

بررسی تصفیه پذیری هوای آلوده صنعتی به تری اتیل آمین با روش بیولوژیکی

هما کشاورزی شیرازی^{۱*}، ایوب ترکیان^۲، علی اکبر عظیمی^۳ و ناصر مهردادی^۳

^۱ مربی دانشکده محیط زیست - دانشگاه تهران

^۲ عضو هیئت علمی و رئیس مرکز آب و انرژی دانشگاه صنعتی شریف

^۳ استادیار دانشکده محیط زیست - دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت ۸۵/۸/۲۷، تاریخ دریافت روایت اصلاح شده ۸۶/۲/۱۵، تاریخ تصویب ۸۶/۳/۴۰)

چکیده

در این پژوهش تجزیه بیولوژیکی گاز تری اتیل آمین (TEA) به عنوان یکی از روشهای کنترل آلاینده های صنعتی مورد بررسی قرار گرفته است. دو راکتور با حجم مؤثر ۶L که هر یک از سه بخش جداگانه تشکیل شده بود در دماهای ۲۳±۲ (راکتور A) و ۳۰±۲ °C (راکتور B) استفاده شده است. بستر بیوفیلتر با ۶۰٪ کمپوست و ۴۰٪ خرده های چوب همراه با لجن فاضلاب شهری آماده شد و ضمن بارگذاری ۸-۱۳۰ g/m³.hr، اثر دما (۳۰ و ۲۳ °C)، رطوبت بستر (۵۵-۳۸٪)، غلظت ورودی آلاینده (۴۰۰-۲۰ ppm) و زمان ماند هیدرولیکی (۶۰-۴۰ ثانیه) حذف بیولوژیکی TEA مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که راند مان حذف در غلظت ۲۵۰-۲۰ ppm بیشتر از ۹۰٪ و در ۴۰۰-۲۵۰ ppm بالاتر از ۶۵٪ می باشد. تغییر زمان ماند هیدرولیکی در ستون (B) از ۶۰ به ۴۰ ثانیه میزان TEA خروجی را تا ۳۵٪ افزایش داده و با کاهش رطوبت تا ۴۰٪، بازدهی حذف طی ۱۳ روز از ۸۷٪ به ۲۲٪ رسیده است. حداکثر ظرفیت حذف در راکتور (A)، ۸۶ g/m³.hr و در راکتور (B)، ۷۲/۲ g/m³.hr به دست آمد.

واژه های کلیدی: هوای آلوده صنعتی - تری اتیل آمین - بیوفیلتراسیون - تجزیه بیولوژیکی - کنترل آلاینده های صنعتی

مقدمه

روشهای فیزیکی (جذب سطحی و میعان) و شیمیایی (جذب، سوزاندن و اکسیداسیون) مختلفی برای تصفیه گازهای آلاینده در رفع آلودگی هوا بکار گرفته می شود اما این روشها برای جریانهای گاز آلوده با دبی زیاد و غلظت پایین مقرون به صرفه نمی باشند. با توجه به هزینه مواد مصرفی، بهره برداری پیچیده و زائدات ثانوی ناشی از این فرایندها، در دهه های اخیر تحقیقات گسترده ای برای یافتن تکنولوژیهای مناسب تر شروع شده که روشهای بیولوژیکی در زمره کارآمدترین آنها می باشد. سه نوع از این سیستم ها در صنایع بکار برده می شود: بیوفیلتر، صافی چکنده، و اسکرابر بیولوژیکی. در بیوفیلتراسیون که رایج ترین نوع سیستمهای تصفیه بیولوژیکی میباشد، آلاینده های موجود در گاز آلوده، حین عبور از بستر طبیعی (کمپوست) یا مصنوعی (پلاستیک) بوسیله میکروارگانیسم ها تجزیه میشوند. تکنولوژی بیوفیلتراسیون زائدات ثانویه کمتری تولید نموده و هزینه راهبری آن

برای آلاینده هایی با قابلیت تجزیه بیولوژیکی مناسب و غلظتهای تا ۱ gm³ کمتر می باشد [۱، ۲]. در ابتدا روش بیوفیلتراسیون برای حذف ترکیبات بد بو و معدنی نظیر H₂S از هوا کاربرد داشت، اما مطالعات اخیر نشان داده است که بیوفیلترها می توانند بطور موفقیت آمیزی برای کنترل ترکیبات آلی فرار و آمینها نیز مورد استفاده قرار گیرند [۳، ۴].

در فرآیند بیوفیلتراسیون هوای آلوده از بستر طبیعی یا مصنوعی عبور کرده و آلاینده ها ابتدا به فاز آبی و سپس به بیوفیلیم انتقال می یابند و سپس توسط جمعیت میکربی تجزیه بیولوژیکی می شوند [۵]. با توجه به ضرورت وجود تراکم مناسبی از میکروارگانیسمهای خو گرفته به آلاینده های مورد نظر، برای تسریع در تشکیل بیوفیلیم غالبا از لجن فعال بعنوان بذر اولیه استفاده می شود. رطوبت مورد نیاز از طریق مرطوب سازی گاز آلوده ورودی تأمین میشود [۶، ۷]. آمینها عمده ترین آلاینده های

گازی منتشره از کارخانه های تولید مواد شیمیائی ورخته گرپها هستند و تری اتیل آمین هم یکی از این آلاینده های آلی نیتروژن دار محسوب می شود. از آنجائیکه آمینها به خوبی قابل تجزیه میکروبی هستند، بیوفیلتراسیون روشی بسیارمطلوب برای تصفیه آنها به شمار می رود [۸]. همینطور بیوفیلتراسیون یک فناوری ابداعی کنترل گازهای آلوده به VOCs^۱ یا HAPs^۲ است. میکروارگانیسمهای مسئول این تغییر و تبدیل هم با جذب سطحی روی سطح بستر بیوفیلتر و هم به صورت شناور در آب موجود در خلل و فرج بستر عمل تجزیه را انجام می دهند [۹].

