

بررسی کارایی راکتور بافلدار بی هوایی اصلاح شده MABR در حذف نیتروژن از فاضلاب

مهدی اشراقی^۱، بیتا آیتی^۲، حسین گنجی دوست^۳

نویسنده مسئول: تهران، تقاطع بزرگراه چمران و آل احمد، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده فنی و مهندسی ayati.bi@modares.ac.ir

پذیرش: ۸۸/۰۶/۱۷ دریافت: ۸۸/۰۹/۱۷

چکیده

زمینه و هدف: ترکیبات نیتروژن در فاضلاب عمده‌ی چهار صورت آلی، آمونیاکی، نیترات و نیتریت می‌باشند. غلظت نیتروژن کل در فاضلاب شهری معمولاً در محدوده ۲۵ تا ۴۵ میلی گرم در لیتر بر حسب نیتروژن قرار دارد که مهم ترین مشکل در مورد با آن، میزان تمایل اکسیژن خواهی و اثرات بهداشتی آن است. راکتور بافلدار غیر هوایی، سیستمی است که در آن ردیف هایی از بافل ها برای هدایت جریان فاضلاب وجود دارند.

روش بررسی: در این تحقیق ۹ ماهه، جهت انجام نیتریفیکاسیون و دیتریفیکاسیون همزمان، از یک راکتور بافلدار بی هوایی اصلاح شده به ابعاد $15 \times 30 \times 10$ سانتی‌متر و حجم مغاید ۱۵ لیتر با هشت بخش استفاده گردید که در بافل هفتم اقسام به هواهی شد تا طی آن آمونیاک در یک محیط هوایی به نیتریت و نیترات اکسید گردد.

یافته ها: دیتریفیکاسیون تقریباً به طور کامل در دو بخش ابتدایی راکتور بافلدار بی هوایی و به ترتیب با راندمان ۰۰ تا ۸۴ درصد حذف نیتروژن نیتراتی تا بخش چهارم اتفاق افتاد. هم‌چنین حذف بار نیتروژن ورودی در شرایط ورود شوک بار نیتروژن (۴ برابر میزان آخرین غلظت نیتروژن ورودی به راکتور) پس از گذشت یازده روز به شرایط اولیه بازگشت. جهت بررسی و پردازش اطلاعات دریافت شده در طی تحقیق، از روش شبکه عصبی مصنوعی نیز استفاده گردید به طوری که میزان خطای مشاهده شده در ۱۰ مورد آزمایش فرضی کمتر از ۱۵ درصد بود.

نتیجه گیری: راکتور بافلدار بی هوایی تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر قابلیت رساندن غلظت نیتروژن نیتراتی موجود در فاضلاب به حد استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۵۰ میلی گرم بر لیتر بر حسب نیترات و ۱۰ میلی گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن) را دارا می‌باشد.

واژگان کلیدی: نیتریفیکاسیون، دیتریفیکاسیون، راکتور بافلدار بی هوایی اصلاح شده (MABR)

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۲- دکترای محیط زیست، استادیار دانشکده محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

۳- دکترای محیط زیست، استاد دانشکده محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

طراحی راکتور بافل دار بی هوازی (Anaerobic Baffled Reactor) از سال ۱۹۸۰ توسعه یافت که چندین مزیت بر سیستم های دیگر شامل سازگاری بهتر با شوک های آلی و هیدرولیکی، زمان ماند میکروبی زیادتر، تولید لجن کم تر و قابلیت جداسازی فازهای متفاوت دارد. مزیت اخیر باعث تغییر مکان در جمعیت های میکروبی می شود که حفاظت در مقابل مواد سمی و مقاومت در مقابل تغییر شرایط زیست محیطی مانند pH و دما را افزایش می دهد (۱). ساختار فیزیکی این راکتور امکان اصلاحات مهمی همانند افزودن یک مرحله هوازی تکمیلی را می دهد که در نتیجه قابلیت تصفیه فاضلاب های سخت که به طور مرسوم نیاز به چندین واحد برای حذف دارند افزایش می یابد و سرانجام کاهش قابل ملاحظه ای در هزینه های سرمایه گذاری صورت می گیرد (۴). در سال ۱۹۸۱، بافل های عمودی جهت تصفیه فاضلاب حاوی درصد بالای جامدات به راکتور اضافه شدند تا توانایی راکتور در حفظ جمعیت بالای متانوژن های کند رشد افزایش یابد. در یک نرخ ثابت از بارگذاری اکسیژن مورد نیاز شیمیایی، که $(COD_{1/6Kg/m^3.d})$ با ایجاد این بافل ها میزان تولید گاز متان از 30% به بیش از 55% درصد افزایش یافته است (نرخ تولید گاز متان در این حالت برابر با $0.34 m^3/KgVSS$ بوده است) (۱). در ادامه برخی تحقیقات صورت گرفته در رابطه با حذف نیتروژن و کاربرد راکتور بافلدار بی هوازی ارایه شده است:

Shaowei و همکاران حذف هم زمان نیتروژن و COD با استفاده از راکتور بیوفیلم غشا کردنی هواهی شده را بررسی کردند. این راکتور در زمان ماند هیدرولیکی 20 ساعت مورد استفاده قرار گرفت و حتی در زمان های ماند کوتاه تر تا 12 ساعت نیز به خوبی کار نمود. راندمان های حذف COD، نیتروژن آمونیاکی (NH_4^+) و نیتروژن کل (TN) به ترتیب به 86 ، 94 و 84 درصد رسید (۵).

