

## DIFUSIÓN DE ANIONES EN UN HAPLUSTOL TÍPICO. EFECTO DEL USO DEL SUELO

ADRIANA ANA DEL CARMEN ROLLÁN<sup>1\*</sup>; OMAR ANTONIO BACHMEIER<sup>1</sup>

Recibido: 10/09/2020

Recibido con revisiones: 27/01/2020

Aceptado: 29/01/2021

### RESUMEN

El intercambio iónico, la diseminación de agroquímicos o contaminantes dependen, en mayor o menor grado, de la difusión de las especies químicas involucradas en los procesos citados. La modelización del transporte y dispersión de distintas sustancias en el suelo requiere del conocimiento de los parámetros que determinan su tasa de difusión en el medio. Atendiendo a esta necesidad, el objetivo de este trabajo fue determinar los coeficientes de difusión de los aniones fosfato y cloruro en un Haplustol típico de la región central de la Provincia de Córdoba, afectado por distinta intensidad de cultivo. Las situaciones evaluadas fueron: 1) sin cultivo, (en un área de clausura), 2) pradera de alfalfa en rotación con otras pasturas en los últimos 50 años y, 3) un lote de agricultura continua, con más de 80 años de uso agrícola (inicialmente maní/actualmente soja). Los experimentos de difusión se realizaron en columnas de suelo dotadas de humedad a saturación generándose flujo desde una columna de suelo fertilizada con el ion de interés, hacia una columna de suelo con su dotación natural. El parámetro de transporte difusional mostró una alta sensibilidad a la historia de uso del suelo, constituyendo un indicador de su calidad física y química como soporte del crecimiento vegetal. El coeficiente de difusión (D) de fosfato, en las condiciones del estudio, estuvo principalmente relacionado con la biodisponibilidad del nutriente, definida por la concentración en solución, lo que desplaza la posición del equilibrio matriz/solución hacia la fase sólida. Los valores de D promedio, para fosfatos, difirieron significativamente entre las situaciones evaluadas disminuyendo a medida que se incrementa la intensidad de la actividad agrícola. En el caso de cloruros, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos.

**Palabras clave:** intercambio iónico, fosfatos, cloruros

### DIFFUSION OF ANIONS IN A TYPIC HAPLUSTOLL. EFFECT OF SOIL USE

#### ABSTRACT

Ion exchange and the dissemination of agrochemicals or pollutants depend, to different extents, on the diffusion of the chemical species involved. Modeling the transport and dispersion of different substances in the soil requires the knowledge of the parameters that determine their rate of diffusion in the soil environment. The objective of this work was

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNC

\* Autor de contacto: [arollan@agro.unc.edu.ar](mailto:arollan@agro.unc.edu.ar)



to determine the diffusion coefficients of phosphate and chloride anions in a Typic Haplustoll of the central region of the Province of Córdoba, Argentina, affected by different intensity of cultivation. The situations evaluated were: 1) no cultivation, (in a closed area), 2) alfalfa meadow rotating with other pastures in the last 50 years and, 3) a continuous agriculture plot, with more than 80 years of continuous agriculture (initially peanut/currently soybean). The diffusion experiments were carried out in saturated soil columns, generating flow from a soil column fertilized with the ion of interest, towards a soil column with its natural level of these ions. The diffusional transport parameter showed a high sensitivity to the soil history of use, constituting an indicator of its physical and chemical quality as a support for plant growth. The phosphate diffusion coefficient (D), in the conditions of this study, was mainly related to the bioavailability of the nutrient, defined by the concentration in the solution, which unfolds the position of the matrix/solution equilibrium towards the solid phase. The estimated average D values, for phosphates, differ significantly between the situations evaluated, decreasing as the intensity of agricultural activity increases. In the case of chlorides, no significant differences were observed between treatments.

**Keywords:** ion exchange, phosphates, chlorides

## INTRODUCCIÓN

La difusión molecular en una solución es el proceso por el cual los constituyentes iónicos o moleculares se mueven bajo la influencia de su actividad cinética en la dirección de un gradiente de concentración. La difusión se da incluso en ausencia de movimiento masal de agua y sólo cesa cuando se anulan los gradientes de concentración (Alonso *et al.*, 2010).

La importancia de la difusión molecular radica en que el transporte de solutos, ya sean agroquímicos, nutrientes vegetales o contaminantes que ingresan al suelo, dependen, en mayor o menor grado, de la difusión de las especies químicas involucradas en los procesos citados (Dari *et al.*, 2015; Arteaga *et al.*, 2016; Rech *et al.*, 2019; Vogel *et al.*, 2019).

