MOVIMIENTO DEL ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr, y ^{185}W EN CUATRO SUELOS DE COSTA RICA

Victoriano Ríos G.

MOVIMIENTO DEL ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr, y ^{185}W EN CUATRO SUELOS DE COSTA RICA

Tesis de Grado de *Magister Scientiae*

Victoriano Ríos Gómez

INSTITUTO INTERAMERICANO DE CIENCIAS AGRICOLAS DE LA OEA
Centro de Enseñanza e Investigación
Departamento de Fitotecnia y Suelos
Turrialba, Costa Rica
Diciembre, 1969

MOVIMIENTO DEL ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr, y ^{185}W EN CUATRO SUELOS DE COSTA RICA

Tesis

Presentada al Consejo de la Escuela para Graduados

como requisito parcial para optar al grado de

Magister Scientiae

en el

Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA

APROBADA:

Hans W. Fassbender, Dr. Cien. Agr. — Consejero

Gilberto Páez, Ph.D. — Comité

José A. Martini, Ph.D. — Comité

Ellis G. Knox, Ph.D. — Comité

Diciembre, 1969

A mis padres

A mi esposa

A mi hija

AGRADECIMIENTO

El autor desea expresar su profundo agradecimiento a las siguientes personas e instituciones:

Al Dr. Hans W. Fassbender, Consejero Principal.

A los miembros del Comité Consejero:

Dr. Gilberto Páez, por su valiosa y constante ayuda en todos los aspectos de la tesis, especialmente en la interpretación matemática de los resultados, y su generoso apoyo moral.

Dr. José Martini, quien siempre estuvo anuente a colaborar.

Dr. Ellis Knox, por su amplia cooperación.

Al Dr. Elemer Bornemisza, por su orientación en la primera fase del estudio; al Ing. Agrónomo Raúl Fuentes, por su ayuda y estímulo, y al Dr. Kosen Igue, por su desinteresado aporte de valiosas sugerencias.

Al N.E.P., por suministrar las facilidades y parte de la ayuda económica que fueron necesarias.

A todos los profesores, compañeros y amigos que en una u otra forma contribuyeron a la realización de este trabajo.

BIOGRAFIA

El autor nació en Chiriquí, Panamá, el 25 de Junio de 1941.

Sus estudios universitario los realizó en la Universidad de Panamá, graduándose de Ingeniero Agrónomo en el año 1966.

Empezó a trabajar en la Asesoría de Agrología del Ministerio de Agricultura desde 1965 hasta Septiembre de 1967.

Ingresó a la Escuela para Graduados del Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA, en el Departamente de Fitotecnia y Suelos en Septiembre de 1967, finalizando sus estudios en Diciembre de 1969.

CONTENIDO

Página

Página

LISTA DE CUADROS

LISTA DE FIGURAS

1. INTRODUCCION

1.1 El problema

Los fenómenos de meteorización de los suelos están directamente relacionados con la disolución de materiales parentales y la translocación sucesiva de los iones resultantes en el perfil de los mismos. La movilidad de los elementos químicos que constituyen los suelos tiene por ello una gran importancia.

A través de la fertilización se procura elevar la productividad de los suelos; sin embargo, al aplicarse fertilizantes y enmiendas, el efecto de los mismos está directamente relacionado con la movilidad de los elementos aplicados en el suelo.

Esto ha llevado a que en los últimos años se hayan desarrollado numerosos trabajos sobre la movilidad de elementos nutritivos en los suelos. Este tema toma una mayor importancia en áreas subtropicales y tropicales donde las condiciones hidromórficas, especialmente las altas precipitaciones y las características de permeabilidad de los suelos, conducen a una translocación acentuada de elementos.

Debido a la limitada información acerca del movimiento de cationes en suelos tropicales, se vé la necesidad de investigar más en detalle sobre la dinámica del fenómeno y cómo es afectado por el tipo de suelo, la variabilidad estacional, los fertilizantes adicionados y los cultivos en sí.

1.2 Objetivos

El presente estudio, realizado en cuatro suelos diferentes de Costa Rica, tiene los siguientes objetivos:

a) Determinar el efecto del tipo de suelo sobre la movilidad de isótopos.

b) Determinar el efecto de cuatro tratamientos (control, materia orgánica, aplicación de nitrógeno y encalado) sobre la movilidad de isótopos.

c) Observar la penetración diferencial de cuatro tipos de isótopos, a saber: ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr y ^{185}W.

d) Estudiar las relaciones existentes entre la movilidad del isótopo y algunas propiedades del suelo.

2. REVISION DE LITERATURA

2.1 Definición del fenómeno de movilidad.

Es conocido que todos los nutrimentos se mueven en el suelo, y esta movilidad conduce a veces a sus pérdidas tanto por lixiviación, cuando se presentan disueltos en la solución del suelo como por volatilización, cuando se presentan en sus formas gaseosas.

Los principios que gobiernan la movilidad de los nutrimentos se pueden considerar de tipo físico y químico. Así, el movimiento de los nutrimentos disueltos en el agua está influenciado por algunos factores físicos como la gradiente de humedad, la fuerza gravitacional, la capilaridad y el movimiento por difusión; éste último ocurre entre partículas del suelo, a muy corta distancia y es discutible si es necesario considerarlo, en relación a las pérdidas de los nutrimentos.

Por otro lado hay que considerar los aspectos químicos que tienen importancia en el movimiento de los nutrimentos (96):

1. Capacidad de cambio que afecta especialmente la cantidad y la distribución de los iones polivalentes adsorbidos en el complejo coloidal.

2. La densidad de carga y el área superficial de los minerales de arcillas.

3. El ajuste geométrico de iones en la estructura mineral. Es decir, si un ión ocupa bien la cavidad de intercambio, será adsorbido más fuertemente que los iones que no tengan ese tamaño.

4. Interacción de polarización entre los iones adsorbidos y de la superficie del cambiador.

5. Formaciones de uniones complejas entre ciertos cationes y componentes orgánicos del suelo.

6. La saturación de los puntos de intercambio reducirá, por tanto, la

capacidad de cambio restante, y

7. La concentración de la solución del suelo, composición de los iones cambiables y las fracciones molares: naturaleza de los iones según se manifiesta por la valencia y el tamaño bajo condiciones de hidratación y no hidratación y poder de polarización.

El movimiento de elementos químicos es la resultante de las características físicas y químicas arriba mencionadas, en su efecto sobre las equilibraciones contínuas que se establecen entre el complejo de intercambio y la solución del suelo. Así, el movimiento de los iones está gobernado por el movimiento del agua, la concentración de los iones en el agua del suelo y por las relaciones físico-químicas entre los iones en solución y los de la fase sólida, y la presencia de otros iones en el sistema.

Como una aproximación a las equilibraciones sucesivas que se están produciendo entre la fase líquida y sólida del suelo se presenta una descripción de esta relación:

cationes (suelo) $\rightleftharpoons$ cationes (solución)

Se pueden hacer algunas consideraciones teóricas y de ellas se derivan ciertas ecuaciones de intercambio que han sido utilizadas para la descripción de los procesos de movimiento de elementos nutritivos (29, 33).

Así el intercambio catiónico es una reacción química que se podría expresar de la siguiente manera:

$$A\,[\text{suelo}] + B^{+} \qquad B\,[\text{suelo}] + A^{+}$$

Al aparecer iones del elemento B^{+} en la solución del suelo, éstos reemplazan a iones del elemento A^{+} en el complejo de intercambio, los cuales pasan a la solución. El sistema se encuentra en equilibrio cuando la energía libre del mismo

se encuentra al mínimo, o es nula. Esto implica que el intercambio catiónico es un proceso reversible, en el que las partículas sólidas del suelo adsorben iones de la fase líquida y al mismo tiempo hay una desorción de otros iones en cantidades equivalentes (96).

Estos fenómenos se deben al complejo coloidal del suelo, que posee cargas electrostáticas y una gran superficie. La materia orgánica, las arcillas y los hidróxidos actúan como cambiadores en el suelo (96).

El complejo coloidal del suelo posee diferentes tipos de cargas electrostáticas. Las cargas permanentes, que se originan debido al intercambio isomorfico de Al y Si en los tetraedros y octaedros de los minerales arcillosos. A mayor intercambio isomórfico, mayor es la carga permanente y mayor la capacidad de intercambio. Las cargas dependientes del pH, originadas por el carácter anfótero de algunos grupos funcionales localizados en la superficie de las moléculas de los coloides orgánicos y a veces en los óxidos y minerales arcillosos (96).

Las partículas coloidales tienen la propiedad de poseer un caracter anfótero, es decir, pueden adsorber tanto cationes como aniones, y llevan una carga negativa neta que surge de las sustituciones isomórficas de iones ó por ionización de grupos de hidróxilos unidos al silicio de los planos de tetraedros rotos. La carga eléctrica y la densidad de la carga de la superficie varían de acuerdo con el pH del medio, trayendo consigo que la carga negativa aumente y la positiva disminuya con el aumento del pH, por consiguiente, hay una gran ionización de los grupos ácidos y una decreciente adición de protones a los grupos básicos, sucediendo lo contrario si el pH disminuye (96).

Hay varios modelos teóricos que tratan de explicar el fenómeno de intercambio catiónico en el sistema suelo entre los cuales se encuentran la capa doble

difusa (5, 6, 24), la ecuación de Gapon (52), la ecuación de Donnan (19, 68), la teoría de Vanselow (92), el modelo estadístico (49, 50) y el termodinámico de Gaines y Thomas (34).

El modelo de la capa doble difusa detalla mejor el fenómeno. Este modelo provee la posibilidad de calcular la capacidad de intercambio de iones en fracción de densidad de cargas de las arcillas o en función de la concentración de iones en la solución. Sin embargo, son muchas las asunciones que involucra su uso debido a la limitada exactitud de sus resultados podría, quizás, ser considerado como un modelo estándar el cual hace posible estimar la magnitud de la valencia afectada en el caso de un sistema mono y divalente. De esta manera, permite distinguir numéricamente entre este efecto de valencia y los efectos específicos.

La ecuación de Gapon (52) se define:

$$K_G = N^+ / N^{++} \times Co^+ / \sqrt{Co^{++}}$$

dónde Co es la concentración de la solución en moles/litro en contraste con el valor previo de la constante de Gapon (K_G). La fracción mono y divalente aparece como primera fuerza, en donde N representa la fracción adsorbida en me/g. Ha sido empleada y de gran utilidad práctica en la reclamación de los suelos salinos y sódicos, pudiéndose predecir la relación entre los iones adsorbidos y la composición de la solución de estos suelos (29).

La ecuación de Donnan (19, 68) ha sido también usada como punto de partida para la descripción del fenómeno de intercambio catiónico.

Los otros modelos también han tratado de dar su explicación al fenómeno, pero han sido menos específicos como la teoría de Vanselow (92), que asume que la actividad del estado adsorbido es igual a la fracción molar de la especie adsorbida.

Un poco más detallado está el modelo introducido por Davis, Krishnamoorthy y Overstreet (49, 50) el cual se basa en ciertas consideraciones estadísticas como la composición de dos iones de diferente valencia en las posiciones superficiales.

Se han mencionado las diferentes teorías que tratan de explicar el fenómeno de intercambio, pero también es importante exponer una descripción de la distribución de los iones entre las dos fases del complejo coloidal del suelo, tal como lo han desarrollado Mattson, Wiklander, Schofield y otros (59, 60, 81, 96) basándose en las leyes del equilibrio de Donnan para membranas semi-permeables.

Si en un sistema existen dos fases que están separadas por una membrana semipermeable y en una de ellas hay una solución con un elemento monovalente (KCl), transcurrido cierto tiempo se establece el equilibrio entre ambas partes, de acuerdo a la ecuación:

$$[K^+]_i \, [Cl^-]_i = [K^+]_e \, [Cl^-]_e$$

Para un electrolito con elementos mono y divalentes sería:

$$[Ca^{+2}]_i \, [Cl^-]_i^2 = [Ca^{+2}]_e \, [Cl^-]_e^2$$

pudiéndose expresar también como: $\dfrac{\sqrt{[Ca^{+2}]_i}}{\sqrt{[Ca^{+2}]_e}} = \dfrac{[Cl^-]_e^2}{[Cl^-]_e^2}$

En un sistema en el que existen varios cationes en ambas fases, se establece con base en estas leyes la siguiente distribución:

$$\frac{[H^+]_i}{[H^+]_e} = \frac{[K^+]_i}{[K^+]_e} = \frac{\sqrt{[Ca^{+2}]_i}}{\sqrt{[Ca^{+2}]_e}} = \frac{\sqrt{[Mg^{+2}]_i}}{\sqrt{[Mg^{+2}]_e}} = \frac{\sqrt[3]{[Al^{+3}]_i}}{\sqrt[3]{[Al^{+3}]_e}}$$

Esto indica que el estado de equilibrio de los cocientes de actividades es

igual para cado uno de los iones en el complejo de intercambio. Ahora, si a un suelo le añadimos una solución con un isótopo de Ca más el Ca nativo que se encuentra presente en el mismo, la reacción es la siguiente (3, 7):

$$^{45}Ca\ sol. + {}^{40}Ca\ suelo \rightarrow {}^{45}Ca\ suelo + {}^{40}Ca\ sol.$$

Expresando la reacción anterior conforme a la ley de masas, obtendremos lo siguiente:

$$\frac{(a\ {}^{45}Ca\ suelo \times c\ {}^{45}Ca\ suelo)\ (a\ {}^{40}Ca\ sol. \times c\ {}^{40}Ca\ sol.)}{(a\ {}^{45}Ca\ sol. \times c\ {}^{45}Ca\ sol.)\ (a\ {}^{40}Ca\ suelo \times c\ {}^{40}Ca\ suelo)} = K$$

donde a, es el coeficiente de actividad; c, la concentración y K, es la constante de equilibrio. Si la mezcla de ambas formas de calcio es uniforme a través de la solución, se espera un coeficiente de actividad igual en ambos casos, y si la mezcla se comporta de modo similar en la forma intercambiable, es decir es uniforme, el coeficiente de actividad también será igual, simplificándose la ecuación así:

$$\frac{[c\ {}^{45}Ca\ suelo]\ [c\ {}^{40}Ca\ sol.]}{[c\ {}^{45}Ca\ sol.]\ [c\ {}^{40}Ca\ suelo]} = K$$

El modelo presentado ha sido utilizado por diferentes investigadores para la descripción del fenómeno de movimiento de cationes en los suelos, especialmente utilizando elementos radiactivos. Aquí cabe mencionar las derivaciones realizadas por Thornthwaite *et al.* (90), Borland y Reitemeier (7), Blume (4), etc. quienes han trabajado especialmente con suelos de los Estados Unidos empleando calcio radiactivo.

Igualmente Wiklander (97) aplica las derivaciones presentadas de las leyes de equilibrio de Donnan, en la descripción del calcio radiactivo en algunos suelos europeos.

2.2 Factores que afectan el movimiento de nutrimentos en el suelo.

Los factores que determinan la magnitud del movimiento de los elementos nutritivos en los suelos pueden agruparse en aquellos que retardan o inhiben el movimiento y los que lo facilitan o aceleran al mismo tiempo. Los primeros están relacionados con propiedades químicas, especialmente con la naturaleza del complejo de intercambio del suelo, mientras que los segundos se refieren de manera especial a propiedades físicas del suelo y a la composición y concentración de la solución del mismo.

2.2.1 Factores que retardan el movimiento de cationes

Los factores que más influyen en la adsorción de los iones y con ello producen un retardamiento del movimiento son la capacidad de intercambio de los suelos, la naturaleza química del complejo coloidal y todos los factores químicos que inciden sobre esa característica de los suelos.

Algunos estudios (51, 91, 95) informan que el estroncio radiactivo se mueve muy lentamente, encontrándose principalmente en los 15 cms superiores del suelo debido a que en esta área hay una alta absorción, por el sistema radical de las plantas (31). Tensho (88) atribuye la retención de la mayor parte del estroncio radiactivo en los suelos con bajos contenidos de materia orgánica a las propiedades de intercambio iónico de los minerales arcillosos. Por otro lado Tamura (87) ha demostrado que la máxima retención del estroncio ocurre a niveles altos de acidez y que la misma disminuye a niveles de pH bajos. Esta baja selectividad del estroncio por arcillas a valores de pH bajos, parece ser debido a dos fenómenos: un grado mínimo de disociación en los grupos oxidrilos de las arcillas y a las cargas positivas que aparecen en los óxidos de aluminio y hierro a valores de pH bajos (69).

Held (39) informa que iones de estroncio son adsorbidos más fuertemente que los iones de calcio, pero la diferencia disminuye a medida que la capacidad de intercambio de las diferentes arcillas se reduce. Miller y Reitemeier (62) indican que el grado de movimiento y la subsecuente distribución del estroncio dependen en gran parte de la capacidad de intercambio de cationes. Thornthwaite *et al.* (90) y Reichenbach (74) también concuerdan con este hecho, encontrando que la movilidad del estroncio-90 disminuye con el aumento de la capacidad de intercambio catiónico. Sin embargo, algunos autores han informado que la capacidad de intercambio catiónico no influye sobre el movimiento. Así Fredriksson *et al.* (26) tratajando sobre el movimiento del estroncio-90 y cesio-137 con dos tipos de suelo, uno arenoso y otro orgánico, encontraron que ambos isótopos fueron fuertemente adsorbidos por el suelo arenoso, más que por el orgánico.

Al lixiviarlos con 500 mm de agua desionizada, se observó que en el suelo arenoso menos del 2% del ^{137}Cs era removido, mientras que el estroncio lo era alrededor del 4%. En el suelo orgánico más de las 3/4 partes del cesio se lixivió, localizándose a una profundidad de 2 a 4 cms de la superficie donde se aplicó originalmente, mientras que el estroncio-90 se movió tanto como el cesio-137 en el suelo orgánico, lixiviándose alrededor del 18% al añadírsele los 500 mm de agua desionizada.

La baja movilidad del estroncio en relación al cesio, la atribuyen estos investigadores a la diferencia de energía de ligadura entre los cationes mono y divalentes y al débil intercambio de iones en el suelo orgánico, que prevaleció a pH bajo.

Sobre la influencia del tipo de arcilla en el movimiento de cationes, basándose en la selectividad de la misma como resultado del número y densidad de cargas,

existe muy poca información. Roberts *et al.*(78) han demostrado que más del 50% del estroncio en algunos suelos ácidos del suroeste de los Estados Unidos no se presenta en formas fácilmente intercambiables, ya que estos suelos han sido bien lavados, presentando valores de pH tan bajos como 4,5. La retención del estroncio puede ser atribuída a la presencia de compuestos de calcio si los materiales que predominan son la caolinita y vermiculita, pues se conoce que ninguna de ellas fija cantidades significativas de elementos alcalinos térreos, bajo condiciones ácidas (28). Kaufman *et al.* (73) encontraron que la adsorción del estroncio era favorecida por el calcio en la haloisita.

La influencia del tipo de materia orgánica sobre la translocación de cationes radiactivas en suelos ha sido objeto de pocos estudios. Costa *et al.* (17) trabajando con suelos calizos de España, pobres en materia orgánica, encontraron una pequeña migración del ^{54}Mn; al final del experimento, solamente 1,84% de la radiactividad se encontraba a 5 cms de profundidad y 1,59% había sido translocada hasta los primeros 10 cms, permaneciendo alrededor del 96% en la capa superficial donde originalmente había sido aplicada.

En suelos no calizos, con un contenido medio de materia orgánica, los mismos autores encontraron una migración lenta, pero más profunda, llegándose a detectar radiactividad a los 10 y 20 cms.

En otro trabajo de los mismos autores (18) en que estudian el efecto de diferentes fuentes de materia orgánica sobre la movilidad del hierro y el manganeso radiactivo, encontraron que la materia orgánica de origen vegetal retiene más que la de origen animal. Profundizando un poco más en el estudio, ellos trabajaron con las fracciones de la materia orgánica, encontrando que la fracción más eficaz en el retardamiento de la movilidad del hierro y manganeso radiactivo eran los

ácidos húmicos, mientras que los ácidos fúlvicos, tenían una baja capacidad de retener el hierro y manganeso aplicados. También encontraron que los compost" de origen vegetal tenían mayor contenido de ácidos húmicos, mientras que en los de origen animal predominaban los ácidos fúlvicos.

Las condiciones de la distribución de cationes que rodean el complejo de intercambio catiónico, la presencia de bases o aluminio cambiable que afecta el porciento de saturación de los coloides y el pH del sistema, tienen igualmente una gran importancia sobre el fenómeno del movimiento de cationes.

Así, bajo cindiciones de alta acidez, las arcillas del suelo que están por debajo de su punto isoeléctrico tienen poca electroafinidad con los cationes en la solución del suelo. Por otro lado, la predominancia de iones mono-, dí-, ó trivalentes en el complejo, conduce a cambios en los procesos de intercambio y con ello, a diferencias en la translocación de los elementos radiactivos.

