

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

"MODELOS FISICOS QUIMICOS Y BIOLOGICOS
PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA"

BLANCA LILIA DE LOS ANGELES FLORES GAXIOLA

INGENIERO QUIMICO

1978



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

M.T 153



PRESIDENTE: GUILLERMO HERNANDEZ ANGELES
VOCAL: FEDERICO LOPERENA GUERRERO
SECRETARIO: JORGE MENCARINI PENICHE
1er SUPLENTE: RODOLFO SAMANO IBAÑEZ
2o. SUPLENTE: RAFAEL GARCIA NAVA

STIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA:

DIVISION DE ESTUDIOS SUPERIORES DE LA FACULTAD DE INGENIERIA

SUSTENTANTE:

BLANCA LILIA DE LOS ANGELES FLORES GAXIOLA

ASESOR DEL TEMA:

JORGE MENCARINI PENICHE

A MIS PADRES

RUBEN FLORES GARCIA

Y

BLANCA LYLIA GAXIOLA DE FLORES

CON CARINO Y ADMIRACION

A MI ABUELO

MIGUEL GAXIOLA Y V.

À MIS HERMANOS

SILVIA GRACIELA

Y

MIGUEL ANGEL

A JESUS CON TODO

CARIÑO

A LOS SEÑORES:

UBALDO BONILLA D.

JORGE MENCARINI P.

ROBERTO CONTRERAS M.

CON MI ESTIMACION Y AGRADECIMIENTO.

A MIS MAESTROS

A MI ESCUELA

I N D I C E

	Página
1. INTRODUCCION	1
2. SISTEMAS Y MODELOS	3
2.1 SISTEMAS	3
a) Objetivos y medidas de actuación del sistema completo	4
b) Medio ambiente del sistema	4
c) Recursos del sistema	4
d) Componentes del sistema	4
e) Administración del sistema	4
2.2 MODELOS	6
2.2.1 Función de los modelos	7
2.2.2 Evolución de un modelo	8
2.3 LA CALIDAD DEL AGUA COMO SISTEMA	9
3. DIFERENTES TIPOS DE MODELOS PARA EL ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA	12
3.1 MODELOS FISICOS	13
3.1.1 Modelos de transferencia de gases	13
3.1.2 Modelos de fenómenos térmicos	20
3.1.3 Modelos de sedimentación	28
3.2 MODELOS QUIMICOS	36
3.2.1 Ordenes de las reacciones	37
3.2.2 Equilibrio de carbonatos	43

INDICE

	Página
3.3 MODELOS BIOLOGICOS	50
3.3.1 Crecimiento bacteriano	51
3.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno	59
3.3.3 Fotosíntesis	69
4. MODELOS ECOLOGICOS	73
4.1 FLUJO COMPLETAMENTE MEZCLADO	76
4.1.1 Sistema de fitoplancton	81
4.1.2 Sistema de consumidores	83
4.1.3 Sistema de detritus	84
4.1.4 Sistema de nitrógeno, fósforo y carbón Orgánicos y Nitrógeno y Fósforo inorgánicos	84
4.1.5 Sistema de dióxido de carbono	86
4.1.6 Sistema de atenuación de luz	87
4.2 FLUJO TAPON	89
4.2.1 Sistema de oxígeno disuelto	89
4.2.2 Modelo del sistema de oxígeno disuelto	89
CONCLUSIONES	
BIBLIOGRAFIA	

1. INTRODUCCION.

En la naturaleza existe una interacción constante, tanto entre los individuos con el medio ambiente que los rodea, como entre ellos mismos, es decir, los organismos no viven independientes ni separados de su medio ambiente que se halla en estado constante de cambio. La interacción es el resultado de una historia evolutiva, que empezó al aparecer la vida sobre la tierra y es tan profunda que se puede decir que los organismos son en parte el producto de su medio ambiente.

La rama de la ciencia que se ocupa del estudio de estas interacciones se llama ECOLOGIA.

Todos los organismos forman parte de un sistema ecológico o ecosistema, que es una unidad natural con partes vivas e inertes, el cual no es estático ni fijo, sino un sistema de controles y equilibrios que son respuestas automáticas a los cambios producidos en la naturaleza por las fuerzas actuantes y los seres vivos.

A través del tiempo el hombre ha tratado de hacer uso en forma provechosa del medio que lo rodea, sin embargo los esfuerzos hechos al respecto han producido impactos negativos sobre el ambiente natural, pues no ha entendido que constituye una parte integrante de un medio complejo que debe estudiarse y ser tratado como conjunto y no en función de proyectos aislados.

Resulta de vital importancia en la actualidad el luchar por conservar en forma racional ese medio ambiente y con él los recursos naturales, uno de los cuales es el agua, acerca del cual tratará este trabajo.

El agua es un recurso natural renovable, forma parte de un ciclo -
continuo impulsado en su mayor parte por la radiación solar. Es uno de -
los elementos indispensables para la vida, y su uso y disponibilidad han -
dictado el desarrollo de civilizaciones y culturas.

En épocas pasadas las actividades y las culturas se desarrollaban -
en las zonas con abundancia de agua, en la actualidad la localización geo -
gráfica de los recursos hidráulicos ha dejado de ser un factor limitativo; -
las técnicas para el desarrollo, el uso y la transportación del agua han -
permitido que el hombre pueda controlar este recurso.

Las características del agua que más interesan al hombre son su -
cantidad y disponibilidad, tanto en lo que se refiere al tiempo y localiza -
ción como a las condiciones de calidad física, química y biológica.

La calidad del agua está determinada por factores naturales, por -
las actividades humanas, por el uso y desarrollo de la tierra, y toma un -
valor relativo dependiendo del fin a que se le vaya a destinar.

Tanto cantidad, como calidad, estrechamente unidas y formando -
parte de un sistema total, atraviesan actualmente por una crisis producida
por el gran crecimiento urbano e industrial carente de medidas apropiadas -
de control, que incide en el grave problema de nuestro tiempo, el cual es -
necesario visualizar no solamente desde el punto científico y tecnológico,
sino tomando en cuenta todas las implicaciones legales, sociales y econó -
micas que le son concomitantes, para así poder ejercer acciones efectivas -
que nos permitan llegar a resolverlo o por lo menos controlarlo.

Es objetivo de este trabajo presentar una metodología, con aplicación de los modelos matemáticos, para predecir lo más acertadamente posible las degradaciones o cambios que tendrá un cuerpo de agua considerado como un sistema, debido a su interacción con el medio ambiente.

2. SISTEMAS Y MODELOS.

2.1 SISTEMAS.

Hasta hace algún tiempo la ciencia había permanecido fraccionada, manteniendo cada actividad su identidad propia; la investigación en cada disciplina seguía el método de dividir el total en partes y analizar las relaciones existentes entre ellas. Al paso del tiempo se observó que muchos de los problemas bajo investigación no pertenecían a una única disciplina y que otros trabajos en campos aparentemente sin relación, tenían mucho que ver en los análisis de esos problemas; se vio así que las posibles soluciones dentro de un área podían provenir de otra. Esta observación tan simple, hizo que se empezara a tratar de que existiera un mayor acercamiento interdisciplinario, planteando un objetivo central y presentando después una serie de subobjetivos necesarios para integrarlo, es decir, pensar en el objetivo como un sistema.

Se ha tratado de definir a los sistemas de muy diversas maneras, entre ellas se tiene por ejemplo:

"Un sistema es un conjunto de elementos que interactúan" (Bertalanffy).

"Un todo cuyas funciones como tal, por virtud de la interdependencia de sus partes, se llama un sistema" (Anatol Rapoport).

"Un sistema es cualquier entidad conceptual o física que consiste de partes interdependientes" (R. L. Ackoff).

"Un sistema es un conjunto de reglas o principios sobre una materia, enlazados entre sí, que contribuyen a determinado objeto".

Todos los sistemas presentan ciertas características, las cuales - según C. Churchmann son:

a. Objetivos y medidas de actuación del sistema completo.

Podemos entender como tales a las metas o puntos hacia los cuales tiende un sistema y los medios de los cuales nos valemos para llegar a - ellas.

b. Medio ambiente del sistema.

Lo constituye todo lo que está fuera del sistema, pero debido a que son restricciones fijas, se encuentran fuera de su control y determinan cómo opera éste.

c. Recursos del sistema.

Son los medios de que dispone el sistema para ejecutar las actividades necesarias para llegar a la meta. Por estar dentro del sistema y del medio ambiente éste puede cambiarlos o modificarlos para su propio provecho.

d. Componentes del sistema.

Se entienden como tales las actividades que el sistema debe llevar a cabo para realizar sus objetivos.

e. Administración del sistema.

Dentro de este punto se incluyen dos funciones básicas que son:

- Planeación del sistema o establecimiento de metas de los componentes - y asignación de recursos, y

- Control del sistema, lo cual involucra la ejecución de los planes y planear los cambios necesarios.

Estas funciones están basadas en el flujo de información o retroalimentación para poder llevarse a cabo en forma adecuada.

El estudio de los sistemas se puede realizar desde diferentes puntos de vista:

- 1) Teoría general de sistemas.
- 2) Sistemas cibernéticos.
- 3) Teoría de la información.
- 4) Investigación de operaciones.

de los cuales el primero en un intento de derivar generalizaciones válidas para toda la teoría de sistemas, ha recurrido a los demás puntos enumerados, por lo que solamente nos ocuparemos de él.

Teoría General de Sistemas.

Es un esqueleto de la ciencia que nos proporciona la estructura teórica de los sistemas, por medio de la cual se pueden orientar y conjuntar diversas disciplinas con objeto de volverlas útiles unas a otras.

Se puede estudiar desde dos puntos de vista:

- a. El que tiene que ver con el fenómeno común a muchas disciplinas y con la construcción de modelos teóricos importantes a él.
- b. El que involucra el rearreglo de sistemas teóricos, e ideas lógicas en una jerarquía de complejidad de organización de su unidad básica o unidad de comportamiento y desarrolla un nivel de abstracción apropiado para cada uno.

Es importante considerar el primero, dado que todos los sistemas - se encuentran en estado de adaptación dinámica, en donde existen siempre problemas por resolver y es en ellos donde resulta útil el uso de modelos - abstractos que representen con la mayor fidelidad lo que está pasando real mente.

2.2 MODELOS.

Se entiende por modelo una estructura de símbolos y reglas opera - rivas que proporcionan un conjunto de puntos importantes en un proceso o - sistema existente y que son indispensables para poder entender procesos - más complejos es decir, son conceptos o ideas sobre la estructura de un - sistema, o la representación cuantitativa del modo en que el sistema rela - ciona sus entradas y sus salidas. Son la base de la toma de decisiones.

El uso de los modelos es un paso clave en el progreso del conoci - miento, es necesario hacer modelos que permitan predicciones correctas, - pero también es necesario que los modelos sobrevivan pruebas exactas y - trabajen para que no sean un mero pasatiempo matemático.

Los modelos pueden ser de diversos tipos:

- Físicos.
- Análogos.
- Simbólicos o matemáticos.

En los modelos físicos las propiedades relevantes del fenómeno - real se representan de acuerdo con las mismas propiedades, normalmente - con un cambio de escala, es decir se ven como lo que representan, pero -

Para realizarla debemos pensar en que el modelo cumple o lleva a cabo 4 funciones distintas:

a. Organizativa:

Habilidad de un modelo para ordenar y relacionar datos disjuntos y mostrar similitudes o conexiones entre ellos que de otro modo hubieran permanecido imperceptibles.

b. Heurística.

Capacidad del modelo como un instrumento para investigar o descubrir.

c. Predictiva.

Habilidad que tiene el modelo de poder contestar las preguntas: ¿cuándo? y ¿cuánto? y verificar las predicciones que realiza.

d. Mensurativa.

Habilidad del modelo para poder obtener datos (datos = medidas) cuando está interconectado al sistema por procesos claramente definidos.

Aunque también es posible, además de evaluar en base a las 4 funciones anteriores, hacerlo en base a su originalidad, simplicidad y realismo.

2.2.2 Evolución de un modelo.

Un modelo al evolucionar debe seguir siempre un esquema y si después de estar funcionando bien durante un tiempo, llegase a ocurrir algo que no puede predecir adecuadamente, se harán evaluaciones sucesivas dentro del mismo esquema, con nuevos datos, hasta llegar a tener evaluaciones correctas.

Lo anterior se ilustra en la Fig. 2.2.

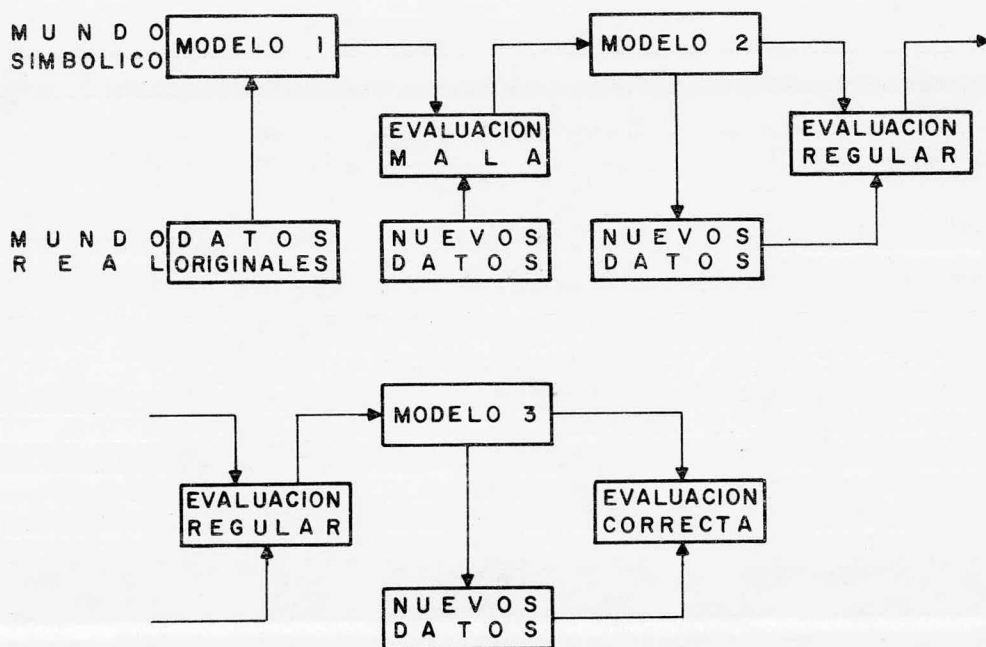


Figura 2.2.

2.3 LA CALIDAD DEL AGUA COMO SISTEMA.

La calidad del agua considerada como un sistema, puede verse modificada positiva o negativamente por factores o fenómenos que constituyen subsistemas susceptibles de modelarse.

Para cada problema en particular hay ciertas influencias que permiten elegir el tipo de modelo a emplear, estas son:

- a. Las escalas de tiempo y espacio que rijan el problema.
- b. La influencia de las condiciones geomorfológicas, hidrológicas e hidrodinámicas.

c. La influencia de la cinética de las transformaciones de los parámetros que pueden ser físicas, químicas o biológicas.

Sin embargo, independientemente del tipo de modelo de calidad de agua, su finalidad es determinar las nuevas concentraciones de los parámetros en cada punto y a lo largo del lapso de interés, cuando se conocen las condiciones de modificación y el estado inicial.

Los modelos de calidad de agua son mecanismos de predicción específicos para cada caso, que permiten saber lo que pasará a ciertos parámetros en un cuerpo de agua en el espacio y en el tiempo, mediante el análisis de las influencias antes mencionadas y con el conocimiento de las simplificaciones inevitables que introducen dichos modelos.

De esta definición se puede comprender, lo importante que es para la sociedad moderna, conocer con antelación las variaciones que tendrá la calidad del agua en una región del espacio y tomar las acciones convenientes que permitan preservarla en bien del uso actual y el legado que se hará a futuras generaciones.

Para que un modelo de calidad de agua pueda ser aplicado confiablemente en la predicción de valores de los diversos parámetros, tiene que cumplir una condición básica: reproducir aceptablemente las condiciones actuales, es decir, las concentraciones de los parámetros que el modelo determine, deberán ser sensiblemente iguales a las que se determinen por pruebas de campo o de laboratorio, lo que constituye la calibración del modelo y debido a que ella se efectúa para un intervalo de tiempo, el modelo debe validarse en otro período estacional para que se reproduzcan las condiciones actuales.

En la figura 2.3, se muestran las curvas representativas de un modelo, en donde el valor A, que se ha obtenido directamente en el campo para un período estacional T_1 , reproduce las condiciones actuales, (calibración). Si otro valor B obtenido también en el campo reproduce las condiciones para otro período estacional T_2 se tendrá la validación del modelo.

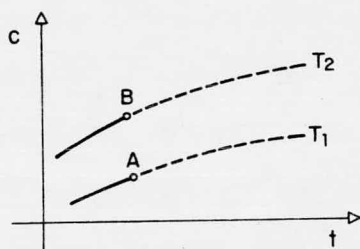


Figura 2.3.

Tanto validación como calibración reflejan las diversas influencias que inciden en los modelos aplicados. Cambiando ciertos valores de los componentes de los modelos, la calibración y la validación cambian en cierto grado.

Como se ha dicho, con los modelos se determinan los cambios temporales que pueden tener diferentes parámetros en una región del espacio, son específicos y los valores se obtienen por medio de ecuaciones establecidas a partir de las teorías o leyes que gobiernan su comportamiento, así que para tratar de modelos que definan la calidad del agua, se requiere mencionar, aunque sea en forma somera, lo que ocurre cuando se introduce una carga contaminante en un cuerpo de agua, las reacciones que se presentan y las leyes que las rigen.

Básicamente se tienen tres acciones fundamentales:

- a. Difusión o dispersión.
- b. Advección o transporte advectivo.
- c. Transformación (reacción o degradación).

a. Difusión o dispersión.- Es un proceso en el cual una sustancia en solución o suspensión migra en respuesta a un gradiente de concentraciones a través de otra sustancia (fase dispersa). Esta dispersión es proporcional a la superficie de contacto y al gradiente de concentración.

b. Advección.- Es el transporte que resulta del movimiento del fluido.

c. Transformación.- Esta acción que es el objeto de nuestro estudio, se refiere al cambio del contaminante por reacciones físicas, químicas o biológicas o combinación de ellas, lo cual se traduce en un incremento positivo o negativo de la concentración.

