

## حذف نیترات از آب با استفاده از کنسرسیونم باکتری‌های دنیتریفایر تثبیت شده بر روی کربن فعال در یک راکتور بستر شناور

حاتم گودینی<sup>۱</sup>، عباس رضایی<sup>۲</sup>، فاطمه بیرانوند<sup>۱</sup>، ناهید جهانبانی<sup>۱</sup>  
۱- گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و تغذیه، دانشگاه علوم پزشکی لرستان، خرم‌آباد، ایران  
۲- گروه بهداشت محیط، دانشکده پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

یافته / دوره چهاردهم / شماره ۲ / تابستان ۹۱ / مسلسل ۵۲

### چکیده

دریافت مقاله: ۹۰/۹/۳۰ ، پذیرش مقاله: ۹۱/۲/۱۳

**\* مقدمه:** یون‌های حاوی نیتروژن نظیر نیترات در برخی منابع آب در غلظت‌های بالا موجود می‌باشد. این آلاینده باعث ایجاد مشکلات بهداشتی مثل سندرم بچه آبی در نوزادان و احتمال تشکیل ترکیبات سرطان زا در آب و ایجاد سرطان دستگاه گوارش می‌شود لذا حذف آنها از منابع آب ضرورت دارد. دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی یکی از روش‌های مؤثر در حذف نیترات می‌باشد که در این راستا می‌توان از راکتورهای بستر شناور استفاده نمود. هدف از این مطالعه ارزیابی راکتور بستر شناور با بستر کربن فعال در حذف نیترات از آب می‌باشد.

**\* مواد و روش‌ها:** باکتری‌های دنیتریفایر جداسازی شده از فاضلاب کارخانه شیر خرم‌آباد بر روی کربن فعال گرانولی تثبیت شده و از آن به عنوان بستر در راکتور بستر شناور برای حذف نیترات استفاده شد. وضعیت تثبیت با تهیه تصویر میکروسکوپ الکترونی مورد بررسی قرار گرفت. حذف غلظت ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات از آب با زمان ماند ۳-۱ ساعت مورد ارزیابی قرار گرفت. این مطالعه تحت شرایط آنوکسیک انجام شد. همچنین اثرات شرایط بهره برداری نظیر زمان ماند هیدرولیکی، pH، غلظت اولیه نیترات، بار ورودی و نوع منبع کربن نیز مورد بررسی قرار گرفت.

**\* یافته‌ها:** نتایج آزمایشات نشان داد که بیش از ۹۴ درصد نیترات با زمان ماند ۳-۲ ساعت (غلظت نیترات ورودی ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) حذف شده و با این راندمان تجمع نیتريت و آمونیاک وجود نداشت و غلظت نیترات، نیتريت و آمونیاک در آب خروجی در غلظت‌های ورودی ۱۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در حد استاندارد آب آشامیدنی بود. تا میزان بار ورودی  $4/8 \text{ kgNO}_3\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$  کیفیت آب آشامیدنی برای نیترات موجود در آب تصفیه شده فراهم شد. همچنین حداکثر نرخ دنیتریفیکاسیون  $2/4 \text{ day}^{-1}$  کیفیت آب آشامیدنی برای نیترات موجود در آب تصفیه شده فراهم شد. همچنین حداکثر نرخ دنیتریفیکاسیون  $3/4 \text{ kgNO}_3\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$  برای میزان بار ورودی  $4/8 \text{ kgNO}_3\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$  ایجاد گردید.

**\* بحث و نتیجه‌گیری:** این مطالعه نشان داد که کربن فعال گرانولی می‌تواند سایت مطلوبی را برای چسبیدن باکتری‌های دنیتریفایر تأمین نموده و به عنوان بستر، دنیتریفیکاسیون آب را در راکتور بستر شناور به خوبی انجام دهد.

**\* واژه‌های کلیدی:** آب، دنیتریفیکاسیون، شرایط آنوکسیک، راکتور بستر شناور، نیترات.

آدرس مکاتبه: خرم‌آباد، گلدشت، دانشکده بهداشت و تغذیه، گروه بهداشت محیط

پست الکترونیک: godini\_h@yahoo.com

## مقدمه

نیترژن یکی از آلاینده‌های آب و فاضلاب است که به اشکال نیترژن آلی و غیرآلی می‌تواند وجود داشته باشد. پایدارترین حالت نیترژن در آب و فاضلاب نیترات می‌باشد. نیترات دارای بالاترین درجه اکسیداسیون در گردش طبیعی است می‌باشد. این ترکیبات حاصل اکسیداسیون مواد آلی، تحت تأثیر باکتری‌ها می‌باشند. نیترات و نیتريت به عنوان یک شاخص شیمیایی مهم در آب دارای اهمیت هستند.

استاندارد ایران حداکثر مجاز نیترات در آب آشامیدنی را ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترژن تعیین نموده است (۱). راهنمای سازمان بهداشت جهانی، میزان نیترات در آب آشامیدنی را ۱۱ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترژن تعیین نموده است (۲). غلظت بالای نیترات در منابع آب آشامیدنی باعث به مخاطره انداختن سلامت کودکان، زنان باردار و جنین در حال رشد و افراد بالغی که اسیدپتیه معده آنها پایین است و برخی افرادی که نقایص آنزیمی دارند می‌شود. مطالعاتی که اخیراً بر روی اثرات نیترات بر سلامتی انسان و حیوان انجام شده است، اثر نیترات بر فعالیت غده تیروئید حیوانات را نشان داده است (۳-۷). مت هموگلوبینمی یا سندرم بچه آبی در اثر مصرف آب حاوی نیترات و نیتريت توسط کودکان ایجاد می‌گردد (۲-۷). در این خصوص کودکان زیر یک سال بیشتر در معرض خطر می‌باشند که دلیل این امر پایین بودن pH معده، وجود باکتری‌های احیاء کننده و بالا بودن مصرف مایعات نسبت به وزن آنها می‌باشد. نیترات غالباً سلامت چهارپایان اهلی و دیگر حیوانات را به مخاطره می‌اندازد. حیوانات نیز می‌توانند به مت هموگلوبینمی مبتلا گردند که برای آنها نیز کشنده است. گاوها غالباً به مسمومیت مزمن نیترات مبتلا می‌شوند که باعث کاهش تولید شیر، کاهش وزن و سقط جنین در حیوان می‌شود (۸). سرطانی‌های منابع آب آلوده به نیتروزآمین‌ها و نیتروزآمیدها در انسان و حیوانات اثبات شده است (۹). برخی مطالعات

شکسته شدن کروموزوم‌ها در غلظت‌های بالای نیترات را نشان داده است (۵-۳).