La mayor parte de los trabajos publicados en esta área están relacionados con la práctica de encalado de suelos y el estudio de su efecto sobre la movilidad a través de los cambios en pH, C.I.C., distribución de bases y acidez intercambiable.

Se ha informado que corrientemente, la adsorción del estroncio en los suelos es mínima a un pH bajo, alta a un pH ligeramente alcalino y disminuye otra vez a un pH fuertemente alcalino (97).

Wiklander (97) en un estudio lisimétrico con suelos de Suecia, encontró que del 88 al 99% del estroncio era retenido en forma intercambiable y del 10 al 12% en la forma no intercambiable; la distribución del estroncio era fuertemente influenciada por el encalado y en algún grado también por la fertilización potásica. El aumento del estroncio en las partes más profundas del perfil fertilizado con potasio se debe quizás al desplazamiento del estroncio adsorbido por el potasio lo cual favorece su movimiento vertical.

En suelos encalados encontró, por otro lado, que un aumento en el grado de saturación del calcio, favorece la adsorción de otros cationes metálicos como el Mg, K, Na, Mn, y Sr. Este frecuencia se puede simplificar y expresar mejor con base en el equilibrio de intercambio entre Sr y Ca, usando la ecuación de Donnan, presentada anteriormente,

$$(Ca)_i \quad (Sr)_s \quad = \quad (Ca)_s \quad (Sr)_i$$

en la que los paréntesis indican la actividad, la i la forma intercambiable y la s la solución del suelo.

Si neutralizamos un suelo ácido con enmiendas calcáreas tenemos que la relación $(Ca)_i/(Ca)_s$ aumenta, lo cual induce la adsorción del estroncio ($Sr_s \rightarrow Sr_i$) y el aumento del $(Sr)_i/(Sr)_s$ disminuye la solubilidad del estroncio en el suelo. Ahora, si se le añade un exceso de calcio ($Ca(HCO_3)_2$, puede formarse primero una disminución gradual de la relación $(Ca)_i/(Ca)_s$, aumentando la solubilidad del estroncio.

Las observaciones de Fredriksson *et al.* (27), en suelos de Suecia, sobre el efecto residual de la cal agregada indican que ésta tiene un efecto importante sobre la absorción del estroncio por las plantas. Esto se podría explicar en parte porque el calcio sustituye el estroncio adsorbido, favoreciendo la absorción del mismo por las plantas.

Trabajos realizados por Wiklander (97) durante aproximadamente cuatro años en lisímetros, bajo condiciones atmosféricas, demostraron que el lavado del estroncio radiactivo es relativamente pequeño movilizándose solamente de 1,2 a 1,7% del estroncio aplicado, encontrándose pequeñas movilizaciones del elemento debidas a fertilización potásica y encalado. Sin embargo, los experimentos confirman que la remoción por lavado del estroncio radiactivo en suelos contaminados requiere

un período muy largo, aunque en suelos arenosos pobres en materia orgánica el lavado es más rápido.

Algunos investigadores (2, 82, 89, 97) han encontrado bajo condiciones de lisímetros que el encalado influye sobre la translocación del estroncio del suelo superficial al subsuelo. Se encontró que en suelos no encalados 32% del estroncio se localizaba en los primeros 15 cms del suelo, mientras que en los suelos encalados solamente un 11% fue encontrado a esa profundidad.

Wiklander (97), basándose también en trabajos previos en lisímetros, confirmó que el encalado en suelos ácidos contaminados con estroncio radiactivo tiene un efecto benéfico sobre los cultivos, debido a que favorece su movimiento y reduce su disponibilidad y en consecuencia el peligro de radiación. Se debe tener presente que el encalado puede tener también un efecto desfavorable en que al disminuir la translocación del estroncio en el suelo, se retiene en el horizonte superficial o el horizonte donde se ha encalado y disminuye su pérdida por lixiviado.

La información sobre la aplicación de cal en suelos tropicales y su influencia sobre el movimiento de elementos radiactivos es muy escasa y no ha dado resultados concretos. Así cuando se aplicó cal a suelos donde predominaban minerales de arcilla del tipo 1:1, el efecto fue beneficioso. Sin embargo, cuando se aplicó a varios otros suelos ricos en hidróxidos de hierro y aluminio, los resultados fueron desfavorables, llevando una disminución en el rendimiento (86).

Pearson *et al.* (70) trabajando con suelos de Puerto Rico indican que el encalado superficial seguido por fuertes aplicaciones de nitrógeno como sulfato de amonio resultó en un aumento del movimiento del calcio y magnesio hacia el subsuelo. Otros investigadores (42, 63, 64, 93) han encontrado igual comportamiento del calcio en experimentos similares.

2.2.2 Factores que aceleran el movimiento de los cationes

De los factores que más influyen en la movilidad de los iones juega papel importante la cantidad de agua con que son lavados los suelos y la composición de dichas soluciones.

El lavado de los suelos contaminados con diferentes sustancias, ha sido estudiado por muchos investigadores (30, 32, 44, 53, 62, 83, 97). Así Fuller *et al.* (30) han logrado mover considerables cantidades de estroncio-90 en suelos calcáreos, ácidos, orgánicos y ricos en yeso, utilizando columnas de suelo de 20 cms de longitud con aproximadamente 0,2 moles de calcio. Otros autores (78, 84, 85) en cambio han demostrado que una fracción del estroncio-90 en muchos suelos no es extraíble fácilmente por lixiviado con soluciones de sales neutrales. La oclusión permanente del estroncio dentro del sulfato de calcio, carbonatos y fosfatos, puede ocurrir en suelos donde estos minerales son estables, no permitiendo su fácil lavado.

Miller y Reitemeier (62), trabajando con cinco suelos de los Estados Unidos, encontraron que la cantidad de agua añadida influyó grandemente sobre la distancia máxima a que penetró el estroncio-89. Así cuando se aplicó 75 cm de agua desionizada se alcanzó una penetración máxima de 3,25 cms de profundidad, mientras que cuando se aplicó 750 cm de agua, la distancia de máxima penetración fue aproximadamente 10,75 cms.

En todos los suelos, cuando se les lavó con 750 cms de agua, se produjo un mayor movimiento que cuando solamente se aplicó 75 cms de agua de lavado. En general, una solución de $CaCl_2$ produjo una mayor penetración del estroncio-89 en los suelos que cuando se empleó simplemente agua desionizada.

Otro trabajo de lixiviación con el suelo Norfolk, Estados Unidos, realizado por Blume (4) informa de un pequeño movimiento observado en el calcio-45; cuando se lavó con alrededor de 100 cms de agua desionizada, la máxima penetración del calcio fue de 5 cms de profundidad.

Refiriéndose a la composición de las soluciones utilizadas en estudios sobre la movilidad de elementos radiactivos algunos investigadores (9, 35, 49, 67) han encontrado una gran influencia debida a la presencia de elementos mono-, di- y trivalentes. Nishita (67) estudió 11 cationes diferentes, encontrando que el calcio era el más efectivo para reemplazar el estroncio de los suelos, mientras que el litio y el sodio eran los más débiles para desplazar el estroncio adsorbido. Bower *et al.* (9) también concuerdan que el sodio tiene una baja capacidad de desplazamiento del estroncio. Esto es explicable conforme a la secuencia de Hofmeister o liotrófica, por la cual iones divalentes tienen una mayor intensidad de adsorción en el complejo de intercambio.

Por otro lado, las propiedades físicas que están relacionadas con el flujo de agua a través del suelo rigen en gran parte la movilidad de los iones por lixiviación de los mismos a capas más profundas. Así aquellos suelos que presentan una alta meteorización y están bien estructurados facilitan el libre flujo, translocando mayor cantidad de nutrimentos a capas inferiores (47).

2.3 Objeciones encontradas al empleo de lisímetros

La literatura (38, 48) nos habla de las críticas que ha encontrado el uso de los lisímetros desde su inicio y de los esfuerzos realizados por los investigadores para mejorar los métodos empleados en su uso.

Una de las principales recomendaciones que se han hecho es la de construir los lisímetros de manera que sus relaciones de humedad correspondan estrechamente con las del suelo bajo condiciones naturales (48).

Algunos de los posibles efectos de las condiciones anormales de humedad en los lisímetros serían: 1) más rápida evaporación de la humedad de la superficie del suelo, lo cual resulta en una disminución del volumen del percolado y (2) inhibición de la nitrificación y posible reducción del nitrato debido a la aereación restringida en el fondo de la columna del suelo (94).

Walliham (94) sugiere la aplicación de una tensión capilar artificial en el fondo del lisímetro e informa que cuando la cantidad de humedad en un lisímetro es ajustada para que corresponda más estrechamente con la del suelo natural, ocurren cambios significativos en el volúmen y composición del percolado.

Cole (16) sigue esa misma idea de un sistema de tensión de humedad y diseña un lisímetro de tensión de alundum.

Otra de las críticas que se han hecho al empleo de los lisímetros concierne a la estructura original del suelo, la cual resulta disturbada en estos casos.

Se han realizado muchos trabajos (4, 62) empleando lisímetros en que se simulan las condiciones naturales del suelo. También hay lisímetros que conservan la estructura original del suelo, pero siempre hay algunas alteraciones en su naturaleza.

En el caso de lisímetros utilizados, en donde se afecta la estructura original, se estima que esta condición, a su vez, modifica las propiedades del flujo de agua pudiendo retardarlo o acelerarlo (47).

En experimentos que se llevan a cabo en muestras disturbadas se espera haya un cambio en las propiedades, pero cuando se comparan diferentes tratamientos, las condiciones de conducción afectan por igual a todos ellos, es decir que los resultados son comparables entre sí.

Existen, además, factores difíciles de estudiar en experimentos llevados a cabo en el laboratorio tales como, presencia de grietas macroscópicas, ciclos de humedecimiento y secado, y horadaciones producidas por lombrices de tierra y otros animales pequeños, todo lo cual puede afectar el comportamiento del suelo. Sin embargo, aún cuando dichos factores son difíciles de evaluar con precisión, se considera que los datos obtenidos en el laboratorio se deben aproximar a los que se obtendrían bajo condiciones de campo (62).

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 Suelos

La presente investigación fue llevada a cabo en los laboratorios del Departamento de Fitotecnia y Suelos del Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas Turrialba, Costa Rica y para ella se seleccionaron cuatro suelos (Colorado, Paraíso, Buenos Aires y San Jorge del Arenal). Las muestras tomadas se tomaron del horizonte superficial (0-20 cm) de los mismos para las diferentes determinaciones y estudios lisimétricos.

Con anterioridad estos suelos habían sido clasificados como latosoles (12, 22, 23, 37) pero estudios recientes realizados por Macías (54) con base en la Séptima Aproximación, los han clasificado como Inceptisoles los dos primeros y Ultisoles los dos últimos.

Al seleccionar los suelos se consideró que los perfiles fueran profundos, bien drenados y de un estado avanzado de meteorización, localizados en áreas de declive intermedio, temperaturas cálidas, precipitación alta, alrededor de 2,500 mm y utilizadas en pastos.

3.2 Descripción de los suelos

3.2.1 Suelo Colorado: El área que comprende el suelo Colorado está localizada en la región oriental de la Meseta Central de Costa Rica.

Según Hardy (37) estos suelos se han desarrollado sobre lava vieja, principalmente del Plioceno, siendo la roca madre del tipo andesita, que ha sido meteorizada aproximadamente unos 15 millones de años, no recibiendo otros depósitos geológicos, nada más que el aporte de cenizas volcánicas procedentes del Volcán Turrialba en tiempos geológicamente recientes.

Dóndoli y Torres (23) lo han descrito al nivel de serie como un latosol, encontrando que se caracteriza por tener un color rojizo dominante, presenta alto contenido de sesquióxidos de Fe y Al, siendo su fertilidad de baja a muy baja. Hardy (37) trabajando con suelos de la serie Colorado encontró que el grado de saturación de bases es muy bajo y el mismo extremadamente deficiente en Ca y Mg cambiable, siendo sus relaciones muy bajas, también a su vez las bases divalentes y monovalentes, demostrando un desbalance pronunciado de nutrimentos.

Según Dóndoli y Torres (23) y Hardy (37) estos suelos cubren las colinas que bajan hacia el Valle de Turrialba y también parte del área plana del mismo, siendo en su mayoría lomas onduladas con pendientes largas de un 10 a 50 por ciento, presentando buen drenaje y poca erosión. Las muestras estudiadas se tomaron de un perfil localizado cerca de la ciudad de Turrialba. A continuación se hace una descripción del suelo (32):

Localización: El perfil donde se tomaron las muestras estaba localizado a 2 kms de la ciudad de Turrialba, sobre la carretera que va a San José.

Altitud: 780 metros s.n.m.

Clima: Segun la clasificación de Holdridge (40), el área donde se tomaron las muestras cae dentro de la formación ecológica del bosque húmedo tropical.

Vegetación: La vegetación predominante es herbácea y de tipo pastizal.

Perfil:

A11 0-25 cm. Pardo oscuro (10YR 3/3) en húmedo y pardo oscuro (7,5YR 3/2) en seco arcilloso; estructura bloque subangular, mediano, moderado; ligeramente adherente, plástico, friable en húmedo, ligeramente duro en seco; revestimientos delgados en parches; raíces finas, abundantes límite claro, plano.

A12 25-35 cm. Pardo amarillento oscuro (10YR3/4) en húmedo y en seco; arcilloso, estructura bloque subangular, mediano, débil, ligeramente adherente, ligeramente plástico, muy friable en húmedo, ligeramente duro en seco; revestimientos delgados, quebrados; raíces muy finas, abundantes; límite claro, plano.

A3 35-80 cm. Pardo oscuro (7,5YR 3/2) en húmedo y pardo rojizo oscuro (5YR 3/3) en seco; arcilloso; estructura bloque subangular, mediano y moderado, ligeramente adherente, ligeramente plástica, muy friable en húmedo, ligeramente duro en seco; revestimientos delgados, continuos, raíces muy finas, abundantes; límite gradual, plano.

B21 80-125 cm. Pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/2) en húmedo y pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/4) en seco; arcilloso; estructura bloque subangular, mediano, moderado; ligeramente adherente, plástico, friable en húmedo, ligeramente duro en seco; revestimientos delgados, continuos, raíces muy fines, abundantes; límite claro, plano.

B22 125-175 cm. Pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/4) en húmedo y pardo (7,5YR 5/4) en seco, arcilloso; estructura bloque subangular, fino, débil; ligeramente adhesivo, plástico, muy friable en húmedo, duro en seco; revestimientos delgados, continuos raíces muy finas, pocas límite gradual, plano.

B3 175-190 cm. Pardo rojizo oscuro (5YR 3/3) en húmedo y pardo amarillento (10 YR 5/6) en seco; arcilloso; estructura bloque subangular, mediano, moderado; adhesivo, plástico, friable en húmedo, duro en seco revestimientos delgados, continuos; raíces muy finas, muy pocas.

3.2.2 Suelo Paraíso: El suelo Paraíso está localizado en la región este de la Meseta Central de Costa Rica, en los alrededores de la población del mismo nombre. Dóndoli y Torres (23) lo han clasificado al nivel de serie, describiéndolo como un latosol rojo, profundo que se ha desarrollado sobre lava vieja; la roca madre la constituye una andesita hipersteno-augítica muy meteorizada.

Este suelo presenta un alto contenido de arcilla de 75 a 85 por ciento con predominio de coloides ferruginosos (arcillas de hidróxidos). Aún a varios metros de profundidad posee altos contenidos de óxidos de hierro, que se presentan generalmente en forma de concreciones férricas o ferri-magnesianas, sin embargo, no han llegado a alcanzar el grado de laterita (23).

El suelo de la serie Paraíso posee buena permeabilidad, pero presenta problemas de erosión, debido a la topografía irregular con pendientes de 3 a 25 por ciento y a la intensidad de las lluvias. Es importante hacer notar que en la parte norte de esta serie de suelo y conforme se avanza hacia las partes más altas hay influencia de cenizas recientes, depositadas en capas muy delgadas sobre la superficie, que se pierden fácilmente debido a la erosión.

En términos generales, este suelo es de fertilidad actual baja, y de una fertilidad intrínseca de mala a muy mala, aunque estos suelos responden muy bien a la incorporación de materia orgánica, no son aptos para cultivos sino para pastoreo (23).

A continuación se hace una descripción del mismo (32):

<u>Localización</u>: El perfil de donde se tomaron las muestras se encontraba a dos kilómetros de la población de Birrisito, siguiendo la carretera que conduce a Cervantes.

<u>Altitud</u>: 1.300 metros s.n.m.

Clima: De acuerdo a la clasificación de Holdridge (40) el área donde se tomaron las muestras pertenece a la formación ecológica de bosque húmedo premontano.

Vegetación: La vegetación que se observó en los alrededores al sitio muestreado fue tipo pastizal, predominando el pasto calinguero o gordura (*Melinis minutiflora*).

Perfil:

A1 0-25 cm. Pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en húmedo y pardo grasáceo oscuro (10YR 4/2) en seco, arcilloso, estructura granular gruesa, moderada; adherente, plástico, firme en húmedo, muy duro en seco, sin revestimientos; raíces finas y frecuentes; límite claro, ondulado.

A3 25-45 cm. Pardo amarillento oscuro (10YR 3/4) en húmedo y pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/4) en seco; arcilloso; estructura bloque subangular, grueso, moderado; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable en húmedo, duro en seco; revestimientos delgados, quebrados, raíces finas, comunes; concreciones negras en 1%; límite gradual, ondulado.

B21 45-95 cm. Pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/4) en húmedo y pardo rojizo (5YR 4/4) en seco, arcilloso, estructura bloque subangular, grueso, moderado, adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco; revestimientos delgados, continuos, raíces finas, pocas; concreciones negras 10% manchas pardo amarillentas; límite gradual, ondulado.

B22 95-150 cm. Pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo, pardo amarillento oscuro (10YR 3/4) en seco; arcilloso, estructura bloque subangular, grueso, moderado; adherente, plástico, firme en húmedo, muy duro en seco, revestimientos delgados, continuos; raíces muy finas,

muy pocas; límite gradual, ondulado.

B3 95-180 cm. Pardo amarillento oscuro (10YR 4/4) en húmedo y pardo amarillento oscuro (10YR 3/4) en seco, arcilloso, estructura bloque subangular, grueso, moderado, adherente, plástico, friable en húmedo, muy duro en seco; revestimientos delgados, continuos; raíces muy finas, muy pocas.

3.2.3 Suelo Buenos Aires El área que abarca este suelo está localizada en la vertiente del Pacífico en el Valle de El General, provincia de Puntarenas en Costa Rica.

Este suelo todavía no ha sido clasificado al nivel de serie, sin embargo, Dóndoli (22) informa sobre su distribución denominándolo suelo laterítico; lo describe como terrazas del Pleistoceno con sedimentos aluvionales de origen diorítico y andesítico-basáltico. En la actualidad los componentes del aluvión no afloran en la superficie, sino que se encuentran a varios metros de profundidad. La parte superficial de este suelo está formada por tierra roja, muy suelta en la época de sequía y en todo parecida a una laterita.

Jaramillo (43) señala que son suelos bastantes meteorizados con altos contenidos de óxidos de Fe y Al libres; resultados de análisis totales (13, 25) indican valores máximos hasta de 45% de Al_2O_3, 15,2% de Fe_2O_3 y 15,4% de SiO_2 a profundidades de hasta dos metros.

Jaramillo (43) informa que el calcio presenta gran lixiviación en este suelo, mostrando tendencias más marcadas con respecto al magnesio.

Este suelo es rojo, bien profundo, con moteaduras, concreciones rojas y negras, muy meteorizado, lixiviado y bien drenado, permitiendo después de una fuerte lluvia su fácil laboreo. Presenta un relieve plano con una pediente de 0-3.

por ciento. A continuación se hace una descripción del mismo (32):

Localización: Las muestras estudiadas provienen de un perfil localizado cerca del área cultivada de piña, en Buenos Aires en el Valle de El General.

Altitud: 400 metros s.n.m.

Clima: Según la clasificación de Holdridge (40) el área donde se tomó las muestras está comprendida en la formación ecológica bosque húmedo tropical, presenta una estación seca bien definida de 4 a 5 meses.

Vegetación: La vegetación predominante es la de una sabana natural.

Perfil.

A11 0-12 cm. Pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/3) en húmedo y pardo (10YR 5/3) en seco; arcilloso; estructura granular, mediano, moderado; adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco, sin revestimientos; raíces finas, muy frecuentes; límite claro plano.

A12 12-26 cm. Pardo amarillento oscuro (10YR 4/4) en húmedo y amarillo parduzco (10YR 6/6) en seco; arcilloso; con moteado pardo oscuro (10YR 3/3), común, fino, distinto, claro; estructura bloque angular, mediano moderado; adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco, revestimientos delgados, quebrados; raíces finas, comunes; microestructura bloque angular muy fina; límite claro, ondulado.

A3 26-44 cm. Rojo amarillento (5YR 4/8) en húmedo y amarillo rojizo (7,5YR 6/8) en seco, arcilloso; estructura bloque subangular, mediano, moderado, adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco; revestimientos delgados, continuos; raíces finas, pocas microestructura bloque angular muy fina, límite claro, ondulado.

