

بررسی تأثیر شوری بر عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون حاصل از خاک و باگاس نیشکر برای حذف نیترات

ساره تنگسیر^{۱*}، عبدعلی ناصری^۲، هادی معاضد^۳، سید ابراهیم هاشمی گرم‌دره^۴ و سعید برومندنسب^۵

چکیده

نیترات در طبیعت به واسطه فعالیت‌های میکروبی می‌تواند به نیتريت، نیتروژن یا دیگر شکل‌ها تبدیل شود. روش‌های مختلفی برای حذف نیترات از آب‌ها وجود دارند که از بهترین آن‌ها، استفاده از بسترهای دنیتریفیکاسیون است. در این پژوهش سعی شده است تا با طراحی بسترهای دنیتریفیکاسیون حاوی مخلوطی از خاک و باگاس نیشکر، عملکرد آن‌ها برای حذف نیترات طی فرآیند دنیتریفیکاسیون تحت سطوح شوری متفاوت بررسی شود. این پژوهش در آزمایشگاه تحقیقاتی دانشکده مهندسی علوم آب دانشگاه شهید چمران انجام شد. به‌منظور انجام این مطالعه از ۹ عدد ستون از جنس پلی اتیلن به طول ۳۵ و قطر ۷/۶۲ سانتی‌متر استفاده شد. به‌منظور شبیه‌سازی جریان ورودی از سه سطح شوری حدود ۲، ۵ و ۸ دسی‌زیمنس بر متر استفاده شد. غلظت نیترات ورودی در این مطالعه در حدود ۴۵ میلی‌گرم در لیتر بود. نتایج این پژوهش نشان داد که راندمان حذف نیترات با افزایش شوری کاهش یافت. همچنین مشاهده شد که با افزایش شوری نسبت کربن به ازت کل (C:N) کاهش یافت. نتایج آنالیز FTIR و SEM نیز تجزیه منبع کربنی را به واسطه فعالیت باکتری‌های هتروتروفیک طی دنیتریفیکاسیون تأیید کردند.

واژه‌های کلیدی: باگاس نیشکر، دنیتریفیکاسیون، شوری، نیترات.

ارجاع: تنگسیر س.، ناصری ع.، معاضد ه.، هاشمی گرم‌دره س. ا. و برومندنسب س. ۱۳۹۷. بررسی تأثیر شوری بر عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون حاصل از خاک و باگاس نیشکر برای حذف نیترات. مجله پژوهش آب ایران. ۳۰: ۵۱-۶۰.

۱- دانشجوی دکتری گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران.
۲- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران.
۳- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران.
۴- استادیار گروه آبیاری و زهکشی، پردیس اهورجان، دانشگاه تهران.
۵- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهید چمران.

* نویسنده مسئول: saretangsir@yahoo.com

تاریخ پذیرش: 1395/10/05

تاریخ دریافت: 1394/12/15

مقدمه

از بزرگ‌ترین معایب سیستم‌های زهکشی، انتقال و آبشویی املاح از جمله آفت‌کش‌ها و کودها به آب‌های سطحی است که منجر به آلوده شدن آن‌ها می‌شوند (وانگ و همکاران، ۲۰۰۹).

استنفورد و همکاران (۱۹۷۵)، نیترات را به دلیل قابلیت حلالیت بسیار بالا و عدم نگهداشت توسط خاک، به‌عنوان گسترده‌ترین آلاینده آب زیرزمینی در جهان معرفی کرده‌اند. به‌علاوه کامرگو و آلسو (۲۰۰۶)، در مطالعه‌ای، چهار مشکل زیست‌محیطی اصلی ناشی از زیادی نیتروژن در طبیعت از جمله ترش شدن آب‌های شیرین، مغذی شدن آب‌ها^۱ و مناطق مرده هیپوکسیک^۲ (کم اکسیژن)، بیان کرده‌اند که عوارض نامطلوب بهداشتی برای موجودات آبی و تولید گاز گلخانه‌ای N_2O را به دنبال دارند. گالوی و همکاران (۲۰۰۳)، این موضوع را بسیار نگران‌کننده گزارش کرده‌اند؛ زیرا از دیدگاه آن‌ها مقدار نیتراتی که انسان به محیط‌زیست اضافه کرده است، بیشتر از مقداری که از طریق فرآیند دنیتریفیکاسیون از اکوسیستم حذف شده است؛ به طوری که در نهایت این امر منجر به تشدید حرکت نیترات به دریافت‌کننده‌های پایین‌دست در محیط‌زیست از قبیل دریاچه‌ها و مصب رودخانه‌ها شده است. آن‌ها تأیید کرده‌اند که انتقال نیترات به آب زیرزمینی به‌طور کلی در تمامی سیستم‌های کشاورزی قابل مشاهده است. بهترین روش برای کاهش آلودگی آب زیرزمینی جلوگیری از انتقال نیترات به منابع آب سطحی و زیرزمینی در همان محل مصرف، از طریق تغییر روش‌های کاربرد کود نیتراته یا افزایش جذب نیترات در سیستم کشاورزی است (اسپالدینگ و اگزرن، ۱۹۹۳).

دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی در چند دهه گذشته به‌عنوان یک روش پایدار برای حذف نیترات از آب‌های زیرزمینی معرفی شده است. اسپالدینگ و اگزرن (۱۹۹۳)، انجام فرآیند دنیتریفیکاسیون را نیازمند چندین عامل از جمله کمبود اکسیژن، موجودیت نیترات در محیط به‌عنوان گیرنده الکترون و کربن ناپایدار (C) به‌عنوان منبع انرژی برای دنیتریفیکاتورها گزارش کرده‌اند. در محیط‌های بدون اکسیژن، موجودات زنده و ارگانسیم‌ها، نیترات را به‌عنوان گیرنده نهایی الکترون استفاده و مصرف می‌کنند؛ به

گونه‌ای که طی این فرآیند مواد آلی را برای به‌دست آوردن انرژی، اکسید می‌کنند.