نیترژن یکی از مواد مغذی لازم برای رشد جلبک‌ها می‌باشد. افزایش غلظت نیترات در منابع آب باعث افزایش رشد جلبکی می‌گردد که رشد بیش از حد جلبک‌ها پس از مصرف مواد مغذی متوقف شده و سپس جلبک‌ها شروع به تجزیه شدن می‌نمایند. این امر باعث مصرف اکسیژن منابع آب سطحی می‌گردد که این عمل یک پدیده نامناسب برای آب‌های سطحی می‌باشد که به آن اتروفیکاسیون<sup>۱</sup> می‌گویند. منابع نیترات در آب منشأ طبیعی و مصنوعی (وارد شدن پساب‌ها و فاضلاب) دارد. منابع نیترات در آب‌های زیرزمینی عبارتند از: استفاده از کودهای شیمیایی، صنایع رزین و پلاستیک، تجهیزات الکتریکی و الکترونیکی، صنایع زغال، صنایع نفت، صنایع کاغذ، صنایع پردازش مواد غذایی و دفع مواد زائد انسانی و حیوانی، صنایع پتروشیمی، مواد منفجره، پکتین و برخی صنایع فلزی (۱۰، ۷).

با توجه به اثرات نیترات بر سلامتی انسان حذف آن از آب بسیار حائز اهمیت می‌باشد. تکنولوژی‌هایی که هم اکنون برای حذف نیترات از آب استفاده می‌گردد به دو دسته تقسیم می‌شوند (۱۱، ۷):

۱- روش‌های شیمیایی و فیزیکی شامل استفاده از فلزات احیاء کننده، استفاده از آنزیم‌ها، مبادله کننده‌های یونی، اسمز معکوس، الکترودیالیز و جذب سطحی

۲- روش‌های بیولوژیکی شامل سیستم‌های رشد چسبیده و رشد معلق

استفاده از روش‌های فیزیکی و شیمیایی دارای مشکلات متعددی در حذف نیترات از آب می‌باشد (۷). با این وجود دینتریفیکاسیون بیولوژیکی در مقایسه با روش‌های فیزیکی و شیمیایی عملی‌تر و اقتصادی‌تر می‌باشد و در سال‌های اخیر برای تصفیه آب‌های آشامیدنی توسعه پیدا کرده است. اغلب این سیستم‌ها بوسیله

1. Utrification

نسبتاً بالا نسبت به حجم و وجود خلل و فرج بالا می‌باشد که این امر تثبیت بهتر باکتری‌ها را ممکن و در نهایت انتظار می‌رود فعالیت دنیتریفیکاسیون دارای سرعت بالاتری باشد. با توجه به خصوصیات که کربن فعال دارد، به نظر می‌رسد که کربن فعال بتواند یک بستر مناسب برای تثبیت باکتری‌های دنیتریفایر و استفاده از آن در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی با سیستم راکتوری بستر شناور باشد.

بررسی منابع موجود نشان می‌دهد که مطالعه‌ای در زمینه استفاده از کربن فعال به عنوان بستر میکروبی برای فرآیند دنیتریفیکاسیون در سیستم راکتوری بستر شناور انجام نشده است. از طرف دیگر مطالعات انجام شده بر روی کربن فعال نشان داده است که این ماده، جاذب بسیار مناسبی است و لذا ممکن است این خاصیت کربن فعال، چسبیدن باکتری‌ها به بستر را تسریع نماید و در نهایت منجر به دنیتریفیکاسیون مطلوب‌تری گردد. بنابراین در این مطالعه عملکرد راکتور بستر شناور با مواد بستری کربن فعال که باکتری‌های دنیتریفایر بر روی آن تثبیت شده است مورد ارزیابی قرار گرفت تا در صورت مناسب بودن برای تصفیه آب آشامیدنی پیشنهاد گردد. هدف اصلی این طرح تعیین دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی آب با استفاده از کنسرسیون باکتری‌های دنیتریفایر تثبیت شده بر روی کربن فعال در یک راکتور بستر شناور بود.

### مواد و روش‌ها

از پساب و لجن تصفیه فاضلاب کارخانه شیر خرم آباد نمونه‌هایی گرفته شد. نمونه‌های تهیه شده پس از انتقال به آزمایشگاه (دمای ۴ درجه سانتیگراد) مورد بررسی‌های اولیه و کشت قرار گرفت. مقدار ۲ سی سی از پساب و یا مقدار ۰/۱ گرم لجن در ۱۰۰ میلی لیتر محیط کشت اختصاصی وارد گردید (۱۶،۱۷). محیط‌های کشت تلقیح شده در دمای ۲۷ درجه سانتیگراد به مدت یک هفته انکوبه شدند. نمونه‌های رشد کرده به صورت رقت‌های سریال در محیط

باکتری‌های هتروتروفیک انجام می‌شود که نیاز به منبع کربن (متانول و استات و .....) دارند. مزیت این سیستم‌ها عملکرد خوب میکروارگانیسم‌های دنیتریفایر برای حذف نیترات، هزینه پایین و سرعت بالای دنیتریفیکاسیون می‌باشد (۷).

دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی با سیستم‌های رشد چسبیده نتایج مطلوب‌تری را در مقایسه با رشد معلق برای دنیتریفیکاسیون نشان داده است. فرآیندهای رشد چسبیده شامل راکتورهای بستر فشرده<sup>۱</sup>، راکتورهای بستر شناور<sup>۲</sup> و تماس دهنده‌های بیولوژیکی دوار مستغرق می‌باشد. راکتورهای بستر شناور به صورت جریان رو به بالا بهره برداری می‌گردند و بستر مورد استفاده در رشد چسبیده بصورت مستغرق می‌باشد. برخی مطالعات نشان داده است که استفاده از این سیستم در مقایسه با دیگر سیستم‌های رشد چسبیده دارای سطح تماس بیشتری است زیرا از دانه‌های ریز استفاده می‌گردد (۱۰). بسترهای رشد چسبیده‌ای که تا کنون در حالات میدانی، پایلوت و آزمایشگاهی برای دنیتریفیکاسیون به کار گرفته شده است شامل شن و ماسه، پلی وینیل کلراید، پلی یورتان و سنگ آهک می‌باشد (۱۲). خواص چسبندگی میکروارگانیسم‌ها به هر یک از بسترهای فوق متفاوت است. امروزه یکی از ایده‌های قابل توجه در زمینه دنیتریفیکاسیون استفاده از یک ماده مناسب با سطح تماس بالا به عنوان بستر می‌باشد (۱۳،۱۴).

تا به حال از مواد مختلفی به عنوان بستر در فرآیندهای بیولوژیکی دنیتریفیکاسیون استفاده شده است (۱۵). به عنوان مثال در مطالعه‌ای که توسط ترکمان و اسلان سال ۲۰۰۵ انجام شده نقش کاه به عنوان بستر و منبع کربن در حذف نیترات و آفت‌کش‌ها مورد ارزیابی قرار گرفته است (۱۳). در این مطالعه مشخص شده است که استفاده از کاه می‌تواند نقش مؤثری در حذف آفت‌کش‌های موجود در پساب داشته باشد و یک بستر مناسب برای رشد چسبیده در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی فراهم نماید ولی یک سری مشکلات نیز در استفاده از این ماده وجود دارد. یکی از مزایای کربن فعال سطح

1.Packed-bed

2.Fluidized-bed

برای تثبیت باکتری دنیتریفایر بر روی کربن فعال گرانولی از روش چرخش بسته سوسپانسیون میکروبی بر روی بستر استفاده شد. در این روش از سوسپانسیون میکروبی با غلظت  $3 \times 10^8$  CFU/mL استفاده گردید. مدت تماس سوسپانسیون میکروبی با بستر بین ۳ تا ۵ روز بود (۱۹-۱۶). به منظور بررسی وضعیت تثبیت باکتری‌ها بر روی بستر کربن فعال از کربن فعال قبل و بعد از تثبیت، تصویر الکترونی (با استفاده از میکروسکوپ الکترونی SEM، شرکت فیلیپس از کشور هلند، مدل XL30) تهیه و مورد بررسی قرار گرفت (۲۰).