ترکیبات نیتروژنه نظیر آمونیاک و آمینها از فرایندهای تولید کودوسوموم، ریخته گری و صنایع شیمیایی انتشار می یابند. برای مثال در زباله سوزهای شهری غلظت متیل آمین ۵/۳۷ ppm و تری اتیل آمین ۲۶ ppm گزارش شده است. در تصفیه خانه های فاضلاب ۸۰-۶۰ ppm آمونیاک و ۲۶-۰/۱۵ ppm انواع آمین وجود دارد [۱۰]. برخی واحدهای ریخته گری صنایع خودروسازی در ایران در بخش ماهیچه سازی به روش جعبه سرد فنولیک اورتان از سه سیستم اتصال دهنده ماسه استفاده می کنند که شامل رزین فنولی، ایزوسیانات پلیمری و TEA در نقش کاتالیزور است. کاتالیزور آمینی به عنوان سخت کننده و استحکام بخش با جریان هوا و با فشار از درون قالب حاوی مخلوط ماسه عبور داده می شود. لذا TEA در گازهای خروجی از دودکش چنین واحدهای صنعتی وجود دارد. برای مثال گاز خروجی از واحد ریخته گری کارخانه ایران خودرو که از سیستم جعبه سرد استفاده می کند، آلوده به این آلاینده است. متوسط غلظت TEA در هوای خروجی از این واحد کارخانه حدود ۷۰-۶۰ ppm گزارش شده است [۱۱].

TEA ماده ای محرک و بسیار بدبو بوده که برمجاری تنفسی و مخاط ریه با ایجاد گلو درد و تنگی نفس تأثیر می گذارد. بر روی سیستم بینایی اثر گذاشته و باعث سوختگی قرنیه می شود. در مواردی بر اثر استنشاق این ماده اثراتی نظیر سردرد و تهوع در بین افراد دیده شده است.

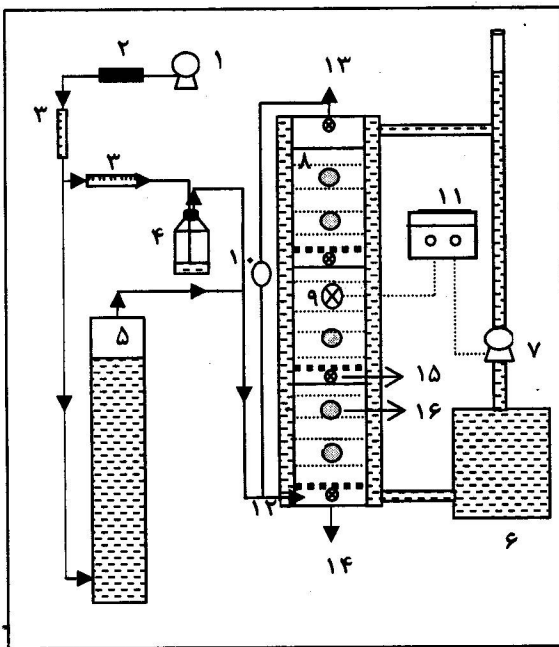
تری اتیل آمین یک آمین نوع سوم است که شکسته شدن شاخه های اتیل آن به تدریج طی سه مرحله انجام می شود؛ ابتدا دی اتیل آمین سپس اتیل آمین و در نهایت

آمونیاک آزاد میگردد. در راکتورهای بیولوژیکی عملیات تجزیه توسط باکتری های آمونیاک ساز انجام می شود و آمونیاک آزاد شده برحسب نیاز در رشد سلول های جدید شرکت می کند و مابقی به صورت NH_4^+ آزاد می شود. فرایند آمونیاک سازی عبارت است از آزاد شدن آمونیاک از ترکیبات آلی نیتروژن دار. آمونیاک حاصل از تجزیه تری اتیل آمین به دلیل وجود ملکولهای آب موجود در بستر به صورت یون آمونیوم در می آید. گاز آمونیاک با یون آمونیوم در حالت تعادل با یکدیگر قرار می گیرند:

