

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES; OBJETIVOS Y SELECCIÓN DE TECNOLOGÍAS EN FUNCIÓN AL TIPO DE REUSO

Ing. Guillermo León Suematsu

1. Antecedentes

En la Región de América Latina y el Caribe, durante la década de 1950 se trató de imitar la tecnología de los países desarrollados y se construyeron plantas con tratamiento primario (sedimentación) y secundario (tratamiento biológico con filtros o lodos activados), pero éstas no funcionaron bien. La mayoría operó por períodos limitados y casi nunca se llevó a cabo la cloración de los efluentes. Los lodos se manejaron deficientemente y con mucha frecuencia se descargaron en los mismos cuerpos de agua que se quería proteger. Muchas plantas terminaron por abandonarse y esta mala experiencia ha impedido la construcción sistemática de nuevas plantas para tratamiento de aguas residuales. Siempre hay consultores e ingenieros que repiten el intento de introducir el tratamiento de aguas servidas de tipo convencional. En algunos casos logran construir las obras, pero rara vez consiguen que éstas funcionen de manera eficiente y sobre todo continua. Pareciera que en los países de la Región no existe la cultura del tratamiento de las aguas residuales y menos aún el deseo de pagar para sostener estos servicios.

Los países de América Latina y el Caribe ven con cierta preocupación el deterioro progresivo de los recursos hídricos y la ineficacia de las tecnologías que los países desarrollados han utilizado para resolver este problema. Si el fracaso se debe a razones sociales y económicas (el ingreso per cápita de los países de América Latina y el Caribe está entre una décima y vigésima parte del correspondiente a los países desarrollados), la única alternativa que queda es el uso de las tecnologías apropiadas.

Se puede afirmar que durante la primera mitad del siglo XX en América Latina y el Caribe no hubo avances importantes en el tratamiento de aguas residuales. Con excepción de las letrinas y los tanques sépticos, las demás estructuras para la disposición de aguas residuales y excretas fracasaron tarde o temprano, con unas pocas excepciones. Lo anterior hizo que los municipios y los gobiernos no se sintieran estimulados a invertir en obras de tratamiento. Lo mismo sucedió con otros organismos del Estado que proveían estos servicios. A su vez, las autoridades responsables de controlar a las industrias no se sienten con suficiente autoridad moral y técnica para obligarlas a tratar sus desechos. Algunas veces se escucha el comentario de que estamos ante un problema que no sabemos cómo resolver. Lo grave es que hay que resolverlo y no podemos esperar alcanzar el nivel de vida de los países desarrollados para recién buscar la solución.

Existen posibilidades de resolver el problema con las tecnologías apropiadas, pero ello nos obliga a cambiar el enfoque del problema. Con las tecnologías apropiadas no se puede pensar en tratar las aguas y desinfectarlas (sistema convencional), resolviendo así los problemas ecológicos y de salud como hacen los países desarrollados. Primero debemos pensar en resolver el problema de los patógenos (es decir el problema de salud), reteniendo las aguas residuales en lagunas de estabilización.

En 1958 se comenzaron a usar en América Latina y el Caribe las lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales y se ha tenido mucho más éxito que con las plantas convencionales, estimándose en 1993 más de 3.000 lagunas de estabilización en esta Región. Su uso se ha popularizado y la gran mayoría de las lagunas continúan operando. El empleo de lagunas de estabilización obligó a romper con algunas tradiciones del tratamiento, entre ellas la guía "30/30" muy usada en los países

desarrollados, según la cual los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales deben tener una DBO y una concentración de sólidos suspendidos menor de 30 mg/l. Los efluentes de las lagunas de estabilización no necesariamente cumplen con estos requisitos, pero su calidad microbiológica es alta. Si lo que queremos es proteger la salud pública, las lagunas son una herramienta excelente.

2. Objetivo del tratamiento de aguas residuales. Tecnologías existentes

Las limitaciones de las lagunas de estabilización, principalmente las referidas al costo y disponibilidad de terreno, plantean la necesidad de contar con adecuados criterios para la selección de otras tecnologías. El objetivo de no patógenos será determinante en un proceso de ampliación de la cobertura de tratamiento que priorice las acciones de recuperación de la calidad microbiológica del recurso hídrico, principalmente de las fuentes de abastecimiento de agua.

Los métodos convencionales, tales como filtros biológicos, lodos activados, zanjas de oxidación, entre otros, tienen la desventaja de tener altos costos de inversión, dificultades de operación y mantenimiento, y requieren de desinfección para garantizar una calidad microbiológica comparable a las lagunas de estabilización. Por otro lado, las lagunas de estabilización requieren operación y mantenimiento mínimos ya que sus procesos biológicos son naturales y por lo tanto no necesitan equipo electromecánico, combustible ni energía eléctrica, adecuándose de esta forma a las posibilidades económicas, de espacio, valor de la tierra y de recursos de los países de la Región.

El requerimiento de terreno puede reducirse en lagunas en serie que incluyan lagunas anaerobias o aeradas para la remoción de materia orgánica (DBO), seguidas de lagunas facultativas que mejoren la calidad microbiológica.

El tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales mediante reactores anaerobios se ha desarrollado a escala mundial en los últimos años. Esta tecnología es particularmente atractiva en los países en desarrollo, ya que la energía necesaria para la operación de estos sistemas es mínima o nula comparada con los sistemas convencionales de tratamiento biológico aerobio. Adicionalmente, el gas metano que se genera en estos sistemas puede transformarse en energía aprovechable en la planta de tratamiento. Sin embargo, sus cortos períodos de retención hidráulica no permiten la remoción de patógenos, requiriéndose la desinfección o lagunas de estabilización en serie para mejorar la calidad microbiológica.

En general, todos estos sistemas no suelen tener la eficacia de las lagunas de estabilización para suprimir los huevos de helmintos. Es necesario investigar más la remoción en otros procesos como por ejemplo, el tratamiento con cal, la coagulación química y sedimentación, y la filtración en arena.

Eliminación esperada de microorganismos				
Proceso de tratamiento	Reducción de ordenes de magnitud			
	Reducción de unidades logarítmicas			
	Bacterias	Helminfos	Virus	Quistes
Sedimentación primaria				
Simple	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Con coagulación previa	1 - 2	1 - 3	0 - 1	0 - 1
Lodos activados	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Biofiltros	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Zanja de oxidación	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Desinfección	2 - 6	0 - 1	0 - 4	0 - 3
Laguna aturada	1 - 2	1 - 3	1 - 2	0 - 1
Lagunas de estabilización	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4

FUENTE: Fausch et al (1983)

Cuadro 1

Del cuadro 1 podemos observar que en el mejor de los casos, los procesos convencionales de tratamiento pueden remover dos órdenes de magnitud de bacterias equivalentes a un porcentaje de remoción de 99%. Las aguas residuales de tipo doméstico tienen bacterias del orden de 10^{10} por 100 ml. En América Latina, la concentración típica de coliformes fecales (CF) en las aguas residuales crudas es $10^8/100$ ml. Con un tratamiento convencional el efluente tendría una concentración de coliformes fecales de $10^6/100$ ml, lo que corresponde a un agua de muy mala calidad desde el punto de vista microbiológico, pero el tratamiento la ha clarificado y la ha hecho susceptible de ser desinfectada con cloro. Se podría afirmar entonces que el tratamiento convencional logra un objetivo de protección ecológica y además acondiciona el agua para la desinfección. La cloración de los efluentes de las plantas convencionales es la que cumple un objetivo de salud pública bien definido. Se hace este comentario porque mucha gente se enferma al ingerir organismos patógenos. Pero, ¿quién se enferma por ingerir agua con una alta DBO? ¿Es la remoción de DBO un objetivo de salud pública?

