

شبیه‌سازی اثر ورمی‌کمپوست بر انتقال ماده واکنش‌پذیر سدیم در خاک اشباع و نزدیک اشباع

حسین باقری^{۱*}، حمید زارع ابیانه^۲، عزیزالله ایزدی^۳ و حسن باقری^۴

چکیده

بررسی آزمایشگاهی انتقال و سرنوشت مواد درون خاک به جهت اثرگذاری مستقیم بر چرخه حیات و شبیه‌سازی رفتار آن‌ها به منظور آینده‌نگری درخصوص عواقب آن‌ها، ثبات محیط‌زیست و سلامت محصولات کشاورزی و منابع آب ضروری است. هدف از مطالعه حاضر، شبیه‌سازی انتقال ماده واکنشی سدیم در خاک طبیعی و خاک دارای ورمی‌کمپوست تحت شرایط اشباع و نزدیک به اشباع با سه مدل تعادلی، جذب تک‌مکانی و جذب دومکانی است. برای انجام آزمایش، دو نمونه خاک طبیعی و خاک دارای ورمی‌کمپوست به میزان ۱/۴۵ درصد وزنی در ستون‌هایی به طول و قطر ۱۰ و ۵/۹۵ سانتی‌متر ریخته شده و بعد از آبیروی، جریانی حاوی ۱ میلی‌مول بر لیتر پتاسیم نیترات و ۰/۴۳۵ میلی‌مول بر لیتر سدیم کلراید به مدت ۲۷۰ دقیقه در شرایط اشباع و نزدیک اشباع تزریق و سپس در همان شرایط رطوبتی مجدداً با آب مقطر آبیروی شدند. سپس منحنی‌های رخنه سدیم به منظور برآورد ضرایب جذب سدیم با مدل‌های تعادلی، جذب تک‌مکانی و دومکانی در محیط Hydrus-1D شبیه‌سازی شد. نتایج شبیه‌سازی نشان داد که متوسط مقادیر RMSE برای مدل‌های تعادلی، جذب تک‌مکانی و جذب دومکانی به ترتیب ۰/۱۲۵، ۰/۰۲۱ و ۰/۰۱۵ بوده که مبین دقت بالاتر مدل جذب دومکانی و دقت پایین مدل تعادلی است. مقادیر کسر مکان‌های جذبی در همه آزمایش‌ها کمتر از ۰/۵ بوده که مبین جنبشی بودن فرایند جذب سدیم درون ماتریکس خاک است. غیراشباع شدن خاک و کاربرد ورمی‌کمپوست مقادیر کسر F را به ترتیب ۸۵/۵ و ۶۶/۵ درصد کاهش داده و موجب وابستگی بیشتر آزمایش به زمان شد. همچنین، ضرایب توزیع سدیم (K_D) با کاربرد ورمی‌کمپوست و غیراشباع شدن خاک به ترتیب ۳/۴ و ۱۲/۶ درصد افزایش یافت که نشان‌دهنده افزایش توان هیدرولیکی و فیزیکی خاک در نگهداشت مواد محلول درون خاک است. نتایج آنالیز حساسیت نشان داد که ضرایب K_D و α به ترتیب بیشترین و کمترین تأثیر را در شبیه‌سازی منحنی رخنه داشتند.

واژه‌های کلیدی: مدل تعادلی، مدل جذب تک‌مکانی، مدل جذب دومکانی، ضریب توزیع، کسر مکان‌های جذبی.

ارجاع: باقری ح.، زارع ابیانه ح.، ایزدی ع. و باقری ح. ۱۴۰۲ شبیه‌سازی اثر ورمی‌کمپوست بر انتقال ماده واکنش‌پذیر سدیم در خاک اشباع و نزدیک اشباع. مجله پژوهش آب ایران. ۵۱: ۴۹-۴۱
<https://dx.doi.org/10.22034/iwrj.2023.14379.2524>

۱- دانش‌آموخته دکتری گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

۲- استاد گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

۳- محقق پژوهشی منابع آب، مرکز تحقیقات آب، دانشگاه سلطان قابوس عمان.

۴- دانشجوی گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند.

* نویسنده مسئول: Bagheri.hossein@live.com

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۴/۱۵

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۱۷

مقدمه

انتقال مواد واکنشی و غیرواکنشی درون خاک به‌جهت اثرگذاری بر کیفیت و ساختمان خاک، کیفیت آب، سلامت محصولات کشاورزی و ایمنی محیط‌زیست یک موضوع مهم و ارزشمند در مطالعات حوزه آب، خاک و محیط‌زیست است. یکی از عناصر مهم و مورد توجه در اراضی کشاورزی سدیم است که علاوه بر قابلیت جایگزینی با پتاسیم قابل‌مصرف گیاهان (صوفی و جانمحمدی، ۱۳۸۸) عامل پراکندگی ذرات خاک، کاهش قدرت هوادهی خاک و ریشه‌دوانی گیاه، کاهش نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی خاک و افت عملکرد محصولات است (هالیول و همکاران، ۲۰۰۱)؛ ازاین‌رو سرنوشت و قدرت جابه‌جایی سدیم درون خاک یک مسئله حائز اهمیت بوده که عموماً وابسته به فیزیک محیط متخلخل و شرایط جریان آب است. در این راستا، افزودن مواد آلی نظیر ورمی‌کمپوست به‌جهت تغییر ساختمان خاک و تغییر شدت جریان از اشباع به غیراشباع به‌علت فعال یا غیرفعال کردن حفرات ریز و درشت، نقش کنترل‌کننده‌ای در جابه‌جایی مواد درون خاک دارد. مطابق با نظر گودی و همکاران (۲۰۱۵) حرکت سدیم در خاک متأثر از ابعاد منافذ خاک یا میزان تخلخل درشت و متوسط و سرعت حرکت آب در خاک است. وبر و همکاران (۲۰۰۷) اظهار داشتند وجود مواد آلی در خاک به‌سبب ایجاد ارتباط بین ذرات ماتریکس خاک و املاح، موجب جذب بیشتر و کاهش انتقال یون‌های واکنشی می‌شود. افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی تحت‌تأثیر مواد آلی و شرایط غیراشباع خاک سبب افزایش نگهداشت کاتیون‌ها و عناصر واکنشی است (لنارتر و همکاران، ۲۰۰۷).

