	26.45	25.61

De 2 500 a 49 999	2994	23.41	22.67
De 100 a 2 499	47233	21.84	21.15
Menos de 100	137 938	2.44	2.36
Total	187 938	103.26	100

Fuente: INEGI. II conteo de vivienda 2005

Contexto socioeconómico

Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), en los últimos 50 años, los seres humanos hemos cambiado las dinámicas de los ecosistemas más rápida y extensamente que en cualquier periodo comparable de la historia humana, en gran parte para satisfacer las demandas crecientes de alimento, agua, madera, fibras, combustibles y muchos otros satisfactores. Estos cambios han generado ganancias sustanciales netas en el bienestar humano y el desarrollo económico, pero con consecuencias negativas ambientales que no están incluidas en el costo de producción. Por ejemplo, en la agricultura tecnificada, la producción de alimentos no incluye los daños fuera de sitio como la eutrofización de los cuerpos de agua provocada por la lixiviación de los fertilizantes y agroquímicos.

Toda la inmensa variedad de actividades económicas y de producción que son realizadas para satisfacer las necesidades de productos y servicios que el país requiere para su adecuado desarrollo, pueden ser organizadas en tres grandes sectores, tales sectores son simplemente denominados como sectores *primario*, *secundario* y *terciario*. Las actividades de los tres sectores están ligadas entre sí.

El sector primario incluye todas las actividades donde los recursos naturales se aprovechan tal como se obtienen de la naturaleza, ya sea para alimento o para generar materias primas. En el sector primario se encuentran todas las actividades relacionadas con la agricultura, la explotación forestal, la ganadería, minería y pesca. El sector secundario se caracteriza por el uso predominante de maquinaria y de procesos automatizados para transformar las materias primas que se obtienen del sector primario. Incluye todo tipo de instalaciones, fábricas, talleres y laboratorios de todos los tipos de industrias. El sector secundario se subdivide en las actividades relacionadas con la construcción, la industria manufacturera, electricidad, gas y agua. Finalmente, el sector terciario no produce ni manufactura bienes materiales. En general, el sector se subdivide en: comercio, servicios y transporte.

Es importante destacar que los tres sectores antes mencionados y todas las actividades que ellos contienen, ejercen con diferentes intensidades y de forma directa o indirecta un impacto sobre el ambiente. De manera más específica y por la relevancia que tiene para la realización de este trabajo, se pone especial atención en aquellas actividades que generan importantes volúmenes de aguas residuales. En la figura 4.2 se presentan las principales actividades económicas y su porcentaje de aportación de aguas residuales. Lo anterior es importante ya que diferentes procesos de tratamiento presentan ventajas sobre otros dependiendo de la composición y características del agua residual que va a ser tratada. Y a su vez tales características del agua residual vienen dadas por su procedencia.

Capítulo 2: Conceptos básicos sobre tratamiento de aguas residuales

2.1. Aguas residuales, características y tipos de tratamiento

De manera general, los objetivos del tratamiento de aguas residuales son básicamente dos: a) proteger los cuerpos de agua evitando la descarga de aguas residuales contaminadas, b) obtener un agua de calidad adecuada para su reutilización. El tipo de tecnología utilizada en el tratamiento de aguas residuales municipales depende no sólo del destino del agua residual, sino de la disponibilidad de recursos materiales y humanos para construir y operar las plantas de tratamiento. Estos y otros factores condicionantes han determinado el desarrollo de la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales municipales en México.

Un agua residual puede definirse como un residuo líquido recogido mediante la red de alcantarillado para su envío a una planta de tratamiento (Mujeriego, 1990). El tipo y la cantidad de agua residual influente a una determinada planta de tratamiento, refleja la naturaleza del área servida, el uso que se le ha dado y las condiciones del medio de conducción. En este trabajo se considera que, según su origen, las aguas residuales pueden clasificarse en: a) urbanas, b) industriales, c) agropecuarias, d) pluviales y e) de origen incontrolado. El agua residual urbana, a la cual concierne mayormente este trabajo, puede definirse como un residuo líquido recogido mediante la red de alcantarillado para su conducción a una planta de tratamiento.

Las aguas residuales domésticas o urbanas, tienen una composición muy variada debido a la diversidad de factores que la afectan y a la naturaleza de la población residente, el conocimiento de tal naturaleza es esencial para el adecuado diseño de las instalaciones de recolección, tratamiento y evacuación del agua residual. En la Tabla 2.1 se presentan datos típicos de parámetros individuales presentes en las aguas residuales de origen doméstico o municipal.

Tabla 2.1. Composición típica de aguas crudas de origen doméstico

Parámetro	Concentración (mg/l)		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales:	1200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Suspendidos totales	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos Sedimentables (ml/l)	20	10	5
DBO (a 20°C)	400	220	110
COT	4290	160	80
DQO	1000	500	250
Nitrógeno(total como N)	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo (como P)	15	8	4

Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Clorados (b)	100	5	30
Alcalinidad (CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50
Unidades en mg/l, excepto los sólidos sedimentables			
b Valor que debe ser incrementado de acuerdo con la cantidad de suministro de agua.			
Fuente: Manual de agua potable alcantarillado y saneamiento. CONAGUA, 2007			

La selección de la serie de procesos de tratamiento que se proporcionará al agua residual está en función de varios factores, tales como:

- Características del agua residual (DBO, sólidos en suspensión, pH, productos tóxicos)
- Estándar de calidad requerido en el efluente
- Costo y disponibilidad del terreno
- Escenarios futuros para previsión de límites de calidad más estrictos.

Tipos de tratamiento

Los pretratamientos implican generalmente la remoción inicial de los sólidos suspendidos totales como medio de acondicionamiento del agua residual para su posterior tratamiento o bien para su descarga, si se cumple la calidad exigida para vertido.

Tratamiento primario

Los métodos de tratamiento en los cuales los contaminantes presentes pueden ser eliminados por medio de la aplicación de fuerzas físicas son considerados tratamientos primarios u *operaciones físicas unitarias*. Algunos de los métodos de tratamiento primario más comúnmente empleados son: cribado o desbaste, mezclado, floculación, sedimentación, flotación y filtración.

Tratamiento secundario

A los métodos de tratamiento mediante los cuales se consigue la remoción de contaminantes por actividad biológica, se les conoce como *procesos biológicos unitarios* o tratamiento secundario. El tratamiento secundario se aplica cuando se desea eliminar las sustancias orgánicas biodegradables disueltas o en suspensión. El tratamiento secundario también es efectivo en la remoción de nitrógeno.

Tratamiento terciario

El tratamiento terciario o *procesos químicos unitarios* se refieren a los métodos mediante los cuales la conversión o eliminación de los contaminantes se lleva a cabo por medio de la adición de productos químicos o por reacciones químicas de otra naturaleza. Algunos de los métodos de tratamiento terciario comúnmente aplicados son: *adsorción, ósmosis inversa, transferencia de gases, intercambio iónico, etcétera*.

Características de la aguas residuales

Las características físicas, químicas y biológicas del agua residual determinan en buena medida su procedencia y el tipo de tratamiento que recibirá y que resulte más efectivo.

Características físicas

Pueden definirse de manera simplificada como aquellas características perceptibles a través de los sentidos, tales características son: temperatura, olor, color, y material en suspensión. Las aguas residuales “frescas” son generalmente turbias, de color grisáceo y con olor a humedad, pequeñas partículas de excremento y papel pueden ser observados. Un agua residual se vuelve séptica en un tiempo de 2 a 6 horas dependiendo de la temperatura y de la naturaleza de los materiales presentes, un agua residual con mayor temperatura se añeja más rápidamente. Un agua residual “añeja” tiene diferentes características físicas a las de un agua residual fresca. El agua añeja posee generalmente un color café oscuro y un pronunciado olor a ácido sulfhídrico, además puede observarse frecuentemente la emanación de burbujas de CO₂ en la superficie del líquido como producto de la descomposición anaerobia. La más importante de las características físicas es el contenido total de sólidos.

Sólidos totales (ST). Se definen como el residuo remanente después de que una muestra de agua residual ha sido evaporada y secada a una temperatura de 103 a 105°C.

Sólidos suspendidos totales (SST). Se definen como la porción de los sólidos totales que son retenidos en un filtro de tamaño previamente determinado, después de ser secado a 105°C. El filtro más comúnmente usado es el Whatman con un tamaño nominal del poro de 1.58 micrones.

Sólidos disueltos totales (SDT). Pueden definirse como los sólidos que pasan a través de un filtro con un tamaño nominal de poro de 2 micrones o menos. Los sólidos suspendidos totales se calculan con la expresión $TDS = (TS - TSS)$.

Sólidos volátiles y fijos. Los sólidos volátiles son aquellos sólidos que pueden ser volatilizados y consumidos al ser calcinados en un horno sellado a aproximadamente 500°C. Se asume que se trata de materia orgánica. Los sólidos fijos se definen como el residuo que permanece después de que una muestra ha sido quemada en un horno. Los ST, SST y SDT están compuestos por ambos, sólidos fijos y volátiles. La proporción de sólidos volátiles con respecto a los sólidos fijos (materia orgánica respecto a la inorgánica) es usada para caracterizar un agua residual con respecto a la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual.

Características químicas

pH. El rango de concentración típico, adecuado para la existencia de la mayoría de las formas biológicas de vida es de 7 a 9. Aguas residuales con valores extremos en sus concentraciones de ion hidrógeno, por ejemplo, son difícilmente tratadas por medio de procesos biológicos. El pH se calcula con la expresión: $pH = -\log_{10} [H^+]$

Cloruros. Los cloruros son compuestos a los que hay que prestar atención ya que afectan el tipo de reúso o aplicación que puede recibir el efluente tratado. Los métodos convencionales de tratamiento no remueven los cloruros y, por lo tanto, si el agua residual tiene una elevada concentración de cloruros habría que investigar las fuentes de abastecimiento de agua potable y planear acciones para reducir los niveles de cloruros en el agua residual.

Alcalinidad. La alcalinidad puede ser definida como la habilidad del agua residual de neutralizar ácidos; es una medida de la capacidad de amortiguamiento contra una caída en los niveles de pH. La alcalinidad resulta gracias a la presencia de los siguientes iones en el agua residual: iones hidróxido (OH^-), iones carbonato (CO_3^{2-}) y finalmente el ion bicarbonato (HCO_3^-). Estos iones pueden estar presentes con elementos tales como el calcio, magnesio, sodio, potasio y amoníaco

Nitrógeno y fósforo

El nitrógeno al igual que el fósforo, son elementos esenciales para el crecimiento de los microorganismos, plantas y animales. El nitrógeno es esencial en el agua residual para la síntesis de proteínas, de ahí que el conocimiento de la cantidad de nitrógeno presente en el agua residual sea muy importante para determinar si el agua es tratable y bajo qué procesos. El fósforo se encuentra en las aguas residuales en concentraciones que oscilan entre los 4 y los 16 mg/l. Claro que este valor se puede disparar en comunidades donde sean utilizados detergentes con un alto contenido de fosfatos.

Características biológicas

Materia orgánica

Un agua residual urbana típica contiene una elevada concentración de materia orgánica disuelta y en suspensión. Los principales compuestos orgánicos encontrados en el agua residual, tales como: proteínas, carbohidratos y grasas se forman por una combinación de carbono, hidrógeno, oxígeno y en algunos casos, nitrógeno.

Proteínas. La proteínas presentan una estructura compleja y logran descomponerse de diversas maneras, también poseen una alta concentración de nitrógeno que de hecho es la mayor fuente de aportación de nitrógeno al agua residual.

Carbohidratos y grasas. Dispuestos en la naturaleza en forma de almidones y azúcares, los carbohidratos al igual que las proteínas son compuestos de carbono hidrógeno y oxígeno. Los azúcares fermentan fácilmente produciendo alcohol y CO_2 . Por otro lado, los almidones al ser procesados por las bacterias dan lugar a azúcares. Las grasas son compuestos orgánicos muy estables por lo que no se descomponen rápidamente bajo acción bacteriana, Sin embargo, los ácidos minerales las atacan dando como resultado la formación de glicerina y ácido graso.

Otras características

Organismos patógenos. Los organismos patógenos encontrados en el agua residual pueden ser excretados por humanos o animales que estén infectados o sean portadores de alguna enfermedad infecciosa. Hay cuatro categorías de organismos patógenos encontrados en las aguas residuales, que son: bacterias, protozoos, helmintos y virus.

Constituyentes metálicos. Muchos de estos metales son clasificados como contaminantes prioritarios. Contaminantes que pueden causar diferentes tipos de cáncer, pero la mayoría de estos metales son necesarios para el crecimiento de organismos. La presencia de cualquiera de estos metales en cantidades excesivas interfiere con los beneficios de reutilizar estos efluentes, debido a su toxicidad.

2.2. Microbiología de los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales

Los procesos biológicos también denominados como: procesos unitarios o como sistemas secundarios de tratamiento, son aquellos mediante los cuales se consigue la remoción de contaminantes por actividad biológica. La estabilización de la materia orgánica contenida en las aguas residuales se logra biológicamente usando una variedad de microorganismos. Dichos microorganismos convierten la materia orgánica coloidal y en suspensión en varios gases y protoplasma, aquí es importante anotar que, a menos de que el protoplasma generado sea removido, no se alcanzará un tratamiento completo ya que el protoplasma al ser materia orgánica en sí mismo, sería registrado como carga de DBO en el efluente.

Medida del contenido orgánico (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es el parámetro de contaminación orgánica del agua residual más utilizado. La DBO supone una medida de la cantidad de oxígeno disuelto necesaria para que los microorganismos lleven a cabo la oxidación bioquímica de la materia orgánica. Es decir, la medida de la DBO es importante porque se emplea para determinar la cantidad de oxígeno necesaria para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente en el agua residual. La oxidación bioquímica es un proceso lento que, teóricamente, tarda un tiempo infinito en completarse. Al cabo de 20 días, la oxidación se ha completado de un 95 a un 99 % y en un plazo de 5 días utilizando el ensayo de la DBO, la oxidación se ha efectuado en un 60-70 %. (Metcalf & Eddie, 2004). La cinética de la reacción de la DBO se formula generalmente por medio de una reacción de primer orden, de tal manera que

$$\frac{dL_t}{dt} = K'L_t$$

L_t = Cantidad de DBO de la primera fase que queda en el agua en el tiempo t .

Integrando esta ecuación para un intervalo de tiempo de 0 a t se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{L_t}{L} = e^{-Kt} = 10^{-kt}$$

$L = DBO_t = DBO$ remanente en el tiempo $t = 0$; es decir, la DBO última de la primera fase

Los resultados de la prueba de la DBO_5 son comúnmente usados para:

- Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar la materia orgánica presente en el agua residual.
- Determinar el tamaño y características de las instalaciones de la planta de tratamiento
- Medir la eficiencia de algunos procesos de tratamiento
- Determinar que se cumple con los valores permitidos para descarga.

