



Sociedad Mexicana de
Ingeniería Geotécnica, A.C.



XXVII REUNIÓN NACIONAL DE
INGENIERÍA GEOTÉCNICA

23 a 26 de Noviembre de 2016; Mérida, Yucatán

Modelación del transporte de contaminantes en la masa de suelo

Modeling of contaminant transport in the soil mass

Claudia Paulina Chamorro Zurita, Instituto de Ingeniería UNAM

Norma Patricia López Acosta, Instituto de Ingeniería UNAM

RESUMEN: El movimiento de contaminantes a través del suelo hacia los depósitos de agua subterránea es la causa más importante de degradación de los recursos hídricos en el mundo. En muchos casos, serios problemas de salud de los seres humanos se asocian con esta forma de contaminación. Diversas investigaciones han permitido el desarrollo de modelos y métodos que describen el transporte de lixiviados a través del suelo y en el interior de un relleno sanitario. En este artículo se presenta una revisión de estos estudios. Inicialmente se exponen criterios y definiciones básicas para el diseño y construcción de un relleno sanitario. También se describen las ecuaciones diferenciales que gobiernan el transporte de contaminantes en medios porosos y que involucran procesos de transporte y de atenuación, para posteriormente abordar algunos modelos numéricos desarrollados en los últimos años. Finalmente, se presenta un ejemplo del modelado del flujo de contaminantes mediante un análisis acoplado con los módulos SEEP/W y CTRAN/W del código GEOSTUDIO fundamentado en el método de elementos finitos. Con estos análisis es posible conocer el tiempo en que el contaminante alcanza la fuente de agua en estudio, además de las concentraciones de contaminante en cada punto de la masa de suelo.

ABSTRACT: The movement of contaminants through the soil into groundwater reservoirs is the most important cause of degradation of water resources in the world. In many cases, serious implications on health of humans are associated with this form of contamination. Many studies have been developed to reach models and methods that describe the transport of leached through the soil and within the landfill itself. This paper is a quick review of these studies, starting with basic definitions of landfill and contaminant transport, and then some numerical models developed in recent years are addressed. Finally, an example of contaminants flow modeling using a coupled analysis by SEEP/W and CTRAN/W modules from GeoStudio program, which is based on the finite element. These analyzes allow knowing the time in which the contaminant reaches the water source under consideration, besides the contaminant concentrations at each point of the soil mass.

1 INTRODUCCIÓN

La producción de lixiviados en los rellenos sanitarios ha sido reconocida como la mayor causa de contaminación del agua subterránea. Los contaminantes que se generan principalmente por la descomposición de materia orgánica son liberados desde los desechos hacia el agua por medio de procesos físicos, químicos y microbiológicos, y se infiltran a través del medio no saturado, contaminando el agua subterránea con materia orgánica e inorgánica. Si se permite su libre migración desde el relleno sanitario, los lixiviados pueden convertirse en una seria amenaza para el agua subterránea (Demetracopoulos, 1986).

Diversas investigaciones experimentales, mediante modelos físicos de laboratorio, se han realizado sobre los procesos de producción de lixiviados y estabilización de rellenos sanitarios. Los objetivos del estudio de la producción de lixiviados se han enfocado en la determinación del volumen y tasas de generación, en la identificación de los tipos e historias de concentración de

contaminantes presentes y en la observación de las relaciones entre el clima, la edad, la colocación de los residuos, la producción de lixiviados y de biogás, temperaturas, asentamientos y sobre todo, en la estabilización de los rellenos.

El transporte de sustancias químicas a través del suelo produce en muchos casos la degradación de fuentes de agua subterránea cuando la mancha de contaminante las alcanza. En diversos casos, problemas serios en la salud de los seres humanos se asocian a esta forma de contaminación.

Uno de los más grandes desafíos al modelar el transporte del soluto en el suelo, es cómo caracterizar y cuantificar efectivamente la geometría y las propiedades hidráulicas y químicas del medio poroso. Durante las últimas décadas se han desarrollado distintos modelos analíticos y numéricos (además de los físicos mencionados previamente) para el transporte de contaminantes a través del suelo, considerando los efectos de los diferentes mecanismos de transporte.

En este artículo se definen los conceptos más importantes relacionados con el transporte de lixiviados y contaminantes en medios porosos dentro del relleno sanitario y en el suelo de cimentación. También se exponen las principales ecuaciones diferenciales que se han desarrollado para simular los fenómenos de flujo de lixiviados dentro y fuera del relleno sanitario. Se presenta un ejemplo ilustrativo del modelado numérico acoplado con los módulos SEEP/W y CTRAN/W del programa GEOSTUDIO para la resolución de un problema práctico de este tipo.

2 RELLENO SANITARIO

Es una obra de ingeniería en la que se emplean técnicas y maquinaria de movimiento de tierras para construir rellenos artificiales conformados por una mezcla de desechos (orgánicos, inorgánicos o ambos) y suelo natural. Las características y heterogeneidad de estos residuos influyen en su comportamiento geotécnico. La construcción de un relleno sanitario consta de seis etapas, que se describen a continuación:

- a) *Selección del emplazamiento.* El sitio destinado a la ubicación del relleno sanitario debe seleccionarse y manejarse de tal manera que las sustancias nocivas no alcancen la biósfera e hidrósfera en cantidades inaceptables, de acuerdo con las regulaciones ambientales vigentes, además se debe impedir que se produzca una afección no deseada o inaceptable sobre la salud humana y el medio ambiente. Los factores que se deben tener en cuenta desde el punto de vista geotécnico para seleccionar el emplazamiento son: la calidad del subsuelo (propiedades índice, granulometría, permeabilidad, capacidad portante), estratigrafía, existencia de napas subterráneas y drenajes, estabilidad de taludes adyacentes, existencia y calidad del suelo de cobertura. Como parte de los estudios previos a la selección, resultan de gran importancia el reconocimiento de la composición geológica local y regional, así como el análisis de riesgos de terremotos y otros peligros naturales.
- b) *Construcción de obras de partida.* Entre éstas se encuentran la construcción de muros de partida y la colocación de capas de sellado para impermeabilizar el suelo de cimentación y los taludes excavados. Generalmente se utilizan capas de arcilla compactada, sobre las cuales se colocan geomembranas flexibles, termoplásticas, reforzadas o no, de buena resistencia a los esfuerzos actuantes, mecanismos de degradación, radioactividad y radiación ultravioleta, considerando las normas vigentes. Se realiza también la construcción de drenes para la conducción de lixiviados, entre otros.

