

21
29,



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA

" EL PROCESO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION COMO
LA SOLUCION VIABLE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES MUNICIPALES DE LA REGION NOROESTE
DE LA REPUBLICA MEXICANA "

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO CIVIL
P R E S E N T A N:
JOSE RAUL DIAZ RAMIREZ
EDUARDO LEON IBARRA



MEXICO, D.F.

1998

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

266947



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

Señores

JOSE RAUL DIAZ RAMIREZ

EDUARDO LEON IBARRA

Presente

En atención a su solicitud me es grato hacer de su conocimiento el tema que propuso el profesor **ING. JOSE MARIA MARTINEZ GONZALEZ**, que aprobó esta Dirección, para que lo desarrollen ustedes como tesis de su examen profesional de **INGENIERO CIVIL**.

"EL PROCESO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION COMO LA SOLUCION VIABLE EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES DE LA REGION NOROESTE DE LA REPUBLICA MEXICANA"

- INTRODUCCION
- I SITUACION DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LA REPUBLICA MEXICANA
- II GENERALIDADES DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS
- III CONCEPTOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION
- IV. CARACTERISTICAS DEL DISEÑO FÍSICO Y PROCEDIMIENTOS CONSTRUCTIVOS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION
- V. OPERACION DE LOS SISTEMAS LAGUNARES
- VI PREPARACION DE UN ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL PARA UN PROYECTO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION
- VII CONCLUSIONES

Ruego a usted cumplir con la disposición de la Dirección General de la Administración Escolar en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar de la tesis el título de ésta.

Asimismo le recuerdo que la Ley de Profesiones estipula que deberá prestar servicio social durante un tiempo mínimo de seis meses como requisito para sustentar Examen Profesional.

Atentamente

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cd. Universitaria a 2 de octubre de 1997.

EL DIRECTOR


ING. JOSE MANUEL COVARRUBIAS SOLIS

JMCS/GMP*lmf

DEDICATORIAS

Este trabajo de tesis representa la culminación de una etapa muy importante de mi vida y quiero dedicarlo con todo respeto a las personas que me han impulsado para lograrlo.

A Diana Avila F., mi inspiración, con gran amor por tu alegría y por estar a mi lado en las buenas y en las malas, gracias.

A mi madre, con profunda gratitud y amor, agradezco su paciencia y tenacidad.

A mi padre, con mucho amor, te agradezco tus consejos y tu ejemplo, espero ser algún día tan bueno como tú.

A mi tía Silvia y Toño, por su gran apoyo, interés, entusiasmo durante esta etapa de mi vida, por creer en mi y su valiosa ayuda.

A mis hermanos, Miguel, Jaqueline y Fani por esperar.

A la familia Novoa y Díaz, por el esfuerzo que me otorgaron.

José Raúl Díaz Rímero.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis M.I. José María Martínez González, por su cordial comprensión y su tolerancia.

Al M.I. Alejandro Murillo Bagundo, M.I. José Luis Murillo Bagundo y Ing. Juan Carlos Fernández Casillas, por la amable ayuda de superación que me brindaron, sus consejos, apoyo y paciencia durante la realización de este trabajo.

A la Facultad de Ingeniería de la U.N.A.M., que en su momento fue como mi segunda casa.

TITULO

**EL PROCESO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION COMO LA SOLUCION VIABLE
EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES DE LA REGION
NOROESTE DE LA REPUBLICA MEXICANA.**

| CONTENIDO | PAG. |
|--|--------------|
| INTRODUCCION | 1 - 1 |
| CAPITULO 1 | |
| I.- SITUACION DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LA REPUBLICA MEXICANA | 1 |
| 1.1 Antecedentes. | 1 |
| 1.2 Problemática. | 2 |
| 1.3 Situación actual. | 4 |
| 1.4 Perspectivas | 9 |
| 1.5 Estrategias. | 9 |
| 1.6 Normatividad. | 10 |
| CAPITULO 2 | |
| II.- GENERALIDADES DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS. | 23 |
| 2.1 Aspectos generales del tratamiento de Aguas Residuales. | 23 |
| 2.2 Procesos Biológicos. | 26 |
| 2.3 Aspectos generales del tratamiento a base de lagunas de estabilización. | 33 |
| CAPITULO 3 | |
| III. CONCEPTOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION. | 37 |
| 3.1 Microbiología de las lagunas de estabilización | 37 |
| 3.2 Clasificación de lagunas de estabilización. | 42 |
| 3.3 El reuso de efluentes lagunares y aguas residuales. | 48 |
| CAPITULO 4 | |
| IV.- CARACTERISTICAS DEL DISEÑO FISICO Y PROCEDIMIENTOS CONSTRUCTIVOS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION. | 62 |
| 4.1 Consideraciones de diseño de sistemas lagunares. | 62 |
| 4.2 Estudios geotécnicos. | 84 |
| 4.3 Diseño físico y consideraciones en la construcción de lagunas | 90. |
| 4.4 Justificación del sistema, para la región noroeste del país. | 106. |

| | | |
|--|---|------------|
| CAPITULO 5 | | 108 |
| V.- OPERACION DE LOS SISTEMAS LAGUNARES. | | |
| 5.1 | Arranque del sistema. | 108 |
| 5.2 | Monitoreo y evaluación del funcionamiento de las lagunas de estabilización. | 109 |
| 5.3 | Recomendaciones para la toma de muestras de algunos parámetros. | 115 |
| 5.4 | Determinación de las constantes de carga orgánica y bacteriana. | 116 |
| 5.5 | Muestreo y técnicas de análisis. | 119 |
| CAPITULO 6 | | 133 |
| VI.- PREPARACION DE UN ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL PARA UN PROYECTO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION. | | |
| 6.1 | Concepto de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). | 133 |
| 6.1.1 | Objetivos de la EIA. | 135 |
| 6.2.2 | Ventajas de la EIA. | 135 |
| 6.2 | Lagunas de estabilización y la evaluación de impacto ambiental. | 136 |
| 6.2.1 | Las lagunas de estabilización como ecosistema. | 136 |
| 6.2.2 | El marco legal. | 137 |
| 6.2.3 | Identificación de los impactos a evaluar. | 138 |
| 6.2.4 | Métodos de EIA en las lagunas de estabilización. | 138 |
| CONCLUSIONES. | | 142 |
| BIBLIOGRAFIA / REFERENCIAS. | | 143 |

OBJETIVO

Justificar la implantación del proceso de tratamiento de aguas residuales municipales mediante lagunas de estabilización, para la zona noroeste de la república mexicana, así mismo describir los aspectos generales del diseño constructivo y operación del sistema dadas las condiciones territoriales, económicas y de política ambiental que se tiene actualmente en esta zona del país.

INTRODUCCION

En México, el tratamiento de aguas residuales se lleva a cabo aún en baja escala, aunque se estima; de acuerdo con las Normas Oficiales Mexicanas (NOM 001, 002 y 003) que a partir del año 2000 el tratamiento de estas, será considerablemente en mayor escala. Sin embargo, sigue siendo importante considerar la generación inevitable de desechos secundarios que deben ser dispuestos de manera adecuada para evitar el deterioro del medio ambiente.

El residuo de mayor volumen y cuyo tratamiento es más complejo, lo constituyen los lodos que son separados durante el proceso. Los lodos están formados principalmente por agua (95 a 99.5 %) y contienen gran parte de material indeseable que es separado del agua residual, ya sea mediante procesos de separación física, biológica o por efecto de la precipitación química. Actualmente se sabe que muy pocas plantas de tratamiento de aguas residuales en el país, cuentan con instalaciones para el tratamiento de lodos, y que de esta práctica ninguna opera regularmente (SEDUE, 1989).

Por otro lado el saneamiento ha sido en nuestro país un problema de considerable importancia y más aun en regiones con climas extremos, especialmente por lo que hace a la forma de deshacerse de las aguas residuales. Donde quiera que ha vivido el hombre han existido también las enfermedades parasitarias, que ocasionan agentes patógenos. Las aguas residuales han sido y siguen siendo una de las principales fuentes de enfermedades, especialmente en zonas donde escasean las medidas sanitarias apropiadas o efectivas. En muchas partes del mundo, especialmente en las zonas en desarrollo, la única forma de manejar desechos humanos la constituyen a menudo simples excusados de pozo o letrinas y, frecuentemente, no hay instalación satisfactoria alguna. Aun en donde hay redes de alcantarillado, los arroyos, las lagunas y los pozos cercanos, todos ellos fuentes de suministro de agua potable, están expuestos a contaminarse. La ausencia de instalaciones sanitarias correctas se explica por la ignorancia de la higiene y de las técnicas correctivas, así como por la escasez de fondos necesarios para la dotación de plantas ordinarias de tratamiento de aguas residuales que requieran principalmente de terreno suficiente y de esfuerzos humanos:

La necesidad de formar criterios y reglamentos que tiendan a limitar la concentración de organismos patógenos en descargas de aguas residuales para reuso agrícola, ha tenido un gran impulso a raíz de la publicación de las " Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura " de la Organización Mundial de la Salud (1989), lo cual permitió en México su regulación, después de varias reuniones de expertos, en la norma técnica ecológica número 32 de 1991.

La escasa investigación sobre organismos patógenos en aguas residuales, ha propiciado la práctica nacional de diseñar lagunas con base en la reducción de compuestos orgánicos (DBO, DQO, nutrientes) igual a lo que se estila en países desarrollados, prestando poco o nula atención a los problemas de salud pública. Esto ha llevado a diseñar sistemas con celdas únicas.

La práctica actual indica que las nuevas concepciones están basándose en criterios múltiples, como la reducción de compuestos orgánicos, sólidos suspendidos, parásitos y coliformes fecales. Al llevar a cabo esta práctica, los diseños resultan en instalaciones de unidades múltiples.

De lo anterior se puede resumir que existen los siguientes objetivos para los climas cálidos y templados imperantes en nuestro país: a) la reducción de costos de construcción, lo cual demanda el empleo de altas cargas de trabajo en las lagunas primarias, y b) la minimización de la descarga de organismos patógenos e indicadores, lo que demanda el empleo de lagunas en serie.

Se han construido un gran número de estas lagunas en países como Estados Unidos, Canada, Holanda, Alemania, Sudáfrica, Kenya, Rodesia, Tanzania, Zambia, Australia y más recientemente pero en menor escala en Latinoamérica. Se han sufrido sólo unos cuantos fracasos, generalmente imputables a errores humanos en la etapa de diseño, que involucran capacidad, fugas o control de flujo. Las objeciones visuales a tal sistema, que incluyen malos olores, sólidos reprochables y mal aspecto, pueden generalmente superarse por medio de una ubicación apropiada, una planeación adecuada, carga y mantenimiento apropiados. Donde quiera haya terrenos a precio razonable y siempre que se les ubique, proyecte y construya apropiadamente, estas lagunas proporcionarán un tratamiento eficiente, sin producción de lodos, y sobre todo higiénico y de bajo costo.

Este trabajo lo componen seis capítulos:

Capítulo uno, presenta un panorama general de la situación que impera en el país respecto al deterioro ambiental, debido a la falta de cultura en este ramo. Presenta las normas y parámetros establecidos, de los contaminantes que deben portar las descargas residuales.

Capítulo dos, describe las generalidades de los diferentes procesos biológicos de tratamiento, indicando el funcionamiento y las diferencias que existen entre ellos.

Capítulo tres, establece las características de las aguas residuales y los diferentes tipos de lagunas, hace la descripción del proceso de tratamiento mediante lagunas de estabilización, y nos proporciona información sobre el posible uso de estos efluentes.

Capítulo cuatro, hace mención de las consideraciones que se deben tener presentes para diseñar una laguna de estabilización, al igual que los estudios preliminares para un diseño satisfactorio. Presenta la justificación de este sistema para la región noroeste del país.

Capítulo cinco, considera las medidas previas para el inicio de arranque de un sistema lagunar, monitoreo y evaluación para mantener un funcionamiento adecuado y eficiente. Da recomendaciones para la toma de muestras, y los diferentes procesos para determinar las constantes de carga orgánica y bacteriana, para mantener un sistema que opere satisfactoriamente.

Capítulo seis: establece los criterios ambientales que deben existir en un sistema lagunar, el marco legal que se debe respetarse y la metodología de una evaluación de impacto ambiental en los sistemas lagunares.

Capítulo 1

SITUACIÓN DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN LA REPUBLICA MEXICANA.

1.1 ANTECEDENTES

El tratamiento de las aguas residuales actualmente, debe considerarse como uno de los aspectos más importantes dentro de las actividades productivas de una población, a fin de garantizar el desarrollo y mejorar su calidad de vida, de no prestar la debida atención, con seguridad se presentarán considerables alteraciones en el equilibrio ecológico, riesgos en la salud pública y desórdenes socioeconómicos, provocando daños que pueden ser irreversibles.

En la actualidad la contaminación ha sido un problema para la humanidad, específicamente por lo que hace a la manera inadecuada de deshacerse de las aguas residuales y los residuos sólidos. En donde quiera que se tenga el problema de la contaminación también existirán irremediamente las enfermedades gastrointestinales, ocasionadas por la insalubridad del agua, especialmente en zonas donde escasean las medidas apropiadas de saneamiento.

Recientemente en nuestro país el tratamiento de aguas residuales se ha llevado a cabo, en baja escala (25.3%). Sin embargo, es importante considerar la generación inevitable de desechos secundarios que deben ser dispuestos de manera adecuada para evitar el deterioro del medio ambiente. El residuo de mayor volumen y cuyo tratamiento es más complejo lo constituyen los lodos que son separados durante el proceso. El tratamiento y disposición de los lodos residuales representan un grave problema ya que las plantas de tratamiento de aguas residuales instaladas antes de 1990, en su gran mayoría no cuentan con la infraestructura requerida para este fin.

En México, con la implementación de programas de saneamiento, en paralelo con los de suministro de agua potable, se ha intentado dar solución a esta problemática, la que se ha convertido en una demanda del tipo social prioritaria. Debido a que los recursos económicos y financieros no han sido suficientes, en la actualidad no se cuenta con una cobertura ideal; sin embargo, en los últimos diez años se han dado avances importantes en lo relativo al tratamiento de aguas residuales tanto industriales como municipales.

En la República Mexicana el costo de los servicios de agua potable y alcantarillado en zonas de desarrollo es elevado, lo que ha provocado junto con otros factores que la cobertura de éstos en el medio rural sea insuficiente, originando problemas de salud que se relacionan directamente con la calidad del agua y la disposición inadecuada de las excretas. Esta situación, desde el punto de vista sanitario, constituye un riesgo para la salud, ya que la falta de agua potable y drenaje hace que se consuma agua de dudosa calidad y prevalezca el fecalismo al aire libre. Las enfermedades gastrointestinales se generan principalmente a causa de partículas de heces fecales humanas transportadas por el viento y por escumientos pluviales, estas infecciones podrían disminuir asegurando que la calidad del agua entubada sea la adecuada.

El problema de la insalubridad ambiental se ha superado mediante la implantación sistemática de un conjunto de medidas que se agrupan bajo el concepto de *Saneamiento Ambiental Básico*. Este concepto incluye el abastecimiento de agua potable, la disposición sanitaria de la excreta humana, la disposición adecuada de la basura y con ello la erradicación de insectos, flora y fauna nociva. Faltaría implementar entonces en este sentido, el del tratamiento y disposición adecuada de las aguas residuales.

Como ya se indicó, la implementación de programas de saneamiento, en paralelo con los de suministro de agua potable, pretenden dar solución a esta problemática, puesto que se ha convertido en una demanda prioritaria del tipo social, debido a que los recursos económicos y financieros no han sido suficientes. Bajo este planteamiento se establece que es de considerable importancia, integrar el tratamiento y disposición adecuada de las aguas residuales, como componentes obligados del sistema hidráulico urbano (figura 1.1).

Sistema Hidráulico Urbano.

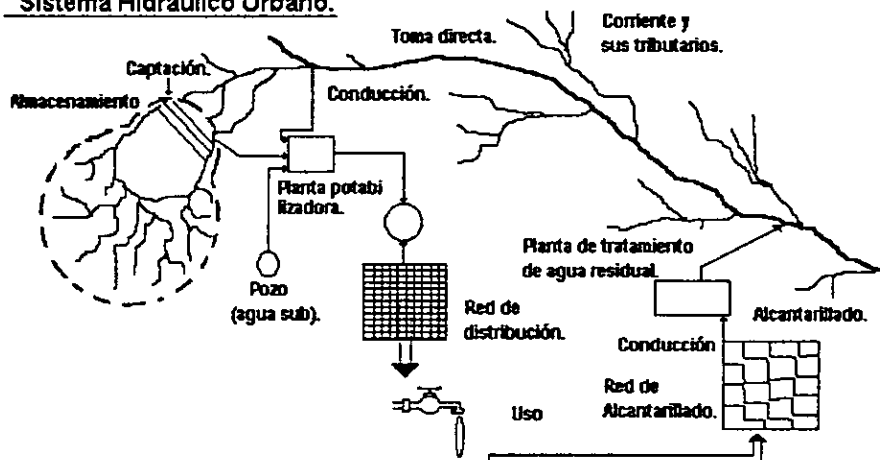


FIGURA 1.1 SISTEMA HIDRÁULICO URBANO; FUENTE: ASCE, 1991.

1.2 PROBLEMÁTICA.

El saneamiento integral implica el análisis, evaluación e interrelación de varios factores para llegar a una solución, trátase de una región, cuenca o sitio determinado, en el cual se involucra a dependencias y organismos federales, estatales y municipales, e incluye la participación del sector privado, por lo que constituye un interesante reto a vencer. A medida que la población aumenta y desarrolla su economía, las demandas de agua siguen creciendo, en contraste con la oferta que proporciona el medio natural, la cual no puede crecer y, al contrario, disminuye por las necesidades crecientes del vital líquido. En paralelo, con el desarrollo de la infraestructura hidráulica, se presenta el problema que implica el tratamiento y/o disposición de las aguas residuales generadas en las diversas actividades.

Con base en la información del Consejo Nacional de Población (CONAPO), se estima que en 1995 el total de la población en México era de 91.6 millones de habitantes, el 71% se concentra en las áreas urbanas (22% en el Valle de México), el 29% restante habita en 153,813 localidades rurales, de las cuales 108,307 tienen menos de 100 habitantes, lo que ocasiona una importante dificultad al proporcionar los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento al medio rural. Se estima que en el país se consumen aproximadamente 240 m³/s de agua potable, misma que se emplea para diversos usos municipales, en los diferentes sectores productivos.

De este volumen, se genera un gasto de 170 m³/s de aguas residuales de diferente calidad que, en la actualidad, está alterando las características de los cuerpos receptores, limitando sus usos. La cobertura nacional en agua potable es de aproximadamente 68%, mientras que la de alcantarillado es de 49% (CNA, 1994). En función de estas coberturas, se observa que solo es posible coleccionar, mediante el sistema de alcantarillado, 115.6 m³/s de los 170 generados, y que se requerirá incrementar las coberturas a corto plazo, para satisfacer las necesidades de la población y evitar daños a la salud pública. Dentro del marco del Programa Hidráulico 1995-2000, se dan a conocer las perspectivas de los servicios de agua potable y alcantarillado a nivel nacional (tabla 1.1).

TABLA 1.1 PERSPECTIVAS DE LOS SERVICIOS DE AGUA POTABLE Y ALCANTARILLADO A NIVEL NACIONAL PARA EL PERÍODO, 1995-2000, FUENTE: PLAN HIDRAULICO, 1995.

| TAMAÑO DE LOCALIDAD | Nº DE LOCALIDADES | POBLACIÓN (%) | COBERTURA AGUA P.(%) | COBERTURA ALCANT. (%) | POBLACIÓN CON A.P. | POBLACIÓN CON ALC. |
|---------------------|-------------------|---------------|----------------------|-----------------------|--------------------|--------------------|
| Urbano | | | | | | |
| 80,000 o más | 103 | 42.1 | 97.8 | 92.1 | 41.2 | 38.8 |
| 50,000-79,999 | 43 | 2.9 | 96.3 | 92.6 | 2.8 | 2.7 |
| 5,000-4,999 | 1,135 | 15.2 | 95.1 | 79.1 | 14.4 | 12.0 |
| 2,500-4,999 | 1,509 | 5.3 | 84.3 | 47.1 | 4.4 | 2.4 |
| Subtotal | 2,790 | 65.4% | 96.0% | 85.5% | 62.8 | 55.9 |
| Rural | | | | | | |
| 1,000-2,499 | 4,661 | 8.3 | 67.6 | 31.0 | 5.6 | 2.6 |
| 1-999 | 149,152 | 17.9 | 45.4 | 16.2 | 8.1 | 2.9 |
| Subtotal | 153,813 | 26.2 % | 52.5 % | 20.9 | 13.7 | 5.5 |
| TOTAL | 156,603 | 91.6 % | 83.5 % | 67.0 | 76.5 | 61.4 |

1.3 SITUACIÓN ACTUAL

La Comisión Nacional del Agua (CNA), organismo desconcentrado de la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), es la única autoridad federal para administrar las aguas nacionales y tiene como atribución, expedir Normas Oficiales Mexicanas (NOM) en los términos de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, referente a la conservación, seguridad y calidad en la explotación, uso, aprovechamiento y administración de las aguas nacionales. De acuerdo con el Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento, que actualiza sistemáticamente la CNA, que hasta 1997 se contaba con 808 plantas construidas con una capacidad instalada de 54,983.76 (tabla 1.2, tabla 1.3).

TABLA 1.2 INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES.

| | Nº DE PLANTAS CONSTRUIDAS | CAPACIDAD INST. (LPS) | Nº DE PLANTAS OPERANDO | GASTO TRATADO (LPS) |
|--------------------|------------------------------|--------------------------|---------------------------|------------------------|
| AGS. | 94 | 2,462.00 | 79 | 1,968.10 |
| B.C. | 10 | 2,495.00 | 10 | 2,755.00 |
| B.C.S. | 18 | 1,028.40 | 17 | 586.80 |
| CAMP. | 11 | 123.36 | 11 | 36.61 |
| COAH. | 13 | 912.50 | 7 | 675.00 |
| COL. | 23 | 487.00 | 16 | 304.20 |
| CHIS. | 6 | 108.72 | 0 | 0.00 |
| CHIH. | 18 | 1,404.00 | 18 | 642.20 |
| D.F. | 24 | 5,978.00 | 22 | 3,379.00 |
| DGO. | 43 | 2,704.40 | 39 | 2,047.00 |
| GTO. | 9 | 1,665.00 | 2 | 790.00 |
| GRO. | 13 | 1,829.00 | 13 | 1,443.00 |
| HGO. | 5 | 148.36 | 1 | 14.88 |
| JAL. | 69 | 3,222.98 | 51 | 1,726.01 |
| EDO. M. | 17 | 2,580.00 | 17 | 1,225.00 |
| MICH. | 13 | 1,224.00 | 10 | 531.00 |
| MOR. | 30 | 1,314.90 | 20 | 810.00 |
| NAY. | 48 | 1,806.80 | 32 | 986.70 |
| N.L. | 28 | 8,821.00 | 27 | 6,002.00 |
| OAX. | 22 | 755.74 | 17 | 313.10 |
| PUE. | 11 | 339.40 | 8 | 173.90 |
| QRO. | 13 | 834.20 | 12 | 298.20 |
| Q. ROO | 14 | 1,188.00 | 12 | 790.91 |
| S.L.P. | 12 | 423.00 | 4 | 265.00 |
| SIN. | 15 | 1,031.00 | 10 | 1,030.00 |
| SON. | 64 | 2,394.70 | 46 | 1,432.70 |
| TAB. | 23 | 1,068.20 | 19 | 843.50 |
| TAMPS. | 14 | 2,148.00 | 11 | 1,719.10 |
| TLAX. | 33 | 878.80 | 23 | 679.22 |
| VER. | 61 | 3,331.00 | 43 | 1,694.00 |
| YUC. | 8 | 29.30 | 8 | 14.50 |
| ZAC. | 26 | 247.00 | 10 | 164.00 |
| TOTAL | 808 | 54,983.76 | 615 | 35,340.63 |
| FUENTE: CNA, 1997. | | | | |

TABLA 1.3 PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES TERMINADAS ENTRE 1984 Y 1996.

| ESTADO | Nº DE PLANTAS | LOCALIDAD INSTALADA | CAPACIDAD (LPS) | PROCESO DE TRATAMIENTO |
|----------|---------------|---|------------------------|------------------------------|
| AGS | 1 | TEPEZALA | 14 | L.E. |
| BC | 1 | TECATE | 200 | F.B. |
| CHIH | 1 | CHIHUAHUA NORTE | 1200 | L.A. |
| DGO | 1 | DURANGO | 2000 | L.B. |
| JAL | 1 | PUERTO VALLARTA | 750 | A.E. |
| EDO M | 2 | TOLUCA NORTE TOLUCA ORIENTE | 400 350 | F.B. L.A. |
| MICH | 4 | SAHUAYO PASTOR ORTIZ JIQUILPAN LA PIEDAD | 180 60 60 200 | L.E. L.E. L.E. L.A. |
| MOR | 2 | CUERNAVACA YAUTEPEC | 600 160 | L.A. L.E. |
| NL | 2 | MONTERREY NORTE MONTERREY NORESTE | 2500 500 | L.A. L.A. |
| PUE | 1 | SN M. TEXMELUCAN | 190 | F.B. |
| ORO | 1 | SUR | 500 | F.B. |
| VER | 1 | IZTACZOQUITLAN | 1250 | R.A.F.A. |
| TOTAL N. | 18 | | 11114 | |

FUENTE: CNA, 1995.

Del total de plantas construidas, 193 no están en operación, debido a diferentes problemas, que resultan desde un diseño mal concebido, a veces por no considerar adecuadamente la información de la localidad o por falta de datos de campo, fallas en la construcción, abandono de las unidades de tratamiento, falta de recursos económicos y falta de personal especializado, hasta por problemas de carácter político. Si se compara la cantidad de agua residual municipal que se está tratando, de 35.3 m³/s, con la aportada a nivel nacional, estimada en 170 m³/s, significa que solo se trata el 25% del volumen total generado y el 37.7% del volumen total colectado. Estos últimos datos se incrementarán en un corto plazo, al 35% y 50% aproximadamente, al emprender programas de rehabilitación y ampliación de los sistemas actuales, a la puesta en marcha de nuevas plantas y a la construcción de otros sistemas de tratamiento en programa, con motivo de cumplimiento de la NOM-001-ECOL-1996.

Dentro del panorama de los procesos utilizados en el tratamiento, el de lagunas de estabilización es el de mayor uso con un 51.5% por las ventajas que representa, ya que ofrece bajo costo de operación y mantenimiento, además de que es una tecnología que permite el reuso del agua tratada en la agricultura, acuicultura y en la industria, también debido a su alta eficiencia en la remoción de microorganismos patógenos.

En segundo término se utiliza el de lodos activados convencional, representando un 22.6%; y en tercer lugar se encuentran el de lodos activados en su modalidad de aireación extendida 6% y tanques IMHOFF 6% (CNA, 1997).

Con anterioridad los procesos de tratamiento se elegían en función de las condiciones particulares de descarga que generalmente eran rigurosas; de la inversión inicial, disponibilidad de terreno; y, costos y ventajas en la operación y mantenimiento, entre otros factores. En la actualidad, debido a la legislación vigente, que tiende a

hacerlas un poco más flexibles, se está tendiendo a apoyar las obras marcando plazos para el cumplimiento de las normas y permitiendo la construcción por módulos de los sistemas de tratamiento seleccionados. Actualmente se encuentran en proceso de construcción y proyecto 362 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (tabla 1.4), cuya capacidad se estima en 96,726.84 lps, lo que significa, a corto plazo, una cobertura complementaria del 57.12%, para contribuir al saneamiento a nivel nacional. Dentro de esta tabla se reportan por separado el número de plantas en proceso constructivo y en proyecto, así como la capacidad estimada.

Esta estrategia del gobierno federal responde y se realiza en apego a los Tratados Internacionales y al Tratado de Libre Comercio, encaminado a proporcionar acciones para el desarrollo sustentable de los tres países firmantes (tabla 1.4).

TABLA 1.4 INVENTARIO NACIONAL DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES EN CONSTRUCCIÓN Y PROYECTO 1997

| ESTADO | No. PLANTAS | GASTO LPS | PLANTAS EN CONST. | GASTO DE DISEÑO, LPS | PLANTAS EN PROYECTO | GASTO DE DISEÑO LPS |
|-----------------|-------------|------------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| AGS. | S/D | | S/D | | S/D | |
| B.C. | 4 | 3,820.00 | 2 | 1,440.00 | 2 | 2,380.00 |
| B.C.S. | 2 | 52.00 | 0 | 0.00 | 2 | 52.00 |
| CAMP. | S/D | | S/D | | S/D | |
| COAH. | 13 | 4,370.00 | 0 | 0.00 | 13 | 4,370.00 |
| COL. | 2 | 1,050.00 | 1 | 300.00 | 1 | 750.00 |
| CHIS. | 42 | 2,098.07 | 6 | 178.80 | 36 | 1,919.27 |
| CHIH. | 42 | 9,509.00 | 17 | 139.00 | 25 | 9,370.00 |
| D.F. | 5 | 35,875.00 | 4 | 875.00 | 1 | 35,000.00 |
| DGO. | 25 | 639.60 | 14 | 74.60 | 11 | 565.00 |
| GTO. | 12 | 5,705.00 | 1 | 70.00 | 11 | 5,635.00 |
| GRO. | 3 | 312.00 | 2 | 228.00 | 1 | 84.00 |
| HGO. | S/D | | S/D | | S/D | |
| JAL. | 4 | 2,957.00 | 0 | 0.00 | 4 | 2,957.00 |
| EDO. M. | 17 | 955.00 | 6 | 458.00 | 11 | 497.00 |
| MICH. | 16 | 1,970.00 | 4 | 851.00 | 12 | 1,119.00 |
| MOR. | 8 | 405.00 | 1 | 75.00 | 7 | 330.00 |
| NAY. | 20 | 337.44 | 7 | 60.60 | 13 | 276.84 |
| N.L. | 19 | 505.00 | 0 | 0.00 | 19 | 505.00 |
| OAX. | 18 | 952.50 | 8 | 72.60 | 10 | 879.90 |
| PUE. | 24 | 4,043.60 | 4 | 192.00 | 20 | 3,851.60 |
| QRO. | 19 | 914.00 | 18 | 828.00 | 1 | 86.00 |
| Q. ROO | S/D | | S/D | | S/D | |
| S.L.P. | 9 | 1,884.30 | 1 | 10.00 | 8 | 1,874.30 |
| SIN. | 9 | 6,689.00 | 0 | 0.00 | 9 | 6,689.00 |
| SON. | 3 | 4,000.00 | 0 | 0.00 | 3 | 4,000.00 |
| TAB. | S/D | | S/D | | S/D | |
| TAMPS. | 8 | 3,519.24 | 2 | 27.00 | 6 | 3,492.24 |
| TLAX. | 6 | 52.09 | 1 | 3.74 | 5 | 48.35 |
| VER. | 17 | 3,653.00 | 6 | 2,235.00 | 11 | 1,418.00 |
| YUC. | S/D | | S/D | | S/D | |
| ZAC. | 15 | 449.00 | 0 | 0.00 | 15 | 449.00 |
| NACIONAL | 362 | 96,726.84 | 108 | 8,118.34 | 257 | 88,608.50 |

FUENTE: CNA, 1997.

Paralelo a la operación de las plantas de tratamiento, se presenta el problema del manejo y disposición final de los lodos, subproducto del proceso, que sin analizar su calidad y sin importar las repercusiones que pueden provocar al ambiente, se disponen en forma cruda o semitratada en tiraderos a cielo abierto y, en algunos casos, en relienos

sanitarios. Anteriormente, su tratamiento no se había tomado en consideración debido a que repercute significativamente en el costo global del tratamiento del agua residual, sin embargo, dentro de las leyes de Aguas Nacionales y del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, se considera la prevención de la contaminación del medio ambiente promoviendo el tratamiento de lodos y la disposición sanitaria de este subproducto (tabla 1.5, tabla 1.6).

TABLA 1.5 PLANTAS DE T.A.R.M. CONSTRUIDAS, POR PROCESO.

| ESTADO | AE | DB | FB | LA | LB | LE | LM | LP | PE | RA | TI | TP | TS | TV | ZO | ZZ | AN | TOTAL |
|--------|----|----|----|-----|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-------|
| AGS. | | 1 | 2 | | | 83 | | | 8 | | | | | | | | | 94 |
| B.C. | | | 2 | 1 | 1 | 5 | 1 | | | | | | | | 1 | | | 11 |
| B.C.S. | | | | 7 | | 9 | | | | | | 1 | | | | | | 17 |
| CAMP. | | | | 7 | | | | | | | | 3 | | | | | 1 | 11 |
| COAH. | | | 2 | 5 | | 4 | | | | | 1 | 1 | | | | | | 13 |
| COL. | | 1 | | 2 | | 20 | | | | | | | | | | | | 23 |
| CHIA. | | | | | | 5 | | | | | | | 1 | | | | | 6 |
| CHIH. | | 1 | | 4 | | 12 | | | | | | | | | 1 | | | 18 |
| D.F. | 1 | | 2 | 20 | | | | | | | | | | | | | 1 | 24 |
| DUR. | | | | 1 | 1 | 41 | | | | | | | | | | | | 43 |
| GTO. | | | | 1 | 1 | 3 | | | | | 3 | | | | 1 | | | 9 |
| GRO. | | | | 12 | | | | | | | | 1 | | | | | | 13 |
| HID. | | | | 1 | | 2 | | 1 | | | 1 | | | | | | | 6 |
| JAL. | | | 2 | 11 | 2 | 34 | | | | 1 | 7 | 1 | 2 | | 9 | | | 69 |
| EDOM. | | | | 1 | 1 | 15 | | | | | | | | | | | | 17 |
| MICH. | | 1 | | | | 1 | 6 | | | 1 | 3 | | | 1 | 1 | | | 14 |
| MOR. | | 3 | 5 | 3 | | 2 | | | | 4 | 8 | | | | | 2 | 3 | 30 |
| NAY. | | | 4 | 11 | | 19 | | | | | | | 14 | | | | | 48 |
| N.L. | 3 | | | 6 | 3 | 12 | | | | 1 | 2 | | | | | | 1 | 28 |
| OAX. | | 1 | 1 | 10 | | 5 | | 3 | | | 2 | | | | | | | 22 |
| PUE. | | | 2 | | | 6 | | | | | 2 | | | | | | | 10 |
| QRO. | 1 | | 3 | 1 | | | | | 3 | | 1 | 1 | | | 1 | | 2 | 13 |
| Q.ROO. | | | | 12 | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | 14 |
| S.L.P. | | | | 9 | | 3 | | | | | | | | | | | | 12 |
| SIN. | | | | 2 | | 12 | | | | | | 1 | | | | | | 15 |
| SON. | | | | | | 61 | | | | | 2 | 1 | | | | | | 64 |
| TAB. | | | 1 | 4 | | 7 | | | | | 10 | | | | 1 | | | 23 |
| TAMS. | 1 | | 1 | | 1 | 6 | | | | | 3 | | | | 2 | | | 14 |
| TLAX. | | | 1 | | 4 | 27 | | | | 1 | | | | | | | | 33 |
| VER. | | | 3 | 22 | | 10 | | | 1 | 2 | 16 | 3 | 1 | | | | 3 | 61 |
| YUC. | | | 1 | 2 | | | | | | | | | | | | | 5 | 8 |
| ZAC. | | 2 | | 17 | | 6 | | | | | | | | | 1 | | | 26 |
| TOTAL | 6 | 9 | 32 | 174 | 14 | 416 | 1 | 4 | 12 | 10 | 69 | 15 | 18 | 1 | 19 | 3 | 15 | 808 |

FUENTE: CNA, 1997.

SIMBOLOGIA

A.E AEREAACION EXTENDIDA.

F.B. FILTROS BILOGICOS.

L.A. LAGUNAS AEREADAS.

L.M. LEMNA.

D.B. DISCOS BILOGICOS.

L.A. LODOS ACTIVADOS.

L.E. LAGUNAS DE ESTABILIZACION.

Z.O. ZANJA DE OXIDACION.

R.A RAFA

T.P. TRATAMIENTO PRIMARIO.

T.V. TRATAMIENTO P. AVANZADO.

Z.Z. DESCONOCIDO.

P.E. PURIFICADOR ENZIMATICO.

T.I. TANQUES IMHOFF.

T.S. TRATAMIENTO SECUNDARIO.

A.N. TRATAMIENTO ANAEROBIO.

En relación con las plantas de tratamiento de aguas residuales provenientes de conjuntos habitacionales, industrias y hospitales se cuenta con poca información; las descargas de éstos a cuerpos receptores están siendo vigiladas y sancionadas de acuerdo con la normatividad vigente.

Con base en la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en las que ha intervenido la CNA, en la tabla 1.6, se presentan el número de plantas construidas por proceso, hasta junio de 1997.

1.4 PERSPECTIVAS.

Se espera que las plantas de tratamiento proyectadas, se construyan durante este período, incluso se pretende que se realice la construcción de otras plantas que, aunque no se contemplan dentro del programa, es necesaria su construcción debido a que en la legislación vigente se está normalizando las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores (NOM-001-ECOL-1996), de no hacerlo se estaría alterando la calidad de las fuentes de abastecimiento.

1.5 ESTRATEGIAS

Las aguas residuales representan un recurso renovable, debido a que después de ser tratadas pueden ser empleadas para satisfacer las necesidades industriales, agrícolas y municipales secundarias, así como para la recarga de acuíferos, a corto, mediano y largo plazo, y que el saneamiento se vuelve prioritario en zonas de probable conflicto, como son las regiones turísticas, fronterizas y con sequía extremas, es menester implementar e implantar planes y programas de acción, en coordinación con los Gobiernos Estatales y Municipales, para dar solución a la problemática en forma integral.

Al aplicar la Norma Oficial Mexicana NOM-001.ECOL-1996, la cual establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (D.O.F. 6-enero-1997), se da énfasis al cumplimiento de las estrategias y políticas para el manejo del agua, para conservar el equilibrio de los cuerpos de agua y, a la vez, aprovechar adecuadamente el recurso en las actividades agrícola, doméstica, industrial, generación de energía eléctrica, recreación, turismo, acuacultura, pesca y navegación; y asimismo favorecer el tránsito al desarrollo sustentable.

Para cumplir con lo anterior, el Programa Hidráulico 1995-2000 contempla varias líneas de acción, de las cuales se citan las siguientes:

- 1 Modernización de los sistemas de recopilación y manejo de la información para obtener la precisión y exactitud necesaria en la planeación cuya actividad será manejada dentro del Programa de Modernización del Manejo del Agua (PROMMA), a cargo de la CNA.
- 2 En zonas rurales, rehabilitación de los sistemas de agua potable y saneamiento en coordinación con los gobiernos estatales y municipales, así como el apoyo de la organización de los propios usuarios para que operen los sistemas.

- 3 En zonas urbanas otorgar subsidios a través del Programa de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en zonas Urbanas (APAZU) cuando éste sea financiado con mezcla de recursos y formen parte de un plan maestro.
- 4 Se apoyará a los municipios y organismos operadores en aspectos técnicos y administrativos y se creará un ambiente financiero sano que favorezca la participación privada bajo diferentes modalidades.
- 5 Se apoyará la rehabilitación de los sistemas de agua potable y saneamiento en comunidades rurales.
- 6 Se impulsará el diseño, construcción y operación de los sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales en ciudades medias a través de esquemas de conversión o concesión con la iniciativa privada.
- 7 Se inspeccionará a los usuarios responsables de descargas de aguas residuales con y sin tratamiento para asegurar el cumplimiento de la calidad de las descargas, y en su caso el tratamiento y la disposición adecuada de los lodos orgánicos generados.
- 8 Se coordinarán acciones de vigilancia con la Procuraduría Federal de protección al Ambiente y el Instituto Nacional de Ecología para disponer apropiadamente el agua y lodos tratados.
- 9 Se llevarán a cabo acciones de coordinación con las instancias federales, estatales y municipales para apoyar los programas de las localidades ubicadas en las 15 cuencas prioritarias y se vigilará el cumplimiento de las normas de descarga de aguas residuales municipales en estas 15 cuencas y en los programas regionales destinados por la SEMARNAP.
- 10 Se apoyará a la Secretaría de Salud, DIF, SEP y autoridades municipales y estatales en programas de cuidado a la salud pública y medio ambiente relacionados con el agua.
- 11 Se dará solución integral al tratamiento de los 42 m³/s de aguas residuales que genera la zona metropolitana, mediante el Programa de Saneamiento del Valle de México a cargo de la CNA.
- 12 Se instrumentará el Programa Frontera XXI, que coordina la SEMARNAP abarcando a todos los estados que comparten la frontera con los Estados Unidos de Norteamérica.

1.6 NORMATIVIDAD.

Con la presencia de la industrialización y el incremento de la población, se presenta el problema cada vez más incontrolable de la contaminación del agua. Bajo estas circunstancias y con la experiencia obtenida en los últimos años, es eminente la

adecuación de los instrumentos de la política ambiental de nuestro país, en base a leyes y reglamentos que regulen el aprovechamiento, consumo y reincorporación de caudales usados en las diversas actividades, cuyo fin sea evitar la contaminación del agua.

El propósito de la legislación en materia de contaminación del agua, es conservar las cualidades de las fuentes tanto subterráneas como superficiales, así como la protección de los cuerpos receptores e incrementar las actividades relativas a la conservación de éstos, para velar por la salud pública y garantizar el abasto para nuestras futuras generaciones.

La Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos de 1917, expresa en su artículo 27, que la propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional corresponde originalmente a la Nación, la cual ha tenido y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares constituyendo la propiedad privada. Las expropiaciones sólo podrán hacerse por causa de utilidad pública y mediante indemnización. La Nación tendrá en todo tiempo el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que dicte el interés público, así como el de regular el aprovechamiento de los elementos naturales susceptibles de apropiación, para hacer una distribución equitativa de la riqueza pública y para cuidar de su conservación.

Lograr hacer de las disposiciones jurídicas en materia ambiental, instrumentos realmente eficientes y eficaces, que regule de manera clara y adecuada la problemática ambiental que tiene por objeto propiciar el desarrollo sustentable, es el objetivo fundamental de la *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*, la cual se emana de la Constitución y es la encargada de expresar las Disposiciones de orden público e interés social que propician el desarrollo sustentable. En esta ley se dictan los términos del aprovechamiento sustentable, la preservación y, en su caso, la restauración del suelo, el agua y los demás recursos naturales, de manera que sean compatibles la obtención de beneficios económicos y las actividades de la sociedad con la preservación de los ecosistemas.

Los títulos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, son los siguientes: I. Disposiciones generales, II. Biodiversidad, III. Aprovechamiento sustentable de los elementos naturales, IV. Protección al ambiente y V. Participación social e información ambiental. Es en el título IV "Protección al ambiente" capítulo III, donde hace referencia a la prevención y control de la contaminación del agua y de los ecosistemas acuáticos, expresa en los artículos 117 al 119 bis, lo relacionado a la prevención y control de la contaminación del agua considerando varios criterios; así como en los artículos 120 a 128 lo referente a la contaminación del agua especialmente por aguas residuales.

En el mismo sentido que la Ley General, *La Ley de Aguas Nacionales* es también reglamentada del artículo 27 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos en materia de aguas nacionales; y tiene como objetivo regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su calidad y cantidad. Esta Ley es también de observancia general en todo el territorio nacional, y sus disposiciones son de orden público e interés social.

Los títulos de la Ley de Aguas Nacionales son: I. Disposiciones preliminares, II. Administración del agua, III. Programación hidráulica, IV. Derechos de uso o aprovechamiento de aguas nacionales, V. Zonas reglamentadas, de veda o de reserva, VI. Usos del agua, VII. Prevención y control de la contaminación del agua, VIII. Inversión de infraestructura hidráulica, IX. Bienes nacionales a cargo de la Comisión y X. Infraestructura, sanciones y recursos.

De estos títulos el séptimo es el que consolida una sola autoridad en materia de calidad del agua y es denominada como "La Comisión" (Comisión Nacional del Agua), la encargada de cumplir en este sentido.

Uno de los mecanismos básicos para el ejercicio de las atribuciones de la CNA son las declaratorias de clasificación de los cuerpos de agua nacionales. En esas declaratorias la CNA debe determinar los parámetros que habrán de cumplir las descargas; la capacidad de asimilación y dilución de los cuerpos de aguas nacionales y las cargas de contaminantes que éstos pueden recibir, así como las metas de calidad y los plazos para alcanzarlos (artículo 87). Asimismo, se hace énfasis que corresponde a los municipios el control de las descargas de aguas residuales a los sistemas de drenaje o alcantarillado (artículo 88). La "Comisión" (CNA), puede ordenar la suspensión de las actividades que dan origen a las descargas de aguas residuales, por lo tanto es ésta la que debe emitir las normas relativas a la protección de la calidad del agua. En la actualidad se realiza una tarea de simplificación de tal manera que la meta sea reducir aproximadamente 60 Normas a solo 3, con el fin de lograr un cumplimiento accesible y consiente de los usuarios que aportan de aguas residuales. A la fecha se cuenta con una Norma Oficial y dos Proyectos de Norma.

- Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997 (aclaración publicada en el D.O.F. el 30 de abril de 1997), ésta norma establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes Nacionales.
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de junio 1998, y que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado, y
- Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de enero 1998, y que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusan en servicios públicos.

Por otra parte y en el mismo sentido se publicó en el Diario Oficial del día 12 de enero de 1994, el reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, en donde hace referencia en su artículo 148 al subproducto del tratamiento biológico de las aguas residuales, considerando a este como un lodo residual el cual debe ser tratado. Artículo 148.

* Los lodos producidos del tratamiento de aguas residuales deberán estabilizarse en los términos de las disposiciones legales y reglamentaria de la materia *.

- El 22 de octubre de 1993, se publica en el D.O.F. la NORMA oficial mexicana NOM-CRP-001-ECOL/93, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, considerándose como un residuo peligroso aquel que contempla al menos una de las características definidas en el código CRETIB; definiéndose éste como el código de clasificación de las características que contienen los residuos peligrosos y que significan: corrosivo, reactivo, explosivo, tóxico, inflamable y biológico infeccioso.

En la Norma, se describe la clasificación de residuos peligrosos por giro industrial y proceso, denominando al giro como proceso industrial como "producción general" y al residuo peligroso como "lodos del tratamiento de aguas", cuyas características son: tóxicos, reactivos, explosivos y biológico infecciosos.

Finalmente y concretando se puede concluir que en México, el Código Sanitario de los Estados Unidos Mexicanos del año de 1995 contemplaba el problema de la contaminación de las aguas e indicaba acciones para proteger la salud de los habitantes de nuestro país. La Secretaría de Salud y Asistencia logró en 1972 que se promulgara la Ley Federal para prevenir y controlar la contaminación, basado en esta Ley se expidió el (Reglamento para prevenir y controlar la contaminación de las aguas), el que actualmente sigue vigente con algunas modificaciones, como parte de la actual Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección del Ambiente, que junto con la Ley de Aguas Nacionales son las que actualmente rigen la política ambiental.

En nuestro país, la normatividad tiene su origen en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, la que en sus artículos 4o (protección a la salud), 27 (Propiedad, ciudad y conservación de las aguas y recursos nacionales) y 73, fracción XVI (Consejo de Salubridad General) norma política ambiental a seguridad para proteger la salud y el ambiente, además en su Artículo 115 de la responsabilidad a los Municipios del manejo de las aguas residuales en las poblaciones, ya que según los juristas, las aguas que maneja el municipio (agua potable en los sistemas y las aguas residuales en el Alcantarillado) son las únicas que no son de jurisdicción federal.

Norma: NOM-001

El lunes 24 de junio de 1996, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el PROYECTO de Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

El Proyecto de Norma Oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 fue aprobado por el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la protección Ambiental, en sesión celebrada el 16 de mayo de 1996 y fue publicada para consulta pública, de conformidad con el artículo 47 fracción I de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, en el Diario Oficial de la Federación el lunes 6 de Enero de 1997.

A continuación se presenta un resumen del contenido esta norma.

CONTENIDO

- 1.- Objetivo y campo de aplicación.
- 2.- Referencias.
- 3.- Definiciones.
- 4.- Especificaciones.
- 5.- Métodos de prueba.
- 6.- Verificación.
- 7.- Grado de concordancia con norma y recomendaciones internacionales.
- 8.- Bibliografía.
- 9.- Observancia de esta Norma.

1.- Objetivo y campo de aplicación.

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas residuales provenientes de drenajes pluviales independientes.

4.- Especificaciones.

- 4.1 La concentración de contaminantes básicos, metales pesados y cianuros para las descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales, no debe exceder el valor indicado como límite máximo permisible mostrado en las tablas 2 y 3 de esta Norma Oficial Mexicana.

El rango permisible del potencial de hidrogeno (pH) es de 5 a 10 unidades.

- 4.2 El límite máximo permisible para la concentración de contaminantes patógenos, en las descargas de aguas residuales vertidas a cuerpos receptores, es de 1,000 y 2,000 el número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml, para el promedio mensual y diario respectivamente.
- 4.3 Para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), el límite máximo permisible de huevos de helmintos para riego restringido es de 5 por litro, para riego irrestricto es de uno por litro.

TABLA 2 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS

| PARAMETROS (*) (miligramos por litro, excepto cuando se especifique) | RIOS | | | | | | EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES | | | | AGUAS COSTERAS | | | | | | SUELO | | HUMEDALES NATURALES | |
|--|---------------------------|-------|------------------------|-------|---------------------------------|-------|-----------------------------------|-------|------------------------|-------|---|-------|----------------|-------|---------------|-------|-------------------------------|-------|---------------------|-------|
| | Uso en riego agrícola (A) | | Uso público urbano (B) | | Protección de vida acuática (C) | | Uso en riego agrícola (B) | | Uso público urbano (C) | | Explotación pesquera, navegación y otros usos (A) | | Recreación (B) | | ESTUARIOS (B) | | Uso en riego agrícola (A) (B) | | | |
| | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. |
| Artenico | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 |
| Cadmio | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 |
| Cianuro | 2.0 | 3.0 | 1.0 | 2.0 | 1.0 | 2.0 | 2.0 | 3.0 | 1.0 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 2.0 | 3.0 | 1.0 | 2.0 | 2.0 | 3.0 | 1.0 | 2.0 |
| Cobre | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 | 4.0 | 6.0 |
| Crómio | 1.0 | 1.5 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 1.0 | 1.0 | 1.5 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 1.0 | 1.0 | 1.5 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 1.0 | 0.5 | 1.0 |
| Mercurio | 0.001 | 0.002 | 0.005 | 0.010 | 0.206 | 0.010 | 0.020 | 0.020 | 0.206 | 0.010 | 0.010 | 0.020 | 0.010 | 0.020 | 0.040 | 0.020 | 0.005 | 0.040 | 0.005 | 0.010 |
| Níquel | 2 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 4 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 | 2 | 4 |
| Plomo | 0.5 | 1.0 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.4 | 1.0 | 1.0 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.4 | 0.5 | 1.0 | 0.2 | 0.4 | 5.0 | 10.0 | 0.2 | 0.0 |
| Zinc | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 | 20 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 | 10 | 20 |

(*) Medidos de Madera Natural

P.D. = Promedio Diario

P.M. = Promedio Mensual

N.A. = No es Aplicable

(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos

TABLA 3 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS

| PARAMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique) | RIOS | | | | | | EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES | | | | AGUAS COSTERAS | | | | | | SUELO | | HUMEDALES NATURALES | |
|---|---------------------------|---------|------------------------|---------|---------------------------------|---------|-----------------------------------|---------|------------------------|---------|---|---------|----------------|---------|---------------|---------|-------------------------------|---------|---------------------|------|
| | Uso en riego agrícola (A) | | Uso público urbano (B) | | Protección de vida acuática (C) | | Uso en riego agrícola (B) | | Uso público urbano (C) | | Explotación pesquera, navegación y otros usos (A) | | Recreación (B) | | ESTUARIOS (B) | | Uso en riego agrícola (A) (B) | | | |
| | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. | P.M. | P.D. |
| Temperatura °C (1) | N.A. | N.A. | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | N.A. | N.A. | 40 | 40 |
| Grasas y Aceites (2) | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 | 15 | 25 |
| Materia Floculante (3) | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | AUSENTE | |
| Sólidos Sedimentables (m ³ /l) | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | | | N.A. | N.A. | 1 | 2 |
| Sólidos Suspensivos Totales | 150 | 200 | 75 | 125 | 40 | 60 | 75 | 125 | 40 | 60 | 100 | 175 | 75 | 125 | 75 | 125 | N.A. | N.A. | 75 | 125 |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno | 150 | 200 | 75 | 150 | 30 | 60 | 75 | 150 | 30 | 60 | 100 | 200 | 75 | 150 | 75 | 150 | N.A. | N.A. | 75 | 150 |
| Nitrógeno Total | 40 | 60 | 40 | 60 | 15 | 25 | 40 | 60 | 15 | 25 | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. | 15 | 25 | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. |
| Fósforo Total | 20 | 30 | 20 | 30 | 5 | 10 | 20 | 30 | 5 | 10 | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. | 5 | 10 | N.A. | N.A. | N.A. | N.A. |

(1) Instantáneo

(2) Muestra Simple Promedio Ponderado

(3) Ausente según el método de Prueba definido en la NMX-AA-008

- 4.4 Los responsables de las descargas de aguas residuales municipales vertidas a cuerpos receptores deberán cumplir con la Norma dentro del plazo establecido en el tabla 4 de esta Norma Oficial Mexicana. De esta manera, el cumplimiento es gradual y progresivo, conforme a los intervalos de población y la inversión para la construcción de la infraestructura adecuada.

TABLA 4

| FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE: | INTERVALO DE POBLACION. |
|------------------------------------|-----------------------------|
| 1 enero 2000 | Mayor o igual a 50,000 hab. |
| 1 enero 2005 | Mayor o igual a 20,000 hab. |
| 1 enero 2010 | Mayor o igual a 2,500 hab. |

- 4.5 Los responsables de las descargas de aguas residuales no municipales vertidas a cuerpos receptores deberán cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana dentro de los plazos establecidos en el tabla 5. El cumplimiento es también gradual y progresivo de acuerdo con la carga contaminantes manifestada en el Registro Público de los Derechos del Agua (REPGA).

TABLA 5

| FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE: | CARGA CONTAMINANTES DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES. | CARGA CONTAMINANTES DE LAS DESCARGAS NO MUNICIPALES |
|------------------------------------|--|---|
| | DBO (TON/DIA) | SST (TON/DIA) |
| 1 enero 2000 | Mayor o igual a 3.0 | Mayor o igual a 3.0 |
| 1 enero 2005 | Mayor o igual a 1.2 | Mayor o igual a 1.2 |
| 1 enero 2010 | Todos. | Todos. |

- 4.6 Las fechas de cumplimiento establecidos en las tablas 4 y 5 esta Norma Oficial Mexicana podrán ser acortadas por la Comisión Nacional del Agua para un cuerpo receptor en específico, siempre y cuando exista el estudio correspondiente que valide la modificación.
- 4.7 La Comisión Nacional del Agua podrá fijar condiciones Particulares de Descarga a cuerpos receptores, de manera individual o colectiva, que establezca lo siguiente:
- I) Nuevos límites máximos permisibles de descargas de contaminantes.
 - II) Límite máximos permisibles para parámetros adicionales a los contemplados en la Norma Oficial Mexicana.

Lo anterior deberá estar sustentado en Declaratorias de Clasificación de los Cuerpos de Aguas Nacionales o con estudios específicos elaborados por la Comisión Nacional del Agua por los afectados, que permite validar las modificaciones y/o adiciones a los parámetros correspondientes.

- 4.8 El responsable de la descarga tendrá la obligación de realizar los monitores de las descargas de aguas residuales con la finalidad de determinar el Promedio Diario

y/o el Promedio Mensual, analizando los parámetros señalados en función del uso del cuerpo receptor, que se establece en la presente Norma Oficial Mexicana. Asimismo, deberán conservar su registro de monitores por lo menos durante tres años posteriores a la toma de muestras.

- 4.9 El responsable de la descarga pondrá estar exento de realizar el análisis de laboratorio de alguno o de varios de los parámetros de contaminantes que se señalan en la Norma Oficial Mexicana, cuando demuestre que no genera dichos contaminantes, manifestándolo por escrito ante la Comisión Nacional del Agua. La citada autoridad podrá verificar el presente o ausencia de dichos parámetros en la descarga en cuestión y si resulta con presencia al responsable no quedará exento del cumplimiento de dichos parámetros y de las sanciones que pudieran resultar
- 4.10 Cuando los responsables de las descargas pretendan realizar cambios sustanciales en su proceso productivo y estos modifiquen, adicionen o eliminen la presencia de parámetros en las descargas, tienen la obligación de comunicarlo por escrito a la Comisión Nacional de Agua.
- 4.11 Los responsables de las descargas deben de manejar, estabilizar y disponer de manera segura los lodos primarios biológico y químicos, así como la basura, arenas, grasas, aceites y otros subproductos del tratamiento de las aguas residuales, de acuerdo con las disposiciones aplicables en la materia.
- 4.12 En el caso de que el agua de abastecimiento presente alguna o varios de los parámetros señalados en esta norma, con concentraciones superiores a los límites máximos permisibles que se señalan en los puntos 4.1, 4.2 y 4.3 de la presente Norma Oficial Mexicana, no fuere imputable al responder de la descarga el incumplimiento de los parámetros correspondientes siempre y cuando lo notifique por escrito a la Comisión Nacional de Agua, para que esta dictamine lo procedente.

Norma: NOM-002

El miércoles 3 de junio de 1998, se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado.

El proyecto de norma fue aprobado por el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la protección Ambiental en sesión celebrada el 24 de septiembre de 1996 y se publicó para consulta pública de conformidad, con el artículo 47 fracción I de la Ley Federal sobre Meteorología y Normalización.

A continuación se presenta un resumen del contenido de la citada norma.

CONTENIDO.

1. - Objetivo y campo de aplicación.
2. - Referencias.
3. - Definiciones.
4. - Especificaciones.
5. - Métodos de prueba.
6. - Grado de concordancia con norma y recomendaciones internacionales.
7. - Bibliografía.
8. - Observancia de esta Norma.

1. - Objetivo y campo de aplicación.

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado a fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y es observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas.

4. - Especificaciones.

- 4.8 La concentración de las descargas de aguas residuales a aguas a los sistemas de alcantarillado, no debe ser superior a la indicada como límite máximo permisible en el tabla 6.

TABLA 6 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES

| PARAMETROS (mg/l excepto cuando se especifique otra) | CONCENTRACIONES (promedio mensual) | CONCENTRACIONES. (promedio diario) |
|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Grasa y aceites. | 50 | 100 |
| Sólidos sedimentables (mg/l) | 5.0 | 10.0 |
| Arsénico | 0.5 | 1.0 |
| Cadmio | 0.5 | 1.0 |
| Cianuro | 1.0 | 2.0 |
| Cobre | 10.0 | 20.0 |
| Cromo | 2.5 | 5.0 |
| Mercurio | 0.01 | 0.02 |

- 4.2 Las unidades de potencial de hidrógeno (pH) no debe ser mayores de 10 unidades, ni menores de 6, mediante medición instantánea.
- 4.3 El límite máximo permisible de temperatura es de 40 °C (cuarenta grados centígrados), medición instantánea. Se permitirá descargas a temperaturas mayores siempre y cuando, se demuestre al municipio que esté a cargo del alcantarillado correspondiente, por medio de un estudio sustentados que no dañe al sistema del mismo.

- 4.4 De acuerdo al método de pruebas establecido en la Norma Mexicana NMK-AA-006 referida en el punto de esta Norma Oficial Mexicana, la interpretación del resultado respecto a la materia flotante debe ser ausente.
- 4.5 No se debe descargar o depositar en los sistemas de alcantarillado sustancias o residuos considerados peligrosos, conforme a las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes.
- 4.6 Los municipios podrán fijar condiciones particulares de descarga a los responsables de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado de manera individual o colectiva, estableciéndose lo siguiente:
 - I) Nuevos límites máximos permisibles de descarga de contaminantes.
 - II) Límites máximos permisibles para parámetros adicionales no contemplados en esta norma.

Lo anterior debe estar sustentado en estudios específicos, presentados por los afectados o por el municipio competente

- 4.7 El responsable de la descarga de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado debe cumplir con la presente Norma Oficial Mexicana, en las fechas de cumplimiento en el tabla 7 de esta. De esta manera, el cumplimiento es gradual y progresivo, conforme al número de habitantes y se debe tomar referencias el último Censo General de Población Oficial.

TABLA 7

| FECHA DE CUMPLIMIENTO A PARTIR DE: | INTERVALO DE POBLACION. |
|------------------------------------|----------------------------|
| 1 enero 1999 | Mayor o igual a 50,000 ab. |
| 1 enero 2004 | Mayor o igual a 20,000 ab. |
| 1 enero 2009 | Mayor o igual a 2,500 hab. |

- 4.8 Las fechas de cumplimiento establecidas en el tabla 7 de la presente Norma Oficial Mexicana, pueden ser adelantadas de manera particular a una empresa, por el municipio, siempre y cuando se demuestre técnicamente que:
 - a) Alguna descarga cause efectos nocivos en las plantas de tratamiento de aguas residuales que se encuentran en operación.
 - b) Alguna descarga previsiblemente cause efectos nocivos en la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales que se encuentran en construcción, pudiéndose exigir en este caso el cumplimiento a partir de la fecha en que la planta de tratamiento este en operación.

Cuando se pretende reducir las fechas de cumplimiento, el municipio deberá notificarlo a dicha empresa conforme a los procedimientos legales correspondientes.

- 4.9 Los responsables de las descargas tienen la obligación de realizar los análisis de las descargas de aguas residuales, con la finalidad de determinar el promedio diario o el promedio mensual, analizando los parámetros señalados en el tabla 6

de la presenta Norma Oficial Mexicana. Así mismo, deben conservar sus registros de análisis técnicos por lo menos durante tres años posteriormente a la toma de muestras.

- 4.10 Los responsables de las descargas pueden ser examinados del punto anterior y de presentar futuros resultados de mediciones, respecto de aquellos parámetros que comprueben técnicamente que no se puede generar en sus procesos productivos ni derivar de sus materias primas, mediante un reporte técnico del efluente. Los municipios podrán verificar la presencia o ausencia de dichos contaminantes de la descarga en cuestión, y si resulta con presencia el resultado no quedará exento del cumplimiento de estos y de las sanciones que pudieran resultar.
- 4.11 Los responsables de las descargas deben informar al municipio competente, de cualquier cambio de sus procesos, cuando con ello se ocasione modificaciones en las características o en volúmenes de las aguas residuales que hubieran servido para expedir el permiso de descarga correspondiente.
- 4.12 Las descargas provenientes de drenaje pluviales y de servicio, no quedan exentas de la inspección y vigilancia por parte del municipio correspondiente.
- 4.13 En caso de que el agua de abastecimiento registre alguna concentración promedio mensual de los parámetros señalados en el tabla 6 de esta Norma Oficial Mexicana, La suma de esta concentración, al límite máximo permisible mensual, será el que deba cumplirse.

Norma: NOM-003

PROYECTO de Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reusen en servicios público.

El miércoles 14 de enero de 1998, se publicó en el Diario Oficial de la Federación el PROYECTO de Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reusen en servicios público.

El presente Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997 fue aprobado por el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la protección Ambiental, en sesión celebrada el 28 de agosto de 1997 y fue publicada para consulta pública, de conformidad con el artículo 47 fracción I de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, a efecto de que los interesados, dentro de los 60 días naturales siguientes a la fecha de su publicación en el Diario Oficial de la Federación, presenten sus comentarios ante el citado comité.

A continuación se presenta un resumen del contenido de la citada norma.

CONTENIDO

- 1.- Objetivo y campo de aplicación.
- 2.- Referencias.
- 3.- Definiciones.
- 4.- Especificaciones.
- 5.- Muestreo.
- 6.- Métodos de prueba.
- 7.- Grado de concordancia con norma y recomendaciones internacionales.
- 8.- Bibliografía.
- 9.- Vigilancia de esta Norma.

- 1.- Objetivo y campo de aplicación.

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público, con el objeto de proteger la salud de la población y el medio ambiente, y es de observancia obligatorias para las entidades públicas o privadas responsables de su tratamiento.

En este caso de que el servicio al público se realiza por terceros, éstos serán responsables solidarios del cumplimiento de la presente Norma, desde la producción del agua tratada hasta el transporte y entrega de la misma.

- 4.- Especificaciones.

- 4.1 Los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales tratados son los establecidos en la tabla 8 de esta Norma Oficial Mexicana.

TABLA 8 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES.

| TIPO DE REUSO | PROMEDIO MENSUAL (PM) | PROMEDIO MENSUAL (PM) |
|---|------------------------------|---|
| | COLIFORMES FECALES NMP/ML | HUEVOS DE HELMINTOS (organismos / litro) |
| Servicios al público con contacto directo. | 240 | <1 |
| Servicio al público con contacto indirecto. | 1,000 | <5 |

- 4.2 La materia flotante debe estar ausente en el agua residual tratada, de acuerdo al método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006, referidas en el punto 2 esta Norma Mexicana.

- 4.3 Las entidades privadas o públicas responsables del tratamiento de las aguas residuales que reusan en servicio al público, tiene la obligación de realizar el

monitoreo de las aguas tratadas en los términos de la presente Norma Oficial Mexicana y de conservar al menos durante tres años el registro de la información resultante del muestreo y análisis.

- 4.4 El agua residual tratada reusada en servicio al público no deberá contener concentraciones de metales pesados y cianuros mayores a los límites máximos permisibles establecidos en la Tabla 3 de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996.

Capítulo 2

GENERALIDADES DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS.

2.1 ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Una planta de tratamiento para aguas residuales municipales puede definirse como:

"El conjunto de obras o estructuras con sus equipos y dispositivos hidráulicos, mecánicos, eléctricos o de otros tipos, en donde las aguas residuales se someten a diversas operaciones o procesos unitarios con el fin de mejorar su calidad para reutilizarlas o descargarlas al ambiente con un cierto grado de calidad"

Con base en el grado de calidad que se pretenda lograr, los procesos de tratamiento se clasifican de manera convencional y sus fundamentos importantes se basan en los procesos biológicos.

Como ya se mencionó; el objetivo principal de los procesos de tratamiento de aguas residuales, es la eliminación de sustancias contaminantes. Estas sustancias pueden ser eliminadas haciéndolas reaccionar con otras sustancias, a fin de obtener productos de fácil remoción, o bien, por lo menos de minimizar la actividad nociva. En otros casos, las sustancias que se agregan pueden tener como finalidad obtener agua con características deseables.

Los procesos empleados para el tratamiento de aguas residuales, dependen considerablemente del tipo de reuso o disposición que se le dará al efluente tratado, estos procesos pueden ser desde los más simples; cuando se trate de agua para alimentar lagos, hasta un tratamiento avanzado que elimine cualquier tipo de impurezas contenidas en el agua; cuando ésta sea destinada para el consumo humano.

Como ya se mencionó anteriormente, la selección de los procesos de tratamiento depende de la calidad de agua a obtener, así como también del caudal a tratar y de la disponibilidad del terreno a ocupar, por lo que; las unidades de tratamiento resultan ser muy variables y puede lograrse por medios naturales, físicos, químicos y biológicos.

Los métodos usuales están clasificados como operaciones unitarias físicas, procesos unitarios químicos y procesos unitarios biológicos, estas operaciones y procesos pueden presentarse en una variedad de combinaciones en el tren de tratamiento. Los niveles de tratamiento se puede agrupar como: a) tratamiento nulo (procesos naturales), b) tratamiento preliminar o preparatorio, c) tratamiento primario (procesos físicos), d) tratamiento secundario (procesos biológicos) y e) tratamiento terciario (procesos químicos), se describen a continuación.

a) Tratamiento nulo o natural.

La naturaleza provee cierto grado de autopurificación a todas las aguas que hayan sido contaminadas por desechos, ya sea debido a escurrimientos superficiales, descargas de aguas residuales municipales o residuos líquidos industriales. La velocidad a la que se verifica este proceso depende de la naturaleza del material contaminante, así como de las condiciones y características físicas, químicas y biológicas del agua misma. Los factores que influyen en la autodepuración de los cuerpos receptores son: el más importante el tiempo, las condiciones adecuadas de temperatura, la luz solar, la velocidad de flujo y muchas otras características físicas, químicas y biológicas, que ocurren en forma natural como la fotosíntesis, aereación, dilución, sedimentación, vida acuática (plantas y animales), entre otras, en fin todo aquello que no permita el abatimiento del oxígeno disuelto en el agua como elemento de vital importancia.

Anteriormente el poder de autodepuración de los cuerpos de agua era el tratamiento utilizado y era suficiente, pero en la actualidad debido a los grandes volúmenes de agua contaminada que se descargan en los cauces, hace que esta posibilidad sea insuficiente y por lo tanto una alternativa desechada, puesto que es tan alta la concentración de contaminantes que se vierten y son tantos los puntos de vertido, que imposibilitan a la corriente a poder autodepurarse ocasionando con ello que los cauces se convierten en grandes drenajes.

b) Tratamiento preliminar o preparatorio.

Consiste en mejorar la calidad física de las aguas residuales, mediante la remoción de los sólidos flotantes o de los sólidos suspendidos de tamaño relativamente grande. Como ejemplos de tratamiento preliminar se tienen: el cribado o sea el pasar el agua residual por rejas o rejillas de diferentes tamaños, el desarenado, la igualación de gastos, el desmenuzado, etc.

c) Tratamiento primario.

Se refiere a la remoción de la mayor parte de los sólidos en suspensión contenidos en las aguas residuales, por medio de procesos físicos conocidos como operaciones unitarias físicas. Este tipo de remoción puede o no, según el caso, estar acompañado del tratamiento de los lodos obtenidos con la remoción mencionada. Como ejemplos de tratamiento primario se tienen: regulación de flujo, neutralización y mezclado, desgrasado, sedimentación primaria (tanques sépticos, tanques de doble acción, tanques de sedimentación simples y tanques de sedimentación compuesta).

d) Tratamiento secundario.

Consiste en la separación (a un alto grado) de los sólidos orgánicos disueltos contenidos en las aguas residuales. Generalmente los tratamientos secundarios son aquellos en los cuales la remoción de contaminantes es por medio de la actividad biológica, aunque también existen algunos procesos físicos que se realizan después de los procesos biológicos.

El tratamiento secundario depende principalmente de los organismos para la descomposición de los sólidos orgánicos, hasta transformarlos en sólidos inorgánicos o en aquellos sólidos orgánicos estables. Este tratamiento es comparable a la zona de recuperación de una corriente natural, en la figura 2.1 se pueden observar las partes que componen a un tren de tratamiento completo, en el cual se integra el tratamiento biológico o tratamiento secundario como el principal elemento del proceso completo de tratamiento de aguas residuales.

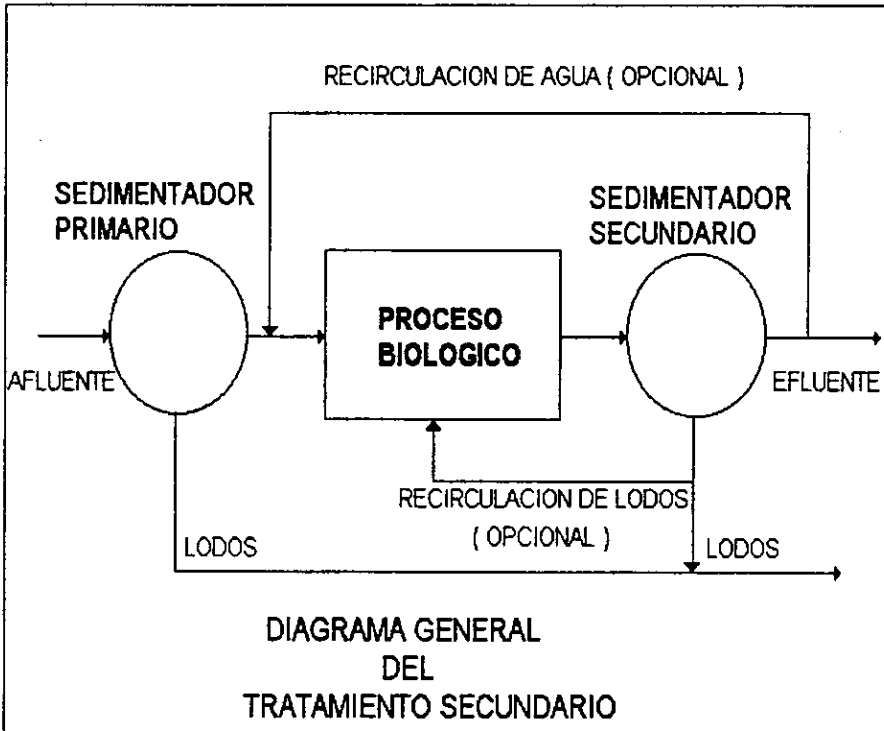


FIGURA 2.1 DIAGRAMA GENERAL DEL TRATAMIENTO SECUNDARIO; FUENTE ASCÉ, 1983.

e) Tratamiento terciario o avanzado.

Se refiere a la remoción de contaminantes, mediante procesos fisicoquímicos, estos contaminantes suelen ser materiales en suspensión muy fina (principalmente coloides) o de inorgánicos en solución. Este proceso puede consistir en una serie compleja de varios procesos independientes, de acuerdo con la calidad de las aguas residuales por tratar y fundamentalmente a la calidad requerida en el agua tratada. Estos procesos generalmente van acompañados, tanto por operaciones unitarias físicas como por procesos unitarios biológicos.

Como ejemplos de tratamiento terciario se tienen:

- * Coagulación y floculación,
- * Adsorción con carbón activado,
- * Intercambio iónico,
- * Ósmosis inversa,
- * Cloración al punto de ruptura,
- * Desorción de amoníaco,
- * Desinfección,
- * Electrodialísis,
- * Oxidación química, entre otros.

2.2 PROCESOS BIOLÓGICOS.

El tratamiento biológico de las aguas residuales, tiene como finalidad: a) remover la materia orgánica en estado coloidal y disuelta que no fue removida en el tratamiento primario y b) estabilizar la materia orgánica.

En forma general, el tratamiento biológico se lleva a cabo por la transferencia de la materia orgánica hacia la película o "Floc" (también llamado biomasa), por contacto interfacial, adsorción y absorciones asociadas. La materia orgánica es utilizada por los microorganismos para su metabolismo y generación de células nuevas, las células viejas mueren, deslavándose y precipitándose al fondo.

En los sistemas biológicos, se tienen complejas poblaciones de microorganismos, mezclados e interrelacionados, en los que cada uno de ellos tiene su propia curva de crecimiento, la cual depende de las condiciones del sistema, pH, temperatura, aereación o anoxicas y disposición de nutrientes.

Es importante conocer si el agua residual a tratar por medios biológicos contiene compuestos químicos tóxicos que puedan ser inhibitorios para el crecimiento de los microorganismos, en tal caso se podría hacer un pretratamiento para su eliminación o mejor cambiar a un tratamiento fisicoquímico.

En condiciones aerobias, los microorganismos utilizan el oxígeno en sus procesos vitales (metabolismo y reproducción), en cambio en ausencia de oxígeno (anaerobiosis) se usan otros compuestos químicos en sustitución del oxígeno como aceptores de electrones.

Los procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, constan de equipo que pone en contacto la materia orgánica con los microorganismos adecuados, durante el tiempo suficiente para llevar a cabo su oxidación, bajo condiciones aerobias o anaerobias. Los principales microorganismos responsables de remover grandes cantidades de materia orgánica en los procesos biológicos aerobios, son las bacterias, en su mayoría aerobias y facultativas heterótrofas. Pruebas realizadas sobre un número diferente de bacterias indican que están constituidas por aproximadamente 80 por ciento de agua y 20% de material seco, del cual 90 por ciento es orgánico y 10 por ciento inorgánico, una fórmula aceptada para la materia orgánica es $C_5H_7O_2N$, del cual 53 por ciento de peso seco es carbono.

Además de la fuente de carbono orgánico y la presencia de oxígeno, principales abastecedores de carbono y energía para la síntesis y mantenimiento de funciones, debe haber elementos inorgánicos como nitrógeno y fósforo, y trazas de elementos como azufre, potasio, calcio, y magnesio, que son vitales para la síntesis celular.

En presencia de oxígeno, la oxidación aeróbica toma lugar, parte de la materia orgánica es sintetizada a nuevos microorganismos, otra parte es oxidada a productos finales relativamente estables como C_2 , H_2O y NH_3 , y en ausencia de materia orgánica las mismas células o microorganismos entran en una etapa endógena para obtener la energía necesaria para el mantenimiento de sus funciones. En la mayoría de los tratamientos biológicos estos tres procesos ocurren simultáneamente. Para un proceso aerobio y considerando a las bacterias como la población dominante (ver tabla 2.1), los tres procesos anteriores pueden representarse de la siguiente manera:

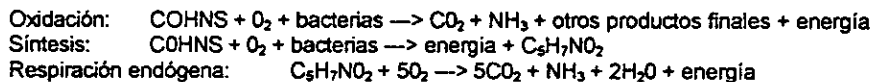


TABLA 2.1 CLASIFICACIÓN GENERAL DE LOS MICROORGANISMOS CON BASE EN SUS FUENTES DE CARBÓN Y ENERGÍA

| CLASIFICACION | FUENTE DE ENERGIA | FUENTE DE CARBON | ORGANISMOS REPRESENTATIVOS |
|--------------------|--|------------------|--|
| FOTOAUTOTROFOS | LUZ | CO_2 | Algas, bacterias, fotosintéticas, plantas superiores |
| FOTOHETEROTROFOS | LUZ | Materia orgánica | Bacterias fotosintéticas |
| QUIMIOAUTOTROFOS | Materia inorgánica (oxidación-reducción) | CO_2 | Bacterias |
| QUIMIOHETEROTROFOS | Materia orgánica (oxidación-reducción) | Materia orgánica | Bacterias, hongos, protozoarios, animales |

Los procesos biológicos también se conocen como procesos unitarios biológicos, y son el elemento fundamental del reactor biológico, donde se lleva a cabo la conversión de

los contaminantes solubles en sólidos biológicos y en otros productos del metabolismo microbiano.

2.2.1 Tipos de procesos biológicos.

Los procesos biológicos actúan en condiciones aerobias o anaerobias, dependiendo del tipo de metabolismo que tengan los organismos involucrados. De acuerdo a la distribución y condición de los microorganismos en el reactor el proceso puede ser de: biomasa suspendida, biomasa fija y la combinación de éstas, (tabla 2.2), esta combinación estudiada y bien establecida en los sistemas de tratamiento biológico acorde con las condiciones ideales de operación es directamente proporcional a la eficiencia de remoción de contaminantes (tabla 2.3).

TABLA 2.2 PROCESOS BIOLÓGICOS PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.

| DISTRIBUCION DE LA BIOMASA | PROCESO BIOLÓGICO. | |
|----------------------------|---|---|
| | METABOLISMO AEROBIO | METABOLISMO ANAEROBIO |
| PELICULA FIJA | - Bidiscos - Filtro percolador - Filtro de arena | - Metabolismo anaerobio - Reactor empacado |
| FLOCULOS SUSPENDIDOS | - Lodos activados - Zanjias de oxidación - Lagunas de oxidación | - Digestor anaerobio - Contactor anaerobio |

FUENTE: IPN, 1994.

TABLA 2.3 EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE VARIOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICOS EN CONDICIONES IDEALES DE OPERACIÓN

| PARAMETRO | INFLUENTE | EFLUENTE | | | | | | |
|--------------------------|-----------|--------------------------|------|-------------------------|------|------|------|--------|
| | | L.A. | A.E. | L.A. | Z.O. | L.A. | L.F. | L.ANA. |
| SST | 225 | 20 | 20 | 20 | 20 | 120 | 90 | 100 |
| DBO5 | 220 | 15 | 15 | 15 | 15 | 40 | 25 | 40 |
| DQO | 450 | 90 | 90 | 90 | 90 | 160 | 140 | 140 |
| N-NH3 | 25 | 20 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| P = To + | 10 | 7 | 7 | 7 | 7 | 4 | 4 | 4 |
| NOMENCLATURA | | | | | | | | |
| L.A. LODOS ACTIVADOS | | A.E. AIREACIÓN EXTENDIDA | | L.A. LAGUNA AEREADEA | | | | |
| Z.O. ZANJAS DE OXIDACIÓN | | L.F. LAGUNA FACULTATIVA | | L.ANA. LAGUNA ANAEROBIA | | | | |

Los procesos de biomasa suspendida mantienen una masa biológica en suspensión dentro del reactor, empleando mezclado natural o artificial, el caso más común es el sistema de lodos activados. Este sistema esta constituido esencialmente por un reactor y un sedimentador, (figura 2.2).

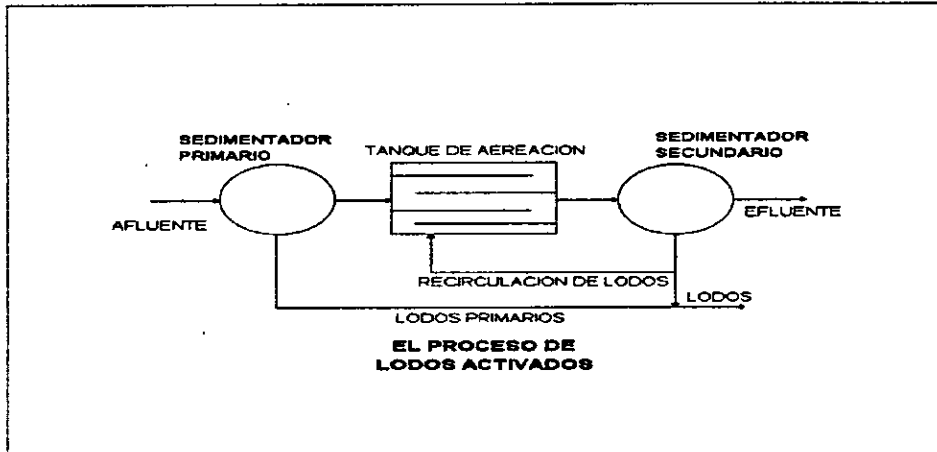


FIGURA 2.2 DIAGRAMA GENERAL DEL TRATAMIENTO SECUNDARIO; FUENTE, IPN, 1994.

En el sistema de lodos activados el agua residual es alimentada al reactor, y la materia orgánica que se adhiere a los flocos es degradada por los microorganismos en el medio y la transforma a materia inorgánica y celular, posteriormente el agua tratada y los flocos (lodos biológicos) abandonan el reactor y pasan a un sedimentador en donde el material celular es separado por gravedad. Una parte del lodo biológico es recirculado al reactor con el objeto de mantener constante la concentración de microorganismos y el resto debe ser enviado a un proceso de tratamiento de lodos y una correcta disposición. La cantidad de biomasa desechada o enviada al tratamiento de lodos es igual a la población neta de la misma. Esto garantiza las condiciones de operación continua del sistema.

Como los organismos presentes en el sistema tienen metabolismo aerobio, para favorecer las condiciones aerobias en el reactor o tanque de aereación se introduce aire al sistema por medios artificiales.

Otro ejemplo del proceso biológico de biomasa suspendida es el de las lagunas de oxidación, generalmente se presentan como simples estructuras de tierra, abiertas al aire y al sol, elementos que constituyen los recursos naturales utilizados para la transformación de la materia orgánica, en las que se efectúa la autopurificación de los residuos líquidos por medio de la acción mutua de algas y bacterias.

En las lagunas de estabilización se presentan dos procesos biológicos, en la parte superficial el denominado "aerobio" y en el fondo "anaerobio".

La estabilización biológica se realiza por medio de una serie de reacciones de óxido-reducción en las cuales, una porción de la materia orgánica es utilizada como energía y otra en síntesis. Las reacciones de energía son aquellas en las que se lleva a cabo la estabilización completa de la materia orgánica, mientras que, en las reacciones de síntesis, sucede que la materia orgánica es transformada a protoplasma bacteriano. Este fenómeno de oxidación-síntesis origina los lodos como producto de la remoción

bioquímica de materia orgánica y está constituido por material celular derivado de la fotosíntesis o por restos descompuestos de plantas y bacterias. En la figura 2.3 se muestra de forma esquemática los procesos involucrados en una laguna de oxidación.

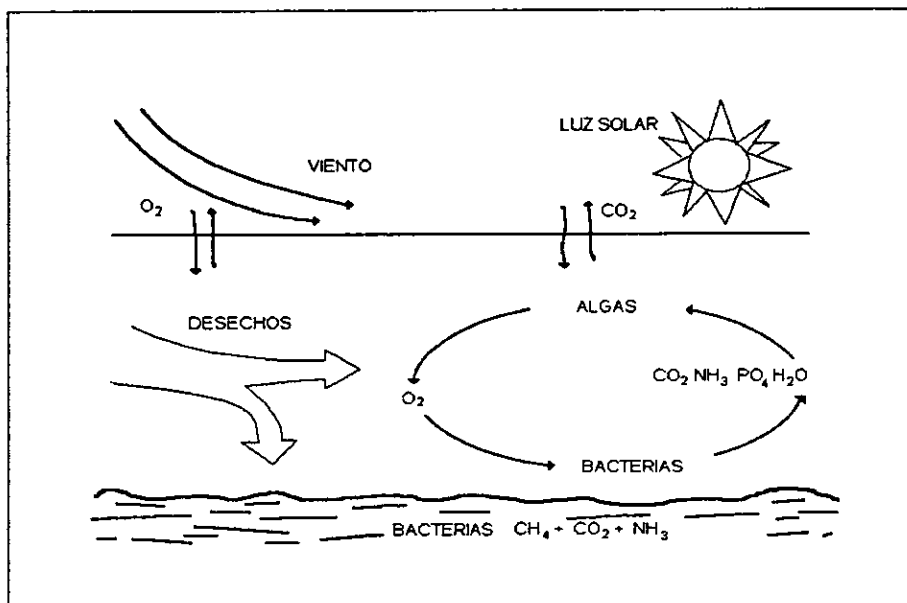


FIGURA 2.3 REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN; FUENTE, CIECCA, 1993.

Otra variante de proceso con biomasa suspendida es el procesos de zanjas de oxidación. El principio básico de las zanjas de oxidación, es por aereación extendida, a base de suministrar oxígeno por medio de rotores circulando el agua en un circuito cerrado. El principio activo de las zanjas de oxidación está constituido por los flocúlos suspendidos en el medio líquido. Estos flocúlos están compuestos de los mismos microorganismos que se encuentran en los lodos activados, como bacterias y protozoarios principalmente, además de pequeñas cantidades de hongos, algas y otros.

La zanja de oxidación fue desarrollada con la intención de simplificar el proceso de tratamiento biológico, disminuir el costo y hacer la operación más fácil, eliminando para estos fines los desarenadores, sedimentadores primarios, y en muchos casos también los secundarios. Mediante este sistema de tratamiento, es posible reducir de 90 a 98% de la DBO.

En general, es una excavación del suelo en forma de una posa largo y angosto cerrado sobre sí mismo, semejante a una pistas. La única pieza móvil consiste en el equipo de aireación superficial, conocido como rotor de paletas.

Procesos de contacto anaerobio.

Este proceso sigue el mismo patrón que el sistema de lodos activados con la diferencia de que en este caso, los tanques, tanto el de aireación como el de sedimentación, están cerrados, para evitar el acceso de oxígeno atmosférico al sistema, (figura 2.4).

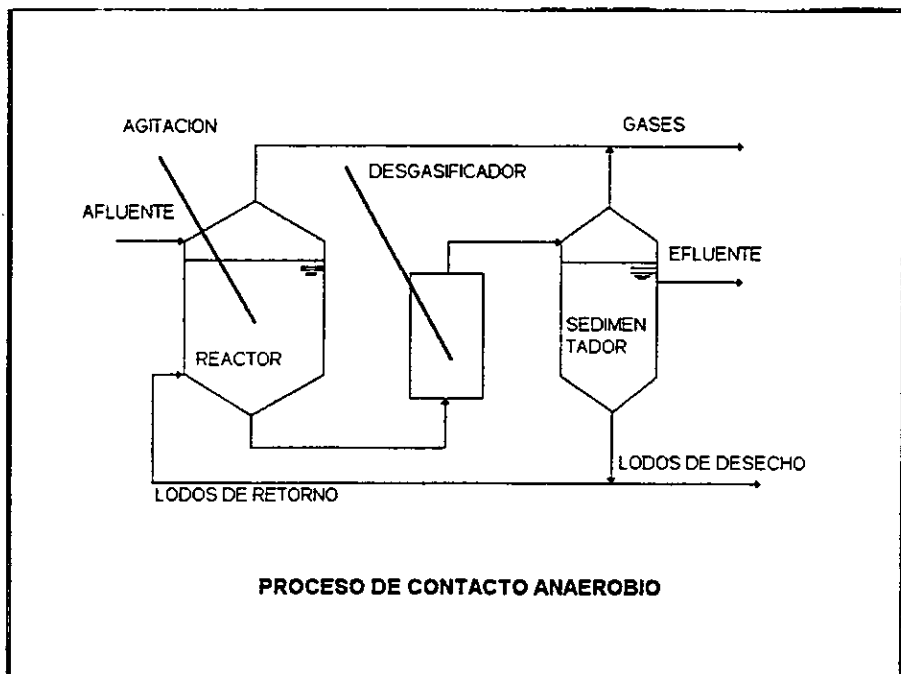


FIGURA 2.4 PROCESO DE CONTACTO ANAEROBIO; FUENTE, IPN, 1992.

