

## **7.3. FUNDAMENTOS TÉCNICOS DE DISEÑO**

### **7.3.1. Modelos empleados en el dimensionamiento de las lagunas de estabilización.**

Los modelos utilizados para el dimensionamiento de las lagunas de estabilización pueden ser clasificados en empíricos y racionales.

Los modelos empíricos son basados en la observación de algunas características físicas y operacionales de lagunas que funcionan adecuadamente y presentan buenos índices de eficiencia. Mientras tanto, no se establecen relaciones entre sus características funcionales y los factores intervinientes en el proceso de depuración. Los modelos empíricos tienen una aplicación limitada pues son obtenidos exclusivamente a partir de la observación experimental. Su gran ventaja es que son sencillos y no necesitan de parámetros difíciles de obtener.

La principal característica de un modelo racional es seguir una teoría racional sobre el funcionamiento de las lagunas. En la práctica son utilizadas lagunas piloto o ensayos laboratoriales para determinar los parámetros que interfieren en los procesos característicos de cada una. Esos parámetros son relacionados a los resultados de operación, donde se desarrollan expresiones o correlaciones matemáticas que describen el fenómeno y permiten reproducirlos en condiciones controladas. Normalmente uno de los factores interferentes utilizados en el desarrollo de los modelos racionales es la temperatura de la masa líquida.

Existe una gran variedad de ecuaciones y criterios de diseño para el dimensionamiento de las lagunas de estabilización. Serán presentados apenas los criterios que consideramos más importantes.

### **7.3.2. Lagunas anaeróbicas**

La materia orgánica depositada en la parte inferior de las lagunas pasa por las siguientes fases: liquefacción y gasificación.

Durante la liquefacción las bacterias facultativas, formadoras de ácidos, convierten carbohidratos, proteínas y gases en ácidos grasos por hidrólisis. Eso cambia la forma de la materia orgánica sin haber reducción de  $DBO_5$ . El material obtenido por la liquefacción a través de la difusión sube hacia las capas superiores a no ser que haya condiciones favorables para la gasificación.

En la fase de gasificación las bacterias estrictamente anaeróbicas (formadores de metano) convierten el carbono orgánico  $C$  en gas carbónico ( $CO_2$ ) más metano ( $CH_4$ ). De esta forma la  $DBO_5$  se reduce.

Las condiciones básicas para existir actividad anaeróbica en las lagunas de estabilización son: que no exista oxígeno disuelto (OD) en la zona inferior y que la temperatura sea mayor de  $15^\circ C$ . De esta forma, la remoción de  $DBO_5$  es más probable en países de clima tropical con lagunas relativamente profundas.

Las lagunas anaeróbicas funcionan como un tanque séptico abierto y en ellas están presentes los mismos grupos de bacterias existentes en los pozos sépticos y digestores anaeróbicos.

Los sulfatos contenidos en las aguas residuales son reducidos a sulfitos por aquellas bacterias que utilizan sulfato como un aceptador en sus reacciones catabólicas. Las bacterias típicas de este grupo son las *Desulfovibrio sp.* Para que haya condiciones favorables para su desarrollo es necesario que la concentración de oxígeno sea menor de 0,16 mg/l, prácticamente condiciones anaeróbicas y temperaturas mayores de 15°C. La concentración máxima de sulfitos ocurre bien cerca al amanecer cuando el oxígeno disuelto (OD) es mínimo y la anaerobicidad máxima.

Gloyna & Espino (1969) presentaron una relación empírica para la estimación de la concentración media de sulfitos en lagunas de estabilización durante 24 horas a 25°C a través de la ecuación (7.22).

$$S^{2-} = (0,0001058\lambda_s - 0,001655t + 0,0553) \times SO_4^{2-} \quad (7.22)$$

(mg/l)      ( $\lambda_s$ , kgDBO<sub>5</sub>/ha.día)      (t, días)      (mg/l)

En una laguna facultativa con concentración de sulfatos ( $SO_4^{2-}$ ) igual a 97 mg/l, período de detención de 20 días, latitud 23°N y carga orgánica superficial igual a 180kgDBO<sub>5</sub>/ha.día podremos estimar el valor de la concentración media diaria de sulfitos a 25°C a través de la ecuación (7.22)

$$S^{2-} = (0,0001058 \times 180 - 0,001655 \times 20 + 0,0553) \times 97$$

$$S^{2-} = 4 \text{ mg/l}$$

En términos prácticos para disminuir la concentración de sulfitos podemos aumentar el período de detención de la laguna facultativa.

Ferreira (1988), a través de investigaciones en un sistema de laguna anaeróbica seguida de laguna facultativa con contenidos de sulfitos hasta 11,6 mg/l (anaeróbica) y 8,6 mg/l (facultativa) verificó que las algas no desaparecían. Pero mientras tanto, hubo inhibición en su crecimiento.

La gran ventaja de las laguna anaeróbicas es poder oxidar elevadas cargas orgánicas con buenas reducciones de DBO<sub>5</sub> y SS, en áreas bastante reducidas. Por lo tanto, las lagunas anaeróbicas deben siempre incluirse en sistemas de lagunas de estabilización (con excepción de sistemas pequeños, sirviendo a comunidades con menos de 1 000 habitantes) Su principal desventaja es el olor producido principalmente por la liberación del gas sulfídrico (H<sub>2</sub>S).

### 7.3.2.1. Métodos de dimensionamiento

#### 7.3.2.1.1. Método Sur-Africano

El método Sur-Africano citado por Gloyna (1971), presenta una ecuación empírica para la estimación del efluente de una laguna anaeróbica a través de la expresión (7.23).

$$S_e = \frac{S_o}{[k_n(S_e/S_o)^n t] + 1} \quad (7.23)$$

donde,

- $S_e$  = DBO<sub>5</sub> del efluente, mg/l;
- $S_o$  = DBO<sub>5</sub> del afluente, mg/l;
- $k_n$  = coeficiente de velocidad de remoción, día<sup>-1</sup>;
- $t$  = tiempo de detención, días;
- $n$  = exponente a ser determinado por experimentación.

La tabla 7.1 presenta datos de Gloyna (1971), en Zambie, Africa.

**Tabla 7.1 - Remoción teórica de DBO<sub>5</sub> en lagunas anaeróbicas\***

| PERIODO DE<br>DETENCIÓN<br>(días) | DBO <sub>5</sub><br>REMANENTE<br>(%) | REDUCCIÓN DE<br>DBO <sub>5</sub><br>(%) |
|-----------------------------------|--------------------------------------|---|
| 0,12                              | 80                                   | 20                                      |
| 0,40                              | 70                                   | 30                                      |
| 0,71                              | 65                                   | 35                                      |
| 1,30                              | 60                                   | 40                                      |
| 2,40                              | 55                                   | 45                                      |
| 4,70                              | 50                                   | 50                                      |
| 9,40                              | 45                                   | 55                                      |

Fuente: Gloyna (1971)

\* Datos basados en sistemas mixtos (tanques sépticos, letrinas y lagunas anaeróbicas, en Zambie, Africa), para  $n = 4,8$  y  $k_n = 6$  días a 22°C.

#### 7.3.2.1.2. Método basado en el período de detención

El periodo de detención para lagunas anaeróbicas que tratan aguas residuales domésticas varía de 2 a 5 días. Un período de detención por encima de 5 días no es recomendado para aguas residuales domésticas porque la laguna anaeróbica iniciará su funcionamiento como laguna facultativa.

En experiencias realizadas en India, según Arceivala (1981), las lagunas anaeróbicas con períodos de detención variado entre 2 a 5 días, con temperaturas entre 25 y 30°C, presentan reducciones de DBO<sub>5</sub> entre 60 a 70%.

La Tabla 7 2 muestra esas variaciones en detalle.

En Campina Grande, Noreste de Brasil, Silva (1982), verificó en investigaciones con plantas piloto, que las lagunas anaeróbicas con períodos de retención que varían de 0,8 a 5 días, con temperaturas entre 25 y 27°C, tuvieron una reducción de DBO<sub>5</sub> entre 70 y 80%. Para lagunas anaeróbicas que tratan aguas residuales domésticas con período de retención de 2 días, se puede obtener reducción de DBO<sub>5</sub> entre 60 a 70% para temperaturas por encima de 25°C. La eficiencia de las lagunas anaeróbicas deberá aumentar con el aumento de la temperatura, pero, no hay suficientes datos de campo disponibles para que se pueda desarrollar una ecuación empírica confiable para su dimensionamiento

**Tabla 7.2 - Resultados obtenidos con lagunas anaeróbicas que tratan aguas residuales domésticas con períodos de detención menores de 5 días.**

| TEMPERATURA DE LA LAGUNA ANAERÓBICA (°C) | TIEMPO DE RETENCIÓN (DÍAS) | PROBABLE EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE DBO (%) |
|--|----------------------------|--|
| 10-15                                    | 4-5                        | 30-40                                      |
| 15-20                                    | 3-4                        | 40-50                                      |
| 20-25                                    | 2,5-3                      | 40-60                                      |
| 25-30                                    | 2-5                        | 60-70                                      |

Fuente. Arceivala (1981)

El área de las lagunas anaeróbicas es obtenida por la ecuación (7.24).

$$A = \frac{Q_{med}t}{h} \quad (7.24)$$

donde,

- $A$  = área del nivel medio, m<sup>2</sup>;
- $Q_{med}$  = caudal medio de contribución, m<sup>3</sup>/día;
- $t$  = periodo de detención, días;
- $h$  = profundidad útil, m (varía de 3 a 5 metros)

El área superficial no es importante en las lagunas anaeróbicas y si la profundidad. Por eso, las lagunas anaeróbicas son dimensionadas en función de la carga orgánica volumétrica. Mientras tanto, algunos autores, como Eckenfelder (1970), presenta cargas orgánicas superficiales para lagunas anaeróbicas, que varían entre 280 a 4.500 kg DBO<sub>5</sub>/ha.día.