"La cloración de los efluentes de aguas residuales es una operación considerablemente más compleja e impredecible que la cloración en los sistemas de abastecimiento de agua. Es muy difícil mantener un nivel elevado, uniforme y predecible de desinfección eficaz en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, excepto las de mayor rendimiento"

Chambers (1971)

La desinfección de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales es un proceso cuya factibilidad es limitada a menos que se pueda garantizar los más altos niveles de gestión y vigilancia; una desinfección esporádica o insuficiente no asegura la protección de la salud. En cualquier caso, la cloración dejará totalmente ilesos a la mayoría de los huevos de helmintos y es probable que subsistan

los quistes de protozoos (Feachen et.al. 1993).

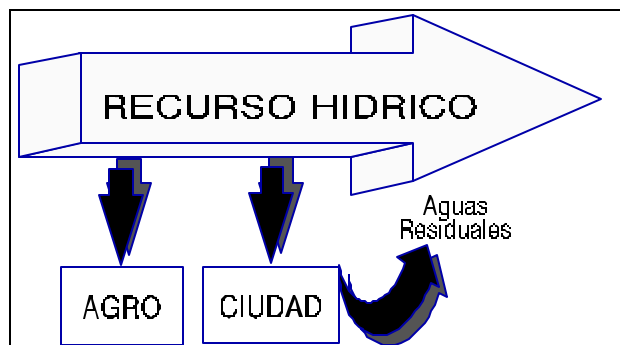


figura 2

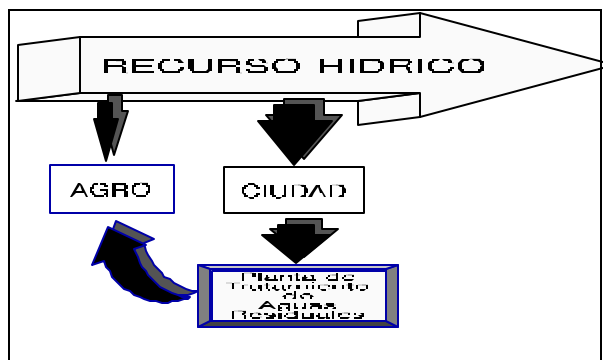


figura 3

El manejo del recurso hídrico involucra una serie de procesos que buscan la solución de conflictos entre los múltiples usuarios que dependen de un recurso compartido. La oferta de agua proviene generalmente de un sistema común cuenca hidrográfica y los excedentes de uso, así como de los efluentes vuelven a integrar el sistema. El gerenciamiento implica optimizar los usos del recurso hídrico mediante el consumo racional y una calidad aceptable, debiendo esta gestión maximizar con criterio de equidad los beneficios económicos, sociales y ambientales.

En este contexto, el tratamiento de las aguas residuales no puede desligarse del manejo integral del recurso hídrico. La ampliación de la cobertura de tratamiento que los países de la Región tendrán que asumir tarde o temprano debe hacerse mediante planteamientos creativos e integrales y no basados en conceptos estrechos, exclusivamente técnicos.

Los sistemas integrados de tratamiento y reuso facilitan la optimización de los recursos hídricos, ya que al usar aguas residuales para fines acuícolas o de riego se permite que volúmenes importantes de agua limpia o potable se destinen al consumo humano.

3. Lagunas de estabilización - aspectos básicos

Una laguna de estabilización es una estructura simple para embalsar aguas residuales con el objeto de mejorar sus características sanitarias. Las lagunas de estabilización se construyen de poca profundidad (2 a 4 m) y tienen períodos de retención relativamente grandes, por lo general de varios días.

Cuando las aguas residuales se descargan en lagunas de estabilización, ocurre en forma espontánea un proceso conocido como autodepuración o estabilización natural mediante fenómenos de tipo físico, químico, bioquímico y biológico. Este proceso se lleva a cabo en casi todas las aguas estancadas con alto contenido de materia orgánica putrescible o biodegradable.

Los parámetros más utilizados para evaluar el comportamiento de las lagunas de estabilización y sus

efluentes son la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) que caracteriza la carga orgánica; y el número más probable de coliformes fecales (NMP CF/100 ml) que indica la contaminación microbiológica. También tienen importancia los sólidos totales, sedimentables, en suspensión y disueltos.

Cuando la carga orgánica aplicada a las lagunas es baja (<300 kg de DBO/ha/día) y la temperatura ambiente varía entre 15 y 30 °C en el estrato superior de la laguna, suelen desarrollarse poblaciones de algas microscópicas (clorelas, euglenas, etc.) que, en presencia de la luz solar, producen grandes cantidades de oxígeno y hacen que haya una alta concentración de oxígeno disuelto que en muchos casos llega a valores de sobresaturación. La parte inferior de estas lagunas suele estar en condiciones anaerobias. Estas lagunas con cargas orgánicas bajas reciben el nombre de facultativas. Cuando la carga orgánica es muy grande, la DBO excede la producción de oxígeno de las algas (y de la aeración superficial) y la laguna se torna totalmente anaerobia.

Es conveniente que las lagunas de estabilización trabajen bajo condiciones definidamente facultativas o exclusivamente anaerobias, ya que el oxígeno es un tóxico para las bacterias anaerobias que realizan el proceso de degradación de la materia orgánica y la falta de oxígeno hace que desaparezcan las bacterias aerobias que realizan este proceso. Por consiguiente, se recomienda diseñar las lagunas facultativas (a 20 °C) para cargas orgánicas menores de 300 kg DBO/ha/día y las lagunas anaerobias para cargas orgánicas mayores de 1.000 kg de DBO/ha/día. Cuando la carga orgánica aplicada se encuentra entre los dos límites antes mencionados, se pueden presentar malos olores y la presencia de bacterias formadoras de sulfuros. El límite de carga para las lagunas facultativas aumenta con la temperatura.

Las lagunas de estabilización con una gran relación largo-ancho (largo-ancho > 5) reciben el nombre de lagunas alargadas. Estas lagunas son muy eficientes en la remoción de carga orgánica y bacterias patógenas, pero deben estar precedidas por dos o más lagunas primarias que retengan los sólidos sedimentables. Estas lagunas primarias evitan suspender la operación de las lagunas alargadas para llevar a cabo la remoción periódica de lodos.

