

# **SALINIDAD Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN SUELOS**

**ROSARIO ITURBE\***

**\* Investigadora, Instituto de Ingeniería, UNAM**

## RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN	1
2. EL SUELO COMO SISTEMA DE APLICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	3
2.1 Metodología general	3
2.2 Metodología particular	13
3. MODELO DE TRANSPORTE	27
3.1 Transporte de soluto	27
3.2 Descripción del modelo matemático	28
3.3 Ejemplo de aplicación	31
3.4 Análisis de resultados	35
3.5 Conclusiones y recomendaciones	40
4. COMPORTAMIENTO DE UN SUELO CON APLICACIÓN DE AGUAS RESI DUALES	41
4.1 Evaluación en campo	41
4.2 Experimentación y solución numérica	42
4.3 Diagnóstico final	43
5. REFERENCIAS	45
APÉNDICE A. CONCEPTOS COMUNES PARA SUELOS SALINOS Y/O SALINO-SÓDICOS	47
APÉNDICE B. DESARROLLO EN DIFERENCIAS FINITAS	53

## ABSTRACT

This work deals with the effects resulting from salinity of agricultural land which is irrigated with wastewater because during the process important concentrations of salts are introduced in to the soil which in turn is progressively deteriorated.

If the problem resides in maintaining an adequate agricultural production in a zone irrigated with wastewater, the objective is to design a methodology such that this type of irrigation does not affect the capacity of assimilation of the soil.

## RESUMEN

Se estudia el efecto de la salinidad en los suelos agrícolas que se irrigan con aguas residuales, ya que en esta práctica se aportan concentraciones importantes de sales al suelo, el que debido a esto se va deteriorando con el tiempo.

Si el problema consiste en mantener una producción agrícola adecuada en una zona que necesariamente se riegue con este tipo de aguas, el objetivo principal es establecer una metodología tal que dicha práctica de riego no afecte la capacidad asimilativa del suelo.

## 1. INTRODUCCIÓN

La generación de aguas residuales en el país se incrementa en forma proporcional al crecimiento de la población y de la industria; de ahí que el impacto que producen las aguas residuales industriales en el país es mayor que el de las municipales debido al tipo de compuestos que aportan: metales pesados, compuestos orgánicos sintéticos, sales disueltas, etc.

En muchos casos, como el del DF, las aguas residuales industriales y municipales tienen como cuerpo receptor grandes zonas agrícolas, que son irrigadas con este tipo de aguas. A pesar de que durante los primeros años se obtienen beneficios en la producción agrícola, también se ocasionan perjuicios, tales como afectaciones a la salud, efectos a largo y mediano plazos en la producción por deterioro del suelo, y contaminación de los acuíferos.

La disposición de las aguas residuales en una zona, constituye un problema complejo por la cantidad de factores que intervienen, de ahí la necesidad de desglosarlo y de resolver los problemas prioritarios de cada caso.

Lo anterior plantea diversas alternativas de respuestas:

Si lo más importante es purificar el agua residual y únicamente se utiliza el suelo como un proceso para lograrlo, el objetivo será diseñar un siste

ma de tratamiento de acuerdo con las características fisicoquímicas y biológicas de las aguas residuales.

Si el problema es mantener una producción agrícola adecuada en una zona donde se requiere irrigar con aguas residuales, la meta será diseñar un sistema de suelo que utilice ese tipo de aguas sin que se afecte la capacidad reproductiva del suelo.

Si el problema es extraer agua del subsuelo y potabilizarla, es evidente que el objetivo será mantener el acuífero libre de contaminación.

En este trabajo se estudia el segundo problema, considerando cuál es el efecto de la salinidad por la aplicación, con fines de riego, de aguas residuales, ya que por lo general aportan importantes concentraciones de sales, lo que redundará en el deterioro del suelo; razón por la cual los principales objetivos del trabajo son:

- Plantear una metodología que permita diseñar un sistema de suelo con fines agrícolas, irrigado con aguas residuales, que impida la degradación de este.
- Conocer los mecanismos de acumulación y transporte de las sales mediante un modelo de simulación.

## 2. EL SUELO COMO SISTEMA DE APLICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

### 2.1 Metodología general

Con objeto de establecer los factores relevantes para el diseño de un sistema de suelo con uso de aguas residuales para fines agrícolas, se presenta una metodología factible, dividida en cuatro etapas (fig 1).

#### 2.1.1 Etapa I

En esta etapa se consideran básicamente dos aspectos:

- a) Capacidad asimilativa del sistema planta-suelo
- b) Caracterización del desecho (ref 1)

#### Capacidad asimilativa

Se define como la masa de un constituyente determinado que se aplica en un terreno, sin deteriorarlo, por unidad de área del suelo y por unidad de tiempo (kg del compuesto/ha/año).

Para obtener la capacidad asimilativa de un sistema de suelo con constituyentes de desechos industriales, los compuestos se agrupan en la siguiente clasificación.

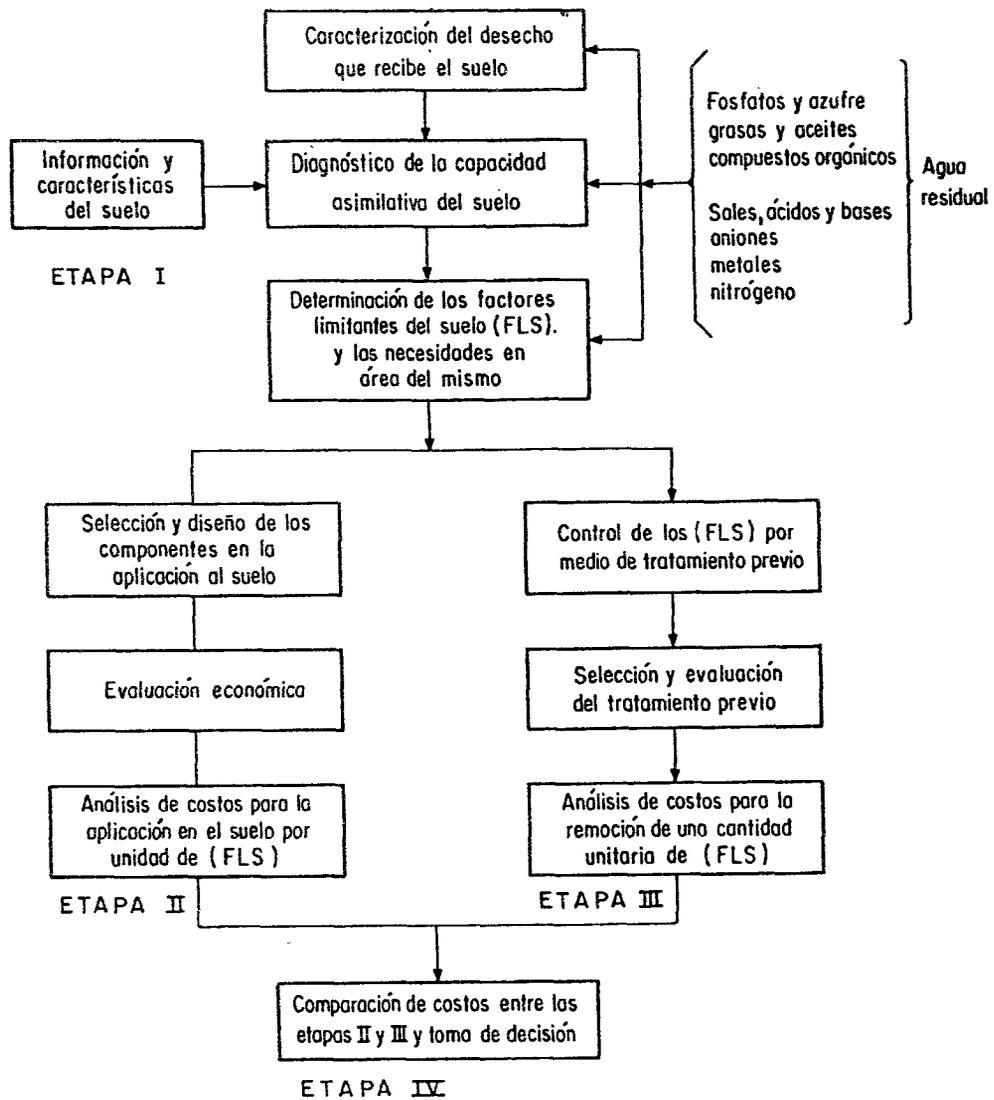


Fig 1. Metodología general para un sistema de suelo con aplicación de aguas residuales

## Compuestos que se degradan

En los compuestos que se degradan o se incorporan por asimilación en el sistema suelo-planta, la capacidad asimilativa se relaciona directamente con la velocidad de transformación del compuesto considerado, por ejemplo, nitrógeno, aceites, grasas o diversos compuestos orgánicos.

Con objeto de ilustrar la degradación, se presentan los criterios de diseño para compuestos orgánicos: cuando una especie orgánica se aplica a un sistema suelo-planta en una determinada dosis, la concentración de ese material en el suelo se incrementa rápidamente, dependiendo su magnitud de la cantidad empleada por unidad de área y de la profundidad de contacto; conforme se incrementa el volumen que va a usar ocurren diferentes respuestas de las plantas, o sea que para un cultivo en crecimiento, si el compuesto se adiciona a bajas velocidades, no hay efectos sobre su rendimiento, no así cuando la velocidad de aplicación se incrementa a una tasa media o alta, pues entonces el rendimiento del cultivo disminuye; por tanto, la dosis de un compuesto orgánico particular debe controlarse a fin de minimizar los efectos adversos sobre las plantas, de tal forma que permanezca por abajo del nivel crítico. En general, el rendimiento adverso, el nivel de incorporación o la concentración de un compuesto particular se pueden usar para establecer el nivel de la dosis crítica en un sistema suelo-planta específico (fig 2).

Una vez aplicada cierta cantidad a una dosis crítica, el compuesto orgánico empezará a degradarse a una velocidad definida, expresada en kg/ha/unidad de tiempo. No se debe emplear más compuesto hasta que las concentraciones en el suelo hayan disminuido por abajo de un 10 a 20 por ciento de las últimas cantidades; entonces se podrá aplicar más constituyente al sistema suelo-planta hasta el nivel crítico del suelo (fig 3).

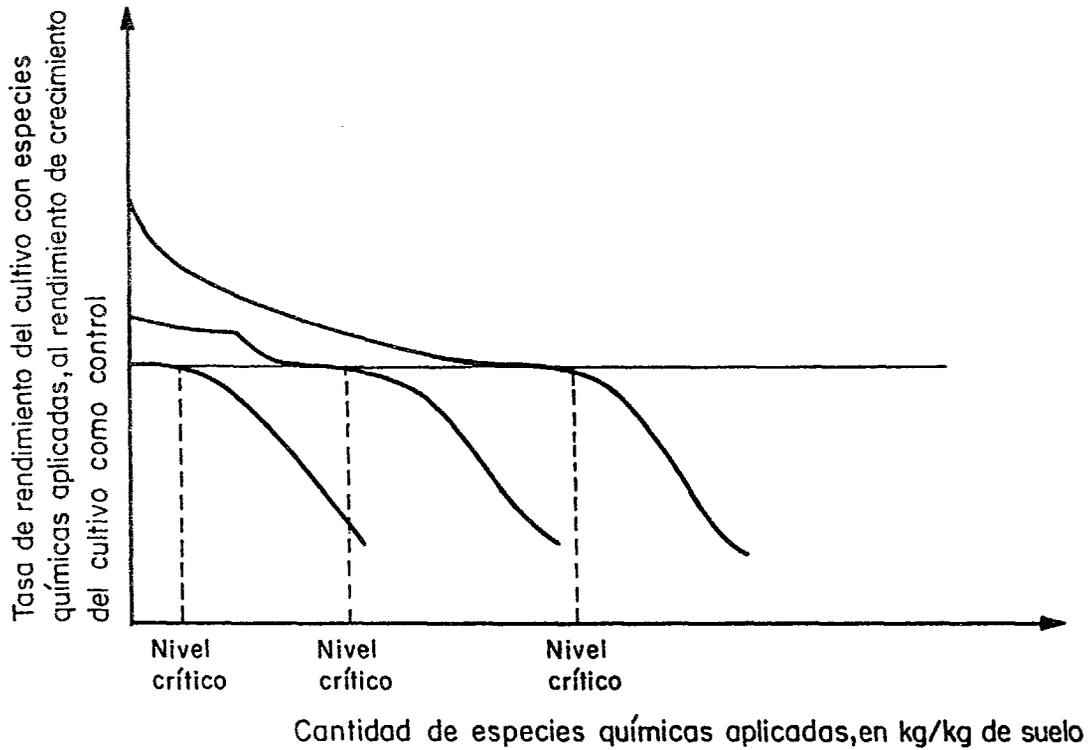


Fig 2. Curvas de respuesta en el rendimiento de un cultivo para tres especies vegetales en las que se aplicaron sustancias químicas

