

EFECTO DE LA TEMPERATURA EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE ESTANQUES DE ESTABILIZACION*

VERACHAI SUWANNAKARN, Ph.D.,¹ Y EARNEST GLOYNA, DOCTOR EN INGENIERIA²

Como estos estanques se diseñan para el tratamiento de aguas residuales, se denominan, estanques de estabilización de aguas residuales. Son embalses relativamente poco profundos que reúnen buenas condiciones para el tratamiento de aguas contaminadas. Esta clase de tratamiento de aguas residuales es muy conveniente en los lugares donde el terreno es barato, las cargas orgánicas no se mantienen constantes y las condiciones climáticas son favorables. Los estanques son fáciles de construir y no requieren un grado elevado de supervisión técnica, si bien la supervisión mediante operarios adiestrados es conveniente y de ordinario necesaria. Sin duda, los estanques de estabilización de aguas residuales no son el único método de tratamiento de desechos que un ingeniero debe considerar. En teoría, estos estanques pueden ser una fuente de proteínas procedentes de plantas y peces, de vitaminas, de abonos procedentes de los sedimentos, y de agua clara para fines de regadío y pesca. Sin embargo, con respecto al futuro inmediato, el propósito primordial de mejorar las normas de diseño de proyectos es construir instalaciones que produzcan un efluente uniforme y al mismo tiempo no creen problemas de carácter ambiental.

El proceso de estabilización depende del uso efectivo de las bacterias para reducir las materias orgánicas putrescibles, y de las algas para mantener las condiciones aeróbicas. Las bacterias son esenciales para descomponer los elementos de los desechos hasta convertirlos en substratos orgánicos más simples, utilizando parte de la energía

y de los elementos resultantes en su propio proceso metabólico. Las algas verdes, a su vez, emplean esos productos de la descomposición bacteriana, entre ellos el bióxido de carbono, como fuente de su propio carbono, liberan oxígeno y, finalmente, residuos celulares.

A medida que los nutrientes son eliminados del substrato líquido, las aguas residuales se vuelven relativamente limpias. Como la estabilización más rápida se produce en condiciones aeróbicas, es conveniente mantener un complejo equilibrio entre las bacterias aeróbicas y las algas verdes. Puesto que también hay microorganismos anaerobios facultativos y algas verdiazules, en particular en los sedimentos profundos, siempre hay un sistema ecológico realmente complejo. En los estanques que contienen cargas mayores, las capas anaeróbicas se desplazan naturalmente a la zona más próxima a la superficie. En ciertas condiciones desfavorables, todo el estanque puede quedar sin oxígeno libre alguno, criar capas superficiales de algas verdiazules y, en general, causar molestias. Si el estanque de estabilización está bien proyectado y construido y funciona bien, el oxígeno procedente de la fotosíntesis se formará en las capas superiores del estanque y los efectos nocivos de la acción anaeróbica dejarán de constituir un inconveniente importante.

Hay diversos factores que desvirtúan la utilidad general de los estanques de estabilización de aguas residuales. La proliferación de algas en el estanque, la decoloración del efluente y, en ocasiones, los olores, han dado motivo de preocupación. Los problemas de mantenimiento surgen del control de la erosión, de la erradicación de malezas, del control de animales minadores, de la eliminación de

* Manuscrito recibido en enero de 1963.

¹ Ingeniero, Bangkok, Tailandia.

² Profesor de Ingeniería de Saneamiento del Medio, Universidad de Texas, Austin, Texas, Estados Unidos.

criaderos de mosquitos y del mantenimiento del nivel del agua. Sin embargo, todos estos aspectos fisiobiológicos pueden ser contrarrestados por diseños y supervisión del proyecto apropiados. Los criaderos de mosquitos se pueden eliminar haciendo variar el nivel del agua, quemando la maleza de las orillas y evitando la formación de capas de sólidos flotante. Los compuestos químicos, en particular los residuos tóxicos industriales, han causado graves dificultades de funcionamiento, pero la mayoría de los estanques de estabilización han mostrado un grado de adaptabilidad elevado. La posible contaminación de las aguas subterráneas por infiltración de las de estos estanques de estabilización ha sido uno de los problemas indicados. Además, como la superficie que abarcan es extensa, la mucha lluvia y la excesiva evaporación superficial pueden presentar algunas dificultades.

Este trabajo tiene por objeto dar cuenta de los efectos de la temperatura en la eficacia de funcionamiento de los estanques. Y se propone analizar los criterios sobre el diseño de proyectos y el funcionamiento de las instalaciones.

Dispositivos

Se pusieron en funcionamiento por separado, pequeños estanques de laboratorio a temperaturas de 35°, 24°, 20° y 9°C, y se denominaron Instalación I, II, III y IV, respectivamente. En la Fig. 1 aparece un diagrama esquemático de un estanque de estabilización de aguas residuales. Cada modelo de instalación consistió de dos acuarios (de 15 galones de cabida), luces fluorescentes, depósitos para el afluente y el efluente, y tuberías auxiliares de control de la corriente. Para estudiar las características de la corriente se utilizó yodo radiactivo ^{131}I como indicador, y en los estudios de supervivencia de microorganismos se emplearon *E. coli* y otros, comunes en las aguas residuales.