Las lagunas que reciben agua residual cruda son lagunas primarias. Las lagunas que reciben el efluente de una primaria se llaman secundarias; sucesivamente, las lagunas de estabilización se pueden llamar terciarias, cuaternarias, quinquenarias, etc. A las lagunas que reciben efluentes de las secundarias, también se les suele llamar lagunas de acabado, maduración o pulimento. Siempre se debe construir por lo menos dos lagunas primarias (en paralelo) con el fin de que una se mantenga en operación mientras se hace la limpieza de los lodos en la otra.

El proceso que se lleva a cabo en las lagunas facultativas es diferente del que ocurre en las lagunas anaerobias. Sin embargo, ambas son efectivas para estabilizar la materia orgánica y reducir los organismos patógenos de las aguas residuales. La estabilización de la materia orgánica se realiza a través de organismos aerobios cuando hay oxígeno disuelto en el agua, y de organismos anaerobios cuando en la misma no hay oxígeno disuelto; estos últimos aprovechan el oxígeno originalmente presente en las moléculas de la materia orgánica que están degradando. Existen algunos organismos con capacidad de adaptación a ambos ambientes, los cuales reciben el nombre de facultativos.

3.1 **Proceso aerobio**

El proceso aerobio se caracteriza porque la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo en una masa de agua que contiene oxígeno disuelto. En este proceso participan bacterias aerobias o facultativas y origina compuestos inorgánicos que sirven de nutrientes a las algas, las cuales a su vez producen más oxígeno y permiten la actividad de las bacterias aerobias. Existe pues una simbiosis entre bacterias y algas que facilita la estabilización aerobia de la materia orgánica. El desdoblamiento de la materia orgánica se lleva a cabo con intervención de enzimas producidas por las bacterias en sus procesos vitales.

A través de estos procesos bioquímicos en presencia de oxígeno disuelto, las bacterias logran el desdoblamiento aerobio de la materia orgánica. El oxígeno consumido es parte de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

A través de procesos inversos a los anteriores, en presencia de la luz solar, las algas utilizan los compuestos inorgánicos para sintetizar materia orgánica que incorporan a su protoplasma. A través de este proceso, conocido como fotosíntesis, las algas generan gran cantidad de oxígeno disuelto.

Como resultado final, en el estrato aerobio de una laguna facultativa se lleva a cabo la estabilización de la materia orgánica putrescible (muerta) presente en las aguas residuales, la cual se transforma en materia orgánica (viva) incorporada al protoplasma de las algas.

En las lagunas de estabilización el agua residual no se clarifica como en las plantas de tratamiento convencional pero sí se estabiliza, pues las algas son materia orgánica viva que no ejerce DBO.

3.2 **Proceso anaerobio**

Las reacciones anaerobias son más lentas y pueden originar malos olores. La condición es anaerobia cuando el consumo de oxígeno disuelto es mayor que la incorporación del mismo a la masa de agua por la fotosíntesis de las algas o por la aeración superficial. La aplicación de una carga superficial muy alta hace que desaparezcan las algas y el oxígeno disuelto y que la laguna se torne de color gris oscuro. El desdoblamiento de la materia orgánica ocurre en forma más lenta y se generan malos olores por la producción de sulfuro de hidrógeno. En la etapa final del proceso anaerobio se presentan las cinéticas conocidas como acetogénica y metanogénica.

3.3 **El plancton y las lagunas facultativas**

Las algas desempeñan un importante papel en el proceso biológico de las lagunas de estabilización pues producen oxígeno molecular, elemento vital para las bacterias que participan en la oxidación bioquímica de la materia orgánica.

La presencia de las algas en niveles adecuados asegura el funcionamiento de la fase aerobia de las lagunas. Cuando se pierde el balance requerido, se corre el riesgo de que predomine la fase anaerobia, lo que reduce la eficiencia del sistema.

En las lagunas primarias facultativas predominan las algas flageladas (*Euglena*, *Psyrobotrys*, *Chlamydomonas*). En las lagunas secundarias se incrementa el número de géneros y la densidad de algas, y predominan las algas verdes (*Chlorella*, *Scenedesmus*). En las lagunas terciarias se presenta mayor número de géneros de algas, entre las cuales predominan las algas verdes (*Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Microactinium*). En muchos casos se ha observado el predominio de algas verde-azules (Rao, 1980; Uhlman, 1971). El predominio de géneros varía según la temperatura de la estación.

El zooplancton de las lagunas de estabilización está conformado por cuatro grupos mayores: ciliados, rotíferos, copépodos y cladoceros. Ocasionalmente se presentan amebas de vida libre, ostracodos, ácaros, turbelarios, larvas y pupas de dípteros. La mayoría de individuos de estos grupos solo están en las lagunas de estabilización durante algún estadio evolutivo y raramente tienen importancia cualitativa.

Los rotíferos predominan durante los meses de verano. Dentro de este grupo, el género *Brachionus* se presenta con mayor frecuencia y es el más resistente en condiciones extremas. Cuando el número de rotíferos se incrementa a niveles superiores de los normales, se observa un efecto negativo en la calidad del agua, pues aumentan los niveles de amonio, ortofosfato soluble, nitratos y nitritos. Así mismo, la presencia de un gran número de estos organismos que consumen algas, disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el agua a niveles de riesgo. Los copépodos no presentan variaciones estacionales y el género predominante es *Cyclops*. Los géneros predominantes de cladoceros son *Moína* y *Daphnia* y en los ciliados son *Pleuronema* y *Vorticella*.

4. Decaimiento de los organismos patógenos

4.1 **Remoción de bacterias: procesos de transformación bioquímica**

Tanto en las lagunas de estabilización facultativas como en las anaerobias se presenta un decaimiento de la concentración de bacterias patógenas que se mide a través del decaimiento de los coliformes fecales. Esta razón de decaimiento es muy baja, por ello, para lograr efluentes de buena calidad microbiológica, las lagunas de estabilización necesitan períodos de retención muy grandes (de 5 a 30 o más días), según las características del agua residual, de la temperatura, de la radiación solar, y del uso que se le dará a los efluentes.

La velocidad real a la que desaparecen las bacterias en una laguna de estabilización se representa como el valor de la constante K_b . Cuando se desarrolla una ecuación que describe la relación entre el valor de K_b y las diferentes variables que influyen en este valor, se debe comprender el mecanismo subyacente a la eliminación de bacterias. A pesar de la abundante investigación y especulación al respecto, estos mecanismos todavía no están completamente esclarecidos. Gracias a los estudios publicados sobre el tópico, es posible describir los siguientes factores que influyen en el decaimiento bacteriano:

temperatura del agua
radiación solar
valor de pH
DBO y nutrientes
oxígeno disuelto
concentración de algas
competencia y predación
sedimentación.

