جذب دینامیک آمونیوم به‌وسیله یک خاک لوم شنی تیمارشده با زئولیت و ارزیابی معادلات جابه‌جایی - انتشار و رطوبت متحرک- غیرمتحرک

مصطفی مرادزاده[۱*]، هادی معاضد[۱] و غلامعباس صیاد[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۲/۲۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۸/۲۳)

چکیده

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر زئولیت پتاسیمی در جذب و نگهداری یون آمونیوم در یک خاک لوم شنی اشباع و در شرایط آزمایشگاهی، با چهار تیمار شاهد و کاربرد ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت در هر کیلوگرم خاک در قالب یک طرح بلوک کامل تصادفی و نیز شبیه‌سازی آبشویی یون آمونیوم، به‌وسیله مدل Hydrus-1D در ستون‌های خاک است. کود نیترات آمونیوم با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر به ستون‌های خاک اضافه گردید و سپس ستون‌های خاک آبشویی شدند. نتایج به‌دست آمده نشان داد، اضافه کردن زئولیت پتاسیمی به خاک باعث کاهش شستشوی آمونیوم و افزایش نگهداشت آن در خاک می‌شود. هم‌چنین نتایج به‌دست آمده از بررسی معادلات جابه‌جایی- انتشار (CDE) و رطوبت متحرک- غیرمتحرک (MIM) در برآورد حرکت یون آمونیوم در خاک حاکی از آن بود که جذب یون آمونیوم به‌وسیله خاک از مدل فروندلیچ پیروی می‌کند. هم‌چنین ایزوترم‌های جذب و ضرایب پخشیدگی و انتشار یون آمونیوم با استفاده از مدل‌سازی معکوس تعیین گردیدند. مقادیر پارامترهای جذبی بهینه شده ایزوترم فروندلیچ توسط مدل، از میزان تعیین شده در آزمایشگاه بسیار کمتر بود. این امر بیان‌کننده این است که مدل Hydrus-1D توانایی پیش‌بینی حرکت یون آمونیوم را در خلل و فرج درشت خاک ندارد و برای جبران در نظر نگرفتن جریان در خلل و فرج درشت خاک، مقدار پارامترهای جذب را به‌شدت کاهش می‌دهد. روی هم رفته با وجود دست خورده بودن نمونه‌های خاک، برآورد مدل CDE به مقادیر اندازه‌گیری شده در هر چهار تیمار، نزدیک‌تر بود.

واژه‌های کلیدی: آمونیوم، زئولیت، منحنی رخنه، شبیه‌سازی، Hydrus-1D

۱. گروه آبیاری و زه‌کشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز

۲. گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: moradzadeh.mostafa@gmail.com

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

مقدمه

آمونیوم یکی از منابع آلوده‌کننده آب‌های زیر زمینی می‌باشد که از منابع مختلفی ناشی می‌گردد. این منابع می‌تواند ناشی از دفن زباله، مواد آلاینده صنعتی، یا نشت فاضلاب به آب‌های زیرزمینی و هم‌چنین استفاده از کودهای کشاورزی باشد. به‌طورکلی، آمونیوم یکی از شاخص‌های اصلی ارزیابی آلودگی آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شود (۱۱). هم‌چنین مصرف کود شیمیایی بیشتر، منجر به افزایش هدر روی آن و سرانجام آلودگی محیط زیست می‌شود. بنابراین ارائه روش‌هایی به منظور کنترل مصرف کودهای شیمیایی نیتروژن‌دار و افزایش تأثیرگذاری آنها در کنار حصول به عملکرد مناسب به‌ویژه در زمین‌های زراعی دارای بافت سبک (به‌دلیل پتانسیل ذاتی این خاک‌ها در هدرروی عناصر غذایی) مهم می‌باشد. از جمله راه‌کارهای جدیدی که برای افزایش تأثیرگذاری و جلوگیری از هدرروی کودهای شیمیایی مورد استفاده قرار گرفته است، به‌کارگیری ترکیبات طبیعی چون کانی‌های زئولیت در مزارع کشاورزی می‌باشد (۱۸). این مواد به‌دلیل داشتن ظرفیت جذب کاتیونی بالا و قراردادن بعضی کاتیون‌ها در شبکه خود علاوه بر نقش اصلاح‌کنندگی در خاک، می‌توانند نقش تغذیه‌ای نیز داشته باشند و باعث بهبود رشد گیاه شوند.

معادلات مهم حاکم بر انتقال املاح در خاک

۱. معادله جابه‌جایی – انتشار املاح یا (Convection-dispersion equation) CDE

به‌طورکلی جابه‌جایی و انتشار املاح در خاک با سه مکانسیم انتقال توده‌ای، پخشیدگی مولکولی و انتشار مکانیکی انجام می‌گیرد. با در نظر گرفتن تأثیر هم‌زمان این سه فرآیند بر حرکت املاح در خاک و در شرایط غیر همگام معادله زیر به‌دست می‌آید:

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = -\frac{\partial(v\theta C)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z}(D_e \frac{\partial C}{\partial z}) \qquad [۱]$$

که در آن، C غلظت املاح در محلول آب خاک (M/L^3) و z فاصله (L) است. رابطه بالا به رابطه جابه‌جایی – انتشار(CDE) در خاک برای املاح و یون‌های غیر واکنش‌گر معروف است که در آن D_e، ضریب انتشار هیدرودینامیکی(L^2/T) می‌باشد. این رابطه، برای بررسی حرکت املاح در محیط‌های همگن مناسب است. کاربرد رابطه بالا در خاک‌های غیرهمگن وقتی‌که تغییرات سرعت جریان در نیمرخ خاک زیاد باشد، چندان رضایت بخش نیست. برای جریان همگام آب که لزوماً به معنای جریان همگام املاح نیست، مقادیر v، θ و D_e ثابت بوده و رابطه بالا به شکل زیر در می‌آید:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v\frac{\partial C}{\partial z} + D\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \qquad [۲]$$

که در آن، $D = \frac{D_e}{\theta}$ است.

۲. مدل متحرک – غیرمتحرک یا MIM (Mobile-immobile model)

نتایج بسیاری از پژوهش‌ها به‌ویژه در خاک‌های غیرهمگن نشان می‌دهد فقط بخشی از آب موجود در خاک در انتقال املاح دخالت دارد. بر این اساس می‌توان آب موجود در خاک را به دو بخش متحرک و غیرمتحرک تقسیم کرد. بخشی از آب موجود در خاک را که در انتقال توده‌ای املاح نقش دارد، در اصطلاح بخش متحرک و بخش دیگر آب موجود در خاک را که غیرمتحرک است، در اصطلاح بخش ساکن می‌نامند. بر این اساس مدل فیزیکی غیرتعادلی یا دو ناحیه‌ای یا مدل روان–ساکن (MIM) اولین بار توسط کوتس و اسمیت (۸)، در مسائل مهندسی نفت پیشنهاد شد. این مدل بعدها توسط محققین دیگر برای بررسی حرکت املاح در خاک نیز مورد استفاده قرار گرفت (۲۲)، که معادلات حاکم به‌صورت زیر هستند:

$$\theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C_m}{\partial z}\right) - \frac{\partial(q_m C_m)}{\partial z} \qquad [۳]$$

$$\theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \alpha(C_m - C_{im}) \qquad [۴]$$

