

بررسی اثر قرارگیری لایه بایوچار در محیط متخلخل بر منحنی رخنه و پروفیل توزیع نیترات

مریم یعقوبی^{۱*}، سید حسن طباطبائی^۲، طاهره رئیسی^۳ و رسول شادانیا^۴

چکیده

فرایندهای زیادی موجب تشدید آلودگی مربوط به نیترات در آب‌های زیرزمینی می‌شوند. آبشویی نیترات از زمین‌های کشاورزی، علاوه بر زیان‌های اقتصادی ناشی از استفاده بیشتر از کودهای نیتراته، لطمات جبران‌ناپذیری به محیط‌زیست می‌زند. کاربرد بایوچار در خاک به عنوان یک روش مطلوب برای کاهش آبشویی عناصر غذایی خاک مطرح شده است. این پژوهش با هدف کاربرد بایوچار برگ درخت خرما بر کاهش آبشویی نیترات از خاک و بررسی تأثیر تغییرات افزایشی و کاهش‌ی ضریب انتشار و ضریب ایزوترم جذب بر منحنی رخنه و پروفیل توزیع نیترات انجام شد. در این پژوهش، از مدل HYDRUS-1D برای مقایسه‌ی تغییرات منحنی رخنه و پروفیل توزیع نیترات در نقاط مختلف نمونه خاک استفاده شد. پارامترهای هیدرولیکی بایوچار از طریق اندازه‌گیری به دست آمدند. نتایج نشان داد که افزایش مقدار عددی ایزوترم جذب بایوچار باعث می‌شود منحنی رخنه نیترات به سمت راست کشیده شده و غلظت نیترات خروجی کاهش یابد؛ در حالی‌که با افزایش ضریب انتشار طولی بایوچار، کاهش غلظت نیترات خروجی کاهش یافته و منحنی رخنه به سمت چپ کشیده می‌شود. وجود لایه‌ی ۱۱ سانتی‌متری بایوچار، مقدار نیترات توزیع شده در انتهای ستون را حدود ۶۱ درصد کاهش داد. با افزایش مقدار عددی ایزوترم جذب و کاهش ضریب انتشار بایوچار، سرعت انتقال آلاینده به اعماق خاک کاهش می‌یابد که این به معنای خروج دیرتر و کمتر املاح از ستون خاک با لایه بایوچار است. نتایج آنالیز مومنتم نشان داد که میزان جرم آلاینده‌ی خروجی از ستون در حالت بدون بایوچار ۱۵/۳۶ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب بر ساعت و در حالت استفاده از بایوچار برابر ۱۳/۷۸ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب بر ساعت است که بیانگر کاهش ۱۰/۳ درصدی در خروج آلاینده از ستون می‌باشد. این مقدار در تمامی تیمارهای پژوهش کمتر از شاهد بود و نشان می‌دهد که بایوچار تحت هر شرایطی باعث جذب آلاینده از محیط آبی و کاهش میزان فرونشست آن به اعماق خاک خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: ضریب انتشار طولی، ضریب ایزوترم جذب، نیترات، HYDRUS-1D.

ارجاع: یعقوبی م، طباطبائی س، ح، رئیسی ط، و شادانیا ر. ۱۳۹۸. بررسی اثر قرارگیری لایه بایوچار در محیط متخلخل بر منحنی رخنه و پروفیل توزیع نیترات. مجله پژوهش آب ایران. ۳۵: ۱۷۰-۱۵۹.

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

۲- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

۳- استادیار پژوهشکده مرکبات و میوه‌های نیمه گرمسیری، مؤسسه تحقیقات علوم باغبانی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رامسر.

۴- استادیار گروه مهندسی عمران، دانشگاه حکیم سبزواری، سبزوار.

* نویسنده مسئول: yaghoubi@stu.sku.ac.ir

مقدمه

آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی به نیترات در بسیاری از مناطق دنیا به صورت یک مشکل جدی مطرح است و نیترات، شایع‌ترین آلاینده شیمیایی آب‌های زیرزمینی در جهان است (نیک‌آیین و ناصری، ۱۳۸۵). انتخاب یک روش مناسب برای حذف نیترات از آب اغلب با چالش‌های متعددی روبه‌رو است؛ زیرا بیشتر روش‌های موجود با توجه به نسبت هزینه به اثربخشی مناسب نبوده و دارای مشکلاتی هستند. از میان روش‌های مختلف حذف نیترات از آب، فرایند جذب توسط جاذب‌های مختلف به علت سهولت اجرا، سادگی طراحی و ملاحظات اقتصادی، مناسب‌ترین روش برای تصفیه و بهبود کیفیت آب آبیاری آلوده به نیترات شناخته شده است (انصاری و همکاران، ۱۳۹۸b).

در سال‌های اخیر، مدل‌های شبیه‌ساز معتبری برای پاسخ‌گویی به مسائل مربوط به حرکت آب و املاح در خاک ارائه شده است. از جمله این مدل‌ها می‌توان به مدل HYDRUS-1D (فیچر و همکاران، ۱۹۹۱) اشاره کرد. مدل HYDRUS-1D، یک مدل پیشرفته با قابلیت شبیه‌سازی حرکت یک بعدی آب، املاح، حرارت و جذب آب توسط ریشه و همچنین رشد ریشه در شرایط اشباع و غیراشباع در خاک است. این مدل، شامل حل عددی معادله‌ی ریچاردز برای بررسی حرکت آب در خاک با استفاده از الگوی خطی المان‌های محدود و معادلات انتقال-انتشار برای بررسی حرکت املاح و گرما در خاک است. در مدل HYDRUS-1D برای توصیف مشخصات هیدرولیکی خاک، نظیر منحنی رطوبتی و هدایت‌آبی غیراشباع، روابط متعددی تعریف شده است که معمول‌ترین آنها رابطه وان‌گنوختن-معلم است (عباسی و همکاران، ۲۰۰۳). شیرانی و همکاران (۱۳۹۰)، پژوهشی به منظور شبیه‌سازی حرکت یون بروماید در ستون‌های دست‌خورده‌ی خاک در دو بافت شن لومی و لوم شنی توسط مدل HYDRUS-1D انجام دادند. تحلیل حساسیت نرم‌افزار HYDRUS-1D نشان داد که افزایش ضریب پخشیدگی در آب، حداقل تأثیر را بر غلظت پیش‌بینی شده زه‌آب خروجی خاک مورد مطالعه داشته است؛ در حالیکه بیشترین حساسیت مدل مربوط به تغییرات رطوبت اشباع بود. مدل HYDRUS-1D با ضریب تبیین بیش از نه درصد پیش‌بینی خوبی از غلظت بروماید در زه‌آب نشان داد.

درخشان‌نژاد و همکاران (۱۳۸۹) به منظور بررسی حرکت نیترات در خاک تحت کشت نیشکر از مدل HYDRUS-1D استفاده کردند. نتایج نشان داد که گرچه این مدل توانست برآورد خوبی از روند حرکت نیترات در خاک داشته باشد؛ ولی مقادیر بهینه‌شده (برازش داده شده) توسط آن از میزان تعیین‌شده در آزمایش‌های صحرایی کمتر بود.

انصاری و همکاران (۱۳۹۸ a) در تحقیقی پارامترهای انتقال املاح شامل ضریب انتشار و سرعت واقعی را با استفاده از پارامترهای هیدرولیکی خاک و داده‌های غلظت برومید به روش مدل‌سازی معکوس در خاک لوم رسی مزرعه دانشگاه شهرکرد برآورد نمودند، مقدار ضریب انتشار برابر ۴/۰۹ سانتی‌متر به دست آمد.