En el suelo, la heterogeneidad del medio poroso incide sobre el movimiento de los solutos y su acción se hace más compleja en la medida en que la modelación del sistema agua-solutos-suelo sea más cercana a la realidad, es por ello por lo que, para lograr establecer elementos de análisis, en general, es preciso simplificar al

máximo el modelo del sistema físico y describir sus interacciones y parámetros de la manera más simple posible (Alonso González *et al.*, 2010).

Reyna *et al.* (2013) concluyen que la simulación numérica resulta una herramienta válida para el estudio del movimiento del flujo y el transporte de sustancias contaminantes en la zona no saturada. La principal limitante para evaluar la validez de estos modelos es la escasa disponibilidad de datos de estudios de campo.

En los últimos años, se han desarrollado diversos métodos en base a la técnica de gradientes difusivos en películas delgadas (DGT) que han facilitado la investigación, en la micro interfaz ambiental, del movimiento de iones contaminantes en sedimentos lacustres y marinos (Mihailescu & Gabor, 2011; Tanaka *et al.*, 2013; Khatun *et al.*, 2014; Degryse & McLaughlin, 2014; Ukpaka, 2016; Wu *et al.*, 2019, Lawniczak *et al.*, 2016).

La modelización del transporte y dispersión de distintas sustancias, ligadas a las prácticas agrícolas en el suelo, ya sea que provengan de fenómenos naturales como de acciones de



fertilización, contaminación o salinización por efecto del riego, por citar sólo algunos, requiere, como se desprende del trabajo de Seuntjens et al. (2001) del conocimiento de los parámetros que determinan su tasa de difusión en el medio. Estos datos también los emplean modelos de funcionamiento integral del sistema edáfico, como el Root Zone Water Quality Model (RZWQM), analizado en sus aplicaciones por Ma et al. (2000).

La predicción del aporte de nutrientes a la zona de absorción de las raíces ha hecho uso extensivo de ellos, como se detalla en la revisión de Jungk & Claassen (1997), y se han determinado y aplicado con fines prácticos en los trabajos de Reginato et al. (2000), Vogel et al. (2019) entre otros.

Ya sea, entonces, que se busque conocer la capacidad de un suelo para llevar a cabo procesos particulares como el abastecimiento de nutrientes, o que se necesite aplicar modelos de simulación de transporte de sustancias, el conocimiento de la naturaleza del fenómeno, sus condicionantes y los valores de los parámetros que caracterizan el proceso de difusión, constituyen herramientas fundamentales para toda tarea de investigación y/o aplicación al respecto. Atendiendo a esta necesidad, este trabajo se propuso determinar los coeficientes de difusión de fosfato y cloruro en un Haplustol típico de la región central de la Provincia de Córdoba, afectado por distinta intensidad de cultivo.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó usando muestras representativas del suelo dominante de la región

central de la provincia de Córdoba (Argentina) calificado como Haplustol típico, franco-limoso mixto térmico Serie Oncativo (Soil Survey Staff, 2014).

Las muestras se extrajeron del horizonte superficial (0-20 cm) de parcelas ubicadas sobre una transecta de 500 m en las proximidades de la localidad de Colonia Almada (Provincia de Córdoba, Argentina: 32° 02' 43"S; 63° 51' 12"W), con distinto historial agrícola seleccionando para un mismo individuo suelo tres situaciones contrastantes: 1) sin cultivo (SC), ubicada en un área de clausura de más de 80 años de antigüedad; 2) pradera de alfalfa (PA), destinada a corte bajo rotación con otras pasturas por, al menos, 50 años; y 3) agricultura continua (AC), desde hace aproximadamente 80 años, inicialmente con cultivo de maní y en las últimas décadas con monocultivo de soja bajo siembra directa. El pre-tratamiento de las muestras consistió en un secado al aire, suave molido (a fin de conservar la meso y microestructura del suelo) y tamizado por malla de 2 mm. Sus características más relevantes se detallan en la

### Tabla 1.

**Experimentos de Difusión:** Se los realizó en columnas de suelo dotadas de humedad a saturación, evaluándose el transporte de fosfato y cloruro. El proceso se desarrolló en cámara termostata a 30°C, generándose flujo desde una columna de suelo fertilizada con el ion de interés, hacia una columna de suelo con su dotación natural de nutrientes. Mediante el uso de columnas testigo se verificó la ausencia de procesos convectivos.



**Tabla 1:** Valores de densidad aparente ( $D_{ap}$ ), fósforo extractable ( $P_{ext.}$ ), contenido en cloruros ( $Cl^-$ ), y fracciones granulométricas de las muestras en estudio.

