

Comportamiento fluido-partícula durante procesos de flujo y transporte en suelos limosos

Natalia C. Venchiarutti, Gonzalo M. Aiassa & Pedro A. Arrúa
Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Córdoba, Grupo GIGEF, Departamento de Ingeniería Civil. Córdoba, Argentina
Marcelo G. Eberhardt
Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Córdoba, Grupo GIGEF, Departamento de Ingeniería Civil. Córdoba, Argentina



ABSTRACT

Contamination of groundwater generated by urban and hazardous waste disposal is governed by mechanisms of transport through the soil. Pollutants transport involved advection, hydrodynamic dispersion and molecular diffusion, chemical and physicochemical reactions between pollutants, its matrix and soil.

Different variables affect the fluid transport. The soil composition, contaminate fluid characteristics, void ratio, the structure of the soil matrix and saturation degree.

This paper presents a research about the influence of contaminant characteristics in the fluid flow and transport mechanisms through the soil to assess the interaction between soil and the different fluids used. For this study soil samples were structured with constant matrix, generated by static compaction of Cordoba silty soils, at same dry unit weight and water content.

The fluids used for infiltration tests were distilled water, industrial solution and a combination of elements typical of municipal waste leachate. Tests were conducted in rigid wall infiltration cells, under falling-head.

PRESENTACIONES TÉCNICAS

La contaminación de las napas generada por la disposición final de residuos urbanos y peligrosos está gobernada por mecanismos de transporte a través del suelo. En este mecanismo intervienen procesos de advección, dispersión hidrodinámica, difusión molecular y químicas y fisicoquímicas entre los contaminantes, su matriz y el suelo.

Entre las variables que intervienen se pueden destacar la composición del suelo, características del fluido contaminante, relación de espacios vacíos, estructura de la matriz del suelo y grado de saturación del mismo.

En este trabajo se investiga la influencia de las características del fluido contaminante en los mecanismos de flujo y transporte a través del suelo, la interacción entre el suelo y fluidos utilizados. Para ello se conformaron muestras de suelos limosos de Córdoba con matriz constante, compactadas estáticamente a iguales valores de peso unitario seco y con el mismo contenido de humedad inicial.

Los fluidos utilizados para los ensayos fueron agua destilada, diferentes soluciones industriales y una combinación de elementos típicos de lixiviado de residuos urbanos. Los ensayos se realizaron en celdas de infiltración pared rígida, bajo condición de carga hidráulica variable.

1 INTRODUCCIÓN

Existen numerosos efluentes acuosos considerados contaminantes. Esta característica depende de la composición del líquido, teniendo en cuenta tanto las sustancias constituyentes como las concentraciones, ya que los elementos comunes, como el cloruro de sodio (NaCl), puede ser un componente contaminante en un efluente si la concentración supera los niveles permitidos para el destino final del líquido. Estos niveles dependerán de las necesidades, características y región considerada.

Entre los diferentes destinos, uno de los ampliamente utilizados es el suelo, ya sea en forma directa o indirecta. Uno de los riesgos asociados a la contaminación del suelo es la afectación del agua subterránea.

El transporte de contaminantes a través del suelo esta gobernado por una serie de fenómenos físicos, fisicoquímicos y químicos como la adsorción, dispersión, difusión, advección y reacciones químicas entre ellos, su matriz y el suelo.

Se han realizado numerosos estudios que reflejan como las propiedades del suelo y del líquido que se infiltra influyen significativamente en los parámetros de permeabilidad del suelo (Mitchel y Jaber 1990; Mitchel y Soga 2005; Schimtz 2006; Mosaddeghi et al. 2008; Souli H. et al. 2008).

Otro factor importante en la movilidad de contaminantes en el suelo es la capacidad que presenta para retener dichos contaminantes bajo mecanismos de adsorción, entre otros. El mecanismo de adsorción depende básicamente de la interacción entre la superficie del suelo y el contaminante, y esta interacción suelo-contaminante depende de las características de la matriz del líquido infiltrado como el pH de la solución, concentración de los contaminantes y otros reactivos, la interacción entre el contaminante y la matriz líquida, la temperatura del medio, la actividad biológica, entre otros factores de menor importancia (McLean et al. 1992; Kayabali y Mollamahmutoğlu 2000; Singhal et al. 2007).

