

2



**UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS
PROFESIONALES "ACATLÁN".**

**Fundamentos de Modelos de
Ingeniería Ambiental**



T E S I N A .

**QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERO CIVIL**

PRESENTA

Juan Carlos Aquino Ledesma

Asesor: M. En C. Raúl Pineda Olmedo



NOVIEMBRE-2002

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



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.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad:

Por brindarme la oportunidad de estudiar en sus aulas.

Al M. en C. Raúl Pineda Olmedo:

Por el apoyo brindado para la realización de este trabajo; así como por su amistad en los años que tenemos de conocernos.


A los profesores:

Por compartir sus conocimientos y por dedicar su tiempo a tan difícil trabajo.

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Aquino Ledesma
Juan Carlos

FECHA: 13 de Nov. 2002

FIRMA: 

PP Victor M. Aquino

AGRADECIMIENTOS

A mis padres:

Por darme la vida, así como la oportunidad de lograr un sueño.

A Sofía y Horacio:

Por sus consejos en los momentos difíciles.

A Rubí:

Por tu amor, comprensión y apoyo en todos estos años.

A mis hermanos:

Por su apoyo durante todos mis estudios.

A Leslie, Horacio y Pablo:

Mis queridos sobrinos.

A toda mi familia.

ÍNDICE.	i
ÍNDICE DE TABLAS.	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.	iv
INTRODUCCIÓN.	v
1. GENERALIDADES.	
1.1. Antecedentes.	1
1.2. Mecanismos del destino de contaminantes en el ambiente.	3
1.2.1. Ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento.	4
1.2.2. Transporte de materia Advección- Difusión.	5
1.3. Modelos de población y modelos físicos.	8
1.3.1. Modelos de población.	8
1.3.2. Modelos hidráulicos.	8
1.4. Ejemplos.	13
2. MODELOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS.	
2.1. Hidrodinámica.	18
2.1.1. Introducción a los modelos hidrodinámicos.	18
2.2. Calidad del agua.	20
2.2.1. Parámetros de calidad del agua.	20
2.2.2. Índice de Calidad del Agua (ICA).	20
2.3. Procesos actuantes.	25
2.3.1. Procesos de transporte.	25
2.3.2. Procesos de transformación.	26
2.4. Vertido a lagos y embalses.	30
2.4.1. Análisis de mezcla completa.	30
2.5. Vertido a ríos y estuarios.	32
2.5.1. Vertido instantáneo.	32
2.5.2. Vertido continuo.	33
2.5.3. Estuarios.	34
2.5.4. Zona de mezcla.	35
2.5.5. Descarga en ríos.	36
2.6. Vertido al mar.	37
2.6.1. Mezclado inicial.	37
2.6.2. Descargas múltiples.	38
2.7. Ejemplos.	40
3. DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AIRE.	
3.1. Meteorología.	45
3.1.1. Condiciones de estabilidad.	45
3.1.2. Perfil de velocidad del viento.	46
3.1.3. Altura máxima de mezclado.	47
3.1.4. Rosa de los vientos.	47
3.1.5. Turbulencia.	47
3.2. Criterios de calidad del aire.	48

3.2.1	Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (IMECA).	48
3.2.2	Normas Oficiales Mexicanas (NOM).	49
3.3	Modelo de difusión turbulenta.	52
3.4	Modelo gaussiano de dispersión.	54
3.5	Altura efectiva de chimeneas.	59
3.6	Ejemplos.	61
4.	TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DEL SUELO.	
4.1	El ciclo hidrológico.	65
4.1.1	Hidrología.	65
4.1.2	El flujo de aguas subterráneas.	66
4.2	Mecanismos de transporte de sustancias contaminantes.	68
4.2.1	Procesos naturales que afectan el traslado de sustancias contaminantes.	68
4.2.2	Traslado no idealizado (real) de sustancias contaminantes.	69
4.3	Ecuaciones de flujo y traslado.	70
4.3.1	Transporte de contaminantes.	71
4.3.2	Método de diferencia finita.	73
4.4	Lixiviado.	74
4.4.1	Sustancias contaminantes.	75
4.4.2	Emisión y sistemas de recolección.	77
4.5	Procesos de destino, frenado y atenuación.	78
4.5.1	Destino.	78
4.5.2	Frenado.	78
4.5.3	Procesos de atenuación.	81
4.5.4	El destino en las ecuaciones de traslado.	83
4.6	Ejemplos.	88
	Conclusiones.	93
	Anexos.	94
	Bibliografía.	96
	Glosario.	98

ÍNDICE DE TABLAS.

□ Pasos esquematizados para la solución de un modelo.	2
□ Indicadores o parámetros de calidad del agua.	21
□ Valores índice respecto a los usos del agua (SEDUE 1986)	22
□ Indicadores relevantes para cada uso relevante del agua (SEDUE 1986)	22
□ Normas Oficiales Mexicanas (en materia de agua)	24
□ Índice metropolitano de la calidad del aire (IMECA)	49
□ Normas Oficiales Mexicanas para protección ambiental.	
▪ Control contaminación atmosférica (para Vehículos)	49 – 50
▪ Control contaminación atmosférica (Monitoreo Ambiental)	50
▪ Control contaminación atmosférica (Industria)	50 – 51
▪ Control contaminación atmosférica (Calidad de Combustibles)	51
▪ Control contaminación atmosférica (Emergentes)	51
□ Valores aproximados de σ_y σ_z como función de la distancia en la dirección del viento.	57
□ Clave de las categorías de estabilidad atmosférica desde "A", inestable, hasta "F", estable; pasando por "D" neutral.	58
□ Valores de las constantes por utilizar para determinar los valores de las desviaciones estándar.	58
□ Procesos naturales que afectan el traslado de sustancias contaminantes.	69 – 70
□ Composición de lixiviados procedentes de rellenos nuevos y maduros.	76
□ Parámetros de muestreo de los lixiviados.	77 – 78
□ Procesos naturales que influyen en el destino de las sustancias tóxicas en el subsuelo.	79

ÍNDICE DE FIGURAS.

A. Mecanismos del destino de contaminantes.	4
B. Flujos a través de un volumen de control.	4
C. Balance de fuerzas sobre un elemento de fluido.	5
D. Difusión molecular.	6
E. Representación esquemática de reactores.	9
F. Introducción continua de un trazador.	9
1. Flujo entre 2 secciones transversales	17
2. Masa de un constituyente que entra y sale de un volumen de control debido a la advección.	24
3. Análisis de aportaciones a un embalse y grafica de concentración.	29
4. Curva característica del agotamiento de oxígeno	32
5. Difusor típico de un emisario fluvial.	34
6. Penacho del vertido de agua residual al mar.	35
3.1 Tasa de cambio relacionada con la estabilidad atmosférica.	44
3.2. Perfiles típicos de velocidad del viento con la estabilidad.	44
3.3. Análisis del sistema de calidad del aire.	46
3.4. Modelo de dispersión con la fuente virtual a una altura efectiva H, de la chimenea.	52
3.5. Desviaciones estándar σ_y y σ_z .	55
4.1 El ciclo hidrológico.	63
4.2 Esquema del experimento de Darcy.	64
4.3 Esquema de dispersión mecánica.	66
4.4 Esquema de flujo fracturado.	67
4.5 Volumen de control bidimensional.	68
Difusión molecular y longitudinal frente al flujo en el subsuelo/acuífero.	70
4.6 Diferencia finita.	71
4.7 Origen de los fluidos lixiviados en un relleno.	72
4.7.a Variables de equilibrio de aguas según el modelo EHRV ¹⁹ .	73
4.8 Modelo de sorción.	77
4.9 Extensión de una nube de contaminante inyectado.	85
4.10 efectos del coeficiente de distribución sobre el retraso de contaminantes	87

INTRODUCCIÓN

La emisión de contaminantes al medio ambiente es inevitable, tanto como resultado de procesos industriales como debido a la utilización de productos manufacturados; al ser liberados los contaminantes al medio ambiente, estos circulan y sufren alteraciones dependiendo de factores naturales y artificiales interrelacionados, sus efectos son percibidos por los seres vivos en su forma original o tras sufrir alteraciones.

En el presente trabajo se muestran algunos de los modelos de ingeniería para predecir la dispersión del algún contaminante en específico en los diferentes ambientes.

Capítulo 1: "Generalidades", nos habla en forma general de qué son los modelos en cualquier área, para qué y porqué se utilizan estos; así mismo nos habla de los procesos de transporte y destino que influyen principalmente en el traslado de los contaminantes, de la misma forma nos presenta los modelos físicos y de población, esenciales ambos para conocer el tipo de simulación que se puede efectuar; del mismo modo la forma en que la biomasa actúa dentro de estos procesos.

Capítulo 2: "Modelos de Sistemas Acuáticos", se refiere a la dispersión de contaminantes en diferentes cuerpos de agua; la influencia que para la dispersión de los contaminantes tienen las características de los cuerpos de agua, dada la influencia que estos tienen para mejorar la calidad de agua; los procesos que actúan y como afectan la calidad de los cuerpos de agua; la influencia del vertido a diferentes cuerpos de agua, la forma de vertido ya sea continuo o instantáneo, el área de influencia que tiene un vertido, realizando muestreo en diferentes puntos; así como la forma de vertido más eficiente para reducir los efectos del mismo.

Capítulo 3: "Dispersión de Contaminantes en el Aire", presenta aspectos de meteorología que se deben de tomar en cuenta cuando se trata de la dispersión de contaminantes en el aire; los criterios de calidad que existen a nivel nacional para considerar la calidad del aire, de la misma forma, una metodología que se emplea en forma práctica para conocer la calidad del aire a través del llamado Índice estándar de contaminación; los modelos que tienen una gran aceptación en cuanto a la dispersión de contaminantes como es el modelo gaussiano, que considera como un caso particular de mayor estudio la concentración a nivel del suelo, también considera este capítulo la altura efectiva de las chimeneas, dado que los modelos trabajan con esta altura debido a la estela que genera la chimenea y provoca una altura o fuente virtual.

Capítulo 4: "Transporte de contaminantes a través del suelo" habla desde el ciclo hidrológico ya que para el traslado de los contaminantes en este medio, el agua subterránea tiene un papel primordial, puesto que al moverse en el medio arrastra sustancias contaminantes debido a fenómenos como el de advección, dispersión, difusión etc. de la aparición del lixiviado a causa del escurrimiento superficial, la precipitación en rellenos sanitarios, la problemática que éste genera; los procesos que influyen en el transporte, destino y la formas de atenuación que se presentan para reducir los efectos tanto de forma natural como artificial.

CAPITULO 1

"GENERALIDADES"

1.1 ANTECEDENTES.

Los modelos son representaciones de la realidad. Si estos fuesen tan complejos y difíciles de controlar como la realidad no existiría ninguna ventaja en utilizarlos.

Por fortuna se pueden construir modelos que son más sencillos que la realidad y, a la vez pueden utilizarse para predecir y explicar fenómenos con un alto grado de precisión.

Normalmente se utilizan tres tipos de modelos:

- **Ícónicos:** estos presentan las propiedades relevantes del fenómeno, normalmente con un cambio de escala (fotografías, dibujos, mapas, etc.)
- **Análogos:** estos utilizan un conjunto de propiedades para representar a otro. (un sistema hidráulico puede utilizarse como análogo de un sistema eléctrico, económico, de tráfico, etc.)
- **Simbólicos:** son aquellos que utilizan letras, números, y otros tipos de símbolos para representar las variables y sus relaciones. Normalmente son los más sencillos de manejar experimentalmente. Los modelos simbólicos toman la forma de relaciones matemáticas, por lo cual pueden considerarse como modelos matemáticos.

Los modelos que se tratarán en este trabajo son los simbólicos.

La modelización matemática de cualquier proceso de ingeniería ambiental se compone, como mínimo de cuatro pasos:

- Tras el estudio del proceso físico, químico o biológico se identifican los mecanismos esenciales y dominantes, como la población.
- Desarrollo de una expresión matemática para el sistema; por ejemplo $\frac{dP}{dt} = kP$
 donde: P = población (numero de individuos)
 k = tasa de crecimiento, día⁻¹
- La resolución analítica de las ecuaciones
- Revisar y observar si la solución al "modelo" cumple con los datos previamente conocidos.

Por lo que la modelización se puede simplificar en 2 tipos de modelos:

- **Simplista:**

Entrada conocida	Comportamiento del sistema conocido o supuesto Salida desconocida
------------------	--

- **Elemental:**



Supongamos que nuestra tarea es la modelización de un río. Los datos de partida pueden ser la precipitación, la topografía del terreno, batimetría del río, etc. Mientras que los resultados esperados podrían ser los niveles del agua o su calidad. La tarea de la modelización es, determinar los resultados o predecir lo que podría ocurrir a partir de un conjunto de datos de entrada. El nivel de sofisticación varía enormemente, yendo desde los conocidos y sencillos modelos de caja negra, a la sofisticada modelización tridimensional.

Muchos de los problemas de ingeniería se resuelven analíticamente para condiciones de régimen estacionario. En realidad, muchos problemas presentan condiciones que cambian con el tiempo, (donde $d/dt \neq 0$), tales modelos, requieren técnicas de soluciones numéricas. Los pasos esquematizados para la solución de modelos de simulación de sistemas se muestran en la siguiente tabla 1.

<p>PROBLEMA Y OBJETIVOS DE ESTUDIO</p> <ul style="list-style-type: none">➤ Reconocimiento del problema➤ Identificación de objetivos
<p>ANÁLISIS DEL SISTEMA</p> <ul style="list-style-type: none">➤ Aislar el sistema➤ Evaluación de datos➤ Conceptualización del modelo➤ Formulación del modelo
<p>SÍNTESIS DEL SISTEMA</p> <ul style="list-style-type: none">➤ Modelación➤ Verificación➤ Calibración➤ Sensibilidad
<p>VALIDACIÓN PUESTA EN MARCHA</p> <ul style="list-style-type: none">➤ Análisis de la simulación➤ Evaluación e interpretación de resultados➤ Análisis y síntesis del sistema

Tabla 1. Pasos esquematizados para la solución de un modelo

1.2 MECANISMOS DEL DESTINO DE CONTAMINANTES EN EL AMBIENTE.

El destino de una masa de contaminante que se introduce en un sistema ripario se define como la distribución y concentración de ese contaminante desde su origen. En otras palabras podemos estar interesados en la distribución tridimensional del contaminante en diferentes momentos de su recorrido. Los tres mecanismos físicos básicos responsables del transporte de los contaminantes son:

- *Advección*: El transporte originado por el movimiento en masa del fluido.
- *Difusión*: El transporte no advectivo debido a:
 - a) Movimiento molecular o browniano
 - b) Movimiento turbulento
- *Flotabilidad*: el transporte debido a un gradiente vertical de temperatura.

En sistemas riparios la advección suele ser el mecanismo de transporte dominante en el que la difusión (molecular) juega un papel insignificante. La flotabilidad es importante en sistemas donde los gradientes de temperatura se dan en cuerpos líquidos casi estáticos. La difusión es más significativa en los sistemas inactivos. Otros mecanismos físicos, químicos o biológicos, aunque no de transporte en si, contribuyen al destino de un contaminante. Estos incluyen:

- Volatilización
- Absorción
- Adsorción
- Evaporación
- Decaimiento bacteriano
- Sedimentación

El destino de un contaminante en las aguas subterráneas puede depender de la absorción realizada por las partículas del suelo, de la adsorción de las rocas del subsuelo, de la descomposición bacteriana debida a reacciones biológicas de la microfauna del suelo. Es importante destacar que hay bastante interacción entre la atmósfera, al agua superficial y los entornos de las aguas subterráneas, por lo que los mecanismos que se involucran en el destino de los contaminantes no son exclusivos de algún medio (Fig. A).

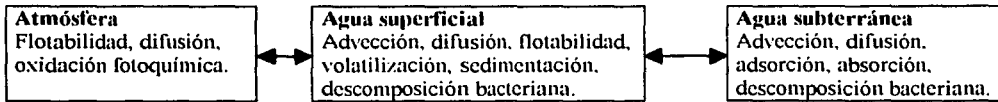


Fig. A Mecanismos del destino de los contaminantes

1.2.1 Ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento.

Existen ecuaciones fundamentales para la interpretación del movimiento, transporte y difusión de contaminantes, ya sea en medios atmosféricos, acuáticos o terrestres. Estas son:

- Continuidad o conservación de la masa
- Cantidad de movimiento
- Difusión advectiva

Continuidad. Las ecuaciones de continuidad o de conservación de la masa se derivan con referencia al volumen (Fig. B), considere un experimento donde el agua fluye a lo largo de la longitud del río, de sección transversal variable A . Se produce un flujo de fluido a favor de la corriente con una velocidad media u y una entrada lateral desde las zonas adyacentes. La entrada lateral se puede plantear como un flujo por tierra que se une a la corriente a lo largo de la longitud, dx :

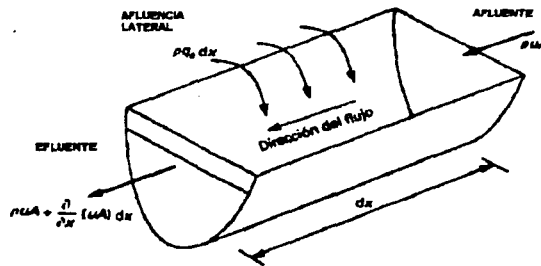


Fig. B Flujos a través del volumen de control.

Entrada - salida = cambio en el almacenamiento

$$(puA + pq_s dx) - \left[puA \frac{\partial}{\partial x} (uA) dx \right] = p \frac{\partial A}{\partial t} dx$$

Cantidad de movimiento. La conservación de la ecuación de cantidad de movimiento se puede expresar en forma de cantidad de movimiento lineal o angular, siendo la primera la que nos interesa. La cantidad de movimiento es el producto de la masa por la velocidad. Considere un volumen de control (Fig. C) y observe las fuerzas que actúan sobre el:

Gravedad: $F_g = \rho g A \Delta x S_o$

Fricción: $F_f = \rho g A \Delta x S_f$

Hidrostática: $F_1 - F_2 = \frac{1}{2} \rho g \frac{\partial}{\partial x} (y^2 A)$

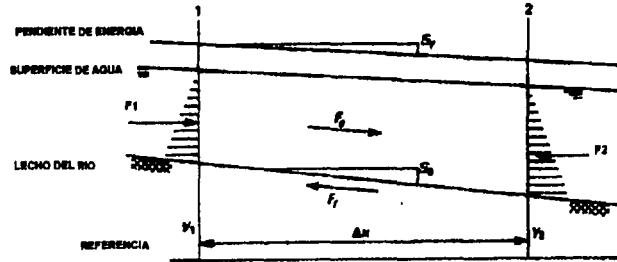


Fig. C balance de fuerzas sobre un elemento de fluido

Tasa de variación de la cantidad de movimiento para el elemento de volumen.

La resultante de las fuerzas que actúan sobre este volumen.

$$\rho A \Delta x \left(\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} \right) = \rho g A \Delta x (S_o - S_f) + \frac{1}{2} \rho g \frac{\partial}{\partial x} (y^2 A)$$

1.2.2 Transporte de materia: difusión-advección.

El transporte de los componentes mediante la advección (agua en movimiento) y difusión depende de las características hidrológicas e hidrodinámicas del medio en particular. El transporte advectivo prevalece en el flujo del río que se forma a partir del caudal de la escurrimiento superficial y de la entrada de aguas subterráneas. La difusión predomina en los estuarios o en los ríos que experimentan la acción de las mareas.

La ley de Fick de la difusión molecular (Fig. D) establece que "la velocidad de transporte de masa de un material A, a través del área de la sección transversal de fluido por medio de la difusión molecular es proporcional al gradiente de concentración del material en el fluido"

Ley de Fick
$$q = -D_M \frac{\partial C_A}{\partial x} - D_M \left(\frac{C_1 - C_2}{X_2 - X_1} \right)$$

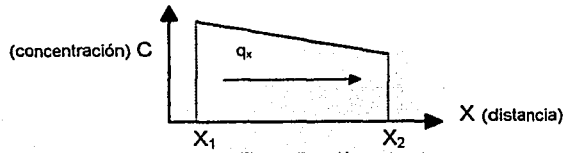
Donde q = flujo del material, como masa de material que se transfiere ($\text{kg}/\text{m}^2\text{s}$), ($q = C_A U_A$)

D_m = coeficiente de difusión molecular, (m^2/s)

U_A = velocidad de difusión molecular, (m/s)

C_A = concentración del elemento A, (mg/l)

x = distancia, (m)



La difusión molecular es una función del gradiente de concentración y se da incluso en aguas estáticas.

Difusión molecular. Se vierte una masa de contaminante en un fluido en reposo. El balance de materia para la difusión molecular a través del volumen estático es:

Velocidad de cambio del material A en el volumen = Flujo que entra – flujo de salida + reacciones

$$\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2}$$

y por lo tanto:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = D_M \nabla^2 C$$

La ecuación anterior se conoce como ecuación de la difusión de un contaminante en un fluido estático. La solución analítica para una masa de contaminante de masa M es:

$$C(x, t) = \frac{M}{4\pi Dt} \exp\left(\frac{-x^2}{4Dt}\right)$$

donde $C(x, t)$ es la concentración del contaminante a una distancia aguas abajo x a partir del punto de vertido, en un tiempo t ; y en el caso particular cuando la distribución es de tipo gaussiana $M = 1$, y $D = 1/4$

La difusión molecular es un proceso lento. En realidad, en los sistemas riparios lo que siempre se produce es la advección; Sin embargo, los lagos pueden ser un caso donde la difusión molecular es más importante que la advección.

Difusión advectiva. Considerando el caso de un fluido en movimiento dentro del cual se ha vertido una masa de un contaminante. La difusión será tanto advectiva como molecular. En este caso, la difusión advectiva puede ser mucho más significativa que la molecular. El flujo es por tanto:

$$\text{Difusión de Fick + advectiva} = C_A V_A + C_A V$$

Donde C_A es la concentración del contaminante A, V_A es la velocidad difusiva, mientras que V es la velocidad advectiva instantánea. Asumiendo que la difusión molecular, es inicialmente la misma en todas direcciones. De esta manera se tiene que:

$$q = -D_M \frac{\partial C_A}{\partial x} + C_A V$$

flujo difusivo flujo advectivo

en tres dimensiones se obtiene:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = D_m \nabla^2 C_A$$

En la difusión turbulenta consideremos la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \nabla^2 C - \nabla V C$$

la ecuación unidimensional de transporte/difusión turbulenta para la transferencia de masa es la siguiente:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(A_x D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right)}_{\text{Dispersión}} dx - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} (A_x V C)}_{\text{advección}} dx + A dx \frac{dc}{dt} + S$$

reacciones/
Interacción de
constituyentes

- Donde:
- M = masa de contaminante, (mg)
 - x = distancia a favor de la corriente, (m)
 - t = tiempo, (s)
 - C = concentración, (mg/lt)
 - A_x = área de la sección transversal del río, (m^2)
 - D_x = mezcla turbulenta o coeficiente de dispersión, (m^2/s)
 - V = velocidad longitudinal media, (m/s)
 - S = fuentes externas (mg.)

1.3 MODELOS DE POBLACIÓN Y MODELOS DE SISTEMAS FÍSICOS.

1.3.1 Modelos de población.

Con referencia al crecimiento de microorganismos en las aguas residuales. Podemos escribir la siguiente ecuación:

$$\frac{dP}{dt} = kP$$

donde P es la población real en cualquier momento (t). Usamos X en el lugar de P, para representar la población microbiana, es decir:

$$\frac{dP}{dt} = \mu X$$

donde μ es la tasa de crecimiento o factor de proporcionalidad. (día^{-1}). La solución para el modelo de población anterior es:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}$$

donde μ_{\max} = es la tasa de crecimiento máximo de la población microbiana.

S = es el sustrato o la concentración alimenticia.

K_s = es la concentración del sustrato con un valor de $\mu = \frac{\mu_{\max}}{2}$.

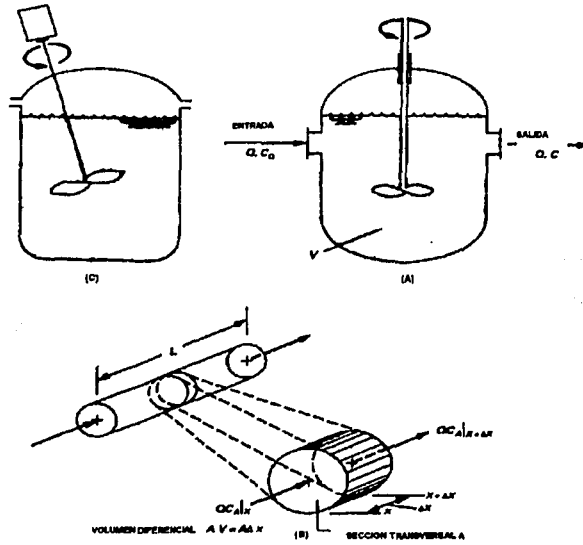
Frecuentemente K_s se llama constante de saturación media. Las constantes μ_{\max} y K_s son valores empíricos determinados a partir de la experimentación. En el caso de la biomasa y de las aguas residuales, esta experimentación se lleva a cabo en una planta piloto o puede ser un experimento de laboratorio.

Por ejemplo, se suele modelar a una pequeña escala un proceso de tratamiento para entender la física (flujos), la química (reacciones) y la microbiología (biomasa), antes de construir una planta a gran escala. La ecuación o modelo anterior se puede resolver para X(t), analítica o numéricamente cuando se conoce la condición inicial, $S = S(t)$. En los reactores biológicos, sabremos cual es la tasa de alimentación (es decir, S(t)). Así que la tarea consiste en determinar la población X(t). En tanques de aireación de lodos activados de aguas residuales, X(t) corresponde a los sólidos suspendidos en el licor mezclado, o SSLM, con la concentración en mg/l.

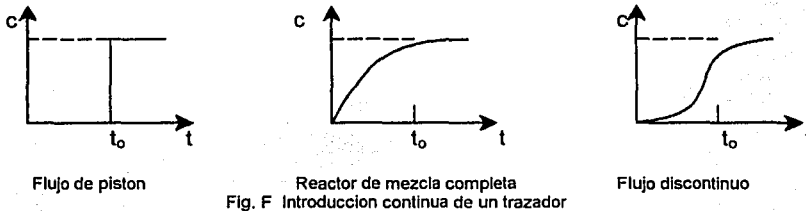
1.3.2 Modelos hidráulicos.

La base de muchos sistemas naturales de fluidos, especialmente en procesos de tratamiento de aguas en general y de aguas residuales, pero también de sistemas riparios se puede formar a partir de varios tres tipos de modelos hidráulicos (Fig. E). Estos son:

- Reactor de mezcla completa, (A).
- Reactor de flujo pistón, (B).
- Reactor de flujo discontinuo, (C).



Las características hidráulicas de estos reactores vienen descritas en la Fig. F, en la cual se presentan las curvas de respuesta a la inyección de un trazador colorante.



t_0 = tiempo teórico de detención V/Q . (tiempo de retención hidráulica), (s).

A) EL MODELO DE REACTOR DE MEZCLA COMPLETA.

Considérese en tramo de un río o de un lago como un proceso de reactor de tanque agitado de flujo continuo o reactor de mezcla completa (RMC) Fig. (A). Permitase el vertido continuo de un trazador no reactivo en dicho tramo. El gasto continuo de entrada es Q (caudal), mientras que la concentración del trazador afluente es C_0 . "Ver Fig. E (A)". El modelo RMC supone que el fluido en el tramo del río está bien mezclado.

El caudal del flujo efluente es Q (gasto), y la concentración del efluente es C "Ver Fig. E (A)". Se necesita conocer el estado de C en el tiempo (es decir, $C = C(t)$).

El estado C en el tiempo se determina a partir de un balance de masa como sigue:

$$QC_i - QC - r_c V = \frac{dC}{dt} V$$

entrada - salida - producción = acumulación

donde Q = caudal (gasto), m³/s.

C_i = concentración del trazador afluente, mg/l o gr/m³.

C = concentración de efluente, mg/l o gr/m³.

V = volumen del tramo del río, lago o estanque, m³

r_c = velocidad de reacción.