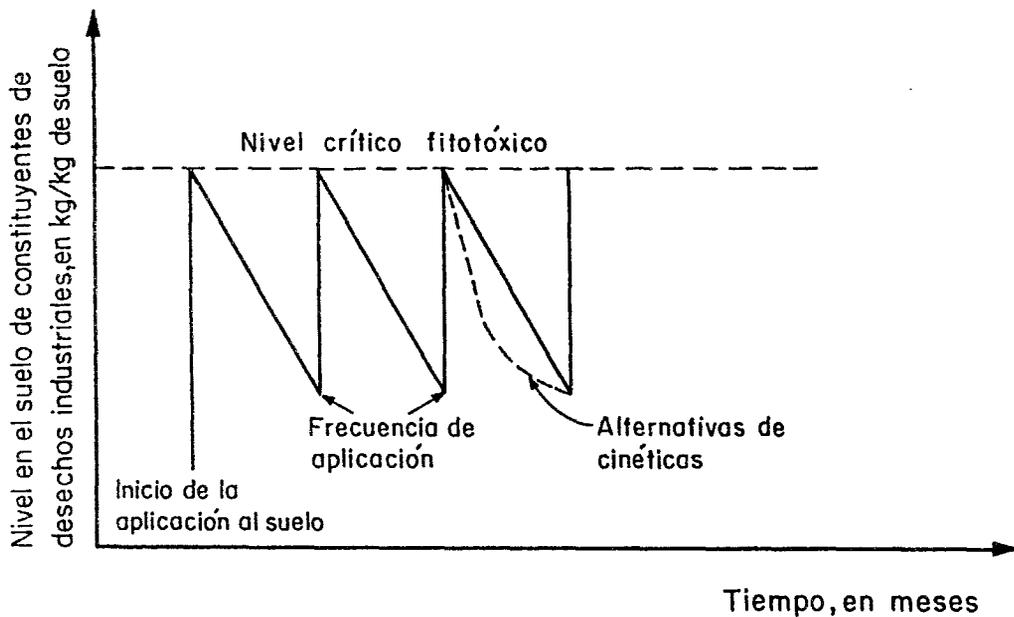


Fig 3. Respuesta de la concentración en el suelo para compuestos orgánicos

### Compuestos que se acumulan

El segundo grupo corresponde a los constituyentes de desecho industriales que no se descomponen o que no emigran en el sistema suelo-planta, por ejemplo, metales pesados.

Si los constituyentes del desecho industrial se emplean continuamente, su nivel en el suelo se incrementa hasta que alcanza una concentración crítica, convirtiéndose en inadecuado para uso agrícola (fig 4)

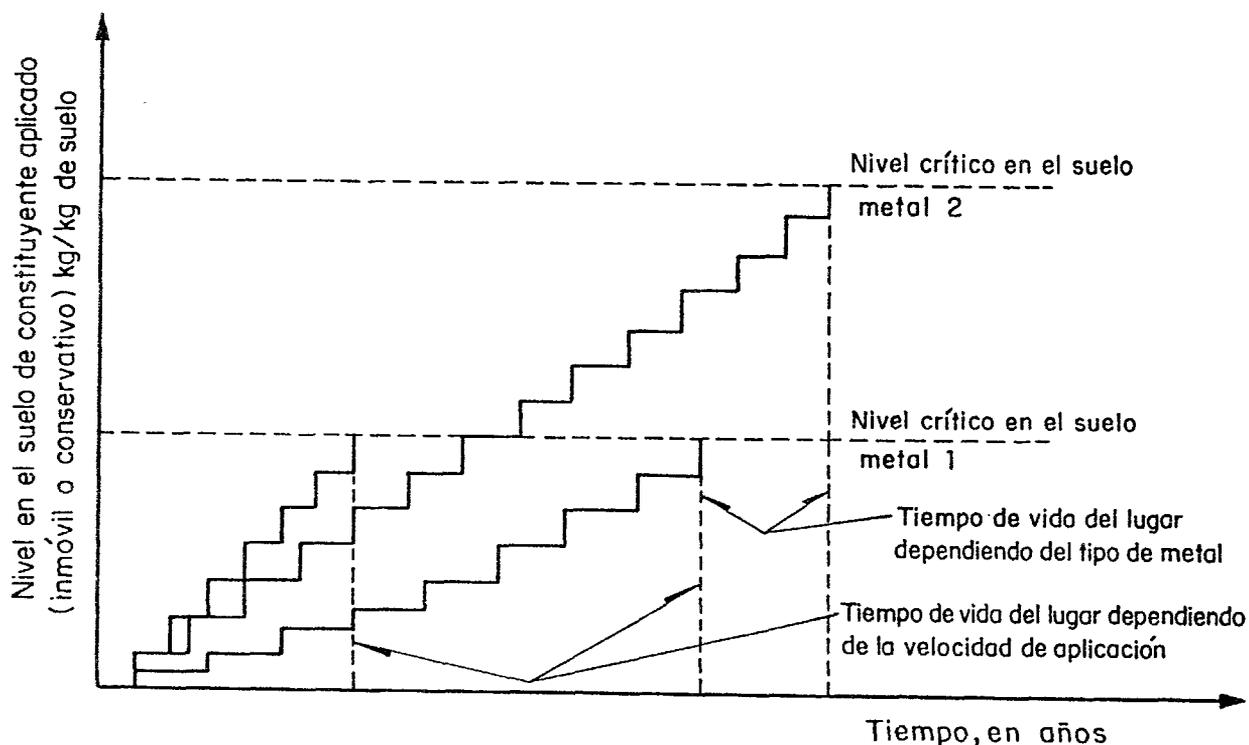


Fig 4. Acumulación y niveles críticos de la aplicación de los metales a un suelo

### Compuestos que emigran

Se aplica a los compuestos de desechos que no se descomponen, pero que sí emigran en el sistema planta-suelo, ya sea por lluvia o por irrigación. Los cationes inorgánicos y los aniones se incluyen en esta categoría.

El criterio de diseño consiste en emplear una cantidad de estos compuestos por hectárea y por unidad de tiempo, que permita mantener un equilibrio en tre las concentraciones del agua del suelo y las aguas receptoras, dentro de los límites de calidad para agua potable.

De lo anterior se deduce que para diseñar un sistema de distribución de aguas residuales para suelos conviene llevar a cabo los siguientes pasos:

1. Caracterización del desecho
2. Localización de lugares factibles
3. Recolección de datos para determinar la capacidad asimilativa a través de la literatura y de la experimentación, a nivel laboratorio, de manera similar a como se efectúan las pruebas de tratabilidad, a escala piloto, para procesos de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales.

Respecto a las pruebas experimentales que deben realizarse son:

- Capacidad de intercambio de los componentes del desecho en el suelo
- Velocidad de degradación de los mismos :
- Fitotoxicidad y capacidad de transporte del agua en el suelo

Es importante emplear condiciones similares a la velocidad real de aplicación en el campo, para obtener resultados representativos.

#### Caracterización del desecho

Debido a la gran cantidad de compuestos presentes en el agua residual in dustrial se han establecido siete grupos (ref 1), en los cuales es posible clasificar la mayoría de sus compuestos orgánicos e inorgánicos. Dichos grupos son:

- Fósforo y azufre
- Grasas y aceites
- Compuestos orgánicos

Sales, ácidos y bases

Especies aniónicas

Metales pesados

Nitrógeno

Una vez que se conocen la capacidad asimilativa, en kg/ha/año, y la caracterización del desecho, en kg/año, es factible calcular el área de suelo, en ha, necesaria para asimilar satisfactoriamente cada constituyente, lo cual se hace mediante la relación de generación de desecho a capacidad asimilativa.

Los compuestos que requieren áreas mayores se conocen como factores o constituyentes limitantes del suelo, FLS, de tal manera que si se aplica el agua residual a un área calculada y establecida para los FLS, los compuestos restantes se asimilarán correctamente.

Los FLS constituyen una herramienta de diseño que determina la posibilidad de reducir las áreas del suelo cultivado y, por tanto, los costos del sistema receptor.

### 2.1.2 Etapa II

En esta etapa se evalúa el costo del sistema total de aplicación en el suelo, con base en la información de la etapa I.

Los costos que se toman en cuenta son los relativos a la transportación del desecho líquido desde el lugar de su generación, y aquellos que aseguran su aplicación con las técnicas disponibles dentro de las regulaciones ambientales.

Un sistema de aplicación en el suelo consta de varios componentes típicos que deben seleccionarse y diseñarse para las condiciones del sitio de disposición. Dichos componentes son :

- . Transporte o trasmisión del desecho
- . Almacenamiento
- . Sistemas de aplicación (desparramadores, irrigación)

- . Compra y adaptación del terreno
- . Equipo agrícola
- . Monitoreo
- . Operación y administración

De esa lista de componentes, el diseñador debe seleccionar y estimar los costos para aquellos que se requieran en el empleo del desecho en el sitio escogido.

Los costos del tratamiento del suelo son máximos cuando se aplica el 100 por ciento del FLS contenido en el agua residual, ya que implica que el suelo requerirá un tratamiento más elaborado a fin de eliminar o de disminuir las concentraciones inadecuadas (fig 5).

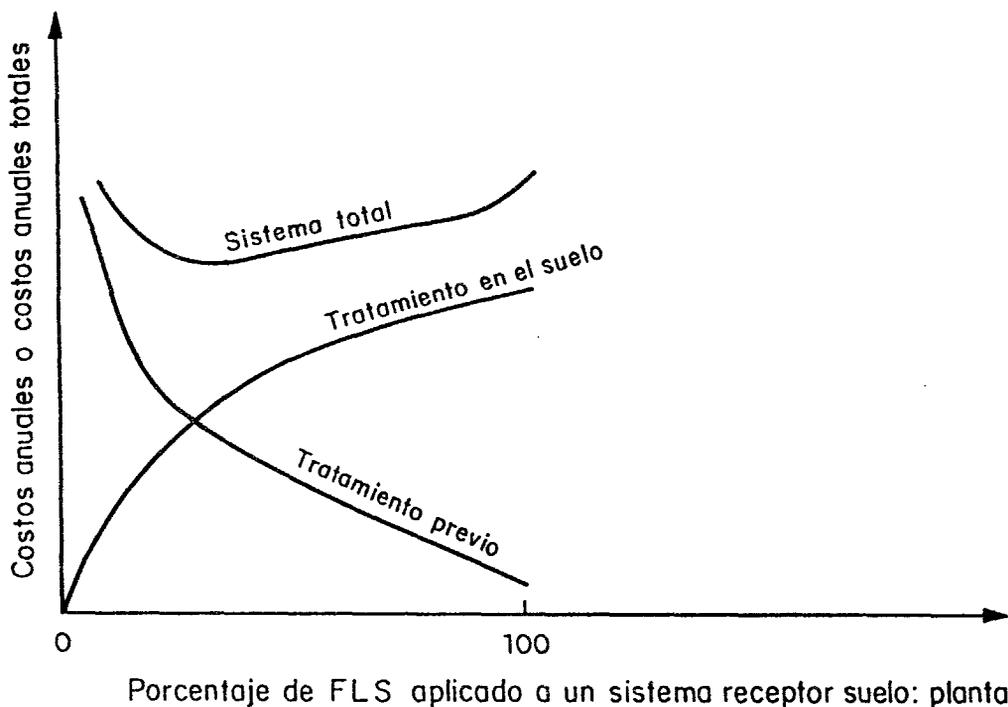


Fig 5. Balance económico entre tratamiento previo y tratamiento en el suelo para minimizar los costos totales del sistema

### 2.1.3 Etapa III

En esta etapa se busca reducir la cantidad de FLS identificada en la etapa I, mediante su control en el lugar de generación, o por medio de un tratamiento previo. Las necesidades del sistema suelo y el nivel de tratamiento previo deben balancearse para reducir el costo total del sistema.

La principal interrogante en esta etapa es conocer el costo que implica remover en diferentes porcentajes los FLS en una corriente residual industrial.

Donde se efectúa un tratamiento selectivo de remoción previo, el análisis de los FLS se debe revisar y actualizar continuamente, ya que conforme la cantidad de FLS se reduce, cualquiera de los factores restantes puede llegar a convertirse en un limitante, o sea que a partir de este punto, los tratamientos previos subsecuentes necesitan conducir a una disminución de dos o más constituyentes; por ejemplo, se puede dar el caso que para un lugar determinado, la capacidad asimilativa del suelo y un desecho generado de una industria de fertilizantes indiquen que el nitrógeno es el FLS; sin embargo, después de haberse efectuado una remoción del 30 por ciento de este nitrógeno, las sales (principalmente el sodio) pueden convertirse en el factor limitante; por tanto, para justificar la inversión que significa reducir el nitrógeno más de 30 por ciento hay que disminuir también la cantidad de sodio.