آمونیاک یونیزه نشده در تعادل با یون آمونیاک و یون هیدروکسیل واقع می شود. این واکنش سریع بوده و توسط پی اچ و دما کنترل می شود. مرحله بعد نیتریفیکاسیون است که فرآیندی است که طی آن آمونیاک آزاد و یون آمونیوم به نیتريت و نیترات اکسید می شوند. در راکتور های بیولوژیکی، آمونیاک توسط دوگروه باکتری که به توالی عمل می کنند تغییر شکل می یابد. انرژی آزاد شده در این واکنشها، توسط نیتریفایرها در سنتز مواد آلی سلولی از منابع کربن غیر آلی نظیر دی اکسید کربن، کربناتها و بی کربناتها استفاده می شود که فرم غالب، بیکربنات است [۱۲]. گروه باکتری های نیتروزوموناس و نیتروباکتر عمده میکروبهایی هستند که عملیات تبدیل آمونیاک به نیترات را بر عهده دارند. لذا در تجزیه بیولوژیکی TEA تبدیل آن تا مرحله نیترات سازی پیش می رود و مشکل آزاد شدن آمونیاک در محیط پیش نخواهد آمد [۱۰]. از آنجائیکه TEA ماده ای صنعتی است، استانداردهای آن توسط سازمان بهداشت حرفه ای و سلامت^۳ ارائه شده است. طبق این استاندارد برای ۸ ساعت مجاورت شغلی مقدار مجاز آن ۲۵ ppm و استاندارد سالیانه هوای تنفسی ۰/۰۲۴ ppm می باشد [۱۳]. در این تحقیق میزان کارایی روش بیوفیلتراسیون در حذف TEA در اثر نوسانات پارامترهای عملیاتی از جمله بارگذاری، زمان ماند هیدرولیکی، رطوبت و دما مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج این تحقیق میتواند در طراحی و راهبری بهینه سیستمهای بیولوژیکی کنترل آلودگی گازهای صنعتی مورد استفاده مدیران صنایع کشور قرار گیرد.

مواد و روشها

بیوفیلتر: دو راکتور سه قسمتی از جنس پلکسی گلاس



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- بستری بیوفیلتر.

۹- سنسور دما. ۱۰- مانومتر. ۱۱- کنترل کننده دما. ۱۲- ورود

هوا. ۱۳- خروج هوا. ۱۴- خروج نشتاب. ۱۵- شیر نمونه برداری

هوا. ۱۶- دریچه نمونه برداری از بستر.

جدول ۱: خصوصیات ماده بسترو شرایط راه اندازی بیوفیلتر.

۲۸۲۸	لجن فعال اضافه شده (گرم)
۴۹۹۸	وزن کل آکند (گرم)
۵/۸۸	حجم مفید بستر (لیتر)
۸۵۰	دانسیته بستر (گرم بر لیتر)
۵۶/۶	رطوبت (درصد وزنی)
۷/۵	pH
۲۱۷۰	وزن آکند بدون آب (گرم)
۳/۵	افت فشار اولیه (سانتی متر آب)
۲۰-۲۵	دمای راکتور A (°C)
۳۰ ± ۱	دمای راکتور B (°C)

مواد بستر: آکند بستر مخلوطی از مکعب های چوبی با ابعاد ۰/۵-۰/۶ cm و کمپوست کارخانه کهریزک با دانه بندی ۵-۲ mm به نسبت ۴۰:۶۰ حجمی چوب:کمپوست (با C:N:P برابر ۷:۲:۱۰۰، ۴۳٪ مواد آلی و pH برابر ۶/۸) بود. ۳ لیتر لجن فعال فاضلاب شهری (با MLVSS حدود ۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر) بعد از ۲۰ روز هوادهی و افزودن TEA ۱۰-۲۰ ppm در روز به آن آماده سازی و به

به ارتفاع یک متر و قطر ۱۰ cm مورد استفاده قرار گرفت. علت استفاده از دو راکتور یکسان، مقایسه تاثیر دما بر روند تجزیه بیولوژیکی TEA است. زیرا فعالیت میکروبها وابسته به دماست و حد بهینه رشد و فعالیت برای هر گروه از میکروبها در دمای خاصی می باشد. در هر بخش راکتورها به ارتفاع ۲۵ cm از آکند پر شد و با صفحه مشبک از جنس پلکسی گلاس از بخش دیگر جدا گردید. بین هر بخش ۵ cm 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 ۴ cm برای نمونه برداری از بستر قرار داشت. برای کنترل دمای بستر، از جریان آب با دمای کنترل شده در خارج 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 از آکند بخش میانی قرار داده شده بود. قرائت دمای بستر توسط صفحه نمایشگر دما که بر روی تابلوی سیستم برق نصب شده بود در طی عملیات بیوفیلتر انجام می شد.

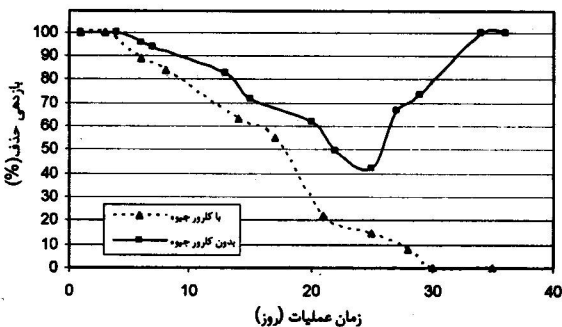
در کف راکتور دریچه ای برای تخلیه نشتاب پیش بینی شده بود. هوای حامل TEA از کف بستر به طرف بالا جریان داشت و افت فشار با استفاده از مانومتر آبی پایش می شد. منبع تامین هوا کمپرسور ۲۲۰ لیتری بود و هوا پس از عبور از فیلتر و فلومتر به دو بخش تقسیم می شد. بخش کمی از آن با گذر از فلومتر دوم وارد بطری حاوی محلول TEA شده و پس از خروج از سمت دیگر بطری، وارد جریان هوای ورودی به بستر می شد (گاز آلاینده به صورت خالص و با غلظتهای مورد نظر وارد سیستم شده است).