Suponiendo que el afluente es un trazador no reactivo, entonces r = 0; entonces el cambio en el valor de la concentración C, con respecto al tiempo es lo que nos interesa.

$$Q(C_i - C) = \frac{dC}{dt} V$$

Introduciendo el tiempo medio de retención hidráulica $\phi = V/Q$ (se supone que es constante) y reagrupando términos, se obtiene:

$$\frac{dC}{C_i - C} = \frac{1}{\phi} dt$$

considerando que la condición inicial es C = C₀ en un t = 0 de tal manera que:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C - C_i} = -\frac{1}{\phi} \int_0^t dt$$

resolviendo las integrales se tiene que:

$$C = C_i \left(1 - e^{-t/\phi} \right) + C_0 e^{-t/\phi}$$

es decir la concentración en el río en cualquier tiempo t es una función de C_i, C₀, V/Q y el tiempo. Si C₀ que es la concentración preexistente en el medio (río) es igual a cero la ecuación anterior se reduce a:

$$C = C_i \left(1 - e^{-t/\theta} \right)$$

La aplicación del modelo RMC se puede utilizar al evaluar plantas de tratamiento de agua o de aguas residuales donde muchos de los reactores están completamente mezcladas y se pueden modelar usando una serie de RMC. De forma similar, se puede obtener un análisis preliminar de los componentes vertidos en sistemas riparios si se asume que el sistema esta compuesto por un numero discreto de tramos bien mezclados.

B) EL MODELO DE REACTOR DE FLUJO EN PISTÓN.

Una característica del modelo de reactor de flujo en pistón Fig. E (B) es la existencia de un gradiente de concentración longitudinal. Aquí se supone que no hay gradiente de concentración lateral a lo ancho del reactor.

A medida que el "pistón" de aguas residuales se mueve a través del reactor longitudinal, se diluye, de tal forma que cuando abandona el extremo de la corriente abajo, se purifica. El sistema de flujo en pistón es la disposición mas frecuente del *modelo de lodos activados* en aguas residuales, pero al igual que para el modelo RMC, puede usarse como una técnica de modelización de la calidad del agua de los ríos.

Si se considera un tramo de un río donde se introduce un trazador aguas arriba. Suponiendo un reactor de flujo en pistón se determina la concentración del trazador en la salida.

Un balance de masa en el volumen elemental $\Delta V = A\Delta x$, se representa como:

$$QC(x) - QC(x + \Delta x) + r\Delta V = \frac{\partial C(x)}{\partial t} \Delta V \text{ ----- (1.1)}$$

entrada - salida + producción = acumulación

Donde: C = concentración del elemento, g/m³

ΔV = diferencial de volumen, m³

Q = caudal (gasto), m³/s

r = constante de reacción del elemento, g/m³s

ΔX = diferencial de distancia, m

X = distancia, m

t = tiempo, s

Consideremos que avanzamos aguas abajo a lo largo del río o cuerpo de agua analizado. Si replanteamos la ecuación (1.1), obtenemos que:

$$QC(x) - Q \left[C(x) + \frac{\partial C(x)}{\partial x} \Delta x \right] - DA \frac{\partial C(x)}{\partial x} + DA \left[\frac{\partial C(x)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \frac{\partial C(x)}{\partial x} \right] - kC(x)V = V \frac{\Delta C(x)}{\Delta t}$$

flujo de entrada

flujo de salida

dispersión entrada

dispersión salida

tasa de crecimiento

Donde: D = un coeficiente de dispersión, $m^2/día$
 k = coeficiente de decaimiento, $día^{-1}$

C) EL MODELO DE REACTOR DE FLUJO DISCONTINUO.

La obtención de la ecuación de balance de una sustancia con variación temporal en un reactor de flujo discontinuo, se puede ilustrar considerando la Fig. E (C), el balance de una sustancia reactiva C es:

$$\frac{dC}{dt}V = QC_o - QC + r_cV$$

acumulación = entrada - salida + generación

puesto que $Q = 0$, la ecuación resultante para el caso de un reactor de flujo discontinuo será:

$$\frac{dC}{dt}V = r_cV$$

Este tipo de reactor representa un grado de mezcla parcial entre el flujo en pistón y el flujo de mezcla completa. Este tipo de flujo se encuentra frecuentemente en los *tanques de aireación y sedimentación* y es más difícil de describir matemáticamente. Es por ello, que en el tratamiento matemático de los procesos unitarios químicos y biológicos, llevados a cabo en los reactores, se utilizan normalmente los modelos ideales de mezcla completa y flujo en pistón.

1.4 EJEMPLOS.

Ejercicio 1. Considere un experimento de laboratorio con los siguientes datos del sustrato (S) y tasa de crecimiento (μ). Determine la constante de la tasa de crecimiento μ_{\max} y la constante de saturación media K_s .

S(mg/l)	μ (día ⁻¹)
14	0.14
18	0.19
30	0.24
50	0.32
80	0.40
150	0.48
200	0.49
300	0.53

Solución:

De la ecuación:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}, \text{ Invertiéndola obtenemos que: } \frac{1}{\mu} = \frac{K_s + S}{\mu_{\max} S} = \frac{K_s}{S} \frac{1}{\mu_{\max}} + \frac{1}{\mu_{\max}}$$

Mediante esta manipulación, la ecuación original se ha transformado en una forma lineal; es decir, $1/\mu_{\max}$ es una función lineal de $1/S$ con una pendiente de K_s/μ_{\max} y un intercepto de $1/\mu_{\max}$.

Con lo que se puede crear la siguiente tabla.

1/S (l/mg)	1/ μ_{\max} (día)
0.0714	7.14
0.0555	5.26
0.0333	4.17
0.0200	3.13
0.0125	2.50
0.0066	2.08
0.0050	2.04
0.0033	1.89

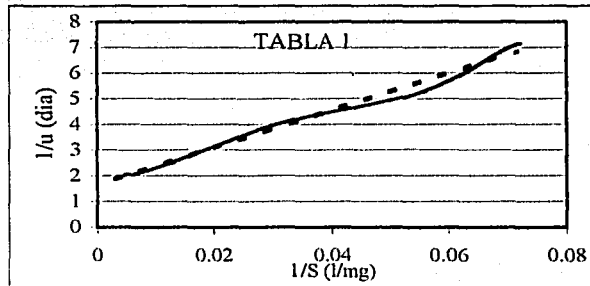


tabla 1

Ordenada en el origen = $\frac{1}{\mu_{\max}} = 1.52$

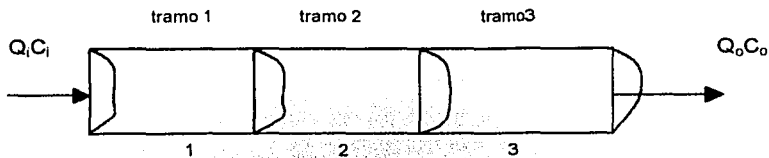
A partir de los mínimos cuadrados de la tabla 1 se observa que $\mu_{\max} = 0.66$ y $K_s = 64$ mg/l.

Esto de cómo resultado el modelo bioquímico, con los parámetros μ_{\max} y K_s tal que:

$$\frac{dX}{dt} = 0.66 \frac{S}{64 + S} X$$

La ecuación o modelo anterior se puede resolver para $X(t)$ analítica o numéricamente cuando se conoce la condición inicial $S = S(t)$. En los reactores biológicos, se conoce la tasa de alimentación (es decir $S(t)$), así que la tarea consiste en determinar la población $X(t)$.

Ejercicio 2. Modelar el tramo de un río dividido en 3 reactores de mezcla completa en serie, considerando un trazador no reactivo inyectado aguas arriba del tramo 1. Determine la concentración del trazador en régimen estacionario en los puntos 300, 600 y 900 m, aguas abajo. Si su concentración del trazador es de 100 gr/m³ en el extremo aguas arriba.



Solución: supóngase que la concentración del trazador se debilita como una reacción de primer orden, es decir $r=kC$ y que $k = 0.3 \text{ días}^{-1}$. El balance de masa en el primer tramo queda como se presenta a continuación:

Afluente - efluente + producción = acumulación

$$Q C_{in} - Q C_1 + r V_1 = (dc/dt) V_1$$

El caso de régimen estacionario es:

$$Q C_{in} - Q C_1 + r V_1 = 0$$

Los volúmenes del tramo son:

$$V_1 = 1.8 \times 10^4 \text{ m}^3 \quad V_2 = 2.7 \times 10^4 \text{ m}^3 \quad V_3 = 3.6 \times 10^4 \text{ m}^3 \quad Q = 12 \text{ m}^3/\text{s}$$

Los tiempos medios de retención hidráulica son ($\Phi = V/Q$):

$$\Phi = V_1/Q = 0.018 \text{ días} \quad \Phi = V_2/Q = 0.027 \text{ días} \quad \Phi = V_3/Q = 0.035 \text{ días.}$$

Por tanto, los balances de materia para los tres tramos son:

$$Q C_{in} - Q C_1 + k C_1 V_1 = 0$$

$$Q C_1 - Q C_2 + k C_2 V_2 = 0$$

$$Q C_2 - Q C_3 + k C_3 V_3 = 0$$

Donde C_1 , C_2 y C_3 son las concentraciones del trazador en la salida de cada uno de los tramos 1, 2 y 3 respectivamente. Introduciendo el tiempo medio de retención hidráulica para cada tramo como $\Phi_1 = V_1/Q$, etc. Entonces, reorganizando las ecuaciones anteriores y resolviéndolas para C_1 , C_2 y C_3 :

$$C_1 = \frac{C_{in}}{1 + k \Phi_1} = \frac{100 \text{ s/m}^3}{1 + 0.3 * 0.018} = 99.5 \text{ s/m}^3 \quad C_2 = \frac{C_{in}}{(1 + k \Phi_1)(1 + k \Phi_2)} = 98.7 \text{ s/m}^3$$

$$C_2 = \frac{C_{in}}{(1 + k \Phi_1)(1 + k \Phi_2)(1 + k \Phi_3)} = 97.6 \text{ s/m}^3$$

CAPÍTULO 1

"GENERALIDADES"

Se observa que apenas se presenta una leve caída del trazador a lo largo del primer kilómetro. Por lo cual el debilitamiento depende del producto del índice de reacción por el tiempo medio de retención hidráulica.

Si las longitudes de los tramos fueran de un orden de magnitud mayor por ejemplo, 3 ,6 y 9 Km. las concentraciones serían respectivamente:

$$C_1 = 94.8 \text{ g/m}^3$$

$$C_2 = 87.6 \text{ g/m}^3$$

$$C_3 = 79.3 \text{ g/m}^3$$

Ejercicio 3. El siguiente ejemplo realiza una comparación entre reactores de mezcla completa (RMC) y de flujo pistón (RFP), cuando se conocen la concentración de entrada (C_{in}), el gasto (Q), y la constante de velocidad de reacción de primer orden (r), y son iguales para ambos reactores.

¿Determinar la concentración de salida (C_1) de ambos reactores?

Solución:

$$V = 100 \text{ l}$$

$$Q = 5.0 \text{ l/s}$$

$$r = 0.05 \text{ s}^{-1}$$

El tiempo medio de retención hidráulica ($\Phi = V/Q$):

$$\Phi = V/Q = 20 \text{ s}^{-1}$$

Para el caso de RMC:

$$C_1 = \frac{C_{in}}{1 + r\phi} \quad \therefore \quad C_1 = \frac{C_{in}}{1 + (0.05 \times 200)} \quad \therefore \quad C_1 = \frac{C_{in}}{2}$$

$$\frac{C_1}{C_{in}} = 0.5$$

Para el caso de RFP:

$$C_1 = C_{in} \exp^{-r\phi} \quad \therefore \quad C_1 = C_{in} \exp^{-(0.05)(20)} \quad \therefore \quad C_1 = C_{in} 0.37$$

$$\frac{C_1}{C_{in}} = 0.37$$

¿Si se conoce la concentración de salida, que volumen de reactor se necesita para RMC y RFP?

$$\frac{C_1}{C_{in}} = 0.5$$

Para el caso de RMC:

$$V = \left(\frac{C_{in}}{C_1} - 1 \right) \times \frac{Q}{r} \quad \therefore \quad V = (2 - 1) \times \frac{5}{0.05}$$

$$V = 100 \text{ l}$$

Para el caso del RFP:

$$V = - \left(\frac{Q}{r} \right) \ln \left(\frac{C_{sal}}{C_1} \right) \quad \therefore \quad V = - \left(\frac{5.0}{0.05} \right) \ln(0.5)$$

$$V = 69 \text{ l}$$

Ejemplo 4. A partir de datos del ejemplo 3 calcular los tiempos de retención para los reactores (RMC y RFP), cuyos datos son los siguientes:

RMC:

$$Q = 5.00 \text{ l/s}$$

$$V = 100 \text{ l}$$

RFP:

$$Q = 5.00 \text{ l/s}$$

$$V = 69 \text{ l}$$

Solución:

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

$$\text{Para el RMC: } \phi = \frac{100}{5} = 20 \text{ s}$$

$$\text{Para el RFP: } \phi = \frac{69}{5} = 13.8 \text{ s}$$

CAPITULO 2

"MODELOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS"

2.1 HIDRODINÁMICA.

Antes de que se pueda evaluar la calidad del agua de los sistemas fluviales, primero se debe determinar la hidrodinámica del sistema. Esto implica determinar las características de profundidad, pendiente, velocidad y descarga del flujo hidráulico.

En los sistemas riparios el flujo no suele ser uniforme, presentando una profundidad de variación gradual. Sin embargo, las características de la calidad del agua dependen de la hidrodinámica del flujo y, por lo tanto las ecuaciones de difusión y transporte de materia están asociadas a las de la hidrodinámica.

En general la modelización implica el llevar a cabo procesos de simplificación y aplicar medios para desasociar estas ecuaciones. El problema más sencillo en hidrodinámica es cuando el flujo se puede definir como constante y los niveles de agua tan solo dependen de las condiciones aguas abajo tales como el caso del análisis del agua estancada.

2.1.1 Introducción a los modelos hidrodinámicos.

El cuerpo de ingenieros de la Armada Estados Unidos de Norteamérica ha puesto a disposición un programa de análisis de agua (HEC-2 US Army Corps of Engineers, 1990), de uso bastante extendido.

El procedimiento informático se basa en la solución de la ecuación unidimensional de energía usando el método estándar de iteración por pasos, para calcular la elevación desconocida de la superficie del agua en un corte transversal (Fig.1); se habla, por supuesto de un flujo en estado estable, es decir $d/dt = 0$, con un flujo subcrítico, es decir, que el numero de Froude es < 1 .

La energía total, medida como "altura de carga" en cualquier sección del canal es:

$$H = WS + \alpha \frac{V^2}{2g}$$

donde: $WS =$ Energía potencial.

$$\alpha \frac{V^2}{2g} = \text{energía cinética.}$$

Realizando la igualdad de energías en las secciones 1 y 2 se obtiene:

$$WS_2 + \alpha_2 \frac{V_2^2}{2g} = WS_1 + \alpha_1 \frac{V_1^2}{2g} + h_e \text{ -----(2.1)}$$

donde: $V_2, V_1 =$ velocidades medias ($Q/A_2, Q/A_1$)

$\alpha_2, \alpha_1 =$ coeficientes de velocidad

$h_e =$ pérdida de carga entre las secciones 1 y 2.

También,
$$h_e = LS_f + C \left(\alpha_2 \frac{V_2^2}{2g} - \alpha_1 \frac{V_1^2}{2g} \right) \text{ -----(2.2)}$$

donde: $S_f =$ pendiente de fricción representativa $= (WS_2 - WS_1)/L$

$C =$ coeficiente de pérdida de expansión o contracción

L = longitud del tramo del río.

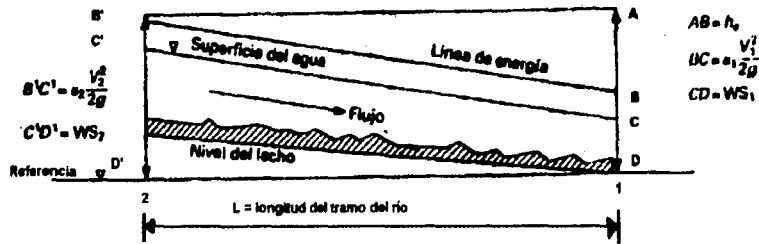


Fig.1 Flujo entre 2 secciones transversales

La elevación desconocida de la superficie del agua en una sección transversal se determina mediante una solución iterativa de las ecuaciones (2.1) y (2.2).

En la propagación cinemática las ecuaciones unidimensionales principales del flujo son las ecuaciones de St. Venant:

Continuidad:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_L + (i - f)$$

Indice de elevación
término de depósito
afluencia lateral
exceso de precipitación

Cantidad de movimiento

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + g \frac{\partial y}{\partial x} = g(S_o - S_f) - q_L \frac{u - v}{y}$$

aceleración o dinámica
carga de velocidad o inercia correctiva
pendiente de la profundidad
pendiente del lecho y de fricción de la superficie del agua y de la línea de energía.
inercia lateral

2.2 CALIDAD DEL AGUA.

2.2.1 Parámetros de calidad del agua.

Para analizar y predecir la calidad del agua, se deben examinar algunos componentes en concreto. Entre los componentes no conservativos, (es decir, aquellos química o bioquímicamente reactivos), de interés para la calidad del agua están:

- Oxígeno disuelto (OD)
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)
- Temperatura
- Algas
- Nitrógeno orgánico (N)
- Nitrógeno amoniacal (NH₃)
- Nitritos (NO₂)
- Nitratos (NO₃)
- Fósforo orgánico
- Fósforo disuelto
- Coliformes

Los componentes conservativos (químicamente no reactivos), también son de interés y entre estos se incluyen:

- Sedimentos
- Sólidos disueltos o sales
- Metales (Pb, Cu, Hg, Cr, Cd)
- Trazadores de tinte no reactivos (para fines experimentales)

2.2.2 Índice de Calidad del Agua (ICA).

Las normas y procedimientos que afectan a los vertidos de aguas residuales a los cuerpos de agua (ríos, lagos, estuarios, etc.), son diversas y cambiantes. Sin embargo, el enfoque básico no es tan cambiante.

Las normas de calidad del agua son conjuntos de limitaciones, tanto cuantitativos como cualitativos, establecidas para mantener o mejorar la calidad de los cuerpos de agua receptores. El Índice de calidad del agua (ICA), como forma de agrupación simplificada de algunos parámetros, indicadores del deterioro en la calidad del agua, es una manera de evaluar la calidad de los cuerpos receptores. Sin embargo para que dicho índice sea práctico debe reducir la cantidad de parámetros a analizar, sacrificando con ello cierta información en el proceso. Por otro lado el diseño del ICA es adecuado, como valor representativo e indicativo del nivel de contaminación de un cuerpo de agua.

Para calcular el ICA se emplean datos de 18 parámetros de calidad del agua, de los cuales 13 se consideran indispensables (señalados con asterisco). La tabla 1 muestra la lista de los parámetros:

INDICADORES DE MATERIA ORGANICA	
1.	Oxígeno disuelto (OD)*
2.	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)*
INDICADORES BACTERIOLÓGICOS	
3.	Coliformes fecales
4.	Coliformes totales*
INDICADORES FISICOS-QUIMICOS	
5.	Alcalinidad Total*
6.	Dureza Total*
7.	Conductividad Eléctrica (CE)*
8.	Potencial de Hidrógeno (pH)*
9.	Grasas y Aceites (G y A)*
10.	Sólidos Suspendidos Totales (SST)
11.	Sólidos Disueltos Totales (SDT)
12.	Nitrógeno de Nitratos (NO ₃)*
13.	Nitrógeno Amoniacal (NO ₄)*
14.	Fosfatos Totales (PO ₄)*
15.	Detergentes o Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)*
16.	Cloruros (Cl)*
INDICADORES FISICOS	
17.	Color
18.	Turbiedad

Tabla 1 Indicadores o parámetros de calidad del agua

El ICA tiene un rango de valores que va de 0 a 100, en donde el cero representa la imposibilidad de uso y el cien representa una calidad óptima para cualquier uso. Los usos que se distinguen en el índice son los siguientes:

1. Abastecimiento público
2. Natación y deportes acuáticos de contacto directo
3. Pesca, acuicultura y vida acuática
4. Industrial y agrícola
5. Navegación
6. Transporte de desechos (cuerpos de agua que solo sirven como drenaje)

En la tabla 2 se muestran los valores índice con respecto a los usos listados y en la tabla 3 se enumeran los indicadores relevantes para cada uso del agua.

ICA	100	no requiere purificación	aceptable para cualquier deporte acuático	aceptable para todos los organismos	no requiere purificación	aceptable	aceptable
	90	necesidad de fábica purificación			fábica purificación para aguas pluviales		
	80						
	70	mayor necesidad de tratamiento		esceptable para especies sensibles	sin tratamiento para la industria normal		
	60		aceptable no recomendable	durian para especies sensibles			
	50		utilizado el contacto con el agua	solo organismos muy resistentes	con tratamiento en la mayor parte de la industria		
40	divinas	sin contacto con el agua		uso muy restringido	contaminado		
30	no aceptable	señales de contaminación					
20		no aceptable	no aceptable	no aceptable	no aceptable		
10					no aceptable		
0	Abastecimiento Público	Recreación	Pesca y Vida Acuática	Industrial y Agrícola	Navegación	Transporte de Desechos Tratados	
	USOS DEL AGUA						

Tabla 2 Valores Índice respecto a los usos del agua (SEDUE, 1986)

USOS DEL AGUA					
1	2	3	4	5	6
Coliformes DBO G y A Alcalinidad OD pH	Coliformes DBO G Y A	OD G y A Alcalinidad NO ₃ NH ₄ PO ₄ SAAM	CE Cloruros Dureza		

Tabla 3 Indicadores relevantes para cada uso relevante del agua (SEDUE 1986)

La escala de calificación permite identificar el valor del índice para los diferentes usos del agua.

El ICA se compone de subíndices característicos de cada parámetro, por lo tanto existen gráficas con curvas ya trazadas de los valores que toma el ICA a nivel subíndice con respecto a concentraciones del parámetro.

En virtud de que para cada uso la importancia de los parámetros puede variar según los objetivos de la evaluación del cuerpo de agua, el ICA incluye un factor de importancia cuyos valores varían de 0 a 5 y su asignación por parámetro depende del técnico responsable del cálculo del ICA.

Los pasos para el cálculo y análisis del ICA son los siguientes:

- Obtener datos de concentración de los 18 parámetros (o menos) que incluye el ICA.
- Construir una tabla Estaciones-Parámetros con los datos recopilados.

- Calcular el subíndice de cada parámetro para cada estación, construyendo una segunda tabla Estaciones-Subíndices. Para calcular los subíndices se emplean las curvas características por parámetros. También es posible obtener este valor aplicando la fórmula de la curva de cada parámetro.
- Construir una tabla de Usos del cuerpo de agua-ponderación de los parámetros, asignando a cada uno de estos un valor de 0 a 5, dependiendo su relevancia según el uso a que se destine el cuerpo de agua analizado.
- Calcular el ICA con la siguiente fórmula:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n I_i \times W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

en donde:

I = Índice de calidad del agua

I_i = Subíndice de calidad de agua por parámetro

W_i = Importancia del parámetro

n = Número de parámetros que incluye el ICA

- Construir una grafica por estación del ICA-Tiempo de monitoreo, señalando las temporadas en que el cuerpo de agua no posee la calidad respecto al uso que se le esta dando.
- Señalar las secciones o áreas en un mapa hidrológico del cuerpo de agua que no poseen la calidad del uso actual al cual se les destina.

Ecuaciones para el cálculo de los subíndices por parámetro.

- Oxígeno disuelto:

$$I_{OD} = \frac{100(OD)}{14.492 - 0.364T + 0.006T^2} \quad \text{si } OD \geq 8, \text{ entonces } I_{OD} = 100$$

- Demanda Bioquímica de oxígeno:

$$I_{DBO_5} = 120(DBO_5)^{-0.673} \quad \text{Si } DBO_5 \leq 1.311, \text{ entonces } I_{DBO_5} = 100$$

- Coliformes fecales:

$$I_{CF} = 97.5(5CF)^{-0.27} \quad \text{Si } CF \leq 0.182, \text{ entonces } I_{CF} = 100$$

- Coliformes totales:

$$I_{CT} = 97.5(CT)^{-0.27} \quad \text{Si } CT \leq 0.91, \text{ entonces } I_{CT} = 100$$

- Alcalinidad:

$$I_A = 105(A)^{-0.186} \quad \text{Si } A \leq 1.299, \text{ entonces } I_A = 100$$

- Dureza total:

$$I_{DT} = 10^{1.974 - 0.00174(D)}$$

- Conductividad Eléctrica:

$$I_{CE} = 540(CE)^{-0.379}$$

- pH:

$$pH < 6.68, \text{ entonces } I_{pH} = 10^{0.2335 pH + 0.44} \quad pH > 7.576, \text{ entonces } I_{pH} = 10^{-4.22 - 0.293 pH}$$

Si $6.68 \leq pH \leq 7.576$, entonces $pH = 100$

- **Grasas y Aceites:**

$$I_{GyA} = 87.25(GyA)^{-0.298} \quad \text{Si } GyA \leq 0.632, \text{ entonces } I_{GyA} = 100$$

- **Sólidos Suspendedos Totales:**

$$I_{SST} = 166.5(SST)^{-0.37} \quad \text{Si } SST \leq 175, \text{ entonces } I_{SST} = 100$$

- **Sólidos disueltos:**

$$I_{SD} = 109 - 0.0175SD \quad \text{Si } SD \leq 520, \text{ entonces } I_{SD} = 100; \text{ Si } SD \geq 6234, \text{ entonces } I_{SD} = 0$$

- **Nitrógeno de Nitratos:**

$$I_{NO_3} = 162.2(NO_3)^{-0.343} \quad \text{Si } NO_3 \leq 4.1, \text{ entonces } I_{NO_3} = 100$$

- **Nitrógeno Amoniacal:**

$$I_{NH_3} = 45.8(NH_3)^{-0.343} \quad \text{Si } NH_3 \leq 0.102, \text{ entonces } I_{NH_3} = 100$$

- **Fosfatos:**

$$I_{PO_4} = 34.215(PO_4)^{-0.46} \quad \text{Si } PO_4 \leq 0.097, \text{ entonces } I_{PO_4} = 100$$

- **Detergentes (SAAM):**

$$I_{DET} = 100 - 16.687(DET) + 0.1587(DET)^2 \quad \text{Si } DET \geq 6.379, \text{ entonces } I_{DET} = 0$$

- **Cloruros:**

$$I_{Cl} = 121(Cl)^{-0.223} \quad \text{Si } Cl \leq 2.35, \text{ entonces } I_{Cl} = 100$$

- **Color:**

$$I_C = 123(C)^{-0.295} \quad \text{Si } C \leq 2.2, \text{ entonces } I_C = 100$$

- **Turbiedad:**

$$I_T = 108(T)^{-0.178} \quad \text{Si } T \leq 1.5, \text{ entonces } I_T = 100$$

Normas Oficiales Mexicanas.

En materia de Legislación Ambiental, en México es regulado por entidades que van desde jurisdicción federal hasta local; las cuales emiten reglamentos, leyes, normas, para la protección al ambiente.

De la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente se desprende el Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente en Materia de Impacto Ambiental, la cual da origen a la Ley de Aguas Nacionales.

La Ley de Aguas Nacionales reglamentaria del artículo 27 de la Constitución en materia de Aguas Nacionales, la cual es de observancia general en todo el territorio nacional, la cual tiene por objeto el regular la explotación, uso o aprovechamiento de dichas aguas, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad para lograr su desarrollo sustentable. Las Normas que establecen los requisitos que deben observarse son las siguientes:

Normas Oficiales Mexicanas (NOM)

NOM-001-ECOL-1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (anexo 1).
NOM-002-ECOL-1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (anexo 2).
NOM-003-ECOL-1996	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios públicos

2.3 PROCESOS ACTUANTES.

Los procesos físicos, químicos o biológicos que controlan la evolución de los parámetros de calidad de agua anteriormente citados, son muy variados y numerosos. Es conveniente dividirlos en procesos de transporte, que afectan los valores de todos los parámetros de calidad, y los procesos de transformación, que afectan de forma diferente a cada constituyente. Estos procesos se rigen por idénticas consideraciones cinéticas por lo cual no es necesario utilizar una formulación diferente para cada constituyente.