3. DIFERENTES TIPOS DE MODELOS PARA EL ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA.

Dentro del ciclo hidrológico, el agua en su forma de lluvia y nieve se encuentra expuesta sucesivamente a la atmósfera, a la superficie de la tierra en donde cae y por donde escurre y al contacto que se establece con las capas subterráneas una vez que se ha infiltrado. Es decir, el agua se encuentra sujeta a las acciones que pueden ejercer, el aire y los agentes químicos y biológicos que se tienen en la tierra. Por otra parte se ve afectada también por los fenómenos meteorológicos que ocasionan la erosión de la corteza terrestre, arrastrando considerables cantidades de tierra y roca que se depositan en las corrientes y otras masas acuáticas, a -

las cuales es factible también que se agreguen otros desperdicios provenientes de poblaciones o industrias. El cambio estacional, finalmente, produce en algunas circunstancias cambios en la temperatura que llegan incluso a modificar su estado líquido.

Los cuerpos extraños o contaminantes que se introducen al agua, pasan por una serie de modificaciones originadas por reacciones físicas, químicas y biológicas, las que a su vez modifican la calidad de la masa líquida.

Todos estos fenómenos pueden ser estudiados mediante modelos físicos, químicos o biológicos.

3.1 MODELOS FISICOS.

Los modelos físicos de calidad del agua, son aquellos por medio de los cuales se pueden predecir los cambios debidos a fenómenos físicos, como los que ocurren por la sedimentación, la difusión, la advección, etc.

Dentro de los más importantes se encuentran:

- Modelos de transferencia de gases.
- Modelos de fenómenos térmicos.
- Modelo de sedimentación.

3.1.1 Modelos de transferencia de gases.

La transferencia de gases es un fenómeno físico en el que se intercambian moléculas de gas entre un líquido y un gas, en la interfase o superficie de contacto, este fenómeno es importante puesto que debido a él,

el agua puede absorber o desprender gases que modifiquen su calidad. Esta propiedad del comportamiento de los flúidos líquidos y gaseosos en contacto, es posible aprovecharla para introducir o desprender gases deseados o indeseables en el agua.

Las relaciones más importantes dentro de este fenómeno son:

- Solubilidad.
- Velocidad de dispersión del gas en el agua.
- Absorción y desabsorción.

Solubilidad.- Si se pone un gas en contacto con un líquido no saturado respecto al gas, existe una migración de moléculas tanto del gas al líquido como del líquido al gas, hasta que las velocidades de desplazamiento de las moléculas logran igualarse, en este momento las concentraciones permanecen constantes y el sistema está en equilibrio. La cantidad de gas que se disuelve en agua (suponiendo que no existe reacción) se determina por medio de la Ley de Henry:

$$C^* = K_H \bar{P} \quad 3.1$$

C^* = Concentración del gas en equilibrio con $\bar{P}$ ó concentración de saturación.

K_H = Constante de Henry.

$\bar{P}$ = Presión parcial del gas en la atmósfera que se encuentra en contacto con el líquido.

Esta ley de Henry no se aplica si el gas es muy soluble en el agua o si reacciona con ella, en cuyo caso la concentración deberá obtenerse experimentalmente.

La solubilidad depende de la presión parcial del gas en la atmósfera que está en contacto con el agua, de la temperatura de ésta (a mayor temperatura menor solubilidad) y de la concentración de impurezas que tenga el líquido (a mayor concentración de impurezas menor solubilidad).

Velocidad de dispersión del gas en el agua.- Esta velocidad depende fundamentalmente de la velocidad de difusión molecular y en menor grado de las velocidades de difusión turbulenta por convección y por agitación.

Difusión molecular.- La difusión es un proceso en el cual una sustancia en solución o suspensión migra en respuesta a un gradiente de concentraciones. Las relaciones básicas que gobiernan el fenómeno de difusión son las leyes de la difusión de Fick.

La primera ley establece que la velocidad de transferencia de masa por difusión a través de un elemento de área es proporcional al gradiente de concentraciones de la sustancia que se difunde. Esto se puede expresar con la siguiente ecuación:

$$\frac{dW}{dt} = - D_m \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right) dydz \quad 3.2$$

donde:

$$\frac{dW}{dt} = \text{Velocidad de transferencia de masa.}$$

$$D_m = \text{Coeficiente de difusión molecular.}$$

$$\frac{\partial c}{\partial x} = \text{Gradiente de concentración.}$$

$$dydz = \text{Elemento de área.}$$

El coeficiente de difusión molecular es proporcional a la temperatura absoluta, e inversamente proporcional al peso molecular de la fase que se difunde y a la viscosidad de la fase dispersante.

Absorción y desabsorción.— Se han postulado numerosas teorías para explicar el mecanismo de este fenómeno, la más aceptable ha resultado ser la teoría de la doble capa.

Esta teoría establece la existencia de dos películas (una líquida y una gaseosa) en la interfase líquido-gas, las cuales proporcionan una resistencia al paso de las moléculas a través de la fase gaseosa y la fase líquida. Las moléculas migran a través de ambas fases en respuesta al gradiente ocasionado por un desequilibrio. El gradiente es de presiones parciales en la fase gaseosa y de concentraciones en la fase líquida. En forma esquemática se puede representar como:

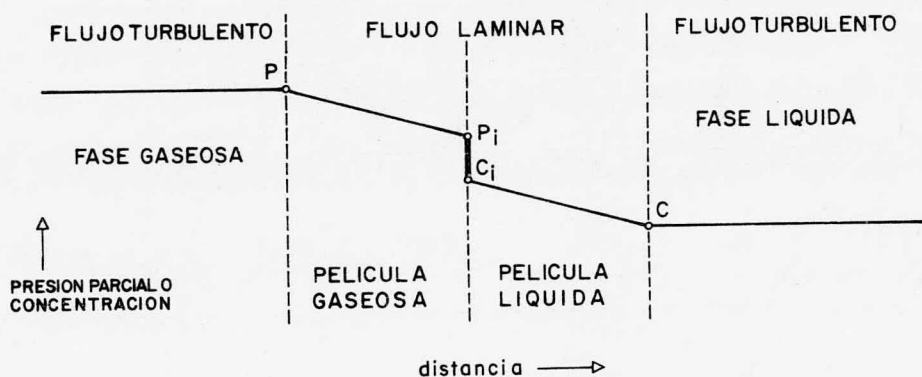


Figura 3.1.

donde:

P = Presión parcial del gas en la fase gaseosa.

c = Concentración del gas en la fase líquida.

P_i = Presión parcial del gas en la interfase o presión en equilibrio con C_i .

C_i = Concentración del gas en la interfase o concentración en equilibrio con P_i .

Las moléculas migran con una cierta velocidad, la cual depende del grado de saturación del agua, su temperatura y las características físicas y químicas, tanto del líquido como del gas y el área interfacial de contacto.

La velocidad de transferencia de moléculas se puede expresar basándose en la ley de difusión molecular como:

$$\frac{dW}{dt} = -D_m \left(\frac{\partial c}{\partial x} \right) dydz \quad 3.3.1$$

o bien:

$$\frac{dW}{dt} = -k_1 (C_i - C) A \quad 3.3.2$$

donde:

k_1 = Coeficiente de difusión a través de la película líquida o coeficiente de transferencia.

A = Área interfacial.

Como la concentración en la fase gaseosa se puede expresar en función de las presiones parciales:

$$\frac{dW}{dt} = -k_g (P - P_i) A \quad 3.3.3$$

donde:

k_g = Coeficiente de difusión a través de la película gaseosa o coeficiente de transferencia.

Si se expresa en términos de concentración:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{1}{v} \frac{dW}{dt} \quad 3.4.1$$

de ahí:

$$\frac{dc}{dt} = -k_g (P - P_i) \frac{A}{V} \quad 3.4.2$$

ó:

$$\frac{dc}{dt} = -k_l (C_i - c) \frac{A}{V} \quad 3.4.3$$

En la igualdad anterior se presenta el problema de la determinación del coeficiente de transferencia ya que varía con las características del líquido y del gas, por lo que se han desarrollado diversas teorías para tratar de explicarlo, como la teoría de renovación superficial, la teoría de penetración y la teoría de película.

En la transferencia de gases existen tres situaciones generales:

a. El gas es muy soluble en el líquido, por ejemplo NH_3 en agua. En este caso C_i es alta, aunque P_i sea pequeña, por lo que el factor de control es el paso de las moléculas del gas a través de la película de gas y la ecuación se aproxima a:

$$\frac{dW}{dt} = k_g P A \quad 3.5$$

$$\frac{dc}{dt} = k_g P \frac{A}{V} \quad 3.6$$

se deduce que la transferencia del gas puede incrementarse reduciendo el espesor de su película mediante movimiento o agitación del mismo.

b. El gas es poco soluble en el líquido, por ejemplo: O_2 , N_2 , CO_2 . En este caso C_i es prácticamente igual a c_s que es la concentración a la cual el gas disuelto se encuentra en equilibrio con el gas en la atmósfera (concentración de saturación), en este caso el factor de control es el paso de las moléculas de gas a través de la película líquida y la ecuación se aproxima a:

$$\frac{dW}{dt} = k_l (C_i - c) A \quad 3.7$$

donde:

c = Concentración del gas en el líquido.

$$\frac{dc}{dt} = k_l (C_i - c) \frac{A}{V} \quad 3.8$$

en este caso la transferencia de gas se incrementa reduciendo el espesor de la película líquida por agitación o movimiento del líquido.

c. Gases de solubilidad intermedia, por ejemplo H_2S en agua. En este caso es importante el efecto de ambas películas, por lo tanto es importante disminuir su espesor, lo cual se logra agitando ambas fases para promover la transferencia del gas.

Aquí se puede utilizar en forma razonable la Ley de Henry, empleando entonces un coeficiente global K que depende de ambos coeficientes de película por lo que :

$$\frac{dc}{dt} = -K (c_s - c) \frac{A}{V} \quad 3.9$$

Muchas veces sin embargo no es posible determinar el área interfa
cial de contacto, debido a ello se hace uso de coeficientes de transfere
ncia de masa volumétricos que combinan el área interfacial por unidad de -
volumen, con el coeficiente de transferencia de masa, entonces:

$$\frac{KA}{V} = K_a \quad 3.10$$

donde:

K_a = Coeficiente volumétrico total de transferencia de masa.

3.1.2. Modelos de fenómenos térmicos.

Los fenómenos térmicos juegan un papel muy importante en la natu -
raleza y en ningún sitio son los efectos más importantes que en los sistema
s de agua. Los cambios que ocurren en la temperatura del agua o en los
constituyentes relacionados con su calidad pueden afectar de muy diver -
sas los usos a los que se le destine, pues el ambiente acuático incluyen
do a los peces y miembros asociados a la cadena alimenticia es particu -
larmente sensible a los cambios de temperatura.

Los fenómenos térmicos de importancia incluyen procesos de trans -
porte de energía como conducción, convección y radiación y procesos de -
transformación de energía como evaporación.

La energía térmica de un material puede presentarse en dos formas:
calor sensible y calor latente.

El calor sensible se define como el calor que gana o pierde un cuerpo
y se refleja en un cambio de temperatura del mismo.

$$Q_s = c_p W (T - T_o) \quad 3.11$$

donde:

Q_s = Calor sensible.

c_p = Capacidad calorífica.

W = Peso del material.

T = Temperatura del Material.

T_o = Temperatura de referencia.

El calor latente es la cantidad de calor requerida para llevar a cabo un cambio de estado sin que exista cambio de temperatura.

$$Q_l = \lambda W \quad 3.12$$

donde:

Q_l = Calor latente.

λ = Calor latente unitario.

W = Peso de material que cambia de estado.

Para el caso de la fusión:

$$\lambda = 79.776 \frac{\text{Cal}}{\text{g}}$$

y para la vaporización, es función de la temperatura, siendo su valor aproximado:

$$(600 - 0.6 T)$$

donde:

T = Temperatura en grados centígrados a la cual se lleva a cabo el cambio de estado.

Conducción.- El aire y el agua son conductores pobres del calor, -

en ausencia de movimiento de las masas y después de alcanzar condición estable, la transferencia de calor por conducción se define con la siguiente ecuación:

$$B_x = -k \frac{\partial t}{\partial x} \quad 3.13$$

donde:

B_x = Velocidad de transporte de energía térmica en la dirección x , a través de un área normal a x .

$\frac{\partial t}{\partial x}$ = Gradiente de temperatura en la dirección x .

k = Conductividad térmica.

Existe una gran similitud entre la conducción y la difusión por lo que en sistemas acuáticos la conductividad térmica recibe el nombre de difusión térmica. Esta propiedad del material conductor es función de la temperatura y varía linealmente con ella.

Si el gradiente de temperatura no varía con el tiempo se tiene:

$$q = -k \frac{dt}{dx}$$

e integrando:

$$q = \frac{k}{x} \Delta T$$

donde:

q = Flujo de energía térmica por unidad de tiempo.

ΔT = Caída de temperatura a través del material.

Sin embargo en los sistemas acuáticos el transporte térmico debido a movimientos moleculares es relativamente pequeño comparado al que resulta del transporte turbulento.

Convección.- Es la transferencia de energía térmica debida a la turbulencia o causada por un mezclado y es la que ocasiona la mayor parte del transporte de energía en los fluidos, puede ser forzada o natural.

Si se considera convección en un sistema aire-agua, es conveniente suponer la existencia de una película viscosa de aire en la interfase, el flujo de energía a través de ella se lleva a cabo por un proceso de conducción al cual esta película proporciona la mayor resistencia al transporte térmico. Cuando el gradiente de temperatura permanece constante con el tiempo se tiene:

$$q_h = h \Delta t \quad 3.15$$

donde:

q_h = Flujo de energía térmica causado por convección.

h = Coeficiente de transferencia de calor.

Δt = Caída de temperatura a través de la película.

Se puede ver que h es análogo a $\frac{k}{x}$ lo cual supone que el coeficiente de transferencia de calor incluye, además de las propiedades de la película viscosa de aire, su grosor.

Si existe turbulencia en el aire el grosor disminuye y el coeficiente se incrementa, es decir, el calor se distribuye a través de la masa de agua debido a la acción del viento.

Si se usan datos meteorológicos para evaluar el transporte de energía térmica a través de una interfase aire-agua la ecuación anterior toma la forma:

$$q_h = CU_A (T_a - T_w) \quad 3.16$$

donde:

q_h = Flujo de energía térmica causado por convección.

U_A = Velocidad del viento.

T_a = Temperatura de bulbo seco del aire.

T_w = Temperatura de bulbo húmedo del aire.

C = Constante de transporte convectivo.

Radiación.- La mayor parte de la energía solar absorbida por una masa natural de agua se convierte en calor, esta energía absorbida por el fondo se desprende en ondas de mayor longitud que son atrapadas por el agua situada a un nivel más alto.

Es de interés el estudio de dos tipos de radiación:

a) Radiación solar (onda corta).

b) Radiación de onda larga.

Radiación solar.- La cantidad de radiación solar varía con la localización, altitud, estación del año y condiciones meteorológicas. Al pasar la radiación a través de un medio absorbente, se reduce, y la reducción en intensidad se puede predecir con la ley de Lambert-Beer:

$$I = I_0 e^{-ay} \quad 3.17$$

donde:

I_0 = Intensidad inicial.

a = Coeficiente de absorción.

y = Distancia entre los puntos con intensidad I_0 e intensidad I .

El coeficiente de absorción varía con la longitud de onda de la radiación y la naturaleza del medio absorbente, cuando hay sustancias disueltas su valor aumenta.

Radiación de onda larga..- Todos los materiales a temperatura mayor que el cero absoluto emiten energía como radiación de onda larga. Esta - consiste de longitudes de onda que predominan en la región del infrarrojo del espectro y viaja en línea recta hasta chocar con otro material que la - puede reflejar, transmitir o absorber, la parte de radiación absorbida se - convierte a energía térmica. Al mismo tiempo el cuerpo radiado emite su pro - pia radiación a otros materiales "que puede ver". Por lo que existe un in - tercambio contínuo de radiación entre los cuerpos.

La energía emitida por una superficie plana está dada por:

$$q_{rl} = \epsilon \sigma T_A^4 \quad 3.18$$

donde:

q_{rl} = Flujo de energía térmica ocasionado por longitudes de onda larga.

ϵ = Emisividad.

σ = Constante de Stefan-Boltzmann.

T_A = Temperatura absoluta del cuerpo.

ϵ es la relación de energías del cuerpo que la emite, a la emitida - por la superficie de un "cuerpo negro" (material que absorbe el 100% de - la radiación incidente).

La pérdida neta de energía térmica de onda larga por una superficie de agua, es igual a la diferencia entre la energía emitida por la superfi - cie y la energía absorbida por la atmósfera.

$$q_{rl} = \sigma (T_A^4 - \alpha T_{Aa}^4) \quad 3.19$$

donde:

α = Absorcividad de la atmósfera.

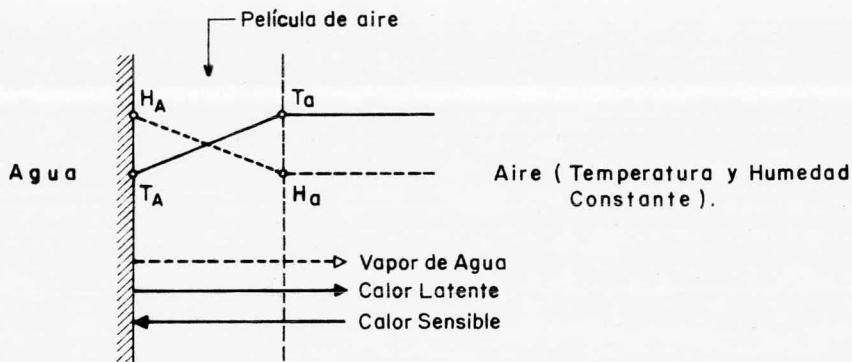
T_{Aa} = Temperatura absoluta del aire.

Evaporación. - Otro de los fenómenos térmicos importantes es la evaporación, por medio de la cual se produce también un flujo de energía.

