

بررسی اثر بافت و فاصله انتقال بر انتشارپذیری نیترات در خاک ماسه‌ای با استفاده از مدل‌های بریگهام، فرید - کامبرنوس و کد CXTFIT

عاطفه آزادی فر^{۱*}، هادی معاضد^۲، امیر سلطانی محمدی^۳ و احمد فرخیان فیروزی^۴

- ۱- نویسنده مسئول، دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.
- ۲- استاد، گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.
- ۳- استادیار، گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز.
- ۴- استادیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

تاریخ پذیرش: ۹۴/۸/۲۴

تاریخ دریافت: ۹۴/۷/۱

چکیده

افزایش استفاده از کودهای ازته به دلیل پویایی زیاد نیترات در خاک تهدیدی جدی برای آب‌های زیرزمینی و در نتیجه سلامت انسان است. هدف از این پژوهش بررسی مقادیر انتشارپذیری نیترات در خاک‌های ماسه‌ای درشت، متوسط و ریز در فواصل انتقال ۲۰، ۴۰ و ۸۰ سانتی‌متری در شرایط آزمایشگاهی با سه مدل بریگهام، فرید - کامبرنوس و کد CXTFIT می‌باشد. به این منظور محلول نمک خالص نیترات پتاسیم به عنوان آلاینده پایدار تحت رژیم ماندگار با غلظت ۱۶۰ میلی‌گرم برلیتر به ستون‌های خاک اضافه شد، سپس به منظور استخراج پارامترهای مورد نیاز سه مدل مذکور، غلظت نیترات خروجی در حجم‌های تخلخل متفاوت اندازه‌گیری و منحنی رخنه برای هر ستون رسم گردید. نتایج نشان داد در هر سه مدل با افزایش متوسط فاصله انتقال در ماسه درشت و متوسط، مقدار انتشارپذیری نیترات بیش‌تر شد. در فواصل انتقال مختلف، مقادیر انتشارپذیری برای ماسه ریز از ۰/۰۹ تا ۳/۰۶ سانتی‌متر، ماسه متوسط ۰/۲۳ تا ۱/۶ سانتی‌متر و ماسه درشت ۰/۴۳ تا ۲/۱۸ سانتی‌متر، محاسبه شد. اما در ماسه ریز مدل‌های بریگهام و CXTFIT کاهش مقدار انتشارپذیری با افزایش فاصله انتقال را نشان دادند. همچنین مشخص شد که در ماسه ریز با کم شدن فاصله انتقال، مدل بریگهام و CXTFIT نتایج مطلوب‌تری را نشان می‌دهند.

کلید واژه‌ها: نیترات، انتشارپذیری، منحنی رخنه، کد CXTFIT.

The Effect of Soil Texture and Transmission Distance on The Nitrate Dispersivity in Sandy Soil Using Brigham, Fried-Combernous Models and CXTFIT code

A. Azadifar^{1*}, H. Moazed², A. SoltaniMohammadi³ and A. Farrokhian Firouzi⁴

1* - M.Sc. Student, Irrigation and Drainage Department, Shahid Chamran University, Ahvaz, Iran.

2-Professor, Department Irrigation and Drainage, Faculty of Water Sciences, Engineering Shahid Chamran University of Ahvaz

3- Assistant Professor, Department of Irrigation and Drainage, Faculty of Water Sciences, Engineering Shahid Chamran University of Ahvaz

4-Assistant Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz

Received: 23 September 2015

Accepted: 15 November 2015

Abstract

Increased use of nitrogen fertilizers due to high dynamics of soil nitrate is a serious threat to groundwater and as a result for human health. The purpose of this study is evaluation of nitrate dispersivity values in the sandy soils of coarse, medium and fine-distance transmission at 80, 40 and 20 cm in laboratory conditions with three models including, Brigham, Fried-Combernous and

CXTFIT code. For this purpose, pure potassium nitrate salt solution as sustainable contaminant under the steady regim with concentration of 160 mg/lit was added to the soil column. In order to obtain the required parameters for the three models, output nitrat concentration were measured in the different nolum porosity and Breakthrough curves were plotted for each column. The results showed that in all three models with a moderate increase in transmission distance of medium and coarse sand, the amount of nitrate dispersivity increased. At various distance of transportation, dispersivity values were measured for fine sand from 0.09 to 3.06 cm, 0.23 to 1.6 cm for medium sand and 0.43 to 2.18 cm for coarse sand, respectively. But the Brigham and CXTFIT models showed that the dispersivity of fine sand increases when the distance increases. It was also found that for the fine sand with reduction of transport distance, Brigham model and CXTFIT code showed better results.

Keywords: Nitrate, Dispersivity, Breakthrough Curve, CXTFIT Code.

که در آن، D: ضریب انتشار هیدرودینامیکی، C: غلظت نمک یا یون مورد نظر (M/L^3)، Z: فاصله (L)، v: متوسط سرعت واقعی آب (L/T) و t: زمان (T) است. در رابطه (۱) فرض شده است که آلاینده محلول در آب، خصوصیات سیال مستقل از غلظت محلول، سیال تراکم‌ناپذیر، ضرایب پخشیدگی مولکولی و انتشار مکانیکی قابل جمع کردن هستند و ماده محلول در آب پایدار و بدون واکنش است (گیلهام و چری^۵، ۱۹۸۲).

معادله کلی انتقال املاح جز در موارد خاص فاقد حل تحلیلی است و فقط به روش‌های عددی قابل حل است؛ اما شکل ساده شده آن را می‌توان در شرایط خاص به روش‌های تحلیلی حل کرد. برای محاسبه ضریب انتشار هیدرودینامیکی مدل‌های زیادی وجود دارد که می‌توانند میزان آن را با دقت قابل قبولی محاسبه کنند. این مدل‌ها بر پایه معادله جابه‌جایی-انتشار برای تحلیل حرکت مواد بدون واکنش (پایدار) در آب‌های زیرزمینی پایه‌ریزی شده‌اند. از جمله این مدل‌ها می‌توان به مدل‌های بریگهام^۶، توماس^۷ و فرید-کامبرنوس^۸ همچنین مدل‌های CHEMFLOW، CFITIM، Hydrus1D، Hydrus2D، MACRO، SWAP، SUCRO و مدل STANMOD که خود شامل چند حل تحلیلی مختلف از معادله یک‌بعدی جابه‌جایی-انتشار^۹ برای شرایط مختلف است، اشاره کرد.