La ecuación de la conservación de la masa es el fundamento de los análisis posteriores, la cual se basa en el registro de la masa de cualquier constituyente en un volumen estacionario de dimensiones fijas, llamado "volumen de control". La forma general de la ecuación de balance de masa de los constituyentes se puede expresar de la siguiente manera:

$$\begin{array}{ccccccccc} \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} \\ \text{aumento de masa} & = & \text{entrada de masa} & + & \text{salida de masa} & + & \text{generación de masa} & + & \text{pérdida de masa} \\ \text{en el volumen} & & \text{en el volumen} & & \text{en el volumen} & & \text{en el volumen} & & \text{en el volumen} \\ \text{de control} & & \text{de control} & & \text{de control} & & \text{de control} & & \text{de control} \end{array}$$

Todos los términos de la ecuación se expresan en unidades de masa por unidad de tiempo: MT^{-1} . La ecuación se puede aplicar si el vertido es a un lago, a una corriente de agua, o a una zona costera. Las diferentes características físicas de cada uno de estos cuerpos receptores obligan a adoptar enfoques y aproximaciones diferentes en cada caso, para obtener las concentraciones de los constituyentes.

2.3.1 Procesos de transporte.

Los procesos de transporte son dos:

- Advección (transporte de un sustancia como consecuencia del flujo del agua en el que el constituyente esta disuelto o suspendido).
- Difusión (transporte debido a la turbulencia de las aguas).

Advección. Utilizando un volumen de control (Fig. 2), los términos de la ecuación de conservación de la masa relativos a la advección en la dirección x , se pueden escribir como:

$$\text{Velocidad de aumento de masa en el volumen de control} = \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz$$

$$\text{Velocidad de entrada en el volumen de control} = CU dy dz$$

$$\text{Velocidad de pérdida de masa dentro del volumen de control} = C + \left(\frac{\partial C}{\partial x} dx \right) \left(U + \frac{\partial U}{\partial x} dx \right) dy dz$$

donde: C = concentración del componente, (M/L^3) .

U = velocidad del agua en la dirección x , (L/T) .

dx, dy, dz = dimensiones del volumen de control en las direcciones x, y, z , (L) .

t = tiempo, (T) .

Los parámetros se han expresado en dimensiones generales en lugar de unidades específicas ya que las ecuaciones son dimensionalmente homogéneas. Normalmente las concentraciones se expresan en mg/l (equivalentes a partes por millón "ppm").

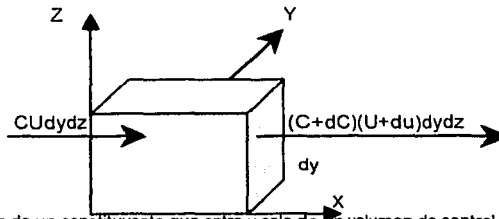


Fig. 2 Masa de un constituyente que entra y sale de un volumen de control debido a la advección

Difusión. El fenómeno de transporte de masa conocido como difusión, se describe como el fenómeno de mezclado debido a la presencia de turbulencias, provocado por las variaciones de velocidad y gradientes de concentración que se producen en las mismas. En la Fig. 2 la ecuación de balance de masa relativa a la difusión en la dirección x, se puede escribir como:

$$\text{Velocidad de aumento de masa en el volumen de control} = \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz$$

$$\text{Velocidad de entrada de masa en el volumen de control} = -Ex \frac{\partial C}{\partial x} dy dz$$

$$\text{Velocidad de salida de masa del volumen de control} = - \left[Ex \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(Ex \frac{\partial C}{\partial x} \right) dx \right] dy dz$$

donde: Ex = coeficiente de difusión en la dirección x, (difusividad), L^2/T

La difusión turbulenta presenta la dificultad de que los coeficientes de difusión dependen del régimen del flujo y, por lo tanto son no uniformes (variables en el espacio), y anisótropos (dependen de la dirección).

2.3.2 Procesos de transformación.

Los procesos dependen del componente específico. Para incorporar estos procesos a la ecuación de la conservación de la masa, es necesario desarrollar expresiones de las pérdidas o ganancias de masa que se producen en el interior del volumen de control y su variación temporal.

Oxidación de la DBO. La oxidación de la DBO consume oxígeno y, por lo tanto, representa un sumidero de oxígeno de las aguas del entorno. Tanto la oxidación de DBO carbonosa como la nitrogenada son procesos de primer orden, siendo la velocidad de oxidación (equivalente a la velocidad de eliminación de la DBO), proporcional a la de la DBO presente:

$$r_C = -K_C L_C \quad \text{y} \quad r_N = K_N L_N$$

donde: r_C = velocidad de reducción de la DBO carbonosa, M/TL^3
 r_N = velocidad de reducción de la DBO nitrogenada, M/TL^3
 L_C = concentración de DBO carbonosa, M/L^3
 L_N = concentración de DBO nitrogenada, M/L^3
 K_C = constante de reacción de la oxidación de la DBO carbonosa, T^{-1}
 K_N = constante de reacción de la oxidación de la DBO nitrogenada, T^{-1}

Las constantes se suelen expresar en 1/día. De cara a la predicción de la calidad del agua, las unidades de tiempo a emplear tanto para las constantes como para los otros parámetros, (velocidades), deben ser homogéneas lo cual implica realizar conversiones de unidades de algunos parámetros.

En los análisis de oxígeno disuelto, la oxidación de la DBO representa una pérdida de oxígeno que se produce a la misma velocidad que la reducción de la DBO. La suma de las componentes de la DBO, (carbonosa y nitrogenada), da lugar a:

$$r_O = r_C + r_N$$

donde: r_O = pérdida de oxígeno por unidad de tiempo y de volumen debida a la oxidación de la DBO, M/TL.

Reaireación superficial. Los casos en los que la concentración de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua, con la superficie libre expuesta a la atmósfera se halla por debajo de la concentración de saturación, se produce un flujo de oxígeno entre la atmósfera y el agua. Dicho flujo es proporcional a la diferencia entre la concentración de OD presente y la concentración de saturación, el aumento de la cantidad de OD debido a la reaireación superficial se puede escribir como:

$$r_R = k_R \frac{A}{V} (C_s - C) = \frac{k_R}{H} (C_s - C) = K_2 (C_s - C)$$

donde: r_R = ganancia de oxígeno debida a la reaireación, M/TL³.
 k_R = velocidad del flujo de reaireación, L/T.
 A = superficie de contacto con la atmósfera del volumen de control, L².
 V = volumen del volumen de control, L³.
 C_s = concentración de saturación del oxígeno del oxígeno disuelto, M/L³.
 C = concentración del oxígeno disuelto, M/L³.
 H = profundidad del volumen de control, L.
 K_2 = velocidad de reaireación superficial, 1/T.

El volumen de control debe ser suficientemente pequeño como para que la concentración de OD sea aproximadamente uniforme, ante diferentes situaciones será conveniente emplear volúmenes de control diferentes adecuados a cada caso.

Para el cálculo de la velocidad de reaireación se han propuesto varias fórmulas empíricas y semiempíricas, una de estas utilizada comúnmente es la siguiente:

$$K_2 = \frac{(D_o U)^{1/2}}{H^{3/2}}$$

donde: D_o = concentración de difusión molecular del oxígeno en el agua, L²/T = 1.76 x 10⁻⁴ m²/d a 20° C. A temperaturas diferentes multiplicar el valor por 1.037^{T-20}.
 U = velocidad de la corriente, L/T.

Utilizando la ecuación anterior se obtienen valores de K_2 , inferiores a los reales, por lo cual también se puede emplear una aproximación basada en la disipación de la energía:

$$K_2 = C_e \frac{\Delta h}{l_f}$$

donde: Δh = variación de la altura de la superficie de agua, L.
 l_f = tiempo de transporte, T.

C_e = coeficiente de escape = 0.177 m^{-1} a 20° C .
Para caudales superiores a $7 \text{ m}^3/\text{s}$ = 0.09 m^{-1} ; a temperaturas diferentes
 $0.177(1.022)^{T-20}$.

Demanda de oxígeno de los sedimentos (DOS). Parte de los sólidos descargados en el agua residual son sólidos orgánicos. Una vez que sedimentan en el fondo se descomponen, dependiendo de las condiciones, mediante procesos aerobios y anaerobios. En el caso de un volumen de control, la tasa de reducción del oxígeno disuelto debida a la demanda de oxígeno de los sedimentos viene dada por:

$$r_s = \frac{k_s}{H}$$

donde: r_s = consumo de oxígeno debido a la DOS, M/TL^3 .
 k_s = tasa de consumo de oxígeno de los sedimentos, $\text{M}/\text{L}^2\text{T}$.
 H = profundidad del volumen de control.

Los factores que influyen, principalmente en el valor de k_s son el contenido orgánico de los sedimentos, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, el crecimiento de unidades biológicas y la velocidad de la corriente. La tasa de consumo de k_s puede estimarse a partir de las velocidades de deposición de sólidos, suponiendo que la velocidad de descomposición es igual a la velocidad de deposición.

$$k_s = r_o a R_d$$

donde: r_o = contenido orgánico oxidable.
0.5 – 0.6 para efluentes secundarios.
0.8 para efluentes primarios
 a = relación estequiométrica entre oxígeno y sedimentos = 1.07
 R_d = velocidad de deposición de los sólidos.

Deposición de sólidos. Los sólidos suspendidos vertidos con el agua residual tratada acaban por depositarse en el fondo del cuerpo de agua receptor. Este proceso se ve favorecido por la floculación e inhibido por la turbulencia del medio. La velocidad de reducción de la concentración de sólidos suspendidos debida a la sedimentación viene dada por la expresión:

$$r_D = \frac{w}{H} S$$

donde: r_D = velocidad de deposición, M/TL^3
 S = concentración de sólidos suspendidos, M/L^3 .
 w = velocidad de sedimentación de los sólidos, L/T .
 H = profundidad del agua, L .

La velocidad de sedimentación resulta difícil de medir debido a la baja concentración de sólidos suspendidos, por lo cual se toma una w media con un valor $1.1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$.

Mortalidad bacteriana. La velocidad de desaparición de bacterias y virus patógenos debido a la muerte de los organismos sigue, aproximadamente, un proceso de cinética de primer orden:

$$r_B = -K_B C_B$$

donde: r_B = velocidad de desaparición de las bacterias, $\text{colonias}/\text{L}^3\text{T}$.

C_B = concentración de bacterias, colonias/L³.
 K_B = constante del proceso, T⁻¹.

La constante que rige el proceso, depende del tipo de bacteria o virus y de la salinidad, temperatura y de la intensidad de la luz, se han observado valores entre 0.12 y 26 d⁻¹, con una mediana de 1.0 d⁻¹.

En ocasiones la tasa de mortalidad se expresa en función de T_{90} , que es el tiempo necesario para que se produzca la muerte del 90% de las bacterias inicialmente presentes. La relación entre T_{90} y K_B es la siguiente:

$$T_{90} = \frac{-\ln(0.1)}{K_B}$$

Adsorción. Los constituyentes químicos del agua residual tienden a adherirse o ser sorbidos por los sólidos. En el vertido de aguas residuales, este fenómeno es importante en tanto que gran parte de algunos de los compuestos químicos tóxicos presentes en el agua están asociados a los sólidos suspendidos del efluente.

$$F = K_d C$$

donde: F = masa del constituyente, M/M
 C = concentración del constituyente en el líquido, M/L³.
 K_d = coeficiente de distribución, L³/M

Volatilización. Los constituyentes como lo son los COVs (compuestos orgánicos volátiles), están sujetos a la volatilización. El proceso que rige este proceso es muy similar al que gobierna el fenómeno de reaeración superficial.

La ecuación que proporciona el descenso en la concentración de un constituyente provocado por la volatilización es la siguiente:

$$r_v = K_v C$$

donde: r_v = velocidad de volatilización, M/TL³.
 K_v = constante de volatilización, 1/T.
 C = concentración del constituyente en el líquido, M/L³.

Se han propuesto diferentes métodos para evaluar el valor de K_v , dicha constante se puede relacionar con la constante de reaeración proporcionada anteriormente.

$$K_v = K_2 \frac{d_o}{d_c} \approx K_2 \frac{D_o}{D_c}$$

donde: d_o = diámetro molecular del oxígeno, L
 d_c = diámetro molecular del compuesto, L
 D_o = coeficiente de difusión del oxígeno en el agua, L²/T
 D_c = coeficiente de difusión del compuesto en el agua, L²/T

2.4 VERTIDO A LAGOS Y EMBALSES.

En los lugares en los que no existen cursos de agua en las proximidades, puede ser necesario verter las aguas residuales tratadas en lagos o embalses. Otras aportaciones que suelen afectar a los lagos y embalses son los lixiviados de sistemas de tanques sépticos y el escurrimiento superficial, los cuales pueden contener DBO, nutrientes y otros contaminantes.

2.4.1 Análisis de mezcla completa.

El agua de los lagos y embalses pequeños tiende a estar bien mezclada como consecuencia de la turbulencia inducida por el viento; los lagos de mayor profundidad tienden a estratificarse; sin embargo en muchos de ellos se producen dos inversiones anuales de la estratificación, lo cual permite su mezclado. Como consecuencia de ello, en un análisis a largo plazo es razonable seguir aplicando la hipótesis de mezcla completa. En este análisis se supone que las concentraciones del constituyente son aproximadamente homogéneas en todo el lago o el embalse. En tal caso la totalidad del volumen del lago permite obtener la siguiente expresión, aplicable a todos los constituyentes sujetos a procesos de primer orden:

$$\frac{dC}{dt} = -KC + \sum I_j + \frac{1}{V} \frac{dV}{dt} C \quad \text{----- (2.3)}$$

El último término tiene en cuenta las variaciones del volumen del embalse producidas por la irregularidad de las aportaciones, los caudales aliviados, las aportaciones pluviométricas y la evaporación (Fig. 3a); así como también tiene en cuenta las concentraciones de cada aportación. Por lo tanto, el término correspondiente a la aportación neta es:

$$\sum I_j = \frac{Q_{es} C_{es} + Q_p C_p + Q_{as} C_{as} + Q_{res} C_{res} - Q_o C}{V} = \frac{M^1 - Q_o C}{V}$$

donde : V = volumen del lago, L^3
 M^1 = carga del constituyente al lago, M/T

$$= Q_{es} C_{es} + Q_p C_p + Q_{as} C_{as} + Q_{res} C_{res}$$

sustituyendo en la ecuación (2.3) e integrando, se obtiene:

$$C = \frac{M^1}{V\beta} \left[1 - \exp\left(-\int_0^t \beta d\tau\right) \right] + C_o \exp\left(-\int_0^t \beta d\tau\right)$$

donde: $\beta = K + (Q_o + \frac{dV}{dt})/V, T^{-1}$
 C_o = concentración inicial en el instante $t = 0$, M/L^3 .

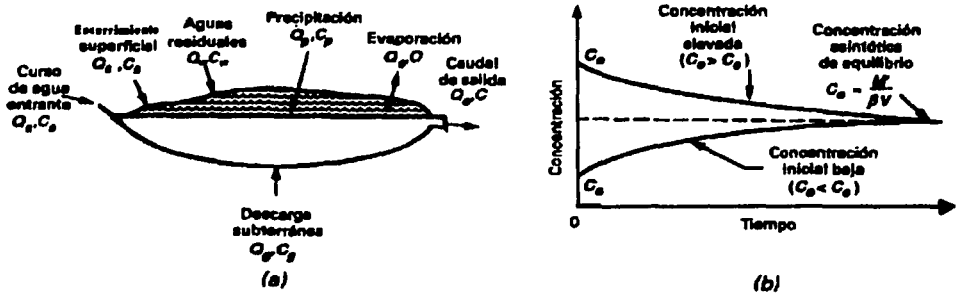


Fig. 3 Análisis de aportaciones a un embalse y gráfica de concentración

En los casos en los que el volumen del lago permanece constante, $dV/dt = 0$, de forma que β es constante y las integrales de los exponentes pasan a ser:

$$\int_0^t \beta d\tau = \beta t$$

En la Fig. 3b se representan dos valores diferentes de concentración inicial, la concentración converge asintóticamente al valor de la concentración de equilibrio $C_e = M/\beta V$.

2.5 VERTIDO A RÍOS Y ESTUARIOS.

Los ríos y estuarios suelen tener una dimensión preponderante, constituyendo cuerpos de agua mucho más largos que anchos. Como consecuencia de ello, las aportaciones de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales u otras fuentes se mezclan rápidamente en la sección transversal, lo cual justifica la adopción de modelos adimensionales; en los cuales se pretenden calcular las variaciones longitudinales de las concentraciones de los constituyentes, tomando como punto de partida los valores medios en cada sección.

La ecuación general de la conservación de la masa se aplica a cada sección para obtener un valor medio representativo, lo cual conduce para constituyentes con cinética de primer orden a la siguiente expresión:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left[(E_x + E_L) \frac{\partial C}{\partial x} \right] - KC + \sum I \quad \text{-----(2.4)}$$

donde: x = distancia longitudinal, L
 E_L = coeficiente de dispersión longitudinal, L^2/T .

En los cursos de aguas naturales, la dispersión suele estar provocada por las variaciones laterales de la velocidad. Para estimar el valor del coeficiente de dispersión se puede emplear la siguiente expresión:

$$E_L = 0.011 \frac{U^2 B^2}{Hu_*}$$

donde: E_L = coeficiente de dispersión longitudinal, L^2/T .
 U = velocidad media transversal, L/T .
 B = anchura del curso del agua, L.
 H = profundidad del curso del agua, L.
 u_* = velocidad tangencial, $L/T = \sqrt{gHs}$.
 g = aceleración de la gravedad, L/T^2 .
 s = pendiente del curso de agua, L/L .

La ecuación anterior es solo una aproximación, ya que no incorpora la influencia de posibles zonas en la que pueda quedar atrapada materia, incrementando, por lo tanto, el coeficiente de dispersión efectivo.

Normalmente, la dispersión es mucho mayor que la difusión turbulenta, de modo que se puede despreciar el valor de E_x frente al de E_L .

2.5.1 Vertido instantáneo.

Cuando ocurre el vertido instantáneo (por ejemplo: un accidente), de un constituyente en un determinado punto del curso del agua; puede ser simulado con la descarga de un trazador (como el color), lo cual permite determinar los valores de los coeficientes de dispersión. Para una descarga instantánea en el punto $x = 0$, la solución de la ecuación (2.4) es:

$$C = \frac{M \exp^{-kt}}{A \sqrt{4\pi E_L t}} \exp \left[\frac{(x-Ut)^2}{4E_L t} \right]$$

donde: M = masa descargada, M
 A = área transversal del curso del agua, L^2 .
 $C = C_m \exp^{-x^2/2\sigma^2}$
 C_m = máxima concentración, $x = 0$

$\sigma =$ desviación típica $= 0.16 C_n$

$$\sigma = \sqrt{2E_L t}$$

$$C_m = \frac{M \exp^{-Kt}}{A \sqrt{4\pi E_L t}}$$

$$t = x/U.$$

2.5.2 Vertido continuo.

La solución de la ecuación (2.4) para un vertido continuo en el punto $x = 0$ es:

$$C = \frac{M^1}{A \sqrt{U^2 + 4KE_L}} \exp^{(xU/2E_L) \left(1 \pm \sqrt{1 + 4KE_L/U^2}\right)}$$

donde $M^1 =$ velocidad de vertido, $Q_D C_D$, M/T
 $Q_D =$ caudal del vertido, L^3/T
 $C_D =$ concentración del vertido, M/L³
 $\pm = +$ para $x < 0$, y $-$ para $x > 0$.

En muchos casos, el valor del termino $4KE_L/U^2$ es pequeño comparado con la unidad. En este caso, las concentraciones aguas abajo del punto de descarga se aproxima con mucha precisión con la siguiente expresión:

$$C = \frac{M^1}{AU} \exp^{-Kx/U}, (x > 0) \text{-----(2.5)}$$

Análisis del agotamiento de oxígeno.

En el análisis del vertido continuo de agua residual a un río, se puede emplear la ecuación (2.5), aplicable a la DBO, que esta sujeta a un proceso de decaimiento de primer orden:

$$L = L_0 \exp^{-Kx/U}$$

donde: $L_0 = M^1/AU$.
 $t = x/U$

Esta aproximación es valida, tanto para la DBO carbonosa como para la DBO nitrogenada, siempre y cuando el valor x se adopte con referencia al punto en el que inicie la reducción de la DBO nitrogenada.

En el caso del oxígeno disuelto, la ecuación de la conservación de la masa se puede deducir a partir de la ecuación (2.4), lo cual conduce a:

$$0 = -U \frac{dC}{dx} - KL + K_2(C_s - C) + \left(r_p - r_{Rp} - \frac{k_s}{H} + \sum I \right)$$

Para un vertido continuo en el punto $x = 0$, la solución de esta ecuación es:

$$D = \frac{KL_0}{K_2 - K} \left(\exp^{-Kt} - \exp^{-K_2 t} \right) + D_0 \exp^{-K_2 t} - \frac{r_p - r_{Rp} - k_s/H}{K_2} \left(1 - \exp^{-K_2 t} \right)$$

Eliminación de la DBO Déficit inicial Fotosíntesis, respiración y demanda de oxígeno de los sedimentos.

donde: $D =$ déficit de oxígeno disuelto $= C_s - C$.

D_0 = déficit de oxígeno disuelto en el punto $x = 0$.
 t = tiempo de recorrido.

La Fig. 4 muestra la curva característica del agotamiento del oxígeno. Aguas abajo del punto de vertido, la reducción de la DBO provoca un descenso del oxígeno disuelto. Al mismo tiempo el oxígeno disuelto se recupera debido a la reaireación superficial a una velocidad proporcional al déficit de OD. A determinada distancia del punto de vertido, las aportaciones debidas a la reaireación igualan el consumo de DBO, y se alcanza el máximo valor de déficit de OD. Aguas debajo de este punto, las aportaciones son superiores al consumo, lo cual hace que se reduzca el déficit de OD.

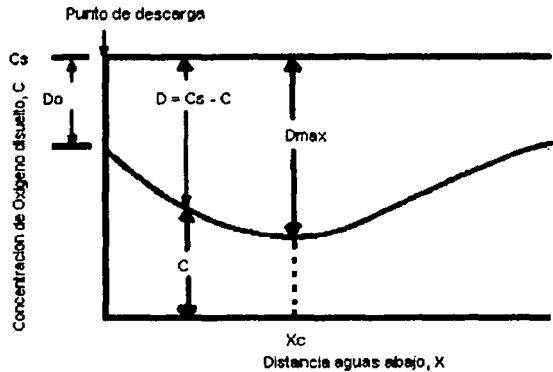


Fig. 4 curva característica del agotamiento de oxígeno

$$t_{max} = \frac{1}{K_2 - K} \ln \left[\frac{K_2}{K} \left(1 - \frac{D_0 K_2 - K}{K L_0} \right) \right]$$

y

$$D_{max} = \frac{K}{K_2} L_0 \exp^{-K t_{max}}$$

2.5.3 Estuarios.

El término estuario se aplica a los tramos de los ríos cercanos a su desembocadura al mar, en los que los efectos de las mareas o salinidad se hacen patentes, estos se pueden clasificar desde el punto de vista de su geomorfología, en estuarios llanos costeros, en fiordos o en grandes bahías. Desde el punto de vista hidrodinámico, los estuarios pueden ser del tipo cuña salina, de mezcla parcial, o de mezcla completa. En los estuarios de cuña salina, el agua salina penetra aguas arriba en el estuario formando una cuña bien definida que se extiende por debajo del agua dulce. En estuarios parcialmente mezclados, se observa una diferencia progresiva en la salinidad desde las aguas superficiales, de baja salinidad, y las aguas profundas más saladas. En los estuarios de mezcla completa, la salinidad es prácticamente uniforme en toda la profundidad del agua. La amplitud de las mareas, el flujo de agua dulce y la geometría del estuario, son los factores responsables de que un estuario presente un tipo de estructura salina u otra.

2.5.4 Zona de mezcla.

En el análisis se supone que el agua residual esta completamente mezclada con el agua fluyente. Esta hipótesis puede no ser valida en las proximidades del punto de descarga, donde se puede desarrollar una zona de mezclado en la que las concentraciones de los diferentes constituyentes se sitúen entre los valores correspondientes al efluente y al régimen de mezcla completa. La presencia de esta zona de mezclado no es importante en los análisis de las concentraciones de oxígeno disuelto debido a que la reducción de la DBO se produce de forma lenta en comparación con el tiempo de recorrido dentro de la zona de mezcla.

En ríos de menor profundidad, las condiciones de mezcla completa se desarrollan a escasa distancia del punto de descarga. El análisis de la zona de mezcla se puede llevar a cabo identificando el punto de descarga como una descarga uniforme en un plano vertical a lo largo de toda la profundidad. En el caso de tuberías de descarga, se puede suponer que la anchura de la fuente equivale a la profundidad del río, mientras que en el caso de difusores múltiples resulta mas adecuado suponer que la anchura corresponde a la longitud de los difusores. La concentración de un componente que se presenta a una distancia x viene dada por:

$$C = \frac{C_1}{2} \exp^{-Kx/U} \left[\operatorname{erf} \left(\frac{y+b/2}{2} \sqrt{\frac{U}{E_y x}} \right) - \operatorname{erf} \left(\frac{y-b/2}{2} \sqrt{\frac{U}{E_y x}} \right) \right]$$

donde: C_1 = concentración de la fuente = $Q_D C_D / UbH$

H = profundidad del río, L

y = distancia lateral al centro de la fuente, L

b = anchura de la fuente, L

E_y = coeficiente de difusión lateral, $L^2/T \approx 0.6 Hu^*$

erf = función error.

x = distancia, L

U = Velocidad del flujo, L/T

u^* = Velocidad tangencial, L/T

K = constante de reacción, T^{-1}

La función error se halla en tablas matemáticas. Una aproximación resulta:

$$\operatorname{erf}(X) = 1 - \frac{1}{(1 + a_1 X + a_2 X^2 + a_3 X^3 + a_4 X^4)^4}$$

donde: $a_1 = 0.278393$

$a_2 = 0.230389$

$a_3 = 0.000972$

$a_4 = 0.078108$

En el caso de descargas a ríos de mayor profundidad, el efluente puede no mezclarse en toda la profundidad hasta después de una larga distancia de recorrido. En tal caso, se pueden emplear aproximaciones aplicables a vertidos al mar que se exponen mas adelante.

En el caso de vertidos reales, la dilución del efluente, se puede determinar a partir de estudios de campo con trazadores colorantes en los que se añade al efluente una cantidad conocida de colorante estable. La medición de la concentración de colorante en diferentes puntos del cuerpo de agua receptor permite calcular la dilución.

Las dimensiones de la zona de mezcla dependen de las características del efluente y del régimen de flujo del río. Normalmente, en ríos de caudales bajos, la dilución del efluente suele ser menor y, por lo tanto, se desarrolla una zona de mezcla de mayor longitud. Este hecho hace necesario el análisis de los registros de caudales para determinar la magnitud, duración, y frecuencia de los periodos de caudales bajos.

2.5.5 Descargas en ríos.

Muchas de las descargas en ríos y estuarios se realizan mediante tuberías abiertas en su extremo final que consiguen un mezclado inicial mínimo. En cursos de agua de poca profundidad, el vertido libre en las orillas puede realizarse directamente sobre las aguas superficiales.

La mezcla rápida del efluente de agua residual en un río se puede llevar a cabo empleando un sistema difusor. El difusor es una estructura que se emplea para verter el efluente a través de una serie de orificios practicados a lo largo de una tubería que penetra en el río, Fig. 5, dispuesta preferentemente en dirección perpendicular al mismo.

La dilución inicial aproximada, por longitud de difusor viene dada por la ecuación:

$$S = \frac{UHL}{2Q_D} \left(1 + \sqrt{1 + \frac{2Q_D U_D \cos \alpha}{U^2 LH}} \right) \text{----- (2.6)}$$

- donde:
- U = velocidad del río, L/T
 - H = profundidad del río, L
 - L = longitud del difusor, L
 - U_D = velocidad de descarga en cada orificio, L/T
 - α = orientación de los difusores respecto a la horizontal.
 - Q_D = caudal de descarga del difusor, L³/T

En la practica apenas y se utilizan velocidades de descarga superiores a 3 m/s. El diámetro de la conducción se va reduciendo a lo largo del difusor para conseguir que la velocidad de descarga sea la misma en todos los puntos. La reducción de la sección de la tubería se debe determinar mediante los procesos de calculo de redes hidráulicas. En el extremo del difusor se suele disponer un orificio de mayores dimensiones para permitir la limpieza de la conducción.