Si se ponen en contacto el aire y una superficie de agua, algunas moléculas de agua llegan a tener la energía suficiente para romper la superficie del agua y escapar al aire como vapor.

Al mismo tiempo algunas de las moléculas del agua en el aire penetran la superficie del agua incorporándose a la fase líquida. La evaporación es la velocidad neta a la cual se transfiere agua al aire.

Si se representa en forma esquemática el caso de evaporación de una superficie de agua tendremos:



H_A, H_a = Entalpía de agua y aire.

T_A, T_a = Temperatura de agua y aire.

Figura 3.2.

Suponiendo que al principio la superficie del agua está a la temperatura del aire la evaporación reduce el calor sensible del agua, al mismo tiempo la diferencia de temperaturas entre aire y agua ocasiona que fluya energía del aire al agua. Conforme avanza el proceso, la diferencia de

temperatura se hace mayor, hasta alcanzar un gradiente donde el flujo de energía térmica del aire iguala al que sale del agua por evaporación; a partir de ahí la temperatura permanece constante y recibe el nombre de temperatura de bulbo húmedo.

Bajo condiciones estacionarias, la velocidad a la cual se transfiere energía térmica por evaporación será:

$$q_e = W_e \lambda_{tw} \quad 3.20$$

donde:

q_e = Flujo de energía térmica causado por evaporación.

W_e = Peso de agua evaporado por unidad de tiempo.

λ_{tw} = Calor latente de vaporización a la temperatura de bulbo húmedo.

Es decir existe una cantidad de energía involucrada en el proceso, que se puede calcular como un calor latente de vaporización, ya que la temperatura alcanzó un valor constante.

A su vez la velocidad a la cual el agua se evapora se puede determinar, ya que la velocidad de difusión del vapor de agua en el aire está controlada por una película imaginaria en la interfase aire-agua, tendremos que:

$$W = -k_g (P_g - P_1)$$

6

$$W = k_g (P_1 - P_g)$$

Si P_1 = presión de vapor del agua en la interfase o presión de vapor de agua a temperatura de bulbo húmedo (P_w).

P_g = presión parcial de vapor de agua en el aire ($\bar{P}_a$)

$$W_e = k_g (\bar{P}_w - \bar{P}_a)$$

donde:

W_e = Peso de agua evaporado por unidad de tiempo.

k_g = Coeficiente de transferencia de masa en fase gaseosa.

Sustituyendo en la ecuación 3.20 se tiene:

$$q_e = k_g (\bar{P}_w - \bar{P}_a) \lambda t_w \quad 3.21$$

Debido a que se ve afectado por la turbulencia, ha habido necesidad de desarrollar modelos empíricos que relacionan el flujo de energía térmica a la velocidad del viento resultando expresiones de la forma:

$$q_e = C U_a \lambda t_w (\bar{P}_w - \bar{P}_a) \quad 3.22$$

donde:

C = Constante que depende de las condiciones ambientales particulares.

U_a = Velocidad del aire.

3.1.3 Modelos de sedimentación.

La tierra sufre erosión por efecto del escurrimiento y las tormentas, esto ocasiona arrastres considerables de suelo y restos de rocas a las corrientes y otras masas acuáticas, a esto se agregan los desechos de las ciudades e industrias que son transportados por los sistemas de alcantarillado. Algunas de estas partículas o desechos son lo suficientemente pesados para sedimentarse cuando las aguas adquieren un estado de reposo y vuelven a suspenderse durante las crecientes de los ríos, para depositarse aguas abajo hasta llegar al océano, estos depósitos van reduciendo poco a poco la capacidad de almacenamiento tanto de embalses naturales como de los contruidos por el hombre. Es por ello de importancia

estudiar este fenómeno en que se remueven por medio de asentamiento gravitacional las partículas en suspensión más pesadas que el agua.

Basada en la concentración de partículas y su tendencia a interactuar, la sedimentación se ha clasificado en los cuatro tipos que se describen a continuación:

Sedimentación de partículas discretas en una suspensión de baja concentración de sólidos.- Se conoce también como asentamiento libre y en ella las partículas sedimentan como entidades e individuales, sin haber interacción significativa con las circunvecinas. Un ejemplo clásico de este tipo es una suspensión diluida de partículas de arena.

El asentamiento de partículas discretas, no floculantes, se puede analizar por medio de las leyes clásicas de la sedimentación formuladas por Newton y Stokes.

Si se considera una partícula que se mueve a través de un fluido bajo la influencia de una fuerza gravitacional, se tiene:

$$F_{g_c} = m \frac{dv}{dt} \quad 3.23$$

donde:

F = Fuerza resultante que actúa sobre el cuerpo.

$\frac{dv}{dt}$ = Aceleración del cuerpo.

m = Masa del cuerpo.

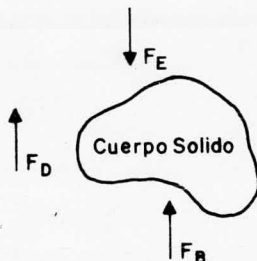
g_c = Factor de conversión de la ley de Newton.

Las fuerzas que actúan sobre ese cuerpo son:

F_E = Fuerza externa.

F_B = Fuerza boyante.

F_D = Fuerza de resistencia debida a la fricción del fluido en la partícula.



FUERZAS SOBRE UN CUERPO

Figura 3.3.

Por lo que la fuerza resultante:

$$F = F_E - F_B - F_D \quad 3.24$$

y

$$(F_E - F_B - F_D) g_C = m \frac{dv}{dt}$$

F_E se puede expresar por medio de la ley de Newton como:

$$F_E g_C = mg \quad 3.25$$

donde:

g = Aceleración debida a la gravedad.

La fuerza de resistencia se puede obtener de la definición del coeficiente de resistencia (C_D) que es un parámetro adimensional cuyo valor es:

$$C_D = \frac{2F_D g_C}{v_{fs}^2 \rho_F A} \quad 3.26$$

$\therefore$

$$F_D g_C = \frac{C_D v_{fs}^2 \rho_F A}{2} \quad 3.27$$

en la que:

ρ_F = densidad del fluido.

V_{fs} = Velocidad de la partícula relativa al fluido.

A = Máxima área normal proyectada al flujo.

La fuerza boyante se puede obtener aplicando el principio de Arquímedes, donde la masa de fluido desplazada por el sólido es:

$$m_F = \left(\frac{m_s}{\rho_s}\right)\rho_F$$

donde:

ρ_s = Densidad del sólido.

entonces:

$$F_{Bg} = \frac{m}{\rho_s}\rho_g \quad 3.28$$

y:

$$\frac{dv}{dt} = g - \frac{\rho_F g}{\rho_s} - \frac{C_D V_{fs}^2 A}{2m_s}$$

Cuando la partícula cae, su velocidad se incrementa hasta alcanzar una velocidad constante llamada velocidad terminal.

Para partículas esféricas:

$$A = \frac{\pi D_p^2}{4} \quad \text{y} \quad m_s = \frac{\pi D_p^3 \rho_s}{6}$$

$$\text{A la velocidad terminal } \frac{dv}{dt} = 0$$

por lo que

$$0 = g\left(1 - \frac{\rho_F}{\rho_s}\right) - \frac{C_D V_{fs}^2 \pi D_p^2}{2 \pi D_p^3 4 \rho_s}$$

$$V_{fs} = \left[\frac{4}{3} \frac{g (\rho_s - \rho_F) D_p}{C_D \rho_F} \right]^{1/2} \quad 3.29$$

El coeficiente de resistencia toma diferentes valores dependiendo - del regimen de flujo que rodea a la partícula, es decir, se puede expresar como una función del número de Reynolds (N_{Re}), sin embargo, la forma de la partícula también afecta el valor de dicho coeficiente. Esto se puede - observar en la siguiente figura donde ψ representa la esfericidad de las partículas.

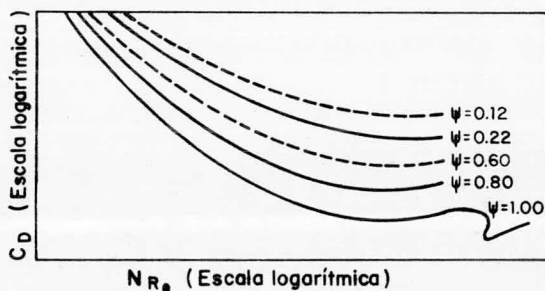


Figura 3.3.

En algunas ocasiones conocida la velocidad terminal es importante determinar el diámetro de las partículas o viceversa. Se puede usar la - ecuación anterior para determinarlos, pero debido a que C_D también es - función de la velocidad, es necesario reorganizar la expresión de la siguiente forma:

1. Se resuelve la expresión para C_D y se expresa en forma logarítmica:

$$\log C_D = \log \frac{4gD_p(\rho_s - \rho_F)}{3\rho_F} - 2\log V_{fs}$$

2. Se expresa N_{Re} a la velocidad terminal en forma logarítmica.

$$\log N_{Re} = \log \frac{D_p \rho}{\mu} + \log V_{fs}$$

donde:

μ = Viscosidad del fluido.

Se tendrá entonces:

$$\log C_D = -2 \log N_{Re} + \log \left[\frac{4}{3} \frac{g D_p^3 \rho_F (\rho_s - \rho_F)}{\mu^2} \right] \quad 3.30$$

De manera semejante se puede desarrollar una expresión donde no aparezca D_p

$$\log C_D = \log N_{Re} + \log \left[\frac{4}{3} \frac{g (\rho_s - \rho_F) \mu}{\rho^2 V_{fs}^3} \right] \quad 3.31$$

Si en la figura 3.3 se trazan las curvas representativas de las ecuaciones 3.30 y 3.31, sus intersecciones con las curvas ψ darán el N_{Re} terminal, a partir del cual se puede determinar el diámetro de la partícula que se está sedimentando o la velocidad final de asentamiento. El conocer esta velocidad es de utilidad para el diseño de tanques de sedimentación, ya que con ella se puede obtener el gasto de agua clarificada por este procedimiento, con la fórmula:

$$Q = V_{fs} A \quad 3.32$$

donde:

A = Área de la superficie de sedimentación.

Esto es un puro dato teórico, pues en la realidad se hace necesario considerar otra serie de factores como turbulencias, gradientes de velocidades, etc., que son introducidos por los equipos.

Asentamiento de partículas en una suspensión más o menos diluida, que coalescen o flocculan durante la operación de sedimentación.- En este tipo de asentamiento, las partículas no actúan en forma discreta, sino que se unen durante la sedimentación cayendo a mayor velocidad. A ese fenómeno se le llama floculación. El grado óptimo de la floculación depende de la oportunidad de contacto, la profundidad del tanque, los gradientes de velocidad en el sistema, la concentración de las partículas y el rango en el que varían sus tamaños. El efecto de estas variables se puede determinar solamente por pruebas de sedimentación en el laboratorio.

Asentamiento por zonas.- El asentamiento por zonas ocurre en suspensiones de concentración intermedia en las cuales las fuerzas interparticulares son suficientes para impedir el asentamiento de partículas vecinas. Las partículas tienden a permanecer en posiciones fijas unas con respecto a las otras y la masa de partículas sedimenta como una unidad.- Se forma una interfase sólido-líquido en la masa de lodo que se asienta.

Asentamiento de compresión.- Este tipo de asentamiento se produce cuando se tienen soluciones de alta concentración, de manera que las partículas forman una estructura y sólo puede haber mayor asentamiento comprimiendo la estructura. La compresión se lleva a cabo debido al peso de las partículas que se están añadiendo constantemente a la estructura por sedimentación del licor sobrenadante. Este asentamiento generalmente tiene lugar en las capas bajas de las masas profundas de lodos.

En aquellos sistemas en los cuales existen grandes concentraciones de sólidos suspendidos, se presentan los dos últimos tipos de asentamientos descritos, además del asentamiento libre.

El fenómeno que ocurre cuando una suspensión de concentración inicial uniforme se coloca en una probeta graduada se muestra en la figura 3.4.

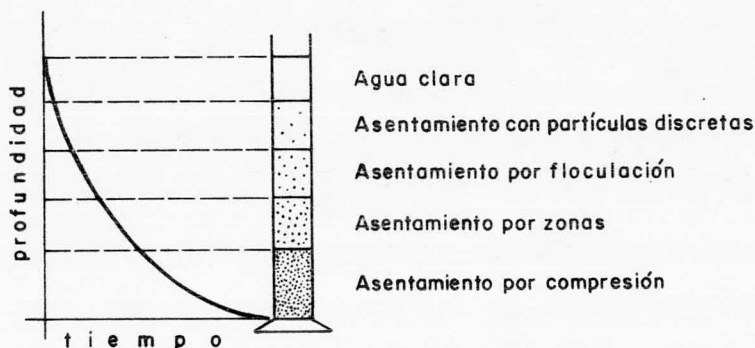


Figura 3.4

Debido a las características hidráulicas de flujo alrededor de las partículas y otras fuerzas interparticulares, la sedimentación se lleva a cabo como por zona, en la que mantienen su posición unas respecto de otras. Cuando se inicia la sedimentación se produce un volumen de agua relativamente clara en la parte superior, abajo de la cual se forma una región en donde sedimentan como partículas discretas; luego hay una interfase entre esta región y otra donde las partículas se estorban entre sí. La velocidad de asentamiento en esta región es función de la concentración de sólidos y sus características de tamaño y forma.

Mientras continúa el asentamiento se empieza a formar una capa compacta de partículas en el fondo de la probeta, en la región de asentamiento por compresión, ahí forman una estructura en la que aparentemente

hay contacto físico entre ellas. Cuando se forma la capa de compresión - las regiones que contienen menor concentración de sólidos se extienden - hacia arriba. El asentamiento de la suspensión de concentración inicial - uniforme consiste entonces de una gradación en concentración de sólidos, de la región de asentamiento con partículas discretas, a la región de asen tamiento por compresión.

Todos estos casos se refieren al asentamiento de partículas dentro - de un fluido en reposo, sin embargo en el ambiente esto no sucede así, - pues diversos factores que no ha sido posible cuantificar, introducen va - riaciones, haciendo vanos los intentos por definir el fenómeno, en la for ma que se ha descrito.

La velocidad de flujo ejerce una gran influencia sobre la sedimenta ción, pues incluso puede llegar a resuspender lo que ya estaba sedimen - tado.

3.2 MODELOS QUIMICOS.

Generalmente las aguas que se encuentran en la naturaleza no son - potables, ya que durante su paso sobre o a través del suelo adquieren di - versas clases de impurezas que aparecen disueltas o en suspensión, y - aún cuando las concentraciones de éstas sean pequeñas modifican sus - propiedades químicas hasta sacarlas de las normas establecidas de pota - bilidad.

Las sustancias químicas que interesan por su acción como agentes - contaminantes, oscilan desde los gases disueltos, las sales y otros com puestos inorgánicos hasta los materiales orgánicos complejos, tanto natu rales como sintéticos, deslavados de los campos y bosques o contenidos

en los desechos municipales e industriales, que al introducirse en los cuerpos de agua hacen que se verifiquen reacciones químicas, cuyo desarrollo y resultados pueden predecirse por medio de Modelos Químicos de Calidad del Agua. Obviamente su teoría de aplicación estará sustentada en los principios básicos de la físico-química, de los cuales se hace una breve reseña a continuación:

3.2.1 Ordenes de las reacciones.

Frecuentemente, las reacciones químicas que se llevan a cabo en el agua y en las aguas residuales, son tan lentas, que el interés principal estriba en las velocidades con que se llevan a cabo, en vez de las condiciones finales de equilibrio. Esto pasa por ejemplo en los procesos de aireación, desinfección y cloración a punto de inflexión.

El estudio de la dependencia del tiempo de estas operaciones y de su variación con las condiciones se encuentra dentro del campo de la cinética química.

La ecuación tipo para estudios en cinética química es:

$$\pm \frac{dc}{dt} = kf(c) \quad 3.33$$

donde:

c representa la concentración del material que se estudie, el signo positivo está asociado a la formación de material en tanto que el negativo lo está con su destrucción o remoción.

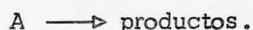
f(c) es alguna función de la concentración de las sustancias que intervienen en la reacción.

k es la constante específica de la velocidad de reacción, es independiente

de las sustancias que intervienen, pero puede depender de factores conocidos, como temperatura o condiciones de solución, o incluso de factores desconocidos.

Los procesos dinámicos simples se clasifican de acuerdo con el orden matemático de la ecuación específica de velocidad, para cada caso, - que tendrá la forma de la ecuación anterior.

Reacciones de primer orden.- De acuerdo con lo anterior una reacción de primer orden es aquella en que la velocidad, es directamente proporcional a la primera potencia de la concentración de reactivo. Si tenemos la - reacción:



la ecuación de velocidad característica será:

$$-\frac{dc_A}{dt} = kc_A \quad 3.34$$

la cual si integramos entre los límites c_{A0} y c_A , 0 y T nos conduce a:

$$\ln \frac{c_A}{c_{A0}} = -kT \quad 3.35.1$$

$$c_A = c_{A0} e^{-kT} \quad 3.35.2$$

donde:

c_A = Concentración de reactivo al tiempo t .

c_{A0} = Concentración de reactivo al tiempo cero.

k = Constante de velocidad.

El valor de esta constante para las reacciones de primer orden es - independiente de las unidades de concentración empleadas, siendo las -

dimensiones (tiempo)⁻¹. Por lo general k se evalúa más fácilmente mediante las formas logarítmicas de la ecuación, por medio de gráficas que dan líneas rectas en función del tiempo o bien haciendo un análisis de mínimos cuadrados.

Reacciones de segundo orden.- Existen dos tipos de reacciones de segundo orden, correspondientes a reacciones de los tipos $A + A \longrightarrow$ productos y $A + B \longrightarrow$ productos. Las ecuaciones características son:

$$-\frac{dc_A}{dt} = kc_A^2 \quad 3.36$$

$$-\frac{dc_A}{dt} = kc_Ac_B \quad 3.37$$

Se dice también que esta última ecuación es de primer orden respecto a los reactivos individuales A y B. Estas ecuaciones se integran respectivamente como:

$$\frac{1}{c_A} - \frac{1}{c_{A0}} = kT \quad 3.38$$

$$\frac{1}{c_{A0} - c_{B0}} \ln \frac{c_{B0}c_A}{c_{A0}c_B} = kT \quad 3.39$$

En contraste con las reacciones de primer orden, el valor numérico de k depende de las unidades de concentración empleadas.