Con el objetivo de evaluar la permeabilidad del suelo frente a diferentes líquidos contaminantes, se realizaron ensayos con diferentes soluciones elaboradas en

laboratorio de manera tal que permita representar corrientes contaminantes comunes.

Una de estas soluciones representa los efluentes salinos que por lo general están asociados a procesos industriales de fabricación y manufactura de conservas (Soto et al. 1990; Nemerow 1997). La industria química genera efluentes altamente salinos durante el proceso de producción de pesticidas/herbicidas, peróxidos orgánicos, algunos productos farmacéuticos entre otros. Grandes cantidades de salmuera también se producen en las operaciones de recuperación de gasolina y aceites (Woolard y Irvine. 1994).

Otro de los efluentes representados son los alcalinos, los cuales están asociados a la limpieza de las instalaciones en refinerías de petróleo, en las cuales la solución alcalina recorre las tuberías y debido a esto, el líquido efluente presenta, además de alcalinidad, concentraciones considerables de hidrocarburos.

En las industrias textiles las principales operaciones son las de tisaje, tintado, estampado y acabado, cada uno de los cuales implica un tipo particular de vertido. Los residuos textiles en general son altamente alcalinos, coloreados, con elevada DBO, sólidos suspendidos y temperaturas elevadas. Los vertidos de lavanderías industriales presentan pH alcalinos alrededor 10 a 11, muy turbios, con grandes cantidades de jabón y sólidos suspendidos, entre otros componentes.

En el caso de las papeleras la mayor parte de la contaminación que se produce tiene su origen en el proceso de obtención de la pasta de papel. La fabricación de pasta de papel conlleva la utilización de gran cantidad de álcalis (kraft) para el ablandamiento de la madera hasta pulpa (Nemerow et al. 1998).

El último grupo corresponde a los lixiviados de rellenos sanitarios, cuyo principal impacto ambiental es la contaminación del agua subterránea y superficial. La composición de este tipo de lixiviados depende de la composición del residuo, la edad del residuo y la tecnología del vertedero. Así mismo, los contaminantes típicos de éstos se dividen en cuatro tipos: materia orgánica disuelta (DBO, DQO, ácidos y grasas volátiles, etc); macrocomponentes (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} , entre otros); metales pesados (Cd^{+2} ,

Cr^{+3} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2} y Zn^{+2}), los cuales se encuentran en bajas concentraciones generalmente y compuestos orgánicos xenobióticos (XOCs) (Kjeldsen. et al. 2002).

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Características del suelo

El suelo a utilizar en el ensayo experimental, corresponde a un suelo tipo limo arcilloso de la región centro del país extraído entre 5 y 10 metros de profundidad, medido desde la superficie.

Richtofen (1887) realizó comparaciones de loess de diversos lugares del mundo caracterizándolos como: "limos calcáreos, color gris amarillento claro, sueltos, porosos, formados por capas espesas, no estratificadas, con fisuración vertical, que se mantiene en taludes verticales y contiene a menudo moluscos terrestres.

Los materiales loésicos se encuentran asociados en todo el mundo a fenómenos de denudación de grandes superficies, a los ciclos glaciales e interglaciares y pluviales e interpluviales que tuvieron lugar en todo el planeta durante el Cuaternario.

La distribución granulométrica consiste en arena (5 al 15%), limos (40 al 60%), partículas arcillosas (20 al 35%). La fracción gruesa tiene baja coordinación. La fracción arcillosa forma puentes de conexión entre partículas gruesas y contrafuertes de arcilla floculada en los contactos ente limos y arenas. Estas estructuras arcillosas y sales precipitadas le confieren estabilidad y cohesión al suelo.

En la Tabla 1 se detallan los óxidos mayoritarios presentes en los loess y el loess de la región en estudio. Según Teruggi (1957), en el loess pampeano los porcentajes de carbonato de calcio primario oscilan alrededor del 8% en promedio, muy inferior al loess norteamericano (15 a 20%) o al alemán (25 a 30%).

Debido a la presencia de carbonatos solubles y las características de alcalinas de la matriz de suelo (presencia de óxidos), el pH de la solución del suelo es elevado.