برای آگاهی از وضعیت واکنش‌های جذبی و واجذبی مواد درون خاک و پتانسیل جابه‌جایی آن‌ها عموماً معادله انتقال-انتشار همراه با معادلات مختلف جذب مواد مورد استفاده قرار می‌گیرد که در محیط Hydrus-1D قابل حل است. در این راستا، برای افزایش دقت شبیه‌سازی عناصر واکنشی مدل‌های تعادلی با جذب خطی و غیرخطی، مدل جذب تک‌مکانی و مدل جذب دو‌مکانی به دلیل تئوری ساده‌تر و ضرایب مجهول کمتر، بیشتر به‌کار گرفته می‌شود. مدل تعادلی با جذب خطی یا غیرخطی همه سطوح خاک را یک محیط تعادلی فرض کرده که جذب و واجذب عناصر درون آن به‌صورت آنی است. بر خلاف آن

مدل تک‌مکانی، همه محیط را جنبشی یا وابسته به زمان در نظر گرفته، درحالی‌که مدل دو‌مکانی، محیط خاک را به دو بخش جذب تعادلی و جذب جنبشی تقسیم کرده و معرف وجود توأم جذب آنی و وابسته به زمان در خاک است (سیمونک و ون‌گنوختن، ۲۰۰۸). منیشداوی و همکاران (۱۳۹۴) با بررسی مدل‌های مختلف انتقال املاح در خاک، ضعف مدل تعادلی نسبت به مدل‌های غیرتعادلی را گزارش کردند. عباسی تشنیزی و همکاران (۱۳۹۵) دقت مدل جذب تک‌مکانی در شبیه‌سازی انتقال باکتری در خاک را قابل‌قبول دانستند. در همین راستا، آموزگارفر و همکاران (۱۹۸۴) مدل تک‌مکانی جنبشی را برای شبیه‌سازی انتقال عناصر واکنشی سنگین استفاده و آن را موفق ارزیابی کردند. با وجود این، استفاده تنها از این مدل به دلیل عدم لحاظ فرایندهای جذب و واجذب آنی مواد در فاز محلول سبب ایجاد خطا در تخمین ضرایب انتقال می‌شود (آماچر و همکاران، ۱۹۸۸). مدل دو‌مکانی تعادلی-سینتیک از دیگر مدل‌هایی است که برای شبیه‌سازی مواد واکنشی در خاک با لحاظ فرایندهای جذب آنی و زمان‌بر استفاده می‌شود (سلیم و همکاران، ۱۹۷۶؛ محمودی و همکاران، ۱۳۸۸). برای مثال، محمودی و همکاران (۱۳۸۸) در مطالعه‌ای به‌منظور شبیه‌سازی منحنی رخنه عنصر واکنشی کادمیم، مدل دو‌مکانی را به‌کار گرفته و دقت آن را در خاک‌های مختلف مناسب دانستند. با توجه به مطالب فوق، مطالعه حاضر با هدف شبیه‌سازی اثر جریان در شرایط اشباع و نزدیک اشباع و تغییر فیزیک محیط خاک متأثر از کاربرد ورمی‌کمپوست بر انتقال سدیم و ضرایب آن‌ها در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد.

مواد و روش‌ها

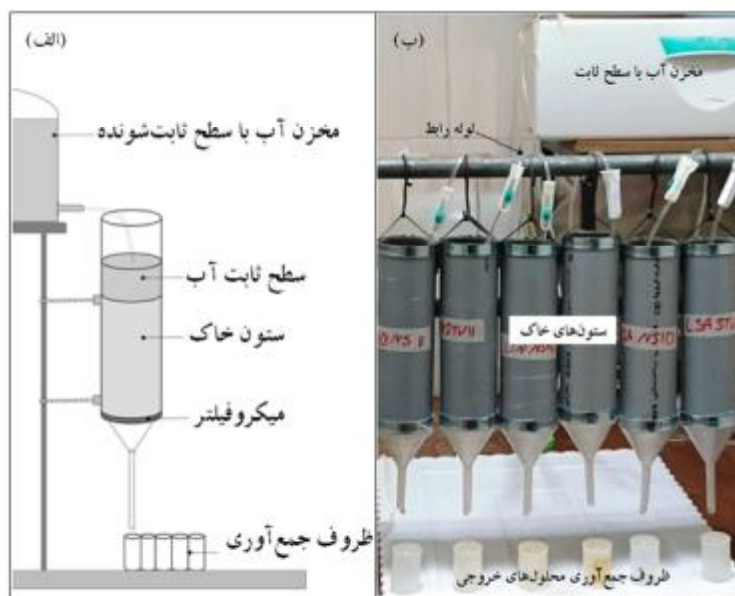
نمونه خاک مورد مطالعه از لایه سطحی مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا جمع‌آوری و با عبور از الک ۲ میلی‌متری به کمک روش هیدرومتری بافت آن تعیین شد. نمونه خاک با داشتن ۵۹/۶ درصد شن، ۳۲/۲ درصد سیلت و ۱۷/۲ درصد رس، دارای بافت شنی لومی است. به‌منظور اصلاح خاک، مقدار ۱/۴۵ درصد وزنی ورمی‌کمپوست به خاک طبیعی اضافه و به‌طور یکنواخت با آن مخلوط شد؛ بنابراین بستر آزمایش شامل دو نمونه خاک به‌نام‌های خاک طبیعی و خاک دارای ورمی‌کمپوست