Generalmente estos son los tipos de reacciones que ocurren en el agua, aunque existen otros tipos de reacciones como: los de orden cero, orden fraccionario, tercer orden; los cuales además, es necesario determinar en forma experimental.

Tiempos de vida media.- La constante de velocidad es específica para cada reacción y uno de los métodos de evaluarla, es determinar la

vida media para varias concentraciones iniciales de A.

Se define la vida media de una reacción como el tiempo que requiere la concentración de un reactivo para alcanzar la mitad de su valor inicial.

Si la vida media es independiente de la concentración inicial la reacción es de primer orden y podemos evaluarla a partir de

$$-\frac{dc_A}{dt} = kc_A$$

Cuando $t = \bar{t}$ = vida media $c_A = \frac{1}{2} c_{A0}$

$$\int_{c_{A0}}^{\frac{1}{2}c_{A0}} \frac{dc_A}{c_A} = -k \int_0^{\bar{t}} dt$$

de donde obtenemos:

$$\bar{t} = \frac{\ln 2}{k} = \frac{0.693}{k} \quad 3.40$$

En el caso de reacciones de segundo orden se tiene:

$$\frac{1}{c_A} = \frac{1}{c_{A0}} + kt$$

si $t = \bar{t}$ y $c = \frac{1}{2} c_{A0}$

$$\bar{t} = \frac{1}{kc_{A0}} \quad 3.41$$

es decir que en las reacciones de segundo orden la vida media depende de la concentración inicial. Si se grafica la vida media para varias concentraciones iniciales contra $\frac{1}{c_{A0}}$ la constante de velocidad es el recíproco de la pendiente de la línea.

Para el caso de reacciones de tipo:



no resulta muy útil el uso del tiempo de vida media.

Decaimiento Radiactivo.— El decaimiento radiactivo de un núcleo inestable es un importante ejemplo de un proceso que sigue una ley de velocidad de primer orden. Si consideramos a N como la concentración de material que se desintegra:

$$-\frac{dN}{N} = \lambda dt$$

donde λ es la constante de decaimiento y está relacionada con la vida media por:

$$\lambda = \frac{\ln 2}{\bar{t}} \quad 3.42$$

Integrando entre límites : $N_0 - N$ y $0 - t$

$$N = N_0 e^{-\left(\frac{\ln 2}{\bar{t}}\right)t} = N_0 (2)^{-\frac{t}{\bar{t}}} = N_0 \left(\frac{1}{2}\right)^{-\frac{t}{\bar{t}}} \quad 3.43$$

Influencia de la temperatura en la velocidad de reacción.— La velocidad de la mayor parte de las reacciones químicas aumenta con la temperatura. Una regla aproximada que se utiliza con frecuencia, enunciada por Van't Hoff, consiste en que la velocidad se duplica por cada aumento de 10°C de temperatura. En las reacciones biológicas, esta regla es válida hasta una cierta temperatura óptima, después de la cual la velocidad disminuye debido probablemente a una destrucción de la materia orgánica o de las enzimas presentes.

Matemáticamente el cambio de la constante específica de velocidad con la temperatura para cualquier reacción química, está dado por la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius:

$$\frac{d(\ln k)}{dT} = \frac{E}{RT^2} \quad 3.44$$

donde:

k es la constante específica de velocidad de reacción,

T es la temperatura en grados Kelvin,

R la constante de los gases, y

E una constante característica de la reacción denominada energía de activación.

Si se integra la ecuación entre los límites T_1 y T_2 se tiene:

$$\frac{k_2}{k_1} = \frac{E(T_2 - T_1)}{RT_1T_2} \quad 3.45$$

De esta manera es posible calcular la constante específica de velocidad a cualquier temperatura a partir del conocimiento de E y de la constante de velocidad a alguna otra temperatura.

Para evaluar E, se usa generalmente una de las formas indefinidas de la integral como:

$$\ln k = A - \frac{E}{RT} \quad 3.46$$

donde:

A es llamado factor de frecuencia.

La mayor parte de los procesos que se llevan a cabo dentro del agua varían en un rango de temperaturas muy pequeño. En este caso el producto

$T_1 T_2$ varía muy poco y para propósitos prácticos se puede considerar constante. Entonces el término $E/RT_1 T_2$ se considera como una constante θ y se puede usar una fórmula aproximada para el cálculo de la dependencia de las constantes de velocidad de reacción con la temperatura:

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = \theta (T_2 - T_1) \quad \text{ó} \quad k_2 = k_1 e^{\theta (T_2 - T_1)} \quad 3.47$$

o bien usando la forma expandida de e^x

$$k_2 = k_1 \left[1 + \theta (T_2 - T_1) + \frac{\theta^2 (T_2 - T_1)^2}{2} + \dots \right]$$

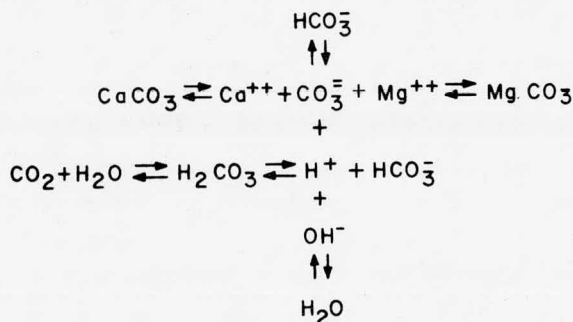
$$k_2 = k_1 \left[1 + \theta (T_2 - T_1) \right] \quad 3.48$$

3.2.2 Equilibrio de carbonatos.

El sistema de carbonatos en el agua natural, la provee de una capacidad por medio de la cual se almacena o expulsa dióxido de carbono más o menos instantáneamente con la consiguiente acumulación o reducción del mismo en solución.

En las aguas biológicamente activas la concentración de dióxido de carbono disuelto fluctúa durante el día, en respuesta al resultado neto de su consumo en la fotosíntesis y la producción por respiración. El efecto del sistema de carbonatos como almacén de reserva para dióxido de carbono, es muy importante en el momento que se llegan a plantear modelos para sistemas ecológicos, puesto que en ellos se deben conocer las variaciones y la influencia que tienen los elementos esenciales para el crecimiento.

El equilibrio de carbonatos que es importante y se presenta normalmente en las aguas naturales es:



cuyas ecuaciones de equilibrio a 25°C y 1 atmósfera son:

$$[\text{H}^+][\text{OH}^-] = K_w = 1 \times 10^{-14} \quad 3.49$$

$$\frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = K_1 = 4.45 \times 10^{-7} \quad 3.50$$

$$\frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{--}]}{[\text{HCO}_3^-]} = K_2 = 4.69 \times 10^{-11} \quad 3.51$$

$$[\text{Ca}^{++}][\text{CO}_3^{--}] = K_s = 4.82 \times 10^{-9} \quad 3.52$$

$$[\text{Mg}^{++}][\text{CO}_3^{--}] = K_s = 1 \times 10^{-5} \quad 3.53$$

Se puede observar que los equilibrios están interrelacionados, además también se observa que el pH tiene efecto sobre ellas.

La concentración total de especies de carbón inorgánico disuelto se puede expresar por:

$$C_T = [\text{H}_2\text{CO}_3^*] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{--}] \quad 3.54$$

donde:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{H}_2\text{CO}_3] \quad 3.55$$

Rearreglando:

$$\frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{C_T} + \frac{[\text{HCO}_3^-]}{C_T} + \frac{[\text{CO}_3^{--}]}{C_T} = 1 \quad 3.56$$

Si se expresa cada término en función de las constantes de disociación K_1 y K_2 :

$$\frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]} = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{K_1} = \frac{[\text{H}^+]^2[\text{CO}_3^{--}]}{K_1 K_2} \quad 3.57$$

$$[\text{HCO}_3^-] = \frac{[\text{H}^+][\text{CO}_3^{--}]}{K_2} \quad 3.58$$

$$\frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{C_T} \left(1 + \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} + \frac{[\text{CO}_3^{--}]}{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]} \right) = 1 \quad 3.59$$

$$\frac{[\text{HCO}_3^-]}{C_T} \left(1 + \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{[\text{HCO}_3^-]} + \frac{[\text{CO}_3^{--}]}{[\text{HCO}_3^-]} \right) = 1 \quad 3.60$$

$$\frac{[\text{CO}_3^{--}]}{C_T} \left(1 + \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{[\text{CO}_3^{--}]} + \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_3^{--}]} \right) = 1 \quad 3.61$$

sustituyendo y despejando:

$$\alpha_0 = \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3^*]}{C_T} = \left(1 + \frac{K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{K_1 K_2}{[\text{H}^+]^2} \right)^{-1} \quad 3.62$$

$$\alpha_1 = \frac{[\text{HCO}_3^-]}{C_T} = \left(1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_1} + \frac{K_2}{[\text{H}^+]} \right)^{-1} \quad 3.63$$

$$\alpha_2 = \frac{[\text{CO}_3^{--}]}{C_T} = \left(1 + \frac{[\text{H}^+]^2}{K_1 K_2} + \frac{[\text{H}^+]}{K_2} \right)^{-1} \quad 3.64$$

Los valores anteriores se conocen como coeficientes de distribución $\alpha_0, \alpha_1, \alpha_2$, respectivamente para las especies disueltas.

Pueden existir cuatro casos diferentes.

1. Agua no saturada respecto al CaCO_3 pero en equilibrio con la atmósfera o con una concentración conocida de CO_2 disuelto.
2. Agua no saturada de CaCO_3 y no está en equilibrio con la atmósfera o

con una concentración conocida de CO_2 disuelto.

3. Agua saturada de CaCO_3 y no está en equilibrio con la atmósfera o con una concentración conocida de CO_2 disuelto.

4. Agua saturada de CaCO_3 y en equilibrio con la atmósfera o con una concentración conocida de CO_2 .

Caso 1.- En este caso la concentración de iones de hidrógeno se puede determinar de una ecuación desarrollada a partir de un balance iónico sobre el sistema total para mantener la electroneutralidad, obteniéndose:

$$[c] + [H^+] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] + [A] \quad 3.65$$

donde:

$[c]$ = Concentración de cargas positivas obtenidas a partir de un balance de cationes en el sistema.

$[A]$ = Concentración de cargas negativas obtenidas a partir de un balance de aniones en el sistema.

Rearreglando y sustituyendo los términos por relaciones apropiadas, se obtiene:

$$[Z] = [c] - [A] = \frac{[H_2CO_3] K_1}{[H^+]} + \frac{2K_1K_2[H_2CO_3]}{[H^+]^2} + \frac{K_w}{[H^+]} - [H^+] \quad 3.66$$

$$Z[H^+]^2 - (K_1[H_2CO_3] + K_w)[H^+] - 2K_1K_2[H_2CO_3] = 0 \quad 3.67$$

debido a que $[H^+]^3$ se desprecia por ser muy pequeña

de ahí:

$$[H^+] = \frac{(K_1[H_2CO_3] + K_w) \pm \sqrt{(-K_1[H_2CO_3] + K_w)^2 - 4Z(-2K_1K_2)[H_2CO_3]}}{2[Z]} \quad 3.68$$

La concentración neta de cargas positivas $[Z]$ es equivalente a la alcalinidad del sistema. La alcalinidad de un agua es la medida de su capacidad para neutralizar ácidos, para este sistema en particular queda establecida por:

$$[\text{HCO}_3^-][\text{CO}_3^{2-}]_y [\text{OH}^-] \quad 3.69$$

cuando el sistema está en equilibrio con la atmósfera:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3^*] = K_H \bar{p} \quad 3.70$$

donde:

$$K_H = \text{Constante de Henry} = 3.92 \times 10^{-2} \frac{\text{mol}}{\text{l-atm}} @ 20^\circ\text{C}$$

$$\bar{p} = \text{Presión parcial de CO}_2 \text{ en la atmósfera} = 3 \times 10^{-4} \text{ atm. } @ 20^\circ\text{C.}$$

Caso 2.- En este caso la $[\text{H}^+]$ no está determinada, es necesario sin embargo conocer tanto $[\text{H}^+]$ en el sistema, como la alcalinidad, para poder determinar la concentración total de las especies de carbón inorgánico disueltas, así como los valores de los coeficientes de distribución.

Si expresamos la ecuación en términos de los coeficientes de distribución para iones carbonato y bicarbonato, tendremos:

$$[Z] = \alpha_1 [C_T] + 2\alpha_2 [C_T] + \frac{K_w}{[H^+]} - [H^+] \quad 3.71$$

y resolviendo para C_T :

$$C_T = \frac{[Z]}{\alpha_1 + 2\alpha_2} - \frac{K_w/[H^+]}{\alpha_1 + 2\alpha_2} - \frac{[H^+]}{\alpha_1 + 2\alpha_2} \quad 3.72$$

Caso 3.- En este caso la ecuación básica de electroneutralidad se debe modificar para incluir la concentración del ión calcio.

$$2[\text{Ca}^{++}] + [Z'] + [\text{H}^+] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] \quad 3.73$$

donde:

$[Z']$ = Concentración de alcalinidad menos $[Ca^{++}]$

Si expresamos la ecuación anterior en términos de los coeficientes de distribución y el producto de solubilidad del $CaCO_3$, tendremos:

$$\frac{2K_s}{\alpha_2[C_T]} + [Z'] + [H^+] = \alpha_1[C_T] + 2\alpha_2[C_T] + \frac{K_w}{[H^+]} \quad 3.74$$

donde:

K_s = Constante del producto de solubilidad de $CaCO_3$.

Rearreglando:

$$(\alpha_1 + 2\alpha_2)[C_T]^2 - (Z' + [H^+] - \frac{K_w}{[H^+]})[C_T] - \frac{2K_s}{\alpha_2} = 0 \quad 3.75$$

de donde:

$$C_T = \frac{([Z'] + [H^+] - K_w/[H^+]) + \sqrt{([Z'] + [H^+] - K_w/[H^+])^2 + 4(\alpha_1 + \alpha_2)2K_s/\alpha_2}}{2(\alpha_1 + 2\alpha_2)} \quad 3.75.1$$

Es decir, es posible calcular la concentración total de las especies de carbono inorgánico disuelto, una vez conocidos el pH del sistema, la alcalinidad y la concentración del ión calcio.

Caso 4.- En este caso se puede encontrar una expresión para $[H^+]$ a partir de la relación de electroneutralidad.

Si se substituyen las especies iónicas por sus equivalentes en términos de concentración de CO_2 disuelto, constantes de equilibrio y constante del producto de solubilidad para $CaCO_3$ se tiene:

$$\frac{2K_s}{[CO_3^{=}}} + [Z'] + [H^+] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{=}] + [OH^-] \quad 3.76$$

Pero si el sistema está en equilibrio con la atmósfera:

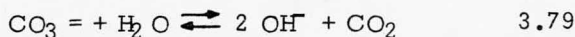
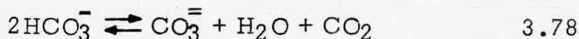
$$[\text{H}_2\text{CO}_3] = K_H P$$

$$\frac{2K_s}{K_1 K_2 K_H P} [\text{H}^+]^4 + [\text{H}^+]^3 + [\text{Z}'] [\text{H}^+]^2 - K_1 K_H P [\text{H}^+] - 2K_1 K_2 K_H P = 0 \quad 3.77$$

para esta ecuación existen métodos numéricos de solución.

Se puede ver que existe una relación muy estrecha entre el pH y la concentración total de especies de carbón inorgánico, como se dijo anteriormente ésta tiene una gran importancia, pues se ha observado que muchas de las aguas superficiales tienen grandes floraciones de algas y que alcanzan a tener pH hasta de 10 en áreas donde las algas crecen rápidamente, particularmente cuando son poco profundas. Esto es debido a que las algas usan CO_2 en su actividad fotosintética, llegando incluso a reducir la concentración de CO_2 libre más abajo de su concentración de equilibrio con el aire, causando así un mayor incremento de pH.

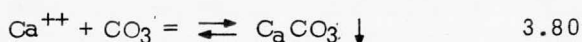
Si el pH se incrementa, las formas alcalinas cambian y como resultado las algas obtienen el CO_2 necesario para su crecimiento de los bicarbonatos y carbonatos de acuerdo a las siguientes ecuaciones de equilibrio:



Entonces el consumo de CO_2 por las algas, tiende a desplazar las formas de alcalinidad presentes, de bicarbonatos a carbonatos y de carbonatos a hidróxido. Durante estos cambios la alcalinidad permanece constante. Las algas pueden continuar extrayendo CO_2 del agua hasta que alcanzan un pH de inhibición, lo cual ocurre en el rango 10-11.

Durante las horas del día en que no hay luz, las algas producen más CO_2 del que consumen, lo cual es debido a que su proceso respiratorio en la oscuridad excede a su proceso fotosintético. Esta producción de CO_2 tiene el efecto opuesto y tiende a reducir el pH. Estas variaciones diurnas de pH debido a la actividad fotosintética de las algas, son muy comunes en las aguas superficiales.

Si el agua contiene cantidades apreciables de Ca^{++} se precipita carbonato de calcio cuando la concentración del ión CO_3^{--} , según la ecuación 3.80, se vuelve lo suficientemente grande como para exceder su producto de solubilidad.



Esto ocurre generalmente cuando los valores del pH han excedido el 10, esto pone un tope a los valores de pH que es posible obtener. El carbonato de calcio precipitado como un resultado de la remoción de CO_2 por acción de las algas, ocasiona sedimentos lodosos en el fondo de los lagos que a la larga se convierten en sedimentos calcáreos.

3.3 MODELOS BIOLOGICOS.

Todos los organismos que se encuentran en el agua son importantes para el control de la calidad, sin considerar si es su medio natural de vida o pertenecen a poblaciones transitorias introducidas por el hombre y sus obras; si su crecimiento lo propician los nutrientes presentes en el escurrimiento natural y en aguas residuales municipales, o lo inhiben los drenajes agrícolas y los efluentes industriales; si son capaces de

infectar o envenenar al hombre y los animales superiores, o si poseen la capacidad de destruir residuos orgánicos y restituir al agua sus propiedades naturales.