Metabolismo

Otro aspecto que es importante conocer y considerar, para una operación adecuada de cualquier sistema biológico de depuración es la actividad química celular, es decir, su metabolismo. El

metabolismo, a su vez, se subdivide en catabolismo y anabolismo. Del *catabolismo* forman parte todos los procesos bioquímicos en los cuales un *sustrato* es degradado hasta obtener *productos finales* con la correspondiente liberación de energía. Lo anterior importa en el contexto del tratamiento de aguas residuales, ya que, cuando el sustrato (materia orgánica contenida en el agua residual) es oxidado, se libera energía durante el proceso y dicha energía es transferida a un *transportador de energía*, el cual lo almacena para su posterior uso por las bacterias. Por otro lado, el *anabolismo* incluye todos los procesos bioquímicos por medio de los cuales las bacterias sintetizan nuevos compuestos químicos necesarios para que las células vivan y se reproduzcan. Este proceso de síntesis es llevado a cabo gracias a la energía almacenada en los transportadores de energía antes mencionados, los cuales a su vez, la obtuvieron del proceso de degradación del sustrato. Resulta entonces importante para el tratamiento de las aguas residuales conocer el tipo de receptor de electrones (*electron acceptor*) disponible para catabolismo celular ya que este determina el tipo de descomposición que se presentará (es decir, *aerobia*, *anóxica* o *anaerobia*)

Tipos de microorganismos

Para continuar con el estudio y entendimiento de cómo interactúan los microorganismos con el medio en el que se encuentran es necesario hacer una pausa e identificar las diferentes formas en las que se pueden clasificar los microorganismos dada su relación con el agua residual y su tratamiento. La clasificación por reinos (taxonomía), es tal vez la más conocida, en esta, los microorganismos son organizados en cinco grupos basándose en sus diferencias estructurales y funcionales, Tales grupos son:

Animalia. Se trata de organismos multicelulares que presentan motricidad, exhiben diferenciación de tejido y son heterótrofos.

Plantae. Organismos multicelulares sin motricidad, también muestran diferenciación de tejido y la gran mayoría son fotosintéticos.

Fungí. La mayoría son microorganismos multicelulares sin motricidad, heterótrofos y descomponedores.

Protista. Unicelulares motrices en su mayoría, algunos son heterótrofos y otros fotosintéticos.

Monera. Este reino reúne a todos los microorganismos procariotas, los cuales se diferencian de los eucariotas (los otros 4 reinos) por no tener un núcleo ni organelos, en este reino suelen encontrarse todas las bacterias.

Otra forma de clasificar a los microorganismos es según su fuente de energía y de carbono, ya que el carbono es el elemento básico utilizado en la síntesis celular. En el tratamiento de las aguas residuales el objetivo es convertir tanto el carbono como la energía en células de microorganismos los cuales después podremos remover por sedimentación. Si el microorganismo utiliza materia orgánica como fuente de carbono se le llama heterótrofo. Por otro lado, a aquellos que únicamente requieren de CO₂ para satisfacer sus necesidades de carbono se les llama autótrofos.

La relación que tienen muchos microorganismos, en particular las bacterias, con el oxígeno, proporciona otra alternativa de clasificación. Se les llama aerobios obligados a aquellos microorganismos que tienen oxígeno como terminal receptora de electrones, es decir que llevan a cabo un proceso de oxidación, mientras que a aquellos microorganismos que no pueden sobrevivir

en presencia de oxígeno se les llama anaerobios obligados. Al agua residual agotada de oxígeno suele llamársele anaerobia. Existen otros organismos presentes en el agua residual conocidos como *anaerobios facultativos*, estos microorganismos tiene la característica de trabajar como aerobios y bajo ciertas circunstancias, en ausencia de oxígeno. De hecho, bajo *condiciones anóxicas*³ un grupo de microorganismos anaerobios facultativos llamados desnitrificadores utilizan nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3) como terminal receptora de electrones. El *nitrógeno amoniacal* (NH_3) es entonces convertido a gas nitrógeno en ausencia de oxígeno. A este proceso se le conoce como desnitrificación anóxica.

Descomposición de los residuos

Anteriormente se mencionó que, según el tipo de aceptor de electrones disponible para catabolismo celular en un cultivo mixto de microorganismos, queda determinado el proceso de descomposición que se llevará a cabo (aerobia, anóxica o anaerobia)

2.3 Remoción de nutrientes (nitrificación/desnitrificación)

Impactos adversos del nitrógeno en los cuerpos de agua

El nitrógeno posee varias propiedades que lo hacen ambas cosas, un elemento esencial para la vida en el planeta y al mismo tiempo un elemento que puede dañar severamente el ambiente cuando se presenta en exceso. El átomo de nitrógeno tiene la habilidad de hacerse parte de un gran número de reacciones químicas y por lo tanto, junto con el oxígeno, el carbono y el fósforo, representa uno de los elementos con mayor capacidad para formar nuevos y más complejos compuestos esenciales para la vida en la Tierra.

Sin embargo, uno de los mayores problemas asociados con el nitrógeno, es la bioestimulación. Cuando el nitrógeno aparece en cantidades excesivas en los cuerpos de agua, en combinación con otros factores como la presencia de CO_2 y la luz solar, éste promueve el crecimiento descontrolado de algas. Tal sobrepoblación de algas produce malos olores cuando éstas están en proceso de descomposición y a su vez reducen las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua a niveles que resultan letales para la vida acuática. Además, existe la tendencia, especialmente en lagos y lagunas de almacenar y reciclar los compuestos de nitrógeno, por lo tanto, perpetuando el excesivo crecimiento algal y promoviendo así, la prematura eutrofización de los cuerpos de agua. El nitrógeno puede también presentar propiedades tóxicas, bajo ciertas condiciones, muchas especies de peces pueden morir en la presencia de nitrógeno en forma de amoníaco (NH_3).

Aunque normalmente el amoníaco no se presenta de forma natural, es posible, sin embargo, que en un ambiente con elevado pH el ion amonio (NH_4^+) pueda transformarse en amoníaco.

Remoción del nitrógeno de las aguas residuales

En un principio, la mayor preocupación y el objetivo principal que se perseguía en el tratamiento biológico de las aguas residuales, era la remoción de la materia orgánica y el control de la cantidad de sólidos suspendidos totales en los efluentes de las plantas de tratamiento. Conforme han venido

³ Las condiciones anóxicas, al igual que las condiciones anaerobias, indican la ausencia de oxígeno puro. Sin embargo, en condiciones anóxicas pueden encontrarse presentes sustancias tales como nitratos o sulfatos.

haciéndose evidentes los impactos adversos generados por el nitrógeno tanto en la calidad del agua, como en los ecosistemas ligados a dichos cuerpos receptores, la remoción del nitrógeno de las aguas residuales ha adquirido gran relevancia, más aun cuando se busca ser congruentes con los nuevos paradigmas del desarrollo sustentable.

A nivel internacional, las legislaciones existentes que regulan los límites máximos permisibles de descargas de compuestos de nitrógeno han ido haciéndose más estrictas, lo cual requiere significativas mejoras en la operación y control de los procesos de lodos activados y sus diferentes variantes, como lo son las zanjas de oxidación. Por otro lado, es importante considerar también los efectos del nitrógeno en la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Un aspecto que resulta directamente relevante en la operación de dicha infraestructura son los efectos que los compuestos de nitrógeno amoniacal tienen sobre la eficiencia de los procesos de desinfección. El ion amonio (NH_4^+) reacciona directamente con el ácido hipocloroso usado comúnmente en procesos de desinfección creando lo que se conocen como Cloraminas. El problema con las cloraminas radica en que resultan ser un oxidante mucho menos eficiente que el ácido hipocloroso. Como resultado, deberán ser usadas cantidades mucho mayores de cloro para alcanzar un determinado nivel de desinfección. Además de la situación antes mencionada, las cloraminas no son deseables en los efluentes de las plantas de tratamiento ya que bajo condiciones de temperaturas elevadas y de flujo escaso, pueden degradar significativamente la calidad del agua en el cuerpo receptor.

Otra área de interés en cuanto a la remoción de compuestos de nitrógeno en la operación de plantas de tratamiento de aguas residuales, es su impacto en el pH, tanto de la planta de tratamiento como del cuerpo receptor, ya que ciertos tipos de microorganismos utilizados en la remoción de nitrógeno pueden generar serias caídas en los valores de pH. La USEPA ha medido que aproximadamente 7mg de alcalinidad (medida como carbonato de calcio, CaCO_3) son necesarios para oxidar 1 mg de nitrógeno amoniacal. Además, alrededor de 4.75 mg de oxígeno son requeridos para oxidar 1 mg de amonio a nitratos.

Amonificación

Mientras es conducido a través de las tuberías de las redes de drenaje, la mayor parte del nitrógeno contenido en las aguas residuales crudas (urea y materia fecal) se convierte de nitrógeno orgánico a amoníaco por medio del proceso anaerobio conocido como hidrólisis. La tasa de producción de amoníaco (NH_3) contra la tasa de producción de amonio (NH_4) se ve afectada por el pH y la temperatura. En condiciones de operación típicas con valores de pH de 6 a 7 y temperaturas de 10 a 25°C, se producen cantidades mucho mayores de amoníaco que de amonio.

Nitrificación

La oxidación biológica de amoníaco/amonio a nitratos (NO_3) recibe el nombre de nitrificación. La nitrificación es un proceso de dos etapas, en la primera etapa, bacterias conocidas como nitrosomas oxidan el amoníaco y el amonio a nitritos (NO_2). Posteriormente, otro tipo de bacterias conocidas como Nitrobacter completan el proceso de nitrificación convirtiendo los nitritos a nitratos (NO_3). Este tipo de bacterias conocidas como “nitrificantes”, son estrictamente aerobias. La nitrificación ocurre solamente en condiciones de concentraciones de oxígeno disuelto de 1.0 mg/L o mayores. Además, el proceso de nitrificación requiere para su óptimo desarrollo, de tiempos de

retención extensos, un valor bajo de la relación alimento-biomasa (F/M), un tiempo medio de retención celular alto (edad de lodos), y un adecuado amortiguamiento para las variaciones de pH.

Por otro lado, la temperatura, el pH, y las concentraciones de oxígeno disuelto son parámetros muy importantes en la cinética del proceso de nitrificación. La tasa de nitrificación en un sistema de lodos activados, como lo son las zanjas de oxidación, se reduce conforme se reduce la temperatura, aunque de la misma manera, a temperaturas de 40°C o mayores las tasas de nitrificación descienden drásticamente hasta valores cercanos a cero. Los valores óptimos de temperatura se encuentran entre los 25 a 35°C. A temperaturas menores a 20°C la tasa de nitrificación decrece de manera importante, pero continúa presentándose hasta temperaturas de 10°C o ligeramente menores.

En cuanto al pH, los valores óptimos están en el rango de 7.5 a 9.0. Para valores menores de 7.0 y mayores a 9.8, se estima que la tasa de nitrificación es menor al 50% del óptimo. Asimismo, la nitrificación produce ácidos, dicha formación de ácidos reduce el pH de la población de microorganismos en los tanques de aireación, lo cual a su vez causa una reducción en la tasa de crecimiento de bacteria nitrificante. A su vez, La alcalinidad se ve afectada por la oxidación del amoníaco reduciendo los valores de pH. Se ha estimado que la alcalinidad es abatida a una tasa de 7.14 mg de por cada mg de nitrógeno amoniacal oxidado. Suficiente alcalinidad debe permanecer en el agua residual para no abatir los valores de pH. Las máximas tasas de nitrificación ocurren en concentraciones de oxígeno disuelto mayores a 2 mg/l. (US EPA. *Evaluation of oxidation ditches for nutrient removal*, 1992)

Desnitrificación

En el tratamiento de aguas residuales, se conoce como desnitrificación, al proceso en el cual los nitratos (NO_3^-) obtenidos del proceso de nitrificación son reducidos biológicamente a gas nitrógeno (N_2) y dióxido de carbono en ausencia relativa de oxígeno. Al igual que el proceso de nitrificación, la desnitrificación ocurre en dos etapas, la primera implica la reducción de nitratos a nitritos mientras en la segunda los nitritos son reducidos a gas nitrógeno. Las bacterias que llevan a cabo dicha reducción pueden ser heterótrofas o facultativas; las heterótrofas necesitan una fuente de carbono como sustrato alimenticio mientras las facultativas pueden obtener energía del oxígeno disuelto en el agua residual o bien de las moléculas de nitratos. Muchas especies de bacterias heterótrofas incluyendo *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter* y *Bacillus* son capaces de realizar la conversión de nitratos a gas nitrógeno.

La desnitrificación ocurre cuando los niveles de oxígeno en el agua residual han sido completamente agotados o se encuentran en concentraciones muy reducidas, es decir, bajo condiciones anóxicas o anaerobias, respectivamente. Lo anterior permite que los nitratos (NO_3^-), en lugar del oxígeno disuelto, se convierta en la fuente primaria de oxígeno para los microorganismos. El proceso de desnitrificación se lleva a cabo cuando existen concentraciones de oxígeno menores a 0.5 mg/l, idealmente menores a 0.2 mg/l. Como las bacterias desnitrificantes son organismos facultativos, estos pueden usar tanto oxígeno disuelto como nitratos como fuente de oxígeno para su metabolismo y para la oxidación de materia orgánica. Por lo tanto, si en el agua residual están disponibles oxígeno disuelto y nitratos, las bacterias usarán primero el oxígeno disuelto antes que los nitratos dejando la concentración de nitratos sin cambios significativos, este aspecto es importante considerarlo en la operación de sistemas biológicos de lodos activados.

2.4 El proceso de lodos activados

El proceso de lodos activados es uno de los principales y más populares sistemas de tratamiento de aguas residuales en México y en otros países. El proceso fue desarrollado en Inglaterra en 1914 y fue llamado así porque éste involucra justamente la producción de una masa activada de microorganismos capaces de estabilizar aerobiamente el contenido orgánico en el agua residual.

El sistema de lodos activados utiliza microorganismos que se alimentan de los contaminantes orgánicos presentes en el agua residual. El funcionamiento básico detrás de cualquier sistema de tratamiento a base de lodos activados es que mientras los microorganismos crecen en número al utilizar la materia orgánica como sustrato alimenticio y energético, pasan después a formar unas partículas que se amalgaman (floculan) y estos flóculos, posteriormente se sedimentan en el fondo del tanque dejando un agua considerablemente clara y con un muy bajo contenido de materia orgánica y sólidos suspendidos.

Descripción

En el proceso de lodos activados, una mezcla de agua residual y lodo biológico (microorganismos), es agitada y aireada. Los sólidos biológicos son subsecuentemente separados del agua residual tratada y regresados al proceso de aireación conforme se requiera. Al crecer la población de microorganismos y ser agitados por medio de los dispositivos de aireación, los microorganismos posteriormente floculan y forman una masa microbiana llamada *lodo activado*. A la mezcla del lodo activado con el agua residual en la unidad de aireación, se le denomina *licor mezclado*. Este licor mezclado fluye después hacia un clarificador secundario, donde los lodos activados se separan de la mezcla, por sedimentación.

Una porción considerable de esos lodos sedimentados son recuperados y enviados de nuevo a la unidad de aireación (return sludge, o lodos de retorno) y el resto es extraído del sistema y estabilizado para su disposición final. En sistemas convencionales de lodos activados, las unidades de aireación suelen ser rectangulares y largas; en ellas, el agua residual permanece en aireación de 6 a 8 horas típicamente. Además, se ha estimado que aproximadamente 8m^3 de aire deberán ser provistos por los aireadores al sistema, por cada m^3 de agua residual tratada.