Procedimiento de alimentación

Para obtener aguas cloacales sintéticas se usó leche en polvo marca "Starlac" (1) La fórmula de alimentación fue la siguiente:

Starlac...	380,0 mg./l.
K_2HPO_4	28,2 mg./l.
Siembra de aguas negras...	10,0 mg./l.
Agua corriente.....	hasta completar el volumen

La leche Starlac consiste en sólidos lácteos secos descremados, que contienen lo siguiente:

Proteína.....	36,5%
Lactosa.....	52,0%
Minerales.....	8,0%
Grasas lácteas.....	1,0%
Humedad.....	2,5%
Fósforo.....	17,5 mg./mg.
Calcio.....	12,2 mg./mg.
Vitamina B ₁	3,5 mg./mg.
Vitamina B ₂	19,7 mg./mg.
Niacina.....	10,7 mg./mg.
Valor en calorías.....	3,7 K-cal./gm.

La DBO teórica de una solución que contenga 380 mg./l. de Starlac es de unos 250 mg./l. Sin embargo, la DBO de las aguas residuales vertidas de hecho en los estanques fue de unos 226 mg./l.

La superficie y el volumen de cada unidad experimental fueron $7,72 \times 10^{-5}$ acres y $7,46 \times 10^{-5}$ acres-pie (92 dm.³) respectivamente. Los promedios de carga orgánica correspondientes a estos sistemas de estanques, fueron 38,8 y 58,1 libras de DBO por acre y día, para cargas volumétricas de 6 y 9 litros diarios, respectivamente. Consideradas bajo el aspecto volumétrico, las cargas fueron 40,1 y 60,2 libras de DBO por acre-pie por día, respectivamente, y el promedio de los períodos de retención fue 15,3 y 10,2 días. No se tomaron en cuenta los efectos de la evaporación.

Relación entre la DBO del efluente y la temperatura

En general, la DBO está exponencialmente relacionada por una función exponen-

cial con el tiempo, la dilución y la temperatura. Sin embargo, cuando hay algas, el medio es algo distinto del de un sistema bacteriano típico. El sistema de descomposición biológica es, por consiguiente, cada vez más complejo y los coeficientes de oxidación pueden reducirse materialmente. Las enzimas y productos intermedios de todos los reactivos están íntimamente relacionados.

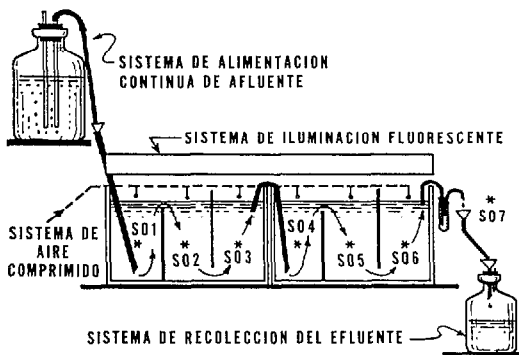
En el cuadro No. 1 figuran los valores medios de la DBO del efluente de los depósitos. Para una carga orgánica de 38,8 libras de DBO por acre y día, el efluente contenía menos DBO a medida que la temperatura del estanque aumentaba. La

Fig. 2 indica la DBO del efluente de los diversos sistemas de estanques. Con excepción de la unidad a 20°C., la DBO del efluente fue más elevada en los estanques de mayor carga. Esta anomalía puede explicarse por el hecho de que no hubo proliferación significativa de algas durante el período en que la carga orgánica fue de 58,1 libras de DBO por acre y día.

En el primer período, se aplicaron a las instalaciones I-II y III-IV, 2 series de cargas, 58,1 y 38,8 DBO por acre y día, respectivamente. Más adelante, en el segundo período, las cargas se intercambiaron. Debe observarse que las variaciones de la eliminación de la DBO ocurrieron durante el intercambio de cargas; sin embargo, se dio tiempo para la estabilización interna de los estanques.

El intervalo de la DBO del efluente parece ser bastante grande; no obstante, hay una tendencia definida a la estabilización. Hubiera sido conveniente controlar todos los factores de las fluctuaciones, tal como la proliferación de algas, pero en la práctica este tipo de control no parece factible cuando se utilizan cultivos mixtos. Debe reconocerse que, en la práctica, las oscilaciones de corriente durante el día no son raras y

FIG. 1.—Diagrama de las instalaciones modelo.



CUADRO NO. 1.—Relación entre el promedio de la DBO del efluente y la temperatura.

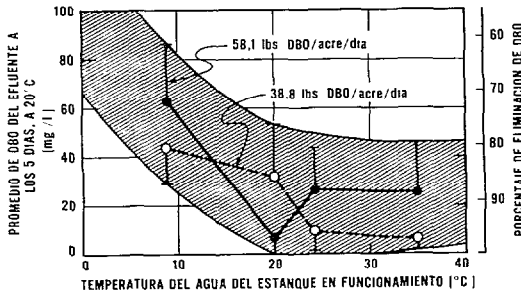
Detalle	Temperatura			
	35°C.	24°C.	20°C.	9°C.
No. de muestras	121	121	28	29
\bar{X} , media aritmética (mg./l.)	26,8	27,0	5,57	62,3
σ_x , desviación normal (mg./l.)	20,1	17,9	5,54	23,9
DBO del afluente (mg./l.)*	226,0	226,0	226,0	226,0
Libras de DBO/acre/día**	58,1	58,1	58,1	58,1
Libras de DBO/acre-pie/día	60,2	60,2	60,2	60,2
No. de muestras	29	37	123	98
\bar{X} , media aritmética (mg./l.)	4,97	9,45	33,6	45,2
σ_x , desviación normal (mg./l.)	2,78	9,20	20,6	16,3
DBO del afluente (mg./l.)	226,0	226,0	226,0	226,0
Libras de DBO/acre/día	38,8	38,8	38,8	38,8
Libras de DBO/acre-pie/día	40,1	40,1	40,1	40,1

* Valor promedio.