Como regla general, las comparaciones de calidad se basan específicamente en el contenido de un número de organismos cuantitativamente determinables y significativos, en los cambios que tienen las condiciones de su existencia y en los efectos que producen estos cambios en su adaptabilidad al medio ambiente acuático, dichas comparaciones se logran por la identificación sistemática y enumeración estadística de las poblaciones, así como por la importancia de sus componentes particulares.

Es de importancia entonces, el determinar la presencia y origen, la magnitud y fluctuación de sus números, el curso de su ciclo vital y el índice de su supervivencia, o bien el cálculo de requerimientos nutricionales y el hallar medios para la supresión o remoción parcial o total de las especies indeseables, las reacciones que tengan al medio ambiente natural y la habilidad que desarrollen para elaborar subproductos útiles.

Es importante señalar que en condiciones favorables la determinación biológica de la contaminación, puede ser más rápida, más informativa y mejor promediada en tiempo, que la evaluación química. Además, a través de ella es factible identificar efectos de la contaminación intermitente o anormalmente elevada que un muestreo químico hubiese dejado pasar por alto.

3.3.1 Crecimiento Bacteriano.

En el agua se encuentra una gran variedad de microorganismos, en-

tre los cuales se cuentan bacterias, hongos, algas, protozoarios y pequeños metazoarios. Su importancia está relacionada en gran medida con sus requerimientos nutritivos, que pueden agruparse en cuatro categorías:

- Compuestos formados de C y N, de los que están constituidos los materiales celulares.
- Compuestos usados como fuente de energía.
- Iones inorgánicos.
- Factores de crecimiento, como son las vitaminas.

Aunque los microorganismos difieren grandemente en muchos aspectos, la composición química de su protoplasma es más o menos uniforme: proteínas, grasas, carbohidratos. Al protoplasma de los organismos vivos se le conoce como biomasa.

Según su fuente de energía los microorganismos se clasifican como: autótrofos o heterótrofos.

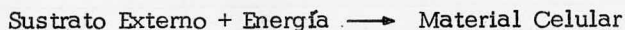
Los autótrofos obtienen su energía de la síntesis de compuestos orgánicos o inorgánicos o en el caso de formas fotosintéticas la obtienen de la luz. Los heterótrofos derivan su energía solamente de fuentes orgánicas.

La materia viviente se distingue de los materiales orgánicos no vivos por su metabolismo, el cual se define como: Procesos físicos y químicos que se llevan a cabo continuamente en las células y organismos vivos. Se divide en dos partes:

Anabolismo: Proceso en el cual los nutrientes asimilados se convierten en protoplasma, y

Catabolismo: Proceso en el cual el protoplasma se rompe en sustancias más simples con desprendimiento de energía.

La síntesis del protoplasma es un proceso anabólico que requiere una entrada de energía y se puede representar como:



no obstante se lleva a cabo también, el proceso catabólico en la forma de respiración, teniéndose entonces:



Estos dos procesos se complementan en el metabolismo y aunque la respiración se lleva a cabo sin la síntesis, ésta, en los organismos heterótrofos, debe ir acompañada de la respiración.

Se establece así que la energía es esencial para mantener la vida, y se le puede obtener a través del proceso de respiración, o en ausencia de sustrato externo disponible, por medio de la degradación catabólica de los mismos materiales celulares internos. A este proceso conocido como respiración endógena se le puede representar como:



Existiendo condiciones adecuadas, es posible esperar que los microorganismos crezcan, o en otras palabras, la concentración de biomasa tenderá a incrementarse como un resultado de la síntesis y tenderá a decrecer como resultado de la respiración endógena y la muerte.

Patrón clásico de crecimiento.- Cuando se habla del crecimiento bacteriano se hace uso generalmente de los cultivos tipo "loté", en una situación de este tipo no hay entrada de nutrientes al sistema o salida de microorganismos de él. Aunque este tipo de fenómeno no se aplica a condiciones ambientales, la cinética de este tipo de cultivos es útil para

mostrar ciertas características de patrones de crecimiento microbiano.

El crecimiento de un cultivo bacteriano comprende cierto número de fases, cada una de las cuales se realiza a una velocidad diferente, lo cual se puede representar por medio de la curva de la figura:

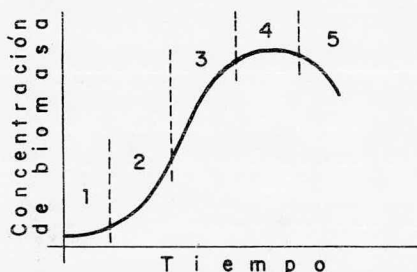


Figura 3.5

1. Fase latente: Durante la cual se produce la aclimatación de los microorganismos al medio con velocidad de crecimiento nula o débilmente positiva.
2. Fase Exponencial: Durante la cual existe una velocidad de crecimiento constante.
3. Fase de Moderación: Durante la cual el crecimiento se modera.
4. Fase con velocidad de crecimiento nula.
5. Fase de decrecimiento: Durante la cual la concentración de biomasa decrece.

Es importante observar que lo anterior se refiere a una única población de microorganismos; en la realidad es necesario considerar que existen diferentes microorganismos, cada uno de los cuales tiene su propia

curva de crecimiento y que, además, éstos van a necesitar de un alimento para crecer.

Estudio Cinético del Crecimiento Bacteriano.- El cambio de concentración de biomasa se puede expresar por una fórmula matemática como:

$$\frac{dX}{dt} = f(S, X) \quad 3.81$$

donde:

S = Concentración de sustrato (alimento)

X = Concentración de biomasa.

Cuando los alimentos se encuentran en concentración suficiente y no hay nada que se oponga al crecimiento, el cultivo crece a una velocidad constante y la ecuación anterior se transforma en:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad 3.82$$

donde:

μ = Constante específica de velocidad de crecimiento de microorganismos.

Cuando los microorganismos no se alimentan una parte de ellos desaparece. La velocidad de desaparición es proporcional a la concentración de microorganismos y se tiene:

$$\frac{dX}{dt} = -k_d X \quad 3.83$$

donde:

k_d = Constante de decrecimiento de microorganismos. Entonces el cambio neto en la concentración de biomasa será:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - k_d X \quad 3.84$$

Hay ocasiones en que las circunstancias son desfavorables y la velocidad de crecimiento se reduce. Las causas que provocan la detención del crecimiento son: la disminución de la concentración de alimentos, la acumulación de los compuestos tóxicos que han sido vertidos, o una modificación física del medio.

En el caso en que el crecimiento queda limitado por un empobrecimiento del medio en elementos nutritivos (alimentos), la ecuación básica toma la forma:

$$\frac{dX}{dt} = k_1 (XS) \quad 3.85$$

De la que se ha derivado la relación empírica:

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dF}{dt} - k_d X \quad 3.86$$

donde:

Y = Coeficiente de rendimiento de crecimiento de microorganismos.

$\frac{dF}{dt}$ = Velocidad de utilización del sustrato por los microorganismos.

Este último término se puede calcular de manera aproximada por la expresión:

$$\frac{dF}{dt} = \frac{k SX}{K_s + S} = \frac{dS}{dt} \quad 3.87$$

donde:

k = Velocidad máxima de utilización de sustrato por unidad de peso de microorganismos.

K_s = Concentración de sustrato a la cual la velocidad de utilización de sustrato por unidad de peso de microorganismos es la mitad de la

velocidad máxima.

Si se divide 3.86 entre X y se sustituye 3.87 se tiene:

$$\frac{\frac{dX}{dt}}{X} = Y \frac{kS}{K_s + S} - k_d \quad 3.88$$

El término $\frac{\frac{dX}{dt}}{X}$ se conoce como velocidad específica de crecimiento de microorganismos y el producto Yk es la velocidad máxima de crecimiento específico por lo que la ecuación resultante es:

$$\mu = \frac{\hat{\mu} S}{K + S} - k_d \quad 3.89$$

El comportamiento de la velocidad de utilización del sustrato, con respecto a la concentración de biomasa, se puede apreciar en una gráfica

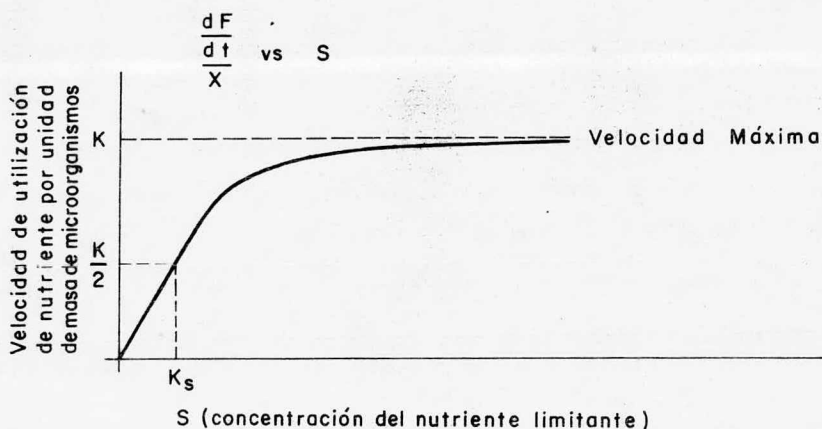


Figura 3.6

Cuando los nutrientes están presentes en exceso, la velocidad de crecimiento específico (μ) se aproxima a la velocidad máxima ($\hat{\mu}$) y el término de crecimiento en la ecuación se convierte en un término de reacción de primer orden $\hat{\mu} X$. Sin embargo si la concentración de nutriente

limitante se vuelve pequeña a comparación de K_s ($S \ll K_s$) el término de crecimiento se convierte en un término de ecuación de segundo orden

$$\left(\frac{\hat{\mu}}{K_s}\right) SX.$$

Se ha encontrado además que la velocidad específica de crecimiento no solamente es función del microorganismo específico, sino también de factores ambientales de tipo físico y químico, por ejemplo, la temperatura, el pH y también la salinidad (debido a la gran influencia que tiene sobre la presión osmótica). Una amplia variedad de agentes tóxicos orgánicos e inorgánicos sirven para reducir la velocidad de crecimiento.

El efecto de la temperatura se ha cuantificado por la relación:

$$\hat{\mu} = \mu_0 e^{(T - T_0)}$$

donde:

μ y μ_0 = Constante específica de velocidad máxima de crecimiento a las temperaturas T y T_0 respectivamente.

θ = Coeficiente de temperatura.

Se han determinado valores del coeficiente θ con base en información termodinámica, entre los 15 y los 30°C de temperatura, para microorganismos encontrados en procesos anaeróbicos de tratamiento biológico de aguas negras y estos varían de 1.03 - 1.07.

Se ha encontrado que al término de decrecimiento lo afectan muchos de los factores que influyen en la velocidad de crecimiento.

La importancia relativa de cada uno de los dos términos (crecimiento y decrecimiento) dependerá de la relación nutrientes-microorganismo y

de las condiciones ambientales. Cuando la relación es relativamente grande, predomina el primer término y el segundo puede ser insignificante. Por otro lado si la relación es muy baja el cambio de concentración dependerá exclusivamente del término de decrecimiento.

3.3.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno.

Toda corriente o cuerpo de agua recibe en mayor o menor grado cargas contaminantes cuya determinación es esencial para poder evaluar los daños que le ocasionen y comparar los costos de control necesarios para reducir esos daños después de identificar las fuentes de contaminación.

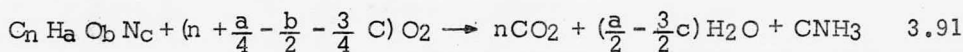
Es por ello muy importante caracterizar las cargas contaminantes de las aguas residuales, lo que se hace por medio de parámetros pertinentes.

La caracterización de las aguas residuales se hace de acuerdo al estado en que se encuentran los contaminantes (suspendidos, coloidales y disueltos), y de acuerdo a su naturaleza (inorgánico, orgánico, gaseosos biológicos).

Uno de los parámetros de caracterización más importantes, es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Esta prueba es muy usada para cuantificar la fuerza contaminantes de los desechos domésticos e industriales, en términos del oxígeno que requerirían si se descargaran en un curso de agua natural en el cual existen condiciones aeróbicas. Por medio de esta prueba es posible determinar además, el grado de contaminación del agua en cualquier tiempo y lugar o evaluar la capacidad de purificación de cuerpos receptores de agua.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno se define como la cantidad de oxígeno que requieren las bacterias para estabilizar la materia orgánica necesaria a su crecimiento bajo condiciones aeróbicas.

La prueba de DBO es, esencialmente, un proceso de oxidación húmeda en la cual los organismos vivos sirven como medio para convertir por medio de oxidación la materia orgánica en dióxido de carbono y agua. Existe una relación cuantitativa entre la cantidad teórica de oxígeno requerido, para convertir una cantidad definida de cualquier compuesto orgánico a dióxido de carbono, agua y amoníaco, la cual se puede representar por la siguiente ecuación general:



en base a la relación anterior es posible interpretar tanto los datos de DBO en términos de materia orgánica, como la cantidad de oxígeno usado durante su oxidación.

Las reacciones de oxidación involucradas en la prueba de DBO, son un resultado de la actividad biológica y la velocidad a la cual se llevan a cabo está afectada por el número de población microbiana y la temperatura. Si esta última se mantiene constante, la prueba se lleva a cabo en días. Teóricamente se requeriría un tiempo infinito para la oxidación biológica total, pero para efectos prácticos se considera completa en un período de 20 días. Sin embargo, debido a que aún este período es bastante grande, por experiencia se ha determinado que un porcentaje bastante razonable de DBO se ejerce en 5 días y se llama DBO_5 , esta prueba se ha desarrollado en un período de incubación de 5 días y es sólo parte de la DBO total, que como antes se ha dicho, necesita de un tiempo muy grande

para ejercerse. La DBO total depende de la naturaleza de los microorganismos y el tipo de materia orgánica, por lo cual sólo puede conocerse experimentalmente.

Naturaleza de la reacción de DBO.

Para efectos prácticos se ha establecido que las reacciones de DBO son de primer orden, y la velocidad de la reacción es proporcional a la cantidad de materia orgánica oxidable remanente en cualquier instante, mientras sigue siendo modificada por la población de organismos activos. Una vez que la población de organismos ha alcanzado un nivel al cual sólo ocurren pequeñas variaciones, la velocidad de reacción es controlada por la cantidad de comida disponible que tienen los organismos, lo cual se puede expresar como:

$$\frac{-dc}{dt} = k' C \quad 3.92$$

donde:

C = Concentración de materia orgánica oxidable.

k' = Constante de velocidad de reacción.

$\frac{dc}{dt}$ = Velocidad de reacción.

En DBO se suele utilizar L en lugar de C , siendo L la demanda última, por lo que la expresión resultante es:

$$\frac{-dL}{dt} = k' L \quad 3.93$$

esta expresión representa la velocidad a la cual se estabilizan los materiales orgánicos contaminantes.

Integrando se tiene:

$$\frac{L}{L_0} = e^{-k't} = 10^{-kt} \quad 3.94$$

donde:

t = Tiempo transcurrido.

L = DBO remanente al tiempo t .

L_0 = DBO inicial.

$k' = 2.303k$ = constante de velocidad de reacción.

La cantidad de DBO a cualquier tiempo t será:

$$L = L_0 (10^{-kt}) \quad 3.95$$

Y la cantidad de DBO que ha sido ejercida a cualquier tiempo t será:

$$Y = L_0 - L = (1 - 10^{-kt}) \quad 3.96$$

Si se hace una gráfica de materia orgánica remanente ó materia orgánica oxidada vs tiempo, se tiene:

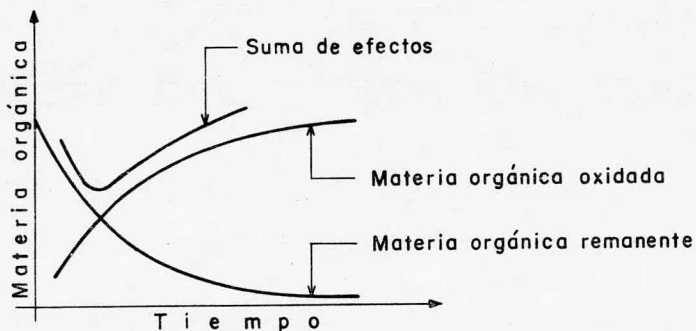
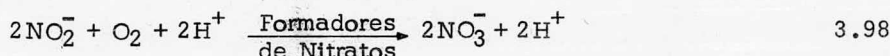
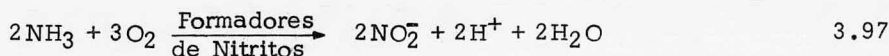


Figura 3.7

Debido a que el oxígeno se usa en relación directa a la cantidad de materia orgánica oxidada, las gráficas de oxígeno usado vs tiempo, son - similares a las de materia orgánica oxidada durante los primeros 8 a 10 - días. Sin embargo después de este tiempo la curva cambia bruscamente, esto es debido a que existen bacterias nitrificantes que van a oxidar a la materia no carbonosa de la siguiente manera:



Esta demanda de oxígeno, por el nitrógeno, se llama segunda etapa de DBO y es importante considerarla porque puede llegar a terminar con el oxígeno disuelto en una corriente; sin embargo es necesario muchas veces, eliminar la interferencia causada por su presencia, para no llegar - a conclusiones erróneas sobre los desechos.

La parte descrita del proceso se puede presentar como se muestra en la figura 3.8.

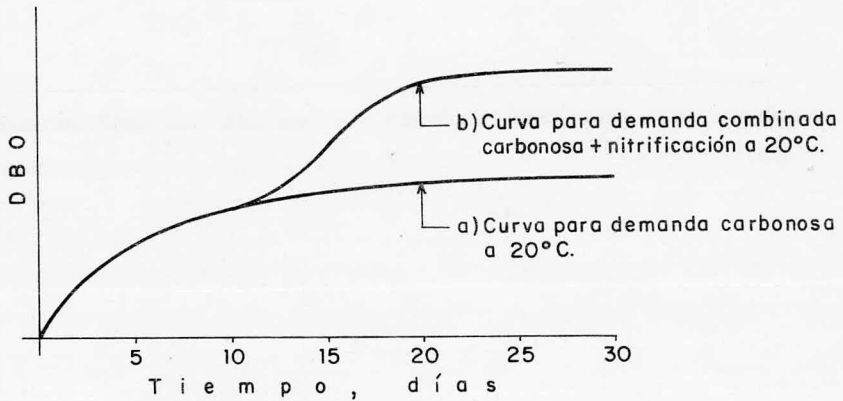


Figura 3.8

Velocidad de las oxidaciones bioquímicas.