که در آن، θ_m و θ_{im} به‌ترتیب رطوبت حجمی در ناحیه روان و ساکن، C_m و C_{im} غلظت املاح در ناحیه روان و ساکن (ML^{-3})، q_m شدت جریان در ناحیه روان (LT^{-1})، α ضریب تبادل جرمی املاح (T^{-1}) بین دو ناحیه روان و ساکن و (D_e) ضریب انتشار هیدرودینامیکی است.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

مدل Hydrus-1D

مدل Hydrus-1D یکی از مدل‌های پیشرفته در ارتباط با حرکت یک بعدی آب، املاح و گرما در خاک می‌باشد. این مدل توسط سیمیونک و همکاران (۲۱)، در آزمایشگاه شوری خاک آمریکا بسط داده شده است، و شامل حل عددی معادله ریچادرز برای بررسی حرکت آب در خاک و معادلات جابه‌جایی- انتشار برای بررسی حرکت املاح و گرما در خاک است. معادلات مربوط، به روش عناصر محدود حل گردیده‌اند. این مدل قادر به شبیه‌سازی حرکت املاح در شرایط اشباع و غیراشباع است و خصوصیات خاک را به روش معکوس تخمین می‌زند. (۳).

پیشینه موضوع در ایران و جهان

صیاد و همکاران (۲)، از مدل Hydrus-1D برای شبیه‌سازی حرکت کادمیوم، مس، سرب و روی در یک خاک آهکی استفاده نمودند و نتایج شبیه‌سازی انتقال فلزات به‌وسیله مدل Hydrus-1D نشان داد که گر چه این مدل توانست برآورد خوبی از روند حرکت فلزات در خاک انجام دهد ولی مقادیر پارامترهای جذبی بهینه شده توسط مدل بسیار کمتر از مقادیر تعیین شده در آزمایشگاه بود. این مسأله نشان می‌دهد که مدل برای جبران در نظر نگرفتن جریان در خلل و فرج درشت خاک، مقدار پارامترهای جذب را به‌شدت کاهش می‌دهد تا بتواند حرکت بیشتر فلزات را در خاک شبیه‌سازی کند. شیرانی و همکاران(۱)، با استفاده از مدل Hydrus-1D توانایی معادلات جابه‌جایی - انتشار (CDE) و دو ناحیه ای یا مدل روان – ساکن(MIM) را در برآورد حرکت برومید در ستون‌های یک خاک لوم شنی بررسی کردند، و نتیجه گرفتند که مدل MIM در خاک‌های ساختمان‌دار برآورد بهتری نسبت به مدل CDE دارد. پارک و همکاران (۱۷)، به بررسی نحوه انتشار نیترات آمونیوم تحت شرایط آبشویی در شرایط بار ثابت و پیوسته در یک خاک تیمار شده با زئولیت پرداختند. آنها دریافتند که زئولیت به طرز معنی‌داری انتشار نیترات و به‌ویژه آمونیوم را به تأخیر می‌اندازد که این امر بیشتر به‌علت شکل کریستال‌های زئولیت می‌باشد. وانگ و همکاران (۲۳)، میزان جذب یون آمونیوم از محلول ۱۰ میلی‌گرم در لیتر این یون را ۱/۲۱ میلی‌مول به‌ازای هر گرم رس موردنایت سدیمی گزارش کردند. سلیک و همکاران (۶)، مقدار جذب و تبادل کاتیونی یون آمونیوم را به‌وسیله کانی‌های زئولیت از گروه کلینوپتیولایت و سپیولایت در روش ستونی مورد بررسی قرار دادند. آنها نشان دادند که ظرفیت تبادل کاتیونی در رس کلینوپتیولایت، مقدار زیادی از یون‌های آمونیوم را جذب کرد. کاترر و همکاران (۱۲)، با استفاده از دو مدل تک تخلخلی Hydrus و دو تخلخلی Macro، تأثیر رطوبت اولیه و نحوه کاربرد ردیاب‌های برماید و کلراید را در سطح خاک بر حرکت املاح در دو ستون مرطوب و خشک بررسی کردند و نتیجه گرفتند که مدل دو منطقه‌ای برآورد بهتری از حرکت ردیاب‌ها در ستون خاک خشک دارد. ژاکس و همکاران (۱۰)، مدل‌های Hydrus-1D و Phreeqc را با هم ارتباط دادند و از آنها برای شبیه‌سازی حرکت فلزات سنگین و دیگر مواد فعال در خاک استفاده نمودند. آنها نتایج آبشویی طولانی مدت فلزات سنگین (کادمیوم، روی و سرب)، کاتیون‌های غالب خاک (آلومینیوم، کلسیم، سدیم، پتاسیم و منیزیم) و آنیون کلرید را در یک ستون خاک اشباع آلوده شده و نیز در یک پروفیل خاک غیراشباع غیرهمگن شبیه‌سازی نمودند. نتایج نشان داد مدل تلفیقی قابلیت استفاده در شرایط اشباع و غیراشباع را دارد.

سرنیک و همکاران (۷)، انتقال کادمیوم را در مکان‌های صنعتی آلوده با استفاده از حل عددی مدل‌های انتقال املاح، و مرادی و همکاران (۱۶)، پروفیل کادمیوم را در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب با استفاده از مدل‌های Hydrus و Macro شبیه‌سازی کردند. آنها نتیجه گرفتند که با وجود کارایی هر دو مدل در شبیه‌سازی، نتایج به‌دست آمده با مدلMacro، به مشاهدات آزمایشگاهی نزدیک‌تر است. معاضد (۱۵)، برای حذف یون آمونیوم از پساب ساختگی از رزین کلینوپتی لولایت به‌صورت پودری استفاده نمود. غلظت یون آمونیوم در پساب ساختگی از ۵ تا ۴۰ میلی‌گرم در لیتر متفاوت بود. نتایج

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

آزمایش‌های ناپیوسته نشان داد که جذب آمونیوم از پساب ساختگی با غلظت ۴۰ میلی‌گرم در لیتر از مدل جذب فروند لیچ پیروی می‌نماید. زوینگمن و همکاران (۲۴)، با افزودن مزولیت که نوعی زئولیت اصلاح شده می‌باشد، به خاک‌های شنی، سعی کردند قابلیت نگه‌داری آب و مواد غذایی را در آنها افزایش دهند. مطالعات آزمایشگاهی ستون خاک نشان داد که افزایش ۴ درصد مزولیت به خاک تا ۹۰ درصد میزان آبشویی NH_4^+ را در مقایسه با خاک معمولی کاهش داد. آنها نتیجه گرفتند که مزولیت در به تأخیر انداختن حرکت کود، ماده بسیار خوبی است.