Las experiencias en muchos países del mundo han mostrado que el procedimiento más seguro y confiable para el diseño de lagunas anaeróbicas es basado en la carga volumétrica de DBO la cual es presentada por las ecuaciones (7.25) y (7.26)

$$\lambda_v = \frac{S_o Q_{med}}{Ah} \quad (7.25)$$

$$\lambda_v = \frac{S_o}{t} \quad (7.26)$$

donde,

- $\lambda_v$  = carga orgánica volumétrica, g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> día

Las demás variables ya fueron definidas con anterioridad.

Las lagunas anaeróbicas con períodos de retención entre 2 y 5 días que tratan aguas residuales domésticas pueden recibir cargas orgánicas entre 100 a 300 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.día. Esto las incluyen en el mismo rango de los tanques sépticos. Estas cargas no son necesariamente

cargas limitantes pues, valores más elevados pueden justificarse con desechos líquidos más concentrados

Según Silva (1981), para las aguas residuales domésticas, el ideal es que la carga orgánica volumétrica se acerque al valor de 300 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.día para el Noreste de Brasil. Esto implica la adopción de un tiempo de detención de 1 día para un desecho doméstico crudo con concentración de DBO<sub>5</sub> igual a 300 mg/l.

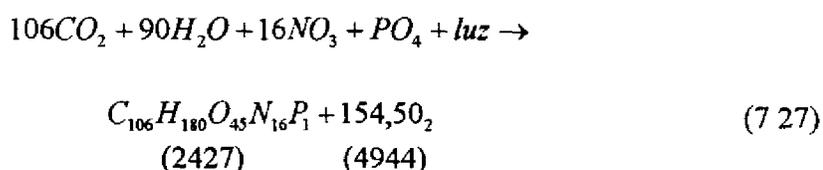
La recomendación tradicional en el caso de las aguas residuales domésticas e industriales es que la carga orgánica volumétrica esté comprendida entre 100 a 400 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.día. Las cargas mayores podrán adoptarse en desechos líquidos industriales, si el contenido de sulfitos no excede a 100 mg/l para evitar la formación de malos olores.

### 7.3.3. Lagunas facultativas

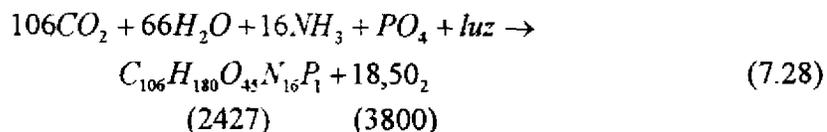
Las lagunas facultativas pueden recibir aguas residuales crudas o decantadas. Tanto puede ser el efluente de una laguna anaeróbica, un digestor anaeróbico de flujo ascendente, como de un alcantarillado decantado. Por eso, las lagunas facultativas pueden funcionar como primarias o secundarias.

Existe una elevada concentración de distintas especies de microalgas en las lagunas facultativas como podemos observar en la Figura 7.2, principalmente las microalgas que tienen movilidad y contienen cerca de 1.000 a 3 000 µg de clorofila por litro. Por lo tanto, las lagunas facultativas son o deberían ser verde oscuras. La simbiosis entre microalgas y bacterias es una realidad. Las algas producen oxígeno (O<sub>2</sub>) que es usado por las bacterias heterotróficas, las cuales producen gas carbónico (CO<sub>2</sub>) que, a su vez, es usado por las algas.

La cantidad de algas en las lagunas de estabilización varía de 40 a 30 mg/l (peso seco) o 10<sup>4</sup> a 10<sup>6</sup> por mililitro. La producción de algas por fotosíntesis necesita nitrógeno, fósforo y carbono, además de agua de acuerdo a la ecuación (7.27)

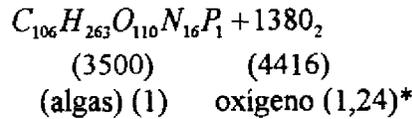


Si el nitrógeno es retirado de amoníaco (NH<sub>3</sub>) en vez de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, por las algas, la ecuación (7.27) por ello podrá ser reescrita como sigue:



El crecimiento de las algas podrá ser representado por la ecuación (7.29)





\* En la práctica este coeficiente varía de 1,25 a 1,75 gO<sub>2</sub>/gramo de materia seca de algas producidas.

Por lo tanto la producción de 150 kg algas/ha.día nos da una producción de oxígeno de aproximadamente 200 kgO<sub>2</sub>/ha.día o sea 1,3gO<sub>2</sub>/gramo de materia seca de algas producidas por 150 kg algas/ha.día

Existe una fina capa de lodo en el fondo de las lagunas facultativas que reciben aguas residuales crudas

La intensa digestión anaeróbica y producción de gas carbónico (CO<sub>2</sub>) y metano (CH<sub>4</sub>) son responsables por la remoción de hasta 30% de DBO<sub>5</sub> en las lagunas facultativas. La DBO<sub>5</sub> del efluente es debida principalmente a las algas, aproximadamente en un 60 a 90% Ese tipo de materia orgánica es bastante distinta de la DBO<sub>5</sub> de las aguas residuales crudas

La gran ventaja de las lagunas facultativas es que no producen malos olores. Su mayor desventaja es la gran área que ocupan La reducción de DBO<sub>5</sub> de las lagunas facultativas está alrededor del 70 al 90%.

El esquema típico de lagunas de estabilización para el tratamiento de las aguas residuales domésticas es el llamado sistema australiano. Consiste de dos lagunas en serie, siendo la primera anaeróbica y la segunda facultativa como se presenta la Figura 7 14. En un mismo caso, un sistema de ese tipo tendrá siempre área menor que si fuera adoptada solamente una laguna facultativa. Además, la eficiencia del sistema australiano también es más grande. Pero, el esquema ideal sería un sistema con tres tipos de lagunas de estabilización en serie: anaeróbica, facultativa y de maduración, presentado en la Figura 7.15 Con ese sistema también es posible obtener una gran reducción de coliformes fecales (CF) en el efluente final

La relación de áreas entre lagunas anaeróbicas y facultativas debe obedecer siempre a una relación menor que 1 : 3 para evitar variaciones bruscas de DBO<sub>5</sub>, por ejemplo, sobrecargas orgánicas, según Gloyna (1971)

### 7.3.3.1. Métodos de dimensionamiento

#### 7.3.3.1.1. Método de Gloyna

El volumen de la laguna facultativa es definido por la ecuación (7 30), Gloyna (1976).

$$V = 3,5 \times 10^{-5} Q_{med} S_o \left[ \theta^{(35-T)} \right] f f' \quad (7 30)$$

donde,

$V$  = volumen de la laguna, m<sup>3</sup>;

$\theta$  = coeficiente de temperatura = 1,085 (adimensional);

$f$  = factor de toxicidad de algas = 1,0 para aguas residuales domésticas y varios tipos de desechos industriales (adimensional);

$f'$  = demanda sulfídrica de oxígeno = 1,0 para concentración de iones equivalentes de

$SO_4^{2-}$  menores que 500 mg/l (adimensional)

Las demás variables ya fueron definidas con anterioridad

### 7.3.3.1.2. Método basado en el período de detención

Según Arceivala (1973), el período de detención de las lagunas facultativas varía de 7 a 110 días, para temperaturas que varían entre 25 a 5°C. El tiempo mínimo de detención para el Noreste de Brasil es de 6 días, según Silva (1982). El Banco Mundial a través de Broome (1986) ya admite 5 días para el período de detención mínimo de las lagunas facultativas

El área de las lagunas facultativas es estimada por la ecuación (7.24).

La carga orgánica superficial puede ser estimada por las ecuaciones (7.31) o (7.32), Mara (1976).

$$\lambda_s = \frac{10S_oQ_{med}}{A} \quad (7.31)$$

$$\lambda_s = \frac{10S_o h}{t} \quad (7.32)$$

donde,

$\lambda_s$  = carga orgánica superficial, kg DBO<sub>5</sub>/ha.día

Las demás variables ya fueron definidas con anterioridad

### 7.3.3.1.3. Método basado en la carga superficial

Hay diferentes ecuaciones para calcular la carga orgánica superficial, la cual se incrementa con la temperatura.

La ecuación (7.33) presentada por McGarry & Pescod (1970) representa la máxima carga que puede ser aplicada a una laguna facultativa antes que decaiga, esto es, que se convierta en anaeróbica

$$\lambda_{s_{max}} = 60(1,099)^T \quad (7.33)$$

donde,

$\lambda_{s_{max}}$  = carga orgánica superficial, kg DBO<sub>5</sub>/ha.día;

$T$  = temperatura media mensual mínima del aire, °C

Arthur (1983), recomendó la siguiente ecuación de diseño:

$$\lambda_{s_{max}} = 20T - 60 \quad (7.34)$$

donde,

$\lambda_{s_{max}}$  = carga orgánica superficial, kg DBO<sub>5</sub>/ha.día;

$T$  = temperatura media mensual mínima del aire, °C

Las unidades ya fueron presentadas con anterioridad.