تأثیر شوری روی میزان معدنی شدن ازت در انواع خاک‌ها و تحقیقات تجربی مشاهده شده است؛ به گونه‌ای که تنش‌های بیولوژیکی و تغییر در خواص شیمیایی خاک به تغییر در شوری نسبت داده شده است. تعداد زیادی از مطالعات که در خاک‌های باتلاقی انجام شده‌اند، نشان داده‌اند که افزایش شوری منجر به کاهش میزان معدنی شدن ازت می‌شود؛ به‌عبارتی شوری منجر به تنش بیولوژیکی جوامع میکروبی شده و نهایتاً منجر به کاهش جمعیت میکروبی و عملکرد ضعیف جوامع میکروبی موجود می‌شود (جکسون و والایر، ۲۰۰۹). به علاوه کاهش نسبت C:N را در خاک‌های نگهداری شده تحت شوری‌های بالاتر یوان و همکاران (۲۰۰۷)، گزارش داده‌اند.

نتایج پژوهش یو و همکاران (۲۰۰۸)، نشان داده است که افزایش شوری منجر به کاهش فعالیت دنیتریفیکاسیون می‌شود. همچنین این محققین تأثیر شوری ناشی از حضور یون‌های متفاوت شامل پتاسیم، سدیم و شوری آب دریا را به طور مجزا بررسی کرده‌اند و نشان دادند که مقدار سولفات آب دریا هیچ تأثیر معنی‌داری بر فرآیند دنیتریفیکاسیون ندارد. وو و همکاران (۲۰۰۸)، در مکان‌های ماندابی اشباع شده از فاضلاب، پتانسیل دنیتریفیکاسیون را در سطوح شوری بین صفر تا ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر ارزیابی کردند. نتایج این پژوهش آن‌ها، کاهش پتانسیل دنیتریفیکاسیون را در بالاترین سطح شوری نشان داده است. قانع و همکاران (۲۰۱۵)، اجرای زهکشی کنترل شده و به تبع آن تخلیه کمتر رطوبت توسط زهکش‌ها را عامل افزایش زمان نگهداشت هیدرولیکی و در نهایت افزایش حذف نیترات طی فرآیند دنیتریفیکاسیون پیشنهاد داده‌اند.

همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد در بسیاری از نواحی کشور به‌خصوص خوزستان، اکثر سیستم‌های زهکشی زیرزمینی با هدف آبشویی زمین‌های شور و آماده‌سازی آن‌ها برای کشت محصول اجرا می‌شوند. در این نواحی میزان بالای آبشویی در نهایت منجر به تولید حجم زیادی از زهاب‌های بی‌کیفیت می‌شود. در این پژوهش عملکرد فیلترهای حاوی باگاس نیشکر و خاک، تحت شوری اولیه خاک در زمان‌های اولیه آبشویی بررسی شد. در صورتی که این

1- Eutrophication

2- Associated hypoxic zones

بدین صورت که بر اساس رابطه اختلاط، شوری زهاب توسط آب تصفیه شده شهری به سطوح مورد مطالعه کاهش و سپس غلظت نیترات به کمک نمک نیترات پتاسیم به غلظت ۴۵ میلی گرم در لیتر، افزایش داده شد. در جدول ۲، مشخصات کیفی منابع آب مورد استفاده برای شبیه سازی محلول ورودی به بسترها نشان داده شده است. قبل از شروع نمونه گیری، بسترها به مدت پنج روز تحت آبیاری با آب تصفیه شده شهری قرار گرفتند.

در اوایل دوره نمونه گیری از محلول های ورودی و خروجی به طور روزانه و پس از گذشت یک هفته، نمونه گیری هفته ای یکبار و در نهایت دو هفته یک بار انجام شد. مقادیر غلظت نیترات، هدایت الکتریکی، pH نمونه های ورودی و خروجی در همان روز نمونه برداری قرائت می شدند.

جدول ۱- ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه مورد

مطالعه	
مقدار مشخصه	مشخصه فیزیکی / شیمیایی
۴۴/۶	شن (درصد)
۴۳/۴	رس (درصد)
۱۲	سیلت (درصد)
لومی	بافت خاک
۷/۵۶	pH
۱۱/۷۵	EC (قبل از آبیاری) dS.m-1
۱/۸۴۵	EC (بعد از آبیاری) dS.m-1

جدول ۲- مشخصات کیفی منابع آب مورد استفاده برای

شبیه سازی محلول ورودی به بسترها

مشخصات	نوع محلول	
	زهاب	آب تصفیه شده شهری
EC (dS.m ⁻¹)	۸۳	۱/۹-۱/۰۸*
pH	۷/۵۶	۷/۶
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	۶۳	۵/۵
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	۱/۲۵	۰/۹۷۶

* در طول دوره آزمایش متغیر بود.

سرعت جریان محلول خروجی در همان روز نمونه برداری به روش حجمی اندازه گیری شد (هاشمی و همکاران، ۲۰۱۱). غلظت نیترات و آمونیوم به کمک دستگاه اسپکتروفتومتر مدل هک و pH و هدایت الکتریکی (EC)

فیلترها قادر به حذف نیترات تحت شوری بالا باشند، نصب آن ها به عنوان حائل در مقابل جریان ورودی به زهکش ها به منظور جلوگیری از آبیاری نیترات و آلوده کردن منابع موجود در پایین دست، بسیار کارآمد و مفید خواهد بود. هدف از پژوهش حاضر طراحی و بررسی عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون حاوی مخلوطی از خاک و باگاس نیشکر، برای حذف نیترات طی فرآیند دنیتریفیکاسیون تحت سطوح شوری متفاوت می باشد.