En el reactor, los organismos anaerobios y facultativos convierten el material orgánico principalmente en productos gaseosos (como el metano y el dióxido de carbono).

Procesos de película fija.

Los procesos de película adherida utilizan un medio sólido sobre el cual se acumulan los microorganismos formando una capa delgada o película biológica. El área disponible para el crecimiento microbio es un parámetro importante de diseño y generalmente es necesario desarrollar sistemas que presenten un área máxima para el crecimiento de la película en el menor volumen posible.

Filtro intermitente de arena.

Este sistema requiere de grandes extensiones de terreno, lo cual hace que no se utilice en ciudades, pero encuentra aplicación en zonas rurales.

La operación consiste en la aplicación intermitente del agua de desecho sobre la superficie de arena. Los sólidos quedan atrapados en la arena, mientras que la población microbiológica que se desarrolla en la superficie de los granulos absorbe y transforma la materia orgánica soluble y coloidal. Entre cada ciclo de dosificación el aire penetra en el lecho para permitir la oxigenación. La profundidad de la cama arenosa puede ser de 460 a 760 mm. La arena está soportada por aproximadamente 300 mm. de grava al fondo de la cual se encuentra una tubería perforada (drenes) que colecta el agua tratada.

Filtro percolador o filtro Biológico.

Los filtros percoladores utilizan como medio de soporte para la película un material poroso como rocas o materiales plásticos. El nombre dado al equipo no es del todo adecuado, ya que el mecanismo fundamental de la eliminación orgánica no es la filtración sino la difusión y posteriormente la asimilación y degradación microbiana. Es un sistema aerobio donde el suministro de oxígeno es permitido por el paso del aire a través de los espacios vacíos del material de soporte. El agua de desecho que se va a tratar se aplica con un dispositivo distribuidor (rociador) por la parte más alta del sistema y escurre sobre la superficie del material de soporte, "filtrándose" sobre la película de microorganismos que han crecido en dicha superficie. La película biológica está constituida principalmente por bacterias y hongos; aunque es frecuente encontrar organismos superiores como larvas de insectos, etc. ; (figura 2.5).

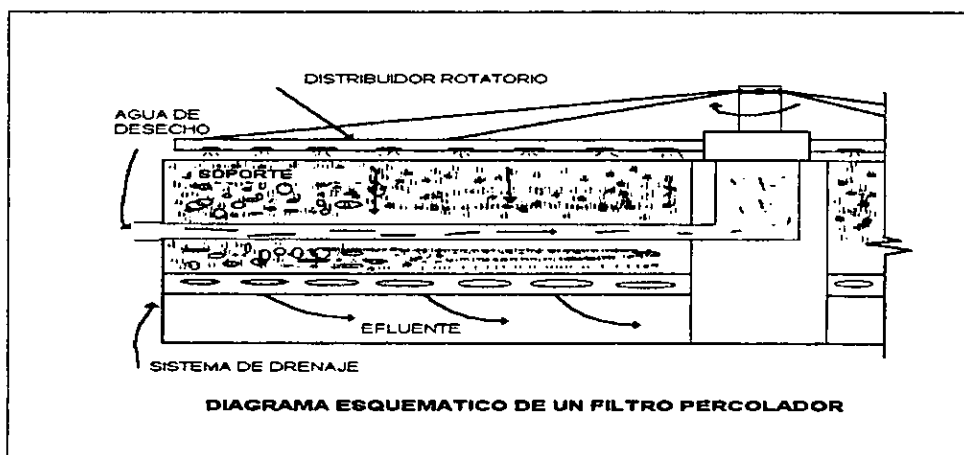


FIGURA 2.5 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO; FUENTE, CIECCA, 1980.

Reactor anaerobio empacado.

Los reactores anaerobios empacados son sistemas utilizados para el tratamiento de aguas de desecho con altos contenidos de material orgánico disuelto.

Un reactor anaerobio empacado es por lo general de forma cilíndrica y está empacado con un material sobre el cual se fijan los microorganismos que llevan a cabo la degradación del material orgánico. El material de empaque se encuentra sumergido en el agua de desecho por tratar. Al igual que en el caso de filtros percoladores, el tipo de empaques utilizado se escoge en función de varios factores, entre los que se encuentran la facilidad de adherencia de los microorganismos a la superficie, el peso, el área superficial expuesta y los costos.

El agua de desecho se introduce por la parte inferior del reactor y durante su paso, a través del medio empacado, los contaminantes orgánicos son transformados principalmente en metano y dióxido de carbono.

El comportamiento del sistema microbiológico de este reactor es similar al de un filtro percolador, con la diferencia de que uno es aerobio y otro es anaerobio. En la entrada del reactor, los microorganismos que se encuentran en esa zona disponen de una mayor cantidad de nutrientes que los que se encuentran en las zonas altas. De esta forma la cantidad y composición de los nutrientes cambia con la altura del reactor. Esto origina una zonación de la composición microbiana con respecto a la altura, lo cual a su vez es la causa de que los reactores de película biológica sea eficientes en la eliminación de contaminantes orgánicos: para cada diferente composición, de nutrientes se tiene en el reactor una población microbiológica especializada en su degradación.

Biodiscos.

De acuerdo con las clasificaciones antes mencionadas en este capítulo, el proceso de biodiscos es un proceso biológico de tipo aeróbico y de película fija para el tratamiento secundario de aguas residuales.

Es posible utilizar el sistema de biodiscos para eliminación de carbón orgánico y de compuestos nitrogenados bajo condiciones aeróbicas y anaerobias.

2.3 ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO A BASE DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.

Las lagunas o estanques de estabilización son medios simples y flexibles de tratamiento de aguas residuales a través de la descomposición biológica del material orgánico. Los tipos y modificaciones del sistema de lagunas son variados. Como ya se mencionó anteriormente las lagunas se clasifican como anaerobias, aerobias, facultativas o aerobias-aireadas o facultativas-aireadas, las lagunas aireadas frecuentemente son llamadas lagunas de oxidación.

Las lagunas son los sistemas más económicos para el tratamiento de los desechos líquidos generados en las diversas actividades humanas, ya que se facilita la construcción y operación que en la mayoría de los casos resulta ser lo adecuado. El diseño de lagunas basado en experiencias de laboratorio y campo han dado mejores diseños y en la actualidad han sido consideradas como uno de los importantes procesos de tratamiento de aguas residuales en el país.

Aplicabilidad

Es difícil clasificar las lagunas por tipo de desecho que reciben, tamaño, forma, modo de operación y objetivos del tratamiento; sin embargo, a continuación se presentan algunas aplicaciones típicas de lagunas de estabilización.

Si la principal consideración es la reducción de DBO, normalmente se utiliza una combinación de lagunas anaerobias y facultativas o facultativas independientes. En cambio, cuando se requiere reducir el número de organismos patógenos, las lagunas conectadas en serie dan los mejores resultados. Un sistema conectado en serie puede incluir lagunas anaerobias, facultativas y de maduración o de las últimas dos únicamente.

El esquema y forma de operar dependerán de los objetivos y grado de flexibilidad requerida del sistema. Un diseño en serie se usa generalmente donde la carga orgánica es grande y se desea reducir la cuenta de coliformes. Los sistemas en paralelo se aplican cuando se necesita tener mucha flexibilidad en la operación. Los desechos con grandes cantidades de sólidos y sustancias tóxicas o color necesitan un tratamiento especial. Los desechos industriales, en contraste a las aguas residuales domésticas, requieren un tratamiento individual, para cada caso.

En lagunas de estabilización el proceso biológico se controla principalmente mediante el tiempo de retención y la temperatura, y para tener una operación ideal, es deseable que los gastos de entrada y salida sean iguales. Aunque diferencias en los gastos no destruyen el sistema, percolación y evaporación excesivas pueden ejercer una influencia muy marcada sobre un sistema de lagunas de estabilización. La laguna de maduración se ha vuelto una parte integral de los sistemas de tratamiento por lagunas en varias partes del mundo, ya que el efluente de estas lagunas es comparable con los resultados obtenidos de la cloración de efluentes de filtros de arena.

El empleo del sistemas de lagunas de estabilización ha crecido en todo el mundo, para recibir el efluente de unidades de tratamiento biológico sobrecargadas. Este tipo de lagunas se diseñan para mejorar el efluente de plantas de lodos activados, filtros biológicos, lagunas anaerobias y facultativas, etc. Normalmente, el objetivo es el de preparar el agua para ser reutilizada, disminuyendo la DBO.

En varios países se está prestando mayor atención a la recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas. En Israel, por ejemplo, donde el uso de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales tiene grandes ventajas sobre plantas convencionales, se han elaborado sistemas de lagunas para manejar los desechos de ciudades cuya población es mayor que un millón de habitantes. Los sistemas incluyen el uso de lagunas anaerobias y facultativas; y, el efluente se infiltra al subsuelo, para extraerlo dos años después a través de pozos.

Tipos de Lagunas

Se han utilizado muchos diferentes nombres a los distintos tipos de lagunas, incluyendo lagunas de aguas negras, lagunas de oxidación, lagunas de maduración, lagunas facultativas, lagunas anaerobias, lagunas de estabilización aerobias, y lagunas de oxidación con aeración mecánica (tabla 2.4).

TABLA 2.4 CLASIFICACIÓN MÁS COMUN DE LOS TIPOS DE SISTEMAS LAGUNARES

| TIPO DE LAGUNA O SISTEMA LAGUNAR | NOMBRE COMÚN | CARACTERÍSTICAS QUE LO IDENTIFICAN | APLICACIÓN |
|---|---|--|---|
| AEROBIA | a) Baja tasa | Diseñada para mantener condiciones aerobias a través de toda la profundidad del líquido | Tratamiento de desechos orgánicos solubles y efluentes secundarios |
| | b) Alta tasa | Diseñada para optimizar la producción de algas y tejido celular y lograr grandes producciones de proteína cosechable | Remoción de nutrientes, tratamiento de desechos orgánicos solubles, conversión de desechos |
| | c) Maduración o laguna terciaria | Similar a las lagunas de baja tasa pero con gran carga de iluminación | Usada para purificar los efluentes del tratamiento secundario convencional como filtros biológicos o todos acévidos |
| AEROBIA-ANAEROBIA (Aeración como fuente de oxígeno) | Facultativa con aeración | Más profunda que las de alta tasa, la aeración y la fotosíntesis proveen el oxígeno para la estabilización aerobia en las capas superiores. Las capas bajas son facultativas, las capas del fondo experimentan digestión anaerobia | Tratamiento de cribado para aguas no tratadas o sedimentación primaria de aguas residuales o desechos industriales |
| AEROBIA-ANAEROBIA (algas como fuente de oxígeno) | Facultativas | Lo mismo que la anterior, excepto que no tiene aeración. La fotosíntesis y aeración de la superficie provee de oxígeno las capas superiores | Tratamiento de cribado para aguas no tratadas o sedimentación primaria de aguas residuales o desechos industriales |
| ANAEROBIA | Anaerobia, laguna de pretratamiento anaerobio | Condiciones anaerobias prevalecen en todas partes, seguida generalmente por lagunas aerobias o facultativas | Tratamiento de aguas residuales municipales e industriales |
| ANAEROBIA SEGUIDA DE AEROBIA-ANAEROBICA | Sistema lagunar | Combinación de tipo de lagunas descritas arriba. Lagunas aerobias-anaerobias pueden ser seguidas por una laguna aerobia. Frecuentemente se utiliza recirculación de lagunas aerobias a las anaerobias | Tratamiento completo de aguas residuales municipales e industriales con alta remoción de bacterias |

Para los propósitos de este trabajo, las lagunas se definen de la siguiente manera. El término laguna de estabilización se usa para describir cualquier laguna o sistema de lagunas diseñadas para el tratamiento biológico de aguas residuales. Una laguna de estabilización anaerobia, como proceso de pretratamiento, es básicamente un digestor que no requiere oxígeno disuelto, ya que las bacterias anaerobias degradan los desechos orgánicos complejos. Una laguna de estabilización aerobia es una donde las bacterias aerobias degradan los desechos y las algas, a través de la fotosíntesis, proporcionan suficiente oxígeno para mantener el sistema aerobio. Una laguna de estabilización facultativa es una donde existe una capa superior aerobia (mantenida por las algas) y una zona inferior anaerobia. En la laguna facultativa se pueden encontrar organismos aerobios, facultativos y anaerobios.

En la laguna de estabilización mecánicamente aerada es una donde aeradores mecánicos suplementan o rempazan a las algas como medio para proporcionar el oxígeno disuelto requerido. Este tipo de laguna puede funcionar como un sistema aerobio o facultativo. En algunas lagunas aeradas mecánicamente, la turbulencia puede no ser

suficiente para mantener todos los sólidos en suspensión; por consiguiente, los lodos se pueden sedimentar y entrar en descomposición anaerobia, mientras que el resto de la laguna permanece aerobia.

Lagunas que reciben aguas residuales crudas se denomina lagunas de estabilización primarias. Lagunas que reciben efluentes de sedimentación primaria o tratamiento biológico secundario se denominan lagunas de estabilización secundaria. Igualmente, una laguna que sirve como segundo o tercer elemento de una serie funciona como una unidad aerobia o facultativa secundaria. Una laguna cuya principal función es la reducción del número de organismos patógenos, mediante un tiempo prolongado de retención se llama laguna de maduración. Una laguna de maduración puede ser utilizada para la cría de peces, tales como carpa y puede ser denominada como una laguna de peces. La configuración física y el modo de operación también pueden ser utilizados para categorizar un sistema de lagunas (figura 2.6).

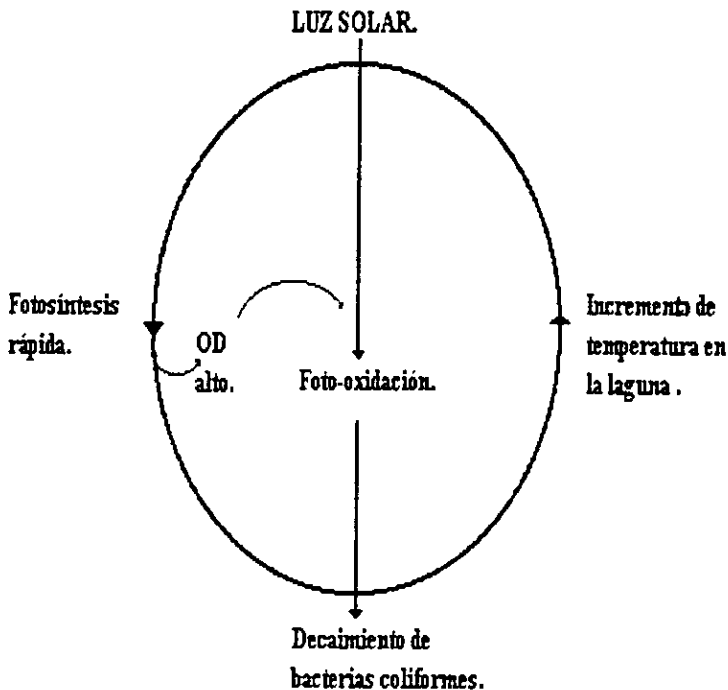


FIGURA 2.6 MECANISMO DE DECAIMIENTO DE COLIFORMES FECALES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN: Fuente, OECD, 1976.

Capítulo 3**CONCEPTOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.****3.1 MICROBIOLOGÍA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.**

Las reacciones bioquímicas que tienen lugar en forma natural en los cuerpos de agua o bajo condiciones controladas en las plantas de tratamiento, se clasifican en tres grandes grupos; con base en el metabolismo de los microorganismos que las llevan a cabo: grupo de microorganismos aeróbicos, anaerobios y facultativos. Es importante reiterar que las reacciones aerobias se producen en presencia de oxígeno y las anaerobias en ausencia del mismo, los microorganismos facultativos por su parte actúan en uno u otro de los mecanismos anteriores de acuerdo con las condiciones del medio.

Los sistemas lagunares se clasifican principalmente en: anaerobios, facultativos y de maduración, en éstos los tipos de organismos más importantes son bacterias y algas. Las bacterias actúan sobre la materia orgánica, la cual degradan para obtener la energía necesaria y así llevar a cabo su síntesis celular y las funciones vitales que son de considerable importancia. Las algas por su parte, utilizan el CO₂ producido por las bacterias, para llevar a cabo actividades metabólicas y síntesis celular y producir así el O₂.

Las reacciones bioquímicas que tienen lugar en los sistemas de tratamiento de agua residual, se ven influenciadas por una serie de factores entre los que se encuentran: la presencia de nutrientes, temperatura, pH, contenido de sales y sustancias tóxicas entre otros. Es importante entender la biología de los sistemas lagunares, ya que las diversas interacciones microbianas influyen directamente con su operación y funcionamiento.

Las lagunas anaerobias generalmente se emplean en el pretratamiento de las aguas residuales que contienen gran cantidad de partículas suspendidas, posteriormente el efluente de éstas es tratado en un sistema de lagunas facultativas y de maduración, que en forma conjunta constituyen el principal tratamiento. En las lagunas de maduración se lleva a cabo una considerable eliminación de microorganismos patógenos y coliformes fecales, gracias a la contribución de las algas y de las condiciones físicas y químicas que prevalecen en el medio debido a su actividad.

Los procesos bioquímicos y microbiológicos que ocurren en las lagunas anaerobias son los mismos que suceden en procesos de digestión anaerobias: se realiza

una fermentación anaeróbica, en donde el desecho se hidroliza, acidifica y se transforma en acetato, el que finalmente se convierte en metano y bióxido de carbono en una etapa metanogénica que permite la remoción de la demanda química de oxígeno. La influencia de los factores ambientales (temperatura, pH, composición de nutrientes, sustancias tóxicas, etc), son importantes como en cualquier otro proceso biológico.

3.1.1 Microbiología de las lagunas anaerobias.

La digestión anaerobia es la oxidación de la materia orgánica en condiciones de ausencia de oxígeno.

Etapas de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia de un sustrato complejo con materia orgánica en suspensión, es el que involucra tres etapas:

- a) hidrólisis y fermentación
- b) acetogénesis y
- c) metanogénesis.

La microbiología de estos ecosistemas en la degradación anaerobia involucra básicamente tres grupos de bacterias:

- hidrolíticas y fermentativas
- acetogénas (OHPA)
- metanógenas acetoclásticas (MA) y metanógenas hidrogenófilas (MH)

El flujo de sustratos pasa por seis distintos procesos de conversión, incluidos en las tres etapas arriba mencionadas. La figura 3.1 muestra dicho proceso.

- a) Hidrólisis y fermentación: 1) hidrólisis de polímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos) y 2) fermentación de aminoácidos y azúcares.
- b) Acetogénesis: 3) oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes (Beta-oxidación) y 4) oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (AGV'S), excepto el acetato.
- c) Metanogénesis: 5) conversión de acetato a metano y 6) conversión de metano a partir de CO_2 y H_2 .

3.1.2 Microbiología de las lagunas facultativas y de maduración.

La biología de las lagunas facultativas generalmente se describe en términos de la relación mutualística entre las algas y las bacterias.

Las algas son microaeradores, un sistema natural generador de oxígeno, que suministran la mayoría del oxígeno a través del proceso de fotosíntesis; este oxígeno suministrado, para una oxidación eficiente del material orgánico que se realiza por medio

de las bacterias químico - organotróficas aerobias. La degradación bacteriana del material orgánico provee a las algas con un suministro de CO₂ y sales minerales las cuales en presencia de la luz, es todo lo que requieren para su crecimiento.

En las lagunas facultativas secundarias, la oxidación de la materia orgánica se realiza principalmente por medio de las bacterias heterótrofas. Estas bacterias obtienen el oxígeno que requieren no de la aereación mecánica, como otros sistemas de tratamiento, sino de la actividad fotosintética de las microalgas presentes en las lagunas. Las algas dependen de las bacterias para el CO₂ que convierten fotosintéticamente en azúcares de acuerdo con la siguiente reacción:



En las lagunas facultativas primarias la oxidación de la materia orgánica se realiza de igual forma que en las facultativas secundarias con la acción combinada de la remoción de la materia orgánica por vía anaerobia.

Aproximadamente el 30 % de la DBO del influente se convierte en la laguna facultativa primaria como metano y otra proporción se transforma a DBO algal.

La biomasa total de algas presentes en todo momento de las lagunas es un buen indicador de la eficiencia y grado de tratamiento que se esta efectuando. Esta población de algas en una laguna facultativa con buen funcionamiento presenta concentraciones de clorofila "a" de 1000 - 3000 µg/L.

La concentración de clorofila "a" varía considerablemente en una laguna en particular y no necesariamente se correlacionaría con cambios estacionales en las condiciones ambientales tales como la intensidad de la luz y temperatura. Las fluctuaciones en la biomasa algal se reducen al reducir en la carga superficial de la DBO₅.

En general, los géneros de algas flageladas predominan en las lagunas facultativas, mientras que las algas verdes no-móviles y las diatomeas son más dominantes en las lagunas de maduración.

El número de especies también aumenta en relación con el grado de purificación tal que sólo dos o tres especies pueden existir en lagunas facultativas altamente cargadas (400 Kg DBO₅/ha/d), mientras que hasta 15 especies se encuentran en una laguna final de maduración (10-20 Kg DBO₅/ha/d).

Los géneros típicos de algas encontrados en la laguna facultativa son: euglena, phacus, chlamydomonas, chlorogonium, eudorina, pandorina, pyrobotrys, chlorella, carteria, volvox, navícula, oscillatoria, anabaena entre otras. En general, un cambio en la diversidad de especies a formas flageladas y una reducción en el número de especies indican un aumento en la carga orgánica y mayores condiciones facultativas.

Si una laguna se vuelve morada y las muestras de agua presentan un predominio de células bacilares de color morado con grandes inclusiones intracelulares entonces existe un predominio de bacterias sulfurosas fotosintéticas lo cual indica que en la laguna predominan condiciones anóxicas, (figura 3.1).

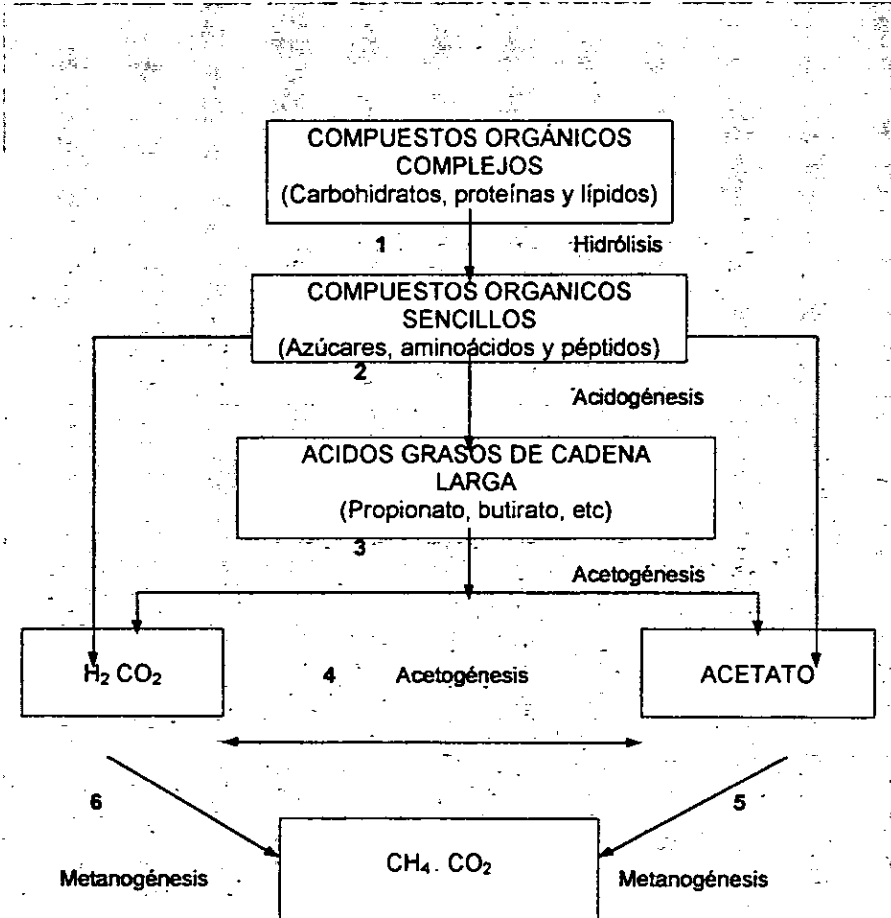


FIGURA 3.1 RELACIÓN MUTUALÍSTICA ENTRE LAS ALGAS Y BACTERIAS HETERÓTROFAS EN UNA LAGUNA FACULTATIVA, DONDE ACTUAN EN: 1) Bacterias fermentativas, 2) Bacterias fermentativas, 3) Bacterias acetogénicas reductoras de hidrógeno, 4) Bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno o bacterias homoacetogénicas, 5) Bacterias metanogénicas acetoclasticas y 6) Bacterias metanogénicas reductoras de bióxido de carbono. (FUENTE, CIECCA, 1978).

TABLA 3.1 NIVELES DE TRATAMIENTO ALCANZADOS EN DIFERENTES PROCESOS UNITARIOS.

| TIPO DE TRATAMIENTO. | Eficiencia de Remoción (%) | | |
|---|----------------------------|-------|-------|
| | DBO | DQO | SS |
| Sedimentación primaria simple. | 30-40 | 30-40 | 50-65 |
| Sedimentación primaria auxiliar químicamente. | 50-80 | - | 80-90 |
| Lodos activados (sistema. Convencional). | 80-95 | 80-85 | 80-90 |
| Filtros percoladores de alta tasa, medio natural. | 65-80 | 60-80 | 60-85 |
| Filtros percoladores de tasa super alta, medio de plástico. | 65-85 | 65-85 | 65-85 |
| Biodiscos. | 80-85 | 80-85 | 80-85 |
| Zanja de oxidación. | 75-95 | - | 80-90 |
| Laguna de estabilización facultativa. | 80-95 | - | 70-80 |
| Laguna de estabilización anaerobia. | 50-85 | - | 20-80 |

TABLA 3.2 REMOCIÓN DE MICROORGANISMOS EN DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO.

| PROCESO DE TRATAMIENTO. | Remoción, % | | | |
|---|----------------------|-----------|------------|------------|
| | Bacterias | Helmintos | Virus | Quistes |
| Sedimentación primaria | 0 - 90 (25 - 75) | 0 - 99 | 0 - 90 | 0 - 90 |
| Sedimentación Primaria auxiliada químicamente. | 90 - 99 (80 - 90) | 90 - 99.9 | 0 - 90 | 0 - 90 |
| Lodos activados. | 0 - 99 | 0 - 99 | 0 - 90 | 0 - 90 |
| Biofiltración. | 0 - 99 | 0 - 99 | 0 - 90 | 0 - 90 |
| Lagunas aereadas. | 90 - 99 | 90 - 99.9 | 90 - 99 | 0 - 90 |
| Zanja de oxidación. | 90 - 99 | 0 - 99 | 90 - 99 | 0 - 90 |
| Desinfección. | 99 - 99.9999 | 0 - 90 | 0 - 99.99 | 0 - 99.9 |
| Lagunas de estabilización. | 90 - 99.9999 | 90 - 99.9 | 90 - 99.99 | 90 - 99.99 |

TABLA 3.3 REQUERIMIENTOS DE ÁREA PARA DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO. FUENTE NOM 1997.

| Población servida (Hab) | 5,000 | 10,000 | 50,000 | 100,000 | 250,000 | 1,000,000 |
|--|-------|--------|--------|---------|---------|-----------|
| Caudal ^a (l/s) | 2.6 | 5.7 | 28.5 | 57 | 142.4 | 50,000 |
| Área requerida para un sistema lagunar ^b (Ha) | 0.8 | 1.6 | 8 | 16 | 40 | 160 |
| Área requerida para una planta de tratamiento secundario ^c (Ha) | 0.04 | 0.12 | 0.56 | 1.2 | 2.8 | 12 |

a- se asume una aportación de 50 l/hab x día
 b- área requerida para cumplir con 1000 coliformes fecales por 100 ml, temperatura de 25° C; incluye laguna anaerobia
 c- excluye áreas auxiliares

TABLA 3.4 COMPARACIÓN DE COSTOS DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMIENTO.

| Costos, millones de US\$ | Sistema de lagunas, de estabilización. | Sistema de laguna aereada. | Zanja de oxidación. | Biofiltros. |
|---|--|----------------------------|---------------------|-------------|
| Costo capital | 5.68 | 6.98 | 4.8 | 7.77 |
| Costo de operación. | 0.21 | 1.28 | 1.49 | 0.86 |
| Beneficio por el reuso en irrigación. | 0.43 | 0.43 | 0.43 | 0.43 |
| Beneficio por el reuso en piscicultura. | 0.30 | 0.3 | - | - |
| Costo presente | 5.16 | 7.53 | 5.86 | 8.20 |

3.2 CLASIFICACIÓN DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.

Las lagunas se pueden clasificar:

a) de acuerdo con el contenido de oxígeno como:

- Anaerobias: Ausencia de O_2 en todo el tanque y el proceso de biodegradación se lleva a cabo con microorganismos anaerobios.
- Facultativas: Presencia de O_2 en la superficie de la masa líquida y ausencia de O_2 en el fondo, el proceso de biodegradación es llevado a cabo por microorganismos aerobios, anaerobios y facultativos.
- Aerobias: Presencia de O_2 en toda la masa líquida y el proceso de biodegradación es llevado a cabo por microorganismos aerobios.

b) de acuerdo con el propósito del tratamiento de las aguas residuales:

- Lagunas para remoción de sólidos y carga orgánica
- Lagunas para remoción de microorganismos patógenos (maduración).

c) en función del lugar que ocupan en relación con otros procesos:

- En primarias o de aguas residuales crudas
- Secundarias si reciben afluentes de otros procesos.

d) de acuerdo con las condiciones de descarga:

- Lagunas de descarga continua,
- Lagunas de retención completa y
- Lagunas de regulación y descarga controlada.

Donde : Las unidades de retención completa, llamadas también lagunas terminales o de descarga cero, no tiene efluente y el líquido se dispone a través de percolación y evaporación. Las lagunas de descarga controlada son conocidas también como de flujo intermitente, de regulación o de almacenamiento. Estas unidades son diseñadas con propósitos específicos como: almacenamiento total del líquido durante el invierno y regulación del caudal previo a la temporada de riesgo.

e) existen otros tipos especiales de lagunas:

- lagunas facultativas parcialmente aireadas,
- lagunas aireadas,
- lagunas sépticas,
- reservorios para almacenamiento de efluentes,
- lagunas de macrófitas y
- lagunas de alta tasa algal.

Las últimas dos en particular son más costosas y problemáticas que las lagunas anaerobias, facultativas y de maduración.

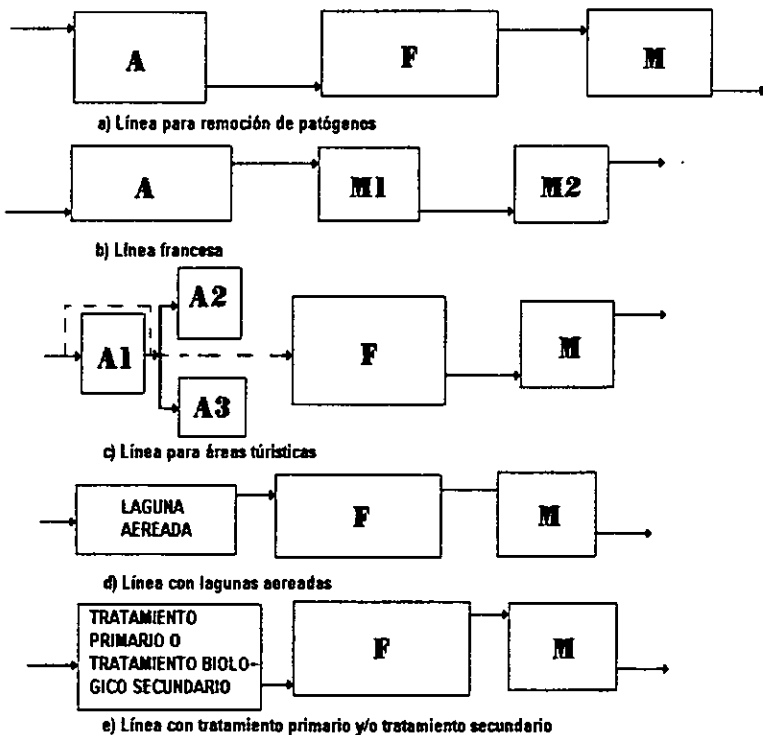
f) por último y en relación con la secuencia de sus unidades pueden clasificarse en:

- lagunas en serie o en paralelo, pudiendo existir combinaciones de varios tipos.

Los arreglos de un sistema laguna pueden comprender una única laguna (facultativo) o lagunas en serie (anaerobia, facultativas y maduración). Además es deseable construir series del mismo tipo para permitir una operación en paralelo.

Por ejemplo en el invierno las lagunas designadas como A2 y A3 están fuera de servicio. El influente entra a la laguna A1 y de ahí el flujo se dirige a la fase facultativa F; el efluente de esta laguna entra a la laguna de maduración M que produce el efluente final del sistema. Durante el verano la laguna A1 está fuera de servicio. El influente se distribuye por igual a las lagunas A2 y A3 cuyos flujos combinados entran a la F como lo indica la figura 3.2.

FIGURA 3.2 ARREGLOS COMUNES DE SISTEMAS LAGUNARES, FUENTE 1PN,1995.



A.- anaerobia B.- facultativa M.- maduración

A continuación se explican los procesos que se llevan a cabo en los tipos de sistemas lagunares más convencionales:

Sistema lagunar anaerobio: La laguna anaerobia se caracteriza por la presencia de bacteria que no requieren oxígeno disuelto para la descomposición de la materia orgánica. Este proceso se llama digestión anaerobia, el cual se presenta en tres etapas (Mc Inmey and Bryant, 1981): la primera es la hidrólisis y fermentación ácida llevada a cabo por organismos formadores de ácidos que atacan las sustancias orgánicas y las transforman en ácidos orgánicos, alcoholes y bióxido de carbono. La bacteria responsable de esta etapa pertenece a diferentes grupos y pueden ser anaerobias o facultativas. La segunda etapa es la homoacetogénesis en la cual los productos de fermentación producidos anteriormente son convertidos en acetato, hidrógeno y CO_2 por un grupo de bacterias denominadas "bacterias acetogénicas" productoras de hidrógeno. La última etapa, la metanogénesis, es realizada por un grupo de bacterias metanogénicas que son anaerobias estrictas, requiriendo además potenciales de óxido-reducción inferiores a -330 mV. Estas bacterias oxidan los bicarbonatos y el acetato en metano y carbonatos. Este grupo de bacterias son sensibles a variaciones de carga, pH y temperatura. Durante la biodegradación, el 90% de la materia orgánica se transforman en biogas. Este proceso depende mucho de la temperatura del agua y la del ambiente.

Una laguna anaerobia puede tener una profundidad de 2 a 5 metros y recibir cargas orgánicas altas (usualmente > 100 g DBO/ m^3/d , equivalente a > 3000 Kg/ha/día para una profundidad de 3 m). Funcionan como tanques sépticos abiertos, siendo su función primaria remover DBO.

Estas lagunas trabajan extremadamente bien en climas cálidos; un buen diseño de una laguna anaerobia, deberá asegurar la remoción de alrededor del 60% de la DBO a 20°C y un máximo del 75% a 25°C . Los tiempos de retención son cortos: para aguas residuales con una DBO mayor a 300 mg/l, un día es suficiente para temperaturas mayores a los 20°C . El aspecto físico de estas lagunas es de coloración gris o negro, cuando por efecto de una carga adecuada, presentan condiciones de fermentación del metano.

La laguna anaerobia se llena de lodos después de varios años. Dependiendo del período de diseño, se realiza la remoción de lodos. Generalmente hay una acumulación de 40 litros (0.04 m^3) por habitante por año. Este número es válido en un sistema con desarenador.

Una desventaja de una laguna anaerobia es el olor que puede generarse en el caso de haber una alta carga orgánica, mayor que la carga de diseño y si existen dentro del influente sulfatos mayores a 500 mg/l.

Sistema lagunar facultativo: La laguna facultativa puede tener una profundidad entre 1 y 1.5 metros, porque tienen menos carga, lo que permite una mayor penetración de la luz.

Pueden ser de dos tipos: laguna facultativa primaria, que recibe las aguas residuales crudas y laguna facultativa secundaria, que recibe aguas residuales sedimentadas (generalmente del effluente de una laguna anaerobia). Se diseñan para

remoción de DBO considerando una carga superficial relativamente baja (100 - 400 kg DBO/ha/d) para permitir el desarrollo saludable de una población de algas, así como el oxígeno generado por éstas para la remoción de DBO por las bacterias. Las algas de las lagunas facultativas presentan un color verde oscuro, aunque ocasionalmente pueden presentar un color rojo o rosa (especialmente cuando están ligeramente sobrecargadas) debido a la presencia de bacterias anaerobias púrpuras que oxidan los sulfuros fotosintéticamente. La concentración de algas en una laguna facultativa saludable, depende de la carga y temperatura, siendo usual el rango de 500 - 2,000 µg de clorofila "a" por litro, (figura 3.3).

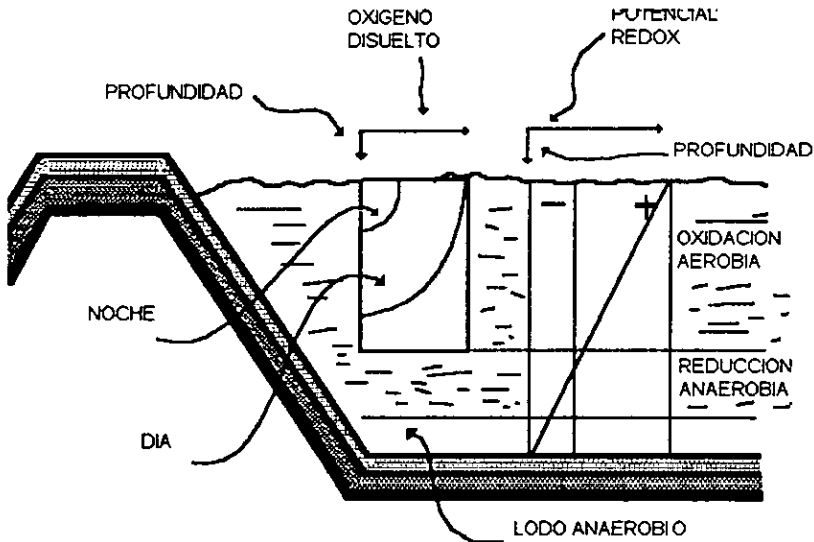


FIGURA 3.3 ESQUEMA DE UNA LAGUNA FACULTATIVA, FUENTE, ASCE 1995.

Sistemas lagunares aerobios: Las lagunas aerobias contienen principalmente algas y bacterias en suspensión, y las condiciones aerobias prevalecen en todo su volumen. Las lagunas aerobias de alta tasa tienen una profundidad de 30-45 cm, permitiendo a la luz solar penetrar en toda su profundidad. En estas lagunas el objetivo es maximizar la producción de algas. Se aplican para remoción de nutrientes y tratamiento de desechos orgánicos solubles. Existen también lagunas aerobias de mayor profundidad, hasta 1.5 metros. Estas son de baja tasa y el objetivo es maximizar la cantidad de oxígeno producido, más que aumentar la cantidad de algas. Se aplican para tratamiento de desechos orgánicos solubles y efluentes secundarios. Una variante de este sistema lagunar son las lagunas de maduración.

Las lagunas de maduración (son lagunas de estabilización aerobias de muy baja tasa, terciarias o de pulimento) tienen como función principal la destrucción de los microorganismos patógenos. Una laguna o serie de lagunas de maduración reciben el efluente de la laguna facultativa o de otro proceso de tratamiento secundario como por ejemplo todos activados, biofiltros, etc.

Las lagunas de maduración son tradicionalmente diseñadas con profundidades de 1 a 1.5 m. Su tamaño y número de lagunas en serie dependen de la calidad bacteriológica requerida del efluente final. En estas lagunas no hay una zona anaerobia, solamente existe una zona aerobia, la cual tiene la función de remover los microorganismos patógenos, lo que ocurre por sedimentación de algunas bacterias o por su muerte ocasionada por la luz solar debido al incremento de la temperatura, de pH, del oxígeno disuelto y la foto-oxidación. Esta función es extremadamente eficiente cuando se diseñan las lagunas en serie.

Las lagunas de maduración presentan una pequeña remoción de DBO, pero su contribución a la remoción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) puede ser significativa. Alrededor de 70 - 90% de la DBO en el efluente de las lagunas de maduración se debe a las algas.

Otra de las variantes de este sistema lagunar son las lagunas aereadas: El proceso de biodegradación en las lagunas aereadas es el mismo que en los sistemas de lodos activados y aereación extendida, solamente que como reactores se utilizan embalses de tierra y no se aplica recirculación. El efluente de estas lagunas tiene alta concentración de sólidos. Últimamente estas lagunas se utilizan con unidades de sedimentación y se incorpora la recirculación de los biosólidos. En las lagunas de estabilización se introduce aereación (parcial o completa) cuando se detectan sobrecargas que provocan reducción de sus eficiencias y generación de malos olores.

3.2.1. Factores a considerar en el proceso de tratamiento de efluentes lagunares.

Las lagunas proporcionan un método de tratamiento sencillo y extremadamente eficiente, ya que las aguas residuales municipales previa recolección mediante el sistema del alcantarillado, son descargadas en una laguna de poca profundidad, en donde quedan sujetas al mismo proceso de oxidación que hay en lagos y arroyos, con la ventaja de poder controlar las condiciones. Los sólidos que ingresan al sistema se transforman en lodos que sedimentan en el fondo de la laguna. La acumulación de lodos es lenta, a velocidades que van desde unos cuantos milímetros hasta hasta un máximo aproximado de 10 cm por año, circunstancias que permite que una laguna bien diseñada de servicio eficiente durante muchos años sin padecer reducciones drásticas en su capacidad.

Sin embargo, el efluente de los sistemas lagunares, no necesariamente, está libre de organismos patógenos, los cuales requieren ser eliminados mediante cloración o un tratamiento adicional, ya que de no hacerlo, se restringiría a diferentes usos entre ellos, al riego de cultivos para consumo humano principalmente.

Es difícil definir en qué consiste la calidad de un agua residual tratada que deba ser reusada. El grado de tratamiento, depende del uso a que se destine el efluente

tratado y de las normas que se apliquen para lograr tal depuración. Como ejemplo ilustrativo se cita que en 1950, los franceses definieron las aguas residuales tratadas como:

El agua tratada no debe contener más de 30 mg/l de materias en suspensión

Antes y después de un período de 5 días de incubación a 30 grados centígrados no debe tener olor amoniacal o desagradable alguno y debe pasar una prueba de putrescibilidad negativa.

No debe contener sustancias tóxicas para peces o dafnias para animales que viven en el agua en que va a descargar el efluente.

En un período de 5 días no debe absorber más de 40 miligramos de oxígeno disuelto, por litro a 18 grados centígrados (prueba de la DBO).

Siempre que sea posible, debe hacerse todo esfuerzo por contratar los servicios de personal calificado, esto es, de funcionarios de salubridad pública o de ingenieros sanitarios para que realicen las pruebas del efluente resultante, así como para que sirvan de consejeros en la planeación y diseño de lagunas, en términos generales.

Decaimiento bacteriano en lagunas facultativas y de maduración. Otro aspecto muy importante del funcionamiento de las lagunas de estabilización es la muy efectiva destrucción de microorganismos patógenos y remoción de nutrientes.

Las bacterias de origen fecal se remueve en menor proporción en las lagunas facultativas y en una gran producción en las lagunas de maduración. El mecanismo de decaimiento de los coliformes esta aún en intensa investigación. La remoción se debe principalmente a tres factores: tiempo y temperatura; elevado pH y alta intensidad de luz.

El tiempo y la temperatura son los factores principales usados en el diseño de lagunas de maduración y el decaimiento de las bacterias fecales aumentan tanto con el tiempo como con la temperatura. Valores de pH mayores a 9 se presentan comunmente en las lagunas debido a la acción fotosintética rápida de las algas las cuales consumen el bióxido de carbono de manera más rápida a que sea reemplazado por la respiración bacteriana.

En la relación con la intensidad de luz, las longitudes de onda de 425-700 nm dañan a las bacterias fecales ya que son absorbidos por las sustancias húmicas presentes en el agua residual: entrando éstas en un estado de excitación lo suficientemente largo para dañar a la célula.

Las tasas de decaimiento de los coliformes fecales varían con la profundidad en la columna del agua, siendo mucho mayores cerca de la superficie, donde el pH es mayor. Esto es una razón de peso para diseñar lagunas de maduración poco profundas.