رافائلی و همکاران^{۱۰} (۲۰۱۲) با استفاده از مدل STANMOD نسخه 2.2 ضریب انتشار پذیری پتاسیم را با ضریب اطمینان ۹۵ درصد برای خاک رسی و شنی به ترتیب ۶/۹۲ و ۵/۹۶ سانتی‌متر مربع بر دقیقه به دست آوردند. شعبانی و سپاسخواه (۱۳۸۸) در پژوهشی برای

مقدمه

یکی از چالش‌های دراز مدت بشر، مسئله کیفیت آب ناشی از مواد مغذی کودی و سموم موجود در رواناب اراضی کشاورزی و باغات می‌باشد. در تولیدات کشاورزی، قسمت اعظم ازت مورد نیاز گیاهان از طریق کودها تأمین می‌شود. از آن‌جا که این عنصر به حد کافی در خاک وجود ندارد، به‌منظور تأمین نیاز گیاهان، کشاورزان مجبور به استفاده از کودهای ازته می‌باشند. نیترات یکی از شکل‌های اصلی ازت در خاک می‌باشد. از جمله مهم‌ترین آلودگی‌هایی که در اثر توسعه کشاورزی به وجود می‌آید، آلودگی‌های ناشی از کودهای ازته از جمله نیترات است. نیترات به دلیل قابلیت حلالیت بسیار بالا و عدم نگهداشت توسط ذرات خاک، در صورت کاربرد زیاد و همچنین آبیاری بیش از حد به راحتی به خارج از ناحیه ریشه حرکت کرده و سپس به آب‌های زیرزمینی منتقل می‌شود. به دلیل مخاطرات بهداشتی ناشی از نیترات، سازمان جهانی بهداشت^۱ حداکثر غلظت مجاز یون نیترات در آب آشامیدنی را ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر توصیه کرده است.

به طور کلی جا بجایی و انتشار نمک‌ها در خاک با سه مکانسیم انتقال توده‌ای^۲، پخشیدگی^۳ مولکولی و انتشار هیدرودینامیکی^۴ انجام می‌گیرد. با در نظر گرفتن تأثیر همزمان این سه فرآیند بر حرکت یون‌ها و نمک‌ها در خاک معادله یک بعدی جابه‌جایی-انتشار برای محلول پایدار در محیط متخلخل همگن و همگون در حالت اشباع تحت شرایط جریان دائمی به صورت زیر می‌باشد (عباسی، ۱۳۹۲):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial z} + D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (1)$$

5-Gillham and Cherry
6-Brigham
7- Thomas
8-Fried-Combernous
9- Advection - Dispersion
10-Rafaelly *et al.*

1-World Health Organization (WHO)
2-Mass flow or convection
3-Diffusion
4-Hydrodynamics dispersion

بعضی از برآوردها را در مراحل پیش‌رفته‌تر شست‌وشو را کمتر نشان داد. گودوی و همکاران^۴ (۲۰۱۴) مکانیسم حرکت سدیم در خاک شنی را مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه که به بررسی ضریب تاخیر و ضریب انتشار هیدرودینامیکی پرداخته شد نشان داد که این پارامترها به سرعت حرکت آب در خاک و تخلخل دوگانه خاک بستگی دارند. همچنین در مدل‌سازی حرکت آلودگی در خاک باید در برآورد این ضرایب دقت کافی به عمل آید و به بافت خاک، مدل‌های مفهومی و محدودیت‌های مدل‌ها توجه شود. آل طبا و همکاران^۵ (۲۰۰۰) در پژوهشی وابستگی انتشارپذیری به فاصله انتقال را تأیید کرده‌اند. ژانگ و همکاران^۶ (۲۰۰۶) در پژوهشی به این نتیجه رسیدند که تغییرات هدایت هیدرولیکی ناشی از افزایش فاصله انتقال و تغییرات در بافت خاک سبب ایجاد دامنه گسترده‌ای در مقادیر انتشارپذیری شده است که می‌تواند به علت عدم تجانس محیط و وابستگی به هندسه دانه‌های خاک باشد. عدم تجانس در محیط می‌تواند سبب پیچیدگی سرعت و در نتیجه پیچیدگی انتشار آلاینده‌ها در محیط متخلخل شود. در پژوهش حاضر سعی گردید با اندازه‌گیری غلظت یون نترات خروجی از ستون‌هایی با بافت و فاصله انتقال مختلف و رسم منحنی‌های رخنه^۷ مربوط به نترات به بررسی انتشار پذیری اینیون در خاک اشباع پرداخته شود. برای محاسبه انتشارپذیری از ضریب انتشار هیدرودینامیکی به دست آمده از مدل CXTFIT، مدل فرید-کامبرنوس و مدل بریگهام استفاده گردید. هدف از انجام این پژوهش بررسی مقادیر انتشارپذیری برای نترات در خاک‌های ماسه‌ای درشت، متوسط و ریز در فواصل انتقال مختلف در شرایط آزمایشگاهی با سه مدل بریگهام، فرید-کامبرنوس و مدل CXTFIT بود.

مواد و روش‌ها

اغلب خاک تشکیل دهنده آبخوان‌ها ماسه‌هایی هستند که هنوز تحکیم نشده‌اند، لذا در این تحقیق خاک آزمایش از جنس ماسه و در سه اندازه درشت، متوسط و ریز انتخاب شد. از دلایل اصلی انتخاب خاک ماسه‌ای عدم وجود واکنش‌های شیمیایی و زمین‌شناسی در این خاک‌ها برای رسیدن به نتایج دقیق است. خاک ماسه‌ای درشت دارای ذرات با قطر کوچک‌تر از دو میلی‌متر و بزرگ‌تر از ۰/۸۵ میلی‌متر، خاک ماسه‌ای متوسط دارای ذرات با قطر کوچکتر از ۰/۶ میلی‌متر و بزرگ‌تر از ۰/۲ میلی‌متر و خاک ماسه‌ای ریز دارای ذرات با قطر کوچکتر از ۰/۲ میلی‌متر بود. ویژگی‌های خاک مورد استفاده در جدول (۱) ارائه گردیده است.