B21 44-85 cm. Rojo amarillento (5YR 4/6) en húmedo y rojo claro (2,5YR 6/8) en

seco, arcilloso; estructura bloque subangular, mediano, moderado; adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco; revestimientos delgados, continuos; raíces muy finas, muy pocas, microestructura bloque angular muy fina; límite gradual ondulado.

B22 85-120 cm. Rojo (2,5YR 4/6) en húmedo y rojo claro (2,5YR 6/8) en seco, arcilloso, con moteado pardo amarillento oscuro (10YR 3/6), poco, mediano, prominente, nítido; estructura bloque subangular, grueso, moderado; adherente, plástico, firme en húmedo, duro en seco, revestimientos delgados, continuos, raíces muy finas, muy pocas; límite gradual ondulado.

B3 120-180+ cm. Rojo amarillento (5YR 5/6) en húmedo y amarillo rojizo (5YR 6/8) en seco; arcilloso; con moteado rojo (2,5YR 4/8), común, fino, prominente, nítido; estructura bloque subangular, mediano, moderado; ligeramente adherente, ligeramente plástico, friable en húmedo, duro en seco, revestimientos delgados, continuos; sin raíces, concreciones negras muy pequeñas.

3.2.4 Suelo San Jorge del Arenal: Este suelo está localizado en la vertiente del Atlántico, comprendiendo parte del área del cantón de San Carlos, provincia de Alajuela, Costa Rica.

Malavassi *et al.* (55) describen el material parental sobre el cual se ha desarrollado como un lahar fino. Hay presencia de rocas volcánicas del tipo basalto e hipersteno-augita, andesita y brechas volcánicas. Roberts *et al.* (79) hacen un comentario del área, sugiriendo que es del Terciario, con rocas del Mioceno influenciado por el Cuaternario, se incluyen arenas y arcillas conglomeradas y aglomeradas del Pleistoceno.

Este suelo no ha sido clasificado al nivel de serie, sin embargo, Calvo (12) lo describe como un latosol rojizo.

El relieve de la zona es ligeramente ondulado con pendientes hasta de 4 por ciento. El suelo es rojo, profundo, lixiviado, no encontrándose la presencia de piedras pero sí abundantes concreciones amarillas y negras posiblemente de tipo ferro-magnésica. No se encontró evidencia de erosión. A continuación se hace una descripción del mismo (32):

Localización: Las muestras se tomaron de un perfil localizado a 34 kms al Noreste de Ciudad Quesada.

Altitud: 300 metros s.n.n.

Clima: De acuerdo a la clasificación de Holdridge (40) la vegetación natural del área donde se encuentra este suelo es bosque húmedo tropical.

Vegetación: La vegetación de los alrededores de donde se hizo el perfil es de tipo pastizal, predominando el pasto bahía común (*Paspalum notatum*) y arbusto de guayaba (*Psidium guayaba* L.).

Perfil:

A1 0-15 cm. Pardo oscuro (7,5YR 3/2) en húmedo y gris rojizo oscuro (5YR 4/2) en seco, arcilloso; estructura bloque subangular, fino, fuerte; adherente, plástica, firme en húmedo, duro en seco; sin revestimientos, raíces finas y abundantes; límite claro, plano.

A3 15-35 cm. Pardo rojizo oscuro (5YR 3/4) en húmedo y pardo rojizo (5YR 4/4) en seco, arcilloso; bloque subangular, mediano, moderado; adherente, plástico, friable en húmedo, duro en seco; sin revestimientos, raíces finas, abundantes, límite claro, plano.

B1 35-60 cm. Rojo amarillento (5YR 4/6) en húmedo y rojo amarillento (5YR 5/6) en seco, arcilloso; estructura bloque subangular, grueso, moderado;

adherente, plástico, friable en húmedo, duro en seco; revestimientos moderadamente gruesos, continuos; raíces muy finas y comunes; límite gradual, plano.

B21 60-90 cm. Rojo amarillento (5YR 5/6) en húmedo y pardo rojizo (5YR 5/4) en seco, arcilloso; estructura bloque subangular, grueso, moderado, adherente, plástico, friable en húmedo, duro en seco; revestimientos moderadamente gruesos, contínuos, raíces muy finas, pocas; límite gradual, plano.

B22 90-140 cm. Pardo rojizo (5YR 4/4) en humedo y pardo rojizo (5YR 5/4) en seco, arcilloso; moteado, poco, mediano, prominente, nítido; estructura bloque subangular, grueso, moderado, adherente, plástico, friable en húmedo, duro en seco; revestimientos moderadamente gruesos, continuos; raíces finas, muy pocas; límite gradual, plano.

B3 140-190 cm. Pardo rojizo (5YR 4/6) en húmedo y pardo rojizo (5YR 5/4) en seco; arcilloso; moteado poco, mediano, prominente, nítido; estructura bloque subangular, grueso, moderado; adherente, plástico, friable en húmedo, duro en seco; revestimientos moderadamente gruesos y continuos; raíces finas, muy pocas.

3.3 Análisis químico

3.3.1 Determinación del pH: Para la determinación del pH se siguió la técnica potenciométrica recomendada por Peech (71) y Jackson (41) utilizando un aparato Beckman Zeromatic modelo 96, con electrodos de vidrio en tres diferentes tipos de suspensiones así: relación suelo-agua 1:2,5; relación suelo-cloruro de potasio M 1:2,5 y relación suelo-cloruro de calcio 0,01 M 1:2,0.

3.3.2 Determinación de la materia orgánica: Para la determinación de la materia orgánica se utilizó el método de Walkley y Black modificado por Saíz del Río y Bornemisza (80), que consiste en la oxidación de la materia orgánica con ácido crómico en presencia de ácido sulfúrico, luego el exceso de ácido crómico es titulado con la solución de sulfato de amonio y hierro.

3.3.3 Determinación del nitrógeno total: Para la determinación del nitrógeno total, se siguió el método propuesto por Bremner (11) y modificado por Díaz-Romeu*. Este método semi-micro Kjeldahl consiste en la conversión del nitrógeno a $(NH_4)_2SO_4$ mediante la digestión del suelo con ácido sulfúrico concentrado en presencia de una mezcla catalizadora (100 gramos de sulfato de potasio, 10 gramos de sulfato de cobre y 1 gramo de selenio). Se destila luego el amonio, que es recogido en 20 ml de ácido bórico al 2 por ciento. Para su determinación se tituló el amonio con ácido sulfúrico aproximadamente 0,02N. El aparato utilizado para esta determinación fue el diseñado por Müller (65).

3.3.4 Determinación de la capacidad de intercambio catiónico: Para la determinación de la capacidad de intercambio de cationes se emplearon dos métodos; el primero propuesto por Rich (75) y el segundo superido por Bower y colaboradores (10) y modificado por Díaz-Romeu y Balerdi (21). El primero consistió en tratar el suelo con una solución de $CaCl_2$ N pH 7,0, saturando con calcio las cargas negativas del complejo de intercambio y lavando luego el suelo con agua y etanol al 95 por ciento para eliminar el exceso de $CaCl_2$. Finalmente, lavado el suelo, se trató el mismo con $Mg(OAc)_2$ N, para desplazar todo el calcio adsorbido; de aquí se tomaron muestras para la determinación de cloro y calcio, este último se determinó por espectrofotometría de absorción atómica utilizando un espectrofotómetro Perkin Elmer modelo 303.

---

* Comunicación personal, IICA, Turrialba, Costa Rica.

La capacidad de intercambio de cationes del suelo se calculó por la diferencia en el contenido de calcio y el cloro como la carga neta.

En el segundo caso, el suelo fue tratado con acetato de amonio N pH 7,0, saturando con el catión amonio las cargas negativas del complejo de intercambio. Se lavó de igual manera que en el método anterior posteriormente se empleó cloruro de potasio al 10 por ciento pH 2,5 para desplazar el amonio adsorbido, que luego mediante destilación en un aparato micro-Kjeldahl se recuperó y determinó por titulación con ácido sulfúrico 0,02 N.

3.3.5 Determinación de las bases cambiables: Para la extracción de las bases cambiables se siguió el método modificado de Díaz-Romeu y Balerdi (21) en que el suelo es tratado con NH_4OAc N pH 7,0, dejándolo en reposo durante la noche. Luego se agita por 10 minutos, se centrifuga, decantando el supernatante y guardándolo en un volumétrico de 100 ml. Se repite dos veces más esta operación, pero reduciendo el tiempo de agitación a 5 minutos, añadiendo cada vez 33 ml de NH_4OAc. Finalmente se lleva a volumen. En esta solución, utilizando el espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer modelo 303), se determinaron en forma cuantitativa los siguientes cationes: Ca, Mg, K y Na.

3.3.6 Determinación del manganeso cambiable: Para la determinación del manganeso cambiable se siguió el mismo método modificado de Díaz-Romeu y Balerdi (21) empleado en la determinación de las bases cambiables. La determinación cuantitativa se efectuó en el mismo espectrofotómetro de absorción atómica.

3.3.7 Determinación del aluminio extraíble: Para determinar el aluminio extraíble se siguió la técnica de McLean (57) en la que el aluminio extraíble es obtenido por extracción del suelo con acetato de amonio normal a pH 4,8. Luego

la concentración de aluminio se determina colorimétricamente por el método de la aluminona, propuesto originalmente por Chenery (14, 15) y adaptado por McLean (57).

3.3.8 Determinación de las necesidades de encalado: El requerimiento de cal se determinó por el método propuesto por Abruña F. y Vincente-Chandler (1). A 10 gramos de suelo se le añadieron cantidades ascendentes de $Ca(OH)_2$ 0,03 N, calentando la suspensión del suelo hasta ebullición por 5 minutos. Se dejó enfriar y se midió potenciométricamente el pH. Con los datos encontrados se preparó para cada suelo una curva, la que se utilizó para determinar el requerimiento de calcio del suelo al pH deseado.

3.4 Análisis físico

3.4.1 Determinación de color: Para la determinación del color de los suelos, se utilizó la escala de la carta de colores de Munsell (66). Esta determinación se realizó tanto en suelo húmedo como seco al aire.

3.4.2 Determinación del tamaño de las partículas: El análisis del tamaño de las partículas del suelo se realizó de acuerdo con el método internacional de la pipeta, propuesto por Kilmer y Alexander (46) y modificado por Day (20).

Se pesaron 20 gramos de suelo seco al aire, tamizado a 2mm y libre de materia orgánica, lavándose cuatro veces con porciones de 30 ml de agua desmineralizada, centrifugando y botando el decantado. Se secó a 105°C en la estufa, enfriando en un desecador y pesando nuevamente; por diferencia se sacó el peso exacto del suelo. Se añadió al suelo 10 ml de una solución de hexametafosfato de sodio (calgón), pasándose el suelo a una botella de 8 onzas y llevando el nivel a 6 onzas con agua desmineralizada. Se agitó durante toda la noche a 120 vibraciones por minuto. La suspensión fue transferida a través de un tamiz de 1,0 mm a un cilindro

graduado de 1,000 ml, lavándose las arenas con agua. Luego se colocó en un recipiente y se secó al horno, se separaron las fracciones utilizando tamices de 1,000; 0,500; 0,105 y 0,044 mm de abertura.

La suspensión del suelo se llevó a 1000 ml, se agitó fuertemente y se dejó en reposo. De acuerdo a la temperatura de la suspensión se hicieron los cálculos para determinar el tiempo a que debían tomarse las muestras. Esto se hizo con una pipeta graduada de 25 ml, a una profundidad de 15 cm dentro de la suspensión. La muestra se colocó en un recipiente tarado previamente y luego se secó en la estufa, se desecó y por último se pesó.

Se hicieron los cálculos pespectivos para determinar cada fracción.

3.4.3 Determinación de la conductividad hidráulica: La conductividad hidráulica se determinó en muestras inalteradas, siguiendo la técnica empleada por Richards y colaboradores (76).

Se tomaron muestras no alteradas del horizonte superficial, se les llevó al laboratorio sin esculpurarlas, se dejaron en agua por 24 horas para saturarlas, luego se les preparó y colocó en el aparato descrito en el método. Se hizo pasar agua a través de la columna de suelo, con una carga hidráulica constante. Al salir el agua, se recogió y midió el volumen cada 15 minutos hasta que éste fuera constante. Se midió la carga hidráulica (ΔH), el diámetro interno y el largo del cilindro.

La conductividad hidráulica se calculó en base a la ecuación:

$$K = \frac{Q \Delta L}{A t \Delta H}$$

Donde:

t = tiempo en horas

Q = centímetros cúbicos de agua

A = área del cilindro en centímetros cuadrados

ΔH = altura de la carga hidráulica en centrímetros

ΔL = longitud del cilindro en centímetros

K = cm/hora

Así: la conductividad hidráulica estará dada en centímetros por hora.

3.5 Estudio lisimétrico

Se estudió el movimiento de cuatro cationes utilizando los isótopos correspondientes de Ca, Mn, Sr, y W, con la ayuda de pequeños lisímetros, en muestras de suelo del horizonte superficial (0-20 cm).

Para este trabajo se siguieron las recomendaciones de investigaciones realizadas por Blume, J. (4), Jones, G. *et al.* (45), Pearson, R. *et al.* (70), Miller y Reitemeier, R. (62).

3.5.1 Radioisótopos

Los isótopos empleados fueron adquiridos de la casa New England Nuclear, 575 Albany Street, Boston, Massachusetts, 02118, y tienen las siguientes características:

$^{45}Ca^{+2}$ en 0,5 N HCl

16,5 mCi/ml Abril 29, 1968

0,303 ml = 5 mCi

$^{54}Mn^{+2}$ en 0,5 N HCl

2,21 mCi/ml Abril 29, 1968

0,905 ml = 2 mCi

$^{85}Sr^{+2}$ en 0,5 N HCl

14 2 mCi/ml Abril 29, 1968

0,41 ml = 5 mCi

$^{185}W^{+2}$ como tungstato en NH_4OH y K_2CO_3, solución 0,55 N

1,24 ± 10% mCi/ml Abril 6, 1968

Se aplicaron a los diferentes tratamientos las siguientes cantidades de isótopos: Ca 5 µCi; Mn 5 µCi; Sr 10 µCi y W 1 µCi. Se hizo pruebas anteriormente con diferentes cantidades de isótopos para ver cuál era la más recomendada.

3.5.2 Tratamientos

Las muestras de suelo traídas del campo y secadas al aire libre en el invernadero, fueron molidas y pasadas a través de un tamiz de 2 mm (ASTM 10). Se homogenizaron utilizando una mezcladora rotativa del tipo "Twin Shell Dry Blender" durante una hora.

En un primer tratamiento se aplicaron cantidades variables de "compost" para obtener el doble del contenido de la materia orgánica original de los suelos. El "compost" se preparó colocando cieno de lago y residuos de plantas acuáticas, dejándolo por varios meses en un depósito de cemento para su descomposición. El contenido de materia orgánica del mismo fue de 32 por ciento. Los suelos estudiados se mezclaron homogéneamente con el "compost".

Un segundo tratamiento consistió en aplicar 1 meq de nitrógeno por 100 gramos de suelo. Se preparó una solución de 10 meq de N, usando NH_4NO_3 reactivo analítico como fuente. Una alícuota de esta solución se aplicó uniformemente al suelo. Luego, con la ayuda de la mezcladora rotativa se homogenizó.

Un tercer tratamiento fue la aplicación de $CaCO_3$. La cantidad adicionada se hizo en base a los análisis de requerimientosde calcio y a la capacidad de intercambio de cationes.

A los suelos Colorado, Paraíso, Buenos Aires y San Jorge se adicionaron 12, 15, 9 y 6 meq de calcio/100 gramos de suelo, respectivamente. El carbonato de calcio se aplicó en polvo, grado reactivo, y se homogenizó con el suelo. Las muestras tratadas se colocaron en recipientes debidamente tapados, manteniéndolos durante tres meses en constante humedad para que llegaran a equilibrio.

A manera de referencia se tenían los suelos en su estado original, sin ningún tratamiento.

3.5.3 Preparación de las columnas

Se confeccionaron pequeñas columnas compuestas de siete anillos de vidrio de 2,5 cm de longitud y 5 ,0 cm de diámetro, superpuestos y unidos entre sí con cinta plástica. En el extremo inferior de la columna se colocó un tapón de hule con un tubo de vidrio de 4 mm de diámetro para drenaje. La pérdida de suelo por el agua de lavado se evitó colocando al fondo de la columna lana de vidrio.

Las columnas se llenaron con suelo tratado y seco, con un émbolo de madera, ejerciendo una presión uniforme en todas las columnas, para obtener una densidad similar entre las mismas.

Los primeros 10 cm de la columna se llenaron con aproximadamente 200 gramos de suelo del tratamiento indicado. El anillo superior de la columna quedó libre para agregar el agua de lavado.

3 .5.4 Conducción del experimento

La columna ya preparada, se humedeció con agua desionizada hasta aproximadamente la capacidad de campo. Se colocó 10 gramos de suelo seco, distribu-

yéndolo en la superficie uniformemente. A continuación se procedió a aplicar una alícuota de la solución que contenía la cantidad del isótopo indicado. Luego se colocaron diez gramos de suelo y lana de vidrio, como puede observarse en la Figura no. 1.

Una vez montada las columnas verticalmente en soportes de madera, se hizo pasar a través de la misma 4,695 litros de agua desionizada, equivalente a 2,50 metros de lluvia. La razón de aplicar esta cantidad fue para tener como referencia una zona conocida, ya que Turrialba posee aproximadamente esa precipitación como promedio anual.

La cantidad de agua adicionada se aplicó de manera que no se mantuviera una carga hidráulica durante el lavado. Para tal efecto se diseñó un mecanismo que permitiera una aplicación uniforme del agua durante el experimento (ver Figura no. 2). Con este mecanismo se regulaba, mediante una válvula, la cantidad de agua que se aplicaba a la columna de suelo.

El agua drenada era recogida por un tubo de plástico, que pasaba a través de un contador Geiger-Muller, para detectar la radiactividad; el agua era descartada luego a un depósito de desechos radiactivos.

3.5.5 Preparación de las muestras

Terminada la lixiviación de las columnas, se dejó que escurrieran 12 horas más, antes de desarmarlas. Se procedió cuidadosamente a sacar segmentos de suelo de 1,25 cm de largo y colocarlos en cápsulas Petri, para su secado en la estufa a 110°C. Se pulverizó el suelo, se homogenizó y se guardó en recipientes especiales para el contaje de la radiactividad posteriormente. Se trató siempre de evitar cualquier contaminación.