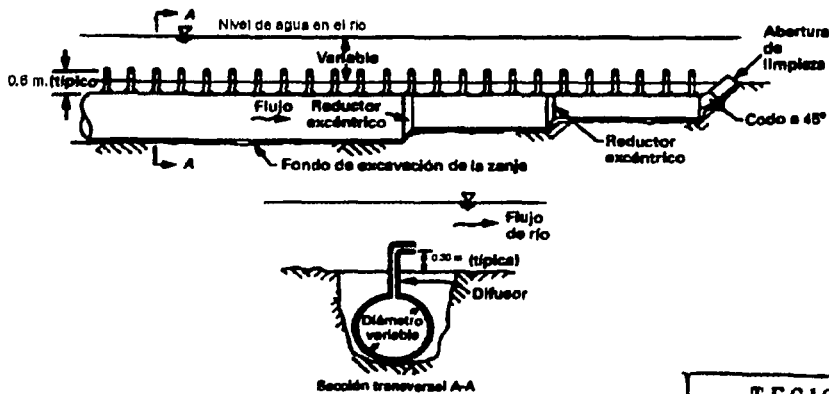


Fig. 5 Difusor típico de un emisor fluvial.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

2.6 VERTIDO AL MAR.

El mar y los lagos de grandes dimensiones tienen una gran capacidad de asimilación. Normalmente, el agua residual se conduce hasta un punto de vertido, situado mar adentro, mediante un túnel o una tubería enterrada o que descansa sobre el fondo marino. El vertido se puede llevar a cabo a través de una única estructura o mediante una estructura de múltiples salidas.

En la Fig. 6 se ilustra una estructura de penacho de aguas residuales en el caso de la descarga al mar. En una primera zona, llamada "zona de mezcla inicial" o "campo próximo a la descarga", el agua residual forma un penacho que asciende como una columna de agua, atrapando gran cantidad de agua del medio.

En algún punto de este ascenso, la densidad del penacho puede coincidir con la del agua medio de modo que se alcance una altura de equilibrio. En los casos en los que la estratificación del agua es escasa o nula, el penacho asciende hasta alcanzar la superficie del agua. Más allá de la zona de mezclado inicial, en la zona llamada "el campo lejano" el campo de contaminación es arrastrado por las corrientes naturales y se produce una segunda dilución por difusión. Los mecanismos de dilución que actúan en cada zona son muy diferentes, razón por la cual se deben analizar por separado.

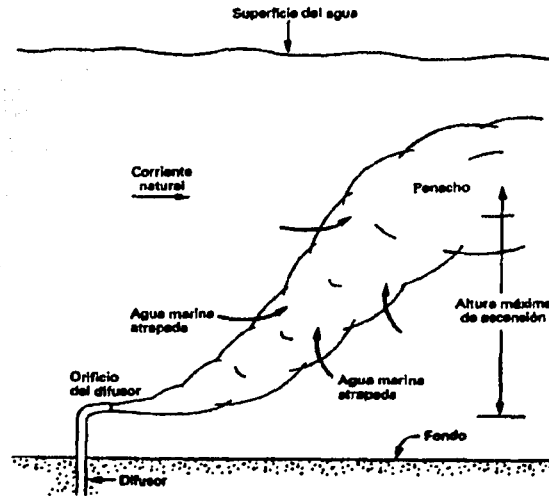


Fig. 6 Penacho del vertido de agua residual al mar.

2.6.1 Mezclado inicial.

La predicción de la dilución se realiza teniendo en cuenta los efectos combinados de la flotación del efluente, la estratificación del medio y de la presencia de corrientes.

En el caso de descargas verticales por un único difusor, las diluciones en el extremo de la zona de mezclado inicial se puede determinar empleando la siguiente ecuación, deducida a partir de ensayos de laboratorio y análisis dimensionales.

1. Medio estacionario.

$$S_a = 0.13 g'_D \frac{1}{D} Q_D^{-2/3} H^{5/3}$$

2. Medio en movimiento.

$$S_a = 0.29 (U/Q_D) H^2$$

donde: S_a = dilución media del penacho.
 g'_D = flotación del vertido, = $g(\Delta\rho_D/\rho)$, L/T^2 .
 $\Delta\rho_D$ = variación de la densidad de la descarga, M/L^3 .
 ρ = densidad de las aguas naturales, M/L^3 .
 Q_D = caudal de descarga, L^3/T .
 U = velocidad de las corrientes naturales, L/T .
 H = profundidad del agua, L .

Estos resultados son aplicables para la obtención de la dilución media del penacho, que corresponde a aproximadamente 1.8 veces la dilución mínima en su línea central, S_m . En el caso de que las descargas se realicen en dirección horizontal, las diluciones que se consiguen son entre el 20 y 30% superiores a las conseguidas con la descarga vertical.

En los casos en los que las aguas naturales se encuentran estratificadas linealmente (gradiente vertical de densidad uniforme, $d\rho/dz$), la ecuación anterior sigue siendo aplicable reemplazando la profundidad del agua por el valor de la altura de equilibrio del penacho, z_e , que se obtiene de las siguientes expresiones:

1. Medio estacionario.

$$z_e = 2.91 g'_D \frac{1}{D} Q_D^{1/4} N^{-3/4}$$

2. Medio en movimiento.

$$z_e = 1.85 \left[\frac{Q_D g'_D}{N^2 U} \right]^{1/3}$$

donde: $N = \left(-\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz} \right)^{1/2}$ = frecuencia de flotación, T^{-1} .

2.6.2 Descargas múltiples.

Para este tipo de penachos, la dilución media S_a es aproximadamente igual al doble de la dilución mínima S_m , para corrientes de baja velocidad ($Fr < 0.1$). La dilución es mayor a mayores velocidades de las corrientes y es máxima cuando los difusores están orientados perpendicularmente a la dirección de la misma.

Modelado del campo lejano.

Mas allá de la zona de mezcla inicial, el penacho arrastrado por las corrientes naturales, sufre un proceso de mezcla adicional por difusión turbulenta en las zonas de transición y del campo lejano.

Zona de transición.

En la zona de transición entre el campo próximo y el campo lejano, el caudal del penacho viene dado por:

$$Q_1 = S_a Q_D$$

y la concentración máxima (línea central) de un componente viene dada por:

$$C_1 = \frac{C_D}{S_m}$$

donde: C_D = concentración de la descarga.

La anchura y el grosor del penacho, b_1 y h_1 respectivamente, están ligados por la siguiente relación, que establece que el penacho se desplaza a la misma velocidad que la corriente natural.

$$Q_1 = Ub_1 h_1$$

En el caso de una descarga por medio de difusores, la anchura del penacho es muy similar a la longitud del difusor ($b_1 = L$).

Campo lejano con corriente uniforme.

Una estimación de la reducción adicional de las concentraciones debida a la difusión y desaparición, se puede obtener suponiendo que la descarga actúa como una fuente vertical uniforme de anchura b_1 y altura h_1 . Si se despreja la difusión vertical se puede obtener una solución exacta de la ecuación de la conservación de la masa. La hipótesis de desprejar la difusión vertical se puede justificar en el caso que las aguas naturales se encuentren estratificadas o en el caso en que el penacho se extienda a toda la profundidad.

En este caso, la concentración en la línea central y la anchura del penacho vienen dados por:

$$C_m = C_1 \exp^{-kx/U} \operatorname{erf} \sqrt{\frac{3/2}{1 + (8E_{y1}x/Ub_1^2)}} - 1$$

$$b_x = b_1 \left(1 + \frac{8E_{y1}x}{Ub_1^2} \right)^{3/2}$$

donde: C_m = concentración en la línea central del penacho.
 E_{y1} = coeficiente de difusión transversal inicial, m^2/s , = $0.00487 \cdot b_1^{4/3}$ (cuando b en m)
 erf = función error.
 b_x = anchura del penacho a "x" distancia.

2. 7 EJEMPLOS.

Ejercicio 1. Se desea realizar un análisis de balance de fósforo en un lago que presenta signos de eutroficación. El caudal que sale del lago se controla de modo que el nivel del agua es casi constante. La precipitación media anual es de 50 cm. y la evaporación de 70 cm. La cuenca tributaria es de 2300 Km². y contribuye con una lamina de agua de 12.5 cm. al lago por año. El contenido de fósforo del agua de lluvia es de 0,01 mg/lit. Del lago se extrae un caudal de 3.8 m³/s para abastecimiento, y el 70% del mismo se devuelve al lago con 2.2 mg/lit. adicionales de fósforo. El valor de la constante K = 0.003d⁻¹. La concentración de fósforo en el lago es de 0.09 mg/lit. la superficie y profundidad media del lago es de 130 km². y 15 m respectivamente, estimar la carga de fósforo debida al escurrimiento.

¿Cuál debe ser la reducción de la carga del agua residual para que la concentración de fósforo en el lago sea de 0.03 mg/lit.?

Solución:

Determinar la concentración media de fósforo en el escurrimiento superficial.

Escurrimiento medio al lago:

$$Q_{ES} = 2300 \text{Km}^2 \times 0.125 \frac{\text{m}}{\text{año}} \times \left(\frac{1000\text{m}}{1\text{Km}}\right)^2 \times \left(\frac{1\text{año}}{365\text{días}}\right) \times \left(\frac{1\text{día}}{24\text{hrs}}\right) \times \left(\frac{1\text{hr}}{3600\text{s}}\right) = 9.11 \text{m}^3/\text{s}$$

Aportación debida a precipitación:

$$Q_P = 130 \text{Km}^2 \times 0.50 \frac{\text{m}}{\text{año}} \times \left(\frac{1000}{1\text{Km}}\right)^2 \times \left(\frac{1\text{año}}{365\text{días}}\right) \times \left(\frac{1\text{día}}{24\text{hrs}}\right) \times \left(\frac{1\text{hr}}{3600\text{s}}\right) = 2.06 \text{m}^3/\text{s}$$

Evaporación del lago:

$$Q_{EV} = 130 \text{Km}^2 \times 0.7 \frac{\text{m}}{\text{año}} \times \left(\frac{1000}{1\text{Km}}\right)^2 \times \left(\frac{1\text{año}}{365\text{días}}\right) \times \left(\frac{1\text{día}}{24\text{hrs}}\right) \times \left(\frac{1\text{hr}}{3600\text{s}}\right) = 2.88 \text{m}^3/\text{s}$$

Caudal extraído:

$$Q_{AR} = 3.8 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 0.3 = 1.14 \text{m}^3/\text{s}$$

Balance:

$$Q = Q_{ES} + Q_P - Q_{EV} - Q_{AR}$$

$$Q = 9.11 + 2.06 - 2.88 - 1.14 = 7.15 \text{m}^3/\text{s}$$

$$Q_o = 7.15 \text{m}^3/\text{s}$$

Constante de tiempo del lago para el fósforo:

$$\beta = K + \frac{(Q_o + dV/dt)}{V}, C_o = \text{concentracion inicial } (t = 0)$$

$$\beta = 0.003 \text{d}^{-1} + \frac{7.15 \text{m}^3/\text{s}}{130 \text{Km}^2 \times 15 \text{m}} = \frac{0.003}{86400\text{s}} + \frac{7.15 \text{m}^3/\text{s}}{130 \text{Km}^2 \times 15 \text{m} \times (1000 \text{m}/1 \text{km})^2} = \beta = 3.83 \times 10^{-8} \text{s}^{-1}$$

Carga de fósforo:

$$M^I = C_L V \beta = M^I = 0.09 \frac{mg}{l} \times \frac{1000l}{1m^3} \times 130 Km^2 \times \left(\frac{1000m}{1Km} \right)^2 \times 15m \times 3.83 \times 10^{-8} s^{-1}$$

$$M^I = 6721.65 \frac{mg}{s}$$

Carga de fósforo debida al escurrimiento:

$$M^I = Q_{ES} C_{ES} + Q_P C_P + Q_{AR} C_{AR}$$

$$Q_{ES} C_{ES} = M^I - Q_P C_P - Q_{AR} C_{AR}$$

$$Q_{ES} C_{ES} = 6721 - \left(2.06 \frac{m^3}{s} \times 0.01 \frac{mg}{l} \right) \times \left(\frac{1000l}{1m^3} \right) - 0.7 \times \left(3.8 \frac{m^3}{s} \times 2.2 \frac{mg}{l} \right) \times \left(\frac{1000l}{1m^3} \right)$$

$$Q_{ES} C_{ES} = 849.05 \frac{mg}{s}$$

$$C_{ES} = \frac{849.05 \frac{mg}{s}}{9.11 \frac{m^3}{s}} = C_{ES} = 93.20 \frac{mg}{m^3} \left(\frac{1m^3}{1000l} \right) = C_{ES} = 0.0932 \frac{mg}{l}$$

Reducción de la carga de fósforo:

Para reducir la concentración en el lago a 0.03mg/lit, la carga de fósforo se debe reducir a:

$$M^I = CV\beta \Rightarrow M^I = 0.03 \frac{mg}{l} \times \frac{1000l}{1m^3} \times 130 Km^2 \times \left(\frac{1000m}{1Km} \right)^2 \times 15m \times 3.83 \times 10^{-8} s^{-1}$$

$$M^I = 2240.55 \frac{mg}{s}$$

$$C_{AR} = 2.2 \frac{mg}{l} \text{ se debe reducir la concentración en el agua residual}$$

$$C = 2.2 \frac{mg}{l} - \frac{6721.65 \frac{mg}{s} - 2240.55 \frac{mg}{s}}{(0.7) \times 3.8 \frac{m^3}{s} \times 1000l / 1m^3} \rightarrow C = 2.2 \frac{mg}{l} - \frac{4481.1 \frac{mg}{s}}{2260l/s}$$

$$C = 2.2 \frac{mg}{l} - 1.68 \frac{mg}{l} \Rightarrow C = 0.515 \frac{mg}{l} \text{ concentración en el agua residual.}$$

Se debe reducir la carga de fósforo en un 76.6% la carga de fósforo.

Pasar de 2.2 mg/lit. a 0.515 mg/lit; indica que los lagos son muy sensibles a los vertidos de aguas residuales.

Ejercicio 2. Una ciudad evacua $115,000 \text{ m}^3/\text{día}$ de agua residual en un río cuyo caudal mínimo es de $8.5 \text{ m}^3/\text{s}$. La velocidad de la corriente es de 3.2 km/hr y la temperatura del agua residual es de 20°C , mientras que la temperatura del agua del río es de 15°C . La DBO del agua residual a 20°C , es de 200 mg/l , mientras la del río es de 1 mg/l . El agua residual no contiene oxígeno disuelto, pero la corriente se encuentra al 90% de saturación aguas arriba del lugar de vertido. A 20°C , se calcula que K vale 0.30 d^{-1} y que K_2 vale 0.70 d^{-1} . Determinar el déficit crítico y la DBO_5 a 20°C de una muestra tomada en el punto crítico. Utilizar los coeficientes de temperatura de 1.135 para K y de 1.024 para K_2 .

Solución:

Determinación del oxígeno disuelto en la corriente.

- a. Concentración de saturación a $15^\circ\text{C} = 10.07$ (apéndice E)⁶
- b. Oxígeno disuelto en el río = $(0.9) \times (10.07) = 9.06 \text{ mg/l}$

Determinar la temperatura, oxígeno disuelto y DBO, de la mezcla

$$\text{Temperatura de la mezcla} = \frac{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}} \times 20^\circ\text{C}\right) + \left(8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 15^\circ\text{C}\right)}{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}}\right) + 8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 15.7^\circ\text{C}$$

$$\text{Oxígeno disuelto de la mezcla} = \frac{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}} \times 0 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}\right) + \left(8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 9.06 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}\right)}{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}}\right) + 8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 7.8 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}$$

$$\text{DBO}_5 \text{ de la mezcla} = \frac{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}} \times 200 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}\right) + \left(8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 1 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}\right)}{\left(115,000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times \frac{1\text{d}}{86400\text{s}}\right) + 8.5 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}} = 27.9 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}$$

$$\text{DBO}_L \text{ de la mezcla} = \frac{27.9 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}}{1 - e^{-0.3(5)}} = 35.9 \frac{\text{mg}}{\text{lt}}$$

Corrección de constantes para la temperatura de 15.7°C

$$K = 0.3 \times (1.135)^{15.7 - 20} = 0.174 \text{d}^{-1}$$

$$K_2 = 0.7 \times (1.024)^{15.7 - 20} = 0.63 \text{d}^{-1}$$

Determinar t_c y x_c :

Concentración de saturación a 15.7°C ; = 9.9 mg/l

$$D_o = O_{\text{sat}} - O_{\text{DM}}$$

$$D_o = 9.9 - 7.8 = 2.1 \text{ mg/l}$$

$$t_c = \frac{l}{K_2 - K} \ln \frac{K_2}{K} \left[1 - \frac{D_o(K_2 - K)}{K \times DBO_L} \right]$$

$$t_c = \frac{l}{0.63 - 0.174} \ln \frac{0.63}{0.174} \left[1 - \frac{2.1(0.63 - 0.174)}{0.174 \times 35.6} \right] = 2.46d$$

$$x_c = vt_c = \left(\frac{3km}{h} \right) \times \left(\frac{24h}{1d} \right) \times 2.46d = 177km$$

Determinar D_c

$$D_c = \frac{0.174d}{0.63d} \times \left(53.9 \frac{mg}{l} \right) \left[e^{-0.174 \times 2.46} \right] = 6.4 \frac{mg}{l}$$

$$OD_c = C_{15.67^\circ C} - D_c$$

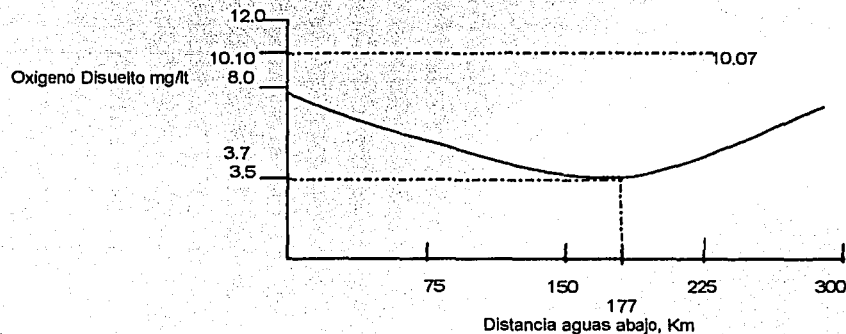
$$OD_c = 9.9 \frac{mg}{l} - 6.4 \frac{mg}{l} = 3.5 \frac{mg}{l}$$

Determinar la DBO_5 de una muestra tomada en x_c .

$$L_t = 35.9 e^{-0.174 \times 2.46} = 23.4 \frac{mg}{l}$$

$$20^\circ C \quad DBO_5 = 23.4 \frac{mg}{l} \left[1 - e^{-0.3 \times 5} \right] = 18.2 \frac{mg}{l}$$

La curva de disminución de la concentración de oxígeno disuelto se ilustra en la siguiente figura.



Ejercicio 3. Determinar la longitud y numero de orificios de descarga de un difusor de orificios múltiples que permita una dilución inicial aproximada a 10 en la descarga de un caudal máximo de $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ a un río. En condiciones de caudales bajos, la profundidad del río es de 1.2 m , y la velocidad de la corriente es de 0.6 m/s . Considerar que en condiciones de poca profundidad, la velocidad máxima de descarga, U_D , debe ser inferior a 3 m/s , para reducir el riesgo de erosión del fondo. Se supone además una velocidad de descarga de 2 m/s . Debido a la escasa profundidad, los orificios descargarán en dirección horizontal del flujo del río.

Solución:

La longitud del difusor se obtiene resolviendo la ecuación (2.6), por iteraciones o tanteos asignándoles valores a L y resolviendo hasta que $S \approx 10$. Sustituyendo los valores conocidos e iterando, se obtiene un valor de 18.18 m

$$S = \frac{0.6 \text{ m/s} \times 1.2 \text{ m} \times 18.2 \text{ m}}{2 \times 1.5 \text{ m}^3/\text{s}} \left[1 + \sqrt{1 + \frac{2(1.5 \text{ m}^3/\text{s} \times 2 \text{ m/s}) \cos 0}{(0.6 \text{ m/s})^2 \times 18.2 \text{ m} \times 1.2 \text{ m}}} \right] = 10.1$$

Determinar el numero de orificios necesarios:

- a) El espaciado entre orificios debe ser del mismo orden de magnitud que la profundidad del río. Por lo tanto, el numero de orificios debe ser aproximadamente, de:

$$N = \frac{L}{H} + 1; \Rightarrow N = \frac{18.2 \text{ m}}{1.2 \text{ m}} + 1 = 16.16$$

si se adopta una solución de 16 orificios, el diámetro resultante es:

$$D_o = \sqrt{\frac{4Q_D}{\pi N U_D}}; \Rightarrow D_o = \sqrt{\frac{4 \times 1.5 \text{ m}^3/\text{s}}{\pi \times 16 \times 2 \text{ m/s}}} = 0.24 \text{ m} = 24 \text{ cm}$$

- b) Ajustando el diámetro, a un diámetro comercial el diámetro será de 25 cm , por lo cual el numero de orificios tendrá que ser de:

$$N = \frac{4D_o}{\pi D_D^2 U_D} = \Rightarrow N = \frac{4 \times 1.5 \text{ m}^3/\text{s}}{\pi \times (0.25 \text{ m})^2 \times 2 \text{ m/s}} = 15.27$$

Por lo tanto, el numero de orificios se reduce a 15, valor inferior al calculado, lo cual conduce a que la velocidad de descarga sea ligeramente superior a 2 m/s , con una dilución ligeramente superior a 10.

CAPITULO 3

**"DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN
EL AIRE"**

3.1 METEOROLOGÍA

Todos los contaminantes del aire emitidos por fuentes puntuales y difusas son transportados, dispersos o concentrados por condiciones meteorológicas y topográficas. El ciclo de estancia aérea se inicia con la emisión de los contaminantes, seguido por su transporte y difusión en la atmósfera. El ciclo se completa cuando los contaminantes se depositan sobre la superficie del suelo, agua, vegetación o cuando escapan al espacio. En algunos casos, los contaminantes se pueden volver a introducir en la atmósfera por la acción del viento.

En las grandes áreas urbanas, los contaminantes emitidos, se dispersan sobre toda el área geográfica. Cualquier sitio dado dentro del área urbana recibe contaminantes en cantidades variables procedentes de las diversas fuentes, dependiendo de los vientos existentes, la presencia de edificios altos, etc. La dispersión de un contaminante en la atmósfera es el resultado de tres mecanismos dominantes.

- El movimiento medio general del aire que transporta al contaminante en dirección del viento.
- Las fluctuaciones turbulentas de la velocidad que dispersan el contaminante en todas direcciones.
- La difusión de masa debido a los gradientes de concentración.

Además las características aerodinámicas generales, como el tamaño, forma y peso, afectan la tasa a la que las partículas de contaminantes no gaseosos se asientan en el terreno o son mantenidas en el aire.

3.1.1 Condiciones de estabilidad.

Es necesario conocer el grado de estabilidad de la atmósfera si se desea estimar la capacidad de la atmósfera para dispersar los contaminantes que recibe de las fuentes producidas por el hombre. Se define como una atmósfera estable aquella que no muestra mucho mezclado o movimientos verticales. De aquí resulta que los contaminantes emitidos cerca de la superficie del suelo tienden a permanecer ahí. El hecho de que haya mucho mezclado a una escala significativa en la baja atmósfera, depende de: 1) el gradiente de temperatura y 2) la turbulencia mecánica debido a la acción cortante del viento. La posibilidad de que ocurra mezclado térmico se puede determinar por comparación del gradiente actual de temperatura (ambiental) o tasa de cambio con la tasa de cambio adiabática.

En la Fig. 3.1 se muestran varias posibles tasas de cambio ambientales junto con la tasa de cambio adiabática seca. Cuando la tasa de cambio ambiental es aproximadamente la misma que la tasa de cambio adiabática seca (Fig. 3.1b), se dice que la atmósfera tiene una estabilidad *neutra*; ya que cualquier porción de aire que es arrastrada rápidamente hacia arriba o hacia abajo tendrá la misma temperatura que el ambiente. Se tiene por un argumento similar para el caso *estable*. Esto es, cualquier porción de aire súbitamente desplazada verticalmente tendrá la tendencia a regresar a su posición original. Por ejemplo, un elemento de aire desplazado de la posición A a la C, (Fig. 3.1c), será más denso que el ambiente en B. Por tanto, tendrá la tendencia de caer nuevamente a su altura original. Una condición *inestable*, se presenta cuando cualquier perturbación en la dirección vertical tiende a ser aumentada, es decir, si una porción de aire es desplazada hacia arriba (Fig. 3.1a), esta porción de aire es menos densa que el aire que la rodea (la misma presión pero más alta temperatura), y tiende a continuarse el movimiento ascendente; si

la misma calidad de aire se dispersara hacia abajo, debido a su mayor densidad la porción de aire continuara su movimiento descendente.

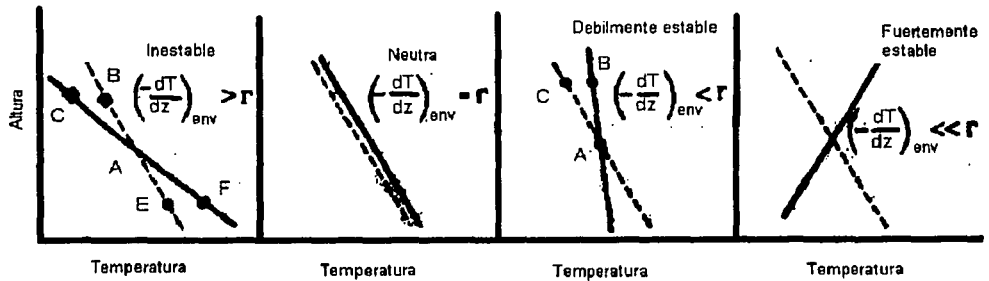


Fig. 3.1 Tasa de cambio relacionada con la estabilidad atmosférica (tasa de cambio ambiental —, tasa de cambio adiabática - - -)

3.1.2 Perfil de velocidad del viento.

El movimiento del aire cerca de la superficie esta retrasado por efectos de fricción proporcionales a la rugosidad de la superficie. Por tanto, la naturaleza del suelo, la localización y densidad de los árboles, la situación y tamaño de lagos, ríos, colinas y edificios produce diferentes gradientes de velocidad del viento en dirección vertical. La capa de aire (capa limite planetaria), que esta influida por la fricción se extiende desde algunos cientos de metros hasta varios kilómetros por encima de la superficie del suelo. La altura de esta capa limite es mayor en el caso de condiciones inestables que en el caso de condiciones estables. De este modo, los contaminantes se dispersaran sobre una mayor distancia vertical en condiciones atmosféricas inestables. Esto lleva a una reducción de la concentración de los contaminantes en una determinada región en la dirección del viento que viene de la fuente de contaminación.

En la Fig. 3.2 se muestran perfiles típicos de la velocidad del viento durante el día y la noche. Debido a la más estable condición atmosférica durante la noche, el perfil nocturno es usualmente mas pronunciado que el diurno, la variación de la velocidad del viento se estabiliza en este caso a una altura aproximada de 600 m. Por encima de esta altura el efecto de fricción es despreciable, y la velocidad del viento se convierte en la del viento gradiente. Debido al cambio de velocidad en la capa limite, cualquier valor de velocidad del viento se deberá citar haciendo referencia a la elevación en que fue medida. La altura internacional convenida para las mediciones del viento superficial es de 10 m.

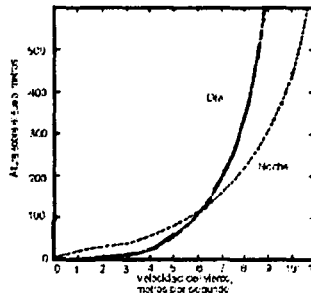


Fig. 3.2 Perfiles típicos de velocidad del viento con la estabilidad.

3.1.3 Altura máxima de mezclado.

El mezclado turbulento ayuda a la dispersión de contaminantes en la atmósfera baja. El alcance vertical a la que ocurre dicho mezclado varía diariamente, mientras más grande sea el alcance vertical, mayor será el volumen de la atmósfera disponible para diluir la concentración de los contaminantes. Los efectos de flotación térmica determinan la altura de la capa de mezclado, que se conoce como altura máxima de mezclado (AMM). Usualmente, se dispone de datos como el promedio de un periodo de un mes; por lo tanto se dispone de valores AMM, conocidos como altura máxima promedio de mezclado (AMPM).

Los valores de AMM son por lo general más bajos durante la noche y aumentan durante las horas del día. Durante una fuerte inversión por la noche, dicho valor puede ser cero, mientras que valores de 2000 y 3000 m son corrientes durante el día.