آبشویی ستون‌ها با هدف خارج کردن املاح شامل نیترات و سدیم با تزریق آب مقطر از سطح خاک به مدت ۲۴ ساعت در همه ستون‌ها انجام گرفت. بلافاصله پس از اتمام فرایند آبشویی، دو شدت جریان آب مقطر (۳/۱۷-۴/۲۸ و ۲/۵ و ۰/۴۳۵ cm^3/min) حاوی ۱ میلی‌مول پتاسیم نیترات و ۰/۴۳۵ میلی‌مول سدیم کلراید مربوط به دو وضعیت رطوبتی اشباع و نزدیک اشباع به کمک بطری ماریوت تنظیم و به مدت ۲۷۰ دقیقه به ستون‌ها وارد و سپس مجدداً آبشویی شد. طرح شماتیک و تصویر آزمایشگاهی مراحل انجام آزمایش در شکل ۱ و شرایط آزمایش انتقال سدیم و نیترات در جدول ۲ آمده است. در طول آزمایش انتقال، به‌طور مداوم نمونه‌های آب خروجی از ستون‌های خاک در زمان‌های مختلف جمع‌آوری و مقادیر نیترات آن به ترتیب با دستگاه اسپکتروفتومتر (Cary 100, Varian) در دو طول موج ۲۲۰ و ۲۷۵ نانومتر و میزان سدیم با فلیم‌فتومتر (جی ۴۵ عقربه‌ای، شرکت فاطر الکترونیک) اندازه‌گیری شد تا منحنی رخنه آن‌ها در مقابل زمان حاصل شود.

است. ورمی‌کمپوست مورد استفاده دارای $\text{EC}=9.34 \text{ dS/m}$ و $\text{pH}=7.5$ بود و اطلاعات بیشتر در خصوص آن در مطالعه باقری و همکاران (۲۰۲۱) ارائه شده است. چگالی ظاهری آن‌ها به روش سیلندر و هدایت هیدرولیکی اشباع به روش بار ثابت اندازه‌گیری شد. با توجه به اینکه شبیه‌سازی انتقال سدیم در شرایط نزدیک به اشباع یا غیراشباع نیز جز اهداف آزمایش است؛ بنابراین ضرایب هیدرولیکی خاک براساس داده‌های منحنی رطوبتی به کمک مدل منحنی رطوبتی ون‌گونختن تعیین شد. خصوصیات معرفی‌شده برای دو نوع خاک در جدول ۱ ارائه شده است. به منظور آماده‌سازی ستون‌های خاک برای انجام آزمایش انتقال، ۳۵۰ گرم خاک درون ستون‌هایی از جنس PVC به طول ۱۰ سانتی‌متر و قطر داخلی ۵/۹۵ سانتی‌متر ریخته شد. انتهای هر ستون با کاغذ صافی با قطر ۱۰ میکرون و توری سیمی مسدود شد تا از خروج ذرات خاک در حین آزمایش جلوگیری شود. هم‌زمان با پرکردن ستون‌ها، جریان آب از زیر ستون به درون خاک اعمال شد تا ستون‌ها اشباع و هوای بین ذرات خارج شود. سپس،

جدول ۱- خصوصیات خاک مورد مطالعه

n (-)	α (1/cm)	θ_r (cm^3/cm^3)	θ_s (cm^3/cm^3)	هدایت هیدرولیکی اشباع (cm/min)	چگالی ظاهری (gr/cm^3)	
۲/۴۲	۰/۰۱۶	۰/۱۱	۰/۵۸	۰/۰۷۴	۱/۲۱	خاک طبیعی
۲/۵۱	۰/۰۲۳	۰/۱۳	۰/۵۹	۰/۱۰۵	۱/۱۶	خاک دارای ورمی‌کمپوست



شکل ۱- طرح شماتیکی (الف) و تصویر آزمایشگاهی (ب) انتقال سدیم درون خاک

جدول ۲- شرایط آزمایش برای انتقال سدیم در خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست

خاک	وضعیت رطوبتی	نسبت اشباع	شدت جریان (cm ³ /min)	سرعت جریان (cm/min)	انتشارپذیری (cm)
خاک طبیعی	اشباع	۱	۳/۱۷	۰/۱۱۴	۰/۱۱
	نزدیک اشباع	۰/۹۸	۲/۵	۰/۰۹	۰/۱۲
خاک دارای ورمی کمپوست	اشباع	۱	۴/۲۸	۰/۱۵۴	۰/۱۴
	نزدیک اشباع	۰/۹۸	۲/۵	۰/۰۹	۰/۱۵

برای شبیه‌سازی انتقال سدیم در خاک از معادله انتقال-انتشار^۱ در برنامه Hydrus-1D مطابق با معادله زیر استفاده شد.

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \rho \left(\frac{\partial S}{\partial t} \right) = (\lambda \theta) \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \theta \frac{\partial c}{\partial z} \quad (۱)$$

که در آن، c غلظت املاح آب خاک (M.L⁻³)، θ رطوبت خاک (L³.L⁻³)، S غلظت املاح جذب‌شده توسط ماتریکس خاک (M.M⁻¹)، ρ چگالی ظاهری خاک (M.L⁻³)، λ انتشارپذیری (L) و θ متوسط سرعت آب‌حفره‌ای (L.T⁻¹) است. با توجه به آنیون بودن نیترات و خاصیت عدم واکنش‌پذیری آن با ذرات ماتریکس خاک، جمله شامل S در معادله (۱) ناچیز شده و از معادله حذف می‌شود؛ بنابراین تنها مجهول معادله (۱) برای شبیه‌سازی منحنی رخنه نیترات، ضریب انتشارپذیری بوده که به روش معکوس در محیط Hydrus-1D تعیین شد و مقادیر آن در جدول ۲ آمده است. جزئیات بیشتر درخصوص منحنی رخنه نیترات در مطالعه باقری و همکاران (۲۰۱۹) ارائه شده است.