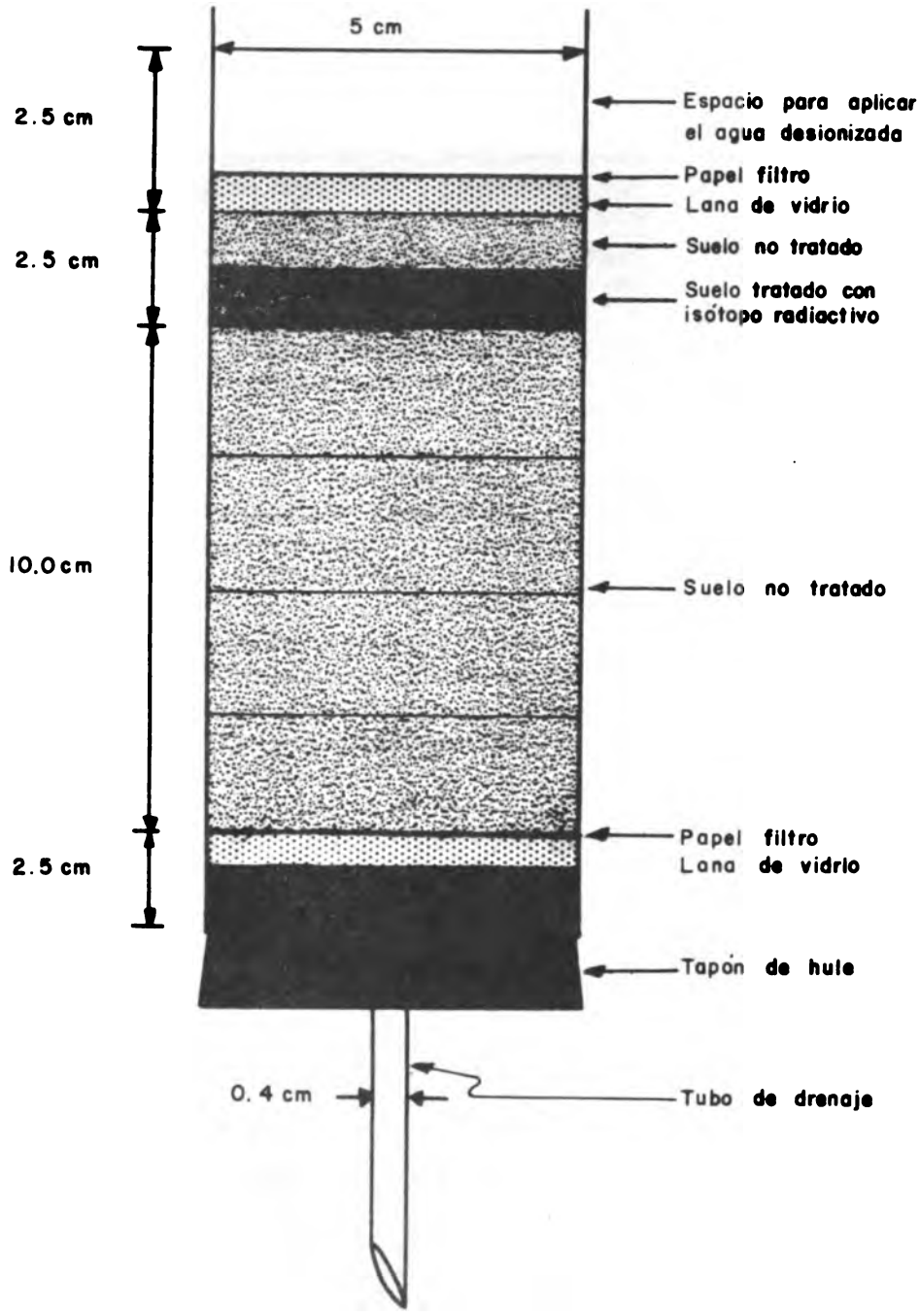

Fig. I Diagrama de los lisímetros empleados en el experimento

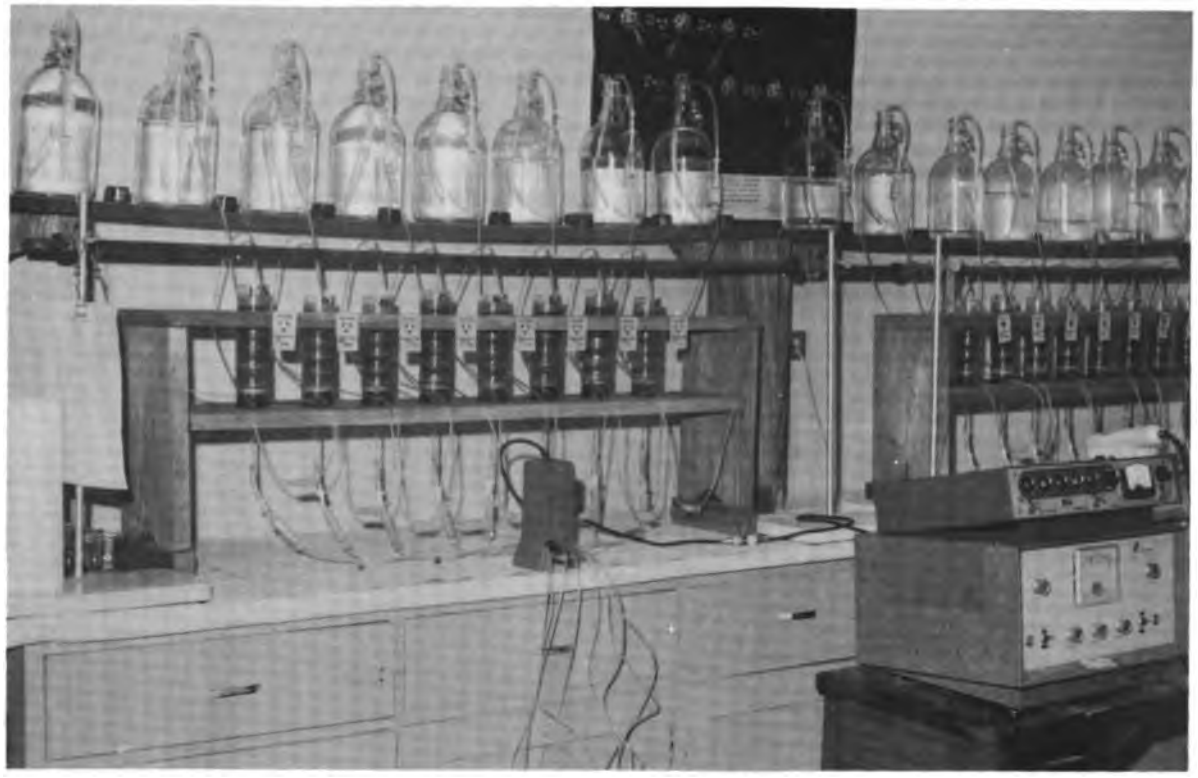

Fig. 2 Aspecto general de las columnas de suelo y del mecanismo empleado para la aplicación del agua de lavado

3,5.6 Medición y cálculo de la radiactividad

Con anterioridad se hicieron curvas de autoabsorción de los suelos con los diferentes isótopos, llegándose a determinar que la cantidad apropiada era 0,6 gramos de suelo, que se distribuyó uniformenente en planchetas de acero inoxidable, corrugadas para aumentar la distribución geométrica.

La determinación de la radiactividad en las muestras se hizo por triplicado, utilizando tubos Geiger-Muller con ventana de espesor 1,9 mg/cm^2.

Para el contaje se emplearon dos unidades compuestas. La primera tiene un escalímetro binario Modelo 161 A con su registradora de tiempo Modelo C111B y un cargador de muestras automático Modelo C-110B. La otra unidad era similar a la anterior, pero difería en que ésta utilizaba un escalímetro Modelo 192A-P, todas de la casa Nuclear Chicago Co. (ver Figura no. 3).

La máquina registró automáticamente el tiempo empleado para alcanzar a detectar 5000 cuentas de cada muestra radiactiva.

Se determinó además la radiación de fondo (background) y un estandar. Los resultados se obtuvieron con base en la siguiente fórmula:

$$\frac{A}{t} - F = N$$

donde:

A = impulsos contados

t = tiempo en minutos

F = radiación de fondo

N = impulsos netos/minuto

Los resultados fueron ajustados finalmente para el decaimiento radiactivo de los isótopos a través de medidas intercaladas de la radiación en muestras preparadas desde el inicio de los experimentos.

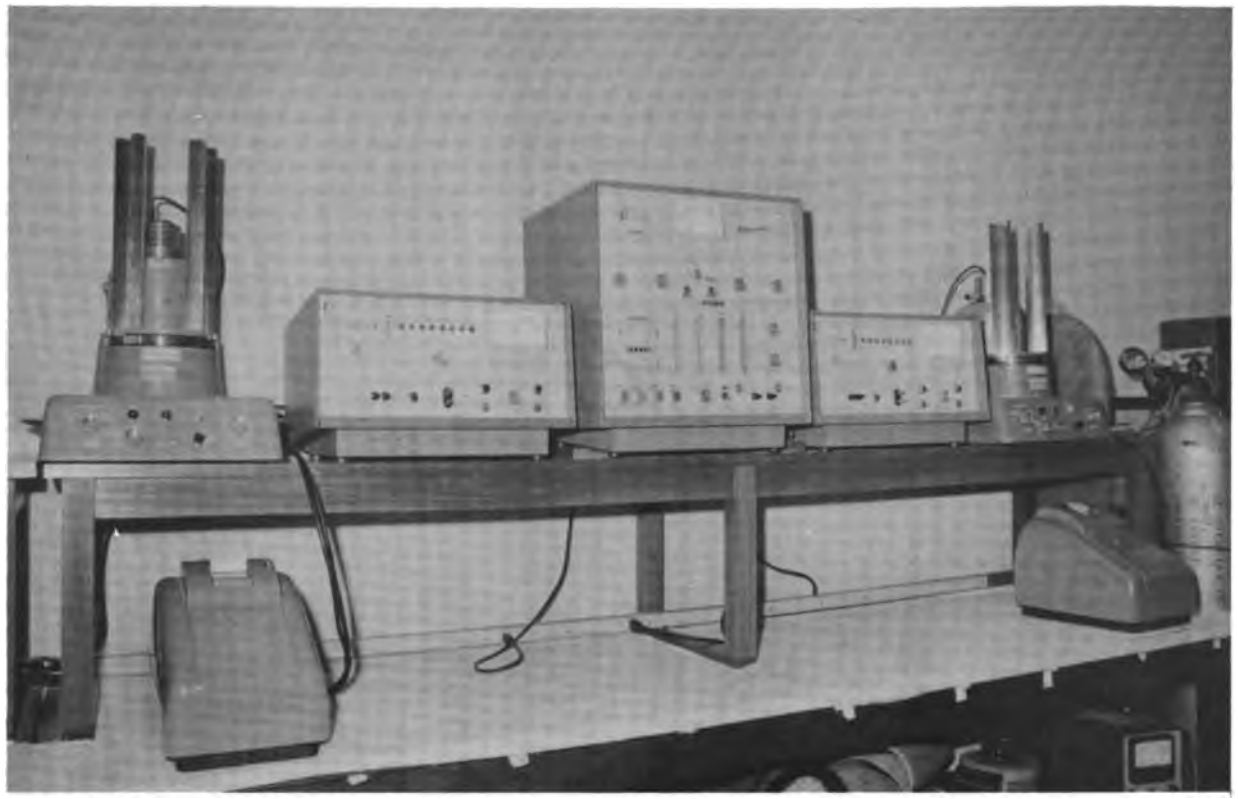

Fig. 3 Equipo utilizado en la medición de la radiactividad de las muestras de suelo

3.6 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos presentan notables diferencias y variabilidad. Esto probablemente es debido a las interacciones que se producen entre los diferentes isótopos utilizados, con los diferentes suelos y tratamientos aplicados. De ahí resulta muy difícil establecer comparaciones y derivar conclusiones objetivas de una interpretación descriptiva de los resultados. Por tal motivo, se trató de buscar una metodología más práctica para describir el fenómeno de la translocación de los isótopos en los lisímetros.

Los datos básicos fueron transformados conforme al modelo matemático que se detalla más adelante. Este modelo se define por medio de tres parámetros: el por ciento de isótopo retenido en la capa superficial, la cantidad de isótopo que desciende por unidad de centímetro y el cambio de la trayectoria de descenso, Además se ensayaron otros modelos matemáticos que describieron la trayectoria del descenso de los mismos a través de la columna de suelo. Como ejemplo se puede citar la función exponencial negativa $y = \lambda_1 e^{-\lambda_2 X}$. Sin embargo, se decidió usar el segmento de la parábola, como una buena aproximación al modelo de descenso de los isótopos. El término "buen ajuste" se refiere al coeficiente de determinación R^2.

El modelo parabólico parte del concepto básico de que existe un patrón $f(x)$ que describe la trayectoria de descenso del isótopo y que esta función desconocida se puede aproximar por medio de una expansión de la serie de MacLourin (36) en la siguiente forma:

$$f(x) \doteq f(x)\Big|_{X=0} + \frac{df}{dx}\Big|_{X=0} X + \frac{1}{2}\frac{d^2 f}{dx^2}\Big|_{X=0} X^2$$

$$f(x) \doteq f(0) + f'(0)X + \frac{1}{2} f''(0)X^2$$

$$f(x) = b_0 + b_1 X + b_2 X^2$$

donde:

b_0 = porcentaje del isótopo retenido en la capa superficial (%)

$b_1 = \frac{d\delta}{dx}$, coeficiente de penetración del isótopo (%/cm)

$b_2 = \frac{1}{2}\frac{d^2\delta}{dx^2}$, coeficiente de deceleración o cambio del coeficiente de penetración.

La función descrita arriba debe interpretarse simplemente como un segmento de parábola, ya que no se espera que después de cierta profundidad el porcentaje de cuentas vuelva a aumentar.

De esta manera, todos los datos experimentales fueron convertidos en tres parámetros básicos: b_0, b_1 y b_2, que hace considerablemente más fácil su interpretación.

Se consideró, además, el punto máximo de penetración del isótopo, $\hat{x}_{min} = \frac{-b_1}{2b_2}$, o punto estacionario.

Posteriormente se efectuaron análisis de variancia sobre b_0 (% del isótopo retenido en la capa superficial), b_1 (coeficiente de penetración), b_2 (coeficiente de deceleración) y $\hat{x}_{min}$ (el punto máximo de penetración del isótopo).

El análisis de variancia y su interpretación se describen más detalladamente en la parte de resultados.

4. RESULTADOS

4.1 Propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados

Las propiedades físicas y químicas de los suelos utilizados en esta investigación aparecen descritas en el Cuadro 1 del Apéndice.

De los resultados presentados, podemos observar que los contenidos de materia orgánica fluctúan desde 4,9% para el suelo San Jorge del Arenal hasta valores un poco más altos como 8,7% para el suelo Paraíso. Por otro lado, el contenido de N-total varió desde 0,2% en el suelo Buenos Aires hasta 0,4% tanto en el suelo Colorado como en el Arenal.

La reacción de estos suelos fue en general ácida, variando desde un pH 4,85 hasta 5,20 en los suelos Arenal y Buenos Aires, respectivamente.

La capacidad de intercambio catiónico determinada por el método de Rich (75) varió desde 5 hasta 11 meq/100 gramos, encontrándose estos extremos en los suelos Buenos Aires y Paraíso. Los valores determinados con el método del NH_4OAc (10, 21) variaron desde 24 hasta 39 meq/100 gramos de suelo.

En lo que respecta a las bases cambiables, la secuencia general encontrada para estos suelos fue: Ca>Mg>K>Na. Así, en el calcio se observaron valores desde 0,53 meq/100 g en el suelo Buenos Aires hasta 3,5 meq/100 g en el suelo San Jorge del Arenal.

El porcentaje de saturación de bases mostró diferencias para los respectivos suelos, presentando valores desde 35 hasta 69%, determinado por el método del NH_4OAc (21).

El manganeso varió desde 0,6 meq/100 g hasta trazas, mientras que el aluminio extraíble osciló desde 1,22 hasta 5,14 meq/100 gramos de suelo, encontrándose este máximo en el suelo Buenos Aires.

En cuanto a las características físicas, se encontró que los suelos en general presentaban altos contenidos de arcilla que variaban desde 70 hasta 77%. El porcentaje de arena varió del 8 al 15% semejándose al del limo, que varió del 9 al 16%.

La conductividad hidráulica fue variable en los suelos, presentándose el extremo inferior en el suelo Colorado con 0,03 cm/hora mientras que el máximo fue encontrado en el suelo Buenos Aires con un valor de 1,64 cm/hora.

Los datos experimentales que ilustran la distribución porcentual de los isótopos para los diferentes tratamientos en los cuatro suelos estudiados se resumen en los Cuadros 2, 3, 4 y 5 del Apéndice.

Las ecuaciones que describen el patrón de descenso se encuentran en el Apéndice, Cuadro 6, donde también se incluye el coeficiente de determinación dado por R^2 x 100, como un medio de juzgar la bondad del ajuste del modelo. Se observaron valores altamente significativos lo cual indica que la penetración de los isótopos se ajusta adecuadamente a la fórmula $y = b_0 + b_1X + b_2X^2$

4.2 Por ciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación

Se calculó el porcentaje del isótopo que no se movilizó hacia las capas inferiores de la columna, quedando retenido en la superficie de aplicación. Este valor es detectado cuando $X = 0$ en el eje de profundidad descrito por el modelo

$$y = b_0 + b_1X + b_2X^2$$

Se observa que existen diferencias entre los porcentajes de retención de los isótopos estudiados. Este efecto diferencial está gobernado por el tipo de suelo, el tratamiento empleado y los isótopos usados, como es evidente en el Cuadro 1.

En este cuadro se aprecia el efecto del tipo de suelo sobre el por ciento de retención del isótopo en la superficie de aplicación. Se puede notar que los suelos Colorado, San Jorge, Arenal y Paraíso retienen significativamente mayor porcentaje

Cuadro 1. Análisis de variancia del efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopos, sobre el por ciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación.

Fuente de Variación	g l	S C	C M	F
Suelo	3	930,8487	310,2829	13,41**
Tratamiento	3	1169,2312	389,7437	16,84**
Isótopo	3	743,3623	247,7874	10,71**
S x T	9	1747,2206	194,1356	8,39**
S x I	9	211,7827	23,5314	1,02^{ns}
T x I	9	375,3876	41,7097	1,80^{ns}
Error	27	624,7375	23,1384	
Total	63	6046,8156		

** Significativo al 1%; ^{ns} No significativo

del isótopo en la superficie de aplicación que el suelo Buenos Aires y, entre los tres primeros, destaca el suelo Colorado que presenta en promedio para todos los isótopos un 66,5% de retención, mientras que el suelo Buenos Aires presenta un valor mínimo de 56%, como puede apreciarse en la Figura 4.

El Cuadro 1 permite apreciar también el efecto diferencial del tratamiento sobre el porciento de retención del isótopo en la superficie de aplicación. Así apreciamos que el tratamiento con materia orgánica, el encalado y la aplicación de nitrógeno permiten significativamente una mayor retención. El efecto menor (54,7%) se registró en el control mientras que el máximo (65,6%) se observó en el tratamiento con materia orgánica. (Figura 5).

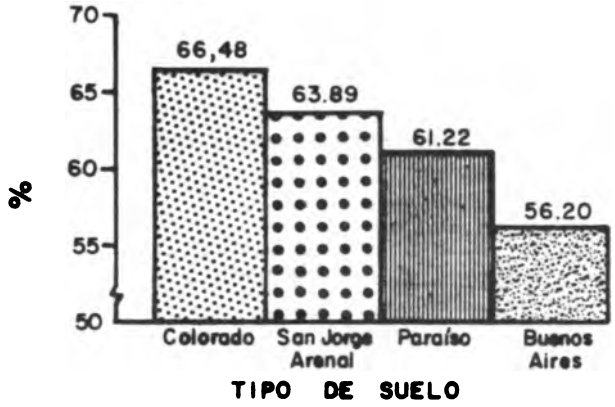

Fig. 4 Influencia del tipo de suelo sobre el porciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación

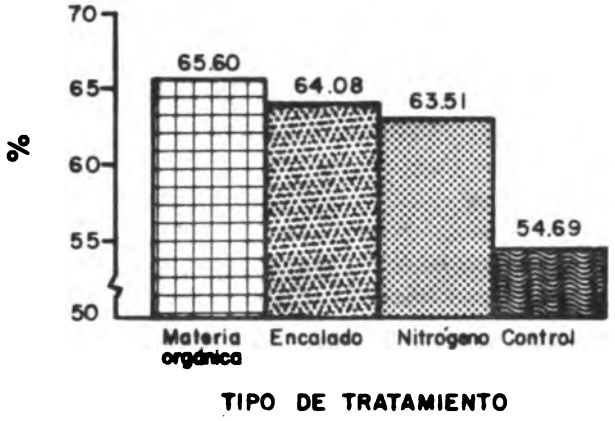

Fig. 5 Influencia del tratamiento sobre el porciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación

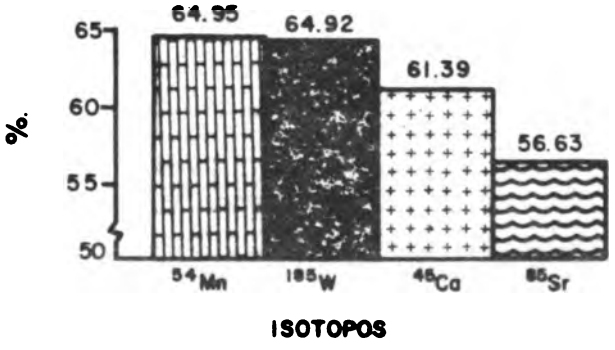

Fig. 6 Influencia del isótopo sobre el porciento del mismo retenido en la superficie de aplicación

Igualmente nos indica el Cuadro 1 que existen diferencias significativas entre isótopos sobre el por ciento de retención. El manganeso, tungsteno y calcio presentaron diferencias significativas, en relación al estroncio, como se observa en la Figura 6.

Los efectos simultáneos de los tipos de suelos y los tratamientos presentaron respuesta diferencial altamente significativa debido al suelo Colorado que, al nivel del control, presentó el por ciento más alto de retención mientras que el control se mantuvo relativamente bajo en los suelos de Paraíso, Buenos Aires y San Jorge del Arenal.

4.3 Efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre el coeficiente de penetración de los isótopos en el suelo.

Se analizó el coeficiente de penetración de los isótopos en función de la profundidad. El modelo escogido para representar la curva de penetración fue descrito anteriormente en Materiales y Métodos y se ajusta a la ecuación: $y=b_0+b_1X+b_2X^2$; donde $b_1 = \frac{dy}{dx}$, que se interpreta como el coeficiente de penetración del isótopo, expresado en porciento del isótopo por centímetro de descenso.

Evidentemente, existe una penetración diferencial del isótopo, dependiendo del tipo de suelo, de los tratamientos y del tipo de isótopo empleado, como puede observarse en el Cuadro 2.

De los resultados en el Cuadro 2 se puede concluir que el coeficiente de penetración, $\frac{dy}{dx}$, está directamente relacionado con el tipo de suelo. Los suelos Colorado, San Jorge del Arenal y Paraíso presentan un coeficiente de penetración significativamente mayor que el del suelo Buenos Aires. La técnica de Duncan indica que no hay diferencia significativa entre los tres primeros suelos, tal como se puede observar en la Figura 7.