4.2 **Temperatura del agua**

Con relación a los factores que influyen en el decaimiento bacteriano, la temperatura del agua es quizás el más conocido. La elevación de la temperatura aumenta el decaimiento bacteriano presuntamente por incremento de la actividad metabólica, lo que origina mayor susceptibilidad a las sustancias tóxicas (Pearson et al., 1987). El aumento de la temperatura también hace que los predadores se multipliquen más rápidamente y por ello el número de bacterias disminuye más velozmente (Gloyne, 1971). Otro papel importante de la temperatura es que mientras mayor sea, hay más crecimiento de algas. Como se describirá más adelante, un aumento en la concentración de algas mejora la eficiencia del tratamiento de la laguna con relación a la remoción de bacterias.

4.3 **Radiación solar**

La radiación solar puede tener un efecto directo e indirecto sobre el decaimiento bacteriano. El efecto indirecto es que las algas crecen más rápidamente mientras mayor sea la intensidad de la luz. Por sí solo, el aumento del número de algas es importante para el decaimiento bacteriano.

El efecto directo es la formación de sustancias tóxicas de oxígeno causadas por la luz. Se ha demostrado que las sustancias húmicas, comunes en el desagüe y en las lagunas de estabilización, absorben luz solar, pasan esta energía al oxígeno y originan formas tóxicas de oxígeno (radicales de oxígeno libre, peróxido de hidrógeno y probablemente superóxido y radicales hidroxilo). Estas formas de oxígeno dañan y destruyen a las bacterias en las lagunas. Se encontró que el daño ocasionado por la luz a los coliformes fecales, proceso conocido como fotooxidación, es completamente dependiente del oxígeno. Este mecanismo actúa sinérgicamente con un pH elevado, tal vez debido a que las formas tóxicas dañan la membrana interna de los coliformes fecales. No es sorprendente encontrar que la fotooxidación se vea afectada por la luz, pH y la concentración del oxígeno disuelto (Curtis et al. 1992). Curtis concluye también que la luz destruye más coliformes fecales en lagunas turbias que en lagunas claras, si las lagunas turbias tienen un pH suficientemente alto y oxígeno disuelto.

4.4 **Valor de pH**

Diferentes investigaciones sugieren que un valor de 9 o más de pH podría desempeñar un papel

crítico en el aceleramiento del decaimiento bacteriano (Pearson et al. 1987; Perhad y Rao 1974; Saqqar y Pescod 1991). Un valor de 9 o más de pH (algunas veces se ha reportado 9,5) es letal para los coliformes fecales. Pero también por debajo de este nivel pueden ocurrir reducciones considerables de coliformes fecales y se puede encontrar una relación entre el incremento de la velocidad del decaimiento bacteriano y elevados niveles de pH (Curtis et al. 1992).

4.5 **DBO y nutrientes**

Las bacterias requieren formas orgánicas de carbón y nitrógeno, lo cual implica que una escasez de substrato orgánico podría reducir el número de coliformes (Saqqar y Pescod 1991). Saqqar y Pescod (1992b) postularon que la carga orgánica por sí sola no influye en la remoción de coliformes, sino a través de cambios ambientales asociados a ella. Por lo tanto, el parámetro estará representado por cambios en los otros parámetros. Esto permite postular que las últimas lagunas en una serie tenderán a reducir más coliformes durante el mismo período de retención que las lagunas anaerobias o facultativas que estén al principio de la serie. En general, las últimas lagunas en una serie tendrán menos DBO, DQO y concentración de sólidos suspendidos totales (esto es diferente cuando se combina con el crecimiento de algas. Ver acápite 4.7 sobre concentración de algas).

4.6 **Oxígeno disuelto**

Como se ha indicado bajo la radiación solar, la existencia de formas tóxicas de oxígeno es importante para el decaimiento bacteriano. Es evidente que las altas concentraciones de oxígeno disuelto tienen un efecto positivo sobre la formación de compuestos tóxicos de oxígeno. El papel del oxígeno disuelto no se menciona frecuentemente en la literatura. Curtis et al. (1992) es una excepción y ha desarrollado un modelo que incorpora la importancia del oxígeno en las lagunas.

4.7 **Concentración de algas**

La influencia de las algas en el decaimiento bacteriano no es directa. El efecto más importante para las bacterias está determinado por la relación de las algas y otros factores, especialmente el pH, oxígeno disuelto y la penetración de luz en las lagunas. Durante el día las algas producen oxígeno y absorben CO₂. Estos procesos metabólicos dependen de la luz e incrementan los niveles de oxígeno disuelto y pH. Durante el día las algas también producen biomasa y la concentración total de algas aumenta. Su incremento ocasiona mayor turbiedad, lo cual dificulta la penetración de la luz a través de la columna de agua.

La importancia de las algas también ha sido demostrada por Pearson et al. (1987). Ellos encontraron que dos lagunas bajo las mismas condiciones (solo una con *Daphnia*) dieron diferentes resultados de tratamiento. La investigación demostró que la *Daphnia* se alimentaba con microalgas, por lo cual disminuía su concentración en la laguna. El efecto redujo el valor de pH durante las horas del día e incrementó la penetración de la luz superficial, al menos en los primeros 20 cm. El efluente de esta laguna contenía una concentración significativamente más alta de coliformes fecales.

4.8 Competencia y predación

Las bacterias provenientes de las aguas residuales forman parte de la cadena alimenticia de la laguna y gran número de ellas son consumidas por protozoarios u otras formas más evolucionadas de vida animal. Algunos bacteriófagos específicos también destruyen organismos fecales (Gloyna, 1971). En el ambiente de la laguna hay competencia por los nutrientes disponibles y cuando hay una escasez relativa de nutrientes las bacterias fecales ofrecen una competencia menos fuerte a los otros organismos de la laguna.

4.9 Sedimentación

La remoción de patógenos puede darse por sedimentación o adsorción de partículas sedimentables. Probablemente la sedimentación de bacterias desempeña un papel solo si éstas son adsorbidas en grandes partículas.

4.10 Remoción de parásitos

Las aguas residuales están contaminadas por una fuerte carga de organismos patógenos excretados por individuos enfermos o portadores sanos. Entre estos agentes patógenos se encuentran los protozoos y los helmintos que parasitan al hombre y son evacuados con las heces y esputo. En menos cantidad se encuentran los parásitos propios de animales, pero que pueden ser causa de zoonosis parasitarias.

Shuval y otros investigadores (1978) han estimado la posible concentración de huevos de helmintos en aguas residuales. Si se toma como base un sistema convencional de abastecimiento de agua en el que cada persona produce 100 litros de agua residual por día y se asume una producción de huevos por los parásitos según Craig y Faust (1970), en un área endémica en la cual el 10% de la población está infectada con *Ascaris*, *Trichuris* y *Ancylostoma*, se calcula que en un litro de agua residual podrían existir cerca de 200 huevos de *Ascaris*, 25 huevos de *Ancylostoma* y 6 huevos de *Trichuris*.