Remoción de virus en las lagunas estabilización. Es poco lo que se sabe al respecto del mecanismo sobre la remoción de virus en los sistemas lagunares, pero se considera que este ocurre por la absorción en el material particulado y sedimentable (incluyendo las algas) y su consecuente sedimentación. Existe evidencia también de que

hay un efecto inhibitorio de las microalgas y el ácido sulfhídrico sobre los virus, especialmente en presencia de la luz que puede ser debido a la destrucción o modificación de la estructura terciaria de la cubierta protéica.

Remoción de parásitos en las lagunas de estabilización. Los quistes de protozoarios y huevos de helmintos se remueven por sedimentación. Sus velocidades de sedimentación son altas (3.4×10^{-4} m/s para *A. Lumbricoides*), por lo que en consecuencia la mayor remoción se efectúa en las lagunas anaeróbicas y de maduración.

3.3 EI REUSO DE EFLUENTES LAGUNARES Y AGUAS RESIDUALES

Antes de analizar las ventajas y desventajas de las diferentes alternativas del reuso de las aguas residuales tratadas mediante el proceso de lagunas, es importante definir y explicar el concepto de los requerimientos de la calidad del efluente.

Los requerimientos del efluente se definen a través de las normas oficiales mexicanas para descarga al alcantarillado municipal, para descarga a cuerpos receptores y para reuso agrícola. Generalmente se expresan en términos de:

- > Materia orgánica (expresada como DBO o DQO)
- > Sólidos suspendidos
- > Nitrógeno (total, amoniacal, óxidos de nitrógeno)
- > Fósforo total
- > Número de bacterias coliformes fecales
- > Número de huevos de nemátodos intestinales humanos (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichura* y los anquilostomas humanos)
- > Número de huevos de tremátodo intestinales humanos (*Schistosoma ssp*).

Los últimos tres requerimientos microbiológicos son particularmente apropiados si el efluente es utilizado para irrigación de cultivos o fertilización de estanques piscícolas.

Sin embargo, debe recordarse que del 70 al 90 por ciento de la DBO del efluente final de una serie de lagunas de estabilización bien diseñadas, es debido a su contenido de algas, y la "DBO algal" es de diferente naturaleza a la "DBO del desecho". De esta manera algunos países permiten una DBO más alta en los efluentes de las lagunas de estabilización, que en los efluentes de otros tipos de plantas de tratamiento, o permiten otra concesión a los efluentes de las lagunas de estabilización. En los Estados Unidos, los efluentes lagunares pueden tener una DBO por arriba de los 45 mg/l (EPA, 1977); en Francia, por arriba de los 40 mg/l (pero en muestras filtradas) (Circulaire Interministérielle, 1980); y en Alemania se hace una concesión para la DBO algal sobre la base de que 100 µg de clorofila *a* es equivalente a 3 mg de DBO (Bucksteeg, 1987), de tal manera que el requerimiento está relacionado de la siguiente manera:

$$DBO_R > DBO_e - 0.03 \text{ Cla}$$

Donde: DBO_R = DBO requerida, mg/l
 DBO_e = DBO existente, mg/l
 Cla = clorofila algal, µg/l

En la Comunidad Europea los efluentes lagunares tienen que cumplir los mismos requerimientos de otros efluentes (< 25 mg DBO/l) pero con una diferencia muy importante: las muestras filtradas son utilizadas para determinar la DBO, la cual es por consiguiente la DBO no algal residual (Council of the European Communities, 1991). Esto reconoce la distinción entre DBO algal y DBO del desecho. Las algas de los efluentes lagunares se dispersan rápidamente y son consumidas por el zooplancton de las aguas receptoras, de tal manera que tienen poca oportunidad de ejercer su DBO, y durante las horas de luz, desde luego, producen oxígeno. En los esquemas de reuso agrícola de efluentes lagunares las algas son benéficas: actúan como liberadores lentos de fertilizantes e incrementan la materia orgánica del suelo, mejorando su capacidad de almacenamiento. Se recomienda, por tanto, que los requerimientos para los efluentes lagunares se fijen sobre la base de muestras filtradas, junto con un apropiado requerimiento para sólidos suspendidos (los cuales incluyen a las algas): en Europa, por ejemplo, es de 150 mg/l (Council of the European Communities, 1991), pero esto debe ser afinado de acuerdo a la capacidad de asimilación de los cuerpos receptores.

Reuso de aguas residuales.

Cada vez se considera más el reuso de las aguas residuales municipales, después de un tratamiento adecuado, para diferentes fuentes: riego agrícola; en las industrias, en zonas de recreación, riego de áreas verdes y limpieza de calles, para recargar el agua subterránea; como agua potable o agua para higiene personal. En los últimos años, un número cada vez mayor de industrias han estado desarrollándose e implementando procesos de tratamiento que tienden a la preservación del agua a través del reuso de las aguas residuales en sus procesos de producción, así como tecnología para recuperar materiales o sustancias valiosas.

Reuso agrícola.

El uso de las aguas residuales en la agricultura es sin lugar a dudas el más grande de los reusos que se da al agua residual en México. La amplia aceptación de este reuso se debe a la presencia de sustancias orgánicas y fertilizantes presentes en el agua mismas, los cuales pueden ser útiles para la agricultura. El nitrógeno, fósforo y potasio que contienen las aguas residuales municipales, son los principales elementos que las toman valiosas como fertilizantes.

Los principios básicos para el uso de las aguas residuales en el riego agrícola son: protección de la salud humana, control bacteriológico; control de sustancias persistentes y tóxicas que podrían penetrar en la cadena alimenticia, al agua subterránea o acumularse en el suelo contaminándolo; evitar la contaminación del suelo, la salinificación y la sobresaturación con sustancias orgánicas y biogénicas.

Las aguas residuales adecuadas pueden también emplearse satisfactoriamente para irrigar zonas forestales. Por lo general, son inapropiadas las aguas residuales que provienen de: la industria química, dado que contienen cantidades muy variables de ácidos libre, álcalis y sustancias no biodegradables, y en muchos casos tóxicos.

Uso de aguas residuales municipales tratadas en la industria.

El agua tratada frecuentemente es utilizada por las plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias en los sistemas de intercambio de calor: enfriamiento en un solo paso o con recirculación y calentamiento. También en muchas industrias se puede utilizar en los procesos de producción, como por ejemplo en la industria de celulosa y papel, donde se utiliza en la molienda de madera, en el lavado de la pulpa y en el transporte de fibra.

Como medida de protección sanitaria se trata de evitar el contacto directo del personal con esta agua, se usan sistemas cerrados para su transportación hasta el punto de utilización.

Utilización de aguas residuales industriales en procesos industriales.

Cuando las plantas industriales están ubicadas muy cerca unas de otras y la corriente o fuente de aguas para unas industrias y receptora para otras está muy contaminada, el agua de desecho de una planta, que previamente se había extraído y trabajado, tiene a veces mayor calidad que la que se obtiene directamente de la corriente. Si este es el caso, es más ventajoso para el usuario corriente abajo tomar el agua de desecho directamente del primer usuario en lugar de bombear de la fuente original. Ejemplos: plantas de la industria química, minas (cuando está cerca una a otra). En un sistema de este tipo, el tratamiento que debe aplicarse al efluente del agua de desecho, están determinados por los requisitos de calidad del segundo usuario.

Utilización de aguas residuales en zonas de recreación, riego de áreas verdes y limpieza de calles.

En regiones con pocos recursos hidráulicos, especialmente en las zonas áridas, el agua residual tratada puede usarse en zonas de recreación, donde se desarrollan diferentes actividades, entre otras, de remo, canotaje, veteo, natación, esquí acuático.

También el agua residual tratada puede ser utilizada para irrigar campos de golf, parques, aeropuertos y otras áreas públicas, como también para limpieza de las calles en las zonas urbanas y el control de la infiltración de aguas subterráneas.

Utilización de agua residual para recarga de las aguas subterráneas.

La recarga artificial de acuíferos ha demostrado ser un método eficaz para preservar este tipo de recurso naturales. Se emplea para restablecer las aguas subterráneas con propósitos definidos, como por ejemplo, abastecimiento de agua, irrigación, para restablecer los depósitos de agua subterránea agotados por el uso excesivo o para producir una barrera de agua dulce que impida al agua salada llegar hasta las aguas subterráneas a lo largo de la costa.

Con la más frecuente para los propósitos anteriores se utilizan escurrimientos de aguas superficiales y pluviales, pero también son adecuadas las aguas municipales e industriales convenientemente tratadas. La recarga de acuíferos con aguas residuales se ha experimentado con éxito en zonas áridas, para luego extraer el agua recargada y utilizarla para irrigación, así como para instalaciones municipales e industriales.

Para efectuar la recarga de acuíferos se puede utilizar dos métodos: por infiltración superficial y por inyección directa. En el primer caso las aguas previamente tratadas pueden infiltrarse en el subsuelo a través de depósitos abiertos de recarga y mediante irrigación por aspersión. La filtración en el suelo reduce adicionalmente la concentración de sustancias contaminantes de las aguas residuales, los sólidos totales se reducen con mezcla y la dilución con aguas del acuífero. Si existen capas geológicas impermeables por encima del acuífero, la recarga se efectúa por inyección directa mediante pozos de infiltración.

Reuso de las aguas residuales tratadas en el abastecimiento de agua potable y agua para la higiene personal.

Las tecnologías avanzadas de tratamiento en la actualidad hacen posible el uso de las aguas residuales tratadas adecuadamente como agua potable y para la higiene personal. En muchos países se han llevado a cabo estudios para demostrar que es técnicamente posible obtener agua potable perfectamente aceptable a partir del tratamiento de las aguas residuales.

Sin embargo todavía se considera regla general, que el agua potable y el agua destinada a la higiene personal no debería provenir en forma directa de las aguas residuales, independientemente del grado de tratamiento al que hayan sido sometidas. Esto se debe a que el riesgo para la salud humana es bastante alto por posibles escapes de sustancias, principalmente de origen sintético, provenientes de las descargas industriales, que pueden encontrarse en las aguas residuales.

Por el momento, el agua potable que se obtiene de aguas residuales tratadas se utiliza en forma directa sólo en casos de emergencia.

Generalmente, el agua potable se obtiene indirectamente a partir de aguas residuales mediante el ciclo: agua residual → agua superficial → agua subterránea. El uso del agua superficial es posible si existe un equilibrio en el cuerpo hídrico, y si el agua residual a ser introducida recibe un tratamiento acorde con las normas de descarga existente, cuando el agua recorre una distancia suficientemente como para permitir que ocurra la autopusificación o si hay la seguridad de que el agua superficial estará de acuerdo con las de extracción del agua cruda destinada al consumo. Además de los cuerpos de agua superficiales, agua para uso humano se puede extraer del acuífero recargado con aguas residuales tratadas adecuadamente. En muchos casos, el agua extraída es una mezcla de aguas residuales y/o fluviales infiltradas y agua subterránea.

Un método similar es la creación de agua subterránea artificial utilizando la infiltración vertical para trasladar bajo tierra el agua fluvial, con la ayuda de pozos de infiltración. Así el agua se retira del subsuelo a cierta distancia de las plantas de infiltración. Esta distancia debe ser suficientemente grande como para asegurar que el

agua cruda obtenida pueda mezclarse con el agua subterránea y posea la calidad necesaria para la preparación de agua potable. También se ha obtenido agua para uso humano, de agua subterránea artificial formada a partir de las aguas residuales por infiltración, manteniéndolas en el subsuelo durante 3 o 4 años, o cuando menos 400 días antes de utilizarlas para abastecimiento municipal.

Reuso de las aguas residuales industriales dentro de la planta industrial.

El uso múltiple de las aguas de procesamiento resulta especialmente económico en casos en que se requiere agua para transportar las materias primas y para los procesos de refrigeración (enfriamiento) y lavado, siempre que el tratamiento de reutilización no sea demasiado costoso. También es ventajoso utilizar las mismas aguas varias veces, cuando sólo puede obtenerse agua de cuerpos de agua superficiales a un costo elevado. Esto resulta particularmente válido cuando el agua de procesamiento utilizada no está demasiado contaminada o puede ser purificada satisfactoriamente mediante los métodos convencionales.

En muchas fabricas, el agua de enfriamiento después de ser recirculada una o varias veces, se utiliza finalmente como agua de procesamiento, con o sin enfriamiento previo. Por ejemplo en fundiciones, el agua caliente se utiliza para procesos que requieren temperaturas más elevadas. Después de ser tratadas en torres de enfriamiento, esta agua se pueden utilizar en los procesos productivos o recircularlas en un sistema cerrado.

Recuperación de sustancias de las aguas residuales industriales.

El agua residual industrial contiene residuos de materia prima y de otras sustancias usadas en el proceso productivo. Son muchas las empresas interesadas en recuperar sustancias, en tanto las mismas pueden reusarse o comercializarse, además con ello se facilita y abarata la purificación de las aguas residuales. Generalmente se aplica a efluente concentrados. Los requisitos principales para la recuperación de sustancias son: que este proceso puede realizarse en forma económica y que exista un mercado de las mismas.

Para la recuperación de materiales reutilizables se emplea una variedad de métodos, tales como sedimentación, precipitación, flotación, interceptores o trampas de grasa y aceite, artesas de rebose, filtro prensa y de vacío, centrifugas, plantas de evaporación, intercambio iónico, filtración, etc.

Algunas veces, la recuperación forma parte del sistema de circulación de agua en la planta o puede ser también un requisito previo para la reutilización económico de aguas residuales, como en el caso de las plantas de galvanoplastia, fabricadas de papel y la industria química.

3.3.1 Criterios de calidad según el destino del agua residual.

Para cada una de las formas de vertido de las aguas residuales y de los usos potenciales, descrito anteriormente, está asociada una determinada calidad del agua. Para cada nivel de calidad también están, por lo tanto, asociados diversos niveles de

tratamiento del agua residual. Las recomendaciones para el manejo de las aguas residuales, y la normatividad elaborada para el control de la contaminación en materia de agua reflejan los requerimientos para la calidad necesaria del agua residual tratada según su destino y utilización.

Los criterios básicos para determinar los parámetros de control de las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores y los límites de las restricciones son: la calidad requerida del agua en los cuerpos receptores de acuerdo a su uso, los diagnósticos de las aguas residuales (concentración y carga); la factibilidad técnica y económica de la tecnología de tratamiento aplicable, el método de disposición; y la capacidad de dilución, autpurificación y acumulación de contaminantes persistentes en los cuerpos receptores. En el caso de descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, además de los niveles de los límites máximos permisibles, que especifica las normas, en muchos países se han definido requerimientos mínimos. En la tabla 1 se presenta los requerimientos mínimos para las descargas de aguas residuales municipales a cuerpos receptores de agua superficial según EPA y en el apartado 1.6 (normatividad) del capítulo 1 de este trabajo se muestran los límites máximos permisibles en el caso de la situación mexicana.

TABLA 3.5 REQUERIMIENTOS MÍNIMOS PARA DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES A CUERPOS RECEPTORES SEGÚN U.S EPA.

| PARAMETRO | PROMEDIO MENSUAL | PROMEDIO SEMANAL. |
|-------------------------------------|------------------|-------------------|
| DBO5 mg/l | 30 | 45 |
| SST mg/l | 30 | 45 |
| Ph | 6-9 | 6-9 |
| Coliformes fecales, (NMP/100 ml) | 200 | 400 |

En Alemania, además de las normas de la LAWA, también se han definido requerimiento, mínimo para las descargas de aguas residuales tanto doméstica, como industrial a los cuerpos receptores. En estos requerimientos mínimos se establecen por giros industriales los límites de concentración o cargas para los diferentes parámetros o grupos de sustancias que no deben excederse. En la tabla 3.6 se presenta los requerimientos mínimos de los valores de SS, DQO y DBO5 para aguas residuales municipales aplicados en la Comunidad Europea (3). Los requerimientos están clasificados en tres grupos según la capacidad necesaria de las plantas de tratamiento para procesar el contenido de materia orgánica en las aguas residuales. En México, la calidad necesaria del agua residual municipales tratadas se reglamenta en la NOM-001-ECOL- 1996 (tabla 2 Y 3 del capítulo 1).

Partiendo de los principio básicos para el uso de aguas residuales en el riego agrícola anteriormente mencionado, se han elaborado los criterios de la calidad necesaria para este tipo de reuso y recomendaciones respecto al contenido de algunos elementos persistentes y potencialmente tóxicos que podrían penetrar en la cadena alimenticia, al agua subterránea o acumularse en el suelo contaminándolo, salinificándolo o provocando su colmatación.

Por lo general, las normas sobre la calidad microbiológica de las aguas residuales tratadas que se pretende emplear para riego de cultivos sin restricciones, incluso para cultivos de legumbres y verduras que se consumen crudas, contienen reglas explícitas,

indicando máximo número de coliformes, y requisitos mínimos de tratamiento (primario secundario o terciario), según la clase de cultivo que se deba regar (si es para consumo humano o no). Las normas establecidas en los últimos 50 años han sido, en general, muy estrictas, ya que se han basado en la evaluación teórica de los posibles riesgos para la salud tiene la supervivencia de agentes patógenos en las aguas residuales, el suelo y los cultivos, más bien que en pruebas epidemiológicas fehacientes del riesgo real. Hasta cierto punto, estas primeras normas se basaron en el concepto de "riego nulo" con el fin de lograr un medio antiséptico "o carente de agentes patógenos". En esa época, el método preferido para la eliminación de agentes patógenos, a juzgar por la de coliformes, era el tratamiento biológico secundario seguido por una cloración cuidadosamente controlada. Puesto que esto permite lograr mínimas concentraciones residuales de coliformes, el máximo número permisible de éstas fue también bajo. Por ejemplo, las normas del Departamento de Salud Pública del Estado de California permitían un total de sólo 2.2-23 coliformes por cada 100ml, según el cultivo regado y el método de riego empleado. Debido a que no se encontraron pruebas epidemiológicas que justifiquen estos niveles de calidad microbiológica exigida, las restricciones fueron liberadas a un límite máximo de 100 por cada 100ml, el cual coincidía con las recomendaciones de OMS de los años 70's.

TABLA 3.6 REQUERIMIENTO MINIMOS PARA AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES APLICADOS EN LA COMUNIDAD EUROPEA.

| CLASIFICACION SEGÚN LA CAPACIDAD DE LA PLANTA. | SOLIDOS SEDIMENTABLES (SS), ml/l | DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO, mg/l | DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (DBO ₅) mg/l. |
|--|----------------------------------|----------------------------------|---|
| Clase 1 | | | |
| > 60 kg/d de DBO muestra simple | 0.3 | - | - |
| > muestra compuesta a las 2 hr. | - | 180 | 45 |
| > Muestra compuesta a las 24 hrs. | - | 120 | 30 |
| Clase 2 | | | |
| > 60-600 kg/d de DBO muestra simple | 0.3 | - | - |
| > muestra compuesta a las 2hr | - | 160 | 35 |
| > muestra compuesta a las 24 hr. | - | 110 | 25 |
| Clase 3 | | | |
| > 600 kg/d de DBO muestra simple | 0.3 | - | - |
| > muestra compuesta a las 2 hr | - | 140 | 30 |
| > muestra compuesta a las 24 hr | - | 100 | 20 |

A pesar de la existencia de recomendaciones y restricciones normativas para el uso de aguas residuales tratadas en la agricultura, en ocasiones muy estricta con respecto a la calidad microbiológica, han surgido graves problemas de salud pública por el riego ilegal de verduras para ensaladas y otros cultivos muy difundidos en muchos países en desarrollo.

En los años 80's la OMS, el Banco Mundial, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, el Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo (Canadá), el Centro Internacional de Referencia sobre evacuación de Desechos (Suiza). Han hecho un gran esfuerzo por establecer una base epidemiológica más racional para las directrices sobre el riego con aguas residuales. Con base en los nuevos estudios se han recomendado criterios menos estrictos en lo que se refiere al contenido de coliformes fecales, pero más estrictos respecto al número de huevos de helmintos que, según se reconoció, constituyen el mayor riesgo real para la salud pública provenientes del riego con aguas residuales en las zonas donde la helmintiasis es endémico. En México, es la norma denominada como PROYECTO de norma oficial mexicana NOM-003-ECOL-1997, la que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para aguas residuales tratadas que se reusen en servicios públicos (capítulo 1).

Las directrices actuales, recomendadas por OMS se presentan en la tabla 6. Como se puede observar, se plantea la necesidad de reducir el número de huevos de helmintos de las especies *Ascaris* y *Trichuris* y de anguilostomas en los efluentes a una concentración de uno o menos por litro. Esto significa que se debe eliminar 99.9%

De los huevos de helmintos mediante procesos de tratamiento apropiado en las zonas donde la helmintiasis son endémica y presentan riesgos tangibles para la salud. Las directrices no toman en cuenta todos los helmintos y protozoarios de importancia para la salud pública, por ejemplo, no se considera las especies *Ameba* ni *Giardia*. Los nemátodos intestinales estudiados sirven de microorganismos indicadores de todos los agentes patógenos sedimentables, incluyendo los quistes amebiano, suponiéndose que todos los huevos de helmintos y quistes de protozoarios se eliminarían en la misma proporción.

Para la calidad microbiológica de las aguas utilizadas en riego de cultivos que van a ser procesados, y también para las utilizadas en riego de forraje y praderas no se recomienda ninguna norma específica, sin embargo, en la NOM-001-ECOL-1996 se establece que para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto, siendo el límite máximo permisible de 1 HH/L para riego no restringido y de 5 HH/L para riego restringido (fe de erratas de la NOM-001-ECOL/1996 publicada en el Diario Oficial de la Federación el 30 de abril de 1997).

Cabe mencionar que en nuestro país los órdenes de magnitud de huevos de helminto detectados oscilan entre: 20 a 100 HH/L para aguas residuales domésticas, 2 a 5 HH/L para efluentes de lodos activados con menos de 30 mg SST/L, 1.5 a 3 HH/L para un tratamiento primario avanzado con menos de 40 mg SS/L y de 0 a 1 HH/L para efluentes filtrados tanto de lodos activados como tratamiento primario avanzado.

Existen diversas técnicas para la identificación de huevos de helminto, entre las que destacan la de filtro de membrana, la de Leeds I modificad, la de Faust modificada y la de la EPA, por su precisión, sensibilidad, reproductibilidad y costo ésta última fue la seleccionada para su empleo en México, en la tabla 3.7 se presenta la frecuencia de helmintiasis en la republica mexicana.

TABLA 3.7 HELMINTIASIS EN LA REPUBLICA MEXICANA, FUENTE II. UNAM, 1998

| FRECUENCIA DE HELMINTIASIS EN LA REPUBLICA MEXICANA | | | |
|--|-----------|--------------------------------------|-----------|
| Helmintiasis | | Porcentaje de habitantes parasitados | |
| Ascariasis | | 33.3 | |
| Tricocefalosis | | 28.4 | |
| Enterobiasis | | 20.9 | |
| Uninariasis | | 26.2 | |
| Himenolepiasis | | 15.8 | |
| Estrongiloidosis | | 4.3 | |
| Teniasisi | | 1.5 | |
| FRECUENCIA DE HELMINTIASIS EN NIÑOS DE LA REPUBLICA MEXICANA | | | |
| Helmintiasis | Lactantes | Preescolares | Escolares |
| | % | % | % |
| Ascariasis | 19.0 | 42.7 | 41.0 |
| Tricocefalosis | 8.2 | 39.3 | 40.4 |
| Uncinariasis | 8.5 | 25.5 | 42.8 |
| Estrongiloidosis | 1.9 | 6.9 | 8.5 |

Hasta hace un año la norma NOM-CCA-033-ECOL/1993 era la que establecía las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de estas con la de los cuerpos de agua, en el riego de hortalizas y de cultivos hortofrutícolas. Para efectos de determinar las clases de cultivos no permitidos las aguas residuales se clasificaban en los siguientes tipos: la que tuviera menos de 1,000 coliformes totales por cada 100 ml y ningún huevo de helminto viable por litro de agua (tipo1); la que contenía de 1 a 1,000 coliformes fecales por cada 100ml y cuando más un huevo viable de helmintos por litro de agua (tipo2) y por último la que presentara de 1,001 a 100,000 coliformes fecales por cada 100 ml (tipo4).

Las directrices y las normatividades de muchos países siguen considerando un nivel de calidad del agua residual tratada para uso agrícola más estricto que el recomendado por la OMS. Las directrices de EUA sugiere para el reuso agrícola de cultivos no procesados (irrigación superficial o por aspersión de cualquier cultivo, incluyendo cultivos que se consumen crudos) la calidad de: pH = 6-9, DBO₅ ≤ 10 mg/l, Turbiedad ≤ 2 UNT, coliformes fecales no detectables, cloro residual de 1 mg/l. Para lograr esta calidad se recomienda la aplicación de tratamiento secundario (odos activados, biofiltros, biodiscos o lagunas), filtración y desinfección. La calidad requerida para las aguas residuales de aplicación en riego agrícola de cultivos que se consumen procesados es: pH = 6-9, DBO₅ ≤ 30mg/l, coliformes fecales ≤ 200 organismos/100 ml (los coliformes fecales no deben de exceder 800 organismos/100 ml) (ver tabla 3.8) .

TABLA 3.8 DIRECTRICES RECOMENDADAS SOBRE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE LAS AGUAS RESIDUALES EMPLEADAS EN AGRICULTURA*, FUENTE OMS, 1989.

| CATEGORIA | CONDICIONES DE APROVECHAMIENTO | GRUPO EXPUESTO | NEMATODOS INTESTINALES DE HUEVOS POR LITRO | *COLIFORMES FECALES 100 ml | TRATAMIENTO PARA LOGRAR LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA |
|-----------|--|-------------------------------------|--|---------------------------------|---|
| A | Riesgo de cultivos que generalmente se consumen crudos, campos de deporte, parques públicos. | Trabajadores, consumidores público. | ≤ 1 | ≤ 1000 | Serie de lagunas de estabilización diseñadas para alcanzar la calidad microbiológica indicada o un tratamiento equivalente. |
| B | Riego de cultivos de cereales industriales y forrajes y praderas y árboles. | Trabajadores | ≤ 1 | No se recomienda ninguna norma. | Tiempo de retención en las lagunas de estabilización de 8 a 10 días o una remoción equivalente de helmintos y coliformes fecales. |
| C | Riego local de cultivos de la categoría B cuando ni los trabajadores, ni el público están expuestos. | Ninguno | No aplicable. | No aplicable. | Tratamiento según lo exija la tecnología de riego, como mínimo sedimentación primaria. |

- a En casos específicos, se debería tener en cuenta los factores epidemiológicos, socioculturales y ambientales de cada lugar y modificar las directrices de acuerdo a ello.
- b Especies de huevos de helminto comúnmente encontrados en aguas residuales en México: *Toxocara sp.*, *Hymenolepis nana*, *Taenia sp.*, *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.* y *Hymenolepis liminuta*.
- c Durante el período de riego.
- d Conviene establecer una directriz más estricta (≤ 200 coliformes/100ml)

El uso del agua tratada para otros fines como el de enfriamiento es el mayor de los reusos industriales del agua residual tratada en México. El agua de enfriamiento es empleada para la condensación de vapor de agua, para enfriar productos o agua caliente que es retroalimentada al sistema que la aprovechó. En el caso de enfriamiento de un solo paso, el agua se utiliza a una sola vez y posteriormente se descarga a su fuente de captación a otro sistema, como el drenaje. Los criterios de calidad del agua para enfriamiento de un solo paso se basan en la necesidad de evitar el bloqueo del equipo con sólidos, la corrosión y la formación de película bacteriana. En muchas ocasiones, a pesar del cumplimiento de esta calidad, se necesita agregar productos inhibidores de corrosión y de crecimiento biológico. La calidad recomendada para el agua de

enfriamiento de un solo paso exige el previo tratamiento de las aguas residuales municipales si éstas se van a utilizar para tal fin (ver tabla 3.9).

TABLA 3.9 CRITERIO DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL EN LOS PROCESOS DE ENFRIAMIENTO Y CALENTAMIENTO.

| PARAMETRO | CRITERIO DE CALIDAD (CONCENTRACION EN mg/l) | CON RECIRCULACION | CATENTAMIENTO CALDERAS A BAJA PRESION. |
|-----------------------------|---|-------------------|--|
| | DE UN SOLO PASO | | |
| Alcalinidad | 500 | 350 | 350 |
| Aluminio | B | 0.1 | 5 |
| Bicarbonato. | 600 | 24 | 170 |
| Calcio | 200 | 50 | b |
| DQO | 75 | 75 | 5 |
| Cloruros | 600 | 500 | b |
| Dureza | 850 | 650 | 350 |
| Fierro | 0.5 | 0.5 | 1 |
| Manganeso | 0.5 | 0.5 | 0.3 |
| hierro+Manganeso | 0.5 | | 0.3 |
| Magnesio | b | b | b |
| Nitrógeno Amoniaco NH3-N | b | b | 0.1 |
| Grasa y aceite. | No flotante | No flotante | No flotante |
| Oxígeno Disuelto. | Aeróbico | b | 2.5 |
| PH | 5,0-8,3 | b | 7-10 |
| SAAM | 50 | 50 | 30 |
| Silice | | 100 | 10 |
| Sólidos suspendidos | 1000 | 500-800 | 700 |
| Sólidos disuelto | 680 | 200 | b |
| Sulfatos | | | |
| Temperatura | b | b | b |
| Zinc | b | b | b |
| Cobre | b | B | 0.1 |

a = referencia 9.
b = aceptable como se recibe.

Otra aplicación de aguas renovadas es para la alimentación de las calderas. Se puede decir que el agua para alimentación de todo tipo de calderas, debe estar libre material suspendido y con bajo contenido de oxígeno disuelto. Entre los parámetros de calidad del agua para este tipo de uso, los que se considera más importantes son: sólidos disueltos y suspendidos, dureza, fierro, cobre, silice y aceites. Los requerimientos de calidad del agua se vuelven más escritos en cuanto más alta sea la presión de operación de la caldera con objeto de prevenir la formación de depósitos y fallas en los componentes de la misma.

Como fue descrito anteriormente el agua residual municipal e industrial puede ser reusada también en los proceso de producción. En este caso el agua tratada debe cumplir con los requerimientos específicos de calidad en cada caso concreto.

Para ser aceptable en uso recreativo el agua debe cumplir también con una cierta calidad necesaria. Esta debe ser libre de organismos patógenos, no debe contener sustancias que puedan ser tóxicas mediante su ingestión o producir irritación de la piel o los ojos de los seres humanos y también debe ser estéticamente en cuenta en la propuesta de criterios de calidad para este tipo de uso. Entre ellos sobresalen el número de coliformes y el pH.

Con respecto al pH, la condición ideal del agua sería que este fuera de 7.4 unidades, el cual corresponde al del fluido lagrimal del ojo, sin embargo, por razones prácticas se ha recomendado un ámbito de 6.5-8.3 y 6.0-9.0, para aguas de baja y alta capacidad amortiguadora respectivamente. Otros parámetros de interés son la temperatura, la composición química y la calidad del agua. Con respecto a la temperatura, este parámetro se recomienda en el rango de 15-35 °C.

Las características químicas del agua para este tipo de uso deben ser tales que está no sea tóxica y no produzca irritación de la piel, oídos o membranas mucosas del individuo. Se reconoce que cuando se práctica natación se ingiere pequeñas cantidades pequeñas de agua. Es por esto que el agua no debe contener compuestos tóxicos al ingerirse. Desde el punto de vista estético es muy importante la claridad del agua, por lo que la turbiedad es un parámetro de control necesario en este tipo de uso, al igual que los nutrientes con la claridad del agua, especialmente el Fósforo y el Nitrógeno. El olor y los sólidos sedimentables que pudieran formar depósitos en el fondo del cuerpo del agua empleado son otras consideraciones estéticas. Con respecto al olor, este puede ser minimizado al producir un efluente bien oxidado que contenga suficiente oxígeno disuelto para que se mantengan condiciones aeróbicas. Para esto fines necesarios se necesita reducir el contenido de la materia orgánica a valores menores de 20 mg/l de DBO₅. En el caso de los sólidos suspendidos, se puede considerar que éstos no afectan al tener un efluente que no exceda de 20 mg/l de SST. De acuerdo con lo anterior, en la tabla 3.9 se presenta los criterios propuestos para el uso recreativo con contacto directo.

TABLA 3.9 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO RECREATIVO.

| PARAMETRO | CRITERIO DE CALIDAD CON CONTACTO DIRECTO | SIN CONTACTO DIRECTO PROLONGADO. |
|--------------------------------|--|----------------------------------|
| Coliformes fecales, NMP/100 ml | 200 | |
| Coliformes totales, NMP/100 ml | | 5,000 |
| DQO mg/l | 30 | 60 |
| Color | Virtualmente libre | Virtualmente libre |
| Olor | Virtualmente libre | Virtualmente libre |
| Metales flotantes. | Virtualmente libre | Virtualmente libre |
| Aceites y grasas | Virtualmente libre | Virtualmente libre |
| Nitrógeno total | Virtualmente libre | |
| PH | 6.5-8.3 | 6.5-8.3 |
| Fosfatos mg/l | 0.2 | |
| Sólidos sedimentables, ml/l | Libre | Libre |
| Temperatura máxima, C | 35 | |
| Temperatura mínima, C | 15 | |

En el caso de lo recreativo sin contacto directo prolongado, los criterios de calidad del agua son menos estrictos, reflejando solamente los aspectos estéticos. Es por esto

que para definir los objetivos de tratamiento en este caso se considera ante todo los factores que afectan la calidad estética: materia flotante, sólidos suspendidos y sedimentables, depósitos de lodos formación de lama, crecimientos excesivos de mezcla acuática, olor, color, sabor y turbiedad desagradable, grasas, aceite, natas visibles, agentes formadores de espumas, excesiva acidez o alcalinidad que pudieran producir corrosión de botes y muelles.

Asimismo, el contenido de bacterias es menos restrictivo, al permitirse valores hasta de 5,000 NMP/100 ml de coliformes totales.

Entre los usos municipales no potables se encuentra el lavado de calles, lavado de coches y muy principalmente, riego de área verde urbanas. Aunque los céspedes y arbustos son por lo general más resistentes a muchos contaminantes que los cultivos agrícolas, algunos parámetros de calidad del agua para el riego urbano son más restrictivos que para uso agrícola. Esto se debe, principalmente, a consideraciones de peligro potencial a la salud pública, por la presencia de virus y bacterias en los aerosoles que se producen al emplear sistemas de aspersión para el riego urbano. También parámetros como sólidos suspendidos y grasas y aceites se consideran restrictivos es este tipo de uso, ya que es importante prevenir bloqueo en los sistemas de riego. Los criterios de calidad para este tipo de uso especifican también concentraciones límites y para una serie de elementos, tales como Boro, Arsénico Aluminio, Fluoruros, Cobre, Sulfatos, Cloruros, Zinc, Litio, Plomo, etc. Los límites permisibles de DBO5 y SST son de 20 mg/l y 15 mg/l respectivamente, los coliformes fecales se restringen a 2.2 NMP/100 ml. En lo referente al parámetro sanidad se ha propuesto un máximo de 1,200 mg/l, el cual se considera apto para todo tipo de pastos, sin embargo, se reconoce que existen pastos muchos más resistentes a la sanidad, por lo que el criterio particular se debe de definir para cada tipo de pasto en particular. En las directrices del reuso de Estados Unidos la calidad del agua que se sugiere para este uso recreativo con contacto directo.

Otro uso importante de las aguas residuales tratadas es la recargas de acuíferos. Para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, una referencia útil, es la norma de calidad mínima que debe cumplir una fuente superficial de suministro para el agua potable ya que debe cumplir esta norma, la posible contaminación por la infiltración de agua renovadas no será mayor que la que naturalmente ya haya ocurrido. Otro criterio comúnmente aplicando es que la calidad del agua al infiltrarse en el acuífero debe tener al menos la misma calidad a la del agua en el acuífero. Dependiendo del uso del acuífero, se han elaborado criterios de calidad especificados para casos concretos de aplicación de recarga.

El uso de agua para fines potables se considera el más alto nivel de reuso que se puede alcanzar, aunque existen otros usos industriales específicos que requieren de una calidad más estricta en muchos aspectos. El reuso potable directo de aguas residuales tratadas, como ya se mencionó anteriormente, es una opción que debe ser estudiada exhaustivamente antes de ponerse en práctica. Los criterios mínimos de calidad que deberá cumplir. Pero aún el cumplimiento de estos criterios, por sí mismo, no garantiza la potabilidad del agua, pues hay que recordar que los criterios de agua potable no han sido pensados para la eventualidad de reusar en forma directa aguas residuales tratadas y no controlan contaminantes específicos de origen industrial que pueden estar presentes en

el agua residual y persistir en el agua tratada después de todos los procesos de tratamiento aplicados.

Pretratamiento de las aguas residuales industriales para ser descargados al alcantarillado municipal.

De acuerdo con la NOM-CCA-002-ECOL-1996 y los requerimientos generales para las descargas de aguas residuales industriales al alcantarillado municipal, en estas descargas se restringe fundamentalmente el pH, la temperatura, la presencia de sólidos sedimentables, grasas y aceites, arsénico, cadmio, cianuro, cobre, cromo y mercurio. Facultándose a las autoridades locales (los municipios) el derecho de fijar otros parámetros y límites más estrictos, si esto es necesario para la protección de los sistemas de tratamiento del agua residual municipal aplicados y para el cumplimiento de los criterios de calidad del agua municipal tratada (ver tabla 6, capítulo 1).

| |
|-------------------|
| Capítulo 4 |
|-------------------|

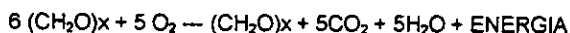
CARACTERÍSTICAS DEL DISEÑO FÍSICO Y PROCEDIMIENTOS CONSTRUCTIVOS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.

4.1 CONSIDERACIONES DE DISEÑO DE SISTEMAS LAGUNARES.

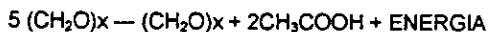
Se ha logrado progresar bastante en el diseño de lagunas de estabilización desde los primeros intentos en los años de 1950. Existen tres principales métodos elaborados por Gloyne, Oswald y Marais.

La remoción de materia orgánica de las aguas residuales es el resultado de dos mecanismos operativos en las lagunas de estabilización. El primer proceso es el de sedimentación y precipitación de sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, y hasta partículas coloidales, por la acción de sales ligeramente solubles en un ambiente de pH variable. El segundo proceso involucra la combinación de transformaciones biológicas causantes de la oxidación y reducción de desechos orgánicos que entran a la laguna. Las cuatro principales reacciones biológicas que se llevan a cabo en una laguna han sido descritas por Oswald y Gloyne.

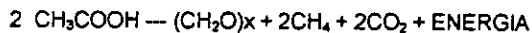
- 1) La oxidación aerobia de materia orgánica carbonosa a lodo bacteriano, bióxido de carbono y agua:



- 2) La formación de ácidos orgánicos de la conversión anaerobia de carbohidratos a células bacterianas y otros compuestos relacionados:



- 3) La fermentación a metano de los ácidos orgánicos y bióxido de carbono:



- 4) y la conversión fotosintética del bióxido de carbono a compuestos orgánicos y oxígeno libre por la luz solar:



Estas cuatro transformaciones biológicas representan las reacciones fundamentales que se llevan a cabo en la mayoría de los procesos biológicos empleados en la degradación

de la materia orgánica contaminante presente en las aguas residuales. Un entendimiento de como son afectadas por factores ambientales ayudará en el diseño y construcción de lagunas de estabilización. El diseño de lagunas de estabilización se ha enfocado a propiciar las condiciones que permiten el desarrollo de alguna o algunas de las reacciones mencionadas arriba (Tabla 4.1). Así se pueden definir cuatro principales categorías de lagunas.

- 1) lagunas anaerobias donde las principales reacciones son la producción de ácidos orgánicos y la fermentación de metano,
- 2) lagunas facultativas donde la estratificación permite el predominio de reacciones anaerobias en la zona inferior y oxidación aerobia, en conjunción con la fotosíntesis en la parte superior,
- 3) lagunas de maduración, que son similares a las lagunas facultativas, con la excepción de que normalmente reciben el efluente de ellas y se usan exclusivamente para la reducción de organismos patógenos, y
- 4) lagunas aerobias de alta tasa, que normalmente están en condiciones aerobias en toda su profundidad y son utilizadas principalmente para obtener un rendimiento máximo de algas, con la intención de cosecharlas del efluente.

Tabla 4.1 CONSIDERACIONES DE DISEÑO DE SISTEMAS LAGUNARES.

| PARAMETROS | TIPO DE LAGUNA | | | | | |
|--|--|--|--|--|---|---|
| | AEROBICA BAJA TASA | AEROBICA ALTA TASA | AEROBICA DE MADURACION | AEROBICA-ANAEROBICA FACULTATIVA | ANAEROBICA | AEREADA |
| Régimen de flujo | Mezclado intermitente | Mezclado intermitente | Mezclado intermitente | Mezclado capa superficial | - | Completamente mezclada |
| Tamaño de la laguna (Has) | <4 multiples | 0.2-0.9 | 0.9-4 multiples | 0.9-4 multiples | 0.2-0.9 multiples | 0.9-4 multiples |
| Operación | Serie o paralelo | Serie | Serie o paralelo | Serie o paralelo | Serie | Serie o paralelo |
| Tiempo de retención (días) | 10-40 | 4-6 | 5-20 | 5-30 | 20-50 | 3-10 |
| Profundidad (metros) | 0.9-1.20 | 0.3-0.45 | 0.9-1.7 | 1.2-2.5 | 2.5-5 | 1.8-6.80 |
| pH | 6.5-10.5 | 6.5-10.5 | 6.5-10.5 | 6.5-8.5 | 6.5-7.2 | 6.5-8 |
| Rangos de temperatura(°C) | 0-30 | 5-30 | 0-30 | 0-50 | 6-50 | 0-30 |
| Temperatura óptima (°C) | 20 | 20 | 20 | 20 | 30 | 20 |
| Carga de DBO ₅ (Kg/Ha-día) ^d | 67-134 | 90-180 | <17 | 57-202 | 224-567 | --- |
| Conversión DBO ₅ (%) | 80-95 | 80-95 | 60-80 | 80-95 | 50-85 | 80-95 |
| Conversión principal | Algas, CO ₂ , Tejido celular bacteriano | Algas, CO ₂ , Tejido celular bacteriano | Algas, CO ₂ , NO ₃ tejido celular bacteriano | Algas, CO ₂ , CH ₄ tejido celular bacteriano | CO ₂ , CH ₄ , tejido celular bacteriano | CO ₂ , tejido celular bacteriano |
| Concentración de algas (mg/ft) | 40-100 | 100-260 | 5-10 | 5-20 | 0-5 | - |
| Sólidos suspendidos en el efluente (mg/ft) | 80-140 | 150-30 | 10-30 | 40-60 | 80-160 | 80-250 |

- a) Laguna aeróbica convencional diseñada para maximizar la cantidad de oxígeno producido, en vez de la producción de algas.
- b) Incluye lagunas con aereación suplementaria. Para las que no la carga típica de DBO₅ es cerca de un tercio de lo listado.
- c) Depende de las condiciones climáticas.
- d) Valores típicos, se han aplicado valores mas altos en varias poblaciones. Los valores de las cargas están frecuentemente especificados por las instituciones reguladoras.
- e) Incluye algas, microorganismos y sólidos suspendidos residuales: Los valores están basados en un influente con DBO₅ de 200 mg/l y, con excepción de las lagunas aeróbicas, con un influente de 300 mg/l de sólidos suspendidos.

4.1.1 Consideraciones de diseño de Lagunas de estabilización anaerobias

La fermentación anaerobia es un proceso de dos etapas, que es sensible a las condiciones ambientales. La fermentación es el resultado de la acción de dos diferentes tipos de bacterias, las formadoras de ácidos y las productoras de metano. Durante la etapa de formación de ácidos, grupos heterogéneos de bacterias anaerobias y facultativas convierten la materia orgánica compleja (proteínas, carbohidratos y lípidos) en ácidos orgánicos mediante hidrólisis y fermentación. Finalmente las bacterias del metano transforman estos productos intermedios a metano, amoníaco, bióxido de carbono, hidrógeno, agua y materia celular nueva. La fermentación ácida resulta en poca o nada de reducción de DQO y sólo en la segunda etapa es que hay remoción de materia orgánica oxidable. La cantidad removida está en proporción directa a la cantidad de metano producido.

