



بررسی کاربرد بیوفیلتراسیون برای حذف تری اتیل آمین از هوا

نویسندگان: هماکشاورزی شیرازی^{۱*}، ایوب ترکیان^۲، علی اکبر عظیمی^۱

۱- عضو هیئت علمی - دانشکده محیط زیست - دانشگاه تهران

۲- عضو هیئت علمی - مرکز آب و انرژی - دانشگاه صنعتی شریف

hshirazi@ut.ac.ir

چکیده

این پژوهش به منظور بررسی سیستم بیوفیلتراسیون در تصفیه گاز آلاینده تری اتیل آمین (TEA) انجام شده است. راکتور بیولوژیکی به مدت یک سال در مجاورت هوای آلوده به TEA در دمای $30 \pm 1^\circ\text{C}$ قرار گرفت. راکتور مورد استفاده در این تحقیق با حجم مؤثر ۶L از سه بخش جداگانه تشکیل شده بود. بستر بیوفیلتر حاوی ۶۰٪ کمپوست و ۴۰٪ خرده های چوب با ابعاد یکسان (۵-۶mm) بود و برای لقای میکروبی در آغاز لجن فاضلاب شهری به آن اضافه شد. دامنه بارگذاری بستر $114 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ ، برطوبت بستر ۵۵٪، غلظت ورودی $400\text{--}250 \text{ ppm}$ و زمان ماند هیدرولیکی ۴۸ ثانیه بود. نتایج نشان داد که راندمان حذف در غلظت $250\text{--}20 \text{ ppm}$ بیشتر از ۹۰٪ و در $400\text{--}250 \text{ ppm}$ بالاتر از ۶۵٪ بوده است. حداکثر ظرفیت حذف قابل دستیابی $72/2 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ بود که در بارگذاری $114/4 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ به دست آمد. نتایج آزمایشهای انجام شده بر روی بستر جامد و گازهای خروجی از راکتور بیوفیلتر نشان داد که نیتروژن حاصل از تجزیه بیولوژیکی TEA در بستر بیوفیلتر، ابتدا به گاز آمونیاک و سپس به یون آمونیوم، یون نترات و ماده آلی تبدیل شده است.

واژه های کلیدی: تری اتیل آمین- بیوفیلتراسیون- حذف بیولوژیکی گازها- آلودگی هوای صنعتی

۱- مقدمه

راکتورهای بیولوژیکی با فاز گازی به کمک واکنشهای متابولیکی میکروبی تصفیه آلاینده های هوا را به خوبی انجام میدهند. تصفیه بیولوژیکی گازها هنگامی که حجم هوا زیاد و غلظت آلاینده پایین باشد بازده بسیار بالا داشته و از نظر هزینه های سرمایه گذاری و راهبری کاملاً اقتصادی است [۱]. در کنترل بیولوژیکی، طی واکنشهای اکسیداسیون ترکیبات گازی به دی اکسید کربن، آب و توده زنده تبدیل میشوند. آلاینده های مورد تصفیه باید قابل تجزیه بیولوژیکی و غیر سمی برای میکروبها باشند [۲].

راکتورهای بیولوژیکی که برای تصفیه آلاینده های گازی بکار میروند: بیوفیلترها، بیوفیلترهای چکنده و بیواسکرابرها هستند که از بین آنها بیوفیلترها کارایی بالاتری داشته و متداولتر هستند [۳]. در بیوفیلتراسیون، میکروارگانیسمها یا روی بیوفیلیم تشکیل شده در سطح بستر رشد میکنند یا در فاز مایع اطراف ذرات بستر به حالت تعلیق در می آیند. ضمن حرکت هوا از میان بستر، آلاینده موجود در آن جذب بیوفیلیم شده و مورد تجزیه میکروبی قرار میگیرد. در یک بیوفیلتر مجموعه ای از فرآیندهای مختلف نظیر جذب، جذب سطحی، تجزیه و واجدنی می تواند انجام شود [۴].

بسترهای بیوفیلتر شامل نسبت های متفاوتی از پسماندهای بیولوژیکی (کمپوست، خاک و پیت) و مواد بی اثر (خرده های چوب، کربن فعال، پلی استایرن) همراه با تلقیح میکروبی هستند که با افزودن محلول بافر برای تنظیم pH و نمکهای معدنی و عناصر جزئی مورد نیاز رشد میکروبی، محیط برای رشد میکروارگانیسمها مناسب میشود [۵]. از طرفی در سیستمهای کنترل



بیولوژیکی اغلب تجزیه تا آخرین مرحله یعنی ایجاد گاز کربنیک و آب ادامه دارد در حالیکه در اغلب روشهای متداول کنترل گازها، فاضلاب تولیدی یا گاز تغلیظ شده بر روی جاذب، نیاز به تصفیه ثانویه دارد. از آنجائیکه ترکیبات نیتروژندار نظیر آمونیاک و انواع آمینها ترکیباتی بد بو با قابلیت تجزیه بیولوژیکی بالا می باشند، بیوفیلتراسیون می تواند روشی مناسب برای تصفیه آنها باشد [۶، ۷]. TEA گازی بد بوست که در صنایع شیمیایی، کود سازی و ریخته گری [۸] مورد استفاده قرار می گیرد و موجب آلودگی هوای داخل واحدهای صنعتی و محیط پیرامون آنها می شود. این تحقیق به منظور بررسی تصفیه پذیری TEA و آگاهی از روند تغییرات نیتروژن در سیستم و نیز شناخت مکانیزم بیوفیلتراسیون برای بررسی عملکرد بیوفیلتر انجام شده است. نتایج این تحقیق میتواند در طراحی و راهبری بهینه سیستمهای بیولوژیکی کنترل آلودگی هوای ناشی از انتشار گازهای صنعتی، مورد استفاده قرار گیرد.