Dahab و Aslan در مطالعه ای نیترات سازی و نیترات زدایی فاضلاب حاوی آمونیاک با استفاده از راکتورهای بیوفیلمی با

نیتروژن به چهار صورت، آمونیاکی، آلی (پروتئین ها، اوره و ...)، نیتریتی و نیتراتی در فاضلاب یافت می شود. غلظت نیتروژن کل در فاضلاب خام در محدوده 20 تا 85 میلی گرم در لیتر متفاوت است که 60 درصد به صورت نیتروژن آلی، نزدیک به 40 درصد به شکل نیتروژن آمونیاکی و کم تر از 1 درصد در اشکال نیترات و نیتریت می باشد (۱). نیتروژن از دو طریق طبیعی یا مصنوعی وارد محیط زیست آبی می گردد. منابع طبیعی شامل نزولات جوی، غبارات هوا و رواناب های غیر شهری (آب تجمع یافته در شاخ و برگ درختان در موقع بارندگی که به آن برگاب اطلاق می گردد و بعد از رسیدن به زمین به صورت رواناب جریان می یابد) می باشد و منابع مصنوعی از فعالیت های انسانی ناشی شده و شامل رواناب های شهری، فاضلاب های خانگی، زهاب های کشاورزی (ناشی از مصرف کودهای ازته)، پساب های صنعتی و شیرابه مراکز دفن زیاله است (۲). مشکل اصلی در مورد حضور ترکیبات نیتروژن دار در فاضلاب تخلیه شده به محیط، مصرف اکسیژن محلول آب است که برای اکوسیستم آبی و زندگی آبزیان خطرات زیادی را ایجاد می نماید. همچنین نیترات و نیتریت در قسمت های ابتدایی روده کوچک به سرعت جذب و پس از ورود به خون منجر به تبدیل هموگلوبین به متهموگلوبین می شود. توانایی عبور نیترات از جفت و تشکیل مقادیر کشنده متهموگلوبین در جنین موش های صحرایی به اثبات رسیده است. علاوه بر آن در معده بر اثر واکنش نیتریت با سایر ترکیبات پایدار نیتروژن مانند آمین و آمیدهای نوع دوم و سوم موجود در مواد غذایی، ترکیبات نیتروز آمین ایجاد می شود (۳). لذا طی 70 سال گذشته فرایندهای مختلفی از جمله نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، نوار هوا، نقطه شکست کل و تبادل یونی در حذف نیتروژن از آب و فاضلاب به کار گرفته شده اند. این روش ها دارای هزینه بالایی بوده، نیازمند افزودن مواد شیمیایی هستند و ممکن است تولید ترکیبات سمی نمایند که به همین دلیل کاربرد روش های تصفیه بیولوژیکی مطرح می شود.

در محفظه اول، ۵۰-۳۰٪ حذف در محفظه دوم، ۴-۳٪ حذف در محفظه سوم و ۱-۱٪ حذف در محفظه چهارم در هر دو راکتور مشاهده شد. در راکتور حاوی پلیمر کیتوزان در زمان ماند هیدرولیکی ۴۸، ۲۴ و ۷۲ ساعت به ترتیب میانگین حذف COD برابر ۹/۶ و ۹۳/۸ و ۹۴/۶ درصد و در راکتور شاهد ۷۴/۳ و ۸۰/۸ و ۸۱ درصد حاصل شد (۸).

چاوش‌ها و همکارانش عملکرد راکتور ABBR را در تصفیه فاضلاب مصنوعی تهیه شده از ملاس مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق در زمان ماند هیدرولیکی ۱۶ ساعت تاثیر افزایش بار آلی در راندمان حذف بررسی گردید. با افزایش بار آلی از ۴/۵ به ۹، کاهش راندمان حذف از ۹۱ به ۸۸ مشاهده شد. هم‌چنین بررسی زمان ماند هیدرولیکی نشان داد با کاهش زیاد در زمان ماند، کارایی راکتور به دلیل کاهش زمان تماس بین زیست توده و فاضلاب کاهش می‌یابد (۹).

با توجه به نتایج حاصل از قابلیت خوب سیستم راکتور بافل دار در تصفیه فاضلاب‌های گوناگون، هدف از این تحقیق بررسی قابلیت و کارایی آن در مقیاس آزمایشگاهی در حذف نیتروژن است که در انتها نیز جهت پردازش داده‌های دریافت شده، اقدام به بررسی رابطه احتمالی موجود بین اطلاعات دریافت شده در طی تحقیق با استفاده از روش شبکه عصبی گردید.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق پس از انجام مطالعات کتابخانه‌ای، راکتوری به حجم کلی ۲۰ لیتر شامل ۸ بخش هم اندازه که به وسیله بافل‌های عمودی از یکدیگر جدا شده بود، ساخته شد (شکل ۱).

جهت راه اندازی سیستم پس از انتقال لجن فعال برگشتی تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان با افزودن مواد مغذی مورد نیاز به منظور رشد باکتری‌های بی‌هوایی و تامین نسبت COD/N/P معادل ۳۵۰/۵/۱ به آن فرصت داده شد تا میزان غلظت مواد جامد معلق به حد ۴-۶ گرم بر لیتر بررسد. در

