نهمین کنگره ملی مهندسی ماشین‌های کشاورزی
(مکانیک بیوسیستم) و مکانیزاسیون
پردیس کشاورزی و منابع‌طبیعی دانشگاه تهران
۲ و ۳ اردیبهشت ۱۳۹۴ - کرج

نقش مدل سازی ریاضی در مطالعه و بررسی رفتار بیوفیلترها

علی ملکی[۱*]، فرزاد مهدیه بروجنی[۲]، محمدامین شاهرخیان دهکردی[۳]، میثم حسن‌زاده سورشجانی[۴]

۱و۲- استادیار و دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد گروه مهندسی مکانیک بیوسیستم دانشگاه شهرکرد
۳- عضو باشگاه پژوهشگران و نخبگان جوان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد خمینی‌شهر
۴- دانشجوی کارشناسی‌ارشد مهندسی مکانیک ساخت و تولید، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خمینی‌شهر
ایمیل مکاتبه کننده: drmaleki@iran.ir

چکیده

یکی از مهمترین معضلات زیست محیطی بشر آلودگی هوا است. بنابراین می‌توان با به کارگیری ابزار و روش‌های مناسب و کارا این مشکل را کنترل نمود. بیوفیلتراسیون یکی از مؤثرترین روش‌های زیستی برای تصفیه هوای آلوده با دبی جریان بالا و غلظت کم آلاینده‌ها است. اساس بیوفیلتراسیون، مصرف و تجزیه بیولوژیکی ترکیبات آلاینده توسط میکروارگانیسم‌ها و تولید دی‌اکسید کربن، آب و بیومس است. در بیوفیلترها فرآیندهایی مانند جذب سطحی، جذب توسط مایع و تجزیه زیستی آلاینده‌ها صورت می‌گیرد. امروزه پیشرفت‌های این تکنولوژی بر کنترل وضعیت بستر عملیاتی و بررسی دقیق‌تر مکانیسم‌های حذف مواد آلاینده متمرکز است. در راستای درک بهتر فرآیند پیچیده‌ای که در بیوفیلترها اتفاق می‌افتد و برای تعیین پارامترهای کلیدی تأثیرگذار بر آن، مطالعه مدل سازی ریاضی فرآیند مورد نیاز است . لذا با مدلسازی این فرآیندها، پیش‌بینی رفتار بیوفیلتر در کاهش میزان یک آلودگی خاص امکان‌پذیر خواهد شد. از نتایج به دست آمده از مدلسازی بیوفیلتر، در مباحث طراحی استفاده می‌شود و رفتار بیوفیلتر تحت شرایط مشخص پیش‌بینی می‌گردد. در این پژوهش مدل‌های ریاضی اوتنگراف، شریفدن، دشوس، دوینی، راناسینقه، فضائلی‌پور و جانی به اختصار معرفی می‌شوند.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی، بیوفیلتراسیون، آلاینده‌های گازی، تصفیه هوا.

۱- مقدمه

آلودگی هوا یکی از پدیده‌های زندگی مدرن امروزی و ناشی از پسماندهایی است که در اثر فعالیت‌های شبانه‌روزی بشر به وجود می آید. هوای آلوده پدیده‌ای است که از ترکیب و یا اختلاط هوا و مواد با ذرات خاصی در مدت زمان معینی تولید می‌شود(حسین‌زاده آجرلو، ۱۳۹۰). ضرورت کنترل آلاینده‌های هوا در بسیاری از مقررات کنترل آلاینده های هوای محیطی به صورت ناحیه‌ای، ملی و بین‌المللی به وضوح بیان شده و هدف همگی آن‌ها حفظ کیفیت هوا به صورت مطلوب است(Gonzalez and Martinez et al.,2007).

با وجود روش‌های متفاوت تصفیه فیزیکی یا شیمیایی آلاینده‌های گازی هوا، نظیر اکسیداسیون حرارتی، جذب سطحی، جذب میعان و سیستم‌های ممبرانی در جداسازی آلاینده های گازی، استفاده از روش های تصفیه