Tabla 1. Composición química porcentual de loess Argentinos

Óxido	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
SiO ₂	59.86	62.70	57.16	66.01	59.00	--	59.2
Al ₂ O ₃	17.4	15.00	17.28	16.22	17.00	14.00	13.6
TiO ₃	--	--	--	0.88	--	0.80	--
Fe ₂ O ₂	4.8	6.00	5.43	5.30	5.87	4.60	4.3
CaO	3.08	2.8	2.83	2.85	3.05	0.09	6.5
MgO	1.17	1.90	1.67	1.62	2.55	1.50	1.1
K ₂ O	1.70	1.88	3.68	1.90	1.56	3.00	2.2
Na ₂ O	1.97	1.40	8.35	1.97	1.38	1.90	3.1
H ₂ O	604	4.32	--	3.14	5.80	--	--

(1) Loess de Baradero, La Plata (Sayago et al. 2001); (2) Loess de Miramar (Sayago et al. 2001); (3) Loess de Buenos Aires (Teruggi 1957); (4) Loess de la Pampa en general (Arens 1969); (5) Loess de Valles Preandinos subtropicales; Provincia de Tucumán (Camino 1988); (6) Loess de Llanura Caco Oriental (Morras 1996); (7) Loess de la Provincia de Córdoba (Ricci et al. 1966).

2.2 Soluciones de infiltración

Con el objetivo de verificar cómo afectan a la conductividad hidráulica (K) del suelo los diferentes

contaminantes presentes en el agua, en este proyecto se determinó dicho parámetro utilizando 5 soluciones distintas con diferentes solutos, simulando situaciones de contaminación.

Estas soluciones fueron:

- Agua destilada (agua), la cual sirve de referencia de base para comparar las conductividades hidráulicas con los diferentes soluciones,
- Una solución 5g/l de cloruro de sodio (NaCl),
- Una solución de 10g/l de NaCl,
- Una solución a pH 10 con soda cáustica (NaOH),
- Una solución compleja producto de la lixiviación de un relleno sanitario tipo fabricado en laboratorio (lixiviado), cuyos constituyentes principales se basaron en análisis realizados a lixiviados de diferentes procedencias y se tomaron los contaminantes principales para fabricar la solución.

2.3 Preparación de la muestra

Se trabajó con suelo reconstituido a un peso unitario seco de 14 kN/m^3 y humedad del 15%. Para el ensayo de permeabilidad se utilizó un permeámetro modelo miniatura que está constituido por un cilindro de acrílico de diámetro interior 10,5cm y 12,5cm de altura aproximadamente. Los cabezales del cilindro son desmontables y poseen piedras porosas en la base y la superficie para lograr una filtración del agua uniforme a través de la probeta de suelo. La parte superior e inferior poseen robinetes para la entrada y salida de líquido correspondientemente (ASTM D-5856).

Se armaron los dispositivos cerrándolos herméticamente y se hizo pasar las soluciones mencionadas anteriormente a través de la probeta de suelo con altura de carga variable, tal como se muestra en la Figura 1.

2.4 Ensayos

Se prepararon 3 probetas (P1, P2 y P3) como figura en el apartado 2.3, y se realizaron 5 ensayos de infiltración. Los mismos se describe a continuación:

- A P1 se le infiltró agua destilada registrándose los valores de volumen infiltrado en función del tiempo hasta obtener los valores constante de permeabilidad. Posteriormente se infiltró a ésta probeta la solución de NaOH a pH10 y se registraron los volúmenes infiltrados en el tiempo.
- A P2 se le infiltró solución de 5g/l de NaCl y se registraron los volúmenes infiltrados en función del tiempo hasta obtener valores constantes de permeabilidad, posteriormente se infiltró la solución de 10g/l de NaCl y se registraron los volúmenes infiltrados en función del tiempo hasta valores constantes de permeabilidad.
- A P3 se le infiltró la solución compleja fabricada en el laboratorio que representa el lixiviado de un relleno sanitario. Se registraron los volúmenes infiltrados en función del tiempo.