اسدیان فلی (۲۰۱۳) برای بررسی انتقال نیترات در یک خاک لوم شنی تیمار شده با زئولیت از نرم‌افزار HYDRUS-1D استفاده کرد. نتایج شبیه‌سازی نشان داد که این مدل برآورد خوبی از انتقال نیترات در خاک دارد. دامنه‌ی ضریب همبستگی بین مقادیر شبیه‌سازی شده و آزمایشگاهی بین ۰/۹۴ و ۰/۹۷ محاسبه شد. لمی و همکاران (۲۰۱۳)، در تحقیقی به بررسی انتقال کلئوئیدها و املاح در ستون‌های خاک شنی و شن درشت‌دانه با و بدون پوشش ژئوتکستال پرداختند. آن‌ها آزمایش‌های خود را تحت دو نوع جریان اشباع و غیراشباع انجام دادند و سپس، الگوی جریان در خاک را با استفاده از معادله‌ی روان-ساکن و کاربرد مدل HYDRUS-1D توصیف کردند. نتایج نشان داد که وجود پوشش ژئوتکستال به افزایش همگنی خاک کمک کرده و باعث کاهش انتقال آلاینده‌ها می‌شود. وجود این پوشش در ستون خاک باعث انتقال منحنی رخنه خاک به سمت راست و همچنین کاهش قله آن شد که این به معنای خروج دیرتر و کمتر املاح از ستون‌های خاک پوشیده شده توسط ژئوتکستال است. همچنین نتایج نشان داد که خروج املاح از ستون‌های شن درشت‌دانه نسبت به ستون‌های شن سریع‌تر اتفاق افتاد. شبیه‌سازی انتقال املاح با مدل HYDRUS-1D، با ضریب رگرسیون نزدیک به ۱ از نتایج قابل قبولی برخوردار بود.

یکی از راهکارهای مفید استفاده از بقایای گیاهی، تبدیل آن‌ها به بایوچار است (ناولز و همکاران، ۲۰۱۱). در سال‌های اخیر تحقیق‌های بسیاری روی خصوصیات و

بایوچارها دارد.

به طور خلاصه، در ایران نیز کودهای مورد استفاده در زمین‌های کشاورزی، مهم‌ترین منبع آلودگی نیترات منابع آبی محسوب می‌شوند (ملکیان، ۱۳۹۰). سالانه در کشور، مقدار زیادی بقایای گیاهی تولید می‌شود که کشاورزان اغلب دغدغه‌ی چگونگی مدیریت آن‌ها را دارند. بنابراین، استفاده از روش‌های کم‌هزینه برای تبدیل بقایای کشاورزی ارزان‌قیمت به اصلاح‌کننده‌های آلی با ارزش، از اهمیت زیادی برخوردار است. با توجه به آنچه گفته شد، اهمیت دستیابی به تأثیر بقایای کشاورزی بر کاهش آلودگی نیترات از خاک و حذف آن از آب‌های آلوده مشخص می‌شود. از آنجایی که بایوچار به صورت لایه‌ای جداگانه، در محیط متخلخل بررسی نشده است؛ بنابراین، این پژوهش با هدف بررسی تأثیر قرارگیری لایه‌ای بایوچار در محیط متخلخل بر جذب نیترات از آب زیرزمینی، تأثیر ضریب انتشار و ایزوترم جذب بایوچار بر تغییرات منحنی رخنه نیترات و تغییرات پروفیل توزیع نیترات در نقاط مختلف خاک انجام شد.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، حل مستقیم انتقال آلودگی نیترات با نرم‌افزار HYDRUS-1D انجام گرفت. دو تیمار اصلی تحقیق، شامل خاک لایه‌ای با بایوچار برگ خرما با ضخامت ۱۱ سانتی‌متر و خاک بدون بایوچار بود. ورودی مدل، شامل میزان غلظت و مدت تزریق نیترات است؛ درحالی‌که خروجی مدل میزان غلظت در زمان‌ها و اعماق مختلف است. به‌منظور بررسی ویژگی‌های بایوچار، منحنی مشخصه‌ی رطوبتی خاک مربوطه بر مدل ون‌گنوختن برازش داده شد. به‌دلیل غیرخطی بودن این مدل، برآورد مؤثر پارامترها، مستلزم یک روش بهینه‌سازی غیرخطی و داشتن نقاط داده کافی (حداقل ۵ تا ۸ نقطه) است (ورایت و آر، ۱۹۹۸). بنابراین، رطوبت بایوچار در مکش‌های ۱۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰، ۵۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۱۰۰۰ سانتی‌متر آب، با استفاده از دستگاه صفحات فشار و در مکش‌های ۳۰۰، ۲۵۰، ۲۰۰، ۱۵۰ و ۱۰۰ سانتی‌متر آب با استفاده از ستون آویزان آب اندازه‌گیری شد (قطبی‌زاده و سپاس‌خواه، ۲۰۱۵). سپس با بهره‌گیری از قابلیت بهینه‌سازی غیرخطی در نرم‌افزار اکسل (ورایت و آر، ۱۹۹۸) پارامترهای مدل برآورد شدند. برای تعیین θ_s (رطوبت

عملکرد بایوچار به عنوان اصلاح‌کننده آب و خاک انجام شده است (موخرجی و زیم‌رمان، ۲۰۱۳؛ ماستو و همکاران، ۲۰۱۳؛ اینیانگ و همکاران، ۲۰۱۱؛ چینتالا و همکاران، ۲۰۱۳). بایوچار باعث جذب طیف وسیعی از ترکیبات سمی مانند فلزات سنگین (بسی و همکاران، ۲۰۱۰)، حشره‌کش‌ها (کوکانا، ۲۰۱۰) و سایر آلودگی‌ها در خود می‌شود. در سال‌های اخیر، کاربرد بایوچار در خاک به عنوان یک روش مطلوب برای کاهش آلودگی عناصر غذایی خاک (لیارد و همکاران، ۲۰۱۰)، تثبیت کربن آلی خاک (وولف و همکاران، ۲۰۱۰؛ ونچورا و همکاران، ۲۰۱۳)، کاهش گازهای گلخانه‌ای (استیوارت و همکاران، ۲۰۱۳) مطرح شده است. از دیگر مزایای بایوچار می‌توان به افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و آنیونی خاک (ناولز و همکاران، ۲۰۱۱) و توانایی حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آبی (چینتالا و همکاران، ۲۰۱۳) اشاره کرد. سال‌هاست که بشر به ظرفیت بالای زغال چوب فعال شده (کربن فعال) در جذب انواع نمک‌ها پی برده است و از آن در فرایندهای نمک‌زدایی صنعتی استفاده می‌کند (زو و همکاران، ۲۰۱۰). طبق گزارش‌ها، بایوچار ماندگاری ازت و فسفر را افزایش می‌دهد (اتکینسون و همکاران، ۲۰۱۰؛ جوزف و همکاران، ۲۰۱۰) که در خاک‌های سدیمی حائز اهمیت است. گزارش‌ها همچنین، حاکی از آن است که بایوچار با حفظ آمونیاک و آمونیوم و نیز کاهش انتشار گاز N_2O و آلودگی نیترات، قادر به حفظ ازت موجود در خاک است (کلایف و کندرون، ۲۰۱۰). به‌طور کلی، بایوچار به عنوان یک ترکیب آلی غنی از عناصر غذایی مورد نیاز گیاه در نظر گرفته می‌شود (پرواج و همکاران، ۲۰۱۲) که علاوه بر کربن، حاوی مقادیر قابل توجه عناصر غذایی ضروری گیاه، مانند فسفر و پتاسیم است (بریج و همکاران، ۲۰۱۲). از این‌رو، مصرف بایوچار در خاک می‌تواند باعث کاهش مصرف کودهای شیمیایی شود (بوچر و همکاران، ۲۰۱۰). سمسوری و همکاران (۲۰۱۳) گزارش دادند که بایوچارهای به‌دست‌آمده از پوسته‌ی میوه نخل روغنی و پوسته برنج در جذب عناصر سنگین موجود در محلول آبی مؤثرند. چینتالا و همکاران (۲۰۱۳) جذب سطحی نیترات توسط بایوچار فعال و غیرفعال را مورد مطالعه قرار دادند. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که فعال‌سازی بایوچار باعث افزایش ظرفیت جذب آن شده و اسیدیته محلول‌های حاوی یون‌های نیترات، تأثیر زیادی بر ظرفیت جذب