Cuadro 2. Análisis de variancia del efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre el coeficiente de penetración del isótopo.

Fuente de Variación	g l	S C	C M	F
Suelo	3	2090,53	696,84	6,50 **
Tratamiento	3	3217,82	1072,61	10,01 **
Isótopo	3	1097,50	365,83	3,42 *
S x T	9	4826,93	536,32	5,01 **
S x I	9	399,47	44,39	0,41 ns
T x I	9	1026,94	144,10	1,07 ns
Error	27	2892,26	107,12	
TOTAL	63	15551,45		

* Significativo al 5%; ** Significativo al 1%; ns No significativo.

El efecto de los tratamientos sobre el coeficiente de penetración del isótopo, Cuadro 2, también fue altamente significativo. Los tratamientos materia orgánica, nitrógeno y encalado permitieron, significativamente, mayor coeficiente de penetración del isótopo en contraste con el testigo. Sin embargo, no se detectó ninguna diferencia significativa entre estos tres tratamientos (ver Figura 8). En promedio, el coeficiente de penetración para estos tres tratamientos fue de 48%/cm comparado con el testigo, que tuvo 32%/cm.

El efecto de los isótopos sobre el coeficiente de penetración de los mismos está bien manifiesto en el Cuadro 2. Se considera que también existen efectos diferenciales de los isótopos sobre el coeficiente de penetración de los mismos. Entre

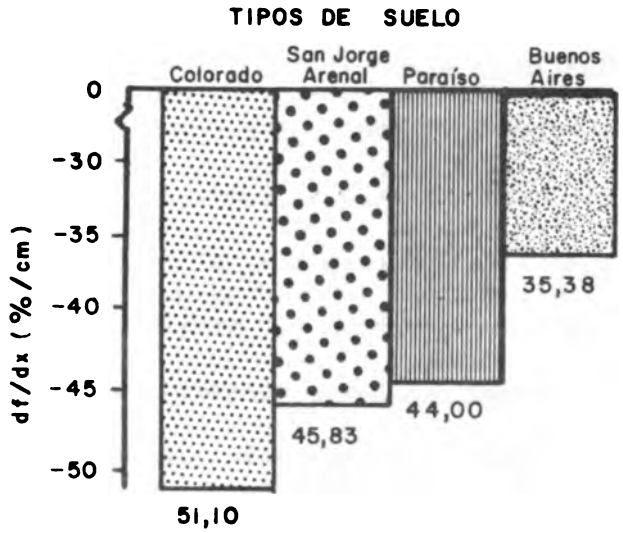

Fig. 7 Influencia del tipo de suelo sobre el coeficiente de penetración del isótopo.

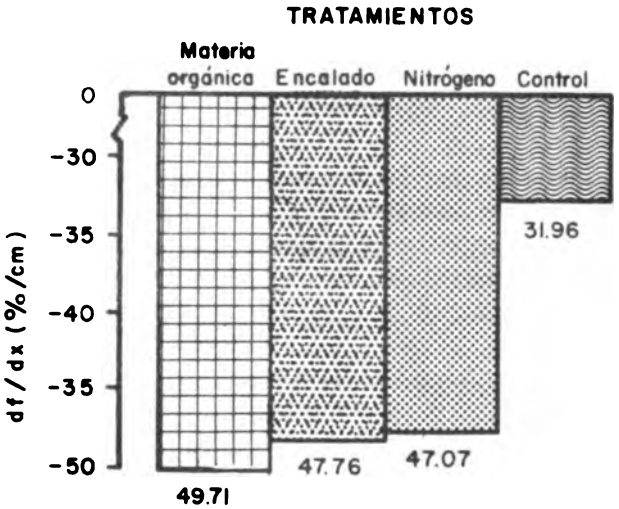

Fig.8 Influencia del tratamiento sobre el coeficiente de penetración del isótopo.

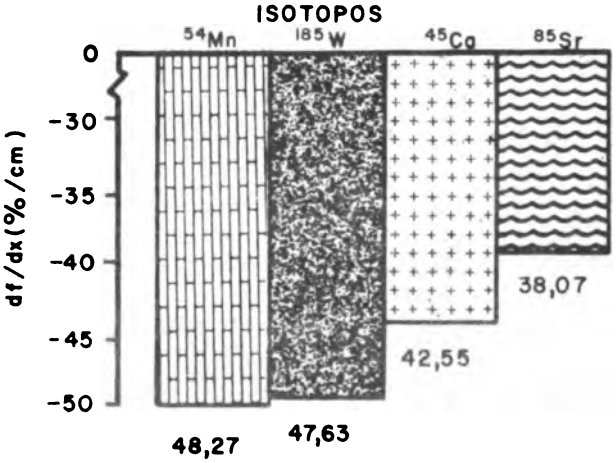

Fig. 9 Influencia del tipo de isótopo sobre el coeficiente de penetración del mismo.

los isótopos ^{54}Mn, ^{185}W, y ^{45}Ca no hubo diferencia significativa, pero sí se detectaron diferencias significativas entre los dos primeros y el estroncio. En cambio, el calcio no fue diferente al estroncio según la prueba de Duncan.

El efecto del tipo de isótopo o elemento sobre el coeficiente de penetración puede observarse también en la Figura 9. Aunque se detectó respuesta diferencial en los efectos simultáneos o interacción entre los tipos de suelo y tratamientos, esto parece deberse exclusivamente a los suelos de Paraíso y San Jorge del Arenal, que presentaron un movimiento muy pequeño al nivel del testigo, en contraste con los otros suelos, especialmente el suelo Colorado, que presentó una pendiente $(\frac{d\delta}{dx})$, casi cuatro veces mayor. Asimismo, los demás tratamientos permitieron un descenso brusco en este suelo.

4.4 Efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre el coeficiente de deceleración del isótopo en la columna de suelo

En este acápite se analiza el coeficiente de deceleración o cambio del coeficiente de penetración, que está expresado por $\frac{d^2\delta}{dx^2} = b_2$ en la ecuación básica de penetración ya descrita en Materiales y Métodos. El valor de la segunda derivada fue positivo en todos los casos o sea que esto debe interpretarse como una deceleración o aceleración negativa, lo cual implica que el coeficiente de penetración $\frac{d\delta}{dx}$ ha cambiado de signo. Esto es obvio, ya que el isótopo desciende rápidamente hasta cierta profundidad y posteriormente disminuye su presencia a mayores profundidades.

En el Cuadro 3 se puede apreciar el efecto de cada una de las fuentes de variación sobre el coeficiente de deceleración.

Del Cuadro 3 se desprende que el tipo de suelo afecta significativamente a la deceleración o aceleración negativa de la curva de decenso del isótopo. Las comparaciones establecidas indican que los suelos Colorado y San Jorge del Arenal presen-

Cuadro 3. Análisis de variancia del efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre el coeficiente de deceleración del isótopo.

Fuente de Variación	g l	S C	C M	F
Suelo	3	80,4658	26,8219	4,25 *
Tratamiento	3	133,2075	44,4025	7,03 **
Isótopo	3	43,0964	14,3655	2,28 ns
S x T	9	233,2295	25,9144	4,10 **
S x I	9	26,5358	2,9484	0,47 ns
T x I	9	56,2854	6,2544	0,99 ns
Error	27	170,4572	6,3132	
Total	63	743,2811		

* Significativo al 5%; ** Significativo al 1%; ns No significativo.

tan un mayor coeficiente de deceleración con respecto al suelo Buenos Aires, no habiéndose detectado diferencias entre estos dos suelos ni entre Paraíso y Buenos Aires, aunque los suelos Colorado, San Jorge del Arenal y Paraíso mostraron mayor cambio del coeficiente de penetración del isótopo, como se aprecia en la Figura 10.

Al considerar el efecto de los tratamientos sobre el coeficiente de deceleración de los isótopos, del Cuadro 3, se puede deducir que existe efecto diferencial de los tratamientos sobre dicho coeficiente.

Los tratamientos con materia orgánica, calcio y nitrógeno causaron significativamente mayor deceleración en la curva de descenso del isótopo al compararlos con el testigo y no se observó diferencia considerable entre ellos. Evidentemente, con base en lo expresado, se puede deducir que también los tratamientos influyen en el coeficiente de deceleración de los isótopos.

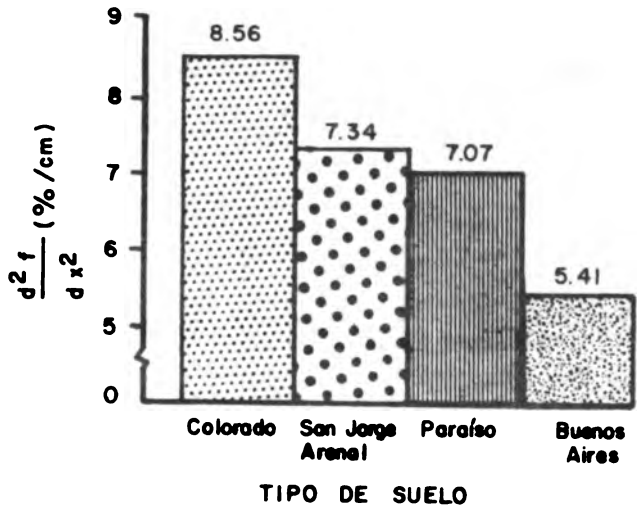

Fig. 10 Influencia del tipo de suelo, sobre el coeficiente de deceleración de la curva de descenso de los isótopos.

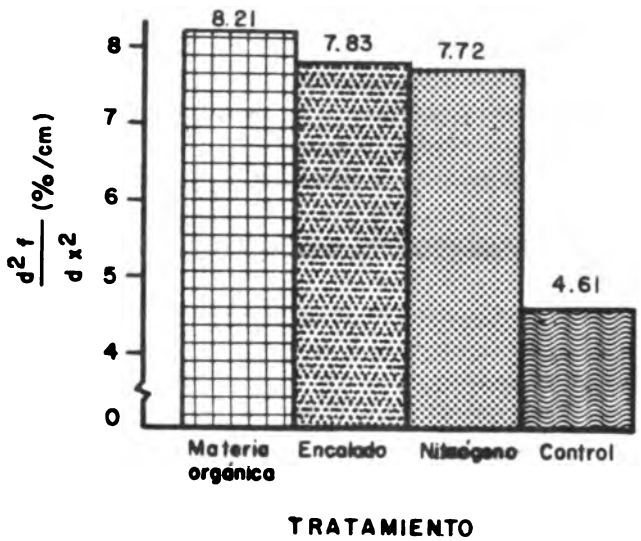

Fig. 11 Influencia del tratamiento sobre el coeficiente de deceleración de la curva de descenso de los isótopos.

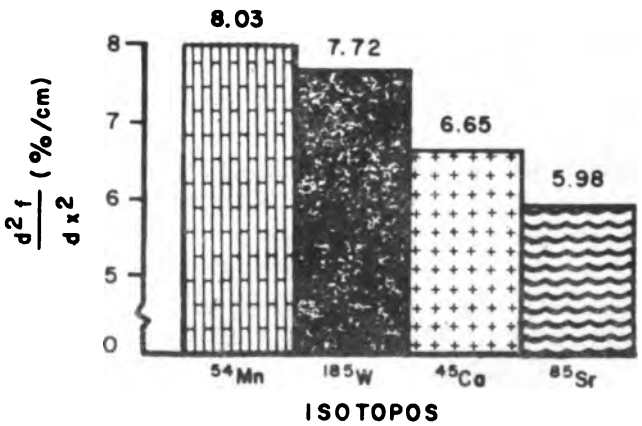

Fig. 12 Influencia del tipo de isótopo, sobre el coeficiente de deceleración de la curva de descenso del mismo.

El promedio del coeficiente de deceleración de los tratamientos fue $\frac{d^2f}{dX^2}$ 7,92%/cm mientras que para el testigo se obtuvo $\frac{d^2f}{dx^2}$ 4,61%/cm. La diferencia en la curva de deceleración de los tratamientos se puede apreciar en la Figura 11.

Por otra parte, observando las medias de los diferentes isótopos, aparentemente no existe o no se pueden detectar diferencias apreciables en el cambio de su coeficiente de penetración. Aunque la Figura 12 demuestra una cierta diferencia entre ellos, no hubo diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Duncan.

Se detectó respuesta diferencial en los efectos simultáneos de los tipos de suelo y los tratamientos y parece ser que esto se debió a los suelos Paraíso y San Jorge del Arenal exclusivamente, que presentaron una pequeña disminución en el testigo en contraste con los otros dos suelos. Al comparar cuantitativamente el coeficiente de deceleración $\frac{d^2f}{dx^2}$ del suelo Colorado se encontró que fue aproximadamente cinco veces mayor que el del suelo Paraíso y San Jorge del Arenal y unas dos veces mayor que el del suelo Buenos Aires.

4.5 Efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre el punto máximo de penetración del isótopo o el valor mínimo de la curva de descenso.

En esta parte se estudió el punto máximo a que llegó el isótopo en la columna, es decir, el mínimo del isótopo detectado en la misma en función de la profundidad. El valor mínimo detectado en las capas más profundas ocurre en el punto $\frac{df}{dx} = 0$ en el eje de profundidad (abscisa). Claramente se observa que el punto máximo de penetración del isótopo es bien diferente. Este efecto diferencial está gobernado por el tipo de suelo, el tratamiento empleado y los isótopos estudiados, como es evidente en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Análisis de variancia del efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopos, sobre el punto máximo de penetración de los mismos.

Fuente de Variación	g l	S C	C M	F
Suelo	3	6,5389	2,1796	4,06 *
Tratamiento	3	37,7898	12,5966	23,47 **
Isótopos	3	0,8868	0,2956	0,55 ns
S x T	9	24,1966	2,6885	5,01 **
S x I	9	3,2708	0,3634	0,68 ns
T x I	9	4,7239	0,5249	0,98 ns
Error	27	0,5367		
Total	63	91,8982		

* Significativo al 5%; ** Significativo al 1%; ns No significativo.

Del Cuadro 4 se deduce que el tipo de suelo influye significativamente en el punto máximo de penetración de los isótopos en la columna, Así al comparar los suelos Buenos Aires, Arenal y Paraíso, se encontró que ellos diferían significativamente del suelo Colorado, siendo las diferencias muy pequeñas entre los tres primeros suelos. Se encontró el máximo de penetración a las 4,00 cms y el mínimo a los 3,12 cms, como se observa en la Figura 13.

Ahora, considerando el efecto de los tratamientos sobre el punto máximo de penetración de los isótopos en las columnas de suelo, se puede deducir del Cuadro 4, que existe efecto diferencial de los tratamientos sobre el punto máximo de penetración del isótopo.

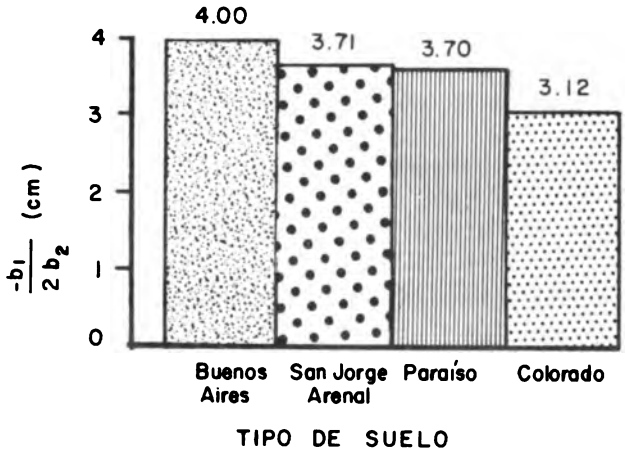

Fig. 13 Efecto del tipo de suelo sobre el punto máximo de penetración de los isótopos en la columna de suelo

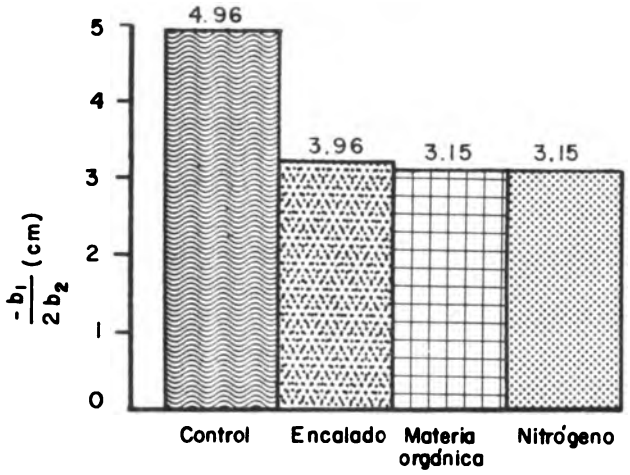

Fig. 14 Efecto del tratamiento sobre el punto máximo de penetración de los isótopos en la columna de suelo.

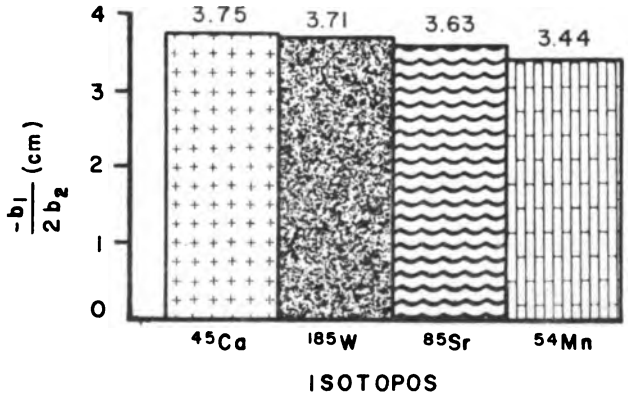

Fig. 15 Efecto del isótopo en el punto máximo de penetración de los mismos

Los tratamientos de control y de encalado permitieron significativamente una mayor penetración de los isótopos, alcanzando el máximo de la función el control con 4,96 cms, mientras que el mínimo de penetración correspondió a los tratamientos con materia orgánica y nitrógeno con un mínimo de penetración para ambos de 3,15 cm. El efecto del tratamiento sobre el punto máximo de penetración del isótopo puede apreciarse en la Figura 14.

Al observar nuevamente el Cuadro 4, se ve que no existe diferencia significativa entre isótopos en el valor máximo de la curva de penetración. Es decir, la curva alcanzó su mínimo aproximadamente en el mismo nivel para cualquiera de los isótopos estudiados. Este hecho puede observarse claramente en la Figura 15, donde se aprecia que el punto máximo de penetración fue el del Ca, llegando a 3,60 cms de profundidad.

Se detectó respuesta diferencial altamente significativa entre los efectos simultáneos de los tipos de suelos y los tratamientos. Esto se debió exclusivamente al suelo Colorado que, al nivel del testigo, alcanzó el mínimo a muy poca profundidad en relación con los otros suelos cuyos valores fueron superiores.

4.6 Curva de descenso de los isótopos para los diferentes tipos de suelo, tratamientos e isótopos

A continuación, se resumen los resultados encontrados en las secciones precedentes e integrados en la curva de descenso para los diferentes tipos de suelo, tratamientos e isótopos.

Se encontró que el efecto del tipo de suelo, tratamiento e isótopo sobre la caída de la curva está relacionada directamente con el movimiento de los isótopos, expresado en términos de porcentaje del isótopo retenido en la superficie de aplicación, coeficiente de penetración, coeficiente de deceleración y punto máximo de penetración del isótopo.

Se pudo apreciar que el efecto del tipo de suelo está relacionado con valores altos del coeficiente de penetración y del coeficiente de deceleración y altos porcentajes de retención del isótopo en la superficie de aplicación, mientras que el punto máximo de penetración es alcanzado a una distancia relativamente corta. En contraste, se encontró que el valor del punto máximo de penetración del isótopo es mayor cuando el coeficiente de penetración y el de deceleración son menores, coincidiendo esto con un bajo porcentaje del isótopo retenido en la superficie de aplicación. Es decir, se aprecia una correlación positiva entre el tipo de suelo y el coeficiente de penetración, el de deceleración, y el por ciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación, y una correlación negativa en relación con el punto máximo de penetración.

Por otra parte, se detectaron efectos altamente significativos entre los tratamientos usados, existiendo una correlación positiva entre éstos y el coeficiente de penetración y deceleración, así mismo con el por ciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación. La correlación fue negativa con el punto de penetración máxima.

El efecto diferencial de los isótopos va acompañado de trayectoria diferencial de las curvas, siendo la correlación positiva con el por ciento del isótopo retenido en la superficie y con el coeficiente de penetración, y negativa con el coeficiente de deceleración y el punto de máxima penetración.

El por ciento del isótopo retenido en la superficie de aplicación (b_0) es un valor constante independiente de la profundidad de penetración y se considera que su estudio en relación con las características físicas y químicas del suelo despierta menor interés que el de la relación existente entre dichas propiedades y aquellos parámetros que poseen un carácter dinámico, es decir dependiente de la profundidad.