El proceso de lodos activados es controlado al desechar una parte de la masa microbiana generada en el sistema (waste activated sludge o lodos de desecho) para garantizar una apropiada concentración de microorganismos en el sistema de tal manera que éste pueda operar en sus niveles óptimos de desempeño.

La unidad principal en todo proceso de lodos activados es la *cámara o unidad de aireación*, en ella la materia orgánica contenida en el agua residual es mezclada con los lodos activados (biológicos), y este licor mezclado es aireado por varias horas durante las cuales, los microorganismos (principalmente bacterias) presentes en los lodos utilizan la materia orgánica para llevar a cabo síntesis celular y como fuente de energía. Como se mencionó antes, el licor mezclado fluye desde el tanque de aireación a un clarificador secundario donde los lodos activados se sedimentan y después son retornados al tanque de aireación (“lodos de retorno”), para mantener una elevada

población de microorganismos, lo que permite una rápida degradación de la materia orgánica. Debido a que en el proceso se produce una cantidad de lodos mayor a la necesaria para el adecuado funcionamiento del sistema, una parte de los lodos de retorno es desviada hacia el sistema de tratamiento de lodos donde es estabilizada para su disposición final.

Consideraciones y parámetros de diseño

Se han desarrollado muchas modificaciones del proceso de lodos activados para atender ciertas necesidades específicas del tratamiento o para resolver algún problema presentado en el proceso convencional, algunas de las modificaciones más comunes son: los procesos de mezcla completa, de aireación extendida, de flujo pistón convencional e incluso el proceso de zanjas de oxidación. En este trabajo se presentan los parámetros y consideraciones de diseño para un sistema de mezcla completa.

Requerimientos de oxígeno

La unidad más importante en un sistema de lodos activados es la unidad de aireación, ya que proporciona el mezclado y la transferencia de oxígeno necesarios para la apropiada síntesis celular, además, una apropiada operación garantiza una adecuada concentración de oxígeno disuelto (OD) en el reactor para promover así el adecuado funcionamiento de la masa microbiana, logrando un proceso económico. Es deseable entonces que los niveles de operación de OD se mantengan en los menores niveles posibles siempre y cuando no se arriesgue la eficiencia en el proceso.

Debido a que la tasa de transferencia de oxígeno en sistemas de aireación, es proporcional al déficit de oxígeno de saturación en el sistema, al operar en los niveles mínimos satisfactorios de OD, se minimizan los requerimientos energéticos para aireación.

La demanda de oxígeno del proceso es función de dos factores principales y puede ser calculada con la siguiente ecuación:

$$\text{Demanda de oxígeno} = a' * [\text{DBO removida}] + b' * [\text{Masa de lodos biológicos en el reactor}]$$

Valores representativos de las constantes que aparecen en la ecuación para aguas residuales domésticas son:

a' (mg de O ₂ por mg de DBO removida)	b' (mg de O ₂ por mg de lodos por día.)
0.4 a 0.6	b'0.06 a 0.20

Capacidad de transferencia de oxígeno

Para poder mantener un sistema eficiente, es necesario conocer cómo están operando sus componentes. En el caso de la unidad de aireación, resulta importante conocer la capacidad de transferencia de oxígeno con la que están operando los equipos de aireación. Dado que la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aireación se expresa en condiciones estándar de presión (760 mm Hg) y temperatura (20°C) y para agua limpia, con 0 mg/l de oxígeno disuelto, para calcular los requerimientos de equipo es necesario convertir la demanda

de oxígeno en condiciones reales (N_r) a la demanda equivalente en condiciones estándar (N_o), para ello se emplea la siguiente ecuación:

$$\frac{N_r}{N_o} = \alpha * \frac{\beta * C_{s1} - C_o}{C_{sr}} * \theta^{t-20}$$

Donde:

- α = Relación de velocidad de transferencia de oxígeno en agua limpia y agua residual 0.8 a 1.0
- β = Relación de solubilidad de oxígeno en agua limpia y en agua residual 0.8 a 1.0
- C_{s1} = Concentración de saturación de O_2 en agua limpia, presión y temperatura igual a las del reactor
- C_{s0} = Concentración mínima permisible de O_2 en el reactor para actividad biológica 2.0 mg/l
- C_{sr} = Concentración de O_2 en agua limpia, condiciones estándar 20°C, 760mm de Hg 9.17 mg/l
- θ = Factor de Corrección por temperatura de la velocidad de transferencia de O_2 . $\theta = 1.024$
- t = Temperatura del agua residual en el reactor, en °C.

En la Tabla 2.3.1 se muestran valores representativos para la relación N_r/N_o , para valores medios de α y β de 0.9, C_s de 1.0 mg/l, y considerando un valor de presión atmosférica de 585 mm de Hg a diferentes temperaturas.

Tabla 2.3.1. Valores representativos de N_r/N_o , para valores medios de α y β de 0.9, C_s de 1.0 mg/l, y presión atmosférica de 585 mm de Hg a diferentes temperaturas.

T(°C)	8	10	12	14	16	18	2	22	24	26
C_{s0}	11.87	11.33	10.83	10.37	9.95	9.54	9.17	8.83	8.53	8.22
C_{s1}	9.14	8.72	8.34	7.98	7.66	7.34	7.06	6.8	6.57	6.33
N_r/N_o	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
N_o/N_r	1.99	2.00	2.01	2.01	2.01	2.02	2.02	2.01	2.00	1.99
C_{s0} = Concentración de saturación de oxígeno a 760 mm de HG (mg/l)										
C_{s1} = Concentración de saturación de oxígeno a 585 mm de HG (mg/l)										
Fuente: Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, 2007. CONAGUA										

Edad de lodos (sludge age, θ_s)

El valor de θ_s para un proceso de lodos activados, operando en estado estacionario, viene dado por la proporción de la masa de lodos en la unidad de aireación con respecto a la proporción de lodos producidos en el sistema, y se expresa por lo general en días. La edad de lodos o *tiempo medio de retención celular* queda definida por la ecuación:

$$\theta_s = \frac{VX}{Q_w X_r} = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor (kg)}}{\text{Purga de lodos biológicos (kg día)}}$$

Sin embargo, si se tienen concentraciones elevadas de biomasa en el efluente la ecuación deberá ser modificada a:

$$\theta_s = \frac{VX}{Q_w X_r + Q - Q_w X_e}$$

Donde:

- Q = Caudal de agua residual que entra al tanque de aireación
- X_e = Concentración(S de biomasa en el efluente. Todas las demás variables ya fueron definidas
- Q_w = Caudal de agua residual con biomasa a purgar del sistema (reactor)

Relación alimento-biomasa (F/M)

La relación F/M es controlada al desechar parte de la masa microbiana, de ese modo reduciendo la cantidad de SSVLM (sólidos suspendidos volátiles en el licor mezclado). Una alta tasa de desecho da como resultado un valor alto de la relación F/M, lo cual a su vez da paso a microorganismos saturados con alimentos, dando como resultado una pobre eficiencia en el proceso. Al contrario, si se tiene una baja tasa de desecho de materia orgánica, la relación F/M baja, lo cual da como resultado microorganismos con alta demanda de alimento. Lo anterior resulta en una degradación más completa del sustrato y una mayor eficiencia en el proceso.

$$\frac{F}{M} = \frac{Q S_0}{V X} = \frac{\text{Masa de DBO}_5 \text{ en el influente (kg día)}}{\text{Masa de lodos en el reactor (kg)}}$$

Donde:

S_0 = Concentración de DBO₅ soluble en el influente

X = Concentración de microorganismos en el reactoro tanque de aireación

V = Volumen del reactor

Generalmente, debido a que ambos parámetros, θ_s y F/M, son controlados mediante el desecho de microorganismos, se encuentran interrelacionados. Una valor alto de F/M corresponde generalmente a valores cortos de θ_s , y al contrario, valores menores de F/M se relacionan con tiempos de retención celular largos. En la Tabla 2.3.2 se muestran los criterios típicos de diseño para una planta de lodos activados convencional que recibe aguas residuales de origen municipal, principalmente.

Tabla 2.3.2 Criterios típicos de diseño

Parámetro	Unidades
Carga orgánica volumétrica	0.4 a 0.8 (kg DBO/día-m ³)
Tiempo de aireación (basado en Q_{medio} en el proceso)	4 a 8 (h)
SST en el reactor	1,500 a 3,000 (mg/l)
F/M	0.25 a 0.50 [Kg DBO/Kg SSV-día]
Requerimientos de aire	54 a 102 [m ³ /Kg DBO removida]
Edad de lodos(θ_s)	5 a 10 días

Fuente: *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, 2007. CONAGUA*

Generación de lodos

El proceso de lodos activados remueve el sustrato biodegradable del agua residual por medio de la descomposición biológica. Al ser degradado el sustrato por los microorganismos, éstos generan nuevo material celular con la correspondiente generación de energía. Dicho material celular termina convirtiéndose en lodo que deberá ser, en parte recirculado y otra parte estabilizada para su disposición final. En términos de SSV, puede decirse que la producción de SSV se conforma de tres partes: la fracción no biodegradable de SSV en el influente, la masa microbiana activa y el residuo orgánico no biodegradable que resulta de la descomposición microbiana.

Por otro lado, la proporción a la cual se generan los lodos en el sistema está en función de las características del sustrato, la relación (F/M) y la edad de lodos. En la literatura se proponen

varias alternativas para estimar la producción de lodos, pero para las condiciones típicas de una planta convencional de aguas residuales municipales, el *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, 2007, CONAGUA*, sugiere que la generación media de lodos tiene relación aproximada de:

F/M (kg DBO/SSV-día)	Generación de lodos (kg de lodos/kg de DBO removida)
0.3	0.5
0.5	0.7

Para estimar la generación neta de lodos por día, algunos autores proponen emplear las siguientes expresiones.

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + \theta_c k_d} \quad \text{y} \quad P_x = Y_{obs} Q (S_0 - S) (10^{-3} \text{kg/g})$$

Donde:

Y_{obs} = rendimiento observado, en kg de SSVLM/kg DBO removida.

P_x = cantidad de lodo de desecho producido diariamente en término de kg de VSS/d.

S_0 = DBO en el influente en kg

S = DBO en el reactor

2.5 Lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización, son sistemas naturales de tratamiento para desechos que consisten en estanques abiertos en el terreno, generalmente de forma rectangular y que han sido diseñados específicamente para tratar desechos por medio de procesos naturales a través de tiempos de retención elevados. Las lagunas de estabilización son el método más económico para tratar aguas residuales, siempre que los costos de terreno sean relativamente bajos. En México son el sistema de tratamiento más ampliamente utilizado y la mayor cantidad de sistemas lagunares se encuentra localizado en los estados de Aguascalientes, Tlaxcala, Durango, Baja California Sur, Sinaloa, Sonora, Colima y Estado de México. Las lagunas con mayor capacidad de tratamiento se localizan en los estados de Coahuila, Durango, Baja California, Tabasco, Tamaulipas, Guanajuato y Jalisco. /reacomodarlo en otro lado

En una laguna de estabilización, el agua residual se almacena para su tratamiento por medio de la actividad bacteriana con acciones simbióticas entre algas y otros organismos. Las lagunas constituyen un tratamiento biológico interesante ya que permiten un manejo sencillo del agua residual, la recirculación de nutrientes y la producción primaria de alimento en la cadena alimenticia (Oswald, 1995). Gozan de popularidad debido a que operan con relativa simplicidad, bajo costo y eficiencia energética. Sin embargo, a pesar de su aparente simplicidad, las lagunas de estabilización son reactores bioquímicos complejos que requieren un adecuado diseño. Además, resulta de gran importancia poner atención a las condiciones climatológicas en el sitio donde se pretende proyectar una laguna de estabilización, ya que lo anterior, incide en el apropiado trabajo microbiano en el reactor.

Dependiendo de las condiciones del problema por resolver, las lagunas de estabilización pueden utilizarse solas, entre ellas mismas como sistemas lagunares de tratamiento o bien, combinadas con otros procesos de tratamiento biológico.

Existen varios tipos de lagunas de estabilización, pero probablemente la forma más adecuada de clasificar a las lagunas es en función de su reacción biológica dominante. La estabilización de la materia orgánica se realiza ya sea mediante microorganismos que la metabolizan en presencia de oxígeno (aerobios), o bien, por microorganismos fermentativos que lo hacen en ausencia de oxígeno (anaerobios). En este sentido se distinguen los siguientes tres tipos de lagunas:

- Aerobias. Donde la estabilización de la materia orgánica soluble y la conversión de los nutrientes se realiza en presencia de oxígeno disuelto, el cual se suministra en forma natural o artificial.
- Anaerobias. La depuración se realiza en ausencia de oxígeno libre (condiciones anóxicas) y/o combinado (anaerobia).
- Facultativas. La estabilización de la materia orgánica se lleva a cabo tanto en condiciones aerobias como anaerobias. Las primeras se mantienen en el estrato superior de la laguna, mientras que en el inferior, se realiza la degradación anaerobia en ausencia de oxígeno. En algunos casos pueden haber aeración artificial en parte de ellas.

En general, cualquier tipo de laguna se puede utilizar para tratar aguas residuales domésticas. Las lagunas aireadas se utilizan normalmente para tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas de alta carga, mientras que las no aireadas se emplean casi en su totalidad para tratar residuos municipales. Las anaerobias se utilizan para tratamiento de residuos líquidos de origen industrial con elevado contenido de materia orgánica, casi siempre se emplean como el primer paso de un sistema lagunar con alta carga.

El término lagunas de maduración o de pulimento se aplica a aquellas lagunas aerobias ubicadas como el último paso de los sistemas lagunares en serie o a las unidades que mejoran el efluente de otros sistemas de tratamiento biológico. Este tipo de laguna se diseña primordialmente para remover microorganismos patógenos sin necesidad de adicionar agentes químicos desinfectantes. También, se utilizan para nitrificar efluentes.

Descripción del proceso

Una laguna de estabilización se caracteriza por presentar tres zonas bien definidas. La zona superficial, donde las bacterias y algas coexisten simbióticamente como en las lagunas aerobias. La zona del fondo, de carácter anaerobio, donde los sólidos se acumulan y son descompuestos fermentativamente, y por último, una zona intermedia, parcialmente aerobia y parcialmente anaerobia, donde la descomposición de la materia orgánica se realiza mediante bacterias aerobias, anaerobias y facultativas. La población biológica incluye bacterias y algas principalmente, protozoarios y rotíferos en menor medida. Las bacterias que realizan la conversión de la materia orgánica en las lagunas pertenecen a los géneros *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacteria*, *Nocardia*, *Mycobacteria*, *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Las algas constituyen la mejor fuente de oxígeno, para mantener las condiciones aerobias y los protozoarios y rotíferos ayudan a mejorar la calidad del efluente al alimentarse de las bacterias. El oxígeno liberado por las algas es utilizado por las bacterias en la degradación de la materia orgánica. El dióxido de carbono y los nutrientes liberados por las bacterias es a su vez, utilizado por las algas para la fotosíntesis. Esta relación simbiótica constituye el componente, fundamental del proceso.