**Table 1:** Values of bulk density ( $D_{ap}$ ), extractable phosphorus ( $P_{ext.}$ ), chloride content ( $Cl^-$ ), and granulometric fractions of the samples under study.

Tratamiento	$D_{ap}$	$P_{ext.}$	$Cl^-$	Arcilla	Limo	Arena
	( $Mg\ m^{-3}$ )	( $mg\ kg^{-1}$ )	( $mg\ kg^{-1}$ )	(g $kg^{-1}$ )		
SC	1,05	92,5	27,5	153	673	174
PA	1,48	35,0	20,1	160	685	155
AC	1,28	48,3	24,2	147	691	162

**Referencias:** SC: sin cultivo; PA: pradera de alfalfa; AC: agricultura continua.

Todos los ensayos se hicieron por triplicado más la celda control en un diseño factorial Suelo x Nutriente x Tiempo.

Con el objeto de evaluar la magnitud del retardo en el flujo difusivo debido a las interacciones con las superficies adsorbentes, se realizaron sobre las muestras de la parcela AC experiencias de difusión de cloruro, un ion de baja interacción electrostática con el complejo de intercambio en las condiciones de suelo locales (Rollán & Bachmeier, 2014).

Las celdas de difusión consistieron en columnas suelo de sección circular, de 4,5 cm de diámetro por 5 cm de longitud, contenidas en tubos de PVC. Las columnas "fuente" se enriquecieron con  $700\ \mu g\ Cl^-\ g^{-1}$  y  $200\ \mu g\ P\ g^{-1}$  de suelo y se pusieron en contacto con columnas sin adición del ion. Los tiempos de contacto para la difusión fueron de 7, 14 y 21 días (168, 336 y 504 horas, respectivamente). Al cabo de cada tiempo, tres repeticiones de cada tratamiento fueron separadas, se congelaron rápidamente con el uso de  $CO_2(g)$ , y seccionaron cada  $250\ \mu m$ .

### Determinación de los perfiles

**tiempo/concentración:** De cada sección de suelo se extrajeron los iones a medir empleando resina de intercambio mixta Amberlite IRN-150, de acuerdo con la técnica propuesta por Kuo (1996). La concentración del ion fosfato en dichos extractos se analizó por espectrofotometría a 890 nm (Kuo, 1996). La extracción de  $Cl^-$  se realizó con una solución de  $NaNO_3\ 0,1\ M$ , la que, además, brindó un adecuado ajuste de fuerza iónica para el análisis potenciométrico del ion. Este se midió con un electrodo específico ORION 94-17 y la lectura se registró con un equipo ORION 710A.

**Métodos de cálculo:** Para estimar el Coeficiente de Difusión ( $D$ ), se resolvió la ecuación general de difusión en estado transitorio:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad \text{Ec. [1]}$$

para la geometría, condiciones iniciales y de contorno en la que se cumplió el proceso. El sistema fue de simetría cilíndrica, con flujo en medio infinito, desde  $x < 0$  hacia  $x > 0$ . En las



columnas de suelo en contacto, a  $t = 0$  se cumplió que  $C = C_o$  para  $x > 0$  y que  $C = C_{fert}$  para  $x < 0$ , siendo  $C_o$  la concentración en el seno del suelo no fertilizado, y  $C_{fert}$  la concentración en el suelo enriquecido. La solución analítica para esta geometría experimental usando la *función error complementaria (erfc)*<sup>2</sup> es:

$$C_{(x,t)} = C_o + \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left( \frac{x}{2\sqrt{Dt}} \right) \cdot (C_{fert} - C_o) \quad \text{Ec. [2]}$$

Los resultados de los análisis de secciones de columnas de suelo se ajustaron por regresión no lineal a la **Ec. [2]**, a fin de estimar los coeficientes de difusión.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los coeficientes de difusión promedio ( $D$ ) para el ion fosfato, estimados a partir de aplicar la **Ec. [2]**, que describe el perfil de concentración con la distancia, fueron de  $9,23 \times 10^{-8} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  en la parcela SC,  $5,81 \times 10^{-8} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  en la parcela PA, y  $2,59 \times 10^{-8} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  en AC. En la **Figura 1** se muestran los Perfiles de concentración de fósforo luego 7, 14 y 21 días de difusión, en el suelo sin cultivo, bajo pastura de alfalfa y en agricultura continua, respectivamente.

Los valores  $D$  de fósforo hallados se ubican dentro de los más altos citados en la bibliografía para este nutriente (Mihailescu & Gabor, 2011; Degryse & McLaughlin, 2014; Ukpaka, 2016), y son compatibles con los casos en que el suelo presenta un adecuado nivel de fósforo

extractable para los cultivos, como lo señalan Jungk & Claassen (1997), analizando valores de  $D$  para suelos con distinto tenor en el elemento.