- c) *Operación.* En esta etapa se lleva a cabo la colocación misma de los desechos sólidos, verificando un proceso adecuado de compactación, conformación de taludes estables, colocación de coberturas, etc.
- d) *Cierre.* Es la operación que da por finalizada la vida útil del relleno. Las sub-operaciones que se llevan a cabo son la clausura del lugar, faenas de desmantelamiento, limpieza y colocación final de la capa de cobertura definitiva.
- e) *Sellado.* Es la operación posterior al cierre, donde se construyen las obras para mantener los residuos aislados, minimizando riesgos de contaminación y peligro sanitario. En esta fase también se consideran las obras destinadas al monitoreo de presiones internas, asentamientos, deslizamientos, etc.
- f) *Reinserción.* En esta etapa se busca reincorporar el sitio sellado a su entorno, controlando las emisiones y los problemas que puedan causar impactos negativos al ambiente y a la salud. Finaliza con la implementación de las instalaciones de monitoreo para controlar que el lugar no ocasione la contaminación de aire, suelo o agua.

3 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

El agua es el vehículo más activo en la difusión de contaminantes del terreno. Por tanto, es fundamental protegerla para evitar su alteración.

Durante las etapas iniciales del proyecto, esto es, antes de la construcción del relleno, es preciso conocer: a) la dirección del flujo; b) el gradiente y la velocidad, incluyendo fluctuaciones estacionales y de largo plazo; c) la permeabilidad horizontal y vertical o transmisividad del estrato superficial al agua y al lixiviado; d) la distribución, espesores y profundidades de acuíferos y acuícludos; e) las características químicas de las aguas freáticas; f) datos pluviométricos; g) superficie de escorrentía; entre otras.

Los factores que gobiernan la migración de un contaminante se consideran en términos de *procesos de transporte y procesos de atenuación*. Los procesos de transporte pueden representarse matemáticamente por ecuaciones fundamentadas en las leyes de flujo de agua, las cuales, si se combinan en una ecuación de balance de masas con aquellos procesos que causan la atenuación del contaminante, proporcionan la ecuación diferencial general que gobierna la migración de contaminantes.

3.1 Procesos de transporte

Los procesos básicos de transporte de contaminantes son: a) advección, y b) dispersión.

Advección es el movimiento del contaminante con el flujo del agua. *Dispersión* es la mezcla aparente y difusión

del contaminante dentro del sistema de flujo. Para ejemplificar estos conceptos, en la Figura 1 se muestra un tubo por el cual fluye un caudal determinado, y dentro del cual, se inyecta una porción o un grumo de contaminante. La masa de contaminante fluye dentro del tubo con una velocidad constante v . Este proceso de transporte es el denominado *advección*. Mientras la masa se mueve, también se disgrega en el agua, entonces el contaminante empieza a ocupar un espacio creciente dentro del tubo, por lo tanto decrece en concentración con el tiempo. Este proceso se llama *dispersión*.

Mientras el proceso de advección es simple migración en respuesta al flujo de agua, el proceso de dispersión consta de dos componentes: a) uno es de aparente mezcla, y b) el otro es de difusión molecular.

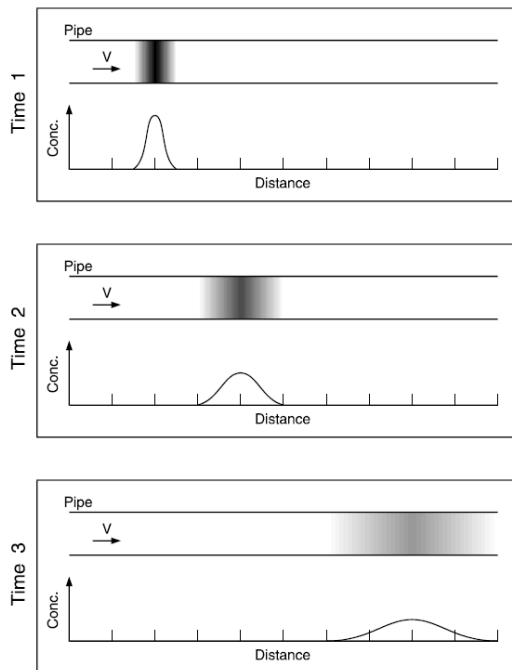


Figura 1. Migración y dispersión del contaminante en agua que fluye dentro de una tubería con velocidad v (CTRAN/W, 2012).

El *componente de mezcla*, que a menudo se denomina dispersión mecánica, se desarrolla con las variaciones de la velocidad dentro del medio poroso, las cuales derivan en variaciones de concentración, que hacen que el contaminante se disperse.

El *componente de difusión* molecular conduce a la dispersión del contaminante debido a los gradientes de concentración. Este proceso ocurre aun cuando la velocidad del flujo es cero. La difusión molecular depende del grado de saturación o del contenido volumétrico del agua en el medio poroso.

3.2 Procesos de atenuación

La migración de contaminantes en un medio poroso es *atenuada* por reacciones químicas que se desarrollan durante el transporte. Estas reacciones pueden ocurrir entre la masa de contaminante y las partículas de suelo o entre la masa de contaminante y el fluido presente en los poros. Entre estas reacciones, se considera que el proceso de adsorción es el factor más importante en la atenuación de la migración del contaminante.

La adsorción causa que la masa de contaminante sea retirada del agua, reduciendo la concentración de contaminante que está siendo transportado, por lo que se considera que es un proceso reversible.

Otro proceso de atenuación importante se presenta en el caso de contaminantes radioactivos. La degradación radioactiva ocasiona una pérdida de masa de contaminante del sistema de flujo. Sin embargo, contrariamente a la adsorción, la masa degradada es proporcional al tiempo de viaje y es irreversible.