اشباع (cm.cm^{-3}))، نمونه به مدت ۲۴ ساعت اشباع شد؛ سپس، وزن شده و به مدت ۲۴ ساعت دیگر در گرمخانه با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. نمونه‌های خشک شده مجدداً وزن شده و θ_s محاسبه شد (میلر و

همکاران، ۲۰۰۲) و به عنوان اطلاعات ورودی برای لایه بایوچار به نرم‌افزار HYDRUS-1D داده شدند. نتایج خصوصیات خاک مورد استفاده در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده

NO ₃ (mg/kg)	EC (dS/m)	pH	تخلخل %	pb (gr/cm ³)	مواد آلی %	سیلت %	شن %	رس %	بافت خاک لوم رسی
۴/۰۴	۰/۳۳	۷/۳	۴۹	۱/۳۸	۰/۳۸	۴۸	۲۴	۲۸	

متفاوت است. در قسمت مربوط به پارامترهای آلاینده، مقدار ضریب پخشیدگی مولکولی نیترات در آب خالص برابر $0.6847 \text{ (cm}^2 \cdot \text{h}^{-1}\text{)}$ و ضریب پخشیدگی مولکولی در خاک برابر صفر در نظر گرفته شد (عباسی، ۱۳۹۲). رابطه‌ی تعادلی میان مقدار ماده‌ی جذب‌شده بر واحد جرم جاذب و غلظت در حالت تعادل آن در فاز مایع، در دمای ثابت، ایزوترم جذب نامیده می‌شود.

یکی از مهم‌ترین پارامترها برای پی بردن به سازوکار جذب، ایزوترم‌های جذب هستند. طبق مطالعات انجام شده، ایزوترم جذب نیترات توسط خاک، مقدار ناچیز (تقریباً صفر) است؛ در صورتی که ایزوترم جذب نیترات توسط بایوچار مقدار $5/820$ در نظر گرفته شده است (سمسوری و همکاران، ۲۰۱۳).

در این شبیه‌سازی برای شرایط مرزی بالایی (قسمت ابتدای بستر خاک) هد فشاری ثابت و برای شرایط مرزی پایینی زهکشی آزاد انتخاب شده است. همچنین در قسمت مربوط به شرایط اولیه، هد فشاری انتخاب شده است. برای شرایط مرزی بالایی و پایینی در رابطه با انتقال املاح، به ترتیب شار غلظت بالادست و گرادیان برابر صفر انتخاب شدند. در شکل ۱، نحوه‌ی قرارگیری خاک و بایوچار در پروفیل عمودی به همراه نقاط مشاهداتی مشخص شده است. در قسمت شرایط اولیه، غلظت سراسر پروفیل یکسان است؛ ولی هد فشاری نقطه‌ی ابتدای پروفیل برابر ۴۰ سانتی‌متر و در بقیه‌ی نقاط برابر صفر در نظر گرفته شد که شماتیک مدل در شکل ۲ ارائه شده است.

این پژوهش با دو تیمار اصلی، شامل تیمار بستر خاک بدون وجود بایوچار (شاهد) و تیمار دوم، خاک با یک لایه ساندویچ بایوچار به ضخامت ۱۱ سانتی‌متر است. همچنین، تیمارهای فرعی، شامل سه سطح ضریب انتشار (۰ و

با توجه به انتخاب حرکت آب و املاح در قسمت ابتدایی نرم‌افزار HYDRUS-1D، ژئومتری شامل طول ستون خاک معادل ۲۹ سانتی‌متر، ستون خاک به صورت قائم و تعداد لایه خاک برابر سه لایه وارد شدند. مدل انتخاب شده برای خصوصیات هیدرولیکی خاک، مدل تک خلل و فرجی وان‌گنوختن تعدیل شده است. مشخصات هیدرولیکی خاک با استفاده از رابطه وانگنوختن به دست آمد (وانگنوختن، ۱۹۸۰) که به صورت زیر توصیف می‌شود:

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha h|^n)^m} & \text{for } h < 0 \\ \theta_s & \text{for } h > 0 \end{cases} \quad (1)$$

که در آن: θ_r ، رطوبت باقیمانده (cm.cm^{-3})؛ α ، پارامتر عکس مکش نقطه ورود هوا (cm^{-1})؛ و n ، پارامتر توزیع اندازه منافذ (بدون بعد) هستند. معمولاً به منظور کاستن از تعداد پارامترهای نیازمند برآورد $(m=1-1/n)$ در نظر گرفته می‌شود.

در قسمت اطلاعات مربوط به انتقال املاح، واحد انتخابی برای جرم میلی‌گرم (mg)، تعداد آلاینده یک و مدت زمان تزریق نیترات برابر با مدت زمان برقراری جریان (تزریق پیوسته) وارد شد. جرم مخصوص ظاهری برای لایه‌های خاک و لایه بایوچار با روش استوانه، به دست آمد. ضریب انتشار طولی و عرضی بیان‌کننده‌ی تأثیر تغییرات میکروسکوپی سرعت جریان بر انتقال املاح است. این دو ضریب، پارامترهای خاص خاک هستند که با آزمایش عناصر بی‌اثر یا روابط تجربی تعیین می‌شوند. نتایج بسیاری از پژوهش‌ها نشان می‌دهد که تأثیر انتشارپذیری طولی بیشتر از انتشارپذیری عرضی است (عباسی، ۱۳۹۲).

مقدار ضریب انتشار پذیری طولی (cm) خاک مورد آزمایش، با روش حل معکوس، محاسبه شد. ضریب پخشیدگی مولکولی به انرژی جنبشی مولکولی مرتبط است. مقدار این ضریب در فازهای جامد، مایع و گاز بسیار

نتایج و بحث

تأثیر ضریب انتشار (D) بر منحنی رخنه و پروفیل

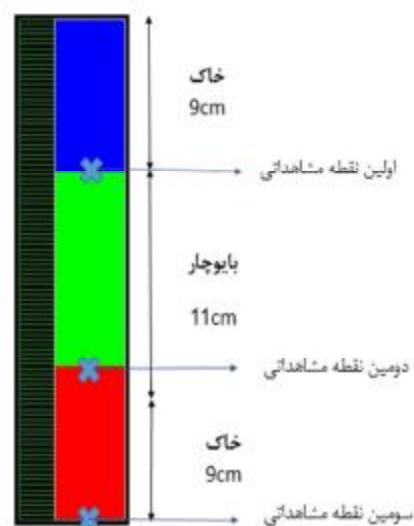
توزیع نیترا

شکل ۳، مقایسه‌ی حالت‌های مختلف منحنی رخنه (غلظت نسبی در مقابل حجم منفذی) را نشان می‌دهد. در حالتی که لایه‌ی بایوچار به نمونه خاک اضافه شد، منحنی رخنه نیترا نسبت به حالت بدون بایوچار، در نقاط مختلف به سمت راست کشیده شده است. با افزایش ۵۰ درصدی ضریب انتشار، منحنی رخنه نیترا نسبت به حالت بدون تغییر D، به سمت بالا کشیده است و کاهش غلظت نیترا، کاهش پیدا کرده است. با کاهش ۵۰ درصدی ضریب انتشار، منحنی رخنه نیترا نسبت به حالت بدون تغییر D، به پایین و سمت راست کشیده شده و کاهش غلظت نیترا، افزایش پیدا کرده و دیرتر به غلظت ثابت رسیده است.