El suelo estudiado, en sus tres situaciones de manejo, posee mayores valores de fósforo extractable que los reseñados en los antecedentes de difusión hallados. En estas condiciones, los protones liberados por la resina de intercambio que actuó como sumidero (tal cual lo hacen las raíces de las plantas en el proceso de absorción de nutrientes) habrían movilizad o cantidades de fósforo que normalmente no son accesibles por los métodos estándar de cuantificación de P disponible (Sherrod *et al.*, 2002; Langlois *et al.*, 2003).

Los valores  $D$  promedio estimados difirieron significativamente ( $p < 0,01$ ) entre sí para todas las situaciones evaluadas mostrando la relación que presentan con el uso del suelo, disminuyendo a medida que se incrementa la intensidad de la actividad agrícola. Esta variación da cuenta de la sensibilidad del coeficiente de difusión a las características químicas y físicas del medio. Las primeras asociadas a la disponibilidad del nutriente y su energía de interacción con la fracción adsorbente (Silva Rossi *et al.*, 2013; Khatun *et al.*, 2014; Dari *et al.*, 2015,) y las segundas como determinantes de la sección eficaz que ofrece el espacio poroso al transporte difusional (Cox *et al.*, 2000; Zhiping *et al.*, 2016).

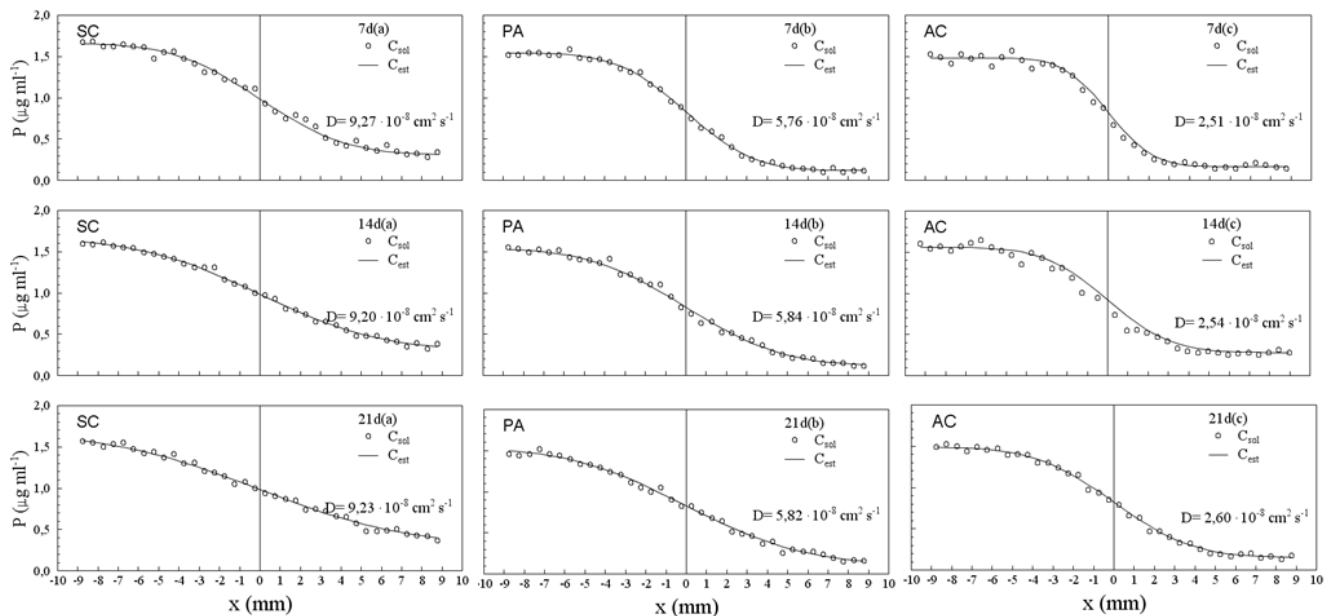
Los iones fosfato tienen fuertes restricciones en sus movimientos difusionales dada su fuerte

<sup>2</sup> La función error complementaria es una función trascendental que permite dar solución a planteos de derivadas parciales. Su resolución permite establecer la probabilidad de que una determinada partícula se encuentre en un determinado lugar en un momento dado.



**Figura 1:** Perfiles de concentración de fósforo (P) luego de 7, 14 y 21 días de difusión (d), en las parcelas sin cultivo (SC), de pradera de alfalfa (PA) y bajo agricultura continua (AC). D: coeficiente de difusión. Líneas continuas: perfiles de concentración simulados por ajuste no lineal (En todos los casos el  $R^2$  de la regresión fue mayor a 0,96,  $p \leq 0,001$ ).