3.1.4 Rosa de los vientos.

Los estimados precisos de la dispersión de los contaminantes en la atmósfera, requieren conocer la frecuencia de distribución de la dirección del viento así como su velocidad. Este tipo de información varía significativamente espacial y temporalmente. Los patrones característicos del movimiento del aire local se pueden presentar en forma tabular o gráfica. Los datos usualmente se reportan para ocho direcciones primarias y ocho secundarias de la brújula; la velocidad usualmente se divide en rangos.

En la mayoría de las grandes áreas urbanas, este tipo de gráfica, conocida como rosa de los vientos, esta disponible para cada mes del año, siendo cada una de ellas el promedio de un cierto numero de años previos.

3.1.5 Turbulencia.

La turbulencia atmosférica es el resultado de 2 efectos específicos:

- El calentamiento atmosférico, que es a causa de las corrientes de convección naturales (dp/dz).
- La turbulencia "mecánica", que es el resultado de los esfuerzos cortantes del viento (du/dz).

A pesar de que ambos efectos están presentes por lo general en cualquier condición atmosférica dada, una de las dos turbulencias, pueden prevalecer sobre la otra.

Las turbulencias térmicas prevalecen en los días soleados cuando soplan vientos ligeros y el gradiente de temperatura es altamente negativo; las turbulencias mecánicas predominan junto con la estabilidad neutral en las noches con viento, y las fluctuaciones del viento tiene periodos del orden de segundos. La turbulencia mecánica es el resultado del movimiento del aire sobre la superficie terrestre y esta influida por la situación de los edificios y la relativa rugosidad del terreno.

3.2 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AIRE

La modelación de la calidad del aire se usa para predecir dicha calidad y colaborar en decisiones de política y planificación respecto a la gestión y desarrollo de infraestructuras e industria. La calidad del aire como análisis de sistemas se representa en la Fig. 3.3. La ciencia de la modelación de la calidad del aire y sus componentes específicos es extremadamente sofisticada, en especial cuando se disponen de datos de entrada adecuados sobre sus componentes químicos, topográficos y meteorológicos.

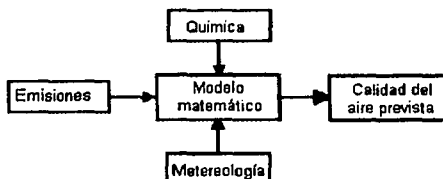


Fig. 3.3 Análisis del sistema de calidad del aire

La modelación del índice de contaminación del aire está típicamente basada en una función α , donde a α se le adscribe un número que indica una calidad buena, satisfactoria, insalubre o peligrosa. Este índice se usa a veces en los Estados Unidos como un nivel fácil de entender y que se llama el PSI (Índice Estándar de Contaminación). La función α se puede relacionar con un parámetro como el CO, el "smog", el SO₂ o cualquier parámetro incluido en la lista de Estándares de Calidad del Aire, o bien relacionarse con un grupo de parámetros.

Este método de modelación toma valores ponderados de los parámetros de contaminación individuales, medidos en puntos especiales y luego compara el número simple de los Estándares de Calidad del Aire.

El α adimensional se puede obtener a partir de:

$$\alpha = \alpha_i + \frac{\alpha_{i+1} + \alpha_i}{C_{i+1} + C_i} (C - C_i)$$

donde: α = Índice de Estándares de Contaminantes.
 C = concentración del contaminante correspondiente.
 α_i = punto de inflexión PSI de una calidad a otra.

3.2.1 Índice Metropolitano de la Calidad del Aire

El llamado Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (IMECA), es un mecanismo para informar a la población acerca de los niveles que alcanzan los principales contaminantes en la Ciudad de México. Los parámetros que se miden son:

- ✓ Plomo (Pb)
- ✓ Bióxido de azufre (SO₂)
- ✓ Monóxido de carbono (CO)
- ✓ Partículas suspendidas
- ✓ Hidrocarburos
- ✓ Óxidos de nitrógeno (NO_x)
- ✓ Ozono (O₃)

CAPITULO 3
"DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AIRE"

La escala del IMECA es completamente arbitraria, y da valores a la calidad del aire. Estos valores van de 0 a 500 puntos, dependiendo de su grado de contaminación. Dicho índice se estableció después de analizar las concentraciones mínimas y máximas en las que los contaminantes resultan nocivos para la salud.

Índice Metropolitano de la Calidad del Aire.

CALIDAD DEL AIRE	IMECA	CARACTERISTICAS
Buena	0 – 50	Situación muy favorable para la realización de todo tipo de actividades físicas
Satisfactoria	51 – 100	Situación favorable para la realización de toda actividad
No satisfactoria	101 – 200	Aumento de molestias en personas sensibles
Mala	201 – 300	Molestias e intolerancia relativa en personas con padecimiento respiratorios y cardiovasculares. Molestias ligeras en la población en general
Muy mala	301 – 400	Aparición de síntomas e intolerancia al ejercicio en la población en general.
Extremadamente mala	401 – 500	Síntomas e intolerancia en condiciones normales en la población en sana

3.2.2 Normas Oficiales Mexicanas (NOM).

Así como existe una normatividad para la Protección al Ambiente en Materia de Impacto Ambiental de la misma, Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente se desprende el Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente en Materia de Prevención y Control de la contaminación de la Atmósfera, la cual da origen de las siguientes normas:

Normas Oficiales Mexicanas para la Protección Ambiental Para control de la Contaminación Atmosférica (Para Vehículos)

CLAVE	REGULACIÓN
NOM-041- ECOL-1999	Vehículos automotores en circulación que usan gasolina como combustible (Gases)
NOM-042- ECOL-1999	Vehículos automotores nuevos en planta con peso bruto vehicular que no exceda los 3,856 kilogramos
NOM-047- ECOL-1993	Que establece las características del equipo y el procedimiento de medición para la verificación de los niveles de emisión de contaminantes, provenientes de los vehículos automotores en circulación que usan gasolina, gas licuado de petróleo, gas natural u otros combustibles alternos
NOM-044- ECOL-1993	Motores nuevos que usan diesel, con peso bruto vehicular mayor de 3,857 kilogramos
NOM-045- ECOL-1996	Vehículos automotores en circulación que usan diesel como combustible
NOM-048- ECOL-1993	Motocicletas en circulación que utilizan gasolina o mezcla de gasolina-aceite como combustible (niveles máximos permisibles de emisión de hidrocarburos, monóxido de carbono y humo).
NOM-049- ECOL-1993	Motocicletas en circulación que usan gasolina o mezcla de gasolina-aceite como combustible (características del equipo y procedimientos de medición).
NOM-050- ECOL-1993	Vehículos automotores en circulación que usan gas licuado de petróleo, gas natural u otros combustibles.
NOM-076-	Emisión de hidrocarburos no quemados, monóxido de carbono y óxidos de

CAPITULO 3
"DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AIRE"

ECOL-1995	nitrógeno provenientes del escape, así como de hidrocarburos evaporativos provenientes del sistema de combustible, que usan gasolina, gas licuado de petróleo, gas natural y otros combustibles alternos y que se utilizaran para la propulsión de vehículos automotores con peso bruto vehicular mayor de 3,857 kilogramos nuevos en planta.
NOM-077-ECOL-1995	Procedimiento de medición para la verificación de los niveles de emisión de la opacidad del humo proveniente del escape de los vehículos automotores en circulación que usan diesel como combustible.

Para Control de la Contaminación Atmosférica (Monitoreo Ambiental)

CLAVE	REGULACION
NOM-034-ECOL-1993	Concentración de monóxido de carbono en aire ambiente, calibración de equipos de medición
NOM-035-ECOL-1993	Concentración de partículas suspendidas totales en aire ambiente, calibración de equipos de medición
NOM-036-ECOL-1993	Concentración de ozono en aire ambiente, calibración de equipos de medición
NOM-037-ECOL-1993	Concentración de bióxido de nitrógeno en aire ambiente, calibración de equipos de medición
NOM-038-ECOL-1993	Concentración de bióxido de azufre en aire ambiente, calibración de equipos de medición

Para Control de la Contaminación Atmosférica (Industria)

CLAVE	REGULACION
NOM-039-ECOL-1993	Plantas productoras de ácido sulfúrico (Bióxido y Trióxido de azufre)
NOM-040-ECOL-1993	Fabricación de cemento (Emisiones Fugitivas)
NOM-043-ECOL-1993	Partículas sólidas provenientes de Fuentes Fijas
NOM-046-ECOL-1993	Procesos de producción de ácido dedocilbensulfónico en Fuentes Fijas
NOM-051-ECOL-1993	Gasóleo industrial que se consume por Fuentes Fijas en la ZMCM.
NOM-075-ECOL-1995	Compuestos orgánicos volátiles provenientes del proceso de separadores agua-aceite de las refinerías de petróleo
NOM-085-ECOL-1994	Combustibles para equipo de calentamiento indirecto y directo por combustión.
NOM-086-ECOL-1994	Contaminación atmosférica, especificaciones sobre protección ambiental que deben reunir los combustibles fósiles líquidos y gaseosos que se usan en Fuentes Fijas y móviles.
NOM-092-ECOL-1995	Instalación de sistemas de recuperación de vapores de gasolina en estaciones de servicio y de autoconsumo en el Valle de México
NOM-093-ECOL-1995	Sistemas de recuperación de vapores de gasolina en estaciones de servicio y autoconsumo. (Método de prueba)
NOM-097-ECOL-1995	Material particulado y óxidos de nitrógeno en los procesos de fabricación de vidrio en el país.
NOM-105-ECOL-1996	Que establece los niveles máximos permisibles de emisiones a la atmósfera de partículas sólidas totales y compuestos de azufre reducido total provenientes de los procesos de recuperación de químicos de las plantas de fabricación de celulosa.
NOM-121-ECOL-1997	Que establece los límites máximos permisibles de emisión a la atmósfera de compuestos orgánicos volátiles (COV's) provenientes de las operaciones de recubrimiento de carrocerías nuevas en plantas de automóviles, unidades de uso múltiple, de pasajeros y utilitarios; carga y camiones ligeros, así como el método para calcular sus emisiones.

CAPITULO 3
"DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AIRE"

NOM-123-ECOL-1998	Que establece en contenido máximo permisible de compuestos orgánicos volátiles (COV's), en la fabricación de pinturas de secado al aire a base disolvente para uso domestico y los procedimientos para la determinación del contenido de los mismos en pinturas y recubrimientos.
--------------------------	---

Para Control de la Contaminación Atmosférica (Calidad de Combustibles)

CLAVE	REGULACIÓN
NOM-086-ECOL-1994	Combustibles líquidos y fósiles para Fuentes Fijas y móviles

Emergentes

CLAVE	REGULACIÓN
NOM-EM-132-ECOL-1994	Establece las características del equipo y el procedimiento de medición para la verificación de los limites de emisión de contaminantes, provenientes de los vehiculos automotores en circulación que usan gasolina, gas licuado de petróleo, gas natural u otros combustibles alternos.

3.3 MODELO DE DIFUSIÓN TURBULENTO

La dispersión en la atmósfera de los efluentes que proceden de respiraderos y chimeneas depende de muchos factores correlacionados como: la naturaleza física y química de los efluentes, las características meteorológicas del ambiente, la ubicación de las chimeneas en relación con las obstrucciones al movimiento del aire y la naturaleza del terreno. Se han descubierto varios métodos analíticos para relacionar la dispersión de los efluentes, pero ninguno de estos considera todos los factores mencionados anteriormente.

Los efluentes de las chimeneas pueden consistir solo de gases, o gases y partículas. Si las partículas son de diámetro del orden de 20 μm o menores, tienen una velocidad de sedimentación tan baja que se mueven igual que el gas en el que están sumergidas.

Para alcanzar la máxima dispersión, los efluentes deben salir de la fuente con suficiente cantidad de movimiento y capacidad de flotación, a fin de que continúe su ascenso luego de la salida. Las partículas grandes y las plumas de gas densas caen al suelo cerca de la fuente; las altas velocidades del viento aumentan la acción diluyente de la atmósfera originando más bajas concentraciones a nivel del suelo, en la dirección del viento con respecto a la fuente.

El enfoque más completo de la teoría del transporte se basa en el *modelo de difusión turbulenta*, que implica a su vez el concepto de la "longitud de mezclado". Esto constituye el punto inicial más simple en el desarrollo de un modelo para la dispersión en la atmósfera. La ecuación básica de este modelo se puede reducir a la forma siguiente:

$$\frac{dC}{dt} = K_{xx} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) + K_{yy} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + K_{zz} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right)$$

donde: C = concentración, (M/L³).

t = tiempo (T).

K_{ii} = coeficientes de difusión turbulenta en dirección de los tres ejes.

Esta ecuación se conoce como la *ecuación de difusión de Fick*. El resultado de esta ecuación es de difícil aplicación, por tanto se hacen usualmente las siguientes suposiciones:

- La concentración del contaminante emana de una fuente puntual continua.
- El proceso es de estado estacionario, dC/dt = 0.
- La principal dirección de transporte debida al viento, es a lo largo del eje x.
- La velocidad del viento u, es constante en cualquier punto del sistema de coordenadas x, y, z.
- El transporte de contaminantes debido al viento en dirección x, predomina sobre la difusión

descendente, $u \left(\frac{dC}{dx} \right) \gg K_{xx} \left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right)$

Por lo que la ecuación de difusión de Fick se reduce a:

$$u \frac{\partial C}{\partial x} = K_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_{zz} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

donde $K_{yy} \neq K_{zz}$. La solución de esta ecuación también debe cumplir las siguientes condiciones de frontera:

- $C \rightarrow \infty$, cuando $x \rightarrow 0$ (una gran concentración en la fuente puntual)
- $C \rightarrow 0$, cuando $x, y, z, \rightarrow \infty$ (concentración nula a gran distancia de la fuente)
- $K_{zz} \left(\frac{\partial C}{\partial z} \right) \rightarrow 0$, cuando $z \rightarrow 0$ (no hay difusión en la superficie)
- $\int_0^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} uC(x, y, z) dy dz = Q, x > 0$ (la tasa de transporte del contaminante en la dirección del viento es constante e igual a la tasa de emisión Q del contaminante en la fuente).

Una solución aproximada para la siguiente ecuación anterior es la proporcionada por Lowry y Boubel

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{4\pi r (K_{yy} K_{zz})^{1/2}} \exp \left[\frac{-u}{4x} \left(\frac{y^2}{K_{yy}} + \frac{z^2}{K_{zz}} \right) \right]$$

donde: $r^2 = x^2 + y^2 + z^2$.

A nivel del suelo, a lo largo de la línea de centro, la ecuación se reduce a:

$$C(x, 0, 0) = \frac{Q}{4\pi r (K_{yy} K_{zz})^{1/2}}$$

Por tanto, la solución aproximada de la ecuación teórica simplificada indica que el valor de C a nivel del suelo y a lo largo de la línea de centro de la pluma es inversamente proporcional a x e independiente de la velocidad del viento u . Las observaciones experimentales indican que C es inversamente proporcional a $(xu)^{1.76}$. Esta ecuación indica que, lejos de la línea de centro, la concentración decae exponencialmente tanto en la dirección y como en la z . Matemáticamente esto significa que C en la dirección transversal al viento y en la vertical, puede estar distribuido "normalmente". Además, la disminución del valor C en la dirección x depende de los valores de K_{yy} y K_{zz} .

El modelo de mayor aceptación en la actualidad es el modelo Gaussiano de pluma. Dicho modelo muestra una distribución normal, para el cual se requiere de amplia información, de manera indirecta, sobre los coeficientes de difusión de masa en las direcciones y y z .

3.4 MODELO GAUSSIANO DE DISPERSIÓN.

Un modelo matemático de la dispersión trata de simular el comportamiento en conjunto de las plumas emitidas desde fuentes a nivel del terreno o a la altura de la chimenea. Para las fuentes localizadas en un punto, como el caso de una chimenea, el aspecto general de la pluma se podría representar por el esquema de la Fig. 3.5. A pesar de que la pluma tiene su origen a una altura h de la chimenea, se eleva una altura adicional Δh , debido a la capacidad de flotación de los gases calientes y a la cantidad de movimiento de los gases que salen verticalmente de la chimenea a una velocidad V_s . Por tanto con fines prácticos, la pluma aparece como si se originara en una fuente puntual a una altura equivalente de la chimenea, $H = h + \Delta h$. Dicho punto de origen queda también algo hacia atrás de la línea de centro de posición de la chimenea para $x = 0$.

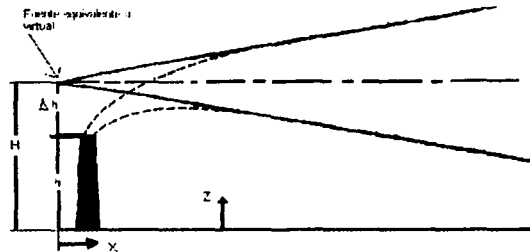


Fig. 3.5 Modelo de dispersión con la fuente virtual a una altura efectiva, H , de la chimenea

El siguiente método es uno de los que se utilizan para deducir la ecuación de dispersión de tipo gaussiano, para un gas liberado continuamente de una fuente puntual. Con base en la teoría de transferencia de masa, la tasa de difusión, N_x , en la dirección x en cualquier área de sección transversal A , esta dada por la expresión:

$$N_x = -A \frac{\partial(D_x C)}{\partial x} \quad \text{Ec. 3.5}$$

donde: N_x = es la transferencia de masa por unidad de tiempo, M/T
 D_x = difusividad, área / tiempo, en la dirección x , L^2/T
 C = concentración en masa por volumen unitario, M/L^3
 A = área de la sección transversal, L^2 .

Al aplicar esta relación general a la difusión de un gas que se origina en forma puntual, a través de un volumen diferencial en el espacio. Se considera la situación representada en la Fig. 3.5. Un contaminante gaseoso arrastrado por el viento en la dirección x , con una velocidad u , entra a un elemento fluido de tamaño dx, dy, dz . La tasa de difusión de masa dentro del elemento fluido en términos de la ecuación 3.5 será:

$$N_x = -dydz \frac{\partial(D_x C)}{\partial x} \quad \text{Ec. 3.6}$$

la tasa diferencial de salida de volumen, en la dirección x , es:

$$N_{x+dx} = -dydz \frac{\partial(D_x C)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left[\left(\frac{\partial D_x C}{\partial x} \right) dydz \right] dx \quad \text{Ec. 3.7}$$

expresiones similares son validas para las direcciones y y z .

Además, el movimiento del contaminante se ve auxiliado por el movimiento del volumen del fluido. Se observa que la tasa de flujo del contaminante en la posición x a través del área dy, dz es:

Tasa de entrada (movimiento del volumen) = $C(u)dydz$

Tasa de salida en la dirección $(x + dx)$, (movimiento del volumen) = $Cudydz + \frac{\partial}{\partial x}(Cudydz)dx$

La tasa neta que resulta del movimiento del volumen del fluido será entonces =

$$-\frac{\partial}{\partial x}(Cu)dx dy dz \quad \text{Ec. 3.8}$$

La tasa de cambio de masa dentro del volumen de control es: $dx dy dz = \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz$ ———— Ec. 3.9

Por tanto, la expresión general para la tasa de cambio de masa dentro de un volumen diferencial dx, dy, dz , debido al transporte de volumen así como a los procesos de difusión es, de las Ecs. 3.7, 3.8, 3.9:

$$\frac{\partial D}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(Cu) + \frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{\partial(D_x C)}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{\partial(D_y C)}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{\partial(D_z C)}{\partial z}\right)$$

En la solución de la anterior ecuación se realizan algunas suposiciones básicas con respecto a los problemas de difusión desde la chimenea:

- La transferencia de masa debido al movimiento del volumen sobrepasa, con mucho, la contribución debida a la difusión de masa. Esto es, el segundo termino del lado derecho de la ecuación es mucho menor que el primer termino y se puede eliminar de la ecuación.
- Se tiene interés en la solución en el estado estacionario para la dispersión de contaminantes en la atmósfera. Por tanto, $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$
- A pesar de que la velocidad del viento varia en las tres direcciones, la variación es relativamente pequeña. Por tanto es apropiado suponer que la velocidad del viento u es constante, ya que esto lleva a una solución más simple y más directa de la ecuación diferencial parcial.

Estas suposiciones conducen a la reducción de la ecuación a la forma siguiente:

$$u\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right) = D_y\left(\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}\right) + D_z\left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right)$$

la solución general de esta ecuación diferencial parcial de segundo orden es:

$$C = Kx^{-1} \exp\left\{-\left[\left(\frac{y^2}{D_y}\right) + \left(\frac{z^2}{D_z}\right)\right] \frac{u}{4x}\right\}$$

donde K es una constante arbitraria cuyo valor se determina por la condiciones de frontera del problema atmosférico específico.

El valor para K en una fuente puntual a nivel del suelo es el siguiente:

$$K = \frac{Q}{2\pi(D_y D_z)^{1/2}}$$

Para una fuente puntual a una altura H sobre el nivel del suelo K toma el valor de:

$$K = \frac{Q}{4\pi(D_y D_x)^{1/2}}$$

Los modelos gaussianos de penacho para fuentes simples y múltiples son los modelos más comunes de contaminación del aire. La ecuación 3.9 es la ecuación que describe el campo de concentración tridimensional generado por las fuentes puntuales bajo condiciones meteorológicas y de emisión estacionarias.

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \text{--- Ec. 3.9}$$

donde: C (x, y, z) = concentración de los contaminantes kg/m³ o m³/m³ o ppb, etc.
 Q = tasa de emisión de las chimeneas.
 σ_y σ_z = desviación estándar de la distribución de la concentración del penacho a lo largo de y o z.

Es sencillo modelar esta ecuación. En muchos casos, el mayor interés radica en las concentraciones a nivel del suelo y así la ecuación 3.9 se reduce a:

$$C(x, y, z = 0) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2\right] \text{----- Ec. 3.10}$$

donde H = altura de emisión.

Si la emisión esta a nivel del suelo, como por ejemplo en los incendios, entonces la ecuación 3.10 para la concentración se reduce a:

$$C(x, y = 0, z = 0) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u}$$

Los valores de σ_y, σ_z están relacionados con los coeficientes de difusión o difusibilidades de masa de un gas a través de otros medios en las direcciones y y z. Como se podría anticipar de la descripción física del problema de la difusión, las desviaciones horizontales y verticales, σ_y y σ_z son una función de la posición x en la dirección del viento así como de las condiciones de estabilidad atmosférica.

Muchas mediciones experimentales en la atmósfera han llevado a una evaluación y correlación de estos valores de σ_y y σ_z. Un grupo de gráficas de gran aceptación se presentan en las Fig. 3.5a y 3.5b. Dichas correlaciones se basan en las restricciones siguientes:

- Las concentraciones estimadas con el uso de estas graficas corresponderán a un tiempo de muestreo de aproximadamente 10 min.
- Las desviaciones horizontales y verticales se basan en una representación del terreno como si fuera un campo abierto.
- Las concentraciones estimadas representan aproximadamente solo los cientos de metros más bajos de la atmósfera.

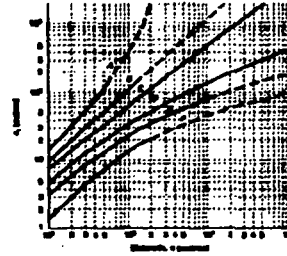
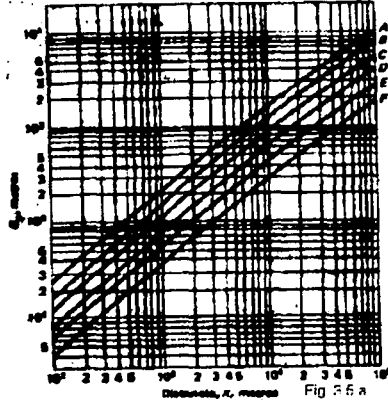


Fig 3.5 b

Fig. 3.5 desviaciones estándar σ_y y σ_z

Indicado por las líneas punteadas los valores de σ_z son más dudosos que los valores de σ_y , en la grafica de σ_z . Esto resulta cierto para distancias de mas de 1 Km en la dirección del viento.

Sobre la base de las graficas 3.5a y 3.5b, la tabla 3.1 da una lista de valores de σ_y y σ_z correspondientes a las seis clases de estabilidad, para algunas distancias en la dirección del viento.

Distancia Km	Clases de estabilidad y valores de σ_y						Clases de estabilidad y valores de σ_z					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
0.1	27	19	13	8	6	4	14	11	7	5	4	2
0.2	50	36	23	15	11	8	29	20	14	8	6	4
0.4	94	67	44	29	21	14	72	40	26	15	11	7
0.7	155	112	74	48	36	24	215	73	43	24	17	11
1.0	215	155	105	68	51	34	455	110	61	32	21	14
2.0	390	295	200	130	96	64	1950	230	115	50	34	22
4.0		550	370	245	180	120		500	220	77	49	31
7.0		880	610	400	300	200		780	360	109	66	39
10.0		1130	840	550	420	275		1350	510	135	79	46
20.0		2150	1540	1000	760	500		2900	960	205	110	60

Tabla 3.1 Valores aproximados de σ_y y σ_z como función de la distancia en la dirección del viento

Una lista de las condiciones atmosféricas que son útiles para determinar cual de las seis clases de estabilidad (de A hasta F) que aparecen en las graficas de σ resulta adecuada aparecen en la tabla 3.2 la cual muestra la clave para diversas categorías de estabilidad.

Velocidad del viento superficial a 10 m. (m/s)	DÍA			NOCHE	
	Radiación solar entrante			Cubierta de nubes	
	Fuerte	Moderada	Ligera	En su mayoría Nublado	En su mayoría despejado
Clase	1	2	3	4	5
< 2	A	A - B	B	E	F
2 - 3	A - B	B	C	E	F
3 - 5	B	B - C	C	D	E
5 - 6	C	C - D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

Tabla 3.2 Clave de las categorías de estabilidad desde: "A" inestable; hasta "F" estable; pasando por "D" Neutral.

Cuando se estime la dispersión gaseosa de una fuente dada, se elige la clase de estabilidad típica de la región que conduce al peor episodio de contaminación posible.

Además, las dos desviaciones normales expresadas en una forma algebraica obtenidas por Martín realizando un ajuste a las curvas obtuvo las siguientes expresiones:

$$\sigma_y = ax^b \quad \sigma_z = cx^d + f$$

En la tabla 3.3 se presentan valores para cuatro constantes que dependen de la estabilidad; las constantes son diferentes según x sea menor o mayor de 1 Km. El valor de b es siempre 0.894 y x se ha de expresar en kilómetros.

Estabilidad	X < 1 Km				X > 1 Km.		
	a	c	D	f	c	d	f
A	213	440.8	1.941	9.27	459.7	2.049	-9.6
B	156	106.6	1.149	3.3	108.2	1.098	2.0
C	104	61.0	0.911	0	61.0	0.911	0
D	68	33.2	0.725	-1.7	44.5	0.516	-13.0
E	50.5	22.8	0.678	-1.3	55.4	0.305	-34.0
F	34	14.35	0.740	-0.35	62.6	0.180	-48.0

Tabla 3.3. Valores de las constantes por utilizar para determinar los valores de las desviaciones estándar

3.5 ALTURA EFECTIVA DE CHIMENEAS.

La mayoría de los métodos analíticos para pronosticar las concentraciones de los efluentes de las chimeneas implican la localización de su origen virtual o equivalente, como se muestra en la Fig. 3.5. la elevación H del origen virtual se obtiene añadiendo un término Δh , la altura de la pluma, a la altura actual, h_s , de la chimenea.

Básicamente, tres conjuntos de parámetros controlan el fenómeno de una pluma gaseosa inyectada a la atmósfera desde una chimenea, los cuales son:

- Las características de la chimenea.
- Las condiciones meteorológicas
- La naturaleza física y química del efluente

La mayoría de las ecuaciones que predicen la elevación de la pluma contienen un término de cantidad de movimiento y otro de flotación térmica. El primer término toma en cuenta la cantidad vertical de movimiento del gas de la chimenea debido a su propia velocidad V_s , mientras que el segundo toma en cuenta la diferencia de temperatura del gas de la chimenea, T_s , y la temperatura ambiental, T_a .