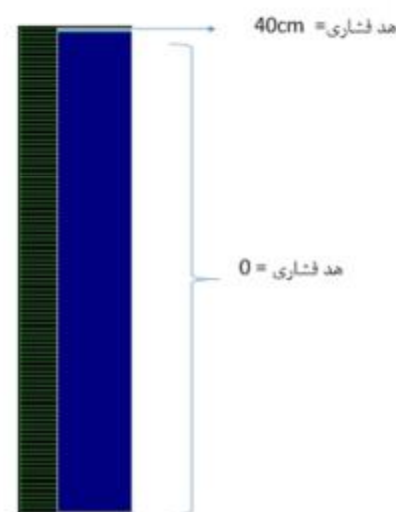
مقایسه‌ی خاک لایه‌ای و خاک بدون بایوچار، بیانگر این است که خاک لایه‌ای با لایه بایوچار باعث انتقال منحنی رخنه به سمت راست و همچنین کاهش قله آن شد که این به معنای خروج دیرتر و کمتر املاح از بستر خاک است. نتایج این پژوهش با نتایج لمی و همکاران (۲۰۱۳) همخوانی دارد.

در شکل ۴، پروفیل توزیع نیترا در اعماق خاک در سطوح صفر، ۵۰%+ و ۵۰%- ضریب انتشار طی زمان‌های مختلف مقایسه شده است. همان‌طور که در شکل مشاهده می‌شود، در شرایط اولیه خاک، نیترا در خاک وجود ندارد. با تزریق نیترا با غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، در خاک بدون لایه بایوچار، در ساعت‌های ابتدایی با افزایش عمق غلظت نیترا کاهش پیدا کرده و انتهای ستون خاک غلظت کمتری نسبت به بقیه نقاط دارد. با ادامه‌ی تزریق و عبور آلاینده از تمام نقاط ستون خاک، غلظت آلاینده در تمام عمق‌ها با غلظت اولیه تزریق برابر شد. با اضافه‌شدن لایه‌ی بایوچار به خاک در مقایسه با خاک بدون لایه بایوچار، در ساعت‌های ابتدایی تزریق، نیترا با سرعت کمتری شروع به توزیع در محیط کرده و زمان بیشتری برای رسیدن غلظت آلاینده به غلظت اولیه‌ی تزریق طول کشیده است. این تغییرات در سطح ۵۰%+ و ۵۰%- ضریب انتشار به‌وضوح دیده می‌شود و انتهای ستون خاک با گذشت زمان بیشتری نسبت به سطح صفر ضریب انتشار به غلظت ورودی رسیده است.

۵۰%+ و ۵۰%-) و سه سطح تغییرات ایزوترم جذب بایوچار (۰ و ۵۰%+ و ۵۰%-) هستند. با تغییرات کاهش و افزایش ضریب انتشار بایوچار و ایزوترم جذب بایوچار، میزان غلظت شبیه‌سازی‌شده در زمان‌های مختلف و تغییرات منحنی رخنه در نقاط مشاهده‌ای مشخص، همچنین میزان غلظت شبیه‌سازی‌شده در عمق‌های مختلف و تغییرات پروفیل توزیع نیترا بررسی شدند. با انتقال خروجی مدل به نرم‌افزار اکسل و تبدیل مقادیر زمان به حجم منفذی، تغییرات منحنی رخنه در نقاط مشاهده‌ای مختلف و تغییرات پروفیل توزیع نیترا مقایسه شدند.



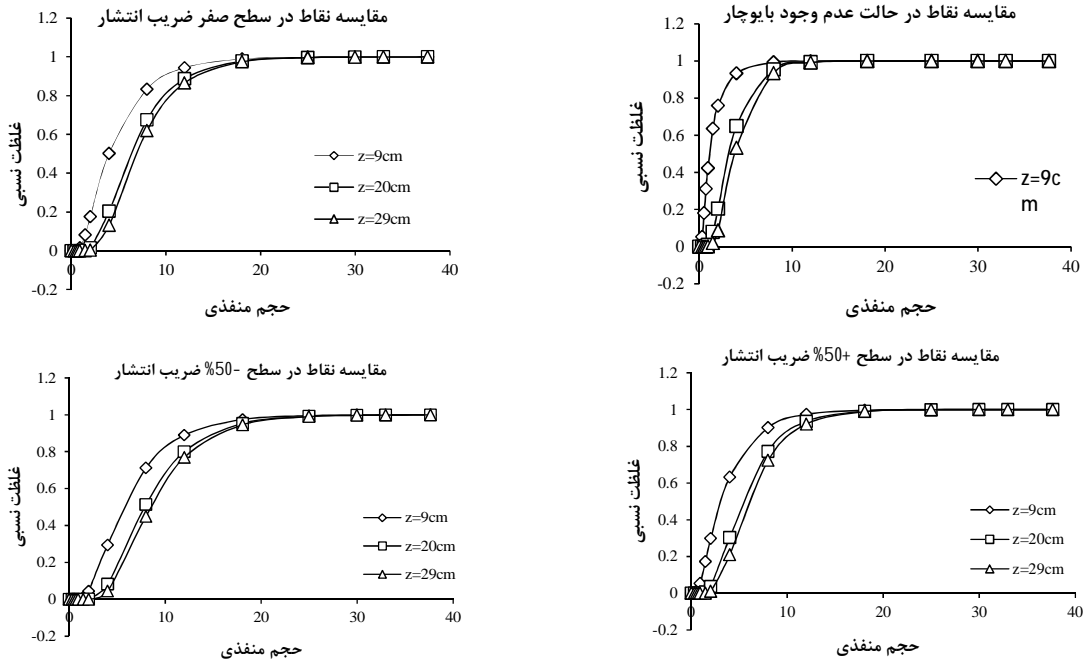
شکل ۱- نوع توزیع خاک و بایوچار در پروفیل عمودی و نقاط مشاهده‌ای