Por muchos años se consideró que la reacción de DBO tenía una constante de velocidad $k = 0.10 \text{ día}^{-1}$ a 20°C , posteriormente se encontró que este valor dependía no sólo del tipo de los desechos, sino también variaba con la temperatura. Este efecto se puede valorar por:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T - 20)}$$

donde:

T = Temperatura en grados centígrados.

θ = Coeficiente de temperatura.

k_{20} y k_T = Constantes de velocidad de reacción a 20°C y Temperatura T .

Se ha encontrado que θ varía de 1.056 a 1.135 en el ámbito de temperaturas de 20° a 30°C .

Es interesante observar que el curso de la reacción de DBO varía -

grandemente con la constante de velocidad de reacción, esto se puede ver en la siguiente tabla y en las gráficas de las figuras 3.9 y 3.10 (Chemistry for Sanitary Engineers Sawyer y McCarthy).

Tiempo días	% de DBO Total ejercida				
	k = 0.05	k = 0.10	k = 0.15	k = 0.20	k = 0.25
1	10.9	20.6	29.2	36.9	43.8
2	20.6	37	50	60	68
3	29	50	64	75	82
4	37	60	75	84	90
5	44	68	82	90	94
6	50	75	87	94	97
7	55	80	91	96	98
10	68	90	97	99	99
20	90	99	99+	99+	99+

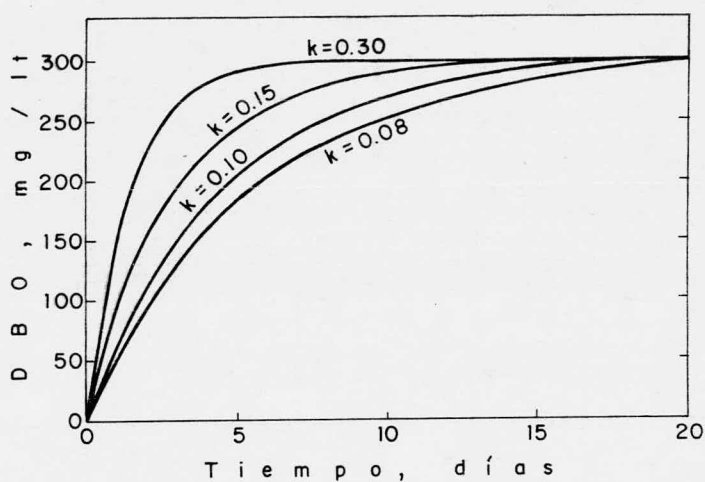


Figura 3.9

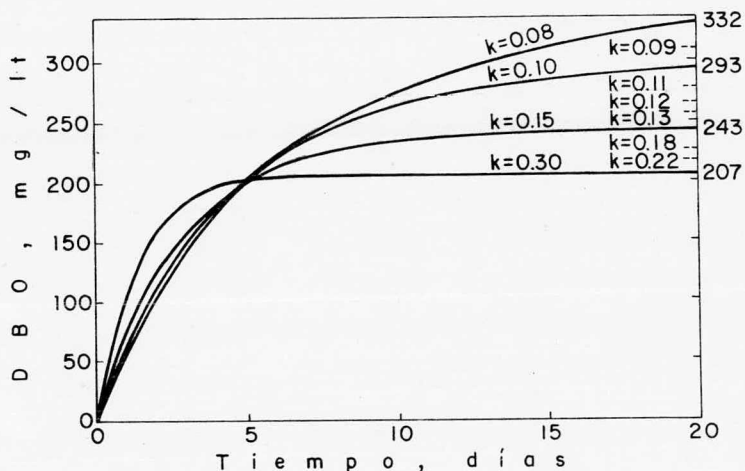


Figura 3.10

Finalmente las velocidades de reacción dependen fundamentalmente de dos factores principales:

1. La naturaleza de la materia orgánica.
2. La habilidad de los organismos presentes de utilizar la materia orgánica.

La velocidad de las reacciones bioquímicas o de la constante de velocidad k se puede valorar de diversas maneras, dependiendo todas ellas de que se efectúen observaciones de DBO a dos o más intervalos de tiempo para establecer la trayectoria de la reacción. Los métodos más empleados son: el de mínimos cuadrados y el de Thomas.

El método de mínimos cuadrados requiere la construcción de una curva correspondiente, de manera que la suma de los cuadrados de las diferencias entre el valor observado y el valor de la curva ajustada, sea mínimo. Al usar este método se pueden ajustar diferentes curvas a partir

de un conjunto de datos; se tendrá entonces que para una serie de medidas de DBO en la misma muestra se puede escribir la siguiente ecuación:

$$\left. \frac{dy}{dt} \right|_{t=n} = k' (L - Y_n) \quad 3.100$$

donde k' y L son desconocidas. Si se supone que $\frac{dy}{dt}$ representa el valor de la pendiente de la curva por ajustar a través de todos los puntos para un valor dado de k' y L , debido al error experimental, los dos miembros de la ecuación no serán iguales, sino que diferirán en una cantidad R , que se determina con la ecuación:

$$R = k' (L - Y) - \frac{dy}{dt} \quad 3.101$$

Simplificando y usando la notación $\frac{dy}{dx} = y'$

$$R = k'L - k'y - y' \quad 3.102$$

Ahora bien, si la suma de los cuadrados de las diferencias R va a ser un mínimo, son válidas las ecuaciones:

$$\frac{\partial}{\partial (k'L)} \sum R^2 = \sum 2R \frac{\partial R}{\partial (k'L)} = 0 \quad 3.103$$

$$\frac{\partial}{\partial (-k')} \sum R^2 = \sum 2R \frac{\partial R}{\partial (-k')} = 0 \quad 3.104$$

$$\therefore n(k'L) + (-k') \sum y - \sum y' = 0 \quad 3.105$$

$$(k'L) \sum y + (-k') \sum y^2 - \sum y y' = 0 \quad 3.106$$

n = número de puntos, dato.

El método de Thomas está basado en la similitud de dos funciones de series. Es un procedimiento gráfico basado en la función:

$$\left(\frac{t}{y} \right)^{1/3} = (2.3kL)^{-1/3} + \frac{k^{2/3}}{3.43L^{1/3}} t \quad 3.107$$

donde:

y = DBO que ha sido ejercido en el intervalo de tiempo t .

k = Constante de velocidad de reacción base 10.

L = DBO última.

Esta fórmula tiene la forma de una línea recta:

$$Z = a + bt$$

donde:

$$Z = \left(\frac{t}{y} \right)^{1/3}$$

$$a = (2.3kL)^{-1/3}$$

$$b = \frac{k^{2/3}}{3.43L^{1/3}}$$

Graficando a Z como función de t , y la pendiente y el punto de intercepción se pueden usar para calcular k y L .

Para aplicar este método son necesarias varias observaciones de y como función de t . Los datos observados se deben limitar a los primeros 10 días debido a la interferencia del nitrógeno.

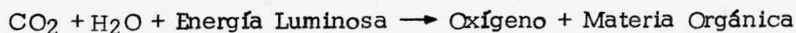
Algunos estudios recientes, en donde se han usado materiales orgánicos solubles, han mostrado ciertas limitaciones a la suposición de que la reacción sigue una cinética de primer orden, pues en muchos casos se ha observado que la DBO carbonosa es ejercida en dos fases, la segunda de las cuales no es debida a la nitrificación, pero se supone que es el resultado de la acción secundaria de los protozoarios. Aunque estas observaciones indican que es necesario tener cuidado en la interpretación de datos de DBO, no invalidan el uso de la cinética de primer orden para resolver problemas prácticos de contaminación que incluyan desechos complejos.

3.3.3 Fotosíntesis.

Los vegetales verdes son los productores primarios del mundo vivo, las propiedades excepcionales de la clorofila, el pigmento que les confiere su color los capacita para usar la energía radiante del sol y sintetizar compuestos ricos en energía a partir del agua y el dióxido de carbono.

El proceso anterior recibe el nombre de fotosíntesis y es el único medio significativo por el cual es posible captar energía solar y utilizarla para hacer posible la vida en nuestro planeta.

Por medio de la fotosíntesis se incorpora carbón en forma de CO_2 al material de las plantas, algo de ese carbón regresa al estado inorgánico a través de la respiración de plantas o microorganismos y el resto es asimilado por los consumidores animales, el proceso se puede representar de manera general como:



Se calcula que cada año las plantas verdes transforman unas 300,000 millones de toneladas de carbón inorgánico, en materia orgánica, de la cual las plantas terrestres sintetizan alrededor de un décimo del total y las plantas acuáticas, principalmente las algas, elaboran el resto, por esta razón es de suma importancia la fotosíntesis que se lleva a cabo en ellas.

El crecimiento y muerte de las algas ejerce una profunda influencia sobre las limitadas fuentes de oxígeno de las aguas superficiales y dado que la producción de oxígeno, por medio de la fotosíntesis, se efectúa usando la energía radiante del sol, el proceso se realiza solamente durante las horas del día.

El proceso fotosintético de una suspensión de algas en una masa de agua, genera oxígeno suficiente para que una parte sea empleada en la actividad respiratoria de las mismas y otra se incluya dentro del líquido como oxígeno disuelto.

La disminución de la intensidad de los rayos solares inhibe la fotosíntesis y consecuentemente se reduce el crecimiento y la producción de oxígeno. Cuando hay una intensidad suficiente para satisfacer únicamente las necesidades de la actividad respiratoria, se tiene lo que se denomina "punto de compensación". Si la intensidad sigue aún disminuyendo, el proceso fotosintético es insuficiente para proporcionar el oxígeno necesario a la respiración, y entonces las algas lo empiezan a tomar, para esta función, del que se encuentra disuelto en el agua.

Interesa por lo tanto determinar, para una concentración de algas en el agua si existe producción de oxígeno y si la hay, en qué cantidad.

Determinación de la producción de oxígeno.- Para poder determinar la producción de oxígeno es necesario saber la cantidad de algas que existe en el agua, así como la intensidad incidente de la luz y la influencia que tiene la profundidad en su extinción. Al respecto se han desarrollado teorías que relacionan estos factores mediante fórmulas que se presentan a continuación.

Si se designa como I_a a la intensidad solar promedio del día y fT es la fracción en la que hay luz, se puede establecer:

$$I_o(t) = I_a \quad \text{para } 0 < t < fT$$

y

$$I_o(t) = 0 \quad \text{para } fT < t < 1$$

en donde:

I_0 = Intensidad de luz en la superficie del agua.

Por otra parte la concentración de algas en una masa líquida disminuye la penetración de los rayos solares, con lo cual también se reduce la constante específica de crecimiento, debido a que la intensidad de la luz no es óptima. La reducción en la constante de crecimiento responde, según Steele y Ryther a la expresión:

$$\frac{I}{I_s} e^{(-\frac{I}{I_s} + 1)} \quad 3.109$$

en la que:

I = Intensidad incidente.

I_s = Intensidad de saturación.

Existe además, una reducción en la intensidad que está dada por la ley de Lambert-Beer, como:

$$I = I_0 e^{-k_e Z} \quad 3.110$$

siendo:

k_e = Coeficiente de extinción de la luz.

Z = Profundidad.

El valor promedio de la reducción de la intensidad en la profundidad H y el tiempo t , se obtiene integrando la ecuación:

$$\frac{1}{H} \int_0^H \frac{1}{T} \int_0^{ft} \frac{I_a e^{-k_e Z}}{I_s} e^{(-\frac{I_a e^{-k_e Z}}{I_s} + 1)} dt dZ \quad 3.111$$

$$\text{Si} \quad \alpha_1 = \frac{I_a}{I_s} e^{-k_e H} \quad \text{y} \quad \alpha_0 = \frac{I_a}{I_s}$$

Se obtiene como expresión integrada:

$$\frac{2.718fT}{k H} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0})$$

Al nivel de I_s , la producción de oxígeno por fotosíntesis (F), alcanza un máximo (F_s), por lo que:

$$\frac{F_p}{F_s} = \frac{2.718fT}{k_e H} (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_0}) \quad 3.113$$

F_p = Producción promedio de oxígeno

es decir que en realidad todo depende del valor de F_s .

Se ha encontrado una relación entre F_s y la concentración de clorofila "a", que es una medida de la densidad de población de algas, expresado como:

$$F_s = 0.25 \text{ Clor "a"}$$

donde:

F_s está dada en mg/l de O_2 /dfa y Clor "a" en microgramos por litro de clorofila.

Por lo tanto para calcular la producción promedio de oxígeno, son necesarios los valores de Clor "a", la radiación incidente I_a , la amplitud del período de luz fT , el coeficiente de extinción k_e y la profundidad H .

4. MODELOS DE SISTEMAS ECOLOGICOS

Un modelo de sistema ecológico es una estructura de símbolos y reglas operativas que proporcionan un conjunto de puntos importantes, en una unidad natural con partes viva e inertes, estableciendo controles y equilibrios que son respuestas automáticas a los cambios producidos por las fuerzas actuantes y los seres vivos.

Son sistemas ecológicos los cuerpos de agua, los bosques, las ciudades, etc., regiones del espacio en donde existe una interacción constante entre los individuos con el medio ambiente que los rodea, o entre ellos mismos. Por su complejidad sólo pueden ser estudiados usando modelos matemáticos o simbólicos que son los más sencillos de manejar experimentalmente, dado que toman la forma de relaciones matemáticas que reflejan la estructura de lo que representan.

En este trabajo se desarrolla fundamentalmente lo relativo a modelos para el control de la calidad del agua, que tendrán que referirse necesariamente a una masa líquida bajo la acción de una descarga de contaminantes.

El agua, durante el ciclo hidrológico, puede llegar a adquirir impurezas, lo cual se traduce en una contaminación, sin embargo en ocasiones se puede aprovechar el poder que tiene la naturaleza para disminuir sus efectos.

Las fuerzas naturales de la purificación (físicas, químicas y biológicas), son múltiples y variadas, en conjunto se encuentran estrechamente relacionadas y mutuamente dependientes, sus acciones en las corrientes

tes o cuerpos de agua son diversas y se requiere evaluarlas para determinar la capacidad de autopurificación de las mismas, para ello es necesario aplicar el conocimiento existente, cuyos principios se trataron en los capítulos anteriores y con los que es posible solucionar algunos problemas de ingeniería que se presentan en el control de la calidad de las aguas.

El comportamiento de un cuerpo de agua que recibe una descarga de materiales contaminantes tiene dos esquemas generales: uno en el que el total de la masa líquida cambia sus condiciones de calidad uniformemente, correspondiendo a lo que se denomina "flujo completamente mezclado" y otro en que los cambios de calidad se llevan a cabo en forma gradual, avanzando en una dirección determinada y se le conoce como "flujo tapón".

El ejemplo típico del primer esquema se presenta en los lagos y las bahías, en donde el viento ejerce una acción dispersiva de la carga contaminante, logrando que se distribuya uniformemente.

Del segundo esquema se tienen como ejemplo las corrientes de agua en donde se establece un perfil definido de contaminación y purificación.

El efecto inicial de la contaminación tiende a degradar la calidad física del agua. Conforme la descomposición se activa se produce biológicamente un cambio hacia la degradación química, simultáneamente se hace evidente la degradación biológica en términos del número, variedad y organización de los seres vivientes que persisten o hacen su aparición.

Considerado como un ecosistema, un cuerpo de agua consta de dos grandes grupos, componentes, a saber:

Substancias abióticas.

Organismos vivos:

- a) Organismos productores
- b) Organismos consumidores
- c) Organismos desintegradores o de la putrefacción.

Substancias abióticas.- Son los componentes no vivos de la masa de agua. Esto comprende al agua, dóxido de carbono, oxígeno disuelto, sales inorgánicas, algunos compuestos orgánicos y detritus.

Organismos vivos.- La parte viva de la masa de agua se subdivide de acuerdo con las funciones de los organismos que hacen que el ecosistema funcione como un conjunto estable.

a) Organismos productores: Este grupo comprende a los organismos fotosintéticos como son las plantas verdes, en un ecosistema acuático puede haber de dos tipos: 1) Las plantas más grandes que crecen a lo largo de la orilla o que flotan en aguas poco profundas, y 2) Las plantas microscópicas flotantes que son, en su mayoría, algas y están distribuidas por el agua hasta las profundidades que alcanza la luz del sol. Estas minúsculas plantas conocidas colectivamente con el nombre de fitoplancton, casi nunca son visibles a menos que existan en grandes cantidades, comunicando en este caso un tinte verdoso al agua, generalmente son mucho más importantes como productoras de alimento para el ecosistema que las plantas visibles.

b) Organismos consumidores: Este grupo está formado de organismos heterótrofos en su mayor parte animales (insectos, larvas de insectos, -

crustáceos, peces y quizá algunas almejas de río), que se alimentan de otros organismos o de detritus orgánicos, el grupo incluye a los hervíboros (consumidores primarios) y a los carnívoros (consumidores secundarios o terciarios).

c) Organismos desintegradores o de la putrefacción: Este grupo consta de organismos saprófitos principalmente hongos y bacterias que degradan los compuestos orgánicos del protoplasma muerto produciendo sustancias inorgánicas que pueden usar las plantas verdes.

Cualquier ecosistema por grande y complejo que sea puede dividirse en estas mismas partes principales.

4.1 Flujo completamente mezclado.- Este esquema de comportamiento puede valorarse mediante la ecuación general siguiente:

$$V \frac{dc_1}{dt} = Qc_0(t) - Qc_1 - kc_1V \quad 4.1$$

donde:

c_1 = Concentración final del contaminante.

c_0 = Concentración inicial del contaminante.

Q = Gasto volumétrico de entrada y salida al cuerpo de agua

V = Volúmen del cuerpo de agua.

k = Constante de velocidad de reacción.

El último término es válido para el caso de materiales que reaccionan de alguna manera.