La materia orgánica soluble y coloidal es oxidada por organismos aerobios y facultativos utilizando el oxígeno producido por las algas que crecen abundantemente en la parte superior de la laguna. El dióxido de carbono producido sirve de fuente de carbono para las algas. Los sólidos presentes en el agua residual tienden a sedimentarse y acumularse en el fondo de la laguna donde se forma un estrato de lodo anaerobio.

La descomposición anaerobia de la materia orgánica que se realiza en el fondo de la laguna resulta en una producción de compuestos orgánicos disueltos y gases tales como el dióxido de carbono, (CO_2), el sulfuro de hidrógeno (H_2S) y el metano (CH_4), que son oxidados por las bacterias aerobias, o bien, liberados a la atmósfera. La comunidad biológica del estrato superior de las lagunas facultativas, es similar a la descrita para las aerobias e incluye algas. Las lagunas facultativas se dividen a, su vez en lagunas totalmente cerradas y de descarga controlada. Las primeras se aplican en climas en los cuales las pérdidas por evaporación son mayores que la precipitación pluvial. Mientras que, las de descarga controlada tienen largos tiempos de retención y el efluente se descarga una o dos veces al año cuando la calidad es satisfactoria. Las descargas se controlan con hidrogramas, así es posible combinar la salida con los picos de gasto del influente, en otras palabras actúan tanto como un mecanismo controlador de la contaminación como un vaso regulador (Middlebrooks y Crites, 1988).

Consideraciones y parámetros de diseño

Para el diseño de las lagunas de estabilización existen varios modelos con diferentes enfoques. Han sido desarrollados modelos tanto empíricos como científicos para diseñar este tipo de lagunas. Las aproximaciones más usadas son: modelos empíricos, semi-empíricos, cinéticos y teóricos. Aunque ninguno de estos modelos ha mostrado ser claramente superior a los demás, todos representan modelos razonables de diseño siempre y cuando se comprendan claramente las bases de las fórmulas utilizadas, se seleccionen los parámetros adecuados y que las características hidráulicas de retención y las características de retención de lodos sean conocidas.

En los modelos empíricos y semi-empíricos, la carga orgánica crítica (superficial o volumétrica), es el parámetro de mayor importancia. El valor de la carga orgánica crítica debe ser determinado atendiendo a las condiciones climáticas tales como la temperatura, la radiación solar y la velocidad del viento.

Carga orgánica (C_o)

Es la masa de sustrato (materia orgánica medida como DBO_5 o DQO) que se aplica diariamente a la laguna y que es estabilizada en el tratamiento biológico. Su valor se expresa normalmente en kg de DBO_5 por unidad de tiempo. Se obtiene mediante

$$C_o = S_i Q$$

Carga orgánica superficial (C_s)

Es la masa diaria de sustrato aplicado a la laguna por unidad de área superficial. Se expresa en $\text{kgDBO}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ y se, estima mediante

$$C_s = \frac{S_i * Q}{A}$$

Carga orgánica volumétrica (Cv)

Es la masa diaria de sustrato aplicado a la laguna por unidad de volumen y tiempo. Se expresa en kgDBO o DQO/m³.d y se calcula mediante.

$$C_v = \frac{S_i * Q}{V}$$

Donde:

S_i, es la concentración de DBO en el influente

Q, es el caudal en el influente

V y A son el volumen y el área de la laguna, respectivamente

Volumen de la laguna (V)

El volumen de la laguna puede estimarse con la expresión de Gloyna, la cual es el resultado de estudios realizados a nivel de laboratorio por la Universidad de Texas. La expresión es la siguiente.

$$V = 3.5 \times 10^5 Q S_u \theta^{35-T} f_T f'$$

Donde:

S_u: DBO o DQO última del influente

θ: Coeficiente de corrección por temperatura

f_T: Factor de toxicidad de algas

f': Factor de demanda de sulfuro de oxígeno, (vale 1 cuando la concentración de iones equivalentes de sulfato en el influente es < 500 mg/l)

Otro de los parámetros de diseño y operación clave de las lagunas de estabilización, particularmente de las lagunas facultativas y lagunas aireadas, es la producción de oxígeno. La principal fuente es la fotosíntesis de las algas y, la segunda, el aire atmosférico transferido por la acción del viento.

Relación de oxígeno fotosintético en la laguna

Las algas convierten el 6% de la energía solar en nuevas células. Por cada kilogramo de masa de algas, 6 millones de calorías de energía solar son requeridas para que se produzcan 1.6 kg de oxígeno. La cantidad de oxígeno producido por día en una hectárea, puede estimarse con:

$$O_i = 1.6 \lambda_s$$

Donde:

O_i: Cantidad de oxígeno liberada, kg/ha/d y λ_s es la energía solar, cal/ cm² d

Para conocer la cantidad de oxígeno presente en el agua se puede emplear la ecuación simplemente afectada por un coeficiente α de transferencia de oxígeno en el agua residual, cuyo valor depende, por supuesto, de las condiciones locales.

Oxígeno requerido

La cantidad de oxígeno requerido para para estabilizar la carga orgánica es equivalente a la DBO última, la cual es cercana a 1.5 veces la DBO₅

$$O_r = 1.5 Q S_i \left(\frac{1kg}{1000g} \right)$$

Por otra parte, y para garantizar tanto un diseño como una operación eficientes es importante entender claramente el significado de los siguientes conceptos en los que se basan muchos de los criterios y recomendaciones.

Tiempo de retención hidráulica (τ)

Es el tiempo que teóricamente pasa el agua dentro del sistema de tratamiento biológico y que se utiliza en el diseño. Se puede estimar a partir de la siguiente relación.

$$\tau = \frac{V}{Q}$$

Dónde:

V: Volumen total del líquido contenido dentro de la laguna, m³

Q: Gasto de agua, m³/d

Volumen efectivo (VE)

Es el volumen donde se realiza efectivamente el tratamiento biológico y es menor que V debido a que toma en consideración los cortos circuitos y zonas muertas en la laguna. De la utilización de este volumen, se deriva el concepto de tiempo real de retención hidráulica:

$$t = \frac{V_E}{Q} < \tau$$

Dónde:

t: Tiempo promedio real de retención hidráulica, obtenido a partir de un estudio de trazado, (días)

V_E: Volumen efectivo de la laguna, (m³)

El diseño de un sistema de lagunas de estabilización puede seguir generalmente los procedimientos listados debajo, previo al cálculo de dimensiones y parámetros definitivos:

- Estimar el gasto de entrada en el influente
- Estimar las concentraciones de DBO en el agua residual
- Sondar las temperaturas medias del sitio donde operará
- Realizar investigaciones locales para conocer características hidrológicas y meteorológicas
- Explorar las condiciones del suelo y sus relaciones con acuíferos y aguas superficiales
- Determinar el número y tipo de lagunas necesarias para el sistema
- Diseño de la laguna

Resumiendo y condensando la gran cantidad de opciones disponibles para el diseño de las lagunas de oxidación, se puede decir que en general, los modelos empíricos, se fundamentan en

una colección y análisis de datos de plantas existentes como los de McGarry y Pescod y la USEPA. Los modelos semi-empíricos se basan en la simplificación de conceptos teóricos de remoción de carga orgánica e hidráulica, ocasionalmente combinados con los resultados obtenidos en plantas piloto a nivel laboratorio (por ejemplo, Mara, Gloyna, Arthur y Yánez); los modelos cinéticos emplean la teoría cinética de los reactores bioquímicos para tratamiento (Wehener-Wilhelm, completamente mezclado flujo pistón) y los teóricos interrelacionan la teoría cinética con parámetros como materia orgánica, fitoplancton, oxígeno disuelto, nutrientes y lodos (los modelos empleados son los de la relación del oxígeno fotosintético y el de Llavador y Prats). En la Tabla 2.4.1 se muestra una tabla resumen de los métodos de diseño disponibles para sistemas de lagunas de estabilización.

Tabla 2.5.1 Métodos de diseño para lagunas facultativas

Métodos	Variables	Ecuación	Valores recomendados
Métodos Empíricos y Semi-empíricos			
Carga Orgánica Superficial (Cs)			
W. Garry & Pescod, 1970	T	$C_s = 60.26(1.099)^T$	Para los modelos no se tienen valores recomendados de Cs, pero se pueden emplear los siguientes: USEPA, 1983 Si Taire > 15°C Cs = 45-90 Kg DBO ₅ /hab*d Si 0 < Taire < 15°C Cs = 45-90 Kg DBO ₅ /hab*d Si Taire < 0°C Cs = 45-90 Kg DBO ₅ /hab*d
Mara, 1976	T	$C_s = 40.35(1.099)^T$	
Pescod y WGarry	T	$C_{smax} = 20T - 20$	
Arthur, 1983	T	$C_{smax} = 20T - 60$	
Mard, 1987	T	<i>Europa mediterránea</i> $C_s = 10(T)$ <i>Sudamérica</i> $C_s = 350((1.107 - 0.002(T))^{T-25})$	
Extrables, Brasil (1983)	T	$C_s = 250 * (1.085)^{T-20}$	
National Environmental Engineering Research Institute of India	Cs, LAT	$C_s = 375 - 6.15LAT$	India: 8-36°
Carga orgánica superficial removida(Csr)			
Correlaciones empíricas	Csr, Cs	$C_{sr} = A+B*Cs$	Ver....
Area superficial			
Mara, 1976	Se, Si, T, h	$A = \frac{Q(S_i - S_e)}{0.30 * S_e * h(1.05)^{T-20}}$	Se: 50 a 70DBO ₅ mg/l, a una profundidad de 1.0 a 2.5m
Aceivala, 973	T, Q, h	$A = \frac{Q * \tau}{h}$	T: 7-10d a 5-25°C
Silva, 1982			T: 6d
Broome, 1986			T: 5d
Volumen de la laguna			
Gloyna, 1976	Su, T	$V = 3.5E^{-5} Q S_u \theta^{35-T} f f'$	h mes más frío: 1.5 a 2.0m h mes mas cálido: 1.0m
Middlebroks and Crites, 1988	Si, T, Luz	$V = 0.035 * Q * S_i \frac{luz^{(35-T)}}{1.099^{250}}$	
Constante de rapidez de primer orden			
Yánes, 1980	T, k	$K = \frac{\tau}{-14.77 + 4.46 * T}$	El empleo de esta ecuación se recomienda para periodos de retención de 8 o más días para el

			cual k es 0.38 d-1.
Yánes, 1984	t,k	$K = 0.796\tau^{-0.355} * 1.085^{T-26}$	No disponible
Métodos Cinéticos			
Wehner-Wilhelm, 1956	k,t	$\frac{S_e}{S_i} = \frac{4ae^{(\frac{1}{2a})}}{(1+a)^2 e^{(\frac{a}{2a})} e^{-a/2d}}$	En esta ecuación el factor de dispersión para agua residual varía de 0.1 a 2.0, con pocos valores menores a 1
Modelo completamente mezclado	kc, t	$\frac{S_e}{S_i} = \frac{1}{1 + k * \tau}$	Para kc, emplear la ecuación de Yánez, 1984

Operación y desempeño

En general, cualquier tipo de laguna se puede utilizar para tratar aguas residuales domésticas. Las lagunas aireadas se utilizan normalmente para tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas de alta carga, mientras que las no aireadas se emplean casi en su totalidad para tratar residuos municipales. Las anaerobias se utilizan para tratamiento de residuos líquidos de origen industrial con elevado contenido de materia orgánica, casi siempre se emplean como el primer paso de un sistema lagunar con alta carga. El término lagunas de maduración o de pulimento se aplica a aquellas lagunas aerobias ubicadas como el último paso de los sistemas lagunares en serie o a las unidades que mejoran el efluente de otros sistemas de tratamiento biológico. Este tipo de laguna se diseña primordialmente para remover microorganismos patógenos sin necesidad de adicionar agentes químicos desinfectantes. También se utilizan para nitrificar efluentes.

En esencia, las lagunas anaerobias y facultativas son diseñadas para la remoción de DBO y las lagunas de maduración, para la eliminación de patógenos. Aunque generalmente una porción de DBO es removida también en las lagunas de maduración y también un poco de estabilización de patógenos ocurre en las lagunas facultativas y anaerobias. (Mara, 1987). Las lagunas de maduración son requeridas únicamente cuando el efluente será usado para irrigación y que, por lo tanto, tenga que cumplirse con los lineamiento de la Organización Mundial de la Salud de >1000 unidades de bacteria como coliformes fecales / 100 ml de efluente. Además, la variable con mayor influencia en la selección de un modelo para diseño de cualquier tipo de laguna es el efecto de la temperatura en la operación del proceso. El efecto en la actividad biológica en función de la temperatura está dado por la ecuación

$$K = K_{20^{\circ}C} \theta(T - 20)$$

Lagunas anaerobias

Las lagunas anaerobias tienen generalmente de 2 a 5 metros de profundidad y reciben agua residual con una alta carga de DBO (usualmente mayor a 100g de BO/m³*día). Normalmente no contienen oxígeno disuelto ni algas. En las lagunas anaerobias la remoción de DBO se logra por sedimentación de sólidos y por la subsecuente digestión anaerobia de los lodos producidos. El proceso de digestión anaerobia resulta más intenso a temperaturas mayores a los 15°C. Por otro lado, las bacterias anaerobias son generalmente sensibles a valor de pH<6.2. Por lo tanto, aguas residuales ácidas deberán ser estabilizadas antes de entrar a la laguna. Una laguna anaerobia bien

operada y diseñada puede lograr remociones de DBO de hasta 40% a temperaturas de 10°C y de más de 60% a 20°C

Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas son de dos tipos. Facultativas primarias, las cuales reciben agua residual cruda, y las facultativas secundarias que reciben agua residual con mínimos niveles de sólidos suspendidos (generalmente si vienen de lagunas anaerobias, tanques sépticos, facultativas primarias). Los procesos que ocurren en las lagunas anaerobias y en las lagunas de estabilización secundarias, ocurren simultáneamente en lagunas facultativas secundarias. Se estima que cerca del 30% de la carga de DBO del influente deja las lagunas primarias en forma de metano (Marais, 1970).

Este tipo de lagunas son diseñadas para lograr la remoción de materia orgánica (DBO) sobre la base de una carga superficial relativamente baja (100-400 kg DBO/ha. día), lo anterior para promover un desarrollo sano de la población de algas, ya que el oxígeno necesario para la remoción de DBO es generado principalmente por medio de la actividad fotosintética de las algas

La concentración de algas en la laguna depende de varios factores, tales como: la carga de nutrientes, la temperatura y la cantidad de luz solar, pero se encuentra generalmente dentro del rango de 500 -2000 µg de clorofila/ litro. Debido a la actividad fotosintética de las algas en la laguna, existen variaciones diurnas en las concentraciones de oxígeno disuelto, subiendo gradualmente durante el día con valores máximos a mitad de la tarde, después de la cual regresa a niveles mínimos durante la madrugada.

Indicadores de operación

Cualitativos

La inspección visual es uno de los indicadores de operación más importantes de los sistemas lagunares, proporciona información relativa a la forma en que están operando. El color y la observación al microscopio de los organismos presentes indican el grado de estabilidad del sistema. El olor es otro indicador cualitativo importante del funcionamiento.