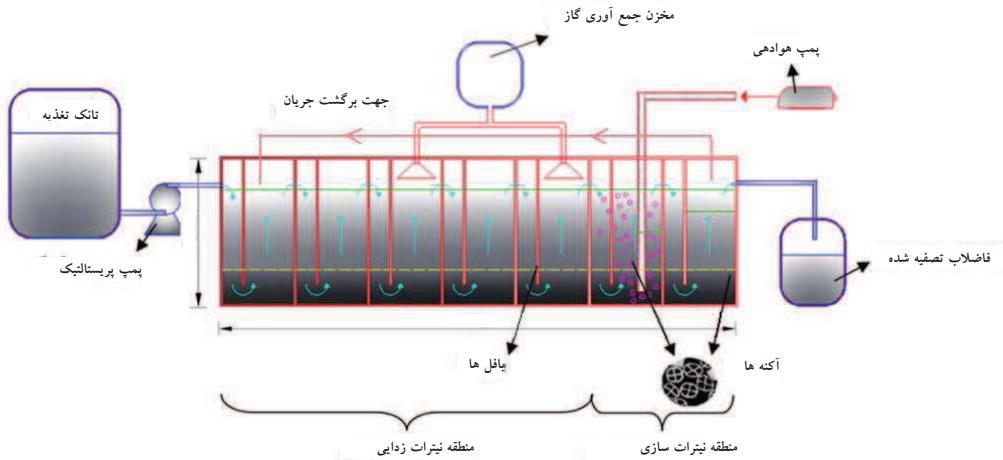
بستر سیال شده را انجام دادند. متوسط راندمان حذف نیتروژن آمونیاکی در نرخ بارگذاری $0/9\text{ kgNH}_4\text{-N/m}^3\text{.d}$ به $1/2$ ترتیب برابر $99/2$ و $90/1$ درصد بود. همچنین غلظت $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_x\text{-N+NO}_x\text{-N}$) در محدوده $227-330$ میلی گرم بر لیتر $\text{kg/m}^3\text{.d}$ بر حسب نیتروژن تنظیم (نرخ بارگذاری نیتروژن $0/08-0/04$) و دبی فاضلاب ورودی به اندازه‌ای که راندمان حذف نیتروژن به نزدیکی 90% بررسد، افزایش داده شد. در نرخ بارگذاری $0/08\text{ kg/m}^3\text{.d}$ ، غلظت نیتروژن نیتراتی و نیتریتی در فاضلاب خروجی به ترتیب برابر 3 و $0/9$ میلی گرم بر لیتر بود. در راکتور بیوفیلم با بستر سیال شده نیترات ساز و در کم ترین میزان نرخ بارگذاری نیتروژن، راندمان حذف 98% برای $\text{NO}_x\text{-N}$ به دست آمد. در هر دو راکتور و در دمای 21 ± 1 درجه سانتی گراد راندمان حذف نیتروژن کل بیشتر از 93% بود (۶).

در تحقیق Morita و همکاران از یک بیوراکتور 30 m^3 محفظه‌ای جهت حذف نیتروژن از فاضلاب تولیدی از قسمت گوگردزدایی و حاوی آمونیاک یک نیروگاه حرارتی استفاده شد. راندمان حذف نیتروژن کل ورودی و اتانول تزریق شده جهت نیترات زدایی به سیستم به ترتیب 95 و $98/4$ درصد بود و غلظت نیتروژن کل در خروجی به کمتر از 9 میلی گرم بر لیتر رسید (۷).

در تحقیق پاکراد شهابی در رابطه با نقش پلیمر طبیعی کیتوزان در افزایش سرعت گرانولواسازی در راکتور شاهد، ابتدا در بار آلی $(\text{COD} = 4000\text{ mg/L})$ $1/33\text{ kg/m}^3\text{.d}$ حذف 65 درصد مشاهده شد که با افزایش آن تا 5 $\text{kg/m}^3\text{.d}$ (COD = 15000 mg/L) سیر صعودی تا 83 درصد ادامه یافت. در راکتور حاوی پلیمر کیتوزان، در بار آلی $5\text{ g/m}^3\text{.d}$ (COD = 4000 mg/L) درصد حذف 65 مشاهده شد که با افزایش بارآلی تا $6\text{ kg/m}^3\text{.d}$ (COD = 18000 mg/L) بهبود حذف تا 96 درصد در سیستم حاصل گردید. هر یک از 4 محفظه درون راکتورها در حذف COD روند یکسانی در میزان مشارکت داشتند به طوری که حدود $40-60\%$ حذف

۵۰۰۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت و طبق مطالعات انجام گرفته، میزان نسبت C/N بهینه برابر ۱۰ استخراج گردید. جهت تأمین نیتروژن نیتراتی از نیترات سدیم به صورت پودر و جهت

این مدت به صورت روزانه پارامترهای میزان اکسیژن محلول، قلاییت و pH کنترل شدند. بعد از بی هوازی شدن لجن، به میزان ۸ لیتر (قریباً یک سوم حجم کلی راکتور) از آن به درون راکتور منتقل و مابقی حجم توسط محلول گلوکز با mg/L



شکل ۱: شماتیک سیستم مورد استفاده در تحقیق و بخش های مختلف آن

تأمین نیتروژن آمونیاکی از آمونیاک مایع ۹۶٪ با نسبت ۱۰ به ۱ آمونیاک به نیترات سدیم استفاده گردید. به موازات میزان نیتروژن ورودی به راکتور از ۲۰ mg/L آغاز و به ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت (شکل ۲). تمامی آزمایش ها انجام شده طبق دستورالعمل کتاب روش های استاندارد آزمایش ها آب و فاضلاب بوده است (۱۰).

در هر مرحله افزایش بار، پارامترهای MLSS (روش D2540)، MLVSS (روش E2540)، BOD و COD نیز اندازه گیری شد که نسبت های COD/BOD و MLVSS/MLSS به ترتیب در محدوده ۰/۷۴ تا ۰/۷۹ و ۰/۷ تا ۰/۸ قرار داشت.