La evaluación del tratamiento previo adecuado es un proceso iterativo, para asegurar que los FLS están siendo removidos, y que hay un efecto sobre los requerimientos del suelo. Las opciones de tratamiento previo antes del empleo en el suelo son dos: la primera se basa en un proceso unitario para remover un FLS, por ejemplo, una desorción de amoníaco para remoción de nitrógeno, y los cambios en el diseño o condiciones de operación que permitan una eficiencia de remoción, o sea que para un proceso unitario, el tamaño, velocidad de flujo, temperatura de operación, naturaleza del contacto gas-líquido, etc, se pueden ajustar para variar las concentraciones de las especies químicas en el efluente del tratamiento previo.

La segunda consiste en seleccionar y clasificar un número de procesos unitarios que consideren a los respectivos porcentajes de remoción de un FLS dado. En esta parte de la metodología de diseño global, el diseñador debe tomar en cuenta las características de remoción típicas de todos los procesos de tratamiento previo.

Otro aspecto en la evaluación de opciones de tratamiento previo es que la mayoría de la literatura técnica disponible está orientada hacia elevados niveles de tratamiento de aguas residuales.

Una ventaja del tratamiento previo cuando es parcial o limitado, es que los costos de remoción no son tan altos, lo que no sucede con el tratamiento avanzado cuyo costos de remoción se incrementan notablemente.

Del análisis del tratamiento previo para remoción del FLS identificado para un agua residual determinada resulta la necesidad de generar una curva de costos que relacione la cantidad o porcentaje de FLS removido contra el monto de las opciones de tratamiento previo de diseño ya discutidas. La curva de costos es la principal conclusión de la tercera etapa y representa la evaluación económica crítica para reducir el factor, o bien el constituyente limitante antes de su aplicación al sistema suelo (fig 5).

#### 2.1.4 Etapa IV

En las etapas anteriores del análisis del diseño para tratamiento en el suelo, las relaciones económicas se establecen entre dos opciones:

a) los componentes totales de disposición en el sistema suelo, contra la cantidad o porcentaje de FLS para una corriente de desecho dada, y b) el tratamiento previo en la planta contra la cantidad o porcentaje de FLS removido en un agua residual; ambas curvas de costos se comparan, siendo el costo del tratamiento total previo en su disposición en el suelo la suma de las dos (fig 5).

La opción más económica es una combinación intermedia entre un tratamiento previo y el uso de la capacidad asimilativa del sistema suelo-planta, que produce el menor costo para el manejo del desecho industrial.

Este proceso de diseño, descrito en las cuatro etapas anteriores, va de acuerdo con las condiciones del lugar, requisito indispensable para cualquier tecnología de tratamiento en el suelo. Las variaciones debidas a las características específicas de un sitio y los tipos de desecho pueden

ser muy grandes, por lo que deben considerarse a cierto nivel para las evaluaciones técnicas y económicas de disposición de desechos industriales.

### 3.2 Metodología particular

Para los casos donde la salinidad es el factor limitante, se elaboró la metodología particular (fig 6), con base en la descrita en 2.1, de cuyas partes se habla a continuación:

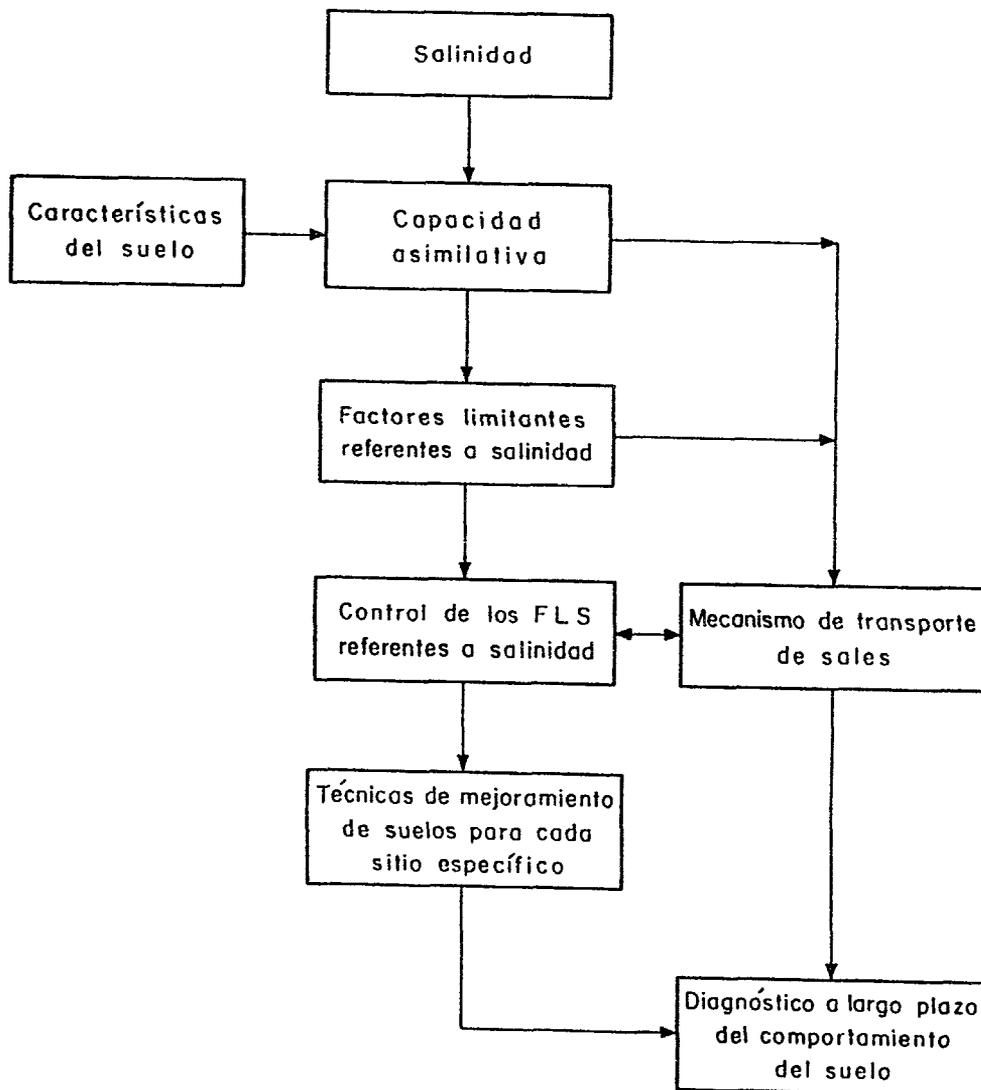


Fig 6. Metodología para un sistema con problemas de salinidad

### 2.2.1 Salinidad

La concentración de sales en las aguas de riego muy pocas veces es lo su ficientemente elevada como para causar daños inmediatos a los cultivos, sin embargo, la concentración de la solución, en la zona de raíces, se in crementa con riegos sucesivos hasta que el límite de solubilidad de cada sal se alcanza.

En ocasiones, la solubilidad de algunas sales, tales como boratos, cloruros, sulfato de sodio y magnesio, supera el límite tolerable de muchas plantas, hasta llegar a concentraciones tóxicas.

Por su parte, los diferentes componentes salinos del agua para riego afec tan tanto a las plantas como al suelo. Al respecto, las acciones dañinas de las sales sobre el crecimiento de las plantas son: a) efectos físicos directos que impiden a las plantas incorporar el agua, b) efectos químicos directos en las reacciones metabólicas de las plantas, y c) cambios en la estructura del suelo, disminución de la permeabilidad y una escasa aeración (ref 2).

Con objeto de conocer la capacidad de asimilación del suelo es importante evaluar la calidad del agua con respecto a la salinidad. En la tabla 1 se presenta una clasificación de la calidad de las aguas de riego, con ba se en la conductividad eléctrica, CE, que es una forma de medir la presen cia de sales.

TABLA 1. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS DE RIEGO CON BASE EN LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Salinidad	CE, en mmho/cm
Baja	< 0.25
Media	0.25 - 0.75
Alta	0.75 - 2.25
Muy alta	> 2.25

### 2.2.2 Caracterización del suelo

Cuando un agua de riego se aplica a un suelo cultivado, una cantidad se pierde por flujo y evaporación superficial directa, mientras que otra se infiltra en el suelo. Del agua infiltrada, una parte se aprovecha para uso consuntivo, otra permanece en el suelo para evapotranspiración posterior, y la restante se mueve hacia abajo y/o en dirección lateral a través del suelo. La retenida en el suelo se conoce como *solución del suelo*, y tiende a volverse más concentrada en constituyentes disueltos; el agua relativamente pura se utiliza por las plantas o se pierde por acción capilar hacia arriba mediante evaporación. La solución del suelo puede volverse menos salina por dilución con agua de riego pura o de lluvia, y por lixiviado del exceso de agua.

La afectación del suelo, por cantidades excesivas de sales, se debe a la aplicación incorrecta de ácidos, bases y sales en las aguas de riego y se clasifican en tres grupos:

#### Suelos salinos

El agua del suelo presenta sales y aunque existe buena estructura de este, el contenido de sales afecta de manera considerable la germinación y el crecimiento de plantas. En términos cuantitativos, si el extracto de saturación del suelo es mayor de 4 mmho en conductividad eléctrica y menor de 15 por ciento de sodio intercambiable, se dice que se trata de un suelo salino.

## Suelos sódicos

En estos suelos se presenta suficiente sodio en forma intercambiable, lo que reduce el rendimiento de los cultivos. Generalmente, dichos suelos al deflocularse alteran sus propiedades físicas, lo que reduce el movimiento de agua, y en consecuencia la humedad requerida para que las plantas crezcan. Si el contenido de sodio es suficientemente alto, o sea un porcentaje de sodio intercambiable mayor de 15, y una salinidad menor de 4 mmho/cm, se trata de un suelo sódico ( $\text{pH} > 8.5$ ).

## Suelos salino-sódicos

Se presentan cuando la cantidad de sales ( $> 4$  mmho/cm) y de sodio ( $> 15$  por ciento de sodio intercambiable) es excesiva; esta condición del suelo salino-sódico ( $\text{pH} < 8.5$ ) hace que los cultivos reduzcan su producción.

Las principales definiciones relacionadas con la salinidad en los suelos se incluyen en el Apéndice A.

### 2.2.3 Capacidad asimilativa

Cuando los ácidos, bases o sales se aplican a un sistema suelo-planta se presenta una reacción o respuesta inicial. Para los ácidos y bases (orgánicos o inorgánicos) tiene lugar una reacción de neutralización a un cierto nivel, de acuerdo con la capacidad amortiguadora del suelo y con la magnitud y disociación del ácido o base aplicada; también reaccionan con el suelo por intercambio iónico y precipitación. El impacto de la respuesta de las sales depende de la capacidad de adsorción del suelo (capacidad de intercambio catiónico, CIC) y de la proporción relativa de sodio en el agua de riego.

Después de la respuesta inicial del sistema suelo-planta, los ácidos y las bases orgánicas experimentan una degradación microbiana; por tanto, se convierten en materia orgánica del suelo o en productos gaseosos finales

de la degradación microbiana ( $\text{CO}_2$ ). Por su parte, los ácidos y bases inorgánicos se comportan como especies conservativas en forma similar a las sales. Estos componentes eventualmente emigran con el movimiento del agua (de riego y lluvia) de una manera análoga al movimiento de cationes y aniones en un sistema natural suelo-planta; de ahí que, a largo plazo, la capacidad asimilativa del suelo se excede, con lo cual se presenta un balance iónico entre la entrada y la salida. El flujo de agua con los iones asociados se mueve, tanto en dirección lateral hacia las aguas superficiales, como vertical hacia el agua subterránea.

El diseño de la asimilación del agua de riego con desechos industriales consta de varias partes: la primera consiste en minimizar el efecto de la dosis de las reacciones iniciales en el suelo.

La segunda parte es asegurar una corrección a largo plazo para ácidos, bases y sales (por ejemplo, sodio), o sea que debe corregirse la calidad del agua de riego y/o del complejo suelo-desecho industrial con sustancias químicas suplementarias, a fin de mantener la capacidad agrícola funcional del sistema suelo.

La tercera y última parte del diseño de la capacidad asimilativa estriba en determinar los compuestos que mantengan el impacto de los cationes y aniones en las aguas receptoras dentro de los límites aceptables. El porcentaje de agua que se aplica, y el de la lluvia que se mueve a través del suelo hacia las aguas superficiales y subterráneas, se puede calcular mediante balances hidrológicos.