بیولوژیکی نظیر فیلترهای چکنده بیولوژیکی[۱]، گازشوی بیولوژیکی[۲]و بیوفیلترها در سال‌های اخیر رشد چشمگیری پیدا کرده و در کشورهای پیشرفته نظرات زیادی را به خود جلب کرده است. علت این استقبال دو دلیل عمده دارد یکی تبدیل آلاینده‌های مضر به ترکیبات بی‌ضرر و نهایتاً انتقال به محیط زیست و دیگری پایین بودن هزینه راه‌اندازی و عملیاتی است که بیوفیلترها نسبت به دیگر سیستم‌های ذکرشده، استفاده بیشتری پیدا کرده‌است (گلبابائی و همکاران،۱۳۸۱). بیوفیلترها جهت کنترل بوی کارخانه‌های کمپوست سازی، تصفیه خانه‌های فاضلاب، دامداری‌ها و مرغداری‌ها و بعضی فرآیندهای صنعتی دیگر مورد استفاده قرار گرفتند. از کاربردهای بالقوه بیوفیلترها می‌توان به صنایع تولیدکننده مواد شیمیایی، مواد دارویی، پلیمر و پلاستیک، صنایع رنگ، فرآیندهای پوشش‌دهی سطح، صنایع تولید و پالایش نفت اشاره کرد(مهدیه بروجنی و همکاران، ۱۳۹۲).

طراحی بیوفیلترهای معمولی و چکنده در مقیاس بزرگ و صنعتی نیازمند داشتن تخمین‌هایی از حجم بستر، محاسبات افت فشار، قدرت دمنده، ابعاد راکتور، تجهیزات لازم جهت عملیات پیش تصفیه، مقدار آب مورد نیاز برای رطوبت زنی و همچنین تجهیزات لازم جهت انجام عملیات در شرایط آب و هوایی سرد است. اغلب بیوفیلترهای صنعتی با افزایش مقیاس بیوفیلترهای آزمایشگاهی و نیمه صنعتی حاصل می‌شوند. این در حالیست که با داشتن مدل مناسب بدون صرف هزینه و زمان می‌توان مستقیماً بیوفیلتر در مقیاس صنعتی را طراحی و اجرا نمود اما به دلیل مؤثر بودن پدیده‌های مختلف روی فرآیند بیوفیلتراسیون تاکنون مدل مناسب و کاملی که بتواند رفتار بیوفیلتر را پیش‌بینی نماید ارائه نشده است(اسماعیلی فرج، ۱۳۸۸). مدل‌های متعددی برای فرآیند بیوفیلتراسیون ارائه شده‌اند که دارای اختلافات جزئی می باشند. به طور کلی هر مدل براساس فرضیات ساده کننده متعددی بنا شده است که در این مقاله چند مدل شاخص و مهمتر را همراه با جزئیات مربوط بررسی می‌گردد.

۲- بیوفیلتراسیون:

بیوفیلتراسیون برای نخستین بار در اروپا برای کنترل مواد بدبو مورد استفاده قرار گرفت. مهمترین ترکیبات بدبو عبارتند از: ترکیبات گوگردی، آمونیاک و اسیدهای چرب با وزن مولکولی کم. بیوفیلترهای ابتدایی در حقیقت یک گودال بودند که از مواد نگه‌دارنده پرشده و اغلب فاقد رطوبت زنی بودند(Schwarz,2001).

بیوفیلتراسیون، فرآیندی است که در آن میکروارگانیسم‌ها را بر روی یک بستر متخلخل رشد می‌دهند، بستر استفاده شده به صورت یک نگه‌دارنده عمل کرده و در برخی موارد، مواد مغذی مورد نیاز رشد را نیز فراهم می‌کند. گاز آلاینده از بستر فیلتر عبور و موادپرکننده‌ی بستر ترکیبات فرار قابل تجزیه را جذب کرده و میکروارگانیسم‌های موجود در آن این ترکیبات را به ترکیبات کم‌خطرتر تبدیل می‌کنند(مسعودی نژاد و همکاران،۱۳۸۷). مصرف آلاینده‌ها، در داخل زیست فیلم(بیوفیلم) یک گرادیان غلظت ایجاد می‌کند، که نیروی محرکه جهت انتقال جرم به حساب می‌آید. سازوکار مصرف آلاینده توسط میکروارگانیسم‌های مختلف، متفاوت است. اما در هر حال، این عمل به رشد توده زیستی در بستر منجر می‌شود(Kennes and Veiga,2004)