**Figure 1:** Phosphorus (P) concentration profiles after 7, 14 and 21 days of diffusion (d), in the plots without cultivation (SC), alfalfa meadow (PA) and under continuous agriculture (AC). D: diffusion coefficient. Solid lines: concentration profiles simulated by non-linear fit (In all cases the  $R^2$  of the re-gression was greater than 0,96,  $p \leq 0,001$ ).



interacción con la matriz sólida. Tal como lo muestran Wu *et al.* (2019) el flujo difusional de los iones fosfato es controlado por la relación entre los parámetros de adsorción-desorción, los que determinan el reabastecimiento del *pool* de P lábil a la solución de suelo.

El elevado valor de  $D$  que se obtuvo para la parcela SC es consistente con los resultados obtenidos para la isoterma de desorción del nutriente en trabajos previos sobre el mismo tipo de suelo (Haplustoles énticos y típicos) (Bachmeier, 2011; Silva Rossi *et al.*, 2016) en los que el comparativamente bajo valor de la constante de afinidad de la isoterma de Langmuir indica una posición del equilibrio desplazada hacia la solución, determinando que una importante fracción del elemento esté

disponible para el transporte difusional (Bhadoria *et al.*, 1991).

Si bien la mayor concentración en solución, asociada a un menor valor en la constante de Langmuir, explica el mayor coeficiente difusional de la parcela SC, el bajo valor de  $D$  en AC estaría sugiriendo restricciones adicionales al proceso de desorción. En este sentido, Cox *et al.* (2000) establecieron, midiendo la movilidad de fosfato en columnas de suelo, que, además de las características químicas de la matriz de suelo, deben considerarse parámetros físicos asociados a la fracción porosa para fundamentar el desplazamiento del nutriente. En diversos antecedentes se analiza el efecto del contenido de humedad y de la porosidad del medio sobre el valor de  $D$  (Jungk & Claassen, 1997; Olesen *et*



al., 1999; Hamamoto *et al.*, 2009; Cabeza, 2011), pudiéndose resumir su acción en un factor que depende de la tortuosidad de la red de poros, denominado *factor impedancia*, el que responde a modificaciones en la longitud del camino difusional.

El *factor impedancia* comprende el efecto integrado del contenido hídrico ( $\theta$ ), forma de los poros, su tamaño, y la proporción de distintos tamaños de poros, dentro de la porosidad total, sobre el transporte por difusión de aniones con alta y baja interacción con las superficies adsorbentes (Bachmeier, 2011).

En estos ensayos, los valores de humedad a saturación (equivalentes al espacio poroso disponible a los efectos de la difusión) fueron de 0,45, 0,38 y 0,30  $\text{cm}^3$  agua  $\text{cm}^{-3}$  suelo, para las parcelas SC, PA y AC respectivamente, valores resultantes del re-empaquetamiento de las muestras en las celdas de difusión. La caída del coeficiente de difusión del suelo bajo AC evidencia que el contenido volumétrico de agua del suelo limitó la velocidad de desplazamiento de los iones por decrecimiento del espesor de las láminas de agua sobre las partículas de suelo, entre las cuales se mueven (Cabeza, 2011). Esto, además, coincide con lo observado por Hamamoto *et al.* (2009) quienes encontraron una disminución lineal del coeficiente de difusión con la reducción del *contenido de agua umbral* (denominando así al contenido de agua a partir del cual la difusividad del soluto cesa debido a una fase de agua desconectada del resto).

En contraste, el valor  $D$  estimado para las muestras bajo PA, cuyo valor duplica a la parcela AC muestra un efecto diferente de la intensidad de uso sobre el proceso de difusión.

En este caso el mayor valor se debería a una disminución considerable del factor impedancia por el aumento de la densidad aparente, lo que generó una mayor continuidad capilar y la posibilidad de disponer de vías de agua continuas entre poros intra agregados. En este sentido, como señalan Moldrup *et al.* (2003), Stroia *et al.* (2007) y Hamamoto *et al.* (2009), estas diferencias en el transporte difusional pueden explicarse por la existencia de regiones de baja y alta conexión de la fase acuosa para suelos relativamente sin estructura, consecuencia de los cambios inducidos por la intensidad de uso del suelo (Arteaga *et al.*, 2016; Bayuelo Jiménez *et al.*, 2019).

