فصلنامه علوم محیطی، دوره یازدهم، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۲

۱۰۱-۱۱۰

بررسی مقایسه‌ای کارایی حذف آمونیاک توسط بیوفیلترهای با بستر کمپوست متخلخل و خاک فرآوری شده

سعید متصدی زرندی[۱]، اشرف مظاهری تهرانی[۲*] و محمدرضا مسعودی‌نژاد[۳]

[۱] دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی

[۲] مربی گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کاشان

[۳] دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی و عضو هیات مؤسس مرکز تحقیقات ارتقاء ایمنی و پیشگیری از مصدومیت‌ها

تاریخ دریافت: ۹۱/۶/۲۷ تاریخ پذیرش: ۹۲/۴/۱۶

چکیده

فرایند «بیوفیلتراسیون» روش ساده، کارآمد، مقرون به صرفه از نظر اقتصادی و نیز دوست‌دار محیط‌زیست برای تصفیه ترکیبات آلایندهٔ جریانِ هواست. این پژوهش با هدف مقایسه کارایی سیستم بیوفیلتراسیون با بستر کمپوست متخلخل و خاک فراوری شده در تصفیه گاز آمونیاک انجام شده است. برای حذف گاز آمونیاک از دو ستون با قطر داخلی ۱۴سانتی‌متر، یکی با بستر کمپوست متخلخل و دیگری با بستر خاک فراوری شده و گوش‌ماهی به نسبت ۴:۱ استفاده شده است. بازدهی بیوفیلتر در ۱۰ دبی مختلف (۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷، ۸، ۹ و ۱۰لیتر بر دقیقه) و ۵ بازه مختلف غلظت (ppm ۲۰-۰، ۴۰-۲۰، ۶۰-۴۰، ۸۰-۶۰، ۱۰۰-۸۰) در دمای ۲۵ درجه و محدوده رطوبت بهینه (۸۰-۴۰درصد) بررسی شده است. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که با افزایش دبی و غلظت، میزان بازدهی کاهش می‌یابد. بازدهی بستر کمپوست متخلخل بین ۶/۸۴ تا ۲/۹۸ درصد و بازدهی بستر خاک فراوری شده بین ۵/۹۱ تا ۱۰۰ درصد متغیر بوده است. بیشترین بازدهی در هر دو بستر در بار جرمی ورودی $g/(m^3h)$ ۰/۱۹، در بازه غلظتی ppm ۲۰-۰، دبی یک لیتر بر دقیقه و زمانِ ماند ۲۴۰ ثانیه رخ داد. با توجه به نتایج به دست آمده، برای حذف آمونیاک از هوا بستر خاک فراوری شده در مقایسه با بستر کمپوست متخلخل بازدهی بیشتری دارد.

کلمات کلیدی: آمونیاک، بیوفیلتر، کمپوست متخلخل، خاک فرآوری شده.

Comparative Study of Ammonia Removal by Biofilters with Porous Compost and Processed Soil

Saeed Motesaddi Zarandi[1], Ashraf Mazaheri Tehrani[2*], Mohammad Reza Assoudinejad[3]

[1] Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences.

[2] Instructor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Kashan University of Medical Sciences.

[3] Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences; and member of Safety Promotion & Injury Prevention Research Center.

Abstract

Biofiltration is an efficient, easy and cost effective, environmental friendly process for treating of ammonia from air. The aim of this study is a comparative study of ammonia removal from air by biofilters with porous compost and processed soil. In order to remove ammonia, two columns with 14 cm inner diameter were used. One of the columns is filled with porous compost and another column is filled with processed soil and scallop (scallop: processed soil, 1:4). The performances of biofilters were studied under 10 different flow rates (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 and 10 lit/min) and 5 different NH_3 concentrations intervals (0-20, 20-40, 40-60, 60-80 and 80-100 ppm) in the 25 degree Celsius temperature and optimum moisture (40-80%) interval. The results of this study show that efficiency is decreased when flow rate or concentration is increased. The efficiency of porous compost was changed between 84.6 - 98.2% and the efficiency of processed soil was changed between 91.5 – 100%. Maximum efficiency for both of the beds occurred on 0.19 $g/(m^3.h)$ loading rate. Efficiency of processed soil and porous compost was in 0-20 concentrations intervals at 1 lit/min flow rate and beds attained 240 seconds. According to the results, for ammonia removal, the processed soil bed is more efficient than the porous compost bed.

Keywords: Ammonia, Biofilters, Porous Compost, Processed Soil.