Color

En los sistemas lagunares la observación de la coloración y apariencia del agua proporcionan datos importantes sobre las condiciones generales del proceso y ayudan a pronosticar un cambio en el comportamiento del sistema. Las posibles causas de la variación en la coloración y apariencia del agua en las lagunas son debidas a la presencia de diferentes tipos de microorganismos, picos de carga orgánica, temperatura, pH, intensidad de la luz y volumen del líquido, entre otros

Color	Que indica
Verde oscuro	Indica que la laguna está operando normalmente
Verde denso	Indica un crecimiento excesivo de algas que puede ser resultado de una reducción de la capa aerobia. Se pueden tener entonces

	condiciones anaerobias en las zonas profundas de la laguna.
Verde lechoso	Usualmente, indica que ha comenzado el proceso de auto floculación. Esto sucede cuando el pH y la temperatura de la laguna se han elevado hasta un punto que se produce la precipitación de los hidróxidos de calcio, o de magnesio, acarreado consigo a las algas y otros microorganismos. Este fenómeno regularmente se presenta en lagunas poco profundas.
Azul-verde	Una coloración azul-verdosa con aspecto oleoso es una indicación de la presencia de algas cianofitas. Algunas de éstas son formadoras de natas que impiden el paso de la luz solar y otras producen toxinas. En ambos casos el funcionamiento de la laguna no es normal.
Verde-amarillento o blanquecino	Indica que inició el proceso de acidificación de la laguna y si llega a condiciones extremas puede detener el proceso biológico.
Café-amarillento o pardo	Es causado por el crecimiento excesivo de rotíferos o de crustáceos microscópicos como la pulga de agua, las cuales se alimentan de algas y pueden acabar con la población en pocos días. Como consecuencia el oxígeno disuelto, disminuye, se modifica el pH y probablemente hay generación de malos olores.
Café-amarillento o pardo	Es causado por el crecimiento excesivo de rotíferos o de crustáceos microscópicos como la pulga de agua, las cuales se alimentan de algas y pueden acabar con la población en pocos días. Como consecuencia el oxígeno disuelto, disminuye, se modifica el pH y probablemente hay generación de malos olores.
Rosada	Se presenta ocasionalmente en las lagunas de pulimento debido a las mismas causas que el color café-amarillento. Es el resultado de la falta de un manejo adecuado en las lagunas anteriores.
Rojizo	Puede indicar la presencia de bacterias reductoras de azufre y, por lo tanto, condiciones anaerobias.
Gris	Generalmente se presenta cuando la laguna ha sido sobrecargada con materia orgánica y/o el

	tiempo de retención es tan corto que no se obtiene la completa estabilización de la materia orgánica
Negro	Con presencia de materia flotante. Indica una rápida degradación de los lodos del fondo provocado por cambios en la composición del agua, residual o por sobrecarga. Generalmente se acompaña de mal olor.

- Negro con presencia de materia flotante. Indica una rápida degradación de los lodos del fondo provocado por cambios en la composición del agua, residual o por sobrecarga. Generalmente se acompaña de mal olor.

Olor

La emisión de malos olores normalmente es causada por sobrecarga de la laguna, el aumento repentino en la carga orgánica, los cambios en la composición del agua residual o el desarrollo de condiciones anaerobias. Generalmente, provienen de los depósitos de lodo flotante y de la vegetación en putrefacción de la propia laguna.

Observaciones microscópicas

Las observaciones microscópicas del licor mezclado proporcionan información importante acerca de las condiciones operativas del proceso. El tipo, especie y número de los principales organismos que integran la dinámica de la población biológica permiten determinar las condiciones de aeración, inhibición, carga, etc. sin tener que recurrir a complejas determinaciones analíticas.

La presencia de rotíferos y/o crustáceos son indicadores de altas eficiencias. Estos organismos se presentan en aguas depuradas y con concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 1.5 mg/l. Sin embargo, estos organismos mayores deben estar acompañados de flóculos de bacterias, permitiendo en un momento dado, el desarrollo de rotíferos y crustáceos.

Cuantitativos

El control de un proceso de tratamiento se basa en la medición de parámetros de calidad del agua. Los más significativos para este sistema son: pH, temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), grasas y aceites, coliformes fecales (CF), nitritos (NO₂), nitratos (NO₃), nitrógeno amoniacal (NH₄), fosfatos totales y ortofosfatos.

Debido a que el agua en las lagunas de estabilización se encuentra prácticamente en reposo, ésta presenta diferentes características dependiendo de la profundidad a la que se tome la muestra. En las lagunas facultativas la mayor concentración de algas se presenta en los primeros 15 cm de profundidad pero el agua tratada se encuentra a más de 30 cm de la superficie, por lo que es conveniente tomar la muestra a 50 cm. En las lagunas anaerobias se recomienda tomarla a una profundidad de 20 a 30 cm. Para las lagunas de pulimento la toma de muestra debe ser a 50 cm de la superficie.

Capítulo 3: Zanjas de oxidación

El sistema de zanjas de oxidación fue desarrollado en Holanda en 1953, con el objetivo de proporcionar un proceso de tratamiento, fácil de operar y de bajo costo para cumplir con los requerimientos de manejo de vertidos municipales e industriales de una comunidad pequeña ubicada en Voorshoten, Holanda. Dicho proceso, fue desarrollado en el Institute for Public Health Engineering (TNO) por Pasveer.

El proceso de zanjas de oxidación es un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales muy popular y ampliamente usado tanto en Europa como en EU, generalmente aplicado para el tratamiento de aguas residuales de municipios pequeños y medianos que deben cumplir con estrictos estándares de calidad. Esencialmente, las zanjas de oxidación son una aplicación de la variante de aireación extendida de un sistema de lodos activados con mezcla completa, el cual utiliza un tanque de aireación con una configuración oval de circulación continua (closed loop).

El sistema típico de zanjas de oxidación está equipado con rotores o cepillos u otros dispositivos que proporcionan aireación y recirculación. El agua residual se mueve a través del canal a una velocidad aproximada de 0.3 a 0.6 m/s, las zanjas pueden ser diseñadas para operación intermitente o continua. Esta característica las convierte en un sistema que se adapta rápidamente a las fluctuaciones de carga orgánica y de flujo debidas a las variaciones temporales de las descargas. Varios desarrolladores han realizado modificaciones en el diseño del sistema para lograr la remoción de nutrientes entre las zonas anóxica y anaerobia.

Además, la habilidad que posee el proceso de proveer condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias en una sola zanja de oxidación permite que se presenten las condiciones para lograr la remoción de DBO, nitrificación y desnitrificación en un solo sistema de lodos. La remoción de DBO se lleva a cabo tanto en la zona anóxica como en la zona aerobia del canal. La nitrificación, por su parte, ocurre solamente en la porción aerobia del canal mientras la desnitrificación sucede en la porción anóxica del tanque.

3.1. Descripción y características

Existen muchas posibles configuraciones y modos de operar un sistema de zanjas de oxidación. Una planta de tratamiento a base de zanjas de oxidación es, como ya se mencionó, una variación del sistema de lodos activados con aireación extendida, el cual utiliza un canal o varios canales ovals cerrados y de recirculación continua como tanque de aireación. El tanque de aireación se dimensiona normalmente para un tiempo de retención hidráulica de 24 horas, pero puede ser diseñado para cualquier otro valor de retención. Comúnmente se usan aireadores mecánicos para proveer mezclado, oxígeno y la apropiada recirculación del licor mezclado. La cantidad de oxígeno disuelto alrededor del canal puede variar significativamente, lo cual es importante para ciertos modos de operación, especialmente para la remoción de nitrógeno.

El licor mezclado se hace airear y recircular a través del canal por medio de rotores de cepillo, aireadores de disco, tubos de aireación o difusores de burbujas. El proceso de mezclado provee al sistema de dos requerimientos esenciales. Primero, el oxígeno necesario para promover el crecimiento microbiano y segundo, las velocidades de flujo necesarias para asegurar un buen

contacto de los microorganismos con el agua residual influente y además para evitar zonas de sedimentación de lodos en el reactor, las llamadas zonas muertas. Debido a la aireación, las concentraciones de OD en el canal aumentan drásticamente, posteriormente este oxígeno es utilizado por los microorganismos para degradar(oxidar biológicamente) la materia orgánica mientras el licor mezclado se traslada por el canal. En el caso del carbono orgánico, se ha calculado que aproximadamente 1.25 mg de oxígeno son requeridos para oxidar 1 mg de carbono, lo cual genera una importante demanda para los equipos de aireación (US EPA). El efluente del reactor, generalmente se conduce hacia clarificadores secundarios donde los lodos se sedimentan y son posteriormente recirculados.

3.2. Consideraciones y parámetros de diseño

Generales

Existen muchas posibles configuraciones para una planta de tratamiento de ZO, en cuanto a configuración del canal, tiempo de detención, modo de operación, equipo de aireación, manejo de lodos y otras consideraciones similares. Una de las prácticas más usuales es la de diseñar las plantas de ZO con uno o múltiples canales de aireación concéntricos. La zanja o canal de oxidación es generalmente diseñada para valores de tiempo de retención de sólidos (TRS) de 8 a 24 h siendo 24 el más común. Muchas veces el diseño consiste en uno o más canales de aireación operados simples o en paralelo dependiendo del flujo y del modo de operación requeridos.

La geometría del canal puede variar para incluir varias configuraciones posibles, sin embargo, la configuración más común es la oval. Los tanques de aireación con canales múltiples interconectados pueden tener cualquier número de canales, aunque lo más común es construirlos con 3 a 6 canales, lo anterior brinda mucha flexibilidad, ya que el sistema puede ser modificado a otros modos del sistema de lodos activados con modificaciones menores. El arreglo de canales múltiples divide un canal grande en canales de menor tamaño pero de mayor eficiencia hidráulica, con menores turbulencias. Lo anterior provee de una unidad de aireación más eficiente y versátil.

Otra modificación técnica del sistema de ZO es el llamado Sistema de Carrusel. En este sistema se usan aireadores mecánicos montados verticalmente para proporcionar el mezclado, la transferencia de oxígeno y las velocidades horizontales en el flujo para evitar sedimentación de sólidos. Para la mayoría de las aplicaciones, el único componente mayor además de los canales de aireación, son tanques de sedimentación secundarios. Los sólidos sedimentados o lodos de retorno son reenviados a la unidad de aireación por medio de sistemas de bombeo y la parte de lodos que ha de ser desechada se lleva a camas de secado.

Aireación

El elemento clave en un sistema de ZO es el sistema de aireación, debido a que los aireadores son responsables de proveer al sistema con el apropiado mezclado, recirculación y concentración de OD en el licor mezclado y con ello, poder operar eficientemente. A través de un apropiado diseño del sistema de aireación es posible lograr la remoción de material orgánico, la remoción de amoníaco (nitrificación) y remoción de nitratos (desnitrificación) en un solo sistema de lodos. Además, el proceso de las ZO tiene también el potencial para la remoción de fosfatos.

Las ZO usan velocidades de flujo en lugar de turbulencia como método primario de suspensión de sólidos. Lo anterior tiene la ventaja de que reduce sustancialmente la posibilidad de que aparezcan zonas muertas en el sistema y la acumulación de sólidos. Velocidades de flujo de 1 ft/s efectivamente eliminan cualquier posibilidad de mezclado inadecuado. Además, debido a que el movimiento de SSVLM en el canal es direccional, es posible colocar las unidades de aireación a distancias tales que se puedan crear zonas con relativa falta de oxígeno o zonas anóxicas, Las zonas anóxicas son absolutamente esenciales para el proceso de desnitrificación.

Existen muchos tipos de unidades de aireación que son utilizados en plantas de ZO. Entre los más comunes se encuentran los aireadores tipo turbina, aireadores tipo jet, aireadores de superficie y rotores de cepillo. Muchos desarrolladores de sistemas de zanjas de oxidación han propuesto formas alternativas de aireación, por ejemplo los sistemas conocidos como “barrier ditch”; como su nombre lo indica, este modo de aireación incluye una barrera de material granular compactado o de concreto en el canal, en dicha barrera se instala un tubo de aspiración (tipo turbina). El tubo proporciona un solo punto de aireación y suficiente recirculación a través del canal. Por otro lado, el sistema de aireación del canal está dimensionado basándose en la demanda de oxígeno que le será exigido al sistema de aireación. Para estimar dicha demanda de oxígeno, se puede hacer uso de la siguiente ecuación, la cual representa las condiciones de un canal diseñado para operar con una zona aerobia y una anóxica.

$$AOR = a' S_R + b' X_v + c' N_O - d' NO_R$$

Donde:

AOR = demanda de oxígeno del proceso, kg de O_2 /día

S_R = remoción de DBO

X_v = SSSLM, kg

N_O = amonio oxidado, kg/día

NO_R = nitratos reducidos a gas nitrógeno, kg/día

a' = constante de utilización orgánica

b' = utilización de oxígeno endógeno

c' = utilización de oxígeno de nitrificación

d' = crédito de oxígeno de desnitrificación

En resumen, la selección del sistema de aireación depende de varios factores tales como: la configuración de la planta de tratamiento, de cuantos canales concéntricos conformen el sistema, de los requerimientos del efluente, del modo y operación, es decir, si el diseño contempla nitrificación y desnitrificación, de la capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos, y en buena medida, del criterio, experiencia y preferencias del diseñador.

Tiempo de retención de sólidos (TRS)

El volumen de las zanjas de oxidación es seleccionado con base en el TRS requerido para lograr la calidad deseada del efluente. El TRS o tiempo medio de retención celular (TMRC, θ_c) se selecciona en función de los requerimientos de nitrificación y la temperatura mínima del licor mezclado. Los valores de diseño del TRS varían de 4 a 48 o más días. El rango típico de valores del TRS requerido para nitrificación es de 12 a 24 días (Carnegie 1994). De manera general se expresa con la siguiente ecuación.

$$\theta_s = \frac{VX}{Q_w X_r} = \frac{\text{Masa de lodos en el reactor (kg)}}{\text{Purga de lodos bilógicos (kg día)}}$$

Por otro lado, el TRS está muy relacionado con el funcionamiento del sistema secundario, es decir el sedimentador o clarificador secundario y la cantidad de lodos de desecho. Una forma de definir el valor de TRS es con la siguiente expresión.

$$TRS = \frac{\text{Sólidos Suspendidos en el sedimentador, kg}}{\text{Sólidos suspendidos de desecho, kg/día} + (\text{Sólidos suspendidos en el efluente, } \frac{\text{kg}}{\text{día}})}$$

En otras palabras, esta expresión es una descripción racional de la edad de lodos que toma en cuenta todo el sistema secundario de sedimentación. Habitualmente, un proceso de ZO opera mejor con valores de TRS de 15 a 24 días. Una vez que el valor óptimo de TRS ha sido definido, la simple manipulación de la expresión antes presentada provee los requerimientos diarios de lodos que deberán ser desechados (Carnegie 1994)

Nitrificación y desnitrificación

Las ZO pueden operar completamente bajo condiciones aerobias para obtener remoción de materia orgánica y nitrificación. Sin embargo, una de las virtudes de las ZO es que pueden operar para lograr nitrificación y desnitrificación, pero para lograrlo el sistema debe alternar entre condiciones aerobias y anóxicas. Si la zona anóxicas no es provista, entonces la desnitrificación no se lleva a cabo. En la porción aerobia del tanque, el material orgánico (DBO, COD,) es oxidado por las bacterias utilizando el oxígeno presente en el licor mezclado, como aceptor de electrones. A su vez, en la parte anóxica del canal la materia orgánica es oxidada utilizando nitratos (NO₃) como aceptor de electrones.