** Carga de DBO basada en el afluente.

causan variaciones significativas de las cargas volumétricas y orgánicas. Por consiguiente, para todos los fines prácticos, el medio se controla cuando la luz, la carga orgánica, la temperatura y la carga volumétrica están reguladas.

Fig. 2.—Efecto de la temperatura en los efluentes de estanques de estabilización.



Relación entre la DBO del efluente y el tiempo

Experimentos biológicos que abarcaron las aportaciones de numerosos microorganismos tienden a mostrar condiciones de inestabilidad. Incluso en condiciones de laboratorio bastante rigurosas hay la posibilidad de que ocurran proliferaciones en gran escala. Este problema queda ilustrado en forma interesante en las Figs. 3 y 4. La Fig. 5 muestra un análisis de los resultados. Es interesante que, si bien la actividad de los microorganismos varió, la DBO del efluente siguió una distribución claramente oblicua. La representación gráfica de los datos de DBO del efluente en un papel logarítmico de diagramas de probabilidades resultó ser una línea recta.

Fig. 3.—Variación cronológica de la DBO del efluente a 35° y 24°C.

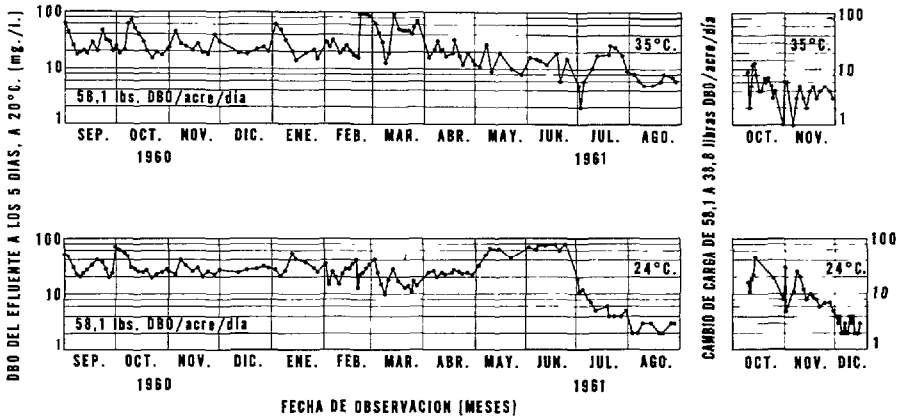


Fig. 4.—Variación mensual de la DBO del efluente a 20° y 9°C.

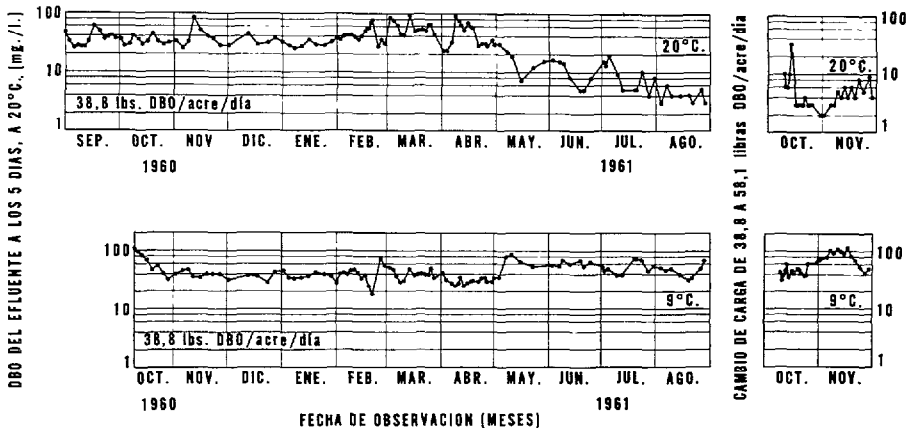
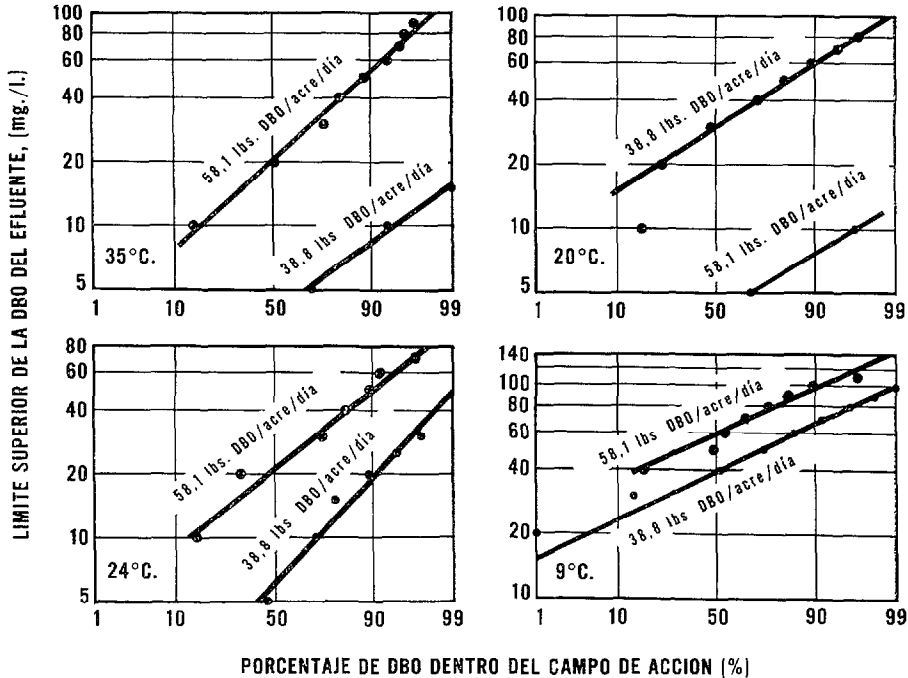


FIG. 5.—Variación estadística de la DBO del efluente a diferentes temperaturas.