Existen tres ecuaciones específicas de Carson y Moses para condiciones inestables, neutrales y estables razonablemente exactas. Los datos de estas tres relaciones se utilizaron para desarrollar la ecuación global de Carson y Moses, estas tres ecuaciones son:

$$\Delta h = 3.47 \frac{V_s d}{u} + 5.15 \frac{(Q_h)^{0.5}}{u} \quad (\text{inestable})$$

$$\Delta h = 0.35 \frac{V_s d}{u} + 2.64 \frac{(Q_h)^{0.5}}{u} \quad (\text{neutral})$$

$$\Delta h = -1.04 \frac{V_s d}{u} + 2.24 \frac{(Q_h)^{0.5}}{u} \quad (\text{estable})$$

Carson y Moses llegaron a la conclusión que la siguiente ecuación proporciona el mejor resultado de acuerdo con todos los datos observados, sin importar la condición de estabilidad.

$$\Delta h = -0.029 \frac{V_s d}{u} + 2.62 \frac{(Q_h)^{1/2}}{u}$$

donde: Δh = elevación de la pluma (m).
 V_s = velocidad de salida del gas de la chimenea (m/s).
 u = velocidad del viento a la altura de la chimenea (m/s).
 d = diámetro de la salida de la chimenea (m).
 Q_h = tasa de emisión de calor (kJ/s).

$$Q_h = mc_p (T_s - T_a)$$

donde: m = tasa de flujo de masa del gas de la chimenea (kg/s).

$$m = \frac{\pi d^2 V_s P}{4RT_s}$$

c_p = calor específico, a presión constante del gas en la chimenea.
 T_s = temperatura del gas de la chimenea a la salida de la misma (K)
 T_a = temperatura del aire atmosférico a la altura de la chimenea (K)
 P = presión expresada en milibares

Carpenter realizó un estudio global de la elevación de la pluma en las plantas que consumen carbón, encontrando una fórmula propuesta por Briggs para estimar la elevación de la pluma:

$$\Delta h = \frac{114C(F')^{1/3}}{u}$$

donde: $F' = \frac{gV_s d^2 (T_s - T_a)}{4T_a}$ (m/s³)

g = aceleración de la gravedad, 9.8 m/s²

$$C = 1.58 - 41.4 \left(\frac{\Delta \theta}{\Delta z} \right)$$

$\frac{\Delta \theta}{\Delta z}$ = gradiente de temperatura potencial, Km

La constante 114 en la ecuación tiene unidades de $m^{2/3}$.

Esta ecuación es especialmente útil, debido a que el factor del gradiente de temperatura potencial permite ajustar para diferentes condiciones de estabilidad. Las ecuaciones anteriores pronostican la elevación efectiva de la pluma sobre la parte superior de una chimenea a cierta distancia en la dirección del viento donde la pluma ha alcanzado su altura máxima.

Es una cuestión de experiencia que los modelos de elevación de las plumas cambien según el tamaño de las unidades y la altura de las chimeneas. También es evidente que el tipo de condiciones atmosféricas es crítico para la elevación de Δh , en especial cuando se altera el tamaño de la planta.

3.6 EJEMPLOS.

Ejercicio 1. Determinar el Índice Estándar de Contaminación (PSI) para el SO₂, si la concentración es de 0.77 ppm. Calcular la concentración media anual del mismo contaminante si C_i ≈ 1.0 mg/l, Q ≈ 1.1 kg/s y U ≈ 5 m/s. Suponga que esta afecta a un área de 100 km².

Los puntos de inflexión son:

PSI	DESCRIPCIÓN	CONCENTRACIÓN (ppm)
< 50	Buena calidad	<0.07
50	Satisfactoria	0.14
100	Insalubre	0.3
200	Peligro-alerta	0.4
300	Peligro-aviso	0.6
400	Peligro-emergencia	0.8
500	Peligro-daño grave	1.0

Solución:

$$\alpha = \alpha_1 + \frac{\alpha_{i+1} - \alpha_1}{C_{i+1} - C_1} (C - C_1)$$

$$\alpha = 300 + \frac{400 - 300}{0.8 - 0.6} (0.77 - 0.6) = 385$$

PSI = 385

$$Q = 1.1 \frac{kg}{s} * \frac{1}{100 km^2} = 0.011 \frac{kg}{s \cdot km^2}$$

$$Q = 11.0 g/s/km^2 = 0.011 mg/s/m^2$$

$$C = \frac{C_i Q}{U} = \frac{1.00 \times 0.011}{5} = 0.0022 \frac{mg}{m^3}$$

$$C = 2.2 \frac{\mu g}{m^3}$$

Si esto afectara un área de 10 km², entonces la concentración se elevaría hasta $22 \frac{\mu g}{m^3}$. El estándar anual limite para el SO₂ es de ≈ 60 gr/m³.

Ejercicio 2. Se emite dióxido de azufre a una tasa de 160 g/s, desde una chimenea con altura efectiva de 60 m. La velocidad del viento a la altura de la chimenea es de 6 m/s, y la clase de estabilidad atmosférica es D para un día nublado. Determinese la concentración a nivel del suelo a lo largo de la línea central a una distancia de 500 m desde la chimenea, en microgramos por metro cúbico. Determinar la concentración con el viento de costado a 50 m, de la línea central a una distancia a favor del viento de 500 m.

Solución:

Con base en las figuras 3.5a y 3.5b, las desviaciones normales horizontales, σ_y y σ_z , a 500 m para la estabilidad D, son 36 y 18.5 m, respectivamente. Sustituyendo en la siguiente ecuación (3.10), para $y = 0$, se obtiene:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right)$$

$$C(500, 0, 0) = \frac{160 \times 10^6}{\pi * 6 * 36 * 18.5} \exp\left[-0.5 \left(\frac{60}{18.5}\right)^2\right]$$

$$C(500, 0, 0) = (12.7 \times 10^3) * (5.25 \times 10^{-3})$$

$$C(500, 0, 0) = 66.0 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \text{ de } \text{SO}_2$$

Para considerar la concentración en la dirección del viento de costado a nivel del suelo es preciso modificar la solución anterior utilizando el término $\exp\left[-0.5(y/\sigma_y)^2\right]$, no considerado anteriormente:

$$C(500, 500, 0) = 66.0 * \exp\left[-0.5 \left(\frac{50}{36}\right)^2\right]$$

$$C(500, 500, 0) = 66.0 * 0.38$$

$$C(500, 500, 0) = 23 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \text{ de } \text{SO}_2$$

Por tanto, a una distancia con el viento de costado que sea el 10% de la distancia a favor del viento, la concentración estimada ha caído en aproximadamente 60%.

Ejercicio 3. Determinése para los datos del ejercicio 2, suficientes valores de C como una función de "x" en la línea central a nivel del suelo, de manera que se establezca la variación a ambos lados del valor máximo.

Solución.

La solución general de este problema, en términos de la ecuación 3.10 será:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(\frac{-H^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right)$$

$$C(x, 0, 60) = \frac{160 \times 10^6}{\pi (6) \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-0.5 \left[\frac{60}{\sigma_z}\right]^2\right)$$

X (Km)	σ_y	σ_z	$\frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z}$	$-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z}\right)^2$	exp.	C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0.5	36	18	13,090	5.55	0.0039	50
0.8	60	27	5,240	2.47	0.085	445
1.0	76	32	3,490	1.76	0.172	600
1.5	110	45	1,710	0.89	0.411	700
1.7	140	50	1,210	0.72	0.487	590
2.0	160	55	960	0.595	0.552	530
3.0	220	71	540	0.357	0.700	380
5.0	350	100	240	0.180	0.835	200
10.0	620	150	90	0.080	0.923	83

La tabla anterior resume los cálculos de una manera conveniente, y donde la columna encabezada con: "exp" representa el término exponencial de la ecuación. Nótese que el factor preexponencial disminuye rápidamente con el aumento de la distancia, debido a los valores uniformemente crecientes de σ_y y σ_z . No obstante, el factor exponencial aumenta rápidamente de un valor extremadamente pequeño hacia un valor igual a la unidad, según "x" se hace más grande. Como estos dos términos se multiplican para obtener "C", tiene que haber un valor máximo de "C" a cierta distancia "x". Para este caso en particular la concentración máxima ocurre a aproximadamente 1.5 Km. Los datos indican que la concentración que a nivel del suelo a lo largo de la línea central crece rápidamente con el aumento de "x", pero la caída de la concentración es muy lenta después de pasado el punto máximo. Esto es bastante típico para las soluciones de tipo gaussiano de la dispersión atmosférica.

Ejercicio 4. La tasa de emisión de calor asociada con el gas de una chimenea, es de 4,800 kJ/s, las velocidades del viento y del gas de la chimenea son de 5 y 15 m/s respectivamente, y el diámetro interior en la parte superior es de 2 m. Estímese la elevación de la pluma por medio de la ecuación general de Moses y Carson.

Solución:

$$\Delta h = -0.029 \frac{V_s d}{u} + 2.62 \frac{(Q_h)^{1/2}}{u}$$

$$\Delta h = -0.029 \left(\frac{15 * 2}{5} \right) + 2.62 \frac{(4800)^{1/2}}{5}$$

$$\Delta h = -0.1 + 36.3 \Rightarrow \Delta h = 36.2 \text{ m}$$

Ejercicio 5. Las velocidades del viento y del gas de una chimenea son de 3 y 6 m/s respectivamente, y el diámetro de la chimenea es de 2 m. La condición de estabilidad atmosférica es neutral con una temperatura de 300° K y un valor de C = 1.58 la temperatura del gas a la salida de la chimenea es de 440° K. Estime la elevación de la pluma en metros, por medio de la ecuación de Briggs.

Solución:

$$\Delta h = \frac{114C(F)^{1/3}}{u} \quad \text{donde: } F = \frac{gV_s d^2 (T_s - T_a)}{4T_a}$$

$$F = \frac{9.81 * 6 * (2)^2 (440 - 300)}{4 * 300} \Rightarrow F = 27.4 \text{ m}^4 \text{ s}^{-3}$$

$$\Delta h = \frac{114 * 1.58 * (27.4)^{1/3}}{3} \Rightarrow \Delta h = 180 \text{ m.}$$

CAPITULO 4

**"TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A
TRAVÉS DEL SUELO"**

4.1 EL CICLO HIDROLÓGICO.

En el medio subterráneo el transporte de sustancias contaminantes depende sobre todo del flujo de las aguas subterráneas. La distribución espacial y temporal de esta agua afecta el traslado de las sustancias contaminantes, por lo que es necesario analizar los procesos contaminantes de acuerdo al ciclo hidrológico y a sus consecuencias sobre corrientes subterráneas al intervenir las formaciones geológicas.

4.1.1 Hidrología.

El ciclo hidrológico comprende la circulación continua de las aguas en la atmósfera, las corrientes superficiales y el subsuelo (Fig. 4.1.), comienza con la precipitación que se deposita en la superficie del suelo tanto en forma de lluvia como de nieve o hielo, el agua se distribuye en la superficie del terreno en forma de escurrimiento de aguas superficiales o de flujo superficial, o bien puede filtrarse a través del suelo transformándose en agua subterránea. El flujo del agua superficial puede ser desde un flujo canalizado hasta una corriente canalizada.

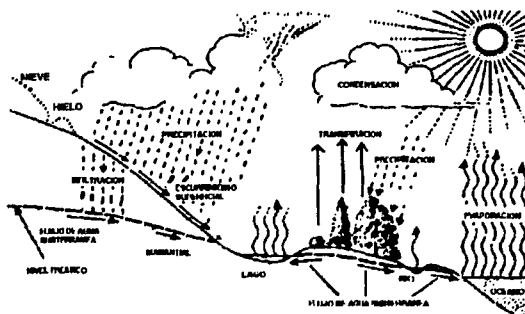


Fig. 4.1 El Ciclo Hidrológico

A lo largo de este ciclo las aguas van penetrando en el medio subterráneo gracias a los procesos de filtración o son devueltas a la atmósfera con la evaporación. Las aguas no evaporadas, o que no circulan sobre la superficie terrestre en flujos superficiales, son conducidas hacia el medio subterráneo, esta agua filtrada atraviesa las zonas no saturadas, donde los poros existentes entre las partículas del suelo contienen, humedad y aire.

El agua puede abandonar estas zonas no saturadas y pasar a zonas saturadas, o bien permanecer en forma de humedad superficial para ser devuelta a la atmósfera por efecto de la radiación solar y por medio de la vegetación, en un proceso conocido como evapotranspiración. Una vez que el agua se introduce en una zona saturada del subsuelo va fluyendo desde zonas de alta carga hidráulica a zonas de baja carga hidráulica, contribuyendo así a la recarga de los flujo acuáticos subterráneos.

Los estratos o capas del subsuelo que facilitan el movimiento de las aguas principalmente en el sentido lateral se denominan acuíferos. Un acuífero excelente es aquel en el que las aguas se trasladan libremente sobre el acuífero sin encontrar impedimentos físicos que supondrían estratos de menor permeabilidad, este tipo de acuífero es conocido con el nombre de acuífero libre; las aguas subterráneas pueden desembocar en corrientes superficiales como ríos, arroyos, manantiales, pantanos o humedales o al mar.

Por otra parte, durante este traslado subterráneo el agua puede tropezar con zonas que impiden el paso del agua, denominadas acuicludos o estratos prácticamente impermeables, como suele ser el caso de los estratos arcillosos. Un acuífero situado entre acuicludos es denominado acuífero confinado.

4.1.2 El flujo de aguas subterráneas.

La ley de Darcy, es la base para comprender el flujo de aguas profundas en el medio subterráneo, en la Fig. 4.2 aparece un esquema del experimento que realizó Henry Darcy (1856) para calcular las leyes del flujo de agua a través de un dispositivo o columna llena de arena.

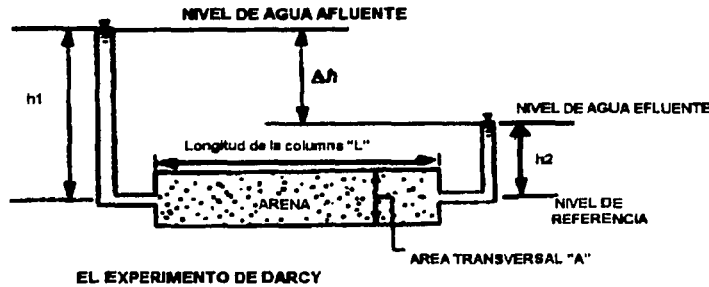


Fig. 4.2 Esquema del experimento de Darcy

En este experimento Darcy llegó a descubrir que la cantidad de flujo de agua a través de una columna de arena era proporcional a los cambios de carga hidráulica y al área transversal de flujo, e inversamente proporcional a la longitud de la columna de arena. Comprobó también que para hallar la relación existente entre la cantidad de flujo, la carga hidráulica y el área de flujo era preciso recurrir a una constante proporcional, que denominó "K". Su valor se encuentra en función tanto de la medida de la porosidad como del flujo, y es conocida como "conductividad hidráulica" aunque anteriormente se le conocía como permeabilidad. En la ecuación 4.1 se encuentran resumidos algebraicamente sus descubrimientos sobre el medio poroso.

$$Q = KiA$$

en donde: Q = gasto o cantidad del flujo (cm^3/s).

K = conductividad hidráulica o permeabilidad (cm/s).

i = gradiente hidráulico (cm/cm).

A = área transversal del flujo medida en sentido perpendicular a la dirección del flujo (cm^2).

El gradiente hidráulico "i" describe las alteraciones que influyen en la pérdida de carga (o energía) a medida que el agua va fluyendo a través de los materiales porosos.

$$i = \frac{h_1 - h_2}{l}$$

donde: h_1 = carga hidráulica mayor en el punto 1 (cm).

h_2 = carga hidráulica menor en el punto 2 (cm).

CAPITULO 4

"TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DEL SUELO"

l = longitud de la columna de arena entre los puntos que se presenta la variación de la carga hidráulica (cm).

La ley de Darcy es empírica, ya que es la conclusión de un experimento científico, actualmente se considera válida para una gran variedad de condiciones subterráneas de flujo. En materiales de alta conductividad hidráulica y/o alto gradiente hidráulico la ley de Darcy sigue siendo válida cuando el flujo es laminar, como suele ser el caso de la mayoría los flujo de aguas subterráneas. En materiales con escaso grado de conductividad hidráulica (casi impermeables) es preciso conocer al gradiente umbral previo al flujo.

Se ha considerado el número de Reynolds (Re) como una medida estándar para identificar cuando el flujo subterráneo es laminar como sigue:

$$Re = \frac{\rho V d_m}{\mu} \quad \text{o} \quad Re = \frac{V d_m}{\nu}$$

donde:

ρ = Densidad del agua, ML^{-3}

V = Velocidad del agua, L/T

d_m = Diámetro medio de las partículas de la formación acuífera. Calculado a través de un análisis granulométrico de una muestra de suelo, siendo igual al diámetro efectivo " d_{10} ", L

μ = Viscosidad dinámica del agua, L^2/T

ν = Viscosidad cinemática del agua, L^2/T

Re	Régimen del flujo	Validez de la ley de Darcy
$1 <$	Laminar	Si
$1 \leq Re \leq 10$	Transición	Si
> 10	Turbulento	No

4.2 MECANISMOS DE TRANSPORTE DE SUSTANCIAS CONTAMINANTES.

En el medio subterráneo es posible encontrar sustancias contaminantes en diversas fases. Las que se encuentran disueltas en agua se denominan solubles, siendo el agua el medio disolvente. El transporte de sustancias contaminantes en corrientes acuáticas de flujo de una velocidad media lineal de filtración se denomina advección. A escala macroscópica es el medio poroso el que regula la tasa de flujo y su dirección. Sin embargo a escala microscópica el medio poroso se encuentra compuesto por partículas sólidas discretas y por espacios porosos o vacíos. El agua fluye a través de los espacios porosos interconectados teniendo contacto con las partículas sólidas (Fig. 4.3).

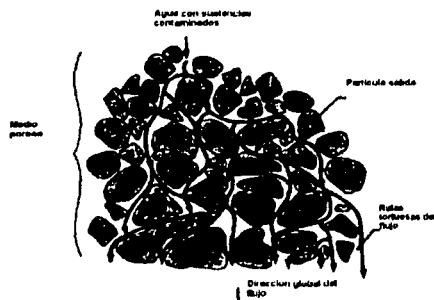


Fig. 4.3 Esquema de Dispersión Mecánica

Al toparse con las partículas sólidas del medio poroso, el flujo de agua debe alterar su curso, lo cual tiene como resultado una mezcla del flujo de aguas conocida como dispersión mecánica (dispersión hidrodinámica o dispersión). La consecuencia más importante de esta dispersión, es el reparto de sustancias contaminantes hacia zonas que normalmente no ocuparían si no fuese por este fenómeno de la dispersión.

La dispersión mecánica contribuye a la expansión de la masa de sustancias contaminantes en un volumen progresivamente mayor, facilitando su mezcla con aguas carentes de estas sustancias contaminantes. Finalmente se consigue una dilución, o reducción de la concentración de sustancias contaminantes, que se trasladan fundamentalmente gracias a la advección, variando su concentración como resultado de la dispersión.

4.2.1 Procesos naturales que afectan el traslado de sustancias contaminantes.

Existe una gran variedad de procesos mecánicos, químicos y biológicos diferentes a los que se presentan en los sistemas acuáticos y de aire que afectan el tipo de traslado (tabla 1). Algunos contribuyen a su aceleración mientras que otros lo retardan.

Tabla1 Procesos naturales que afectan al traslado de sustancias contaminantes

Tipo de proceso	Proceso
Procesos mecánicos (físicos)	Advección
	Dispersión
	Difusión
	Estratificación por densidad
	Flujo de fluidos en fase no acuosa

Procesos químicos	Flujo en medio fracturado Reacciones de oxidación y reducción Intercambio de iones Complejización Precipitación Reperto en fase inmisible Sorción
Procesos biológicos	Degradación acrobica Degradación anacrobica Cometabolismo Absorción biológica

4.2.2 Traslado no idealizado (real) de sustancias contaminantes.

Existen asimismo procesos mecánicos y condiciones especiales que afectan a los procesos normales de flujo, como los medios con fisuras, la heterogeneidad y los flujos líquidos en la fase no acuosa.

Flujo en medios con fisuras.

Cuando el tipo de medio, suele ser del tipo fracturado (Fig. 4.4), el flujo y traslado consecuente de las sustancias contaminantes se produce sobre todo, a lo largo de grietas y fracturas, del cuerpo rocoso, de forma canalizada, que a ser filtrado por medios porosos.

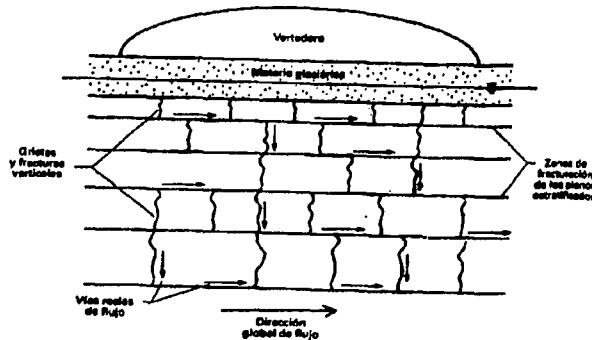


Fig. 4.4 Esquema de flujo fracturado

Heterogeneidad.

La heterogeneidad del medio poroso también altera los procesos ideales de traslado, ya que provocan una variación espacial de las propiedades hidráulicas y del transporte debido al tipo de características geológicas.

Líquidos en fase no acuosa (LFNA).

La predicción del traslado de sustancias contaminantes se complica aún más con a la presencia de líquidos en fase no acuosa (LFNA). Muchos compuestos líquidos orgánicos se caracterizan por su escasa solubilidad en agua. Estos compuestos orgánicos se dan frecuentemente en el subsuelo en fases líquidas independientes, normalmente con distinta densidad y viscosidad a la del agua.

4.3 ECUACIONES DE FLUJO Y TRASLADO.

Las siguientes son las ecuaciones que sirven para determinar el flujo de aguas subterráneas y el traslado de sustancias contaminantes. La Fig. 4.5 muestra un volumen de flujo bidimensional con espesor constante perpendicular al papel. Suponiendo que no se den cambios en el volumen de control, la ecuación de continuidad indica que:

$$Q_{in} = Q_{out}$$

donde: Q_{in} = gasto de entrada en el volumen de control

Q_{out} = gasto de salida del volumen de control

El gasto equivale al flujo de Darcy por el área del flujo:

$$Q_{in} = V_{in}A$$

donde: Q_{in} = gasto de penetración en el volumen de control (cm³/s).

V_{in} = velocidad de penetración en el volumen de control (cm/s).

A = área del flujo(cm²)

Por tanto el, el gasto de penetración en el volumen de control será:

$$Q_{in} = V_x dy + V_y dx$$

mientras que el gasto de salida del volumen de control será:

$$Q_{out} = \left(V_x + \frac{\partial V_x}{\partial x} dx \right) dy + \left(V_y + \frac{\partial V_y}{\partial y} dy \right) dx$$

en donde: $\frac{\partial V_x}{\partial x}$ = cambio del flujo en dirección X

$\frac{\partial V_y}{\partial y}$ = cambio del flujo en dirección Y

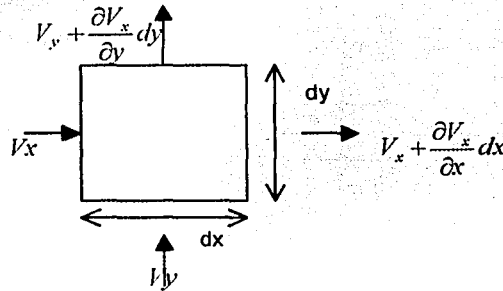


Fig. 4.5 Volumen de control bidimensional

cuando no se producen alteraciones en el volumen de control y el flujo de entrada es idéntico al de salida y si se consideran dimensiones unitarias, la ecuación se puede escribir como:

$$0 = \left(\frac{\partial v_x}{\partial x} \right) dx dy + \left(\frac{\partial v_y}{\partial y} \right) dy dx \text{ ----- EC. 4.1}$$

en relación al flujo existente en las direcciones X y Y la ley de Darcy se traduce a:

$$V_x = K_x \frac{\partial h}{\partial x} \qquad V_y = K_y \frac{\partial h}{\partial y}$$

en donde K_x y K_y = permeabilidad o conductividad hidráulica en X e Y respectivamente.
Sustituyendo en la EC. 4.1 se obtiene:

$$0 = K_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \text{ ----- EC. 4.2}$$

Ahora si el flujo es isótropo $K_x = K_y$ en un campo de flujo bidimensional y sustituyendo en la EC. 4.2 se obtiene la siguiente expresión, que refleja la carga hidráulica en cualquier punto del campo de flujo bidimensional.

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0$$

La cantidad de carga hidráulica varía en función de la posición en el campo de flujo, y no de la conductividad hidráulica en condiciones de flujo isótropo. Al aplicar esta ecuación se asume que el flujo es estable (es decir no se altera con el transcurso del tiempo). En condiciones de flujo inestable o discontinuo las ecuaciones aplicables a las aguas subterráneas son más complejas. La ecuación de Laplace puede ser adaptada en condiciones de flujo inestable tridimensional en acuíferos confinados del modo siguiente:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \left(\frac{\rho g (\alpha + n\beta)}{K} \right) \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right)$$

en donde: x, y, z = posiciones en el sistema de flujo.

h = carga hidráulica (cm).

ρ = densidad del agua (g/cm³).

g = aceleración gravitacional (cm/s²).

α = compresibilidad del acuífero (cm²/N).

n = porosidad del acuífero (adimensional).

β = compresibilidad del agua (cm²/N).

K = permeabilidad o conductividad hidráulica (cm/s).

t = tiempo (s).

4.3.1 Transporte de contaminantes.

El mecanismo de transporte de contaminantes en el suelo/aguas subterráneas depende de la conductividad hidráulica del suelo/acuífero, si esta es muy baja, como en algunos acuíferos (por ejemplo arenas, arcillosas) y acuícludos (por ejemplo arcillas), el mecanismo de transporte es básicamente por difusión; si la conductividad es alta la advección es el proceso de transporte dominante. El problema de transporte es más complejo cuando el contaminante es un reactivo químico, en esta situación las tasas de reacción química y microbiana deben considerarse.

La ecuación de dispersión-advección unidimensional que se aplica al movimiento de un contaminante en el ambiente del subsuelo es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x}$$

donde: C = concentración de los contaminantes no-reactivos (conservativos), g/m³

D = dispersión hidrodinámica

u = velocidad media del flujo, m/s

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \text{Segunda ley de Fick para el flujo dispersivo/difusivo.}$$

$$v \frac{\partial C}{\partial x} = \text{flujo de masa o flujo advectivo/convectivo}$$

D, en el contexto del movimiento de solutos en el suelo se determina como:

$$D = D_0 \tau + \alpha v$$

donde:

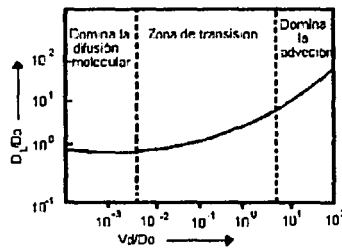
D_0 = coeficiente de difusión en una solución libre.

τ = factor de tortuosidad.

α = parámetro dispersivo.

v = velocidad del flujo.

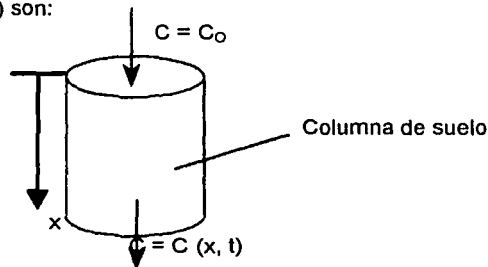
La siguiente figura muestra la variación de la dispersión longitudinal y molecular con respecto al flujo, donde D_L es el coeficiente de dispersión longitudinal, D_0 es el coeficiente de difusión molecular y d es el diámetro de grano medio de las partículas de suelo. Se observa que a poca velocidad, predomina la difusión molecular, mientras que a índices superiores predomina la advección. Existe una zona de transición entre ambas.



Difusión molecular y longitudinal frente al flujo en el subsuelo/acuífero

Considerando un caso con las siguientes condiciones de contorno y donde un contaminante no-reactivo (conservativo) se aplica a una columna de suelo como una función escalonada C_0 . Las condiciones del contorno $C(x, t)$ son:

- $C(x, 0) = 0$ para $X \geq 0$
- $C(0, t) = C_0$ para $t \geq 0$
- $C(\infty, t) = 0$ para $t \geq 0$



La solución para la difusión advectiva para la condición antes citada es:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}} \right) \right]$$

donde: C_0 = concentración inicial del contaminante, g/m^3 .
 C = concentración a cualquier distancia $x > 0$, y tiempo (t)
 v = velocidad media del flujo subterráneo, m/s.
 D = coeficiente de dispersión hidrodinámica, m^2/s
 t = tiempo, s
 $erfc$ = función de error complementario.