Independientemente de cuál sea el proceso de degradación física, su resultado es la disminución de la disponibilidad de los nutrientes. Los procesos de degradación del suelo inciden directamente en la disponibilidad del P. La compactación puede afectar procesos químicos de liberación de nutrientes, y procesos físicos como la infiltración y circulación del agua (Campitelli *et al.*, 2010).

Como referencia, en el caso de cloruro, el coeficiente de difusión promedio fue de  $4,20 \times 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ , sin diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ( $p < 0,01$ ), mientras que su valor en agua pura a dilución infinita (a 25 °C) es de  $2,03 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ , es decir que la restricción ofrecida por el medio edáfico redujo el valor teórico 5 veces, aproximadamente, lo cual dista mucho de los 2 o 3 órdenes de magnitud de diferencia que se observó en la reducción de  $D$  para fosfato, un ion con fuerte interacción electrostática con la matriz adsorbente.

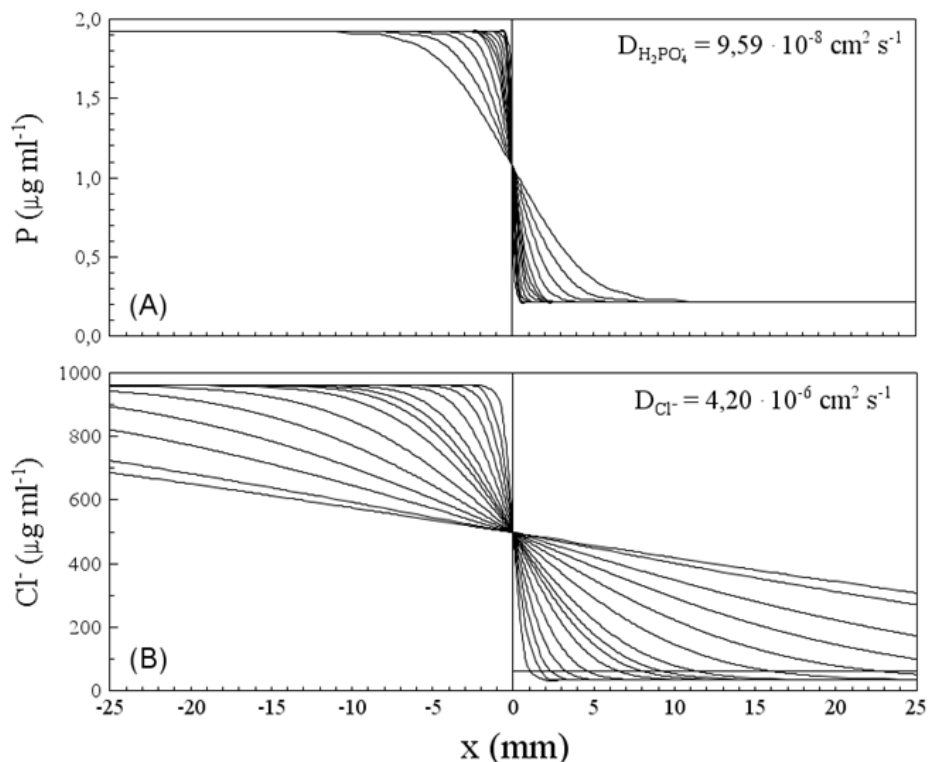


En la **Figura 2** se presenta la dispersión simulada de fosfato y cloruro que se obtendría al cabo de 30 días de difusión de estos iones en el suelo bajo AC. Se observa allí que la frontera difusional del primero de ellos ha avanzado en el suelo no fertilizado sólo 10 mm, lo cual enfatiza la necesidad de una correcta ubicación del fertilizante fosforado a fin de lograr un adecuado aprovechamiento por parte de la planta. La escasa movilidad detectada en AC sugiere que debería estudiarse la conveniencia de distribuir dichos fertilizantes al voleo en aquellos sistemas edáficos con fuertes restricciones al desplazamiento de iones de alta interacción con la matriz sólida del suelo.

En la simulación para cloruro, en cambio, al cabo del tiempo de difusión impuesto se notó una fuerte tendencia a la ecualización de concentraciones a ambos lados del plano de referencia. Este hecho indica que, en condiciones de suelo como las analizadas, los iones con escasa o nula interacción con la fase sólida poseen una alta velocidad de dispersión. Así, el transporte de aniones como cloruro en profundidad es una evidencia de su eventual potencial contaminante de aguas subterráneas, un efecto ampliamente reconocido en la bibliografía (Stites Kraft, 2001; Spalding *et al.*, 2001).

**Figura 2:** Sucesivos perfiles de concentración para fosfato (A) y cloruro (B), simulados hasta 30 días de difusión en muestras de la parcela bajo agricultura continua. D: coeficiente de difusión; x: distancia desde el plano de contacto entre columnas fertilizadas y sin fertilizar.