* Corresponding author. *E-mail Address*: Mazaheri@kaums.ac.ir

۱- مقدمه

آمونیاک (NH_3) مهم‌ترین ترکیب هیدروژنه ازت است و در طبیعت از تجزیه مواد آلی ازت‌دار به دست می‌آید [۱]. آمونیاک در فشار اتمسفر گازی است بی‌رنگ، با بوی تند و نافذ که اشک‌آور و خفه‌کننده است و در غلظت‌های بیش از ۵۰ppm عوارضی زیست‌شناختی دارد [۲]. این ماده در صنایع شیمیایی کاربرد گسترده‌ای دارد به‌گونه‌ای که تولید آن در آمریکا از ۵/۸×۱۰۶ تن در سال ۱۹۶۴ به ۱۱/۵×۱۰۶ تن در سال ۱۹۷۴ افزایش یافته و تا سال ۱۹۹۰ به ۲۵×۱۰۶ تن رسیده است [۳]. در ایران نیز سالانه مقدار قابل توجهی آمونیاک در پرتو فعالیت صنایعی چون تولید کودهای شیمیایی، پالایشگاه‌های نفت و پتروشیمی تولید می‌شود و به‌واسطه ضعف در سیستم‌های کنترل فرایند تولید، در محیط‌زیست منتشر می‌شود [۴]. در میان روش‌های متداول برای کنترل این آلاینده‌ها می‌توان به اسکرابرتر، کندانسیون و غیره اشاره کرد که معمولاً مبتنی بر اصول فیزیکی ـ شیمیایی هستند. در انتخاب هر یک از این روش‌ها باید به مسائلی نظیر مشکلات بهره‌برداری، هزینه‌های نسبتاً زیاد بهره‌برداری، مصرف زیاد انرژی و تولید آلایندهٔ ثانویه توجه داشت [۵]. راکتور زیست‌شناختی (بیولوژیکی) با فاز گازی به‌کمک واکنش‌های متابولیکی میکروبی، تصفیه آلاینده‌های هوا را به خوبی انجام می‌دهد. تصفیه زیست‌شناختی گازها هنگامی که حجم هوا زیاد و غلظت آلاینده پایین باشد، بازده بسیار بالایی دارد و از نظر هزینه‌های سرمایه‌گذاری و راهبری کاملاً اقتصادی است [۶و۷].

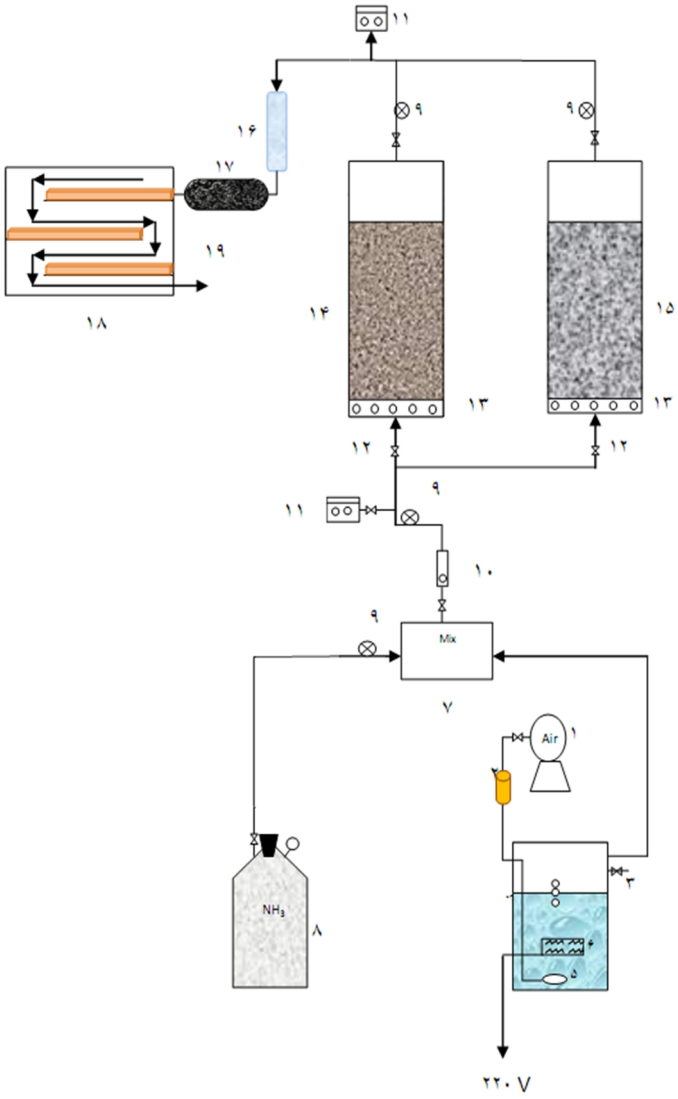
در کنترل زیست‌شناختی، ترکیبات گازی طی واکنش‌های اکسیداسیون به دی‌اکسیدکربن، آب و توده میکروبی تبدیل می‌شوند. آلاینده‌های مورد تصفیه باید قابل تجزیه زیست‌شناختی و غیر سمی برای میکروب‌ها باشند [۸]. راکتورهای زیست‌شناختی که برای تصفیه آلاینده‌های گازی به کار می‌روند عبارت‌اند از: بیوفیلترها، بیوفیلترهای چکنده و بیواسکرابرها، که در این میان بیوفیلترها کارایی بالاتری دارند و متداول‌ترند [۹].