Las condiciones físicas y ambientales tienen que favorecer el desarrollo de una población sana de bacterias formadoras de metano, para que la laguna anaerobia pueda funcionar adecuadamente. Los principales factores que afectan el crecimiento de las bacterias formadoras de metano son los siguientes: temperatura, pH, tiempo de retención y tasa de carga orgánica. La acumulación de lodo también es una consideración importante de la ecología de la laguna.

a) Temperatura y pH

La fermentación del metano es muy sensible a la temperatura, habiéndose observado que un aumento de 5.5 °C en la temperatura puede resultar en una producción siete veces mayor de gases evolucionados de la capa anaerobia de lodos. Se determinó que la cantidad de gases producidos es proporcional a la temperatura:

$$\text{Gas (pies}^2\text{/acre)} = 450 (\text{°C} - 15)$$

La fermentación del metano puede llegar a eliminar de 60 kg DBO₅/ha/d a 16 °C hasta 1200 kg DBO₅/ha/d a 35 °C.

El pH varía de 6.8 en la parte ácida hasta 7.2 en la metanoquímica.

b) Profundidad y Tiempo de Retención.

Las lagunas anaerobias varían considerablemente en tamaño y tiempo de retención. Se han logrado eficiencia de hasta del 70% de remoción de DBO_5 en lagunas anaerobias con una profundidad de 1.2 metros y tiempos de retención de tan sólo un día.

La profundidad recomendada varía desde 2 metros hasta 6 metros. Las lagunas con mayor profundidad tienen las ventajas de:

- 1) utilizar con mayor eficiencia el terreno,
- 2) mantener las bacterias productoras de metano protegidas de los cambios ambientales y el oxígeno disuelto; y
- 3) proporcionar una zona más compacta para la acumulación de los lodos.

El tiempo de retención en lagunas anaerobias se debe mantener a un mínimo, que puede variar de un día hasta 5 días, para compensar por la disminución de actividad bacteriana durante las épocas de invierno. McGarry y Pescod encontraron poco significado en los efectos del tiempo de retención sobre la eficiencia en remoción de DBO_5 en lagunas anaerobias operadas en zonas cálidas; por lo cual, parece ser más importante la retención de los sólidos depositados, desde el punto de vista de evitar el lavado de la población activa de productores de metano, en la zona de fermentación, que el tiempo real de residencia del líquido. En lagunas profundas, una vez que una partícula de lodo llega a la zona de lodos, es casi seguro que permanecerá ahí hasta que sea fermentada en productos solubles y gaseosos.

c) Tasa de Carga Orgánica.

Las lagunas anaerobias se deben cargar a una tasa que permita mantener la laguna anaerobia en toda su profundidad. La carga mínima necesaria para mantener condiciones anaerobias varía de 200 a 600 kg DBO_5 /ha/día dependiente, probablemente, de la carga volumétrica y localización geográfica de la laguna. McGarry y Pescod consideran que la carga superficial de DBO es la variable con mayor influencia sobre la remoción de materia orgánica; y, que la adopción de una carga superficial máxima resultará en una mayor remoción de DBO . Se han reportado eficiencias de 65% a 87% para cargas de 550 a 1800 kg/ha/d, en Australia. Las tasas de remoción fueron 25% mayores durante el verano y parece ser que una temperatura de 20 °C determina la diferencia entre condiciones de verano e invierno. Se recomienda que el área de cada laguna en serie sea de 1 a 4 hectáreas.

d) Acumulación de Lodo

La principal forma de remover materia orgánica, en lagunas que tratan aguas negras, es a través de la sedimentación de sólidos suspendidos y su fermentación a metano. La materia sedimentable rápidamente llega a la zona de lodos debido a las condiciones tranquilas que prevalecen en la laguna. Inicialmente, la acumulación de lodos se lleva a cabo a una tasa mayor que la degradación del lodo; una vez que la fermentación del metano alcanza su pleno desarrollo, se establece un equilibrio entre las tasas de acumulación de lodo y degradación, resultando en una acumulación neta de cero. En el

caso de lagunas tratando desechos industriales se ha reportado la acumulación excesiva de lodos, necesitando la remoción de sólidos después de cinco años de operación. El lodo acumulado en lagunas anaerobias se digiere bien y es muy similar al producido en digestores anaerobios convencionales; el lodo se puede extraer sin mayor problema ni producción de condiciones indeseables.

Parker encontró que lagunas anaerobias con acumulación de lodos dan mayores eficiencias en reducción de DBO₅, a pesar del hecho de que el tiempo de retención hidráulico se ve sensiblemente reducido por la acumulación de lodos. Estudios de campo indican que los sólidos que se encuentran más alejados del influente están más activos que los de reciente ingreso. Se ha demostrado que el mezclado incrementa la eficiencia, por lo cual se ha sugerido que el contacto del influente con lodos viejos puede resultar en mejores eficiencias. El mezclado de sólidos se logra, en lagunas anaerobias activas, mediante la evolución de gas, que a su vez, lleva el lodo a la superficie. La conversión de materia orgánica a metano es aceptado como el principal proceso mediante el cual se logra la destrucción del lodo depositado, aunque la remoción de DBO en el agua sobrenadante no parece seguir el mismo curso. La carga hidráulica se recomienda entre 1.5 a 4.4 lts/seg/ha

4.1.2 Consideraciones de Diseño de Lagunas de Estabilización Facultativas

Las lagunas de estabilización facultativas son las de uso más común. Dentro de la laguna facultativa, la acción de tres grupos principales de organismos se integra para formar una relación útil entre las algas productoras de oxígeno y las bacterias aerobias y facultativas. El tercer grupo de organismos, las bacterias productoras de metano, es realmente responsable del 90% al 99% del total de DBO removida, de aguas negras, a través de la emisión de gases.

La profundidad de las lagunas facultativas, normalmente de 1.8 a 2 metros, suficiente para permitir el desarrollo de estratificación térmica, en zonas facultativas y anaerobias. Las reacciones en la zona anaerobia son muy similares a las de una laguna anaerobia, descrita anteriormente. En las capas superiores abundan las algas y pueden supersaturar la laguna con oxígeno disuelto. La mayor parte del carbono sirve como fuente de energía para las bacterias y es respirado como CO₂; el remanente es utilizado para formar nuevas células. El CO₂ respirado por las bacterias es aprovechado por las algas y no es removido a menos que salga en el efluente o cuando las algas y bacterias mueren, se sedimentan a la zona anaerobia y sufren fermentación a metano. Así que la oxigenación fotosintética y la fermentación a metano son los dos procesos claves que hacen posible la reducción de DBO en las lagunas facultativas.

Los principales factores a considerar en el diseño de una laguna de estabilización facultativa son:

- a) Fotosíntesis y producción de oxígeno.

Existen dos fuentes de oxígeno en las lagunas de estabilización; a saber,

- a) reaeración atmosférica
- b) Fotosíntesis

La reaeración atmosférica da poca importancia en el diseño de lagunas cuando éstas están cargadas levemente y hay un poco de mezclado debido al viento. La magnitud del déficit de oxígeno disuelto requerido para introducir cantidades apreciables de oxígeno a la laguna por difusión es lo suficientemente grande como para provocar malos olores. Normalmente, se pierde más oxígeno a la atmósfera desde lagunas saturadas durante las horas del día que el oxígeno que se absorbe durante la noche por reaeración.

Por tanto, la reoxigenación fotosintética es la principal fuente de oxígeno en una laguna facultativa. La fotosíntesis depende en gran medida de:

- a) luz solar abundante,
- b) pH y temperatura adecuados y
- c) una abundante fuente de nutrientes.

La eficiencia de conversión de luz solar por las algas ha sido reportada que varía entre 1% y 4%, dependiendo de la intensidad de la luz, temperatura, duración de la luz, tiempo de retención y concentración de CO₂. Se fijan aproximadamente 3.68 calorías por cada mg de oxígeno liberado y 1.67 mg de oxígeno son liberados por cada mg de algas sintetizadas.

- b) Temperatura y pH.

La temperatura parece ser uno de los factores principales en el funcionamiento de las lagunas. La temperatura del agua sigue una curva relativamente pareja a través de las distintas estaciones del año y los cuerpos grandes de agua tienen un efecto amortiguador sobre los cambios bruscos de condiciones climatológicas.

Se ha encontrado que el funcionamiento de las lagunas depende de la temperatura, esencialmente de acuerdo a la ecuación de Van't Hoff - Arrhenius, que se puede aproximar con la siguiente expresión:

$$\frac{t}{t_0} = e^{c'(T_0 - T)}$$

$$t = 0.0349 \cdot S_0 \cdot 1.085^{-(35-T)}$$

donde

- t = tiempo de reacción requerido a cualquier temperatura (días)
- t₀ = tiempo de reacción original a una temperatura original (T₀)
- c' = características energía - temperatura de la ecuación de Van't Hoff - Arrhenius (0.0693)
- S₀ = DBO total en el influente
- T = Temperatura del agua (°C) en el mes más frío.

Esta relación entre la tasa de reacción química y la temperatura, cuando se aplica a condiciones en lagunas de estabilización, es útil sólo para temperaturas entre 9 °C y 35 °C. El crecimiento de las algas llega a un máximo entre 25 °C y 30 °C, y a medida que la temperatura excede los 30 °C, la población de algas se verá disminuida aunque las bacterias utilicen el oxígeno a una mayor tasa.

Los efectos de la temperatura también se notan en la forma de estratificación térmica del agua. La estratificación es importante en las lagunas facultativas por la inhibición de mezclado y el mantenimiento de zonas separadas aerobias y anaerobias. Entre un 90% y 95% de la DBO₅ última en lagunas estratificadas es removida como metano y otros gases producidos por la descomposición anaerobia en las partes inferiores de la laguna.

La fotosíntesis, con el consumo de CO₂, tiene una tendencia a subir el pH de la capa aerobia de las lagunas. Normalmente, el pH puede aumentar hasta 10 bajo condiciones favorables, dependiendo de la capacidad amortiguadora del agua de la laguna. La oxidación bacteriana máxima ocurre a un pH de 8.3 y a niveles mayores de 9.5 se ve reducido.

c) Profundidad y Tiempo de Retención.

Las lagunas facultativas se diseñan para producir un efluente comparable con el de procesos de tratamiento secundario y, como tal, ha sido una práctica común sobrediseñarlas para, asegurar un efluente aceptable. La profundidad y el tiempo de retención son dos factores muy importantes en el diseño de lagunas facultativas.

La profundidad de una laguna facultativa debe ser suficiente para permitir que se establezca un régimen térmicamente estratificado. Se recomiendan profundidades desde 1.8 m hasta más de 2 m; aunque, en general, una profundidad de 1.8 a 2.4 m es la más comúnmente utilizada. Se ha señalado que para una superficie determinada, mayor profundidad proporciona un tiempo de retención mayor y tratamiento adicional, pero la tasa de tratamiento no aumenta en proporción directa al aumento en profundidad. De hecho, existe poca ventaja práctica en aumentar la profundidad más allá de 2.0 m para disminuir la superficie.

La profundidad mínima para lagunas facultativas es de 1.0 m, en el caso de zonas tropicales con temperatura alta. Aunque las lagunas someras optimizan la utilización de la luz por las algas, son más sensibles a cambios en la carga orgánica del influente. Por lo cual, donde se requieren unidades de bajo costo y poco mantenimiento, se utilizan lagunas de 2.0 o más metros de profundidad.

Dentro de los ámbitos normales de operación, se ha encontrado que el tiempo de retención y la profundidad tienen muy poca influencia sobre la remoción de DBO₅, en lagunas experimentales recibiendo aguas negras. Purushothaman mostró que lagunas con profundidades de 0.6 a 1.2 m presentan eficiencias similares en la remoción de DBO₅, del orden de 80 %.

La distribución de la carga en una laguna de estabilización está influenciada por la configuración de la unidad. Shindala y Murphy estudiaron varias configuraciones de lagunas y concluyeron que las lagunas rectangulares permiten una distribución más uniforme de la

carga que las de forma circular o irregular. Una relación de largo a ancho de 3 a 1 no deberá ser excedida.

El tiempo de retención parece variar más que la profundidad. Los tiempos de retención recomendados por varios investigadores va desde 7 a 30 días, dependiendo del clima y el tipo de desecho a tratar. Un tiempo de retención entre 20 y 30 días es el más comúnmente aplicado en los EUA.

d) Nutrientes.

La mayoría de las especies de algas usan sólo CO_2 libre para la fotosíntesis, pero aun con la concentración de 0.03% de CO_2 , que se encuentra en el aire, se puede mantener una tasa óptima de fotosíntesis. La mayor parte de la oxidación de materia orgánica de las aguas residuales es realizada por bacterias y las algas proporcionan el oxígeno para mantener las condiciones aerobias. Se supone que todo el CO_2 desprendido de la oxidación aerobia de la materia orgánica es aprovechado por las algas durante la fotosíntesis. Sin embargo, la única reducción real de carbono del sistema resulta de las pérdidas a la atmósfera de los gases, producto final de la descomposición anaerobia en la zona inferior, principalmente metano.

Se ha sugerido que las lagunas de estabilización se deben operar de tal manera que el carbono orgánico sea el factor nutricional limitante. En realidad, el carbono orgánico es el factor limitante de la mayoría de las aguas residuales, especialmente de las domésticas. La relación de $\text{DBO}_5/\text{N/P}$ de 100/5/1 se satisface normalmente con respecto a la DBO del agua residual. En el caso particular de aguas residuales domésticas, hay disponible más que suficiente nitrógeno y fósforo para realizar el potencial de crecimiento de algas carbonoso, o sea la máxima cantidad de algas que pueden crecer en el desecho si no hay otro factor que limite el crecimiento.

Normalmente, las cantidades de nitrógeno y fósforo presentes en el agua residual doméstica son altas (20 a 40 mg/l), que no son los factores nutricionales limitantes. Se ha encontrado que el nitrógeno no varía sustancialmente, después de 20 días de retención, en lagunas limitadas en carbono. Tampoco, se han observado casos de nitrificación en lagunas, y en la reducción de nitratos se desconoce el destino del nitrógeno. Por lo cual es evidente que, ya que tanto el nitrógeno como el fósforo son reciclados relativamente en forma rápida dentro de la laguna, el principal medio de remoción de estos elementos es por precipitación química y bioquímica, como sales inorgánicas. A su vez, estos nutrientes se regeneran muy fácilmente de los depósitos de lodos bajo condiciones anaerobias; por consiguiente, es poco probable que sean el factor limitante en la operación de las lagunas de estabilización.

e) Tasas de Carga Orgánica

La carga superficial probablemente es el factor individual más importante en el funcionamiento de una laguna de estabilización. Como la fotosíntesis desempeña un papel importante en los procesos naturales de purificación, que se llevan a cabo en las lagunas de estabilización, las tasas de carga orgánica normalmente se han determinado en base a superficie. En los EUA, las cargas recomendadas varían desde 18 hasta 55 kg $\text{DBO}_5/\text{ha}/\text{d}$ y en México de 56 a 168. En años recientes se ha visto que las lagunas pueden funcionar

eficientemente con cargas muy superiores a los 55 kg/ha/d. Evidentemente, muchos otros factores, como temperatura, tipo de desecho, condiciones climatológicas, etc. tienen influencia sobre la carga aceptable.

McGarry y Pescod han mostrado que la remoción superficial de DBO (R_s , kg/ha/d) puede ser estimada conociendo la carga superficial (C_s , kg/ha/d):

$$R_s = 9.23 + 0.725 C_s$$

Donde :

$$\begin{array}{ll} R_s = \text{remoción de carga superficial} & \text{Kg/ha} \cdot \text{día} \\ C_s = \text{carga superficial} & \text{Kg/ha} \cdot \text{día} \end{array}$$

La fórmula anterior es aplicable a lagunas en zonas tropicales y templadas, y tiene un error estándar de estimado igual a 15 kg/ha/d.

Se recomienda que el área de cada laguna sea de 6800 a 2270 m²/(l/seg) ó 178 a 59 m² (kg DBO/día).

f) La Capa de Lodos.

Los depósitos de lodos se acumulan en las lagunas, permaneciendo anaerobios en toda su profundidad, y son los responsables de casi la totalidad del carbono removido de la laguna. La zona anaerobia en lagunas facultativas también puede extenderse hacia la capa de líquido arriba de la superficie del lodo, dependiendo principalmente de la profundidad de la laguna y la carga orgánica. Los depósitos de lodos son el resultado de:

- 1) los sólidos suspendidos presentes en el desecho influente,
- 2) los sólidos de las bacterias sintetizadas durante la metabolización de los desechos orgánicos, y
- 3) los sólidos de las algas sintetizadas durante el proceso de fotosíntesis.

Los mecanismos responsables de la deposición de lodos son los siguientes:

- 1) sedimentación de los sólidos suspendidos influentes,
- 2) biofloculación de los crecimientos de algas y bacterias en la presencia de oxígeno molecular, y
- 3) autofloculación de las algas, bacterias y detritus orgánico atrapado por las partículas de flóculos formados por los incrementos en temperatura y pH, que ocasionan la precipitación de $Mg(OH)_2$, $CaSO_4$ y NH_4CaPO_4 .

Sedimentación y biofloculación durante un período de tres días puede ser responsable de la deposición del 90% de los sólidos suspendidos influentes y del 85% de los crecimientos microbiológicos, de tal manera que el líquido sobrenadante rara vez exceda una DBO de 50 mg/l.

El principal proceso microbiológico que se lleva a cabo en la zona anaerobia de lodos es la utilización metabólica de los sólidos orgánicos por bacterias facultativas y anaerobias heterotróficas, es exactamente la misma forma que sucede en las lagunas anaerobias. Es decir, operan dos procesos de fermentación anaerobia:

- 1) la hidrólisis y fermentación de compuestos orgánicos complejos a ácidos volátiles, CO_2 y un poco de alcohol, y
- 2) la fermentación de los ácidos volátiles a CH_4 y CO_2 .

La lenta acumulación de lodos estabilizados requiere de una extracción de lodo después de 9 a 12 años de operación continua, y la causa más común de falla en el proceso es la inhibición térmica, ya que la descomposición y producción de gas máxima ocurre a temperaturas en exceso de $19\text{ }^\circ\text{C}$. Sin embargo, el proceso también puede fracasar por una disminución en el pH, provocada por la acumulación de ácidos orgánicos, o la presencia de sustancias inhibitorias como ácidos fuertes, consiguiente, Oswald recomienda que el arranque de lagunas de estabilización sea durante época de clima caliente y de preferencia a una carga reducida, del orden de $55\text{ kg DBO}_5/\text{ha/d}$. Una vez que se tenga establecida la producción de gases, se puede aumentar la carga hasta el nivel de 135 kg/ha/d . La carga hidráulica se recomienda entre 1.5 a 4.4 l/segxha.

4.1.3 Consideraciones de Diseño de Lagunas de Maduración

Las lagunas de maduración son unidades de tratamiento terciario, que utilizan la capacidad natural de autopurificación del agua y no deben ser empleadas como adiciones a los sistemas sobrecargados, para evitar la ampliación de los mismos. Son unidades biológicas en las que un efluente secundario bien estabilizado es tratado para proporcionar un agua de alta calidad bacteriológica y virológica.

Mortandad de Bacterias y Factores.

La reducción de coliformes en lagunas de estabilización, frecuentemente se supone que sigue a una tasa que depende del número de bacterias presentes, correspondiendo a la Ley de Chick:

$$\frac{N}{N_0} = 10^{-kt}$$

donde

N_0 = número de bacterias coliformes originalmente presentes

N = número de bacterias coliformes remanentes después de un tiempo t

t = tiempo de retención, días

k = coeficiente de mortandad

Merron (et al), encontró que el coeficiente de mortandad puede variar entre 0.070 a 0.127, con un promedio de 0.1/día y el T-90, el tiempo requerido para una reducción del 90%, es del orden de 10 días. Lamentablemente, la reducción porcentual global

normalmente reportada en la literatura no da una descripción adecuada de la tasa de mortandad de coliformes.

Además, la mortandad bacteriológica está influenciada fuertemente por un número de factores, incluyendo: a) luz solar, b) agentes bactericidas, c) temperatura, d) tensión de oxígeno, e) cambios en pH, f) depredación, g) agotamiento de nutrientes, h) sobrecompetencia, e i) toxicidad.

La radiación solar aumenta la reducción del número de bacterias apreciablemente y durante la época de invierno, con períodos extremadamente fríos y nublados, ésta disminuye a un mínimo. Se estima que períodos largos de almacenamiento, que resultan en la sedimentación de la materia suspendida, y la sobre competencia son las causas principales de la reducción de bacterias. Altos niveles de oxígeno disuelto y valores de pH en exceso de 9.0 también han tenido un efecto marcado sobre la reducción bacteriana, Gann et al ha observado que la mortandad de coliformes está íntimamente asociada a la remoción de DBO, indicando que los coliformes se remueven, en parte, debido a su inhabilidad para competir por los nutrientes. Otro fenómeno importante es el aprisionamiento de bacterias en los sólidos que se sedimentan. Probablemente la remoción de bacterias se debe a una combinación de todos los factores arriba mencionados, ya que alguna bacterias logran sobrevivir largos periodos de anaerobiasis, pero desaparecen rápidamente en un ambiente aerobio.

Las lagunas de maduración logran reducciones significativas en el número de organismos coliformes. Las remociones de bacterias son mejores durante el verano (99.61 %) que en el invierno (96.86%). Además, Malone y Bailey obtuvieron reducciones de *enterococcus*, con lagunas en serie, entre 98 y 100 porciento.

Modelos Cinéticos para el Diseño de Lagunas de Estabilización

Aunque las lagunas de estabilización han sido ampliamente estudiadas en los últimos 30 años, el número de modelos matemáticos elaborados con el propósito de diseño, a partir de estos estudios, es muy limitado. Además, la mayoría de los modelos carecen de suficiente detalle, para describir adecuadamente los procesos que se llevan a cabo en las lagunas o su aplicación está limitada a un zona específica del mundo o un tipo particular de laguna. En las secciones que se presentan a continuación se hace un resumen de los modelos cinéticos disponibles para el diseño de los diferentes tipos de lagunas que se han mencionado en este trabajo.

Laguna anaerobia.- La reducción de DBO en una laguna anaerobia está relacionada principalmente a: a) el tiempo de retención, b) la temperatura, y c) la cantidad de lodo. Estos factores son básicamente los mismos que afectan el funcionamiento de los digestores anaerobios, donde una producción de gas de 16 a 18 ft³/lb (m³/kg) de materia volátil destruida puede ser esperada con cargas orgánicas de 0.03 a 0.27 lb de SS / ft³x día.

Suponiendo mezcla completa, se puede diseñar la laguna anaerobia en base a la siguiente relación:

$$S = \frac{S_0}{\left(\frac{S}{S_0}\right)^n \times k l \times t + 1}$$

donde:

S = DBO₅ en la laguna y efluente

S₀ = DBO₅ del influente a 20 °C

t = tiempo de retención para sistemas completamente mezclados

kl = coeficiente de remoción de DBO, base e (1/día)

n = exponente

Este modelo es principalmente empírico, aunque tiene una base teórica razonable. Además, se reconoce que:

- 1.- la carga orgánica se debe basar en la DBO ultima
- 2.- una fracción de la DBO del influente permanece en la fase líquida mientras el resto se sedimenta en el fondo como lodo
- 3.- se lleva a cabo un mezclado general y la DBO del efluente es igual a la DBO de la laguna
- 4.- no hay pérdidas netas de líquido del sistema
- 5.- los coeficientes de reacción para la fase líquida y capa de lodos dependen de la temperatura
- 6.- la fracción de DBO que se pierde en el lodo por fermentación regresa al líquido de la laguna o sale del sistema como gas.

Las siguientes guías de diseño se recomiendan cuando existe duda de la validez del coeficiente de remoción y exponente del modelo cinético:

| GUÍAS DE DISEÑO | VALOR RECOMENDADO |
|---|--|
| Tiempo de retención | 3 a 5 días, |
| Profundidad | 3 a 5 metros |
| Carga volumétrica | 12 a 25 lb DBO ₅ /100 ft ³ |
| Carga superficial | 440 a 660 kg DBO ₅ /Ha/día |
| Carga de SS | 100 a 400 lb/1000 ft ³ |
| La selección final de la carga orgánica dependerá de consideraciones ambientales y estéticas. | |

Lagunas Facultativas.- Existen tres principales teorías para el diseño de lagunas de estabilización facultativas:

- 1) la teoría dependiente de temperatura y carga de Hermann y Gloyna (1958),
- 2) la teoría dependiente de carga unitaria y luz de Oswald (1960), y
- 3) la teoría de la cinética de primer orden de Marais y Shaw (1961).

Herman y Gloyna, presentaron la primera teoría de la cinética que describe el comportamiento de una laguna facultativa. En base a experimentos de laboratorio, con series de cuatro lagunas, establecieron que el tiempo de retención ($R-35$) requerido para una reducción del 90% de la DBO_5 a $35^\circ C$, era aproximadamente de 3.5 días. A medida que la temperatura disminuye, el tiempo total de retención ($R-T$). Para la misma remoción aumenta de acuerdo al a ecuación No. 1:

$$R-T = R-35 \sigma^{(35-T)} = 3.5 (1.072)^{(35-T)} \quad (1)$$

$R-T$ = Tiempo total de retención.

Un análisis estadístico mostró que la DBO_5 media para aguas negras crudas en los EUA es aproximadamente de 200 mg/l. Para mantener el valor del efluente más o menos constante para cualquier DBO_5 (S_o) influente, se ajustó el tiempo de retención con la proporción $S_o/200$, dando:

$$R = (S_o/200)R-T \quad (2)$$

Por lo cual:

$$R = (S_o/200)R-35 \sigma^{(35-T)} = (3.5/200)S_o (1.072)^{(35-T)} \quad (3)$$

Datos de lagunas recibiendo aguas residuales domésticas (Suwannakam y Gloyna), verificados por Maras (1966) en modelos de laboratorio alimentados con un desecho sintético soluble, para temperaturas de $9.5^\circ C$ a $35.5^\circ C$, dieron un valor de σ igual a 1.085. Finalmente, la fórmula se puede representar en términos del volumen:

$$V = C Q S_o [\sigma^{(35-T)}] f \cdot f \quad (4)$$

donde:

V = volumen de la laguna (metros cúbicos)

Q = gasto influente del desecho (metros cúbicos/segundo)

S_o = DBO -Última del influente (mg/l)

T = temperatura media del mes frío del año ($^\circ C$)

σ = coeficiente de temperatura = 1.085

C = coeficiente de conversión = 3.5×10^{-6}

f = factor de toxicidad a las algas, para aguas negras $f = 1$; para ciertos desecho industriales:

$$f = e * K * C_0 / (k_0 * t_0 + 1)$$

K = coeficiente de toxicidad a la clorofila para un desecho con una concentración de C_0

k_0 = coeficiente de biodegradación para el compuesto tóxico

t_0 = tiempo de reacción para un coeficiente k_0 y una temperatura T_0
 f = factor de corrección para la presencia de sulfuros

Desechos conteniendo cantidades apreciables de sulfatos y materias tóxicas normalmente requieren mayor tiempo de retención y superficie. En caso de toxicidad pronunciada, tanto el coeficiente de degradación, que representa la actividad bacteriológica, y la capacidad de oxigenación de las algas se verán reducidas. Una concentración, del orden de 4 mg/l de sulfuros, en una laguna facultativa tendrá un efecto adverso sobre las algas. Cuando la concentración de sulfatos excede 500 mg/l en el influente, se debe reducir la carga orgánica a la laguna.

Oswald formuló la teoría de carga orgánica por unidad de superficie, que postula que la carga orgánica está regida por la radiación solar diaria. La influencia de la radiación solar, en asociación con las algas, sobre la reoxigenación de la laguna sigue la ecuación No. 5:

$$L_0 = 0.25FS \quad (5)$$

donde:

L_0 = carga orgánica (lb DBO/Ha/día)

F = eficiencia fotosintética = 4.0%

S = energía solar (calorías/Cm/día)

Oswald (1960) ha recopilado un juego de tablas para los valores máximos y mínimos probables de energía solar visible, en función de latitud y mes del año. La eficiencia fotosintética de conversión de la luz solar está en función de la luz, tiempo, nutrientes y temperatura. Jayangoudar et al (1970) ha estimado que la eficiencia de conversión de luz en la India es del orden del 6.0 por ciento.

Un rendimiento máximo de algas resultará si la profundidad no excede de 15 a 30 cm; sin embargo, profundidades de 1.2 a 1.8 m son más prácticas. El rendimiento de células de algas está relacionado a la eficiencia de conversión de energía solar, según la Ecuación No. 6:

$$Y_c = 0.15 * F * S \quad (6)$$

donde

Y_c = rendimiento de células de algas (lbs algas/a/d)

La relación entre producción de oxígeno y rendimiento de células de algas es de 1.6, con la remoción más alta de DBO dándose cuando el factor de oxigenación, la relación entre el oxígeno producido y el oxígeno requerido, es de 1.6.

Marais y Shaw, en Africa del Sur, observaron la falta de variación de la DBO en el efluente, durante varias temporadas y propusieron un modelo cinético basado en la cinética de primer orden de un sistema completamente mezclado, con el coeficiente de reacción independiente de la temperatura, Ecuación No. 7:

$$S = \frac{S_0}{K - R + 1} \quad (7)$$

donde

S_0 = DBO₅ del influente (mg/l)

S = DBO₅ efluente de la laguna y efluente (mg/l)

R = tiempo de retención (días)

K = coeficiente de degradación de primer orden, log base e (1/días)

Marais y Shaw encontraron que el valor de K es de 0.17, por lo cual cuando S es la calidad deseada del efluente y se conocen S_0 y K , se puede estimar el tiempo de retención (R) necesario.

Posteriormente, Marais reconoció la dependencia del coeficiente de degradación en función de la temperatura, de acuerdo a la relación de Arrhenius. Por consiguiente, bajo condiciones de estado estable en el gasto, DBO y temperatura, la Ecuación No. 7 es aplicable. Pero, si la temperatura cambia, la DBO del efluente estará dada por:

donde

$$KT = K T_0 \sigma^{-(T_0 - T)} \quad (8)$$

Este modelo, y su verificación, establece el comportamiento cinético de la fracción líquida de la laguna, independiente de la capa de lodos. También permite la integración de las teorías de Hermann - Gloyna y Marais - Shaw, por la simetría de R y K en la Ecuación No. 10:

$$RT_0/RT = KT/KT_0 = \sigma^{-(T_0 - T)} \quad (9)$$

Con $K = 1.2$ a $T_0 = 35$ °C de la Ecuación (No. 8) para 90% remoción, entonces: $R - 35 = 7.5$ días.

Marais propuso, de un resumen analítico de datos de lagunas, que la máxima DBO (S_m) en la laguna, antes de que dominen las condiciones anaerobias, no debe exceder:

$$S_m = 700/(0.6 d + 8) \quad (10)$$

donde

d = profundidad de la laguna (pies)

Finalmente, la influencia de la capa de lodos fue incorporada a la relación Marais - Shaw por Marais (1966). Supuso que la degradación anaerobia del lodo, que se manifiesta con la producción de gas y el desprendimiento de subproductos de la fermentación, es una reacción de primer orden. Suposiciones adicionales consistieron en:

- 1) todos los valores de DBO eran de demanda última carbonosa;
- 2) una fracción (ip) de la DBO (Sui) influente se dispersa en el cuerpo líquido de la laguna, la fracción remanente (is) se sedimenta como lodo;
- 3) que había mezcla instantánea y completa en la laguna;
- 4) los coeficientes de reacción, K para la fase líquida, y ks para la capa de lodos, dependen de la temperatura de acuerdo a la Ecuación No. 9; y
- 5) una fracción (cp) de la DBO que se escapa del lodo debido a la fermentación, entra al volumen líquido de la laguna, y la fracción remanente (cg) sale del sistema como gas.

Por consiguiente, bajo condiciones de estado estable, la Ecuación No. 11 describe la magnitud relativa de los efectos de la DBO influente soluble y la que se desprende de la capa de lodos por la fermentación:

$$Su = \frac{Sui}{K + t} (ip + cp \times ia) \quad (11)$$

La magnitud de las distintas fracciones ip, is, cp, y cg no han sido establecidas en forma definitiva; sin embargo, de la información disponible sobre la remoción de DBO, como lodo en sedimentadores primarios, la fracción is está probablemente dentro del ámbito de 0.4 a 0.6. Marais (1970) encontró que se pueden obtener buenos resultados con los valores de cp=0.4 y cg=0.6. Se encontró que el coeficiente de degradación de lodos sigue la relación de temperatura dada por la Ecuación No. 13:

$$Ks = 0.002(1.35)^{(20-T)} \quad (12)$$

Para determinar el comportamiento de la laguna bajo diferentes condiciones de carga y ciclos anuales de temperatura, Marais (1970) elaboró un programa de computadora que requiere los siguientes datos:

- 1) DBO y gasto influente,
- 2) volumen de la laguna,
- 3) profundidad del líquido, y
- 4) temperaturas máximas y media-máxima mínima del aire.

El programa supone una variación sinusoidal de la temperatura del aire y calcula las temperaturas del lodo y la laguna, los distintos coeficientes de degradación y la DBO en la laguna y lodo, así como la demanda de oxígeno. Roesler y Shapiro también han reportado la simulación del comportamiento de lagunas de estabilización con programas similares.

Thirumurthi y Nashashibi (1967) han propuesto que debido a las condiciones poco ideales para mezclado presentes en lagunas, se deben utilizar procedimientos de diseño de reactores químicos para describir el funcionamiento de lagunas. Thirumurthi señala que la hidráulica de una laguna no es ni de flujo en pistón (Ecuación No. 13) ni de mezcla completa (Ecuación No. 14), sino más bien un sistema intermedio descrito por la Ecuación No. 15:

a) flujo en pistón,

$$Se/Si = e^{-kt} \quad (13)$$

b) mezcla completa,

$$Se/Si = 1/(1+kt) \quad (14)$$

c) aproximación a un sistema intermedio,

$$\frac{Se}{Si} = \frac{4ae^{(1-a)/2d}}{(1+a)} \quad (15)$$

donde

Si = DBO influente (mg/l)

Se = DBO efluente (mg/l)

k = coeficiente de reacción biológica

a = (1 + ktd)

d = coeficiente de difusividad = D/UL = D/L

D = coeficiente de dispersión longitudinal (pies cuadrados/hr)

U = velocidad del líquido (pies/hr)

L = longitud del trayecto típico de una partícula en el reactor (pies)

Aunque falta determinar con mayor confiabilidad el coeficiente de difusividad (d) para diferentes lagunas de estabilización, Thirumurthi considera que el valor de pocas veces excederá 1.0, por las cargas hidráulicas tan bajas. También presenta una solución gráfica a la Ecuación No. 16.

Lagunas de Maduración. En virtud de que la mortandad de bacterias en lagunas aerobias se puede aproximar mediante una relación simple, si se mantiene un buen mezclado en la laguna, Marais y Shaw propusieron la expresión representada en la Ecuación No. 16, para el diseño de sistemas que incorporan lagunas de maduración:

$$N/No = 1/(KR + 1) \quad (16)$$

donde

No = concentración influente de bacterias coliformes (NMP)

N = concentración efluente de bacterias coliformes (NMP)

K = coeficiente de mortandad

R = tiempo de retención

El valor de K fue establecido empíricamente y varía considerablemente dependiendo de cortos circuitos hidráulicos y efectos estacionales, como duración e intensidad de luz solar, y temperatura, sobre el funcionamiento de la laguna. Un valor de K = 2.0, recomendado para diseño, está basado en reducciones de E. Coli. Por otro lado, Coetzee y Fourie encontraron el valor de K, para S. tifi, no mayor de 0.8 en una serie de dos lagunas en Pretoria, Africa del Sur.

La clave para obtener altas reducciones de coliformes está en usar sistemas de lagunas en serie, que proporcionan un tiempo de retención adecuado para el líquido y sólidos. La principal ventaja de lagunas en serie es la eliminación de cortos circuitos. La reducción porcentual de bacterias fecales puede ser estimada con las Ecuaciones No. 17 y 18 respectivamente, para lagunas de tiempos de retención iguales y distintos:

$$N/N_0 = 1/(KR + 1)^n \tag{17}$$

$$N/N_0 = 1/(KR_1 + 1)(KR_2 + 1) \dots (KR + 1) \tag{18}$$

donde

n = número de lagunas en serie

Las ecuaciones anteriores consideran que el coeficiente de mortandad (K) es igual en todas las lagunas de la serie. Aunque, este no es el caso exactamente, las aproximaciones que dan estas ecuaciones son lo suficientemente buena para estimar las reducciones de bacterias en lagunas de estabilización.

Diseño de Lagunas

Lagunas Aerobias. El diseño del proceso está basado generalmente en las tasas de carga orgánica y el tiempo de retención hidráulica, grandes sistemas se diseñan frecuentemente como reactores completamente mezclados, usando dos o tres reactores en serie. Una segunda aproximación es utilizando la ecuación de primer orden de tasa de remoción desarrollada por Wehner y Wilhelm para un reactor con un patron arbitrario de flujo (entre completamente mezclado y flujo piston) como sigue:

$$\frac{S}{S_0} = \frac{4a \exp(1/2d)}{(1+a)^2 \exp(a/2d) - (1-a)^2 \exp(-a/2d)}$$

Donde:

S = Concentración del sustrato del efluente

S₀ = Concentración del sustrato del influente

$a = \frac{1 - 4ktd}{h_0}$

d = factor de dispersión = D/ul

D = Coeficiente de dispersión axial pies (cm²/h)

u = Velocidad del fluido pies/h(m/h)

L = Longitud característica pies (m)

k = Constante de la reacción de primer orden

t = tiempo de retención.

Para facilitar el uso de la ecuación anterior, Thimurthi desarrolló una gráfica en la cual el término kt está trazado contra S/S₀ para valores de dispersión que varían de cero en un reactor con flujo-piston ideal al infinito en un reactor completamente mezclado. Para la mayoría de las lagunas los factores de dispersión están entre los rangos de 0.1 a 2.0. Debido a que el contenido de las lagunas aerobias debe estar mezclado para lograr el mejor funcionamiento, se estima que un valor típico del factor de dispersión puede ser de 1.0

valores típicos de la constante k en la ecuación de primer orden de la tasa de remoción de la DBO_5 varía de 0.5 a 1.0 por día, dependiendo de las características hidráulicas y de operación de la laguna. (Nota tomar los valores de kt en la ecuación de Wehener y Wilhelm, versus el remanente para varios factores de dispersión, figura 4.1).

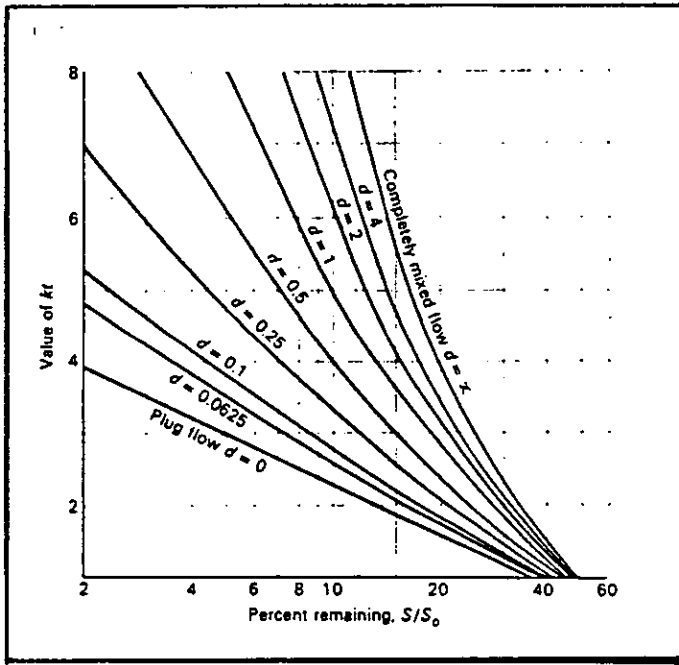


Figure 4.1 Valores de k , en la ecuación de Wehener y Wilhelm, contra el remanente para varios factores de dispersión

Ejemplo

Diseñar una laguna aerobia para tratar aguas residuales industriales con un gasto de 1Mgal/d (3800 m³/d) con una DBO_5 de 1000 mg/L, considerando las siguientes condiciones

1. Sólidos suspendidos en e influente = insignificantes
2. DBO_5 (conversión) = 90%
3. Soluble primer orden DBO_5 tasa de remoción constante = 0.25 d⁻¹ a 20°C
4. Coeficiente de temperatura $\theta = 1.06$ a 20°C
5. Temperatura de la laguna en el verano = 32°C

- 6. Temperatura de la laguna en el invierno = 10°C
- 7. Area máxima de lagunas individuales = 10 acres (4 ha)
- 8. Profundidad máxima de la laguna = 3 pies (o.9 m)
- 9. Factor de dispersión de la laguna = 1.0

Solución

1. De la gráfica - determinar el valor de kt para un factor de dispersión de 1.0 y una eficiencia de remoción de 90%

$$kt = 5$$

2. Determinar el coeficiente de temperatura

a) invierno

$$k_{10^{\circ}\text{C}} = k_{20^{\circ}\text{C}} 0^{7-20}$$

$$K_{10} = 0.25 (1.06)^{10-20}$$

$$= 0.14 \text{d}^{-1}$$

b) Verano

$$k_{32^{\circ}\text{C}} = K_{20^{\circ}\text{C}} 0^{7-20}$$

$$K_{32} = 0.25 (1.06)^{32-20}$$

$$= 0.5 \text{d}^{-1}$$

3. Determinar el tiempo de retención

a) Invierno $0.14 \text{d}^{-1}(t) = 5$
 $t = 35.7$

b) Verano $0.5 \text{d}^{-1}(t) = 5$
 $t = 10 \text{d}$

4. Determinar el área superficial de la laguna

$$Q = AV = (h.b)\left(\frac{l}{t}\right) = \frac{hbl}{t} = \frac{Ah}{t} \therefore A = \frac{Q \cdot t}{h}$$

a) invierno

$$\text{rea superficial} = \frac{1,000,00 \text{ gal/d} \times 35.7 \text{ d}}{3 \text{ft} \times 43.530 \text{ ft}^2 / \text{acre}} \left(\frac{1 \text{ft}^3}{7.48 \text{gal}} \right) = 38.5 \text{ acres (14.8 ha)}$$

b) verano

$$\text{rea superficial} = \frac{1,000,00 \text{ gal/d} \times 10 \text{ d}}{3 \text{ft} \times 43.560 \text{ ft}^2 / \text{acre}} \left(\frac{1 \text{ft}^3}{7.48 \text{gal}} \right) = 10.2 \text{ acres (4.1 ha)}$$

entonces gobiernan las condiciones de invierno

E. Comentarios Finales

Varios investigadores han observado el comportamiento de lagunas de estabilización durante variados períodos y han llegado a conclusiones que no necesariamente conducen a criterios generales de diseño. Los trabajos de Oswald (1970) en California, EUA, sobre lagunas de alta tasa, donde se maximiza la producción de algas, ha evolucionado en un tipo muy fino de laguna, que requiere equipo y operación sumamente complicada. En Africa del Sur (Meiring et al, 1968) se determinó que para la remoción de algas del efluente, con sulfato de aluminio, se requieren dosis de 400 mg/l, con las cuales se logra flocular la mayor parte de los sólidos suspendidos, quedando únicamente una concentración de sólidos de 25 mg/l en el efluente de la laguna. El resto de los sólidos se puede eliminar fácilmente en un filtro de arena. Sin embargo, este tipo de sistema no es aplicable a comunidades pequeñas, donde más se requieren las lagunas para el tratamiento de sus desechos líquidos domésticos.

Algunas objeciones al uso de lagunas de estabilización han sido:

- 1) la posibilidad de contaminación bacteriológica del subsuelo y el agua que contiene,
- 2) la descarga de aguas con un alto contenido de DBO y sólidos suspendidos como algas,
- 3) problemas de malos olores y sabor en las fuentes de agua potable, y
- 4) la provisión de sitios para la reproducción de mosquitos y otros vectores acuáticos.

En su mayoría, estas objeciones han sido eliminadas mediante un buen diseño y procedimientos adecuados de operación y mantenimiento.

4.2 ESTUDIOS GEOTÉCNICOS.

La operación y buen funcionamiento de las lagunas de estabilización en un sistema de tratamiento de aguas residuales depende, en gran medida, del comportamiento del suelo de cimentación y las estructuras térreas que se construyen sobre ésta. Dicho comportamiento a su vez depende de los análisis de mecánica de suelos del sitio y de los procedimientos constructivos en las excavaciones, rellenos y terraplenes requeridos para la construcción de las lagunas en cuestión.

Exploración de campo.

La localización del sitio donde quedarán ubicadas las lagunas de estabilización se rige generalmente por la disponibilidad de áreas suficientes en dimensión, de un costo social y económico lo más bajo posible y de una localización que afecte en forma mínima el medio ambiente. Rara vez se toma en consideración el factor geotécnico en la decisión sobre el sitio a seleccionar para la construcción de las lagunas de estabilización.