به منظور تعیین میزان توده سلولی موجود بر روی بستر پس از تثبیت و در طی عمل دنیتریفیکاسیون از روش تعیین غلظت پروتئین استفاده شد. برای اندازه گیری پروتئین باکتری‌ها از روش استفاده شده توسط برادفورد به عنوان یک روش استاندارد و حساس استفاده گردید (۲۲، ۲۱، ۱۸). میانگین وزن سلولی نمونه های جدا شده به صورت وزن سلول های خشک با فرض این که به ازای هر ۰/۵ گرم پروتئین معادل یک گرم وزن خشک است انجام شد (۲۳).

با توجه به این ایده که جذب نیترات توسط کربن فعال ممکن است باعث کاهش میزان نیترات خروجی شود، جذب نیترات توسط کربن فعال در pH های مختلف مورد ارزیابی قرار گرفت. برای انجام مطالعه مربوط به این بخش محیط حاوی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر نیترات-نیتروژن تهیه و پس از توزیع در ویال های ۱۲۰ میلی لیتری (۵۰ میلی لیتر در هر ویال) به میزان ۳۰ گرم کربن فعال در هر ویال ریخته شد و سپس استریل گردید. پس از استریل، ویال ها بر روی شیکر ۱۲۰ دور در دقیقه قرار داده شد و در زمان های مختلف میزان نیترات و نیتريت آن اندازه گیری گردید.

راکتوری شامل یک ستون از جنس پلکسی گلاس در مقیاس آزمایشگاهی ساخته شد و برای آن، ورودی و خروجی جداگانه در نظر گرفته شد. ارتفاع این راکتور ۶۰ سانتی متر بود که ۴۰ سانتی متر آن با مواد بستر پوشانده شده بود. قطر داخلی راکتور ۶ سانتی متر و حجم خالی راکتور ۱/۷ لیتر بود. در داخل این

کشت آگاردار تلقیح گردید و مجدداً در دمای ۲۷ درجه سانتیگراد انکوبه شدند تا کلنی های قابل رویت تشکیل شوند. کلنی های رشد کرده بعد از کشت مجدد جداسازی شده و جهت انجام مطالعات بعدی ذخیره گردیدند.

قدرت دنیتریفیکاسیون باکتری های جداسازی شده، اثرات pH و نقش نوع منبع کربن (اتانول و اسید استیک) در مطالعات جداگانه مورد ارزیابی قرار گرفته اند (۱۹، ۱۸). این بخش در ویال های ۱۲۰ میلی لیتری انجام شده که در داخل این ویال ها، ۵۰ میلی لیتر محلول حاوی نیترات ریخته شده بود. برای تعیین قدرت دنیتریفیکاسیون و عوامل مؤثر در آن، به محیط مایع حاوی غلظت ثابت و معین از نیترات (۲۰۰ میلی گرم بر لیتر) گونه های جدا شده در مرحله بالا تلقیح گردید. میزان تلقیح به اندازه معادل یک لوله مک فارلند یعنی  $3 \times 10^8$  CFU/mL بود. پس از تلقیح باکتری به محیط (۵۰ میلی لیتر)، محیطها بر روی شیکر در دمای ۲۸ درجه سانتیگراد گذاشته شده و در زمان های مختلف غلظت نیترات و نیتريت اندازه گیری گردید.

مشخصات کربن فعال گرانولی مورد استفاده به عنوان بستر در راکتور بستر شناور در جدول ۱ نشان داده شده است. کربن فعال مورد استفاده در این مطالعه دارای سطح ویژه ۶۵۹ متر مربع بر گرم بود.

جدول ۱- مشخصات فیزیکی-شیمیایی بستر کربن فعال مورد استفاده

پارمترها	واحد	مقدار
دانسیته	$g/cm^3$	۰/۲۵۸
میانگین قطر خلل و فرج	nm	۷۶
تخلخل کل	%	۱۵/۷۵
میزان رطوبت	%	۳/۷
pH	-	۷/۱۲
میزان سطح به وزن (سطح ویژه)	$m^2/g$	۶۵۹
قطر گرانول	mm	کمتر از ۲

غلظت خروجی از راکتورها به میزان ثابت رسید بهره برداری به صورت مداوم انجام گرفت.

پس از رسیدن به حالت پایداری، اثر پارامترهای موثر در دنیتریفیکاسیون نظیر زمان ماند (۱ تا ۳ ساعت)، غلظت نیترات (۵۰ تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر) و بار نیترات ورودی به سیستم مورد بررسی قرار گرفت. برای بررسی هر یک از متغیرهای فوق بقیه پارامترها ثابت در نظر گرفته شد. با تغییر هر یک از پارامترهای فوق راندمان سیستم و سرعت فرآیند تعیین شده و مشکلات حین بهره‌برداری مورد بررسی و آنالیز قرار گرفتند. نمونه‌گیری از راکتور به صورت روزانه و به صورت سه تایی و به صورت تصادفی<sup>۱</sup> گرفته شد و روش نمونه‌گیری بر اساس کتاب رفرانس استاندارد متد ۲۰۰۵ طراحی شد (۲۴). مراحل و نوبت‌های کاری راکتورهای مورد استفاده در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول ۲- مراحل و نوبت‌های کاری پایلوت‌های مورد استفاده

مرحله ۳ (زمان ماند ۱ ساعت)		مرحله ۲ (زمان ماند ۲ ساعت)		مرحله ۱ (زمان ماند ۳ ساعت)		مرحله عملیاتی نوبت کاری پایلوت
میزان بارگذاری نیترات kg N/m <sup>3</sup> .d	غلظت نیترات ورودی (mg/l)	میزان بارگذاری نیترات kg N/m <sup>3</sup> .d	غلظت نیترات ورودی (mg/l)	میزان بارگذاری نیترات kg N/m <sup>3</sup> .d	غلظت نیترات ورودی (mg/l)	
۱/۲	۵۰	۰/۶	۵۰	۰/۴	۵۰	RUN 1
۲/۴	۱۰۰	۱/۲	۱۰۰	۰/۸	۱۰۰	RUN 2
۳/۶	۱۵۰	۱/۸	۱۵۰	۱/۲	۱۵۰	RUN 3
۴/۸	۲۰۰	۲/۴	۲۰۰	۱/۶	۲۰۰	RUN 4

برای اندازه‌گیری نیترات از روش اسپکتروفوتومتری UV (دستورالعمل C-NO<sub>3</sub>-4500)، برای اندازه‌گیری نیتريت از روش رنگ سنجی (دستورالعمل B-NO<sub>2</sub>-4500)، برای اندازه‌گیری کلیاتیت از روش تیترومتری (دستورالعمل B-2320) و برای اندازه‌گیری آمونیاک از روش اسپکتروفوتومتری مادون قرمز استفاده شد. اندازه‌گیری میزان COD با استفاده از روش رفلکس باز (دستورالعمل B-5220) انجام شد (۲۴). آزمایش‌های

ستون کربن فعال تثبیت شده با باکتری‌های دنیتریفایر ریخته شد (راکتور شماره ۱). در کنار این راکتور نیز راکتور دیگری که همه شرایط بالا را داشت و فقط تثبیت باکتری دنیتریفایر بر سطح کربن فعال انجام نگرفته بود به عنوان شاهد مورد استفاده قرار گرفت (راکتور شماره ۲). شکل دو راکتور کاملاً مشابه بود.