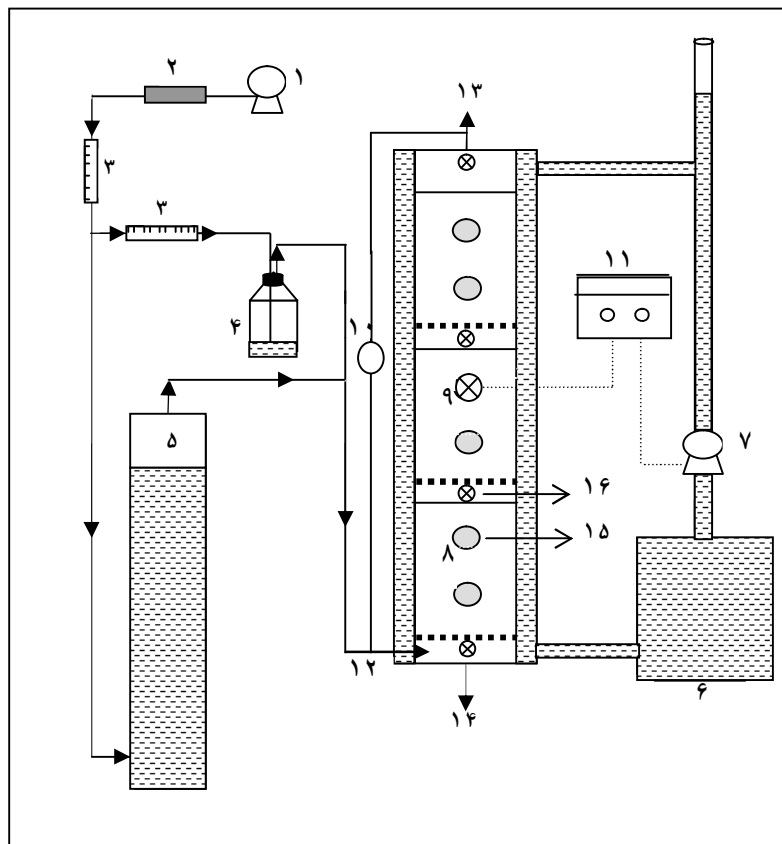
۲- ابزار و روشها

۲-۱- راکتور

استوانه‌ای دو جداره و سه قسمتی از جنس پلکسی گلاس به ارتفاع یک مترو قطر جداره داخلی و خارجی به ترتیب ۱۵ و ۱۰ بود. برای تثبیت دمای بستربین دو جداره راکتور آب قرار داشت. در هر بخش راکتور به ارتفاع ۲۵ cm از آکند پر شد و هر بخش با صفحه مشبک از جنس پلکسی گلاس از بخش دیگر جدا شده بود. بین هر بخش ۵cm فضای خالی وجود داشت تا به کمک صفحه مشبک توزیع مجدد هوا برای ورود به بخش بعد فراهم شود. شیر خروج هوا برای نمونه برداری در همین قسمت تعبیه شده بود. در هر بخش دو دریچه به قطر ۴cm برای نمونه برداری از آکند تعبیه شده بود. برای کنترل دمای بستر، از جریان آب با دمای کنترل شده بین دو جداره ستون استفاده شد تا بتوان دمای بستر را با دقت $\pm 1^{\circ}\text{C}$ کنترل نمود. سنسور مخصوص دما با میله ۱۰ سانتیمتری در یکی از دو دریچه مخصوص نمونه برداری در بخش میانی بیوفیلتر درون آکند قرارداده شده بود. قرائت دمای بستر توسط صفحه نمایشگر دما که بر روی تابلوی برق سیستم نصب شده بود میسر می شد. در کف راکتور دریچه‌ای برای تخلیه نشتاب پیش‌بینی شده بود. هوای حامل TEA از کف بستر به طرف بالا جریان داشت و افت فشار با استفاده از مانومتر آبی که توسط لوله پلاستیکی به مجرای ورود هوا از یک سمت و به مجرای خروج هوا از سمت دیگر وصل بود، پایش می شد. منبع تامین هوا یک کمپرسور ۲۲۰ لیتری بود و هوا پس از عبور از فیلتر هوا و فلومتر به دو بخش تقسیم می شد. بخش کمی از آن با گذر از فلومتر دوم وارد بطری حاوی محلول TEA شده و پس از خروج از سمت دیگر بطری، وارد جریان هوای ورودی به بستر می شد. بخش اصلی هوای عبوری از بستر بعد از گذشتن از برج مرطوب ساز همراه با هوای حامل TEA از کف وارد راکتور می شد. برج مرطوب ساز مخزنی مکعب مستطیل به ارتفاع ۱۰۰ cm و سطح مقطع 900 cm^2 بود که تا ارتفاع ۷۰cm از آب پر شده بود. برای تنظیم درجه حرارت مرطوب ساز از المنت حرارتی ۲۰۰۰ وات ترموستات دار استفاده شد. رطوبت هوا بعد از گذر از مرطوب ساز به حد اشباع می رسید (بیش از ۹۵٪). شکل ۱ راکتور بیولوژیکی و ملزومات آنرا نشان می دهد.