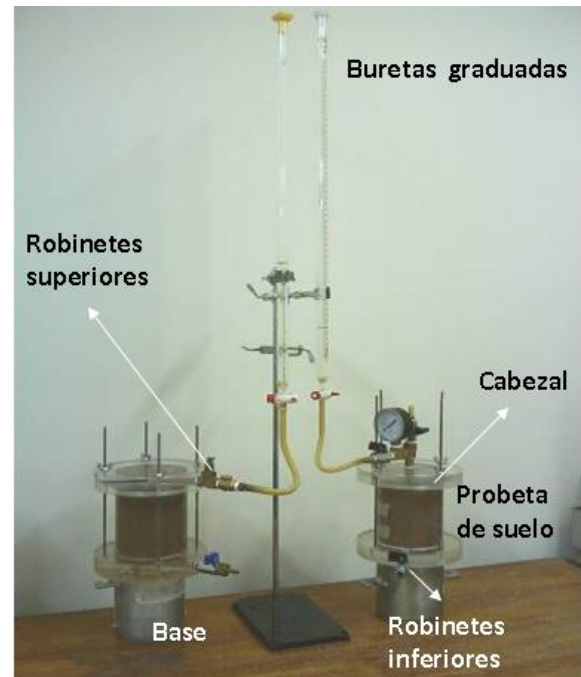


Figura 1. Dispositivo utilizado para el ensayo de infiltración.

3 RESULTADOS Y ANÁLISIS

Según lo establecido en el apartado 2.4, se realizaron 5 ensayos con diferentes soluciones; la duración de los mismos varían, contemplando ensayos desde 5 horas hasta 9 horas de infiltración.

Para el caso del ensayo realizado con agua destilada (Figura 2), se observa como la conductividad hidráulica del suelo va disminuyendo progresivamente hasta alcanzar la saturación; mientras que para el ensayo realizado con 5g/l de NaCl (Figura 3) este hecho no logra apreciarse de la misma forma a pesar de que ambos ensayos se iniciaron paralelamente.

La conductividad hidráulica para el suelo infiltrado con agua destilada alcanza un valor de $3,5 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ en el estado de saturación. Para el ensayo donde la probeta de suelo se infiltró con la solución de 5g/l de NaCl el valor de conductividad hidráulica alcanzó un valor de $2,0 \times 10^{-7} \text{ m/s}$.

La Figura 4 muestra los resultados obtenidos de conductividad hidráulica para el suelo infiltrado con una solución de 10g/l de NaCl, dicho ensayo fue realizado en la misma probeta en la cual anteriormente se infiltró la solución de 5g/l de NaCl. La conductividad hidráulica en este ensayo alcanzó un valor de $2,1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ promedio, lo cual no evidencia cambio apreciable en dicho parámetro con respecto a la infiltración anterior. Esto se debe principalmente a la saturación del suelo con iones Na^{+1} producida por la primera solución de infiltración.

En la Figura 5 puede notarse como progresivamente la solución a pH10 con NaOH fue disminuyendo la conductividad hidráulica del suelo alcanzada en el ensayo anterior llegando un valor de $1,8 \times 10^{-7} \text{ m/s}$.

En la Figura 6 se muestran los resultados de la infiltración con una solución compleja compuesta por materia orgánica biodegradable, no biodegradable y sales varias, denominado lixiviado. Se observa que, bajo las mismas condiciones de ensayo, el suelo permeado con el lixiviado presenta una conductividad hidráulica menor al resto de las soluciones y alcanza un valor de $6,0 \times 10^{-8}$ m/s.

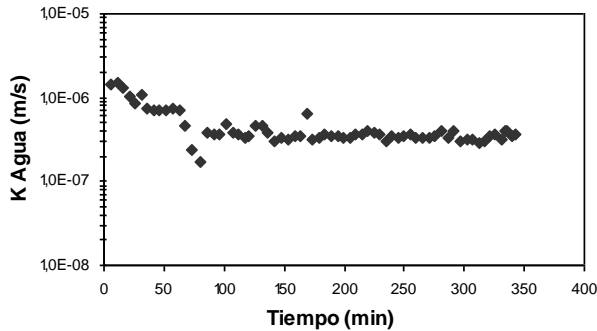


Figura 2. Resultados de conductividad hidráulica en suelo loésico usando agua destilada como líquido permeante.