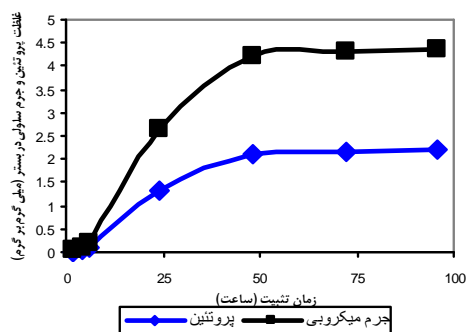
آب مورد استفاده در این مطالعه آب شهری بود که غلظت‌های اولیه نیترات در آن با استفاده از نیترات سدیم در محدوده ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تنظیم شد و از K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>، KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> به ترتیب به مقادیر ۹۳ و ۱۸ میلی‌گرم در لیتر به عنوان بافر برای تأمین p = ۷/۲ اضافه گردید. به منظور تأمین منبع کربن از اتانول و اسید استیک استفاده شد.

به منظور راه‌اندازی راکتور، شرایط برای زمان ماند ۳ ساعت، غلظت نیترات ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، دما ۲۷ درجه سانتیگراد و نسبت کربن به نیتروژن ۳ تأمین شد و تا زمانی که

برای توصیف و تحلیل اطلاعات در شرایط بهره‌برداری متفاوت، نمونه‌هایی گرفته و غلظت‌های نیترات، نیتريت، آمونیاک، کلیاتیت، COD، pH، کدورت و غیره اندازه‌گیری شد و میانگین‌های مربوط به شرایط مختلف بهره‌برداری راکتور با در نظر گرفتن انحراف معیار مربوطه مورد مقایسه و ارزیابی قرار گرفت. به منظور بررسی و کنترل فرآیند دنیتریفیکاسیون مقادیر نیترات، نیتريت، آمونیاک، کلیاتیت، pH، COD، درجه حرارت و دبی جریان به صورت روزانه مورد پایش قرار گرفت.

1. Grab sampling

به منظور تأیید تشکیل بیوفیلم بر روی بستر کربن فعال  
گرانولی میزان توده سلولی تشکیل شده نیز مورد ارزیابی قرار  
گرفت که نتایج آن در شکل ۲ نشان داده شده است.



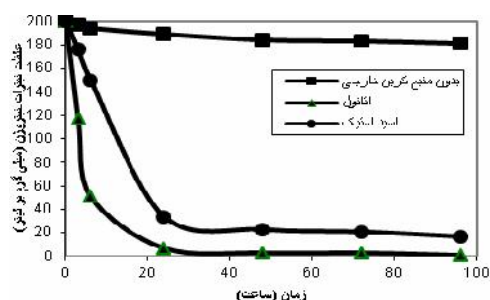
شکل ۲- میزان باکتری‌های تثبیت شده بر روی کربن فعال گرانولی  
با گذشت زمان (از شروع تثبیت تا ۹۲ ساعت عملیات تثبیت) با  
استفاده از یک سوسپانسیون باکتریایی حاوی  $3 \times 10^8$  CFU/ml  
باکتری دنیتریفایر

نتایج مربوط به جذب نیترات در کربن فعال در مقادیر  
مختلف pH در جدول ۳ نشان داده شده است.

جدول ۳- جذب نیترات با غلظت اولیه ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر توسط کربن فعال در pH های ۵-۹ و در زمان‌های ۳ ساعت تا ۷  
روز در آزمایشات جداگانه

غلظت نیترات (mg/l)	۳ ساعت	۶ ساعت	روز دوم	روز سوم	روز چهارم	روز هفتم	PH
۵	۱۹۱±۸/۳	۱۸۰±۱۱/۲	۱۷۹±۸/۹	۱۷۹±۷/۲	۱۷۶±۵/۷	۱۷۵±۹/۳	۵
۷	۱۹۴±۵/۷	۱۸۹±۲/۱	۱۸۶±۹/۵	۱۸۴±۴/۵	۱۸۴±۴/۷	۱۸۳±۶/۷	۷
۹	۱۹۵±۵/۶	۱۹۴±۶/۳	۱۹۰±۷/۶	۱۸۸±۴/۸	۱۸۶±۹/۷	۱۸۶±۸/۱	۹

\* علامت ± انحراف معیار میانگین ۵ نمونه است.

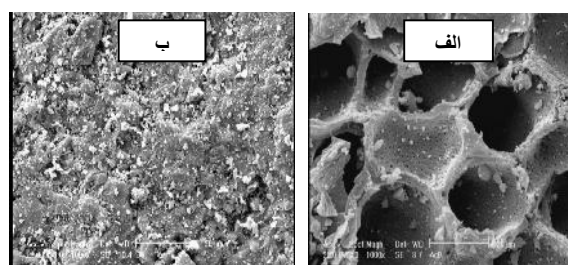


شکل ۳- اثر نوع منبع کربن بر دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی برای  
غلظت ثابت نیترات (۲۰۰ میلی گرم بر لیتر نیترات- نیتروژن اولیه) از  
زمان ۳ تا ۹۶ ساعت با استفاده از باکتری‌های دنیتریفایر با غلظت  
اولیه  $3 \times 10^8$  CFU/ml

خصوصیات کربن فعال مطابق دستورالعمل‌های ASTM انجام  
گرفت (۲۵).

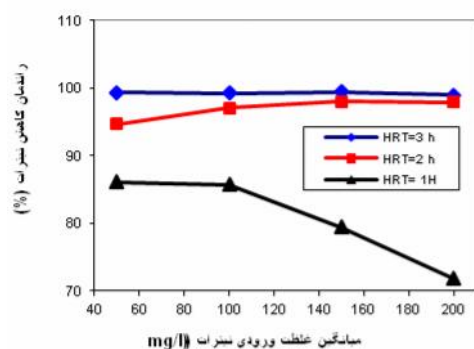
## یافته‌ها

نتایج حاصل از تصویر میکروسکوپ الکترونی (شکل ۱) و  
اندازه‌گیری پروتئین (شکل ۲) بر روی کربن فعال گرانولی نشان  
داد که باکتری‌های دنیتریفایر به خوبی بر روی بستر  
چسبیده‌اند.