---

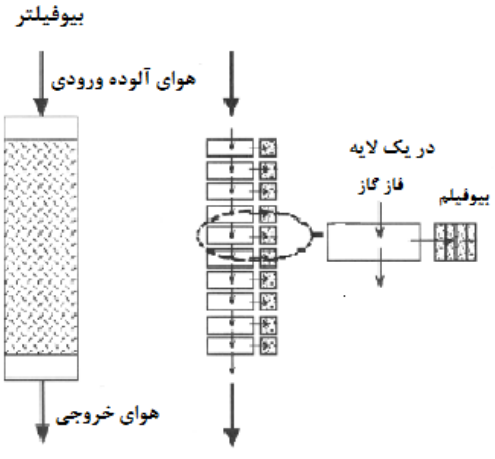
۱) Biotrickling Filter

۲) Bioscrubbers

۳- مدل‌سازی:

با توجه به استفاده روزافزون از بیوفیلترها، تلاش گسترده‌ای برای مدل‌سازی این سیستم‌ها آغاز شد. از نتایج به‌دست آمده از مدل‌سازی بیوفیلتر در طراحی استفاده شده و رفتار بیوفیلتر تحت شرایط مشخص پیش‌بینی می‌شود. مدل سازی بیوفیلتر از سال ۱۹۸۰ براساس مدل های بیوفیلم اوتنگراف شروع شد. هدف از مدل‌سازی فرآیند، سازمان دادن به داده‌های تجربی و فهم تأثیر روابط بین عوامل مختلف نظیر سطح ویژه ذرات بستر، فعالیت بیولوژیکی و ضخامت بیوفیلم بر ظرفیت حذف بیوفیلتر است(Gangani Rao *et al.*,2012). در اینجا مهمترین مدل‌های ارائه شده در این زمینه را مرور می‌کنیم.

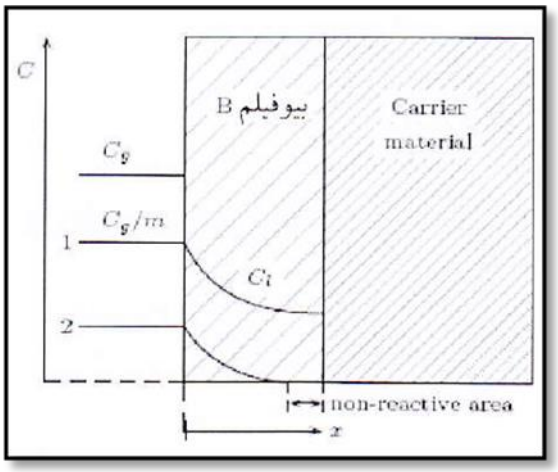
برای توسعه مدل، بیوفیلتر به صورت یک راکتور با بستر ثابت در نظر گرفته می‌شود. جریان گاز آلوده ضمن ورود به بستر به سمت منطقه واکنش(بیوفیلم) که بر روی سطح ذرات پرکن قرار دارد، نفوذ می‌کند. سپس آلاینده به درون بیوفیلم نفوذ می‌کند. همزمان با نفوذ توسط میکروارگانیسم‌ها مصرف می‌شود. به این ترتیب در بیوفیلتر دوفاز وجود خواهد داشت. فاز گاز که ماده آلاینده به همراه آن وارد بیوفیلتر می‌شود و فاز بیوفیلم که واکنش در آن انجام می‌گیرد که این فاز حاوی میکروارگانیسم‌ها است. ضخامت بیوفیلم تشکیل‌شده بر روی سطح ذرات پرکن با زمان تغییر می‌کند که این تغییرات تابعی از نرخ رشد، از بین رفتن میکروارگانیسم‌ها و همچنین کنده‌شدن قطعاتی از بیوفیلم به علت نیروهای برشی ناشی از عبور جریان گاز بر روی سطح بیوفیلم می‌باشد. جریان درون ستون بیوفیلم به صورت قالبی در نظر گرفته می‌شود. ستون بیوفیلتر مطابق شکل ۱ به چندین قطعه تقسیم می شود. در داخل هر قطعه دو بخش فاز گاز و بیوفیلم بررسی می‌شود. فاز بیوفیلم هم به چند قسمت با فرض اینکه در هر قسمت اختلاط کامل وجود دارد، تقسیم می‌شود(مهرآرا و همکاران، ۱۳۹۰).