مواد و روش ها

آماده سازی فیلترهای زیستی و شبیه سازی جریان هیدرولیکی

کلیه آزمایش ها و نمونه برداری ها در آزمایشگاه تحقیقاتی دانشکده مهندسی علوم آب واقع در دانشگاه شهید چمران به مدت سه ماه از اوایل مرداد ماه ۱۳۹۲ شروع شدند و تا پایان مهرماه همان سال ادامه داشتند. به منظور مدل سازی فیلترهای زیستی، از نه عدد لوله پلی اتیلن به قطر ۷۶/۲ میلی متر و طول ۳۵۰ میلی متر استفاده شد. بسترهای طراحی شده، حاوی مخلوطی از ۳۰ درصد حجمی باگاس و ۷۰ درصد خاک بودند. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بسترهای مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده اند. به منظور پرکردن ستون ها در ابتدا خاک تهیه شده از مزرعه شماره ۱ آبیاری و زهکشی دانشگاه شهید چمران، هوا خشک شد و سپس از الک دو میلی متری عبور داده شد. ستون ها با لایه های ۵ سانتی متری و تعداد ده ضربه با وزنه ۳ کیلوگی ۱ روی هر لایه، پر شدند. ۵ سانتی متر اول و آخر در هر ستون با شن های شکسته به منظور یکنواختی توزیع جریان در ورود و جلوگیری از شست و شوی خاک در خروجی، پر شدند (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۰).

با هدف شبیه سازی فرآیند دنیتریفیکاسیون و ضرورت ایجاد شرایط کاملاً اشباع، جریان ورودی از پایین، وارد بستر و از بالای بستر خارج می شد. تمامی ستون های آزمایشی تحت بار آبی ثابت حدود یک متر قرار گرفتند. برای تهیه محلول ورودی به بسترها در سه سطح شوری ۲، ۵ و ۸ دسی زیمنس بر متر، از زهاب تهیه شده از کشت و صنعت نیشکر با EC حدود ۸۳ دسی زیمنس بر متر و غلظت نیترات حدود ۶۳ میلی گرم در لیتر استفاده شد.

۱- این دستورالعمل بر مبنای یک سری آزمایشات اولیه (پری تست) قبل از آماده سازی کل ستون ها حاصل شد.

ارزیابی عملکرد فیلتر طراحی شده براساس معادله زیر محاسبه شد (قانع و همکاران، ۲۰۱۵):

$$R = (C_i - C_{ef}) / C_i \times 100 \quad (۶)$$

در این معادله C_i و C_{ef} به ترتیب غلظت نیترات ورودی و خروجی بر حسب میلی گرم در لیتر هستند.

ارزیابی تجزیه منبع کربنی اضافه شده

روش طیف سنجی مادون قرمز (تبدیل فوریه) بر اساس روش برمید پتاسیم با استفاده از دستگاه FTIR مدل بروکر آلمان انجام شد (وانگ و همکاران، ۲۰۱۲). نتایج حاصل از آنالیزهای FTIR برای بررسی تغییر در گروه‌های شیمیایی باگاس نیشکر قبل و بعد از مصرف استفاده شدند. بدین صورت که در پایان آزمایش با تهیه نمونه از بسترها، بعد از هوا خشک کردن نمونه‌ها، ذرات باگاس از نمونه جدا و سپس برای آزمایش با دستگاه FTIR پودر شدند. همچنین از همان نمونه‌های باگاس به همان شکل اولیه برای عکس‌برداری الکترونی (SEM) استفاده شد. برای عکس‌برداری الکترونی از میکروسکوپ الکترونی روبشی مدل 1455VP ساخت کشور آلمان استفاده شد. کلیه آنالیزهای آماری توسط مدل SPSS 22 و به روش مقایسه میانگین نمونه‌های مستقل انجام شدند.

جدول ۳- خصوصیات بسترهای مورد مطالعه

نمونه	مواد آلی (درصد)	کربن آلی (درصد)	ازت کل (درصد)	C:N	p (g cm ⁻³)	تخلخل کل (درصد)
b ₁	۲	۱/۱۷	۰/۰۹۶	۱۲/۱۹	۱/۲۹	۵۱
b ₂	۱/۷	۱	۰/۰۸۴	۱۱/۹	۱/۳۳	۴۹
b ₃	۱/۱	۰/۶۵	۰/۱۰۱	۶/۴۳	۱/۳۰	۵۲

نتایج و بحث

تأثیر شوری بر شاخص‌های عملکرد بستر

همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد، در این مطالعه دو شاخص، میزان حذف نیترات و کارکرد حذف برای ارزیابی عملکرد بسترهای طراحی شده، محاسبه شد. در شکل ۱، روند تغییرات بازده حذف نیترات توسط فیلترهای طراحی شده در مدت زمان آزمایش به تفکیک سطوح شوری ارائه

به ترتیب با استفاده از pH متر و EC سنج مدل اینولاب^۱ اندازه‌گیری شدند. در پایان دوره آزمایش با تهیه نمونه‌های خاک دست‌خورده از بسترهای موجود در سه سطح شوری، درصد کربن آلی به روش والکی و بلاک، درصد ماده آلی به کربن آلی به روش اکسیداسیون دی‌کرومات پتاسیم و مقدار ازت کل به روش کج‌لدال اندازه‌گیری شدند (واحدی و همکاران، ۱۳۹۳). همچنین با تهیه نمونه‌های دست‌خورده، وزن مخصوص ظاهری و تخلخل کل اندازه‌گیری شدند. این نتایج در جدول ۳، ملاحظه می‌شوند. در این جدول، منظور از بستر b₁ بستر تحت EC حدود ۲، b₂ EC حدود ۵ و b₃ EC حدود ۸ دسی‌زیمنس بر متر است.

به منظور تعیین عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون، میزان حذف نیترات (میلی‌گرم نیترات در لیتر در ساعت) براساس معادله زیر محاسبه شد (قانع و همکاران، ۲۰۱۵):

$$R_{NO_3-} = -\Delta C / AHRT \quad (۱)$$

که در آن ΔC ، مقدار افت غلظت نیترات ورودی (میلی‌گرم در لیتر) و AHRT، زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی (ساعت)، است.

$$q = Q/A \quad (۲)$$

$$AHRT = (L * n_e) \quad (۳)$$

به گونه‌ای که A ، $n_e L$ و Q به ترتیب مقطع عبور جریان (مترمربع)، طول ستون (متر)، تخلخل مؤثر (مترمکعب در مترمکعب) و سرعت حجمی جریان خروجی از بستر (مترمکعب در ساعت) هستند.