جدول ۱: مشخصات حامل های بیوفیلمی مورد استفاده

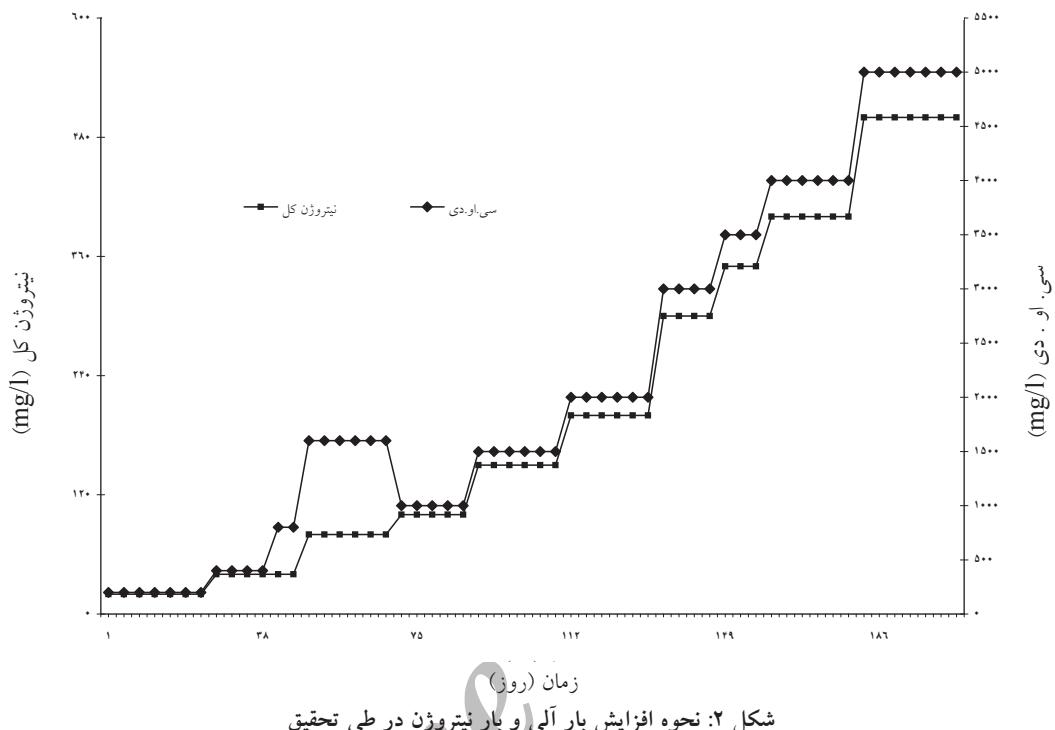
مقدار	پارامتر
۹/۱	قطر اسمی (mm)
۷/۲	طول اسمی (mm)
۱۵۰	چگالی (kg/m ³)
۵۰۰	سطح ویژه رشد بیوفیلم (m ² /m ³)

COD = ۵۰۰ پر گردید. مواد ریز مغذی مورد استفاده شامل کلرید کلسیم (L/۳۴ g/L)، کلرید کبالت (۰/۵ گرم بر لیتر)، کلرید منگنز (۰/۵ گرم بر لیتر)، سولفات آهن (۵ گرم بر لیتر)، سولفات منیزیم (۰/۱ گرم بر لیتر)، سولفات مس (۰/۲ گرم بر لیتر) و سولفات روی (۰/۲ گرم بر لیتر) بودند.

در راکتور اصلاح شده ABR جهت داشتن محیط هوازی به منظور رشد باکتری های نیتریفاير در بخش هفتم راکتور اقدام به هواده شد و به میزان ۳۵ درصد حجم آن از آکنه های kaldnes جهت افزایش سطح جهت رشد چسیده میکروگانیسم ها استفاده گردید. مشخصات حامل های بیوفیلم در جدول ۱ آمده است. همچنین جهت احیا نیترات و نیتریت تولید شده در بخش هوازی، جریان با نسبت ۲۰٪ به بخش بی هوازی برگشت داده شد. نکته قابل ذکر این که زمان ماند هیدرولیکی استفاده شده در این تحقیق ۴۸ ساعت بود. بعد از گذشت ۲ هفته از راه اندازی راکتور که میزان تغییرات pH و راندمان حذف COD تقریباً ثابت شد، میزان بار ورودی به راکتور به مرور افزایش یافت. میزان COD ورودی به راکتور از ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر شروع و بعد از مدت ۲۰۰ روز، به

توزیع مواد شیمیایی مصرفی، بوته‌های چینی و کاغذهای صافی از جمله تجهیزات و دستگاه‌های آزمایشگاهی مورد استفاده در طی تحقیق بودند. جهت تشخیص میکرووارگانیسم‌های موجود

اسپکتروفتوومتر ساخت شرکت Hach، مدل DR4000 جهت سنجش و اندازه‌گیری یون‌های نیترات و نیتریت به ترتیب با شماره‌های ۸۰۳۹ و ۲۵۳۰ با برنامه‌های ۲۶۰۰ و ۸۱۵۳



شکل ۲: نحوه افزایش بار آلی و بار نیتروژن در طی تحقیق

در راکتور بعد از کشت دادن آنها نیز از روش تست سریع استفاده گردید.

در انتهاییز جهت پردازش داده‌ها، اقدام به بررسی رابطه احتمالی موجود در بین اطلاعات حاصل از آزمایشات تحقیق شد. جهت بررسی و پردازش داده‌های عددی روش‌های متفاوتی وجود دارد و از آن جمله می‌توان به شبکه‌های عصبی مصنوعی، منطق فازی و الگوریتم ژنتیک اشاره نمود که در این تحقیق از روش اول استفاده گردید.