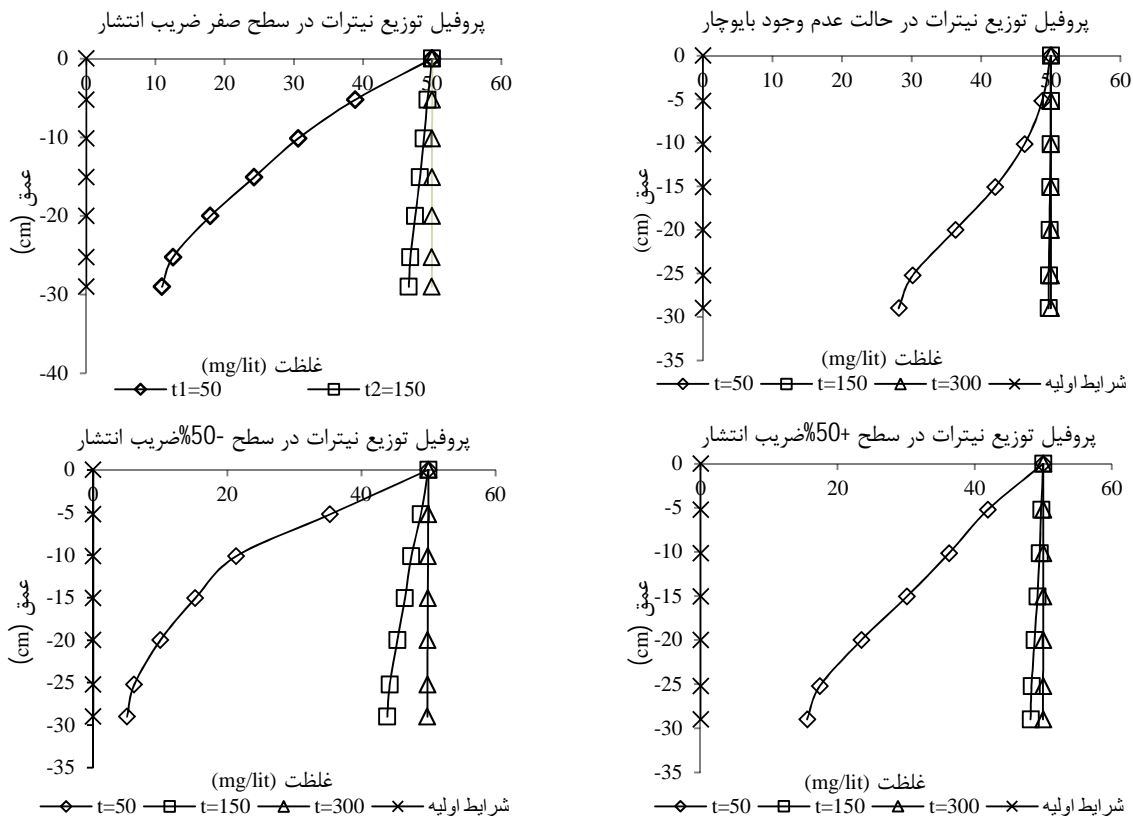
شکل ۲- شرایط اولیه هد فشاری در پروفیل

است و حدود ۶۱ درصد کاهش نیترات خروجی را به همراه داشته است که بیانگر جذب نیترات توسط لایه بایوجار است. در سطح ۵۰٪- ضریب انتشار، توزیع نیترات آهسته‌تر از حالات دیگر اتفاق افتاده است.

مقایسه‌ی خاک لایه‌ای و خاک بدون بایوجار، نشان می‌دهد که میزان نیترات خاک در زمان $t=50hr$ در انتهای ستون از ۲۸ میلی‌گرم در لیتر در تیمار شاهد، به حدود ۱۱ میلی‌گرم در لیتر در تیمار وجود لایه بایوجار رسیده



شکل ۳- مقایسه نبود لایه بایوجار و وجود آن بر منحنی رخنه در مقادیر مختلف ضریب انتشار در سه نقطه مشاهداتی ۲۹ و ۲۰ سانتی‌متر

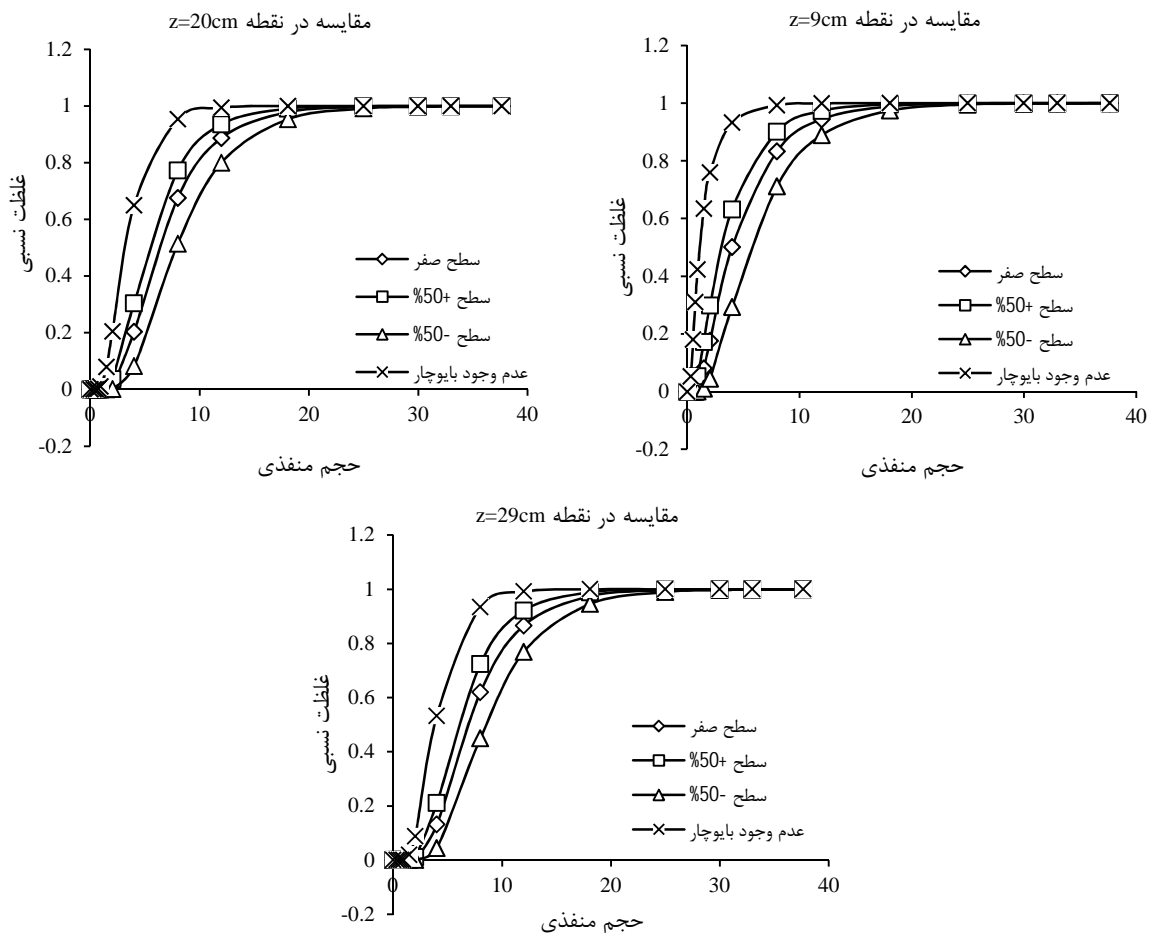


شکل ۴- مقایسه پروفیل توزیع نیترات در اعماق خاک در سطوح مختلف ضریب انتشار طی زمان‌های مختلف

تأثیر ضریب انتشار (D) بر منحنی رخنه نیترات در

نقاط مشاهده‌ای مختلف

شکل ۵، نشان می‌دهد که در اولین نقطه مشاهده‌ای، با افزایش ضریب انتشار طولی، کاهش غلظت نیترات خروجی کاهش پیدا کرده و منحنی رخنه به سمت چپ کشیده شده است. همان‌طور که در شکل پیداست، در دومین نقطه مشاهده‌ای غلظت نیترات خروجی به طور قابل توجهی کاهش پیدا کرده و با کاهش ضریب انتشار، منحنی رخنه نیترات به سمت راست کشیده شده است.



شکل ۵- مقایسه منحنی رخنه در نقاط مختلف مشاهده‌ای در مقادیر مختلف ضریب انتشار

سانتی‌متر شده است. در تمامی حالات افزایش یا کاهش ضریب ایزوترم جذب، میزان جرم آلاینده خروجی کمتر از تیمار شاهد است که این موضوع بیانگر موفق بودن لایه بایوچار در کاهش آلاینده است. مقایسه‌ی تیمار شاهد با تمامی سطوح ضریب ایزوترم جذب، نشان می‌دهد که منحنی رخنه نیترات در تمام عمق‌ها، به سمت راست انتقال یافته است، که این به معنای خروج دیرتر و کمتر