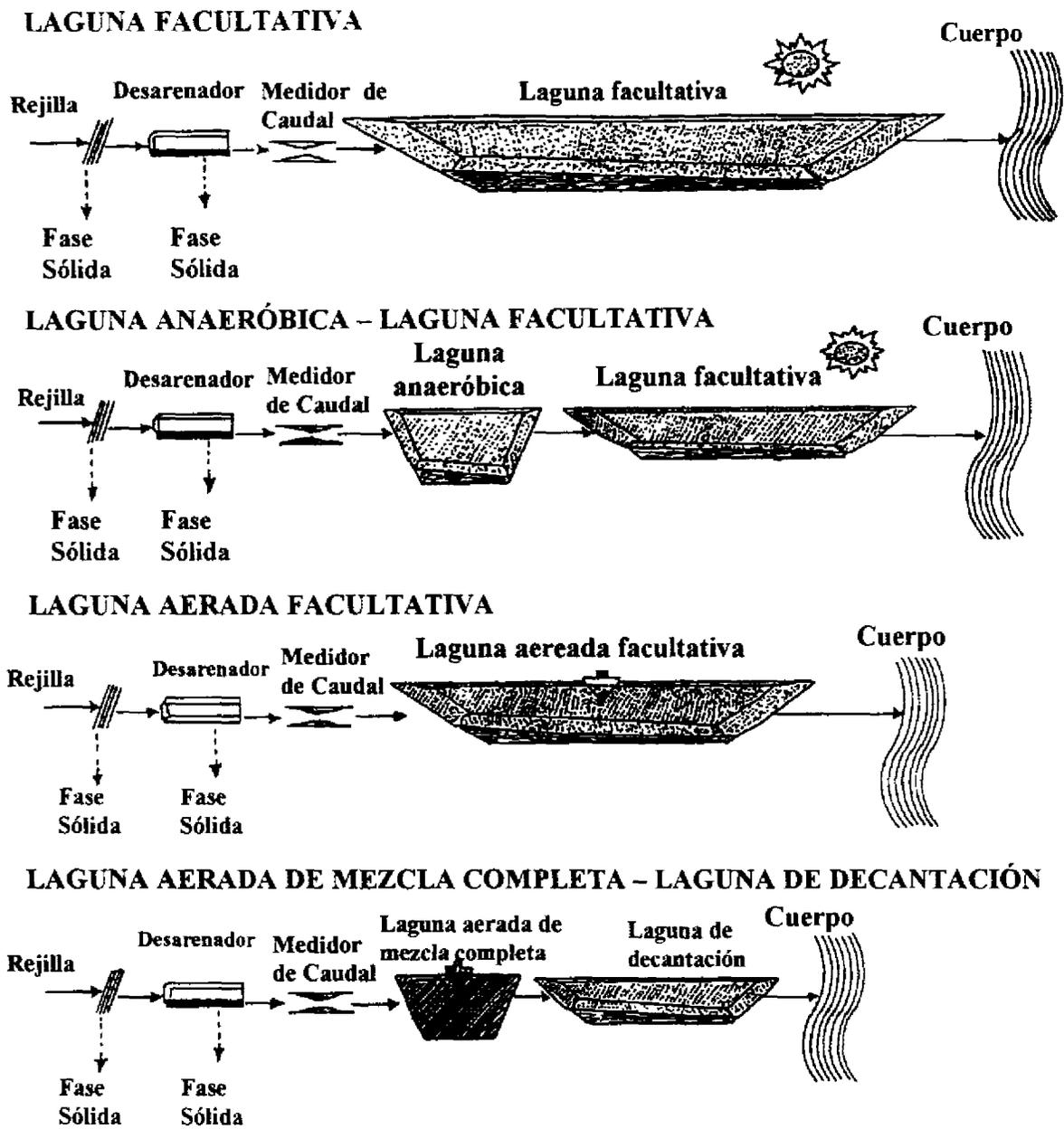
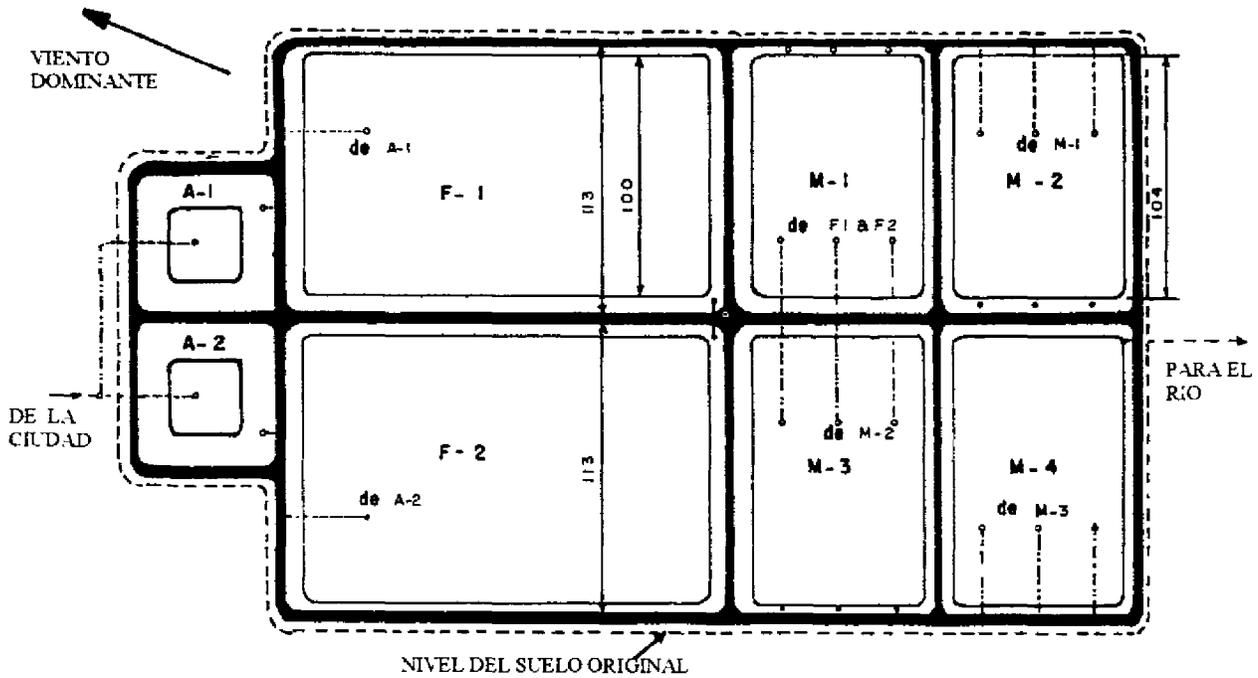
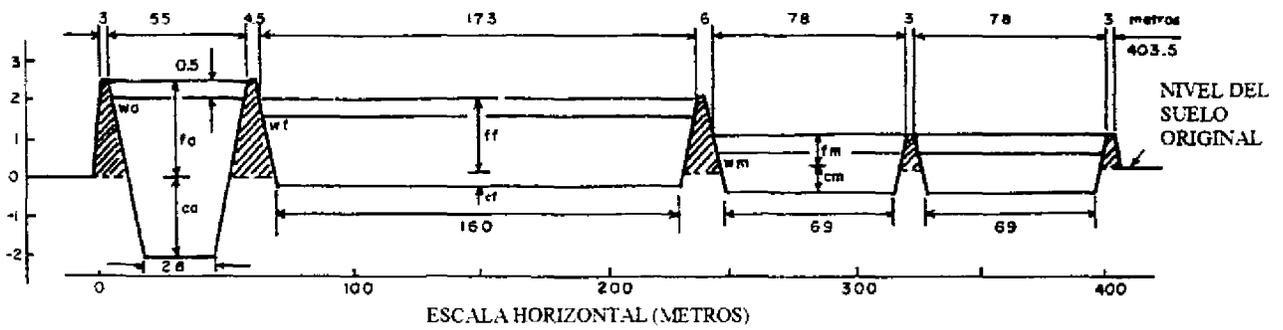


Figura 7.14 – Sistemas de lagunas de estabilización

Fuente. Von Sperling (1996)



w = nivel de agua  
 c = corte  
 f = relleno  
 ff = relleno de la laguna facultativa

--- TUBOS  
 ■ CORONAMIENTO (3 m)  
 ▨ DIQUE (RELLENO)

**Figura 7.15 – Plan y corte de un sistema de lagunas de estabilización**

Fuente: WHO/EMRO (1987)

Sin embargo, la ecuación de Arthur es demasiado liberal particularmente a temperaturas por debajo de los 20°C donde se obtienen valores demasiados cercanos a la “curva de decaimiento”.