۲-۲- مواد بستر

آکند بستر مخلوطی از مکعب های چوبی با ابعاد ۰/۶-۰/۵ و کمپوست کارخانه کهریزک با دانه بندی ۵-۲ mm به نسبت حجمی ۴۰:۶۰ چوب:کمپوست (با C:N:P برابر ۲:۷:۱۰۰، ۴۳٪ مواد آلی و pH برابر ۶/۸) بود. ۳ لیتر لجن فعال فاضلاب شهری بعد از ۲۰ روز هوادهی و افزودن TEA ۱۰-۲ ppm در روز به آن آماده سازی و به بستر افزوده شد. علت افزودن TEA به لجن فعال، سازگار کردن میکروبها با تری اتیل آمین بود زیرا در فاضلاب تصفیه خانه شهری احتمال وجود این آلاینده بسیار کم است. در جدول ۱ خصوصیات بستر و شرایط راه اندازی بیوفیلتر ذکر شده است.



شکل ۱: سیستم بیوفیلتر همراه با ضمائم: ۱- پمپ هوا، ۲- فیلتر هوا، ۳- فلومتر (روتامتر)، ۴- ظرف حاوی TEA، ۵- مرطوب ساز، ۶- مخزن آب، ۷- پمپ آب، ۸- بستر بیوفیلتر، ۹- سنسور دما، ۱۰- مانومتر، ۱۱- کنترل کننده دما، ۱۲- ورود هوا، ۱۳- خروج هوا، ۱۴- خروج نشتاب، ۱۵- دریچه نمونه برداری از بستر، ۱۶- شیر هوای نمونه برداری.

جدول ۱- خصوصیات ماده بسترو شرایط راه اندازی بیوفیلتر

وزن آکند بدون آب (g)	فاضلاب افزوده (g)	وزن کل آکند (g)	حجم مفید بستر (lit)	دانسیته بستر (g/lit)	رطوبت (% وزنی)	pH	افت فشار اولیه (cm H ₂ O)	دمای راکتور (°C)
۳۰۵۰	۱۹۴۸	۴۹۹۸	۵/۸۸	۸۵۰	۵۶/۶	۷/۵	۳/۵	۳۰ ± ۱

۳-۲- شرایط کارکرد راکتور

راکتور بیولوژیکی با تنظیم رطوبت بستر در ۵۷٪ و pH آکند در ۷/۵ آغاز به کار کرد. دمای بستر توسط آب مخزن با دمای معین بر روی ۳۰ ± ۱°C تنظیم شد. دبی هوای عبوری ۷/۵ l/min بود و با این میزان عبور هوا، زمان ماند هوا در بستر خالی روی ۴۸ ثانیه تثبیت شده بود. رطوبت هوای عبوری از بستر ضمن گذشتن از مرطوب ساز به حد اشباع می رسید. با تنظیم فلوکنترلر بخش کوچکی از هوای عبوری، از بطری حاوی TEA می گذشت و به همان اندازه هوای بالای TEA موجود در بطری را که به حالت تعادل با مایع آن قرار داشت وارد جریان اصلی هوای عبوری از بستر می کرد و غلظت دلخواه و ثابت از TEA را فراهم می آورد. هر بار به وسیله فلوکنترلر و تغییر دبی هوای عبوری از بطری حاوی آلاینده، غلظت دلخواه از TEA فراهم می شد. جهت حرکت هوا در تمامی عملیات بیوفیلتراسیون از پایین به طرف بالای بستر بود و با زیر رو کردن بستریه



صورت متناوب افت فشار بین یک تا سه سانتیمتر حفظ و از کلوخه شدن آکند جلوگیری می شد. کنترل pH با افزودن روزانه بافر فسفات در محدوده ۸-۹ حفظ می گردید.

۲-۴- نمونه برداری و سنجش

نمونه برداری از شیرهای ورودی و خروجی هوا با گاز شویی در حلال متانول (۲۰ ml) دبی هوای عبوری ml/min ۳۴۰ به مدت ۱۵ دقیقه) صورت گرفت. سنجش نمونه ها توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (GBC, UV/VIS مدل 911) در nm ۲۱۵ انجام شد. نمونه های استاندارد دقیقاً به همان روش نمونه برداری از هوای خروجی از بستر توسط آماده سازی نمونه های معلوم در کیسه های مخصوص هوا^۱ تهیه می شد، یعنی مقادیر مشخصی از TEA به کیسه مخصوص حاوی ۱۰ لیتر هوا تزریق و سپس در حلال متانول به مدت ۱۵ دقیقه بادی ۳۴۰ ml/min گازشویی می شد. روش نمونه برداری از هوا برای سنجش آمونیاک، گاز شویی در ۲۵ میلی لیتر آب مقطر (به همان طریق نمونه برداری برای سنجش TEA) بود. نمونه ها با استفاده از معرف نسلر و قرائت در طول موج ۴۲۵ نانومتر با اسپکتروفتومتر (Hach/Dr/۲۰۰۰) مورد سنجش قرار گرفته و به کمک منحنی استاندارد