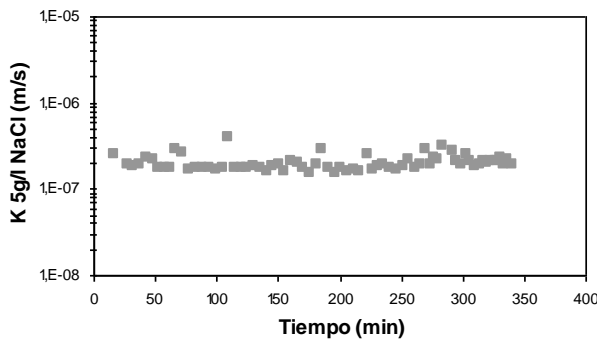


Figura 3. Resultados de conductividad hidráulica en suelo loésico usando una solución de 5g/l de NaCl como líquido permeante.

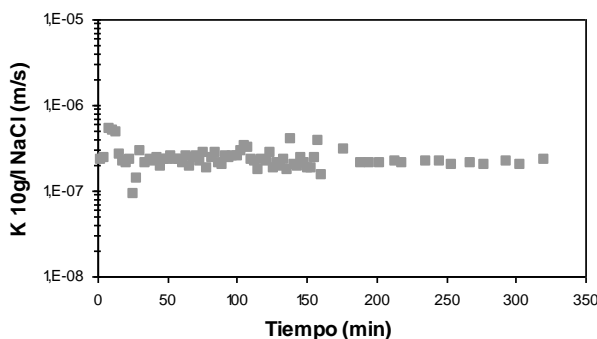


Figura 4. Resultados de conductividad hidráulica en suelo loésico usando una solución de 10g/l de NaCl como líquido permeante.

Comparando los valores obtenidos al hacer infiltrar agua destilada y la solución 5g/l de NaCl (Figura 7), puede notarse que esta última solución disminuye la conductividad hidráulica del suelo en un 43% tomando

como base el primer ensayo. Esto sugiere que la expansión de las partículas de arcilla aumenta con la sodicidad de la misma y resulta en un bloqueo parcial o total de los poros conductores. Esta hipótesis se respalda en resultados obtenidos por otros autores (Chirinos et al. 1999; Bagarello et al. 2006).

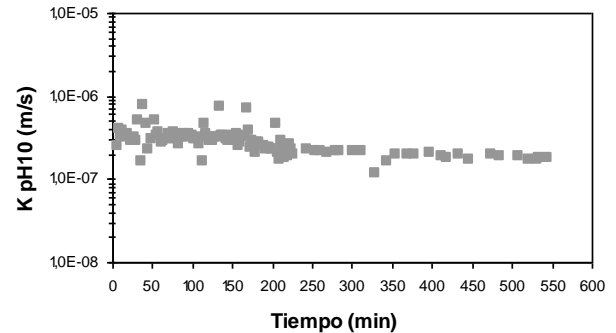


Figura 5. Resultados de conductividad hidráulica en suelo loésico usando una solución a pH10 de NaOH como líquido permeante.

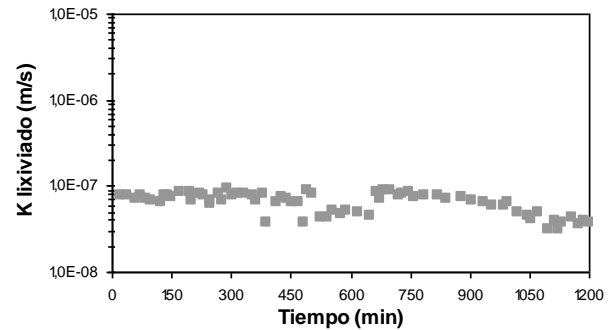


Figura 6. Resultados de conductividad hidráulica en suelo loésico usando una solución compleja simulando el lixiviado de un relleno sanitario como líquido permeante.