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. برای تنظیم درجه حرارت مرطوب ساز از المنت حرارتی ۲۰۰۰ وات دارای ترموستات 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.

با راندمان حذف ۱۰۰٪ به کار خود ادامه می‌داد. به مرور که جمعیت میکروبیهای سازگار شده با محیط فزونی یافت، عملیات تجزیه بیولوژیکی هم افزایش یافت و به حدود ۱۰۰٪ رسید.

تعیین میزان جذب آکند

نتایج سنجش TEA هنگام راه‌اندازی بیوفیلتر نشان داد که مکانیزمهای دیگری نظیر جذب سطحی آکند می‌تواند در حذف این ماده در ابتدای عملیات مؤثر باشد. برای تحقیق در خصوص عملکرد بیوفیلتر هنگام راه‌اندازی سیستم و تعیین زمان آغاز تجزیه بیولوژیکی و یا تحقیق در مورد میزان جذب سطحی آکند، بیوفیلتری حاوی آکند مشابه، که به وسیله کلرور جیوه، میکروب کشی شده بود آماده شد. سپس ضمن عبور هوای حاوی TEA ۲۰ ppm از بستر، تغییرات غلظت آلاینده در هوای خروجی طی روزهای متوالی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بعد از گذشت ۳۰ روز آلاینده بدون حذف از سیستم خارج شده است. همین شرایط عملیاتی در ستون بیوفیلتری که میکروبیهای موجود در کمپوست و لجن تصفیه خانه فاضلاب شهری در آن فعال بودند، اعمال شد که نتایج در شکل (۲) ملاحظه می‌شود.



شکل ۲: مقایسه میزان حذف تری‌اتیل‌آمین در هنگام راه‌اندازی بیوفیلتر با و بدون افزودن کلرور جیوه.

این آزمایش نشان داد که همزمان با سایر مکانیزمهای حذف، تجزیه بیولوژیکی تری‌اتیل‌آمین آغاز می‌شود. مقایسه نتایج بستر میکروب‌کشی‌شده (با کلرور جیوه) با بستر معمولی حاکی از آن است که طی دو هفته اول میزان تجزیه بیولوژیکی نسبت به سایر مکانیزمهای حذف در بستر (جذب، جذب سطحی و...) کم بوده اما بعد از سه هفته، تجزیه زیستی افزایش یافته به طوری که بعد از یک ماه تنها مکانیزم حاکم، حذف بیولوژیکی بوده است.

بستر افزوده شد. در جدول (۱) خصوصیات بستر و شرایط راه‌اندازی بیوفیلتر ذکر شده است.

شرایط کارکرد راکتور: غلظت TEA در هوای ورودی به راکتورهای A و B در طول عملیات به ترتیب در محدوده ۲۰-۳۸۵ ppm و ۲۵-۳۰۰ ppm تغییر داده شد. بارگذاری در بستر بیوفیلتر A و B به ترتیب $8-72 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ و $50-115 \text{ g/m}^3 \cdot \text{hr}$ بوده است. رطوبت هردو راکتور بین ۵۵ تا ۵۵ درصد و pH بستر در هر دو ستون بین ۷/۵-۹/۳ متغیر بود به طوری که تا حدود ۸ ماه پس از آغاز بیوفیلتراسیون با وجود افزودن بافر، متوسط pH در کل بستر بالاتر از ۸/۵ بود ولی پس از رسیدن به حالت تعادل بین ۷/۵ تا ۸/۳ ثابت شد.

نمونه برداری و سنجش: نمونه برداری از شیرهای ورودی و خروجی هوا با گاز شویی در حلال تری اتیل آمین (۲۰ ml متانول، دبی هوای عبوری ۳۴۰ ml/min به مدت ۱۵ دقیقه) انجام شد. سنجش نمونه ها توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (UV/VIS، مدل ۹۱۱ در ۲۱۵ نانومتر انجام شد. نمونه های استاندارد دقیقاً به همان روش نمونه برداری از هوای خروجی از بستر تهیه شد. یعنی مقادیر مشخصی از TEA به کیسه مخصوص حاوی ۱۰ لیتر هوا تزریق و سپس در حلال متانول به مدت ۱۵ دقیقه گاز شویی شد [۱۴، ۱۵].

برای تعیین رطوبت بستر ۲ گرم ماده جامد از هریک از بخشهای بستر به مدت ۲۴ ساعت در آون با دمای 105°C قرار داده شد. بعد از سرد شدن ماده و توزین مجدد آن میزان رطوبت محاسبه گردید. برای تعیین pH بستر حدود ۱ گرم ماده جامد هر بخش از ستون ها در ۲۰ ml آب مقطر حل و برای مدت ۱۰ دقیقه بهم زده شد [۱۶].