Según el IMTA (1994), la ecuación más aplicable a las condiciones de México, que debe usarse como valor de diseño es a través de la ecuación (7.35)

$$\lambda_{s_{max}} = 250(1,085)^{T-20} \quad (7.35)$$

donde,

$\lambda_{s_{max}}$  = carga orgánica superficial, kg DBO<sub>5</sub>/ha día,

$T$  = temperatura media mensual mínima del aire, °C

Gloyna (1973) presenta la ecuación (7.36) para la estimación de la carga superficial máxima que puede soportar una laguna facultativa

$$\lambda_{s_{max}} = 357,4(1,085)^{T-20} \quad (7.36)$$

donde,

$\lambda_{s_{max}}$  = carga orgánica superficial, kg DBO<sub>5</sub>/ha.día;

$T$  = temperatura media mensual mínima del agua.

La remoción de DBO<sub>5</sub> en lagunas facultativas primarias es generalmente del 70 al 80% basada en muestras no filtradas, esto es, incluyendo la DBO ejercida por las algas, y arriba del 90% basado en muestras filtradas.

La remoción de DBO<sub>5</sub> soluble de las lagunas facultativas secundarias es estimada a través de la siguiente correlación de carga, ecuación (7.37), Yánez (1993)

$$\lambda_{sr} = 0,765\lambda_s - 0,8 \quad (7.37)$$

donde,

$\lambda_{sr}$  = carga superficial removida, kg DBO<sub>5</sub>/ha.día;

#### 7.3.3.1.4. Correlaciones de temperatura

Uno de los factores más utilizados en el diseño es la temperatura de la masa líquida. Sin embargo la mayoría de los datos climáticos publicados se refieren a la temperatura del aire.

La temperatura media de la masa líquida puede ser estimada por innumerables correlaciones existentes entre la temperatura del agua y del aire.

Estas correlaciones han sido desarrolladas a través de mediciones de temperaturas del líquido y del ambiente, en instalaciones existentes. Por consiguiente, su uso está limitado a condiciones climáticas similares.

Las principales correlaciones desarrolladas en esos estudios se presentan en la tabla 7.3

**Tabla 7.3 – Correlaciones de temperatura en varios países.**

| LUGAR                           | ECUACION   | r <sup>2</sup> | REFERENCIA                 |
|---------------------------------|--|----------------|----------------------------|
| Campina Grande<br>Brasil (1978) | T <sub>agua</sub> = 10,966 + 0,611 T <sub>aire</sub> (7 38)  | 0,744          | Auerswald (1979)           |
| Lima<br>Perú (1982)             | T <sub>agua</sub> = 10,443 + 0,688 T <sub>aire</sub> (7 39)  | 0,828          | Burgers (1982)             |
| Lima<br>Perú (1982)             | T <sub>agua</sub> = 9,336 + 0,780 T <sub>aire</sub> (7.40)   | 0,831          | Burgers (1982)             |
| Melipilla<br>Chile (1972)       | T <sub>agua</sub> = 3,685 + 1,137 T <sub>aire</sub> (7.41)   | 0,970          | Vargas & Sánchez<br>(1972) |
| Melipilla<br>Chile (1982)       | T <sub>agua</sub> = - 0,236 + 1,404 T <sub>aire</sub> (7 42) | 1,000          | Vargas & Sánchez<br>(1972) |
| Amman,<br>Jordania              | T <sub>agua</sub> = 2,688 + 0,945 T <sub>aire</sub> (7 43)   | 0,975          | Yáñez & Pescod (1988)      |

Silva (1981) afirma que para cargas de DBO por encima de 350 kg DBO<sub>5</sub>/ha.día se produce una brusca disminución de los niveles de clorofila debido al descenso de la población de algas, para temperaturas del agua entre 25 y 27°C en el Noreste de Brasil.

Según Yáñez (1993), en el caso de existir un sistema con laguna anaeróbica, la carga orgánica aplicada en la laguna facultativa, debe ser 20% menor que la carga máxima superficial permisible debido al incremento de amoníaco en el proceso anaeróbico.

La eficiencia de las lagunas facultativas (de maduración y aeradas) podrá ser estimada a través de la ecuación (7.44).

$$E = \frac{100K_1 t}{1 + K_1 t} \quad (7.44)$$

donde,

$E$  = eficiencia de la laguna, %;

$K_1$  = coeficiente de velocidad de remoción de DBO<sub>5</sub>, día<sup>-1</sup>;

$t$  = tiempo de detención, días.

El coeficiente de velocidad de remoción de DBO<sub>5</sub> para lagunas facultativas puede ser estimado a través de la ecuación (7.45), presentada por Mara (1976), o a través de la expresión (7.46), presentada por Lima (1984).

$$K_1 = 0,3(1,05)^{T-20} \quad (7.45)$$

$$K_1 = 0,796t^{-0,355} x 1,085^{T-26} \quad (7 46)$$

Todas las variables ya fueron definidas con anterioridad.

No hay ecuaciones empíricas para la estimación del valor de  $K_1$  para lagunas de maduración. Según WHO/EMRO (1987) para efluentes tratados se puede admitir  $K_1$  como

siendo igual a  $0,07 \text{ día}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ . Para la corrección de la temperatura podrá usarse la ecuación de Hoff - Arrhenius, (7.47).

$$K_{1T} = K_{120^\circ\text{C}} \times 1,07^{T-20} \quad (7.47)$$

Todas las variables ya fueron definidas con anterioridad.

### 7.3.4. Lagunas de maduración

La ecuación (7.48), llamada teorema de Marais (1974), se usa para la estimación de la cantidad de coliformes fecales (CF) que salen del efluente final de un sistema de lagunas de estabilización en serie.

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + K_b t_1)(1 + K_b t_2) \dots (1 + K_b t_n)} \quad (7.48)$$

En la práctica, la ecuación (7.48) puede sustituirse por la ecuación (7.49).

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + K_b t)^n} \quad (7.49)$$

donde,

- $N_e$  = número de coliformes fecales del efluente ( $N_e \leq 1000 \text{ CF}/100 \text{ ml}$ );
- $N_i$  = número de coliformes fecales del afluente (varía de  $10^7$  a  $10^8 \text{ CF}/100 \text{ ml}$ );
- $K_b$  = coeficiente de velocidad de remoción de coliformes fecales,  $\text{día}^{-1}$ ;
- $t$  = tiempo de detención de las lagunas de estabilización, días.

Admitiéndose que la reducción de coliformes fecales (CF) de la laguna anaeróbica sea depreciable y que la laguna facultativa reduzca 99% de CF, la cantidad de coliformes que deberá ingresar a la primera laguna de maduración será de  $10^5$  a  $10^6 \text{ CF}/100 \text{ ml}$ . Ese será el valor de  $N_i$  en la ecuación (7.49),  $n$  será el número de lagunas de maduración y  $t$  el tiempo de detención de cada laguna de maduración.

#### 7.3.4.1. Métodos de dimensionamiento

##### 7.3.4.1.1. Método basado en el período de detención

Las lagunas de maduración son siempre dimensionadas en serie y todas deben tener las mismas dimensiones. Mara (1976) sugiere que el caudal máximo del efluente de cada serie de lagunas de maduración debe ser menor que  $5.000 \text{ m}^3/\text{día}$  y preferiblemente menor que  $2.500 \text{ m}^3/\text{día}$ . Según WHO/EMRO (1987), el período de detención de las lagunas de maduración varía de 3 a 10 días o más para dos o más lagunas en serie. Solo para una laguna de maduración el tiempo de retención debe ser igual o mayor a 5 días.

### 7.3.4.1.2. Estimación del coeficiente de velocidad de remoción de coliformes fecales.

Es muy importante recordar que el valor del coeficiente de reducción bacteriana,  $K_b$ , varía de microorganismo en microorganismo y también entre diferentes cadenas del mismo microorganismo. Por ejemplo, el valor de  $K_b = 2,0 \text{ día}^{-1}$  para *Escherichia coli*, no se aplica para la reducción de otros patógenos. En el caso de *Salmonella typhi*, fue verificado que  $K_b = 0,8 \text{ día}^{-1}$  es un valor suficiente para su reducción.  $K_b$  es altamente dependiente de la temperatura.

También debe observarse que las bacterias del grupo coliforme no son necesariamente patógenas, siendo consideradas solamente como un indicador del riesgo de infección. Por eso, no es correcto la generalización cuando se adopta un valor para  $K_b$ . Su aplicación en relación a otros microorganismos debe ejercerse con cautela, hasta que el fenómeno involucrado sea bien comprendido.

La Tabla 7.4 presenta cinco ecuaciones empíricas para la estimación de decaimiento bacteriano. Todas esas ecuaciones son útiles y válidas para la estimación del coeficiente  $K_b$ . Las publicaciones recientes están teniendo en cuenta las complejas reacciones físicas y bioquímicas que ocurren en las lagunas para que se pueda evaluar la reducción bacteriana. Ya se sugirió una ecuación involucrando parámetros, tales como: tiempo de detención, carga orgánica, concentración de algas y exposición a la luz ultra violeta. Actualmente hay una tendencia a efectuar esos cálculos adoptándose el modelo de flujo disperso y no el de mezcla completa.