4 MODELACIÓN DE LA GENERACIÓN DE LIXIVIADOS Y TRANSPORTE EN EL INTERIOR DE UN RELLENO SANITARIO

La cantidad de lixiviados que se genera en un relleno sanitario durante un largo período de tiempo puede predecirse con buena aproximación mediante modelos de balance hídrico. Tales modelos calculan la descarga de lixiviados como la diferencia entre la precipitación y la suma de evapotranspiración, escorrentía y almacenamiento de agua dentro del cuerpo de desperdicios. En cambio, la variación de la tasa de descarga del lixiviado en el tiempo es más difícil de determinar, por eso se requiere entender el proceso de flujo de agua dentro del relleno.

Una revisión hecha por El-Fadel *et al.* (1997) establece que la tendencia predominante para modelar los procesos de flujo de agua en desechos sólidos se basa en la hipótesis de un medio poroso homogéneo (Straub y Lynch, 1982; Korfiatis, 1984; Schroeder *et al.*, 1984; Demetracopoulos *et al.*, 1984; Noble y Arnold, 1991; Vincent *et al.*, 1991; Al Yousfi, 1992). Sin embargo, debido a la naturaleza heterogénea de los desperdicios, esta asunción ha sido cuestionada. Investigaciones de campo (Wiemer, 1982; Blight *et al.*, 1992) indican que el contenido de agua dentro de los rellenos puede variar desde condiciones saturadas a completamente secas. Esto se explica por trayectorias preferenciales que atraviesan la masa del relleno de desperdicios. De acuerdo con los trabajos de Ehrig (1983) y Ugucioni y Zeiss (1997), el flujo rápido en estas trayectorias preferenciales parece ser la razón para que los modelos que simulan la ocurrencia

temporal de lixiviados no concuerden con las mediciones de campo.

Otros autores sí toman en cuenta el carácter heterogéneo de los rellenos sanitarios (Uguccioni y Zeiss, 1997; Bendz *et al.*, 1998; Obermann, 1999; McCreanor y Reinhart, 2008). En estos modelos el cuerpo de desperdicios se divide en dos dominios de diferentes características hidráulicas, el primer dominio es un canal con flujo de agua rápido que está rodeado por el segundo dominio, una matriz con movimiento de agua lento.

Los conceptos para describir el flujo de agua en estos dos dominios son matemáticamente diferentes. Uguccioni y Zeiss (1997) usaron el modelo PREFLOW (Workman y Skaggs, 1990) para simular el movimiento de agua. Este modelo asume que el flujo rápido en el dominio de canal sigue la ley de Poiseuille y la humedad lateral se transfiere hacia la matriz siguiendo la fórmula de Richards. Bendz *et al.* (1998) asumieron otra hipótesis para describir el flujo rápido del agua en los canales, ellos usaron un modelo de onda cinética propuesto por Beven y Germann (1981) para describir el flujo de agua en suelos macroporosos, con la finalidad de determinar el canal de flujo en los rellenos. El flujo desde el canal hacia la matriz y viceversa se toma en cuenta mediante un término fuente/drenaje. Durante condiciones húmedas (por ingreso de agua a través de la superficie del relleno, debido a precipitaciones, o por recirculación de lixiviados) el agua se filtra desde el canal hacia la matriz, mientras que durante períodos secos es liberada hacia los canales. Obermann (1999) sugirió un modelo con dos dominios usando la ley de Darcy en ambas zonas. El flujo rápido en el canal ocurre sólo si el ingreso del agua excede la conductividad hidráulica de la matriz.

Los conceptos mencionados previamente que utilizan dos dominios, han sido desarrollados dentro de un contexto de flujo de agua no estacionario en suelos. Asumiendo que los rellenos sanitarios son más heterogéneos que muchos suelos, los parámetros clave de los modelos que representan la heterogeneidad deben ser ajustados.

5 MODELADO NUMÉRICO DE LA PRODUCCIÓN DE LIXIVIADOS EN UN RELLENO SANITARIO MUNICIPAL

5.1 Consideraciones generales

Entender la evolución del lixiviado dentro del relleno sanitario es un problema importante en lo que respecta al impacto potencial en el ambiente, en la estabilización del relleno y el diseño del control, recolección y sistemas de recirculación del lixiviado en caso de emplearse. Varios

modelos matemáticos se han desarrollado para simular la generación y el transporte (Straub y Lynch, 1982; Korfiatis *et al.*, 1984; Demetracopoulos *et al.*, 1986; Blakey, 1989; Lu y Bai, 1991; Schroeder *et al.*, 1994; El-Fadel *et al.*, 1997). En general, estos modelos no consideran dos factores importantes: el primero es el efecto de la sobrecarga en las características de los rellenos de este tipo. Este efecto puede hacer que las capas inferiores del relleno disminuyan su permeabilidad vertical significativamente en relación con las capas superiores, afectando los patrones de flujo del lixiviado y la distribución de la humedad dentro del relleno, lo cual puede también influir en la composición del lixiviado efluente. El segundo factor es el desarrollo progresivo de los rellenos. Típicamente los modelos comenzaban la simulación después de que todo el desecho sólido había sido colocado en el relleno, pero en realidad, puede llevar varios años de operación normal hasta alcanzar la altura final, y en este período pueden ocurrir cambios importantes en la distribución de la humedad y la calidad del lixiviado.