بر حسب ppm تعیین غلظت می شدند. برای سنجش نیتروژن آمونیاکی آکند، بر روی حدود ۲-۱/۵ g ماده بستر ۵۰ ml آب مقطر اضافه و به مدت ۱۰ تا ۱۵ دقیقه به هم زده می شد. سپس نمونه های صاف شده، طبق روش استاندارد نسلر سنجش می شدند. سنجش نیتروژن نیترا ته مطابق دستورالعمل شماره NO₃ D -۴۵۰۰ کتاب روش های استاندارد آزمایش آب و فاضلاب با استفاده از الکترو د انتخابی نیترا ته، انجام می شد. سنجش نیتروژن کج دلال کل به روش میکرو کج دلال و مطابق دستورالعمل پیشنهادی توسط شرکت Hach و با استفاده از دستگاه Hach Digesdahl و به دنبال آن اندازه گیری نیتروژن آمونیاکی به روش نسلر انجام می شد. نیتروژن آلی از تفاضل مقادیر نیتروژن آمونیاکی از کج دلال کل به دست می آمد. برای سنجش pH حدود ۲ گرم از ماده بستر را در ۵۰ ml آب مقطر وارد کرده، بعد از مدت ۱۰ تا ۱۵ دقیقه هم زدن با دستگاه pH متر (مدل ۶۹۱ ساخت کارخانه متروم) قرائت می شد. جهت تعیین رطوبت حدود ۳ تا ۵ گرم نمونه از بستر جامد برداشته و بعد از توزین به مدت ۲۴ ساعت در اتوکلاو با دمای ۱۰۶ درجه سانتی گراد قرار می گرفت و بعد از سرد شدن نمونه در دسیکاتور، مجدداً توزین و سپس درصد رطوبت بستر تعیین می شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تاثیر غلظت

در شروع عملیات بیوفیلتر، TEA با غلظت ۲۰ ppm وارد شد. بعد از سازگاری اولیه میکروبه ها ۳۷ روز طول کشید تا بازدهی به ۱۰۰٪ رسید. همانگونه که در شکل ۲ مشاهده می شود، در هنگام راه اندازی بستر، بازدهی سیستم از روز پنجم شروع به کاهش کرد و تا روز ۲۶ ام این روند ادامه داشت از آن به بعد افزایش بازدهی آغاز شد و تا روز ۳۷ ام به ۱۰۰٪ رسید. این تغییر بازدهی حذف در زمان راه اندازی مربوط به خاصیت جذب بسترو آغاز فعالیت میکروبه ها بود.

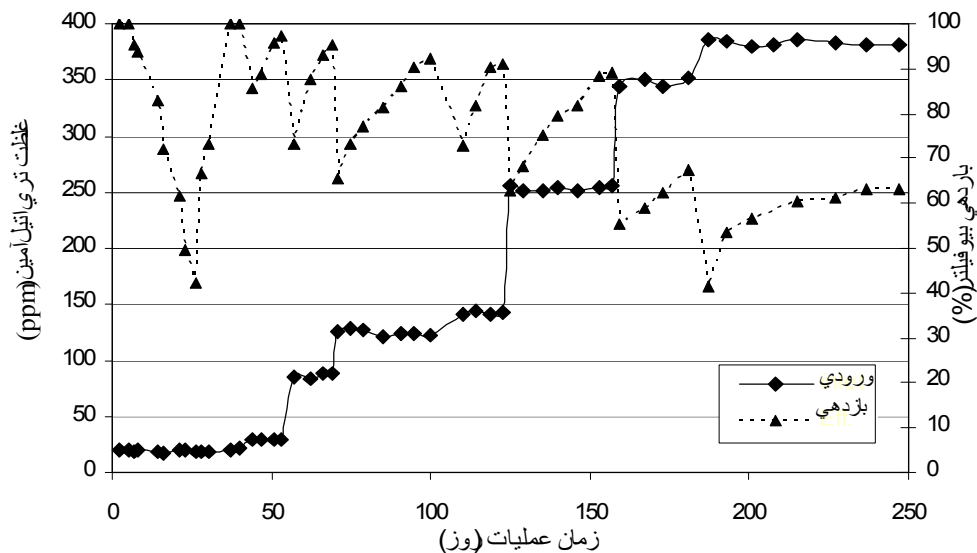
برای بررسی تاثیر غلظت ورودی در عملکرد بیوفیلتر، به تدریج میزان آلاینده ورودی افزایش یافت. هر بار پس از افزایش غلظت TEA ورودی و افزایش و تثبیت بازدهی حذف مجدداً غلظت آلاینده ورودی اضافه می شد. نتایج نشان داد که با افزایش بارگذاری روی سیستم ابتدا بازدهی کاهش اما پس از مدتی مجدداً افزایش می کرد. کاهش بازدهی سیستم با افزایش غلظت آلاینده می تواند به دو علت باشد: اول کمبود جمعیت میکروبی برای تجزیه TEA اضافی و دوم ایجاد حالت بازدارندگی برای میکروارگانیسمها. TEA در غلظتهای بالا میتواند برای میکروبه ها سمی باشد [۶] ولی نتایج نشان دادند که اثر سمیت و بازدارندگی TEA در غلظت های بالاتر از ۴۰۰ ppm روی می دهد. بنابراین در غلظت های کمتر از این حد می تواند به دلیل کمبود جمعیت میکروبی در بستر باشد زیرا به مرور زمان با ثابت ماندن غلظت، بازدهی شروع به افزایش می کرد. ظرفیت حذف بستر^۲ نیز در