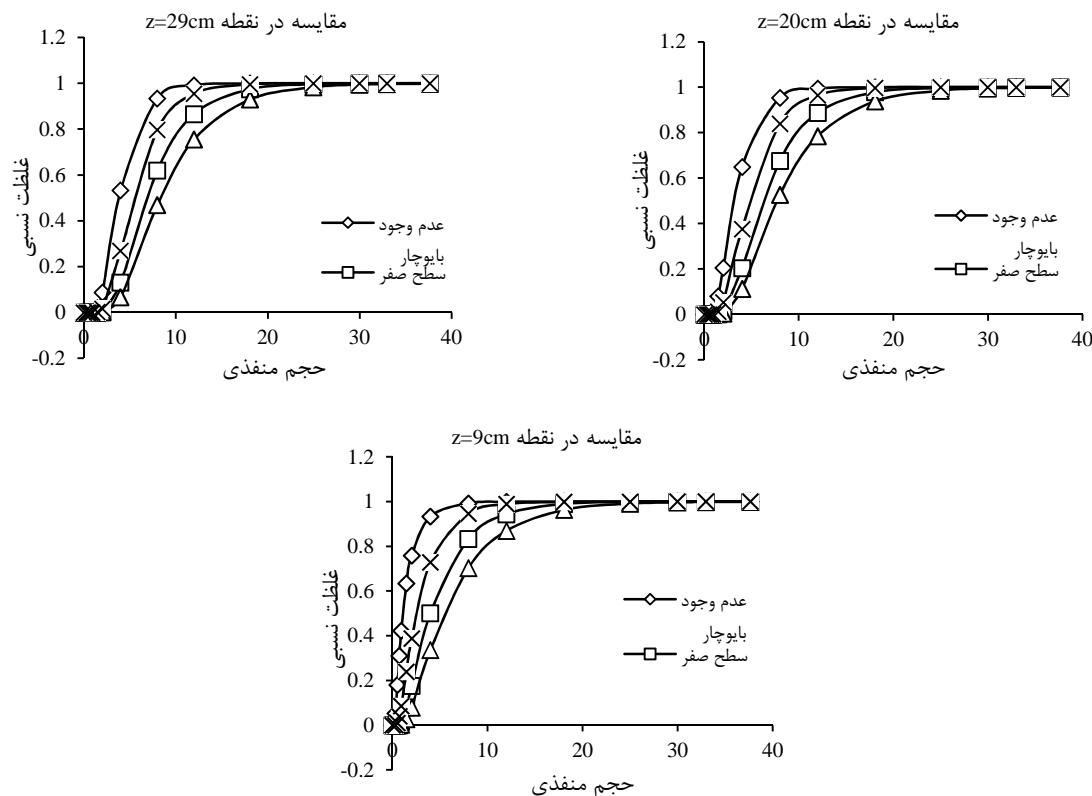
تأثیر ایزوترم جذب (Kd) بر منحنی رخنه و پروفیل

توزیع نیترات

با توجه به شکل ۶ مشاهده می‌شود که با افزایش مقدار عددی ایزوترم جذب، منحنی رخنه نیترات بیشتر به سمت راست انتقال یافته و غلظت نیترات خروجی نسبت به تیمار شاهد کاهش پیدا کرده است؛ به طوری که غلظت نیترات در نقطه $Z=29$ سانتی‌متر کمتر از $Z=20$ و $Z=9$

نقطه نسبت به نقطه قبل کاهش یافته است. نتایج این پژوهش با مطالعات (بسلی و همکاران، ۲۰۱۰)، همخوانی دارد و گویای حذف آلودگی نیترات توسط بایوچار است.

املاح از بستر خاک است. لایه بایوچار با جذب آلاینده، باعث کاهش چشمگیر غلظت آلاینده خروجی در تمام نقاط مشاهداتی شده است و جرم آلاینده خروجی در هر



شکل ۶- مقایسه منحنی رخنه در نقاط مختلف مشاهده‌ای و با مقادیر مختلف ضریب ایزوترم جذب

در شکل ۷، پروفیل توزیع نیترات در اعماق خاک در سطوح $+50\%$ و -50% ضریب ایزوترم جذب طی زمان‌های مختلف مقایسه شده است. با توجه به شکل مشاهده می‌شود که در ساعات‌های ابتدایی تزریق، نیترات با سرعت کمتری شروع به توزیع در محیط کرده و با افزایش عمق، غلظت نیترات کاهش پیدا کرده و انتهای ستون خاک غلظت کمتری نسبت به بقیه نقاط دارد. سطح $+50\%$ ضریب ایزوترم جذب، در توزیع نیترات آهسته‌تر از حالات دیگر عمل کرده است. مقایسه‌ی تغییرات در سطوح $+50\%$ و -50% ضریب ایزوترم جذب با خاک بدون بایوچار نشان می‌دهد که وجود لایه بایوچار باعث افزایش مدت زمان انتقال و توزیع آلاینده به اعماق خاک شده است. جدول ۲، به طور خلاصه، نتایج مومنتم صفر تمامی تیمارهای پژوهش را نشان می‌دهد. از آنجایی که مومنتم صفر نشان‌دهنده‌ی میزان جرم آلاینده عبورکرده (Mass

balance) در آن مقطع معین است؛ از این‌رو، با توجه به جدول مذکور مشاهده می‌شود که در تمامی تیمارها مقدار آلاینده‌ی عبورکرده در ارتفاع $z=9$ بیشتر از $z=20$ سانتی‌متر و به طور مشابه برای $z=20$ کمتر از $z=29$ سانتی‌متر است که در هر یک نشان از جذب شدن آلاینده در عمق‌های بالاتر است و بنابراین، مقدار آلاینده‌ی کمتری در زمان و مقطع معین عبور نموده است. مقایسه سطح صفر تیمار با بایوچار (برابر $13/78$ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب بر ساعت) و تیمار شاهد (برابر $15/36$ میلی‌گرم بر سانتی‌متر مکعب بر ساعت) نشان از تله‌اندازی آلاینده در محیط خاک-بایوچار و کاهش $10/3$ درصدی آلاینده خروجی از بستر خاک در هر نقطه‌ی مشاهده‌ای است. نتیجه‌ی دیگر از جدول ۲، نشان می‌دهد در تمامی حالات افزایش یا کاهش ضریب انتشار و ضریب ایزوترم جذب، باز هم میزان جرم آلاینده مانده در محیط بستر (Poruse media) بیشتر از تیمار شاهد است. این مسئله