انتخاب نوع بستر نقش مهمی در در عملکرد سیستم بیوفیلتراسیون دارد [۱۰]. بستر بیوفیلتر شامل نسبت‌های متفاوتی از پسماندهای زیست‌شناختی (کمپوست، خاک و پیت) و مواد بی‌اثر (خرده‌های چوب، کربن فعال و پلی‌استایرن) همراه با تلقیح میکروبی است که با افزودن محلول بافر برای تنظیم pH و نمک‌های معدنی و عناصر جزئی مورد نیاز رشد میکروبی، محیط برای رشد میکروارگانیسم‌ها فراهم می‌شود [۱۱]. در مطالعات صورت گرفته برای تصفیه زیست‌شناختی آمونیاک توسط بیوفیلتر، طیف وسیعی از مواد آلی و غیر آلی مورد استفاده قرار گرفته‌اند [۱۲]. خاک و کمپوست از یک سو دارای توده میکروبی زیاد و متنوع در حدود 10^9 باکتری در هر گرم هستند و از سوی دیگر، از مواد مغذی کافی برای حیات ریزاندامگان برخوردارند [۱۳]. در این تحقیق بازدهی حذف گاز آمونیاک توسط بیوفیلترهای با بستر کمپوست متخلخل و خاک فراوری شده مقایسه شده است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- ساخت راکتور

بیوفیلتر به‌ارتفاع ۴۵سانتی‌متر و قطر داخلی ۱۴سانتی‌متر از جنس پلکسی‌گلاس شفاف و دارای قسمت ورودی و خروجی ساخته شد. شکل ۱ نمایی از ساختار بیوفیلتراسیون را نشان می‌دهد. ستون تا ارتفاع ۲۶ سانتی‌متر از بستر پر شد. محل ورود هوا در قسمت پایین و محل خروجی در بالای ستون قرار دارد. در قسمت تحتانی هر ستون نگه‌دارنده‌ای مشبک با سوراخ‌هایی به‌قطر ۳ میلی‌متر، به‌فاصله ۵ میلی‌متر از یکدیگر و با آرایش مثلثی، به‌منظور نگه‌داری بستر و انتقال جریان گاز نصب شد که باعث پخش بهتر گاز آلوده در سیستم می‌شد. افزون بر این، این صفحه مشبک آب عبوری را از بستر جمع‌آوری می‌کرد و پس از آن، شیرابه‌های تولیدی از طریق شیری که در قسمت پایین ستون نصب شده بود تخلیه می‌شد. از سنسور دما و رطوبت برای ثبت دما و رطوبت و کنترل آن استفاده شد. برای حفظ درجه حرارت در حد مطلوب از یک المنت حرارتی، و برای کنترل رطوبت از مرطوب‌ساز استفاده شد. به‌طور کلی در سیستم تعبیه‌شده درجه حرارت و رطوبت با دقت بالایی کنترل شد. به‌منظور جلوگیری از افت درجه حرارت به‌دلیل تبادل حرارتی موجود با هوای محیط، کل ستون بیوفیلتر با استفاده از پشم شیشه کاملاً پوشانیده و ایزوله شد. برای اندازه‌گیری دبی هوا از دو جریان‌سنج مخصوص آمونیاک با مقیاس ۱۰-۰ l/min بر روی هر ستون پایلوت نصب شد.



شکل ۱- نمایی از ساختار بیوفیلتراسیون (۱- کمپرسور هوا، ۲- فیلتر روغن، ۳- ورودی آب، ۴- مرطوب ساز، ۵- توزیع‌کننده هوا، ۶- گرم کن با ترموستات، ۷- مخلوط‌کننده هوای مرطوب و گاز آمونیاک، ۸- راکتور تولید گاز آمونیاک، ۹- دتکتور گاز آمونیاک، ۱۰- جریان‌سنج، ۱۱- سنسور دما و رطوبت، ۱۲- ورودی گاز، ۱۳- توزیع‌کننده گاز، ۱۴- بستر کمپوست متخلخل، ۱۵- بستر خاک فراوری شده، ۱۶- تله‌سیلیکاژل، ۱۷- ستون کربن فعال، ۱۸- جاذب گاز خروجی، ۱۹- خروجی هوای پاک)

منبع تأمین هوا یک کمپرسور با فشار ۶۰۰ کیلوپاسکال بود و هوا پس از عبور از فیلتر روغن وارد مرطوب‌ساز می‌شد. رطوبت گرم از یک مخزن به گنجایش ۳۰ لیتر استفاده شد؛ این مخزن که از جنس PVC است با استفاده از یک شناور فلزیِ متصل به شبکهٔ آب شهری تا نیمه (۵۰درصد) از آب پر شد. داخل مخزن یک المنت عایق متصل به یک ترموستات نصب شد که قادر بود دمای آب را بین ۶۰ تا ۸۰ درجه سانتی‌گراد افزایش دهد. در کف مخزن یک سنگ هوا قرار داده شد که جریان ورودی هوا پس از عبور از سنگ هوا، بخار گرم تولیدی را به طرف مخزن اختلاط هدایت می‌کرد. مرطوب‌ساز به‌طور کامل آب‌بندی شد و دمای آن با استفاده از سوئیچ ترموستات تنظیم می‌شد. با استفاده از این مرطوب‌ساز، رطوبت هوا در محدودهٔ ۸۰-۴۰ درصد و دما در محدوده ۲۰ تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد ثابت نگه داشته شد.