نتایج و بحث

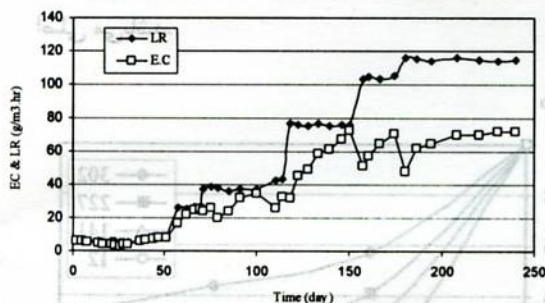
راه‌اندازی

پس از آماده شدن راکتورهای بیولوژیکی هوای حاوی TEA با غلظت کم (حدود ۲۰-۳۰ ppm) وارد شد. در ابتدا به دلیل جذب سطحی آکند بستر، حداکثر بازدهی در کاهش TEA مشاهده شد. پس از آن به تدریج ظرف مدت ۲۵ روز راندمان سیستم از ۱۰۰٪ به ۴۲٪ کاهش یافت. حذف کامل TEA در آغاز عملیات نمی‌توانست به دلیل تجزیه میکروبی باشد زیرا در این صورت باید سیستم

راهبری

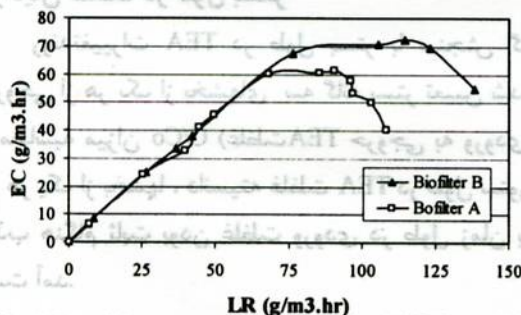
بعد از راه اندازی بیوفیلتر برای حفظ شرایط بهینه در رشد میکروبها هر دو هفته یکبار بستر زیر و رو می‌شد تا از توزیع غیر یکنواخت هوا در طول بستر جلوگیری شود. چون در ۸ ماه اول pH بالاتر از ۸/۵ بود، بافر فسفات اضافه می‌شد که هم تا حدودی به رطوبت بستر کمک کند و هم pH را در حد ۸/۵ حفظ نماید. پس از رسیدن راندمان حذف به حداکثر خود و عدم تغییر غلظت TEA خروجی برای حدود یک هفته، غلظت TEA ورودی افزایش داده می‌شد. میزان افزایش TEA ورودی در غلظت‌های کمتر از ۲۰۰ ppm، حدود ۸۰-۷۰٪ و در غلظت‌های بیش از ۲۰۰ ppm، حدود ۴۰-۱۰٪ بوده است. افزایش TEA با تنظیم هوای ورودی به بطری TEA به کمک روماتر انجام می‌شد. پس از گذشت حدود ۸ ماه از آغاز کار بیوفیلتر pH در محدوده ۷/۵-۸/۳ بدون افزودن بافر ثابت شد و رطوبت بستر نیز در محدوده ۵۵-۵۰٪ ثابت ماند.

رسید، به دلیل اثر بازدارندگی TEA و محدودیت توان بستر در حذف TEA اضافی، میزان ظرفیت حذف بستراضافه نشده و با افزایش غلظت درصد حذف شروع به کاهش می‌نمود. نتایج نشان داد که هر قدر غلظت ورودی بالاتر باشد، زمان رسیدن به بالاترین حد بازدهی طولانی‌تر است. شکل (۴) تغییرات ظرفیت حذف را نسبت به افزایش بارگذاری (LR)^۴ بر سیستم در طول زمان نشان می‌دهد. در این شکل نیز همان روند افزایش و کاهش نسبی ظرفیت حذف TEA ملاحظه می‌شود. ظرفیت حذف بستر (EC) نیز در طی زمان کاهش بازدهی سیستم، اندکی کاسته می‌شد و این امر نشان می‌داد که کمی حالت بازدارندگی وجود داشته است. ولی در عین حال توان بستر در تجزیه بیولوژیکی TEA با افزایش آن از بین نمی‌رفت و مدتی زمان لازم بود تا با شرایط افزایش غلظت آلاینده، خو بگیرد و به حالت پایدار درآید. افزایش بعدی ظرفیت حذف مؤید این امر بود.

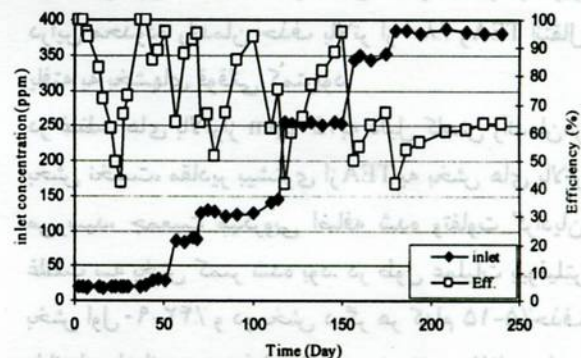


شکل ۴: مقایسه ظرفیت حذف (EC) با تغییرات بارگذاری (LR) در ستون (B).

تغییرات ظرفیت حذف در دو بیوفیلتر A و B روند یکسانی داشت. حداکثر ظرفیت حذف TEA در بسترهای بیولوژیکی A و B به ترتیب ۷۵ و ۶۱ g/m³.hr بود. شکل ۵ توان حذف بستر (EC) را در مقایسه با بارگذاری در دو فیلتر A و B نشان می‌دهد.



شکل ۵: مقایسه تاثیر بارگذاری (LR) بر ظرفیت حذف (EC) در بیوفیلترهای A و B.



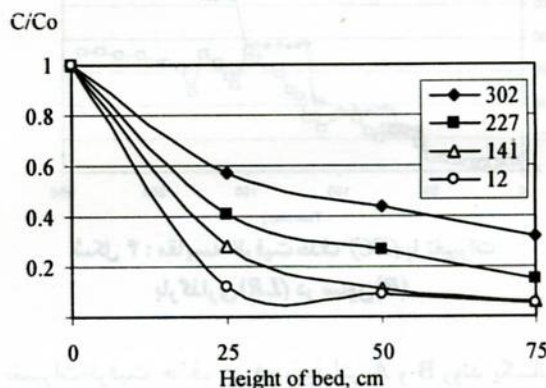
شکل ۳: مقایسه بازدهی سیستم با تغییرات غلظت ورودی در ستون (B).