یافته‌ها

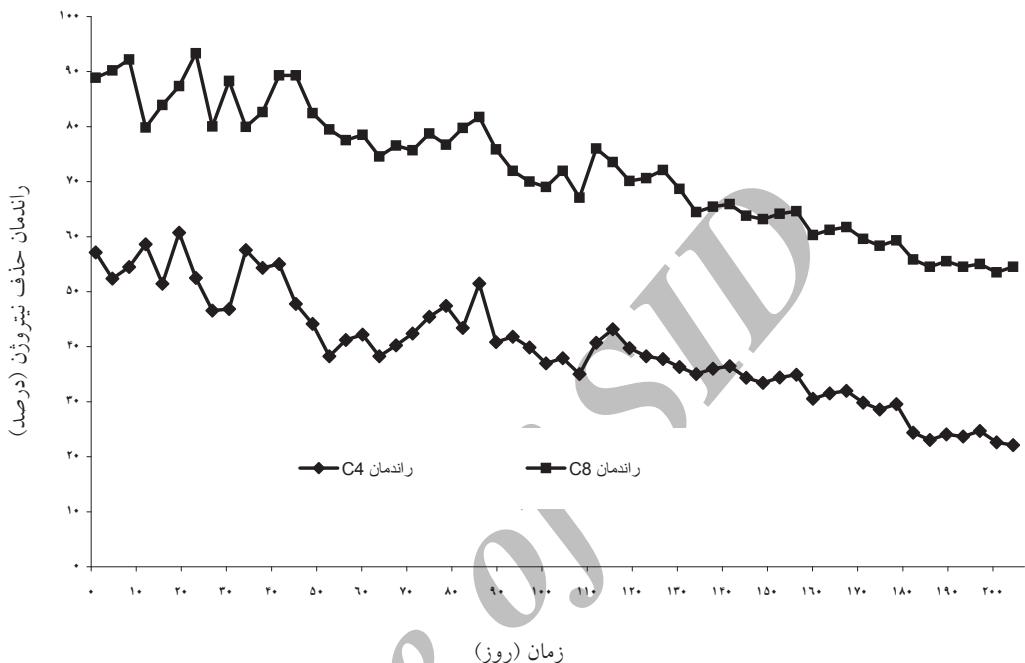
تأثیر افزایش بار آلی

در ابتدا در بار نیتروژن $1 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ و بار آلی $0.1 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ متوسط حذف ۸۴ درصد مشاهده شد. نتایج حاصل از این شرایط دارای تغییرات زیادی بود به گونه‌ای که بیشترین راندمان حذف در

اسپکتروفتوومتر ساخت شرکت Perkin Elmer مدل Lambda EZ ۱۵۰ دیجیتالی جهت تعیین میزان جذب و COD و طیف جذبی آلاینده‌ها و میزان غلظت، COD راکتور ساخت شرکت Hach با ۱۶ جا لوله‌ای جهت اندازه‌گیری Metrohm pH ۵۲۲۰ متر ساخت شرکت WTW با الکترود دیجیتالی، BOD متر ساخت شرکت Oxi Top با قابلیت اندازه‌گیری هم زمان ۱۲ نمونه BOD به روش B ۵۲۱۰، اندازه‌گیری Crison اکسیژن محلول توسط DO متر ساخت شرکت Sigma مدل OXI ۴۵، سانتریفوژ ساخت شرکت Zeiss با منظور جداسازی ذرات معلق و کلوویدی از محلول، میکروسکوپ نوری دو چشمی ساخت شرکت Sartorius با دقت ۱۰۰۰ برابر و ترازو ساخت شرکت Sartorius با دقت ۱۶۰ گرم با حداکثر وزن قابل اندازه‌گیری ۰.۰۰۱

نیتروژن ورودی باعث افزایش فعالیت باکتری‌های نیتریفاير (۱۱) و دنیتریفاير (۱۲) و در نتیجه افزایش موقتی حذف TN می‌گردد. در ضمن بیشتر حذف تا در محفظه‌های اول اتفاق افتاده که طبق نتایج تحقیقات دیگر معمولاً اختلاف راندمان در

روز ۲۳ به میزان ۹۱ درصد مشاهده شد. پس از آن درصد حذف با شیب کمی کاهش یافت به گونه‌ای که در انتهای روز ۸۶ راندمان حذف ۸۱٪ حاصل شد و این روند نزولی با شیبی ملایم و تقریباً یکنواخت تا روز ۲۰۰ ادامه یافت (شکل ۳).



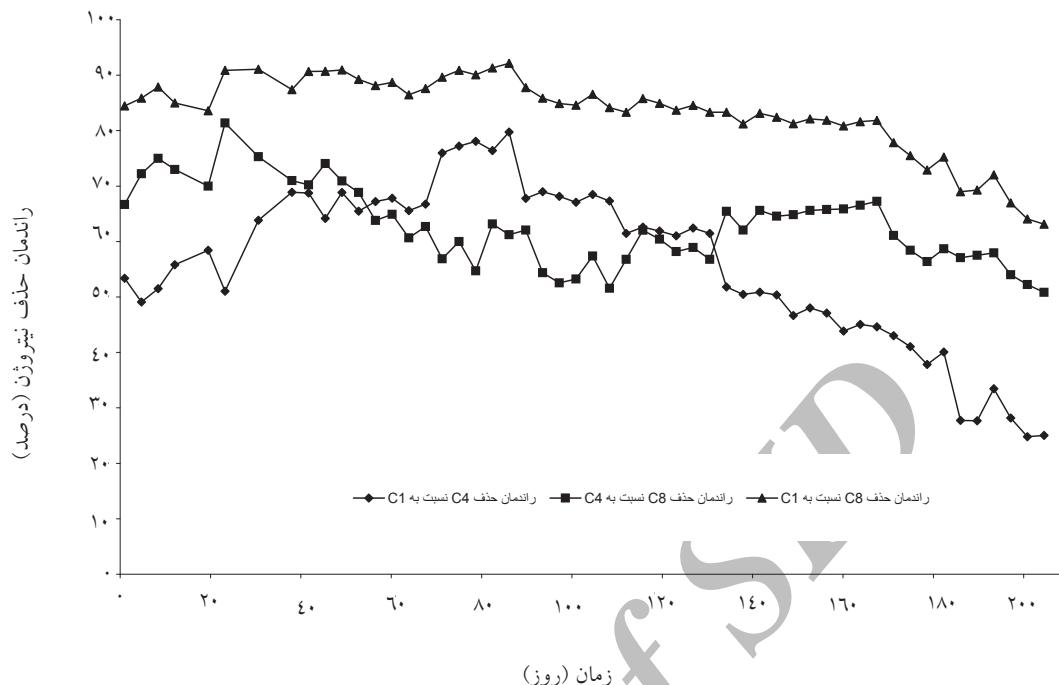
شکل ۳: مقایسه راندمان حذف نیتروژن نیتراتی در غلظت‌های مختلف راکتور

راندمان حذف در محفظه‌های راکتور

محفظه‌های اول بیشتر بوده و در محفظه‌های انتهایی تعديل می‌شود که یکی از مزایای چند قسمتی بودن این راکتور است (۴). She نیز در بررسی مشارکت محفظه‌های راکتور بافل دار بی هوازی در حذف COD به نتایج مشابهی رسیده است به طوری که بیشترین حذف در دو راکتور ۹۰ لیتری ۴ محفظه‌های در دو بخش اول مشاهده شده است (۱۳).