شکل ۱- ساختار کلی بیوفیلتر برای مدل‌سازی

۳-۱- مدل اوتنگراف(Ottengraf)

اولین تلاش‌ها برای ارائه مدل بیوفیلتراسیون توسط اوتنگراف و وندن‌اوور در سال ۱۹۸۳ صورت گرفت. این مدل بسیار ساده بوده و برای بیوفیلتر معمولی ارائه شد. علی رغم سادگی این مدل به طور وسیعی مورد استفاده سایر محققین قرار گرفت(Vedova,2008). در مدل اوتنگراف دو اثر انتقال جرم و واکنش بیولوژیکی که روی عملکرد بیوفیلتر اثر قابل توجهی دارند استفاده می‌شود. زمانیکه غلظت ورودی پایین باشد نیروی محرکه ناشی از انتقال جرم محدود بوده بنابراین مقدار آلاینده‌ای که از فاز مایع عبور می کند، مقداری متوسط بوده و لذا هر مقدار آلاینده که با بیومس تماس داشته باشد به طور کامل حذف خواهد شد. در این مرحله نفوذ مرحله تعیین‌کننده سرعت خواهد بود. برای غلظت‌های بالاتر گاز ورودی انتقال جرم افزایش می‌یابد، مقدار آلاینده عبوری از فاز مایع محلول افزایش یافته در نتیجه بیومس نمی‌تواند به طور کامل آن را تخریب نماید. در این شرایط واکنش بیولوژیکی محدود کننده سرعت فرآیند خواهد بود. در شکل ۲- تصویر فیزیکی بیوفیلم در این مدل را نمایش می‌دهد. پروفیل غلظتی ۱مربوط به محدودیت واکنش و پروفیل۲ مربوط به محدودیت نفوذ است(Lim and Lee,2003).



شکل۲- تصویر فیزیکی بیوفیلم در مدل اوتنگراف

فرضیاتی که در مدل اوتنگراف استفاده شده‌اند عبارتند از:

۱.حالت پایدار، فرض شده‌است ۲.سینتیک واکنش بیولوژیکی از درجه صفر برای غلظت سوبسترا فرض شده است ۳. ضخامت بیوفیلم در مقابل قطر ذرات پرکن ناچیز در نظرگرفته شده و مقدار آن در تمام طول بیوفیلتر ثابت فرض شده‌است ۴. بیوفیلتر دوفازی در نظر گرفته شده‌است، یکی فاز گاز و دیگری فاز آب- بیوفیلم ۵. نفوذ آلاینده در فاز آب-بیوفیلم مطابق قانون فیک صورت خواهد گرفت ۶. تعادل دو فاز در سطح مشترک توسط قانون هنری بیان می‌شود ۷. جریان گاز لوله‌ای و بدون پراکندگی محوری فرض می‌شود.حضور فقط یک آلاینده در نظر گرفته می‌شود.

غلظت آلاینده در فاز گاز را می‌توان توسط رابطه زیر بیان نمود:

$$-U_g \frac{dC_g}{dh} = NA_s \qquad (۱)$$

که U_g سرعت ظاهری گاز، h ارتفاع راکتور، N شار جرمی سوبسترای عبوری از گاز به مایع و A_s نیز سطح ویژه است.

$$D\frac{d^2C_1}{dx^2}-k_0=0 \quad (۲)$$

که D ضریب نفوذ، X جهت عمود بر سطح مشترک گاز- مایع و k_0 ثابت سرعت مرتبه صفر است. این روابط را با شرایط مرزی مختلف متناسب با شرایط راکتور می‌توان حل نمود.

الف: واکنش محدود کننده باشد:

با تعریف m به عنوان ضریب توزیع بدون بعد فصل مشترک هوا – آب شرایط مرزی زیر را می‌توان استفاده نمود:

$$x=0\rightarrow Cl=\frac{C_g}{m} \quad (۳)$$
$$x=\delta\rightarrow\frac{dCl}{dx}$$

حل معادله۲- با این شرایط مرزی به صورت زیر خواهد شد:

$$\frac{C_l}{C_g/m}=1+\frac{1}{2}\frac{\varphi^2}{(C_g/Cg,in)}\left(\sigma^2-2\sigma\right) \quad (۴)$$

$\sigma=\frac{x}{\delta}$ مختصات بدون بعد است و δ نیز ضخامت بیوفیلم و Φ عدد بدون بعد تایلی است که عبارتست از:

$$\phi=\delta\sqrt{\frac{k_0m}{DC_{g,in}}} \quad (۵)$$

متعاقباً می‌توان شار جرمی را به صورت زیر حساب نمود:

$$N=-\frac{D}{\delta}\left(\frac{dC_l}{d\sigma}\right)=k_0\delta \quad (۶)$$

با جایگذاری رابطه۶ در رابطه۱ و استفاده از شرایط مرزی $C_g=C_{g,in}$ در h=0 می‌توان رابطه ۱را حل کرد:

$$\frac{C_{g,out}}{C_{g,in}}=1-\frac{A_sk_0\delta H}{C_{g,in}U_g} \quad (۷)$$

که در این رابطه H ارتفاع بستر، A_s سطح ویژه، K_0ثابت سرعت مرتبه صفر و U_g سرعت ظاهری گاز است.