Tabla 7.4 - Valores del coeficiente de reducción bacteriana,  $K_b$  ( $\text{día}^{-1}$ ).

| ECUACIÓN/<br>AUTOR* | TEMPERATURA |       |       |        |
|---------------------|-------------|-------|-------|--------|
|                     | 15°C        | 20°C  | 25°C  | 30°C   |
| Slanetz/Marais      | 1,090       | 2,600 | 6,205 | 14,806 |
| IMTA                | 0,599       | 0,840 | 0,886 | 1,652  |
| Arceivala           | 0,503       | 1,200 | 2,386 | 6,834  |
| Yánez               | 0,784       | 1,100 | 1,543 | 2,164  |
| Sáenz               | 0,512       | 0,623 | 0,758 | 0,922  |

\* Datos obtenidos en función de las siguientes ecuaciones:

$$\text{Slanetz/Marais(1970)} \quad K_b = 2,6(1,19)^{T-20} \quad (7.50)$$

$$\text{Arceivala(1981)} \quad K_b = 1,2(1,19)^{T-20} \quad (7.51)$$

$$\text{Sáenz(1992)} \quad K_b = 0,623(1,04)^{T-20} \quad (7.52)$$

$$\text{IMTA(1992)} \quad K_b = 0,84(1,07)^{T-20} \quad (7.53)$$

$$\text{Yánez(1993)} \quad K_b = 1,1(1,07)^{T-20} \quad (7.54)$$

La ecuación presentada por Yánez (1993) se elaboró tomando en cuenta la tasa de mortalidad líquida y la caracterización del submodelo hidráulico a través del factor de

dispersión. Esa tasa es una reacción de primer orden que caracteriza la ley de Chick y es desarrollada a través de pruebas específicas en equilibrio discontinuo o en reactores de forma alargada que funcionan en forma estable, en condiciones de maduración. En ambos casos, la mortalidad de bacterias se comporta exactamente de acuerdo con la misma formulación matemática.

Nuestra sugerencia es que sea adoptada la ecuación (7.54), de autoría de Yáñez (1993), para la estimación del coeficiente de velocidad de remoción de coliformes fecales,  $K_b$ .

Cuando el efluente final del sistema de lagunas de estabilización se use para la irrigación o descarga en cuerpos receptores, deberán observarse los criterios locales o nacionales para la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), sólidos suspendidos (SS) y coliformes fecales (CF).

#### **7.3.4.1.3. Dimensionamiento usando los criterios de flujo disperso por el método de Yáñez.**

El número de dispersión es estimado a través de la ecuación (7.16) adoptando un valor para la relación largo/ancho (L/W).

El coeficiente de reducción bacteriana,  $K_b$ , puede ser calculado por la ecuación (7.54).

El coeficiente adimensional  $\alpha$  se estima a través de la ecuación (7.14) después de haber definido el tiempo de detención de la laguna de maduración.

La ecuación (7.15) puede ser modificada por la ecuación (7.55) para estimar la cantidad de coliformes fecales (CF/100 ml) que sale de la laguna de maduración.

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{4ae^{(1-a)/2d}}{(1+a)^2} \quad (7.55)$$

Las unidades ya fueron definidas anteriormente.

#### **7.3.4.1.4. Remoción de huevos de helmintos**

En julio de 1985 se celebró en Engelberg, Suiza, una reunión de especialistas en higiene del medio y de epidemiólogos para considerar los aspectos sanitarios del uso de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Se llegó a la conclusión de que las directrices vigentes eran insatisfactorias porque: 1) algunas eran injustificadamente restrictivas y 2) no abarcaban la amplia variedad de agentes patógenos transmisibles por medio de las aguas residuales, de modo que no protegían debidamente la salud pública, sobre todo en lo relativo a helmintiasis. Por tanto, se sugirieron directrices provisionales sobre la calidad de las aguas residuales, en las que se incluyeron límites del contenido de helmintos.

En cuanto a las directrices sobre la calidad microbiológica de las aguas residuales empleadas en agricultura de la Organización Mundial de la Salud, Mara & Cairncross (1989), recomiendan que las aguas residuales tratadas deben contener

- $\leq 1$  huevo de nemátodos intestinales por litro (media aritmética, número de huevos por litro) para riego de cultivos que comúnmente se consumen crudos, campos de deporte, parques públicos y riego de cultivos de cereales industriales y forrajeros, praderas y árboles.
- $\leq 1000$  coliformes fecales por 100 ml (media geométrica, número de CF/100 ml) para riego de cultivos que comúnmente se consumen crudos, campos de deporte y parques públicos.

Los huevos de helmintos son removidos a través de sedimentación. Normalmente la gran mayoría es eliminada en la laguna anaeróbica o en la laguna facultativa. Se estima que el agua residual cruda contiene ~~600~~ 600 huevos de nemátodos intestinales húmedos por litro.

Sin embargo, si el efluente final es utilizado para irrigación restringida, entonces es necesario asegurarse que no contenga más de un huevo por litro. Dependiendo del número de huevos de helmintos presentes en el agua residual cruda y de los tiempos de detención en las lagunas anaeróbicas y facultativas, puede ser necesario incorporar una laguna de maduración para asegurarse que el efluente final contenga un huevo por litro como valor máximo.

Ayres et al (1992) establecieron la ecuación empírica (7.56) para la estimación de la reducción de helmintos en lagunas de estabilización en función de datos obtenidos en Brasil, India y Kenya.

$$R = 100(1 - 0,14e^{-0,38t}) \quad (7.56)$$

donde,

$R$  = remoción de huevos de helmintos, %;

$t$  = tiempo de detención de la laguna, días.

La ecuación (7.57) se recomienda para utilizarse en el diseño, la cual corresponde a un límite de confianza de 95%. Se aplica secuencialmente a cada laguna en serie, de tal manera que el número de huevos en el efluente final pueda calcularse.

$$R = 100 \left[ 1 - 0,41e^{(-0,49t - 0,0085t^2)} \right] \quad (7.57)$$

Las unidades ya fueron definidas anteriormente.

La Tabla 7.5 presenta sugerencias de límites de DBO y CF para varios usos de efluentes.

La Tabla 7.6 presenta sugerencias de límites de DBO y CF para varios resultados de una serie de cinco estanques de estabilización de aguas residuales en la ciudad de Campina Grande, Paraíba, Noreste de Brasil.

**Tabla 7.5 - Niveles o calidades de efluentes sugeridos para riego agrícola y vertimiento**

| REUSO  | DBO (mg/l) | COLIFORMES FECALES No./100 ml |
|--|------------|-------------------------------|
| Irrigación de árboles, algodón y otras cosechas no comestibles.                                | 60         | 50.000                        |
| Irrigación de árboles frutales de cítricos, forraje y nueces                                   | 45         | 10.000                        |
| Irrigación de árboles frutales caedizos, caña de azúcar, verduras cocidas y campos deportivos. | 35         | 1 000                         |
| Descargas a cuerpos de agua  | 25         | 5 000                         |
| Irrigación no restringida, incluyendo parques y jardines                                       | 25         | 100                           |

Fuente Arthur, J. (1983)

**Tabla 7.6 - Resultados de una serie de cinco estanques de estabilización de aguas residuales en el Noreste de Brasil (temperatura media del estanque: 26°C)**

| Muestra                                    | Tiempo de retención (días) | DBO <sub>5</sub> (mg/l) | Sólidos suspendidos (mg/l) | Coliformes fecales (por litro) | Huevos de nemátodos intestinales |
|--|----------------------------|-------------------------|----------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| Aguas residuales sin tratar                | -                          | 240                     | 305                        | $4,6 \times 10^7$              | 804                              |
| Efluente procedente de Estanque anaeróbico | 6,8                        | 63                      | 56                         | $2,9 \times 10^6$              | 29                               |
| Estanque facultativo                       | 5,5                        | 45                      | 74                         | $3,2 \times 10^5$              | 1                                |
| Estanque de maduración 1                   | 5,5                        | 25                      | 61                         | $2,4 \times 10^4$              | 0                                |
| Estanque de maduración 2                   | 5,5                        | 19                      | 43                         | 450                            | 0                                |
| Estanque de maduración 3                   | 5,8                        | 17                      | 45                         | 30                             | 0                                |

Fuente. Mara y Cairncross (1990)

## 7.4. EJEMPLOS

### 7.4.1. Ejemplo de dimensionamiento de un sistema de lagunas de estabilización

Diseñar un sistema de lagunas de estabilización destinado al tratamiento de las aguas residuales domésticas de una ciudad, para servir a una población de 18.000 habitantes hasta el año 2020, asumiéndose para el tratamiento:

- 1 lagunas facultativa y de maduración en serie;

2. lagunas anaeróbica, facultativa y de maduración en serie.

El efluente del sistema se destina a irrigación de árboles, algodón y otras cosechas no comestibles. Los criterios exigidos para el efluente final son:

- $\text{DBO}_5 \leq 60 \text{ mg/l}$
- Coliformes fecales  $\leq 50.000 \text{ CF/100 ml}$

Los datos disponibles para el diseño son.