فرانزمایر (۱۹۹۱)، بیان کردند که بین تخلخل مؤثر و هدایت هیدرولیکی اشباع ارتباط بسیار معنی‌داری وجود دارد؛ بنابراین در این مطالعه به منظور تخمین تخلخل مؤثر، از معادله پیشنهادی توسط این پژوهش‌گران استفاده شد:

$$K_s = 1.95 \times 10^{-3} \times \theta_e^{2.67} \quad (۴)$$

هدایت هیدرولیکی اشباع با روش بار ثابت، با استفاده از معادله داریسی (۱۸۵۶) محاسبه شد (منینگ، ۱۹۹۷):

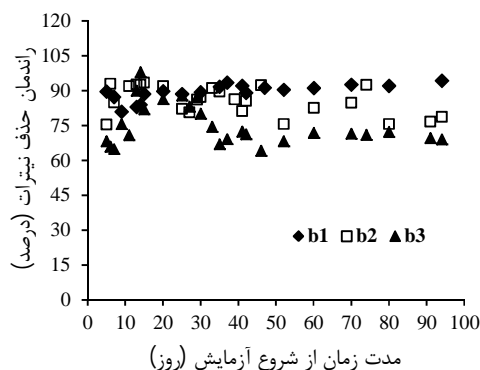
$$K_s = Q / (i * A) \quad (۵)$$

در این پژوهش شیب گرادیان هیدرولیکی (i) و مقطع جریان (A) برای هر دو نوع بستر دنیتریفیکاسیون به ترتیب ۲/۹۱ متر در متر و ۰/۰۴۵ متر مربع بودند. در نهایت کارایی حذف نیترات به‌عنوان دومین شاخص

مطابق با نتایج ارائه شده در این جدول، تفاوت معنی‌داری بین بازده حذف نیترات در سطوح شوری ۲ و ۸ و سطوح شوری ۵ و ۸ وجود دارد، علی‌رغم این که تفاوت معنی‌داری بین میزان بارگذاری هیدرولیکی و تخلخل مؤثر در سطوح شوری مورد مقایسه وجود ندارد؛ به عبارت دیگر می‌توان گفت علاوه بر پارامترهای هیدرولیکی، شوری نیز یکی دیگر از عوامل تأثیرگذار بر عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون است؛ به گونه‌ای که در یک شرایط هیدرولیکی یکسان، کمترین بازده حذف در بالاترین سطح شوری مشاهده می‌شود (وو و همکاران، ۲۰۰۸). همچنین مشاهده می‌شود عملکرد بستر b_2 در سطح شوری ۵ دسی‌زیمنس در متر، مشابه عملکرد بستر b_1 در پایین‌ترین سطح شوری، ۲ دسی‌زیمنس در متر است؛ بنابراین این نتایج نشان می‌دهند که یک حد آستانه شوری می‌بایست وجود داشته باشد که بیشتر از آن حد، منجر به کاهش عملکرد بستر در جهت حذف مطلوب نیترات ورودی می‌شود. به علاوه مطابق با نتایج ارائه شده در جدول ۳، با افزایش شوری نسبت C:N کاهش یافته است.

کاهش نسبت C:N می‌تواند از عوامل مؤثر در کاهش بازده حذف در بالاترین سطح شوری باشد. نتایج پژوهش یوان و همکاران (۲۰۰۷)، نشان داده است که شوری منجر به کاهش مقدار منبع کربنی موجود و قابل دسترس باکتری‌ها و در نهایت کاهش نسبت C:N می‌شود. همچنین مطابق شکل ۲، در یک نرخ بارگذاری هیدرولیکی ثابت، بیشترین مقدار نرخ حذف نیز به کمترین سطح شوری تعلق می‌گیرد. آزمون مقایسه میانگین، معنی‌دار بودن تفاوت میانگین میزان حذف بین سطوح شوری متفاوت را تأیید کرد.

شده است. مطابق شکل ۱، بیشترین و کمترین بازده حذف نیترات در پایان دوره آزمایش، به ترتیب به کمترین و بیشترین سطح شوری نسبت دارد.



شکل ۱- تغییرات راندمان حذف نیترات با زمان در طول دوره آزمایش

این نتایج مشابه نتایج ارائه شده توسط وو و همکاران (۲۰۰۸) و یو و همکاران (۲۰۰۸) است. همان‌طور که مشاهده می‌شود در شروع آزمایش‌ها به طور ناگهانی بازده حذف در بالاترین سطح شوری، بستر b_3 با شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر، به حدود ۶۰ درصد کاهش یافته است و سپس با گذشت زمان به بازده حذف در سطوح شوری پایین‌تر، بسترهای b_1 و b_2 به ترتیب با سطوح شوری ۲ و ۵ دسی‌زیمنس بر متر نزدیک شده و در نهایت بعد از گذشت حدود ۳۰ روز از شروع آزمایش‌ها دوباره کاهش یافته است. نتایج آزمون مقایسه میانگین‌ها بین سایر پارامترهای مورد مطالعه و تأثیرگذار بر شاخص‌های عملکرد بستر در سطوح شوری متفاوت به صورت دو به دو ((۲ و ۵)، (۵ و ۸) و (۲ و ۸)) در جدول ۴، ارائه شده‌اند.