تعیین حداقل طول ستون خاک برای تعیین تابع ضریب پخشیدگی اعلام کردند که هر چه بافت خاک سبک‌تر باشد برای افزایش دقت در محاسبات، طول ستون خاک باید بیشتر شود، همچنین ضریب پخشیدگی هیدرولیکی برای خاک سبک در بین سه نوع بافت خاک سبک، متوسط و سنگین، بیشترین و برای خاک سنگین کمترین مقدار به دست آمد. ریناس^۱ (۲۰۱۱) آلودگی و خنثی‌سازی پنج کاتیون از جمله سدیم و پتاسیم را با استفاده از منحنی رخنه در خاک شبیه‌سازی نمود. در این تحقیق که شبیه‌سازی با استفاده از ستون‌های خاک انجام شد، ضریب انتشار هیدرودینامیکی برای سدیم در خاک شنی-سیلتی و شنی رسی به ترتیب $10^{-9} \times 10^{-1}$ و $10^{-10} \times 4/6$ سانتی‌متر مربع بر دقیقه و برای پتاسیم به ترتیب در همان خاک‌ها $10^{-9} \times 6/9$ و $10^{-9} \times 4/6$ سانتی‌متر مربع بر دقیقه به دست آمد.

کریمی (۲۰۱۲) حرکت سدیم، کلسیم، پتاسیم و منگنز و منحنی رخنه آن را در خاک متراکم شده با هدایت‌های هیدرولیکی متفاوت توسط مدل تجاری POLLUTE V.7 و POLLUTE شبیه‌سازی کرد. این تحقیق برای سه نوع بافت با ۲۰، ۳۰ و ۴۰ درصد کاتولینیت انجام شد. نتایج این تحقیق نشان داد که ضریب انتشار سدیم با افزایش درصد رس کاهش و با افزایش سرعت زهکشی افزایش می‌یابد. ژی مینگ و همکاران^۲ (۲۰۱۲) در پژوهشی به مدل‌سازی انتقال کادمیوم در ستون‌های خاک خنثی و قلیایی حاکی در اعماق مختلف خاک با هدف مطالعه و بررسی پارامترهای معادله جابه‌جایی-انتشار کادمیوم در ستون‌های بزرگ‌تر خاک و همچنین بررسی تغییر پارامترها با تغییر عمق پرداختند. آنان در این پژوهش از ستون خاک با طول ۵۰ سانتی‌متر و قطر ۱۲/۵ سانتی‌متر استفاده کردند. به منظور برآورد پارامترهای مدل تعادلی و غیر تعادلی از برنامه CXTFIT برای حل معادله جابه‌جایی-انتشار استفاده شد. نتایج نشان داد که در هر دو مدل تعادل و عدم تعادل مدل‌سازی انتقال کادمیوم خوب انجام می‌شود. ضریب انتشار هیدرودینامیک (D) در محدوده بین ۱۰/۷۰-۰/۱۸ سانتی‌متر مربع بر ساعت تغییر نمود که نشان‌دهنده تفاوت زیاد آن در اعماق مختلف خاک است. سرینیواسان و سارما^۳ (۲۰۱۴) در پژوهشی به بررسی پتانسیل جذب و انتقال سه سولفونامید یعنی (SCP)، (SMO) و (SM) و یک ردیاب بروماید در دو ستون دست نخورده خاک پرداختند. الگوی حرکت سولفونامیدها شبیه به ردیاب بروماید بوده و به دلیل تحرک بالا تهدیدی جدی برای آب‌های زیرزمینی هستند. آن‌ها برای شبیه‌سازی از مدل CXTFIT استفاده کردند. مدل تعادل فیزیکی CXTFIT زمان رسیدن به اوج و همچنین حداکثر غلظت منحنی رخنه را معقولانه توصیف کرد اما

4- Godoy et al.

5-Al-Taba et al.

6- Zhang et al.

7-Breakthrough Curve (BTC)

1-Rinas

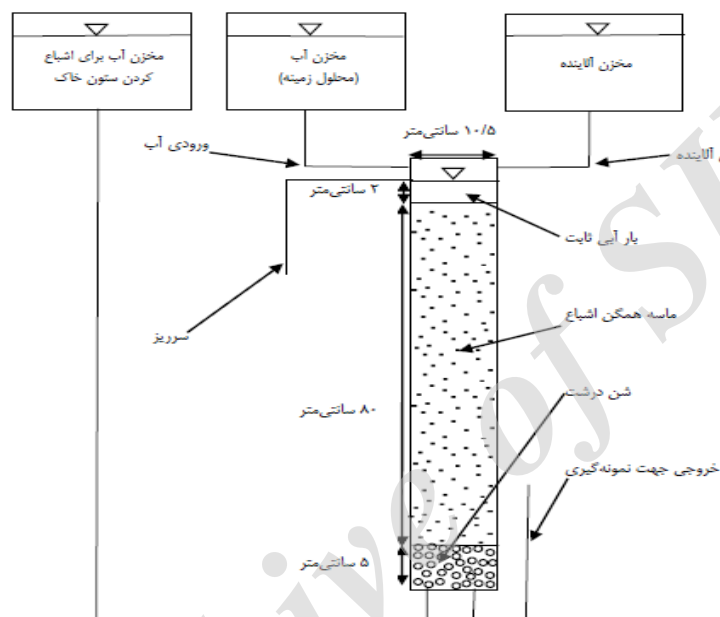
2-Zhi-Ming et al.

3-Srinivasan and Sarmah

آزادی فر و همکاران: بررسی اثر بافت و فاصله انتقال بر انتشارپذیری نیترات...