به‌طورکلی در این پژوهش سعی گردید با اندازه‌گیری غلظت یون آمونیوم خروجی از ستون‌های خاک حاوی مقادیر مختلف زئولیت و رسم منحنی‌های رخنه (BTC) مربوط به آمونیوم، به بررسی تأثیر زئولیت بر نگهداشت آمونیوم در خاک اشباع پرداخته شود. هم‌چنین نحوه حرکت یون آمونیوم با استفاده از مدل Hydrus-1D مورد مطالعه قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

این پژوهش با هدف بررسی تأثیرکاربرد زئولیت پتاسیمی در جذب و نگهداری یون آمونیوم در شرایط آزمایشگاهی و خاک اشباع با چهار تیمار مختلف کاربرد زئولیت و شبیه‌سازی حرکت آنها با استفاده از مدل Hydrus-1D انجام شد. یکی از این چهار تیمار به‌عنوان شاهد و فاقد زئولیت و سه تیمار دیگر به‌ترتیب شامل ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت پودری در هر کیلوگرم خاک می‌باشد. این تحقیق در قالب یک طرح بلوک کامل تصادفی و در سه تکرار انجام گرفت. خصوصیات خاک مورد استفاده به‌صورت جدول۱ می‌باشد.

نیترات آمونیوم خالص حاوی ۳۵ درصد ازت، به‌عنوان کود، مورد استفاده قرار گرفت. ستون‌های خاک مورد استفاده در این پژوهش، لوله‌های پلی اتیلن به قطر داخلی ۱۰/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۵۰ سانتی‌متر بودند. در آنها تا ارتفاع ۳۰ سانتی‌متری از خاک مورد نظر به همراه مقدار مشخص زئولیت (با توجه به تیمار آزمایش) ریخته شد. در ارتفاع ۳۱ سانتی‌متری از کف، دو سوراخ تعبیه شد که یکی ورودی و دیگری خروجی آب بود. هدف از انجام این کار ایجاد یک ارتفاع ثابت آب روی نمونه‌های خاک بود. انتهای ستون‌ها نیز با استفاده از کاغذ صافی و توری پلاستیکی و مفتول سیمی کاملاً بسته شد. نمونه‌های خاک مورد نظر ابتدا در هوای آزاد، پهن و خشک گردیدند و پس از کوبیده شدن، از الک شماره ۱۰ (۲ میلی‌متری) عبور داده شدند. پس از آن برای هر تیمار، مقدار زئولیت لازم اضافه شد. سپس ستون‌های خاک تهیه شده، در داخل سطل آب قرار داده شدند تا از پایین به بالا اشباع شوند. پس از آن، ستون‌ها برای کلیه تیمارها و تکرارها به‌صورت عمودی با مفتول سیمی به جسمی پایدار محکم شدند. به این ترتیب که ابتدا ستون‌ها روی قیف‌هایی قرار گرفتند. این قیف‌ها نیز خود روی سه پایه‌هایی فلزی قرار داشتند. برای جمع‌آوری زهاب خروجی از ستون‌ها نیز در پایین قیف‌ها استوانه مدرج قرار داده شد. سپس کود نیترات آمونیوم با غلظت ۱۰ گرم بر لیتر روی ستون خاک اشباع ریخته شد. پس از نفوذ کامل محلول نیترات آمونیوم، شیر آب باز شد، و بار آبی به اندازه ۱ سانتی‌متر روی سطح خاک اعمال گردید. مقدار نیترات آمونیوم خالص با توجه به مقدار حداکثر کودی که به اراضی شالیزاری داده می‌شود، ۱۰۰۰ کیلوگرم در هکتار بود که معادل ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار ازت خالص می‌باشد که پس از تقسیم به سطح ستون خاک (۸۶/۶cm2) به ۰/۸۶۶ گرم تبدیل می‌شود. بدین ترتیب که مقدار ۰/۸۶۶ گرم نیترات آمونیوم در ۸۶/۶ سانتی‌مترمکعب آب حل و روی ستون خاک ریخته شد. نمونه‌گیری‌ها در حجم تخلخل‌های ۰/۱، ۰/۳، ۰/۵، ۰/۷، ۱، ۱/۳، ۱/۷، ۱/۹، ۲و ۲/۵ از زه آب خروجی به میزان ۱۵۰ سانتی‌مترمکعب، جهت تعیین مقدار یون آمونیوم انجام شد.

آزمایش‌های ناپیوسته (Batch experiments)

از آنجایی‌که یکی از پارامترهای تأثیرگذار و ضروری برای شبیه‌سازی آبشویی آمونیوم در پژوهش حاضر، ضرایب

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

جدول۱. مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در پژوهش

عمق(cm)	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	بافت	چگالی ظاهری(g/cm^3)	چگالی واقعی(g/cm^3)	تخلخل (٪)	هدایت الکتریکی(ds/m)	PH
۰-۲۵	۷۱	۲۲	۷	لوم شنی	۱/۴۲	۲/۶۵	۴۶	۲/۲۹	۷/۷۷

ایزوترم‌های جذب می‌باشد، این ضرایب در آزمایشگاه کیفیت آب دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز تعیین شدند. هرچند که در نهایت، این ضرایب توسط نرم‌افزار Hydrus-1D نیز به روش حل معکوس محاسبه شدند.

تعیین زمان تعادل

برای تعیین ایزوترم‌های جذب ابتدا بایستی تعیین نمود که از چه زمانی به بعد آهنگ جذب صفر می‌شود. برای این منظور برای تمام تیمارهای خاک مورد استفاده، اعم از تیمار صفر، دو، چهار و هشت گرم زئولیت در کیلوگرم خاک، ۲ گرم کود نیترات آمونیوم با مقدار ۲ گرم از هر تیمار خاک در ارلن ۲۵۰cc مخلوط و با استفاده از آب مقطر به حجم ۲۰۰ سانتی‌مترمکعب رسانده شد. غلظت کود ،(۱۰۰۰۰ppm)، دقیقاً همان غلظت انتخابی آزمایشات تعیین منحنی‌های رخنه بود. سپس از هر تیمار ۸ نمونه به‌ترتیبی که گفته شد، تهیه گردید. سپس نمونه‌ها به‌مدت ۵، ۱۰، ۲۰ دقیقه و ۱، ۲، ۳ و۴ ساعت، به روی دستگاه شیکر قرار گرفتند و با سرعت ۱۲۵ دور بر دقیقه تکان داده شدند. مقدار جذب آمونیوم نیز در یک نمونه بدون تکان دادن اندازه‌گیری شد. برای صاف و شفاف شدن، نمونه‌ها پس از خارج شدن از شیکر به‌مدت ۱۰ دقیقه در دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۱۸۰۰ دور بردقیقه قرار گرفتند. هم‌چنین برای رسیدن به شفافیت بیشتر، نمونه‌ها پس از قرار گرفتن در دستگاه سانتریفیوژ از کاغذ صافی نیز عبور داده شدند.

تعیین ایزوترم‌های جذب

پس از تعیین زمان تعادل، آزمایشات مربوط به ایزوترم‌های جذب، با به‌کار بردن مقادیر مختلف جاذب (تیمارهای مختلف ترکیب خاک و زئولیت) شامل ۰/۴، ۰/۸، ۱/۲، ۱/۶ و ۲ گرم انجام شد. در این مرحله نیز غلظت کود نیترات آمونیوم همچنان ۱۰۰۰۰ppm در نظر گرفته شد. برای رسیدن به این منظور مقدار ۲ گرم از کود به همراه مقدار جاذب مورد نظر در ارلن ریخته شد و حجم آن به ۲۰۰ سانتی‌مترمکعب رسانده شد.