خباز نیز در بررسی عملکرد راکتور ۵ محفظه‌ای به ۶۵٪ بیشترین راندمان حذف COD (حدود ۸۶٪) در محفظه اول دست یافته است (۱۴) این مشاهدات دلیلی بر دو فازی بودن سیستم می‌باشد. فعالیت هیدرولیز و اسیدسازی در محفظه اولی بیشترین مقدار را دارد و در محفظه‌های دیگر تقریباً ثابت است. فعالیت متان زایی در اتاقک‌های میانی زیاد و در اتاقک آخری کاهش می‌یابد و فاز متانزایی که کندترین مرحله هضم

در هر بارگذاری پس از پایدار شدن سیستم، درصد مشارکت هر یک از محفظه‌های اول (C1)، چهارم (C4) و هشتم (C8) راکتور مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن در شکل ۴ ارایه شده است. همان گونه که ملاحظه می‌شود، راندمان حذف منطقه بی هوازی راکتور (راندمان حذف C4 نسبت به C1 در محدوده میانی و از روز ۵۰ تا ۱۳۰) از میزان راندمان حذف منطقه هوازی (راندمان حذف C8 نسبت به C4) بیشتر شده که دلیل آن می‌تواند کاهش میزان نیترات تولید شده در منطقه هوازی باشد که با برگشت به منطقه بی هوازی به گاز نیتروژن احیا می‌گردد و لذا میزان راندمان حذف در این منطقه افزایش می‌یابد. همچنین مشاهده می‌شود که مقادیر حذف نیتروژن پس از هر مرحله افزایش بار ورودی، کمی افزایش و مجدداً کاهش می‌یابد تا به مقدار پایداری برسد زیرا افزایش غلظت



شکل ۴: میزان راندمان حذف محفظه های مختلف راکتور نسبت به یکدیگر

مطابق قوانین آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا، استاندارد غلظت نیتروژن در آب های آشامیدنی ۴۵ میلی گرم بر لیتر (بر حسب نیترات) و مطابق مصوبات سازمان حفاظت محیط زیست

است، محدودکننده سرعت واکنش در سیستم های بی هوازی است (۹). مقادیر متوسط راندمان حذف نیتروژن بر حسب نیترات در شکل ۵ نشان داده شده است.



شکل ۵: متوسط راندمان حذف نیتروژن در غلظت های متفاوت نیتروژن ورودی به راکتور

نیتروزوکوکوس و نیتروزوسپیرا و اکسیدکننده های نیتریت متعلق به جنس های نیتروباکتر، نیتروسپیرا و یا نیتروکوکوس بودند.

با توجه به تست های بیوشیمیایی انجام شده کلیه باکتری های دنیتریفاير گرم منفی بوده و بیانگر جداسازی یک نوع پسودوموناس و سایر باکتری هایی نیتریفاير از نوع گرم مثبت بودند.

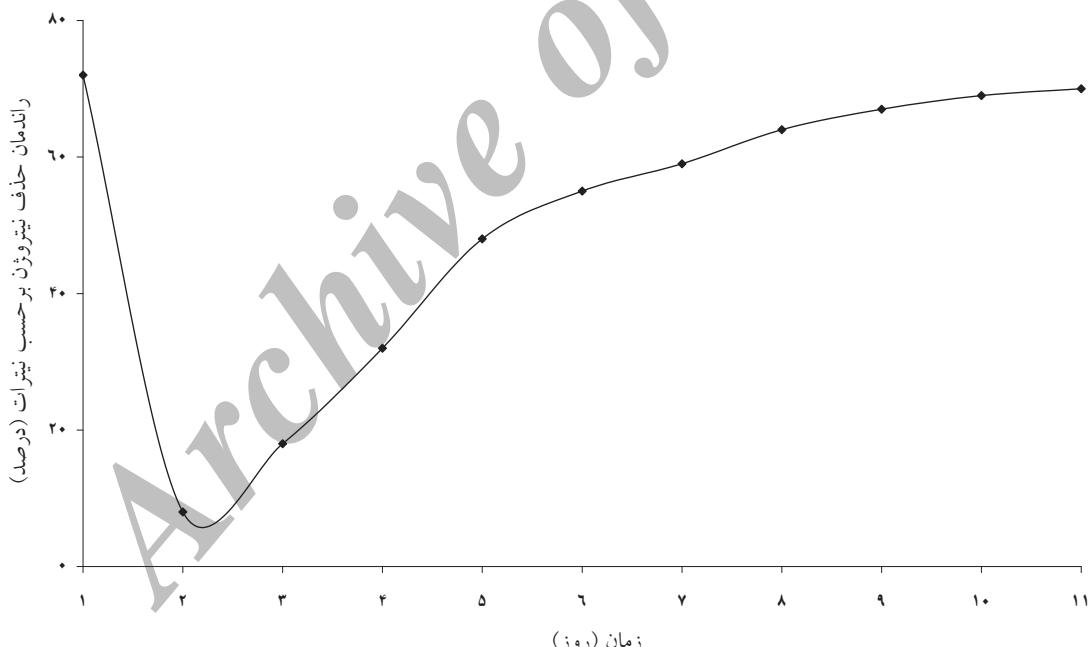
نتایج حاصل از کاربرد شبکه عصبی

با استفاده از ۸۰٪ اطلاعات بدست آمده در طی تحقیق، شبکه آموزش داده شد که با استفاده از آن، مابقی اطلاعات دریافت شده در طی دوره، پردازش و میزان راندمان حذف نیتروژن پیش‌بینی شد (جهت اطمینان از صحت نتایج، اطلاعات ورودی به شبکه کلا به صورت تصادفی انتخاب شدند). مقادیر راندمان حذف به دست آمده از شبکه با مقادیر مشاهده شده در طی