جدول ۱- مشخصات خاک مورد استفاده در پژوهش

نوع خاک	جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر) مکعب	اندازه متوسط ذرات خاک D_{50} (میلی‌متر)	هدایت هیدرولیکی اشباع (سانتی‌متر بر ثانیه)	سرعت داری (سانتی‌متر بر ثانیه)	تخلخل (درصد)
ماسه درشت	۱/۳۲	۱/۶۸	۰/۱۵	۰/۵۳	۵۱
ماسه متوسط	۱/۳۵	۰/۵۸	۰/۱۴	۰/۲۵	۵۰
ماسه ریز	۱/۷۶	۰/۱۵	۰/۰۰۲	۰/۰۱	۳۳



شکل ۱- شماتیک ستون‌های ماسه مورد استفاده

است که برای جلوگیری از گرفتگی مجرای ورودی و خروجی به وسیله ذرات ماسه، از کاغذ صافی و توری آلومینیومی در کف استوانه‌ها و روی شن‌ها استفاده گردید. جریان آب و آلاینده با استفاده از لوله‌های پلاستیکی از مخزن آب و آلاینده به محیط متخلخل منتقل می‌شد. نیروی مورد نیاز برای تزریق آب و آلاینده از اختلاف سطح ایجاد شده در محل خروج آب و آلاینده اعمال می‌شد. برای تنظیم سطح آب و ثابت نگه داشتن بار آبی روی ستون یک سرریز در بالای ستون تعبیه شده بود. دبی خروجی با استفاده از حجم‌سنجی و ثبت زمان انجام می‌شد. برای تأمین فشار مخازن آب و آلاینده در ارتفاعی بالاتر از مدل و با اختلاف حدود دو متر قرار گرفت. برای تنظیم دبی خروجی از مخزن، ارتفاع مخازن متغیر و قابل تنظیم بود. سپس ستون‌ها به صورت عمودی با مفتول سیمی به جسمی پایدار محکم شدند. ستون خاک و اتصالات آن به صورت شماتیک در شکل (۱) نشان داده شده است.

در بیش‌تر مطالعات آزمایشگاهی انتقال املاح، از آلاینده‌های پایدار، خنثی و غیر جذبی استفاده می‌شود. در خاک‌های ماسه‌ای امکان جذب عناصر و ترکیبات بسیار اندک است، به نحوی که مقدار جذب عناصر در این خاک‌ها تقریباً صفر فرض می‌شود. بنابراین استفاده از آلاینده پایدار برای مطالعه جنبه‌های مختلف انتشارپذیری کفایت می‌نماید. در این پژوهش از محلول نمک خالص نیترات پتاسیم (مرک آلمان) با غلظت ۱۶۰ میلی‌گرم بر لیتر به عنوان آلاینده پایدار مصنوعی استفاده گردید. آزمایشهای این پژوهش در ستون‌های پلی‌اتیلن به قطر داخلی ۱۰/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۵۰، ۷۰ و ۱۱۰ سانتی‌متر که به ترتیب تا ارتفاع ۲۰، ۴۰ و ۸۰ سانتی‌متر از ماسه پر شدند انجام گرفت. در کف استوانه‌ها از درپوش، یک رابط و یک سرشیلنگ برای اتصال لوله پلاستیکی برای اشباع نمودن ستون‌ها از پایین ستون استفاده شده بود. در کف ستون‌ها مقداری شن به ضخامت پنج سانتی‌متر ریخته شد. قرارگیری این شن‌ها در انتهای ستون به منظور تسهیل خروج جریان آب انجام شد. لازم به ذکر

جابه‌جایی - انتشار تحت کد CXTFIT شامل سه بخش شرایط اولیه، شرایط مرزی ورودی و شرایط مرزی خروجی می‌باشد. شرایط اولیه، غلظت اولیه ماده مورد نظر موجود در خاک قبل از شروع آزمایش را در بر می‌گیرد. شرایط مرزی ورودی شامل ویژگی آلاینده ورودی و نحوه اجرای تیمارها است و شرایط مرزی خروجی به ویژگی‌های ستون خاک و طول ستون خاک محدود می‌گردد (وانگنوختن، ۱۹۸۰؛ ژیمینگ و همکاران، ۲۰۱۲).

مدل فرید - کامبرنوس^۳

مدل فرید-کامبرنوس حل تحلیلی دیگری از معادله جابه‌جایی - انتشار می‌باشد. ضریب انتشار هیدرودینامیکی توسط مدل فرید - کامبرنوس به صورت زیر محاسبه می‌شود (معروف پور و همکاران، ۱۳۸۶):

$$D = \frac{1}{8} \left[\frac{(L - vt_{0.16})}{t_{0.16}^{\frac{1}{2}}} - \frac{(L - vt_{0.84})}{t_{0.84}^{\frac{1}{2}}} \right]^2 \quad (2)$$

در آن، v : سرعت حرکت آلاینده در خلل و فرج خاک است که از منحنی رخنه آزمایش‌ها به صورت زیر محاسبه می‌شود و معمولاً با v_c نمایش داده می‌شود:

$$v_c = \frac{L}{t_{0.5}} \quad (3)$$

که در آن، L : طول ستون خاک (L)، $t_{0.5}$ ، $t_{0.16}$ و $t_{0.84}$ ترتیب زمان رسیدن به غلظت نسبی ۰/۵، ۰/۱۶ و ۰/۸۴ می‌باشد.

مدل بریگهام^۴

مدل بریگهام یک حل تحلیلی دیگر از معادله جابه‌جایی - انتشار می‌باشد. در مدل بریگهام با تعریف $Y = \frac{(U-1)}{U^2}$ ضریب انتشار هیدرودینامیک می‌تواند از رابطه زیر به دست آید (معروف پور و همکاران، ۱۳۸۶):

$$D = \left(\frac{vL}{8} \right) (Y_{0.84} - Y_{0.16})^2 \quad (4)$$

که در آن، $Y_{0.16}$ و $Y_{0.84}$: به ترتیب مقدار Y متناسب با غلظت نسبی ۱۶ درصد و ۸۴ درصد می‌باشد.