- caudal medio del sistema
- concentración de  $\text{DBO}_5$  de las aguas residuales crudas
- temperatura media anual de las aguas residuales
- profundidad de la laguna anaeróbica
- carga volumétrica adoptada para la laguna anaeróbica
- eficiencia esperada de la laguna anaeróbica
- profundidad de las lagunas facultativas (primaria y secundaria)
- carga superficial de la laguna facultativa primaria
- coeficiente de velocidad de remoción de  $\text{DBO}_5$  de la laguna facultativa primaria
- carga superficial de la laguna facultativa secundaria
- coeficiente de velocidad de remoción de  $\text{DBO}_5$  de la laguna facultativa secundaria
- profundidad de cada laguna de maduración
- coeficiente de velocidad de remoción de  $\text{DBO}_5$  de las lagunas de maduración
- coeficiente de velocidad de remoción de CF
- cantidad de CF en el afluente de la primera laguna de maduración
- tiempo de retención de cada laguna de maduración

$$Q_{\text{med}} = 2.700 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$S_o = 300 \text{ mg/l}$$

$$T = 26^\circ \text{ C}$$

$$h_{\text{ANA}} = 2,5 \text{ m}$$

$$\lambda_v = 150 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{día}$$

$$E_{\text{ANA}} = 60\%$$

$$h_{\text{FAC}} = 1,9 \text{ m}$$

$$\lambda_{\text{prim}} = 350 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} \cdot \text{día}$$

$$K_{1 \text{ prim}} = 0,300 \text{ día}^{-1}$$

$$\lambda_{\text{sec}} = 315 \text{ kgDBO}_5/\text{ha} \cdot \text{día}$$

$$K_{1 \text{ sec}} = 0,400 \text{ día}^{-1}$$

$$h_{\text{MAD}} = 1,4 \text{ m}$$

$$K_{1 \text{ MAD}} = 0,105 \text{ día}^{-1}$$

$$K_b = 1,651 \text{ día}^{-1}$$

$$N_i = 10^6 \text{ CF/100 ml}$$

$$t_{\text{MAD}} = 3 \text{ días}$$

Presentar una tabla para comparación de áreas ¿De las dos alternativas seleccionadas, cual es la más ventajosa? ¿Por qué?

## Solución

### 1. Alternativa A - Laguna facultativa y laguna(s) de maduración en serie

#### 1.1. Laguna facultativa primaria

##### a) Área del nivel medio

$$A = \frac{10S_o Q_{med}}{\lambda_{s_{pr}}} = \frac{10 \times 300 \times 2.700}{350} \therefore A = 23\,143\text{m}^2 \leq 15\text{ha}(\text{OK})$$

b) Tiempo de retención:

$$t = \frac{Ah}{Q_{med}} = \frac{23.143 \times 1,9}{2.700} \therefore t = 16,3\text{días} \geq 5\text{días}(\text{OK})$$

c) Eficiencia:

$$E = \frac{100K_1 t}{1 + K_1 t} = \frac{100 \times 0,300 \times 16,3}{1 + 0,300 \times 16,3} \therefore E = 83,0\%$$

d) Concentración de DBO<sub>5</sub> del efluente:

$$S_e = S_o(1 - E) = 300(1 - 0,83) \therefore S_e = 51\text{ mg/l} < 60\text{ mg/l}(\text{OK})$$

## 1.2. Laguna(s) de maduración

a) Cantidad probable de lagunas de maduración necesarias al sistema.

$$N = \frac{\log(N_i / N_e)}{\log(1 + K_d t)} = \frac{\log(10^6 / 5 \times 10^4)}{\log(1 + 1,651 \times 3)} \therefore N = 1,7 \cong 2\text{ lagunas}$$

b) Área de cada laguna:

$$A = \frac{Q_{med} t}{h} = \frac{2.700 \times 3}{1,4} \therefore A = 5\,786\text{m}^2 < 2\text{ ha}(\text{OK})$$

c) Eficiencia de cada laguna:

$$E = \frac{100K_1 t}{1 + K_1 t} = \frac{100 \times 0,105 \times 3}{1 + 0,105 \times 3} \therefore E = 24,0\%$$

d) Concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente del sistema de lagunas de maduración en serie:

$$S_e = S_o(1 - E)^n = 51(1 - 0,24)^2 \therefore S_e = 29,5\text{ mg/l} < 60\text{ mg/l}(\text{OK})$$

e) Porcentaje de reducción de DBO<sub>5</sub> en el sistema

$$E_{DBO_5} = \frac{S_o - S_e}{S_o} \times 100 = \frac{300 - 29,5}{300} \times 100 \therefore E_{DBO_5} = 90,2\%$$

f) Concentración de CF en el efluente del sistema de lagunas de maduración en serie:

$$N_e' = \frac{N_i}{(1 + K_d t_{mat})^n} = \frac{10^6}{(1 + 1,651 \times 3)^2} \therefore N_e' = 28.218 CF / 100ml \leq 50.000 CF / 100ml \text{ (OK)}$$

g) Porcentaje de reducción de CF/100ml en el sistema:

$$E_{CF} = \frac{N_i - N_e'}{N_i} \times 100 = \frac{10^6 - 28.218}{10^6} \times 100 \therefore E_{CF} = 99,97\%$$

## 2. Alternativa B - Laguna anaeróbica, laguna facultativa y laguna(s) de maduración

### 2.1. Laguna anaeróbica

a) Tiempo de retención:

$$t = \frac{S_o}{\lambda_v} = \frac{300}{150} = 2 \text{ días}$$

b) Área del nivel medio:

$$A = \frac{Q_{med} t}{h} = \frac{2.700 \times 2}{2,5} \therefore A = 2.160 m^2 < 5 \text{ ha (OK)}$$

c) Concentración de DBO<sub>5</sub> del efluente:

$$S_e = S_o(1 - E) = 300(1 - 0,60) \therefore S_e = 120 \text{ mg/l}$$

### 2.2. Laguna facultativa secundaria

a) Área del nivel medio:

$$A = \frac{10 S_o Q_{med}}{\lambda_{sec}} = \frac{10 \times 120 \times 2.700}{315} \therefore A = 10.286 m^2 \leq 15 \text{ ha (OK)}$$

b) Tiempo de retención:

$$t = \frac{Ah}{Q_{med}} = \frac{10.286 \times 1,9}{2.700} \therefore t = 7,2 \text{ días} \geq 5 \text{ días (OK)}$$

c) Eficiencia:

$$E = \frac{100K_1t}{1 + K_1t} = \frac{100 \times 0,400 \times 7,2}{1 + 0,400 \times 7,2} \therefore E = 74,2\%$$

d) Concentración de DBO<sub>5</sub> del efluente.

$$S_e = S_o(1 - E) = 120(1 - 0,742) \therefore S_e = 31 \text{ mg/l} < 60 \text{ mg/l (OK)}$$

### 2.3. Laguna(s) de maduración

- a) Cantidad de lagunas (idéntico a la primera alternativa): 2
- b) Área de cada laguna (idéntico a la primera alternativa): A = 5.786 m<sup>2</sup> < 2 ha (OK)
- c) Eficiencia de cada laguna (idéntico a la primera alternativa): E = 24%
- d) Concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente del sistema de lagunas de maduración en serie

$$S_e = S_o(1 - E)^n = 31(1 - 0,24)^2 \therefore S_e = 17,9 \text{ mg/l} < 60 \text{ mg/l (OK)}$$

e) Porcentaje de reducción de DBO<sub>5</sub> en el sistema

$$E_{DBO_5} = \frac{S_o - S_e}{S_o} \times 100 = \frac{300 - 17,9}{300} \times 100 \therefore E_{DBO_5} = 94,0\%$$

f) Concentración de CF en el efluente del sistema de lagunas de maduración en serie (idéntico a la primera alternativa):

$$N^*_e = 28.218 \text{ CF/100ml} < 50.000 \text{ CF/100ml (OK)}$$

g) Porcentaje de reducción de CF/100ml en el sistema (idéntico a la primera alternativa):

$$E_{CF} = 99,97\%$$

### 3. Comparación de áreas

| TIPO DE LAGUNA | ÁREA(m <sup>2</sup> )<br>ALTERNATIVA |        |
|----------------|--------------------------------------|--------|
|                | A                                    | B      |
| ANERÓBICA      | -                                    | 2 160  |
| FACULTATIVA    | 23.143                               | 10 286 |
| MADURACIÓN     | 11.572                               | 11 572 |
| TOTAL          | 34 715                               | 24.018 |

La reducción de área al considerar la segunda alternativa es de 30,8%, además de que el segundo sistema con la adopción de una laguna anaeróbica es más eficiente que el primero.

**7.4.2. Dimensionar un sistema de lagunas de estabilización con los datos del ejemplo 7.4.1, Alternativa A.**

Usar los criterios de flujo disperso por el método de Yáñez y estimar la cantidad de huevos de helmintos en el efluente del sistema. Adoptar la relación largo/ancho,  $L/W = 3$  (lagunas facultativas y de maduración).

**1. Alternativa A – Laguna facultativa y laguna(s) de maduración en serie.**

*1.1. Laguna facultativa primaria.*

a) Temperatura del aire:

$$T_{\text{agua}} = 9,336 + 0,780T_{\text{aire}}, \text{ ecuación (7.40)}$$

$$T_{\text{aire}} = \frac{T_{\text{agua}} - 9,336}{0,780} = \frac{26 - 9,336}{0,780} = 21,4^{\circ}\text{C}$$

b) Carga orgánica máxima permitida:

$$\lambda_{s,\text{max}} = 20T - 60, \text{ ecuación (7.34)}$$

$$\lambda_{s,\text{max}} = 20 \times 21,4 - 60 \cong 368 \text{ kg DBO/ha.día}$$

Adoptaremos  $\lambda_s = 350 \text{ kg DBO/ha día}$

c) Area del nivel medio:

$$A = 23.143\text{m}^2 \leq 15\text{ha} \text{ (idéntico al ejemplo anterior)}$$

d) Tiempo de retención

$$t = 16,3 \text{ días} \geq 5 \text{ días} \text{ (idéntico al ejemplo anterior)}$$

e) Eficiencia:

$$E = 83,0\% \text{ (idéntico al ejemplo anterior)}$$

f) Concentración de DBO<sub>5</sub> del efluente:

$$S_e = 5 \text{ mg/l} < 60 \text{ mg/l} \text{ (idéntico al ejemplo anterior)}$$

g) Concentración de huevos de helmintos en el efluente de la laguna facultativa.