ایران این میزان ۵۰ میلی گرم بر لیتر (برحسب نیترات) و ۱۰ میلی گرم بر لیتر (برحسب نیتروژن) می باشد. با توجه به شکل ملاحظه می گردد که تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر، غلظت نیتروژن نیتراتی باقی مانده در پساب تصفیه شده توسط سیستم کمتر از حد استاندارد بوده و این راکتور قابلیت رساندن غلظت نیتروژن نیتراتی موجود در فاضلاب به حد استاندارد را دارد می باشد.

اثر شوک بار آلی در کارایی سیستم

در ادامه تحقیق، اثر اعمال شوک با TN ورودی معادل ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر (بیش از چهار برابر مقدار آخرین بار ورودی به سیستم) بررسی شد. همان طور که در شکل ۶ ملاحظه می گردد، راندمان حذف نیتروژن ورودی پس از ۱۱ روز به میزان قبل از اعمال شوک بازگشت که بیانگر قابلیت خوب شوک پذیری سیستم است.



شکل ۶: راندمان حذف TN پس از اعمال شوک

نتایج حاصل از تست های بیوشیمیایی

نتایج حاصل از انجام تست های افتراقی جهت تشخیص باکتری های جدا شده از محیط کشت، بیانگر وجود باکتری های اکسیدکننده آمونیاک متعلق به جنس های نیتروزوموناس،

دوره مقایسه گردیدند که نتایج در شکل ۷ نشان داده شده است. همان گونه که مشاهده می شود، میزان خطأ در ۸ مورد آزمایش فرضی، کمتر از ۱۵ درصد است.

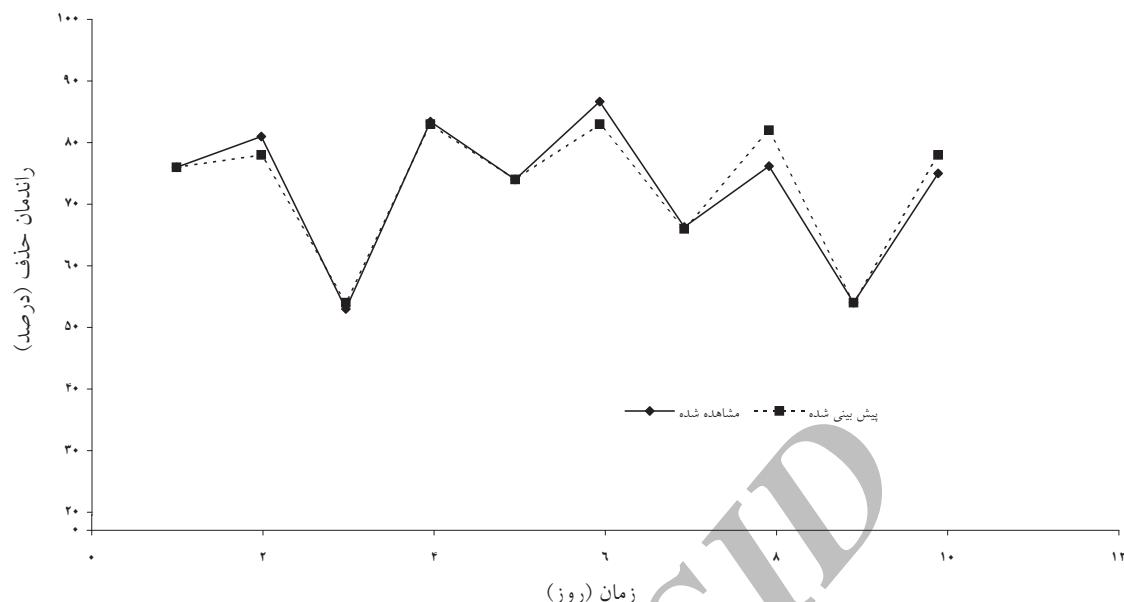
جدول ۲ : مقایسه نتایج تحقیق حاضر و تحقیقات مشابه

مرجع	نوع فاضلاب	نوع راکتور	زمان ماند (ساعت)	نیتروژن ورودی (درصد)	بیشترین راندمان حذف
(۲)	شهری	liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB)	۰/۰۸۱-۰/۳۹۵	۰/۵۴ kg N/m ^۲ .d	۷۰ ± ۱۱(TN)
(۵)	گلوکز و کلربید آمونیوم	carbon-membrane aerated biofilm reactor (CMABR)	۸-۲۰	۴۹-۱۰۲ mgN/L	۸۴(NH _۴ Cl-N)
(۶)	آمونیاک و نیترات	fluidized-bed biofilm (FBBR)	۲۰	۰/۲۵ kgN/m ^۲ .d	۹۸(NO _x -N)
(۱۵)	گلوکز، پروتئین	anaerobic baffled reactor (ABR)	۲۰	۱۰۰ mgNO _x /L	۸۲(NO _x -N)
(۱۶)	شهری	submerged membrane bioreactor (MBR)	-	۲۲-۴۹ mgN/L	۹۹(NH _۴ ⁺ -N) ۹۰(TN)
(۱۷)	اوره	anaerobic anammox co-culture reactor (AANC)	۲۴	۰/۳۵ g (NH _۴) _۲ CO-N/L.d	۱۰۰(NH _۴) _۲ CO-N
تحقيق حاضر	گلوکز، نیترات سدیم و آمونیاک	anaerobic baffled reactor (ABR)	۴۸	۰/۰۲-۲ kgN/m ^۲ .d	۹۱(NO _x -N) ۸۹ (NO _x -N)

بحث و نتیجه گیری

جهت مقایسه، تحقیق های مشابه انجام گرفته در مورد حذف نیتروژن از فاضلاب با استفاده از راکتورهای مختلف و پارامترهای هیدرولیکی متفاوت در جدول ۲ ارایه شده است. در این جدول منظور از راندمان حذف، بیشترین میزان حذف نیتروژن بر اساس ترکیبات اشاره شده از فاضلاب ورودی است.