La nitrificación ocurre solamente en condiciones de concentraciones de oxígeno disuelto de 1.0 mg/L o mayores. Además, el proceso de nitrificación requiere para su óptimo desarrollo, de tiempos de retención extensos, un valor bajo de la relación alimento -biomasa (F/M), un tiempo medio de retención celular alto (edad de lodos), y un adecuado amortiguamiento para las variaciones de pH.

La desnitrificación ocurre cuando los niveles de oxígeno en el agua residual han sido completamente agotados o se encuentran en concentraciones muy reducidas, es decir, bajo condiciones anóxicas o anaerobias, respectivamente. Lo anterior permite que los nitratos (NO₃), en lugar del oxígeno disuelto, se convierta en la fuente primaria de oxígeno para los microorganismos. El proceso de desnitrificación se lleva a cabo cuando existen concentraciones de oxígeno menores a 0.5mg/l, idealmente menores a 0.2mg/l.

Algunas de las razones por las cuales se puede perder la zona anóxica dentro del tanque es por operar con un valor muy bajo de la relación F/M (fines de semana), aireación excesiva, una baja tasa de consumo de oxígeno o recirculación excesiva. Por otro lado, valores mayores de F/M y el consecuente aumento en la tasa de consumo de oxígeno, pueden provocar que el TRS o θ_s sea insuficiente para lograr una completa nitrificación. Y sin una fuente de nitratos creado por la nitrificación, la desnitrificación no puede llevarse a cabo.

Teniendo en cuenta que una de las ventajas de elegir un sistema de ZO sobre otros tratamientos biológicos, es la de poder tener en un solo sistema de lodos, la posibilidad de remoción orgánica, nitrificación y desnitrificación, a continuación se presenta un enfoque de diseño para sistemas de nitrificación/desnitrificación e incluso altos rendimientos en la remoción de fosfatos.

Tiempos de retención

El tiempo mínimo de retención celular para nitrificación (θ_{Nm}) y el tiempo medio de retención celular de diseño (TMRC_D) quedan definidos por:

$$\theta_{Nm} = \frac{1}{U_N}$$

$$\theta_{ND} = 2.5 \theta_{Nm}$$

Donde:

U_N = tasa máxima de crecimiento nitrificado y queda definido por la expresión siguiente

$$U_N = 0.47 e^{0.098(T-15)} \left(1 - 0.833(7.2 - pH) \frac{D.O.}{D.O. + 1.3} \right)$$

Donde:

T: temperatura en el canal, en °C

pH: pH en el canal

OD: concentración de oxígeno disuelto en el canal, mg/l

Por otra parte, el tiempo de retención (TR) para nitrificación puede calcularse con la ecuación siguiente.

$$TR = \frac{Y_H(S_o - S_E)}{X_v(1 - K_D/\theta_N)}$$

Donde:

Y_H : Constante de crecimiento heterotrófico

X_v : SSVLM, mg/l

θ_N : Tiempo medio de retención celular de diseño

K_D : Constante de descomposición, días⁻¹ (generalmente 0.05)

S_o : DBO en el influente

S_E : DBO soluble en el efluente.

El tiempo de retención para nitrificación se determina asumiendo que todo el NTK (Nitrógeno Total Kjeldahl) del influente, es oxidado a nitratos (NO₃) y por lo tanto la concentración de nitratos a reducir en el sistema, es igual al NTK en el influente.

El TMRC mínimo requerido para desnitrificación puede calcularse con:

$$\frac{1}{\theta_{CM}} = Y_{DN} q_{DN} K_D$$

Donde:

Y_{DN} = constante de crecimiento heterotrófico para desnitrificación

K_{DN} = constante de descomposición para desnitrificación, días⁻¹

θ_{CM} = tiempo mínimo de retención de sólidos

q_{DN} = tasa máxima de desnitrificación, NO₃ kg / SSVLM kg-día

A su vez el tiempo medio de retención celular de diseño para desnitrificación (TMRC_D) se determina de manera similar que el TMRC para nitrificación, con un factor de seguridad de 2.5, de esa manera queda.

$$\theta_{CD} = 2.5 \theta_{CM}$$

Finalmente, se sugiere la siguiente expresión para el cálculo del tiempo de retención hidráulica en la zona anóxica.

$$D.T. = \frac{(N_o - N_E)}{X_v q_{DN}}$$

Donde:

N_o = NTK influente, mg/l

N_E = NO₃ en el efluente

$$q_{DN} = \frac{1}{\theta_{CD}} + K_{DN} \frac{1}{Y_{DN}}$$

Clarificación y manejo de lodos

Las plantas a base de ZO son operadas de manera muy similar a las plantas de lodos activados convencionales en cuanto al manejo de lodos se refiere. En los sistemas de ZO los lodos sedimentados en el clarificador o sedimentador secundario son regresados a la unidad de aireación. La tasa de retorno de lodos generalmente se realiza de manera continua y puede variar entre el 30 al 50 por ciento del flujo medio diario de la planta. El retorno de lodos (sludge return) junto con el manejo de los lodos de desecho (waste sludge) en el clarificador, son dos procesos fundamentales para el desempeño general de una planta de ZO. Un inadecuado manejo de lodos puede dar como resultado una baja calidad en el efluente.

Lodos de desecho (waste sludge)

Un apropiado desecho de lodos es probablemente la forma de control de procesos más útil en un sistema de ZO. Aunque una ZO opera generalmente en el modo de aireación extendida, reduciendo notablemente la generación de lodos en el sistema, sigue siendo necesario desechar cierta cantidad de lodos periódicamente para remover la fracción de sólidos resistentes a la respiración endógena. Muchos parámetros, tales como la relación alimento biomasa (F/M), el índice volumétrico de lodos (IVL), el tiempo medio de retención celular (TMRC) y el tiempo de retención de sólidos (TRS) dependen para su ajuste y control, de un apropiado desecho de lodos.

Típicamente, los lodos de desecho se manejan en una de dos maneras en una planta de ZO, la más común es operar en el modo de aireación extendida (TRS = 24 días) y directamente enviar los lodos de desecho del clarificador a camas de secado. La segunda manera es proveer un TRS menor (8 a 15 h) y enviar los lodos de desecho a un digestor aerobio y posteriormente a camas de secado.

Lodos de retorno (sludge return)

El propósito de los lodos de retorno es mantener una concentración de microorganismos en el reactor. Un método usado para controlar la tasa de lodos de retorno hacia el reactor, es usando una medida empírica conocida como sludge volume index (SVI) o índice volumétrico de lodos (IVL). El IVL se determina con una prueba estándar de laboratorio (APHA 2005). El procedimiento involucra la medición de los SSLM y la sedimentabilidad de los lodos. Conceptualmente, el IVL está relacionado con la cantidad y la concentración de sólidos en el clarificador secundario.

$$IVL = \frac{VS}{SSLM} (1000 \text{ mg } g)$$

Donde:

IVL = Índice volumétrico de lodos, mL/g

VS = volumen de sólidos sedimentados en un cilindro graduado de un litro después de 30 minutos de sedimentación, mL/L

SSLM = sólidos suspendidos en el licor mezclado, mg/L

Capítulo 4: Análisis comparativo básico entre los procesos de zanjas de oxidación, lagunas de estabilización y lodos activados

Hoy en día se cuenta con una amplia variedad de sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales, cada uno de ellos posee características de funcionamiento, diseño, operación y economía que los hacen óptimos para trabajar bajo ciertas circunstancias, pero no tan apropiados para otras situaciones. Es por ello que resulta importante contar con información que asista en la correcta toma de decisiones sobre qué tipo de tratamiento biológico es más apropiado en cada caso. Considerando lo anterior y tomando en cuenta además que en México se busca lograr proporcionar tratamiento al 100% de las aguas residuales generadas al año 2030, este trabajo pretende contribuir a la reflexión sobre qué tipos de sistemas de tratamiento conviene adoptar en el país, dadas sus características, geográficas, demográficas y socioeconómicas. Específicamente, se hace una comparación sencilla entre los dos procesos más extensamente aplicados en México, las lagunas de estabilización y el sistema lodos activados convencional, con el proceso de zanjas de oxidación, ya que se considera que este último, posee características que lo hacen una opción de tratamiento apropiada para su aplicación en México.

El análisis comparativo básico que se presenta en este capítulo, se realizó en torno a tres ejes de análisis: **costos, operación y desempeño, consumo energético y aplicabilidad**. Es importante aclarar que la comparación económica, dado los alcances de este trabajo, se basó únicamente en información existente en la bibliografía consultada.

4.1. Costos

El análisis de costos se presenta en dos partes, la primera compara los costos de construcción para dos sistemas únicamente, el de lodos activados convencional y el sistema de zanjas de oxidación. Estos costos incluyen todas las instalaciones de una planta de tratamiento, excepto el costo del terreno, costos legales y de financiamiento durante la etapa constructiva. Los datos se tomaron del informe de la EPA “A Comparison of Oxidation Ditch Plants to Competing Processes for Secondary and Advanced Treatment of Municipal Wastes”. En la Tabla 4.1 se muestra una síntesis de la información obtenida.

Tabla 4.1 Costos de construcción y operación de dos tipos de sistemas de tratamiento (Miles USD)

Costos de construcción					
Capacidad (mgd)	0.1	0.5	1.0	5.0	10.1
Zanjas de Oxidación	195	-	600	-	3350
Lodos Activados Convencional	-	-	1045	2645	4138
Costos de operación (anual)					
Zanjas de Oxidación					
Normal	22.1	-	62.4	-	446.6
Nitrificación	22.6	-	63.5	-	467.5
Lodos Activados Convencional					
Normal	-	-	80.9	187.7	308.1
Nitrificación	-	-	102.9	245.4	416.9

Fuente: A Comparison of Oxidation Ditch Plants to Competing processes for Secondary and Advanced Treatment of Municipal Wastes”. US Environmental protection Agency, 1977

Los resultados parciales del estudio realizado por la EPA muestran que el sistema de zanjas de oxidación es muy competitivo con respecto del sistema de lodos activados convencional y otros sistemas biológicos de tratamiento. El costo anual total de operación para plantas de tratamiento con zanjas de oxidación es menor que el costo de los demás procesos con los cuales fue comparado, sobre todo en los rangos de flujo de 0.1 a 10 mgd (380 a 38000 m³/día). Las plantas de tratamiento con Zanjas de Oxidación mostraron también tener un costo anual de operación menor para la remoción de nitrógeno que el resto del los tratamiento con los que se les comparó.

Aunque en el análisis anterior no se compararon los costos de las zanjas de oxidación con los de las lagunas de estabilización, a continuación se muestran los resultados de otro estudio realizado por la IRC (International Water and Sanitation Centre) con base en Holanda, en donde se analizaron los costos de cuatro alternativas de sistemas de tratamiento (lagunas de estabilización, lagunas aireadas, zanjas de oxidación y filtros biológicos). Dicho análisis presenta el costo total (de construcción y operación, en términos del VPN (valor presente neto). Aquí es importante recordar que el método de valor presente es uno de los criterios económicos más ampliamente utilizados en la evaluación de proyectos, y consiste en determinar la equivalencia en el tiempo 0 (presente) de los flujos de efectivo futuros que genera un proyecto y comparar esta equivalencia con la inversión inicial. Cuando dicha equivalencia es mayor que el desembolso inicial, entonces, es recomendable que el proyecto sea aceptado.

Generalmente, si $VPN > 0$, entonces el proyecto es rentable y puede llevarse a cabo, además entre mayor sea el VPN, más rentable es el proyecto, por otro lado, si el $VPN < 0$, entonces el proyecto no es rentable y se rechaza, finalmente, si $VPN = 0$, el proyecto es “neutral”, es decir, no es rentable pero tampoco genera pérdidas por lo que la aceptación o rechazo del proyecto dependerá de otros factores y no solo del económico. En la Tabla 4.2 se presentan los resultados obtenidos en el estudio de la IRC.

Tabla 4.2. Costo de sistemas de tratamiento de aguas residuales para una población de 250,000 habitantes

Costo en millones de USD de 1983 a 25 años con una tasa de descuento del 12% para una población de 250,000 habitantes, a una temperatura de diseño de 20°C, para un efluente con una concentración ≤ 10.00 de coliformes fecales/100ml				
Sistema	Costo de capital	Costo Anual de Operación	Ingreso (por la venta de efluente para irrigación)	Valor Presente Neto
Lagunas de Estabilización	5.68	0.21	0.73	5.16
Lagunas Aireadas	6.98	1.28	0.73	7.53
Zanjas de Oxidación	4.80	1.49	0.43	5.86
Filtros Biológicos	7.77	0.86	0.43	8.20

Fuente: Waste Stabilisation Ponds, Miguel Peña Varón, IRC 2004,

En la Tabla 4.2 puede observarse que, de entre los dos procesos de interés para este trabajo, las zanjas de oxidación muestran un costo de capital menor que las lagunas de estabilización, pero los costos de operación de las zanjas de oxidación son considerablemente mayores. En conjunto, las zanjas de oxidación muestran un VPN ligeramente mayor. Lo anterior puede significar que las zanjas de oxidación representan una opción más rentable para las condiciones de diseño y

operación especificadas. Si bien es posible que bajo otras condiciones las lagunas de estabilización pudieran resultar más atractivas, la relevancia de estas cifras radica en el hecho de que muestran lo competitivas que pueden ser las plantas de tratamiento con zanjas de oxidación en términos económicos.

4.2. Desempeño y operación

El análisis del desempeño y operación de los tres sistemas de tratamiento estudiados se realizó en torno a tres parámetros, los cuales se consideran muy importantes para evaluar la eficiencia en la remoción de contaminantes y la calidad de sus respectivos efluentes. Tales parámetros son: DBO, sólidos suspendidos y remoción de nutrientes (nitrógeno). Primero se ofrece un análisis de remoción de DBO y SS, posteriormente se discute la nitrificación y finalmente se presentan algunas tablas resumen y comentarios.

Demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos (DBO y SST)

La eficiencia en la remoción de contaminantes del proceso de zanjas de oxidación fue comparado con las eficiencias de otros procesos biológicos: el proceso de lodos activados convencional, filtros percoladores y lodos activados con aireación extendida, en un estudio realizado por la EPA. De dicho estudio se recuperaron aquellos datos correspondientes a los sistemas de zanjas de oxidación y lodos activados. Los resultados del análisis se muestran en la Tabla 4.3. En la misma tabla, se proporciona también información sobre la eficiencia de remoción de las lagunas de estabilización. Es necesario aclarar que las lagunas de estabilización no fueron consideradas en el estudio de la EPA.