La asimilación de las sales en el sistema suelo-planta depende del movimiento de agua, así como de las propiedades de intercambio del suelo y el tipo de cultivo seleccionado; a su vez, el movimiento del agua va en razón de las características del suelo y de la zona en general. Para evaluar la capacidad asimilativa del suelo y el desbalance de sodio, se necesita desarrollar un equilibrio entre la humedad, el movimiento en direcciones lateral y vertical, y las características del agua con desechos industriales.

#### 2.2.4 Factores limitantes relativos a la salinidad

La salinidad como FLS se puede descomponer en varios factores con los que es factible optimar la capacidad asimilativa del suelo en torno a la salinidad.

Los principales factores relacionados con el contenido salino de las aguas de riego, cuando se aplican a un sistema suelo-planta, son:

- Contenido total de sales
- Balance relativo entre el sodio y el resto de los otros cationes, expresado por RAS o PSI.

Con los datos de la capacidad asimilativa para cada constituyente y con la caracterización para salinidad del agua de riego es posible conocer la cantidad (kg/año) de cada constituyente y obtener el análisis de FLS para cada parámetro mediante dividir el cociente de la cantidad de FLS entre la capacidad asimilativa; las unidades que resultan son de superficie (ha), siendo el constituyente que requiere mayor área, el FLS.

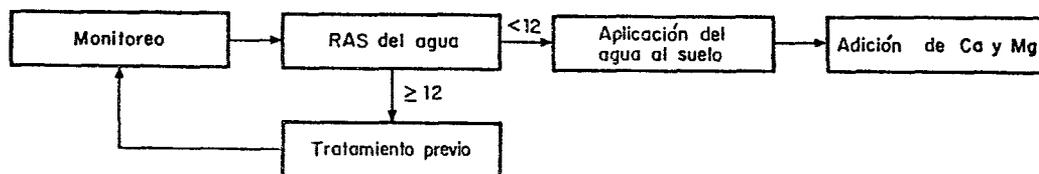
#### 2.2.5 Control de los factores limitantes referentes a la salinidad

El control se puede manejar en dos grupos: desbalance de sodio y salinidad. Esta parte de la metodología es prácticamente una variante de la combinación de las etapas II y III de la metodología general.

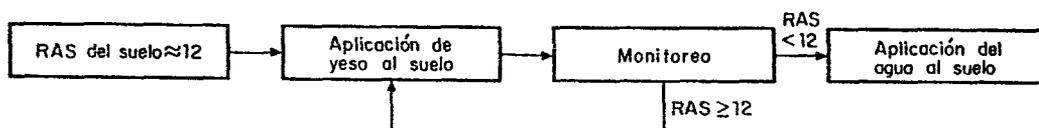
##### Desbalance de sodio

Existen cuatro posibilidades para asegurar la asimilación del sodio en un sistema suelo-planta, irrigado con aguas de desechos industriales (fig 7); a la vez, esto involucra un balance entre el sodio y otros cationes, como sucede en las relaciones RAS y PSI del suelo. El balance impide que el sodio se incorpore al suelo y repercuta en alteraciones físicas de este y en el crecimiento de la planta.

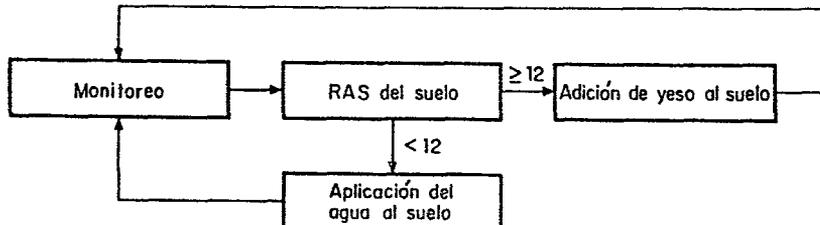
## OPCION 1



## OPCION 2



## OPCION 3



## OPCION 4

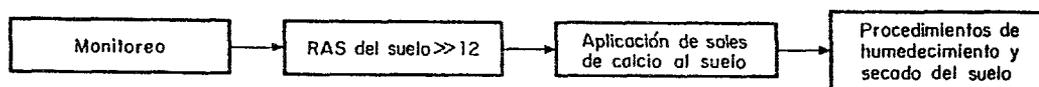


Fig 7. Manejo del suelo para controlar el desbalance de sodio

La primera posibilidad, la más económica, consiste en tratar previamente el agua de riego contaminada hasta obtener un RAS  $< 12$  antes de su aplicación al suelo a fin de que tanto el agua del suelo como el propio suelo se encuentren en el nivel seguro de RAS. Para sustituir el sodio en el proceso, se añade calcio y magnesio, con lo cual se ajusta el RAS. Conviene prever el monitoreo a fin de asegurar un equilibrio en el suelo.

La segunda opción para el control del RAS es añadir directamente calcio o magnesio al suelo, lo que permite mantenerlo en condiciones aceptables. Sin embargo, esta respuesta no es aconsejable, pues se debe efectuar un monitoreo más intenso y diversas operaciones en el campo. Un aditivo usual para el suelo es yeso, por su bajo costo y buena solubilidad (ref 3)

Con esta última opción, las propiedades físicas del suelo y el crecimiento de los cultivos no se alteran, debido a que los mejoradores se aplican cuando la solución del suelo se aproxima a valores críticos. En este caso, el RAS del extracto del suelo se reduce y pueden asimilarse mayores cantidades de agua con desechos industriales.

La tercera opción requiere grandes áreas de suelo en razón del tiempo de vida, lugar de aplicación del agua de riego y lapso necesario para tener un RAS igual a 12 en el suelo. Frecuentemente, los niveles de Na, Ca y Mg son bajos, pero con el uso continuo del desecho, la capacidad de intercambio catiónico se satura, el RAS se aproxima a niveles críticos, de ahí que el lapso para alcanzar valores críticos de RAS se deba calcular para que la aplicación se termine totalmente o para iniciar adiciones en el suelo que vuelvan cíclico el proceso.

La cuarta posibilidad consiste en corregir un suelo en el que el valor crítico de RAS se ha excedido. Esta técnica es poco aconsejable porque se presenta cuando el suelo ha sido defloculado y su estructura dañada. El proceso de solución es lento y tedioso, siendo parcial la recuperación del suelo a su condición original. Si la zona dañada es la superficial, la corrección resultará menos difícil porque se incorporan mecánicamente sales de calcio, con lo que disminuye el porcentaje de sodio de los sitios de adsorción en el suelo.

Una forma de restablecer un suelo y reutilizarlo parcialmente en pocos meses es mediante manipulación mecánica y procedimientos de humedecimiento y secado, o bien el desarrollado por el Departamento de Irrigación de Cultivos Agrícolas de Estados Unidos (ref 1), que considera tres fuentes de adición de calcio para corregir el desbalance de sodio.

## Salinidad

Si esta resulta ser el factor limitante, se necesita efectuar correcciones mediante variaciones en la capacidad asimilativa para sales, la cual cubre dos factores:

- Un requerimiento agrícola bien definido a fin de mantener el agua necesaria para la planta en el suelo
- La emigración de componentes salinos aplicados al suelo (cationes y aniones)

Los requerimientos de riego por uso consuntivo se comparan con las aplicaciones actuales de riego a fin de determinar si se necesita más agua de riego sin sales para mantener el cultivo en condiciones adecuadas.

Para impedir un exceso de sales en la zona de raíces se requiere un drenaje suficiente; la solicitud de agua por este concepto se define como:

$$LR = \frac{D_d}{D_i} = \frac{EC_i}{EC_d} \quad (2.1)$$

donde

- LR      requerimiento de agua para impedir exceso de sales en la zona de raíces
- $D_d$     volumen de agua por unidad de área (profundidad) que puede drenarse
- $D_i$     volumen de agua por unidad de área que se agrega en la irrigación
- $EC_i$     concentración permisible de sales, expresada como conductividad eléctrica
- $EC_d$     concentración de sales en el agua de riego

El efecto del agua de lluvia debe incluirse en la ec 2.1 de modo que

$$D_i^T = D_i + D_r \quad (2.2a)$$

$$EC_i^T = \frac{(D_i EC_i + D_r EC_r)}{D_i^T} \quad (2.2b)$$

donde T se refiere a la entrada total de líquidos y r a la lluvia.

La cantidad total de líquido que se aplica es

$$D_i^T = \left( \frac{EC_d}{EC_i} \right) D_d \quad (2.3)$$

El valor de  $EC_d$  se establece de acuerdo con la tolerancia del cultivo a la concentración de sales en el agua (fig 8)

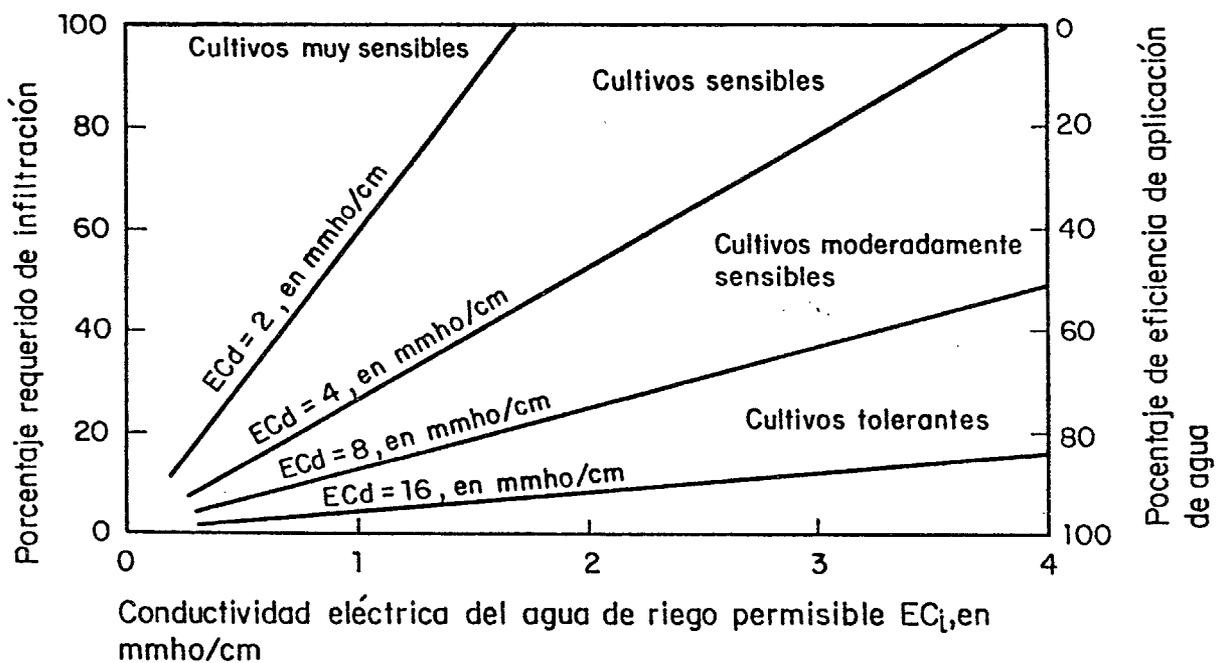


Fig 8. Requerimientos de infiltración relacionados con la tolerancia de los cultivos a las sales

En caso de aplicar aguas residuales, la ec 2.3 se transforma

$$D_r + \frac{Q}{A} = \left( \frac{C_d}{C_i} \right) D_d$$

donde

- $D_r$  entrada de agua por lluvia
- $Q$  volumen de agua residual aplicada
- $A$  área de suelo requerida para la aplicación del agua residual
- $C_d$  concentración permisible en el agua potable de la especie con  
siderada
- $C_i^T$  concentración de sal en el agua aplicada y en el agua de lluvia
- $D_d$  volumen de agua aplicada por unidad de área que se mueve latera  
l o verticalmente fuera de la zona de raíces

Mediante calcular  $A$  se obtiene el área necesaria para mantener el suelo libre de condiciones de salinidad adversas (ref 1)

La aplicación de las ecuaciones para conocer las áreas necesarias impiden rebasar los límites de la calidad de agua que el diseñador considere per  
tinente.

#### 2.2.6 Mecanismos de transporte de sales

Una forma de diagnosticar y pronosticar el problema de salinidad en el suelo, y que la capacidad asimilativa del mismo no se rebase consiste en establecer un modelo que permita conocer el transporte de sales de acuerdo con determinadas condiciones tanto para el suelo como para el agua de riego, y con ello señalar opciones de riego que impidan saturar la capacidad asimilativa y fijar un pronóstico de operación del suelo y de los problemas que se puedan presentar a largo plazo.

Las relaciones del modelo de transporte y los pasos de la metodología para sales se presentan en la fig 6, y en el Cap 3 la descripción del modelo.