^۱ - Tedlar Bag

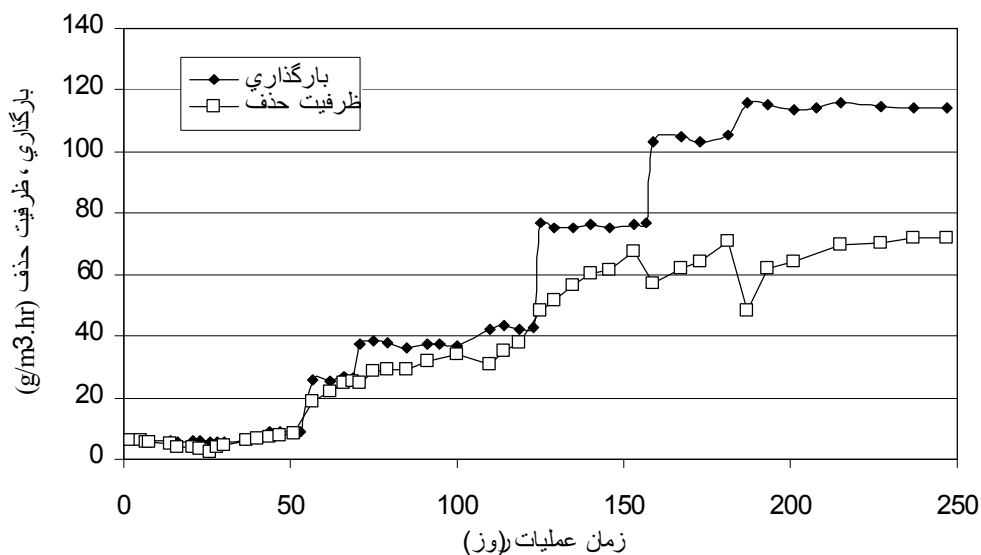
^۲ - Elimination Capacity (EC)



طی زمان کاهش بازدهی سیستم اندکی کاسته می‌شد ولی مجدداً سیر صعودی داشت تا اینکه در بارگذاری $114 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ به حد نهایی خود یعنی $72/2 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ رسید (شکل-۳). میزان بازدهی حذف در این بارگذاری حدود ۶۳٪ بود.



شکل-۲- مقایسه بازدهی سیستم با تغییرات غلظت ورودی



شکل-۳-مقایسه ظرفیت حذف سیستم با تغییرات بارگذاری در بیوفیلتر

۲-۳- تغییرات نیتروژن در بیوفیلتر

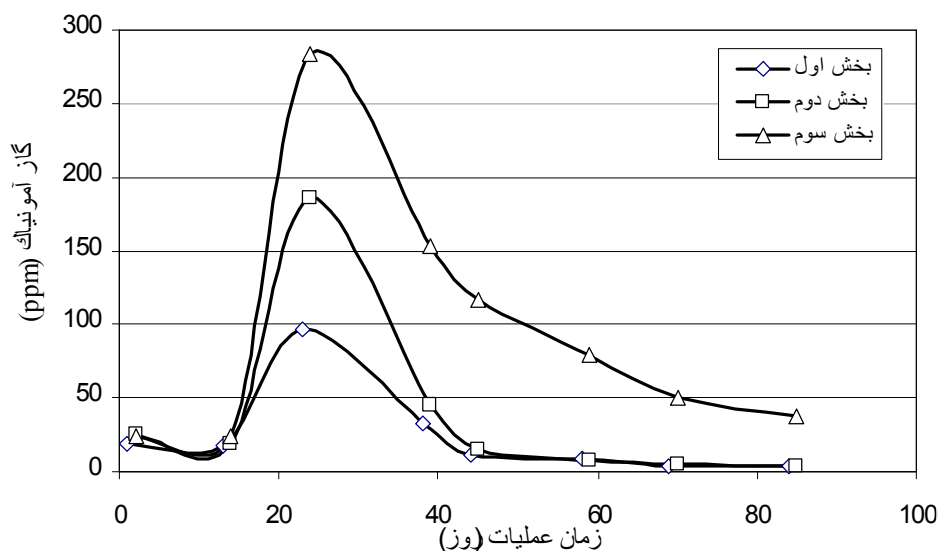
بعد از تجزیه TEA توسط باکتری‌ها، گاز آمونیاک تولید می‌شود. نیتروژن موجود در ملکول TEA بخشی در رشد سلول‌های جدید شرکت می‌کند و اضافه آن به صورت یون آمونیم و نیترات در بستر تجمع می‌یابد. کربن آلی نیز بعد از تجزیه TEA هم به عنوان منبع انرژی و هم در سنتز ماده آلی سلولی شرکت می‌کند. نتایج تحقیق نشان داد که با تثبیت غلظت TEA ورودی در 180 ppm بیش از ۹۰٪ آلاینده ورودی حذف می‌شود. طی ۸۴ روز تثبیت غلظت آلاینده ورودی، سنجش ترکیبات مختلف نیتروژن در گاز خروجی از سیستم و بستر بیوفیلتر انجام شد که نتایج آن در زیر مشاهده می‌شود

۳-۲-۱- گاز آمونیاک

غلظت گاز آمونیاک خروجی از سیستم در ابتدا روند صعودی داشت زیرا سرعت تجزیه TEA بالا بوده و فرصت کافی برای یونیزه شدن تمام آن در بستر وجود نداشت. در عین حال تبدیل گاز آمونیاک به یون آمونیوم تابع pH محیط و دماست. چون