**Figure 2:** Successive concentration profiles for phosphate (A) and chloride (B), simulated up to 30 days of diffusion in samples from the plot under continuous agriculture. D: diffusion coefficient; x: distance from the contact plane between fertilized and unfertilized columns.





## CONCLUSIONES

El parámetro de transporte difusional presentó una alta sensibilidad al historial de uso del suelo en las situaciones evaluadas, constituyendo un indicador de su calidad física y química como soporte del crecimiento vegetal.

El coeficiente de difusión de fosfato, en las condiciones de estudio, estuvo principalmente relacionado con la bio-disponibilidad del nutriente, definida por su concentración en solución, lo que desplaza la posición del equilibrio matriz/solución hacia la fase sólida.

El escaso grado de interacción del ion cloruro, a diferencia de fosfato, con la fase sólida del suelo, determina su eventual potencial contaminante, al regular la velocidad de desplazamiento en el medio edáfico.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alonso González, MT; T López Seijas & ME Ruiz. 2010. Un acercamiento teórico a la modelación del transporte de solutos en el suelo. Primera Parte. *Rev. Cie. Téc. Agr.* 19(3):28-34.
- Arteaga, JC; JF Navia & JA Castillo. 2016. Comportamiento de variables químicas de un suelo sometido a distintos usos, departamento de Nariño, Colombia. *REMEXCA.* 33(2):62-75.
- Bachmeier, OA. 2011. Transporte de Nutrientes por Difusión. *El Caso de los Suelos de la Región Central de Argentina.* ISBN 978-3-8454-8784-7. LAP Lambert Academic Publishing GmbH & Co, Saarbrücken (Germany), 194 pp.
- Bayuelo Jiménez JS; I Ochoa; E de la Cruz Torres & T Muraoka. 2019. Efecto del uso del suelo en las formas y disponibilidad de fósforo de un Andisol de la Meseta Purhépecha, Michoacán. *Terra Latinoamericana* 37:35-44.
- Bhadoria, PBS; J Kaselowsky; N Claassen & A Jungk. 1991. Soil phosphate diffusion coefficients: their dependence on phosphorus concentration and buffer power. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:56-60.
- Cabeza, R. 2011. Degradación del suelo y sus efectos en la dinámica del fósforo. 174 p. Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo. *Rev. SCHSC* 24:107-112.
- Campitelli, P.; A Aoki; O Gudelj; A Rubenacker & R. Sereno. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. *Rev AACCS* 28(2):223-231.
- Cox, JW; CA Kirkby; DJ Chittleborough; LJ Smythe & NK Fleming. 2000. Mobility of phosphorus through intact soil cores collected from the Adelaide Hills, South Australia. *Aust. J. Soil Res.* 38(5):973-990.
- Dari, B; VD Nair; J Colee; WG Harris & R Mylavarapu. 2015. Estimation of phosphorus isotherm parameters: a simple and cost-effective procedure. *Front Environ Sci Eng* 3:70-93.
- Degryse, F & MJ McLaughlin. 2014. Phosphorus Diffusion from Fertilizer: Visualization, Chemical Measurements, and Modeling. *Soil Sci Soc Am J* 78(3):832-842.
- Hamamoto, S; MSA Perera; A Resurreccion; K Kawamoto; S Hasegawa; T Komatsu & P Moldrup. 2009. The solute diffusion coefficient in variably compacted, unsaturated volcanic ash soils. *Vadose Zone J.* 8:942-952.
- Jungk, A & N Claassen. 1997. Ion diffusion in the soil-root system. *Adv Agron* 61:53-108.
- Khatun, T; N Islam; M Islam; S Islam; A Hoque; R Khatun; N Haque & M Seafatullah. 2014. Study on phosphorus adsorption capacity of some selected soils in Bangladesh for efficient management of phosphorous fertilizer and eutrophication. *Rajshahi University Journal of Environmental Science* 3:1-8.
- Kuo S. 1996. Phosphorus. In: DL Sparks (Editor), *Methods of Soil Analysis. Part 3.* ASA, SSSA, CSSA, Madison WI. pp. 869-920.
- Langlois, JL; DW Johnson & GR Mehuys. 2003. Adsorption and Recovery of Dissolved Organic Phosphorus and Nitrogen by Mixed-Bed Ion-Exchange Resin. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:889-894.