### 2.2.7 Mejoramiento de suelos en sitios específicos

En la fig 9 se muestra una secuencia general de determinaciones para el diagnóstico y tratamiento de suelos con posibles problemas de salinidad. Según el diagrama, se parte de una muestra representativa del suelo con lo que se determina la conductividad hidráulica y eléctrica. De aquí surgen dos caminos básicos con objeto de definir si el problema es el exceso de sodio o de sales. Si la conductividad hidráulica resulta baja, el problema posiblemente sea exceso de sodio, por lo que se determina el PSI, RAS y yeso. En caso de que el PSI y RAS resulten altos y el yeso bajo, el problema es un exceso de sodio, por lo cual habrá que aplicar un mejorador con sustancias químicas (ref 4).

En caso de que los PSI, RAS y yeso resulten altos, la situación se soluciona mediante lavar los suelos y realizar constantes monitoreos que permitan un control.

Si la conductividad eléctrica, CE, del análisis del suelo resulta bajo, y se ha diagnosticado un problema, este puede ser resultado de la existencia de iones tóxicos provenientes del agua de riego, pero no es un problema debido a las sales. Si el valor de la conductividad eléctrica es alto, el problema va en razón de las sales, por lo que hay que realizar el análisis completo para identificar si la causa es el sodio, carbonatos, o cloruros.

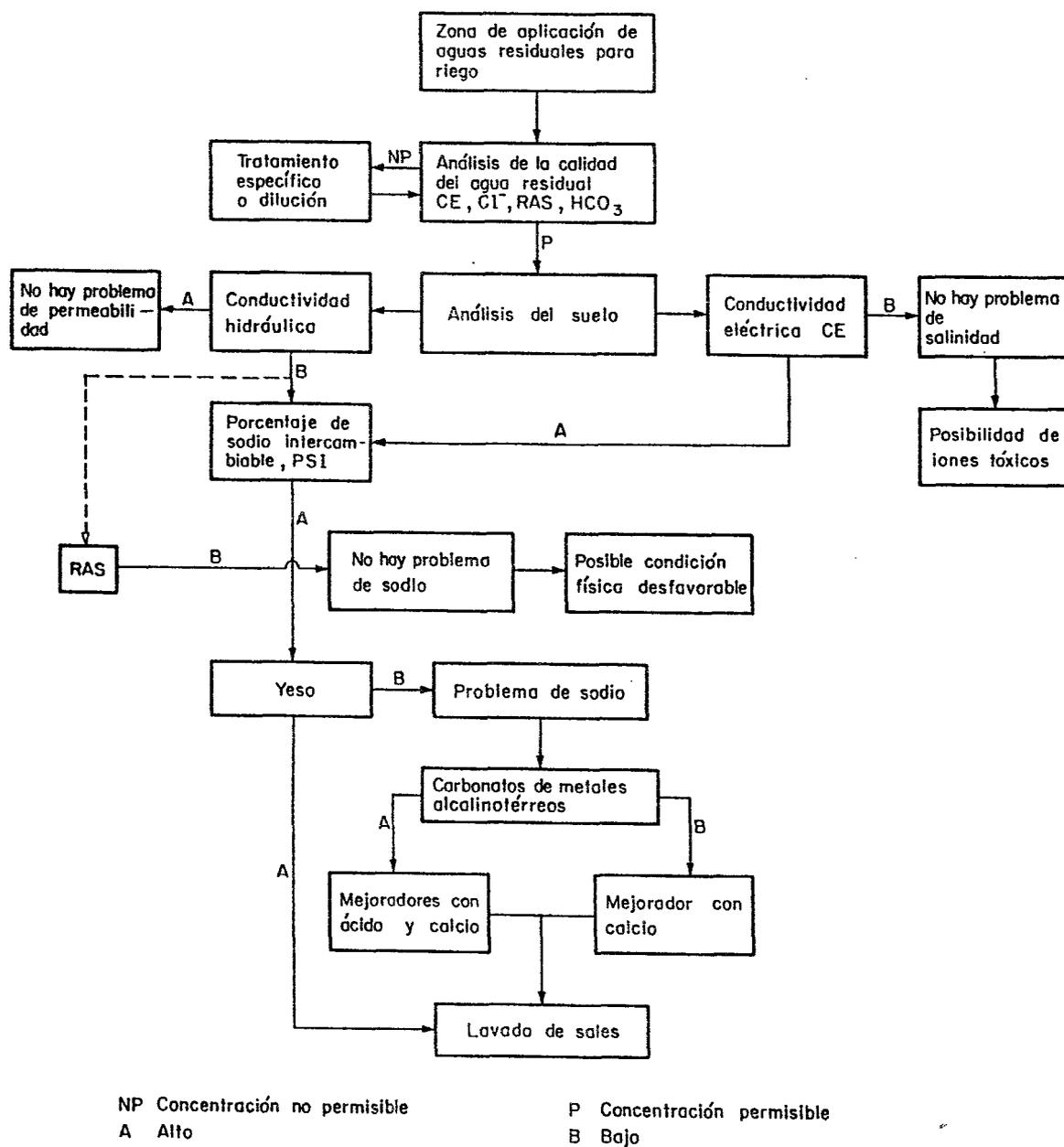


Fig 9. Diagnóstico de un suelo con aplicación de aguas residuales para riego

### 3. MODELO DE TRANSPORTE

Para conocer el estado del suelo es necesario investigar los procesos que controlan el flujo del agua y el transporte del soluto en la zona cercana a la superficie, donde por lo general se tienen condiciones de no saturación.

Este capítulo contiene lo relativo a la solución numérica del modelo matemático que establece tanto el flujo del agua como el transporte de un soluto en la zona no saturada. El método al respecto, es el de Crank Nicolson en diferencias finitas (ref 5); además se utiliza el algoritmo de Thomas para obtener la solución de las matrices de coeficientes tridiagonales que se forman (ref 6).

#### *3.1 Transporte de soluto*

A través de un medio poroso, con un volumen de control el transporte de soluto se establece mediante el principio de la conservación de la masa en el mismo, de la siguiente forma (ref 7)

tasa de cambio del soluto en el volumen de control	=	soluto que sale del volumen	-	soluto que entra al volumen	+	pérdida o ganan cia del soluto debido a reaccio nes fisicoquímicas
-------------------------------------------------------------	---	-----------------------------------	---	-----------------------------------	---	-----------------------------------------------------------------------------

Los procesos físicos relativos al flujo dentro y fuera del volumen de control son advección y dispersión hidrodinámica; la pérdida o ganancia de soluto depende de las reacciones químicas, bioquímicas, decaimiento reactivo, sorción, etc.

La advección es el proceso por el cual el soluto se transporta por el movimiento del flujo del agua subterránea, por lo que depende de la velocidad y de la porosidad del suelo.

Existe una tendencia del soluto a esparcirse fuera del patrón de flujo; este fenómeno se denomina dispersión hidrodinámica, y ocurre por el mezclado mecánico y por la difusión molecular, la que solo es significativa a muy bajas velocidades.

La sorción es el proceso fisicoquímico por el cual las partículas de suelo immobilizan algunos iones contenidos en el agua que entra al suelo; la remoción de contaminantes por dicho proceso depende de que la concentración en solución esté en equilibrio dinámico con el componente de suelo adsorbido.

### 3.2 Descripción del modelo matemático

El modelo que se presenta considera el transporte de agua y de soluto con los efectos de advección, dispersión, difusión y sorción.

De acuerdo con lo anterior, la ecuación unidimensional para flujo de agua en estado transitorio y para condiciones no saturadas es (ref 8)

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} - \frac{\partial k(\theta)}{\partial z} \quad (3.1)$$

donde

$\theta$  contenido volumétrico de agua en el suelo, en  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$

$D(\theta)$  difusividad del agua en el suelo, en  $\text{cm}^2/\text{h}$

$K(\theta)$  conductividad hidráulica, en  $\text{cm}/\text{h}$

$t$  tiempo, en  $\text{h}$

$z$  profundidad del suelo, en  $\text{cm}$

Respecto a la ecuación correspondiente que gobierna el transporte del soluto, esta es

$$\rho \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial \theta c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta D_s (\bar{V}) \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial v c}{\partial z} \quad (3.2)$$

donde

$\rho$  densidad del suelo, en  $\text{g}/\text{cm}^3$

$c$  concentración del soluto en solución, en  $\mu\text{g}/\text{cm}^3$

$S$  cantidad de soluto adsorbida por el suelo, en  $\mu\text{g}/\text{g}$

$D_s$  coeficiente de dispersión del soluto, en  $\text{cm}^2/\text{h}$

$V$  velocidad del flujo de agua en el suelo, en  $\text{cm}/\text{h}$

$$\bar{V} = v/\theta$$

La velocidad de flujo es

$$\frac{\partial v}{\partial z} = -\frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3.3)$$

Al reordenar la ec 3.2 resulta

$$\frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial c}{\partial t} = D_s (\bar{V}) \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - A \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.4)$$

donde

$$A = \frac{1}{\theta} \left[ v - D_s(\bar{V}) \frac{\partial \theta}{\partial z} - \theta \frac{\partial D_s(\bar{V})}{\partial z} \right] \quad (3.5)$$

La cantidad del contaminante que adsorben las partículas del suelo es función de la concentración en solución,  $S = f(c)$ , por lo que

$$- \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S}{\partial c} \cdot \frac{\partial c}{\partial t} \quad (3.6)$$

donde  $\partial S/\partial c$  representa la separación del contaminante entre la solución y el sólido.

La separación del soluto entre la fase líquida y sólida en un medio poroso, se determina en laboratorio, con lo cual se obtienen gráficas de cuánto soluto adsorbe el suelo,  $S$ , así como la concentración en solución,  $s$ . Esta relación y su expresión matemática equivalente se define como isoterma cuyo nombre implica que los experimentos de adsorción se realizan a temperatura constante.

De acuerdo con lo anterior, la ec 3.4 se simplifica

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \bar{D} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \bar{A} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.7)$$

$$\bar{D} = D_s(\bar{V})/R(c) \quad (3.8a)$$

$$\bar{A} = A/R(c) \quad (3.8b)$$

$$R(c) = 1 + \frac{\rho k(c)}{\theta} \quad (3.8c)$$

donde

$R(c)$  factor de retardo

$k(c)$  función de distribución del soluto, en  $\text{cm}^3/\text{g}$  (se obtiene de la isoterma de adsorción)

### 3.2.1 Condiciones de frontera

Las condiciones iniciales y de frontera que se utilizaron en el modelo matemático descrito son

$$\theta = \theta_0(z) \quad z \geq 0, \quad t = 0 \quad (3.9)$$

$$v = -D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} + K(\theta) \quad z = 0, \quad t > 0 \quad (3.10)$$

$$C = C_0(z) \quad z \geq 0, \quad t = 0 \quad (3.11)$$

$$C = C_s \quad z \geq 0, \quad 0 < t \leq T \quad (3.12)$$

$$-D_s(\bar{V}) \frac{\partial C}{\partial z} + \bar{V}C = 0 \quad z = 0, \quad t \geq T \quad (3.13)$$

La concentración  $C_s$  se aplica en la superficie del suelo ( $z=0$ ) durante un tiempo  $T$ , el cual puede variar, y un flujo de agua,  $V$ , se mantiene durante todo el tiempo en la superficie del suelo. En el Apéndice B se presenta el desarrollo de las ecuaciones que permiten elaborar el programa de computadora.

### 3.3 Ejemplo de aplicación

Con objeto de mostrar la aplicación, y los resultados del modelo de transporte, se recurrió a un ejemplo numérico acerca de un experimento realizado en la Universidad de Florida (ref 9), ya que en este trabajo no se llevó a cabo la etapa experimental.

El problema consiste en conocer el transporte del agua y de un soluto dado, en un perfil de suelo de arena fina, bajo dos intensidades de infiltración. Los resultados de la simulación muestran el efecto del patrón de infiltración tanto en la etapa misma como durante la redistribución del soluto en el transporte.

Con base en los resultados obtenidos es posible determinar los patrones óptimos de infiltración y tomar decisiones de acuerdo con la relación en tre las concentraciones simuladas y la posible afectación del agua y del suelo.

El experimento del cual se tomaron los datos consiste en una columna de suelo de arena limosa de 1.5 m de profundidad, sobre el que se agregó un soluto a una concentración de 50 µg/ml diluido en agua infiltrada en la superficie a una velocidad de 2 cm/h; posteriormente fue de 4 cm/h.