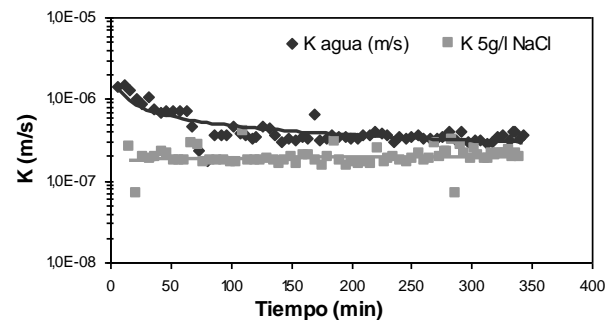


Figura 7. Comparación entre los resultados obtenidos al infiltrar las probetas de suelo con agua destilada y con una solución de 5 g/l de NaCl.

En la Figura 8 se comparan las conductividades hidráulicas obtenidas al hacer infiltrar a la misma probeta agua destilada hasta obtener valores de K en rangos constantes y posteriormente una solución a pH10 con NaOH; en este segundo ensayo puede observarse que la conductividad ha disminuido un 35% aproximadamente

con respecto a la primera. Este hecho puede deberse principalmente a la expansión de las partículas de arcilla por incorporación de Na^+ , tal como se mencionó en el apartado anterior; y paralelamente a este hecho también puede influir la capacidad del OH^- para capturar y precipitar iones comunes del suelo como el Ca^{+2} , Mg^{+2} y los cationes de hierro (Fe^{+2} y Fe^{+3}) entre otros iones comunes presentes en el suelo (Kolthoff et al. 1979), obstruyendo así los poros del suelo y, por lo tanto, el paso del agua.

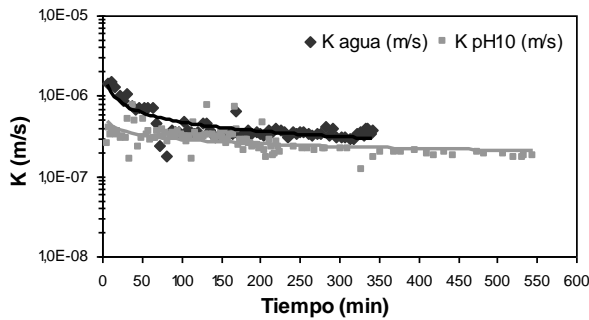


Figura 8. Comparación entre los resultados obtenidos al infiltrar las probetas de suelo con agua destilada y con una solución a pH10 con NaOH.

En la Figura 9 se comparan los valores de K para los ensayos realizados con agua destilada y lixiviado; es apreciable la disminución de este parámetro, llegando ser del orden del 83% tomando como base los valores de dicho parámetro encontrados para el ensayo realizado con agua destilada. Este hecho puede deberse principalmente a la elevada concentración de iones Na^+ y la presencia de surfactantes entre otros compuestos orgánicos con comportamientos similares frente a las cargas del suelo. Los compuestos surfactantes disminuyen considerablemente la conductividad hidráulica del suelo, lo cual puede deberse a la ocupación de los sitios de intercambio de las arcillas por surfactantes catiónicos y a posibles mecanismos de constricción de poros que poseen los surfactantes aniónicos (Abu-Zreig et al. 2003; Mingorance et al. 2007).

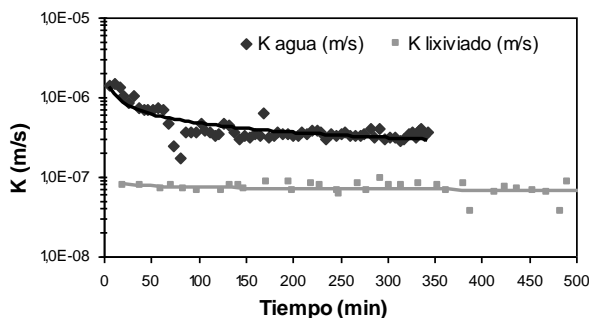


Figura 9. Comparación entre los resultados obtenidos al infiltrar las probetas de suelo con agua destilada y con lixiviado

En la Figura 10 se representa la variación progresiva de la conductividad hidráulica en función de la complejidad de la solución infiltrada; tomando como valor

de dicho parámetro el promedio de los resultados obtenidos en los ensayos una vez alcanzado el estado de saturación (valores de permeabilidad repetitivos en el tiempo).