برای مدل‌سازی انتقال سدیم مقادیر انتشارپذیری (جدول ۲) در معادله (۱) وارد و جمله جذب معادله ($\rho(dS/dt)$) به روش معکوس برآورد شد. برای تعیین مقدار غلظت جذبی سدیم در ماتریکس خاک، مدل‌های تعادلی^۲، جذب تک‌مکانی^۳ و جذب دومکانی^۴، مدل‌های تخلخل دوگانه^۵ و نفوذپذیری دوگانه^۶ ارائه شده است. در این بین، سه مدل اول که به دلیل نیاز به ضرایب کمتر به‌ویژه برای خاک‌های همگن و همروند توصیه شده‌اند در این مطالعه استفاده می‌شوند. در مدل تعادلی، همه مکان‌های جذبی از نوع اول یا جذب آنی قلمداد می‌شود. در مدل جذب تک‌مکانی،

همه سطوح جذبی از نوع دوم و جنبشی یا وابسته به زمان در نظر گرفته می‌شود. در مدل جذب دومکانی فرض می‌شود مکان‌های تبدالی به دو کسر مکان‌های نوع اول یا جذب آنی و مکان‌های نوع دوم یا جذب غیرتعادلی وابسته به زمان قابل تقسیم باشد (سیمونک و ون‌گنوختن، ۲۰۰۸). روابط کلی سه نوع مدل جذب توصیف‌شده به صورت معادلات (۲) تا (۶) است.

$$S = S_1 + S_2 \quad (۲)$$

$$S_1 = FK_D c \quad (۳)$$

$$S_2 = (1 - F)K_D c \quad (۴)$$

$$\frac{\partial S_1}{\partial t} = FK_D \frac{\partial c}{\partial t} \quad (۵)$$

$$\frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha[(1 - F)K_D c - S_2] \quad (۶)$$

در این معادلات، S_1 و S_2 به ترتیب غلظت املاح در مکان‌های نوع اول و دوم (M.M⁻¹)، F و $1-F$ به ترتیب کسر تبدالی بدون بُعد مکان‌های نوع اول و نوع دوم در دسترس (-)، K_D ضریب توزیع املاح (L.M⁻¹) و α ضریب شدت درجه اول (T⁻¹) است. در حالت $F=1$ ، مدل تعادلی بوده و تنها K_D مجهول است. در حالت $F=0$ ، مدل جذب تک‌مکانی بوده و K_D و α مجهول است. در حالت $1 > F > 0$ ، مدل جذب دومکانی بوده و ضرایب مجهول K_D ، F و α است.

برای بررسی میزان اثرگذاری تغییر ضرایب مدل‌ها بر شبیه‌سازی منحنی رخنه، تحلیل حساسیت انجام شد. در این راستا، برای تعیین حساسیت مدل به هر ضریب، در هر سری همه ضرایب ثابت و ضریب هدف در بازه $\pm 20\%$ درصد متغیر در نظر گرفته شد. سپس، با استفاده از معادله زیر میزان ضریب حساسیت (S) محاسبه شد.

$$S = - \frac{\Delta w}{w} \frac{\Delta p}{p} \quad (۷)$$

که در آن، Δw اختلاف داده خروجی مدل قبل و بعد از تغییر ضریب هدف، w متوسط مقادیر خروجی مدل قبل و

1- Advective-Dispersive equation

2- Equilibrium model

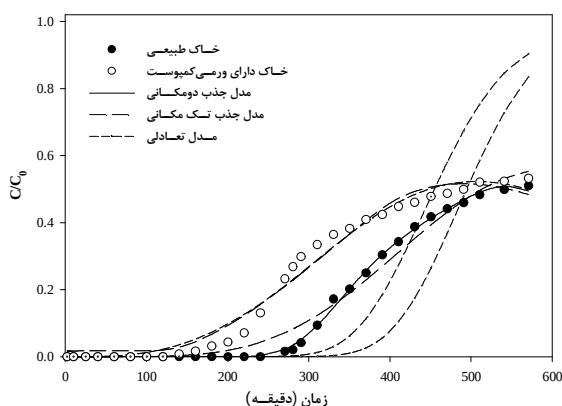
3- One-Site Sorption model

4- Two-Site Sorption model

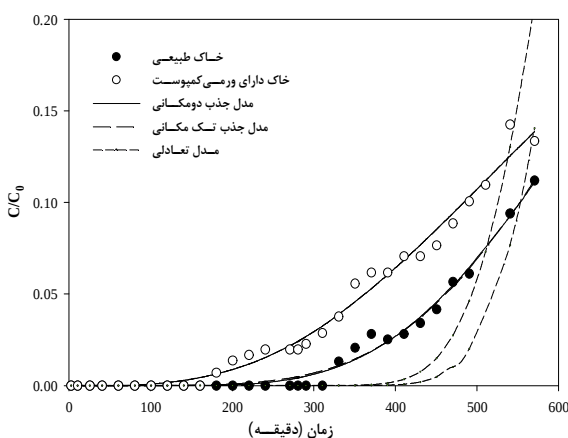
5- Dual-Porosity model

6- Dual-Permeability model

جریان و کاربرد ورمی کمپوست مقادیر F به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد. کاهش شدت جریان و رطوبت به سبب افزایش زمان ماند سدیم به موجب افزایش تبادلات بین فاز محلول و مکان‌های نوع دوم منجر به افزایش جذب جنبشی شد. وجود حفرات ریز بسیار درون دانه‌های ورمی کمپوست و افزایش سطوح جذبی، ازدیاد تخلخل ریز در ماتریکس خاک و افزایش مقدار ماده آلی متأثر از کاربرد ورمی کمپوست موجب کاهش جذب کسر جذب آبی و افزایش جذب جنبشی است.