Un trabajo desarrollado en 2008 por Mirbagheri y Kazemi, proporciona un modelo matemático unidimensional basado en la ecuación de convección-dispersión en medios porosos no saturados, para calcular la concentración de sólidos totales inorgánicos dentro del relleno. El modelo numérico está fundamentado en el método del elemento finito. El término “*Source*” o fuente del contaminante que interviene en la ecuación mencionada, se basa en el modelo de generación de lixiviados propuesto por Straub y Lynch (1982) para sólidos totales inorgánicos. Según este trabajo, la ecuación diferencial que controla el transporte del contaminante a través del relleno, en la cual no se considera la degradación y se desprecia la mezcla debido a la difusión molecular, es:

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} + \frac{\partial(qc)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z}(\theta D_h(\theta)) \frac{\partial c}{\partial z} + \theta R \quad (1)$$

$$R = K' \frac{S}{S_0} (C_{st} - C) \quad (2)$$

$$D_h(\theta) = \lambda \left| \frac{q}{\theta} \right| \quad (3)$$

$$\theta_c = \frac{2b\theta_s}{1+2b} \quad (4)$$

donde: C = concentración de la fase fluida [M/V³]; D_h = coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal [L²/T]; λ = dispersividad [L]; K' = Coeficiente de tasa [1/T]; S = masa por volumen de residuo disponible para transferir en un tiempo t [M/T³]; S_0 = masa por volumen de residuo disponible para transferir en un tiempo $t = 0$ [M/T³]; C_{st} = concentración máxima de contaminante en la fase líquida; y θ_s = contenido de agua [L³/L³].

Demirekler *et al.* (1999) desarrollaron un modelo tridimensional para estimar la calidad y cantidad de lixiviado producido en el relleno. Este modelo toma en cuenta los efectos de la variación de la conductividad hidráulica con la presión de sobrecarga y el desarrollo del relleno con respecto al tiempo. Además permite simular la distribución de la humedad y del contaminante a través del relleno, la tasa de generación, la composición y la formación de cúmulo de lixiviado durante la operación del relleno sanitario y después del cierre.

Además del modelado numérico, se han desarrollado modelos físicos empleando reactores de laboratorio para simular y predecir las emisiones de un relleno sanitario municipal (Fellner *et al.*, 2009). Se ha examinado el flujo de agua y transporte y solutos a través del mismo cuerpo de desperdicios para diferentes escalas volumétricas (experimento de laboratorio: 0.08 m³, relleno a escala real: 80000 m³), y se han evaluado las diferencias entre el flujo de agua y las emisiones de lixiviado en elementos como cloro, carbono total orgánico y nitrógeno. Los resultados indican que, debido a las trayectorias preferenciales, el flujo del agua en el relleno a escala real es menos uniforme que el reactor de laboratorio. Con base en experimentos de trazas, se ha podido determinar que en los experimentos en laboratorio, aproximadamente 40% del agua en los poros participa en el transporte advectivo del soluto, mientras que esta cantidad disminuye a menos del 0.2% en el relleno a escala real. Las consecuencias de la diferencia en el flujo de agua y la distribución de la humedad son: a) las emisiones de lixiviado en el relleno a escala real decrece más rápido que lo predicho con base en los experimentos de laboratorio, y b) la cantidad de material contaminante que permanece en el cuerpo del relleno y por tanto, la emisión potencial a largo plazo, tienden a ser subestimadas en las pruebas de laboratorio.

En 2010, Fellner y Brunner presentaron un modelo para predeterminar la generación y flujo de lixiviados utilizando el *método de dos dominios*. En su investigación resaltan la importancia del intercambio de agua entre ambos dominios y expanden el modelo de flujo unidimensional tomando en cuenta el flujo de agua en dos dimensiones. Definen el campo de flujo (los dominios canal y matriz) usando el programa especializado HYDRUS-2D. Cuando el nuevo modelo se calibra usando resultados de un relleno real, la generación de lixiviados predicha corresponde con la descarga observada. La eficiencia del modelo fue comprobada para al menos 4 años. El programa HYDRUS-2D fue desarrollado por la *US Salinity Laboratory in Riverside* para simular el transporte o flujo de agua, soluto y calor en medios porosos variablemente saturados y con diferentes condiciones de frontera. Este algoritmo permite definir la carga de succión que actúa en la interfaz de los dos

dominios. El flujo de agua en el programa se calcula con la ecuación de Richards (Richards, 1931):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla(K(\theta) \cdot \nabla H) \quad (5)$$

donde: θ = contenido de agua volumétrico; t = tiempo; $K(\theta)$ = conductividad hidráulica que depende con contenido de agua volumétrico θ ; y H = potencial hidráulico del agua dentro de un medio poroso.

La fórmula de Richards se basa en la hipótesis de que las fuerzas de gravedad y capilaridad gobiernan el flujo de agua. Esta asunción se aplica al dominio matriz, pero no es válida para el dominio canal, donde los flujos son usualmente acelerados. Desde un punto de vista determinista la ecuación de Hagen-Poiseuille debería aplicarse en este caso, sin embargo, dado que la tasa de flujo de agua en el canal se determina por el ingreso desde la matriz, parecería ser innecesaria una descripción precisa del flujo en este dominio.

5.2 Evolución de las propiedades hidráulicas no saturadas de un relleno sanitario con la profundidad y la edad

La modelación exitosa del flujo de agua y aire está limitada por la falta de parámetros clave de las propiedades hidráulicas no saturadas, las cuales dependen significativamente de la profundidad del relleno sanitario y del grado de descomposición de los desechos. Wu *et al.* (2012) desarrollaron un estudio para medir las curvas de retención de agua en un relleno sanitario, usando el *método de presión de placa* en muestras remoldeadas de acuerdo con el peso unitario *in situ* medido en el relleno en capas superficiales, intermedias y profundas. Las mediciones obtenidas fueron reproducidas satisfactoriamente con el modelo de van Genuchten-Mualem y se usaron para predecir las propiedades hidráulicas no saturadas del relleno, incluyendo las curvas características de retención de agua y la permeabilidad no saturada. Estos autores llegaron a la conclusión de que conforme aumenta la profundidad y la edad del relleno, también se incrementa la presión por sobrecarga. Debido a la avanzada descomposición de la materia orgánica y el pequeño diámetro de poros existente, las presiones de capilaridad se incrementan igualmente ocasionando incrementos en los valores de la entrada de aire, la capacidad de campo y el contenido de agua residual. Decrecen a su vez, la inclinación de las curvas de retención y el grado de saturación.