جدول ۴- نتایج تحلیل آزمون مقایسه میانگین‌ها بین پارامترهای تأثیرگذار بر عملکرد بستر در سطوح شوری متفاوت

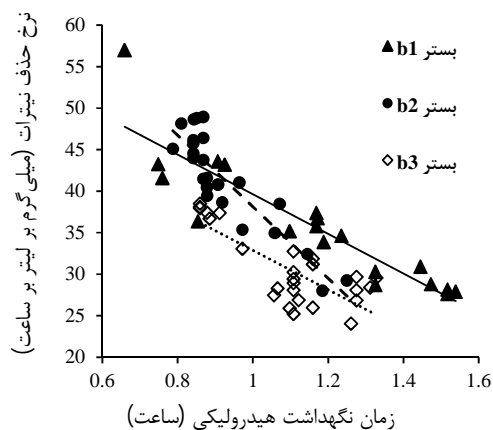
Pair	میانگین	پارامتر	سطح شوری	میانگین خطای استاندارد	سطح معنی‌داری	انحراف خطای استاندارد
2 و 5	2	نرخ بارگذاری هیدرولیکی (سانتی‌متر بر ساعت)	3/99	0/116	0/658	0/179
	5		4/08	0/132		
2 و 5	2	تخلخل مؤثر	0/0973	0/001	0/655	0/0016
	5		0/0981	0/0012		
	2	نرخ حذف (میلی‌گرم بر لیتر بر ساعت)	36/36	0/499	0/02	1/68
	5		43/98	2/076		
	2	راندمان حذف	83/87	0/393	0/054	1/66
	5		78/72	2/13		

ادامه جدول ۴-

Pair	میانگین	پارامتر	سطح شوری	میانگین خطای استاندارد	سطح معنی داری	انحراف خطای استاندارد
2 و 8 dS.m ⁻¹	2	نرخ بارگذاری هیدرولیکی	3/99	0/116		
	8	(سانتی متر بر ساعت)	3/77	0/116	0/252	0/164
	2	تخلخل مؤثر	0/0973	0/001		
	8		0/0953	0/0011	0/252	0/0015
	2	نرخ حذف	36/36	0/499		
	8	(میلی گرم بر لیتر بر ساعت)	30/67	0/514	0/000	1/076
	2	راندمان حذف	83/87	0/393		
	8		69	0/309	0/00	0/499
5 و 8 dS.m ⁻¹	5	نرخ بارگذاری هیدرولیکی	4/08	0/132		
	8	(سانتی متر بر ساعت)	3/77	0/116	0/185	0/179
	5	تخلخل مؤثر	0/0981	0/0012		
	8		0/0953	0/001	0/189	0/0017
	5	نرخ حذف	43/98	2/076		
	8	(میلی گرم بر لیتر بر ساعت)	36/69	0/796	0/029	1/86
	5	راندمان حذف	78/72	2/13		
	8		69/00	0/309	0/01	1/63

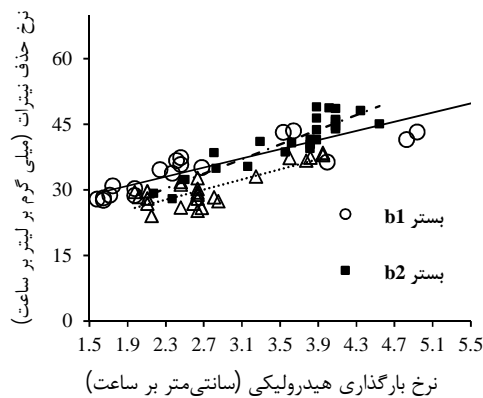
ارتباط بین شاخص‌های عملکرد و پارامترهای تأثیرگذار بر آنها

همبستگی بین شاخص‌های عملکرد و پارامترهای تأثیرگذار از جمله میزان بارگذاری هیدرولیکی و زمان نگهداشت هیدرولیکی در کل دوره آزمایش توسط آنالیز همبستگی در نرم‌افزار SPSS بررسی شده‌اند. برای نمونه در شکل‌های ۲ و ۳، ارتباط بین میزان حذف نیترات با میزان بارگذاری هیدرولیکی و زمان نگهداشت هیدرولیکی در سطوح شوری متفاوت به ترتیب مشاهده می‌شود.



شکل ۳- تغییر میزان حذف نیترات با زمان نگهداشت هیدرولیکی

مطابق با نتایج ارائه شده در جدول ۵، در هر سه سطح شوری مورد مطالعه، همبستگی مثبت و معنی‌داری بین میزان بارگذاری هیدرولیکی و میزان حذف نیترات و همچنین بین زمان نگهداشت هیدرولیکی و میزان حذف نیترات وجود دارد؛ در حالیکه همبستگی بین میزان بارگذاری هیدرولیکی و بازده حذف و همچنین زمان نگهداشت هیدرولیکی و میزان حذف نیترات در هر سه سطح شوری منفی و معنی‌دار است. قانع و همکاران



شکل ۲- تغییر میزان حذف نیترات با میزان بارگذاری هیدرولیکی

(۲۰۱۵)، افزایش زمان نگهداشت هیدرولیکی را یکی از عوامل مؤثر در جهت افزایش حذف نیترات معرفی کرده‌اند. در این پژوهش نیز هم‌بستگی مثبت و معنی‌داری بین این دو عامل مشاهده می‌شود.