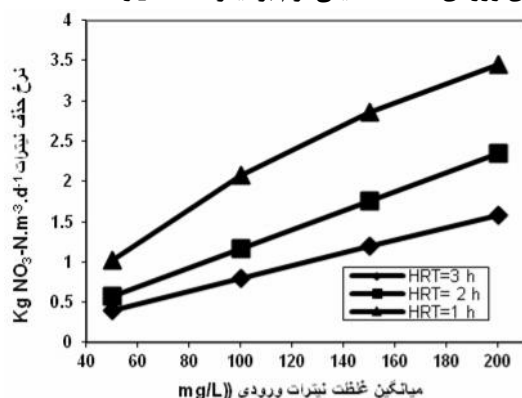


شکل ۱- تصویر میکروسکوپ الکترونی: کربن فعال قبل از  
تثبیت (ب) کربن فعال بعد از تثبیت (X ۱۰۰۰)

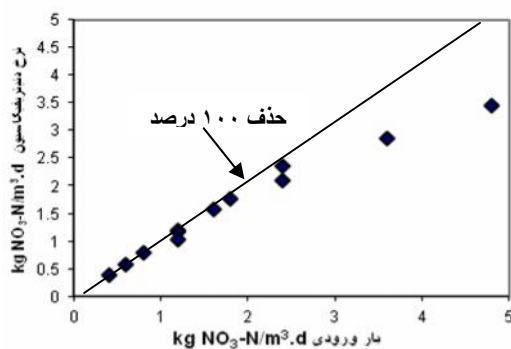
بیشترین میزان کاهش نیترات حدود ۲۵ میلی گرم بر لیتر  
(۱۲/۵ درصد) بود که در pH=۵ و زمان ۷ روز تماس اتفاق  
افتاد. در pH های بالاتر از ۷ مورد استفاده در این  
مطالعه) میزان کاهش کمتر از ۸/۵ درصد بود. نقش نوع منبع  
کربن در روند کاهش نیترات در آزمایشات جداگانه مورد ارزیابی  
قرار گرفت (شکل ۳).



شکل ۵- راندمان کاهش نیترات توسط راکتور بستر شناور با غلظت‌های ورودی ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ( $T=27^{\circ}\text{C}$  و  $\text{pH}=7$ )



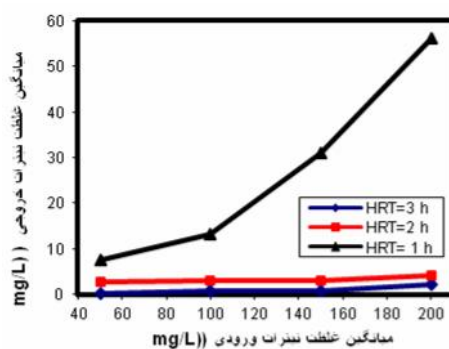
شکل ۶- نرخ حذف نیترات برای راکتور بستر شناور با غلظت‌های ورودی ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ( $T=27^{\circ}\text{C}$  و  $\text{pH}=7$ )  
نرخ‌های دینیتریفیکاسیون برای مقادیر مختلف بارگذاری نیترات در شکل ۷ نشان داده شده است.



شکل ۷- نرخ‌های دینیتریفیکاسیون برای مقادیر مختلف بارگذاری نیترات ( $0.4-4.8 \text{ kgNO}_3\text{-N/m}^3\text{.d}$ ) در ۴ نوبت کاری پایلوت (غلظت‌های نیترات ورودی ۲۰۰-۵۰)

نتایج نشان داد که استفاده از کربن فعال بدون تثبیت باکتری‌های دینیتریفایر (راکتور شماره ۲) نقش مؤثری در دینیتریفیکاسیون نداشت و لذا بعد از ۷۰ روز بهره‌برداری از مطالعه حذف گردید و در ادامه فقط راکتور حاوی بستر تثبیت شده (راکتور شماره ۱) مورد بررسی قرار گرفت. کلیه نتایج بیان شده مربوط به راکتور با تثبیت باکتری می‌باشد. در راکتوری که تثبیت باکتری انجام نشده رشد توده سلولی قابل ملاحظه‌ای وجود نداشت. نرخ‌های دینیتریفیکاسیون، درصد حذف و میزان خروجی بر اساس میانگین کیفیت پساب خروجی از راکتورها در ۷ روز آخر هر نوبت کاری پایلوت بود (در این ۷ روز عملکرد راکتورها به حالت کاملاً پایدار رسیده بود).

عملکرد راکتور بستر شناور به صورت نتایج خروجی نیترات (شکل ۴)، درصد کاهش نیترات (شکل ۵) و نرخ دینیتریفیکاسیون (شکل ۶) در غلظت‌های مختلف ورودی نیترات برای زمان‌های ماند ۱-۳ ساعت نشان داده شده است. نتایج حاصل نشان می‌دهد که راکتور شماره ۱ در ۴ غلظت مورد بهره‌برداری دارای عملکرد متفاوتی بوده و از نظر آماری اختلاف معنی‌داری بین آنها وجود دارد ( $p < 0.05$ ). وضعیت دینیتریفیکاسیون در زمان‌های ماند ۳ ساعت مطلوب تر از زمان ۱ و ۲ ساعت بود.



شکل ۴- میانگین غلظت نیترات خروجی از راکتور بستر شناور با غلظت‌های ورودی ۲۰۰-۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ( $T=27^{\circ}\text{C}$  و  $\text{pH}=7$ )

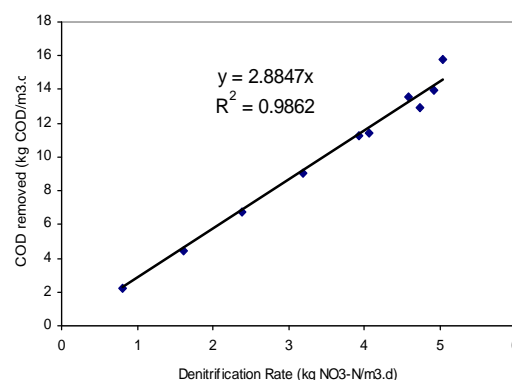
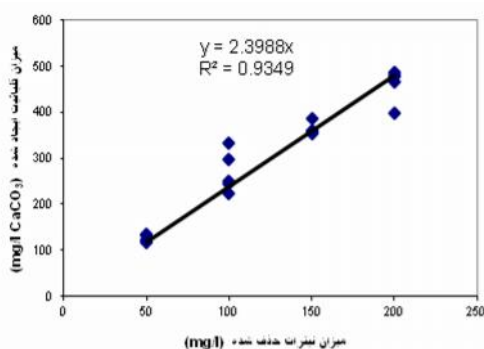
(جدول ۴). همچنین سرعت دنیتریفیکاسیون در برابر حذف COD ناشی از اتانول برای راکتور شماره ۱ در شکل ۸ نشان داده شده است. شیب رگرسیون خطی ضریب استوکیومتری را نشان می‌دهد. در این راکتور مقدار ۲/۸۸ گرم COD ناشی از اتانول به ازای هر گرم نیترات- نیتروژن حذف شده، مصرف گردید.