5.3 Modelo de van Genuchten - Mualem

Este modelo es uno de los más usados en suelos, y también ha sido aplicado a rellenos sanitarios (Han *et al.*,

2011; Haydar y Khire, 2005; Jain *et al.*, 2010a, b; Kazimoglu *et al.*, 2006; Khire y Mukherjee, 2007). En 1980, van Genuchten desarrolló una ecuación flexible y simple que puede apegarse a los datos experimentales en la curva de retención de agua:

$$S_e(\psi) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \frac{1}{(1 + |\alpha\psi|^n)^m} \quad (6)$$

donde: $S_e(\psi)$ = Saturación efectiva en función de la succión mátrica [-]; ψ = succión mátrica [kPa]; $\theta, \theta_s, \theta_r$ = contenidos de agua volumétricos actual, saturado y residual [cm³/cm³] respectivamente; α = inverso de la presión de entrada de aire [1/kPa]; n = pendiente de la curva de retención de agua; y $m = (1 - 1/n)$ [-].

La conductividad hidráulica, $K(\psi)$ se expresa con mayor frecuencia en su forma paramétrica $k_r(\psi)$, la cual, se obtiene sustituyendo la ecuación de van Genuchten en la expresión desarrollada por Mualem (1976), así:

$$k_r(\psi) = \frac{K(\psi)}{K_s} = Se^l [1 - (1 - Se^m)^2] \quad (7)$$

donde: $K(\psi)$ = conductividad hidráulica no saturada en función de la carga de succión mátrica [cm/s]; K_s = conductividad hidráulica saturada [cm/s]; $k_r(\psi)$ = conductividad hidráulica relativa en función de la carga de succión mátrica; y l = parámetro de conectividad de poros estimado en 0.5 para un suelo promedio.

Una explicación detallada sobre las funciones hidráulicas del suelo (curva característica y función de conductividad hidráulica) y otros modelos matemáticos para determinarlas puede consultarse en López-Acosta y Mendoza (2016).

6 MODELADO NUMÉRICO DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EN LA MASA DE SUELO

Otro de los problemas que se debe considerar, principalmente por fines de conservación ambiental, es la posibilidad de que por acción de la propia naturaleza o por una falla en la construcción del relleno, se produzca la ruptura en la estructura de impermeabilización y el lixiviado se transporte a través del suelo hasta alcanzar los cursos de agua cercanos. En este caso, se han desarrollado distintos modelos numéricos que permiten simular el transporte de contaminantes en general por acción del agua en el suelo.

Abriola y Pinder (1985) desarrollaron un modelo general que considera el problema de flujo multifase y el transporte de especies orgánicas. Celia y Boluloutas (1990) presentaron una técnica numérica para resolver la ecuación de transporte del tipo *advección - difusión*. Karkuri y Molenkamp (1997) expusieron una formulación para flujo de agua subterránea y transporte de

contaminante a través de suelos estratificados y saturados en una dimensión. Li *et al.* (1999) desarrollaron un modelo numérico para simular el transporte de contaminante a través de suelos tomando en cuenta la influencia de los mecanismos de transporte de contaminantes miscibles incluyendo advección, dispersión mecánica, difusión molecular y adsorción. Sheng y Smith (2002) usaron un método de elemento finito para la solución de la ecuación de transporte por *advección - dispersión* para contaminantes múltiples.

La ecuación de *advección - dispersión* describe el transporte de contaminantes en el agua subterránea. En diversas circunstancias, la reacción o degradación puede jugar un rol esencial en el consiguiente fenómeno de transporte, por esta razón Sheu y Chen (2002) plantearon la siguiente ecuación unidimensional que considera el transporte por advección - difusión - reacción (ADR) para un contaminante de concentración C:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda C \quad (8)$$

donde: u = velocidad; t = tiempo; x = coordenada espacial; D = coeficiente de dispersión; y λ = constante de degradación.

La ecuación diferencial anterior se resuelve con el método del elemento finito, asumiendo condiciones de frontera iniciales correctas.

Otra manera de representar el fenómeno en dos dimensiones y considerando una degradación de primer orden, es por medio de la ecuación presentada en el trabajo de Ataie-Ashtieni y Hosseini (2004) (resuelta con el método de diferencias finitas):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + 2D_{xy} \frac{\partial^2 C}{\partial x \partial y} + D_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - kC \quad (9)$$

donde: C = Concentración disuelta [M/L]; t = tiempo [T]; k = coeficiente de reacción de primer orden [1/T]; $D_{xx}, D_{yy}, D_{xx}, D_{yy}$ = términos principales del coeficiente de dispersión [L²/T]; D_{xy} = término cruzado del coeficiente de dispersión [L²/T]; y v_x, v_y = componentes de velocidad en las direcciones X e Y [L/T].

Un estudio más profundo de los efectos de las reacciones químicas dentro del proceso de transporte de contaminantes a través del suelo fue realizado por Javadi y Al-Najjar (2007), quienes presentan un modelo acoplado y transitorio fundamentado en el método del elemento finito, y que permite predecir el flujo de agua y aire, así como el transporte de contaminante en suelos no saturados, incluyendo el efecto de las reacciones químicas entre agua, suelo y desperdicios. Este modelo es capaz de simular varios fenómenos en los que se transportan

contaminantes miscibles a través del suelo e incluye advección, dispersión, difusión, adsorción y los efectos de las reacciones químicas, cuyos resultados se presentan con gran exactitud.

7 APLICACIÓN AL TRANSPORTE DE UN CONTAMINANTE

El módulo CTRAN/W perteneciente al algoritmo desarrollado por Geoslope International, LTD (2012) trabaja de manera acoplada con los módulos SEEP/W o VADOSE/W. En la aplicación que se expone a continuación se simulan dos condiciones de transporte de contaminante con ayuda de los algoritmos anteriores. La geometría está conformada de la siguiente manera: en la parte superior del perfil, se muestra una excavación que contiene el contaminante fluido, lixiviado en este caso, con una concentración relativa de 10 kg/m³ de contaminante. A la derecha de la excavación, en la parte inferior, existe un valle donde el nivel del agua se localiza al nivel del suelo. El primer análisis con CTRAN/W consiste en la simulación de la trayectoria de una partícula de contaminante, que constituye una manera rápida de determinar la extensión de la región contaminada, esto es, simulando cómo pueden moverse las partículas a través del suelo con el tiempo. La segunda simulación es un análisis de advección-dispersión, que representa la concentración del contaminante según avanza a través del suelo en función del tiempo. La difusión química se considera mínima en este análisis por lo que se ignora.