۲-۲- بستر بیوفیلتر

کارایی بیوفیلتراسیون به انتخاب مواد پرکننده فیلتر

بستگی دارد. بستر باید از افت فشار زیاد در سیستم جلوگیری کند و قابلیت لازم برای حفظ رطوبت کافی، pH بهینه و جمعیت میکروبی را داشته باشد. از آنجا که کمپوست متخلخل و خاک فراوری شده دارای جمعیت‌های میکروبی متفاوت‌اند و به‌خوبی آب را حفظ می‌کنند، در این تحقیق از آنها به‌عنوان بسترهای بیوفیلتر استفاده شد. در این بسترها از گوش‌ماهی به‌عنوان متخلخل‌کننده با نسبت ۱:۴ استفاده شد. برای مقایسهٔ بسترها، دو بستر در شرایط یکسان تخلخل و رطوبت مورد بررسی قرار گرفتند. کمپوست و خاک فرآوری شده مورد استفاده در این پژوهش از شرکت تولید قارچ صدفی تهیه شد. خاک فرآوری شده، خاک پیت است که به‌منظور از بین بردن عوامل زندهٔ زیان‌آور ـــ نظیر آفات، قارچ‌ها، نماتُدها، باکتری‌ها و غیره ـــ به‌مدت ۶ ساعت با بخار آب در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد پاستوریزه شده است. این خاک دارای pH خنثی و تخلخل مناسب و عاری از هرگونه آلودگی است و در نگه‌داری رطوبت نیز از ظرفیت بالایی برخوردار است.

۲-۳- بررسی پارامترهای اثرگذار بر بازدهی راکتور

نمونه‌گیری‌های لازم با توجه به متغیرهای در نظر گرفته شده شامل غلظت گاز آلاینده در ۵ غلظت (کم‌تر از ۲۰، ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰، ۸۰-۱۰۰ ppm) ، دبی جریان هوا در ۱۰ دبی (۱۰-۰ لیتر بر دقیقه) انجام شد. غلظت آمونیاک ورودی نیز به‌وسیله شیر سوزنی تنظیم می‌شد. غلظت ورودی و خروجی آمونیاک توسط سنسور آمونیاک (مدل Gasman ساخت شرکت Crowcon کشور انگلستان) با LOD (حد تشخیص) ۱۰۰ppm-۰ اندازه‌گیری می‌شد. پس از طی دوره سازش (انطباق) برای هر دبی و ثابت شدن بازدهی برای غلظت ثابت، اندازه‌گیری غلظت خروجی آمونیاک برای غلظت‌های مختلف ورودی در آن دبی انجام شد. سپس میزان دبی تا ۱ لیتر بر دقیقه کاهش داده شد و همین روند برای دبی جدید تکرار شد تا غلظت‌ها در همه دبی‌ها اندازه‌گیری شوند.

۲-٤- عملکرد بیوفیلتر (درصد حذف آمونیاک)

کارایی یک بیوفیلتر براساس مفهوم کلیدی بازدهیِ حذف تعیین می‌شود. این مفهوم چنین تعریف می‌شود:

$$RE = \frac{(C_i - C_e)}{C_I} \times ۱۰۰$$

که در آن C_i غلظت وروری و C_e غلظت خروجی است.

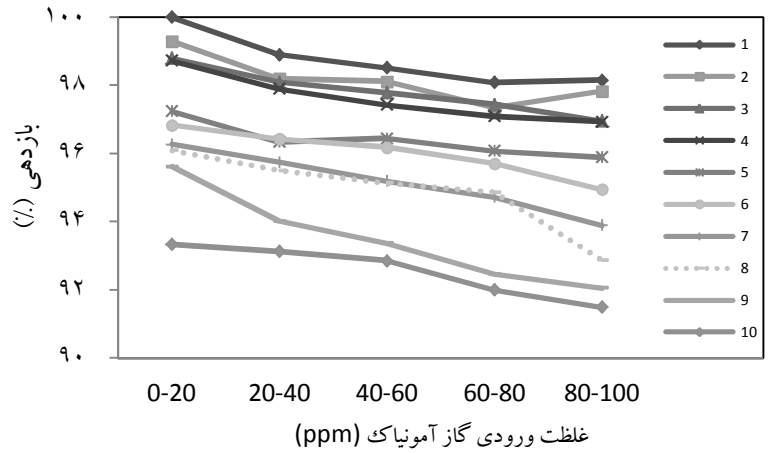
۳- نتایج و بحث

در ابتدای راه‌اندازی سیستم بیوفیلتراسیون لازم است باکتری‌های درون بستر با شرایط جدیدی که در آن قرار گرفته‌اند ـــ اعم از گاز آمونیاک و جنس بستر ـــ سازگار شوند. بدین‌منظور در شروع عملیات بیوفیلتر، آزمایش‌ها با غلظت گاز آمونیاک کم‌تر و دبی بیشتر آغاز و سپس کم‌ترین دبی و بیشترین غلظت انجام شدند. از سوی دیگر، چون زمان رشد میکروب‌ها کوتاه‌تر از زمان مرگ آن‌هاست[۱۴] آزمایش‌ها با زمان ماند کم‌تر آغاز شد.