En el desagüe municipal de una zona endémica de la India, Lakshminarayana y Abdallupa (1972) reportan por litro 200 huevos de uncinaria y cerca de 1.000 huevos de *Áscaris*. En Suecia, en 22 muestras de agua residual se reportaron los siguientes niveles de parásitos: *Dhiphyllobothrium latum* 100%, *Taenia* 45%, *Ascaris* 27% y *Toxocora* 27% (Graham, 1981).

En Perú, en desagües de la ciudad de Tacna se detectaron los siguientes parásitos: *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Ascaris lumbricoides*, *Hymenolepis nana*, *Isoospora hominis*, *Strongyloides stercoralis*, *Trichuris trichiura*, *Isoospora belli*. En Lima, San Juan de Miraflores, se reportó la presencia de *G. lamblia*, *E. coli*, *E. nana*, *E. histolytica*, *Iodamoeba butschlii*, *A. lumbricoides*, *H. nana*, *T. trichiura*, *S. stercoralis* y *Dyphyllobotrium* (Binnie, 1971; Yáñez 1980). En muestras de aguas residuales de los distritos San Juan, Callao y San Martín de Porres, de Lima-Perú se observó que los protozoarios más frecuentes fueron: *Giardia lamblia* (30,7%) y *Entamoeba coli* (47,3%), y entre los helmintos *Ascaris lumbricoides* (29,7%) (Castro, 1990).

La presencia de parásitos en las aguas residuales es uno de los factores de riesgo más importantes en los países con alta incidencia de parasitosis, ya que estos organismos pueden infectar a la población a través de las fuentes de agua de consumo y de riego. Ante esta realidad epidemiológica de nuestros países, es de vital importancia que las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales sean eficientes en la remoción de estos organismos. Ésta es otra característica atractiva de las lagunas de estabilización: su gran eficiencia en la remoción de parásitos.

La remoción de los parásitos en lagunas de estabilización se obtiene por la sedimentación de los quistes de protozoos y huevos de helmintos. En el cuadro 2 se muestran las velocidades de sedimentación de algunos de los enteroparásitos más comunes en las aguas residuales.

Cuadro 2
Velocidad teórica de sedimentación de quistes y huevos de helmintos

Especie	Características de los quistes y huevos			Velocidad de sedimentación (m/hora)
	Tamaño (µ)	Densidad (g/cm ³)	Forma	
Protozoos <i>Entamoeba histolytica</i>	150 x 50	1,055	Cilíndrica	12.55
Helmintos				
<i>Ascaris lumbricoides</i>	55 x 40	1,11	Esférica	0.65
<i>Uncinarias</i>	60 x 40	1,055	Esférica	0.30
<i>Schistosoma sp.</i>	150 x 50	1,18	Cilíndrica	12.55
<i>Taenia saginata</i>	30	1,1	Esférica	0.26
<i>Trichuris trichiura</i>	50 x 22	1,5	Cilíndrica	1.53

Los factores que pueden influir en el tiempo de sedimentación de los parásitos son el movimiento de las aguas, el flujo no uniforme, y la presencia de detergentes y material flotante, entre otros.

Se han realizado numerosos trabajos de investigación referentes al tiempo de remoción de los parásitos en las lagunas de estabilización. Wachs (1961) refiere una remoción efectiva de los quistes de *Entamoeba histolytica* en 20 días. Arceivala (1970), en la India, reporta la obtención de efluentes libres de parásitos en lagunas de estabilización divididas en tres celdas y un tiempo de retención de 6 días. Sin embargo, mencionan la presencia de un número significativo de larvas rhabditoides de *Ancylostoma duodenale*. En las lagunas de estabilización de San Juan de Miraflores de Lima, Perú, se ha verificado que con lagunas facultativas primarias se puede remover 100% de huevos de helmintos y

quistes de protozoos con período de retención entre 8 a 15 días, siendo el período recomendado por la OMS de 10 días. Estudios de laboratorio indican que las condiciones de anaerobiosis destruyen los huevos de uncinarias; ello sugiere que la inclusión de anaerobiosis, proceso que se observa en los estratos inferiores de las lagunas facultativas, reforzaría la efectividad del tratamiento, obteniéndose un efluente libre de helmintos (Kazuyoshi, 1972).

5. Lagunas de estabilización submodelo hidráulico

5.1 Modelos hidráulicos para el dimensionamiento de lagunas de estabilización

Basados en condiciones cinéticas de primer orden y suponiendo condiciones completamente mezcladas, Marais (1974) propuso un modelo para la remoción de bacterias en lagunas en las cuales la constante de decaimiento de primer orden depende de la temperatura. Otros modelos de remoción de coliformes consideran también reacciones de primer orden en las cuales la tasa de decaimiento depende de la temperatura.

En términos de eficiencia, la importancia de las características de mezclado, es decir, de cortocircuitos hidráulicos, la estabilidad y la dispersión para el tratamiento de aguas residuales, fue reconocida por Camp (1945) hace más de 40 años cuando trabajó en el diseño de una laguna. La figura 4 es un gráfico adimensional de dispersión de un reactor de volumen (V) y caudal de ingreso (Q). La escala horizontal es la razón entre el tiempo (t) en el cual aparece una cierta concentración del trazador y el tiempo de retención ($PR = V/Q$); la escala vertical es la razón entre la concentración del trazador (C) y la concentración que se obtendría si el trazador se mezclara instantáneamente con todo el contenido del reactor (C_0).

La curva A es una curva teórica para una dispersión ideal en la cual el afluente se dispersa instantánea y uniformemente por todo el tanque (completamente mezclado), mientras que la línea vertical en F representa lo que podría ocurrir en un reactor idealizado en el cual la velocidad del flujo es siempre la misma (flujo tipo pistón). Las curvas B, C, D y E muestran los flujos característicos bajo condiciones parcialmente mezcladas. De manera similar, los modelos de flujo hidráulico que se cumplen en los estanques con una gran razón de longitud y ancho (L/W)¹, normalmente se ubican entre los completamente mezclados y los de flujo tipo pistón.

Las lagunas con coeficientes relativamente altos de L/W se aproximan a las características de mezcla de las curvas E y F, y son más deseables puesto que la ocurrencia de cortocircuitos será mínima y permite una mayor eficiencia en la remoción de microorganismos entéricos.