جدول ۵- نتایج تحلیل آزمون هم‌بستگی بین پارامترهای تأثیرگذار بر عملکرد بستر

سطح شوری	Paired Samples Correlations		تعداد نمونه	میانگین	میانگین خطای استاندارد	ضریب همبستگی	سطح معنی‌داری
	متغیر ۱	متغیر ۲					
2 ds .m ⁻¹	Pair 1	q (cm/h) & rate (mg/L h)	q (cm/h)	۲/۹۱	-۰/۱۸۲	۰/۹۱۲	-۰/۰۰۰
		Removal rate (mg/L h)	۳۶/۳۱	۱/۰۶۵			
	Pair 2	q (cm/h) & Removal efficiency	q (cm/h)	۲/۹۱	-۰/۱۸۲	-۰/۷۵۱	-۰/۰۰۰
		Removal efficiency	۸۹/۱۷	-۰/۴۹۳			
Pair 3	AHRT (h) & rate (mg/L h)	AHRT (h)	۱/۱۴	-۰/۴۱	-۰/۹۰۲	-۰/۰۰۰	
		Removal rate (mg/L h)	۳۶/۳۱	۱/۰۶۵			
Pair 4	AHRT (h) & Removal efficiency	AHRT (h)	۱/۱۴	-۰/۴۱	۰/۷۱۹	-۰/۰۰۰	
		Removal rate (mg/L h)	۸۹/۱۷	-۰/۴۹۳			
5 ds .m ⁻¹	Pair 1	q (cm/h) & rate (mg/L h)	q (cm/h)	۳/۷۳	-۰/۸۲	۰/۸۲۱	-۰/۰۰۰
		Removal rate (mg/L h)	۴۰/۸۰	-۰/۷۴۹			
	Pair 2	q (cm/h) & Removal efficiency	q (cm/h)	۳/۷۳	-۰/۸۲	-۰/۴۲۹	-۰/۰۰۴
		Removal efficiency	۸۶/۳۷	۱/۰۴۷			
Pair 3	AHRT (h) & rate (mg/L h)	AHRT (h)	۰/۹	-۰/۱۵	-۰/۸۳۴	-۰/۰۰۰	
		Removal rate (mg/L h)	۴۲/۸۰	-۰/۷۴۹			
Pair 4	AHRT (h) & Removal efficiency	AHRT (h)	۰/۹	-۰/۱۵	۰/۴۰۷	-۰/۰۰۷	
		Removal efficiency	۸۶/۳۷	۱/۰۴۷			
8 ds .m ⁻¹	Pair 1	q (cm/h) & rate (mg/L h)	q (cm/h)	۲/۸۱	-۰/۷۷	۰/۸۵۶	-۰/۰۰۰
		Removal rate (mg/L h)	۳۰/۶۰	-۰/۵۳۲			
	Pair 2	q (cm/h) & Removal efficiency	q (cm/h)	۲/۸۱	-۰/۷۷	-۰/۵۳۸	-۰/۰۰۰
		Removal efficiency	۷۴/۱۲	-۰/۸۹۲			
Pair 3	AHRT (h) & rate (mg/L h)	AHRT (h)	۱/۰۹	-۰/۱۸	-۰/۷۹۸	-۰/۰۰۰	
		Removal rate (mg/L h)	۳۰/۶۰	-۰/۵۳۲			
Pair 4	AHRT (h) & Removal efficiency	AHRT (h)	۱/۰۹	-۰/۱۸	۰/۶۲۴	-۰/۰۰۰	
		Removal efficiency	۷۴/۱۲	-۰/۸۹۲			

مشخص شد. باگاس نیشکر خام حاوی ۳۳/۴ درصد سلولز، ۳۰ درصد همی سلولز و ۱۸/۹ درصد لیگنین است (تابنده و همکاران، ۱۳۸۸). آنالیز طیف‌سنجی مادون قرمز به خوبی باندها یا عامل‌های کربنی اجزای باگاس نیشکر (سلولز، همی سلولز و لیگنین) را نشان می‌دهد (شکل ۴ الف).

طیف FTIR باگاس بعد از مصرف در بالاترین سطح شوری، تفاوت قابل ملاحظه‌ای با طیف‌های FTIR باگاس در سطوح شوری ۲ و ۵ دسی‌زیمنس بر متر دارد. حذف نوارهای جذبی در بالاترین سطح شوری در نواحی cm⁻¹

تحلیل نتایج حاصل از تصویربرداری الکترونی و آنالیز گروه‌های عاملی باگاس نیشکر قبل و بعد از مصرف

شکل ۴، نتایج حاصل از آنالیز طیف‌سنجی مادون قرمز (FTIR) باگاس نیشکر قبل و بعد از مصرف در هر سه سطح شوری، در پایان دوره آزمایش را نشان می‌دهد. ابتدا گروه‌های عاملی باگاس نیشکر خام در هر پیک تحلیل و سپس با گروه‌های عاملی تشخیص داده شده در سطوح شوری متفاوت پس از مصرف مقایسه شدند. بدین روش، تجزیه منبع کربنی توسط باکترهای فعال در محیط

می‌دهند که این نتایج با کاهش نسبت C:N در بالاترین سطح شوری نیز مطابقت می‌کند.

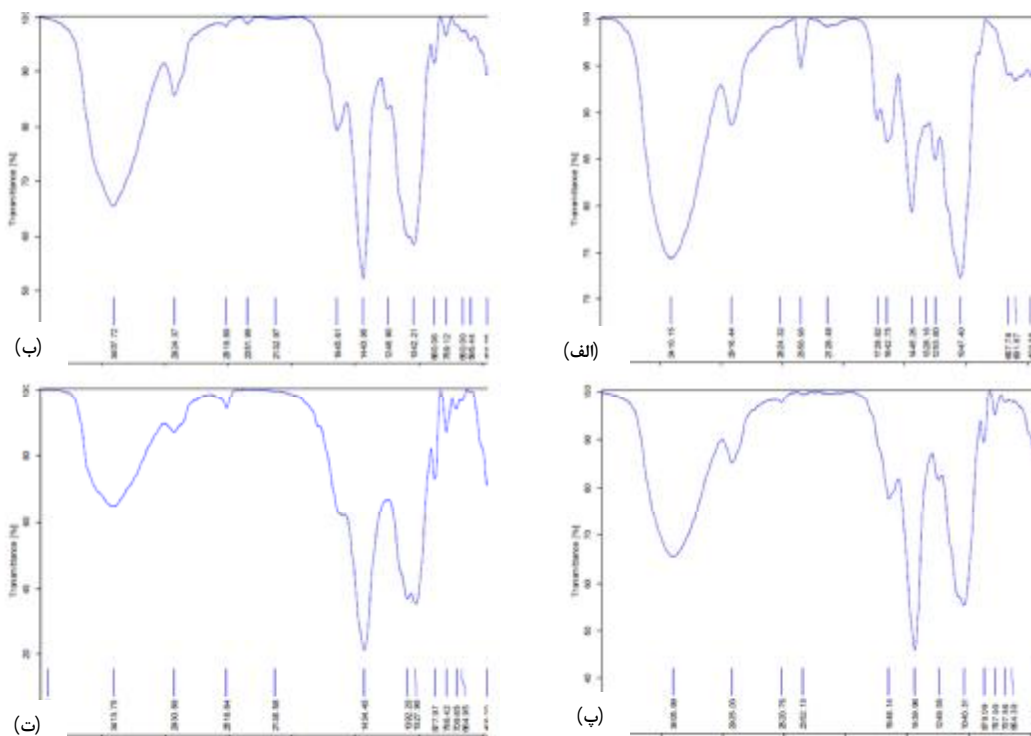
همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شده است، برای نمایش بهتر تجزیه و مصرف منبع کربنی طی فرآیند حذف نیترات، تصویربرداری الکترونی از منابع کربنی قبل و بعد از مصرف در سطوح شوری مورد مطالعه نیز انجام شده است. در شکل ۵، تصاویر SEM برداشت شده از باگاس نیشکر بعد از مصرف در سطوح شوری متفاوت و قبل از مصرف قابل مشاهده هستند.