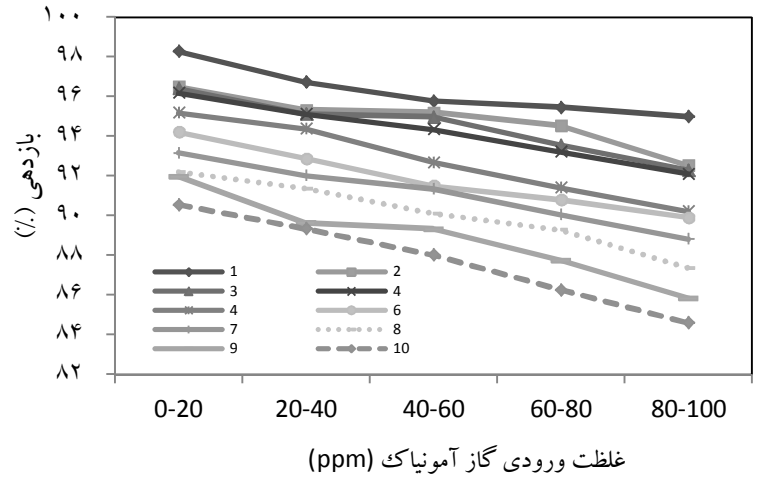
تحقیق‌ها نشان می‌دهد زمان سازگاری بین ۱۰ تا ۱۵ روز متغیر است، البته بعضی بسترها نیز نیازی به سازگاری سیستم ندارند [۱۵]. مدت زمان سازگاری برای هر دو بسترِ استفاده شده در این تحقیق برابر ۱۰ روز بود. پس از پایان آزمایش‌ها در هر دبی و اعمال دبی جدید، سازگاری جدید سیستم ضرورت می‌یابد [۱۷] که برای بسترهای استفاده شده در این تحقیق بین ۵ تا ۷ روز متغیر بوده است.

۳-۱- تأثیر غلظت گاز آمونیاک بر بازدهی بسترهای بیوفیلتر

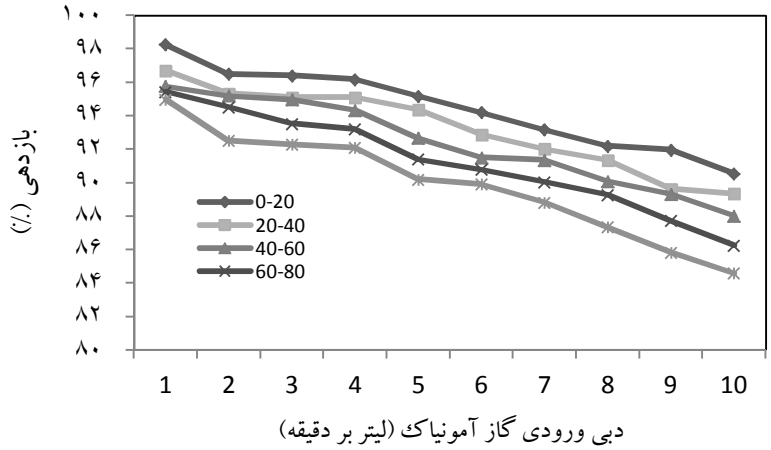
در شکل‌های ۲ و ۳ تأثیر غلظت ورودی گاز آمونیاک بر بازدهی برحسب دبی‌های مختلف نشان داده شده است. برای بررسی تأثیر غلظت ورودی در عملکرد بیوفیلتر، به‌تدریج میزان آلاینده ورودی افزایش یافت. با توجه به نتایج نشان داده شده در شکل‌های ۲ و ۳، در هر دو بستر با افزایش غلظت ورودی میزان بازدهی کاهش می‌یابد. به‌دلیل اثر بازدارندگی آمونیاک و نیز محدودیت توان بستر در حذف آمونیاکِ اضافی ـــ به‌خاطر کمبود جمعیت میکروبی ـــ بازدهی کاهش می‌یابد. این نتایج با دیگر نتایج به دست آمده از تحقیقات پیشین [۱۵، ۱۷ و ۱۸] مطابقت دارد. بستر خاک فراوری شده در غلظت یکسان، در مقایسه با بستر کمپوست متخلخل، بازدهی بیشتری دارد.



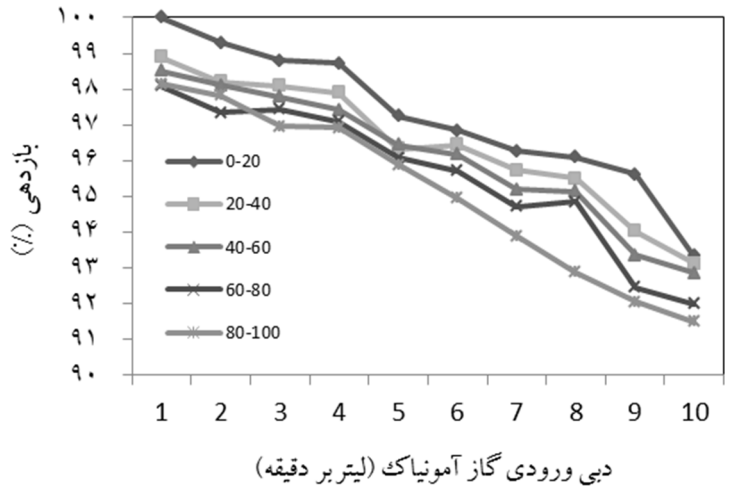
شکل ۲- تغییرات بازدهی حذف گاز آمونیاک در غلظت‌های ورودی مختلف در بستر کمپوست متخلخل برحسب دبی