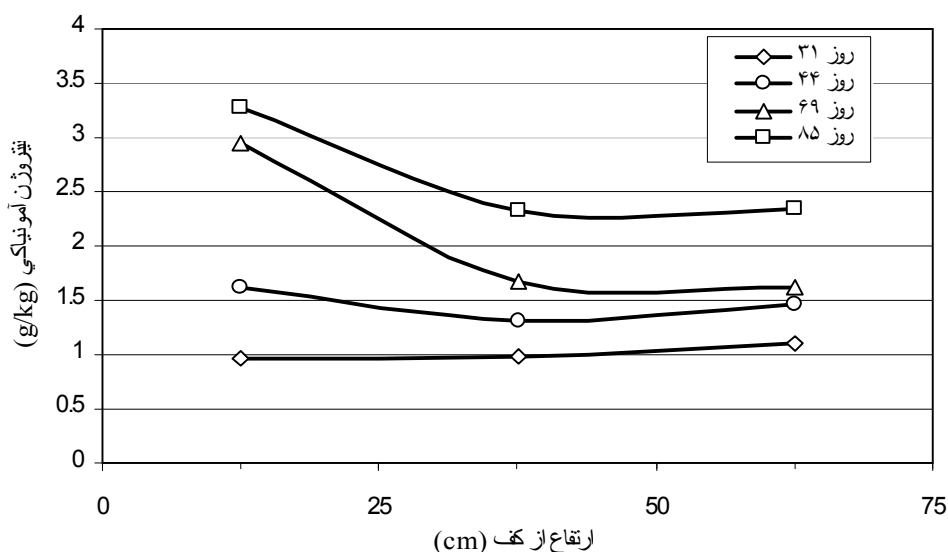
دما در زمان بیوفیلتراسیون ثابت نگه داشته می‌شد، تاثیری در این تبدیل نداشت ولی محیط متاثر از TEA تجزیه نشده، خاصیت بازی پیدا می‌کرد (TEA دارای قدرت بازی ۱۰ برابر بیش از آمونیاک است)، pH در ابتدا افزایش می‌یافت و این امر باعث می‌شد که گاز آمونیاک یونیزه نشده در هوای خروجی افزایش یابد. با کامل شدن تجزیه TEA و کاهش pH یون آمونیوم در بستر افزایش می‌یافت و گاز آمونیاک خروجی رو به کاهش می‌رفت. به طوری که تا روز ۸۴ ام به کمتر از ۲۵ppm رسیده بود (استاندارد آمونیاک در هوای تنفسی). شکل ۴ تغییرات گاز آمونیاک خروجی را هنگام ثابت بودن غلظت TEA ورودی در بخشهای مختلف بستر نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد که انتشار گاز آمونیاک به تدریج در طول بستر تا روز ۲۴ ام افزایش داشته و سپس رو به کاهش بوده است. این امر نشان‌دهنده فعالیت مؤثر باکتریهای تجزیه کننده TEA در طول بستر می‌باشد.



شکل ۴- مقایسه بخشهای مختلف بستر از نظر انتشار گاز آمونیاک در طول فرآیند بیوفیلتراسیون

۳-۲-۲- یون آمونیوم

آمونیاک آزاد شده برحسب نیاز می‌تواند در رشد سلول‌های جدید شرکت کند و مابقی به صورت NH_4^+ آزاد تجمع یابد. نتایج تحقیق نشان داد که با گذشت زمان یون آمونیوم در بستر افزایش یافته است. اما روند تغییرات آن در طول بستر یکنواخت نبود به طوری که سنجش نیتروژن آمونیاکی در سه بخش بستر نشان داد که بخش اول بالاترین میزان نیتروژن آمونیاکی را داشته است و بخش دوم و سوم تقریباً یکسان ولی میزان کمتری داشته‌اند. این امر می‌تواند به دلیل تبدیل نیتروژن آمونیاکی به فرم‌های دیگر نیتروژن باشد. شکل ۵ نیتروژن آمونیاکی را در بخشهای سه‌گانه بستر نشان می‌دهد.

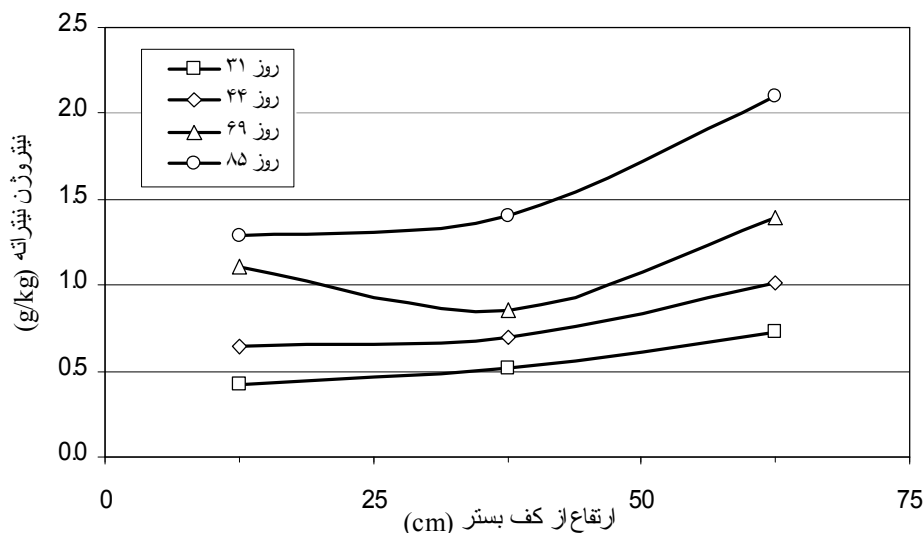


شکل ۵- مقایسه تغییرات نیتروژن آمونیاکی در طول راکتور بیوفیلتر هنگام بیوفیلتراسیون TEA