4.7 Relación entre los parámetros de la curva de descenso y algunos propiedades del suelo.

Los valores promedios de las propiedades físicas y químicas por tipo de suelo se han correlacionado con los parámetros que describen la curva de descenso de los isótopos en la columna de suelo. Dichos parámetros fueron el coeficiente de penetración, el coeficiente de deceleración y el punto máximo de penetración.

4.7.1 Relacion entre el coeficiente de penetración de los isótopos y ciertas propiedades físicas y químicas.

Aparentemente, el coeficiente de penetración de los isótopos en el suelo está íntimamente ligado a ciertas propiedades físicas y químicas del suelo. Por otra parte, algunas de ellas se mantienen relativamente independientes de la trayectoria de descenso del isótopo, es decir no presentan interferencia alguna al descenso del isótopo. En la Figura 16, se puede apreciar claramente este fenómeno.

De la Figura 16 se deduce que una mayor conductividad hidráulica permite que el isótopo penetre más rápidamente, y en orden de importancia en el nivel de correlación positiva, encontramos el pH, aluminio extraíble, % de arena, K-cambiable, % de arcilla y % de materia orgánica. Por otro lado, se encuentran otras propiedades que actúan negativamente sobre el coeficiente de penetración de los isótopos siendo ellas, de mayor a menor grado, el % de N-total, Na-cambiable, C.I.C., Ca y Mg cambiable, % de limo y % de saturación de bases.

4.7.2 Relación entre el coeficiente de deceleración de los isótopos y ciertas propiedades físicas y químicas

La deceleración es una fuerza que actúa como un freno a la velocidad de caída del isótopo. Las propiedades físicas y químicas que mostraban una correlación negativa en el parámetro anterior se comportan aquí a la inversa, es decir

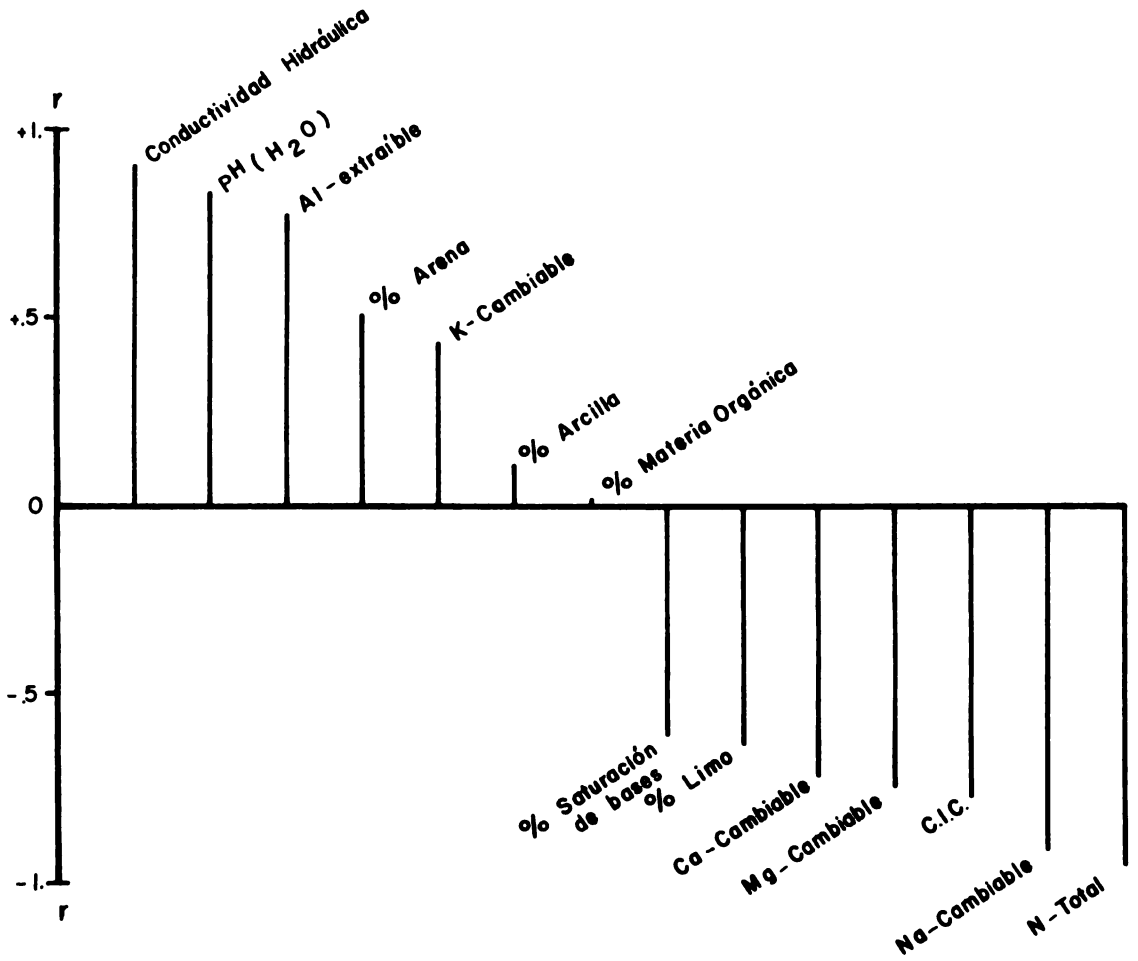

Fig. 16 Diagrama de correlación entre el coeficiente de penetración del isótopo y ciertas propiedades físicas y químicas.

positivamente.

Entre las propiedades que se mantienen estrechamente ligadas a este parámetro y que presentan de mayor a menor grado una correlación positiva se encuentran el nitrógeno total, Na-cambiable, C.I.C., Mg-cambiable, Ca-cambiable, % limo y % de saturación.

Las otras propiedades edáficas correlacionaron negativamente en este parámetro y se presentan de mayor a menor, según el grado de correlación, a saber: conductividad hidráulica, Al-extraíble, pH, arena, K-cambiable y % de arcilla. En la Figura 17 se puede observar claramente este hecho.

4.7.3 Relación entre el punto máximo de penetración del isótopo con ciertas propiedades físicas y químicas

Las propiedades que facilitan el que los isótopos alcancen un punto máximo de penetración son, de mayor a menor, la conductividad hidráulica, % de arena, K-cambiable; mientras que otras propiedades actúan negativamente y son, en orden decreciente: Na-cambiable, nitrógeno total, C.I.C., Mg, Ca-cambiable, % de limo, % de saturación de bases y % de arcilla. Se observa también, que tanto el coeficiente de penetración como el de deceleración correlacionaron negativamente con este último parámetro. En la Figura 18 se pueden apreciar mejor las correlaciones de las diferentes propiedades del suelo con este parámetro.

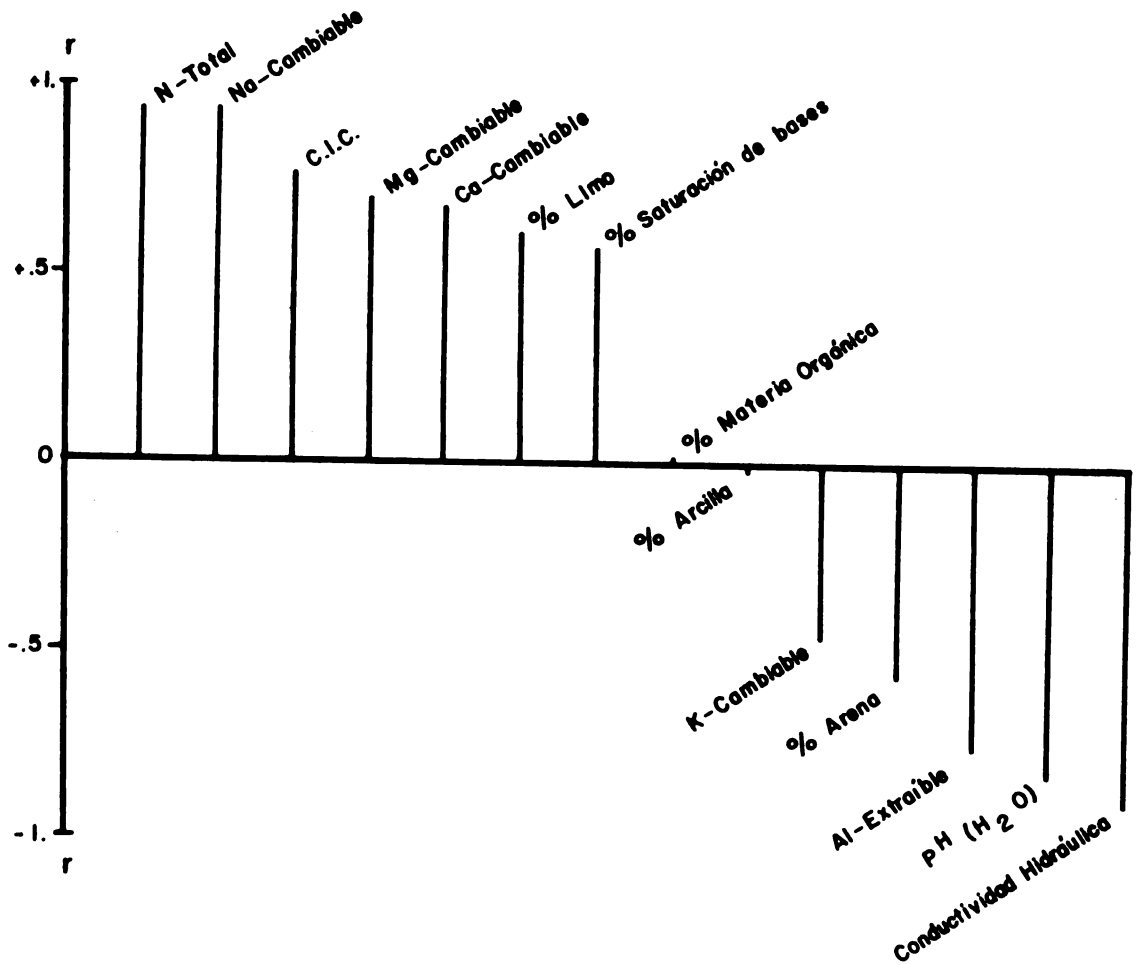

Fig. 17 Diagrama de correlación entre el coeficiente de deceleración del isótopo y ciertos propiedades físicas y químicas.

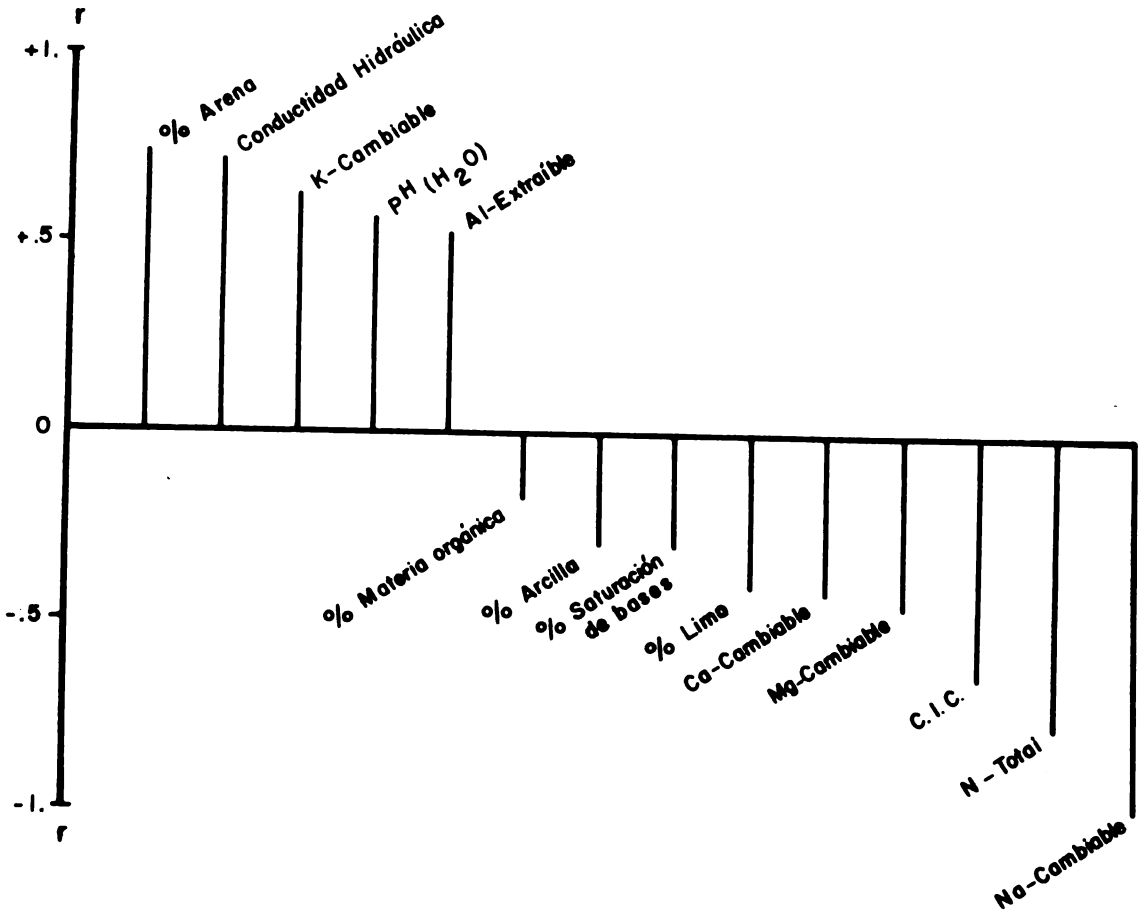

Fig. 18 Diagrama de correlación entre el punto máximo de penetración de los isótopos y ciertas propiedades físicas y químicas.

5. DISCUSION

Las discusiones presentadas en este capítulo están basadas en los parámetros que definen la trayectoria de descenso del isótopo, descrita en este estudio por medio de una curva continua de segundo grado. Si bien es cierto que el modelo utilizado (36) es uno de los tantos que hubieran podido usarse, se considera que resulta perfectamente válido y funcional para fines de comparación de algunos de los factores que afectan al movimiento del isótopo, que fueron investigados en este trabajo, pues facilita enormemente la interpretación de ciertos hechos que de otra manera no hubieran podido detectarse.

Otra cuestión que cabe aclarar antes de iniciar la discusión de los principales hechos revelados en este estudio consiste en el uso de dosis desiguales de isótopos. Dichas dosis fueron establecidas con base en el tipo de emisor asociado con cada isótopo. Esto pone de manifiesto que al interpretarse los efectos diferenciales que ejercen los isótopos, debe guardarse cierta cautela ya que éstos pueden deberse también a diferencias de dosis. Sin embargo, las tendencias diferenciales de la curva de penetración del isótopo para los tipos de suelo y tratamiento, pueden interpretarse directamente con base en los resultados obtenidos ya que éstos son estimados independientemente de los efectos del isótopo y de las dosis de los mismos si éstos pudieran alterar la penetración característica del isótopo. También es oportuno aclarar que en el presente experimento no se utilizó ningún transportador.

Reafirmando nuestra creencia de que aún cuando las dosis pudieran jugar papel importante en el comportamiento de los isótopos, se juzga conveniente seguir la discusión en la misma línea de presentación de los resultados, haciendo caso omiso del efecto de las dosis y poniendo énfasis más bien en el tipo de isótopo.

La cantidad de isótopos retenida en las capas superficiales evidentemente está en función de los tipos de suelo. Las características del suelo definidas por sus propiedades físicas y químicas gobiernan en gran forma la movilidad del isótopo. Quizás esta relación entre la proporción del isótopo retenido en las capas superficiales se pueda usar con ventaja en ciertos problemas de clasificación. Por otro lado, la retención superficial del isotopo no es independiente del tipo de tratamiento ni del tipo de isótopo, que también afecta notoriamente la proporción del isótopo retenido.

El coeficiente de penetración de los isótopos a través de la columna de suelo se vio grandemente afectado por el tipo de suelo utilizado. Se esperaba que el comportamiento de los mismos no variaría mucho ya que sus propiedades eran bastante similares, suelos viejos de un grado avanzado de meteorización y de características químicas más o menos iguales. Se encontraron, sin embargo, diferencias en su comportamiento debidas a factores físicos y químicos del suelo.

En aquellos suelos en los que se registró un alto coeficiente de penetración de los isótopos estudiados, se alcanzó el máximo a poca profundidad. Estos suelos (Paraíso, Arenal y principalmente el suelo Colorado) fueron asociados con una conductividad hidráulica relativamente baja, alta capacidad de intercambio de cationes y un alto porcentaje de saturación de bases.

En el suelo Buenos Aires la penetración de los isótopos fue de mayor grado, es decir que el descenso fue lento pero constante y, por consiguiente, la panatración alcanzó una mayor profundidad.

Todos los suelos estudiados presentaron un alto contenido de arcilla, superior al 70%.

A juzgar por los resultados, las propiedades y los constituyentes del suelo fueron responsables del comportamiento del descenso. Entre las propiedades del suelo que permitieron un mayor movimiento descendente de los isótopos está la conductividad hidráulica que más bien actuó indirectamente, ya que facilitó que los elementos presentes en la solución del suelo pudieran movilizarse más rápidamente hacia los estratos más profundos. Miller y Reitemeier (62) encontraron en suelos de los Estados Unidos, empleando ^{89}Sr, que la adición de 750 cms de agua de lixiviado ejercía un efecto de lavado más efectivo, detectándose la radiactividad a una profundidad de alrededor de 10 cms. En cambio, cuando solamente se adicionaron 75 cms de agua el efecto sobre la movilidad fue menor, alcanzando solamente los 3,00 cms superiores.

Otra de las propiedades que influyó significativamente en una mayor movilidad de los cationes fue el contenido de arena. Esto es obvio si recordamos que un mayor contenido de arena afecta las condiciones físicas del suelo, favoreciendo una estructura más porosa. En consecuencia, el flujo de agua no encuentra resistencia y puede arrastrar consigo los cationes debido al hecho conocido de que la capacidad de adsorción e intercambio de la arena es bajo facilitando, así, el lixiviado de elementos.

Al observar los valores presentados por los diferentes suelos estudiados, se encuentra que el contenido de K varía muy poco entre los mismos sin embargo, el menor contenido de K y el mayor contenido de Na en el suelo Colorado se pueden asociar con el mínimo de movimiento de cationes observado en dicho suelo. Un comportamiento similar encontró Wiklander (97) en un estudio lisimétrico con suelos de Suecia, trabajando con estroncio radiactivo, al observar que la distribución del mismo estaba fuertemente influenciada por la fertilización potásica, atribuyendo el incremento en el movimiento vertical del estroncio al desplazamiento del mismo

por el potasio. En cuanto al sodio, Miller y Reitemeier (61) en experimentos efectuados en lisímetros, lavando con agua desionizada, y soluciones de cloruro de sodio y cloruro de calcio 0,005 N, encontraron que el sodio había tenido muy poco efecto sobre el movimiento del ^{89}Sr.

Por otro lado, se nota claramente que la reacción del suelo está estrechamente relacionada con el fenómeno de movilidad de los cationes: en general, estos suelos presentaron valores de pH bajo que fluctuaban entre 4,85 a 5,20. Como es conocido, las arcillas del suelo cuando están por debajo de su punto isoeléctrico tienen poca electro-afinidad por los cationes en la solución del suelo, de manera que la retención es baja dejando libres los cationes y surgiendo la posibilidad de su pérdida; así lo confirman experimentos realizados por Wiklander (34). Otros investigadores, trabajando con suelos de Puerto Rico (70), encontraron que los suelos que habían sido acidificados por el uso excesivo de aplicaciones de fertilizantes en forma de NH_4SO_4 presentaron una alta movilidad de Ca y Mg a estratos más profundos que el suelo superficial, haciéndose no disponible para los cultivos. Investigaciones efectuadas por Tamura (87) demuestran que la máxima retención del estroncio ocurre a niveles de pH altos. Esta selectividad del estroncio por arcillas a valores de pH bajos parece deberse a dos fenómenos: por un lado, a una baja disociación en los grupos oxidrilos de las arcillas y, por otro, a las cargas positivas que surgen en los óxidos de aluminio y hierro a valores de pH bajos (69).

El contenido de aluminio también influyó significativamente favoreciendo el movimiento de los cationes, lo cual resulta lógico si lo asociamos con el efecto del pH. Estos suelos con pH ácidos, lixiviados, rojos, hacen pensar en un alto contenido de aluminio y hierro, que está asociado con la acidez y así lo demuestran experimentos realizados por algunos investigadores (8, 56, 72, 77). Por

otro lado, el aluminio puede desplazar, dentro del complejo de intercambio, a iones de una valencia menor conforme a la secuencia de Hofmeister (96).

La movilidad de los cationes fue afectada por el tipo de suelo, además de tener algunas propiedades que actúan a favor, encontramos otras que actúan negativamente, retardando el movimiento. Entre estas últimas encontramos la capacidad de intercambio de cationes cuyos valores resultaron más altos en aquellos suelos (Colorado y Paraíso) que presentaron baja movilidad de los cationes, mientras que los otros (Arenal y Buenos Aires) con baja capacidad de intercambio catiónico presentaron un movimiento más marcado en relación a los anteriores. Así lo confirman Thornthwaite (90) y Reichenbach (74) que han encontrado que la movilidad del ^{90}Sr disminuye con el aumento de la capacidad de intercambio catiónico.