تاثیر غلظت

برای بررسی تاثیر غلظت ورودی در کارایی سیستم، هر بار پس از افزایش غلظت ورودی TEA و افزایش بازدهی حذف به بیش از ۹۰٪، غلظت آلاینده ورودی اضافه می‌شد (شکل ۳). هر بار پس از افزایش غلظت، ابتدا راندمان کاهش می‌یافت که دو علت برای آن می‌توان ذکر کرد: (۱) کمبود جمعیت میکروبی برای تجزیه TEA اضافه شده، (۲) ایجاد حالت بازدارندگی برای میکروارگانیسمها، زیرا TEA در غلظتهای بالا می‌تواند برای میکروبها سمی باشد ولی اثر سمیت و بازدارندگی TEA در حذف آلاینده در غلظتهای بالاتر از ۳۵۰-۴۰۰ ppm دیده شده است [۸]. هنگامی که غلظت ورودی به بالاتر از ۳۵۰ ppm

تاثیر دما

مقایسه راندمان حذف در بیوفیلترهای A و B نشان می‌دهد که ستون B از کارایی بالاتری برخوردار است. بطوری که در ۲۵۰ ppm، ستون A ۸۰٪ و ستون B ۹۰٪ راندمان داشته است. راندمان ۶۰ تا ۷۰٪ در هر دو بیوفیلتر زمانی مشاهده شد که غلظت ورودی TEA در ستون A ۲۸۰ ppm و در ستون B ۳۸۰ ppm بود. نتایج نشان می‌دهد که به ازاء حدود ۵-۷°C افزایش دما راندمان حذف ۳۵-۱۰٪ افزایش یافته است. در بیوفیلترها معمولاً محدوده دمایی میانه دوستی^۵ (۲۵-۳۵°C) توصیه می‌شود. اغلب به ازاء هر ۱۰°C افزایش دما سرعت رشد میکروبها دو برابر می‌شود. از طرفی چون ثابت هنری ترکیبات آلی با افزایش دما افزایش می‌یابد و حلالیت ترکیبات در فاز مایع کمتر می‌شود، از بازده بیوفیلتر کاسته می‌شود. در دو بیوفیلتر A و B هر چند دو عامل فوق مؤثر باشد ولی افزایش رشد میکروبی با بالا رفتن دما، عامل اصلی می‌باشد.



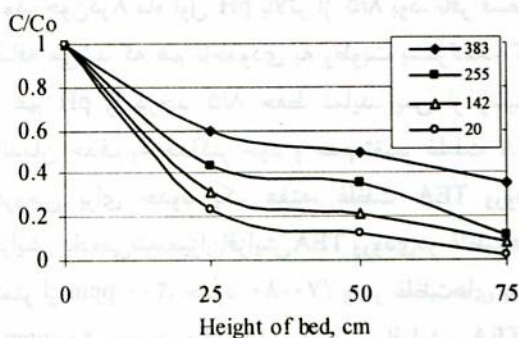
شکل ۶: مقایسه حذف TEA در سه بخش بیوفیلتر با تغییر غلظت ورودی (راکتور A).

گرادیان غلظت در طول بستر

روند تغییرات TEA در طول بستر با سنجش گاز خروجی از هر یک از بخشهای سه گانه بستر تعیین شد. با محاسبه میزان C/Co (غلظت TEA خروجی به ورودی) در هر یک از بخشها، دانسته شد غلظت TEA در طول ستون جذب هنگام ثابت بودن غلظت ورودی در طول زمان به دست آمد.

شکل (۶) و (۷) به ترتیب گرادیان غلظت TEA را در طول ستون دو بیوفیلتر A و B نشان می‌دهد. در غلظت‌های

ورودی مختلف راندمان حذف در بخش نخست، ورود TEA بیشتر از دو بخش دیگر بود، زیرا بخش نخست در مواجهه با مقادیر بالاتری از TEA قرار می‌گرفت، و رشد میکروبها در این بخش بیشتر بوده است.



شکل ۷: مقایسه حذف TEA در سه بخش بیوفیلتر با تغییر غلظت ورودی TEA (راکتور B).

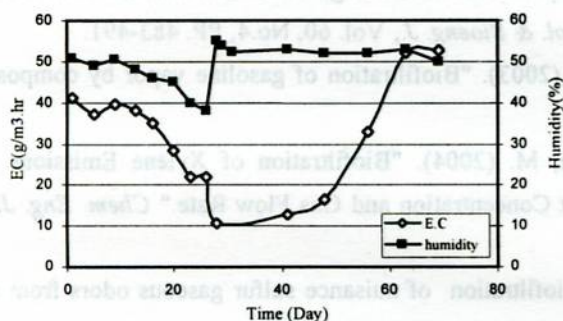
در غلظت‌های ورودی کمتر از ۱۵۰ ppm تفاوت بازدهی سیستم در بخش اول نسبت به دو بخش دیگر بیشتر بود زیرا در این محدوده راندمان حذف بالاتر از ۸۰٪ TEA انتقال یافته به بخشهای فوقانی کمتر بود.