با توجه به این که باکتری‌های دنیتریفایر هتروتروفیک نیاز به منبع کربن برای دنیتریفیکاسیون دارند، عدم وجود کربن و یا کمبود آن می‌تواند محدود کننده سرعت دنیتریفیکاسیون باشد. لذا در راکتور شماره ۱ که اتانول به عنوان منبع کربن خارجی استفاده شده بود میزان COD ورودی (ناشی از اضافه کربن اتانول) و خروجی در کلیه مراحل کاری مورد پایش قرار گرفت

جدول ۴- میانگین مقادیر COD ورودی، حذف شده، خروجی و نسبت COD/NO<sub>3</sub>-N در راکتور شماره ۱ (بستر کربن فعال گرانولی با تثبیت باکتری و منبع کربن اتانول) با زمان ماند ۳ ساعت

نسبت COD حذف شده به نیترات-نیتروژن احیاء شده	نیترات-نیتروژن حذف شده (mg/l)	COD باقیمانده (mg/l)	*COD حذف شده (mg/l)	*COD ورودی (mg/l)
۲/۹۳	۴۹/۵۳±۳/۲۹	۳±۱/۵۰	۱۴۶±۳/۲۹	۱۵۰
۲/۹۱	۹۹/۳۳±۴/۲۹	۶±۱/۹۶	۲۹۳±۲/۱۸	۳۰۰
۲/۸۴	۱۴۲/۱۷±۲/۸۶	۸±۱/۲۰	۴۴۰±۹/۷۸	۴۵۰
۲/۷۸	۲۰۱/۳۳±۸/۷۸	۴۰±۳/۹۶	۵۶۰±۲/۱۸	۶۰۰

\*مقدار COD ورودی و حذف شده بر اساس میزان اتانول اضافه شده محاسبه شده است.



شکل ۹- قلیائیت حاصل از دنیتریفیکاسیون در غلظت‌های اولیه مختلف نیترات برای راکتور شماره ۱ (بستر کربن فعال گرانولی با تثبیت باکتری و منبع کربن اتانول) با زمان ماند ۳ ساعت در غلظت‌های اولیه نیترات در راکتور شماره ۱ با زمان ماند ۲-۳ ساعت تا غلظت حدود ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر میزان تولید و تجمع نیتريت- نیتروژن کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر بود. میزان تولید و تجمع نیتريت با افزایش غلظت ورودی بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات و با زمان ماند ۱ ساعت به شدت افزایش داشت، به طوری که در غلظت ورودی ۲۰۰ میزان

شکل ۸- سرعت دنیتریفیکاسیون در برابر سرعت حذف COD برای راکتور ۱ (بستر کربن فعال گرانولی با تثبیت باکتری و منبع کربن اتانول) با زمان ماند ۳ ساعت بین میزان احیای نیترات و قلیائیت تولیدی رابطه خطی و مستقیمی وجود داشت (شکل ۹). میزان قلیائیت تولیدی حدود ۲/۴ میزان نیترات احیاء شده بود.

بیوفیلیم بر روی بستر را به وسیله تصویر میکروسکوپ الکترونی، نشان داده‌اند که با توجه به بیوفیلیم موجود در بستر می‌توان نتیجه گرفت که باکتری‌های دنیتریفایر می‌توانند به خوبی به سطح مورد نظر بچسبند و تشکیل لایه بیوفیلیم را بدهند (۱۶،۲۹).

با توجه به نتایج حاصل از میزان پروتئین و جرم سلولی بر روی بستر (شکل ۲)، قبل از ۶ ساعت اول تماس سوسپانسیون میکروبی با بستر کربن فعال میزان توده سلولی بر روی بستر کم (کمتر از ۰/۱۸ میلی‌گرم بر گرم بستر) می‌باشد. اما از این زمان تا زمان ۴۸ ساعت این میزان به مقدار قابل توجهی افزایش یافته و در روز سوم به میزان حداکثر (۴/۳ میلی‌گرم به ازای هر گرم بستر) رسیده و از این زمان به بعد، این مقدار ثابت می‌ماند. ایتجبر<sup>۶</sup> و همکاران از روش فوق برای اندازه‌گیری پروتئین و توده سلولی در بستر در ارزیابی گونه‌های میکروبی دنیتریفایر در راکتورهای انوکسیک استفاده نموده‌اند (۳۰). بیتون<sup>۷</sup> نشان داده که برای تشکیل یک لایه بیوفیلیم بر روی یک بستر نیاز به زمانی برای تشکیل سوبستراتوم بر روی بستر و تولید متابولیت‌های سلولی برای ایجاد خاصیت چسبندگی سلول می‌باشد (۳۱).

نتایج حاصل نشان داده است که جذب نیترات در کربن فعال نمی‌تواند نقش مؤثری در حذف نیترات از آب داشته باشد. نیترات مولکولی پایدار با حلالیت بالا دارای پتانسیل کمی برای جذب می‌باشد. این ویژگی حذف آن را از آب با استفاده از فرآیند جذب مشکل می‌نماید (۳۲).

تجمع نیتريت به حدود ۳۵ میلی‌گرم بر لیتر رسید در حالی که این مقدار در شرایط مشابه با زمان ماند ۲ و ۳ ساعت کمتر بود. میزان یون آمونیوم تولیدی در طی فرآیند دنیتریفیکاسیون در تمام غلظت‌های نیترات ورودی مورد پایش قرار گرفت. نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که تا غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات- نیتروژن ورودی در زمان ماند ۲ و ۳ ساعت، میزان آمونیاک تولیدی کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن می‌باشد. مقدار توده سلولی تولیدی در بستر کربن فعال گرانولی بعد از ۴ هفته کار راکتور به حدود ۵/۳۲ میلی‌گرم جرم میکروبی به ازای هر گرم بستر رسید که این عدد حدوداً تا پایان فعالیت راکتور ثابت باقی ماند.

### بحث و نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از اندازه‌گیری سطح ویژه کربن فعال گرانولی نشان داده است که این ماده دارای سطح ویژه بالایی است لذا جذب باکتری‌های دنیتریفایر در آنها به صورت مطلوبی صورت می‌گیرد و انتظار می‌رود با بهبود وضعیت تثبیت باکتری‌ها، سرعت دنیتریفیکاسیون بالایی نیز فراهم گردد. مطالعات انجام شده توسط فوگلار<sup>۱</sup>، راجاپاکس<sup>۲</sup>، و سالیلینگ<sup>۳</sup> (۲۸-۲۶) تأیید کننده این موضوع است که افزایش سطح و تخلخل بستر باعث تماس بهتر باکتری با بستر و افزایش سرعت دنیتریفیکاسیون می‌شود.