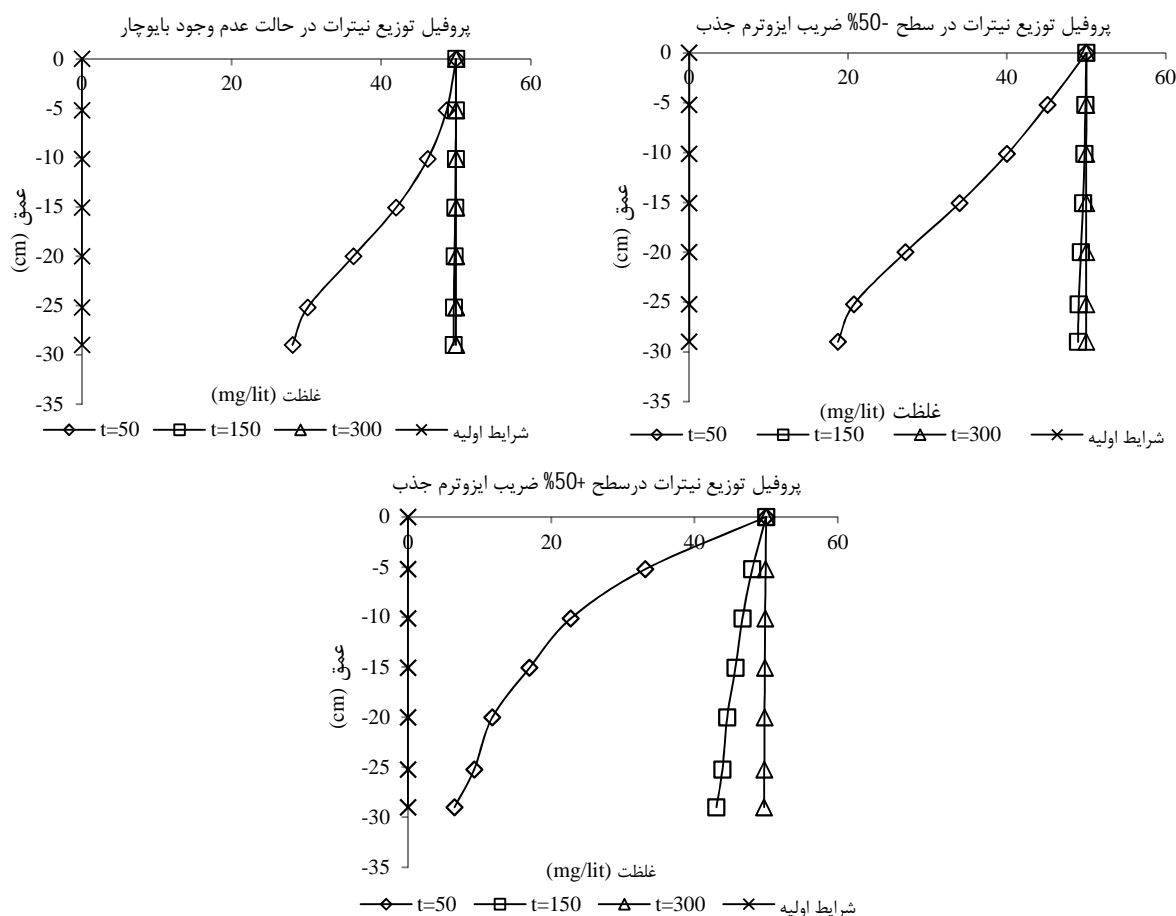
در شکل ۷، پروفیل توزیع نیترات در اعماق خاک در سطوح $+50\%$ و -50% ضریب ایزوترم جذب طی زمان‌های مختلف مشاهده می‌شود که در ساعات‌های ابتدایی تزریق، نیترات با سرعت کمتری شروع به توزیع در محیط کرده و با افزایش عمق، غلظت نیترات کاهش پیدا کرده و انتهای ستون خاک غلظت کمتری نسبت به بقیه نقاط دارد. سطح $+50\%$ ضریب ایزوترم جذب، در توزیع نیترات آهسته‌تر از حالات دیگر عمل کرده است.

مقایسه‌ی تغییرات در سطوح $+50\%$ و -50% ضریب ایزوترم جذب با خاک بدون بایوچار نشان می‌دهد که وجود لایه بایوچار باعث افزایش مدت زمان انتقال و توزیع آلاینده به اعماق خاک شده است. جدول ۲، به طور خلاصه، نتایج مومنتم صفر تمامی تیمارهای پژوهش را نشان می‌دهد. از آنجایی که مومنتم صفر نشان‌دهنده‌ی میزان جرم آلاینده عبورکرده (Mass

نسبت به تیمار شاهد (بدون بایوچار) بیشتر است که نشان‌دهنده‌ی گرفتارشدن آلاینده در محیط خاک-بایوچار و کاهش آلاینده‌ی خروجی است. لایه بایوچار در تمامی حالات، سبب کاهش آلاینده خروجی از بستر خاک شده است. همچنین، از مقایسه‌ی سطوح مختلف نسبت به سطح صفر، می‌توان نتیجه گرفت که سطح ۵۰٪ ضریب انتشار و ۵۰٪- ضریب ایزوترم جذب، در انتقال منحنی رخنه به سمت راست و کاهش آلاینده‌ی خروجی، موفق‌تر بوده‌اند. نتایج این پژوهش با گزارش سمسوری و همکاران (۲۰۱۳)، همخوانی دارد و نشان‌دهنده‌ی جذب عناصر سنگین موجود در محلول آبی توسط بایوچار است.

بیانگر آن است که تقریباً در تمامی حالات، بایوچار موفق به جذب آلاینده در محیط و کاهش آلاینده‌ی خروجی از بستر خاک شده است. نتایج این پژوهش با نتایج چینتالا و همکاران (۲۰۱۳) همخوانی دارد که نشان از جذب سطحی نیترات توسط بایوچار فعال و غیرفعال است.

جدول ۳ به طور خلاصه نتایج مومنتم یک نرمال‌شده، در تمامی تیمارهای پژوهش را نشان می‌دهد. از آنجایی که مومنتم یک نرمال‌شده پژوهش، میانگین زمان رسیدن آلاینده را در آن مقطع معین نشان می‌دهد؛ از این‌رو، با توجه به جدول مذکور، مشاهده می‌شود که در تمامی تیمارها میانگین زمان رسیدن آلاینده در نقاط مشاهداتی



شکل ۷- پروفیل توزیع نیترات در اعماق خاک در سطوح مختلف ضریب ایزوترم جذب طی زمان‌های مختلف

جدول ۲- مقادیر مومنتم صفر تمامی تیمارها ($\text{mg}/\text{cm}^3 \times \text{hr}$)

مومنتوم صفر	نبود بایوچار	سطح صفر	ضریب انتشار		ایزوترم جذب	
			سطح ۵۰٪+	سطح ۵۰٪-	سطح ۵۰٪+	سطح ۵۰٪-
$z=9\text{cm}$	۱۶/۷۲	۱۵/۰۵	۱۵/۵۶	۱۴/۲۶	۱۴/۲۳	۲۳/۹۰
$z=20\text{cm}$	۱۵/۶۵	۱۴/۰۶	۱۴/۵۵	۱۳/۲۸	۱۳/۲۴	۱۴/۸۸
$z=29\text{cm}$	۱۵/۳۶	۱۳/۷۸	۱۴/۲۷	۱۳/۰۱	۱۲/۹۷	۱۴/۶۰

جدول ۳- مقادیر نرمال شده مومنوم یک تمامی تیمارهای پژوهش (hr)

نرمال شده مومنوم یک	نبود بایوچار	سطح صفر	ضریب انتشار		ایزوترم جذب	
			سطح +۵۰%	سطح -۵۰%	سطح +۵۰%	سطح -۵۰%
z=۹cm	۱۵۹/۶۸۶	۱۷۳/۲۸۳	۱۶۹/۲۲۵	۱۷۹/۸۲۸	۱۷۹/۴۰۰	۱۶۶/۵۷۰
z=۲۰cm	۱۶۸/۹۵۸	۱۸۲/۰۱۱	۱۷۸/۱۰۴	۱۸۸/۳۸۰	۱۸۷/۹۶۱	۱۷۵/۵۳۷
z=۲۹cm	۱۷۱/۵۶۴	۱۸۴۰/۴۸۰	۱۸۰/۵۹۷	۱۹۰/۸۲۲	۱۹۰/۴۱۰	۱۷۸/۰۴۸

نتیجه‌گیری

افزایش مقدار عددی ایزوترم جذب بایوچار باعث می‌شود منحنی رخنه نیترات به سمت راست کشیده شده و غلظت نیترات خروجی کاهش یابد؛ در حالیکه با افزایش ضریب انتشار طولی بایوچار، کاهش غلظت نیترات خروجی کاهش یافته و منحنی رخنه به سمت چپ کشیده می‌شود. نتایج نشان می‌دهد که با افزایش مقدار عددی ایزوترم جذب، منحنی رخنه نیترات بیشتر به سمت راست کشیده شده و غلظت نیترات خروجی نسبت به تیمار شاهد کاهش پیدا کرده است. لایه بایوچار باعث کاهش غلظت نیترات خروجی و کشیده شدن منحنی رخنه نیترات به سمت راست می‌شود. مقایسه‌ی سطح صفر تیمار با بایوچار و تیمار شاهد (بدون بایوچار) نشان‌دهنده‌ی تله‌اندازی آلاینده در محیط خاک- بایوچار و کمتر شدن آلاینده‌ی خروجی از بستر در هر نقطه‌ی مشاهده‌ای است. لایه‌ی بایوچار در تمامی سطوح افزایش و کاهش ضریب انتشار و ضریب ایزوترم جذب، با جذب آلاینده در محیط باعث کاهش جرم آلاینده خروجی و افزایش مدت زمان توزیع نیترات شده است؛ که این به معنای خروج دیرتر و کمتر املاح از ستون خاک با لایه بایوچار است. لازم به ذکر است که سطح +۵۰٪ ضریب انتشار و -۵۰٪ ضریب ایزوترم جذب، در افزایش مدت زمان انتقال و توزیع آلاینده و کاهش سرعت انتقال و توزیع آلاینده‌ی خروجی، موفق‌تر بوده‌اند.