راه‌کار مدل‌سازی

از میان پارامترهای مختلف هیدرولیکی و انتقال املاح، با استفاده از تحلیل حساسیت، پارامترهای مؤثر بر مدل شناسایی شدند. در مدل Hydrus-1D، مقادیر پارامترهای انتقال املاح K_F،β (ضرایب مربوط به ایزوترم جذب فروند لیچ)، ضریب پخشیدگی و انتشار با استفاده از روش حل معکوس تعیین گردیدند. ملاک عمل برای به پایان رساندن اجرای برنامه و قبول پارامترهای تعیین شده توسط مدل، نمایه SSQ می‌باشد که به‌صورت زیر معرفی می‌شود:

$$SSQ = \sum_{i=1}^{N} \left(Xi_{obs} - Xi_{sim} \right)^2 \qquad [5]$$

در رابطه بالا Xi_{obs} و Xi_{sim} به‌ترتیب مقادیر مشاهده شده آزمایشگاهی غلظت یون‌ها و مقادیر شبیه‌سازی شده به‌وسیله مدل می‌باشند. به این ترتیب که پس از وارد کردن مقادیر اولیه هر کدام از متغیرها در مدل، نرم‌افزار به پردازش داده‌ها می‌پردازد و با آزمون و خطا مقادیر نهایی را برآورد می‌کند. در هر تکرار همزمان با برآورد متغیرها، SSQ نیز محاسبه می‌شود. پس از هر بار اجرای مدل، دوباره مقادیر جدید محاسبه شده(بهینه شده) در مدل قرار می‌گیرد و دوباره این عمل تکرار می‌گردد. پایان محاسبات زمانی است که مقادیر برآورد شده به یک مقدار ثابت و SSQ به یک مقدار ثابت و حداقل میل کنند. از آنجایی‌که این مدل از سرعت همگرایی

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

زیادی برخوردار است، پس از چند تکرار به سرعت جواب نهایی را برآورد می‌کند.

شرایط مرزی و اولیه برای جریان آب

مرز بالایی ستون برای جریان آب، شرایط فشار ثابت (Constant Pressure Head) در نظر گرفته شد. به لحاظ این‌که در شرایط آزمایشگاهی نیز در کل زمان آزمایش همواره فشار یک سانتی‌متری به ستون‌های خاک اعمال شد. برای مرز پایینی، شرط نشت (Seepage face) در نظر گرفته شد، زیرا این نوع شرط مرزی اغلب برای ستون‌های خاک در شرایط آزمایشگاهی و برای حالتی‌که از پایین با هوا و فشار صفر در تماس می‌باشند استفاده می‌شود. برای شرط اولیه نیز شرط ارتفاع فشار انتخاب شد، زیرا فشار در بالا و پایین ستون‌های مورد آزمایش همواره در طول آزمایش ثابت بود.

شرایط اولیه و مرزی برای انتقال املاح

از آنجایی‌که مقدار کود اضافه شده به ستون‌های خاک به‌صورت یک جریان از بالا به خاک اضافه شد، شرط مرزی بالا دست برای انتقال املاح در مدل، شرط شدت جریان املاح(Jc)، (Concentration Flux BC) انتخاب گردید.

$$J_c = qC \qquad [۶]$$

که در آن، C غلظت املاح در محلول آب خاک (M/L^3)، q شدت آب در خاک(L/T) و Jc جرم املاح عبوری در واحد سطح و زمان ($M/L^2/T$) است. که در معادله فوق C غلظت یون ورودی در ستون خاک می‌باشد که در اینجا با توجه به غلظت کود نیترات آمونیوم ورودی که ۱۰ گرم در لیتر می‌باشد، برای یون آمونیوم محاسبه و وارد مدل شد. شرط مرزی پایین دست نیز در مدل برای انتقال املاح شرط گرادیان صفر (Zero Gradient) در نظر گرفته شد. زیرا از پایین، ستون‌های خاک با هوا در تماس بودند. برای تعیین میزان غلظت اولیه یون آمونیوم در ستون‌های خاک قبل از اعمال کود، مقدار مناسبی عصاره اشباع از خاک تهیه شد. به‌عنوان شرط اولیه در مدل، مقدار غلظت یون آمونیوم در ستون خاک، ۰/۰۰۱۷۵ میلی‌گرم بر سانتی‌مترمکعب در آزمایشگاه تعیین گردید.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به‌تأثیر اضافه کردن زئولیت به خاک در نگه‌داری یون آمونیوم

آزمون F برای درصد یون آمونیوم خروجی و میزان حداکثر غلظت آمونیوم خروجی از انتهای ستون خاک و اختلاف بین تیمارها در سه تکرار و در سطح معنی‌داری ۵ درصد انجام شد. با توجه به جدول ۲ مشاهده می‌شود که برای تیمار شاهد نیز میزان یون آمونیوم خروجی ناچیز می‌باشد. بنابراین، دلیل اصلی کم بودن مقدار یون آمونیوم خروجی در تمامی تیمارها را می‌توان مثبت بودن بار یون آمونیوم و جذب آن توسط کلوئیدهای خاک دانست. پایین بودن مقدار یون آمونیوم خروجی در تیمارهای دارای زئولیت و معنی‌دار بودن اختلاف آنها با تیمار شاهد را می‌توان به ساختار قفس مانند زئولیت و در نتیجه به دام افتادن یون آمونیوم در شبکه‌های آن ربط داد. نتیجه آزمون F برای درصد یون آمونیوم خروجی و میزان حداکثر غلظت آمونیوم خروجی از انتهای ستون‌های خاک نشان‌دهنده اختلاف بین تیمارها در سه تکرار در سطح معنی‌داری ۵ درصد می‌باشد. برای مقایسه دو به دوی بین تیمارها نیز از دو آزمون توکی و LSD استفاده شد. بر این اساس، هر دو آزمون توکی و LSD نشان دادند که اختلاف درصد آمونیوم خروجی در تمامی تیمارها به‌صورت دو به دو در سطح معنی‌داری ۵ درصد معنی‌دار بوده است. هم‌چنین آزمون توکی نشان داد که اختلاف بین حداکثر میزان آمونیوم خروجی در تیمار بدون کاربرد زئولیت با تیمار ۲ و ۴ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک معنی‌دار نیست. هم‌چنین براساس این آزمون معلوم شد که بین تیمارهای ۴ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک، و بین تیمارهای ۲ و ۴ و نیز ۲ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک اختلاف بین حداکثر میزان آمونیوم خروجی معنی‌دار نمی‌باشد. بین سایر تیمار ها، دو به دو اختلاف‌ها

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

جدول ۲. درصد آمونیوم خروجی از ستون‌های خاک در تیمارها وتکرارهای مختلف

	مقدار کاربرد زئولیت (gr/kg)			
تکرار	۰	۲	۴	۸
۱	۴/۷۱	۴/۱۰	۳/۳۶	۳/۲۰
۲	۴/۷۲	۴/۱۱	۳/۴۰	۳/۲۴
۳	۴/۷۹	۴/۱۴	۳/۳۵	۳/۲۷
میانگین	۴/۷۴	۴/۱۲	۳/۳۷	۳/۲۴

جدول۳. آنالیز آماری درصد آمونیوم خارج شده از ستون‌های خاک در تیمارها و تکرارهای مختلف