شکل ۲- انتقال سدیم در خاک طبیعی و دارای ورمی کمپوست تحت شرایط اشباع ($S_w=1$)



شکل ۳- انتقال سدیم در خاک طبیعی و دارای ورمی کمپوست تحت شرایط نزدیک به اشباع ($S_w=0.98$)

استفاده از ضریب F در مدل دومکانی در مقایسه با مدل تک‌مکانی سبب افزایش ۶/۲ درصدی ضریب K_D شد (جدول ۳). با وجود این در هر دو مدل، به طور متوسط ضرایب توزیع سدیم با کاربرد ورمی کمپوست و کاهش نسبت اشباع یا غیراشباع شدن به ترتیب ۹/۱ و ۱۹/۵ درصد

بعد از تغییر ضریب، Δp اختلاف مقادیر ورودی به مدل و p متوسط مقادیر ورودی به مدل است.

نتایج و بحث

منحنی‌های رخنه سدیم در شرایط اشباع ($S_w=1$) و در شرایط نزدیک اشباع ($S_w=0.98$) در خاک طبیعی و خاک دارای ورمی کمپوست در شکل‌های ۲ و ۳ آورده شده است. از نظر مدل‌سازی، بررسی منحنی‌های شبیه‌سازی با مدل‌های تعادلی، تک‌مکانی و دومکانی و مقادیر RMSE آن‌ها (جدول ۳) نشان‌دهنده دقت پایین مدل تعادلی و عدم شبیه‌سازی صحیح منحنی‌ها است. در این راستا، علاوه بر عدم برآورد صحیح زمان رخنه، روند تغییرات غلظت در طول آزمایش نیز به کمک مدل تعادلی به طور درستی شبیه‌سازی نشده است. مدل تک‌مکانی دقت بیشتری نسبت به مدل تعادلی داشته ($RMSE=0.003$) و روند تغییرات داده‌های آزمایشگاهی را بهتر برآورد کرد (شکل‌های ۲ و ۳ و جدول ۳). همچنین، مدل جذب دومکانی دارای دقتی نسبتاً مشابه با مدل تک‌مکانی بوده و شبیه‌سازی مناسب داشت. به عنوان یک نتیجه کلی، دقت شبیه‌سازی در خاک طبیعی در مقایسه با خاک دارای ورمی کمپوست به دلیل شکل ساده‌تر منحنی بیشتر است (شکل‌های ۲ و ۳). همچنین، در شدت جریان ۲/۵ سانتی‌متر مکعب بر دقیقه نسبت به شدت جریان بالاتر، دقت منحنی‌های شبیه‌سازی به علت عدم تکمیل منحنی رخنه و تغییرات یکنواخت غلظت نسبت به زمان بیشتر است.

بررسی اثر ورمی کمپوست و وضعیت رطوبتی از نظر تجربی بر منحنی‌های رخنه سدیم در مطالعه باقری و زارع ابیانه (۱۳۹۶) با جزئیات شرح داده شد. ضرایب شبیه‌سازی انتقال سدیم برای دو مدل تعادلی با همدمای جذب خطی و مدل جذبی تک‌مکانی و دومکانی در جدول ۳ آمده است.

با توجه به دقت پایین مدل تعادلی ($RMSE=0.02-0.19$) و منحنی‌های شبیه‌سازی غیرقابل قبول آن، ضریب K_D این مدل نیز قابل تحلیل نیست. دقت نسبتاً مشابه مدل تک‌مکانی و دومکانی و مقادیر $F < 0.5$ نشان‌دهنده جنبشی یا وابسته به زمان بودن جذب سدیم در خاک است. البانا و اسلیم (۲۰۱۹) بیان کردند که مکان‌های جذب و واجذب جنبشی در خاک‌های قلیایی بیشتر است. مقادیر کسر مکانی‌های تعادلی (F) نشان می‌دهد که با کاهش شدت

افزایش یافت. کاهش رطوبت، از یک سو منجر به ورود هوا به خاک و چسبیدگی سدیم به حد فاصل فاز هوا و مایع و از سوی دیگر به دلیل فعال کردن مجاری ریز سبب افزایش زمان تعادل و تماس محلول با ذرات رس و جذب بیشتر شد (چانگ و فرانسیس، ۱۹۹۵؛ جیا و همکاران، ۲۰۱۳). هوای محبوس در خاک در شرایط جریان غیراشباع با انسداد برخی از مسیرهای انتقال موجب غیرمتحرک شدن بخشی از رطوبت^۱ در لوله‌های مویین شده که ریزمکان‌هایی^۲ مناسب برای نگهداشت املاح است (جلینکووا و همکاران، ۲۰۱۱؛ دوهنال و همکاران، ۲۰۱۳). کیم و راثو (۱۹۹۷) بیان داشتند کاهش درجهٔ اشباع خاک و کاهش سرعت حرکت آب موجب کاهش سطح تماس مؤثر آب-هوا و افزایش فاکتور تأخیر شد. ورمی‌کمپوست با افزایش درصد خلل و فرج ریز به‌عنوان مکان‌های متعدد ایده‌آل برای نگهداشت املاح (اصغری و همکاران، ۱۳۹۰) و افزایش سطوح جذب به‌واسطهٔ وجود مادهٔ آلی و بالابودن درصد تخلخل (وریک، ۲۰۰۲) سبب افزایش ضریب توزیع شد.

به‌کارگیری F در مدل دومکانی در مقایسه با مدل تک‌مکانی ضریب شدت درجه اول (α) را از بازهٔ -0.32 تا -0.1 به بازهٔ -0.05 تا -0.16 بر دقیقه تغییر داده که نشان‌دهندهٔ کاهش ۴۷ درصدی این ضریب است (جدول ۳). کاهش شدت جریان به دلیل کاهش قدرت پخشیدگی سدیم در محلول خاک موجب کاهش ضریب شدت درجه اول (α) و کاربرد ورمی‌کمپوست به دلیل کاهش کسر F یا افزایش مکان‌های جذب جنبشی و افزایش تمایل شرکت مواد آلی در تبادل کاتیونی منجر به افزایش ضریب α در مدل تک‌مکانی شد.