شکل ۳- تغییرات بازدهی حذف گاز آمونیاک در غلظت‌های ورودی مختلف در بستر خاک فراوری شده برحسب دبی



شکل ۴- اثر دبی ورودی گاز آمونیاک در بستر بر میزان بازدهی رآکتور



شکل ۵- اثر دبی ورودی گاز آمونیاک در بستر بر میزان بازدهی رآکتور با بستر خاک فراوری شده، برسب غلظت‌های مختلف گاز آمونیاک

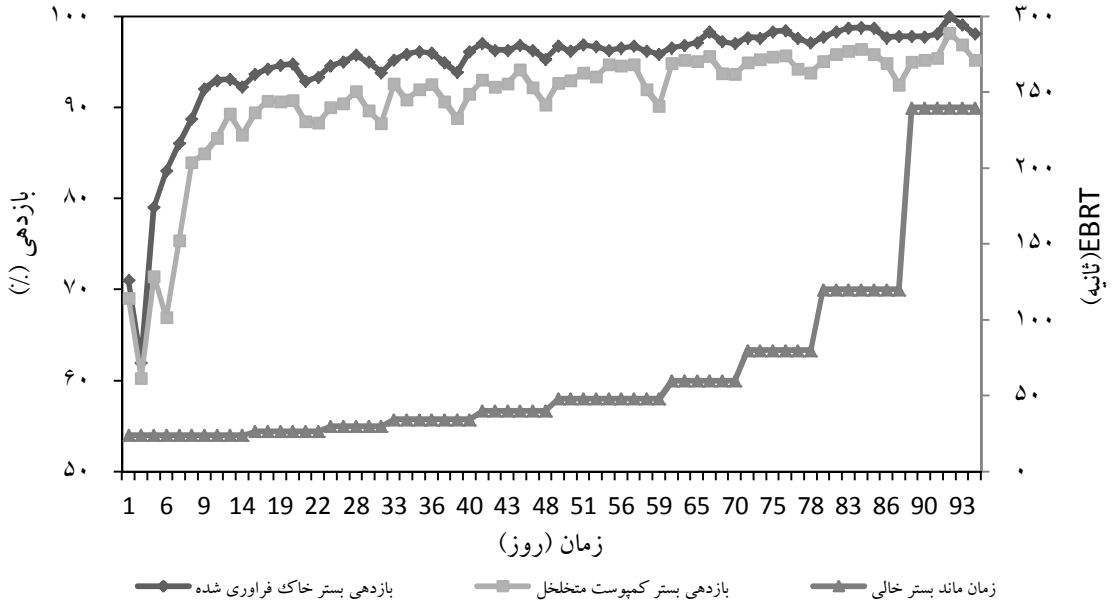
۳-۲- تأثیر دبی بر بازدهی بسترهای بیوفیلتر

در شکل‌های ۴ و ۵ تأثیر دبی بر بازدهی برحسب غلظت‌های مختلف گاز آمونیاک نشان داده شده است. چنان که مشاهده می‌شود، هر دو بستر در بازه غلظتی مشابه با افزایش دبیِ بازدهی کاهش می‌یابد که با نتایج به دست آمده از تحقیق پیشین [۱۶] مطابقت دارد. زیرا با افزایش دبی گاز آمونیاک، جمعیت میکروبی کاهش می‌یابد. از طرفی افزایش سرعت ورودی گاز یا بالا رفتن دبی گاز ورودی به سیستم موجب کاهش زمان ماندِ گاز و بالارفتن غلظت آلاینده در خروجی از سیستم می‌شود و درنتیجه بازدهی حذف آلاینده در بیوفیلتر کاهش می‌یابد. بیشترین بازدهی برای کمپوست متخلخل در بازه غلظت ۲۰-۰ppm و دبی ۱ l/min رخ داده که برابر ۹۸/۲درصد بوده است. برای بستر خاک فراوری شده، بیشترین بازدهی در بازه‌های ۲۰-۰ ppm و دبی ۱ l/min معادل ۱۰۰درصد و حذف کامل بوده است.

۳-۳- تأثیر زمان ماند بر بازدهی بسترهای بیوفیلتر

زمان ماند نشان‌گر زمان ماندگاری در سیستم است که پارامتری بسیار مهم و تأثیرگذار در میزان بازدهی سیستم بیوفیلتراسیون است. زمان ماند بستر خالی (EBRT) از تقسیم حجم بستر بر دبی به دست می‌آید. زمان ماندهای آزمایش شده در این تحقیق بین ۲۴ تا ۲۴۰ ثانیه متغیر است. در شکل۶ تغییرات زمان ماند بستر خالی برحسب زمان، همراه با بازدهی‌های دو بستر و تأثیر زمان ماند بر بازدهی نشان داده شده است.