¹

Longitud de la laguna (L)
Ancho de la laguna (W)

Figura 4

Curvas de dispersión

La inclusión de las características de dispersión en las ecuaciones de diseño de lagunas de estabilización producen mejores resultados en la predicción de la calidad de sus efluentes, porque ellas dan razón de los fenómenos hidráulicos que ocurren en la laguna, v.g. forma de la laguna, velocidad del flujo, cortocircuitos y dispositivos de entrada y salida. Sin embargo, el uso del modelo de flujo disperso no da razón de la existencia de zonas muertas o estancadas, las cuales reducen el volumen efectivo de lagunas con bajas relaciones L/W. El número de dispersión de flujo (d) puede expresarse como:

$$d = \frac{D}{U.L}$$

donde

- D = coeficiente de dispersión longitudinal o axial que caracteriza el grado de mezcla en el flujo, m²/día
U = velocidad del flujo, m/día
L = longitud del paso del fluido desde el afluente hasta el efluente, m

Las fórmulas para las condiciones de mezcla completa y de flujo pistón, suponiendo cinéticas de primer orden, condiciones estables y falta de pérdidas debido a la evaporación y la infiltración, se muestran en las ecuaciones 2 y 3, respectivamente.

$$N = \frac{N_o}{1 + K_b.PR} \quad (2)$$

$$N = N_o.e^{(-K_b.PR)} \quad (3)$$

donde

- N = número de coliformes fecales en el efluente, N /100 ml
N_o = número de coliformes fecales en afluente, N /100 ml
K_b = tasa de mortalidad de coliformes fecales, día⁻¹

La ecuación (2) se ha usado para diseñar lagunas de estabilización para la remoción de coliformes fecales. Marais encontró que el valor de K_b para la reducción de coliformes fecales sería:

$$K_{bT} = 3.6 \times (1.19)^{(T-20)} \quad (4)$$

donde

- T = temperatura del agua de la laguna en el mes más crítico o mes más frío, °C

Puesto que normalmente las lagunas de estabilización se diseñan en serie, Marais encontró que para alcanzar el máximo decaimiento bacterial, todas las lagunas deberían ser del mismo tamaño, y aplica la siguiente ecuación:

$$N = \frac{N_0}{(1 + Kb.PR)^n} \quad (5)$$

donde

n = número de lagunas en serie.

Considerando el flujo parcialmente mezclado bajo condiciones estables, para la reducción de microorganismos puede utilizarse el modelo de flujo disperso, en el cual el modelo de transporte de un contaminante está afectado por la dispersión convectiva en la dirección del flujo y en el otro sentido por la difusión molecular axial. Para una correcta aplicación de este modelo se debe cumplir con la restricción de que el contaminante considerado y la velocidad de reacción estén descritos adecuadamente por los dos mecanismos de transporte indicados. Esta aplicación es correcta para la reducción de bacterias en una laguna de estabilización en donde la población microbiana está directamente asociada con el fluido.

La base matemática de este modelo parte del balance de masas de un contaminante alrededor de un volumen infinitesimal -dV- de un reactor y toma en cuenta los dos fenómenos de transporte de masa indicados. Para el caso de bacterias se puede expresar de la siguiente forma:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = D \frac{\partial^2 N}{\partial X^2} - U \frac{\partial N}{\partial X} - Kb.N \quad (6)$$

donde

X = coordenada en la dirección del flujo, m

t = tiempo, días

En la ecuación (6) el primer término de la derecha es la dispersión por difusión molecular (en la práctica se utiliza el término dispersión), el segundo término es la dispersión convectiva (llamado también transporte convectivo) y el tercero es la remoción del contaminante, en este caso la mortalidad de las bacterias. Esta ecuación es conocida como "modelo de flujo pistón con dispersión axial" o "modelo de flujo disperso".

La ecuación diferencial anterior fue desarrollada por Wehner y Wilhelm (1956) con el criterio de continuidad en la entrada y salida del reactor, ubicando adecuadamente el submodelo hidráulico de un reactor entre los límites de mezcla completa y flujo tipo pistón. Esta solución se expresa en la siguiente ecuación aplicada para bacterias:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4ae^{(1/2d)}}{(1+a)^2 e^{(a/2d)} - (1-a)^2 e^{(-a/2d)}} \quad (7)$$

donde

$$a = \sqrt{1 + 4.Kb.PR.d}$$

Para facilitar el uso de la ecuación (7) en la figura 5 se muestra la relación entre los valores de Kb.PR y los porcentajes de reducción de bacterias. Se puede ver que para alcanzar condiciones completamente mezcladas, el valor de "d" en una laguna debería ser por lo menos 5. Por otro lado, se observa que cuanto menor es el valor de "d", para un mismo valor de Kb.PR se obtiene una mayor remoción de bacterias. Las lagunas que se aproximan a las condiciones de flujo tipo pistón (valores bajos de d) tienen obviamente menos cortocircuitos y proporcionan más tiempo para las reacciones, produciéndose un tratamiento más eficaz. Lo opuesto se da en lagunas que se aproximan a las condiciones de mezcla completa.

En lagunas de estabilización, el valor de d raras veces excede el valor de 1 debido a las bajas cargas hidráulicas. Thirumurthi (1969) recomienda simplificar la ecuación (7) dado que el valor de d en lagunas de estabilización generalmente es menor de 2. La ecuación (8) es la versión simplificada propuesta por Thirumurthi y el error relativo en su aplicación no es significativo siempre que el valor de d sea menor de 2.

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4ae^{[(1-a)/2d]}}{(1+a)^2} \quad (8)$$

La principal dificultad para usar la ecuación (7) o simplificarla (8) es que se debe conocer el factor de dispersión d. En lagunas en operación, este factor puede determinarse mediante pruebas de trazadores.

Figura 5

Polprasert y Bhattarai (1985) desarrollaron un modelo de predicción del factor de dispersión mediante la ecuación siguiente:

$$d = \frac{0.185 [PR \cdot \nu \cdot (W + 2Z)]^{0.489} W^{1.511}}{(LZ)^{1.489}} \quad (9)$$

donde

ν = viscosidad cinemática del agua, m²/día
Z = profundidad de la laguna, m

Sáenz (1987) ha transformado la ecuación (9) para expresar la viscosidad cinemática en función de la temperatura del agua (T), en C, quedando entonces:

$$d = \frac{1.158 [PR(W + 2Z)]^{0.489} W^{1.511}}{(T + 42.5)^{0.734} (LZ)^{1.489}} \quad (10)$$

5.2 Validación del modelo de flujo disperso para la predicción de la remoción de coliformes fecales en lagunas de estabilización

El indicador principal para la vigilancia de la calidad bacteriológica son los coliformes fecales. Las ventajas de su aplicación como indicador de remoción de bacterias patógenas en lagunas de estabilización han sido comprobadas en estudios a nivel mundial y en el Perú a través de las experiencias desarrolladas en las lagunas de San Juan de Miraflores en Lima (Yáñez y colaboradores, 1980). Como es de suponer, los modelos de remoción de bacterias están en su mayoría orientados a coliformes fecales.

Para la exitosa aplicación de esta tecnología es necesario entender los fenómenos que gobiernan la eficiencia de remoción de las lagunas de estabilización y que tal conocimiento se traduzca en modelos de predicción simples que sirvan como herramienta para la operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales, sin que esto signifique que se desestime un programa de vigilancia y control mínimos. Se debe tomar en consideración que los programas de vigilancia y control, por sí solos, no permiten una toma de decisión inmediata, ya que ésta debe esperar los tiempos que tomen los ensayos de laboratorio, v.g. DBO (5 días), coliformes fecales (4 días con el medio lauril triptosa). Por otro lado, todo cambio en el caudal de ingreso produce una modificación estable en la calidad del efluente, probablemente, después de un tiempo similar al del período de retención real de las lagunas de estabilización. Se debe mencionar, además, que los modelos de calidad del agua deben estar asociados a un adecuado submodelo hidráulico que no solo incorpore el balance hídrico, sino también los tiempos de retención promedio reales.