راکتور ABR قابلیت خوبی در حذف نیتروژن از فاضلاب شهری داشته و تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر قادر به کاهش نیتروژن نیتراتی موجود در فاضلاب به حد استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۵۰ میلی گرم بر لیتر) بر حسب نیترات و ۱۰ میلی گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن) است.



شکل ۷: مقایسه مقادیر راندمان حذف ارایه شده از شبکه عصبی با میزان مشاهده شده در آزمایش ها

منابع

- Halling-Sorensen B, Jorgensen SE. The removal of nitrogen compounds from wastewater, Elsevier, Amsterdam; New York, 1993
- Chowdhury N, Nakhla G, Zhu J. Load maximization of a liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor for nitrogen removal from synthetic municipal wastewater, Chemosphere 2008; 71: 807-815
- Waki M, Yokoyama H, Ogino A, Suzuki K, Tanaka Y. Nitrogen removal from purified swine wastewater using biogas by semi-partitioned reactor, Bio-resource Technology 2008; 99: 5335-5340
- Tyson A, Kerry H. Water Quality for pri-
- vate water systems, College of Agricultural & Environmental Sciences, 1989
- Shaowei H, Sun C, Zhang J, Wang T. Simultaneous removal of COD and nitrogen using a novel carbon-membrane aerated biofilm reactor, Environmental Sciences 2008; 20: 142-148
- Aslan S, Dahab M. Nitritation and denitritation of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors, Journal of Hazardous Materials 2008; 156 (1-3): 56-63
- Morita M, Uemoto H, Watanabe A Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. .Biochemical

- Engineering, 2008; 41 (1): 59-66
8. Pakzad Shahbi M. Role of natural polymers in increasing granulation in anaerobic baffled reactors, M.Sc. Thesis, Engineering Dept., Tarbiat Modares Univ . 2008 (in Persian).
9. Chavosha N. Evaluation of performance characteristics of anaerobic biofilm baffled reactors (ABBR) in industrial wastewater treatment, Sharif Univ. of Technology 2006 (in Persian).
10. APhA/AWWA/WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Washington DC, USA, 2005
11. Yuan L, Yan-Qiu Zhang, Yi Ding, Dan-Li Xi Biological nutrient removal using an alternating of anoxic and anaerobic membrane bioreactor (AAAM) process, Desalination 2008; 221(1-3): 566-575
12. Schryver P, Verstraete W .Nitrogen removal from aquaculture pond water by heterotrophic nitrogen assimilation in lab-scale sequencing batch reactors, Bioresource Technology 2009; 100 (3): 1162- 1167
13. She Z, Zheng X. Granule development and performance in sucrose fed anaerobic baffled reactors, Journal of Biotechnology 2005; 122: 1198-1208
14. Khabaz M.S. Examination of olive wastewater treatment using sequencing ABR and ASFF, M.Sc. Thesis, Sharif Univ. of Technology 2002 (in Persian).
15. Barber W, Salvi S, Stuckey D. Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents, Water Research, 1999; 33:2510-2499
16. Xia S, Guo J, Wang R. Performance of a pilot-scale submerged membrane bioreactor (MBR) in treating bathing wastewater, Bioresource Technology 2008; 99: 6834-6843
17. Chamchoi N, Nitisoravut S, Schmidt J.E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. Bioresource Technology 2008; 99: 3331-3336

Investigation of Nitrogen Removal Efficiency from Wastewater using Modified Anaerobic Baffled Reactor (MABR)

Eshraghi M., *Ayati B., Ganjidoust H.

Civil Engineering Department, Environmental Engineering Division, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

Received 10 September 2009; Accepted 8 December 2009

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Nitrogen compounds in wastewater are mainly in four types of organic, ammonia, nitrite and nitrate. Total nitrogen concentration in municipal wastewater is usually within 25 to 45 mg/L as nitrogen. The most important problem with nitrogen is its oxygen demand and human health effect.

Materials and Methods: Anaerobic Baffled Reactor (ABR) is a system in which baffles are used to direct wastewater flow. During 9 months study, a 15 liter modified ABR (104*30*15 cm) with eight baffled compartments was used for nitrification-denitrification processes. In the seventh compartment, the wastewater was aerated to oxidize ammonia to nitrite and nitrate.

Results: Denitrification was done in the first four compartments with removal efficiency from 60 to 84 percent for nitrite and nitrate, respectively. During the shock loading study (4 times of the last influent), a sharp decrease in nitrogen removal rate was observed which was then returned to the previous efficiency after 11 days. Artificial neural network was used to evaluate and process the data in which the observed error in 10 patterns was less than 15 percent.

Conclusion: Anaerobic baffled reactor with an influent of up to 200 mg/L has capability to remove total nitrogen concentration to less than the standard level of Iranian Department of Environment of 50 mg/L as nitrate and 10 mg/L as nitrogen.

Key words: Nitrification, Denitrification, Modified Anaerobic Baffled Reactor (MABR), COD

* Corresponding Author: ayati_bi@modares.ac.ir

Tel: +98 21 8288 3328, Fax: +98 21 8288 4914