منابع	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F	معنی‌داری
مدل اصلاح شده	۴/۴۱	۵	۰/۸۸	۱۱۸۵	۰
تفسیر	۱۷۹/۳۴	۱	۱۷۹/۳۴	۲۴۰۹۰۰	۰
تیمار	۴/۴	۳	۱/۴۷	۱۹۷۳	۰
تکرار	۰/۰۰۴	۲	۰/۰۰۲	۲/۷۳	۰/۱۴
خطا	۷۷۸/۷۶	۶	۱۲۹/۷۹		
مجموع	۱۸۳/۷۵	۱۲			
مجموع اصلاح شده	۴/۴۱	۱۱			

جدول۴. ضرایب ایزوترم جذب فروندلیچ

تیمار	Kf	β	R2
صفر گرم زئولیت	۴۹/۶۴	۴/۷۷	۰/۹۸
دو گرم زئولیت	۴۳/۴۸	۵/۷۳	۰/۹۸۷
چهار گرم زئولیت	۵۸/۸۵	۵/۳۱	۰/۹۹۴
هشت گرم زئولیت	۵۸/۹	۵/۸۲	۰/۹۸۳

معنی‌دار بوده است. اما آزمون LSD نشان دادکه فقط بین تیمار بدون کاربرد زئولیت با تیمار ۲ گرم، تیمار ۲ و ۴ و نیز ۴ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک اختلاف معنی‌دار نیست. شایان ذکر است که معنی‌دار بودن اختلاف در کاربرد زئولیت در تیمار صفر و ۴ و نیز ۲ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک، در این آزمون به‌ترتیب با سطح معنی‌داری۰/۰۱۴ و ۰/۰۲۸که تقریباً به عدد ۰/۰۵ نزدیک می‌باشند، تأیید شد. جدول ۳ نیز آنالیز آماری درصد آمونیوم خارج شده از ستون‌های خاک در تیمارها و تکرارهای مختلف را نشان می‌دهد.

نتایج زمان تعادل

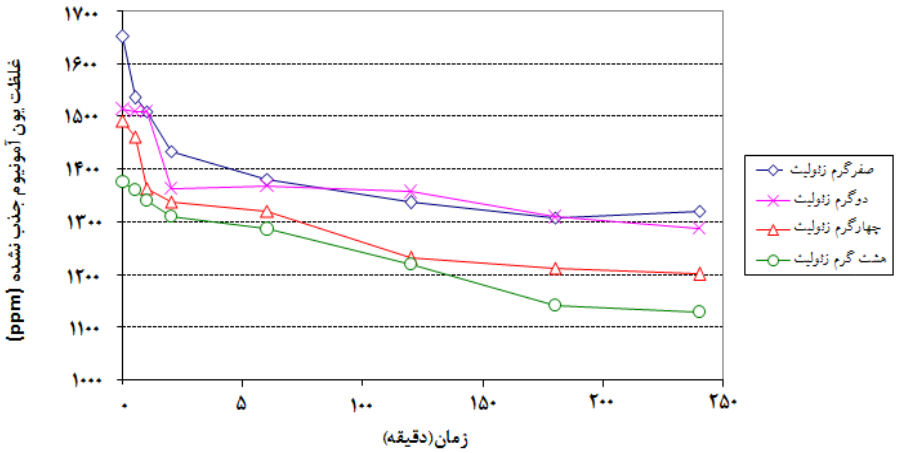
بر طبق آزمایش‌هایی که برای تعیین زمان تعادل انجام شد، زمان تعادل برای تمامی نمونه‌ها سه ساعت به‌دست آمد. با توجه به شکل ۱، مشاهده می‌شود که غلظت یون آمونیوم در ابتدای کار به‌شدت کاهش یافته است. و هر چه زمان اختلاط نمونه‌ها افزایش می‌یابد آهنگ جذب نیز کم می‌شود که این مورد با یافته‌های بوکر و همکاران (۵)، مطابقت دارد.

ایزوترم‌های جذب

نتایج آزمایشات ناپیوسته نشان داد که هرچه مقدار زئولیت به‌کار رفته در خاک افزایش یابد مقدار بیشتری از یون آمونیوم جذب می‌شود. این مورد با نتایج سانکس (۲۰)، لاهاو و گرین (۱۳) و (۱۴) و سلیک و همکاران (۶) مطابقت دارد. نتایج نشان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]



شکل ۱. غلظت یون آمونیوم جذب نشده (تعادلی) در مقابل زمان اختلاط نمونه‌ها

داد که جذب آمونیوم به‌وسیله تیمارهای مختلف زئولیت از مدل جذب فروندلیچ (معادله ۷) پیروی کرده است. زیرا مقدار R^2 آن بیشتر از ایزوترم جذب خطی و لانگمویر بوده است. که این مورد با نتایج مطالعات معاضد(۱۵)، رنگاراژ و مون(۱۹) و صیاد و همکاران(۲) مطابقت دارد.

[۷] مدل فروند لیچ $$C^* = \frac{x}{m} = K_f C_e^{\beta}$$

که در رابطه فوق، Ce: غلظت تعادلی ماده در محلول(mg/cm^3)، X: مقدار ماده محلول جذب شده(mg/l)،: β ضریب نمایی ایزوترم فروندلیچ و m: جرم جاذب(gr) هستند.

شبیه‌سازی و واسنجی با مدل Hydrus-1D

برای واسنجی مدل، یکی از تکرارهای هر تیمار آزمایشی برای یون آمونیوم مورد استفاده قرار گرفت و از دو تکرار دیگر هر تیمار برای آزمون مدل Hydrus-1D که برای هر تیمار کاربرد زئولیت و یون آمونیوم واسنجی شد، استفاده گردید.