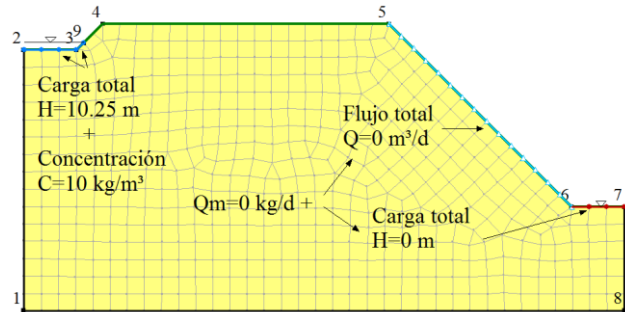
El estudio inicia con la creación del análisis en SEEP/W, definiendo la geometría, los materiales, y las condiciones de frontera, con las características que se indican en las Tablas 1 y 2 y en la Figura 2.

Tabla 1. Geometría de la región de flujo.

Puntos	X (m)	Y (m)
Punto 1	0.0	0.0
Punto 2	0.0	10.0
Punto 3	2.0	10.0
Punto 4	3.0	11.0
Punto 5	14.0	11.0
Punto 6	21.0	4.0
Punto 7	23.0	4.0
Punto 8	23.0	0.0
Punto 9	2.3	10.3

Tabla 2. Parámetros hidráulicos del modelo.

Parámetro	Valor
Material	Limo
Modelo	Saturado / No saturado
Función	Conductividad - X vs. Presión de poro
Proporción K_y/K_x	1
K_x saturada	0.01 m/d
Contenido de agua saturado	0.35 m ³ /m ³
Contenido de agua residual	0.035 m ³ /m ³



Nota: H y Q= fronteras hidráulicas, C y Qm= fronteras de contaminación
Figura 2. Condiciones de frontera y malla de elementos finitos asumidas en los cálculos.

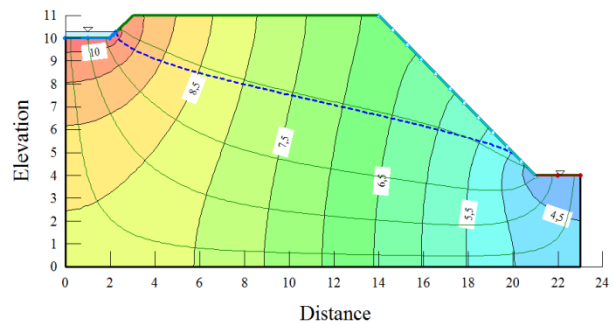


Figura 3. Régimen de flujo obtenido con SEEP/W.

Una vez que se ha resuelto el problema de flujo de agua (Figura 3), corresponde añadir el primer análisis del CTRAN/W que es el *Forward Particle Tracking*, o seguimiento de la trayectoria de la partícula hacia adelante. El tiempo en que se va a realizar el análisis es 7.53 años (2750 días), las características y la ubicación de las partículas del contaminante cuya trayectoria se va a observar, se muestran en las Tablas 3 y 4.

Tabla 3. Parámetros del contaminante.

Parámetro	Valor
Dispersividad longitudinal	2 m
Dispersividad transversal	1 m
Período de semidesintegración	0 d
Densidad seca	0 kg/m ³
Concentración de activación	0 kg/m ³

Tabla 4. Ubicación de las partículas.

Partículas	x (m)	y (m)
Partícula 1	0.5	10
Partícula 2	1	10
Partícula 3	1.5	10
Partícula 4	2	10
Partícula 5	2.25	10.25

En esta etapa se puede ejecutar el programa CTRAN/W, el cual, utiliza las velocidades y contenidos de agua resultantes del análisis previo en SEEP/W. En las Figuras 4 y 5 se puede observar el avance de la partícula, desde la base del relleno hasta el valle aguas abajo en los tiempos de 250 y 2750 días.

Mientras ésta es una manera rápida de representar la región contaminada, se requiere un análisis más completo de advección – dispersión si se quiere determinar la concentración dentro de la región estudiada. Para este cálculo adicional de advección – dispersión, se deben modificar las propiedades del material y crear nuevas condiciones de frontera. En este ejemplo se asume que existe una inyección continua del contaminante en todo el fondo del relleno, y la concentración relativa a lo largo de esos nodos es 10. Los nodos existentes en el valle, en donde se encuentra el nivel freático, se definen como una frontera libre, que permite que los flujos advectivo y dispersivo se crucen. Las Figuras 6 y 7 muestran el progreso de la mancha de contaminante en los mismos tiempos (250 y 2750 días) considerados para el análisis anterior.

A partir de las acciones anteriores, es posible ejecutar nuevamente el programa CTRAN/W. Los resultados que se obtienen son entre otros, la concentración, la presión intersticial, el flujo de masa, el flujo de agua, las propiedades del material y la convergencia en cada elemento. Para un análisis más detallado, si se cuenta con la información pertinente, se pueden incluir funciones de difusión y de adsorción para conocer la cantidad de contaminante que se retiene en el suelo y la porción de éste que se sigue transportando con el flujo de agua.

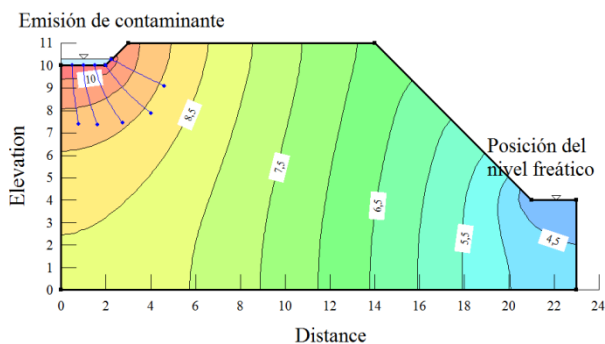


Figura 4. Trayectoria de la partícula después de 250 días, obtenida con CTRAN/W.