El modelo de flujo disperso surge como una alternativa al usado tradicionalmente para bacterias que es

el de mezcla completa. Su aplicación ha sido investigada y recomendada por Dissanayake,(1981); Yáñez,(1986); Polprasert y Bhattarai, (1985); y Sáenz (1987). Este modelo ha sido utilizado en las fases III y IV del Proyecto de Acuicultura de San Juan de Miraflores con el fin de estimar el período de retención necesario para reducir los niveles de coliformes fecales en los efluentes de las lagunas de estabilización que abastecen una unidad experimental piscícola.

Se determinó la regulación de caudales de ingreso a las lagunas para lograr una calidad microbiológica constante en los efluentes del sistema, tomando en cuenta la temperatura del agua promedio. Los caudales se calcularon con ayuda del modelo de dispersión; el éxito logrado permite asegurar que dicho modelo es una gran herramienta para la operación de lagunas. Para la calibración del modelo se han procesado tasas de mortalidad evaluadas en el proyecto Evaluación de las Lagunas de Estabilización de San Juan, Fase II (1981-1982), para lagunas facultativas primarias, secundarias y terciarias, reportadas por Yáñez (1986), y las evaluadas en el proyecto Evaluación Microbiológica y Toxicológica sobre Reuso de Aguas Residuales en Riego (1986-1988). Con estos datos y tomando en cuenta la temperatura promedio del agua, se han establecido las siguientes relaciones para tasas de mortalidad neta de coliformes fecales (Kb):

Lagunas primarias :

$$Kb = 0.477 \times 1.18^{(T-20)} \quad (11)$$

Lagunas secundarias :

$$Kb = 0.904 \times 1.04^{(T-20)} \quad (12)$$

Lagunas terciarias :

$$Kb = 0.811 \times 1.09^{(T-20)} \quad (13)$$

Se debe mencionar que para el caso de lagunas terciarias solo se contó con tres datos, los que no son suficientes. Sin embargo, la ecuación (13) nos brinda una estimación del orden de magnitud y tendencia. La figura 6 muestra las relaciones mencionadas en función de la temperatura del agua. Los mecanismos de remoción de bacterias son diferentes para cada nivel de tratamiento por las condiciones ambientales diferentes, v.g. variaciones de pH, oxígeno disuelto, nutrientes disponibles, bacterias adheridas a sólidos sedimentables, etc., y en cada nivel de tratamiento predominarán mecanismos de remoción diferentes.

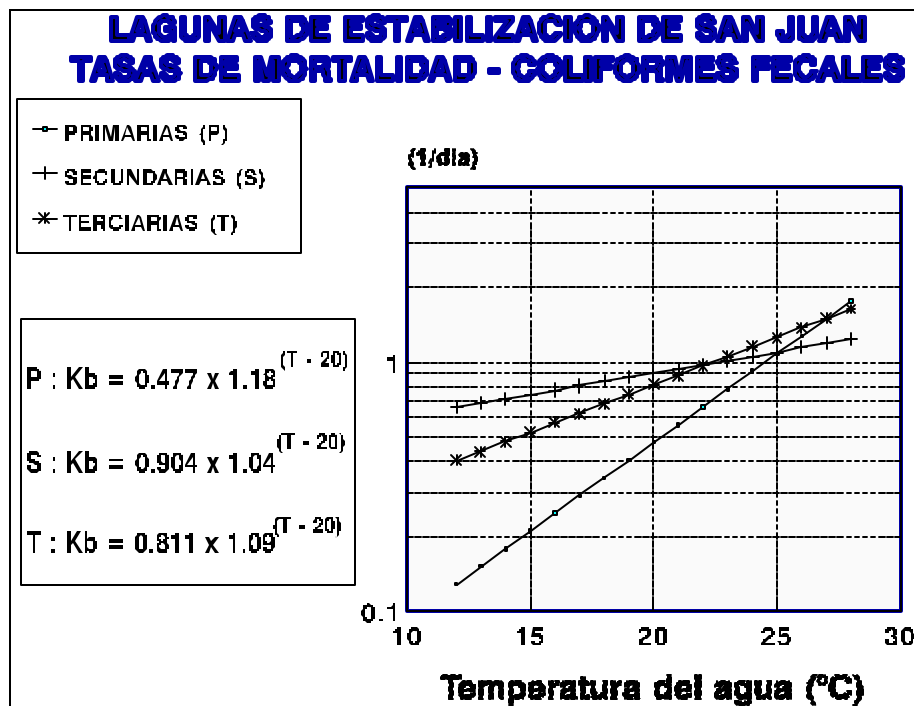


figura 6

La calibración final del modelo de flujo disperso, que utiliza las ecuaciones (7) y (10), incluye las características geométricas de las lagunas del sistema de tratamiento para uso en piscicultura y sus tasas de evapofiltración correspondientes. Asimismo, se utilizaron los valores de K_b dados por las ecuaciones (11), (12) y (13).

Alimentando este modelo con los valores de caudal de ingreso al sistema, el nivel de coliformes fecales y la temperatura del agua, se han calculado valores de coliformes fecales en los efluentes de cada laguna. Estos se han comparado con los valores observados en el programa de vigilancia del proyecto de acuicultura tomando en cuenta los períodos de retención nominal correspondientes, así como los caudales y temperaturas compatibles. De esta forma se ha encontrado una correlación entre el valor calculado y el valor observado, como se muestra en la figura 7. Se indica también el intervalo de confianza al 95%. Como se puede apreciar, la recta de correlación está muy cercana a la curva teórica ($y = x$); el intervalo de confianza incluye a esta recta, lo que permite afirmar que el modelo de flujo disperso no solo puede ser una ayuda para la operación de lagunas, sino también una herramienta de diseño.