De las relaciones entre los valores de contenido de agua y conductividad hidráulica, así como de las de contenido de agua y carga de presión se obtuvo una ecuación que corresponde a la conductividad hidráulica (fig 10)

$$K(\theta) = \text{EXP} (24.66 + 37.779 \log \theta) \quad (3.14)$$

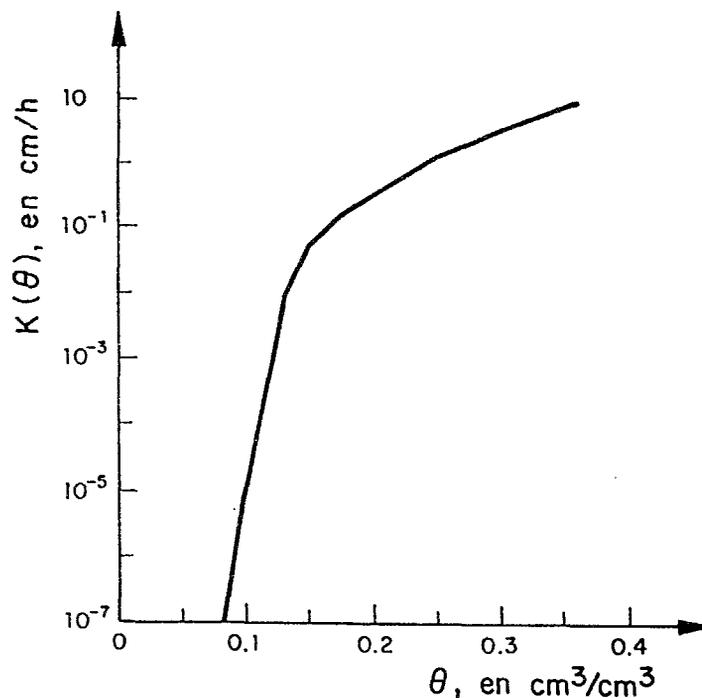


Fig 10. Conductividad hidráulica en función del contenido de agua (ref 9)

En cuanto a la ecuación para el coeficiente de difusión  $D$ , que depende del contenido de agua (fig 11) es:

$$D(\theta) = 52.104 \theta - 10.1897 \quad (3.15)$$

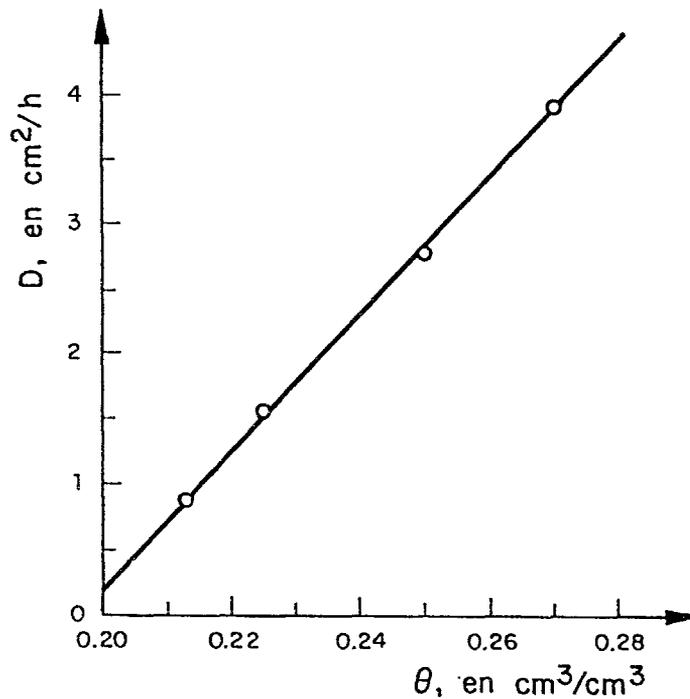


Fig 11. Coeficiente de difusión en función del contenido de agua

El coeficiente de dispersión se representa por la ecuación (fig 12)

$$D_s(\bar{V}) = -0.24 + 3.45 \log \bar{V} \quad (3.16)$$

Respecto al término de adsorción, este se trató de la siguiente forma:

Al factorizar  $\partial c/\partial t$  en la ec (3.4) se tiene

$$1 + \frac{\rho}{\theta} k(c) \frac{\partial c}{\partial t} = D_s(\bar{V}) \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - A \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.17)$$

De donde

$$\frac{\partial c}{\partial t} k(c) = \frac{\partial S}{\partial t} \quad (3.18)$$

$$R(c) = 1 + \frac{\rho}{\theta} k(c) \quad (3.19)$$

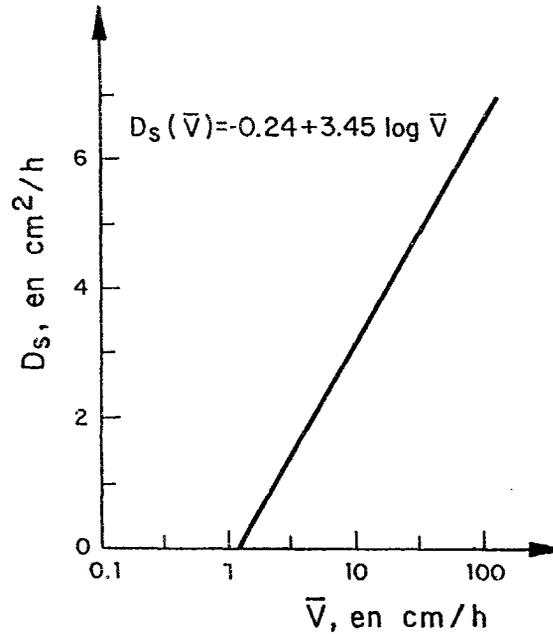


Fig 12. Coeficiente de dispersión  $D_s$  del soluto (ref 9)

De acuerdo con el modelo de adsorción de Langmuir (ref 10) resulta:

$$S = \frac{QC}{1 + PC} \quad (3.20)$$

donde

Q máximo valor de adsorción del soluto particular, en cm<sup>3</sup>/g

P coeficiente de separación, en cm<sup>3</sup>/μg

Al sustituir 3.19 en 3.17, y simplificando, se obtiene

$$k(C) = \frac{Q}{(1 + PC)^2} \quad (3.21)$$

De la fig 13 se dedujeron los valores de  $Q$  y  $P$ , siendo respectivamente, 0.2163 y 0.0393.

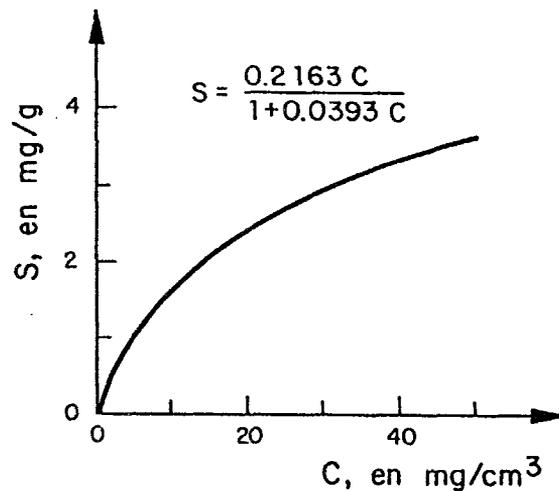


Fig 13. Isotherma de adsorción de Langmuir (ref 9)

#### 3.4 Análisis de resultados

Para el ejemplo de aplicación se trabajó con los siguientes datos, además de los señalados en el subcapítulo 3.3

Concentración de soluto	C: 50 y 100 $\mu\text{g/ml}$
Flujo de infiltración	V: 2 y 4 $\text{cm/h}$
Tiempo simulado	TEXP: 3.5 h
Tiempo de aplicación de soluto a las concentraciones indicadas	TCS: 1.0 h y 0.2 h

La distribución de la concentración en solución se muestra en la fig 14, donde se observa en todos los casos que la concentración es mayor durante las primeras horas y menor con el tiempo, aunque penetra a mayores profundidades, por ejemplo, para la condición  $C = 50 \mu\text{g/l}$  y  $V = 2 \text{ cm/h}$ , la máxima concentración, 38 ppm, se presenta 1.5 h después de iniciada la simulación, a 4 cm de profundidad, mientras que para 3.5 h, la concentración es de 22 ppm, a 14 cm de profundidad (fig 14a)

En la misma figura se aprecia la diferencia que significa agregar soluto durante 1 y 0.2 h (TCS), observándose que para este último tiempo, la influencia es mínima.

Bajo las mismas condiciones, únicamente variando el flujo a 4 cm/h, el soluto penetra más rápidamente, o sea que para 1.5 h, la profundidad es de 12 cm, en vez de 4 cm. Esto ilustra la influencia que tiene la velocidad de infiltración de un suelo (fig 14b).

Al aplicar una concentración inicial de soluto de 100 ppm se presenta una fuerte variación respecto al caso anterior, ya que a 1.5 h de iniciada la simulación, se tienen 74 ppm de soluto a 8 cm de profundidad para una velocidad de flujo de 2 cm/h (fig 14c) y de 85 ppm a 12 cm para 4 cm/h de velocidad de flujo (fig 14d).

Para este grupo de simulación, únicamente influye en la velocidad del flujo la distribución del agua (fig 15); en ambos casos, el máximo contenido de agua,  $\theta$ , se presenta en la superficie siendo de 0.27 y 0.3  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$  para las velocidades de 2 y 4 cm/h, respectivamente.

Para una mayor velocidad, la penetración es más rápida; es decir que a 0.5 h de iniciada la simulación, el agua penetra a 5 y 10 cm, respetivamente para las dos velocidades probadas.

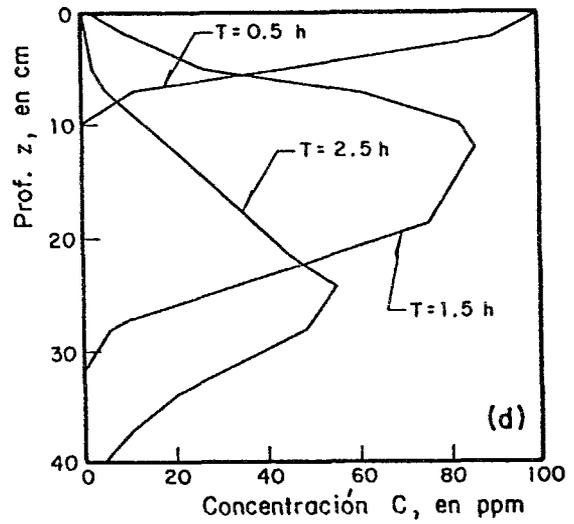
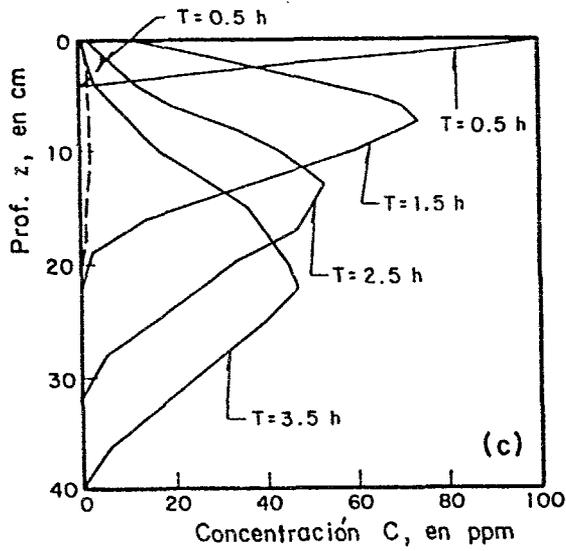
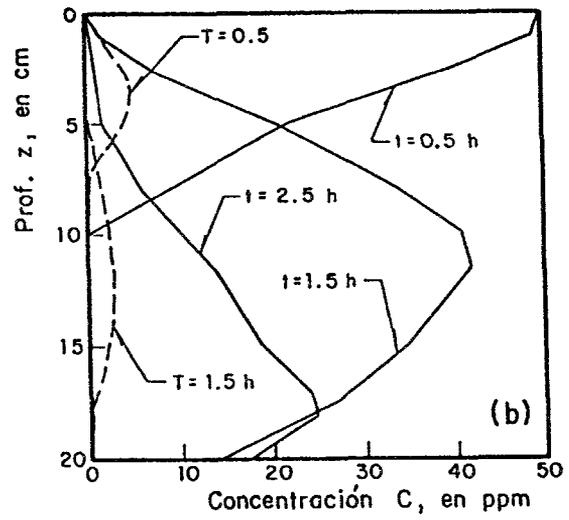
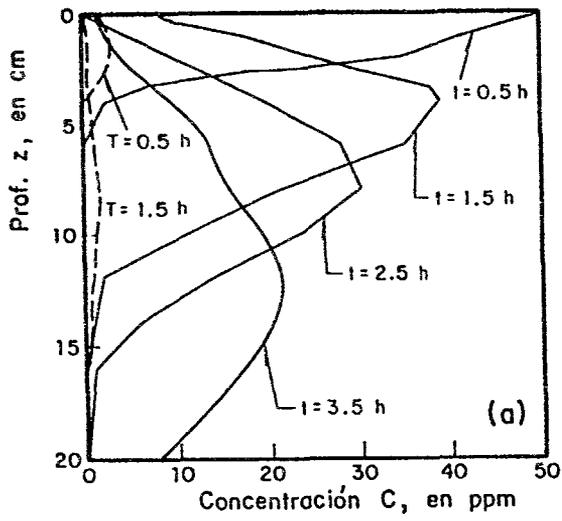