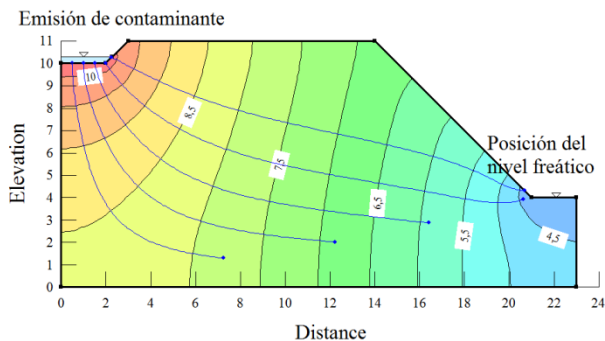


Figura 5. Trayectoria de la partícula después de 2750 días (7.53 años), obtenida con CTRAN/W.

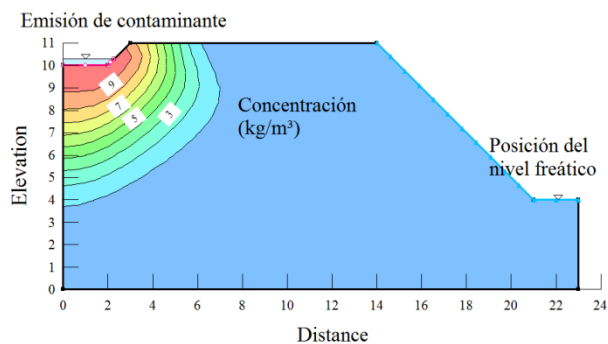


Figura 6. Posición de la mancha de contaminación después de 250 días, obtenida con CTRAN/W.

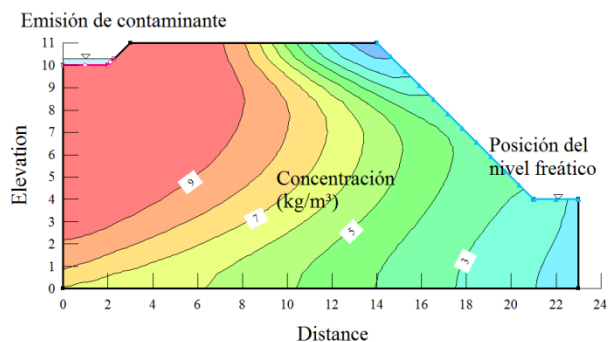


Figura 7. Posición de la mancha de contaminación después de 2750 días (7.53 años), obtenida con CTRAN/W.

8 CONCLUSIONES

Uno de los mayores contaminantes de agua subterránea es la producción de lixiviados en los rellenos sanitarios.

Los factores que gobiernan la migración de un contaminante dependen de procesos de transporte y procesos de atenuación. Los procesos de transporte de contaminantes son: a) advección, y b) dispersión. La *advección* es el movimiento del contaminante con el flujo del agua, y la *dispersión* es la mezcla aparente y difusión del contaminante dentro del sistema de flujo. La migración de contaminantes en un medio poroso se atenúa por reacciones químicas que se presentan durante el transporte. Estas reacciones pueden ocurrir entre la masa de contaminante y las partículas de suelo o entre la masa de contaminante y el fluido presente en los poros.

En las últimas décadas se han implementado modelos analíticos y numéricos, además de físicos, para representar el transporte de contaminantes a través del suelo, considerando los efectos de los diferentes mecanismos de transporte.

La simulación tanto del flujo de lixiviados dentro del relleno sanitario como su transporte a través del subsuelo, así como la heterogeneidad del relleno sanitario y del propio suelo, son problemas complejos difíciles de

evaluar. Con el desarrollo de mejores modelos numéricos y programas más especializados, ha sido posible resolver este tipo de problemas con mayor éxito, aprovechando la ayuda de diferentes expresiones matemáticas y aproximaciones propuestas. Sin embargo, distintos tipos de análisis acoplados que involucran por ejemplo procesos geoquímicos más sofisticados todavía se encuentran en investigación.

Los análisis expuestos en este artículo constituyen una aportación al modelado del flujo de contaminantes. No obstante, se trata de un tema complejo que todavía debe seguirse estudiando.