نتایج حاصل از تصویر میکروسکوپ الکترونی نشان داد که بعد از تثبیت بر روی کربن فعال گرانولی، خلل و فرج موجود در کربن فعال پر شده و یک سطح یکنواخت را به وجود می‌آورد (شکل ۱ب). راموس<sup>۴</sup> و همکاران نیز از بستر ثابت که بر روی آن بیوفیلیم تشکیل شده بود تصویر میکروسکوپ الکترونی تهیه و وضعیتی مشابه تصاویر این تحقیق مشاهده نموده بودند (۱۶). این تصاویر نشان داده که دانسیته باکتری‌ها زیاد است. همچنین راموس و همکاران و سیچ و وان ریجن<sup>۵</sup> نیز تشکیل

1. Foglar
2. Rajapakse
3. Saliling
4. Ramos
5. Sich and Van Rijn
6. Etchebehere
7. Bitton

نتایج نشان داده است که اسید استیک و اتانول می‌توانند به عنوان منبع کربن مورد استفاده قرار گیرند که در این خصوص اتانول مناسب‌تر بوده و روند حذف نیترات مطلوب‌تر می‌باشد. کریستنسون<sup>۱</sup> و همکاران، در مقایسه اتانول و متانول به عنوان منبع کربن برای دنیتریفیکاسیون نشان داده‌اند که اتانول در مقایسه با متانول قابل دسترس‌تر می‌باشد و دنیتریفیکاسیون مؤثر در زمان ماند کوتاه‌تر انجام شده و سرعت دنیتریفیکاسیون ۲ تا ۳ برابر است (۳۳). مطالعات انجام شده توسط راجاکومار<sup>۲</sup> و همکاران در استفاده از منابع مختلف کربن در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نشان داده‌اند که اسید استیک هم می‌تواند به عنوان منبع کربن مورد استفاده قرار گیرد (۳۴). در بررسی عملکرد راکتور شماره ۱ در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی، بهترین عملکرد غلظت ورودی حداکثر ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات- نیتروژن در زمان ماند ۲ و ۳ ساعت بود. در این غلظت ورودی، استاندارد کیفیت پساب خروجی تأمین، راندمان بالای ۹۴ درصد در حذف نیترات حاصل و حداکثر سرعت دنیتریفیکاسیون  $2/34 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  نیز تأمین گردید.

سالیلینگ در استفاده از خرده چوب و کاه به عنوان بستر و استفاده از منبع کربن خارجی دیگر مقدار حداکثر سرعت دنیتریفیکاسیون را  $1/36 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  بدست آورده است (۲۸). نتایج بیانگر عملکرد بهتر این راکتور می‌باشد و عملکرد بهتر آن می‌تواند به علت نوع بستر به کار گرفته شده باشد. مطالعه انجام شده توسط راجاپاکس نشان داده است که دنیتریفیکاسیون در محیط‌های متخلخل به علت فراهم کردن سطح فعال بیشتر بهتر از محیط‌های غیرمتخلخل انجام می‌گیرد و در این گونه محیط‌ها رشد باکتری‌های دنیتریفایر بهتر و بیشتر انجام می‌گیرد (۲۷).

این راکتور در غلظت ورودی ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات- نیتروژن با زمان ماند ۱ ساعت و با راندمان ۸۶/۱۲ درصد قادر است میزان نیترات خروجی را به زیر حد استاندارد کاهش داده و سرعت دنیتریفیکاسیون معادل  $1/02 \text{ kg N/m}^3 \cdot \text{d}$  را فراهم نماید. اما در غلظت‌های بالاتر از این مقدار به دلیل تولید مقادیر زیاد نیتريت و نیترات در خروجی از راکتور امکان استفاده از این زمان ماند برای حذف نیترات وجود ندارد.<sup>۱</sup>

حداکثر میزان بارگذاری برای رسیدن به حدود ۱۰۰ درصد حذف نیترات، بین  $2-3 \text{ kgNO}_3\text{-N/m}^3 \cdot \text{d}$  است. با افزایش میزان بارگذاری سرعت دنیتریفیکاسیون نیز افزایش می‌یابد که این افزایش تا میزان بارگذاری حدود ۲/۵ افزایش یافته و سپس این افزایش کند می‌شود. مطالعه انجام شده توسط ورتووسک<sup>۳</sup> نیز نتایج مشابهی را نشان داده است (۳۵). در مطالعه انجام شده توسط ورتووسک، کاربرد بستر ثابت با یک بستر توده سلولی ویژه (مخلوط PVC و کربن فعال پودری) برای تصفیه آب‌های زیر زمینی مورد مطالعه قرار گرفته است. در این مطالعه نیز با افزایش میزان بارگذاری نیتروژن، سرعت دنیتریفیکاسیون افزایش یافت.

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داده است که در هیچ نوبت کاری پایلوت کمبود منبع کربن اضافی وجود نداشته است و منبع کربن به میزان قابل نیاز در دسترس بوده است. غلظت-های COD پساب خروجی از راکتور شماره ۱ برای غلظت‌های اولیه نیترات  $200-50 \text{ mg/l}$  به میزان ۳ تا ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر بر اساس زمان ماند و غلظت ورودی به راکتور بوده است. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا نسبت COD به نیترات- نیتروژن را برای دنیتریفیکاسیون  $3/57$  تخمین زده است (۳۶). در این مطالعه مقدار COD مورد نیاز اندکی کمتر از مقادیر

1.Christensson

2.Rajakumar

3.Vrtovsek

تخمینی می‌باشد که این امر می‌تواند به دلیل آزاد شدن COD ناشی از فعالیت میکروبی باشد که مقدار COD مورد نیاز را کمتر نشان می‌دهد.

قلیائیت تولیدی (۲/۴) میزان نیترات احیاء شده) کمتر از حد استوکیومتری پیش بینی شده برای اتانول به عنوان منبع کربن می‌باشد (۳۶). علت تولید کمتر قلیائیت استفاده از فسفات پتاسیم به عنوان بافر و منبع فسفر و پتاسیم در فاضلاب ساختگی می‌باشد. این ماده شیمیایی مقداری در برابر تولید قلیائیت و افزایش pH مقاومت کرده و بعد از آن کم کم میزان قلیائیت افزایش می‌یابد. میزان افزایش pH نیز در حدی نبوده است که محدود کننده سرعت دنیتریفیکاسیون باشد.

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داده است که کربن فعال گرانولی تولیدی دارای خاصیت جذب اندکی برای نیترات موجود در آب می‌باشد. اما باکتری‌ها به خوبی بر روی سطح آن تثبیت می‌شوند و می‌تواند به عنوان بستر در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی مورد استفاده قرار گیرد و بدون مشکلات خاص بهره‌برداری، نظیر انسداد برای حذف نیترات از آب مورد استفاده قرار گیرد.

سرعت فرآیند دنیتریفیکاسیون در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی با استفاده از اتانول بستگی به زمان ماند هیدرولیکی و میزان بار نیترات ورودی دارد، به طوری که حداکثر سرعت دنیتریفیکاسیون در میزان بارگذاری ۴/۸ برای منبع کربن اتانول و کربن فعال گرانولی ۳/۴۵ کیلوگرم نیتروژن به ازای هر متر مکعب بستر در روز به دست آمد. وضعیت دنیتریفیکاسیون در زمان های ماند ۳ ساعت مطلوب‌تر از زمان‌های ماند ۲ و ۱ ساعت بود.