Si x o t es grande, se puede eliminar el segundo término, por lo cual la forma reducida de la ecuación es:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[erfc \left(\frac{x - vt}{\sqrt{4Dt}} \right) \right]$$

4.3.2 Método de diferencia finita.

Una herramienta útil en su aplicación el campo de flujo subterráneo es el método de las diferencias finitas, que se describe brevemente a continuación.

La Figura 4.6 representa la cuadrícula numérica de un flujo de régimen bidimensional. Los ejes de las abscisas y ordenadas de la cuadrícula de diferencia finita utilizan la notación i, j , respectivamente. Cada punto nodal representa la carga hidráulica media de la zona abarcada por la cuadrícula punteada.

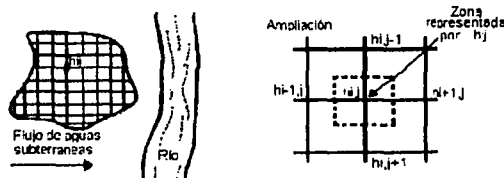


Figura 4.6 Diferencia finita

El método de diferencia finita considera que la carga $h_{i,j}$ existente en un nodo corresponde a la carga media de los cuatro nodos circundantes.

En los nodos interiores la carga hidráulica existente en cualquiera de los puntos es:

$$h_{i,j} = \left(\frac{h_{i,j-1} + h_{i,j+1} + h_{i-1,j} + h_{i+1,j}}{4} \right) \text{-----EC. 4.3}$$

La técnica numérica de la diferencia finita requiere de la delimitación, tanto de los límites de carga constante como de los límites sin flujo, para proceder al cálculo numérico de la carga hidráulica. Posteriormente se debe proceder al cálculo sistemático de las cargas utilizando la ecuación de diferencia finita para cada nodo. Este método se conoce como técnica de aproximación. Después debe calcularse de nuevo la carga existente en cada nodo del sistema. Las iteraciones continúan hasta que el cambio de carga entre una iteración y la siguiente es inferior a la tolerancia seleccionada. Esta puede ser de hasta 2 cm en terrenos comunes con residuos tóxicos.

4.4 LIXIVIADO.

Se puede definir el lixiviado como aquél líquido que tiene contacto con los residuos a los que extrae materiales disueltos o en suspensión arrastrándolos a diferentes profundidades en el suelo.

La emisión de lixiviados tiene su origen en el derrame de líquidos sobre el terreno. En la Fig. 4.7 aparecen distintos tipos de líquidos que podrían eventualmente ser causa de procesos de lixiviado, y que pueden resumirse fundamentalmente en los siguientes:

- La precipitación caída directamente en un relleno.
- El flujo superficial que desemboca en el relleno.
- La penetración de aguas subterráneas hacia las capas inferiores del relleno.

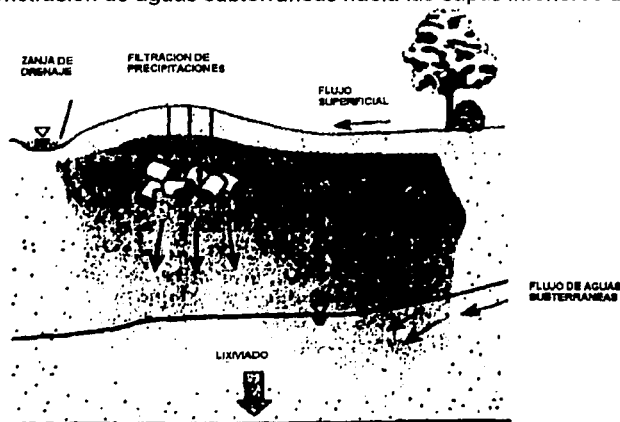


Fig. 4.7 Origen de los fluidos lixiviados en un relleno.

Excepto en el caso de filtraciones por precipitación directa, es posible controlar este tipo de lixiviados ubicando adecuadamente los rellenos y aplicando la tecnología correcta, aunque siempre existirá cierto grado de filtración.

El cálculo de filtraciones a través de la cobertura de un relleno puede realizarse gracias a un modelo de balance de aguas similar al EHRV; este modelo da la posibilidad de evaluar el movimiento de aguas con base en el principio de conservación de masas, y muestra el equilibrio existente entre la capacidad de recepción y la de salida de aguas superficiales de múltiple origen (Fig. 4.7a). Conociendo el clima, las características de la cobertura (pendiente, espesor, porosidad o permeabilidad) y otro tipo de factores, es posible determinar el flujo volumétrico de aguas filtradas entre los residuos durante periodos variables de tiempo.

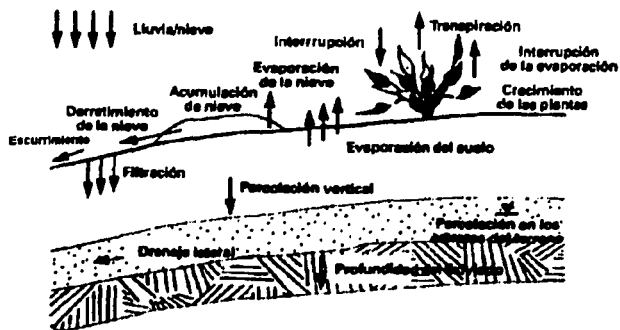


Fig. 4.7a Variables de equilibrio de aguas según el modelo de EHRV

4.4.1 Sustancias contaminantes.

El agua que se filtra entre los residuos es absorbida por los materiales residuales sólidos cuando estos se encuentran por debajo de la capacidad de campo, es decir, de la mayor capacidad de un material poroso para absorber agua. Cuando los residuos quedan saturados, el agua resbala entre ellos por acción de la gravedad y contamina gracias a un proceso de reparto. La concentración de una sustancia en agua depende de la cantidad de material lixiviado del residuo, de la capacidad de traslado de su masa y de la proporción existente entre la columna (grosor del residuo en sentido vertical), y el grado de filtración. Otros factores que resultan relevantes son la solubilidad de la sustancia contaminante, la superficie, el tiempo de contacto y el pH.

Debido a estas causas la presencia de sustancias contaminantes y su concentración en el lixiviado pueden variar enormemente incluso dentro del mismo relleno (tabla 4.2). Aun con la existencia de procedimientos analíticos e informáticos para la predicción de concentraciones de lixiviado, el único método fiable es la obtención y el análisis de muestras de campo sobre el relleno. En la tabla 4.3 se resumen los parámetros físicos, químicos y biológicos a supervisar.

Tabla 4.2 Composición de lixiviados procedentes de rellenos nuevos y maduros

CONSTITUYENTE	VALOR. mg/l ^a		
	Relleno nuevo		Relleno maduro
	Rango ^b	Típico ^c	
DBO ₅ (demanda bioquímica de oxígeno a 5 días)	2,000 – 30,000	10,000	100 – 200
COT (carbono orgánico total)	1,500 – 20,000	6,000	80 – 160
DQO (demanda química de oxígeno)	3,000 – 60,000	18,000	100 – 500
Sólidos suspendidos totales	200 – 2,000	500	100 – 400
Nitrógeno orgánico	10 – 800	200	80 – 120
Nitrógeno amoniacal	10 – 800	200	20 – 40
Nitrato	5 – 40	25	5 – 10
Fósforo total	5 – 100	30	5 – 10
Ortofosfato	4 – 80	20	4 – 8

CAPITULO 4
"TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DEL SUELO"

Alcalinidad (como CaCO ₃)	1.000 – 10.000	3.000	200 – 1.000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Dureza total (como CaCO ₃)	300 – 10.000	3.500	200 – 500
Calcio	200 – 3.000	1.000	100 – 400
Magnesio	50 – 1.500	250	50 – 200
Potasio	200 – 1.000	300	50 – 400
Sodio	200 – 2.500	500	100 – 200
Cloro	200 – 3.000	500	100 – 400
Sulfatos	50 – 1.000	300	20 – 50
Hierro total	50 – 1.200	60	20 – 200

^a Excepto el pH que no tiene unidades

^b Rango representativo de valores

^c Valores típicos que varían según el estado metabólico del relleno.

Tabla 4.3 Parámetros de muestreo de los lixiviados.

FÍSICOS	COMPONENTES ORGÁNICOS	COMPONENTES INORGÁNICOS	BIOLÓGICOS
Aspecto	Químicos orgánicos	Sólidos en suspensión, sólidos totales disueltos	DBO
pH	fenoles	Sólidos volátiles disueltos y sólidos volátiles en suspensión	Coliformes
Potencial de reducción	Demanda química de oxígeno (DQO)	Cloruros	Recuento sobre placas estándar
Conductividad	Carbono orgánico total (COT)	Sulfatos	
Color	Ácidos volátiles	Fosfatos	
Turbiedad	Taninos, ligninas	Alcalinidad y acidez	
Temperatura	N-Orgánico	N-Nitrato	
Olor	Grasas y aceites	N-Nitrito	
	Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	N-amoniaco	
	Hidrocarburos clorados	Sodio	
	Grupos funcionales	Potasio	
		Calcio	
		Magnesio	
		Dureza	
		Metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Fe, Cr, Cd, Mn, Hg, Ba)	

CAPITULO 4
"TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DEL SUELO"

FÍSICOS	COMPONENTES	COMPONENTES	BIOLÓGICOS
	ORGANICOS	INORGÁNICOS	
		Arsénico	
		Cianuro	
		Flúor	
		Selenio	

4.4.2 Emisión y sistemas de recolección.

Todo relleno debe cumplir con la recolección y eliminación de lixiviados, pese a que exista siempre una cierta filtración en la base. El grado de filtración a través de bases compactas depende de la conductividad hidráulica de los materiales que componen el terreno, no siendo el caso de bases con revestimiento de membrana flexible. El deterioro producido por el tiempo, así como las picaduras, las grietas y suturas incorrectamente soldadas facilitan la aparición de aperturas y de filtraciones en el revestimiento y por lo tanto la inevitable difusión molecular.

Gran parte de estos materiales son recogidos en sistemas secundarios de recolección de lixiviados, mientras que en rellenos carentes de revestimiento permiten su paso a medida que estos se van produciendo.

Sistemas de recolección de lixiviados.

El diseño de un sistema para la recolección de lixiviados implica:

- La selección del sistema que se va a utilizar
- La puesta en obra de canales para el drenaje y para la recolección del lixiviado y tubería para canalizar el lixiviado.
- El trazo y diseño de instalaciones para canalizar, recoger y almacenar el lixiviado.

El sistema seleccionado depende de la geología local y de los requisitos ambientales de la zona del relleno. En localizaciones donde no hay agua subterránea puede ser suficiente un aislamiento sencillo con arcilla compactada. En lugares donde se deba controlar la migración del lixiviado y del gas, es necesario un aislamiento mixto de arcilla y geomembrana, con una capa apropiada de drenaje y de protección del suelo.

4.5 PROCESOS DE DESTINO, FRENADO Y ATENUACIÓN

4.5.1 Destino.

El traslado de contaminantes en el subsuelo como consecuencia de los fenómenos de advección, dispersión hidrodinámica y difusión molecular, además de múltiples y complejos procesos, tanto de índole química como microbiológica que afectan al destino de las sustancias contaminantes en el subsuelo, contribuyen al frenado de su traslado o a la atenuación de su concentración. Los diversos procesos subterráneos tienen diferentes consecuencias en el destino de las sustancias contaminantes (tabla 4.4).

Tabla 4,4 Procesos naturales que influyen en el destino de las sustancias tóxicas en el subsuelo.

Proceso	Tipo de sustancia química	Consecuencia
Sorción	Orgánica	Frenado
Precipitación	Inorgánica	Frenado
Intercambio iónico	Inorgánica	Frenado
Filtración	Orgánica / inorgánica	Frenado
Oxidación y reducción química	Orgánica / inorgánica	Transformación / frenado
Biodegradación	Orgánica	Transformación
Hidrólisis	Orgánica	Transformación
Volatilización	Orgánica	Eliminación por traspaso intermedio
Cosolvación	Orgánica	Activación de la movilidad
Ionización	Orgánica	Activación de la movilidad
Disolución	Orgánica / inorgánica	Activación de la movilidad
Complejización	Inorgánica	Activación de la movilidad

4.5.2 Frenado.

El frenado es consecuencia de los procesos que impiden el traslado de sustancias contaminantes, por su eliminación o debido a la inmovilización de las que se encuentra en condiciones libres (en solución acuosa o estado gaseoso). Es fundamental tener en cuenta que las sustancias contaminadas no son transformadas y que estos procesos son reversibles, especialmente cuando la concentración de sustancias contaminantes en las aguas subterráneas disminuye o su frenado es elevado. Como consecuencia de estos procesos reversibles, las sustancias contaminantes frenadas vuelven a un estado soluble, provocando una larga estela de contaminantes.

La atenuación incluye dos clases distintas de procesos:

- La eliminación irreversible
- La transformación

La eliminación por medio de procesos de atenuación se diferencia del frenado en que se produce una reducción de la masa de sustancia. Uno de los ejemplos más comunes es el del traspaso de

sustancias contaminantes a medios diferentes (volatilización). El proceso de atenuación mas conocido es el de la transformación de la estructura molecular de las sustancias, similar al que se produce en las reacciones de oxidación y reducción.

Algunos de estos procesos contribuyen al aumento de la movilidad de las sustancias contaminantes en el subsuelo, como sucede tras la disolución de sustancias orgánicas y la complejización de iones metálicos, procesos conocidos como fenómenos activadores de la movilidad.

Procesos de frenado.

Los procesos de frenado provocan la sorción de sustancias orgánicas, así como el intercambio de iones y la precipitación de sustancias inorgánicas, reacciones que tienen como resultado una disminución del movimiento de sustancias contaminantes respecto a su flujo habitual en las aguas subterráneas.

Sorción de sustancias orgánicas. La sorción consiste en la división de la sustancia sorbida (componentes químicos) en fases (movimiento de sustancias disueltas de un estado solvente a uno sorbente), para lo cual no es preciso que la sustancia sorbente se encuentre en estado sólido. No obstante, en caso específico del destino de las sustancias contaminantes en el subsuelo, la sorción supone una acumulación de sustancias químicas orgánicas en la superficie del suelo. La división de sustancias disueltas en fases esta condicionada por la afinidad relativa de dichas sustancias respecto al solvente y al sorbente, afinidad que es fundamentalmente un fenómeno molecular y se encuentra en función de una gran variedad de mecanismos químicos, físicos y electrostáticos. La mayor parte de estos mecanismos atraen a la sustancia sorbida, aunque otros la repelen. Entre los ejemplos más comunes de mecanismos de repulsión están los que se producen entre las aguas subterráneas y las sustancias orgánicas hidrófobas, conocido como sorción hidrófoba y que constituyen una división real, mientras que los mecanismos de atracción pueden ser considerados como adsorciones superficiales.

La sorción comprende la suma de todos estos mecanismos y todas las sustancias subterráneas activadas las cuales por medio de la acumulación podrían dar origen a una relación no lineal entre concentraciones disueltas y sorbidas (Fig. 4.8a). Según el tipo de mecanismo y de sustancia química orgánica, el volumen de sorción puede ser bastante rápido, produciéndose en su mayor parte dentro de las primeras 48 hrs. (Fig. 4.8b).

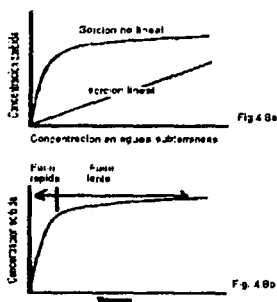


Fig. 4.8 Modelo de sorción

Las características del sorbente son de gran importancia. Entre los factores claves que influyen en el proceso de sorción se pueden incluir los siguientes:

- El tamaño molecular (cuanto mayor sea la molécula, con mayor facilidad será absorbida)
- La hidrofobia (la adsorción de sustancias químicas orgánicas en partículas de suelo esta correlacionada inversamente a los coeficientes de solubilidad en agua)
- La carga molecular
- La estructura

Modelo de sorción lineal.

En condiciones de saturación la sorción de los componentes orgánicos de la fase acuosa al medio poroso subterráneo puede ser considerada como un proceso de división y equilibrio:

$$S = K_d C$$

donde: S = masa sorbida por masa del sorbente (mg/kg).

K_d = coeficiente de división o distribución.

C = concentración en aguas subterráneas (mg/l).

Este tipo de relación lineal representa a K_d (pendiente), es decir, la proporción existente entre la concentración de masa de una sustancia contaminante sorbida por el suelo y su concentración en las aguas subterráneas circundantes, proporción que puede variar según las sustancias químicas y el material del subsuelo. Este tipo de pruebas suelen revelar que cuanto mayor sea el contenido orgánico del acuífero, mayor será el potencial de sorción.

La sorción, se caracteriza en particular en el caso de las sustancias orgánicas hidrófobas, según el contenido orgánico del medio poroso del acuífero por medio de la siguiente expresión:

$$K_d = K_{oc} f_{oc}$$

en donde K_{oc} = coeficiente de división de carbono orgánico del componente químico.

f_{oc} = fragmento de carbono orgánico del medio poroso.

K_{oc} puede obtenerse estableciendo una correlación entre una propiedad que indique el grado de hidrofobia de una sustancia química. Una de las correlaciones más frecuentes es la siguiente:

$$K_{oc} = 0.63 K_{ow}$$

en donde: K_{ow} = coeficiente de división de agua y octano de la sustancia.

Existen varios casos en los cuales la sorción no obedece a las pautas establecidas en los procesos de equilibrio lineal, como sucede en los siguientes casos:

- La velocidad de las aguas subterráneas puede ser mayor que la velocidad de sorción.
- La sorción puede obedecer a cinéticas de segundo orden, que requieren un modelo no lineal.
- Las sustancias químicas orgánicas pueden adsorberse a micropartículas de materia orgánica suspendidas en las aguas subterráneas y ser trasladadas en estas corrientes, provocando una sorción menor a la prevista.

Intercambio de iones. El intercambio de iones consta de un proceso en el cual los iones son sorbidos en soluciones que se acumulan sobre las áreas superficiales discretas con carga opuesta de las partículas del suelo. Este fenómeno es estimulado por fuerzas de atracción que contribuyen a la neutralidad electrostática y a equilibrar la carga eléctrica superficial del suelo con una carga opuesta equivalente de iones libres.

El intercambio de iones está considerado como una subcategoría del proceso de sorción caracterizada por la interacción electrostática. Sin embargo, se diferencia en el hecho de que el intercambio de iones afecta a los metales, mientras que la sorción se aplica a la materia orgánica. La capacidad de intercambio de iones del pH, que al descender a un nivel inferior al de neutralidad provoca la sustitución de iones de hidrógeno por otros metálicos.

El intercambio de iones metálicos en el suelo puede ser parcialmente reversible, por lo tanto, el intercambio de iones supone más un frenado que un proceso de atenuación.

Precipitación. La precipitación es el proceso contrario a la disolución, y consiste en el hecho de que cualquier sustancia disuelta excedente se transforma en sólida debido a que su concentración sobrepasa a la solubilidad de un componente concreto.

La fracción de sustancia que se separa de la solución se denomina precipitado. Este proceso es de tipo reversible, ya que si la concentración de una sustancia disuelta desciende a un nivel inferior al de su solubilidad, podría producirse la disolución de sustancias previamente precipitadas.

Filtración. La filtración es un proceso físico de frenado producido por la obstrucción de los espacios porosos resultante de la acumulación de partículas sólidas. Puede ser debida a la precipitación y a la acumulación de materias disueltas.

4.5.3 Procesos de atenuación.

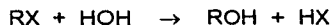
Los principales procesos de atenuación relacionados con la transformación de sustancias son las reacciones de oxidación y reducción provocadas por medios químicos o biológicos, la hidrólisis y la volatilización, que provocan el traslado de sustancias químicas a la atmósfera.

Reducción y oxidación química. Las reacciones de oxidación y reducción química (redox) pueden producirse tanto con sustancias químicas orgánicas como inorgánicas, y producen el aumento o la pérdida de oxígeno. La reacción que provoca el aumento de la cantidad de oxígeno es la oxidación y el proceso de reducción consiste en la pérdida de oxígeno; sin embargo, en estas reacciones no se ve involucrado necesariamente el oxígeno.

En el caso de las corrientes naturales de agua, los procesos de oxidación y reducción de sustancias orgánicas tóxicas pueden producirse en periodos geológicos, siendo a veces insignificantes considerando periodos de menor duración. En estos procesos se producirían al añadirse reactivos, cuya presencia quedaría patente en el pH y en el redox potencial de las aguas subterráneas. Por lo general, las condiciones redox son muy variables en distancias pequeñas, siendo más homogéneas en condiciones saturadas.

Reducción y oxidación biológica. La mayor parte de sustancias orgánicas del subsuelo se transforman en moléculas de menor tamaño debido a los mecanismos de oxidación y reducción producidos por la actividad metabólica de los microorganismos naturales, proceso denominado biodegradación. Dada la escasa cantidad de oxígeno en el subsuelo, la mayor parte de las transformaciones se produce gracias a la reducción de las vías de acceso en los procesos anaerobios. La degradación anaerobia no siempre transforma los componentes orgánicos en materiales de menor toxicidad y mayor lentitud.

Hidrólisis. Las sustancias químicas pueden reaccionar frente a las moléculas de agua en un proceso químico conocido como hidrólisis. La hidrólisis se suele caracterizar por un intercambio de iones entre OH⁻ y el grupo aniónico X de un compuesto químico, que tiene como consecuencia la descomposición del compuesto del siguiente modo:



Para la mayor parte de las sustancias químicas, la hidrólisis supone un proceso carente de relevancia en comparación con otros procesos de transformación de sustancias químicas orgánicas; sin embargo, en el caso de sustancias orgánicas cloradas, que no se alteran fácilmente con la biodegradación, la hidrólisis puede llegar a tener mucha importancia.

Un modo simple pero no siempre real consistiría en representar la hidrólisis como una reacción de primer orden con un pH y una temperatura constantes por medio de la siguiente ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = -KC$$

en donde: C = concentración (mg/l)
t = tiempo (s)
K = tasa de reacción de primer orden (s⁻¹)

Volatilización. La volatilización consiste en la transformación de las sustancias químicas volátiles de las aguas subterráneas en vapor, con su consecuente dispersión en la atmósfera. La volatilización puede tener tres orígenes en el subsuelo: a partir de una sustancia libre, de la humedad del suelo y de las aguas subterráneas. Las variables claves en este proceso son la presión del vapor y el área de contacto entre el aire del suelo y los tres factores mencionados. La porosidad de los materiales del subsuelo, menos la humedad (volumen del aire del suelo), proporciona un índice del grado de contacto. Como consecuencia, la humedad del suelo y el producto residual final atrapado en la zona no saturada poseen un área de contacto mucho mayor con el aire del suelo que las aguas subterráneas.

Aumento de la movilidad.

Los procesos de frenado y atenuación alteran el traslado de sustancias contaminantes y provocan menores concentraciones de las previstas como consecuencia exclusiva de la advección y la dispersión. Otros procesos van incluso en su detrimento y contribuyen a una mayor movilidad de la sustancia. Estos procesos consisten en la cosolvatación, la ionización, la disolución y la complejización.

Cosolvatación. La cosolvatación es el resultado de la introducción en el subsuelo de diferentes cantidades brutas de solventes orgánicos, cuyas propiedades difieren de la del agua, de modo tal que la mezcla de ambas provoca un comportamiento distinto al habitual del agua. La presencia masiva de solventes produce una interacción entre la sustancia sorbida y el solvente mayor que la que se daría en el agua. La mezcla resultante puede aumentar la movilidad de los componentes en comparación a los casos en los que el agua es el único solvente. La solubilidad de un componente orgánico particular podría aumentar, mientras que la capacidad de sorción de los materiales subterráneos podría disminuir.

Los solventes orgánicos influyen en la capacidad de sorción de los materiales del subsuelo de varias maneras.

- Competiendo por áreas de sorción.
- Eliminando la materia orgánica del agregado, (zona primaria de sorción).
- Alterando físicamente el suelo y con ello las zonas de sorción.

Las consecuencias de la cosolvatación sobre la solubilidad pueden ser también importantes, ya que la introducción de solventes en el agua podría contribuir en un aumento de la solubilidad de los componentes hidrófobos.

Ionización. Los ácidos orgánicos poseen la capacidad de donar protones cuando se encuentran en soluciones acuosas. En el proceso de ionización el protón que pierde el ácido provoca su conversión en un anión de mayor solubilidad en el agua.

Disolución. El proceso consiste en la disolución de sustancias químicas del producto libre o de los cuerpos sólidos del residuo tóxico en sustancias disueltas en aguas subterráneas, tanto cationes como aniones, o sustancias orgánicas. Los lixiviados son un ejemplo de líquido cuyos componentes se disuelven en el terreno durante el proceso de filtración.

Complejización. La complejización o quelación es la formación de un enlace coordinado entre un ion de metal y un anión. La complejización provoca el aumento de movilidad del metal debido a que:

- El metal complejizado es más soluble.
- El complejo sirve como enlace para lo que de otra forma serían iones metálicos libres, disminuyendo así sus posibilidades de adsorción o precipitación.

Debido a la gran variedad de ligantes (orgánicos o inorgánicos), que es posible encontrar en las aguas subterráneas, un metal puede verse complejizado de muy variadas maneras, siendo por ello difícil la predicción de resultados.

4.5.4 El destino en las ecuaciones de traslado.

Algunos procesos de frenado, especialmente la sorción y el intercambio de iones, poseen una gran influencia en la capacidad de traslado. Para su cálculo es necesario recurrir a ecuaciones de transporte de aguas subterráneas y añadir un factor empírico de frenado.

El traslado de sustancias contaminantes en el subsuelo responde a gradientes de tipo hidráulico (advección) y químicos (difusión). La ecuación de advección y dispersión para componentes disueltos no reactivos en acuíferos isótropos homogéneos, bajo condiciones de flujo estable es:

$$D_l \frac{\partial^2 c}{\partial l^2} - v_l \frac{\partial c}{\partial l} = \frac{\partial c}{\partial t} \text{-----EC. 4.4}$$

en donde D_1 = coeficiente longitudinal de dispersión hidrodinámica.
 c = concentración de sustancia sorbida.
 v_1 = velocidad lineal media de las aguas subterráneas.
 l = distancia de la línea de flujo.
 t = tiempo.

La ecuación de dispersión-advención (4.4) puede resolverse mediante soluciones numéricas dada la complejidad de la misma, las soluciones analíticas existen para casos caracterizados por las geometrías simples y las propiedades homogéneas del medio. Considerando un medio poroso y utilizando un dispositivo como el de Darcy en su experimento, en el cual los fluidos se muevan a una velocidad v , y con condiciones iniciales de concentración del contaminante $C = 0$, para X en tiempo $t = 0$.

En un tiempo $t > 0$ se inyecta en el punto $x = 0$ una concentración de un contaminante C_1 , tal que, la concentración en el punto $x = 0$ es igual $C = C_1$, la concentración en un punto distante dentro del dispositivo ($x \rightarrow \infty$), es $C = 0$, en todo el tiempo t .

Para este tipo de condiciones iniciales la solución a la ecuación 4.4 es la siguiente:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \frac{x-vt}{2\sqrt{D_x t}} + \exp \frac{vx}{D_x} \operatorname{erfc} \frac{x+vt}{2\sqrt{D_x t}} \right]$$

donde:

v = velocidad lineal media.
 D_x = coeficiente de dispersión hidrodinámica.
 x = distancia longitudinal.
 t = tiempo.
 erfc = función de error complementario.

Existe además una solución analítica, si se considera un modelo tridimensional (X, Y, Z); tomando para ello un medio poroso con condiciones homogéneas, la inyección de un contaminante en un punto $X = 0, Y = 0$ y $Z = 0$, en un tiempo $t = 0$, desplazándose el fluido en una dirección x y con una velocidad lineal v . La masa del contaminante se mueve lateralmente en la direcciones Y y Z , a causa de la dispersión y difusión (Fig. 4.9). la ecuación que se aplica bajo estas condiciones es la siguiente:

$$C(X, Y, Z, t) = \frac{M}{(8\pi t)^{3/2} \sqrt{D_x D_y D_z}} \exp \left[\frac{vt-x}{4D_x t} + \frac{-y}{4D_y t} + \frac{-z}{4D_z t} \right]$$

donde:

M = masa del contaminante inyectado.
 D_x, D_y, D_z = coeficientes de dispersión hidrodinámica en las direcciones X, Y, Z .
 t = tiempo.
 v = velocidad lineal media

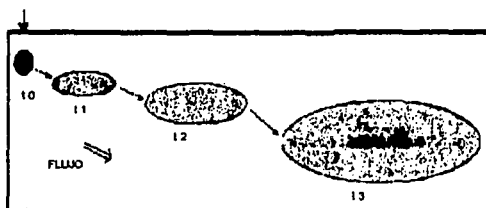


Fig. 4.9 Extensión de una nube de un contaminante inyectado, mientras mayor es el área afectada menor es la concentración en diferentes tiempos

El coeficiente de dispersión hidrodinámica D_1 es el resultado de los procesos de dispersión mecánica y de difusión molecular, representado por la siguiente ecuación:

$$D_1 = \alpha_1 v + D^*$$

en donde: α_1 = dispersión longitudinal.
 D^* = coeficiente de difusión molecular.