Lo anterior significa que es necesario hacer una adecuada exploración del sitio tomando en cuenta los siguientes factores:

- a) La geología y sismicidad (obtenidas en base a estudios previos o exprofesos)
- b) Dimensiones de las lagunas, y
- c) Características superficiales observadas del suelo (relleno, zona de pantano, suelo residual, etc.).

Así pues, el tipo, número, profundidad y localización de sondeos depende de los señalados factores.

Vale la pena indicar que, en ciertas ocasiones, se efectúan directamente algunas pruebas "in-situ" para determinar propiedades mecánicas de los suelos, tales como pruebas de permeabilidad, de resistencia al corte (a través del cono eléctrico o la veleta), y de velocidad de propagación de ondas cuando se trata de zonas sísmicas.

Por otro lado es también muy importante, durante la etapa de exploración, localizar y evaluar (tanto en volumen como en calidad) los posibles bancos de materiales con los que se construirán los terraplenes y se impermeabilizará el fondo de las lagunas. En el caso de requerirse filtros, será necesario identificar y cuantificar los bancos para extraer los materiales que cumplan con los requerimientos correspondientes.

Pruebas de laboratorio.

Las pruebas de laboratorio que se efectúan sobre muestras de suelo obtenidas durante la etapa de exploración, se puede clasificar en tres tipos:

- a) Pruebas índice
- b) Pruebas mecánicas
- c) Pruebas especiales

A continuación se describirán brevemente cada uno de estos tipos.

Pruebas índice. A este tipo de pruebas corresponde la determinación del contenido natural de agua (W_n), de los límites de Atterberg (límite líquido y límite plástico), gravedad específica (S_s), pruebas granulométricas y del hidrómetro. Mediante los resultados de estas pruebas índice, junto con la descripción de las muestras de suelo hechas en el campo, se puede hacer la clasificación correspondiente. Geotécnicamente hablando, la clasificación que generalmente se utiliza es la del "Sistema Unificado de Clasificación de Suelos", también conocido como SUCS.

Pruebas mecánicas. Las pruebas mecánicas son aquellas en las cuales se determinan directamente las propiedades que nos interesan de los suelos., Tales como la permeabilidad, la resistencia al esfuerzo cortante, compresibilidad y energía de compactación requerida en la construcción de terraplenes y rellenos. A este tipo de pruebas corresponde las triaxiales en sus diferentes modalidades (rápida consolidada, rápida no consolidada con deformación controlada, etc.), la de compresión simple, de corte directo y las pruebas de consolidación, entre otras. Los resultados de estas pruebas son utilizadas directamente en el análisis y diseños de las estructuras térrreas, cimentaciones y procedimientos constructivos.

Pruebas especiales. Estas pruebas se requieren para conocer algunas características particulares de los suelos que se estudian. En este caso nos referimos a pruebas de contenido de materia orgánica, pruebas de dispersibilidad y desde luego, pruebas dinámicas para conocer el comportamiento de los suelos sujetos a vibraciones por sismo o por maquinaria.

Análisis.

En esta parte es donde se toma en consideración las observaciones hechas durante la etapa de exploración de campo y los resultados de las pruebas de laboratorio para calcular la capacidad de sustento del terreno de cimentación, las expansiones por efecto de los terraplenes y las estructuras, la estabilidad y corrimiento lateral de los taludes, y la permeabilidad de los suelos en el área de las lagunas.

Se debe tomar en cuenta la eventualidad de un vaciado o un llenado rápido de las lagunas, las fuerzas de flujo del agua a corto plazo, así como las alternativas de impermeabilización del fondo de las lagunas. Dichas alternativas deberán tomar en cuenta la disponibilidad de los materiales naturales cercanos al sitio (materiales de arcilla para la impermeabilización del fondo) y los costos de materiales sintéticos (geomembranas y geotextiles).

En el caso de una zona sísmica con estratos no cohesivos en estado saturado, se debe analizar la susceptibilidad al fenómeno de licuación de arenas. En caso de existir esa posibilidad, es necesario definir los procedimientos constructivos que permitirán eliminar esa posibilidad (eliminación de los estratos licuables, compactación dinámica, mejoramiento del suelo mediante inyectados, construcción de pilas con mortero, etc.).

Supervisión en la construcción.

El papel del geotecnista no termina en su informe y en sus recomendaciones. Es necesario que verifique que las condiciones del terreno observadas durante las

excavaciones sean las estimadas en la etapa de exploración y que sus recomendaciones se estén siguiendo apropiadamente. En el caso de la construcción de bordos y terraplenes, es muy importante llevar un control muy estricto en los contenidos de agua, espesores de capa y grado de compactación.

Con frecuencia el ingeniero geotecnista necesita verificar las hipótesis consideradas en su análisis, y para ello se debe observar el comportamiento del subsuelo a mediano y largo plazo. Para lo anterior se vale de una instrumentación adecuada que le permitirá conocer dicho comportamiento y, de ser necesario, propondrá medidas correctivas que garanticen una adecuada estabilidad de la obra.

En el caso particular de las lagunas de estabilización, se debe vigilar el control de una posible contaminación de los acuíferos por emigración de elementos nocivos del agua que se está tratando, a través del subsuelo.

Problemas de contaminantes de suelos y cuerpos de agua.

Uno de los problemas fundamentales que debe resolver el estudio geotécnico de las lagunas de estabilización, es evitar que los contaminantes contenidos en el agua almacenada en dichas lagunas emigre hacia los cuerpos de agua (acuíferos, ríos, lagunas, etc.) a través del suelo. El transporte de los contaminantes puede ser principalmente por uno (o una combinación) de los siguientes mecanismos:

Advección; los solutos disueltos son acarreados por el flujo de agua a una velocidad igual a la de infiltración. Esta velocidad, dada por la ley de Darcy, depende de la conductividad hidráulica del suelo y el del gradiente hidráulico.

Difusión; es el proceso de transferencia de la masa de sustancias químicas que se mueven de una región de alta concentración a una de menor concentración (ver figura. 4.1). Este proceso depende del gradiente de concentración de solutos o contaminantes y puede existir aunque no exista flujo del líquido retenido en las lagunas.

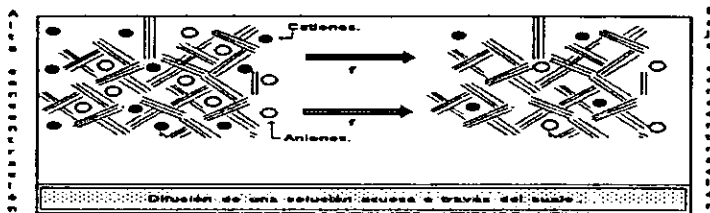


Fig. 4.2 Esquema del fenómeno de difusión.

Otro proceso muy importante es el llamado **dispersión mecánica**, mediante el cual las partículas de soluto se mezclan con los líquidos que no contienen soluto, dando como resultado la dilución del soluto conforme avanza el flujo. La dilución que ocurre en la

dirección del flujo se llama dispersión longitudinal, mientras que la que ocurre en dirección normal se conoce como dispersión transversal. El parámetro que gobierna este proceso se conoce como coeficiente de dispersión hidrodinámica "D".

Se debe diseñar revestimientos o barreras de migración que controlen o disminuyan al máximo dicho transporte, ya que por el fenómeno de difusión molecular resulta prácticamente imposible evitar por completo que ocurra su migración.

Pruebas geotécnicas especiales para el diseño de lagunas de estabilización.

Estas pruebas se refieren a la determinación de los parámetros que rigen los mecanismos de transporte de contaminantes arriba citados. Uno de estos parámetros se refiere obviamente a la permeabilidad hidráulica de los suelos, la cual se debe determinar mediante pruebas especiales de laboratorio y campo. Estas pruebas de permeabilidad resultan importantes, no solo para conocer la permeabilidad "in-situ" del suelo donde se construirán las lagunas, sino principalmente para las capas de revestimiento que se deberán construir al fondo y a los bordos de las lagunas, para garantizar una permeabilidad mínima de 10^{-7} cm / seg.

Existen algunas otras pruebas, llamadas de compatibilidad, que tiene el propósito de medir el efecto de varios líquidos contaminados con las propiedades mecánicas de los suelos, principalmente la permeabilidad; estas pruebas incluyen los límites de Atterberg modificados, pruebas de sedimentación, y pruebas de permeabilidad con líquidos químicos tóxicos y/o cáusticos.

Las pruebas de columna tienen como fin determinar los parámetros del transporte de líquidos residuales a través de los suelos. Esto se logra comparando las curvas experimentales y teóricas de concentración de solutos contra tiempo, a lo largo de una columna de suelo de longitud L, por donde se hace pasar el líquido contaminado cuya concentración de solutos al inicio de la prueba es C_0 y al final, después de un tiempo t, es C_t . Los parámetros que se obtienen son: a) R_d llamado factor de retardación que toma en cuenta las sorción (absorción y adsorción) de los solutos reactivos y b) el coeficiente de dispersión hidrodinámico D. Ambos parámetros intervienen en la ecuación de advección-dispersión que describe el transporte, el cual transiente de solutos de una dimensión a través de un suelo homogéneo; dicha ecuación esta dada por la siguiente expresión:

$$R_d \frac{\delta C_r}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C_r}{\delta x^2} - V \frac{\delta C_r}{\delta x}$$

Donde C_r es la concentración residente o concentración promedio en volumen que representa la masa de solutos por unidad de volumen del fluido contenido en un elemento de suelo, en un instante dado; V es la velocidad de flujo dada por la ley de Darcy.

Existe otro tipo de prueba que en inglés se llama "batch test" (lo cual se puede interpretar como prueba de revolutura), la cual tiene la finalidad de terminar las pruebas de adsorción de una combinación suelo-líquido. Esta prueba consiste en mezclar una cierta cantidad del suelo seco con un volumen de fluido cuya concentración inicial de solutos es conocido, se separan posteriormente las partes líquida y sólidos mediante un centrifugado y se determina la concentración de solutos que permanecen en la parte líquida. El proceso se repite para varias concentraciones iniciales obteniendo un curva como la

mostrada en la figura 4.3. La pendiente de dicha curva se utiliza para obtener el factor de retardación a R_d mediante la siguiente expresión :

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{n} K_d$$

Donde ρ_d y n son la densidad seca y la porosidad del suelo respectivamente, y K_d es el coeficiente de distribución representado por la pendiente de la curva mostrada en la figura 4.3.

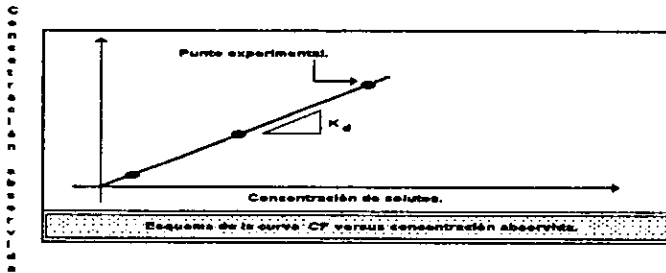


Fig. 4.3 Esquema de la curva CF versus concentración absorbida.

Tipos de revestimiento.

Existen tres tipos de revestimiento para el fondo y lados de la laguna de estabilización :

- a) Revestimientos de material térreo. Este tipo de revestimiento puede ser constituido por suelo compactado, o con suelo natural ver figura 4.4.
- b) Geomembranas (conocidas con el nombre de "revestimiento con membranas flexible").
- c) Revestimientos compuestos. Son los que resultan de una combinación de una o más capas de suelo y/o de membranas flexibles. Algunos ejemplos de éste tipo de revestimientos son : BENTOMAT, BENTOFIX, CLAYMAX, y GUNDSEAL.

En relación a los revestimientos usando material térreo, el control de la compactación en campo es sumamente importante, no solo en cuanto alcanzar el grado especificado por las pruebas de laboratorio, sino en cuanto a contenido de humedad, energía aplicada y espesor de cada capa, incluyendo la orientación de las capas en los bordos de las lagunas (ver fig.4.4). El no cumplir correctamente con los valores de proyecto en uno o varios de los parámetros antes señalados, puede resultar en un fracaso en el comportamiento de las lagunas, principalmente en cuanto permeabilidad se refiere.

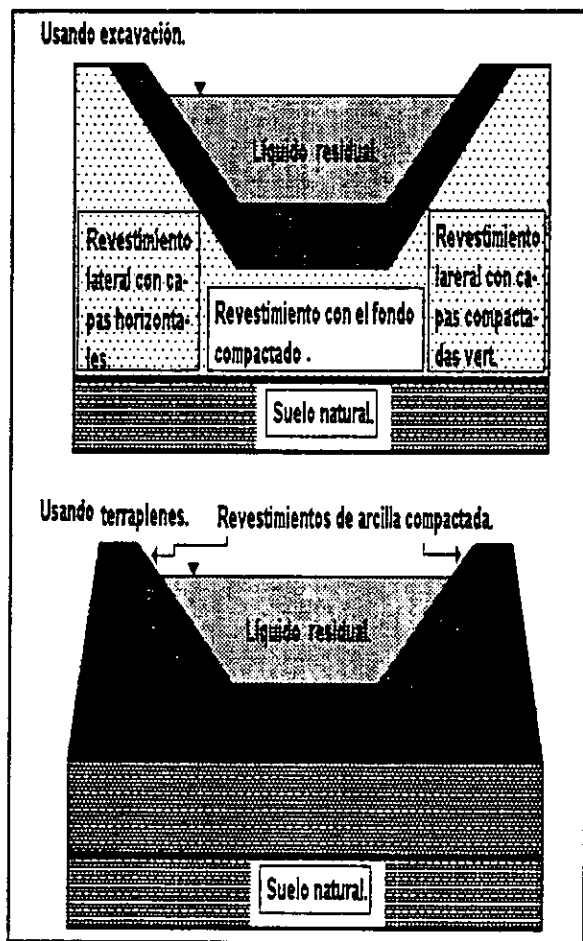


Fig. 4.4 Revestimiento con suelo compactado

- a) Usando excavación
- b) Usando terraplenes

4.3 DISEÑO FÍSICO Y CONSIDERACIONES EN LA CONSTRUCCION DE LAGUNAS

El diseño del proceso tal como se describe en la sección 4.1 debe ser traducido a un diseño físico. Las dimensiones actuales de la laguna, consisten con el sitio disponible, debe ser calculadas. Se deben diseñar los terraplenes y las estructuras de entrada y salida además de tomar decisiones con respecto al tratamiento preliminar, sistemas lagunares paralelos, tubería de desviación, vallas de seguridad y letreros.

El diseño físico de las lagunas de estabilización debe hacerse cuidadosamente: es tan importante como el diseño del proceso y puede afectar significativamente la eficiencia de tratamiento.

Selección del sitio apropiado.

Lo más importante para seleccionar el sitio de ubicación de la planta es que se encuentra al final del sistema de drenaje, donde ya no haya más aportaciones de caudal. El propósito es evitar bombear agua que hubiese quedado debajo del nivel de la laguna, con el consecuente ahorro de costo.

Las lagunas anaerobias, facultativas y de maduración, deben colocarse al menos a 1000, 500 y 100 m respectivamente, viento abajo de la comunidad que ellas sirven y estar alejadas de algún área de futura expansión poblacional. La liberación de olores, aún de lagunas anaerobias, es poco probable que sea un problema en sistemas bien diseñados y con un mantenimiento adecuado, pero el público puede necesitar asegurarse de esto en la etapa de planeación por lo que una distancia mínima de 1000 m normalmente aleja cualquier temor al respecto.

Para asegurar el acceso vehicular a la laguna y minimizar el movimiento de tierra, el sitio deberá ser llano o de pendiente suave. En los casos que se quiera construir lagunas cerca de aeropuertos, puesto que algunas aves son atraídos por las lagunas, debe evitarse su ubicación en una distancia mínima de 2 km, a fin de evitar riesgos de cualquier naturaleza.

Es indispensable hacer un estudio de mecánica de suelos. Actualmente muchas lagunas no funcionan por razones de alta permeabilidad, de modo que las aguas se infiltran al subsuelo.

Antes de tomar la decisión de comprar uno de los lugares elegidos, primero debe caracterizarse y clasificarse el suelo de cada uno de ellos con la finalidad de estimar su compresibilidad, tenacidad y capacidad de carga. Esto permitirá seleccionar la mejor adquisición.

Consideraciones geotécnicas.

El principal objetivo de una investigación geotécnica es asegurar el correcto diseño de terraplén y determinar si el suelo es impermeable o si se requiere que la laguna sea impermeabilizada.

Al proponer la localización de la laguna, deberá ser determinada la altura máxima del manto frático, así mismo, deberán ser medidas las propiedades del suelo como:

- a) distribución del tamaño de partículas.
- b) máxima densidad seca y contenido de humedad óptimo (por la prueba Proctor modificada).
- c) límites "Atterberg"
- d) contenido de materias orgánicas.
- e) coeficiente de permeabilidad.

Deberán ser tomadas, al menos, cuatro muestras no alteradas de suelo por hectárea. Las muestras deberán ser representativas del perfil del suelo a una profundidad de 1 metro más bajo que el lecho de la laguna.

Los suelos orgánicos, turbosos, plásticos y con arena de cuarzo, no son útiles para la construcción de terraplenes. Si no existen un suelo local útil que al menos proporcione un corazón de terraplén estable e impermeable, deberá ser acarreado al sitio a un costo extra, y el suelo local, si es útil, usarlo para las pendientes de terraplén. Suelos negros algodonosos, son impermeables y muy útiles para lagunas, pero los suelos rojo-café son demasiado permeables y las lagunas requerirán impermeabilización.

Idealmente los terraplenes podrán ser construidos con material del sitio y ello podría dar un balance entre la excavación y el acarreo, constituyendo una alternativa barata, especialmente si el costo de construcción de terraplén es alto. El suelo usado para la construcción del terraplén podría ser compactado en capas de 150 a 250 mm al 95% de la máxima densidad seca, determinada por la prueba " Proctor modificada ". Cuando sea posible el diseño del terraplén deberá admitir el acceso de vehículos para facilitar el mantenimiento.

Las pendientes del terraplén son comúnmente de 1 a 3 en el talud interno y de 1 a 2 externamente. Taludes escarpados o de mayor pendiente, pueden ser si el suelo lo permite, la estabilidad de la pendiente, podría ser asegurada siguiendo los procedimientos estándares de mecánica de suelos para pequeños diques de tierra. Se puede plantar pasto en el terraplén para incrementar la estabilidad. Una especie rizomatosa y de crecimiento lento podría ser usada para minimizar el mantenimiento.

El talud externo puede ser protegido de la erosión de las tormentas disponiendo de un drenaje adecuado. El talud interno requiere protección contra la erosión por la acción de las olas y para esto el mejor método de acabado, es con roca al nivel de la superficie del agua. Tal protección también previene que emerja la vegetación del terraplén y dentro

de la laguna, tal que provenga el desarrollo de un hábitat para el desarrollo de los mosquitos y la gestación de víboras.

Balance hidráulico.

Para mantener el nivel del agua en la laguna, el efluente deberá ser más grande que la evaporación neta y la filtración, entonces:

$$Q_1 \geq 0.001 A (e + s) \quad (19)$$

donde: Q_1 = gasto de entrada a la primer laguna, $m^3/día$.

A = área total de las lagunas, m^2 .

e = evaporación neta (evaporación menos precipitación), $mm/día$.

s = infiltración ($mm/día$).

La permeabilidad máxima permisible de la capa superior de la base de la laguna puede ser determinada de la ley de Darcy.

$$K = \left(\frac{Q_s}{86400 A} \right) \left(\frac{\Delta L}{\Delta h} \right) \quad (20)$$

donde: K = permeabilidad máxima permisible.

Q_s = flujo de infiltración máxima permisible ($= p_1 - 0.001 A$) $m^3/día$.

A = área del fondo de la laguna, m^2 .

ΔL = profundidad entre el fondo de la laguna y el nivel freático, m .

ΔH = altura hidráulica (profundidad de la laguna + ΔL), m .

Si la permeabilidad del suelo es mayor que la máxima permisible, la laguna deberá ser impermeabilizada. Hay una gran variedad de material de cubiertas disponibles y los costos locales son los que dictan cuales podrían ser usados. Se ha usado un recubrimiento satisfactorio con cemento portland ($8 \text{ kg}/m^2$), membranas plásticas y capas de 150 a 300 mm de suelo de baja permeabilidad (como tepetate).

Como una guía general, los siguientes valores de K podrán ser comparados con los valores obtenidos en campo de los coeficientes de permeabilidad:

$K > 10^{-6} \text{ m/s}$: El suelo es demasiado permeable y las lagunas deberán ser impermeabilizadas.

$K > 10^{-7} \text{ m/s}$: Algunas infiltraciones pueden ocurrir pero no impedir el llenado de la laguna.

$K > 10^{-6}$ m/s: Las lagunas sellarán naturalmente.

$K > 10^{-6}$ m/s: No existe el riesgo de contaminación del acuífero. Sin embargo, si $K > 10^{-6}$ m/s pero el manto acuífero es usado para abastecimiento de agua potable, se requieren estudios geohidrológicos más detallados.

Tratamiento preliminar.

Deberán ser instalados equipos adecuados de cribado y para remover arena en todos sistemas lagunares, como rejillas y desarenadores.

El diseño podría seguir los procedimientos formales (por ejemplo: IWEM, 1992; Marais, 1971; Metcalf y Eddy Inc, 1991, Degremont, 1985), con atención particular en regiones donde las cargas de arena en las aguas residuales domésticas son altas (por ejemplo: drenaje combinado con pendientes de captación muy grandes).

Se requiere tener un lugar adecuado para la disposición higiénica de los desechos del cribado y las arenas. Normalmente el entierro en zanjas es el método más apropiado.

Gastos de aguas negras arriba de 6 veces el gasto de diseño de estiaje podría ser sujeto a cribado y remoción de arena. Algunos flujos que exceden 6 veces el gasto de estiaje producto de una tormenta, deberán ser derivados por una estructura de desviación para recibirse en un canal de excedencia.

Las lagunas anaeróbicas no deben recibir más de 3 veces el gasto de diseño de estiaje, con el objeto de prevenir el lavado de las bacterias acidodénicas y metanogénicas; un exceso de flujo de entre 3 y 6 veces el gasto de estiaje es desviado a través de una estructura de desviación de rebose hacia las lagunas facultativas.

Después del cribado y remoción de arenas y si se ha instalado la estructura de desviación del rebose para 6 veces el gasto de estiaje, el flujo de las aguas residuales podrá ser medido en un Venturi estándar o una canaleta Parshall. Esto es esencial para asegurar el desempeño de la laguna. Un dispositivo de registro del flujo puede ser instalado, pero éstos requieren una cuidadosa calibración y mantenimiento regular. A menudo es mejor leer la profundidad del canal, aguas arriba mediante una regla calibrada de latón y entonces calcular el flujo por una fórmula para canales estándar (ver IWEM, 1992; Metcalf y Eddy Inc., 1991).

Geometría de las lagunas.

Existen pocos trabajos rigurosos para determinar el tamaño y la forma de la laguna. La forma más común es la rectangular, aunque hay mucha variación en la relación de largo-ancho.

Usualmente la geometría óptima de la laguna, que incluye no solamente el tamaño de la laguna, sino también la posición relativa de las entradas y salidas, en las que minimiza los cortos circuitos hidráulicos.

En general, las lagunas anaeróbicas y facultativas podrían ser rectangulares, con relación largo-ancho de 2 o 3 a 1, evitando la formación de bancos de lodo cercanos en la entrada. Las lagunas secundarias y de maduración podrían, de ser posible, tener relaciones largo-ancho más grandes (entre 3 y 8) con el objetivo de que se aproximen mejor al flujo pistón.

Las lagunas no necesitan ser estrictamente rectangulares, pero pueden ser suavemente curvadas si es necesario o se desean por razones estéticas. Una entrada y salida simple son normalmente suficientes. Para facilitar que el viento induzca el mezclado de las capas superficiales, la laguna podría estar localizada con la dimensión más larga en la dirección del viento dominante. Si éste es variable de acuerdo a la estación, se recomienda tomar en cuenta la dirección del viento en la estación caliente cuando la estratificación termal es más grande. Para minimizar los cortocircuitos hidráulicos, la entrada puede ubicarse de forma tal que el flujo de entrada de aguas residuales en la laguna esté en sentido opuesto al viento.

Las áreas calculadas para el proceso, por el procedimiento de diseño de la sección 4.1 son áreas a la profundidad media, las dimensiones calculadas a partir de éstos son cálculos a estas profundidades medias. Estas necesitan ser corregidas para la pendiente del terraplén, como se demuestra en la figura 4.5. Es conveniente utilizar un método más preciso para las lagunas anaerobias, dado que éstas son relativamente pequeñas. La siguiente fórmula es usada (EPA, 1983):

$$V_a = [(LB + (L - 2sD) (B - 2sD + 4(L - sD) (B - sD))] [D/6] \quad (21)$$

Donde: V_a = volumen de la laguna anaerobia, m³.
 L = longitud de la laguna al nivel del agua, m.
 B = ancho de la laguna al nivel del agua, m.
 s = factor de pendiente horizontal (por ejemplo una pendiente de 1 en s).
 D = profundidad del nivel hidráulico, m.

Fig. 4.5 Cálculo de las dimensiones entre la superficie y el fondo de la laguna basados en la profundidad media.

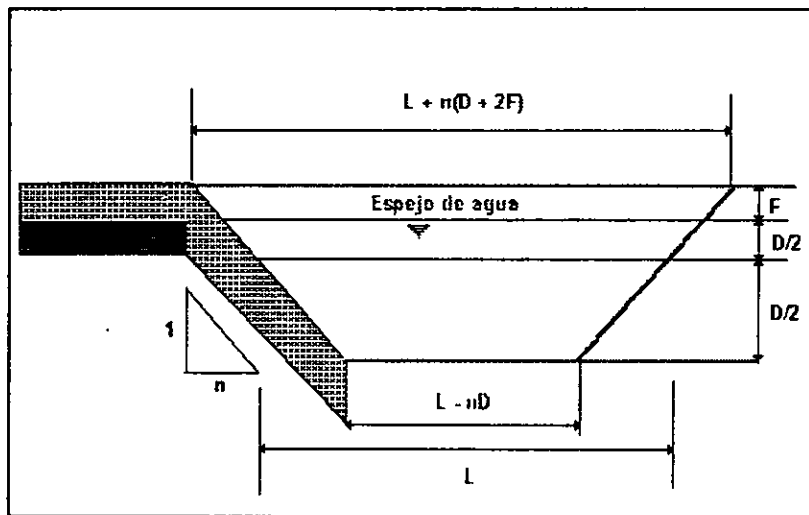


Fig. 4.5 Dimensiones de superficie y profundidad de una laguna.

Con la sustitución de L o B, basado en una relación longitud-ancho igual a 1, la ecuación (21) viene a dar una ecuación cuadrática simple.

Las dimensiones y niveles que el contratista necesita conocer, son los de la base y la cima del terrapién; además de incluir después el efecto del borde libre mínimo que deberá ser previsto sobre la base de prevenir el efecto de las olas, inducidas por el viento, sobre elevado el terrapién. Para lagunas pequeñas (menos de 1 hectárea de superficie), 0.5 m de borde libre deberá ser previsto; para lagunas de 1 a 3 ha, el borde libre deberá ser de .5 a 1 m, dependiendo de las condiciones del sitio.

Para lagunas grandes el borde libre puede ser calculado de la ecuación siguiente (Oswald, 1975):

$$F = (\log A)^{1/2} - 1$$

Donde: F = borde libre, m.

A = área de la laguna al nivel del espejo de agua, m².

Existe otro método para el cálculo del borde libre que consiste en obtener los niveles debidos al nivel de las olas, al nivel de la obra muerta y a la sobre elevación debida a los asentamientos permisibles:

$$F = h_{ol} + h_{om} + h_{ep}$$

Donde: h_{ol} = altura del oleaje, m.
 h_{om} = altura de la obra muerta, m.
 h_{ap} = altura debida a los asentamientos permisibles, m².

La altura del oleaje puede ser calculada mediante la ecuación de Henny modificada (Fred, 1938):

$$h_{ol} = (0.005v - 0.068) (F_0/1000)^{1/2}$$

Donde: v = velocidad máxima del viento, km/h.
 F_0 = Fetch (longitud de mayor distancia en línea recta sobre el nivel del agua), m.

En caso de no contar con los valores de velocidad del viento, se puede optar por la siguiente ecuación (Frevert et al., 1962):

$$h_{ol} = 0.014 \times F_0$$

La altura de la obra muerta es la altura que se construye como factor de seguridad para evitar el derrame de la presa. Se recomienda los siguientes valores, en función de Fetch.

| FETCH DEL RECIPIENTE, m. | h_{ol} , en metros. |
|--------------------------|-----------------------|
| $0 < F_0 < 200$ | 0.3 |
| $200 < F_0 < 400$ | 0.5 |
| $400 < F_0 < 800$ | 0.6 |

Para los asentamientos permisibles, aún teniendo un óptimo en compactación, se presentan asentamientos que se pueden calcular como un porcentaje de la altura total, para terraplenes bien compactados la tolerancia no será mayor del 5% y cuando se emplean malos materiales se acepta hasta un 10% de la altura total:

$$h_{ap} = P_{orc} H_{total}$$

Donde: P_{orc} = porcentaje de asentamientos permisibles, en fracción.
 H_{total} = altura total del terraplén, m.

La profundidad efectiva está comúnmente en los siguientes rasgos:

Laguna anaerobia : de 2 a 5 m.
 Laguna facultativa: de 1 a 2 m.
 Laguna de maduración: de 1 a 1.5 m.

La profundidad elegida para una laguna en particular depende del sitio en consideración (presencia de rocas poco profundas, minimización de movimiento de tierras).

La profundidad de las lagunas facultativas y de maduración no debe ser menor de 1 metro a fin de evitar el crecimiento de la vegetación sobre la base profunda de la laguna.

Una laguna de estabilización debe servir a no más de 10,000 habitantes por módulo si se utiliza el modelo de mezcla completa. Esto no es a menudo una regla (tal que tenga un incremento en la flexibilidad de operación). Puede tener dos o más series de lagunas en paralelo. La topografía del sitio utilizable puede en algunos casos necesitar una subdivisión, lo mismo para sistemas pequeños. Usualmente las series son iguales, lo cual quiere decir que reciben el mismo flujo y tienen los mismos arreglos para la repartición del flujo en partes iguales después de que se haga el tratamiento preliminar (ver Stalzer y von der Emde, 1972).

Estructuras de entrada y salida.

Existe una amplia variedad de diseños para estructuras de entrada y salida y a condición de que se sigan conceptos básicos ciertos, el diseño preciso es relativamente de poca importancia. Primeramente deberá ser simple y barato, en tanto que esto es evidente, también es demasiado común ver la complejidad innecesaria y estructuras caras. En segundo lugar, deberá permitir muestrear los efluentes lagunares y ser tomadas las muestras con facilidad. La entrada a las lagunas primarias anaerobias deberán descargar bien abajo del nivel del líquido tal que minimicen los cortos circuitos especialmente en las lagunas poco profundas, y de esta manera reducir la cantidad de natas (lo cual es importante en las lagunas facultativas). Las entradas a lagunas secundarias facultativas y de maduración deberán también descargar debajo del nivel del líquido, preferiblemente a la profundidad media para reducir la posibilidad de cortocircuito. Algunos ejemplos simples de diseño se muestran en las figuras 4.6, 4.6a, 4.7, 4.7a, 4.7b y 4.7c.

Las salidas de todas las lagunas deben ser protegidas, proveyéndolas de trampas de natas. El desnivel del efluente, el cual es controlado por la profundidad de la trampa de natas, es importante puesto que tiene una influencia significativa en la calidad del efluente. En lagunas facultativas la trampa de natas deberá extenderse justo abajo del estrato de algas cuando la laguna está estratificada tal que minimice la cantidad de algas que abandonan la laguna, y por consiguiente la DBO. En lagunas anaerobias y de maduración donde el estrato es irrelevante, la extracción de natas podría ser cercana a la superficie. En lagunas anaerobias la trampa deberá estar bien cerca de la máxima profundidad del lodo pero debajo de alguna corteza superficial, mientras que en la laguna de maduración deberá ser en el nivel de la mejor posible calidad microbiológica. Se recomiendan los siguientes niveles de extracción:

| | |
|-----------------------|-------|
| Laguna anaerobia: | 300mm |
| Laguna facultativa: | 600mm |
| Laguna de maduración: | 50mm |

La instalación de una trampa de natas de altura variable es recomendable siempre que permita el óptimo nivel de extracción que debe ser el único al cual opere la laguna.

En las figuras 4.8 y 4.9 se muestran ejemplos de diseños simples para estructuras de salida. Si un vertedero es usado en la estructura de salida como se muestra en la figura 4.9 a, la siguiente fórmula deberá utilizarse para determinar la pérdida sobre el vertedero. Conociendo la profundidad de la laguna, se puede calcular los requerimientos de altura sobre la base de la laguna con la siguiente expresión:

$$q = 0.0567 h^{1/2}$$

Donde: q = gasto por metro de longitud de vertedero, l/seg.
 h = lámina de agua sobre el vertedero, mm.

La estructura de salida de una laguna final en un arreglo en serie, deberá descargar dentro de un dispositivo simple de medición de gasto tales como un vertedor triangular o rectangular. Dado que el gasto de la primera laguna es también medido, se puede calcular la tasa de evaporación e infiltración y si la evaporación es medida separadamente entonces se puede calcular la tasa de infiltración.

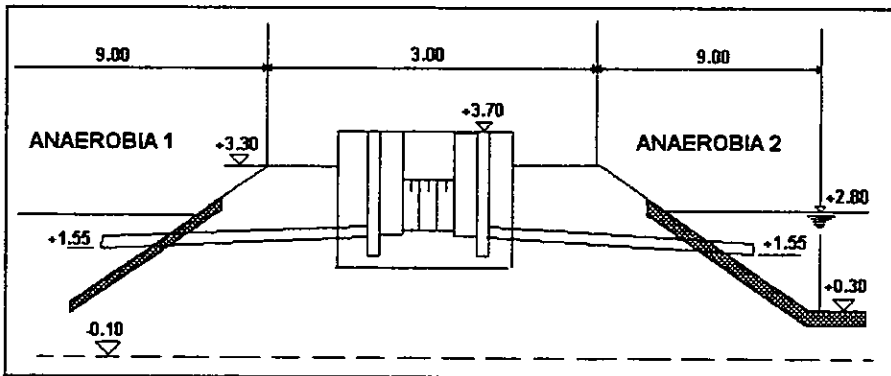


Fig. 4.6 Ejemplo de diseño

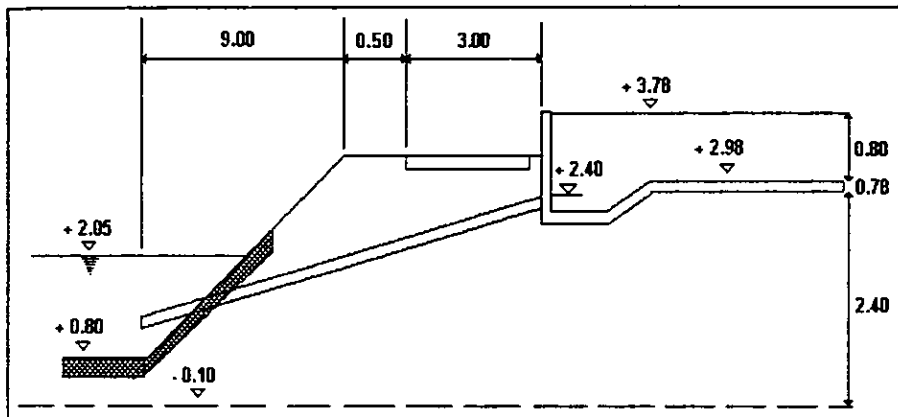


Fig. 4.6 a. Ejemplo de diseño

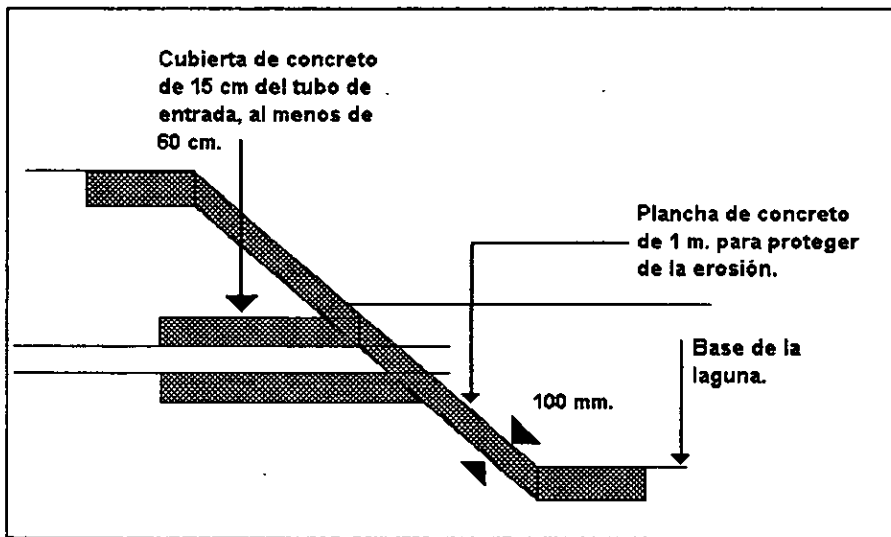


Fig. 4.7 Ejemplo de diseño

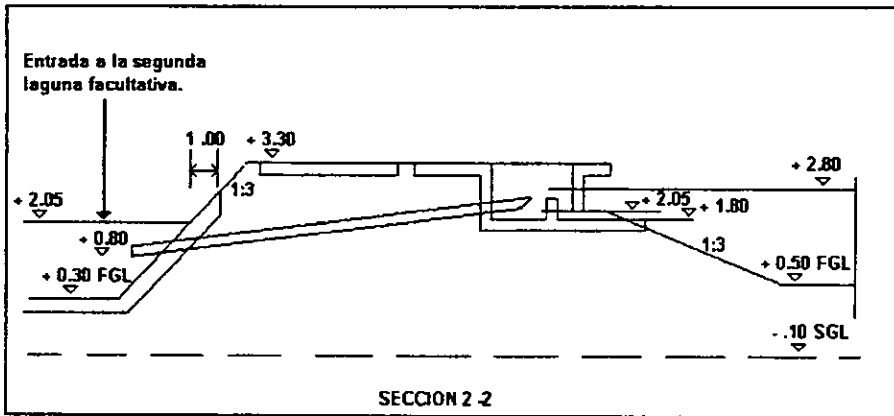


Fig. 4.7 a. Ejemplo de diseño

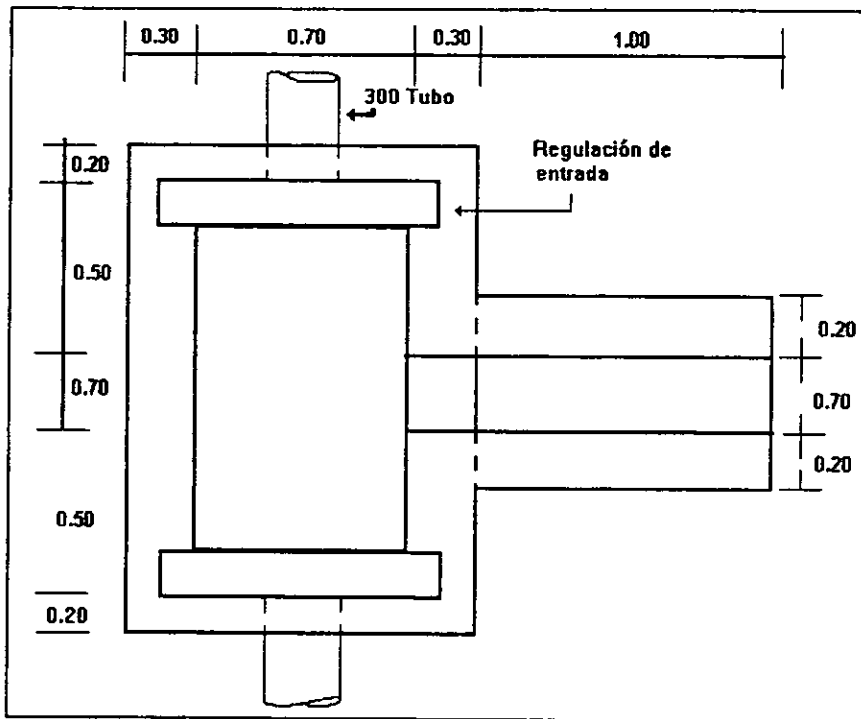


Fig. 4.7 b. Ejemplo de diseño

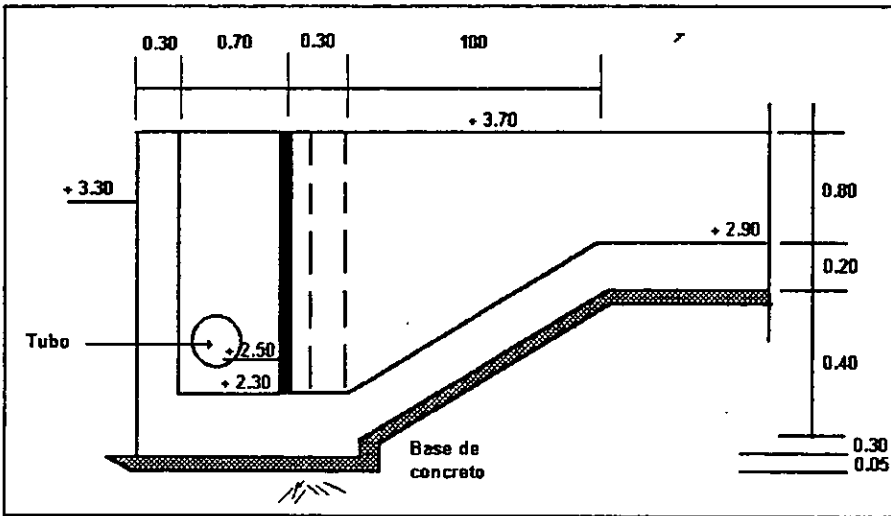


Fig. 4.7 c. Ejemplo de diseño

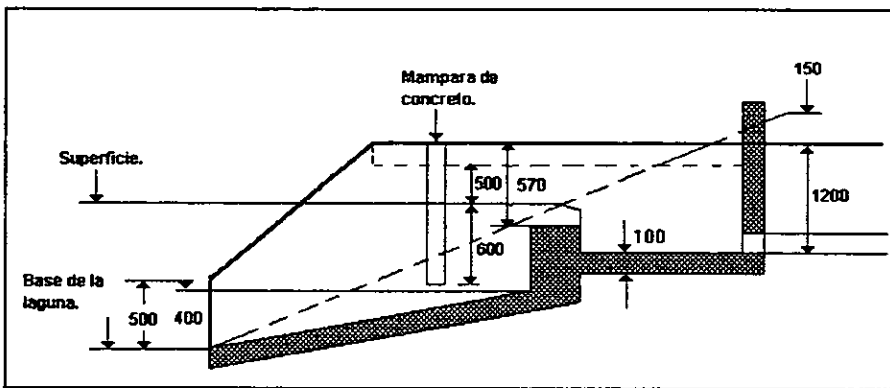


Fig. 4.8. Diseño de Estructura de salida

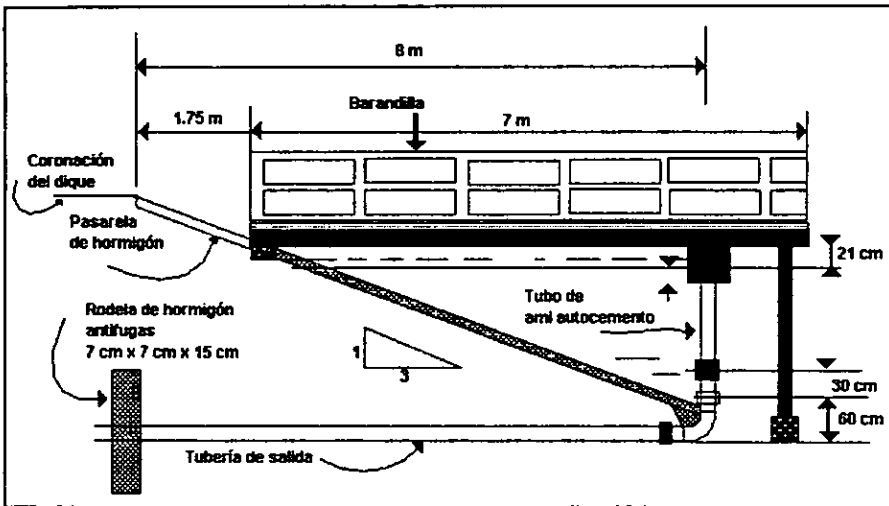
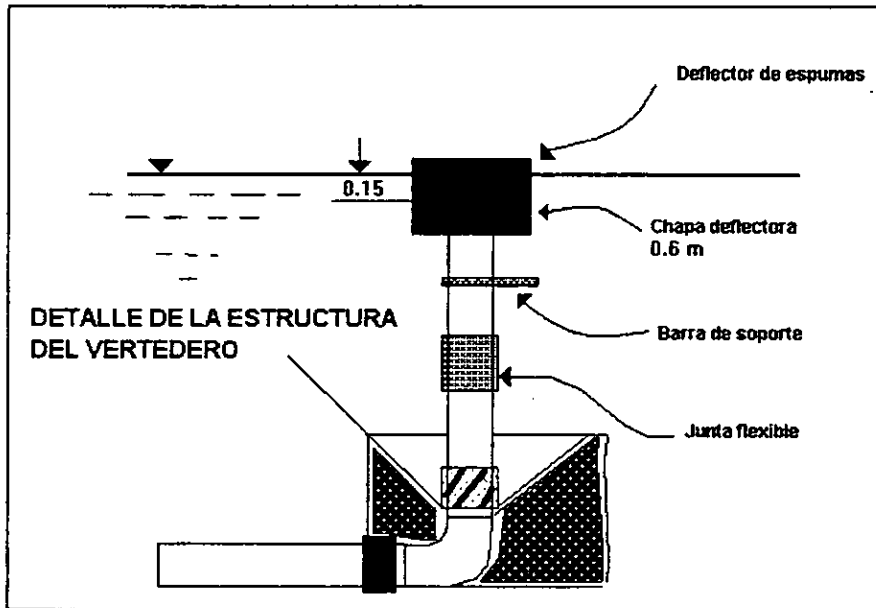


Fig. 4.9. Diseño de Estructura de Salida.