U : تعداد کل حجم آب تخلخل می‌باشد که از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$U = \frac{vt}{L} \quad (5)$$

روش انجام آزمایش‌ها به این صورت بود که در ابتدا خاک ماسه‌ای را مرطوب کرده و سپس به تدریج از بالا به طور یکنواخت به ستون اضافه می‌شد. سعی شد تا حد ممکن خاک‌ها به طور یکنواخت کوبیده شوند و کوبیدن تا قرارگیری کامل ذرات در منافذ ادامه می‌یافت. این روش پس از افزودن ماسه تا رسیدن به ارتفاع مورد نظر ادامه می‌یافت. پیش از شروع آزمایش، یکنواختی جریان خروجی بررسی می‌شد. پس از آن مخزن آب و آلاینده در جای خود قرار داده شدند. سپس تزریق آب آغاز شده و پس از مدتی جریان در خروجی ستون ظاهر می‌شد. کم کم بر میزان آب خروجی افزوده می‌شد تا شدت جریان ورودی و خروجی برابر شود. سپس شیر مخزن تزریق‌کننده آب بسته و شیر مخزن آلاینده باز می‌شد. در اینجا با تزریق آلاینده به محیط متخلخل آزمایش شروع شده و پس از گذشت زمانی مشخص در بازه‌های زمانی معینی (با توجه به بافت و ضخامت خاک) نمونه‌گیری صورت می‌گرفت. بعد از تزریق حدود دو تا سه حجم تخلخل (با توجه به بافت و ضخامت خاک) شیر مخزن آلاینده بسته و شیر مخزن آب با شدت جریان مشابه باز می‌شد. انتخاب شدت جریان مشابه آب و آلاینده برای احتراز از ایجاد تلاطم در محیط ناشی از تغییر در تراز آب در بالادست و پایین دست بود. نمونه‌گیری در ظرف‌های نمونه‌گیری ۸۰ میلی‌لیتری انجام می‌شد. برای جلوگیری از تبدیل نیترات به آمونیوم و ایجاد خطا در نمونه‌ها، نمونه‌ها سریعاً به یخچال (در دمای زیر چهار درجه سانتی‌گراد) منتقل می‌شد. بعد از اتمام آزمایش غلظت نیترات در نمونه‌ها در آزمایشگاه با دستگاه اکسپکتروفوتومتر مدل (HachDR5000) اندازه‌گیری می‌شد.

کد CXTFIT

مدل STANMOD بر پایه روابط توسعه داده شده در مدل‌های HYDRUS یک و دو بعدی عمل می‌کند و کلیه روابط بر اساس زبان برنامه‌نویسی فرترن توسعه داده شده است (ون گنوختن^۱، ۱۹۸۰).

در کد CXTFIT که از زیر مدل‌های STANMOD می‌باشد از معادله جابه‌جایی - انتشار استفاده شده که پارامترهای ورودی آن برای حل معکوس از داده‌های منحنی رخنه به دست می‌آید. حل معکوس معادله جابه‌جایی - انتشار از طریق کوچک‌سازی تابع هدف که شامل اختلاف میانگین مربعات بین اطلاعات مشاهده‌ای و تخمین زده شده است، انجام می‌گیرد. الگوریتم‌های انتقال املاح که پارامترهای همرفت، انتشار، پخشیدگی و جذب را می‌تواند شامل می‌شود، همگی در کد CXTFIT گنجانده شده‌اند (توراید و همکاران^۲، ۱۹۹۵). شرایط مرزی مورد نیاز برای حل تحلیلی معادله

3-Fried-Combernous
4-Brigham

1-Van Genuchten
2-Toride et al.

آزادی فر و همکاران: بررسی اثر بافت و فاصله انتقال بر انتشارپذیری نیترات...

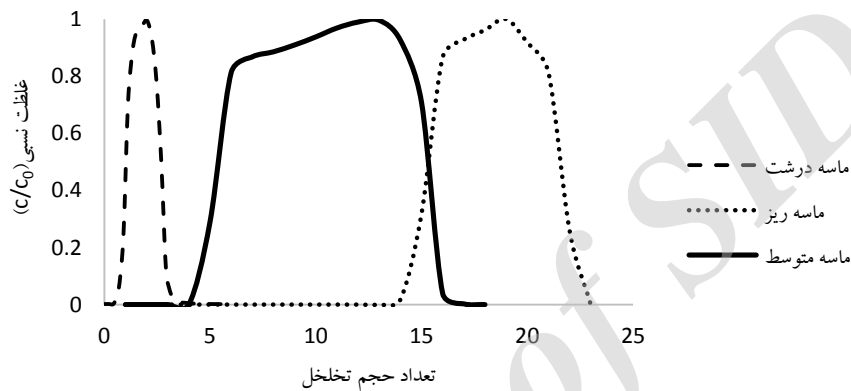
که در آن، D^* : ضریب پخشیدگی مولکولی می باشد که برای خاک‌های ماسه‌ای تقریباً برابر 1×10^{-5} سانتی‌متر مربع بر ثانیه می‌باشد.

که در آن، v : سرعت واقعی سیال می‌باشد. در نهایت، ضریب انتشارپذیری (λ) برای سه مدل بریگهام، فرید – کامبرنوس و کد CXTFIT از رابطه زیر محاسبه می‌شود (معروف پور و همکاران، ۱۳۸۶):

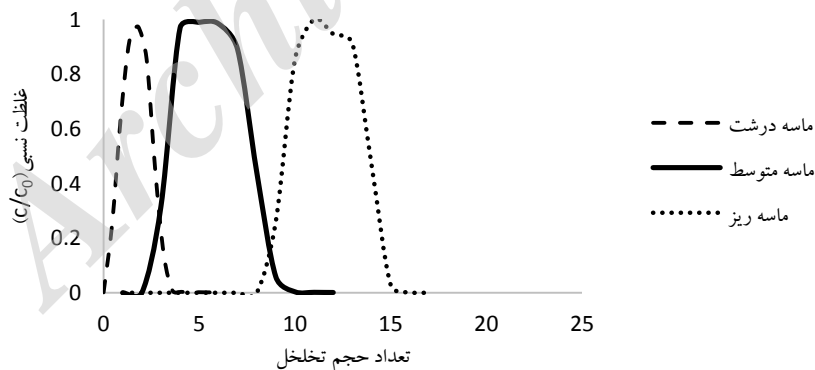
$$\lambda = \frac{D - D^*}{v} \quad (۶)$$