در غلظت‌های بالاتر از ۱۵۰ ppm به دلیل کاهش راندمان در بخش نخست، مقادیر بیشتری از TEA به بخش‌های بالاتر می‌رسید، جمعیت میکروبی اضافه شده و تفاوت گرادیان غلظت سه بخش کمتر شده بود. در طول عملیات بیوفیلتر بخش اول ۹۰-۴۲٪ و دو بخش دیگر هر کدام ۱۵-۵٪ حذف را انجام داده‌اند. در بیوفیلتر B نیز روند تغییر غلظت مانند بیوفیلتر A بوده است.

تاثیر زمان ماند هیدرولیکی

زمان ماندگار در بستر، یکی از پارامترهای مهم در کارایی سیستم‌های بیوفیلتر است. برای بررسی تاثیر زمان ماند هیدرولیکی، غلظت ورودی TEA ثابت، ولی دبی هوای عبوری به تدریج اضافه شد. در سه زمان ماند ۶۰، ۴۸ و ۴۰ ثانیه، غلظت ورودی آلاینده در هوای ورودی به سیستم ۲۲۰ ppm نگه داشته شد. نتایج نشان داد که کاهش زمان ماند از ۶۰ ثانیه به ۴۸ ثانیه باعث ۱۰٪ کاهش در ظرفیت حذف بیوفیلتر شده است. اما با کاهش زمان ماند به ۴۰ ثانیه راندمان به پائین‌تر از ۵۰٪ رسیده و ظرفیت حذف به ۳۸ g/m³.hr تغییر یافت (یعنی ۳۵٪ کاهش داشته است). تغییر بازدهی بیوفیلتر با کاهش زمان

۵۵-۵۰٪، حدود ۳۰ روز طول کشید تا ستون مجدداً به وضعیت قبل برگردد، زیرا فعالیت میکروبها بعد از افزایش رطوبت به سرعت زیاد نمی‌شود. علت آن است که بستر خشک شده و وقتی مجدداً مرطوب می‌شود، ملکولهای آب جذب سطح ذرات می‌شود. در چنین بستری فعالیت آب کاملاً کم است و باکتری‌ها در محیطی که آب تنها جذب سطح جامد می‌شوند، فعال نخواهند بود. نتایج نشان داد که در دو راکتور A و B تاثیر کاهش رطوبت در ظرفیت حذف بستر یکسان است.



شکل ۹: مقایسه تغییر ظرفیت حذف با تغییر رطوبت بستر در طول زمان در راکتور A.

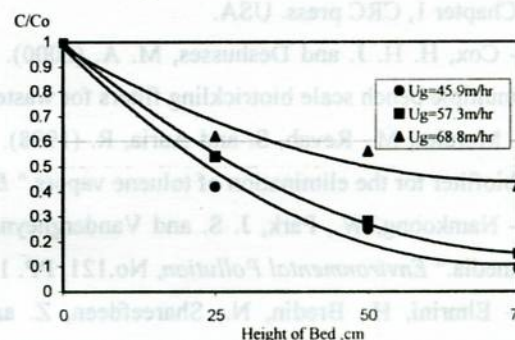
نتیجه گیری

نتایج بیوفیلتراسیون تری اتیل آمین را می‌توان چنین خلاصه کرد:

- تری اتیل آمین قابلیت تجزیه بیولوژیکی در یک بیوفیلتر را دارد و تا غلظت ۱۵۰ ppm بیش از ۹۰٪ در دو دمای ۲۲ و ۳۰°C بازدهی داشته است. بیوفیلتر با دمای بالاتر بازدهی بیشتری نسبت به بیوفیلتر دیگر نشان داد.
- گرادیان غلظت در طول بستر بیولوژیکی یکنواخت نبوده و بخش اول میزان بیشتری تری اتیل آمین را حذف می‌کرد.
- کاهش زمان ماند هیدرولیکی به ۱/۳ بازدهی را ۴۵٪ و کاهش ۲۰٪ رطوبت بستر بازدهی بیوفیلتر را به ۱/۴ تقلیل داد.
- شرایط بهینه در بیوفیلتراسیون تری اتیل آمین: رطوبت ۵۵-۵۰٪، دما ۳۰°C، pH حدود خنثی (۷-۸) و میزان بارگذاری برای بازدهی بیش از ۹۰٪، ۴۵ g/m³.hr توصیه می‌شود.

ماند می‌تواند به دو دلیل باشد: اول؛ کاهش نفوذ TEA در بیوفیلیم و عدم دسترسی میکروبها به ماده مغذی و اختلال در تجزیه بیولوژیکی، دوم؛ کانالیزه شدن بستر به دلیل افزایش سرعت عبور هوا و عدم توزیع یکنواخت هوا در سیستم.

شکل (۸) میزان حذف TEA را در سه بخش بستر در سرعت‌های مختلف هوای ورودی مقایسه می‌کند.



شکل ۸: اثر تغییر دبی هوای عبوری از بستر در حذف TEA در طول راکتور B.

همانگونه که در این شکل ملاحظه می‌شود در سرعت‌های ورودی ۵۷/۳ و ۴۵/۹ m³/hr بازدهی کلی سیستم در حذف TEA ۹۰-۸۵٪ اما در سرعت ورودی ۶۸/۸ m/hr بازدهی تا حدود ۵۵٪ کاهش یافته بود. تاثیر زمان ماند هیدرولیکی در هر سه بخش بستر به همین نحو مشهود بود.