REFERENCIAS

- Abriola, L. y Pinder, G. (1985). "A multiphase approach to the modeling of porous media contaminated by organic compounds: 1, Equation development". *Water Resources Research*, Vol. 21: 11-18.
- Al-Yousfi, A. (1992). "Modeling of leachate and gas production and composition at sanitary landfills". Ph.D. Thesis, University of Pittsburgh.
- Ataie-Ashtiani B. y Hosseini S. (2005). "Error Analysis of finite difference methods for two-dimensional advection-dispersion-reaction equation", *Journey of Advances in Water Resources*, Vol. 28:793 – 806.
- Bendz, D., Singh, V., Rosqvist, H. y Bengtsson, L. (1998). "Kinematic wave model for water movement in municipal solid waste". *Water Resources Research*, Vol.34 (11): 2963-2970.
- Beven, K. y Germann, P. (1981). "Water flow in soil macropores – a combined flow model". *Journal of Soil Science*, Vol. 32: 15–29.
- Blakey, N. (1989). "Predicting landfill leachate production and use of a computer model". *Proc. Second International Landfill Symposium, Cagliari, Italy*, Vol. 25: 1-15.
- Blight, G., Ball, J. y Blight, J. (1992). "Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 118:865-877.
- Celia, M. y Boluloutas, E. (1990) "A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation". *Water Resources Research*, Vol. 26 (7): 1483-1496.
- Demetropoulos, A., Sehayek, L. y Erdogan, H. (1986). "Modeling leachate production from municipal landfill leachates". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 112 (5): 849-866.
- Demirekler, E., Rowe, R. y Unlu, K. (1999). "Modeling leachate production from municipal solid waste landfills". *Proc. Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*, Vol. 2: 17-24.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. y Leckie, J. (1997) "Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills". *Environmental Technology*, Vol. 18 (7): 669-686.
- Ehrig, H. (1983). "Quality and quantity of sanitary landfill leachate". *Waste Management and Research*, Vol. 1:53-68.
- Fellner, J., Doberl, G., Allgaier, G. y Brunner, P.H., 2009. Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. *Waste Management*, Vol, 29: 1844–1851.
- Fellner J. y Brunner P. (2010). "Modeling of leachate generation from municipal solid waste landfills by a 2-dimensional 2-domain approach", *Journal of Waste Management*, Vol. 30: 2084 - 2095.
- Han, B., Scicchitano, V. e Imhoff, P. (2011). "Measuring fluid flow properties of waste and assessing alternative conceptual models of pore structure". *Waste Management*, Vol 31: 445–456.
- Haydar, M. y Khire, M. (2005). "Leachate recirculation using horizontal trenches in bioreactor landfills". *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, Vol. 131: 837–847.
- GEO-SLOPE International Ltd. (2004). "Seepage Modeling with SEEP/W", Alberta, Canadá.
- GEO-SLOPE International Ltd. (2004). "Transport Modeling with CTRAN/W", Alberta, Canadá.
- Jain, P., Townsend, T. y Tolaymat, T. (2010a). "Steady-state design of horizontal systems for liquids addition at bioreactor landfills". *Waste Management*, Vol. 30: 2560–2569.
- Jain, P., Townsend, T. y Tolaymat, T. (2010b). "Steady-state design of vertical wells for liquids addition at bioreactor landfills". *Waste Management*, Vol. 30: 2022–2029.
- Javadi A., y Al-Najar M. (2007). "Finite element modeling of contaminant transport in soils including de effect of chemical reactions", *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 143: 690 – 701.
- Karkuri, H. y Molenkamp, F. (1997). "Analysis of advection dispersion of pollutant transport through a layered porous media". *Proc. International Conference on Geoenvironmental Engineering, Cardiff, UK*: 193–198.
- Kazimoglu, Y., McDougall, J. y Pyrah, I. (2006). "Unsaturated hydraulic conductivity of landfilled waste". *Fourth International Conference on Unsaturated Soils, Special publication*. 189: 1525-1534.
- Khire, M.V. y Mukherjee, M. (2007). "Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills". *Waste Management*, Vol. 27: 1233–1247.
- Korfatis, G., Demetropoulos, A. Y Bourdinos, E. Y Nawy, E. (1984). "Moisture transport in a solid waste column". *Journal of Environmental Engineering*, Vol 110 (4): 780-796.
- Li, X., Cescotto, S. y Thomas, H. (1999). "Finite element method for contaminant transport in unsaturated soils", *Journal of Hydrological Engineering*, Vol. 4 (3): 265–274.
- López-Acosta N.P. y Mendoza J.A. (2016). "Flujo de agua en suelos parcialmente saturados y su aplicación a la ingeniería geotécnica." *Serie Investigación y Desarrollo del Instituto de Ingeniería, UNAM, SID 698*. ISBN: 978-607-02-7753-5. México, D.F. 137 p.
- Lu, C. y Bai, H. (1991). "Leaching from solid waste landfills", Part I: Modeling, *Environmental Technology*, cap. 12: 545-558.
- McCreanor, P. y Reinhart, D. (2008). "Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill". *Water Research*, Vol. 34 (4): 1285–1295.

- Mirbagheri S. y Kazemi H. (2008). "Finite element modeling of leaching from a municipal landfill", *Journal of Applied Sciences*, Vol. 8 (4): 629 – 635.
- Noble, J. y Arnold, A., (1991). "Experimental and mathematical modeling of moisture transport in landfills". *Chemical Engineering Communications*, Vol. 100:95-111.
- Obermann, I. (1999). "Modeling the waster balance of landfills containin pre treated waste". Ph. D. Thesis, Technische Universitat Darmstadt.
- Richards, L.A., (1931). "Capillary conduction of liquids through porous media". *Physics*, Vol. 1: 318–333.
- Schroeder P., Morgan, J., Walski, T. y Gibson, A. (1984). "The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model", Technical Resource Document EPA/530-SW-84-009.US Environmental Protection Agency.
- Schroeder P., Lloyd, C., Zappi, P. y Asis, N. (1994). "The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model", Technical Resource Document EPA/600-R-94-168a.US Environmental Protection Agency.
- Straub, W. y Lynch, D. (1982). "Models of landfill leaching. Moisture flow and inorganic strenght". *Journal of Environmental Engineering Div. ASCE*, Vol 108.
- Sheng, D. y Smith, D. (2002). "2D finite element analysis of multicomponent contaminant transport through soils", *Int. J. Geomechanics*, Vol. 2 (1): 113–134.
- Sheu T.W.H., Chen Y.H. (2002). "Finite element analysis of contaminant transport in groundwater", *Journal of Applied Mathematics and Computation*, Vol. 127: 23-43.
- Uguccioni, M. y Zeiss, C.(1997). "Comparision of two approaches to modelling moisture movement through municipal solid waste". *Journal Environmental Systems*, Vol. 25 (1): 41-63.
- Vincent, F., Beaudoin, G. y Colin, F. (1991). "waste behavior modelling: a numerical model to describe the flow, transport and biodegradation process" *Proc. Third International Landfill Symposium, Sardinia, Italia.*, ed. Christensen, T., Cossu, R. y Stegmann, R.: 847-855
- Wiemer, K. (1982). "Measurement of water content and density at undisturbed waste samples". *Gas und Wasserhaushalt con Mulldeponien, Internationale Fachtagung. Institut fur Stadtbauwesen, Braunschweig*: 289-300.
- Workman, S. y Skaggs, R. (1990). "PREFLOW: a water management model capable of simulating preferential flow". *Transaction of the American Society of Agricultural Engineerings*, Vol. 33 (6): 1939–1965.
- Wu, H., Wang, H., Zhao, Y., Chen, T. y Lu, W. (2012). "Evolution of unsaturated hydraulic properties of municipal solid waste with landfill depht and age". *Waste Management*, Vol. 32: 463-470.