۳-۲-۳- یون نیترات

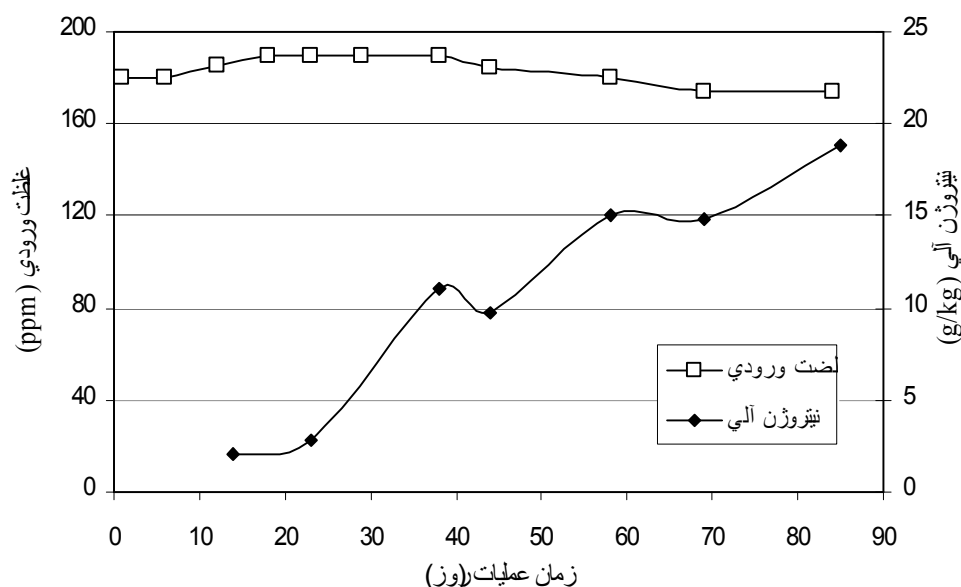
یون آمونیوم توسط میکروآرگانیزمها به یون نیترات تبدیل می شود اما این تغییر و تبدیل در بستر یکنواخت نیست و روند تغییر آن در بستر برعکس تغییرات نیتروژن آمونیایی است. به طوری که بخش اول کمترین میزان نیتروژن نیتراته را دارد که می تواند به دلیل رشد کمتر نیتریفایرها یا ازدیاد گاز آمونیاک در این بخش باشد. گاز آمونیاک می تواند به عنوان یک بازدارنده در رشد باکتری های نیترات ساز عمل کند. شکل ۶ تغییرات نیتروژن آمونیایی را در سه بخش بستر نشان می دهد.



شکل ۶- مقایسه تغییرات نیتروژن نیتراته در طول راکتور بیوفیلتر هنگام بیوفیلتراسیون TEA

۳-۲-۴- جرم آلی

روند تغییرات نیتروژن آلی در بستر بیوفیلتر نشان داد که از روز ۱۳ ام به بعد نیتروژن آلی رشد قابل توجه داشته به طوری که بعد از ۷۰ روز تقریباً ۱۰ برابر شده بود. این امر نشان دهنده رشد سلولی و افزایش بیومس بوده و می تواند به عنوان یک عامل بازدارنده باعث مسدود شدن خلل و فرج بستر شود. از طرفی رشد بیومس و یا به عبارتی افزایش میکروآرگانیزمها، تجزیه TEA و تغییر و تبدیل نیتروژن را بهبود می بخشد. نتایج نشان داد که در این غلظت ورودی TEA، بیومس تولید شده تغییر چندانی در افت فشار ایجاد نکرده و عملکرد بیوفیلتر در تجزیه آلاینده و تشکیل ترکیبات مختلف نیتروژن مطلوب بوده است. شکل ۷ تغییرات نیتروژن آلی را در طول بیوفیلتراسیون در غلظت ورودی ثابت نشان می دهد.



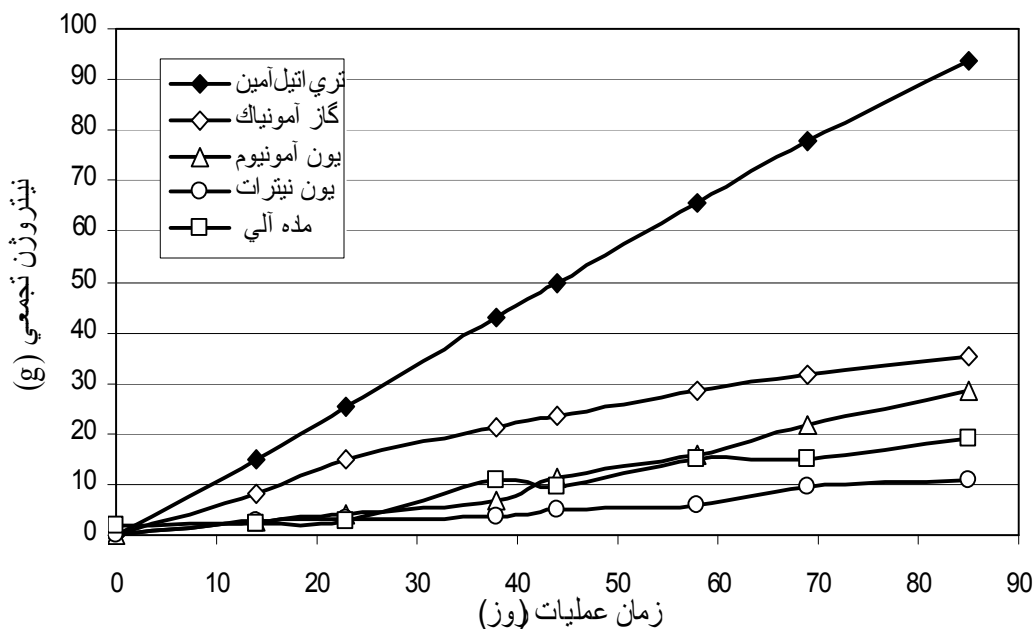
شکل ۷- تغییرات نیتروژن آلی در بستر بیوفیلتر هنگام بیوفیلتراسیون TEA



۳-۲-۵- موازنه نیتروژن و مکانیسم تبدیل بیولوژیکی

نتایج بیوفیلتراسیون در غلظت 180 ppm در جدول ۲ مشاهده می شود. ارقام ستون دوم جدول مربوط به TEA حذف شده در روز برحسب نیتروژن است بعضی از ارقام به این دلیل که تغییرات روزانه نیتروژن در آکند ثبت می شد و گاهی مقادیر حاصل از سنجش، کمتر از مقادیر قبلی بود روند تغییرات با علامت منفی در جدول مشاهده می شود.