Como se ha dicho se presenta en los lagos, de los cuales se ha hecho la siguiente clasificación:

Oligotróficos

Distróficos

Eutróficos

Los lagos oligotróficos son profundos, el agua del fondo llamado hipolimnion es fría, contiene poca materia orgánica en suspensión o en el fondo, existe oxígeno en todas las profundidades durante todo el año. El plancton se encuentra restringido (cuantitativamente). Los florecimientos de algas son raros aún cuando las especies de algas son múltiples.

Los lagos distróficos son poco profundos, contienen abundante materia orgánica en suspensión y sobre el fondo, no hay oxígeno disuelto en las aguas profundas. El plancton varía en composición y los números de especies y biomásas son pequeños. Las concentraciones de calcio, fósforo y nitrógeno son pequeñas. Los florecimientos de algas no son frecuentes.

Los lagos eutróficos son generalmente de poca profundidad por lo que la cantidad de agua fría (si la poseen) es pequeña. Existe mucha materia orgánica en suspensión y en el fondo, contienen muy poco o nada de oxígeno disuelto. El plancton es abundante pero varía en calidad. Este plancton tiene ciertos requerimientos nutritivos, como son: carbón, nitrógeno, y fósforo (macronutrientes) en cantidades relativamente grandes para crecer, también requieren otros materiales (micronutrientes) aunque en cantidades muchos más pequeñas.

Estos nutrientes son asimilados en diversas formas, por ejemplo el carbono se puede asimilar como ión bicarbonato, como compuesto orgánico

co o como dióxido de carbono. El nitrógeno se puede obtener como ión NO_3^- o NH_4^+ , ó incluso como N_2 atmosférico. Los requerimientos de fósforo generalmente se asimilan en forma de PO_4^{3-} , por lo que debido a que son factores esenciales para la vida, tanto como la luz, van a ser limitantes del crecimiento.

Los nutrientes se pueden introducir en muchas formas a un cuerpo de agua, aunque la mayor cantidad se introduce con las descargas de aguas residuales domésticas e industriales, da como resultado el crecimiento desmedido de las algas y otras plantas acuáticas mayores. A este proceso se le llama "eutroficación".

La eutroficación puede tener un efecto muy significativo sobre los diferentes usos a que se destine el agua, ya sean domésticos, industriales o recreativos. Las algas pueden causar olores, sabores y colores desagradables al agua, así como el consumo del oxígeno disuelto ocasionando la muerte de algunas formas de vida.

El fenómeno de la eutroficación generalmente se asocia con las aguas que están en reposo relativo o con aquellas que están fuertemente influenciadas por la acción de las mareas, tales como los estuarios. En las aguas eutroficadas, las algas muertas se sedimentan de las partes superiores del cuerpo de agua (epilimnio) a través del lago (termoclina) hasta llegar al fondo (hipolimnio), en este sitio las células de las algas se descomponen y liberan los nutrientes de las plantas en la capa inmóvil de agua, cuando esta capa se mueve, ya sea en forma natural (por efectos

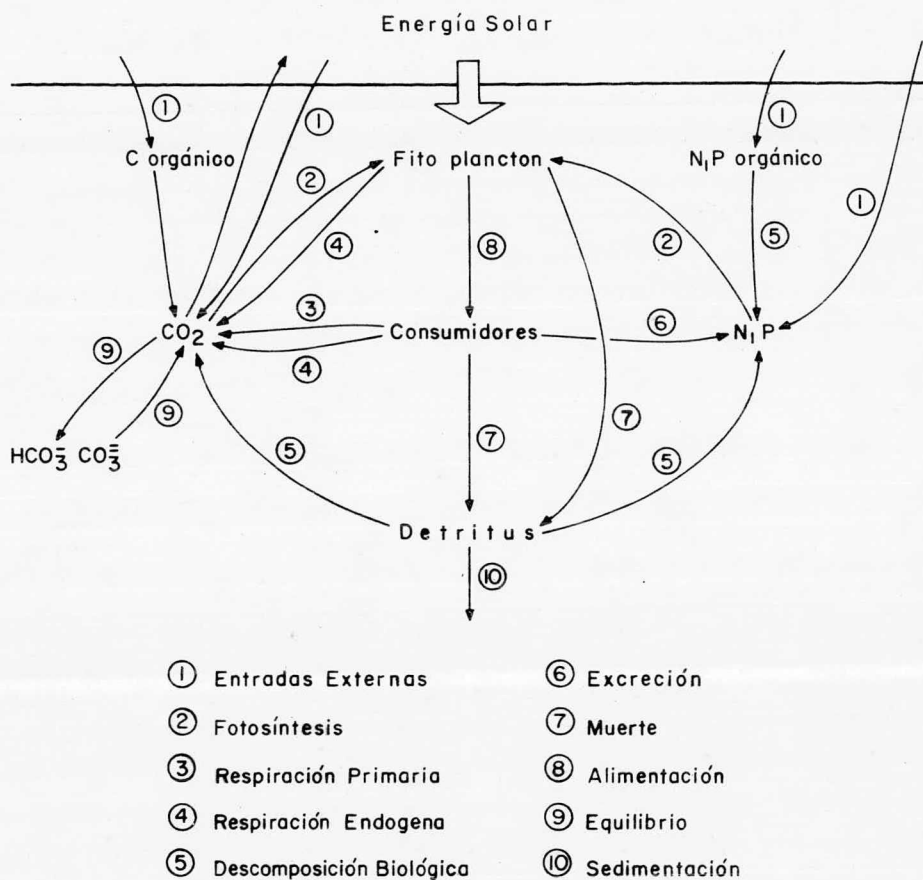
de temperatura) o por procesos que lleva a cabo el hombre, los nutrientes se mueven con ella quedando disponibles otra vez a las plantas acuáticas, ocasionando un mayor crecimiento y como consecuencia una mayor concentración de ellas.

La eutroficación se puede estudiar cuantitativamente por medio de modelos y simulación. Aunque aún existen factores e interrelaciones desconocidos, hay suficiente información para poder construir un modelo de un sistema ecológico acuático cuya simulación proporciona un mayor conocimiento acerca de los factores que influyen en la eutroficación.

Es posible visualizar mejor un ecosistema en una gráfica en donde se pueden colocar algunos de los factores que influyen en la eutroficación.

En el siguiente esquema se incluyen solamente los subsistemas que contribuyen de manera directa al crecimiento de las algas, sin embargo es posible incluir otros subsistemas, lo cual daría como resultado un modelo más completo pero más complicado.





ECOSISTEMA ACUATICO

Figura 4.1

Para desarrollar el modelo de este ecosistema se harán varias consideraciones:

- 1) Se considera una columna de área transversal unitaria la cual se extiende desde la superficie del agua hasta la profundidad del epilimnio.

- 2) El agua en este elemento de volumen está en condición de mezclado completo.
- 3) El único transporte vertical de materiales en el elemento al agua abajo del epilimnio es debido a la sedimentación de detritus.
- 4) Se puede ignorar el transporte hidrodinámico horizontal dentro y fuera del elemento.

Para un sistema ecológico contenido en un elemento volumétrico de esta naturaleza los modelos de los subsistemas componentes toman la forma general de:

$$\frac{dc}{dt} = \sum \text{consumos} - \sum \text{aportaciones}.$$

En esta expresión se ignoran los dos términos de transporte hidrodinámico $(Q/V)c_0$ y $(Q/V)c_1$ que aparecen en la ecuación de flujo completamente mezclado 4.1.

Los modelos para los subsistemas mostrados en la figura 4.1 se describirán a continuación.

4.1.1 Sistema de Fitoplancton.

Debido a que el fitoplancton es el componente fotosintético del sistema ecológico, el sistema de fitoplancton es de capital importancia. La velocidad de cambio de la concentración de biomasa del grupo fitoplancton puede expresarse:

$$\frac{dX_F}{dt} = \mu_F X_F - K_{rf} X_F - K_{mF} X_F - \frac{\mu_C X_C}{Y_C/F} \quad 4.2$$

donde:

X_F = Concentración de biomasa de fitoplancton.

X_C = Concentración de biomasa de consumidores.

K_{rF} = Constante específica de velocidad de reacción para respiración endógena de fitoplancton.

μ_F = Constante específica de velocidad de crecimiento de fitoplancton

K_{mF} = Constante específica de velocidad para mortalidad de fitoplancton.

μ_C = Constante específica de velocidad de crecimiento de consumidores.

$Y_{C/F}$ = Coeficiente de rendimiento de conversión de biomasa de fitoplancton a biomasa de consumidores.

Además se sabe que μ_F varía en función de la concentración de nutriente limitante. Para una temperatura dada la constante se expresará como:

$$\mu_F = \hat{\mu}_F \frac{S}{K_S + S} \quad 4.3$$

Tal como se había visto anteriormente en la ecuación 3.87.

Sin embargo en la naturaleza, bajo ciertas condiciones dos o más factores pueden llegar a ser al mismo tiempo, limitantes del crecimiento. Por esta razón el modelo se transforma y toma en cuenta esos factores.

$$\mu_F = \hat{\mu}_F \frac{I}{K_I + I} \frac{C_{CO_2}}{K_{CO_2} + C_{CO_2}} \frac{C_N}{K_N + C_N} \frac{C_p}{K_p + C_p} \quad 4.4$$

donde:

I = Intensidad de luz.

C_{CO_2} = Concentración de dióxido de carbono libre

C_N = Concentración de nitrógeno inorgánico.

C_p = Concentración de fósforo inorgánico.

K_I, K_{CO_2}, K_N, K_p = Constantes de saturación.

La ecuación anterior es válida a cualquier profundidad; para obtener la constante específica de velocidad de crecimiento a lo largo de la columna de agua la ecuación se transforma en:

$$\mu_F = \hat{\mu}_F \sum_{k=1}^n \frac{\delta}{Z_T} \frac{I_K}{K_I + I_K} \frac{C_{CO_2}}{K_{CO_2} + C_{CO_2}} \frac{C_N}{K_N + C_N} \frac{C_p}{K_p + C_p} \quad 4.5$$

donde:

Z = Profundidad total de la columna de agua

n = Número de incrementos de profundidad.

K = Número índice de incrementos de profundidad.

$\delta = \frac{Z_T}{n}$ = Longitud de cada incremento de profundidad.

4.1.2 Sistema de consumidores.

En el caso de los consumidores se puede ver en el diagrama que la velocidad de cambio en concentración de biomasa está dada por:

$$\frac{dX_C}{dt} = \mu_C X_C - K_{rc} X_C - K_{mc} X_C$$

donde:

K_{rc} = Constante específica de velocidad para la respiración endógena de consumidores.

K_{mc} = Constante específica de velocidad para mortalidad de consumidores.

en este caso el término $\mu_C X_C$ que es un término de crecimiento, se obtiene

a partir de:

$$\mu_C = \hat{\mu}_C \frac{X_F}{K_{XF} + X_F} \quad 4.7$$

donde, como se puede observar, el fitoplancton hace el papel de nutriente limitante.

4.1.3 Sistema de Detritus.

El sistema de detritus está compuesto de la materia particular que resulta de la muerte de individuos de los grupos fitoplancton y consumidores. Aunque en el modelo que se plantea no se consideran, otra fuente adicional de detritus es la materia fecal que elimina el grupo de los consumidores. Algo de los detritus se sedimenta del epilimnio, mientras que el restante es descompuesto por bacterias y hongos. La velocidad de cambio de concentración de detritus se puede expresar como:

$$\frac{dC_D}{dt} = K_{mF}X_F + K_{mC}X_C - K_{dD}C_D - k_{sD}C_D \quad 4.8$$

donde:

K_{dD} = Constante específica de velocidad de descomposición de detritus.

C_D = Concentración de detritus.

K_{sD} = Constante específica de velocidad de sedimentación de detritus.

4.1.4 Sistemas de Nitrógeno, Fósforo y Carbón Orgánicos y Nitrógeno y Fósforo Inorgánicos.

Las velocidades de cambio de concentración de los sistemas están dadas por:

$$\frac{dC_N}{dt} = K_{dNO}C_{NO} + K_{eN}X_C + K_{dDN}C_D + L_N - Y_{FN}\mu_F X_F \quad 4.9$$

K_{dNO} = Constante específica de velocidad de desprendimiento biológico - de nitrógeno.

C_{NO} = Concentración de nitrógeno orgánico.

K_{eN} = Constante específica de velocidad de excreción de nitrógeno por consumidores.

K_{dDN} = Constante específica de velocidad de desprendimiento biológico - de nitrógeno.

L_N = Velocidad de adición de nitrógeno inorgánico de fuentes externas.

γ_{FN} = Relación de nitrógeno a carbón tomado por el fitoplancton durante la fotosíntesis.

$$\frac{dC_p}{dt} = K_{dpO} C_{pO} + K_{epX_C} + K_{dDp} C_D + L_p - \gamma_{Fp} \mu_F X_F \quad 4.10$$

donde:

K_{dpO} = Constante específica de velocidad de desprendimiento biológico - de fósforo.

C_{pO} = Concentración de fósforo orgánico.

K_{ep} = Constante específica de velocidad de excreción de fósforo por consumidores.

K_{dDp} = Constante específica de velocidad de desprendimiento biológico - de fósforo por detritus.

L_p = Velocidad de adición de fósforo inorgánico de fuentes externas.

γ_{Fp} = Relación de fósforo a carbón tomado por el fitoplancton durante la fotosíntesis.

$$\frac{dC_{co}}{dt} = L_{co} - K_{dco} C_{co} \quad 4.11$$

donde:

L_{co} = Velocidad de adición de carbón orgánico de fuentes externas.

K_{dco} = Constante específica de velocidad de desprendimiento biológico - de carbón.

C_{co} = Concentración de carbón orgánico.

$$\frac{dC_{NO}}{dt} = L_{NO} - K_{dNO} C_{NO} \quad 4.12$$

donde:

L_{NO} = Velocidad de adición de nitrógeno orgánico de fuentes externas.

$$\frac{dC_{po}}{dt} = L_{po} - K_{dpo} C_{po} \quad 4.13$$

donde:

L_{po} = Velocidad de adición de fósforo orgánico de fuentes externas.

4.1.5 Sistema de dióxido de carbono.

El sistema de dióxido de carbono tiene varios aportes y un solo consumo. El consumo es por supuesto el debido al proceso fotosintético.

La velocidad de cambio de concentración de dióxido de carbono libre ($CO_2 + H_2CO_3$) en solución se puede expresar como:

$$\frac{dC_{CO_2}}{dt} = K_{dco} C_{co} + \frac{1 - Y_c/p}{Y_c/p} \mu_c X_c + K_{rf} X_f + K_{rc} X_c + K_{dDCD} + K_L \frac{A}{V} (C_s - C_{CO_2}) + f(C_{CO_2}) - \mu_F X_F \quad 4.14$$

donde:

K_L = Coeficiente de transferencia para dióxido de carbono, fase líquida.

A = Area transversal de la columna de agua

V = Volumen de la columna de agua.

Se ha dicho anteriormente en el inciso 3.2.2 que el sistema de carbonatos proporciona un almacén para acumular o reducir bióxido de carbono en solución. Para plantear un modelo, la velocidad de cambio de concentración de concentración de CO en el sistema de carbonatos se puede expresar por

$$\left[\frac{dC_{CO_2}}{dt} \right]_{t+1} = [\alpha_1 C_T + \alpha_2 C_T]_t - (\alpha_1 C_T + \alpha_2 C_T)_{t+1} \quad 4.15$$

donde:

α_1, α_2 = Coeficientes de distribución para iones $CO_3^{=}$ y HCO_3^- respectivamente.

C_T = Concentración total de carbón inorgánico.

Los coeficientes de distribución se pueden calcular utilizando las ecuaciones 3.62, 3.63 y 3.64.

La concentración total de carbón inorgánico se puede calcular por medio de:

$$C_T = \frac{C_{CO_2}}{1 - \alpha_1 - \alpha_2} \quad 4.16$$

se sabe que los coeficientes de distribución son función del pH el cual se puede determinar por medio de la ecuación 3.68.

4.1.6 Sistema de atenuación de luz.

Los subsistemas en un ecosistema acuático están interrelacionados por el intercambio de carbón, nitrógeno, fósforo y otros materiales. Para funcionar el ecosistema debe estar energizado por una entrada de energía,

la cual es suministrada por la radiación solar. El flujo de energía solar - llega a la superficie del agua bajo un cielo despejado en un tiempo dado - puede modelarse por:

$$I_t = I_n \sin 2\pi \frac{t - t_{ss}}{t_{ps} - t_{ss}} \quad t_{ss} < t < t_{ps} \quad 4.17$$

donde:

I_t = Flujo de energía solar en la superficie del agua al tiempo t bajo cielo despejado.

I_n = Flujo de energía solar que llega a las regiones superiores de la atmósfera al mediodía.

t_{ss} , t_{ps} = tiempo al que sale el sol y al que se pone el sol respectivamente.

Si el cielo está nublado es necesario determinar el grado de nubosidad y - ajustar la expresión anterior con el valor que se obtenga para la intensidad tomando en cuenta este factor. Se han encontrado expresiones tales - como:

$$I_o = (1 - 0.65F) I_t \quad 4.18$$

donde:

I_o = Flujo de energía solar ajustado para nubosidad que llega a la superficie del agua.

F = Grado de nubosidad.

Entonces se puede determinar con la ley de Lambert-Beer la intensidad de luz que llega a una profundidad Z y ésta es la que se utiliza en la ecuación 4.4.

En todos los subsistemas anteriores la temperatura ejerce una gran influencia sobre la velocidad a la que se llevan a cabo todas las reacciones, dado que todos los procesos químicos físicos y biológicos dependen de la temperatura. El efecto que tiene se refleja en variaciones en las constantes de equilibrio, constantes de saturación y coeficientes de transferencia.

Desafortunadamente en muchas ocasiones se desconocen los coeficientes de temperatura para muchas reacciones, por lo que ha sido difícil hasta la fecha el poder plantear modelos más completos que los que se tienen.

4.2 Flujo tapón.

Este esquema se presenta en las corrientes de agua, su expresión general es:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = - \frac{1}{A} \frac{\partial (Qs)}{\partial x} \pm K_s + S \left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right) \pm S_d \quad 4.18$$

donde:

S = Concentración del contaminante disuelto.

Q = Gasto volumétrico del río.

A = Area de la sección transversal de la corriente.