- Reducción esperada:

$$R = 100 \left[ 1 - 0,41 e^{(-0,49t + 0,0085t^2)} \right]$$

$$R = 100 \left\{ 1 - 0,41 e^{(-0,49 \times 16,3 + 0,0085 \times (16,3)^2)} \right\}$$

$$R = 99,87\%$$

- Cantidad de huevos de helmintos en el efluente

$$\text{No de helmintos} = 600(1 - 0,9987) = 0,78 \angle 1 \text{ (OK)}$$

### 1.2. Laguna(s) de maduración.

a) Cantidad probable de lagunas de maduración necesarias al sistema:

$$N = 1,7 \cong 2 \text{ lagunas (idéntico al ejemplo anterior)}$$

b) Area de cada laguna:

$$A = 5.786 m^2 \angle 2 ha \text{ (idéntico al ejemplo anterior)}$$

c) Carga orgánica superficial en la primer laguna de maduración.

$$\lambda_s = \frac{10S_o h}{t} = \frac{10 \times 51 \times 1,4}{3} \cong 238 \text{ kg DBO}_5 / \text{ha.día}$$

d) Remoción de DBO<sub>5</sub> soluble en la primer laguna de maduración:

$$\lambda_{sr} = 0,765 \lambda_s - 0,8 = 0,765 \times 238 - 0,8 \cong 181 \text{ kg.DBO}_5 / \text{ha.día}$$

e) Eficiencia

$$E = \frac{238 - 181}{238} \times 100 \cong 23,9\%$$

f) Concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente del sistema de lagunas de maduración en serie:

$$S_e = S_o(1 - E)^n = 51(1 - 0,239)^2 \cong 29,5 \text{ mg/l} < 60 \text{ mg/l (OK)}$$

g) Porcentaje de reducción de DBO<sub>5</sub> en el sistema:

$$E_{DBO_5} = \frac{S_o - S_e}{S_o} \times 100 = \frac{300 - 29,5}{300} \times 100 \therefore E_{DBO_5} = 90,2\%$$

h) Número de dispersión, ecuación (7.16) para L/W = 3:

$$d = 0,31173$$

i) Coeficiente  $\alpha$ :

$$\alpha = \sqrt{1 + 4K_b d} = \sqrt{1 + 4 \times 1,651 \times 3 \times 0,31173} = 2,679$$

j) Concentración de CF en el efluente de la primer laguna de maduración.

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{4ae^{(1-a)/2d}}{(1+a)^2} = \frac{4 \times 2,679 e^{(1-2,679)/2 \times 0,31173}}{(1+2,679)^2}$$

$$\frac{N_e''}{N_i} = 0,05358 \therefore N_e'' = 10^6 \times 0,05358 = 53.580 \text{ CF} / 100 \text{ ml}$$

k) Concentración de CF en el efluente de la segunda laguna de maduración:

$$\frac{N_e'}{N_i} = \frac{4ae^{(1-a)/2d}}{(1+a)^2} = 0,05358$$

$$N_e' = 53.580 \times 0,05358 = 2871 \text{ CF} / 100 \text{ ml} < 50.000 \text{ CF} / 100 \text{ ml (OK)}$$

l) Porcentaje de reducción de CF/100 ml en el sistema:

$$E_{CF} = \frac{N_i - N_e}{N_i} \times 100 = \frac{10^8 - 2871}{10^8} \times 100 = 99,997\%$$

## 7.5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Arceivala, S.J. (1973), *Simple Waste Treatment Methods, Aerated Lagoons, Oxidation Ditches, Stabilization Ponds in Warm and Temperate Climates*, Middle East Technical University, Ankara, Turquia.
- \_\_\_\_\_ (1981), *Wastewater Treatment and Disposal: Engineering and Ecology in Pollution Control*, Marcel Dekker, Inc. Nueva York.
- \_\_\_\_\_ (1986), *Wastewater Treatment for Pollution Control*, Tate McGraw - Hill Pub. Co. Ltd, Nueva Delhi.
- Arceivala, S J., Axminarayana, J., Alagarsamy, S & Sastry, C. (1970), *Waste Stabilization Ponds – Design, Construction and Operation in India*, Nat. Env. Eng. Res Inst. Nagpur, India.
- Arthur, J.P. (1983), *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*, World Bank Technical Paper No. 7, Washington, D C
- Auerswald, W.A. (1979), *Estudo de Lagoas Facultativas na Região Nordeste do Brasil*, Dissertação para o Grau de Mestre em Ciências, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Brasil.
- Ayres, R.M., Alabaster, G.P., Mara, D.D. & Lee, D.L. (1992 a), *A Design Equation for Human Intestinal Nematode Egg Removal in Waste Stabilization Ponds*, Water Research, 26(6), pp 863-5.
- Azevedo Netto, J.M. et alli (1975), *Lagoas de Estabilização, 2a. ed., CETESB, São Paulo*.
- Broome, J. (1986), *Waste Treatment and Resource Recovery*, in: Information and Training for Low-Cost Water Supply and Sanitation, pub 5.4, The World Bank, Washington, D.C
- Burgers, L. (1982), *Temperature Behaviour in Waste Stabilization Ponds Under Tropical Conditions*, PAHO/CEPIS Report, Lima.
- Cavalcanti, C. de P T, König, A., Mendonça, S.R. & Ceballos, B.S O. (1991), *Variação de Coliformes Fecais e Diversidade de Algas em Lagoas de Estabilização em Série Tratando Esgoto Doméstico, Guarabira, PB*, in: XVI Congresso Brasileiro de Microbiologia, Santos, São Paulo.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1989), *Operação e Manutenção de Lagoas Anaeróbias e Facultativas*, Série Manuais, São Paulo.
- Eckenfelder Jr., W. W. (1966), *Industrial Water Pollution Control*, McGraw-Hill, Nueva York

- \_\_\_\_\_ (1970), *Water Quality Engineering for Practicing Engineers*, Barnes and Nobles, Inc., Nueva York.
- Ferreira, I.V.L. (1988), *Contribuição ao Estudo do Ciclo de Enxofre em Lagoas Profundas em Série*. Tesis de Maestría, UFPB, Campina Grande, Brasil.
- Florentino, I.Q.B. (1992), *Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização do Município de Guarabira, PB*, Tesis de Maestría, Univ. Fed. da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil.
- Florentino, I.Q.B., König, A.; Ceballos, B.S.O. & Freitas, V.L.B. (1991), *Remoção de Matéria Orgânica, Bactérias Indicadoras e Helmintos no Sistema de Lagoas de Estabilização de Guarabira, PB*, 43ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, Rio de Janeiro.
- Florentino, E.R., König, A.; Ceballos, B.S.O. & Nóbrega, A. (1991), *Coliformes Fecais e Ascaris Lumbricoides no Ciclo Diário do Esgoto Bruto e Efluente Final de um Sistema de Lagoas de Estabilização, Guarabira, PB*, in: XVI Congresso Brasileiro de Microbiologia, Santos, São Paulo.
- Fuks, J.L. & Ramos, J.C. (1985), *Mantenimiento de Equipos de los Sistemas de Agua Potable y Alcantarillado*, CEPIS, Manual DTIAPA No. C-13, Lima.
- Gloyna, E.F. (1971), *Waste Stabilization Ponds*, World Health Organization, Geneve, Suiza.
- \_\_\_\_\_ (1973), *Estanques de Estabilización de Aguas Residuales*, OPS, Serie de Monografías, No. 60, Washington, D.C.
- \_\_\_\_\_ (1976), *Waste Stabilization Pond Design*, in: *Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Water Resources Symposium No. 9*, University of Texas, Austin, EEUU.
- Gloyna, E. & Espino, E. (1969) *Sulphide Production in Stabilization Ponds*, Journ. ASCE, San. Eng. Div.
- Hammer, M.J. (1977), *Water and Wastewater Technology*, Wiley and Sons, Nueva York.
- Hess, M.L. (1975), Lagoas Anaeróbias, in: Azevedo Netto J.M. at alli, *Lagoas de Estabilização*, 2a. ed., cap. 6, pp. 67-75, CETESB, São Paulo.
- Imhoff, K. & Imhoff, K.R. (1986), *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*, trad. de la 26ª ed. alemana, por Max Lothar Hess, Ed. Edgard Blücher Ltda., São Paulo.
- IMTA - Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (1992), *Manual de Agua Potable y Saneamiento (Lagunas de Estabilización)*, Coordinación de Tecnología Urbano Industrial, México.