Tabla 4.3. Desempeño promedio en % para SST y DBO

Método de tratamiento	Concentración en el efluente	Frecuencia promedio en %	
		SST	DBO
Zanjas de oxidación	< 10 mg/l	65	85
	< 20 mg/l	85	90
	< 30 mg/l	94	96
Lodos activados	< 10 mg/l	40	25
	< 20 mg/l	75	70
	< 30 mg/l	90	85
Desempeño de lagunas de estabilización para SST y DBO			
Lagunas de estabilización	En términos generales, las lagunas de estabilización son simples de operar pero solo parcialmente confiables en cuanto a desempeño. La remoción de DBO puede alcanzar valores de 80 hasta el 95%. Sin embargo, las concentraciones de SST en el efluente pueden exceder los 150 mg/L.		

Fuentes:

- A Comparison of Oxidation Ditch Plants to Competing processes for Secondary and Advanced Treatment of Municipal Wastes". US EPA. 1977
- Wastewater Technology Fact Sheet. Facultative Lagoons. US EPA

Remoción de nutrientes en zanjas de oxidación

Las plantas a base de zanjas de oxidación cuentan con una importante capacidad de remoción de nitrógeno. Se ha demostrado que las zanjas de oxidación pueden alcanzar fácilmente niveles de remoción de nitrógeno de 40 a 80 por ciento y bajo condiciones favorables es posible alcanzar niveles de remoción del 70 al 90 por ciento con una temperatura del licor mezclado de 15°C.

Como parte de una evaluación para determinar el desempeño de las zanjas de oxidación en la remoción de nitrógeno, la US EPA recabó datos de 17 plantas con zanjas de oxidación. El desempeño promedio de tales plantas de tratamiento indica que las zanjas de oxidación logran la remoción de DBO, sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal (NH₃) mayores al 90%.

Por otro lado, en el informe de la EPA “Biological Nutrient Removal Processes and Costs” realiza una comparación de la capacidad de remoción de nitrógeno total (NT) y fósforo total de varios procesos biológicos de tratamiento. En dicho informe el sistema de zanjas de oxidación califica como excelente para la remoción de nitrógeno y bueno para la remoción de fosfatos. La Tabla 4.3 reproduce la misma que aparece en el informe de la EPA.

Tabla 4.4 Comparación entre sistemas biológicos de remoción de nutrientes

Proceso	Remoción de nitrógeno	Remoción de fósforo
Ludzack-Ettinger Modificado	Bueno	Nada
A ² /O	Bueno	Bueno
Bardenpho de 4 etapas	Excelente	Nada
Bardenpho Modificado	Excelente	Bueno
SBR	Moderado	Inconsistente
Zanjas de oxidación	Excelente	Bueno

Fuente: Biological Nutrient Removal Processes and Costs, US EPA, 2007

Remoción de nutrientes en lagunas de estabilización

Dependiendo del tipo de laguna, el nitrógeno se comporta de diferente manera. En lagunas de estabilización anaerobias el nitrógeno orgánico es hidrolizado a amonio, por lo tanto, el efluente de las lagunas anaerobias contiene mayores concentraciones de amonio que las aguas residuales crudas provenientes de los sistemas de recolección. En lagunas facultativas y de maduración, el nitrógeno amoniacal es retenido por las algas presentes en la biomasa. Cuando se tienen niveles de pH elevados en la laguna es posible que el amonio abandone la laguna por volatilización. Existe poca evidencia de que ocurra nitrificación en la laguna, en consecuencia la desnitrificación tampoco sucede. Los niveles de remoción de nitrógeno total y amonio (nitrógeno amoniacal) que pueden alcanzar las lagunas de estabilización se encuentran alrededor del 80 al 90%. (Mara, 1997). La práctica común en el diseño de lagunas de estabilización no está basada en la remoción de nutrientes, sino en la remoción de DBO y coliformes fecales.

Remoción de nutrientes en sistemas de lodos activados convencional

El sistema convencional de lodos activados, no es muy eficiente en la remoción de nutrientes, esto debido a que opera con tiempos de retención de sólidos muy cortos que no promueven la nitrificación. Por lo tanto, los procesos de lodos activados convencional ofrece eficiencias de remoción de nitrógeno limitadas, alrededor del 10 al 20 %. Estos sistemas no tienen la capacidad de cumplir con nuevas y más estrictas regulaciones respecto a las concentraciones de nutrientes en efluentes.

Debido a que la configuración convencional del sistema de lodos activados no es apropiada para lograr nitrificación y desnitrificación, se han hecho diversas modificaciones a dicha configuración para resolver ciertos problemas que se han observado en su diseño y operación, así como otras modificaciones que persiguen lograr procesos biológicos de tratamiento más efectivos y eficientes. Una de las modificaciones hechas al sistema convencional de lodos activados que proporciona justamente, altos niveles de remoción de nitrógeno, es el sistema de zanjas de oxidación. Para efectos de este análisis comparativo, se asume que el sistema de zanjas de oxidación ofrece mayores niveles y eficiencias de remoción de nitrógeno ya que su diseño está pensado para resolver ese problema en particular en un sistema de lodos convencional.

4.3. Consumo energético y aplicabilidad

Consumo de energía en zanjas de oxidación

El sistema de zanjas de oxidación funciona básicamente como un proceso de aireación extendida. Por lo tanto, la eficiencia y la demanda energética de los equipos aireadores es clave para un apropiado funcionamiento del sistema. El consumo de energía en zanjas de oxidación se puede estimar con base en el flujo de agua, requerimiento de oxígeno por DBO removida y eficiencia de transferencia de oxígeno. Para fines prácticos se puede estimar una eficiencia de transferencia de oxígeno de 1.8 lb. O₂/HP-h y un requerimiento de oxígeno de 1.5 lb. O₂/lb DBO removida.

Debido a que una de las principales desventajas del sistema de zanjas de oxidación es su relativo alto consumo energético, se han hecho varias modificaciones e innovaciones al diseño típico para hacerlo más eficiente y económico. Una modificación muy interesante es la realizada por la Academia China de Ciencias, que busca reducir los consumos energéticos y los requerimientos de terreno. En el estudio “An innovative integrated oxidation ditch with vertical circle for domestic wastewater treatment” (Shibin Xia, Juanxin Liu) se desarrolló el sistema TOD® (Tirreme Oxidation Ditch), el cual integra una unidad de aireación en la que el licor mezclado es recirculado y mezclado en un plano vertical. Dicho estudio muestra que, de acuerdo con las expresiones siguientes, la demanda de energía (P) es proporcional a las velocidad del flujo (v^3).

$$P = kVR^{4/3}v^3$$

Si se considera que V y R son constantes entonces la expresión se reduce a:

$$P = kv^3$$

Donde:

P: Potencia total de los aireadores (w)

V: Volumen del canal de aireación (m³)

R: Radio hidráulico del canal (m)

v: Velocidades de flujo (m/s)

k': Constante en función de la densidad y el valor del coeficiente de Manning

En los canales de las zanjas de oxidación convencionales, la velocidad mínima de flujo es aproximadamente de 0.3 m/s. En este estudio se lograron velocidades mínimas de flujo que garantizaran suficiente recirculación y mezclado de 0.25m/s, lo que representa una reducción de

1/6 en la velocidad mínima necesaria. Lo anterior puede llegar a generar ahorros en el consumo de energía de hasta el 40% .

Aplicabilidad

El proceso de zanjas de oxidación es una tecnología de eficiencia demostrada para el tratamiento secundario de aguas residuales que es aplicable a cualquier situación en donde sea apropiado el sistema de lodos activados (convencional o de aireación extendida). Las zanjas de oxidación pueden utilizarse en plantas que requieren nitrificación porque los tanques pueden ser dimensionados usando un tiempo de retención de sólidos apropiado para que se produzca nitrificación a la temperatura mínima del licor mezclado. Esta tecnología es muy efectiva en instalaciones y comunidades pequeñas, ya que requieren un área de terreno mayor a otros sistemas de lodos.

Los procesos de zanjas de oxidación son fácilmente adaptables para la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Como parte del estudio "Evaluación de zanjas de oxidación para remoción de nutrientes" (EPA, 1991), se recabaron datos de 17 plantas con zanjas de oxidación. El caudal promedio de diseño de esas plantas se encontraba entre 378 y 45,425 m³/d (0.1 a 12 mgd). El desempeño promedio de esas plantas, señala que las zanjas de oxidación logran una remoción mayor al 90 por ciento en las concentraciones de DBO, sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal.

Finalmente, los sistemas de zanjas de oxidación han probado ser muy eficientes dando tratamiento a las aguas residuales provenientes de actividades como: ganadería, procesamiento de lácteos, industria azucarera, destilerías, etcétera.

Consumo energético en sistemas de lodos activados convencionales

La unidad mas importante en todo sistema de lodos activados es la unidad de aireación ya que proporciona el mezclado y la transferencia de oxígeno necesarios para la apropiada síntesis celular, además, una apropiada operación garantiza una adecuada concentración de oxígeno disuelto (OD) en el reactor para promover así el adecuado funcionamiento de la masa microbiana. Además, como el consumo de energía del proceso está en función de la eficiencia del equipo de suministro de oxígeno, de las características del agua y de la eficiencia del proceso es deseable entonces que los niveles de operación de OD se mantengan en los menores niveles posibles. Siempre y cuando no se arriesgue la eficiencia en el proceso. En la Tabla 4.5 se presentan algunos datos típicos para aguas municipales

Tabla 4.5 Valores típicos para aguas residuales municipales

Oxígeno demandado en condiciones reales [mg/l]	150
Relación No / Nr	2.0
Oxígeno suministrado, condiciones estándar [mg/l]	255

Eficiencia del aireador		Energía Requerida
Lb/HP-h	Kg/Kw-h	Kw-h/m ³
1.50	0.93	0.32
2.0	1.23	0.24
2.50	1.54	0.19
3.0	1.85	0.16

Fuente: Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento, 2007. CONAGUA

Consumo energético en lagunas de estabilización

Las lagunas son operadas con flujos de agua por gravedad, por lo tanto, no tiene requerimientos de energía, aparte del bombeo que pueda ser necesario para alimentar el agua residual a las lagunas. El proceso en sí no consume energía de fuentes externas, lo que constituye uno de los mayores atractivos del proceso.

Aplicabilidad

Las lagunas estabilización constituyen un tratamiento alterno interesante ya que permiten un manejo sencillo del agua residual, la recirculación de nutrientes y la producción primaria de alimento en la cadena alimenticia (Oswald, 1995). Su popularidad se debe a su simplicidad de operación, relativamente bajo costo y alta eficiencia energética. Sin embargo, y a pesar de su aparente simplicidad, las lagunas de estabilización son reactores bioquímicos complejos que requieren un adecuado diseño y más que el tipo de modelo matemático que se emplee para su diseño, es necesario tomar en cuenta las condiciones ambientales que determinan su forma de operación.

Para un óptimo funcionamiento las lagunas deben ser operadas en serie. Para la operación en serie, se pueden construir lagunas independientes separadas por bordos de tierra. Es costumbre emplear lagunas facultativas sólo en los casos en que no exista riesgo de contaminación a los acuíferos, pues la impermeabilización artificial de las lagunas incrementa en forma desmedida su costo de construcción. El riesgo de contaminación de los acuíferos se elimina cuando el suelo es impermeable o moderadamente permeable, cuando el acuífero es confinado o profundo, o cuando los pozos de explotación del acuífero se encuentran alejados de las lagunas.

Las lagunas de estabilización generalmente ofrecen buenos niveles de desempeño en lugares con climas tropicales o semitropicales, donde las variaciones diurnas de la temperatura no son muy grandes. Las lagunas de estabilización suelen aplicarse para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Sin embargo, también han sido exitosamente aplicadas para tratar aguas residuales de origen industrial.

El influente a las lagunas debe ser sometido previamente a un pretratamiento para la eliminación de arenas y material grueso. En casos excepcionales, cuando la concentración de sólidos suspendidos en el agua cruda es muy alta, se puede usar una sedimentación primaria, situación que no es frecuente en el caso de aguas residuales de origen doméstico. La sobrecarga orgánica de las lagunas puede llegar a crear condiciones anaerobias, con los consecuentes problemas de olores.

Para finalizar este capítulo, se presenta en la tabla 4.6 un resumen de las ventajas y desventajas de los sistemas comparados.

Tabla 4.6. Cuadro comparativo de las principales ventajas y desventajas entre los sistemas de Lagunas de Estabilización, Lodos Activados y Zanjias de Oxidación		
Sistema de Tratamiento	Ventajas	Desventajas
Costos		
Laguna de estabilización	<ul style="list-style-type: none"> • Representan uno de los métodos de tratamiento más económicos debido principalmente a que, generalmente, operan por gravedad, lo cual reduce los costos de bombeo. • Prácticamente no requieren de otro tipo de energía más que la solar para su operación, ya que no utilizan equipo electromecánico 	<ul style="list-style-type: none"> • Requieren de grandes extensiones de terreno (más que cualquier otro método de tratamiento), por lo que el costo total puede incrementarse drásticamente.
Lodos activados convencional	<ul style="list-style-type: none"> • Resulta el más económico en plantas con capacidades de entre los 2 o 3 mgd (0,087 y 0.131 m³/s respectivamente). • Los costos de operación para nitrificación resultan bastante competitivos en plantas con capacidades mayores a los 10 mgd. 	<ul style="list-style-type: none"> • Los costos de operación son relativamente elevados debido a que, en general, tiene elevados consumos energéticos. • Requieren de un área relativamente grande lo cual incrementa el costo total.
Zanjias de oxidación	<ul style="list-style-type: none"> • El costo anual total es menor que el costo de los demás procesos con los cuales fue comparado, sobre todo en los rangos de flujo de 0.1 a 10 mgd (380 a 38000 m³/día). • Mostraron tener menores costos anuales de operación para la remoción de nitrógeno (en los rangos de 0.1 a 1.0 mdg) que el resto de los sistemas con los que fue comparado en este trabajo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Requieren de una superficie de terreno grande. Esto puede resultar muy costoso, restringiendo la factibilidad de uso en áreas urbanas, suburbanas y otras áreas en donde el costo de la adquisición de terrenos es relativamente alto. • Si no son operadas apropiadamente pueden incrementarse los costos de operación debido a bajas eficiencias en los procesos
Operación y desempeño		