Las Figs. 6 y 7 ofrecen algunos valores típicos "diarios" de la DBO del efluente. En la degradación de las aguas residuales sintéticas hay primero una DBO escasa en la fase inicial y después de una semana de incubación, se advierte una segunda fase de DBO. La comparación de las aguas negras municipales no sometidas a tratamiento y el efluente del estanque tratado (9°C.) indica la relativa estabilidad de éste último, si bien es patente que las aguas residuales del estanque no han sido estabilizadas por entero.

Relación entre la DBO y la retención

El período de retención es una medida del tiempo de reacción, así como de la distancia de reacción, es decir, la trayectoria de la corriente. En estos experimentos la ejecución fue más característica de un sistema conectado en serie. Como cada grupo de dos acuarios fue desviado hacia tres compartimientos, cada uno de éstos puede considerarse como un estanque independiente. Se tomaron muestras del sector

central de cada compartimiento. Estos puntos de toma de muestras, empezando cerca del afluente, se denominaron Estación S01, S02, S03, S04, S05 y S06, respectivamente. Se calcularon los períodos de retención correspondientes a los diversos puntos y los resultados figuran en el cuadro No. 2. La retención es simplemente la razón del volumen de la vasija de reacción al caudal del afluente.

En la Fig. 8 puede observarse que el tiempo necesario para obtener el 90% de eliminación de la DBO del afluente, t_{90} , a 35°C. no se alteró en grado sensible por cambio de la carga. A temperaturas de 20, 24 y 35°C., el tiempo necesario para obtener un valor de t_{90} fue mucho menor que los 20 días notificados algunas veces. En realidad, a 35°C. el valor de t_{90} se logra en unos tres días. Tiene bastante interés el hecho de que para una variación de temperatura entre 20° y 24°C., el valor de t_{90} a cargas más elevadas de caudal de ingreso fue menor que el correspondiente a la carga de caudal de ingreso más baja. Estos re-

FIG. 6.—Variación de la DBO diaria de efluentes de estanques a 20°, 24° y 35°C.

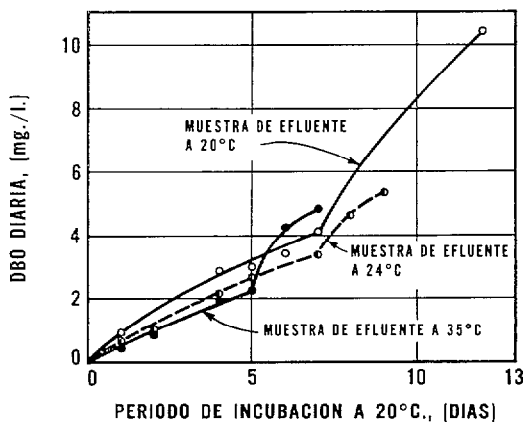
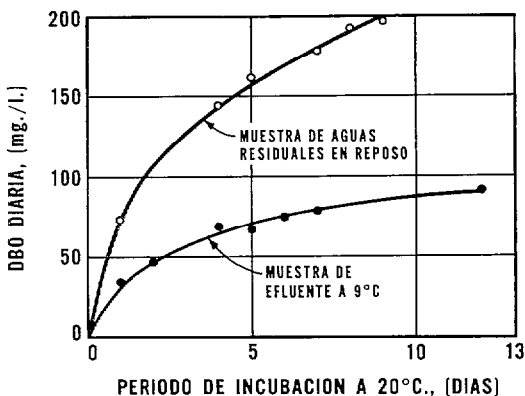


FIG. 7.—Variación de la DBO del efluente a 9°C. y de la siembra de aguas residuales en reposo.



sultados indican que los estanques de estabilización pueden funcionar con cargas mayores que 58,1 libras de DBO por acre y día. Sin embargo, se ha de reconocer que, a medida que las cargas orgánica y volumétrica aumentan, habrá también más probabilidad de que ocurra proliferación en gran escala. En condiciones sometidas a control, los problemas de mayor importancia, tales como los que plantean los olores, las espumas y la eliminación deficiente de DBO, estuvieron en relación con la proliferación de algas (2).

Relación entre la DBO y el pH

Cuando las aguas residuales neutralizadas se aplican a un estanque, hay una relación

indirecta entre la DBO y el pH, en cualquier punto de la masa de dicho estanque. Esta correlación no es una sorpresa, puesto que el CO₂ producido por las bacterias tiende a neutralizar el pH, y la utilización del CO₂ por las algas invierte la tendencia. Con respecto a algunos residuos especiales, industriales o bien petroquímicos, esta relación no es tan perceptible. Si bien la correlación de la DBO con el pH no es segura desde el punto de vista técnico, tales comparaciones suelen contribuir a descubrir la posible relación de la actividad de las algas con la estabilización. La Fig. 9 indica que hay una relación expresable por una función lineal entre el pH y la DBO. Se observa que la pendiente o coeficiente angular de las rectas pH-DBO van tendiendo cada vez más a cero al descender la temperatura a 20°C. A 9°C. la tendencia se invierte debido a que el pH inicial de unos 8,5, combinado con una actividad bacteriana mínima, mantuvo el pH relativamente alto. Las muestras se tomaron en toda la extensión de los estanques, salvo en los puntos de entrada y salida del líquido, y las mediciones de pH se hicieron durante los mismos

CUADRO No. 2.—Retención teórica (t_i) de las estaciones de muestreo a profundidad media.