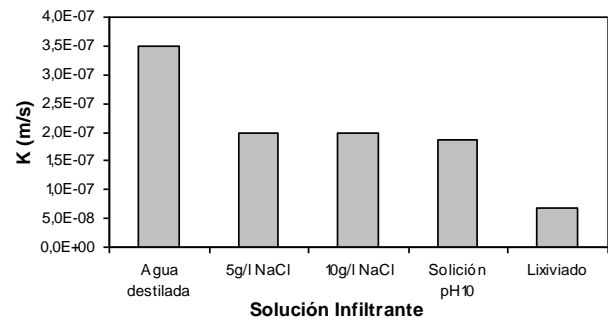


Figura 10. Comparación entre las soluciones infiltradas.

4 CONCLUSIONES

La permeabilidad del suelo no depende exclusivamente de las características del mismo. Los contaminantes presentes en la solución infiltrante modifica el parámetro, ya sea aumentando o disminuyendo su valor.

Este fenómeno se encuentra íntimamente ligado a la capacidad que posee el suelo para interactuar con los contaminantes, es decir, su capacidad de adsorción e intercambio, así como las características fisicoquímicas.

Este hecho puede evidenciarse en cada uno de los resultados obtenidos en este trabajo donde se refleja que las características fisicoquímicas de las soluciones infiltradas afectan la conductividad hidráulica del suelo y con ella el transporte de contaminantes. En cada caso analizado en este trabajo, se ha comprobado una disminución en la permeabilidad del suelo.

Por otro lado, puede apreciarse que a medida que la solución se vuelve más compleja en cuanto a la cantidad y tipo de contaminantes, y las interacciones entre la solución infiltrante y el suelo aumentan, la permeabilidad del suelo varía progresivamente. Es preciso tener presente que este comportamiento está íntimamente ligado al tipo de contaminante y la capacidad de interacción con el suelo.

Estas influencias se resumen a continuación:

- La solución de 5g/l de NaCl disminuye la conductividad del suelo.
- Al incrementar la concentración de NaCl en la solución permeante de 5g/l a 10g/l no se ve afectada la permeabilidad del suelo; debido principalmente a la saturación en Na^+ que presenta el suelo causado por la infiltración previa.
- Las soluciones básicas a pH 10 de NaOH disminuyen la permeabilidad del suelo, debido principalmente a la presencia de cationes Na^+ .
- El lixiviado fabricado en el laboratorio disminuye considerablemente la permeabilidad del suelo. Debido a la complejidad en su composición, existen diversos factores que pueden intervenir, entre ellos se encuentra la alta concentración de NaCl, presencia de surfactantes aniónicos y catiónicos, materia orgánica con posibilidad de

formar coloides con elementos presentes en el suelo, entre otros factores.

Para conocer más detalles sobre el mecanismo de interacción entre estas soluciones y el suelo, y las causas que provocan una disminución de la permeabilidad, debería realizarse análisis físico-químicos con el fin de verificar la concentración de los elementos en estudio en diferentes estratos de la probeta de suelo. Para verificar la saturación con Na^+ del suelo, se planifican trabajos futuros en donde se realizarán ensayos con diferentes concertaciones de NaCl. Por otro lado, con el objetivo de verificar el comportamiento de la conductividad hidráulica con soluciones ácidas, se realizarán ensayos de permeabilidad con soluciones a pH menores a 7. Para comprobar el comportamiento de la conductividad hidráulica en situación real, sería de gran interés realizar los ensayos de infiltración con efluentes industriales, y comparar los resultados de éstos con los obtenidos a través de la infiltración con soluciones creadas en laboratorio.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Tecnológica Nacional por la Beca Bicentenario de Investigación y Posgrado que otorga, y al Departamento de Ingeniería Civil, FRC, UTN, por facilitar las instalaciones y medios para la ejecución del presente trabajo.