نتایج نشان می دهد که طی ۸۴ روز ثابت بودن غلظت ورودی در 180 ppm ، از کل نیتروژن حذف شده، حدود یک سوم را گاز آمونیاک، یک سوم را نیتروژن آمونیاکی و یک سوم بقیه رانیتروژن نیترا ته و نیتروژن آلی تشکیل داده اند. این محاسبات نشان می دهد که فعالیت باکتریهای تجزیه کننده تری اتیل آمین مطلوب، اما تبدیل نیتروژن آمونیاکی آکند به نیتروژن نیترا ته توسط باکتریها کامل نبوده است. یکی از علل این امر می تواند بالا بودن دمای بستر باشد زیرا دما در تعادل بین نیتروژن آمونیاکی و گاز آمونیاک موثر است و تعادل مذکور در دمای بالاتر به سمت تولید نیتروژن یونیزه نشده پیش می رود. شکل ۸ نیتروژن تجمعی را نسبت به کل نیتروژن حاصل از تجزیه TEA در بیوفیلتر نشان می دهد.



شکل ۴-۴۹- موازنه نیتروژن در بیوفیلتر در غلظت ورودی 180 ppm

۴- نتیجه گیری

- نتایج بیوفیلتراسیون تری اتیل آمین رامیتوان چنین خلاصه کرد:
- تری اتیل آمین قابلیت تجزیه بیولوژیکی در یک بیوفیلتر را دارد و تا غلظت 180 ppm در دمای 30°C و رطوبت ۵۵-۵۰٪ در محدوده pH ۸ تا ۹، بیش از ۹۰٪ بازدهی داشته است. حد اکثر میزان حذف در بارگذاری $114 \text{ g/m}^3, \text{hr}$ برابر $72/2 \text{ g/m}^3, \text{hr}$ بوده است.
- نیتروژن حاصل از تجزیه TEA ابتدا به شکل گاز آمونیاک در هوای خروجی و سپس به صورت نیتروژن آمونیاکی، نیترا ته و آلی در بستر تغییر شکل می دهد. تغییرات نیتروژن در بستر یکنواخت نبوده به طوری که نیتروژن آمونیاکی در اولین بخش نسبت به ورودی ولی نیتروژن نیترا ته در بخش سوم بستر بیش از سایر بخشهاست.
- موازنه جرم نیتروژن در بیوفیلتر نشان داد که از کل نیتروژن تجزیه شده طی ۸۴ روز بیوفیلتراسیون در غلظت 180 ppm حدود یک سوم را گاز آمونیاک، یک سوم را نیتروژن آمونیاکی و یک سوم بقیه رانیتروژن نیترا ته و نیتروژن آلی تشکیل داده اند.
- با تثبیت غلظت ورودی بعد از حدود یک ماه، گاز آمونیاک کاهش یافته و تغییر و تبدیل بیولوژیکی در بستر باعث تبدیل آن به سایر ترکیبات نیتروژن دار شد. به طوری که بعد از حدود سه ماه، میزان گاز آمونیاک خروجی از راکتور که به عنوان آلاینده ثانویه مطرح است به پایین تر از استاندارد هوای تنفسی رسید.



مراجع:

1. Devinny, J. S.; M.A. Deshusses; T.S. Webster (1999) "Biofiltration for air pollution control", Lewis publishers.
2. Nevin, D.M.; J. Barford (2000), Biofiltration as an odour abatement strategy, Biochem. Eng. J. 5, p. 231-242.
3. Webster, T.S.; J. S. Devinny, 1998, Biofiltration technology for air pollution control, Encyclopedia of Environmental analysis and remediation, Meyers, R. A. Ed., John Wiley & Sons, New York, pp. 653-665
4. Bibeau L., Kiared K., Brzezinski R. (2000), Treatment of air polluted with xylenes using a biofilter reactor, Water, air and soil pollution, 118(3): 377-393.
5. Morales, M.; S. Revah; R. Auria, 1998, "Start-Up and the effect of gaseous ammonia additions on a biofilter for the elimination of toluene vapors" Biotechnol. & Bioeng., 60(4), 483-491.
6. Tang, H.M.; S.J. Hwang, 1996, "Waste gas Treatment in biofilters", J. Air & Waste Manage. Assoc. 46, 349-354.
7. Chou, M.S.; Shiu W.Z., 1997, "Bioconversion of methylamine in biofilters", J. Air & Waste Manage. Assoc. 47, 58-65.

۸- گلبابائی-فریده و همکاران "طراحی و انتخاب یک تصفیه کننده هوا برای آلودگی ناشی از تری اتیل آمین در ریخته گرییک صنعت خودروسازی با توجه به جنبه های زیست محیطی" مجموعه مقالات ششمین همایش کشوری بهداشت محیط ۱۳۸۲، مازندران، ص ۲۶۲-۲۷۰