Fr. 4.9 a. Diseño con Vertedero en Estructura de Salida.

Obra de derivación.

Es necesario una derivación en la laguna anaerobia tal que la laguna facultativa pueda ser cargada primero y también durante las operaciones de eliminación de lodos. La figura 4.10 muestra un arreglo esquemático de derivación para dos series de lagunas de estabilización en paralelo.

Cuando el coeficiente de escurrimiento es alto (entre 0.7 y 0.9), y la intensidad de lluvia es grande (0.015 m de lámina), con áreas de influencia grande y drenaje combinado es necesario construir una estructura de derivación pluvial.

El gasto pluvial será:

$$Q_p = 2.778 A_c y C_e$$

Donde: Q_p = gasto pluvial, l/s.
 A_c = área de captación pluvial, ha.
 i = intensidad de lluvia, mm/h.
 C_e = coeficiente de escurrimiento, adimensional.

La altura del lecho alto superior del tubo de vertido (H) a la altura de la obra de descarga se calcula en función del flujo máximo (Q_{max}) de descarga, para evitar que el sistema lagunar se lave.

$$H = (Q_{max} / C_d (0.7854 D^2))^2 (1/2g)$$

Donde: H = altura, m ;
 C_d = coeficiente de descarga para pared gruesa ≈ 0.6 .
D = diámetro de entrada a la laguna que será mayor de 4";
 $g = 9.8 \text{ m/s}^2$.

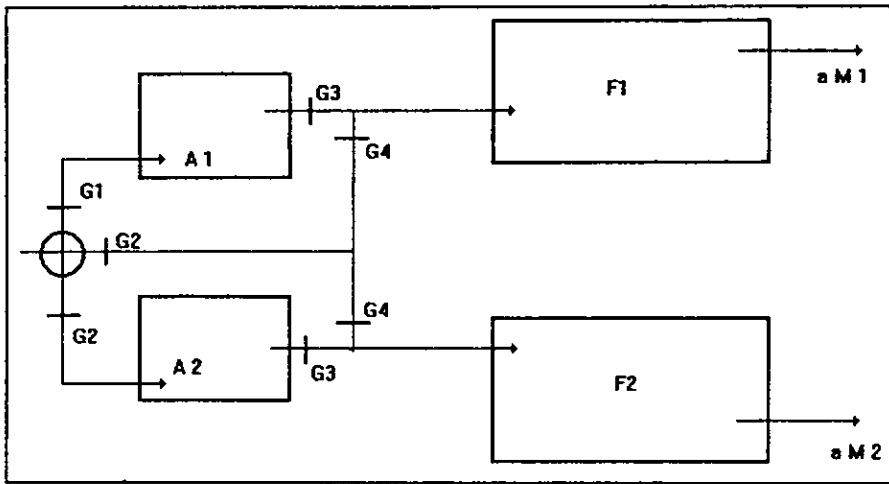


Fig. 4.10 Desviación para dos series de lagunas de estabilización en paralelo.

La derivación pluvial tendrá la composición:

$$C = \frac{Q_{med} C_{dom} + (2.778 A_c i C_a) C_x}{(2.778 A_c i C_a) + Q_{med}}$$

Donde:

C = concentración de DBO o coliformes fecales de la derivación, mg/l o NMP/100 ml.

C_c = coeficiente de escurrimiento entre 0.8 a 0.9 para cemento, adimensional.

C_{dom} = concentración de DBO o coliformes fecales en las descargas domiciliarias, mg/l o NMP/100 ml.

Recirculación.

Si el agua cruda que está llegando es séptica, puede ser necesario llevar a cabo un control de olores por recirculación del 50 % del efluente final. Ello deberá hacerse retomando y mezclando el efluente final con el agua cruda inmediatamente después del tratamiento preliminar, esto es: antes de que el agua residual entre en la primera laguna. El efluente final actúa oxigenando el agua residual séptica y ello puede ayudar a incrementar la remoción de DBO. El diseño de proceso de las lagunas tiene que ser alterado para tener en cuenta el gasto recirculado, con sus problemas inherentes de operación y mantenimiento del bombeo, por lo que la recirculación deberá considerarse como una medida de último recurso.

Cortina rompevientos.

En áreas desforestadas deberá proveerse de un cinturón de árboles para impedir que el arrastre de arenas por viento este siendo depositado en las lagunas. El cinturón de árboles puede ser también deseado por razones estéticas si el sitio de la laguna de estabilización esta cerca a habitaciones humanas. Ello deberá ser plantado como barrera del viento que se origina en la laguna de estabilización y comprende arriba de 5 hileras, como sigue (a partir del sitio donde se levanta el viento):

(a) 1 - 2 hileras de arbustos tales como "Latana", "Hibiscus" y "Nero", ninguno de los cuales tiene por meta servir de alimentación.

(b) 1 - 2 hileras de árboles de "Casuarina"

(c) 1 hilera de una mezcla de árboles altos tales como "Poinciana regia" (árboles de flama), "Tipuana tipu", "Khaya senegalensis" y "Albizia lebbeck".

Los botánicos locales deben tener información sobre las especies nativas más apropiadas; aquellas que sean adecuadas para zonas áridas y semiáridas. Tales cinturones de árboles serán de alrededor de 40 a 60 metros de ancho.

4.4 JUSTIFICACIÓN DEL SISTEMA, PARA LA REGION NOROESTE DEL PAIS.

4.4.1 JUSTIFICACIÓN DEL SISTEMA

La problemática de la contaminación de las aguas residuales de la región centro-norte de la república mexicana, se ha venido agudizando de una manera impresionante. Esta zona se caracteriza por tener establecidas, un gran número de industrias, en las cuales podemos citar las Agropecuarias, Lácteas, Embutidos Cárnicos, Empaques de Productos del Campo y Mar, Maquiladoras, Producción de caña, Papelera, etc. Esta gran concentración a generado la producción de aguas residuales cada vez más contaminadas y su volumen se ha incrementado de manera muy notable.

Es conveniente mencionar los objetivos básicos de la política hidráulica del país, para analizar los precedentes, que se tienen como meta.

Objetivos básicos de la política hidráulica.

- Desarrollar la infraestructura hidráulica necesaria para eliminar los rezagos existentes y satisfacer nuevas demandas, con la debida prioridad al uso pleno de la infraestructura.

- Inducir el uso eficiente del agua por parte de los usuarios, lo cual incluye el reúso y la recirculación del recurso y la preservación de su calidad.

- Restaurar y mejorar la calidad del agua de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos del país y asegurar la calidad del agua que se suministra a la población entre otros usos que pudieran afectar la salud pública.

Al analizar los últimos dos párrafos, podemos constatar, que existe una gran necesidad de preservar la calidad del agua, tanto en su forma superficial, como subterránea.

En la actualidad es preocupante la calidad de los cuerpos receptores y su inmenso deterioro. En este problema el hombre no es el único afectado, sino también la fauna y la flora.

De tal manera, en este documento mostramos que es viable y que se debería contemplar el proceso de tratamiento de aguas residuales a base de lagunas de estabilización en la región centro-norte de la república. Ya que este proceso presenta en gran medida, una reducción considerable en costos de construcción y operación, comparado con las plantas de tratamiento, como son la de lodos activados, filtros biológicos y biodiscos (considerados en nuestro país como procesos tradicionales). En los sistemas lagunares se considera una principal desventaja para su planeación; el área requerida para alojar a la laguna o en su caso al grupo de lagunas.

En esta región existen las condiciones necesarias, para que este proceso de buenos resultados. Y que también se cuenta con la disponibilidad de terreno, así como la gran ventaja del costo económico en la adquisición de la superficie necesaria.

Es importante mencionar que actualmente la Ley de Aguas Nacionales, establece la prevención y control de la contaminación del agua. Presenta un sistema de permisos de descarga obligatorio para todos los responsables que viertan a cuerpos receptores de propiedad nacional. Los permisos establecen claramente los derechos y obligaciones de los permisionarios.

De lo anterior podemos mencionar que urge una gran necesidad de dar un pretratamiento o tratamiento a las aguas que se vierten a cuerpos receptores o a la red de alcantarillado, según sea el grado de su contaminación.

Por otro lado ya se cuenta con las Normas Oficiales Mexicanas NOM, las cuales establecen límites permisibles de los parámetros, para vertir aguas residual a cuerpos receptores, bienes nacionales, sistemas de alcantarillado o bien darle una opción de reuso. Estos parámetros deben ser respetados a nivel nacional.

Si existen industrias dentro de los municipios, las cuales contribuyen con sus descargas a la red de alcantarillado, y estas no cumplen con los parámetros establecidos. Deberán contar con procesos de tratamiento o pretratamiento, según sea el caso de grado de contaminación de su descarga.

Al igual que las industrias tienen responsabilidades del grado de contaminación de sus descargas, el municipio también tiene la responsabilidad de verificar que sus descargas a cuerpos receptores, satisfagan los parámetros establecidos para el vertido a cuerpos receptores. Y de no cumplirlo, también se sancionará al municipio por la degradación que provoque su descarga.

En virtud de lo anterior el proceso de lagunas de estabilización, es la alternativa que se debe tomar muy en cuenta en lo que respecta a esta región. Por lo tanto. proponemos el proceso a base de lagunas de estabilización, ya que para ello se requiere de mucho menos inversión en construcción, operación y mantenimiento. En este sistema no necesariamente se requiere personal especializado, tanto para operación como en mantenimiento, lo cual proporciona otra ventaja sobre los demás tratamientos convencionales.

Con el tratamiento a base de lagunas de estabilización, se pueden alcanzar volúmenes considerables y de muy buena calidad, lo cual presenta una gran oportunidad a la región centro-norte de la república mexicana.

Capítulo 5**OPERACIÓN DE LOS SISTEMAS LAGUNARES.****5.1 ARRANQUE DEL SISTEMA.**

Las lagunas de estabilización son estructuras muy simples donde se lleva a cabo procesos de depuración natural altamente eficientes y muy complejos. Estos procesos son afectados por : la temperatura, luz solar, viento, lluvia, infiltración y percolación.

El funcionamiento se inicia con la forma correcta del prearranque de una laguna hasta su estabilización, continuando con la operación y mantenimiento adecuado, si esto se realiza de forma constante, se obtiene buenos resultados y se evitan gastos costosos de reparaciones.

Toda planta requiere que se lleve a cabo un programa de monitoreo, tener datos de los parámetros medidos y analizados para determinar la eficiencia del sistema, comparar los resultados obtenidos con los rangos normales de operación y en su caso detectar la existencia de problemas en el funcionamiento de la laguna.

En el arranque de los sistemas se deben de tomar en cuenta la eliminación de vegetación en el fondo y taludes interiores, el llenado de la laguna. Con respecto a este último se debe considerar que las unidades alcancen un nivel de agua mínimo de 100 cm esto es para evitar el crecimiento de vegetación.

La carga orgánica para lo cual fue diseñada una laguna, no deberá aplicarse completamente desde su inicio, ya que se requiere de un periodo de ajuste. Normalmente esto se realiza aumentando en forma gradual el gasto, con la finalidad de tener tiempos de residencia grandes, hasta llegar al gasto de diseño.

Para alcanzar la eficiencia de diseño de una laguna se requiere de un periodo de estabilización, el cual puede variar de semanas a meses dependiendo este de la temperatura, características del agua residual y del desarrollo de la población microbiana de cada sistema. Se recomienda realizar el periodo de arranque de preferencia en la época más cálida, para lograr una estabilización rápida del agua residual.

Las lagunas anaerobias se llenan en forma continua hasta su altura de diseño, operan mejor en el arranque si se les agrega lodo digerido de cualquier proceso anaerobio, el cual proveerá el cultivo de microorganismos necesarios. Cuando el pH del influente y del proceso sea inferior a 6.5 unidades es necesario adicionar cal para elevarlo y permitir el desarrollo de las bacterias metanogénicas. También la cal se utiliza para el control de olores.

En las lagunas facultativas, el crecimiento de las algas no se lleva a cabo a la misma velocidad de crecimiento que las bacterias, por lo que es necesario un mayor periodo de acimatación que las anaerobias. Este tipo de lagunas puede requerir tiempo para un autosellado u obturación de los intersticios de la capa del fondo. Normalmente las lagunas son llenadas gradualmente (1/10 del gasto final) permitiendo el desarrollo de poblaciones de bacterias y algas (Esto toma de 10 a 20 días); y alcanzando el gasto final en un mes.

Otro procedimiento es llenar la laguna facultativa tan rápidamente como sea posible con agua residual a una altura de un metro y dejarla sin alimentación durante 20 días o hasta que se adquiera un color verdoso o azul verdoso.

Las lagunas de maduración deberán llenarse con aguas claras antes de cargarlas. Donde no haya aguas claras se deberá proceder a llenarlas tan rápidamente como sea posible con agua residual a una altura de un metro y dejarla sin alimentación durante 20 días o hasta que se adquiera un color verdoso o azul verdoso.

5.2 MONITOREO Y EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.

Cuando el sistema de lagunas de estabilización inicia su operación se debe establecer una rutina de monitoreo y un programa de evaluación, de tal forma que se verifique su funcionamiento y se determine la calidad real de su efluente.

Un monitoreo de rutina de la calidad del efluente final en un sistema lagunar permite inspeccionar si el efluente esta cumpliendo o no con las normas de descarga local y/o los estándares de reuso (Normas Técnicas Ecológicas). Esta información es requerida por las autoridades ecológicas locales y/o salud. Además, la calidad del efluente es un indicador del funcionamiento de la planta y de esta forma detectar problemas en su operación.

Existen dos tipos de evaluaciones: la permanente y la intensiva, la primera consiste en el monitoreo continuo del sistema con el objeto de llevar un control del proceso, determinar su eficiencia y cumplir con la normatividad; la segunda se lleva a cabo cuando existe algún problema con la calidad del efluente, requiere si se ampliar la planta o determinar constantes cinéticas del proceso para el diseño de futuras instalaciones.

En estas evaluaciones se lleva a cabo un determinado número de mediciones y análisis que permitan un control y manejo adecuado del proceso en lagunas. Dentro de este propósito, los criterios de selección de parámetros a medir son: Calidad requerida en el efluente y parámetros de control.

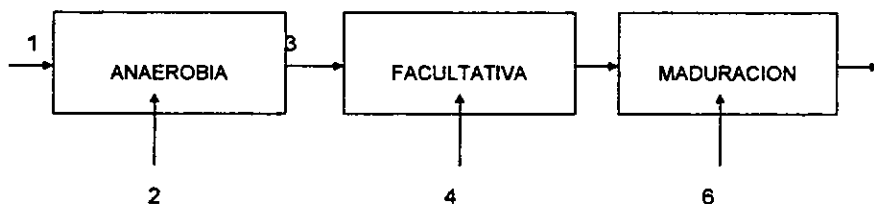
Para lagunas de estabilización, el número de observaciones y su frecuencia son variables y dependen de varios factores como: tamaño de la instalación, infraestructura y recursos existentes, personal disponible, laboratorio, etc. Desde el punto de vista de investigación, estas evaluaciones tienen valor en la determinación de la influencia de los parámetros ambientales, de carga orgánica y bacteriana en el funcionamiento de la planta y la calidad del agua del efluente.

Recolección de información

En los dos tipos de evaluaciones es necesario contar con la siguiente información básica: datos metereológicos e hidrológicos de la estación más cercana, velocidad del viento, radiación solar, memoria de cálculo de la planta, manual de operación y mantenimiento, programa de monitoreo.

Se presenta un formato con la información requerida en todo el sistema de tratamiento; (figura 5.1), (tabla 5.1).

**Esquema de un sistema lagunar
Puntos de muestreo.**



1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, Puntos de muestra.

FIGURA 5.1 ESQUEMA DE UN SISTEMA LAGUNAR, FUENTE, THIRUMURTHI, 1998.

TABLA 5.1 FORMATO PARA LA DESCRIPCIÓN FÍSICA DEL SISTEMA LAGUNAR A EVALUAR.

| | |
|--|----------------------|
| Nombre sistema: _____ Población: _____ Municipio: _____ Estado: _____ | del |
| EQUIPO DE POSTRATAMIENTO: | |
| Remoción de algas: _____ Cloración: _____ | |
| Filtración: _____ Otro: _____ | |
| DESCRIPCIÓN DE LAS LAGUNAS INDIVIDUALES: | |
| Laguna núm.: _____ | |
| Largo (L) : _____ Ancho (W): _____ Profundidad (Z): _____ | |
| Mamparaje: si no _____ Largo de mamparas: _____ | entre |
| Espaciamiento mamparas: _____ | entre |
| Relación W_m/W_{lag} (ancho de mamparas/ancho de laguna): _____ | |
| Relación L_{lag}/L_m (largo de la laguna/espaciamiento mamparas): _____ | entre |
| Impermeabilización: a) _____ Geomembrana _____ b) _____ | |
| Arcilla _____ | |
| c) Otra _____ | |
| Dispositivos de entrada y salida : _____ | |
| a) entrada: tubería simple: _____ tubería múltiple: _____ | |
| Profundidad de inmersión: b) Salida: _____ | |
| Hay datos de calidad del agua de la laguna: si no _____ | |
| Periodo de monitoreo: _____ | |
| Tipo de muestreo: a) Superficial b) Inmersión a _____ | |
| Tipo de muestreo: a) Simple b) Compuesta c) Columna _____ | |
| Frecuencia de muestreo: _____ | Hora de muestreo |
| Parámetros analizados: _____ | |
| Condiciones particulares de descarga: _____ | |
| REUSO DE EFLUENTE FINAL | |
| Agrícola: _____ Superficie irrigada: _____ Cultivos: _____ | |
| Producción (ton/Ha) _____ Piscícola: _____ Especies: _____ | |
| Producción: _____ | |
| Descarga: _____ | |
| Cuerpo receptor: _____ Descarga de acuíferos: _____ | |
| Tipo de acuífero: a) libre b) confinado c) semiconfinado _____ | |
| Uso del acuífero: _____ | |
| Calidad promedio del efluente final: DBO ₅ (total): _____ | |
| DBO ₅ (soluble): _____ | DQO (total): _____ |
| SST: _____ | DQO (soluble): _____ |
| Col.fecales: _____ | |

FUENTE: INVESTAV-IPN, 1994.

Material y equipo

Es necesario contar con el equipo y material mínimo para el monitoreo permanente como son: Equipo de seguridad y material de higiene (botiquín de primeros auxilios que contenga suero antiviperino, guantes de hule de manga larga, jabón, alcohol), frascos para el muestreo, equipo calibrado para mediciones de campo, formas de registro. Una caseta apropiada (con lavabo) donde pueda guardarse el material y facilite la realización de determinaciones de campo.

Monitoreo

Datos de la calidad del efluente lagunar muestra una variación diurna significativa, son preferibles muestras compuestas de 24 horas para la mayoría de los parámetros, aunque las muestras instantáneas son necesarias para algunos parámetros (pH, temperatura y coliformes fecales), las muestras deben colectarse en una de las siguientes formas:

a).- en un muestreador automático, el cual toma muestras instantáneas cada una o dos horas, con la consecuente medición del caudal si esto no es realizado automáticamente por el muestreador.

b).- tomar muestras instantáneas cada una o dos horas (dependiendo de la disponibilidad de mano de obra y como lo marque la normatividad), con las consecuentes mediciones manuales del flujo.

c).- tomar una muestra en columna cerca de la salida de la laguna final; esto puede realizarse en cualquier momento del día; Proporcionado y da una buena aproximación de la calidad media del efluente.

Evaluación permanente.

Los parámetros mínimos a determinar son los de control de proceso y los que marque la normatividad o las condiciones particulares de descarga; para control de proceso muestreo quincenal es suficiente. Por la normatividad se deben obtener 4 muestras compuestas al mes.

Como se indica en la (tabla 5.2), es necesario medir parámetros de campo tanto visuales como las determinaciones rutinarias dos veces por semana. Los cambios en el aspecto de la laguna como son color, olor, son indicadores del proceso. Indicadores de buen funcionamiento son: ausencia de olor, coloración verde en la laguna facultativa ,(tabla 5.3) y de maduración, niveles de oxígeno disuelto superiores a 6 mg/l.

Se recomienda realizar determinaciones mensuales de nutrientes, si por falta de presupuesto esto no es posible, se deberán de determinar al menos una sola vez en cada estación climatológica.

TABLA 5.2 PARÁMETROS DE CONTROL DE PROCESO.

| ACTIVIDAD | FRECUENCIA |
|--|--|
| Medición de flujo, Observación de color, olor, burbujas, materia flotante. | Cada vez que se tomen muestras |
| Toma de muestras para análisis de pH, Temperatura, Conductividad eléctrica, Oxígeno disuelto, Sólidos disueltos. | Dos por semana |
| Toma de muestras para análisis de DBO total y soluble, DQO, SST, SSV, Grasas y aceites, Coliformes fecales. | Quincenal (Control de proceso influente y efluente de cada laguna) Y semanal (efluente de la planta por normatividad) |
| N – amoniacal, Nitratos, Nitritos, Nitrógeno proteico, fósforo total. | Mensual. |

FUENTE: CNA, 1996.

TABLA 5.3 INDICADORES VISUALES DEL PROCESO.

| Apariencia | Indicador |
|---|---|
| Color verde oscuro | Operación normal de la laguna. |
| Color verde denso | Crecimiento excesivo de algas que pueden ser resultado de una reducción de la capa aerobia. |
| Color verde lechoso | Usualmente indica que en la laguna ha comenzado el proceso de autofloculación. |
| Color azul – verde | Una nata de color azul –verdoso con aspecto oleoso, indica la presencia de algas azul verde. |
| Color verde Amarillento a Blanquecino | Iniciación del proceso de acidificación de la laguna |
| Color café Amarillento o pardo | Crecimiento excesivo de rotíferos o de crustáceos microscópicos como la pulga de agua, los cuales se alimentan de algas. |
| Color rojizo | En algunos casos, presencia de bacterias reductoras de azufre y por lo tanto, condiciones anaerobias. |
| Color gris | Se presenta cuando la laguna ha sido sobrecargada y/o el tiempo de retención hidráulica es corto. |
| Color negro con presencia de materia flotante | Rápida degradación de los lodos del fondo de la laguna, lo cual es provocado por los cambios en la composición del agua residual. |

FUENTE: CNA, 1996.

TABLA 5.4 RANGO NORMAL Y SIGNIFICADO DE VALORES EXTREMOS DE LOS PARÁMETROS SELECCIONADOS

| PARAMETROS | RANGO NORMAL | SIGNIFICACION DE VALORES EXTREMOS |
|-------------------------------|----------------------|---|
| Temperatura | 20 – 25 °C | < 5°C El crecimiento de algas disminuye hasta cero. > 35°C El proceso es afectado |
| Ph | 8 – 9 | < 8 Valores menores a 8 facilita la muestra de algas. > 9.5 Con valores mayores de 9, las algas empiezan a morir. |
| Oxígeno disuelto | 6 - 35 mg/l | < 0 mg/l Condiciones anaerobias > 35 mg/l Sobresaturación |
| Conductividad eléctrica | 400 μ mhos/cm | > 1200 Salinidad alta, reuso restringido |
| Sólidos suspendidos volátiles | 40 – 120 mg/l | > 200 mg/l. Alta presencia de algas en el efluente de laguna facultativa |
| Nitrógeno amoniacal | 0.05 – 30 mg/l | Valores mayores a 30, indican mortandad de algas. |
| Nitrógeno total | 0.05 – 40 mg/l | \leq 0.05 mg/l pueden provocar escasa presencia de algas y zooplancton; \geq 40 mg/l pueden provocar nitrificación del efluente |
| Fósforo total | 3 - 15 mg/l | \geq 30 mg/l laguna que es sobrecargada rápidamente |
| DQO soluble | 100 – 400 mg/l | Parámetro para medir eficiencia |
| Clorofila A, B | 500 – 2000 μ g/l | Valor nulo, significa anaerobiosis Valores grandes, aerobiosis La concentración de algas es dependiente de la carga orgánica y la temperatura |
| DBO ₅ soluble | 20 – 200 mg/l | Existe buena remoción de DBO ₅ soluble |
| Ácido sulfhídrico | 0 - 6 mg/l | Concentraciones mayores de 8 mg/l causa toxicidad en las algas |
| Coliformes fecales | 100 – 1000/100 ml | Valores > 1000 significan el no cumplimiento de la norma para reuso agrícola |
| Huevos de helmintos | < 1/litro | > 1/1 sedimentación pobre |

FUENTE: CIA, 1996.

Evaluación intensiva (Estacional o periódica)

La evaluación completa de un sistema de lagunas de estabilización es un proceso caro y que consume tiempo. Este tipo de evaluaciones son necesarias, ya que los datos generados en ellas permiten optimizar el sistema, y los diseños para futuros sistemas lagunares construidos en la región. Se recomienda estudiar uno o dos sistemas representativos de cada región climática en la estación más fría (desfavorable) y en la más caliente (favorable).

Las muestras deben ser tomadas y analizadas al menos 5 días en un periodo de cinco semanas. Para tomar la mayoría de las variaciones semanales en calidad del influente y efluente, las muestras deben colectarse en lunes en la primera semana, martes en la segunda semana y así sucesivamente.

5.3 RECOMENDACIONES PARA LA TOMA DE MUESTRAS DE ALGUNOS PARÁMETROS.

Temperatura

En cada día que se tomen las muestras, deberá medirse la temperatura promedio a media profundidad de cada laguna, la cual es aproximadamente igual a la temperatura diaria de la misma, utilizando un termómetro de temperatura máxima y mínima suspendido a media profundidad de la laguna de 08.00 - 09.00 h y leyendo este 24 horas más tarde.

Profundidad de lodos

En un determinado día durante cada periodo de muestreo, la profundidad de lodos en las lagunas anaerobias y facultativas deben medirse, usando la prueba de la " Toalla blanca " de Mallan (1964). Una toalla de color blanco es enrollada a lo largo de un tercio de un poste suficientemente largo, el cual se desliza verticalmente dentro de la laguna hasta que alcanza el lecho de la misma; entonces se retira lentamente. La profundidad de lodos debe ser medida en por lo menos cinco puntos de la laguna, lejos de las orillas, y la profundidad media calculada.

Perfiles de O.D., HP y temperatura

Es también útil medir por lo menos en tres ocasiones durante cada periodo de muestreo la variación diurna en la distribución vertical de HP, oxígeno disuelto y temperatura. Los perfiles deben obtenerse a las 8.00, 12.00, y las 16.00 h. Si no hay electrodos sumergibles disponibles, las muestras deben tomarse en forma manual cada 20 cm.

Insolación

La insolación se puede determinar en campo mediante el uso de un equipo llamado Piranógrafo mecánico tipo Robitszch, el cual mide la radiación solar global (RSG) . Este término esta definido como la radiación solar que incide en una superficie horizontal, por unidad de área procedente del sol, y toda la bóveda celeste.

Gasto

El flujo se obtiene a partir de estructuras de medición como pueden ser Parshall, vertedores o utilizando medidores automáticos o manuales como los molinetes los cuales deberán estar calibrados.

Clorofila "a"

En la toma de la muestra para determinar clorofila "a" se necesita medir la profundidad de disco secchi, el cual proporciona la máxima penetración de la luz al cuerpo

de agua. La muestra se toma al doble de la profundidad medida en el disco secchi, lo que permite abarcar toda la zona eufótica (estrato superior donde penetra la luz solar) y obtener una muestra representativa.

Huevos de Helmintos

Para determinar la cantidad de huevos de helmintos (parásitos) presentes en las diferentes etapas del proceso de tratamiento por lagunas de estabilización, es necesario tomar muestras representativas, para esto la muestra de agua debe tomarse en el lugar donde no haya demasiada turbulencia. La cantidad de muestra y la forma de preservarla depende de la técnica de análisis a realizar.

5.4 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES DE CARGA ORGÁNICA Y BACTERIANA.

Para la determinación de constantes cinéticas se requiere de la toma de muestras simples tanto para la Demanda Bioquímica de Oxígeno como para los Coliformes Fecales durante 5 días, la frecuencia de muestreo es cada 2 o 3 horas, el trabajo de campo y los parámetros adicionales a medir son los indicados en la evaluación intensiva.

Se recomienda antes de realizar la campaña de monitoreo, efectuar una visita previa a la planta que se requiere evaluar; para establecer puntos de monitoreo, facilidades de laboratorio y de trabajo.

Para determinar las constantes cinéticas bajo el modelo del flujo disperso, es necesario determinar la constante de dispersión d , la cual se puede obtener mediante la realización de una prueba de trazadores.

La prueba de trazadores de un sistema de lagunas se debe realizar empezando primero por la laguna de maduración, siguiendo por la facultativa y luego la anaerobia.

Evaluación por medio de trazadores

Por lo general los sistemas de tratamiento no tienen la eficiencia esperada y esto puede deberse al comportamiento hidráulico de sus estructuras, la literatura no provee la suficiente información para el diseño, operación de los procesos y aspectos hidráulicos o que no se adaptan a las condiciones de la región.

Para llevarse a cabo la evaluación del comportamiento hidráulico de la laguna, es necesario realizar pruebas de trazadores. La aplicación del trazador se puede realizar mediante: dosis instantánea, es decir, se agrega todo de una vez en el efluente; o mediante dosis continua: con la aplicación del trazador en el efluente de manera constante durante un periodo de tiempo adecuado.

Hay dos posibilidades concretas del uso de trazadores para lagunas de estabilización. La primera es el uso de colorantes y la segunda, el uso de trazadores radiactivos.

Cálculo de la cantidad de trazadores a utilizar.

El cálculo de la cantidad de rhodamina para una dosificación puntual puede aproximarse partiendo de un nivel mínimo de detección $C_{min}=2 \mu\text{g/l}$, al final de la prueba y una relación entre C_{min} y la concentración idealizada C_o de alrededor de 8, de acuerdo con los datos de Mangelson y Reynolds en la siguiente forma:

$$C_o = K C_{min}$$

$$C_o = W 10^6 / V$$

$$W = C_{min} \cdot K V / 10^3 P$$

Donde:

W = Peso de la solución de rhodamina.

C_{min} = Nivel mínimo de detección de la rhodamina al final de la prueba $2 \mu\text{g/l}$.

C_o = Concentración idealizada de rhodamina al inicio $\mu\text{g/l}$.

K = Relación entre $C_o/C_{min} = 8$ para rhodamina en laguna.

V = Volumen de la laguna en m^3 .

P = Porcentaje de rhodamina en la solución líquida, fracción mol (usualmente 0.2).

La aplicación del trazador se efectúa por medio de una dosis instantánea, la técnica utilizada para preparar el trazador y detectarlo en las muestras es: Medición de fluorescencia en la prueba de dispersión CATM6 - 02 del Manual de Control de Calidad Analítico, Área de tratamiento de Aguas Residuales Municipales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. El equipo a utilizar es el fluorómetro digital SEQUOIA- TURNER modelo 450.

Se toman muestras cada 15 min. durante las primeras 24 horas, midiéndose al mismo tiempo el caudal. Enseguida se determina la hora del día en que se obtiene el valor más alto de fluorescencia y a esta hora se toman muestras diarias, durante dos veces el tiempo de retención hidráulico teórico, o en su defecto hasta que ya no se detecte fluorescencia en las muestras tomadas.

Los patrones de flujo se obtienen graficando la concentración adimensional contra el tiempo adimensional, la concentración adimensional es el resultado de dividir la concentración obtenida del trazador a los diferentes tiempos entre la concentración mínima del trazador a inyectar. El tiempo adimensional es la razón entre el tiempo de muestreo y el tiempo teórico promedio. La cantidad de espacios muertos es reflejada por el largo de la curva.

Cálculos.

El tiempo de retención teórico se obtiene:

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

Donde :

t = Tiempo de retención teórico, días.

V = Volumen de la laguna en m^3 .

Q = Gasto en $\text{m}^3/\text{día}$.

Utilizando las siguientes ecuaciones se determina el valor de la dispersión:

Tiempo de retención real:

$$t = \frac{\sum t \cdot C}{\sum C}$$

Desviación normal:

$$\sigma^2 = \frac{\sum t^2 \cdot C}{\sum C} - \left(\frac{\sum t \cdot C}{\sum C} \right)^2$$

Variación:

$$\sigma t^2 = \frac{\sigma^2}{t^2} = 2d - 2d^2 (1 - \text{EXP}^{-14})$$

La ecuación se aplica por el método de aproximaciones sucesivas, utilizando un programa de computadora realizado para este propósito.

Análisis de datos.

Con la información que se obtiene se calculan los promedios de los parámetros en cada estación de muestreo, calculando los siguientes valores:

- a).- Tiempo de residencia hidráulica. Ejemplo: ver tabla 5.2.
- b).- Cargas volumétricas de DBO₅ y DQO en las lagunas anaerobias, medidas como g o kg m⁻³ d⁻¹.
- c).- Cargas superficiales de DBO₅ y DQO en las lagunas facultativas, medidas en kg ha⁻¹ d⁻¹. Ejemplo: ver tabla 5.3.
- d).- Porcentajes de remoción de DBO₅, DQO, SS, y coniformes fecales. Ejemplo: ver tabla 5.4.
- e).- Constantes cinéticas de remoción de carga orgánica y bacteriana. Ejemplo: ver tabla 5.5.

TABLA 5.5 FORMATO DE RESULTADO DE LOS PARÁMETROS MEDIDOS Y ANALIZADOS. EFICIENCIA DE REMOCIÓN LAGUNAR, CUANDO CORRESPONDA.

| PARAMETROS | INFLUENTE | EFLUENTE | EFICIENCIA DE REMOCIÓN (η) EN % |
|--------------------------------|-----------|----------|--|
| GASTO. | | | |
| TEMPERATURA. | | | |
| PH. | | | |
| OXIGENO DISUELTO. | | | |
| CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA. | | | |
| SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES. | | | |
| NITROGENO AMONIACAL. | | | |
| NITROGENO TOTAL. | | | |
| FÓSFORO TOTAL. | | | |
| DQO TOTAL. | | | |
| DQO SOLUBLE. | | | |
| DBO ₅ TOTAL. | | | |
| DBO ₅ SOLUBLE. | | | |
| COLIFORMES FECALES. | | | |
| HÚEVOS DE HELMINTOS. | | | |
| ALGAS (CENTRO). | | | |
| CLOROFILA A, B (CENTRO). | | | |

FUENTE: IPN, 1994.

5.5 MUESTREO Y TÉCNICAS DE ANÁLISIS.

La realización del trabajo de campo en los sistemas lagunares, al igual que en otros sistemas de tratamiento de aguas residuales es de vital importancia para conocer: a) la calidad del agua residual cruda y tratada, b) las condiciones de operación de la planta de tratamiento y c) la eficiencia del tratamiento de la planta.

El monitoreo continuo de la calidad del agua en cada unidad de la planta de tratamiento y la medición del caudal de entrada permitirá identificar oportunamente fallas en el sistema de tratamiento de manera que se apliquen las soluciones pertinentes para que se logre mantener el sistema de tratamiento dentro de las condiciones óptimas de operación.

Por otra parte, el generar datos de campo confiables, implica contar con procedimientos de muestreo apropiados para cada parámetro, verificar que el equipo a usar está en buenas condiciones de operación, que los recipientes para la toma de muestras están limpios, cierran herméticamente, sean del volumen adecuado y sean del material apropiado, que los reactivos a usar para la preservación de cada uno de los parámetros sean los adecuados y si éstos son soluciones, deberán ser de reciente preparación. Pero lo más importante para realizar el trabajo de campo, es sin duda, contar con personal altamente capacitado en aspectos tales como técnicas de muestreo y análisis, manejo de equipo y sobre todo tener conocimiento de los fundamentos químicos y biológicos sobre el control de la calidad del agua.

Recomendaciones generales de muestreo.

Es sumamente importante para la obtención de muestras representativas tomar en cuenta las siguientes recomendaciones generales:

a) Tomar la muestra en zonas donde existe mayor turbulencia, que es donde el agua se presenta bien mezclada, una excepción es la toma de la muestra para oxígeno disuelto u otros gases disueltos donde una zona de baja turbulencia es recomendable. En éste caso la medición directa del oxígeno disuelto en el cuerpo de agua es más representativo. Aunque puede hacerse uso de frascos especiales llamados Winkler donde este gas es fijado mediante la adición de reactivos químicos para posteriormente trasladarse en refrigeración al laboratorio para su análisis.

b) En situaciones donde sea necesario obtener muestras a diferentes profundidades como es el caso de una laguna o un lago, la toma de la muestra debe hacerse con el apoyo de muestreadores especiales. Para estos cuerpos de agua, muchas veces es necesario obtener perfiles de temperatura y pH por lo que es necesario el uso de sensores equipados con cable lo suficientemente largo para alcanzar el fondo de la laguna o lago.

c) La toma de la muestra debe realizarse en dirección contraria a corriente, sumergiendo el recipiente por abajo de la superficie del agua, evitando no introducir material flotante. Previo a la toma de la muestra el recipiente debe ser enjuagado varias veces con el agua a coleccionar. Esto no debe hacerse para oxígeno disuelto, grasas, aceites y bacteriológicos.

Normalmente los recipientes se llenan de muestra a 3/4 de su capacidad para permitir mezclarse con facilidad antes de tomar una alícuota para el análisis.

d) Cuando se desea tomar muestras de agua para la determinación de compuestos orgánicos volátiles como son ácido sulfhídrico, amoníaco, anhídrido sulfuroso entre otros, se recomienda llenar el frasco hasta el tope. En otros casos, es preferible dejar un volumen libre para homogeneizar la muestra antes del análisis.

e) Para el caso de análisis bacteriológicos, los frascos o bolsas a usar deben estar estériles (utilizar autoclave a 121°C por lo menos o esterilizar en estufa a 170°C por una hora). El llenado no debe ser total, un volumen libre de un tercio, es suficiente para permitir que los microorganismos aerobios puedan sobrevivir hasta la realización de su análisis.

En todos los casos, es indispensable que los frascos que contienen las muestras se encuentren bien identificados con los datos del sitio de muestra, la fecha y hora de la toma de muestra, forma de preservación y nombre y lugar del estudio. Conjuntamente, con esta información se debe llevar una bitácora con datos adicionales de las condiciones ambientales como temperatura, vientos, presencia de luz solar, coloración del agua, entre otra información que se considere de interés para el estudio.

El muestreo de agua puede ser mediante toma de muestras simples o de muestras compuestas. El primer caso, consiste en tomar una muestra directa del cuerpo de agua y preservarla de acuerdo al tipo de análisis a realizar. El segundo caso, se toman muestras simples a diferentes tiempos (de manera que se cubran las variaciones dentro de 24 horas) y luego se mezclan en volúmenes proporcionales al gasto de la corriente.

Muestreo en lagunas de estabilización.

Las lagunas anaerobias son las que reciben la más alta carga orgánica que entra en el sistema lagunar, funciona como pretratamiento para reducir carga orgánica. En esta lagunas, se remueve generalmente del 90 al 95% de DBO y los huevos de helmintos son reducidos significativamente.

Las lagunas facultativas forman parte de los sistemas lagunares, reciben normalmente el efluente de una laguna anaerobia. La función principal de la laguna facultativa es remover eficientemente sólidos suspendidos, materia orgánica, bacterias coliformes y sólidos sedimentables.

En este tipo de lagunas se distinguen tres procesos importantes, en la parte superior, se lleva a cabo una simbiosis entre algas y bacterias, lo que da lugar: a) Variaciones en la concentración de oxígeno disuelto que depende de las horas del día, b) incremento en la concentración de pH y c) variación en la concentración de clorofila a, que depende también de la temperatura y de la radiación solar.

En la parte media de la laguna, la degradación de la materia orgánica es realizada por un grupo de bacterias que son llamadas facultativas que tienen la capacidad de adaptarse a ambientes ricos en oxígeno disuelto y a ambiente con muy baja concentración de este gas. En el fondo de la laguna, el proceso de degradación de la materia orgánica es realizado por bacterias anaerobias que no requieren de oxígeno disuelto para su proceso metabólico.

En un sistema lagunar por lo general el efluente de una laguna facultativa es introducido en una laguna de maduración, cuya función es reducir mayor cantidad de organismos patógenos. La mortandad de estos microorganismos es atribuida a factores ambientales, la temperatura, el pH, la luz solar, la difusión y el mezclado son de los que mayor influencia tienen sobre la reducción patógena.

Entre los principales factores que intervienen en el funcionamiento de una laguna se tienen los siguientes: pH, temperatura, carga orgánica, luz solar, nutrientes, concentración de clorofila a, y tiempo de retención. Otros parámetros como DBO, SST, coliformes fecales y huevos de helmintos son importantes para evaluar la calidad del agua tratada. También, es importante medir la profundidad de lodos. A continuación se describen algunos procedimientos de muestreo de campo junto con sus formas de preservación y/o pretratamiento.

Temperatura.

Es uno de los factores que mayor efecto tiene sobre el funcionamiento de las lagunas de estabilización, ya que afecta la remoción de DBO y el decaimiento de bacterias patógenas. Temperatura de 25 a 30 °C, son apropiados para el desarrollo de bacterias y algas. A temperaturas menores de 35 °C, se alcanzan mejores eficiencias de ahí que el volumen y la superficie requerida para construcción de lagunas en zonas cálidas sea menor que en zonas frías.

La temperatura también afecta la producción de oxígeno disuelto y otros gases. A altas temperaturas, se intensifica la producción de gases del material sedimentado creando resuspensión de sólidos y detritus de algas azul-verdes que al morir provocan malos olores y otras causas que afectan el funcionamiento de la laguna.

La determinación de este parámetro requiere de contar con el siguiente material:

- Termómetro de mercurio con un rango de -20 a 100 °C, y con divisiones de 0.5 o 1.0 °C.
- Agua destilada.
- Papel absorbente suave.

Medición de Temperatura.

1.- Mida la temperatura del ambiente colocando el termómetro a la sombra no luz directa. Tome la lectura después de 1 min.

2.- Mida la temperatura del agua directamente con el termómetro de mercurio, introduciéndolo en el agua donde no hay mucha turbulencia, mantenga el bulbo de mercurio cubierto por el agua durante un minuto y tome la lectura de la escala del termómetro. Retire el termómetro y enjuáguelo repetidas veces con agua destilada y séquelo con papel suave.

3.- Anote las condiciones ambientales que existen durante la medición, como son vientos y presencia de nubes.

Oxígeno disuelto (OD).

El oxígeno disuelto en el agua juega un importante papel para el desarrollo de los microorganismos aerobios. La determinación de su concentración en el agua indica su grado de contaminación, cantidades mínimas señalan deterioro de la calidad del agua, en tanto concentraciones por encima de 3 mg/l indican agua de calidad aceptable para la vida acuática.

En lagunas facultativas y de maduración la producción de OD por las algas es importante para mantener condiciones aerobias en el cuerpo de agua. El OD varía en función de la temperatura, presión atmosférica, salinidad y radiación solar. Al medio día se alcanza la máxima producción de OD, en horas tempranas el OD disminuye por la continua demanda de las bacterias en el proceso de bioxidación, y el período más crítico ocurre en la noche hasta cerca de las seis de la mañana donde el OD puede estar ausente creando condiciones anaerobias.

En este tipo de lagunas la concentración de OD después del medio día puede ser de más de 18 mg/l, esta concentración es disminuida a medida que se acerca la noche.

Para la determinación de OD en campo, se requiere contar con el siguiente material: I

- Medidor digital YSI de Oxígeno disuelto con sensor.
- Papel absorbente suave.
- Membrana para el sensor.
- Agua destilada.
- Solución de KCl.