بیوفیلتراسیون روشی ساده و کم‌هزینه برای تصفیه گازهای آلوده در محیط است و آلایندهٔ ثانویه تولید نمی‌کند. کاربرد این روش به‌دلیل بازدهی بالا و دوست‌داری محیط زیست در جهان در حال گسترش است. چنان که در شکل ۶ مشاهده می‌شود، با افزایش زمان ماند بر بازدهی هر دو بستر افزوده شده است. در زمان ماند کم‌تر به‌دلیل کاهش نفوذ آمونیاک در بیوفیلم، عدم دسترسی میکروب‌ها به ماده مغذی، اختلال در تجزیه زیست‌شناختی از یک سو، و کانالیزه‌شدن بستر به‌دلیل افزایش سرعت عبور هوا و عدم توزیع یکنواخت هوا در سیستم از سوی دیگر، بازدهی کاهش می‌یابد. مطالعات پژوهش‌گران نشان داد که کاهش زمان ماند تأثیری در میزان بازدهی ندارد [۱۹] که با نتایج به دست آمده در تحقیق ما مغایرت دارد. آنها علت به دست آمدن این نتیجه را ناشی از پایین‌بودن بار جرمی ورودی به سیستم بیوفیلتراسیون می‌دانستند. بار جرمی ورودی به سیستم بیوفیلتراسیون ۰/۰۲۰۸-۰/۰۲۰۰ گرم آمونیاک بر کیلوگرم بستر در روز بوده است. اما مطالعات دیگری نشان داد که کاهش زمان ماند بر میزان حذف تأثیرگذار است [۲۰] و در صورت کاهش زمان ماند به کم‌تر از ۳۰ ثانیه میزان بازدهی کاهش می‌یابد [۱۵]. براساس نتایج به دست آمده، در هر دو بستر بهترین زمان ماند برابر ۲۴۰ ثانیه است که این مقدار بیشترین میزان زمان ماند آزمایش شده است.

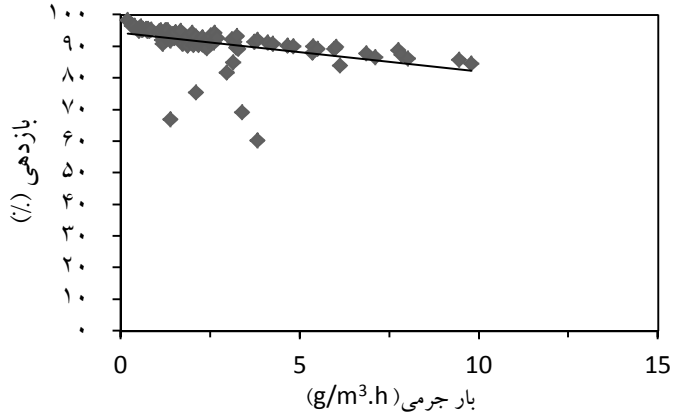


شکل ۶- تغییرات زمان ماند بستر خالی و بازدهی‌های دو بستر کمپوست متخلخل و خاک فراوری شده در دبی‌ها و غلظت‌های مختلف

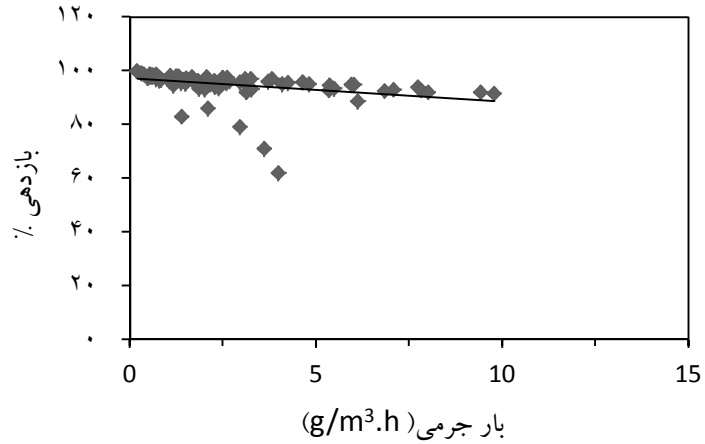
۳-٤- تأثیر بار جرمی بر بازدهی هر دو بستر

بار جرمی میزان گاز آلاینده ورودی به سیستم بر واحد حجم بستر بر واحد زمان است. از آنجا که هدف این تحقیق مقایسهٔ دو بستر مورد استفاده در شرایط مشابه است، بارهای جرمی یکسانی به هر دو بستر اعمال شد. شکل‌های ۷ و ۸ نشان‌دهنده تأثیر بار جرمی بر بازدهی هر دو ستون، برحسب زمان است. بیشترین بار جرمی اعمال شده ۹/۷۹ $g/(m^3.h)$ و کم‌ترین بار جرمی ۰/۱۹ $g/(m^3.h)$ است.

چنان که مشاهده می‌شود در زمان‌هایی که بار جرمی بیشتر بوده بازدهی کم و در زمان‌هایی که بار جرمی کاهش یافته بازدهی در هر دو بستر افزایش یافته است. این نتایج با نتایج به دست آمده از تحقیقات پیشین [۱۶، ۱۸] مطابقت دارد. با افزایش بار جرمی مقدار دبی ورودی به سیستم افزایش می‌یابد و درنتیجه زمان ماند گاز آمونیاک در بستر کم می‌شود؛ درنتیجه کارایی سیستم کاهش می‌یابد.