تصاویر ارائه شده در شکل ۵، تفاوت قابل ملاحظه‌ای را بین باگاس خام و باگاس مصرف شده، نشان می‌دهند. باگاس خام از صفحات نسبتاً صافی تشکیل شده است، در صورتی که بعد از مصرف این صفحات و لایه‌ها دچار خوردگی و شکستگی شده‌اند. همچنین رشد توده‌های زیستی به جا مانده از فعالیت باکتری‌ها نیز در تمام سطوح شوری مشاهده می‌شود (لو و همکاران، ۲۰۱۴).

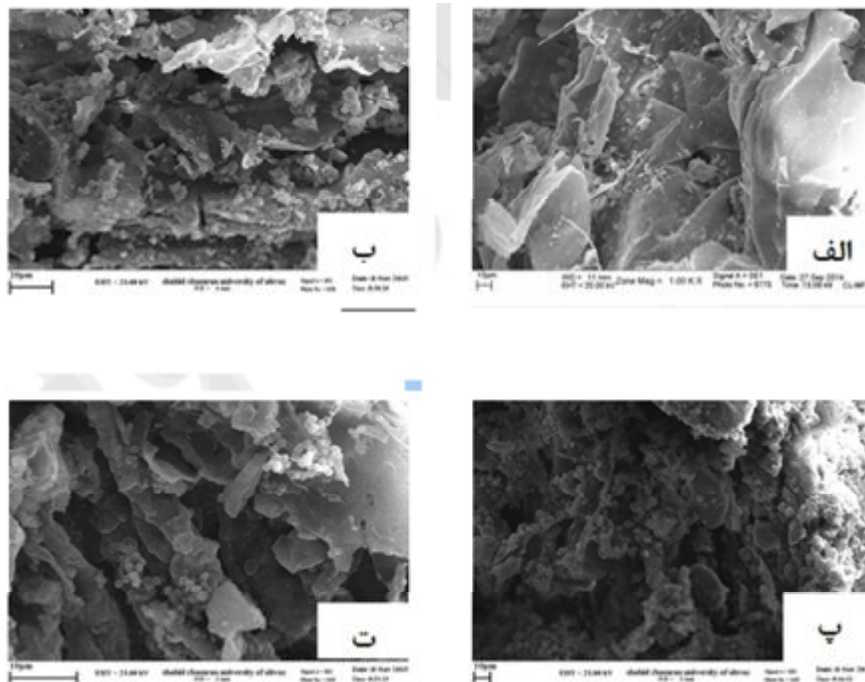
۱۶۴۵ و ۱۲۴۸ که به ترتیب مربوط به باندهای C=C (کورالس و همکاران، ۲۰۱۲) و C-O (وانگ و همکاران، ۲۰۱۲) در ساختار لیگنین می‌شوند و متعاقباً ایجاد نوار جذب جدید در ناحیه $1100-1000\text{ cm}^{-1}$ که مربوط به افزایش در بازیافت سلولز در مواد جامد باقیمانده است (بینود و همکاران، ۲۰۱۲)، بیانگر مصرف سریعتر این اجزای کربنی و تلاش برای احیای دیگر اجزای کربنی باگاس در بالاترین سطح شوری هستند.

همچنین مشاهده می‌شود که بعد از مصرف باگاس، نوار جذب در نواحی 1728 و 1328 cm^{-1} که به ترتیب مربوط به حضور باندهای C=O در گروه‌های استیل همی سلولز (رامادوس و موتوکومار، ۲۰۱۵)، و حلقه آروماتیک C-O در سلولز است (پیررا و همکاران، ۲۰۱۱) حذف شده است.

به‌طورکلی نتایج FTIR به خوبی تجزیه منبع کربنی باگاس توسط باکتری‌های هتروتروفیک بعد از مصرف و افزایش شدت تجزیه، در بالاترین سطح شوری را نشان



شکل ۴- طیف‌های FTIR باگاس، الف) قبل از مصرف، ب) بعد از مصرف در سطح شوری ۲، پ) در سطح شوری ۵ و ت) در سطح شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر



شکل ۵- تصاویر SEM مربوط به باگاس، الف) قبل از مصرف، ب) بعد از مصرف تحت شوری ۲، پ) تحت شوری ۵ و تصاویر و ت) تحت شوری ۸ دسی‌زیمنس بر متر

نتیجه‌گیری

به‌طورکلی نتایج این پژوهش نشان دادند که عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون متأثر از چندین عامل است. نتایج این پژوهش، عوامل هیدرولیکی از جمله زمان نگهداشت هیدرولیکی و میزان بارگذاری هیدرولیکی را به‌ترتیب عوامل با تأثیرگذاری مثبت و منفی بر بازده حذف نیترات معرفی می‌کنند. همچنین نتایج به دست آمده از این پژوهش نشان می‌دهند که تحت شرایط هیدرولیکی ثابت، بسترهایی که در شوری بالاتری قرار دارند، عملکرد پایین‌تری برای حذف مطلوب نیترات داشته‌اند؛ هر چند عملکرد بسترهای طراحی شده در سطوح شوری ۲ و ۵ دسی‌زیمنس بر متر، مشابه هم بود. با توجه به نتایج این مطالعه می‌توان از این بیوراکتورها در حذف نیترات زهاب‌های تا شوری ۵ دسی‌زیمنس بر متر استفاده کرد. با این حال پیش‌بینی می‌شود که یک حد آستانه می‌بایست برای سطح شوری وجود داشته باشد. به‌طورکلی، این مطالعه بسترهای طراحی شده توسط باگاس نیشکر را بسترهایی با کارآمد مطلوب برای حذف نیترات پیشنهاد می‌کنند.