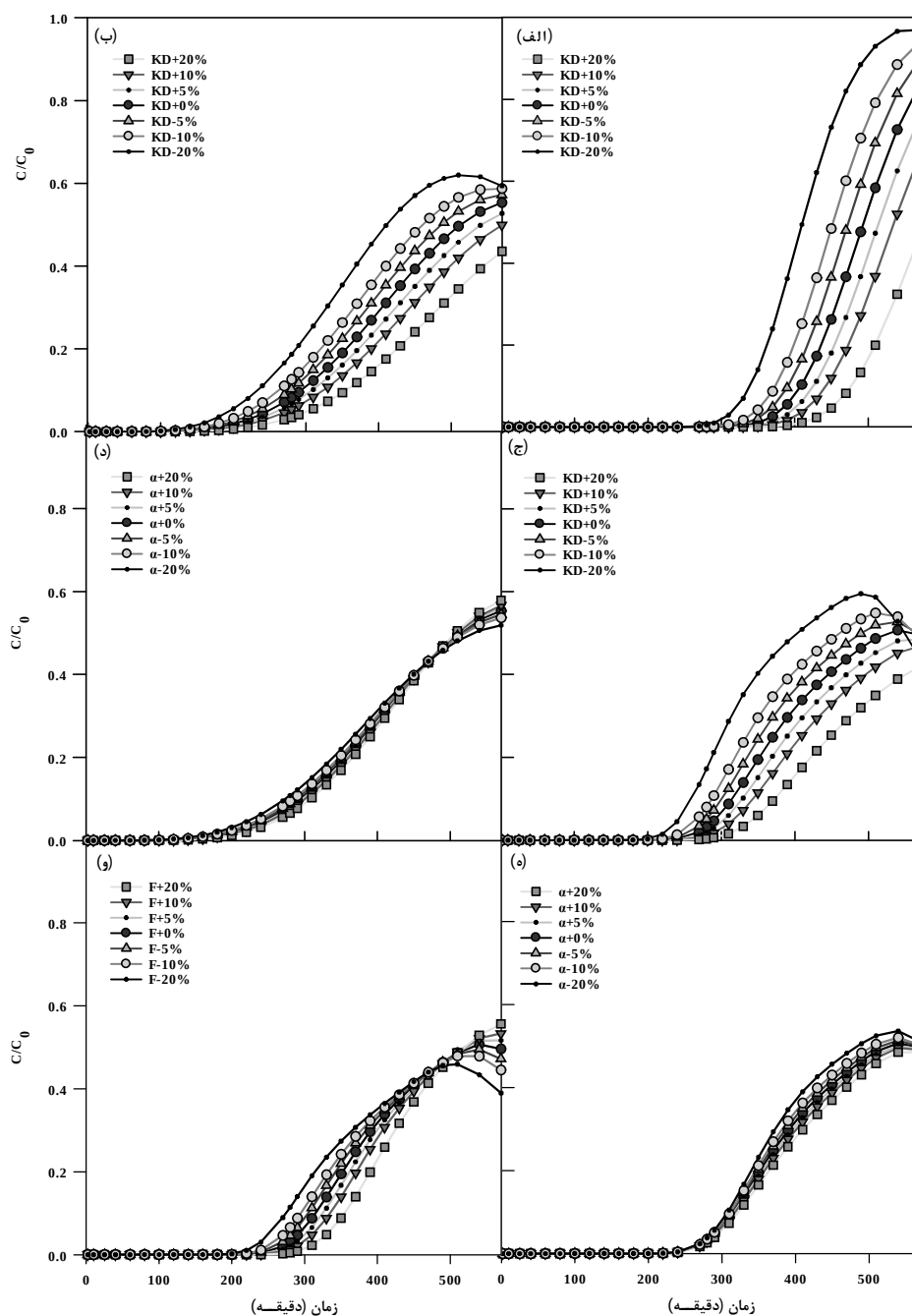
نتایج حساسیت مدل به تغییر ضرایب در جدول ۴ و شکل ۴ آمده است. مقادیر ضریب حساسیت K_D برای مدل تعادلی، جذب تک‌مکانی و جذب دومکانی به ترتیب برابر با $4/09$ ، $2/27$ و $2/28$ بوده که نشان‌دهندهٔ حساسیت زیاد مدل‌ها به این ضریب است (جدول ۴). به‌علاوه، مقادیر حساسیت این ضریب برای مدل تعادلی بیشتر بوده که متأثر از وابستگی این مدل به تنها ضریب مجهول K_D است. نتایج سوبنکو و همکاران (۲۰۱۷) نیز نشان‌دهندهٔ حساسیت زیاد مدل تعادلی به ضریب توزیع و فاکتور

تأخیر است. برای درک بهتر این موضوع دامنهٔ تغییرات منحنی شبیه‌سازی تحت تأثیر تغییر K_D در شکل ۴الف، ۴ب و ۴ج آمده است. مطابق با آن، جابه‌جایی منحنی در مدل تعادلی (شکل ۴الف) بسیار شدیدتر بوده که مبین حساسیت بیشتر این ضریب است. با تغییر ضریب توزیع، منحنی شبیه‌سازی مدل تعادلی تنها به سمت چپ و راست جابه‌جا شده که متأثر از رهاسازی یکنواخت املاح از مکان‌های جذب/وا جذب آنی است. درحالی‌که در مدل‌های جذب تک‌مکانی و دومکانی، شدت جابه‌جایی منحنی کاهش یافته و مقدار پیک منحنی کم و زیاد شده است.