K = Constante de velocidad de reacción.

S = Concentración de s en un gasto ΔQ que entra a un volumen determinado de agua, en un intervalo Δt .

S_d = Cantidad de contaminante s que se añade o se quita a la corriente por unidad de tiempo.

4.2.1 Sistema de Oxígeno Disuelto.- El sistema de oxígeno disuelto en las aguas superficiales es uno de los indicadores más importantes de calidad del agua. El oxígeno disuelto refleja la "salud" de un cuerpo de agua; es una variable de calidad que muestra la capacidad que tiene una corriente para soportar un habitat acuático balanceado. Cuando las concentraciones de oxígeno disuelto son bajas la reproducción de peces y otros tipos de vida acuática se ve afectada, llegando incluso a ocasionar la muerte de estos organismos.

Las concentraciones de oxígeno disuelto pueden ser muy variables dependiendo del uso al que se destine el agua, sin embargo, son necesarios al menos 4.0 mg/l para mantener un balance adecuado de especies deseables en el agua, si la concentración es menor de 1.0 mg/l las condiciones se vuelven anaeróbicas lo que trae como resultado el desprendimiento de malos olores, coloración del agua y la destrucción de peces y otros tipos de vida acuática.

4.2.2 Modelo del Sistema de oxígeno disuelto.- Los primeros estudios sobre la representación matemática de calidad de agua en ríos, tomando como base al oxígeno disuelto, fueron hechos por Streeter y Phelps. Aunque este trabajo no incluía todas las entradas e interacciones, sirvió como un punto de partida para los trabajos actuales de modelos de calidad de agua en ríos, la ecuación que planteaban era:

$$\frac{dD}{dt} = K_1L - K_2D \quad 4.19$$

donde:

D = Déficit de oxígeno.

L = DBO última.

K_1 = Constante de velocidad de desoxigenación

K_2 = Constante de velocidad de reaeración.

o en su forma integrada:

$$D = \frac{k_1 L_a}{k_2 - k_1} (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_a 10^{-k_2 t} \quad 4.20$$

donde:

L_a = DBO inicial.

D_a = Déficit de oxígeno inicial.

k_1, k_2 = Constante de velocidad de desoxigenación y reaeración expresadas como logaritmos comunes respectivamente.

D = Déficit de oxígeno al tiempo t (días).

Pero desde un punto de vista analítico el sistema de oxígeno disuelto es mucho más complejo y refleja las interrelaciones que hay entre la química y la biología de una corriente, junto con los efectos que impone el hombre con la descarga de desechos. Se puede tratar de entender este sistema tan complejo modelando algunos de los componentes totales para así formar una base y predecir los efectos que tiene descargar materia orgánica oxidable sobre el oxígeno disuelto.

En un cuerpo natural de agua existen fenómenos que usan o consumen el oxígeno disuelto (DO) tales como:

- a) Demanda bioquímica de oxígeno (carbonosa y nitrogenada).
- b) Demanda de oxígeno de los lodos del fondo, que requieren oxígeno para su estabilización (demanda bentónica).

- c) Requerimientos respiratorios de las plantas acuáticas y peces.
- d) Material de desecho, que requiere oxígeno para completar algunas reacciones químicas específicas.
- e) Aumentos de temperatura.
- f) Salinidad.

Pero también existen fuentes introductoras de oxígeno disuelto y estas son:

- a) Reaeración de la atmósfera en cuerpos de agua debida a la reacción física aire-agua.
- b) Actividad fotosintética de las plantas acuáticas.
- c) Introducción inducida de oxígeno por aereadores u otro tipo de aparatos.
- d) Decrementos de temperatura.
- e) Dilución por corrientes no contaminadas.

Cada uno de los términos que consumen o son fuente de oxígeno disuelto puede representar la salida de un sistema relativamente complejo, estos sistemas forman parte del sistema de oxígeno disuelto y pueden considerarse como subsistemas, los cuales es posible modelar de manera analítica o empírica.

Considerando que, en el sistema de oxígeno disuelto cada paso depende de la reacción que le precede, es decir la fuente u origen de una reacción es la salida de una reacción anterior, suponiendo flujo tapón y que la cinética de la reacción de transformación es de primer orden, se puede realizar un balance de masa para un volumen de la corriente, tomando en cuenta todas las fuentes y consumos se obtiene:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (QL) - K_r L + L_r \left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right) + L_{rd} \quad 4.21$$

$$\frac{\partial L^N}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (QL^N) - K_N L^N + L_r^N \left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right) + L_{rd}^N \quad 4.22$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (QC) - K_d L - K_N L^N + K_a (C_s - C) - S_B(X, t) + F(X, t) -$$

$$R(X, t) + C_r \left(\frac{\partial Q}{\partial x} \right) \quad 4.23$$

donde:

c = Concentración de oxígeno disuelto.

C_s = Concentración de saturación de oxígeno disuelto.

C_r = Concentración de oxígeno disuelto añadido al flujo a lo largo de la corriente.

S_B = Consumo de oxígeno disuelto debida a demanda bental.

F = Oxígeno disuelto producido por fotosíntesis de las plantas.

R = Oxígeno disuelto removido por respiración de plantas.

K_a = Coeficiente de reaereación atmosférica.

K_N, K_d = Coeficientes de desoxigenación.

K_r = Coeficiente total de decaimiento de DBO carbonosa.

L = DBO carbonosa de la primera etapa.

L_r = DBO carbonosa añadida a lo largo de la corriente.

El superíndice N indica la DBO nitrogenada.

Algunos de los términos que son fuente o consumen oxígeno disuelto (OD) requieren especial atención, por lo que se considerarán a continuación.

Reaereación Atmosférica.- La reaereación del agua de una corriente es un proceso natural de transferencia de masa. La velocidad de transferencia de masa de oxígeno depende de diversos factores como son:

a) Déficit de oxígeno:

$$\frac{dc}{dt} = K_a (C_s - C) = K_a D \quad 4.24$$

donde:

C = Concentración de oxígeno.

C_s = Concentración de saturación de oxígeno.

D = Déficit de oxígeno

b) Condiciones físicas y químicas del agua, tales como rugosidad del lecho de la corriente, ancho o área superficial, profundidad, velocidad, solubilidad, desechos flotantes.

Se han realizado diversos experimentos con el objeto de plantear modelos que permitan determinar cuantitativamente los factores que influyen en el fenómeno de reaereación y se ha observado que el valor de C_s es una función de la temperatura, salinidad y presión barométrica, la dependencia de la temperatura puede darse por medio de la ecuación empírica:

$$C_s = 14.652 - 0.41022T + 0.0079910T^2 - 0.00077774T^4 \quad 4.25$$

donde:

T = Temperatura del agua en °C.

El problema más grave se ha encontrado sin embargo en el cálculo de K_a y por ello se han realizado estudios más profundos.

Los primeros estudios para el cálculo de K_a indicaban que ésta era función de muchas variables tales como velocidad, profundidad, pendien

te e irregularidad del lecho

$$K_a = \frac{CV^n}{H^2} \quad 4.26$$

donde:

K_a = Coeficiente de reaereación.

V = Velocidad media de la corriente.

H = Profundidad media del agua.

C, n = Constantes para una corriente particular y cuyos valores dependen de la pendiente e irregularidad del lecho.

Esta fórmula ha sido estudiada y experimentada por varios investigadores, habiéndose encontrado las siguientes

$$K_a = \frac{480 D_L^{1/2} S^{1/4}}{H^{5/4}} \quad \text{De O'Connors y Dobbins para corrientes de poca profundidad turbulencia no isotrópica y gradiente alto de velocidad.}$$

(20°C)

$$K_a = \frac{127 (D_L U)^{1/2}}{H^{3/2}} \quad \text{De O'Connors y Dobbins para corrientes profundas y turbulencia isotrópica.}$$

(20°C)

El tipo de flujo existente en el río se hace de acuerdo a la fórmula de Chezy:

$$C = \frac{U}{\sqrt{Hs}}$$

Si C es menor de 17 el flujo se considera no isotrópico y si es mayor de 17 se considera isotrópico.

Otras fórmulas son:

$$K_a = \frac{5.026 U^{0.96}}{H^{1.67}} \quad \text{Churchill (1962)}$$

(20°C)

$$K_a = \frac{3.300 U^{0.5}}{H^{1.33}} \quad \text{Longbein y Durbin (1967)}$$

(20°C)

$$K_a(20^\circ\text{C}) = \frac{9.400 U^{0.67}}{H^{1.83}} \quad \text{Owens y Gibbs (1964).}$$

donde:

D = Difusividad del oxígeno a 20°C.

S = Pendiente del río.

U = Velocidad promedio de la corriente.

H = Profundidad promedio.

Otro efecto que es necesario considerar es el de la temperatura y que en forma experimental es:

$$(K_a)_T = (K_a)_{20^\circ} (1.024)^{T-20}$$

para T en °C.

En resumen, la fuente de oxígeno que representa la reaeración atmosférica $K_a(C_s - C)$ es un sistema muy complejo que varía en forma no lineal con la temperatura del agua, velocidad y profundidad de la corriente. Representa un sistema físicoquímico que depende del grado de turbulencia interna, geometría hidráulica y en menor grado de las sustancias de desecho disueltas. Aunque existe mucha información teórica y empírica para describir este fenómeno, no se puede hacer en forma absoluta sin ningún error.

Demanda Bental de Oxígeno.— A menudo la descarga de materiales de desecho sedimentables ocasiona la formación de "bancos" de lodos inmediatamente abajo de la caída del desecho. Estos depósitos pueden crecer en un cierto período de tiempo si las velocidades del río son demasiado bajas para evitar la limpieza del fondo del río. Cuando la

profundidad es mayor, empieza la descomposición anaeróbica en las capas más profundas. Los productos de esta descomposición, CO_2 , CH_4 y H_2S , salen hacia arriba a través de las capas de lodo hasta llegar al agua. Si la producción de gas es muy alta, puede ocurrir que el lodo del fondo flote. La capa superficial de los depósitos del fondo que está en contacto directo con el agua sufre una descomposición aeróbica y en el proceso consume oxígeno de la fuente que es el agua que está sobre ella. Esta es el término de consumo de OD designado como S_B .

En algunos ríos el depósito de sólidos se lleva a cabo solamente en los meses de verano y otoño cuando el flujo es pequeño y las velocidades son bajas. Al llegar los meses de alto flujo puede reducirse el problema, pues se limpia el fondo del río. Sin embargo son comunes los casos intermedios donde el flujo alto puede quitar solamente una porción del depósito, oxidar una parte y redepositar otra en algún otro lugar.

La demanda de oxígeno del fondo del río puede deberse no solamente a los desechos municipales o industriales, sino que algunos desechos orgánicos solubles pueden ocasionar el crecimiento de bacterias que consumen cantidades considerables de oxígeno.

Otra fuente que puede requerir oxígeno para estabilizarse son las plantas acuáticas muertas.

Las condiciones del fondo pueden variar de depósitos profundos de desechos de origen municipal e industrial a depósitos relativamente poco profundos de material de origen vegetal hasta rocas limpias y arena. Una de las dificultades para plantear esta "fuente" de consumo de DO en el

modelo matemático está en el cálculo de la distribución por áreas de los depósitos más importantes y su velocidad de consumo de oxígeno. Por esto es importante el tomar medidas cuidadosas, in situ, los resultados se reportan generalmente en gramos de O_2 tomado $/m^2 - dfa$.

Estas unidades necesitan dividirse entre la profundidad promedio - del agua sobre la capa de lodo para obtener la representación correcta de S_B en el modelo, suponiendo que el río está completamente mezclado en la dirección vertical. Entonces si S_B está en g de $O_2/m^2 - dfa$

$$S_B \left(\frac{mg}{l - dfa} \right) = \frac{S_B (g/m^2 - dfa)}{H (m)} \quad 4.27$$

donde:

H = Profundidad promedio en metros.

Los efectos de temperatura entre $10-30^\circ C$ se pueden calcular por:

$$(S_B)_T = (S_B)_{20} (1.065)^{T-20} \quad 4.28$$

(b)

Abajo de $10^\circ C$ el efecto de S_B disminuye más rápidamente que lo - que indica la ecuación (b). Y ésta se aproxima a cero en el rango de temperatura de $0-5^\circ C$.

La profundidad del depósito es de algún interés dado que la velocidad de consumo de oxígeno depende de este parámetro. Se ha encontrado que existe una relación lineal entre la cantidad de oxígeno última necesaria para la estabilización completa y la profundidad del sedimento en el rango $1.5-20$ cm. Otros trabajos indican que la velocidad de consumo es independiente para profundidades mayores de 2 cm.

Como se observa, es importante en el análisis de OD en un cuerpo de agua el reconocer la importancia que tienen los depósitos del fondo y -

su crecimiento independientemente de la presencia de depósitos de lodo - grandes y bien definidos.

Fotosíntesis y Respiración.- La existencia de estos términos en el modelos matemático de oxígeno disuelto muestra la complejidad del sistema, ya que ahora se involucra un sistema biológico de orden superior.

Se ha dicho anteriormente que en las plantas verdes se llevan a cabo dos procesos: fotosíntesis y respiración. El primero de ellos produce oxígeno en tanto que el segundo lo consume. La cantidad de oxígeno producida por fotosíntesis se puede calcular por medio de la ecuación 3.113, desgraciadamente no sucede así con la cantidad de oxígeno que requieren las algas para respirar, ya que los datos que se obtienen estiman la respiración de las algas y la de las bacterias.

Los valores obtenidos varían de $0.59/m^2/día$ a valor de $10\text{ mg}/m^2/día$. Se ha planteado una fórmula que relaciona la respiración con la clorofila "a" y es:

$$R(\text{mg}/l/\text{hr}) = 0.001 \text{ clor "a"} (\mu\text{g}/l)$$

En el sistema de oxígeno disuelto se pueden plantear otras consideraciones que modifican al modelo propuesto, sin embargo básicamente éste permanecerá inalterado.

CONCLUSIONES.

El uso de los modelos matemáticos que representan la calidad del agua, es cada día mayor, sin embargo es necesario durante su elaboración cumplir con los principios básicos de calibración y validación, es decir, debe garantizarse la semejanza entre el prototipo y el modelo, lo cual se puede hacer observando que la correlación entre los datos obtenidos en el campo y los que se obtienen del modelo sea la adecuada para el tipo de problema que se estudia.

El empleo de los modelos presenta ciertas ventajas y desventajas, en función de las cuales deben fijarse los límites de su utilización.

Ventajas:

- a) Proporcionan un marco de referencia para poder visualizar y sugerir posibles cursos alternativos de acción.
- b) Indican el tipo de experimentos preliminares necesarios para determinar las características importantes en la toma de decisiones particulares en el problema considerado.
- c) Proporcionan el medio más económico y seguro de realizar predicciones.

Desventajas:

- a) Pueden requerir hipótesis simplificadoras aproximadas, que además de restar generalidad a la solución, lleguen a falsear a tal grado los resultados, que se presente el caso de que ellos no tengan semejanza alguna con el comportamiento real del fenómeno, he aquí la importancia de la calibración y la validación.
- b) No existe ninguna garantía de que la inversión en tiempo y esfuerzo para construirlos, reditúe en predicciones satisfactorias.

Para terminar debe reiterarse que un modelo matemático es solamente una representación de lo que ocurre en la realidad y no pensar en que - es el mundo real, que se encuentra sujeto a cambios y nunca permanece - estático, por lo que debe adaptarse o modificarse junto con ellos, para - poder lograr una mejor identificación con el comportamiento del problema que se estudia.

BIBLIOGRAFIA

1. Castagnino Walter A., "Polución de agua modelos y control", Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, Perú. 1976.
2. Castellan Gilbert W., "Physical Chemistry", Addison Wesley Publishing Co., Reading, Massachusetts, 2nd. edition, 1971.
3. Consejo Nacional para la Enseñanza de la Biología, "Biología: Unidad, Diversidad y Continuidad de los Seres vivos", Compañía Editorial Continental, S. A., México, 1974.
4. Degrémont, "Manual Técnico del Agua", Pelletier, S.A. México, 1973.
5. Engineering Concepts Curriculum Project Polytechnic Institute of Brooklyn, "The Man Made World", McGraw-Hill Book Co., New York, 1971.
6. Fair, Gordon y John Geyer, "Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales" Vol. II, Editorial Limusa, S. A. México, 1973.
7. Foust Alan S. et al., "Principles of Unit Operations", John Wiley and Sons, Inc., London, 1960.
8. Hougen Olaf, A. Kenneth M. Watson and Roland A. Ragatz, "Chemical Process Principles", John Wiley and Sons, Inc., New York, 1954.

BIBLIOGRAFIA

9. Kern Donald Q., "Process Heat Transfer", International Student Edition, McGraw-Hill Kogakusha, LTD, Tokyo.
10. Maron Samuel H. y Carl F. Prutton, "Fundamentos de Físicoquímica", Editorial Limusa Wiley, S. A., 3a. reimpresión, México, 1972.
11. Metcalf & Eddy, "Waste water Engineering", McGraw-Hill, Book Co., U.S.A., 1972.
12. "Metodología para determinar las constantes de desoxigenación (K_d), remoción de DBO (K_r) y reoxigenación (K_2) en una corriente", Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica, S.A.R.H., México, 1977.
13. Nemerow Nelson L., "Scientific Stream Pollution Analysis", Scripta Book Company, Washington D.C., 1974.
14. Rich Linvil G., "Environmental Systems Engineering" McGraw-Hill Kogakusha, LTD, Tokyo Japan 1973.
15. Sawyer Clair N. y Perry L. McCarty, "Chemistry for Sanitary Engineers", McGraw-Hill Book Company, New York, 2nd Edition, 1967.
16. Schoderbek Peter P., "Management Systems" John Wiley and Sons, 2nd Edition New York, 1971.
17. Thomann Robert V., "Systems Analysis and Water Quality Management", McGraw-Hill Book Company, New York, 1972

BIBLIOGRAFIA

18. Treybal Robert E., "Mass Transfer Operations", International - Student Edition, McGraw-Hill Book, Co, 1968.
19. Villegas Claude A., "Biología", Editorial Universitaria de Buenos Aires, Argentina, 1965.
20. West Churchman C., "El enfoque de sistemas", Editorial Diana, México, 1973.