Carga	Estación de muestreo (retención en días)						
	S01	S02	S03	S04	S05	S06	S07 (Efluente)
9 L/d* . . .	0,94	2,56	4,17	6,06	7,67	9,28	10,22
6 L/d** . . .	1,41	3,83	6,25	9,09	11,50	13,91	15,33

* 58,1 libras de DBO por acre y día.
 ** 38,8 libras de DBO por acre y día.

FIG. 8.—Relación entre la DBO y la retención.

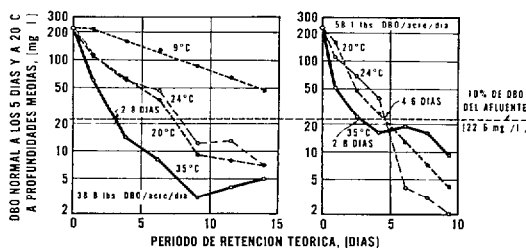


FIG. 9.—Relación entre la DBO y el pH a distintas temperaturas.

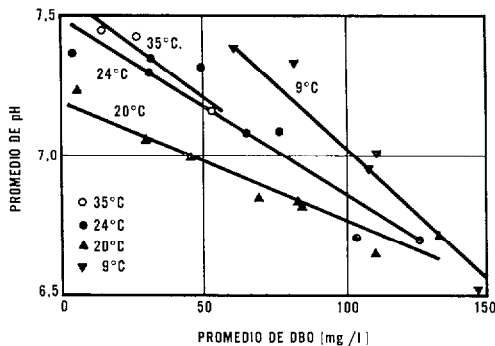
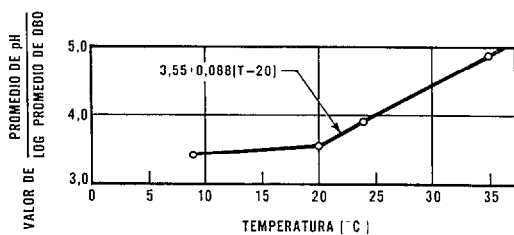


FIG. 10.—Efecto de la temperatura en la razón del promedio de pH al log. de DBO.



períodos de luz diurna. La significación de estos "promedios totales" se indica en la Fig. 10, la razón del pH al logaritmo de la DBO se representa en función de la temperatura. Es digno de observar que por encima de 20°C., esta razón de pH a log DBO es a su vez función lineal de la temperatura.

Color, sólidos en suspensión y transmisión de la luz

El color aparente, los sólidos en suspensión, la transmisión de la luz y, en general, las características físicas están relacionadas con el cultivo de algas. Por desgracia, la comparación de la DBO con diversas características, sólo arroja vagas correlaciones. No hay correlación significativa entre la DBO y la transmisión de la luz. La temperatura afecta, en grado substancial la proliferación de algunas algas; sin embargo, no hay al parecer correlación importante entre el aspecto general y la temperatura. Cuanto puede afirmarse acerca del color aparente y la temperatura o la

DBO, es que no parece haber relación alguna que pueda ser de utilidad entre ellos.

Número más probable de microorganismos (NMP)

Las aguas residuales de procedencia doméstica contienen gran número de microorganismos. Por consiguiente, importa que las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, no sólo reduzcan la DBO de las aguas negras, sino también el recuento bacteriano. Las Figs. 11 y 12 revelan algunas tendencias de la reducción de *E. coli* y de poblaciones bacterianas. Se tomaron muestras en la parte central de los compartimientos de desviación a profundidad media, en las estaciones de S01 a S06 inclusive, y en el punto de salida de la S07.

A las temperaturas de 20°, 24° y 37°C., se obtuvo un factor de reducción mayor de 100, es decir, más del 99% de eliminación. La media geométrica, a lo largo de la corriente, parece ser similar a la tendencia mostrada por la reducción de la DBO. Las curvas de supervivencia muestran que los estanques de estabilización reducen en buena medida el número total de bacterias, si bien las temperaturas del estanque comprendidas entre 20° y 37°C. no fueron factores importantes de la destrucción bacteriana. En el segundo acuario, la media aritmética del porcentaje de supervivencia fueron poco más o menos las mismas (2,74; 0,74; 1,08 y 0,69). La reducción máxima de *E. coli* fue

FIG. 11.—Reducción de microorganismos coliformes.

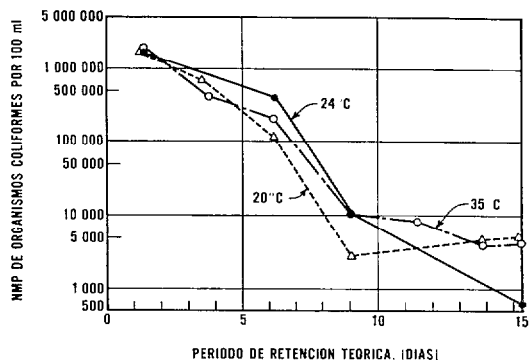
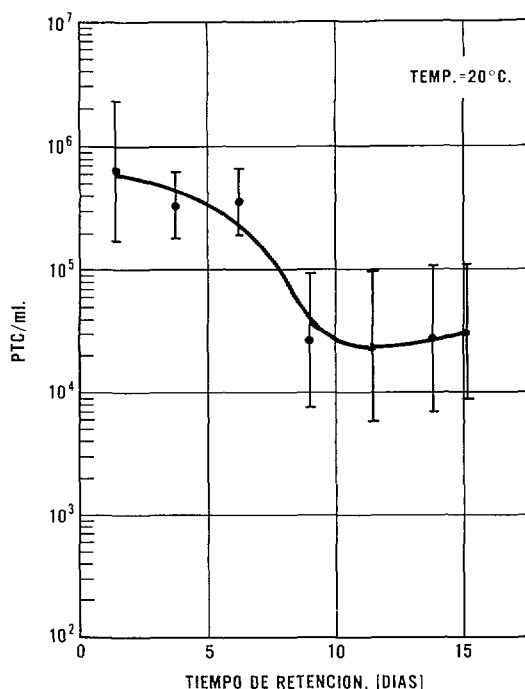