- Lawniczak, AE; J Zbierska; B Nowak; K Achtenberg; A Grzeškowiak & K Kanas. 2016. Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environ Monit Assess* 188(3):172.
- Ma, L; LR Ahuja; JC Ascough II; MJ Shaffer; KW Rojas; RW Malone & MR Cameira. 2000. Integrated system modeling with field research in agriculture: applications of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM). *Adv Agron* 71:233-292.
- Mihailescu, M & RA Gabor. 2011. Diffusion coefficient of potassium dihydrogen phosphate using holographic interferometry. *Rom. Journ. Phys.* 56(3-4):399-410.
- Moldrup, P; S. Yoshikawa; T Olesen; T Komatsu & DE Rolston. 2003. Air permeability in undisturbed volcanic ash soils; Predictive model test and soil structure fingerprint. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:32-40.
- Olesen, T; P Moldrup & J Gamst. 1999. Solute diffusion and adsorption in six soils along a soil texture gradient. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:519-524.
- Rech, I; PJA Withers; DL Jones & PS Pavinato. 2019. Solubility, Diffusion and Crop Uptake of Phosphorus in Three Different Struvites. *Sustainability* 11:134-149.
- Reginato, JC; MC Palumbo; IS Moreno; ICh Bernardo & DA Tarzia. 2000. Modeling nutrient uptake using a moving boundary approach. Comparison with the Barber-Cushman model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1363-1367.
- Reyna, TM; JA Linares; S Reyna & M Lábaque. 2014. Aplicación de modelos unidimensionales de flujo en suelos no saturados y transporte de herbicidas en zonas agrícolas. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 9(3):434-444.
- Rollán, AA del C & OA Bachmeier. 2014. Diffusional transport of chloride and phosphate in soils of the North Central Region of Córdoba (Argentina). *IJRTE* 3(4): 62-65.
- Seuntjens, P; K Tirez; J Šimůnek; MTh van Genuchten; C Cornelis & P Geuzens. 2001. Aging effects on cadmium transport in undisturbed contaminated sandy soil columns. *J. Environ. Qual.* 30:1040-1050.
- Sherrod, SK; J Belnap & ME Miller. 2002. Comparison of methods for nutrient measurement in calcareous soils: ion-exchange resin bag, capsule, membrane, and chemical extractions. *Soil Science*: 167(10):666-679.
- Silva Rossi, MM; AA del C Rollán & OB Bachmeier. 2013. Phosphorus availability in the central area of the Argentine Pampean Region. 1: Relationship between soil parameters, adsorption processes and wheat, soybean and corn yields in different soil and management environments. *Spanish Journal of Soil Science* 3(1):45-55.
- Silva Rossi, MM; AA del C Rollán & OA Bachmeier. 2016. Available phosphorus in the central area of the argentinean pampas. 2: Kinetics of adsorption and desorption of phosphorus under different soil and management environments. *Spanish Journal of Soil Science*, 6(2) 145-158.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA
- Spalding, RF; DG Watts; JS Schepers; ME Burbach; ME Exner; TI Poreda & GE Martin. 2001. Controlling nitrate leaching in irrigated agriculture. *J. Environ. Qual.* 30:1184-1194.
- Stites, W & GI Kraft. 2001. Nitrate and chloride loading to groundwater from an irrigated north-central U.S. sand-plain vegetable field. *J. Environ. Qual.* 30:1176-1184.
- Stroia, C; C Morel & C Jouany. 2007. Dynamics of diffusive soil phosphorus in two grassland experiments determined both in field and laboratory conditions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119:60-74.
- Tanaka, M; Y Takahashi; N Yamaguchi; KW Kim; G Zheng & M Sakamitsu. 2013. The difference of diffusion coefficients in water for arsenic compounds at various pH and its dominant factors implied by molecular simulations. *Geochim. Cosmochim. Acta* 105:360-371.
- Ukpaka CP. 2016. Investigation into the Characteristic of Chloride and Phosphate on Industrial Area Soil Pollution. *IJSR* 2(2):63-70.



- Vogel, C; R Sekine; D Steckenmesser; E Lombi; H Herzel; L Zuin; D Wang; R Félix & C Adam. 2019. Combining diffusive gradients in thin films (DGT) and spectroscopic techniques for the determination of phosphorus species in soils. *Anal Chim Acta* 1057:80–87
- Wu, Z; S Wang & N Ji. 2019. Phosphorus (P) release risk in lake sediment evaluated by DIFS model and sediment properties: A new sediment P release risk index (SPRRI). *Environ Pollut* 255:1-11
- Zhiping, Y; T Liang; K Li; Q Zhang & L Wang. 2016. The diffusion fluxes and sediment activity of phosphorus in the sediment–water interface of Poyang Lake. *J. Freshw. Ecol* 31(4): 521-531