منابع

- انصاری سامانی ف. طباطبائی س. ح. عباسی ف. و علایی ا. ۱۳۹۸b. حذف نیترات از آب‌های زیرزمینی به صورت درجا با استفاده از منابع کربنی مایع. مجله پژوهش آب ایران. ۳۴: ۱۴۷-۱۵۹.
- درخشان‌نژاد ز. صیاد غ و جعفرنژادی ع. ۱۳۸۹. شبیه‌سازی حرکت نیترات در خاک‌های تحت کشت نیشکر با استفاده از مدل انتقال املاح HYDRUS-1D. اولین همایش ملی کشاورزی پایدار و تولید محصول سالم، اصفهان، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، ۱۹ و ۲۰ آبان ماه. ۴ ص.
- شیرانی ح. کرد م. صیاد غ. و نقوی ه. ۱۳۹۰. شبیه‌سازی حرکت برومید در ستون‌های دست خورده خاک با استفاده از مدل HYDRUS-1D. پژوهش‌های آب‌خیزداری (پژوهش و سازندگی). ۲۴(۳): ۲۰-۳۱.
- عباسی ف. ۱۳۹۲. فیزیک خاک پیشرفته چاپ دوم. دانشگاه تهران: مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران. ۲۶۰ ص.
- ملکیان ر. ۱۳۹۰. تأثیر ژئولیت کلینوپتیلولایت طبیعی و اصلاح شده با سورفکتانت بر آبشویی نیترات و رشد ذرت. پایان‌نامه دکتری. دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۷۵ ص
- نیک‌آیین م. و ناصری س. ۱۳۸۵. ارزیابی کاربرد آهن عنصری در پاکسازی آب‌های آلوده به نیترات. مجله مهندسی بهداشت محیط. ۱۷(۴): ۱۵-۲۱.
- Abbasi F. Jacques D. Simunek J. Feyen J. and Genuchten M. Th. 2003. Inverse estimation of the soil hydraulic and solute transport parameters from transient field experiments: heterogeneous soil. Trans. ASAE. 46 (4): 1097-1111.
- Asadian feli Z. 2013. Effect of irrigation with municipal wastewater and potassium zeolite. J. of Hydrology. 42: 99-111.

- انصاری سامانی ف. طباطبائی س. ح. عباسی ف. و علایی ا. ۱۳۹۸a. آنالیز حساسیت پارامترهای هیدرولیکی محیط متخلخل در حل معکوس انتقال برومید. نشریه علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی). ۲۳(۳): ۳۵۵-۳۶۶.

21. Kookana R. S. 2010. The role of biochar in modifying the environmental fate, bioavailability, and efficacy of pesticides in soils: a review. *Australian Journal of Soil Research*. 48: 627-637.
22. Laird D. Fleming P. Wang B. Horton R. and Karlen D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*. 158: 436-444.
23. Lamy E. Lassabatere L. Bechet B. and H. Andrieu. 2013. Effect of a nonwoven geotextile on solute and colloid transport in porous media under both saturated and unsaturated conditions. *Geotextiles and Geomembranes*. 36: 55-65.
24. Masto R. E. Kumar S. Rout T. Sarkar P. George J. and L. Ram. 2013. Biochar from water hyacinth (*Eichornia crassipes*) and its impact on soil biological activity. *Catena*. 111: 64-71.
25. Miller C. J. ASCE M. Yesiller N. ASCE A. M. Yaldo K. and Merayyan S. 2002. Impact of Soil Type and Compaction Conditions on Soil Water Characteristic. *Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering*. 733-742.
26. Mukherjee A. and Zimmerman A. R. 2013. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars. *Geoderma*. 193-194: 122-130.
27. Parvage M. M. Ulén B. Eriksson J. Strock J. and Kirchmann H. 2012. Phosphorus availability in soils amended with wheat residue char. *Biology and Fertility of Soils*. 49:245-250.
28. Samsuri W. A. Sadegh- Zadeh F and Jalili B. 2013. Adsorption of As(III) and As(V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 1(4): 981-988.
29. Stewart C. E. Zheng J. Botte J. and Cotrufo M. F. 2013. Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *Global Change Biology Bioenerg*. 5:153-164.
30. Van Genuchten M. T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of American Journal*. 44: 892-898.
31. Ventura M. Sorrenti G. Panzacchi P. George E. and Tonon G. 2013. Biochar Reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. *Journal of Environmental Quality*. 42: 7682.
32. Woolf D. Amonette J. E. Street-Perrott F. A. Lehmann J. and Joseph S. 2010. Sustainable
10. Atkinson C.J. Fitzgerald J.D. and Hippes N.A. 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil* 337: 1-18.
11. Beesley L. Jimenez E. M. and Eyles J. L. G. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in multi-element polluted soil. *International Journal of Environmental Pollution*. 158:2282-2287.
12. Briggs C. Breiner J. M. and Graham R. C. 2012. Physical and chemical properties of *Pinus ponderosa* charcoal: implications for soil modification. *Soil Science*. 177:263-268.
13. Busscher W. J. Novak J. M. Evans D. E. Watts D. W. Niandou M. A. S. and Ahmedna M. 2010. Influence of pecan biochar on physical properties of a Norfolk loamy sand. *Soil Science*. 175:10-14.
14. Chintala R. Mollinedo J. Schumacher T. E. Papiernik S. K. Malo D. D. Clay D. E. and Gulbrandson D. W. 2013. Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*. 179: 250-257.
15. Clough T. J. and Condron L. M. 2010. Biochar and the nitrogen cycle: introduction. *Journal of Environmental Quality*. 39(4): 1218-1223.
16. Fechter J. Allison B. E. Sivalcumar M. V. K. Van Der Ploeg R. R. and Beley J. 1991. An evaluation of the SWATRE and CERES-Milet models for southwest Niger. *Proceedings of the Niame*. 9 p.
17. Ghotbizadeh M. and Sepaskhah A. R. 2015. Effect of irrigation interval and water salinity on growth of vetiver (*Vetiveria zizanioides*). *International Journal of Plant Production*. 9(1): 17-38.
18. Inyang M. Gao B. Ding W. Pullammanappallil P. Zimmerman A. R. and X Cao. 2011. Enhanced lead sorption by biochar derived from anaerobically digested sugarcane bagasse. *Separation Science and Technology*. 46(12): 1950-1956.
19. Jones B. E. H. Haynes R. J. and Phillips I. R. 2010. Effect of amendment of bauxite processing sand with organic materials on its chemical, physical and microbial properties. *Journal of Environmental Management*. 91: 2281-2288.
20. Knowles O. Robinson B. Contangelo A. and L. Clucas. 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment*. 409(17): 3206-3210.

- biochar to mitigate global climate change. Nature Communicaions.1:56.
33. Wraith M. and Or D. 1998. Nonlinear Parameter Estimation Using Spreadsheet Software. Journal of Natural Resources and Life Sciences Education. 27: 13-19.
34. Xu X. Gao B. Y. Yue Q. Y. and Q. Q. Zhong. 2010. Preparation and utilization of wheat straw bearing amine groups for the sorption of acid and reactive dyes from aqueous solutions. Journal of Hazardous Materials. 182(1): 1-9.