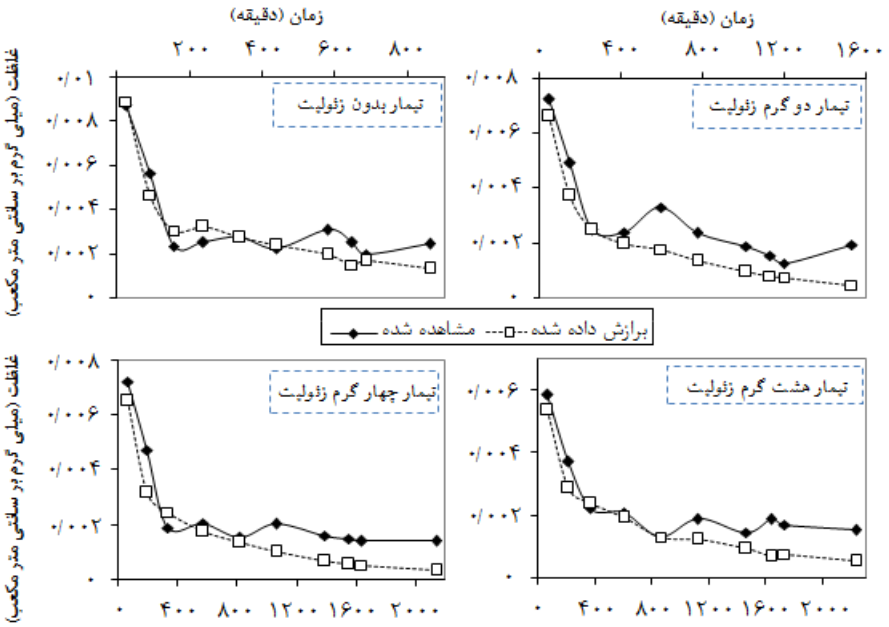
همان‌طور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود، در هر تیمار با توجه به کمتر بودن نمایه آماری SSQ، مدل CDE برآورد بهتری از ضرایب، نسبت به مدل MIM دارد. مطالعات قبلی نیز نشان از دقت بیشتر مدل CDE در خاک‌های دست خورده دارد. از آنجایی‌که خاک مورد آزمایش نیز دست خورده بوده است، صحت نتایج، با مطالعات مرادی و همکاران(۱۶) و تحقیقات بوخولد و همکاران(۴) مطابقت دارد. هم‌چنین نتایج به‌دست آمده نشان داد که مقادیر ضریب انتشارطولی به‌طورکلی با افزایش کاربرد زئولیت افزایش می‌یابد. با توجه به شکل‌های ۲ و ۳ نیز مشخص است که با افزایش مقدار کاربرد زئولیت و درنتیجه افزایش ضریب انتشار طولی، ارتفاع منحنی رخنه کاهش می‌یابد. که این امر به‌علت جذب بیشتر یون آمونیوم با افزایش مقدار کاربرد زئولیت در ستون‌های خاک بوده است. ضریب پخشیدگی آمونیوم نیز با افزایش کاربرد زئولیت روندی کاهشی دارد. با توجه به شکل‌های ۲ و ۳ می‌توان شبیه‌سازی آبشویی یون آمونیوم را با مقادیر اندازه‌گیری شده مقایسه نمود. همان‌طور که مشاهده می‌شود، قسمت بالا رونده منحنی با قسمت پایین رونده آن دارای شیب یکسانی نمی‌باشد که این امر احتمالاً به‌علت تشکیل نسبی ساختمان در ستون خاک می‌باشد. هر چند که خاک ستون‌ها دست خورده بوده است. هم‌چنین با توجه به شکل‌های ۲ و۳، با به‌کار بردن هر دو مدل CDE و MIM تحت مدل Hydrus-1D، برازش خوبی نسبت به مقادیر اندازه‌گیری شده مشاهده می‌شود. که این برازش به‌خصوص برای غلظت‌های کم، عموماً کمتر از مقادیر اندازه‌گیری شده می‌باشد. با توجه به شکل‌های ۲ و۳ نیز مشخص است که استفاده از زئولیت تأثیر معنی‌داری در

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

جدول۵. ضرایب مربوط به ایزوترم جذب فروندلیچ و ضرایب پخشیدگی و انتشار با دو مدل CDE و MIM

تیمار	نوع مدل	β	Kd	Dif(cm2/min)	Dis(cm2/min)	SSQ
صفر گرم زئولیت	CDE	۰/۸۵۴	۰/۳۱۸	۱۷/۸۳	۵/۴۷	˜1□
	MIM	۰/۸۵۱	۰/۴۰۲	۱۸/۶۳	۸/۵۲	۰/۱۵۱
دو گرم زئولیت	CDE	۰/۹۰۵	۰/۳۲۱	۸/۱۵	۱۳/۴۲	۰/۳۰۴
	MIM	۰/۹۰۴	۰/۳۲۲	۸/۳۷	۱۳/۹۷	۰/۳۵۱
چهار گرم زئولیت	CDE	۰/۸۳۱	۰/۳	۵/۲۸	۱۴/۹۲	۰/۲۴۵
	MIM	۰/۸۲۲	۰/۳۰۲	۵/۴۰	۱۵/۲۸	۰/۲۵
هشت گرم زئولیت	CDE	۰/۷۵۱	۰/۳۱۱	۵/۲۳	□□1	۰/۲۸۹
	MIM	۰/۷۶	۰/۳۳۱	۴/۲۹	۱۵/۸۲	۰/۳۱۷



شکل۲. شبیه‌سازی آبشویی یون آمونیوم با مدل CDE

نگهداشت یون آمونیوم داشته است. به‌طوری‌که افزایش کاربرد زئولیت، افزایش نگهداشت را به‌دنبال دارد.

آزمون مدل Hydrus-1D

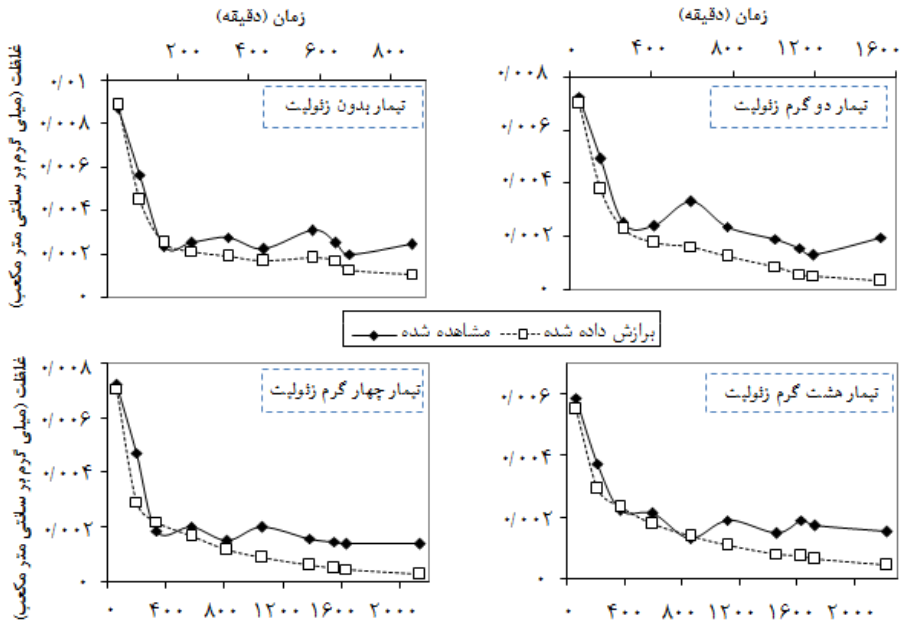
پس از انجام واسنجی مدل برای هر تیمار خاک و زئولیت، از دو تکرار دیگر هر تیمار برای آزمون مدل استفاده شد. به این ترتیب که این بار فقط اطلاعات مربوط به منحنی رخنه شامل زمان و غلظت وارد مدل شد و مدل اجرا گردید. سپس ضرایب مربوط به ایزوترم جذب فروندلیچ و ضرایب پخشیدگی و انتشار با دو مدل CDE و MIM محاسبه شد. نتایج نشان داد که SSQ تکرارهای آزمون هر تیمار کاربرد زئولیت، نظیر به نظیر، نزدیکی قابل قبولی با مقادیر واسنجی داشته‌اند.

مقایسه آماری برای ارزیابی دقت مدل

با استفاده از برخی روش‌های آماری، دقت مدل Hydrus-1D در برازش مشاهدات آزمایشگاهی منحنی رخنه، برای هر دو

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]



شکل۳. شبیه سازی آبشویی یون آمونیوم با مدل MIM

حالت واسنجی و آزمون هر دو مدل CDE و MIM بررسی گردید. بدین منظور از شاخص‌های آماری به‌کار برده شده توسط اسفندیاری و مهشوری، (معادلات ۸، ۹ و ۱۰) استفاده شد (۹). نخست به معرفی شاخص‌های آماری به‌کار رفته و شرح مختصری از این روش پرداخته می‌شود.