مقدار ضریب حساسیت α در مدل جذب دومکانی برابر با 0.16 بوده که مبین حساسیت پایین مدل به این ضریب است (جدول ۴). نتایج شکل ۴د نیز نشان‌دهندهٔ تغییرات کم منحنی رخنه تحت تأثیر تغییرات زیاد این ضریب است. برخلاف ضریب K_D که منحنی رخنه را از نقطهٔ رخنه تا اوج دچار تغییرات گسترده کرده (شکل ۴ب)، ضریب α با شدت کم در اطراف نقطهٔ اوج و بازهٔ زمانی رخنه تا نقطهٔ عطف منحنی رخنه اثرگذار بوده است؛ بنابراین در مدل تک‌مکانی ضریب K_D حساسیت بسیار بیشتری نسبت به ضریب α داشته و می‌بایست در برآورد آن دقت بیشتری لحاظ شود. مقادیر ضریب حساسیت برای ضریب F و α در مدل دومکانی به ترتیب 0.67 و 0.49 بوده که نشان‌دهندهٔ حساسیت متوسط مدل به این دو ضریب است (شکل ۴ه و ۴و). بنابراین میزان حساسیت ضرایب این مدل به صورت $K_D > F > \alpha$ است. در این راستا، تغییر ضریب α تأثیری بر زمان رخنه نداشته و تغییرات تدریجی کمی را در ادامهٔ منحنی رخنه تا نقطهٔ اوج سبب شده (شکل ۴ه)، درحالی‌که ضریب F با شدت بیشتری منحنی رخنه را در دو بازهٔ نقطهٔ رخنه تا نقطهٔ $C/C_0=0.45$ و نقطهٔ $C/C_0=0.45$ تا نقطهٔ اوج دچار تغییر کرده است (شکل ۴و). به‌طور خلاصه می‌توان بیان کرد که ضرایب K_D و F روی همهٔ بخش‌های منحنی شامل نقاط رخنه و اوج و شیب اثرگذار بوده، درحالی‌که ضریب α در دو مدل تک‌مکانی و دومکانی روی نقطهٔ رخنه بلااثر بود و بر شیب منحنی اثر کمی داشت (شکل ۴و). بنابراین در برآورد ضریب K_D مدل دومکانی نیز می‌بایست دقت بیشتری لحاظ شود.

جدول ۳- ضرایب شبیه‌سازی انتقال سدیم در شرایط اشباع-غیراشباع با مدل‌های تعادلی و جذب دومکانی

مدل جذب دومکانی				مدل جذب تک‌مکانی			مدل تعادلی		نسبت اشباع	خاک
RMSE	α (1/min)	K_D (l/kg)	F (-)	RMSE	α (1/min)	K_D (l/kg)	RMSE	K_D (l/kg)		
۰/۰۰۷	۰/۰۰۵	۳/۳۸	۰/۴۹	۰/۰۳	۰/۰۳۲	۲/۶۶	۰/۱۳	۲/۵۹	۱/۰	خاک طبیعی
۰/۰۰۳	۰/۰۱۳	۴/۰۱	۰/۱۴	۰/۰۰۳	۰/۰۱۹	۳/۸۷	۰/۰۲	۲/۶۶	۰/۹۸	
۰/۰۰۳	۰/۰۱۶	۳/۷	۰/۲۱	۰/۰۰۳	۰/۰۲۲	۳/۶۴	۰/۱۹	۳/۸۶	۱/۰	
۰/۰۰۲	۰/۰۱	۳/۹۳	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۱	۳/۹۲	۰/۱۶	۲/۴	۰/۹۸	خاک دارای ورمی‌کمپوست



شکل ۴- منحنی‌های شبیه‌سازی رخنه‌سازی سدیم تحت تأثیر تغییرات منفی و مثبت ضرایب ورودی، الف) K_D در مدل تعادلی، ب و د) K_D و α در مدل تک‌مکانی و ج، ه و و) K_D ، F و α در مدل جذب دو مکانی

جدول ۴- میزان حساسیت ضرایب مدل‌های تعادلی، تک‌مکانی

و دومکانی در شبیه‌سازی منحنه رخنه سدیم			
نوع مدل تعادلی	ضریب	ضریب حساسیت	وضعیت حساسیت
جذب تک‌مکانی	K_D	۴/۰۹	زیاد
	K_D	۲/۲۷	زیاد
	α	۰/۱۶	کم
جذب دومکانی	K_D	۲/۲۸	زیاد
	F	۰/۶۷	متوسط
	α	۰/۴۹	متوسط

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر با هدف شبیه‌سازی انتقال سدیم در خاک طبیعی و خاک دارای ورمی‌کمپوست تحت شرایط اشباع و نزدیک به اشباع انجام شد. مدل تعادلی در مقایسه با مدل‌های جذب تک‌مکانی و دومکانی شبیه‌سازی غیرقابل‌قبولی داشته و مدل دومکانی دقت بالاتری داشت. مقادیر کسر مکان‌های جذبی (F) در همه آزمایش‌ها کمتر از ۰/۵ بوده که نشان‌دهنده جنبشی‌بودن فرایند جذب سدیم درون ماتریکس خاک است. غیراشباع‌شدن خاک و کاربرد ورمی‌کمپوست مقادیر کسر F را کاهش داشته و موجب وابستگی بیشتر آزمایش نسبت به زمان شد. همچنین، ضرایب توزیع سدیم (K_D) با کاربرد ورمی‌کمپوست و غیراشباع‌شدن خاک افزایش یافت. به‌طورکلی، نتایج شبیه‌سازی نشان داد که کاهش رطوبت خاک به‌سبب فعال‌کردن منافذ ریز خاک و کاربرد ورمی‌کمپوست به‌دلیل گسترش مکان‌های جذبی آلی توأم با حفرات ریز درون ذرات دانه‌های ورمی‌کمپوست سبب زمان‌بردن جذب ماده واکنشی سدیم شد. این نتیجه می‌تواند در مطالعات مشابه با هدف ردیابی عناصر حاصلخیز خاک و مواد آلاینده واکنشی و مدیریت آن‌ها مورد استفاده قرار گیرد.