- \_\_\_\_\_ (1994), *Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*, Libro II, Proyecto, 3ª Sección: Potabilización y Tratamiento, México
- Kellner, E. & Pires, E. C. (1998), *Lagoas de Estabilização – Projeto e Operação*, ABES, Rio de Janeiro.
- León, S G. & Moscoso, C.J. (1996), *Curso de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales*, OPS/CEPIS/PUB96 20, Lima.
- Lima, A.F. (1984), *Avaliação da Eficiência das Lagoas Facultativas Fotossintéticas*, Engenharia Sanitária, Vol. 23, No. 1, 62-64, Rio de Janeiro
- Lima, L.M.R.; König, A., Ceballos, B.S.O.; Florentino, I.Q.B. & Freitas, V.L.B. (1991), *Diversidade de Algas no Sistema, de Lagoas de Estabilização de Guarabira, PB*, 43ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, Rio de Janeiro.
- Mara, D.D., (1976), *Sewage Treatment in Hot Climates*, John Wiley & Sons, Londres.
- Mara, D.D. & Cairncross, S. (1990), *Directrices para el Uso sin Riesgos de Aguas Residuales y Excretas en Agricultura*, OMS, Ginebra
- Mara, D.D., & Silva, S.A. (1979), *Tratamentos Biológicos de Aguas Residuárias - Lagoas de Estabilização*, ABES, Rio de Janeiro.
- Marais, G.V.R. (1974), *Journal of the Environmental Engineering Division ASCE*, 100, 119, Estados Unidos.
- Matsushita, A.T., (1972), *Estudo Experimental sobre Lagoas de Estabilização para Esgoto Sanitário*, Tesis de Maestría, Esc. de Eng. de São Carlos, São Paulo.
- McGarry, M.G. & Pescod, M.B. (1970), *Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia*, in *Waste Treatment Lagoons*, Proc. 2nd Int. Symp., Kansas city, Missouri, Estados Unidos. pp. 114-32.
- Mendonça, S.R. (1979), *Waste Stabilization Ponds in Paraíba State, Brazil*, in *Collaboration in Water and Wastewater Engineering for Developing Countries*, 5th WEDC Conference Proceedings, Loughborough University of Technology, pp. 29-36, Inglaterra.
- \_\_\_\_\_ (1980), *Diagnóstico dos Sistemas de Esgotos Sanitários do Estado da Paraíba*, CAGEPA, João Pessoa, Brasil.
- \_\_\_\_\_ (1987), *Tópicos Avançados em Sistemas de Esgotos Sanitários*, ABES, Rio de Janeiro

- \_\_\_\_\_ (1989), *Sistemas de Lagunas de Estabilización para Tratamiento de Aguas Residuales: Consideraciones Técnicas*, in: "Seminario Internacional de Tratamiento de Aguas Residuales". JAPAC / ANOAPA / OPS/OMS, Culiacán, México.
- \_\_\_\_\_ (1990) *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos*, Ed. S R. Mendonça, João Pessoa, Brasil.
- \_\_\_\_\_ (1991), *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente*, in: Seminário sobre Saneamento de Baixo Custo, Depto. de Eng<sup>a</sup> Híd. e Sanitária da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- \_\_\_\_\_ (1992), *Factores Físicos, Químicos y Microbiológicos que Intervienen en el Mecanismo de Autodependencia de las Lagunas*, In: Taller sobre Lagunas de Estabilización - Proyecto, Construcción y Operación, OPS/OMS, Universidad Autónoma de México, México, D.F.
- Monteggia, L.O. & Sobrinho, P.A. (1999), *Lagoas Anaeróbias, Capítulo 4*, in: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo, PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Coordenador Prof. José Roberto Campos, FINEP, CNPq, CEF, CAPES, Ministerio de Ciência e Tecnologia, Rio de Janeiro.
- MOPT (1991), *Depuración por Lagunaje de Aguas Residuales - Manual de Operadores*, Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.
- MTC – Ministerio de Transportes, Comunicaciones, Vivienda y Construcción (1997), *Reglamento Nacional de Construcciones, Norma S.090, Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales*, Lima.
- Neel, J, McDermott, J & Monday, C (1961), *Experimental Lagooning of Raw Sewage in Fayette*, Missouri, Jour. WPCF, 33.
- Oswald, W. (1972), *Complete Waste Treatment Ponds*, in: Advances in Water Pollution Research, 6th Int. Conf., Jerusalem, Israel.
- Polprasert, C & Bhattari, K.K. (1985), *Dispersión Model for Waste Stabilization Ponds*, Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 111 (EE1), pp. 45-58.
- Romero, J.A.R. (1994), *Acuitratamiento por Lagunas de Estabilización*, Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Santa Fe de Bogotá.
- Sáenz, F.R. (1985), *Lagunas de Estabilización y otros Sistemas Simplificados para el Tratamiento de Aguas Residuales*, Manual DTIAPA N.C-14, CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú
- \_\_\_\_\_ (1992), *Predicción de la Calidad del Efluente en Lagunas de Estabilización*, OPS/OMS, Programa HPE, Washington, D.C

- Saqqar, M.M. & Pescod, M.B. (1996), *Performance Evaluation of Anoxic and Facultative Wastewater Stabilization Ponds*, Wat. Sci. Tech. Vol. 33, No. 7, pp. 141-145.
- Selcuk, S. (1974), *M. S. Thesis*, Middle East Tech, Univ, Ankara, Turquia.
- Silva, S.A (1982), *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*, Ph D. thesis, Dandee Univ., Escocia.
- Slanetz, L.W. & Marais, G.V.R. (1970), *Survival of Enteritic Bacteria and Viruses in Municipal Sewage Lagoons*, Waste Treatment Lagoons, Proc. 2nd Int. Symp., Kansas City, Missouri, USA.
- Thirimurthy, D. (1969), *Design Principle of Waste Stabilization Ponds*, Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol. 95, No. SA2, pp. 311-329.
- \_\_\_\_\_ (1974), *Design Criteria for Waste Stabilization Ponds*, Journal WPCF, Vol. 46, No. 9, pp. 2094-106.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1979), *Performance and Upgrading of Wastewater Stabilization Ponds*, EPA - 600/9-79-011, Office of Research and Development, Cincinnati.
- Vargas, C. & Sánchez, A. (1972), *Puesta en Marcha y Primer Etapa de Experimentación en las Lagunas de Estabilización de Melipilla*, Publicación I-24, Universidad de Chile.
- Vidal, W.L. (1983), *Aperfeiçoamentos Hidráulicos no Projeto de Lagoas de Estabilização, Visando Redução de Área de Tratamento: Uma Aplicação Prática*, CETESB, 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Camboriú, Santa Catarina, Brasil.
- Von Sperling, M (1996), *Principios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização, Vol. 3* DESA, UFMG, Belo Horizonte, Brasil.
- Water Environment Research Foundation (1994), *Water Reuse*, James Crook, Daniel A. Okun, Albert B. Princince, Camp Dresser & McKee Inc., Project 92-WRE-1, Alexandria, EEUU.
- Wehner, J.F. & Wilhelm, R.H. (1958), *Boundary Conditions of Flow Reactor*, Chemical Engineering Science, Nueva York, vol. 6, p.89
- WHO EMRO (1987), *Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice*, Tech. Pub. N. 10. Alexandria, Egito.
- WPCF-Water Pollution Control Federation (1981), *Wastewater Treatment Skill Training Package, Wastewater Stabilization Ponds*, Environment Canada, Washington, D.C.
- Yáñez, F (1982), *Avances en el Tratamiento de Aguas Residuales por Lagunas de Estabilización*, Serie Documentos Técnicos 7, Lima

- \_\_\_\_\_ (1988), *Research on Waste Stabilization, Ponds in Perú*, Regional Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse Sponsored by FAO and the World Bank, Cairo, Egipto
- \_\_\_\_\_ (1993), *Lagunas de Estabilización: Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento*, Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias, Ministerio de Salud Pública, Ecuador.
- Yáñez, F. & Pescod, M.B. (1988), *Wastewater Treatment and Reuse in Jordan*, UNDP/World Bank Integrated Resource Recovery Project, Joint Mission Report.
- Zickefoose, C. & Hayes, R.B.J. (1977), *Operations Manual - Stabilization Ponds*, U.S. Environmental Protection Agency, PB-279 443, Portland.

## **ANEXO I**

### **RESÚMEN DEL CURRICULUM VITAE DEL**

#### **ING. SÉRGIO ROLIM MENDONÇA**

Brasileño, Ingeniero Civil de la Escuela de Ingeniería de la Universidad Federal de Paraíba (EEUFPB), Brasil, Ingeniero Sanitario de la Facultad de Higiene y Salud Pública de la Universidad de São Paulo (FHSPUSP), Brasil, y Master of Science en Control de la Contaminación Ambiental de la Universidad de Leeds, Inglaterra. Posee entrenamiento en el área de aguas residuales domésticas e industriales en los Estados Unidos, Holanda, Japón y Perú. Efectuó varias consultorías en Brasil, Colombia, Costa Rica, Cuba, Ecuador, México y Perú, a través de la Organización Panamericana de la Salud (OPS / OMS), de la firma alemana SANIPLAN y de varias firmas brasileras. Autor de varios trabajos técnicos, numerosos proyectos y cuatro libros en el área de tecnología de aguas y saneamiento. Exprofesor de la Universidad Federal de Paraíba (UFPB) y Exdirector de Operación y Mantenimiento de la Compañía de Agua y Saneamiento de Paraíba (CAGEPA). Es actualmente funcionario de la OPS / OMS, ocupando el puesto de Asesor en Salud y Ambiente, en Santa Fe de Bogotá, Colombia.