نتایج و بحث

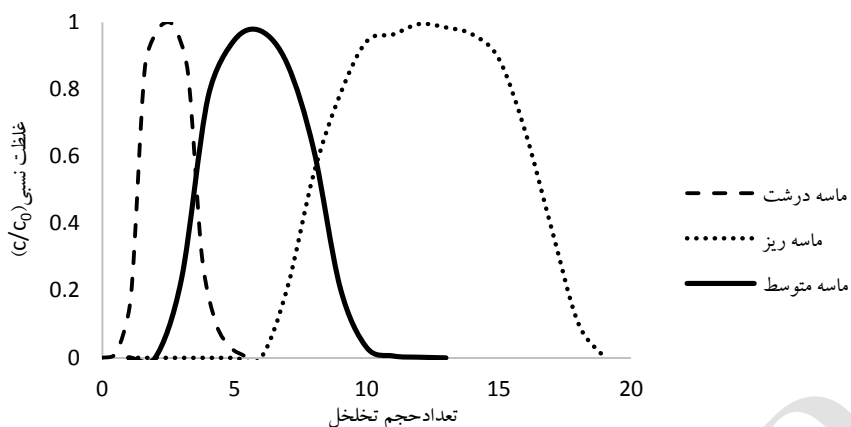
شکل‌های (۲) تا (۴) منحنی‌های رخنه خاک‌های ماسه‌ای پژوهش حاضر با فواصل انتقال مختلف را بر اساس غلظت $(\frac{C}{C_0})$ در برابر تعداد حجم تخلخل (U) نشان می‌دهند.



شکل ۲- منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در فاصله انتقال ۸۰ سانتی‌متری



شکل ۳- منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در فاصله انتقال ۴۰ سانتی‌متری



شکل ۴- منحنی رخنه خاک‌های ماسه‌ای در فاصله انتقال ۲۰ سانتی‌متری

جدول ۲- مقادیر انتشارپذیری (λ) محاسبه شده با سه مدل بریگهام، فرید - کامبرنوس و کد CXTFIT

انتشارپذیری (λ) (سانتی‌متر)	طول ستون (سانتی‌متر)	ماسه درشت	ماسه متوسط	ماسه ریز
CXTFIT	۲۰	۰/۶۱	۰/۶۸	۰/۴۳
	۴۰	۱/۲۷	۱/۲۴	۰/۱۳
	۸۰	۱/۹	۱/۲۸	۰/۰۹
بریگهام	۲۰	۰/۴۳	۰/۳۷	۰/۹۱
	۴۰	۰/۹	۰/۸۷	۰/۸۳
	۸۰	۲/۱۸	۱/۶	۰/۱۷
فرید - کامبرنوس	۲۰	۰/۶۷	۰/۲۳	۱/۶۸
	۴۰	۰/۷۵	۰/۶۱	۱/۹۲
	۸۰	۱/۳۶	۰/۶۶	۳/۰۶

که با افزایش فاصله انتقال مقدار انتشارپذیری کاهش می‌یابد. مطالعات پیشین نیز نشان می‌دهد که متوسط سرعت حرکت آلاینده در فواصل انتقال کوتاه بیش‌تر از متوسط سرعت حرکت آب در خلل و فرج محیط متخلخل است (آل طبا و همکاران، ۲۰۰۰؛ فراسستی، ۱۳۹۳) و با کاهش مقدار پارامتر β ($\beta = \frac{VL}{D}$) سرعت انتقال آلاینده افزایش می‌یابد (بریگهام^۱، ۱۹۷۴) که نتیجه آن افزایش انتشارپذیری آلاینده می‌باشد. بررسی مقادیر محاسبه شده پارامتر β برای ماسه ریز در پژوهش حاضر (مقادیر پارامتر β در محدوده ۲ تا ۱۴۵) نشان داد که مقدار این پارامتر با افزایش فاصله انتقال به شدت افزایش می‌یابد و این بیان‌کننده بیشتر بودن سرعت انتقال آلاینده نسبت به سرعت حرکت آب در خلل و فرج در فواصل کوتاه‌تر ماسه ریز، و در نتیجه افزایش انتشارپذیری آن با افزایش فاصله انتقال می‌باشد. نتایج مدل فرید - کامبرنوس برای ماسه ریز تفاوت قابل ملاحظه‌ای را با نتایج مدل بریگهام و کد CXTFIT را نشان داد. مدل فرید - کامبرنوس در ماسه ریز نیز افزایش انتشارپذیری با افزایش فاصله انتقال را نشان داد که با نتایج مدل بریگهام و کد CXTFIT مطابقت ندارد. در مطالعات متعدد آزمایشگاهی (آل طبا و همکاران، ۲۰۰۰؛ بریگهام، ۱۹۷۴) اختلاف بین مقادیر محاسبه شده از مدل‌های بریگهام و فرید - کامبرنوس برای فواصل انتقال کوتاه گزارش شده است. همان‌گونه که در پژوهش‌های پیشین بیان شده است می‌توان نتیجه گرفت که مدل بریگهام در فواصل انتقال کوتاه مقادیر کم‌تری را برای انتشارپذیری نشان می‌دهد (بریگهام، ۱۹۷۴؛ آل طبا و همکاران، ۲۰۰۰).

مقادیر انتشارپذیری به‌دست آمده توسط کد CXTFIT تطابق زیادی را با مدل بریگهام نشان داد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که کد CXTFIT برای ماسه درشت و متوسط مقادیر بیشتری را برای انتشارپذیری نسبت به دو مدل فرید - کامبرنوس و بریگهام نشان می‌دهد.

معمولاً برای ارزیابی کارایی مدل CXTFIT از پارامترهای مقدار خطای استاندارد و ضریب تعیین استفاده می‌گردد. کم بودن مقدار خطای استاندارد و بالا بودن ضریب تعیین بیان‌گر دقت قابل قبول مدل و ملاک برتری آن خواهد بود.

پارامترهای مقدار خطای استاندارد و همچنین میزان ضریب تعیین برای کد CXTFIT برای بافت و فواصل متفاوت در جدول (۳) آورده شده است.