Laguna de estabilización	<ul style="list-style-type: none"> • Son relativamente fáciles de operar y por lo mismo requieren de mínima supervisión en su operación diaria. • Son muy efectivas para la remoción de patógenos y de coliformes fecales. • En general, los sistemas lagunares son muy efectivos para la remoción de DBO, pueden alcanzar niveles de remoción del 95%. • Dadas las condiciones apropiadas, también pueden alcanzar niveles de remoción de nitrógeno amoniacal de hasta un 80% 	<ul style="list-style-type: none"> • Frecuentemente tienen problemas para cumplir con los límites máximos permisibles para SST establecido por la OMS (150mg/L), debido a la presencia de algas en el efluente • Son muy susceptibles a las variaciones de temperatura. En la época cálida del año, presentan problemas en la concentración de SST y en invierno pueden operar con bajas eficiencias de remoción de DBO debido a la escasa actividad biológica. • Presentan niveles de remoción de nitrógeno y fósforo muy irregulares y difíciles de estimar (la remoción de nutrientes se lleva a cabo solo en lagunas de maduración) • Los lodos de desecho del sistema requieren de tratamiento secundario o de una estabilización apropiada para su disposición final. • Producen importantes cantidades de metano, el cual contribuye al efecto invernadero
Lodos Activados Convencional	<ul style="list-style-type: none"> • Es un método probado que funciona con altas eficiencia para la remoción de DBO y SST. • Es apropiado tanto para planta de capacidad media (de 2 o 3 mgd) como para plantas de gran capacidad (mayores a 10.1 mgd). • Generan lodos de desecho con niveles aceptables de estabilización 	<ul style="list-style-type: none"> • Capacidad limitada para lograr la remoción de nitrógeno y de fósforo. • Requiere de una área relativamente grande para las camas de secado ya que producen niveles relativamente altos de lodos de desecho • Resulta poco flexible para adaptarse a cambios en los requerimientos de calidad de efluentes. • Son sensibles a las sobrecargas horarias y estacionarias de materia orgánica y también a las sobrecargas hidráulicas

<p>Zanjias de oxidación</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Su alta eficiencia de operación da como resultado importantes reducciones en el consumo de electricidad en relación con otros procesos biológicos de tratamiento. • Tiene la capacidad de producir efluentes de alta calidad en términos de DBO, SST y nitrógeno amoniacal. • Ofrece la posibilidad de altos niveles de remoción de fosfatos con su respectivo incremento en la demanda energética) • Al operar con valores extensos del tiempo de retención de sólidos y niveles altos de SSLM, el sistema es capaz de recuperarse fácilmente de sobrecargas hidráulicas y de contaminantes. • Funciona mejor que cualquier otro método de tratamiento biológico en plantas con capacidades en el rango 0.1 a 3 mgd. • Debido a que operan como sistemas de aireación extendida, generan una menor cantidad de desecho y con un mayor grado de estabilización, que la mayoría de los tratamientos biológicos. • Exhiben poca afectación por los cambios climáticos. Únicamente en zonas con frío extremo se han observado problemas de operación 	<ul style="list-style-type: none"> • Las concentraciones de sólidos suspendidos en el efluente son relativamente altas en comparación con otras modificaciones del proceso de lodos activados. • Al operar con equipo electromecánico, pueden llegar a ser sistemas ruidosos y experimentar averías. • Son sistemas sensibles a una inadecuada operación. Pueden presenta bajos niveles de eficiencia si no son operados correctamente.
<p>Energía y Aplicabilidad</p>		

<p style="text-align: center;">Laguna de estabilización</p>	<ul style="list-style-type: none"> • El consumo de energía eléctrica es prácticamente nulo, le degradación biológica de los contaminantes solo requiere de energía solar. • Debido a su capacidad para remover patógenos, los efluentes de las lagunas de estabilización pueden ser reusados en la agricultura y acuacultura. 	<ul style="list-style-type: none"> • Para poder funcionar de manera eficiente, las lagunas de estabilización se utilizan en serie. Lo anterior hace que los requerimientos de área sean aún mayores
<p style="text-align: center;">Lodos activados convencional</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Es un sistema fácil de aplicar y operar que funciona con eficiencias aceptables. • Si son bien operados, presentan consumos energéticos competitivos 	<ul style="list-style-type: none"> • Generalmente sus requerimientos energéticos son altos. • Poca flexibilidad para adaptarse a otros modos de operación y a más estrictas regulaciones
<p style="text-align: center;">Zanjias de oxidación</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Las zanjias de oxidación son sistemas que al ser bien operados pueden alcanzar eficiencias energéticas muy altas. • Los sistemas de zanjias de oxidación han probado ser muy eficientes dando tratamiento a las aguas residuales provenientes de actividades industriales como lo son: la industria agropecuaria, alimenticia, la industria azucarera y otros. • Al generar efluentes de alta calidad, estos pueden ser reusados y comercializados ya sea para, riego, recarga de acuíferos u otros tipos de reúso. 	<ul style="list-style-type: none"> • Si la operación es deficiente, el consumo energético será mayor • No tienen la capacidad de tratar aguas residuales de alta toxicidad, ni tampoco la capacidad de remoción de patógenos ni coliformes fecales.
<p>Fuente: Elaboración propia con datos de US EPA, CONAGUA, IRC,</p>		

Capítulo 5: Conclusiones

Los principales objetivos que se plantearon al inicio de este trabajo fueron: presentar un panorama general sobre la situación actual de los recursos hídricos en México, poniendo especial atención en cuestiones de cobertura e infraestructura en lo relativo al tratamiento de aguas residuales. También se planteó analizar y describir las características de diseño y operación de los dos sistemas de tratamiento biológico más ampliamente usados en México: las lagunas de estabilización y el proceso de lodos activados convencional, para posteriormente compararlos con el sistema de zanjas de oxidación. La hipótesis del trabajo es que las zanjas de oxidación constituyen un sistema de tratamiento biológico competitivo y que presenta ventajas sobre los sistemas de tratamiento más ampliamente usados, sin que lo anterior represente diferencias significativas en costo y que por lo tanto representa una alternativa viable para ser aprovechada en el contexto socioeconómico y demográfico de México.

La evaluación de la efectividad de uno u otro sistema de tratamiento de agua residual depende de muchos factores. Tres de los aspectos más importantes que se deben siempre considerar son:

- Cada sistema de tratamiento es único. Ya sea en términos del tipo de agua residual que va a ser tratada por el sistema, así como por el nivel de tratamiento requerido
- Cada sistema se comporta diferente dependiendo de la capacidad de diseño seleccionada
- Cada sistema posee características que lo hacen más apropiado para su aplicación bajo ciertas condiciones y no tan apropiado bajo otras condiciones.

Por su parte, las zanjas de oxidación constituyen un sistema de tratamiento biológico competitivo y muy eficiente que presenta ventajas sobre los sistemas de tratamiento más ampliamente usados en el país, sin que lo anterior represente diferencias significativas en costo, además, ofrece mayores niveles de desempeño y por lo tanto representa una alternativa viable para ser aprovechada en el contexto socioeconómico y demográfico de México.

Los resultados de este trabajo muestran que las plantas de tratamiento de aguas residuales a base de zanjas de oxidación, tienen la capacidad de lograr altos niveles de remoción de DBO y SST con niveles mínimos de operación. Los rangos medios de remoción de DBO y SST son del 90 al 95% y del 85 al 98% respectivamente. Además, los niveles de remoción de DBO y SST no varían mucho conforme varía la capacidad de cada planta.

Como parte de una evaluación para determinar el desempeño de las zanjas de oxidación en la remoción de nitrógeno, la US EPA recabó datos de 17 plantas con zanjas de oxidación. El desempeño promedio de tales plantas de tratamiento indica que las zanjas de oxidación logran la remoción de DBO, sólidos suspendidos y nitrógeno amoniacal (NH_3) en porcentajes mayores 90. Lo anterior muestra que, con respecto a los dos sistemas de tratamiento biológico más aplicados en México, (el sistema de lodos activados convencional y las lagunas de estabilización) las zanjas de oxidación ofrecen en muchos casos mayores eficiencias en la remoción de contaminantes y menores costos operativos.

Por otro lado, en términos de costos de operación y de construcción, las zanjas de oxidación muestran generalmente un VPN ligeramente mayor. Lo anterior puede interpretarse como que las zanjas de oxidación representan una opción tanto o más rentable que las lagunas de estabilización en algunos casos, para las condiciones de diseño y operación especificadas. Lo anterior hace más atractivos a los sistemas de zanjas de oxidación con respecto de los sistemas de lodos activados convencionales y las lagunas de estabilización ya que, en general, ofrecen un mejor desempeño y son económicamente tan viables como las lagunas de estabilización, siendo que éstas son consideradas el sistema de tratamiento biológico más económico.

Otros aspectos importantes a considerar son el socioeconómico y el demográfico, ya que la capacidad de una planta de tratamiento viene determinada por el flujo volumétrico que entrará a la planta para tratamiento, y éste a su vez, viene determinado por la aportación de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, la cual a su vez está en función del tamaño de la población y de sus características socioeconómicas. Como ya se mencionó, las zanjas de oxidación probaron tener los menores costos anuales totales en los rangos de flujo de 0.1 a 10 mgd, lo cual equivale aproximadamente a comunidades con poblaciones de entre los 2000 a los 200, 000 habitantes. Según información del INEGI cerca del 50% de las comunidades en el país se encuentran en ese rango de número de habitantes. La práctica más común es implementar las zanjas de oxidación para poblaciones no mayores a los 50,000 habitantes, aunque bajo ciertas configuraciones y modos de operación (carrusel, mammoth) se han construido zanjas de oxidación para servir a poblaciones de más de 150,000 habitantes. Por otro lado, también resulta importante destacar que los sistemas de zanjas de oxidación han probado ser muy eficientes dando tratamiento a las aguas residuales provenientes de actividades industriales como son: industria agropecuaria, alimenticia, la industria azucarera y otros, en México son justamente la industria azucarera, la industria alimenticia y la agropecuaria las que generan el 39% de las aguas residuales industriales en el país. Lo anterior demuestra que las zanjas de oxidación son muy compatibles con las características demográficas y socioeconómicas de México y que resultan apropiadas no solo para su implementación como sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, sino también para el tratamiento de aguas residuales industriales.

Recomendaciones

Dado que actualmente los recursos hídricos en México se encuentran amenazados por severos índices de contaminación y sobreexplotación, resulta importante, en el contexto de los objetivos del milenio y del desarrollo sustentable, poner en marcha sistemas de tratamiento de aguas residuales eficientes y económicos que brinden altos niveles de remoción de contaminantes y que permitan, no solo una descarga de efluentes que cumplan con la normatividad actual y futura, sino que también contribuyan a la recuperación de aquellos cuerpos de agua que ya tiene un grado elevado de contaminación. Con lo anterior en mente, y sabiendo que a finales del año 2008 solamente el 40.2 % del agua residual generada en el país recibía algún tipo de tratamiento y considerando además que la administración federal actual contempla en el **Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012** una serie de metas al año 2030, dentro de las cuales se propone lograr el tratamiento del 100% de las aguas residuales generadas en el país, se emiten las siguientes recomendaciones:

- Poner en marcha sistemas de tratamiento eficientes y versátiles, que puedan adaptarse a normatividad futura que sea más estricta en cuanto a los límites máximos permisibles de contaminantes como lo son las zanjas de oxidación.
- Elegir sistemas de tratamiento que ofrezcan elevados niveles de remoción de nitratos y fosfatos, no solo por las consecuencias que estos tienen sobre los ecosistemas acuáticos

y la salud humana, sino porque es necesario que la normatividad en cuanto a la descarga de dichos contaminantes sea más estricta.

- Invertir no solo en la construcción, operación y mantenimiento físico de la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, sino invertir también en el capital humano necesario para operar dichos sistemas de tratamiento. Los problemas de eficiencia y operación que presentan los sistemas de tratamiento la mayoría de las veces son a causa de una inadecuada operación y no se deben precisamente a un mal diseño. Invertir en la capacitación del personal que opera las plantas de tratamiento puede tener importantes ahorros económicos debido a que, en general, un sistema bien operado puede fácilmente alcanzar sus óptimos niveles de desempeño.
- Documentar la información sobre los parámetros de operación de las plantas de tratamiento. En México prácticamente no existe información disponible que ayude a la evaluación y diseño de instalaciones existentes o proyectos futuros.

Lista de referencias

Bibliografía

- Boari, Mancini, Trulli, (1998). *Technologies for water and wastewater treatment*. Universita degli Studi della Basilicata. Potenza, Italia
- Cañellas, Antoni Escalas (2006). *Tecnologías y usos de las aguas residuales en México*. Centro de Investigación y Estudios de Posgrado. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México.
- Eckenfelder, Wesley & Petr Grau (1998) *Activated Sludge: Process Design and Control*, Second Edition. Gran Bretaña.
- Fiss, Stein, Tyrian (1991). *Investigation of Oxidation Ditch Performance in Treatment of Domestic Wastewater*. AWARE Environmental Inc. USA.
- Ganczarczyk, Jerzy J. & Marcel Dekker (1998). *Activated Sludge Process —Theory and Practice*. New York.
- Gerardi, Michael, H. (2006). *Wastewater Bacteria*. Wiley. USA.
- Mara, Duncan, D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. USA.
- McKinney, R. E. (1962). *Microbiology for Sanitary Engineers*. McGraw-Hill, New York.
- Metcalf & Eddy (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw Hill. USA.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4th Edition, McGraw Hill, New York.
- Nelson, David. (1990). *Oxidation Ditches. Biological Treatment Process Control*. EPA, USA.
- Nie M. & Xu S. (1991). Technical and economic analysis of stabilization ponds. *Water Science and Technology*. Gran Bretaña.
- Ouano E. (1981). *Principles of wastewater treatment*. Vol. I. Biological processes. USA.
- Shammas, N. K. (1971). *Optimization of Biological Nitrification*. Microfilm Publication, University of Michigan, Michigan.
- Spellman, Frank (2005). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. CRC Press. USA.
- Stensel, H. David & Thomas E. Coleman (2000). *Technology Assessments: Nitrogen Removal Using Oxidation Ditches*.
- Stephenson R. V., Baumann E. R. & Berk W. L. (1984). Performance of surface aerators in an oxidation ditch. *J. Environ. Eng.*
- Syed R. Qasim (1998). *Wastewater Treatment Plants: Planning, Design, and Operation*, CRC press. USA.

US EPA (1992). *Evaluation of Oxidation Ditches for Nutrient Removal*. USA.

Wang, L. K., N. K. Shamas & Y. T. Hung (eds.) (2009). *Advanced Biological Treatment Processes*. The Human Press, Totowa, NJ.

William, Ettlich. (1988). *A comparison of oxidation ditches to competing processes for secondary and advanced treatment of municipal wastes*. EPA, California USA.

Documentos y Manuales

Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants (2006). *Water Environment Federation*, McGraw Hill. USA.

Estadísticas del Agua en México (2008). *Comisión Nacional del Agua*. México

History of Oxidation Ditch System – The Beginning of the Intra-Channel Clarifier (1999). *United Industries, Inc.*, Baton Rouge, LA.

Kayombo, S., T.S.A. Mbvette & J.H.Y Katima (2001). *Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual*

Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: Alcantarillado (2009). *Comisión Nacional del Agua*. México

Oxidation Ditch Sewage Treatment Process (1972). *Water Supply and Waste Disposal US Department of Transportation, Federal Highway Administration*, Washington, D.C.

Oxidation Ditch Technology (1982). International conference paper, Amsterdam, October 1982
Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 (2007). *Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos*.

Package Plants-Wastewater Technology Fact Sheet, US EPA 832-F-00-016, *United States Environmental Protection Agency Office of Water*, Washington.

Simple waste treatment methods: Aerated lagoons, Oxidation ditches, Stabilisation Ponds in Warm and Temperate Climates. S. J Arceivala

Sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos (2007). *Comisión Nacional del Agua*, México.

Mexico 2006-2012: Creating the Foundations for Equitable Growth (2007). *The World Bank*. USA.