در این راکتور در هیچ نوبت کاری کمبود منبع کربن وجود نداشته است و منبع کربن به میزان قابل نیاز در دسترس بوده است. میزان تولید و تجمع نیتريت مشکل اساسی در این

تحقیق نبوده است. در غلظت های ورودی ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیترات، با زمان ماند ۳ ساعت، میزان تولید و تجمع نیتريت- نیتروژن زیر ۱ میلی‌گرم بر لیتر بود. در زمان ماند ۱ ساعت از غلظت اولیه نیترات ۵۰ به بالا مقدار تجمع نیتريت به شدت افزایش یافته به طوری که در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به حدود ۳۵ میلی‌گرم بر لیتر رسید.

نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که در غلظت‌هایی که استاندارد پساب خروجی برای نیترات تأمین گردد میزان یون آمونیوم تولیدی کمتر از ۱ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن می‌باشد. به طور کلی نیترات موجود در آب می‌تواند به طور مؤثری با استفاده از باکتری‌های دنیتریفایر تثبیت شده بر روی کربن فعال در راکتور بستر شناور حذف گردد.

### تشکر و قدردانی

از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان و مرکز تحقیقات داروهای گیاهی رازی دانشگاه علوم پزشکی لرستان که در انجام این مطالعه ما را یاری کردند کمال تشکر و امتنان را داریم.

## References

- Iran Environmental protection Agency. Environmental Standards and Criteria. Diyerah Sabz Pub. 2003;p:54-47(In Persian).
- World Health Organization. Guidelines for drinking water quality. WHO Pub . 2004;1(3):417-420.
- Weyer PJ, Cerhan JR, Kross BC, Hallberg GR, Kantamneni J, Breuer G, et al. Municipal drinking water nitrate level and cancer risk in older women: the Iowa women health study. *Epidemiolog.* 2001;:12(3):327-338.
- Ward MH, Dekok TM, Levallois P, Brender J. Drinking water Nitrate and health - recent findings and research needs. *Environ Health prespect.* 2005;113:1607-1614.
- Coss A, Cantor KP, Reif JS, Lynch CF. pancreatic cancer and drinking water and dietary sources of nitrate and nitrite. *Am J Epidemiol.* 2004;159:693-701.
- Oztürk N, Bekta TE. Nitrate removal from aqueous solution by adsorption on to various materials. *J Hazrd Mater.* 2004;112:155- 162.
- Paulo S. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. *Braz J Microbial.* 2003;34(2):104-110.
- Mansell BO, Schroeder ED. Hydrogenotrophic denitrification in a microporous membrane bioreactor. *Water Res.* 2002; 36(19):4683-4690.
- Rabah FK, Dahab MF. Nitrate removal characteristics of high performance fluidized - bed biofilm reactors. *Water Res.* 2004;38:3719- 3728.
- Shrimali M, Singh KP. New method of nitrate removal from water. *Environ Poll.* 2001;112:351-359.
- Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. wastewater engineering: Treatment and reuse. Mac Grow-Hill college, 2003.
- Aslan U, Turkman A. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrate. *Process Biochem.* 2005;40: 935-943.
- Oves B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Clcrrhiza glabra* and *Garcilaria verrucosa* as carbon source. *Process Biochem.* 2006;4(6):1289-1291.
- Cang Y, Roberts DJ, Clifford DA. Development of cultures capable of reducing perchlorate and nitrate in high salt solutions. *Water Res.* 2004;38:3322- 3330.
- Ramos AF, Gomez MA, Hontoria E, Gonzalez L. Biological nitrogen and phenol removal from saline industrial wastewater by submerged fixed-film reactor. *J Hazard Mater.* 2007;142:175-183.
- Heylen K, Vanparys B, Wittebolle L, Verstrate W, Boon N. Cultivation of Denitrifying Bacteria, Optimization of Isolation Conditions and Diversity Study. 2003;49:249-256.
- Kesseru P, Kiss I, Bihari Z, Polyak B. Biological denitrification in a continuous-flow pilot bioreactor containing immobilized *Pseudomonas butanovora* cells. *Biores Technol.* 2003;87:75-80.
- Carrera J, Baeza JA, Vicent T, Lafuente J. Biological nitrogen removal of high-strength

- ammonium industrial wastewater with two-sludge system. *Wat Res.* 2003;37:4211-4221.
20. Walker M, Hobot JA, Newman GR, Bowler PG. Scanning electron microscopic examination of bacterial immobilization in a carboxymethyl cellulose (AQUACEL). *Biomaterials.* 2003;24(5):883-890.
  21. Song SH, Choi SS, Park CK, Je Y. Novel hybrid immobilization of microorganism and its application to biological denitrification. *Enzyme Microbial Technol.* 2005;37:567-573.
  22. Kabaivanova L, Dimitrov P. Nitrile degradation by free and immobilized cells of the thermophile *Bacillus* SP. UG-5B, isolated from polluted industrial waters. *World J Microbiol Biotechnol.* 2008;24(11):2383-2388.
  23. Tarre S, Marsh A, Green M. Denitrification of greenhouse leachates in an upflow sludge blanket reactor. *Water Sci Technol.* 2000;41(12):95-101.
  24. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater . 21th ed. Washington DC, USA, 2005.
  25. ASTM. Standard test method for activated carbon. 2002;15:723-839
  26. Foglar L, Sipos L, Bolf N. Nitrate removal with bacterial cells attached to quartz sand and zeolite from salty waste waters. *World J Microbiol Biotechnol.* 2007;23(11):1595-1603.
  27. Rajapakes JP, Scutt, JE. Denitrification with natural gas and various new growth media. *Wat Res.* 1999;33:3723-3734.
  28. Saliling WJB, Westerman PW, Losordo TM. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultur Eng.* 2007;37(3):222-233.
  29. Sich H, Van Rijn J. Scanning electron microscopy of biofilm formation in denitrifying fluidized bed reactors. *Wat Res.* 1998;31(4):733-742.
  30. Etchebehere C, Errazquin I, Barrandeguy E, Dabert P, Molleta R, Muxi L. Evaluation of the denitrifying microbiota of anoxic reactors. *FEMS Microbiol Ecology.* 2001;35:259-265.
  31. Bitton, G. Wastewater microbiology. New york: Willey-Liss, 2002;pp: 66-72.
  32. Hamedani HR, Kanda K, Kato F. Denitrification Activity of the bacterium *Pseudomonas* sp. ASM-2-3 Isolated from the Ariake Sea Tideland. *J Biosci Bioengin.* 2004;97(1):39-44.
  33. Christensson M, Lie E, Welander T. A comparison between ethanol and methanol as carbon sources for denitrification. *Wat Sci Technol.* 1994;30(6):83-90.
  34. Rajakumar S, Ayyasamy PM, Shanthi K, Thavamani P, Velmurugan p, Song YC, Lakshmanaperumalsamy P. Nitrate removal efficiency of bacterial consortium (*pseudomonas* sp. KW1 and *bacillus* sp. YW4) in synthetic nitrate-rich water. *J Hazard Mater.* 2008;157:553-563.
  35. Vrtovsek J, Ros M. Denitrification of groundwater in the biofilm reactor with a specific biomass support material. *Acta Chim Slov.* 2006;53:396-400.
  36. USEPA. Manual: Nitrogen Control. EPA/625/R-93/010. Environmental Protection Agency, Washington DC, 1993.