Otras de las propiedades que retardan el movimiento de los cationes en el suelo, y cuya correlación resulta altamente significativa, fueron el sodio cambiable y el nitrógeno total. Algunos investigadores (67, 91) encontraron que el sodio era muy débil para reemplazar al estroncio adsorbido al complejo de intercambio y esto es explicable conforme a la secuencia liotrófica. Por otro lado, el nitrógeno total está asociado con la materia orgánica y, como es sabido, ésta retiene grandes cantidades de cationes, dificultando su movimiento a través del perfil. McLean *et al.* (58) indican una adsorción preferencial por calcio en horizontes A_{11}, pequeña preferencia por estroncio en horizonte B_{21} y ninguna diferencia en el horizonte C. Esta preferencia fue eliminada al lavar el suelo con ácido que inactivaba la fracción orgánica del suelo.

El efecto de los tratamientos sobre la movilidad de los isótopos se tradujo en una mayor penetración de los mismos en grado significativo, lográndose esto en los tratamientos comparado con el testigo. Un mayor lavado de Sr en suelos no encalados parece ser debido a su desplazamiento como consecuencia de la baja

capacidad de intercambio cuando el pH es bajo (58).

Al ser alteradas las condiciones del suelo, por la aplicación de los tratamientos, es lógico esperar una alteración en la movilidad de los isótopos; así, los tratamientos que permitieron q ue los cationes alcanzaran su máximo de penetración fueron el control y el encalado. Algunos investigadores (2, 89, 97) también concuerdan, basándose en estudios similares en lisímetros, en que el encalado influye en la translocación del estroncio de partes superficiales a capas inferiores. Wiklander (97) confirma lo beneficioso que puede ser el encalado, en suelos ácidos contaminados con estroncio, favoreciendo el movimiento y reduciendo su disponibilidad a las plantas y en consecuencia el peligro de la radiación.

Por otro lado, el tratamiento con materia orgánica y con nitrógeno no tuvo efecto apreciable sobre la movilidad de los cationes y aparentemente no hubo diferencias significativas entre ambos tratamientos. En cuanto a la materia orgánica, su efecto antagónico en la movilidad es debido a la alta capacidad de intercambio de cationes y éstos quizás fueron adsorbidos por la materia orgánica no permitiéndoles su movimiento. Es conveniente recordar el origen de la materia orgánica, que es prácticamente de residuos de plantas de lago, de tal manera que la fracción de los ácidos húmicos va a prevalecer en relación a los fúlvicos, teniendo los ácidos húmicos más influencia sobre el retardamiento de la movilidad de los cationes. Así, Costa *et al.* (18) encontraron que la materia orgánica de origen vegetal retenía más los cationes hierro y manganeso, mientras que los ácidos fúlvicos, fracción baja en la materia orgánica de origen vegetal, tenían una baja capacidad para retener el hierro y el manganeso aplicados.

En cuanto al efecto de los isótopos, relacionados al punto máximo de movilidad de los cationes estudiados, se observa que no hubo diferencia significativa entre

los mismos, es decir, el efecto del isótopo en la movilidad fue nulo. Esto se debe, quizás, a que todos eran divalentes y no competían entre sí, consecuentemente demostraron tener comportamientos similares.

Por otro lado, se constató que los cationes utilizados ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr, y ^{185}W, presentaron igualmente pequeñas diferencias en su comportamiento a juzgar por los parámetros básicos de la curva de penetración. Ello se explica por sus características químicas semejantes, especialmente entre calcio y estroncio.

Antes de terminar esta discusión, se considera conveniente recordar que los datos aquí presentados son el resultado de experimentos en lisímetro, motivo por el cual están sujetos a algunas de las críticas que se reseñan en la Revisión de Literatura. Sin embargo, se considera que las comparaciones aquí establecidas son válidas ya que los factores que pudieran alterar los resultados obtenidos afectan por igual a todos los casos estudiados.

6. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos en esta investigación se derivan las siguientes conclusiones:

1. Los resultados experimentales confirman que aún cuando las características de los suelos sean similares, la dinámica de los cationes puede ser bien diferente.
2. La trayectoria de descenso del isótopo se ajusta a una semi-hipérbola ($y = b_0 + b_1X + b_2X^2$) y es caracterizada por los parámetros de retención superficial (b_0), coeficiente de penetración (b_1X) y deceleración (b_2X^2). Esta es una función del tipo de suelo, tratamiento e isótopos. El tipo de suelo y tratamientos fueron las mayores fuentes de variación de la trayectoria e incide, en menor grado, el isótopo.
3. La movilidad de los cationes fue relativamente escasa, con una profundidad máxima de penetración alrededor de cuatro centímetros, en los suelos estudiados.
4. Los factores que propician una estructura más porosa influyen en forma sinergética en el movimiento de los isótopos.
5. En los suelos estudiados, un alto coeficiente de penetración de los isótopos usados está correlacionado con una conductividad hidráulica relativamente baja y un alto porcentaje de saturación de bases.

7. RESUMEN

La presente investigación se llevó a cabo en el Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA en Turrialba, Costa Rica. Sus objetivos fueron los siguientes: 1) Determinar el efecto del tipo de suelo sobre la movilidad de isótopos, 2) determinar el efecto de la materia orgánica, nitrógeno, y encalado, sobre la movilidad de isótopos, 3) comparar la penetración diferencial de los isótopos estudiados (^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr y ^{185}W) y 4) estudiar las relaciones existentes entre la movilidad del isótopo y algunas propiedades del suelo.

Todos los trabajos fueron realizados en el laboratorio, empleando la técnica de pequeños lisímetros. El suelo fue colocado de manera que se mantuviera una densidad uniforme en todos los lisímetros; luego, en la parte superior se aplicaron las siguientes cantidades de isótopos: Ca 5 µCi; Mn 5 µCi; Sr 10 µCi y W 1 µCi y se hizo pasar el equivalente a 2500 mm de precipitación, que es la precipitación promedio de Turrialba. Los datos fueron obtenidos en muestras tomadas cada 1,25 cm de profundidad en la columna.

Para la medición de la radiactividad de las muestras, se utilizaron tubos Geiger-Müller con ventana de espesor 1,9 mg/cm^2. Los resultados se expresaron en porcentaje del isótopo movilizado por cm de profundidad.

Para el análisis e interpretación de los resultados se fijó un modelo matemático de la forma $y = b_0 + b_1X + b_2X^2$, donde b_0 indica el porcentaje de isótopo retenido en la capa superficial; b_1, el coeficiente de penetración, y b_2, el coeficiente de deceleración; además, se calculó el punto máximo de penetración de los isótopos.

Se encontró que tante el tipo de suelo como los tratamientos afectaron significativamente a la curva de descenso de los isótopos, observándose el mayor coefi-

ciente de penetración en el suelo Colorado y el menor, en el suelo Buenos Aires. Los tratamientos influyeron significativamente en la movilidad de los isótopos, presentando la materia orgánica y el nitrógeno menor coeficiente de penetración en contraste con el control y el encalado. El efecto de los isótopos sobre la movilidad de los mismos no fue significativo.

La movilidad de los cationes fue relativamente escasa, con una profundidad máxima de penetración alrededor de cuatro centímetros en los suelos estudiados. A pesar de que las características de los suelos son similares, la dinámica de los cationes puede ser diferente. Así, todos aquellos factores que favorecen la estructura porosa del suelo actúan en forma sinérgetica en el movimiento de los isótopos.

7a. SUMMARY

The present research was carried out at the Inter-American Institute of Agricultural Sciences of the OAS, in Turrialba, Costa Rica. The main objectives were as follows: 1) to determine the effect of soil type upon the movement of isotopes; 2) to determine the effect of organic matter, nitrogen, and liming, upon the movement of isotopes, 3) to compare differential penetration of isotopes studied (^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{85}Sr, and ^{185}W), and 4) to study the relationship existing between the movement of isotopes and some soil properties.

The experiments were performed in the laboratory, with small lysimeters. Soil column was prepared by packing uniformly to give constant bulk. To study the movement, the radioisotopes were applied on the top of soil column. The following amounts of isotopes were applied to each column: Ca 5 μCi; Mn 5 μCi; Sr 10 μCi and W 1 μCi. An equivalent of 2,500 mm water was passed through the columns, which is the average precipitation in Turrialba. The columns were separated in segments of 1,25 cm and the radioactivity determined.

Radioactivity was determined with a Geiger-Muller tube with window thickness of 1,9 mg/cm^2. The results were expressed in percentage of isotope mobilized per centimeter depth.

For analysis and interpretation of the results, the following equation was developed: $y = b_0 + b_1X + b_2X^2$, where b_0 is the percentage of isotope retained at the site of application; b_1, the coefficient of penetration, and b_2, the coefficient of deceleration. The maximum point of isotope penetration was also determined.

It was concluded that soil type as well as treatment affected significantly the curve of isotope movement.

The highest coefficient of penetration was observed for Colorado soil and the lowest, for the Buenos Aires soil. The treatment had a marked influence upon isotope movement. The minimum coefficient of penetration was determined in organic matter and nitrogen treatments, compared to those observed in the control and liming. The effect of isotope on cation movement was not significant.

The movement of divalent cations in these tropical soils studied follows a similar pattern to that observed in soils from other areas; cation movement was relatively low, with a maximum depth of penetration of about 4 cm. The movement of isotopes is markedly affected by those factors that enhance the soil porosity. So, high hydraulic conductivity is related to higher coefficient penetration.

8. LITERATURA CITADA

1. ABRUÑA, F. y VICENTE-CHANDLER, J. Refinement of quantitative method for determining the lime requirements of soils. Journal of Agriculture of University of Puerto Rico 39(1):41-45. 1955.

2. ANDERSEN, A. J. Influence of Liming and mineral fertilization on plant uptake of radiostrontium from Danish soils. Soil Science 52(1):52-59. 1963.

3. BLACK, C. A. Soil plant relationship. 2nd. ed. New York, Wiley. 1968 pp. 202-208.

4. BLUME, J. M. Leaching of calcium in a fine sandy loam as indicated by ^{45}Ca. Soil Science 73(5):383-389. 1952.

5. BOLT, G. H. Analysis of the validity of the Gouy-Chapman theory of the electric double layer. Journal Colloidal Science 10:206-218. 1955.

6. _____ y PEECH, M. The application of the Gouy theory to soil water systems. Soil Science Society of America Proceedings 17(3):210-213. 1953

7. BORLAND, J. W. y REITEMEIER, R. F. Kinetic exchange studies on clays with radioactive calcium. Soil Science 69(3):251-260. 1950

8. BORNEMISZA, E. Conceptos modernos de acidez del suelo. Turrialba 15(1):20-24 1965.

9. BOWER, C. A., GARDNER, W. R. y GOERTZEN, J. O. Dynamic of cation exchange in soil columns. Soil Science Society of America Proceedings 21(1):20-24. 1957

10. _____, REITEMEIER, R. F. y FIREMAN, M. Exchangeable cations analysis of saline and alkaline soils. Soil Science 73(4):251-261. 1952.

11. BREMNER, J. M. Total nitrogen. *In* Black, C. A. *et al.* Methods of soil analysis. II. Chemical and microbiological properties. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy, 1965. pp. 1149-1178. (Agronomy no. 9)

12. CALVO, F. J. Suelos. *In* Instituto de Tierras y Colonización. Estudio Regional de la Zona Norte de Costa Rica. s.n.t. pp. 82-117 (sin publicar)

13. CASTILLO M. R. Aspectos geológicos de los yacimientos de arcilla y laterita de Costa Rica. Costa Rica, Ministerio de Industrias, Dirección de Geología, 1965. Informe no. 16. 48 p.

14. CHENERY, E. M. Thioglycollic acid as an inhibitor for iron in the colorimetric determinacion of aluminum by means of "Aluminon". Analyst 73:501-502. 1948.

15. CHENERY, E. M. A preliminary study of Al and tea bush. Plant and Soil 6(2): 174-200. 1955

16. COLE, D. W. Alundum tension lysimeter. Soil Science 85(6):293-296. 1958.

17. COSTA, F. *et al.* Influencia de la cantidad de riego y tipo de suelo sobre la emigración vertical de hierro y manganeso en suelos del sureste español. *In* Simposio sobre el Empleo de Isótopos y Radiaciones en Fí ica de los Suelos y en Estudios sobre Riegos. FAO, Estambul, 1967. 10 p.

18. _____ *et al.* Influencia de la materia orgánica de origen diferente sobre la movilidad de hierro y manganeso en suelos calizos. *In* Simposio sobre el empleo de isótopos y radiaciones en los estudios sobre la materia orgánica del suelo, FAO, Viena. 1968. 9p.

19. DAVIS, L. E. Significance of Donnan equilibria for colloidal systems. Soil Science 54(2):199-210. 1942.

20. DAY, P. R. Particle fractionation and particle size analysis. *In* Black, C. A. *et al.* Methods of soil analysis. I. Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy, 1965. pp. 545-567. (Agronomy no. 9)

21. DIAZ-ROMEU, R. y BALERDI, F. Determinación de la capacidad de intercambio de cationes del suelo. Turrialba, Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 1967. 3 p.

22. DONDOLI, C. La región del General: Condiciones geológicas y geoagronómicas de la zona. Revista del Instituto de Defensa del Café de Costa Rica 13(6):513-538. 1943.

23. _____ y TORRES, J. A. Estudio geoagronómico de la región oriental de la Meseta Central. San José, Costa Rica, Ministerio de Agricultura e Industrias, 1954. 180 p.

24. ERIKSSON, E. Cation exchange equilibria on clay mineral. Soil Science 74(2): 103-113. 1952.

25. FERNANDEZ, C. M. Notas geológicas sobre los depósitos de laterita y bauxita localizadas en Costa Rica. Costa Rica, Ministerio de Industrias, Departamento de Geología, Minas y Petroleo. Informe no. 10. 1962. 32 p.

26. FREDRIKSSON, L. y ERIKSSON, Å. Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. VII. Plant absorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil as influenced by soil organic matter. Försvarets forkningsanstalt, Stockholm, FOA 4, 1966. 25 p. (Rapport A 4485-4623)

27. FREDRIKSSON, L., LÖNSJÖ, H. y ERIKSSON, Å. Studies on plant accumulation of fission products under Swedish conditions. X. Absorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soil by vegetable crops. Försvarets forskningsanstalt, Stockholm, FAO 4, 1969, 31 p. (Rapport C 4387-28)

28. FRERE, M. H. y CHAMPION, D. F. Characterization of fixed strontium in sesquioxides gel-kaolinite systems. Soil Science Society of America, Proceedings 31(2):188-191. 1967.

29. FRIED, M. y BROESHART, H. The soil plant system in relation to inorganic nutrition. New York, Academic Press, 1967. 358 p.

30. FULLER, W. H. The uptake of strontium by various type crops and factors affecting uptake and translocation of strontium and calcium native to soil. U. S. Atomic Energy Commission, Research and Development Report Contract no. AT(11-1)-947. 1966. s.p.

31. _____, FLOCKER, W. J. The uptake of radiostrontium by certain type crops from calcareous soils. Arizona Agricultural Experiment Station. Technical Bulletin no. 130. 1955 32 p.

32. _____ *et al.* Calcium-45 and strontium-89 movement in soils and uptake by barley plants as affected by $Ca(Ac)_2$ and $Sr(Ac)_2$ treatment of the soil. Soil Science 101(6):472-484. 1966

33. GAINES, G. L. y THOMAS, H. C. Adsorption studies on clay minerals. II. A formulation of the thermodynamics of exchange adsorption. Journal of Chemical Physics 21:714-718. 1953.

34. _____ y THOMAS, H.C. Adsorption studies on clay minerals. V. Montmorillonite - cessium - strontium at several temperatures. Journal Chemical Physics 23:2322-2326. 1955.

35. GIESEKING, J. E. y JENNY, H. Behavior of polyvalent cations in base exchange. Soil Science 42(4):273-290. 1936.

36. GRANVILLE, W. A. Cálculo diferencial e integral. Trad. del inglés por Steven Byngton. Ed. rev. México, Uteha, 1952. pp. 435-457.

37. HARDY, F. The soils of the IAIAS area (Turrialba, Costa Rica). I. Pedological aspects. II. Nutritional aspects. Turrialba, Costa Rica, IICA. 1961 76 p. (mimeo)

38. HARROLD, L. L. y DREIBELBIS, F. R. Evaluation of agricultural hydrology by monolith lysimeter. U. S. Department Agriculture. Technical Bulletin 1179. 1958 166 p.

39. HEALD, W. R. Characterization of exchange reactions of strontium or calcium on four clays. Agronomy Abstract 1959:9.

40. HOLDRIDGE, L. R. La vegetación de Costa Rica. *In* Costa Rica. Dirección de Estadística y Censos. Atlas Estadístico de Costa Rica. San José, Costa Rica. 1953. pp. 32-33.

41. JACKSON, M. L. Soil chemical analysis. Englewood Cliffs, N. J., Prentice Hall. 1958. 498 p.

42. JACOBSON, H. G., SWANSON, C. L. y SMITH, E. Effect of various fertilizers cations and anions on soil reaction, leaching, nitrification urea, and related characteristics in an uncropped soil. Soil Science 65(4):437-460. 1948.

43. JARAMILLO, L. R. Caracterización de algunos "latosoles" de Mesoamérica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 1968. 305 p. (mimeo).

44. JONES, G. B. y HAGHIRI. Reducing the uptake of ^{90}Sr by plant on contaminated Ohio soils. The Ohio Journal of Science 62(2):97-100. 1962.

45. _____, RICEMAN, D. S. y McKENZIE, J. O. The movement of cobalt and zinc in soils as indicated by radioactive isotops. Australian Journal of Agricultural Research 8(1):190-201. 1957.

46. KILMER, V. J. y ALEXANDER, L. T. Methods of making mechanical analysis of soils. Soil Science 68(1):15-24. 1949.

47. KOHNKE, H. Soil physics. New York, McGraw-Hill, 1968. 224 p.

48. _____, DREIBELBIS, F. R. y DAVIDSON, J. M. A survey and discussion of lysimeter and a bibliography on their construction and performance. U. S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication no. 372. 1940 68 p.

49. KRISHNAMOORTHY, C. y OVERSTREET, R. An experimental evaluation of ion-exchange relationships. Soil Science 69(1):41 53. 1950

50. _____, DAVIS, L. E. y OVERSTREET, R. Ionic exchange equation derived from statistical thermodynamics. Science 108(2808):439-440. 1948.

51. KULP, J. L. *et al.* Strontium-90 in the soils of the New York City area. Anals New York Academic Science 93:671-674. 1962.

52. LAGERWERFF, J. V. y BOLT, G. H. Theorical and experimental analysis of Gapon's equations for ion exchange. Soil Science 87(4):217-222. 1959.

53. LEWIS, R. J. The leaching of two quantities of strontium in soils. Agronomy Abstracts 1959:10.

54. MACIAS, M. Propiedades morfológicas, físicas y químicas, y clasificación de ocho "latosoles" de Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica. IICA, 1969. 193 p. (mimeo)

55. MALAVASSI, E. y MADRIGAL, G. R. Geología. *In* Instituto de Tierras y Colonización. Estudio Regional de la Zona Norte de Costa Rica. s.n.t. pp. 31-44. (sin publicar)

56. McLEAN, E. O. *et al.* Aluminum in soils. II. Form of aluminum as a cause of soil acidity and a complication in its measurement. Soil Science 97(2):119-126. 1964.

57. _____. Aluminum. *In* Black, C. A. *et al.* Methods of soil analysis. II. Chemical and microbiological properties. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy. 1965. pp. 978-998. (Agronomy no. 9).

58. _____, LAKSHMANAN, C. y MILLER, E. P. Relative adsorption and desorption of strontium and calcium to and from soil clays: column saturation θ displacement and acid displacement. Soil Science 107(3):206-211. 1969

59. MATTSON, S. The laws of soil colloidal behavior. Soil Science 28(3):179-220 1929.

60. _____. The laws of the colloidal behavior. VI. Amphoteric behavior. Soil Science 32(5):343-365. 1931.

61. MILLER, J. R. y REITEMEIER, R. F. Rate of leaching of radiostrontium through soils by simulated rain and irrigation water. U. S. Department of Agriculture. Agricultural Research Report no. 300. 1957. 19 p. (mimeo)

62. _____ y REITEMEIER, R. F. The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils. Soil Science Society of America, Proceedings 27(2):141-144. 1963.

63. MORGAN, M. F. y JACOBSON, H.G.M. Soil and crop interrelation of various nitrogenous fertilizers. Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin 458. 1942. pp. 273-328.