Fig 14. Distribución del agua en el suelo para un flujo de infiltración de 2 y 4 cm/h respectivamente

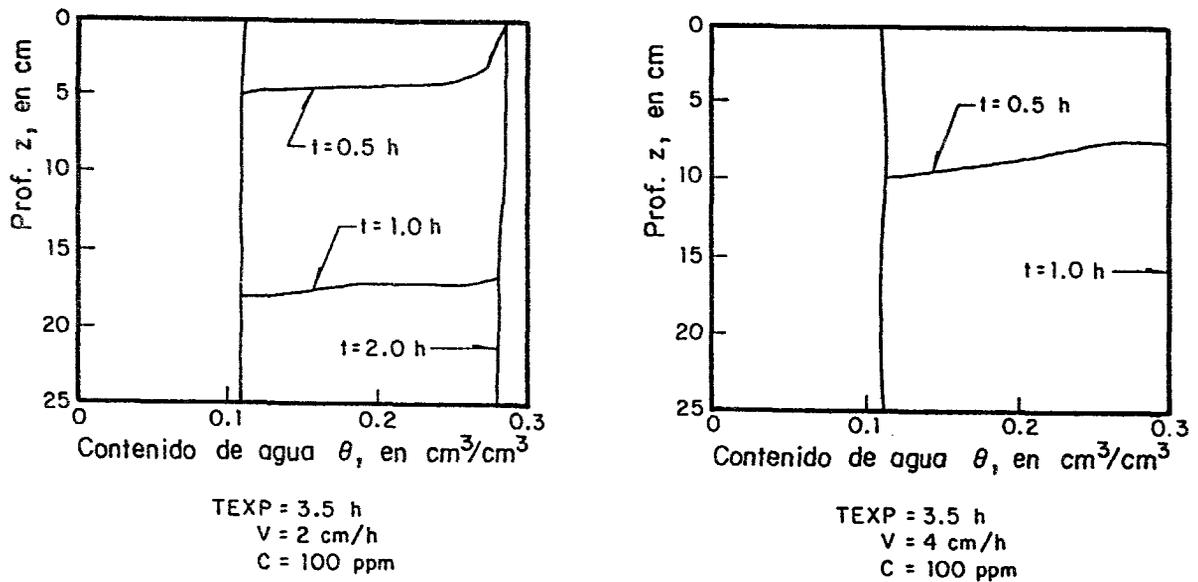


Fig 15. Distribución del agua en el suelo para un flujo de infiltración de 2 y 4 cm/h respectivamente

La influencia de la adsorción se aprecia en la fig 15 donde se observa un comportamiento muy semejante al de la distribución del soluto en solución; en este aspecto influyen tanto la velocidad de infiltración como la concentración inicial que se agrega en la superficie.

A medida que el tiempo de simulación se incrementa, la influencia de la adsorción avanza hacia las capas inferiores, no obstante que la máxima concentración disminuye con el tiempo, o sea que la máxima adsorción se presenta en las capas más superficiales, lo que se observa en los menores tiempos de simulación en cada caso (fig 16a). Asimismo, se aprecia que a mayor velocidad de infiltración, la adsorción máxima ocurre en una capa más profunda que en el caso anterior (fig 16b), y que a mayor concentración de alimentación en la superficie, la cantidad adsorbida de soluto es más grande (fig 16c y 16d).

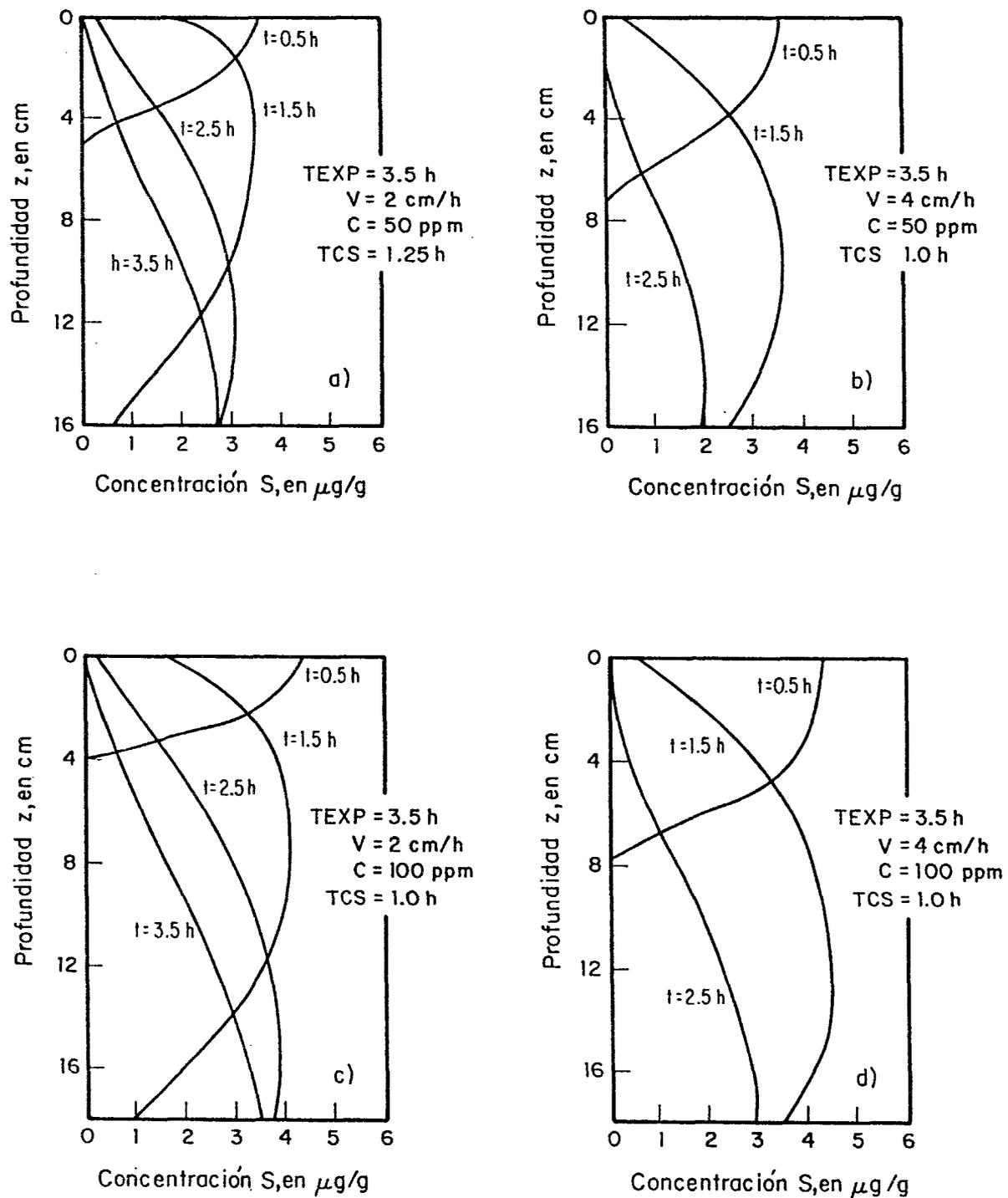


Fig 16. Distribución del soluto adsorbido por el suelo para un flujo de infiltración de 2 y 4 cm/h

### 3.5 Conclusiones y recomendaciones

- De acuerdo con los resultados del modelo matemático, los procesos de mayor influencia para el caso presentado, son dispersión y adsorción; sin embargo, los otros procesos también tienen gran influencia.
- La velocidad del flujo de irrigación es proporcional a la penetración del soluto en el suelo; es decir, que a mayor velocidad, el soluto penetra a mayor profundidad en menor tiempo
- En las primeras capas del suelo (30 a 50 cm) se presentan las máximas concentraciones del soluto agregado al agua de riego; luego, al penetrar este su concentración va disminuyendo
- Para llevar los resultados a la práctica hay que empezar por comparar las concentraciones iniciales, en el agua de riego, con las normas y criterios establecidos para este uso. Si la concentración no es permisible habrá que aplicar alguno de los criterios señalados en el Cap 2; si la concentración es permisible, es posible regar, pero intentando que la velocidad de infiltración sea mínima, pues esta es la condición más favorable.
- Para obtener resultados confiables se requiere contar al menos con los siguientes datos de campo y experimentales: contenido de agua del suelo, conductividad hidráulica, coeficiente de dispersión, coeficiente de difusión y con las isotermas de adsorción.

#### 4. COMPORTAMIENTO DE UN SUELO CON APLICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Con base en los capítulos anteriores, se señalan en este los pasos para efectuar el diagnóstico de un suelo con posibles problemas de salinidad.

##### 4.1 *Evaluación en campo*

De acuerdo con la fig 9, hay tres aspectos fundamentales que deben conocerse: características de la región, análisis del agua de riego y análisis del suelo. Para la primera es necesario determinar clima, situación geográfica, régimen de lluvias, topografía, condiciones atmosféricas (ambientales) y tipos de cultivos.

Respecto a la caracterización del agua de riego se requiere un programa de monitoreo que incluya un muestreo y análisis periódico de diversos puntos del agua residual o mezclada que se utilice. Los parámetros básicos a determinar son: pH, conductividad eléctrica, dureza, cloruros, sulfatos, calcio, bicarbonatos y RAS.

La caracterización del suelo implica un programa de monitoreo con aspectos tales como tipo de suelo, permeabilidad y profundidad del nivel freático, además de los parámetros: pH, conductividad eléctrica, sodio, potasio, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, cloruros, calcio y magnesio.

A partir de dichos parámetros se determinan las relaciones RAS, PSI, CIC, etc, mencionadas en el Apéndice A.

Por su parte, las caracterizaciones hacen posible establecer la capacidad asimilativa, los factores limitantes del suelo y el control de los mismos, así como la adecuación del tipo de cultivos para las condiciones del suelo.

En esta etapa, el programa de monitoreo es básico a fin de evaluar el estado inicial del suelo y conocer los cambios que este experimente con el tiempo.

#### 4.2 *Experimentación y solución numérica*

Una vez que el estado del suelo irrigado con aguas residuales se conoce, hay que saber el tiempo durante el cual se alcanzan niveles de salinidad que perjudiquen los cultivos y lo vuelvan improductivo.

Es en ese punto donde la aplicación del modelo matemático es necesaria; sin embargo, para que sea verdaderamente representativo debe respaldarse con datos y constantes reales tanto del agua residual como del suelo; para lograr lo hay que recurrir a un amplio programa de experimentación en el que se determinen las principales constantes que intervienen en las ecuaciones del Cap 3.

El diseño del experimento implica contemplar la posibilidad de reproducir en laboratorio las condiciones de campo; es decir que en las columnas de prueba se trabaje con muestras del agua y suelo problema, y se mantengan sus principales características, como son porosidad, contenido de humedad, profundidad del nivel freático, etc.

### 4.3 Diagnóstico final

Para el diagnóstico de un suelo existen tres posibilidades:

- Que el estado actual del suelo sea aceptable, con factibilidad de mantener el régimen de riego con aguas residuales y que únicamente se requiera un monitoreo periódico para llevar un control del estado del suelo a fin de tomar las medidas pertinentes ante cualquier cambio.
- Que el estado actual del suelo sea aceptable, pero no así el régimen de riego, en cuyo caso este deberá modificarse y posteriormente verificar el cambio mediante un monitoreo.
- Que el estado actual del suelo sea inaceptable; es decir, con altos problemas de salinidad y/o sodicidad, en cuyo caso se aplicará alguna de las opciones del Cap 2.

Como recomendaciones finales se plantea la necesidad de elaborar una legislación que contenga las normas aplicables al riego con aguas residuales, contemplando a la vez aspectos tales como daños a la salud, al suelo, al cultivo y al acuífero; la aplicación de una legislación de ese tipo permitiría un control efectivo para mantener en forma adecuada las zonas en las que se utilicen aguas residuales.

Asimismo, es recomendable realizar evaluaciones de impacto ambiental en áreas donde se ha decidido emplear aguas residuales.