معرفی شاخص‌های آماری

اختلاف نسبت به خط ۴۵ درجه

$$Xi_{sim} = aXi_{obs} \rightarrow a = \frac{Xi_{sim}}{Xi_{obs}} \qquad [۸]$$

که در رابطه بالا Xi_{sim} مقادیر شبیه‌سازی شده، Xi_{obs} مقادیر مشاهده شده و a شیب خط برازش می‌باشد. در این معادله مقادیر $a<۱$ نشان‌دهنده پیش بینی کمتر از مقدار واقعی و مقادیر $a>۱$ نشان‌دهنده پیش‌بینی بیشتر از مقدار واقعی است. بهینه‌ترین مقدار a برابر یک و این شاخص نشان‌دهنده روند کلی مقدار خطاست.

شاخص ضریب هم‌بستگی ($R^۲$)

این شاخص مشخص‌کننده مناسب بودن برازش معادله رگرسیونی بین داده‌های شبیه‌سازی شده و مقادیر مشاهده شده می‌باشد و بهینه‌ترین مقدار $R^۲$ برابر یک است و به‌صورت زیر ارائه می‌شود:

$$R^۲ = \frac{\left(\sum_{i=۱}^{N}\left(Xi_{sim} - \overline{Xi_{sim}}\right)\left(Xi_{obs} - \overline{Xi_{obs}}\right)\right)^۲}{\sum_{i=۱}^{N}\left(Xi_{sim} - \overline{Xi_{sim}}\right)^۲ \cdot \sum_{i=۱}^{N}\left(Xi_{obs} - \overline{Xi_{obs}}\right)^۲} \qquad [۹]$$

در رابطه فوق $\overline{Xi_{sim}}$ و $\overline{Xi_{obs}}$ به‌ترتیب مقادیر متوسط داده‌های شبیه‌سازی شده و مشاهده‌ای می‌باشند.

درصد متوسط خطای پیش‌بینی (E_r)

مقدار درصد متوسط خطای پیش بینی نیز به‌صورت زیر است:

$$E_r = \left|(۱-a)\right| \times ۱۰۰ \qquad [۱۰]$$

به‌طورکلی شاخص E_r نشان‌دهنده روند کلی مقدار خطا می‌باشد. با توجه به نتایج، مقدار a برای حالت واسنجی مدل Hydrus-1D برای یون آمونیوم، بین ۰/۷۸ تا ۰/۹۴می‌باشد. این موضوع نشان می‌دهد که برآورد مدل Hydrus-1D به‌طورکلی از مقدار مقادیر مشاهداتی کمتر بوده است. هم‌چنین آزمون مدل در پیش بینی مقدار غلظت یون آمونیوم نشان می‌دهد که مقادیر

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

a در اینجا نیز به مقادیر a حالت واسنجی برای یون آمونیوم نزدیک است. به‌طوری‌که این مقادیر بین ۰/۶۲ تا ۰/۹۴ در نوسان هستند. مقادیر R^2 برای حالت واسنجی مدل بین ۰/۸۵ تا ۰/۹ می‌باشد. این مقادیر برای حالت آزمون مدل نیز از روند حالت واسنجی خود تبعیت می‌کنند، به‌طوری‌که این مقادیر بین۰/۶۳ تا ۰/۹۶ تغییر کرده‌اند. هم‌چنین مقایسه مقادیر درصد متوسط خطای پیش‌بینی، (E_r) برای حالت‌های واسنجی و آزمون مدل نشان می‌دهد که این مقدار برای حالت واسنجی مدل بین ۶/۲ و ۲۲ و حالت‌های آزمون مدل بین۶/۳ و ۳۸/۵ در تغییر بوده است. به‌طورکلی با مقایسه تمامی شاخص‌های آماری، شبیه‌سازی حرکت یون آمونیوم، توسط مدل به‌خوبی انجام شده است و نتایج نشان می‌دهد که مقادیر محاسبه شده مربوط به ضرایب ایزوترم جذب فروندلیچ و ضرایب پخشیدگی و انتشار با دو مدل CDE وMIM برای حالت آزمون به حالت واسنجی نزدیک بوده است.

نتیجه‌گیری

نتایج به‌دست آمده از این تحقیق نشان داد که اضافه کردن زئولیت پتاسیمی به خاک باعث کاهش شستشوی یون آمونیوم در خاک شده است و از انتقال آنها به آب‌های زیرزمینی و در نتیجه آلودگی آن جلوگیری می‌نماید. یون آمونیوم به‌علت دارا بودن بار مثبت به ذرات کلوئیدی خاک می‌چسبد و به مقدار کمی شسته می‌شود. هم‌چنین، مقدار کل آمونیوم خارج شده از ستون خاک در تیمارهای شاهد و کاربرد ۲، ۴و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک به‌ترتیب برابر ۴/۷۴، ۴/۱۲، ۳/۳۷ و ۳/۲۴ درصد مقدار اضافه شده به سطح خاک می‌باشد. اضافه کردن زئولیت باعث کاهش ضریب پخشیدگی آمونیوم در خاک می‌شود. با توجه به مدل CDE، کاربرد ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک به‌ترتیب باعث کاهش ۵۴/۲۶، ۷۰/۳۶ و ۷۰/۶۶ درصد نسبت به تیمار شاهد گردید. مدل MIM نیز این کاهش را برای کاربرد ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت به‌ترتیب ۵۵/۰۸، ۷۱ و ۷۶/۹۷ درصد برآورد نمود. هم‌چنین افزایش کاربرد زئولیت باعث افزایش ضریب انتشار آبی آمونیوم در خاک شده است. با توجه به مدل CDE، کاربرد ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک به‌ترتیب باعث افزایش ۱۷۲/۱۴۵،۸۱/۳۸و ۳۲۲/۴ درصد نسبت به تیمار شاهد گردید. مدل MIM نیز این افزایش را برای کاربرد ۲، ۴ و ۸ گرم زئولیت به‌ترتیب ۶۳/۸۷، ۷۹/۲۴ و ۸۵/۵۷ درصد برآورد نمود. نتایج هم‌چنین نشان داد که مدل Hydrus-1D با دقت قابل قبولی می‌تواند ضرایب هیدرودینامیک خاک را برآورد کند. هم‌چنین با توجه به‌دست خورده بودن نمونه‌های خاک، مدل CDE نسبت به مدل MIM کارایی بهتری داشت. مدل MIM به‌دلیل داشتن پارامترهای بیشتر و دشواری تخمین آنها، نسبت به مدل CDE کارایی کمتری دارد. این مشکلات موقعی که فرآیند جذب نیز درمدل مذکور منظور شود، دو چندان خواهد شد، زیرا برای هر کدام از نواحی روان و ساکن، بسته به این‌که چه ایزوترمی برای جذب در نظر گرفته شود، یک تا چند پارامتر دیگر باید تعیین شود. همین‌طور، در شرایط اشباع، نسبت رطوبت روان به رطوبت کل تقریباً برابر یک است و استفاده از مدل MIM برای توصیف انتقال املاح در خاک به‌علت ناپایداری و دقت کم پارامترهای تخمینی به‌ویژه ضریب تبادل املاح بین فاز روان و ساکن توصیه نمی‌شود.