شکل ۷- تأثیر بار جرمی ورودی بر بازدهی بستر کمپوست متخلخل برحسب زمان در دبی‌ها و غلظت‌های مختلف



شکل ۸- تأثیر بار جرمی ورودی بر بازدهی بستر خاک فرآوری شده برحسب زمان در دبی‌ها و غلظت‌های مختلف

٤- نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به دست آمده، هر دو بستر کمپوست متخلخل (بین ۸۴/۶ تا ۹۸/۲درصد) و بستر خاک فراوری شده (بین ۹۱/۵ تا ۱۰۰درصد) برای حذف آمونیاک مناسب‌اند و بازدهی بالایی دارند. از نظر پارامترهای عملیاتی، بستر خاک فراوری شده در مقایسه با بستر کمپوست متخلخل بازدهی بیشتری دارد. می‌توان گفت که بازدهی بیشترِ بستر خاک فرآوری شده به‌دلیل خصوصیات آن ــ عاری‌بودن از ریزاندامگان مزاحم، pH خنثی و نیز ظرفیت بالا در نگه‌داری رطوبت ــ بوده است.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند از حامی مالی این طرح، معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تشکر و قدردانی کنند.

منابع

[1] Yost M. Systematic Inorganic Chemistry. New York: Merz Press, Inc.; **2007**. P.132-141.

[2] EPA, options for ammonia emissions; Control technology and pollution prevention, http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/ammonia.pdf, (assessed: July 15, **2012**)

[3] WHO, Environmental health topic, http://www.who.int/topics/environmental_health, (assessed: August 20, **2011**).

[4] Iranpour R, Cox H H j, Deshusses M A, Schroeder E D. Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. Environmental Progress; **2005**; **24** (3): 254-67.

[5] Groenestijn J W, Kraakman N J R. Recent development in biological waste gas purification in Europe. Chemical Engineering Journal; **2005**; **113** (2-3): 85-91.

[6] Malhautier L, Gracian C, Roux J C, Fanlo J L, Le Cloirec P. Biological treatment process of loaded with an ammonia and hydrogen sulfide mixture. Chemosphere; **2003**; **50**(1):145-53.

[7] Devinny J S, Deshusses MA, Webster TS, Biofiltration for Air Pollution Control, Lewis publishers, CRC Press, LCC, **1999**: 1-22.

[8] Rene E R, Murthy D V S, Swaminathan T. Performance Evaluation of a Compost Biofilter Treating Toluene Vapours. Process Biochemistry; **2005**; **40**(8): 2771-2779.

[9] Vergara-Fernández A, Molina L L, Pulido N A, Aroca G. Effects of Gas Flow Rate, Inlet Concentration and Temperature on the Biofiltration of Toluene Vapors. Journal of Environmental Management; **2007**; **84**(2): 115-122.

[10] Mcnevin D, Barfoord J. Biofiltration as odor abatement strategy. Biochemical Engineering Journal; **2000**; **5**(3): 231-242.

[11] Ho K L, Chung Y C, Lin Y H, Tseng C P. Microbial Populations Analysis and Field Application of Biofilter for the Removal of Volatile-Sulfur Compounds from Swine Wastewater Treatment System. Journal of Hazardous Materials; **2008**; **152**(2): 580-588.

[12] Sheridan B, Currant T, Dodd V, Colligan J. Biofiltration of odour and ammonia from a pig

unit-apilot-scale study. Biosystems Engineering; **2002**; **82**(4): 441-453.

[13] Burgess J E, Parsons S A, Stuetz RM. Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review. Biotechnology Advances; **2001**; **19**(1):35-63.

[14] Hort C, Gracy S, Platel V, Moynault L. Evaluation of sewage sludge and yard waste compost as a biofilter media for the removal of ammonia and volatile organic sulfur compounds (VOSCs). Chemical Engineering Journal; **2009**; **152**(1): 44-53.

[15] Taghipour H, Shahmansoury MR, Bina B, Movahdian H. Operational parameters in biofiltration of ammonia-contaminated air streams using compost–pieces of hard plastics filter media. Chemical Engineering Journal; **2008**; **137**(2): 198-204.

[16] Rene E R, Murthy D V S, waminathan TS. Effect of Flow Rate, Concentration and Transient-State Operations on the Performance of a Biofilter Treating Xylene Vapors. Water Air Soil Pollut; **2010**; **211**(1-4): 79-93.

[17] Chen YX, Yin J, Wang K X. Long-term operation of biofilters for biological removal of ammonia. Chemosphere;**2005**; **58**(8): 1023-1030.

[18] Fu Y, Shao L, Tong L, Liu H. Ethylene removal evaluation and bacterial community analysis of vermicompost as biofilter material. Journal of Hazardous Materials; **2011**; **192**(2): 658-666.

[19] Liang Y, Quan X, Chen J, Chung JS, Sung J, Chen S, et al. Long-term results of ammonia removal and transformation by biofiltration. Journal of Hazardous Materials; **2000**; **80**(1-3): 259-269.

[20] Chung Y C, Huang C. Biotreatment of ammonia in Air by on Immobilized Nitrosomonas Europea Biofilter. Environmental Progress; **1998**; **17**(2), 70-75.