FIG. 12.—Reducción del total de población bacteriana en función del tiempo de retención.



del $99,4 \pm 0,74$ por ciento y ocurrió en la sección quinta, lo cual equivale a una retención de 11,4 días.

Merecen destacarse algunos hechos referentes al *E. coli*. Los organismos coliformes se encontraron en mayor número en la superficie que a media profundidad. Asimismo, el ritmo de reducción más rápido ocurrió en el primero de los dos acuarios. En realidad, la densidad media de bacterias coliformes en las diversas secciones del segundo estanque se mantuvo bastante uniforme. La densidad media de microorganismos coliformes en todas las secciones del estanque durante la adición de aguas residuales en lotes intermitentes fue menor que la densidad media durante la alimentación continua. Al parecer, esta diferencia se debe al súbito incremento inicial de la población bacteriana y a que una fuente limitada de alimento causa, naturalmente, un descenso más rápido del número de microorganismos.

Considerando el porcentaje, hubo una

reducción mayor de microorganismos coliformes (NMP) en comparación con la población bacteriana total. Este fenómeno puede explicarse si se tiene en cuenta que otros microorganismos se adaptaron mejor, en general, al medio del estanque que las bacterias coliformes. También resultó que el período de retención de 9 días fue satisfactorio con respecto a una reducción razonable de la población coliforme y de otras bacterias. Tiene bastante interés el hecho de que las algas del estanque alcanzaran, asimismo, un equilibrio con las bacterias a medida que la retención teórica se iba aproximando a los 9 días. Esta relación está respaldada por el hecho de que el pH alcanzó su valor máximo y constante en este punto de la estabilización. Algo de la reducción bacteriana puede deberse directamente a la actividad de las algas. Se ha notificado que el material extraído de las células de *Chlorella* es tóxico para los sistemas bacterianos (3, 4). Por lo menos algunas de estas propiedades antibacterianas parecen estar relacionadas con los extractos de ácidos grasos; sin embargo, es comprensible que el medio general de un estanque de estabilización no sea favorable a la propagación de *E. coli*.

Normas generales relativas al diseño

El estanque de estabilización es un medio de probada eficacia de depuración del agua. No obstante, este proceso depende sobre todo de condiciones ambientales, climáticas y de otra índole. Las normas relativas al diseño de este sistema de tratamiento son, pues, algo distintas de otras instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

Es sabido que la temperatura afecta al sistema biológico. Sin embargo, hasta la fecha, la influencia de la temperatura no se ha constatado por entero en lo que respecta a los estanques de estabilización. De ordinario, se da por supuesto que la temperatura es la misma en la totalidad del estanque de estabilización, y este supuesto es válido en cuanto a los estanques poco pro-

fundos. Es evidente que cualquier fórmula relativa al funcionamiento de un estanque ha de contener una variable o parámetro correspondiente a la temperatura. Del mismo modo, la temperatura de control será la representativa de las estaciones más frías.

Como orientación para comprobar estos datos de laboratorio, se utilizó una ecuación empírica (Eq. 1) propuesta previamente y basada en un 80-90% de eliminación de la DBO:

$$V = \frac{Nqy}{200} t_0 e^{c(T_0 - T)} \quad (\text{Eq. 1})$$

en la cual V = capacidad necesaria de los estanques (suponiendo una profundidad de 3 a 8 pies, o sea, 0,90 a 2,40 m.),

Nq = carga orgánica diaria de aguas residuales correspondiente a la población N,

y = 5 días de DBO de las aguas residuales a 20°C. (U.S. \cong 200 mg./l.),

t₀ = tiempo óptimo de reacción, unos 3,5 días,

e = base de los logaritmos naturales: 2,71828,

c = exponencial constante con respecto a la temperatura, (0,0693),

T₀ = temperatura óptima de reacción, unos 35°C.,

T = temperatura media del agua del estanque en funcionamiento durante el período elegido, el más frío del mes.

Expresada en unidades prácticas, la Eq. 1 puede escribirse como sigue:

$$V = 5,37 \times 10^{-8} Nqy [1,072^{(35-T)}] \quad (\text{Eq. 2})$$

En la Eq. 2, la capacidad del estanque se mide en acres-pie, Nq en galones diarios, e y en mg./l. Utilizando una profundidad mínima (d) de 3 pies para climas templados, la superficie en acres puede determinarse así:

$$A = \frac{V}{3} = 1,79 \times 10^{-8} Nqy [1,072^{(35-T)}] \quad (\text{Eq. 3})$$

Sin embargo, donde la energía solar varíe grandemente y haya mucha nubosidad, es mejor utilizar una profundidad mínima de seis pies. La carga diaria de la DBO correspondiente a la superficie total puede expresarse en esta forma:

$$\begin{aligned} Nqy \text{ en (gpd. (mg./l.))} \\ &= Nqy \times 8,34 \text{ lb/gal} \times 10^{-6} (\text{lb. DBO/día}) \\ \frac{Nqy}{A} &= \frac{Nqy \times 8,34 \times 10^{-6}}{\frac{5,37}{d} \times 10^{-8} Nqy [1,072^{(35-T)}]} \\ &= \frac{155,2d}{1,072^{(35-T)}} \quad (\text{Eq. 4}) \end{aligned}$$

En la Eq. 4 las unidades de carga son libras de la DBO por acre y día.