En la ecuación de traslado no se toman en cuenta los mecanismos de atenuación, frenado y aumento de la movilidad, procesos que pueden contribuir a la reducción de concentración de componentes orgánicos e inorgánicos en las aguas subterráneas.

Cada uno de estos fenómenos resulta de gran complejidad desde un punto de vista individual, lo que dificulta su estudio cuando se presentan en forma combinada e interdependiente, dando lugar a múltiples interpretaciones. El modo más habitual y sencillo de determinar la influencia de cada uno de estos procesos de modo conjunto consiste en especificar un factor F de frenado o retardación del siguiente modo:

$$F = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{n}$$

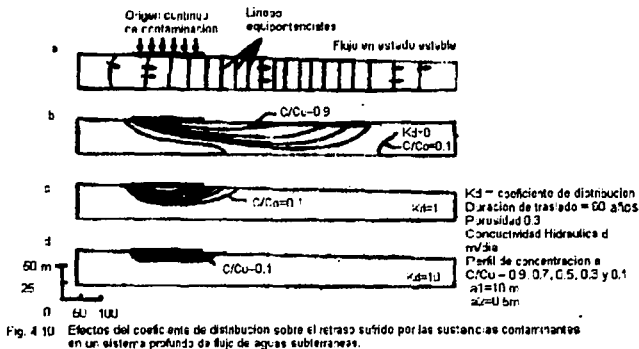
en donde: ρ_b = densidad de masa global del medio poroso.
 n = porosidad.
 K_d = coeficiente de distribución.

Entonces para incluir el factor de frenado es necesario modificar la EC. 4.4 de la manera siguiente:

$$\frac{1}{F} \left(D_1 \frac{\partial^2 c}{\partial l^2} - v_1 \frac{\partial c}{\partial l} \right) = \frac{\partial c}{\partial t}$$

En la Fig. 4.9 puede observarse la sección de un sistema de aguas subterráneas profundas en situación estable con un flujo continuo de sustancias contaminantes. En la Fig. 4.9a) no existen procesos de frenado, pero este va incrementándose en las figuras 4.9b), c) y d) (a medida que K_d pasa de 0 a 1 y a 10) con graves consecuencias.

En un periodo de 60 años no se produce traslado de sustancias contaminantes desde su lugar de origen en el caso de mayor volumen de frenado ($K_d = 10$) respecto al caso contrario ($K_d = 0$).



Empleando exclusivamente la variable K_d se tiene en consideración la sorción pero se ignoran otros procesos que influyen en el destino de las sustancias. El éxito de este tipo de cálculo se debe, en parte, al hecho de que la sorción suele ser en la mayoría de los casos un proceso determinante.

Conociendo las condiciones en que se halla el terreno y las sustancias químicas que en él se encuentran es posible estudiar individualmente los procesos de atenuación con un alto grado de fiabilidad. Los fenómenos de aumento de la movilidad deben ser analizados rigurosamente y de modo individual.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

4.6 EJEMPLOS.

Ejercicio 1. Calcular la concentración relativa (C/C_o) si $v = 5 \text{ cm/h}$, $D = 2 \text{ cm}^2/\text{h}$ para $x = 10 \text{ cm}$ y $t = 1.6 \text{ horas}$ y una función de error $\text{erfc}(x) = 0.7159$

Solución:

$$\text{erfc}\left(x\left(\frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}}\right)\right) = 0.7159\left(\frac{10-5*1.6}{\sqrt{4*2*1.6}}\right) = 0.4002$$

$$\exp\left(\frac{vx}{D}\right) = \exp\left(\frac{5*10}{2}\right) = 7.2 \times 10^{10}$$

$$\text{erfc}\left(x\left(\frac{x+vt}{\sqrt{4Dt}}\right)\right) = 0.7159\left(\frac{10+5*1.6}{\sqrt{4*2*1.6}}\right) = 0$$

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2} \left[\text{erfc}\left(\frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}}\right) \right]; \text{ es decir, de forma reducida:}$$

$$\frac{C}{C_o} = 0.2001$$

Ejercicio 2. De un relleno sanitario, escurre un lixiviado, con una concentración de cloruro de 725 mg/l, la cual se infiltra a un acuífero.

¿Calcular la concentración "C" del cloruro a la distancia "L" y en el tiempo "t" indicados?

Datos:

$$C_o = 725 \text{ mg/l} \quad D_t = 2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$$

$$L = 15 \text{ m} \quad V_x = 2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s}$$

$$t = 3.15 \times 10^7 \text{ s}$$

Solución:

$$C = \frac{725}{2} \left(\frac{15\text{m} - (2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s} \times 3.15 \times 10^7 \text{ s})}{2 \times [2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s} \times 3.15 \times 10^7 \text{ s}]^{1/2}} \right) + \left[\exp\left(\frac{2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s} \times 15\text{m}}{2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}}\right) \times \text{erfc}\left(\frac{15\text{m} - (2.6 \times 10^{-7} \text{ m/s} \times 3.15 \times 10^7 \text{ s})}{2 \times [2.4 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s} \times 3.15 \times 10^7 \text{ s}]^{1/2}}\right) \right]$$

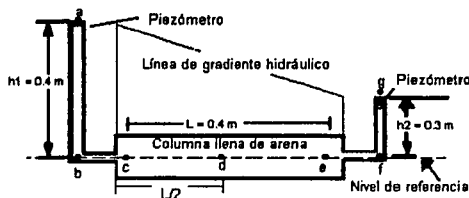
$$C = 362.5 \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{15m - 8.19m}{5.5m} \right) \right] + \exp(16.25) \times \operatorname{erfc} \left(\frac{15m + 8.19m}{5.5m} \right)$$

$$C = 362.5 \left[\operatorname{erfc}(1.24) + \exp(16.25) \times (4.22) \right] \frac{mg}{l}$$

$$C = 362.5 \times 0.083 \frac{mg}{l}$$

$$C = 30 \frac{mg}{l}$$

Ejercicio 3. Calcular las cargas de posición (h_z), presión (h_p) y totales (h_t) del experimento de Darcy, de la siguiente figura, en los puntos de "a" hasta "g".



Solución:

La siguiente tabla resume las cargas en cada punto marcado.

POSICIÓN	h_z	h_p	h_t
a	0.40	0.00	0.40
b	0.00	0.40	0.40
c	0.00	0.40	0.40
d	0.00	0.35	0.35
e	0.00	0.30	0.30
f	0.00	0.30	0.30
g	0.30	0.00	0.30

Los puntos "a" y "g" al estar situados por encima del nivel de referencia y no tener carga de presión toman únicamente la carga de posición, las cargas son de 0.40 y 0.30 m respectivamente.

Los puntos "b" y "c" situados en el nivel de referencia no tienen carga de posición, por lo cual presentan, solo carga de presión la cual es ejercida por la columna de agua que se encuentra situada en estos puntos, y es de 0.40 m.

Los puntos "e" y "f" al igual que los anteriores tienen solo carga de presión la cual es ejercida por la columna de agua situada por encima de ellos, y es de 0.30 m.

Para determinar la carga en el punto "d", es necesario calcular primero el gradiente hidráulico que es lineal para este caso, ya que la arena se encuentra confinada en la columna y estando por tanto, a una presión hidráulica mayor que la presión atmosférica.

$$h = \text{Variación de cargas totales} = (h_{ic} - h_{ie})$$

$$h = (0.4 - 0.3) = 0.10 \text{ m.}$$

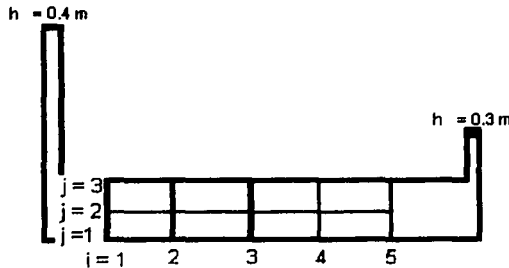
$$i = \text{Gradiente hidráulico} = \left(\frac{h}{L}\right) \Rightarrow G = \left(\frac{0.10}{0.40}\right) = 0.25$$

$$i = \frac{h_{ic} - h_{id}}{L/2} = 0.25 \quad \therefore h_{id} = h_{ic} - 0.25\left(\frac{L}{2}\right)$$

$$h_{id} = 0.40 - 0.25\left(\frac{0.40}{2}\right) = 0.35$$

$$h_{id} = \text{Carga total en el punto "d"} : 0.35 \text{ m}$$

Ejercicio 4. Calcular las cargas hidráulicas ($h_{i,j}$) del ejercicio anterior utilizando la técnica de la diferencia finita.



Solución:

Matriz de carga inicial en termino de $h_{i,j}$ variables:

$$\begin{bmatrix} h_{1,3} & h_{2,3} & h_{3,3} & h_{4,3} & h_{5,3} \\ h_{1,2} & h_{2,2} & h_{3,2} & h_{4,2} & h_{5,2} \\ h_{1,1} & h_{2,1} & h_{3,1} & h_{4,1} & h_{5,1} \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} j=3 & 0.4 & 0.35 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \\ j=2 & 0.4 & 0.35 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \\ j=1 & 0.4 & 0.35 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \end{bmatrix}$$

$$i=1 \quad i=2 \quad i=3 \quad i=4 \quad i=5$$

Dado que $h = 0.40$ en el limite superior, y 0.30 en el limite inferior; sabemos que la carga es $h < 0.40$ y $h > 0.30$, en la zona de flujo restante, por lo cual se elaboró la matriz anterior, que es una estimación inicial de la matriz de carga.

CAPITULO 4
"TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A TRAVÉS DEL SUELO"

A continuación debe iterarse la matriz volviendo a calcular sistemáticamente la carga por medio de la ecuación 4.3.

Comenzando por $h_{2,1}$, $h_{2,2}$ y $h_{2,3}$ se obtiene:

$$h_{2,1} = \frac{h_{1,1} + h_{3,1} + 2h_{2,2}}{4}; \quad h_{2,2} = \frac{h_{1,2} + h_{3,2} + h_{2,3} + h_{2,1}}{4}; \quad h_{2,3} = \frac{h_{1,3} + h_{3,3} + 2h_{2,2}}{4}$$

$$h_{2,1} = \frac{0.40 + 0.35 + 2(0.35)}{4} = 0.3875; \quad h_{2,2} = \frac{0.4 + 0.35 + 0.35 + 0.3875}{4} = 0.3719;$$

$$h_{2,3} = \frac{0.40 + 0.35 + 2(0.3719)}{4} = 0.3735$$

Cambiando la matriz original a la siguiente:

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3735 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3719 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3875 & 0.35 & 0.35 & 0.30 \end{bmatrix}$$

Se procede a calcular los valores de $h_{3,1}$, $h_{3,2}$, $h_{3,3}$, $h_{4,1}$, $h_{4,2}$ y $h_{4,3}$.

$$h_{3,1} = \frac{h_{2,1} + 2h_{3,2} + h_{4,1}}{4}; \quad h_{3,2} = \frac{h_{2,2} + h_{3,3} + h_{4,2} + h_{3,1}}{4}; \quad h_{3,3} = \frac{h_{2,3} + h_{4,3} + 2h_{3,2}}{4}$$

$$h_{4,1} = \frac{h_{3,1} + 2h_{4,2} + h_{5,1}}{4}; \quad h_{4,2} = \frac{h_{3,2} + h_{4,3} + h_{5,2} + h_{4,1}}{4}; \quad h_{4,3} = \frac{h_{3,3} + 2h_{4,2} + h_{5,3}}{4}$$

$$h_{3,1} = \frac{0.3875 + (2 * 0.35) + 0.35}{4} = 0.3594; \quad h_{3,2} = \frac{0.3719 + 0.35 + 0.35 + 0.3594}{4} = 0.3578;$$

$$h_{3,3} = \frac{0.3735 + 0.35 + (2 * 0.3578)}{4} = 0.3598$$

Cambiando la matriz a:

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3735 & 0.3598 & 0.35 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3719 & 0.3578 & 0.35 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3875 & 0.3594 & 0.35 & 0.30 \end{bmatrix}$$

$$h_{4,1} = \frac{h_{3,1} + 2h_{4,2} + h_{5,1}}{4}; \quad h_{4,2} = \frac{h_{3,2} + h_{4,3} + h_{5,2} + h_{4,1}}{4}; \quad h_{4,3} = \frac{h_{3,3} + 2h_{4,2} + h_{5,3}}{4}$$

$$h_{4,1} = \frac{0.3594 + (2 * 0.35) + 0.3}{4} = 0.3399; \quad h_{4,2} = \frac{0.3578 + 0.35 + 0.3 + 0.3398}{4} = 0.3369;$$

$$h_{4,3} = \frac{0.3598 + (2 * 0.3369) + 0.3}{4} = 0.3334$$

Resultando de la primera iteración la siguiente matriz:

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3735 & 0.3598 & 0.3334 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3719 & 0.3578 & 0.3369 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3875 & 0.3594 & 0.3399 & 0.30 \end{bmatrix}$$

siguiéndose el proceso iterativo se obtiene la solución:

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3783 & 0.3550 & 0.3300 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3767 & 0.3566 & 0.3310 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3758 & 0.3578 & 0.3329 & 0.30 \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.4 & 0.3778 & 0.3543 & 0.3278 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3781 & 0.3546 & 0.3286 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3778 & 0.3559 & 0.3299 & 0.30 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3773 & 0.3532 & 0.3269 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3776 & 0.3536 & 0.3273 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3780 & 0.3542 & 0.3278 & 0.30 \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.4 & 0.3768 & 0.3524 & 0.3265 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3771 & 0.3527 & 0.3268 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3777 & 0.3531 & 0.3269 & 0.30 \end{bmatrix}$$

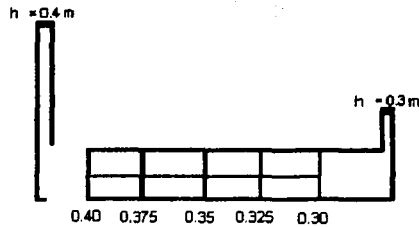
$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3763 & 0.3517 & 0.3262 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3765 & 0.3521 & 0.3262 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3768 & 0.3522 & 0.3264 & 0.30 \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.4 & 0.3759 & 0.3512 & 0.3257 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3761 & 0.3516 & 0.3259 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3763 & 0.3517 & 0.3260 & 0.30 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3759 & 0.3512 & 0.3257 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3761 & 0.3515 & 0.3259 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3763 & 0.3517 & 0.3260 & 0.30 \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.4 & 0.3757 & 0.3508 & 0.3255 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3758 & 0.3510 & 0.3256 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3759 & 0.3512 & 0.3257 & 0.30 \end{bmatrix}$$

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.3755 & 0.3506 & 0.3254 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3756 & 0.3507 & 0.3255 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3757 & 0.3508 & 0.3255 & 0.30 \end{bmatrix} \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.4 & 0.3754 & 0.3505 & 0.3252 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3755 & 0.3506 & 0.3254 & 0.30 \\ 0.4 & 0.3756 & 0.3507 & 0.3254 & 0.30 \end{bmatrix}$$

Finalmente los valores de las cargas serán:

$$\begin{bmatrix} 0.4 & 0.375 & 0.350 & 0.325 & 0.30 \\ 0.4 & 0.375 & 0.350 & 0.325 & 0.30 \\ 0.4 & 0.375 & 0.350 & 0.325 & 0.30 \end{bmatrix}$$



**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Ejercicio 5. Las aguas subterráneas situadas en las cercanías de un depósito subterráneo con derrames contienen 0.5 mg/l. de benceno y un $K_{oc} = 83$ mg/l. ¿Cuál sería la concentración de benceno absorbida por un suelo sedimentado que contiene un 2 por ciento de carbón orgánico, asumiendo que la sorción obedezca a un modelo lineal?

Solución:

$$K_d = K_{oc} f_{oc}$$

$$K_d = \left(83 \frac{mg}{l} \right) * 0.02$$

$$K_d = 1.66 \frac{mg}{l}$$

Utilizando la ecuación del modelo de sorción lineal, se determina, la concentración sorbida por el suelo sedimentado del modo siguiente:

$$S = K_d C$$

$$S = \left(1.66 \frac{ml}{g} \right) * \left(0.5 \frac{mg}{l} \right) * \left(\frac{1000g}{1Kg} \right) * \left(\frac{1l}{1000ml} \right) = 0.83 \frac{mg}{Kg}$$

$$S = 0.83 \frac{mg}{Kg}$$

CONCLUSIONES.

El presente trabajo se realizó apegado al programa de la carrera de Ingeniería Civil, en la asignatura de Modelos de Ingeniería Ambiental, abordando algunos temas por considerarlos básicos dentro de éste; el programa propuesto lo diseñó el M. en C. Raúl Pineda Olmedo, de acuerdo con sus conocimientos dentro del área, y experiencia en estos temas.

Este texto está realizado con el objeto de servir de complemento y apoyo a la materia, tanto para estudiantes como para profesores, que se encuentren interesados en la misma, dada la falta de material en español; pues los textos que poseen lo más actualizado están en inglés lo cual implica aun mayor dificultad y por ende le resta interés a una área en la cual el Ingeniero Civil puede tener un amplio campo de acción. Es por ello que en este trabajo se han omitido en algunos casos el desarrollo de las ecuaciones, pues trata de ser un texto práctico y cómodo de entender para quien lo consulte.

Para una mayor comprensión o profundizar en algún tema en particular se recomienda consultar las referencias que se mencionan al final del trabajo, ya que como se menciona en este trabajo, se han realizado algunas omisiones para darle un sentido de practicidad.

Este trabajo tiene como finalidad que al consultarlo podrá adquirir conocimientos básicos en diferentes materias, que aunque no son tomadas en cuenta dentro de la seriación, tienen cierta influencia, dados los fenómenos que rigen en el transporte de los contaminantes, como el que se presenta en el flujo en las aguas subterráneas que implica el conocimiento de la Ley de Darcy; además de que se considera necesario haber llevado como antecedente el curso de Introducción a la Ingeniería Ambiental.

Cabe señalar, que la selección del modelo más apropiado en cualquier medio natural (agua, aire o suelo), es aquel que trata de representar el fenómeno con un alto grado de precisión, lo cual implica, que para tener esta certeza se deben tomar en cuenta la mayor cantidad de variables posibles, sin que ello implique que el modelo deba resultar complejo y difícil, ya que perderá su particularidad, que es la de representar la realidad de una forma sencilla y con resultados satisfactorios lo más próximos o apegados a las condiciones reales.

“ANEXOS”

ANEXO 1

Tabla I NOM ECOL-001-1996. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos. (1)

PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUA COSTERAS						SUELO			
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección a la vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)		Humedales naturales (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
(miligramos/litro, excepto cuando se especifique)																				
Temperatura °C	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y aceites	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante	Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente		Ausente	
Sólidos sedimentables	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda bioquímica de oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

Los dos números en las celdas se refieren, respectivamente a promedio mensual (P.M.) y promedio diario (P.D.), N.A. no aplicable, (A); (B) y (C): tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua

ANEXO 1

Tabla II NOM ECOL-001-1996. Límites máximos permisibles para metales pesados y cianuro.

PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUA COSTERAS						SUELO			
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección a la vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)		Humedales naturales (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
(miligramos/litros)																				
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0
Cromo	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0	2.0	4.0
Plomo	0.5	1.0	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

Los dos números en las celdas se refieren, respectivamente a promedio mensual (P.M.) y promedio diario (P.D.); N.A. no aplicable; (A),(B), y(C), tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. (1) Fecha de actualización D.O.F. del 30 de abril de 1997

Anexo 2

PARAMETRO O SUSTANCIA	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES		
	PROMEDIO MENSUAL	PROMEDIO DIARIO	INSTANTANEO
GRASAS Y ACEÍTES (mg/l)	50	75	100
SOLIDOS SEDIMENTABLES (mg/l)	5	7.5	10
ARSENICO TOTAL (mg/l)	0.5	0.75	1
CADMIO TOTAL (mg/l)	0.5	0.75	1
CIANURO TOTAL (mg/l)	1	1.5	2
COBRE TOTAL (mg/l)	10	15	20
CROMO HEXAVALENTE (mg/l)	0.5	0.75	1
MERCURIO TOTAL (mg/l)	0.01	0.015	0.02
NIQUEL TOTAL (mg/l)	4	6	8
PLOMO TOTAL (mg/l)	1	1.5	2
ZINC TOTAL (mg/l)	6	9	12

El rango permisible de pH es de 10 y 5.5 determinado para cada una de las muestras simples.
 El límite máximo permisible de la temperatura es de 40 °C, medida en forma instantánea a cada una de las muestras simples.
 La materia flotante debe estar ausente.
 Los límites máximos permisibles para los parámetros de DBO₅ y SST son los establecidos en la tabla de parámetros fisicoquímicos de la NOM-001-ECOL-1996.

Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal fijados por la NOM-002-ECOL-1996*

La autoridad competente podrá fijar condiciones particulares de descarga.

BIBLIOGRAFÍA

1. Air and Waste Management Association (1992). Air Modelling. Proceedings of 85th Annual Meeting, Kansas, 21-26 June, Air and Waste Management Association, Pittsburgh, Pennsylvania.
2. Beck M. B. (1991). Principles of Modelling. Water Sci. Technol. E. U.
3. Briggs J. A. (1969). Plume Rise. AEC Critical Review Series , TID-25075.
4. Carpenter S. B. y colaboradores (1970). Principal Plume Dispersión Models. TVA. Power Plants. 63d Annual Meeting, Air Pollution Control Association.
5. Carson J. E. y Moses H. (1969). The Validity of Several plume of Rise Formulas. J. Air Pollution control Assoc. 19 No.11
6. INE, SEMARNAT. Normas Oficiales Mexicanas en Materia de Contaminación Ambiental y Ecología. México.
7. James A. (1993). An Introduction to Water Quality Modelling. John Wiley & Sons. New York, E. U.
8. Kiley G. (1999). Ingeniería Ambiental. "Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión". Mc. Graw Hill. Madrid, España.
9. Lagrega M. D. , Beckingham P. L. & Evans S. L. (1996). Gestión de Residuos Tóxicos. "Tratamiento, Eliminación y Recuperación de Suelos". Mc. Graw Hill. Madrid, España.
10. Lowry W. P. y Boubel R. W. (1967). Meteorological Concepts in Air Sanitation. Corvallis, Ore.: Oregon State University.
11. Martin D. O. (1976). The Change of Concentration Standard Deviation whit Distance. J. Air Pollution Assoc. 26, No. 2.
12. Metcalf y Eddy. (1996). Ingeniería de Aguas Residuales "Tratamiento, Vertido y Reutilización". Mc. Graw Hill. México D. F., México.
13. Nemerow N. L. (1991). Stream, Lake, Estuary and Ocean Pollution. Van Nostrand Reinhold Second Edition. New York, E. U.
14. Pineda O. R. (1999). Evaluación de un Ambiente Lagunar Estuarino, Mediante Indicadores de Calidad y Biológicos "Tesis para obtener Grado de Maestría". Zacatenco, México.

15. Quintero R. R. (1990). Ingeniería Bioquímica. "Teoría y Aplicaciones". Alambra Mexicana. México D. F., México.
16. Ramalho R. S. (1996). Tratamiento de Aguas Residuales. Reverte, S.A. (España)
17. Schnoor J. L. (1996) Environmental Modeling. "Fate and Transport of Pollutants in Water, air and soil". John Wiley & Sons. New York, E. U.
18. Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología, (1994). Índices e Indicadores Ambientales a Nivel Nacional y Regional. Tomos I, II y III. México.
19. Schroeder P. R. , Gibson A. C., y Smolen M. D. (1984). The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP). Model EPA/830-SW-84-010
20. Todd D. K. (1980). Groundwater Hydrology. John Wiley and Sons Inc. Nueva York, E. U.
21. Wark K. And Warner C. F. (1992). Contaminación del Aire "Origen y Control". Limusa Primera Edición. México D. F., México.

Otros temas para consulta sugeridos.

- I. Anderson M. & Woessner W. (1992) "Applied Groundwater Modeling" Simulation of Flow and Advective Transport. Academic press, USA.
- II. Bear J. & Verruijt. (1987). "Modeling Groundwater Flow and Pollution". Reidel publishing, Netherlands.
- III. Davis & Cornwell. (1998). "Introduction to Environmental Engineering" Mc Graw Hill, USA.
- IV. Fetter C. W. (1999). "Contaminant Hydrogeology" Prentice Hall. USA
- V. Linsley & Franzini, (1984). "Ingeniería de los Recursos Hidráulicos". CECSA. México.
- VI. Mihelcic (2001). "Fundamentos de Ingeniería Ambiental" Limusa – Wiley. México.
- VII. Steven C. Chapra (1997). "Surface Water – Quality Modeling". Mc Graw Hill

Advección.	Transporte originado por el movimiento en masa del fluido.
Batimetría.	Topografía submarina definida por su profundidad.
Biomasa.	Masa física de tejido vivo. Es una medida biológica usada para establecer la importancia de ciertos grupos para los ecosistemas en que habitan.
Carga Contaminante. (concentración)	Cantidad de contaminantes introducida a el ambiente acuático, atmosférico o el suelo. Es importante su relación con el volumen y la circulación del medio receptor; los problemas ocurren cuando las cargas son altas y los medios tienen una limitada capacidad de asimilación.
Ciclo Hidrológico.	Ciclo continuo del agua en la biosfera como sólido, líquido y gas. Se suceden los siguientes hechos: la evaporación de océanos a la atmósfera, la precipitación a la superficie de la tierra, el flujo del agua subterránea, escurrimiento, captación por plantas, y almacenaje en casquetes de hielo y océanos.
Coefficiente de rugosidad	Factor que influye en algunas formulas para el calculo de la velocidad media del agua en un conducto o canal, que refleja el efecto de la rugosidad del material de confinamiento en las perdidas de energía durante el flujo del agua.
Demanda bioquímica de oxígeno.	Cantidad de oxígeno que consumen los compuestos orgánicos en el agua en cinco días de prueba de laboratorio, en los cuales la perdida de oxígeno de la muestra resulta de la respiración bacteriológica y procesos químicos que en ella se presentan. La DBO es un parámetro que tradicionalmente se aplica como medición de la calidad del agua tratada.
Demanda Química de Oxígeno	Es la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar las sustancias mediante procesos químicos
Dispersión.	Mezcla de los fluidos contaminantes con un volumen del medio ambiente en el cual se encuentre.
Efluente.	Descarga de un medio a otro, como ocurre en el caso de una descarga de agua residual a un cuerpo de agua receptor.
Estuario.	Cuerpo de agua semicerrado que tiene una conexión libre con el mar en su interior se diluye el agua salada con el agua dulce.
Estratificación	Separación vertical de masas de agua en capas con características diferentes.

- Hidrodinámica.** Estudio del movimiento y de las fuerzas que actúan sobre los fluidos.
- Modelación.** Simulación de algunos fenómenos físicos abstractos o sistemas con otro sistema diseñado para cumplir leyes físicas o reglas abstractas de lógica, para predecir el comportamiento del primero mediante la experimentación con un sistema análogo.
- Monitoreo.** Rutina de observación, muestreo y pruebas en lugares y con parámetros asignados para determinar su calidad conforme requerimientos o normas y criterios establecidos.
- Población.** Agregación de organismos de unas especies determinadas.
- Reaireación.** Elevación de la concentración de oxígeno disuelto en el agua, que es resultado de la agitación mecánica.
- Ripario (sistema).** Sistema compuesto por los diferentes cuerpos de agua, desde su origen hasta su destino final. Puede ser el caso del nacimiento de un río, arroyo, hasta su deposición final en un lago de gran extensión donde su movimiento es casi nulo o hasta su deposición final en el mar.