با توجه به اینکه بافت خاک مورد استفاده از نوع سبک و آلاینده مورد استفاده برای آزمایش از نوع پایدار بوده است انتظار می‌رود که منحنی رخنه به صورت زنگوله‌ای و حالت متقارن داشته باشد (برزرگر، ۱۳۸۰). بررسی نمودارهای حاصل (شکل‌های ۲ تا ۴) نشان می‌دهد که برای تمامی حالت‌های آزمایش شده منحنی رخنه کامل است که این نشان دهنده کامل بودن زمان آزمایش است. همان‌گونه که در شکل‌های (۲) تا (۴) مشاهده می‌شود منحنی رخنه ماسه ریز نسبت به ماسه متوسط، و منحنی رخنه بافت متوسط نسبت به ماسه درشت تأخیر بیش‌تری دارد، و در یک حجم تخلخل ثابت منحنی رخنه ماسه ریز بالای دو منحنی دیگر قرار می‌گیرد و این به این معناست که در این حجم تخلخل میزان غلظت املاح خروجی برای ماسه ریز کم‌تر از سایر بافت‌ها می‌باشد. که با نتایج به‌دست آمده به‌وسیله معروف‌پور و همکاران (۱۳۸۶) و آیوتامونو^۱ (۱۹۹۸) مطابقت دارد. این امر ممکن است به این دلیل باشد که وقتی شدت جریان آب در محیط متخلخل کم‌تر است، پدیده عقب افتادگی منحنی رخنه از شدت بیش‌تری برخوردار بوده و منحنی متناسب با آن به راست چولگی پیدا می‌کند. با افزایش فاصله انتقال غلظت ماده خروجی نسبت به غلظت اولیه کاهش بیش‌تری را نشان می‌دهد. چولگی به راست منحنی‌های رخنه بیان‌گر افزایش هدایت هیدرولیکی در طول فاصله انتقال و در نتیجه افزایش انتشارپذیری می‌باشد (تایس^۲، ۱۹۶۳). مقادیر انتشارپذیری محاسبه شده توسط کد CXTFIT، مدل فرید - کامبرنوس و مدل بریگهام در جدول (۲) ارائه شده است.

با مقایسه نتایج به‌دست آمده می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش هدایت هیدرولیکی و قطر ذرات خاک، مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد. مطالعات گذشته نیز این مساله را تایید می‌کند (فراسستی، ۱۳۹۳؛ معروف‌پور و همکاران، ۱۳۸۶؛ علی‌پور و همکاران، ۱۳۸۸).

پارامتر $(\beta = \frac{VL}{D})$ برای تعیین فواصل انتقال طولانی و کوتاه پیشنهاد شده است. مقادیر β بین ۱۲۵ و ۵۰۰ برای اطمینان کامل از فاصله انتقال طولانی گزارش شده است (آیوتامونو، ۱۹۹۸). مقدار پارامتر β برای ماسه درشت و متوسط در محدوده ۴۵ تا ۶۰ به‌دست آمد، این مقدار با افزایش فاصله انتقال کاهش یافت. مقادیر انتشارپذیری محاسبه شده توسط هر سه مدل برای ماسه درشت و متوسط (جدول ۲) نشان داد که با افزایش فاصله انتقال مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد. این نتیجه با نتایج حاصل از پژوهش‌های صورت گرفته (معروف‌پور و همکاران، ۱۳۸۶؛ علی‌پور و همکاران، ۱۳۸۸) مطابقت دارد. مقایسه انتشارپذیری محاسبه شده با استفاده از دو مدل بریگهام و کد CXTFIT برای ماسه ریز نشان داد

جدول ۳- پارامترهای محاسبه شده با استفاده از مدل CXTFIT

خطای استاندارد	ضریب تعیین	Tvalue	طول ستون (سانتی متر)	بافت خاک
۰/۰۲۹۵	۰/۹۹	۹/۷۶	۲۰	ماسه درشت
۰/۰۱۸۲	۰/۹۹	۶/۸۲	۴۰	
۰/۰۰۳۷	۰/۹۹	۵/۷۲	۸۰	
۰/۱۵۰۱	۰/۹۹	۴/۵۱	۲۰	ماسه متوسط
۰/۲۳۵۷	۰/۹۹	۲/۸۱	۴۰	
۰/۱۴۰۸	۰/۹۸	۳/۳۴	۸۰	
۰/۰۰۰۱	۰/۹۹	۱۲/۵۵	۲۰	ماسه ریز
۰/۰۰۰۸	۰/۹۹	۱۰/۱	۴۰	
۰/۰۰۰۶	۰/۹۹	۸/۹۳	۸۰	

نتیجه گیری

نتایج کلی به دست آمده از پژوهش حاضر را می توان به صورت زیر خلاصه نمود:

- با افزایش هدایت هیدرولیکی و قطر ذرات خاک، مقدار انتشارپذیری افزایش می یابد.
- مقادیر محاسبه شده توسط هر سه مدل برای ماسه درشت و متوسط افزایش مقدار انتشارپذیری با افزایش فاصله انتقال را نشان داد.
- مقادیر انتشارپذیری به دست آمده از مدل بریگهام و CXTFIT در ماسه ریز نشان داد که با افزایش فاصله انتقال انتشارپذیری کاهش می یابد.
- نتایج مدل فرید - کامبرنوس برای ماسه ریز تفاوت قابل ملاحظه ای را با نتایج مدل بریگهام و کد CXTFIT را از خود نشان داد.

به طور کلی می توان گفت برای برآورد تأثیر بافت و فاصله انتقال بر انتشارپذیری نیتراست استفاده از کد CXTFIT به دلیل برآورد همزمان ضریب انتشار هیدرودینامیکی (D) و سرعت منفذی (V)، محاسبه غلظت در فواصل زمانی طولانی تر از زمان آزمایش و همچنین رسم منحنی رخنه توصیه می شود اما با توجه به دقت بالای مدل بریگهام برای فواصل انتقال کوتاه توصیه می شود نتایج کد CXTFIT توسط مدل بریگهام کنترل شود.