تاثیر رطوبت

در این تحقیق رطوبت بستر بین ۵۰ تا ۵۵ درصد حفظ شد. منتها در یک مورد خاص که رطوبت تا حدود ۴۰ درصد کاسته شده بود عملکرد بستر و زمان رسیدن به وضعیت قبل از کاهش رطوبت مورد بررسی قرار گرفت که حاصل آن در شکل (۹) ملاحظه می‌شود. نتایج نشان داد که با کاهش رطوبت به ۴۰٪ راندمان طی ۱۳ روز از ۸۷٪ به ۲۲٪ کاهش یافته است. برای ترکیبات آلی قابل انحلال در آب نظیر TEA (۷/۲۳ g/l) اولین قدم در بیوفیلتراسیون، انتقال آلاینده از هوا به آب است و میزان آب موجود در بستر عامل مهمی در جذب آلودگی از هواست. هر قدر رطوبت بیشتر باشد، جذب آلودگی بیشتر، فرصت تجزیه بیشتر و سرعت واکنش بیشتر خواهد بود. علت کاهش بازدهی سیستم عدم فعالیت میکروبها در محیط کم‌آب و کاهش جدا شدن TEA از هوا و انحلال آن در آب است. با افزایش رطوبت بستر به حد مطلوب

اندکی کمتر از نتایج به دست آمده از تحقیق تانگ در ۱۹۹۶ [۸] است. وی بازدارندگی TEA را در ۴۶۰ ppm ذکر کرده است.

• نتایج حذف تری اتیل آمین با تنها تحقیقی که در مورد حذف بیولوژیکی تری اتیل آمین انجام شده تطبیق دارد و تنها میزان بازدارندگی غلظت های بالاتر از ۴۰۰ ppm در حذف بیولوژیکی TEA

مراجع

- 1 - Boswell, J. (2002). "Compost-based biofilters control air pollution." *Biocycle*, Vol. 45, No.1, PP.42-49.
- 2 - Devinny, J. S., Deshusses, M. A. and Webster, T. S. (1999). *Biofiltration for air pollution control*, 1th Ed. Chapter 1, CRC press. USA.
- 3 - Cox, H. H. J. and Deshusses, M. A. (2000). "Innovative experimental setup for the parallel operation of multiple bench scale biotrickling filters for waste air treatment." *J. Environ. Technol.*, No. 21, PP.427- 435.
- 4 - Morales, M., Revah, S. and Auria, R. (1998). "Start-Up and the effect of gaseous ammonia additions on a biofilter for the elimination of toluene vapors." *Biotechnol. & Bioeng. J.*, Vol. 60, No.4, PP. 483-491.
- 5 - Namkoong, W., Park, J. S. and Vandergheynst, J. S. (2003). "Biofiltration of gasoline vapor by compost media." *Environmental Pollution*, No.121, PP. 181-187.
- 6 - Elmrini, H., Bredin, N., Shareefdeen, Z. and Heitz, M. (2004). "Biofiltration of Xylene Emissions : Bioreactor Response to Variations in the Pollutant Inlet Concentration and Gas Flow Rate." *Chem. Eng. J.*, Vol.100, No. 1-3, PP.149-158.
- 7 - Shareefdeen, Z., Biran, H. and Wilson, S. (2002). "Biofiltration of nuisance sulfur gaseous odors from a meat rendering plant." *J. Chem.Technol.Biotechnol.*, Vol.77 , No. 1-4. PP. 128-139.
- 8 - Tang, H. M. and Hwang, S. J. (1996). "Waste gas Treatment in biofilters." *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, No. 46, PP. 349-354.
- 9 - Mc Farland, M. J., Swope, T.B. and Palmer, G. R. (2003). "Reducton of hazardous air pollutant emissions using biofiltration." *J. Manage. Environ. Quality*, No. 14, PP. 590-598.
- 10 - Chou, M. S. and Shiu, W. Z. (1997). "Bioconversion of methylamine in biofilters." *J. Air & Waste Manage, Assoc.*, No. 47, PP. 58-65.
- 11 - Golbabai, F., Abbaspoor, M., Davami, P. and Malek-Afzali, S. (2003). "Select and design the air pollution treatment for triethylamine by considering environmental aspects as a pollutant in automotive foundry's industry." *Proceeding of 6th National Congress on Environmental Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Iran*, PP. 262-270.
- 12 - Reynolds, T. D. and Richards, P. A. (1995). *Unit operations and processes in environmental engineering*. 2th Ed. PWS publishing Co, Boston, MA.
- 13 - *Thershold Limit Values for Chemical Substances and physical agents and Biological Exposure Indices (ACGIH)*, 2000.
- 14 - Lodge, J. P. (1990). *Methods of Air Sampling and Analysis*, Lewis Publisher.
- 15 - Gupta, P. K. (2004). *Methods in environmental analysis water , soil and air*. Jodhpur Agrobios publisher.
- 16 - *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (1995). Washington American Public Health Association.

واژه های انگلیسی به ترتیب استفاده در متن

- | | |
|--|-------------------------------|
| 1 - Volatile Organic Compounds | 2 - Hazardous Air Pollutants |
| 3 - Occupational Safety and Health(OSHA) | 4 - Elimination Capacity (EC) |
| 5 - Loading Rate (LR) | 6 - Mesophilic |