64. _____, JACOBSON, H.G.M. y LeCOMPTE, S. B. Drainage water losses from a sandy soil as affected by cropping and cover crops. Connecticut Agricultural Experiment Station Bulletin no. 1942. pp. 731-759

65. MULLER, L. Un aparato micro-Kjeldhal simple para análisis de rutina rápidos de materias vegetales. Turrialba 11(1):17-25. 1961.

66. MUNSELL SOIL Color Chart, Baltimore, Munsell, 1954. 20 p.

67. NISHITA, H., STEEN, H. y LARSON, K. Release of strontium-90 and cesium-137 from Vina loam upon prolonged cropping. Soil Science 86(4):195-201. 1955.

68. OVERBEEK, J. The Donnan equilibrium progress. Biophysics Chemical 6:58-84. 1956.

69. PARKS, G. The isoelectric point of solid oxides, solid hydroxides, and aqueous hydroxo-complex systems. Chemistry Review 65:177-198. 1965.

70. PEARSON, R. W., ABRUÑA, F. y VICENTE-CHANDLER, J. Effect of lime and nitrogen applications on downward movement of calcium and magnesium in two humid tropical soils of Puerto Rico. Soil Science 93(2):77-82. 1962.

71. PEECH, M. Hydrogen-ion activity. *In* Black, C. A. *et al.* Methods of soil analysis. II. Chemical and microbiological properties. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy, 1965. pp. 915-926. (Agronomy no. 9).

72. PLUCKNETT, D. L. y SHERMAN, G. D. Extractable aluminum in some Hawaiian soils. Soil Science of America, Proceedings 27(1):39-41. 1963.

73. RAdioactive MAterials in Food and Agriculture. Report of a FAO expert committee. FAO, Atomic Energy Series no. 2. 1960. p. 48.

74. REICHENBACH, H. y BUSSCHE, G. Untersuchungen über die strontiumsorption in schleswigholsteinishen Böden. Zeitschrift für Pflanzenermahrung, Düngung und Bodenkunden 101:24-33. 1963.

75. RICH, C. I. Removal of excess in cation-exchange-capacity determinations. Soil Science 93(2):87-94. 1962.

76. RICHARDS, J. R. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Trad. del inglés. México, D. F., RTAC, 1965. 172 p.

77. RIOS, V., MARTINI, J. y Tejeira, R. Efecto del encalado sobre la acidez y el contenido de aluminio y hierro extraíble en nueve suelos de Panamá. Turrialba 18(2):139-146. 1968.

78. ROBERTS, H. y MENZEL, R. G. Availability of exchangeable and non-exchangeable Sr-90 to plant. Journal of the Agricultural and Food Chemistry 9(2):95-98. 1961.

79. ROBERTS, R. J. e IRVING, E. M. Mineral deposits of Central America. Washington, U. S. Government Printing Office, 1957. 205 p.

80. SAIZ DEL RIO, J. y BORNEMISZA, E. Análisis químico de suelos, métodos de laboratorio para diagnósis de fertilidad. Turrialba, Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 1961. 107 p.

81. SCHOFIELD, R. K. Effect of pH on electric charger carried by clay particles. Journal of Soil Science 1(1):1-8. 1949.

82. SCHULTZ, R. K., MOBERG, J. P. y OVERSTREET, R. Some experiments on the decontamination of soils containing strontium-90. Hilgardia 28(17):457-475. 1959.

83. SCHULTZ, R. K., MOBERG, J. y OVERSTREET, R. Some experiments on the decontamination of soil containing strontium-90. Hilgardia 28(17):457-475. 1959.

84. _____, OVERSTREET, R. y BABCOCK, K. L. On the soil chemistry of radiostrontium. Hilgardia 27(13):333-342. 1958.

85. _____ y RIEDEL, H. H. Effect of aging on fixation of strontium-90 by soils. Soil Science 91(4):262-264. 1961.

86. SHERMAN, G. D., DIAZ, I. P. y MONTEITH, N. H. A calcium silicate, a new liming material. Hawaii Farm Science 13(3):8-9. 1964.

87. TAMURA, T. Selective sorption reactions of strontium with soil minerals. Nuclear Safety 7:99-103. 1965.

88. TENSHO, K., YEH, K. y MITSUI, S. The uptake of strontium-90 and calcium by lowland and upland rice from soil, and their distribution in the plants. Soil and Plant 5:1-9. 1959.

89. _____, YEH, K. L. y MITSUI, S. Absorption of radioactive strontium by soil, especially in relation to native calcium. Soil Science Plant Nutrition 7(4):152-156. 1961.

90. THORNTHWAITE, C. V., MATHER, J. R. y NAKAMURA, J. K. Movement of radiostrontium in soils. Science 131(3406):1015-1019. 1960.

91. TYURYUKANOVA, E. B. *et al.* Movement and distribution of strontium-90 and cesium-144 in the soils of Moscow Oblast. Soviet Soil Science 10:1063-1069. 1964.

92. VENSELOW, A. P. Equilibria of the base-exchange reactions of bentonite, permatites, soil colloids and zeolites. Soil Science 33(1):95-113. 1932.

93. VOLK, G. M. y BELL, C. E. Some major factors in the leaching of calcium, potassium, sulfur, and nitrogen from sandy soils. Florida Agricultural Experimental Station. Bulletin no. 416. 1945. 23 p.

94. WALLIHAM, E. F. An improvement in lysimeter design. Agronomy Journal 32: 395-404. 1940.

95. WALTON, A. The distribution in soil of radioactivity from weapons test. Journal of Geophysical Research 68:1485-1496. 1963.

96. WIKLANDER, L. Cation and anion exchange phenomena. *In* Bear, F. E., ed. Chemistry of the soil. New York, Reinhold, 1964. pp. 163-205.

97. _____. Uptake, adsorption and leaching of radiostrontium in a lysimeter experiment. Soil Science 97(3):168-172. 1964.

APENDICE

Cuadro 1. Algunas propiedades químicas y físicas de los suelos estudiados.

Propiedades	SUELOS			
	Colorado	Paraíso	Bs. Aires	San Jorge
Profundidad (cm)	0 - 20	0 - 20	0 - 20	0 - 20
Arena (%)	8,85	10,96	13,67	15,69
Limo (%)	13,60	16,67	9,38	13,88
Arcilla (%)	77,55	72,35	76,95	70,43
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso
Conductividad Hidráulica (cm/hora)	0,03	0,06	1,64	0,30
Color (húmedo)	10YR3/3	10YR3/2	10YR3/2	5YR3/2
(seco)	7,5YR3/2	10YR4/2	10YR5/3	5YR4/2
pH H_2O 1:2,5	4,90	4,87	5,20	4,85
pH KCl N 1:2,5	4,37	4,17	4,35	4,27
pH $CaCl_2$ 0,01N 1:2,0	4,40	4,27	4,50	4,10
Materia Orgánica (%)	7,48	8,67	6,98	4,89
Nitrógeno Total (%)	0,41	0,35	0,22	0,40
CIC (Método Rich) meq/100 g	9,91	11,04	5,01	8,49
CIC (Método NH_4OAc) meq/100 g	39,32	38,20	24,87	35,89
Ca cambiable meq/100 g	2,27	2,13	0,53	3,49
Mg cambiable meq/100 g	0,91	1,25	0,18	1,07
K cambiable meq/100 g	0,56	0,99	0,77	0,78
Na cambiable meq/100 g	0,69	0,48	0,28	0,40
% de saturación de bbases (NH_4OAc)	50,75	48,00	35,13	69,14
Relaciones Ca/Mg	2,49	1,70	2,04	3,26
Relaciones Ca/K	4,05	2,15	0,69	4,47
Relaciones Mg/K	1,62	1,26	0,23	1,37
Relaciones Ca/Mg/K	5,68	3,41	0,92	5,85
Mn cambiable meq/100 g	0,60	0,45	trazas	0,13
Al extraíble meq/100 g	2,42	3,89	5,14	1,22

Cuadro 2. Distribución porcentual de los isótopos para los diferentes tratamientos en el suelo Colorado.

Tratamiento	Profundidad (cm)	Cationes ^{45}Ca	^{54}Mn	^{85}Sr	^{185}W
Control	0	92,96	93,60	83,60	97 96
	0 - 1,25	5,24	5,33	11,33	1,10
	1,25 - 2,50	1,06	0,43	1,85	0,47
	2,50 - 3,75	0,60	0,34	1,79	0,23
	3,75 - 5,00	0,16	0,28	1,41	0,23
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Materia Orgánica	0	79,09	93,49	83,00	88,06
	0 - 1,25	20,89	5,53	10,24	7,66
	1,25 - 2,50	0,63	0,40	4,36	1,61
	2,50 - 3,75	0,15	0,31	1,95	1,54
	3,75 - 5,00	0,08	0,25	0,43	1,11
	5,00 - 6,25	0,10			
	6,25 - 7,50	0,06			
	7,50 - 8,75	0,11			
	8,75 -10,00	-			
Nitrógeno	0	81,69	66,93	65,81	89,40
	0 - 1,25	16,65	29,63	23,50	10,00
	1,25 - 2,50	1,28	3,07	5,49	0,39
	2,50 - 3,75	0,26	0,31	2,74	0,09
	3,75 - 5,00	0,10	0,09	2,44	0,09
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Encalado	0	73,00	88,69	66,96	93,48
	0 - 1,25	26,20	10,26	21,04	5,16
	1,25 - 2,50	0,63	0,54	4,59	0,79
	2,50 - 3,75	0,09	0,28	4,35	0,34
	3,75 - 5,00	0,05	0,22	3,43	0,22
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				

Cuadro 3. Distribución porcentual de los isótopos para los diferentes tratamientos en el suelo Paraíso.

Tratamiento	Profundidad (cm)	Cationes ^{45}Ca	^{54}Mn	^{85}Sr	^{185}W
Control	0	94,85	91,75	47,82	97,77
	0 - 1,25	4,37	3,29	7,69	0,98
	1,25 - 2,50	0,32	0,91	5,12	0,37
	2,50 - 3,75	0,23	0,65	5,83	0,14
	3,75 - 5,00	-	0,65	5,49	0,19
	5,00 - 6,25	0,12	0,64	7,01	0,11
	6,25 - 7,50	0,10	0,76	7,36	0,16
	7,50 - 8,75	0,10	0,72	6,16	0,12
	8,75 -10,00	0,09	0,61	7,50	0,20
Materia Orgánica	0	85,62	84,40	70,59	88,96
	0 - 1,25	13,22	15,05	22,40	7,79
	1,25 - 2,50	0,88	0,34	3,15	1,43
	2,50 - 3,75	0,17	0,14	2,09	1,24
	3,75 - 5,00	0,11	0,12	1,75	0,57
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Nitrógeno	0	81,55	75,72	73,81	94,74
	0 - 1,25	17,65	22,79	21,68	3,89
	1,25 - 2,50	0,44	0,88	2,17	0,67
	2,50 - 3,75	0,13	0,32	1,98	0,35
	3,75 - 5,00	0,17	0,27	1,10	0,33
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Encalado	0	82,99	91,14	77,43	91,37
	0 - 1,25	15,05	8,15	14,01	7,68
	1,25 - 2,50	1,26	0,41	3,11	0,52
	2,50 - 3,75	0,47	0,16	2,97	0,28
	3,75 - 5,00	0,21	0,12	2,46	0,14
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				

Cuadro 4. Distribución porcentual de los isótopos para los diferentes tratamientos en el suelo Buenos Aires.

Tratamiento	Profundidad (cm)	Cation ^{45}Ca	^{54}Mn	^{85}Sr	^{185}W
Control	0	59,64	78,89	56,06	93,55
	0 - 1,25	36,10	19,42	24,71	5,84
	1,25 - 2,50	2,16	0,63	5,56	0,09
	2,50 - 3,75	0,43	0,06	2,80	0,08
	3,75 - 5,00	0,42	-	-	0,05
	5,00 - 6,25	0,54	-	0,74	0,07
	6,25 - 7,50	0,66	-	1,30	0,09
	7,50 - 8,75	0,25	-	5,31	0,09
	8,75 -10,00	0,42	-	4,51	0,11
Materia Orgánica	0	59,73	74,85	59,07	78,98
	0 - 1,25	36,66	21,31	34,21	16,79
	1,25 - 2,50	3,19	2,73	4,53	3,05
	2,50 - 3,75	0,34	0,70	1,76	0,95
	3,75 - 5,00	0,06	0,39	0,41	0,21
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Nitrógeno	0	53,36	37,06	49,97	84,40
	0 - 1,25	40,43	47,68	39,52	12,01
	1,25 - 2,50	4,10	9,51	7,11	2,12
	2,50 - 3,75	1,02	3,43	2,50	0,95
	3,75 - 5,00	1,07	2,30	1,37	0,50
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Encalado	0	60,49	76,49	56,72	52,06
	0 - 1,25	30,85	20,65	33,13	30,25
	1,25 - 2,50	2,41	1,77	4,78	10,40
	2,50 - 3,75	0,19	0,47	3,01	4,81
	3,75 - 5,00	0,04	0,42	2,26	1,37
	5,00 - 6,25		0,60		0,58
	6,25 - 7,50				0,37
	7,50 - 8,75				0,09
	8,75 -10,00				0,04

Cuadro 5. Distribución porcentual de los isótopos para los diferentes tratamientos en el suelo San Jorge del Arenal.

Tratamiento	Profundidad (cm)	Cation ^{45}Ca	^{54}Mn	^{85}Sr	^{185}W
Control	0	86,44	87,67	78,54	92,47
	0 - 1,25	12,95	10,13	15,81	4,09
	1,25 - 2,50	0,29	1,18	0,86	2,03
	2,50 - 3,75	0,11	0,35	0,80	0,50
	3,75 - 5,00	0,04	0,13	0,68	0,23
	5,00 - 6,25	0,04	0,09	1 00	0,29
	6,25 - 7,50	0,04	0,14	0,87	0,27
	7,50 - 8,75	0,08	0,13	0,61	0,40
	8,75 -10,00	0,04	0,21	0,78	0,40
Materia Orgánica	0	95,53	88,56	80,46	89,78
	0 - 1,25	3,96	10,28	12,72	7,10
	1,25 - 2,50	0,27	0,80	3,16	2,04
	2,50 - 3,75	0,18	0,20	2,29	0,76
	3,75 - 5,00	0,08	0,15	1,35	0,45
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Nitrógeno	0	91,40	82,49	76,28	86,83
	0 - 1,25	7,89	17,04	16,67	9,72
	1,25 - 2,50	0,45	0,35	2,34	1,94
	2,50 - 3,75	0,16	0,04	2,15	0,99
	3,75 - 5,00	0,09	0,06	2,55	0,50
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				
Encalado	0	73,24	96,67	73,46	93,50
	0 - 1,25	25,69	2,07	15,63	5,41
	1,25 - 2,50	0,97	0,53	5,98	0,51
	2,50 - 3,75	0,05	0,39	3,18	0,29
	3,75 - 5,00	0,04	0,32	1,73	0,26
	5,00 - 6,25				
	6,25 - 7,50				
	7,50 - 8,75				
	8,75 -10,00				

Cuadro 6. Ecuaciones de regresión cuadrática y sus correspondientes coeficientes de determinación para los diferentes suelos.

SUELO COLORADO		
Tratamiento	**Control**	
isótopo		R^2 x 100
Ca -	$y = 71,27 - 58,91X + 10,43X^2$	72%
Mn -	$y = 71,87 - 59,85X + 10,33X^2$	72%
Sr -	$y = 66,92 - 52,69X + 8,97X^2$	74%
W -	$y = 73,48 - 62,41X + 10,87X^2$	69%
Tratamiento	**Materia Orgánica**	
isótopo		
Ca -	$y = 54,33 - 24,19X + 2,28X^2$	73%
Mn -	$y = 71,87 - 59,81X + 10,32X^2$	73%
Sr -	$y = 65,39 - 50,41X + 8,44X^2$	76%
W -	$y = 68,45 - 55,49X + 9,53X^2$	74%
Tratamiento :	**Nitrógeno**	
isótopo		
Ca -	$y = 67,34 - 52,37X + 8,74X^2$	83%
Mn -	$y = 61,28 - 42,62X + 6,70X^2$	95%
Sr -	$y = 57,71 - 39,84X + 6,40X^2$	91%
W -	$y = 70,58 - 57,50X + 9,82X^2$	77%
Tratamiento :	**Encalado**	
isótopo		
Ca -	$y = 66,65 - 47,79X + 7,76X^2$	92%
Mn -	$y = 70,13 - 56,93X + 9,71X^2$	77%
Sr -	$y = 57,19 - 40,28X + 6,61X^2$	88%
W -	$y = 71,69 - 59,54X + 10,27X^2$	72%

Cuadro 6. continuado...

SUELO PARAISO		
Tratamiento : Control		
isótopo		R^2 x 100
Ca -	$y = 36,22 - 15,41X + 1,32X^2$	30%
Mn -	$y = 51,35 - 20,52X + 1,72X^2$	51%
Sr -	$y = 29,22 - 9,52X + 0,82X^2$	50%
W -	$y = 53,66 - 21,73X + 1,83X^2$	50%
Tratamiento : Materia Orgánica		
isótopo		
Ca -	$y = 68,96 - 54,95X + 9,28X^2$	80%
Mn -	$y = 68,82 - 54,61X + 9,20X^2$	82%
Sr -	$y = 61,04 - 44,24X + 7,23X^2$	89%
W -	$y = 69,22 - 56,15X + 9,61X^2$	74%
Tratamiento : Nitrógeno		
isótopo		
Ca -	$y = 67,71 - 52,90X + 8,85X^2$	84%
Mn -	$y = 65,30 - 49,14X + 8,07X^2$	89%
Sr -	$y = 63,18 - 46,64X + 7,66X^2$	88%
W -	$y = 72,12 - 60,35X + 10,45X^2$	71%
Tratamiento : Encalado		
isótopo		
Ca -	$y = 67,67 - 53,07X + 8,91X^2$	82%
Mn -	$y = 71,12 - 58,45X + 10,02X^2$	75%
Sr -	$y = 62,79 - 47,99X + 8,10X^2$	80%
W -	$y = 71,11 - 58,49X + 10,03X^2$	75%

Cuadro 6. continuado...

S U E L O B U E N O S A I R E S

Tratamiento : Control

isótopo		R^2 x 100
Ca -	$y = 47,67 - 17,78X + 1,44X^2$	83%
Mn -	$y = 71,94 - 73,41X + 16,40X^2$	93%
Sr -	$y = 42,20 - 16,10X + 1,37X^2$	80%
W -	$y = 53,33 - 21,47X + 1,80X^2$	54%

Tratamiento : Materia Orgánica

isótopo		
Ca -	$y = 58,63 - 38,33X + 5,79X^2$	98%
Mn -	$y = 63,92 - 47,33X + 7,73X^2$	88%
Sr -	$y = 56,90 - 36,45X + 5,48X^2$	98%
W -	$y = 65,17 - 49,35X + 8,16X^2$	83%

Tratamineto : Nitrógeno

isótopo		
Ca -	$y = 55,27 - 33,98X + 4,98X^2$	98%
Mn -	$y = 45,33 - 20,17X + 2,29X^2$	82%
Sr -	$y = 51,99 - 29,45X + 4,11X^2$	98%
W -	$y = 67,43 - 53,17X + 8,98X^2$	78%

Tratamiento : Encalado

isótopo		
Ca -	$y = 61,48 - 42,83X + 6,73X^2$	96%
Mn -	$y = 60,57 - 36,95X + 4,87X^2$	82%
Sr -	$y = 54,6[illegible] - 34,74X + 5,3[illegible]X^2$	98%
W -	$y = 42,83 - 14,64X + 1,13X^2$	90%

Cuadro 6. continuado...

SUELO SAN JORGE DEL ARENAL	
Tratamiento : Control	
isótopo	R^2 x 100
Ca - $y = 52,44 - 20,83X + 1,74X^2$	60%
Mn - $y = 52,12 - 20,69X + 1,73X^2$	58%
Sr - $y = 49,30 - 19,18X + 1,59X^2$	63%
W - $y = 52,40 - 20,91X + 1,75X^2$	53%
Tratamiento · Materia Orgánica	
isótopo	
Ca - $y = 72,79 - 61,10X + 10,58X^2$	71%
Mn - $y = 70,03 - 56,72X + 9,66X^2$	77%
Sr - $y = 64,56 - 49,76X + 8,37X^2$	78%
W - $y = 69,57 - 56,47X + 9,66X^2$	73%
Tratamiento : Nitrógeno	
isótopo	
Ca - $y = 71,24 - 58,60X + 10,05X^2$	75%
Mn - $y = 68,19 - 53,53X + 8,97X^2$	84%
Sr - $y = 63,17 - 48,27X + 8,13X^2$	83%
W - $y = 68,33 - 54,66X + 9,29X^2$	76%
Tratamiento : Encalado	
isótopo	
Ca - $y = 64,61 - 47,73X + 7,75X^2$	92%
Mn - $y = 72,88 - 61,56X + 10,70X^2$	70%
Sr - $y = 60,19 - 43,56X + 7,15X^2$	81%
W - $y = 71,83 - 59,76X + 10,31X^2$	73%