Para la preparación de los reactivos fijadores, consulte el manual de Métodos Estandarizados para Aguas y Aguas residuales.

Determinación de clorofila .

Las algas tienen la habilidad de producir oxígeno a través del mecanismo de la fotosíntesis. Para que se realice este fenómeno se requiere de luz solar, agua, nutrientes y bióxido de carbono. Al consumir este último compuesto, se incrementa la alcalinidad del agua, lo que favorece la mortandad de bacterias en las lagunas facultativas y de maduración.

La concentración de algas en una laguna facultativa saludable depende de la carga orgánica y de la temperatura. En estas lagunas es importante mantener un rango de clorofila a de 500 a 2000 microgramos/l para mantener un buen equilibrio entre bacterias y algas. En las lagunas de maduración el crecimiento de algas es usualmente bajo y tiende a decrecer con el número de lagunas en serie, teniendo en las últimas lagunas agua de mejor calidad.

Para el análisis de este parámetro se requiere tomar muestra de agua en la laguna facultativa o de maduración y darle un pretratamiento previo. El procedimiento que se realiza en campo se describe a continuación, en tanto la técnica analítica para cuantificar la clorofila , se describe en forma general.

Toma de muestra y pretratamiento para clorofila a.

Para realizar ésta actividad es necesario contar con el siguiente material:

- Disco Secchi.
- Garrafones de plástico de un litro.
- Botella Van Dom de plástico de 50 cm de largo.
- Filtro Millipor de seis plazas equipado.
- Bomba de vacío.
- Pinzas de disección.
- Filtros Whatman de microfibras de vidrio de 5.5 cm de diámetro y de 0.9 micras de poro.
- Tubos de centrifuga de plástico de 50 ml de capacidad con tapa de rosca.
- Embudo de plástico.
- Pizeta de 500 ml.
- Vasos de precipitados de 500 ml.
- Masking tape.
- Marcadores.
- Tijeras chicas.

- Hielera.
- Clavija de tres entradas.
- Guantes.
- Papel absorbente.
- Agua destilada.
- Carbonato de magnesio (1g/100 ml de agua destilada).

Muestreo de clorofila .

1.- Para realizar el muestreo de clorofila a es necesario medir la profundidad de disco Sacchi, el cual proporciona la máxima penetración de la luz al cuerpo de agua. Tomando la recomendación, se toma la muestra al doble de la profundidad medida con el disco Secchi, esto permite abarcar toda la zona eufótica (estrato superior donde penetra la luz solar) y así obtener una muestra representativa.

2.- Para la toma de muestra se recomienda el uso de una botella Van Dom de plástico de 50 cm de largo. Normalmente, en las lagunas facultativas y de maduración la concentración de algas es abundante por lo que la experiencia ha mostrado que cuando no se cuenta con un muestreador de este tipo, el uso de una cubeta introducida a la profundidad deseada es recomendable para obtener una muestra representativa.

3.- La cantidad de muestra a recolectar depende del estado trófico del cuerpo de agua, así se recomienda un volumen de 3 a 4 litros de agua. Sin embargo, para el caso de lagunas facultativas y de maduración es suficiente con tomar un litro de agua, del cual sólo es utilizado un volumen de 50 a 150 ml para realizar el pretratamiento de la muestra.

4.- Una vez que se tiene la muestra recolectada, se procede a preservarla mediante la adición de 5 gotas de carbonato de magnesio (1 gr en 100 ml de agua destilada) por cada litro de muestra recolectada, luego se mantiene en refrigeración y se maneja siempre en ambientes oscuros para evitar variación de los resultados por la presencia de la luz solar directa.

La preservación con carbonato de magnesio es para tener la seguridad de que el fitoplacton no llegue a hacerse ácido, con la consiguiente descomposición que da lugar a la formación de pigmentos de feofitina (productos de degradación de la clorofila).

Radiación Solar Global (RSG).

En las lagunas facultativas y de maduración las algas utilizan del 2 al 9 % de la luz solar, siendo el 5% un valor común absorbido por éstas.

Hay numerosos factores que impiden la utilización de la luz solar. La turbiedad es el principal factor que dificulta la penetración de la luz en el cuerpo de agua. El ciclo diurno de oxigenación es afectado mucho más por las variaciones de las poblaciones de algas que por las variaciones de la intensidad de la luz, por lo tanto la luz que penetra a mayores profundidades es utilizada con mayor eficiencia para la remoción de patógenos.

La determinación de este parámetro es obtenida utilizando el siguiente material y equipo:

- Piranógrafo mecánico tipo Robitszch.
- Tiras de graficación para el Piranógrafo.

- Silica gel.
- Marcadores.
- Reloj.

Medición de Radiación Solar Global.

El parámetro de radiación solar global se determina en campo mediante el uso de un equipo llamado Piranógrafo mecánico tipo Robitszch, el cual mide la radiación solar global (RSG). Este término está definido como la radiación solar que incide en una superficie horizontal; por unidad de área procedente del sol y toda la bóveda celeste.

La radiación que proviene del sol es llamada radiación directa y la que llega al punto de observación de direcciones distintas a la del sol, se le llama radiación difusa. La suma de ambas radiaciones es la RSG.

Para obtener la gráfica que se requiere para calcular la RSG, se coloca el pirenógrafo en la zona de estudio en un sitio plano, se abre la caja y se hace la calibración externa del equipo. Posteriormente, se coloca el papel graficador en el tambor cilíndrico y se fija con el pisapapel, cuidando que el depósito tenga suficiente tinta para que pinte claramente; se procede a dar cuerda al tambor y se cierra la caja para que el equipo registre la radiación solar.

Se debe tomar cuidado en anotar correctamente la fecha, hora y lugar en la hoja de graficación. Al finalizar el día, se retira el equipo, y se prepara de la misma manera para colocar el siguiente día.

Cálculo de Radiación Solar Global.

Para la determinación de la Radiación Solar Global en unidades de UVI (índice de radiación ultravioleta), se procede de la manera siguiente:

Con las gráficas obtenidas del Piranógrafo, se obtiene el área bajo la curva, dibujando triángulos y rectángulos, tomando en cuenta que cada 60 min. el piranógrafo recorre 1.08 cm; (figura 5.2).

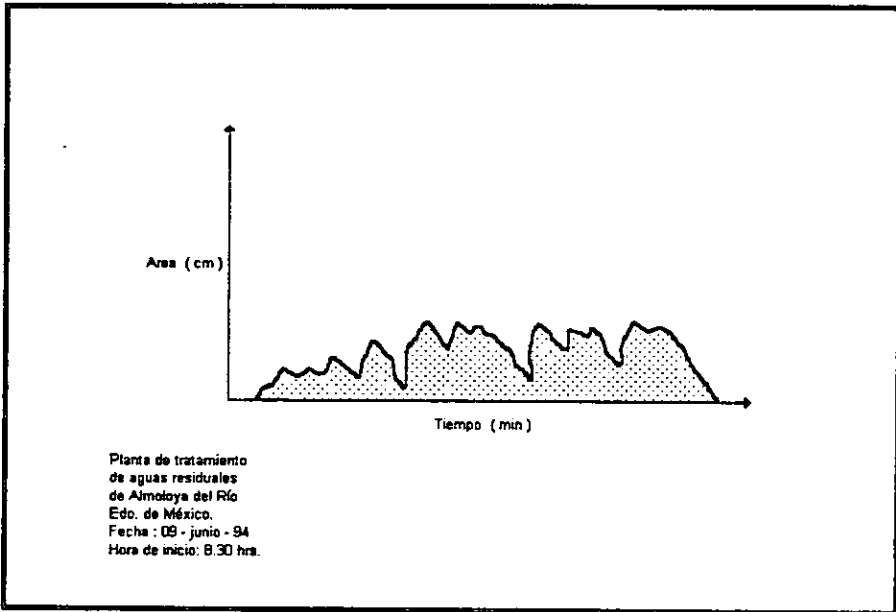


FIGURA 5.2 TIRAS DE GRAFICACIÓN DE LUMINOSIDAD OBTENIDAS EN LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE ALMOLOYA DEL RÍO, EDO. DE MÉXICO. FUENTE: BOL. DE SANIT PANAMA 1994.

El cálculo se inicia en la hora señalada de la toma de la primera muestra y se divide la gráfica por horas y se procede a medir el área en cm^2 . Ya obtenida el área para cada hora, se convierte a luminosidad multiplicado el valor obtenido por el factor proporcionado por el fabricante del equipo que es de $1.144 \text{ (megajoules/m}^2\text{)}$ y el resultado se multiplica por el factor de 23.88 para pasar la luminosidad obtenida a $\text{calorías/cm}^2\text{/día}$.

El valor resultante entonces, se divide entre 100 y se suma 1, con esto se obtiene la radiación (UVI) buscada. Por ejemplo, con datos de cuatro horas de radiación solar; (tabla 5.6).

TABLA 5.6 VALORES PARA OBTENER LA RADIACIÓN (UVI).

| Hora | Area (cm^2) | (MJ / m^2) = 1 144 (cm^2) | (Cal/ $\text{cm}^2\text{/día}$)*(23.88) | UVI=(1/100)+1 |
|-------|------------------------|--|--|---------------|
| 10.00 | 0.972 | 1.1190 | 26.553 | 1.265 |
| 11.00 | 0.993 | 1.1135 | 27.127 | 1.271 |
| 12.00 | 0.832 | 0.9510 | 22.729 | 1.227 |
| 13.00 | 0.119 | 0.1360 | 3.250 | 1.032 |

FUENTE: IPN, 1997.

Coliformes fecales.

La calidad bacteriológica del agua es determinada por la medición de organismos indicadores como el grupo coliforme; este grupo de bacterias viven en el tracto intestinal de los humanos y de otros animales y son excretados en grandes cantidades en las heces del hombre y de animales de sangre caliente. Las bacterias patógenas y los virus causantes de enfermedades entéricas en humanos se originan de la misma fuente, es decir de descargas fecales de personas enfermas. A consecuencia de esto, el agua contaminada por contaminación fecal es considerada potencialmente peligrosa por la presencia del grupo coliforme.

Los coliformes fecales son considerados buenos indicadores de contaminación por lo que se usan en los sistemas lagunares como un parámetro para evaluar la cantidad del agua residual cruda y tratada para estos sistemas de tratamiento.

Toma de muestra para coliformes fecales en lagunas de estabilización:

El material es el siguiente:

- 1.- Bolsas o frascos estériles de 100-125 ml de capacidad.
- 2.- Hielera.
- 3.- Guantes.
- 4.- Alcohol etílico.
- 5.- Marcadores resistentes al agua.
- 6.- Masking tape.

La toma de muestra para el análisis de coliformes fecales es realizada mediante el uso de bolsas o frascos estériles, las cuales son introducidas y abiertas dentro del agua residual. Tomada la muestra, la bolsa o frascos se cierra dentro de la misma corriente y se mantienen en ambiente frío para evitar el desarrollo bacteriano que pudiera cambiar las características originales del agua muestreada. Es recomendable, como ya se mencionó con anterioridad dejar un espacio vacío dentro de la bolsa para que las bacterias coliformes puedan subsistir, desde la toma de muestras hasta el análisis, período que no debe de exceder de 24 h.

Cuando se tenga conocimientos de que el agua tratada es clorada, el frasco estéril debe contener 0.1 ml de Tiosulfato de sodio al 10%, esto para evitar la acción del cloro sobre las bacterias coliformes. También, es importante mantener la muestra en la obscuridad para evitar la proliferación de microorganismos.

Técnica y análisis.

El procedimiento es bien conocido en cualquier laboratorio de calidad del agua. La técnica esta basada en el método del Número Más Probable (NMP) descrito en el manual de Métodos Estandarizados para Aguas y Aguas Residuales (APHA, 1992).

Huevos de helmintos.

La importancia de los helmintos entéricos, radica en que la mayoría son parásitos excretados en las heces del hombre y de animales de sangre caliente. Estos parásitos tienen la capacidad de infectar a la población, la infantil es la que resulta más afectada. La vía más común de entrada al organismo es el consumo de hortalizas contaminadas por las aguas residuales crudas o deficientemente tratadas.

Las técnicas para cuantificar huevos de helmintos hacen usos de las características de los huevos o larvas, tales como su peso relativamente alto y su tamaño grande comparado con otros microorganismos.

Muestreo de agua para análisis de huevos de helmintos.

Material requerido:

- 1.- Garrafones de 2 y 4 litros de capacidad.
- 2.- Alcohol etílico.
- 3.- Hielera.
- 4.- Marcador.
- 6.- Masking tape.

Para determinar la cantidad de huevos de Helmintos (parásitos) presentes en los diferentes etapas del proceso de tratamiento por lagunas de estabilización, es necesario tomar muestras representativas, para esto la muestra de agua debe tomarse en el lugar donde haya buen mezclado.

La cantidad de agua a muestrear y la forma de preservar la muestra es dependiente de la técnica de análisis a realizar.

La técnica más usada para este tipo de aguas es la de Leeds I que tienen la ventaja sobre otras técnicas como la de Faust y Ritchie en que se requiere menos tiempo de análisis, tiene buena exactitud y precisión, y presenta más facilidad para la detección de helmintos (nematodos), además esta técnica es adecuada para aguas residuales donde el número de huevos de helmintos es alto y donde el laboratorio cuenta sólo con un mínimo de equipo.

De acuerdo a la técnica de Leeds I que es para aguas residuales crudas, se debe recolectar 1 litro de agua residual en recipientes de plásticos de 2 litros y se conserva únicamente en refrigeración a 4°C .

Para aguas residuales tratadas en lagunas de estabilización, se aplica la técnica de Leeds II. Se colectan cuatro litros de agua residual y se adicionan 40 ml de formalina, para su preservación.

La muestra así preservada, tiene un tiempo máximo de almacenamiento en refrigeración de 3 meses.

El procedimiento para identificación de helmintos por estas técnicas esta basado en la preparación de la muestra para eliminar partículas orgánicas por centrifugación y por adición de sustancias oxidantes y lavadoras, luego los huevos son separados por el uso de soluciones de flotación para luego ser cuantificados e identificados con un microscopio

óptico de "alta resolución". Para esta última fase se requiere de personal con mucha experiencia para obtener resultados confiables .

Medición de caudal.

La medición continua de aguas residuales en las plantas de tratamiento permite conocer las variaciones que tienen lugar durante diferentes horas del día. Con los datos que se generan de tales mediciones, es posible saber los caudales máximos, mínimos y promedio del agua residual que está entrando y saliendo del sistema de tratamiento, los cuales servirán para ajustar adecuadamente los niveles de cada unidad de tratamiento y los tiempos de retención hidráulica adecuados para que el proceso se lleve a cabo satisfactoriamente.

La medida del caudal es importante para calcular los costos del tratamiento del agua, además, éste es útil para determinar la posible ampliación de capacidad de la planta de tratamiento a futuro.

Los medidores de flujo se clasifican en dos categorías, los que operan en condiciones en tuberías de flujo abierto y los que operan en tuberías llenas a presión .Los dispositivos que se usan para el control de corrientes son : medidores Parshall, medidores venturi, vertedores rectangulares y triangulares entre otros. Los que se emplean para medir profundidad, velocidad o caída de presión, éstos incluyen a los sensores ultrasónicos, medidores magnéticos, medidor de velocidad ultrasónico, etc.

En el país varias plantas de tratamiento cuentan con medidores de flujo automáticos. Sin embargo, en la mayoría de ellas la medición tiene que hacerse en forma manual, tal es el caso de los sistemas lagunares que a pesar de que representan el 49% de las plantas de tratamiento de operación, no cuentan con el mínimo de equipo para realizar el monitoreo de los principales parámetros de control del proceso incluyendo la medición del caudal que entra y sale de la planta.

Medición de caudal en lagunas.

Existen varios métodos manuales para determinar el caudal de agua residual que entra y sale de una planta de tratamiento. Ente los más usados se encuentran los volumétricos, los de medición de velocidad por medio de flotadores, los que usan flotadores superficiales y los que utilizan molinetes para medir velocidad.

La selección de cada uno de ellos es dependiente de los recursos económicos disponibles, de la precisión de los datos que se deseen obtener, de la forma de la tubería de entrada y salida que conduce al agua residual y del volumen que conducen dichas tuberías.

En los sistemas lagunares se distinguen diferentes estructuras de entrada y salida para conducir las aguas residuales. El caudal de entrada a la planta normalmente es a través de canales o tubos de extremo abierto y de canales medidores tipo Parshall. Las estructuras de salida en las diferentes lagunas utilizan vertedores rectangulares, triangulares y circulares.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

Es un parámetro de suma importancia en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya que permite saber el grado de contaminación del agua residual que esta entrando a la planta de tratamiento. El conocimiento de su concentración al entrar y salir de cada unidad de tratamiento sirve para evaluar el funcionamiento del proceso.

En lagunas de estabilización la DBO es muy usada para diseñar el sistema lagunar. En estos sistemas, particularmente las lagunas facultativas y de maduración la DBO esta influenciada por la concentración de algas que se desarrollan en el cuerpo de agua, por lo que se debe distinguir entre la DBO ejercida por estos microorganismos y la que proporciona el desecho orgánico. Por tanto, es conocido que la DBO total en estas lagunas, incluyen la DBO del desecho y la DBO de las algas, en tanto la DBO es la DBO debida al desecho.

Para el muestreo de DBO en sistemas lagunares, se requiere el siguiente material :

- Garrafón de plástico de 3 L.
- Hielera.
- Guantes.
- Marcador.
- Masking tape.
- Agua destilada.
- Solución desinfectante (Alcohol etílico comercial.)

El volumen mínimo de muestra requerido para el análisis de DBO es de 300 ml. La toma de muestra debe ser a contracorriente en zonas de buen mezclado y el recipiente debe ser enjuagado previamente con la misma agua. La muestra así tomada debe ser mantenida en frío a 4°C por un máximo de 24 hr.

Para evaluar eficiencias, normalmente se toman muestras compuestas proporcionales al gasto, para esto lo más conveniente es tomar la muestra en recipientes de 3 litros, de manera que se tenga suficiente muestra de agua para la preparación de la muestra compuesta.

De la muestra compuesta preparada, otros parámetros pueden ser analizados, sólo que se requiere dividir el volumen necesario y efectuar la preservación según el tipo de análisis.

El análisis de este parámetro se realiza por el método de incubación a 20 °C. El procedimiento se describe ampliamente en el Manual de Métodos Estandarizados para Aguas y Aguas residuales (APHA, 1992).

Sólidos Totales (ST), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Volátiles Totales (SVT).

Estos parámetros son de gran importancia en los sistemas lagunares, y en otros sistemas de tratamiento. Con ellos es posible definir la calidad del efluente lagunar,

evaluar el comportamiento del proceso y determinar el de grado de remoción que tiene lugar en cada unidad de tratamiento.

En las lagunas de estabilización, particularmente en las lagunas facultativas y de maduración la concentración de sólidos suspendidos es incrementada a causa del crecimiento de algas que tiene lugar en el cuerpo de agua, las cuales normalmente están presentes en forma suspendida. Este inconveniente, muchas veces da lugar a que el efluente lagunar no cumpla con los requerimientos normativos de descargas lo que hace necesario revisar por un lado el diseño físico del proceso como es la posición de los dispositivos de salida entre otros y por el otro verificar la carga orgánica que recibe la laguna y la concentración de nutrientes que puede ser la causa del abundante crecimiento de algas.

La remoción de algas de los efluentes lagunares puede hacerse mediante el uso de varias técnicas como : micromallas, filtros de roca o arena y cultivos de peces (CNA, 1994) . En otros casos, es conveniente evaluar la posibilidad producir las algas en forma masiva lo que puede crear un beneficio económico para la misma planta y al mismo tiempo se puede alcanzar un agua con calidad aceptable para reuso en la agricultura, en la recarga de acuíferos o en cualquier otro.

De la misma muestra de agua residual para análisis de DBO, se toma una muestra muy bien mezclada y se determina la concentración de sólidos por el método gravimétrico, el cual está descrito en el Manual de Métodos Estandarizados para Aguas y Aguas residuales (APHA, 1992).

Para análisis de sólidos se requiere mantener la muestra por un lapso no mayor de 7 días a temperatura de 4 °C. Un volumen de un litro es suficiente.

Profundidad de lodos.

Gran cantidad de sólidos sedimentables son depositados en el fondo de las lagunas de estabilización. La laguna anaerobia, es la que recibe la mayor carga orgánica, y es donde se acumula la mayor cantidad de lodos, esta acumulación es menor en la laguna facultativa y mucho menor en la de maduración que es la que recibe menor carga orgánica. En la literatura, se menciona que la tasa de acumulación de lodos es de 0.04 m³/hab-día.

El retiro de lodos de las lagunas normalmente se recomienda realizar cuando el volumen de lodos alcanza 1/3 del volumen ocupado por la laguna. Para tal caso, el método que se aplica para determinar con precisión la profundidad de lodos, es el de la toalla blanca (CNA, 1994; Lagunas, 1995).

El lodo retirado de estos sistemas de tratamiento debido al tiempo prolongado que se ha mantenido en la lagunas, presenta mejor calidad fisicoquímica y microbiológica que los sistemas de tratamiento convencional, por lo que su manejo y disposición es menos peligrosa que otro tipo de lodo. No obstante, el alto grado de mineralización que presenta este lodo, su disposición debe ser controlada por la normatividad actual.

Medición de la profundidad de lodos por el método de toalla blanca.

El material que se requiere para medir la profundidad de lodos es el siguiente:

- Varilla, palo o vara de 5-6 m de largo.
- Toalla blanca o franela blanca afelpada.
- Masking tape.
- Flexómetro.
- Guantes.
- Agua destilada.
- Canoa, lancha o plataforma flotante.

Conociendo la profundidad aproximada de la laguna y el tiempo de operación es posible estimar gruesamente la profundidad de lodos que presenta dicha laguna.

Con éstos antecedentes, se sigue el siguiente procedimiento:

- 1.- Se fija un tramo de toalla blanca en un extremo de la varilla.
- 2.- Se introduce en el cuerpo de agua hasta alcanzar el fondo de la laguna.
- 3.- Se deja la varilla unos 3-5 minutos para permitir que el lodo se fije a la toalla blanca y se pueda distinguir las diferentes capas que se forman en la toalla.
- 4.- Se saca la varilla y se mide la longitud de cada capa formada y se anota en la hoja de registro.
- 5.- La medición se debe realizar en al menos tres puntos distribuidos en la laguna: centro y puntos cercanos a la entrada y salida de la laguna.

Cabe mencionar, que cuando se hace el dragado de los lodos, éstos no deben retirarse completamente sino que debe quedarse una cantidad suficiente para asegurar que los nuevos sólidos sedimentables sean biodegradados rápidamente y no sea necesario un tiempo adicional para contar con una nueva biomasa activa que realice dicha función.

Capítulo 6

PREPARACION DE UN ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL, PARA UN PROYECTO DE UNA LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN.

6.1 CONCEPTO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL (EIA).

Desde hace más de veinticinco años, la evaluación del Impacto Ambiental (EIA) ha venido adoptándose en varios países con diferentes grados de entusiasmo y niveles de sofisticación. La primera pregunta que intenta responder este documento es ¿qué es una evaluación de Impacto Ambiental?. Para esto es necesario definir algunos términos. Los términos impacto y efecto se utilizan como sinónimos, aunque algunos autores han intentado diferenciarlos entre los cambios naturales o antropogénicos sobre el medio biogeofísico y las consecuencias de éstos. En la naturaleza, los sistemas ambientales no son estáticos, sino que van cambiando en el tiempo aún sin la influencia del hombre. Algunos de estos cambios son muy dinámicos, mientras que otros resultan imperceptibles. Para hacer predicciones acerca sobre el impacto de una obra de desarrollo, es necesario asumir los cambios de manera natural.

Un impacto tiene una componente temporal y otra espacial que pueden describirse como un cambio en un parámetro ambiental, sobre un periodo específico y dentro de un área definida, que resulta de una actividad en particular, comparada con la situación que hubiera ocurrido de no haberse iniciado dicha actividad. Esto se puede observar gráficamente; (figura 6.1).

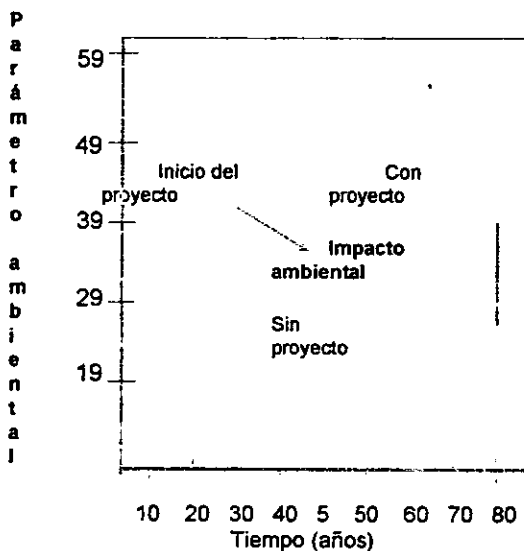


FIGURA 6J GRÁFICA TIEMPO CONTRA PARÁMETRO AMBIENTAL. FUENTE: INP, 1992.

Por lo tanto, es importante definir si los cambios que se presentan en un determinado parámetro ambiental son producto de la evolución natural de un ecosistema o son provocados por las actividades humanas.

La diferencia que existe entre los cambios naturales y los impuestos por el hombre es lo que se conoce como impacto ambiental y al estudio que define y cuantifica estos cambios se le conoce como Evaluación de Impacto Ambiental (EIA).

Existe una gran diversidad de definiciones de (EIA):

" ... una actividad designada a identificar y predecir los impactos sobre el ambiente biogeofísico y sobre la salud y el bienestar humanos, de las propuestas legales, políticas, programas, proyectos y procedimientos operativos, y para interpretar y comunicar información sobre los impactos... "

" ... identificar, predecir y describir en términos apropiados, los pros y contras de un desarrollo propuesto. Para que sea útil, la evaluación necesita comunicarse en términos accesibles a la comunidad y los tomadores de decisiones y los pros y contras deben identificarse con base en los criterios relevantes a los países afectados ".

" ... evaluación que consiste en establecer valores cuantitativos para parámetros seleccionados, los cuales indican la calidad ambiental antes, durante y después de la acción propuesta ".

6.1.1 Objetivos de la eia.

Habiendo definido el concepto, la segunda pregunta que se plantea entonces es ¿para qué sirve una EIA?

Hasta hace algún tiempo, los proyectos se formulaban y evaluaban de acuerdo con criterios técnicos, económicos y políticos. Los efectos potenciales a la salud y al ambiente eran raramente considerados. Esas evaluaciones incompletas de los proyectos de desarrollo resultaron en efectos no previstos que redujeron los beneficios iniciales a través de efectos secundarios .

El propósito de una Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) es determinar los efectos de salud, sociales y ambientales potenciales de un desarrollo propuesto. Una EIA intenta definir y evaluar los efectos físicos, Químicos, biológicos y socioeconómicos en una forma que permita tomar una decisión lógica y racional.

Una EIA intenta también reducir los impactos potenciales adversos a través de la identificación de posibles sitios alternativos y/o procesos.

Los resultados de esta evaluación integran un documento conocido en México como Manifestación de Impacto Ambiental, en la cual se establecen tanto los beneficios como los impactos adversos considerados relevantes para el proyecto.

6.1.2 Ventajas de la eia.

Entre las ventajas de realizar una EIA están las siguientes:

1. Ayuda al uso eficiente de los recursos naturales y humanos por parte de quienes desarrollan el proyecto y de quienes toman las decisiones para llevarlo a cabo.
2. Reduce los costos y el tiempo que lleva tomar una decisión al eliminar la subjetividad y la duplicación de esfuerzos.
3. Identifica y cuantifica las secuencias primarias y secundarias, las cuales pueden requerir de un equipo para el control de la contaminación, compensaciones u otros costos posteriores.

La EIA puede aumentar la eficiencia del proceso de toma de decisiones, pero para ser efectiva, necesita implantarse desde las etapas de planeación y diseño. Esto significa una continua retroalimentación entre los evaluadores y el equipo de diseño. Entre más temprana sea la etapa del proyecto en la que se incorpore la EIA, mayores serán los beneficios y menores los efectos adversos.

La responsabilidad de llevar a cabo la EIA depende del sistema particular de planeación y operación de cada país y de la naturaleza del proyecto. Existen cuatro alternativas.

- a) la agencia que autoriza
- b) el proponente contra consultores.
- c) responsabilidades compartidas entre la agencia que autoriza y el proponente
- d) un cuerpo de especialistas independientes.

En México la segunda opción es la más utilizada. El proponente, ya sea directamente o a través de su constructora, contrata los servicios de una compañía especializada. La agencia que autoriza, en este caso el Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de Impacto Ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), le sugieren al proponente algunas compañías que integran el "padrón de prestadores de servicios" para que realicen el estudio.

Para garantizar la imparcialidad de los estudios, la agencia que autoriza proporciona al proponente guías genéricas o específicas, sobre el formato y contenido de una Manifestación de Impacto Ambiental (MIA). Este mismo documento sirve también para la elaboración de los Términos de Referencia que le proporciona el proponente (quien va a realizar la obra) a la consultora (quien va a realizar la EIA).

La revisión y supervisión pueden estar a cargo de un organismo o agencia con poco o ningún interés en el proyecto. En el caso de México, por ejemplo, SEMARNAP, a través de sus diferentes organismos, se encarga de la supervisión del proyecto.

En algunos países, la consulta con otras organizaciones es obligatoria, así como la publicación y discusión pública de las MIAS.

6.2 LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN Y LA EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL.

6.2.1 Las lagunas de estabilización como ecosistema.

Las lagunas de estabilización son sistemas de tratamiento de agua residual que producen en pequeña escala los procesos naturales de oxidación o mineralización de la materia orgánica, utilizando como fuente de energía la luz del sol. Al igual que los lagos, su funcionamiento está determinado por factores tales como la luz del sol, la temperatura, la carga orgánica, la profundidad, el tamaño, la configuración y el contenido mineral del agua, entre otros factores. Por lo tanto ninguna laguna es igual a otra.

Los procesos físicos, químicos y biológicos son similares a los que se suceden en los cuerpos de agua naturales y es por ello que se consideran como ecosistemas hechos por el hombre. Al igual que un lago, contiene bacterias y algas fotosintéticas que absorben los nutrientes solubles y fijan la energía del sol para formar la biomasa inicial. Contiene protozoarios o consumidores primarios y hongos o levaduras que ayudan a la descomposición de esta biomasa. Mediante de bioconversión, cientos de grupos de organismos viven y se reproducen, mueren y se descomponen en una laguna. Parte de esta materia se degrada y utiliza para las nuevas generaciones. Otra porción de los productos de la descomposición se consideran como bioquímicamente estables o resistentes a degradación posterior.

En muchas lagunas, la remoción periódica de los lodos (biomasa en exceso, minerales precipitados y detritos orgánicos) no se consideran como parte del proyecto y la laguna sigue funcionando como un ciclo biológico ininterrumpido de materiales de desecho donde las pérdidas del sistema se restringen a la evolución de los gases, el transporte de materia por insectos acuáticos y aves.

En otras lagunas, el manejo de los lodos es parte integral del mantenimiento de la laguna y éstos se remueven periódicamente e incluso se utilizan con diversos fines, o simplemente se incineran o depositan en un relleno sanitario. Cualquiera que sea el destino final del lodo, su manejo y el costo de éste deben incluirse como parte de la operación del proyecto.

6.2.2 El marco legal.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente menciona en su artículo 5 del Reglamento en Materia de Impacto Ambiental:

" Deberán contar con previa autorización de la Secretaría, en materia de impacto ambiental, las personas físicas o morales que pretendan realizar obras o actividades, públicas o privadas, que puedan causar desequilibrios ecológicos..."

En la fracción VII del mencionado artículo se menciona que deberán con este requisito las "Instalaciones de tratamiento; o eliminación de residuos peligrosos; .

Si se considera que el objetivo de una laguna de estabilización, es mejorar las condiciones de un afluente y con ello preservar el equilibrio ecológico y proteger el ambiente de un cuerpo receptor, también debe tomarse en cuenta que la introducción de un ecosistema como lo es una laguna de estabilización, provocará un cierto "desequilibrio" en el ecosistema original. Se formarán nuevos hábitats para organismos acuáticos como insectos, anfibios y aves, pero desaparecerán otros hábitats terrestres.

Posteriormente, en el Artículo 6 se menciona:

" Para obtener la autorización a que se refiere el artículo 5 del Reglamento el interesado, en forma previa a la realización de la obra o actividad de que se trate, deberá presentar a la Secretaría una manifestación de impacto ambiental." Por lo anterior, la EIA de las instalaciones de tratamiento se considera de competencia federal.

6.2.3 Identificación de los impactos a evaluar.

Muchos de los impactos pueden resultar triviales o de poca importancia para las decisiones que habrán de tomarse. En la práctica, la decisión dependerá de un pequeño grupo de rubros de gran importancia. Al definir el alcance, se determina cuáles son los rubros que pueden ser más importantes. Varios grupos, en particular quienes tomarán la decisión sobre el proyecto, la población local y la comunidad científica pueden estar interesados y ayudar a delinear los rubros que deberían considerarse.

Esta, aunque parezca muy sencilla a simple vista, es una de las partes más importantes y críticas de la EIA, ya que pueden considerarse impactos poco relevantes y dejarse de lado impactos realmente significativos que afecten directamente la construcción u operación del proyecto. Tal es el caso de impactos relacionados con factores políticos y sociales que muchas veces no se toman en cuenta, pero que en cierto momento pueden incluso detener el desarrollo del proyecto.

Recientemente, los impactos relacionados con estos dos factores tienen cada vez más peso sobre las decisiones, por lo que es necesario considerarlos desde las etapas iniciales del proyecto y promover la participación de representantes de estos sectores para conciliar los intereses de todos los involucrados en el proyecto.

Un enfoque muy práctico de esto, es analizar estudios de EIA de proyectos similares. Estos sirven como guía, pero debe recordarse que aunque se trate de otra laguna, por estar situada en otro lugar, sus impactos pueden no ser los mismos.

6.2.4 Métodos de EIA en las lagunas de estabilización.

Existe una clara diferencia entre las técnicas que se utilizan para prever los cambios individuales, como los modelos de dispersión Gausiana mediante los cuales pueden calcularse los niveles de contaminantes atmosféricos, y los métodos utilizados para evaluar los impactos ambientales. Estos métodos se utilizan para varias actividades: identificación de impactos, predicción, interpretación y comunicación.

A partir de los años 70's se desarrollaron diferentes métodos de EIA. Sin embargo, las más utilizadas son las listas de verificación, las matrices y las redes de interacción.

Las listas de verificación son las más simples. Funcionan como ayuda de memoria para asegurarse que ningún impacto importante deje de considerarse. Su desventaja es que se concentran únicamente en la identificación de los impactos, son muy cualitativas y poco prácticas como instrumento de comunicación y para la toma de decisiones.

Leopold y cols. En 1971 sugirieron el uso de matrices para la EIA. Estas son particularmente útiles para reflejar las interacciones que entre las actividades del proyecto y el ambiente. Environment Canadá en 1974 propuso una matriz modificada. Sin embargo, la matriz de Leopold es uno de los métodos más utilizados para presentar los resultados ya que considera la magnitud e importancia expresadas en una escala de 1 al 10.

Durante la identificación de los impactos, la matriz de Leopold resulta útil para definir todas las interacciones entre las actividades del proyecto y cada uno de los

factores ambientales. Posteriormente, puede utilizarse una segunda matriz más pequeña elaborada a partir de éstas interacciones.

El siguiente paso es asignar valores de magnitud e importancia a cada una de las interacciones. Cada cuadro de interacción se divide diagonalmente. En el triángulo superior se indica la magnitud del proyecto, es decir la extensión o escala y se le asigna un valor numérico del uno al diez, donde el diez representa una gran magnitud y el uno una muy pequeña.

La importancia de una interacción se indica en el triángulo inferior y también un valor del uno al diez. El valor numérico de la importancia se basará en el juicio subjetivo de un equipo interdisciplinario que esté participando en el estudio.

La suma de los valores de las filas y columnas proporciona una medida de la evaluación que resulta útil para interpretar los resultados y apoyar las recomendaciones.

La principal ventaja de las matrices es que constituyen un medio valioso para la comunicación de los impactos en términos de un despliegue visual entre las causas y efectos de los impactos.

Sorensen, también en 1971, desarrolló un método de redes de interacción. Este enfoque es muy efectivo para revelar impactos indirectos como ramificaciones de un cambio que pueden ser seguidas por cadenas de intermediarios.

Los tres métodos anteriores, lejos de contraponerse, pueden utilizarse en la identificación y evaluación de los impactos. Mientras que las listas de verificación se utilizan para la identificación, las redes se usan para descubrir las interacciones entre impactos primarios, secundarios y terciarios y las matrices para ponderar cada uno de esos impactos. Esta sistematización del proceso proporciona una herramienta de toma de decisiones más estructurada para disminuir una posible sobrevaloración o subvaloración de los impactos.

Otros métodos de evaluación

La sobreposición de mapas se han utilizado mucho en planeación ambiental, principalmente para proyectos lineales como introducción de tuberías de agua potable y residual, gasoductos y oleoductos, construcción de carreteras y líneas de ferrocarril. La distribución e intensidad de los impactos individuales se muestra en transparencias que se superponen para señalar los efectos de varios impactos agregados sobre ciertas áreas geográficas. Recientemente el uso de las computadoras ha facilitado mucho este proceso.

El uso de modelos de simulación en EIA se inició en 1978 bajo el nombre de Evaluación y Manejo Ambiental Adaptativo (AEAM, por sus siglas en inglés). Este tipo de enfoque es útil para prever los efectos de diversas alternativas de un proyecto o analizar las consecuencias ambientales y sociopolíticas de diferentes estrategias de manejo.

Estudios básicos

Es en este momento y no antes, cuando debe iniciarse la búsqueda de información relativa tanto al sitio del proyecto como a cada uno de los factores que se espera resultarán afectados. De otra manera la información inespecífica que puede recabarse resulta tan extensa como inútil.

Los estudios básicos o de línea base, constituirán la referencia contra la que se compararán los cambios esperados con motivo del proyecto. Estos datos constituyen un diagnóstico del estado actual del sitio. Incluye datos físicos, químicos, geológicos, biológicos, epidemiológicos, sociales y económicos de la zona de proyecto.

Evaluación de los impactos.

Una vez que se han identificado los impactos, cada uno de ellos debe evaluarse por separado para determinar, de acuerdo con los diferentes atributos o criterios, la magnitud del cambio esperado con respecto a su estado original. El objetivo es filtrar una vez más los impactos y darle un peso a cada uno de ellos y desechar aquellos que realmente no tienen gran importancia y escoger únicamente los que son críticos para el desarrollo del proyecto.

Los criterios para evaluar la importancia de un impacto puede clasificarse de acuerdo con la naturaleza del proyecto, la severidad y el potencial para su mitigación.

a) De acuerdo con la naturaleza del proyecto:

Probabilidad de ocurrencia. De acuerdo con proyectos similares, se le puede asignar un valor cualitativo (alta, media, baja)

Número de personas afectadas. Se incluirá tanto quienes se benefician con el proyecto, como quienes se afectarán de manera negativa.

Duración. El impacto es de corto, mediano o largo plazo.

b) De acuerdo con la severidad de los impactos, estos se clasifican de acuerdo con los siguientes criterios:

Sensibilidad local. Hasta qué punto la población local está al tanto del impacto. Como se percibe su importancia o ha sido una fuente de preocupación entre la comunidad.

Magnitud. Que tan serio es el impacto. Indica si se causarán grandes cambios a partir de la condición inicial.

c) De acuerdo con su potencial para mitigación, los impactos se evaluarán de acuerdo con su:

Reversibilidad. Indica si es posible regresar al estado original una vez que ha cesado la causa del impacto.

Costo económico. Este es un enfoque reciente y poco utilizado en México. Sin embargo, poco a poco se va haciendo más importante y determinante para la toma de decisiones. Ya no es suficiente con mencionar cuánta gente se beneficiará con la construcción de la laguna, sino que es necesario determinar en qué renglones de la economía se dejarán ver esos beneficios, ya sea como una disminución en la tasa de morbilidad infantil, como un incremento en la productividad de las cosechas o en la pesca, etc.

Sin embargo, no todos los impactos son tan fáciles de evaluar, existen algunos que no tienen representación en el mercado, como la creación de hábitats para las aves migratorias.

Por difícil que pueda parecer, todos los impactos tienen su representación económica. Para determinarlos es conveniente recordar que existe una simetría entre los costos y los beneficios: un beneficio perdido es un costo, mientras que un costo evitado es un beneficio.

CONCLUSIONES.

Creemos que es importante seguir promoviendo la instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales, en especial el sistema a base de lagunas de estabilización, ya que en localidades urbanas y regiones industriales evitarían trastornos ecológicos o desequilibrios en la capacidad natural de autodepurado de los cuerpos de agua.

Las plantas de tratamiento son componente obligado, dentro de los sistemas de alcantarillado, debido a las disposiciones legales que se han ido promulgando.

Cumpliendo con el objetivo de la presente tesis, justificamos que el tratamiento a base de lagunas de estabilización es la alternativa viable para tratar las aguas residuales de la región noroeste del país. Esta zona presenta las condiciones climáticas favorables, el área territorial apropiada y la infraestructura necesaria para proporcionar un funcionamiento eficiente y satisfactorio.

Es indispensable que las autoridades competentes exijan el cumplimiento de las disposiciones legales vigentes, que van encaminadas al control y conservación del medio ambiente. En especial al tratamiento y reuso del agua. Así como sancionar a quien haga caso omiso del marco legal.

Estamos de acuerdo que el ingeniero debe desarrollar una cultura ecológica y participar en el proceso para adquirirla de una manera activa. Asumir con plena conciencia que la formación ecológica ha estado ausente en las carreras de ingeniería. Deben unirse las acciones concretas para hacer surgir una verdadera cultura ecológica en este gremio de profesionales cuya participación en el desarrollo social ha sido y seguirá siendo fundamental.

Esperamos que este trabajo abra paso a nuevas líneas de investigación en el sistema de tratamiento lagunar. Actualmente la información existente es limitada, por lo que consideramos que el campo de investigación es sumamente amplio.

BIBLIOGRAFIA.

Aguirre M.J. y Gloyna E.F., Design guides for biological wastewater treatment process: waste stabilization pond performance, Center for Research in Water Resources, Technical Report No. CRWR-77, The University of Texas, Austin TX, USA.

APHA, Standard Methods for the examination of water and wastewater, 18th edition, New York, American Public Health Association, 1992.

Arthur, J.P., Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries, World Bank Technical Paper Number 7, USA, 106pp. 1983.

Buckteeg K, German experiences with sewage ponds, Water Science and Technology, 19(12), pp. 17-23, 1987.

Colli Misset J., Escalante Estrada V., Lagunas de estabilización en México: Una metodología para la evaluación de su funcionamiento, IMTA, México, 73pp. 1992.

Ellis K V., Stabilization ponds: design and operation, critical Reviews in Environmental Control, 13(2), pp. 69-102, 1983.

Estados Unidos Mexicanos, Norma Técnica Ecológica NTE-CCA-033/91, Diano Oficial de la Federación 6 de enero 97, 6-9.

Gloyna F.E., Waste Stabilization Ponds, World Health Organization, Geneva, 175 pp. 1971.

Hermann E.R. and Gloyna E.F., Waste stabilization ponds III: Formulation of design equations, Sewage and industrial wastes, 30(8) p. 963, 1958.

Juanico M. and Shelef G. The performance of stabilization reservoirs as a function of design and operation parameters, Water Science and Technology, 23 (Kyoto), pp. 1509-1516.

Kawai H. Descricao das avaliacoese de lagoas de estabilizacao no Brasil, Curso Internacional sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS/OPS, Documento DTIAPA, LAG24, 1981.

Mara D.D. y Pearson H.D., Waste stabilization Ponds: Design Manual for Mediterranean Europe, Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe, 1987.

Metcalf and Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse, 3rd ed, New York: McGraw Hill Publishing Co., 1991.

Rico Martínez M. Escalante Estrada V. Y García Ollervides J., Manual de Agua Potable y saneamiento (Lagunas de Estabilización), IMTA, México, 87 pp. 1992.

Yañez Cossio F. Lagunas de estabilización. Teoría, diseño, evaluación y mantenimiento, Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias, Ecuador, 421pp. 1992.

Estados Unidos Mexicanos, Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-001/97, Diario Oficial de la Federación, 6 enero 1997.

Estados Unidos Mexicanos, Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-002/98, Diario Oficial de la Federación, 3 de junio 1998.

Estados Unidos Mexicanos, Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-003/97, Diario Oficial de la Federación, 14 enero 1998.

Comisión Nacional del Agua CNA (1997) inventario nacional de tratamiento de aguas residuales municipales.