منابع

- تابنده ف. رعایایی م. بمبئی ب. ملایی م. و قاسمی ف. ۱۳۸۸. جداسازی و شناسایی قارچ‌های تجزیه‌کننده باگاس. مجله زیست‌شناسی ایران. ۲۲(۳): ۴۴۲-۴۵۱.
- واحدی ع. ا. متاجی ا. و حاجتی س. م. ۱۳۹۳. مدل‌سازی مخزن کربن آلی خاک در رابطه با ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک در جنگل گلندرود در شمال ایران. مجله پژوهش‌های خاک (علوم آب و خاک). الف. ۲۸(۱): ۵۳-۶۲.
- هاشمی س. ا. حیدرپور م. و مصطفی‌زاده فرد ب. ۱۳۹۰. بررسی میزان حذف نیترات در دو حالت قرارگیری فیلترهای زیستی در سیستم‌های زهکشی زیرزمینی. علوم و مهندسی آبیاری (مجله علمی و کشاورزی). ۳۴(۲): ۷۱-۸۱.
- Binod P. Satyanagalakshmi K. Usha Janu R. K. Rajeev Sukumaran K. and Pandey A. 2012. Short duration microwave assisted pretreatment enhances the enzymatic saccharification and fermentable sugar yield from sugarcane bagasse. *Renewable Energy*. 37: 109-116.
- Camargo J. A. and Alonso A. 2006. *Ecological and Toxicological Effects*

- reactor. *Bioresource Technology*. 100(7): 2223-2227.
18. Wang W. Zhuang X. Yuan Z. Yu Q. Qi W. Wang Q. and Tan X. 2012. Effect of structural changes on enzymatic hydrolysis of eucalyptus, sweet sorghum bagasse, and sugarcane bagasse after liquid hot water pretreatment. *BioResources*. 7: 2469-2482.
 19. Wu Y. Tam N. F. Y. and Wong M. H. 2008. Effects of salinity on treatment of municipal wastewater by constructed mangrove wetland microcosms. *Marine Pollution Bulletin*. 57(6-12): 727-734.
 20. Yuan B. C. Li Z. Z. Liu H. Gao M. and Zhang Y. Y. 2007. Microbial biomass and activity in salt affected soils under and conditions. *Applied Soil Ecology*. 35(2): 319-328.
 21. Yu K. DeLaune R. D. and Seo D. C. 2008. Influence of salinity level on sediment denitrification in a Louisiana estuary receiving diverted Mississippi River water. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 54(3): 249-257.
 - of Inorganic Nitrogen Pollution in Aquatic Ecosystems: A Global Assessment *Environment International*. 32: 831-849.
 6. Corrales R. Mendes F. M. T. Perrone C. C. Sant'Anna C. de Souza W. Abud Y. da Silva Bon E. P. and Ferreira-Leitão V. 2012. Structural evaluation of sugar cane bagasse steam pretreated in the presence of CO₂ and SO₂. *Biotechnology for Biofuels*. 5: 1-8.
 7. Franzmeier D. P. 1991. Estimation of hydraulic conductivity from effective porosity data for some Indiana soils. *Soil Science Society of American Journal*. 55: 1803-1891.
 8. Galloway J. N. Aber J. D. Erisman J. W. Seitzinger S. P. Howarth R. W. Cowling E. B. and Cosby B. J. 2003. The Nitrogen Cascade. *Bioscience*. 53(4): 341-356.
 9. Ghane E. Fausey N. R. and Brown L. C. 2015. Modeling nitrate removal in a denitrification bed. *Water research*. 71: 294-305.
 10. Hashemi S. E. Heidarpour M. and Mostafazadeh-Fard B. 2011. Nitrate removal using different carbon substrates in a laboratory model. *Water Science Technology*. 63: 2700-2706.
 11. Jackson C. R. and Vallaire S. C. 2009. Effects of salinity and nutrients on microbial assemblages in Louisiana wetland sediments. *Wetlands*. 29(1): 277-287.
 12. Luo G. Li L. Liu Q. Xu G. and Tan H. 2014. Effect of dissolved oxygen on heterotrophic denitrification using poly (butylene succinate) as the carbon source and biofilm carrier. *Bioresource technology*. 171: 152-158.
 13. Pereira P. H. F. Voorwald H. C. J. Cioffi M. O. H. Mullinari D. R. Da Luz S. M. and Da Silva M. L. C. P. 2011. Sugarcane bagasse pulping and bleaching: Thermal and chemical characterization. *Bioresources*. 6: 2471-2482.
 14. Ramadoss G. and Muthukumar K. 2015. Influence of dual salt on the pretreatment of sugarcane bagasse with hydrogen peroxide for bioethanol production. *Chemical Engineering Journal*. 260: 178-187.
 15. Spalding R. F. and Exner M. E. 1993. Occurrence of Nitrate in Groundwater-Areview. *Journal of Environmental Quality*. 22(3): 392-402.
 16. Stanford G. Dzienia S. and Vanderpol R. A. 1975. Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Journal*. 39(5): 867-870.
 17. Wang Q. Feng C. Zhao Y. and Hao C. 2009. Denitrification of nitrate contaminated groundwater with a fiber-based biofilm