بررسی مقادیر انتشارپذیری به دست آمده از مدل های بریگهام، فرید - کامبرنوس و کد CXTFIT نشان داد که مقادیر انتشارپذیری محاسبه شده توسط سه مدل مذکور در فاصله انتقال ۸۰ سانتی متری ماسه درشت بیشترین تطابق را دارند. این تطابق برای فاصله انتقال ۸۰ سانتی متری ماسه ریز از کمترین حد برخوردار است. مقادیر انتشارپذیری محاسبه شده توسط کد CXTFIT نشان داد که با توجه به اینکه مقدار خطای استاندارد محاسبه شده برای ماسه ریز بسیار کم محاسبه شده و مقدار Tvalue نیز در آن بالا می باشد دقت این مدل برای بافت های ریز دانه بالاتر می باشد، همچنین با توجه به این که میزان Tvalue محاسبه شده برای فاصله انتقال ۲۰ سانتی متری در هر سه بافت ماسه درشت، متوسط و ریز بیش تر از فواصل انتقال ۴۰ و ۸۰ سانتی متری می باشد، دقت کد CXTFIT برای محاسبه انتشارپذیری در فاصله انتقال کوتاه تر بیش تر می باشد. البته قابل ذکر است که مقادیر Tvalue محاسبه شده برای تمامی فواصل انتقال در محدوده خوبی قرار داشت. بالا بودن مقدار ضریب تعیین برابر ۰/۹ نشان دهنده عملکرد بالای مدل برای شبیه سازی انتقال نیتراست می باشد. با توجه به دقت مدل بریگهام در فواصل انتقال کوتاه، استفاده از این مدل بر کد CXTFIT ارجحیت دارد ولی در فواصل انتقال طولانی تر با توجه به مقدار بالای Tvalue و ضریب تعیین در کد CXTFIT استفاده از این مدل توصیه می شود. در پژوهش های پیشین کارایی کد CXTFIT برای فواصل انتقال طولانی تأیید شده است (پولمیرا و همکاران، ۲۰۰۹؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۰۶؛ هوانگ و لنهارت، ۲۰۱۰).

1 -Pohlmeieraet al.

2- Hwang and Lenhart

منابع

- ۱- برزگر، ع. ر. ۱۳۸۰. فیزیک خاک پیشرفته. انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.
- ۲- شعبانی، ع. و ع. ر. سیاستخواه ۱۳۸۸. تعیین حداقل ستون خاک برای تعیین تابع ضریب پخشیدگی هیدرولیکی به روشی ساده. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، ۴۰ (۱): ۳۵-۴۲.
- ۳- عباسی، ف. ۱۳۹۲. فیزیک خاک پیشرفته. انتشارات دانشگاه تهران.
- ۴- علی پور، ر.، کشکولی، ح.ع.، معروفپور، ع. و س. ح. موسوی جهرمی. ۱۳۸۸. بررسی وابستگی انتشارپذیری خاک به فاصله انتقال در خاکهای ماسه ای همگن اشباع. دومین کنفرانس سراسری آب، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بهبهان.
- ۵- فراستی، م. ۱۳۹۳. اثر بافت خاک بر انتشارپذیری کلرید سدیم در خاک و شبیه‌سازی آن با استفاده از مدل دو بعدی HYDRUS. مجله علوم و مهندسی آبیاری، ۳۸ (۱): ۱۱۱-۱۱۸.
- ۶- معروفپور، ع.، کشکولی، ح.ع.، معاضد ه. و ح. محمد ولی سامانی. ۱۳۸۶. بررسی و مقایسه مدل‌های ریاضی فرید - کامبرنوس و بریگهام برای انتقال آلاینده پایدار در خاکهای ماسه‌ای همگن. مجله علمی کشاورزی، ۳۰ (۴ الف): ۷۸-۸۹.
- 7- Al-Tabbaa, A., Ayotamuno, J.M. and R.J. Martin. 2000. One- dimensional solute transport in stratified sands at short travel distances. *Journal of Hazardous Materials*, 73: 1-15.
- 8- Ayotamuno, J.M. 1998. Contaminant transport and immobilization in stratified sands. Ph.D.Thesis , University of Birmingham , UK.
- 9- Brigham, W.E. 1974. Mixing equations in short laboratory columns. *Journal of Society Petroleum Engineering*, 14: 91-99.
- 10- Gillham, R. and J. Cherry. 1982. Contaminant migration in saturated unconsolidated geologic deposits *Geological Society of American*, 10:31-44.
- 11- Godoy, V. A., Zuquette, L. V. and G. F. Napa-García. 2014. Transport mechanisms of sodium in sandy soil from column. *Leaching Test Engineering Geology for Society and Territory*, 3:197-200.
- 12- Hwang, Y. and J. Lenhart. 2010. Dicarboxylic acid transport through hematite-coated sand. *Journal of Chemosphere*, 78: 1049-1055.
- 13- Karimi, S. 2012. Change in pore size distribution of compacted soil layers and its effect on solute breakthrough curves. Master of Engineering Science Thesis, The University of Western Ontario, 145 p.
- 14- Pohlmeiera, A., Van Dusschoten, D., Weihermüllera, L., Schurrb, U. and H. Vereeckena. 2009. Imaging water fluxes in porous media by magnetic resonance imaging using D2O as a tracer. *Journal of Magnetic Resonance Imaging*, 27:285-292.
- 15- Rafaely, S., Santos, P., Silva, H. and J. De Mirand. 2012. Obtaining potassium transport parameters using Stanmod model. *International Conference of Agricultural Engineering, Valencia, Spain*, pp: 8-12 .
- 16- Rinas, C D. 2011. Simulated plume development and decommissioning using the breakthrough curves of five cations. Master of Engineering Science Thesis, University of Saskatchewan, 147p.
- 17- Srinivasan, P. and A.k. Sarmah. 2014. Assessing the sorption and leaching behaviour of three sulfonamides in pasture soils through batch and column studies. *Science of The Total Environment*, 493: 535-543.

- 18-Theis, C.V. 1963. Hydrologic phenomena affecting the use of tracers in timing groundwater flow in radio isotopes in hydrology. Journal of International Atomic Energy Agency, 90: 193-206.
- 19-Toride, N., Leij, F.J. and M.Th. Van Genuchten. M,Th.1995. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments, 2.0. Journal of US Salinity Laboratory, 131: 181-189.
- 20-Van Genuchten, M.Th. 1980. Determining transport parameters from solute displacement experiments. Research Report 118, Riverside, Cal: USDA-ARS U.S. Salinity Laboratory.
- 21-Zhang, D., Beven, K. and A. Mermoud. 2006. A comparison of non-linear least square and GLUE for model calibration and uncertainty estimation for pesticide transport in soils. Journal of Advances in Water Resources, 29:1924-1933.
- 22-Zhi-Ming, Q.I., Shao-Yuan, F. and M .J.Helmerts. 2012. Modeling cadmium transport in neutral and alkaline soil columns at various depths. Pedosphere, 22(3): 273-282.

Archive of SID