De conformidad con la Eq. 4, las cargas superficiales tolerables pueden variar de 58 a 466 lb. DBO/acre/día, para temperaturas comprendidas entre 9° y 35°C. Esto puede parecer un intervalo muy amplio, pero si los estanques tienen la profundidad debida, pueden admitir la carga. La Eq. 1 ofrece una gráfica lineal en papel semilogarítmico de la relación entre la capacidad del estanque, V, y la temperatura, T, si bien la carga de la DBO Nqy se mantiene constante. Numéricamente, esta fórmula exponencial es sensible a los cambios de temperatura.

Estos estudios acerca de la temperatura indican que sólo hay ligeras variantes cuando los resultados de las pruebas de laboratorio controladas se comparan con los valores previstos obtenidos mediante la Eq. 1. La fórmula aproximada demostró su validez, con un error máximo del 20% a 35°C. y del 5% a 9°C. Estas diferencias quedan indudablemente comprendidas dentro del límite de las variaciones debidas al tiempo, a los residuos, etc. En el cuadro No. 3 figuran las comparaciones relativas.

De ordinario al diseñar proyectos de carácter práctico, suele desdeñarse la aparición de manchas superficiales de algas. Sin embargo, estas manchas ocurren y la eficacia disminuye puesto que las masas excesivas de algas contribuyen a la carga

CUADRO No. 3.—Comparación de los periodos de retención experimentales y teóricos.

Detalle	Retención a diversas temperaturas		
	35°C.	20°C.	9°C.
Calculada (t_{90})..	2,8 días	7,4 días	22 días
Real (t_t)	3,5 días	8,6 días	21 días
C*	8,80	0,85	1,1

* Factor de corrección que ha de aplicarse a la fórmula $C = \frac{t_{90}}{t_t}$.

total de la DBO del efluente. En el presente estudio, en que el ambiente estuvo sometido a control, hubo manchas superficiales de algas que aparecieron principalmente en las cercanías de la zona de actividad bacteriana. La presencia de tabiques de división de los estanques en compartimientos pequeños resultó, al parecer, eficaz para confinar las masas superficiales en ciertos sectores. En el estanque mantenido a 35°C., las aglomeraciones superficiales se separaron por flotación del agua limpia del estanque. Esto tal vez fuese debido a la acumulación acelerada de masas flotantes de algas filamentosas en condiciones de temperatura favorables a su desarrollo óptimo. En el estanque a 9°C., las masas superficiales no estaban bien desarrolladas y el agua del estanque se mantuvo constantemente turbia, lo cual tal vez se deba a que esa temperatura favorecía el crecimiento bacteriano en vez del desarrollo de las algas. Las condiciones anaeróbicas típicas y los valores de la DBO más altos se relacionaron más frecuentemente con el estanque a 9°C. En los estanques a 20° y 24°C., aparecieron tanto “aglomeraciones superficiales” como “proliferaciones acuáticas”.

La sedimentación es un importante proceso físico que afecta al tratamiento (5). La presencia de sólidos sedimentables en el fondo del estanque depende de la acción anaeróbica constante, la cual supone difusión, disolución y desplazamiento de nutrientes a las capas superiores ricas en oxígeno. Sin duda, el estanque con sólidos

sedimentados es muchísimo más complejo que una columna iluminada que contenga nutrientes disueltos y masas de algas y bacterias.

Se ha notificado que los estanques de estabilización que emplean un sistema de recirculación (6) producen efluentes de gran calidad. Sin embargo, el efecto directo de la recirculación no puede explicarse por entero (7), salvo porque tal vez proporcione ayuda inmediata gracias a la dilución.

La capacidad y el número de los estanques influye en la actividad biológica, pero, en realidad, es la forma de las diversas unidades o la disponibilidad de terreno lo que determina el diseño del proyecto en su aspecto práctico. Una profundidad de 3 a 4 pies basta para controlar la maleza, pero quizá no sea suficiente para un funcionamiento libre de problemas (8). Un estanque poco profundo facilita mejor dilución y dispersión de los nutrientes sólidos, pero resulta demasiado sensible a las alteraciones ambientales (9). Un estanque profundo es más económico y si bien la luz puede no penetrar hasta su máxima profundidad, esto no tiene mayor significación. Investigaciones sobre el terreno y experimentos de laboratorio (2) han indicado que una serie de estanques o uno dividido en compartimientos proporcionan mejor tratamiento que uno solo sin dividir. Sin embargo, desde un punto de vista práctico, conviene disponer de un estanque grande para la dilución inicial. Si el sistema de estanques es vasto y el primer depósito puede tener gran capacidad, se recomienda que el sistema se disponga en serie, preferiblemente de forma tal que el afluente pueda alternarse entre varios estanques. Las observaciones derivadas del presente estudio apoyan estos asertos y debieran tenerse en cuenta para establecer normas locales de construcción de estanques de estabilización.