منابع

- اصغری ش. عباسی ف. نیشابوری م. ر. اوستان ش. و علی‌اصغرزاد ن. ۱۳۹۰. اثرات ۴ اصلاح‌کننده آلی بر پارامترهای هیدرولیکی و انتقال املاح در یک خاک لوم‌شنی. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. ۱۸(۲): ۱۷۷-۱۹۴.
- باقری ح. و زارع ابیانه ح. ۱۳۹۶. شبیه‌سازی انتقال سدیم و نیتрат در خاک اصلاح‌شده با
- صوفی ر. س. و جانمحمدی ح. ۱۳۸۸. تغذیه دام. ویرایش ششم، انتشارات عمیدی. ۸۴۰ ص.
- عباسی‌تشنیزی ف. کوچک‌زاده م. و عباسی ف. ۱۳۹۵. مدل‌سازی انتقال باکتری فکال کلی فرم در آبیاری قطره‌ای سطحی در یک خاک لومی‌رسی. مجله آب و خاک. ۳۰(۶): ۱۷۵۷-۱۷۷۲.
- محمودی م. ع. شرفا م. و ثوابی غ. ر. ۱۳۸۸. شبیه‌سازی حرکت کادمیم در خاک با استفاده از معادله توده‌ای-پراکنشی. تحقیقات آب و خاک ایران. ۳۹(۱): ۱۲۹-۱۳۷.
- منیشداوی م. جعفرنژادی ع. ر. صیاد غ. ع. و شیرانی ح. ۱۳۹۴. مدل‌سازی معکوس حرکت باکتری اشریشیاکولی در خاک به‌وسیله مدل Hydrus-1D با کاربرد معادله‌های تعادلی و غیرتعادلی حرکت املاح. علوم و مهندسی آبیاری. ۳۸(۳): ۱۰۵-۱۱۵.
- Amacher M. C. Selim H. M. and Iskandar I. K. 1988. Kinetics of chromium (VI) and cadmium retention in soils. Soil Science Society of America Journal. 52(6): 398-408.
- Amozegar F. A. Fuller W. H. and Warrick A. W. 1984. An approach to predicting the movement of selected polluting metals in soils. Environmental Quality. 13(6): 290-297.
- Bagheri H. Zare Abyaneh H. and Izady A. 2021. Nutrient and colloid leaching from un-amended versus vermicompost-amended soil. Soil and Tillage Research. 213: 105092.
- Bagheri H. Zare Abyaneh H. Izady A. and Brusseau M.L. 2019. Modeling the transport of nitrate and natural multi-sized colloids in natural soil and soil amended with vermicompost. Geoderma. 35(4):113-889.
- Change Ch. H. and Franses E. I. 1995. Adsorption dynamics of surfactants at the air/water interface: a critical review of mathematical models. Data and mechanisms. Colloids and Surfaces. A: Physicochemical and Engineering Aspects. 100: 1-45.
- Dohnal M. Jelinkova V. Snehota M. Dusek J. and Brezina J. 2013. Tree-dimensional numerical analysis of water flow affected by entrapped air: application of noninvasive imaging techniques. Vadose Zone Journal. 12(1): 1-12.

13. Elbana T. A. and Selim H. M. 2019. Multireaction modeling of lead (pb) and copper (cu) sorption/ desorption kinetics in different soils. *Soil Systems*. 3(2): 38.
14. Godoy V. A. Zuquette L. V. and Napa-Garcia G. F. 2015. Transport mechanisms of sodium in sandy soil from column leaching test. *Engineering Geology for Society and Territory*. 3: 197-200.
15. Halliwell D. J. Barlow K. M. and Nash D. M. 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. *Australian Journal of Soil Research*. 39: 1259-1267.
16. Jeinkova V. Snehota M. Pohlmeier A. van Dusschoten D. and Cislerova M. 2011. Effects of entrapped residual air bubbles on tracer transport in heterogeneous soil: Magnetic resonance imaging study. *Organic Geochemistry*. 42(8): 991-998.
17. Jia W. Ren S. and Hu B. 2013. Effect of water chemistry on zeta potential of air bubbles. *International Journal Electrochemical Science*. 8: 5828-5837.
18. Kim H. and Rao P. S. C. 1997. Determination of effective air-water interfacial area in partially saturated porous media using surfactant adsorption. *Water Resources Research*. 33(12): 2705-2711.
19. Lennartz B. Haria A. H. and Johnson A. C. 2007. Flow regime effects on reactive and non-reactive solute transport. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 17(1): 29-40.
20. Selim H. M. Davidson J. M. and Mansell R. S. 1976. Evaluation of a two-site adsorption-desorption model for describing solute transport in soils. *Summer Computer Simulation Conference*. Washington D. C. 444-448.
21. Simunek J. and van Genuchten M.T. 2008. Modeling nonequilibrium flow and transport processes using Hydrus. *Vadose Zone Journal*. 7(2): 782-797
22. Sobenko L. R. Brichi L. Figueira O. A. S. Miranda J. H. Gonçalves A. O. and Duarte S. N. 2017. Sensitivity analysis of the Hydrus-1D model in the simulation of potassium transport in two brazilian soils. *Anais Do Iv Inovagri International Meeting*. Brazil.
23. Warrick A. W. 2002. *Soil Physics Companion*. CRC press. U.S.A. 400p.
24. Weber J. B. Warren R. L. Swain L. . and Yelverton F. H. 2007. Physicochemical property effects of three herbicides and three soils on herbicide mobility in field lysimeters. *Crop Protection*. 26(3): 299-311.