## 5. REFERENCIAS

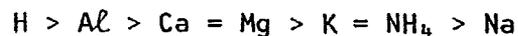
1. Ray, O M y Dhiraj, P, *Design of land treatment systems for industrial wastes*, Ann Arbor Science Publishers Inc, EUA (1979)
2. Martin, J P, *et al*, "Relationship of exchangeable Na porcentaje at different soil pH levels to hydraulic conductivity", *Soil Science Society of American Proceedings*, Vol 24, EUA (1964)
3. Castile, B L y Phillips, J A, "Evaluation of soil systems for land disposal of industry and municipal effluents", Water Resources Research Institute, *Universidad de North Carolina*, EUA (1976)
4. Richards, L A, *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*, US Department of Agriculture Handbook Co, EUA (1954)
5. Carnahan, B, Luther, H y Wilkes, J, *Applied numerical methods*, Wiley & Sons, Nueva York (1969)
6. Wang, H y Anderson, M, *Introduction to groundwater modeling. Finite Differences and finit element methods*, H Freeman and Co, San Francisco, Cal (1982), 96-106
7. Freeze, R A y Cherry, J A, *Groundwater*, Prentice Hall Inc, Canadá (1979)

8. Salim, H M, "Transport of reactive solutes during transient unsaturated water flow in multilayered soils", *Soil Science Society of American Journal*, Vol 126, No 3, EUA (1978)
9. Salim, H M, Mausell, R y Elzeftaway, A, "Distribution of 2, 4-D and water in soil during infiltration and redistribution", *Soil Science Society of American Journal*, Vol 124, No 3, EUA (1976)
10. Novotny, V, *et al*, "Mathematical modeling of land run off contaminated by phosphorus", *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol 50, No 1, EUA (1978)

## APÉNDICE A. CONCEPTOS COMUNES PARA SUELOS SALINOS Y/O SALINO-SÓDICOS

### A.1 Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

La capacidad de intercambio catiónico se define como la suma de todos los cationes intercambiables adsorbidos por 100 g de suelo seco cuando la capacidad de intercambio se utiliza completamente. Las unidades son meq/100 g de suelo. Este parámetro se debe a que las partículas del suelo, que tienen una carga neta negativa (arcilla y materia orgánica), adsorben y retienen cationes como consecuencia de las cargas eléctricas que existen en su superficie. Las energías de adsorción de varios cationes varían de la siguiente forma



Una vez que los cationes adsorbidos se han combinado químicamente con las partículas del suelo, pueden ser remplazados por los cationes que se encuentran en la solución del suelo. Esta reacción, según la cual un catión en solución remplace a un catión adsorbido, se llama intercambio de cationes.

### A.2 Porcentaje de saturación de bases (SB)

Es la proporción de la CIC ocupada por otros cationes distintos al hidrógeno y aluminio, la que a su vez determina la capacidad de adsorber cationes de un suelo sin usar

$$SB = \frac{(Ca) + (Mg) + (Na) + (K)}{CIC}$$

donde

( ) = meq/100 g de suelo seco

El porcentaje de saturación de bases está directamente relacionado con el pH del suelo.

### A.3 Porcentaje de sodio intercambiable (PSI)

Se refiere a la proporción de CIC ocupada por sodio; es decir

$$PSI = \frac{(Na)}{(Na) + (Ca) + (Mg) + (K)} \times 100$$

donde

( ) = meq/l

### A.4 Conductividad eléctrica (CE)

Se define como el recíproco de la resistividad,  $r$ , que se experimenta con el flujo de corriente a través de una solución acuosa, cuando se sumergen dos electrodos paralelos. Simbólicamente se representa como

$$CE = \frac{1}{r} \frac{1}{\text{ohm cm}} = \frac{\text{mho}}{\text{cm}}$$

La conductividad eléctrica se ha identificado con un contenido de sales y un valor de presión osmótica del suelo de acuerdo con la siguiente relación

Concentración de sales, ppm = 651 x CE, en mmho/cm

Presión osmótica, atm = 0.35 x CE, en mmho/cm

A través de determinar las conductividades, ya sea del agua aplicada a un suelo, o del extracto de saturación del mismo, se puede diagnosticar rápidamente el estado de dichos sistemas.

La conductividad eléctrica de los suelos puede clasificarse conforme la tabla A.1

TABLA A.1 CLASIFICACIÓN DEL SUELO DE ACUERDO CON SU CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Salinidad	CE, en mmho/cm
Normal	< 2
Media	2 - 4
Excesiva	> 4

#### A.5 Relación de adsorción de sodio (RAS)

Es un parámetro que se calcula para el extracto del suelo y agua de riego; se usa para expresar la actividad relativa de los iones sodio en reacciones de intercambio con el suelo

$$RAS = \frac{(Na)^+}{(Ca)^{++} + (Mg)^{++} / 2}$$

donde las concentraciones de iones se expresan en miliequivalentes por litro.

### A.6 Salinidad potencial (SP)

Se define como la concentración de cloruro más la mitad de la concentración de sulfato, expresados en meq/l (ref 3)

$$SP = (Cl)^{-} + \frac{1}{2} (SO_4)^{=}$$

### A.7 Carbonato de sodio residual (CSR)

Cuando las aguas contienen una alta concentración de iones bicarbonato, el riesgo de que la proporción relativa de sodio aumente es mayor, lo que conduciría a que se presentara una tendencia del calcio y del magnesio a precipitarse como carbonatos.

El CSR se calcula como

$$CSR = CO_3^{=} + HCO_3^{-} - Ca^{++} + Mg^{++}$$

donde las concentraciones se expresan en meq/l (ref 3), las que deberán compararse con los siguientes valores

Aguas	CSR
Inadecuadas para riego	> 2.50
Se pueden usar, pero con ciertos riesgos	1.25 - 2.50
Adecuadas para riego	< 1.25

### A.8 Cloruros

Las aguas de riego también se pueden clasificar de acuerdo con el contenido de cloruros, de la siguiente manera

Aguas	Contenido de cloruros (meq/l)
Buenas	< 1.0
Condicionadas	1.0 - 5.0
No recomendables	> 5.0

## APÉNDICE B. DESARROLLO EN DIFERENCIAS FINITAS

El método empleado para dar solución al sistema fue el de Crank Nicolson en diferencias finitas; las variables independientes fueron el tiempo,  $t$ , y la distancia,  $z$ , cuyo cambio en diferencias finitas se representa con los índices respectivos  $n$  e  $i$ .

El desarrollo para la ec 3.1 es

$$\frac{\theta_i^{n+1} - \theta_i^n}{\Delta t} = D_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} (\theta_{i+1}^{n+\frac{1}{2}} - \theta_i^{n+\frac{1}{2}}) - D_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} (\theta_i^{n+\frac{1}{2}} - \theta_{i-1}^{n+\frac{1}{2}}) - \frac{K(\theta_{i+1})^{n+\frac{1}{2}} - K(\theta_{i-1})^{n+\frac{1}{2}}}{2\Delta z} \quad (\text{B.1})$$

$$X_i^{n+\frac{1}{2}} = \frac{X_i^{n+1} + X_i^n}{2}$$

$$X_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} = \frac{X_{i+\frac{1}{2}}^{n+1} + X_{i+\frac{1}{2}}^n}{2} = \frac{X_{i+1}^{n+1} + X_i^{n+1} + X_{i+1}^n + X_i^n}{4} \quad (\text{B.2})$$

Al sustituir la ec B.1 en B.2 resulta

$$\frac{\theta_i^{n+1} - \theta_i^n}{\Delta t} = D\left(\theta_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right) \theta_{i+1}^{n+1} + \theta_{i+1}^n - \theta_i^{n+1} - \theta_i^n - \frac{D\left(\theta_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right) \theta_i^{n+1} + \theta_i^n - \theta_{i-1}^{n+1} - \theta_{i-1}^n}{2\Delta z^2} - \frac{K\left(\theta_{i+1}^{n+\frac{1}{2}}\right) + K\left(\theta_{i-1}^{n+\frac{1}{2}}\right)}{2\Delta z} \quad (\text{B.3})$$

Como complemento se efectúan las siguientes sustituciones

$$\left. \begin{aligned} M1 &= \frac{D\left(\theta_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right)}{2\Delta z^2} \\ M2 &= \frac{D\left(\theta_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right)}{2\Delta z^2} \\ M3 &= \frac{KH\left(\theta_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right)}{2\Delta z} \\ M4 &= \frac{KH\left(\theta_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}\right)}{2\Delta z} \end{aligned} \right\} \quad (\text{B.4})$$

y se despejan las incógnitas  $n+1$

$$\begin{aligned} & - M1 \theta_{i-1}^{n+1} + (1/\Delta t + M1 + M2) \theta_i^{n+1} - M2 \theta_{i+1}^{n+1} = \\ & = M1 \theta_{i-1}^n + (1/\Delta t - M1 - M2) \theta_i^n + M2 \theta_{i+1}^n + M3 - M4 \end{aligned} \quad (\text{B.5})$$

La ec B.5 representa el sistema de ecuaciones para todos los puntos considerados en la distancia y en el tiempo; en forma matricial se tiene una matriz de coeficientes tridiagonal, lo que hace que su solución sea rápida si se utiliza un método adecuado; en este trabajo se empleó el de Thomas (ref 6).

Para las fronteras superior e inferior se aplican las ecuaciones

$$(1/\Delta t + 2M2)\theta_i^{n+1} - 2M2\theta_{i+1}^{n+1} = (1/\Delta t - 2M2)\theta_i^n + 2M2\theta_{i+1}^n + 2(V/\Delta z - M4) \quad (B.6)$$

donde

V es la velocidad de escurrimiento en la superficie, que es un dato conocido

Para  $t = 0$  resulta

$$V = V_0/2$$

En cuanto a la frontera inferior se tiene

$$-M1\theta_{i-1}^{n+1} + (1/\Delta t + M1)\theta_i^{n+1} = M1\theta_{i-1}^n + (1/\Delta t - M1)\theta_i^n + M3 - M5 \quad (B.7)$$

donde

$$M5 = KH (\theta_i^{n+\frac{1}{2}})$$

Desarrollando las ecuaciones B.6 y B.7 se llega a

$$R(C) \frac{\partial c}{\partial t} = D_s (\bar{V}) \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - A \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} (D_s (\bar{V}) \frac{\partial c}{\partial z} - AC) \quad (B.8)$$

Respecto a desarrollar en diferencias finitas para  $n + \frac{1}{2}$  resulta

$$R_i^{n+\frac{1}{2}}(c) \frac{C_i^{n+1} - C_i^n}{\Delta t} = \frac{D_s^{n+\frac{1}{2}} \frac{\partial C_i^{n+\frac{1}{2}}}{\partial z} - A_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} C_{i+\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} - D_s^{n+\frac{1}{2}} \frac{\partial c}{\partial z}}{\Delta z} + \frac{A_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}} C_{i-\frac{1}{2}}^{n+\frac{1}{2}}}{\Delta z} \quad (B.9)$$

$$R_i^{n+\frac{1}{2}}(C) \frac{C_i^{n+1} - C_i^n}{\Delta t} = \frac{D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}}}{2\Delta z^2} (C_{i+1}^{n+1} - 2C_i^{n+1} + C_{i-1}^{n+1}) + \frac{D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}}}{2\Delta z^2} (C_{i+1}^n - 2C_i^n + C_{i-1}^n) - \frac{A_i^{n+\frac{1}{2}}}{4\Delta z} (C_{i+1}^{n+1} - C_{i-1}^{n+1}) - \frac{A_i^{n+\frac{1}{2}}}{4\Delta z} (C_{i+1}^n - C_{i-1}^n) \quad (B.10)$$

y se hacen las siguientes sustituciones

$$\begin{aligned} AA &= -D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} - \frac{\Delta z}{2} A_i^{n+\frac{1}{2}} \\ BB &= \frac{2\Delta z^2}{\Delta t} R(C)_i^{n+\frac{1}{2}} + 2D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} \\ CC &= -D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} + \frac{\Delta z}{2} A_i^{n+\frac{1}{2}} \end{aligned} \quad (B.11)$$

$$\begin{aligned}
 FF = & \left( D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} + \frac{\Delta z}{2} A_i^{n+\frac{1}{2}} \right) C_{i-1}^n + \left( 2 \frac{\Delta z^2}{\Delta t} R_i^{n+\frac{1}{2}} - \right. \\
 & \left. - 2D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} \right) C_i^n + \left( D_s (\bar{V})_i^{n+\frac{1}{2}} - \frac{\Delta z}{2} A_i^{n+\frac{1}{2}} \right) C_{i+1}^n
 \end{aligned}$$

Finalmente, al suplir B.11 en B.10 y despejar los términos en  $n + 1$  se concluye que

$$AA C_{i-1}^{n+1} + BB C_i^{n+1} + CC C_{i+1}^{n+1} = FF \quad (B.12)$$

La ec B.12 representa un sistema, que igual que la ec B.5 contiene una matriz de coeficientes tridiagonal.

La ecuación correspondiente para la frontera superior es

$$C_i^{n+1} = C_s \quad (B.13)$$

y para la frontera inferior

$$C_{i-1}^{n+1} - C_i^{n+1} = 0 \quad (B.14)$$