REFERENCIAS

- Abu-Zreig M., Rudra R.P. and Dickinson W.T. 2003. Effect of Application of Surfactants on Hydraulic Properties of Soils. *Biosystems Engineering* 84 (3): 363-372.
- Arens, P. 1969. Algunos paisajes geomórficos de la región pampeana, *Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo*, Santa Fe, Argentina, Actas V.
- ASTM 2002. Soil and Rock. *Annual book of ASTM standards*. Volume 04.09.
- Bagarello V., Iovino M., Palazzolo E., Panno M. and Reynolds W.D. 2006. Field and laboratory approaches for determining sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. *Geoderma* 130: 1-13.
- Camino, M., 1988. *Estratigrafía y evolución paleoambiental durante el Cuaternario del Valle de La Sala*. Unpublished Thesis, Facultad de C. Naturales, Universidad de Tucumán, Tucumán, Argentina.
- Chirinos, I. J. 1999. Variación de la conductividad hidráulica en suelos saturados en relación a la concentración de sodio presente en soluciones. *Rev. Facultad Agronomía (LUZ)* 16: 433-442.
- Kayabali K. and Mollamahmutoglu M., 2000. The influence of hazardous liquid waste on the permeability of earthen liners. *Environmental Geology* 39: 201-210.
- Kjeldsen, P. et al. 2002, Composition of leachate from old landfills in Denmark, *Waste Management Res.* 19: 2001-2016.
- Kolthoff I.M. et al. 1979, *Análisis Químico Cuantitativo*, 6ta ed., Editorial Nigar SRL, Buenos Aires, Argentina.
- McLean J. E. et al. 1992. Behavior of Metals in Soils *Grand Water Issue, Superfund Technology Support Center for Ground Water, EPA*. EPA/540/S-92/018: 1-20.
- Mingorance M.D., Fernández Gálvez J., Peña A. and Barahona E. 2007. Laboratory methodology to approach soil water transport in the presence of surfactants. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 306: 75-82.
- Mitchell, J.K. and Soga, K. 2005. *Fundamentals of Soil Behavior*, 3rd ed. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA.
- Mitchell, J. K. and Jaber, M. 1990. Factors controlling the long-term properties of clay liners. Waste containment systems: construction, regulation and performance. *ASCE. Geotechnical Special Publication* 26: 84-105.
- Morras, H., 1996. Composición y evolución de la fracción limo grueso de suelos del Chaco meridional argentino. *Congreso Geológico Argentino*, Actas XIII Vol. IV: 263-265.
- Mosaddeghi M.R., Mahboubi A.A., Zandsalimi S. and Unc A. 2008. Influence of organic waste type and soil structure on the bacterial filtration rates in unsaturated intact soil columns. *Journal of Environmental Management* 90: 730-739.
- Nemerow N. 1997. *Agua Residuales Industriales. Teorías, aplicaciones, tratamiento*, 1ra ed. H. Blume Ediciones, Barcelona, España.
- Nemerow N. et al. 1998. *Tratamiento de Vertidos Industriales y Peligrosos*, 1ra ed., Días de Santos, Madrid, España.
- Ricci J.C. 1966. El loess de Río Tercero y el probable origen de los mallines (Córdoba). *Terceras Jornadas Geológicas Argentinas*, Bahía Blanca.
- Richthofen F. 1887. On the mode of origin of the loess. *Geological Magazine* 9 Ser.2: 293-305
- Sayago J., Collantes M., Karlson A., Sanabria J. 2001. Genesis and distribution of the Late Pleistocene and Holocene loess of Argentina: a regional approximation. *Quaternary International*, 76/77: 247-257.
- Schmitz, R.M. 2006. Can the diffuse double layer theory describe changes in hydraulic conductivity of compacted clay?. *Geotechnical and Geological Engineering* 24: 1835-1844.
- Singhal N. et al. 2007. One-dimensional model for biogeochemical interactions and permeability reduction in soils during leachate permeation. *Journal of Contaminant Hydrology* 96: 32-47.
- Soto, N., Méndez R. and Iema, J. M. 1990. Efluentes residuales en la industria de procesamiento de productos marinos. *Ingeniería Química* 22(255): 203-209.
- Souli H. et al. 2008. Physicochemical analysis of permeability changes in the presence of zinc. *Geoderma* 145: 1-7.
- Teruggi M. 1957. The Nature and Origin of Argentine Loess. *Journal of Sedimentary Petrology* 27 (3): 322-332.
- Woolard, C. and Irvine, R. 1994. Biological treatment of hypersaline wastewater by a biofilm of halophilic bacteria. *Water Environment Research* 66: 230-235.