CONCLUSIONES

- 1) La temperatura del agua es un factor importante de la eficacia del funcionamiento de los estanques de estabilización de aguas

residuales. Teniendo en cuenta todos los demás factores, tales como la luz, la alimentación, la retención y la carga, cabe esperar que la reducción de la DBO será mayor a medida que la temperatura aumente. La ecuación, basada en el 90 % de eliminación de la DBO, parece ser correcta para agua cuya temperatura esté comprendida entre 20° y 24°C., pero, tal vez a 35°C. exceda en un 20 % a lo calculado en el proyecto y a 9°C. le faltará un 5 %. Según los experimentos, estas diferencias no son tan importantes como las variaciones de profundidad. Con respecto a la flexibilidad de funcionamiento, se tiene la impresión de que los estanques deben ser más profundos de lo propuesto originalmente.

2) En general, la temperatura elevada del agua (35°C.) tiende a fomentar en ella la proliferación de algas verdiazules que llegan a formar manchas superficiales. Las mayores variaciones de población y de manchas superficiales de algas ocurrieron en el estanque a 24°C., si bien durante la formación de éstas el efluente del estanque a 20°C. era considerablemente más repulsivo. La masa superficial de algas en el estanque a 9°C. era mínima, pero el efluente aparecía relativamente turbio.

3) A temperaturas inferiores son necesarios periodos de retención más largos. Los estanques son más susceptibles a las cargas repentinas, y en tales condiciones la actividad anaeróbica prevalecerá en la mayor parte de las zonas profundas. Sin embargo, esta sola característica no basta siempre para disminuir la utilidad de los

estanques de estabilización de aguas residuales en zonas donde predominan temperaturas más frías.

RESUMEN

Se han evaluado los efectos de la temperatura y de la carga orgánica en el funcionamiento de estanques de estabilización de aguas residuales. El objeto especial de estos estudios de laboratorio fue mejorar las normas de diseño de proyectos.

Los datos indican que las variaciones de temperatura afectan la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Dentro de ciertos límites, esta eliminación aumenta con la temperatura. Asimismo, los cambios de actividad biológica debidos a las variaciones de la temperatura afectan al pH, al número más probable (NMP) de microorganismos coliformes que permanecen en el estanque en cualquier posición, al color, a los sólidos en suspensión, a la transmisión de la luz, a las especies predominantes de algas y al volumen necesario del estanque. Sin embargo, no todas estas variables resultaron estar en buena correlación con la eliminación de la DBO. Esencialmente, con respecto al diseño, puede establecerse una ecuación que exprese la relación entre la temperatura ambiental y la carga del estanque.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue patrocinada, en parte, por el Servicio de Salud Pública de Estados Unidos, mediante la Subvención No. WP 222 (C1) para Estudio de Recursos Acuáticos.

REFERENCIAS

- (1) Hermann, E. R. y Gloyna, E. F.: Waste Stabilization Ponds—Parts I, II y III, *Jour. Sewage and Industrial Wastes*, 30:511, ab., 1958; 646, mayo, 1958; 963, ag. 1958.
- (2) Nemerow, H. L.: Accelerated Waste Water Oxidation Pond Studies, Infor. No. 2, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Siracusa, Nueva York, 1959.
- (3) Spoehr, H. A., y col.: *Fatty Acid Anti-bactericidals from Plants*, Carnegie Institute Pub. No. 586, Washington, D. C., 1949.
- (4) Gotaas, H. B., y col.: Algae Symbiosis in Sewage Oxidation Ponds Second Progress Report, Servicio de Investigaciones del Instituto de Ingeniería de la Universidad de California, 44:(No. 3) 58, 1951.
- (5) Wennstrom, M.: Oxidation Ponds in Sweden: A Study on the Pond System at Lund, Informe, C. W. K. Glerup, Suecia, jun. 1955.
- (6) Bush, A. F.; Isherwood, J. D., y Rodgi, S.: Dissolved Solids Removal from Waste Water by Algae, *Jour. San. Eng. Div. Proc. ASCE*, 87:SA3-2824, 39, mayo, 1961.
- (7) Maloney, T. E., y col.: Effect of Whey Wastes

- on Stabilization Ponds, *Jour. Water Pollution Control Fed.*, 32:12, 1283 (dic., 1960).
- (8) Green, D. P.: Experience in Wyoming with Waste Stabilization Lagoons, Proceedings of Symposium on Waste Stabilization Lagoons, Servicio de Salud Pública de Estados Unidos, Región VI, pág. 171, ag., 1960.
- (9) Myers, J.: Observations on Texas Sewage Lagoons, Informe a la Oficina de Ingeniería Sanitaria, Departamento de Salud del Estado de Texas, jul., 1948.

TEMPERATURE EFFECTS ON WASTE STABILIZATION POND TREATMENT

(Summary)

The effects of temperature and organic loading on the performance of waste stabilization ponds were evaluated. Specifically, these laboratory studies were performed to establish better design criteria.

The data indicate that variations in temperature affect biochemical oxygen demand (BOD) removals. Within limits, the BOD removal increases as the temperature is raised. Also, changes in biological activity due to temperature fluctuations influence the pH, most probable

number (MPN) of coliform organisms remaining at any position in the pond, color, suspended solids, light transmission, predominant algal species, and the required pond volume. However, not all of these variables were found to be in good correlation with BOD removal. For example, excessively long detention periods do not result in better BOD reductions. Essentially, a design equation can be written which considers both environmental temperature and pond loading

7 de abril

DIA MUNDIAL DE LA SALUD

Tema para 1964:

Lucha sin tregua contra la tuberculosis

* * *

7 de abril

DIA MUNDIAL DA SAUDE

Tema para 1964:

Luta sem trégua contra a tuberculose