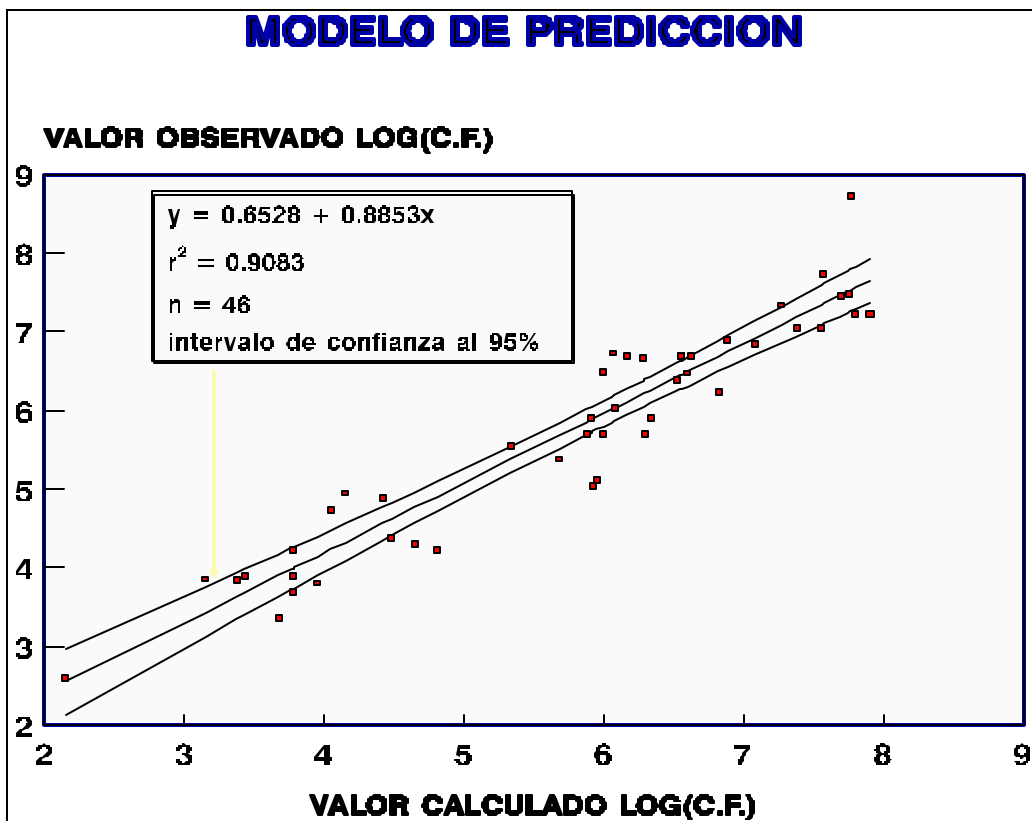


figura 7

La aplicación del modelo de flujo disperso en otras áreas geográficas debe enriquecerse con información local, si está disponible, v.g. tasas de mortalidad, modelos de predicción del factor de dispersión d , tasas de evapofiltración, etc.

La restricción en el uso de las lagunas de estabilización es el requerimiento de terreno, por lo que en su dimensionamiento se debe usar modelos adecuados de diseño, a fin de lograr la mayor eficiencia con la menor área y por ende el menor costo. En este sentido, el uso de un submodelo hidráulico apropiado es de trascendental importancia para la optimización del diseño.

Los éxitos en la aplicación del modelo de flujo disperso permiten recomendar su aplicación como una herramienta para la operación y diseño de las lagunas de estabilización.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bartone, C.; Castro de Esparza, M.L.; Mayo, C. de; Rojas, O.; Vitko, T. 1985. *San Juan Lagoons supporting aquaculture; Integrated Recovery Project*. Washington, DC: The World Bank. Lima: CEPIS.
- Castro de Esparza, M. L.; Sáenz Forero, R. 1990. *Evaluación de riesgos para la salud por el uso de aguas residuales en agricultura. Volumen I: Aspectos microbiológicos*. Lima: CEPIS.
- Camp, T. R. 1945. Sedimentation and the design of settling tanks. *Transactions of the American Society of Civil Engineers* 71(4):445-486.
- Craig, N.; Faust, E.E.; Russel, P.F.; Lea, R. 1970. *Clinical parasitology*. Philadelphia.
- Dissanayake, G.M. 1981. *Kinetics of bacterial die in waste stabilization ponds*. Doctoral dissertation N EU-81-1. Bangkok: Asian Institute of Technology.
- Graham, H. 1981. *The land application of sewage sludge*. Ottawa, Environmental Protection Service. (Report 110).
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 1993. *Memoria del Taller Regional para las Américas sobre Aspectos de Salud, Agricultura y Ambiente vinculados al Uso de Aguas Residuales, Jiutepec, Morelos, México, 8 al 12 de noviembre de 1993*. Jiutepec: IMTA.
- Lazcano C., C. 1981. *Riego con desagües tratados; manual de metodologías para análisis biológico de aguas residuales y suelos*. Tacna, Perú.
- León Suematsu, G. 1992. *Acuicultura con aguas residuales*. Lima: Universidad Nacional de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Ambiental.
- Liebman, M.H. 1965. Parasites in sewage and the possibilities of their extinction. En: Baars, J.K., ed. *Advances in water pollution research; proceedings of the Second International Conference held in Tokyo, August 1964*. Volume 2. Oxford: Pergamon Press.
- Marais, G.; 1974. Fecal bacterial kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE* 100(Ee1):119-139.
- Moscoso, J.; León Suematsu, G.; Gil Merino, E. 1992. *Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan. Sección II: Tratamiento de las aguas residuales y aspectos sanitarios*. Lima: CEPIS.
- OMS. 1989. *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Ginebra: OMS. (Serie de informes técnicos 778).

- Polprasert, C.; Bhattarai, K. 1985. Dispersion model for waste stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE* 3(1):45-59.
- Sáenz Forero, R. 1987. *Predicción de la calidad de efluentes de lagunas de estabilización*. Lima: CEPIS. (Hojas de divulgación técnica 3)
- Sáenz Forero, R. 1994. *Modernización y avances en el uso de aguas negras para la irrigación. Intercambio de aguas. Uso urbano y riego*. Washington, DC: OPS.
- Thirumurthi, D. 1969. Design principle of waste stabilization ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE* 95(SA2):311-329.
- Wehner, J.F.; Wilhelm, R. H. 1956. Boundary conditions of flow reactor. *Chemical engineering science* 6:89-93.
- Yáñez, F. 1980. *Evaluation of the San Juan stabilization ponds. Final research report of the first phase*. Lima: CEPIS.
- Yáñez, F. 1986. *Reducción de organismos patógenos y diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo*. Trabajo presentado en el Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización desarrollado en CEPIS/OPS en 1986. Lima: CEPIS.

ÍNDICE

1.	Antecedentes	1
2.	Objetivo del tratamiento de aguas residuales. Tecnologías existentes	2
3.	Lagunas de estabilización. Aspectos básicos	7
3.1	Proceso aerobio	8
3.2	Proceso anaerobio	9
3.3	Rol del plancton en las lagunas de estabilización facultativas	9
4.	Decaimiento de los organismos patógenos	10
4.1	Remoción de bacterias: procesos de transformación bioquímica	10
4.2	Temperatura del agua	11
4.3	Radiación solar	11
4.4	Valor de pH	12
4.5	DBO y nutrientes	12
4.6	Oxígeno disuelto	12
4.7	Concentración de algas	12
4.8	Competencia y predación	13
4.9	Sedimentación	13
4.10	Remoción de parásitos	13
5.	Lagunas de estabilización Submodelo hidráulico	15
5.1	Modelos hidráulicos aplicados al dimensionamiento de lagunas de estabilización	15
5.2	Validación del modelo de flujo disperso para la predicción de la remoción de coliformes fecales en lagunas de estabilización	21
6.	Referencias bibliográficas	25