مدل MIM در محیط‌های غیراشباع کارایی بیشتری نسبت به مدل CDE دارد. نتایج به‌دست آمده نشان داد که مدل CDE در شرایط پایدار رطوبتی و به‌ویژه در حالت اشباع، کارایی بهتری در مقایسه با مدلMIM دارد. با مقایسه جداول ۴ و ۵، نتایج شبیه‌سازی حرکت یون آمونیوم با مدل Hydrus-1D در خاک نشان داد که اگر چه این مدل توانست برآورد خوبی از روند حرکت آمونیوم در خاک انجام دهد ولی مقادیر پارامترهای جذبی بهینه شده ایزوترم فروندلیچ توسط مدل، از میزان تعیین شده در آزمایشگاه بسیار کمتر بوده است. این امر نشان می‌دهد که مدلHydrus-1D توانایی پیش‌بینی حرکت یون آمونیوم را در خلل و فرج درشت خاک ندارد و برای جبران در نظر گرفته نشدن جریان در خلل و فرج درشت خاک، مقدار پارامترهای جذب را به‌شدت کاهش می‌دهد. در نتیجه غلظت یون آمونیوم

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

در محلول خاک افزایش می‌یابد. بدین روش حرکت بیشتر یون آمونیوم در خاک شبیه‌سازی می‌شود. که این مورد با نتایج صیاد و همکاران (۲)، مطابقت دارد. بنابراین نتیجه‌گیری می‌شود که اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی از اهمیت بالایی برخوردار هستند و در تعیین پارامترهای خاک، نبایستی صرفاً به نتایج مدل‌سازی معکوس تکیه کرد. به عبارت دیگر، کاربر در هنگام استفاده از روش مدل‌سازی معکوس باید دید مناسبی از مقدار تقریبی پارامترهای مهم در موضوع مورد مطالعه خود در خاک داشته باشد.

سپاسگزاری

نویسنده اول مقاله حاضر، مصطفی مرادزاده، با اجازه سایر نویسندگان، این پژوهش را به روان پاک مادر خود، (زرین)کبری رجبی فومنی، تقدیم می‌کند و از او به خاطر تمام فداکاری‌هایش چه به‌عنوان مادری مهربان و چه آموزگاری وظیفه‌شناس که سی سال به تربیت و آموزش علم و اخلاق به فرزندان این مرز و بوم همت گماشت سپاسگزاری می‌کند.

منابع مورد استفاده

۱. شیرانی، ح.، غ ع. صیاد و م. کرد. ۱۳۸۷. شبیه‌سازی حرکت برومید در یک خاک لومی شنی با استفاده از مدل Hydrus-1D. دومین همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زه‌کشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز ۸ الی ۱۰ بهمن.

۲. صیاد، غ ع.، س ف. موسوی.، ک. عباسپور و م. افیونی. ۱۳۸۷. شبیه‌سازی حرکت کادمیوم، مس، سرب و روی در یک خاک دست نخورده آهکی تحت کشت گندم و گلرنگ با استفاده از مدل انتقال املاحHydrus-1D. مجله علوم کشاورزی ایران، ۳۹(۱): ۱۸۷-۲۰۰.

۳. عباسی، ف. ۱۳۸۶. *فیزیک خاک پیشرفته*. مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.

4. Boekhold, A. E and S. E. A. T. M. van der Zee. 1992. A scale sorption model validation at the column scale to predict cadmium content in a spatially variable field soil. Soil Sci. 154(2): 105-112.
5. Booker, N.A., E.L. Cooney and A. J.Priestly. 1996. Ammonia removal from sewage using natural Australian zeolite. Water Sci. Technol. 34: 17-24.
6. Celik, M. S., B. Ozdemir and M. Turan. 2001. Removal of ammonia by natural clay mineral using fixed and fluidized bed column reactors. Water Sci. and Water Technol. Water Supply 1(1): 81-88.
7. Cernik, M., P. Federer, M. Borkovec and H. Sticher. 1994. Modeling of heavy metal transport in contaminated soil. J. Environ. Qual. 23:1239-1248.
8. Coats, K and B. D. Smith. 1956. Dead end pore volume and dispersion in porous media. Soc. Pet. Eng. J. 4: 73-84.
9. Esfandiari, M. and B. L. Maheshwari. 2001. Field evaluation of furrow irrigation models. J. Agric. Res. 79: 459-479.
10. Jacques, D., J. Simunek, D. Mallants and M. Th. Van Genuchten. 2002. Multicomponent transport model for variabley- saturated porous media:Application to the transport of heavy metals in soils. PP. 555-652.
11. Jellali, S., E. Diamantopoulos, H. Kallali, S. Bennaceur, M. Anane and N. Jedidi. 2010. Dynamic sorption of ammonium by sandy soil in fixed bed columns: Evaluation ofequilibrium and non-equilibrium transport processes. J. Environ. Manage. 91: 897–905.
12. Katterer, T., B. Schmied., K.C. Abbaspour and R. Schulin. 2001. Single-and dual-porosity modeling of multiple tracer transport through soil columns:effect of intial moisture and mode of application. Europ. J. Soil Sci. 52:25-36.
13. Lahav, O. and M. Green. 1998. Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration Water Res. 32:2019-2028.
14. Lahav, O. and M. Green. 2000. Ammonium removal from primary and secondary effluents using a bioregenerated ion-exchange process. Water Sci. Techol. 42: 179-185.
15. Moazed, H. 2008. Ammonium Ion Removal from Wastwater by a Natural Resin. J. Environ. Sci. and Technol. 1(1): 11-18.
16. Moradi, A., K. C. Abbaspour and M. Afyuni. 2005. Modling field-scale cadmium transport below the root zone of a sewage sludge amended soil in arid region of Central Iran. J. Contamin. Hydrol. 42:99-111.
17. Park, M., J. S. Kim, C. L. Choi, J. E. Kim and N.H. Heo. 2005. Characteristics of nitrogen release from synthetic zeolite Na-P1 occluding NH4NO3. J. Controlled Release 106 : 44– 50.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]

18. Polat, E., M. Karaca, H. Demir and A. Naci Onus. 2004. Use of natural zeolite (clinoptilolite) in agric ulture. J. Fruit Ornam. Plant Res. 12:183-189.
19. Renagaraj, S. and S. Moon. 2002. Kinetics of adsorption of Co(2) removal from water and wastewater by ion exchange resins. Water Res. 36: 1783-1793.
20. Sanks, R.L. 1978. Water Treatment Plant Design for the Practicing Engineer. Ann Arbor Science Pub. Ann Arbor, Michigan, USA
21. Simunek, J., M. Sejna and M. Th. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solute in variably saturated media, Version 2.0, IGWMC-TPS-70, Int. Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden Co.
22. van Genuchten, M. Th. and R. J. Wagenet. 1989. Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: Theoretical development and analytical solutions. Soil Sci. Soc. Amer. J. 53(5): 1303-1310.
23. Wang, Y., Y. Kmiyaa and T. Okuharaa. 2007. Removal of low-concentration ammonia in water by ion-exchange using Na-mordenite. Water Res. 41: 269-276.
24. Zwingmann, N. B Singh, I. Mackinnon and R. Gilkes. 2009. Zeolite from alkali modified kaolin increases NH4+ retention by sandy soil: Column experiments. Appl. Clay Sci. 46: 7–12.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-10-12]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1391.16.62.14.3]