ب: نفوذ محدود کننده باشد:

در این حالت موازنه جرم فاز آب – بیوفیلم را بایستی با شرایط مرزی متفاوت با قبل حل نمود. با تعریف λ به عنوان فاصله‌ای از سطح گاز-مایع که $C_l=0$ می‌توان شرط مرزی رابطه۳ را به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$x=\lambda\rightarrow\frac{dCl}{dx}=0 \quad (۸)$$

لذا حل معادله۲ یک رابطه جدید برای فاز آبی نتیجه می‌دهد که در زیر آمده است:

$$\frac{C_l}{C_g/m}=1+\frac{1}{2}\frac{\varphi^2}{(C_g/C_{g,in})}\left(\sigma^2-\frac{2\sigma\lambda}{\delta}\right) \quad (۹)$$

با جایگذاری$C_l=0$ و $\sigma=\frac{\lambda}{\delta}$ می‌توان λ را استخراج نمود:

$$\lambda = \sqrt{\frac{2DC_g}{k_0 m}} \quad (10)$$

در این شرایط جدید مقدار N برابر$k_0\lambda$ خواهد شد و غلظت آلاینده در فاز گازی را می‌توان به صورت زیر محاسبه نمود:

$$\frac{C_{g,out}}{C_{g,in}} = \left(1 - \frac{A_s H}{U_g}\sqrt{\frac{k_0 D}{2C_{g,in} m}}\right)^2 \quad (11)$$

مدل اوتنگراف اولین مدل ریاضی بیوفیلتراسیون بود و نقطه آغازی برای سایر مدل‌های ارائه شده در این زمینه شد. مهمترین ضعف این مدل در نظرگرفتن فقط دو عامل واکنش و نفوذ به عنوان عوامل مؤثر بر بیوفیلتراسیون است. این فرض به طور کامل درست نیست به علاوه فرض سینتیک مرتبه صفر در مقادیر کم بارگذاری و با انحلال‌پذیری ناچیز آلاینده میسر نمی‌شود. اما از نقاط قوت این مدل می‌توان به دسترسی راحت به پارامترهای موردنیاز آن و نیز داشتن حل تحلیلی به جای حل عددی اشاره نمود.

پس از سال‌ها مدل‌های جدید برای توصیف فرآیند بیوفیلتراسیون ارائه شد. تمام این مدل‌ها بر پایه موازنه جرم استوارند و با تعریف اجزاء و پارامترهای جدید از پیچیدگی بیشتری برخوردارند که تنها می‌توانند با روش‌های عددی حل شوند(Ardjmand et al.,2005).

۳-۲- مدل شریفدین و بالتزیس(Shareefdeen& Baltzis):

شریفدین و بالتزیس در سال ۱۹۹۳ با استفاده از نتایج مدل اوتنگراف، یک مدل جدید پیشنهاد دادند که با درنظرگرفتن شرایط گذرا و اثرات جذب سطحی بر روی بازده حذف به دست می‌آید(Shareefdeen and Singh,2005). ایشان مدل اوتنگراف را به نحوی اصلاح کردند که با واقعیت همخوانی بیشتری داشته باشد. به دلیل محدودکننده بودن انتقال اکسیژن در برخی از سیستم‌ها مانند متانول، نفوذ اکسیژن در بیوفیلم و دسترسی بیومس به آن نیز در مدل مذکور در نظر گرفته شده‌است. فرض می‌شود که حداقل یکی از دوترم محدودکننده(متانول یا اکسیژن) قبل از اینکه به سطح مشترک بیوفیلم و جامد برسد، تمام شود(رزمجویی، ۱۳۹۰). موازنه جرم به دست‌آمده در این مدل را با استفاده از پارامترهای بدون بعد و با فرض شرایط حالت شبه پایدار برای فاز بیوفیلم می‌توان حل کرد. این مدل را تنها با روشهای عددی می‌توان حل نمود، همچنین بسط آن برای مخلوط‌هایVOC با استفاده از مدل سینتیکی مونود اصلاح شده موفقیت‌آمیز بوده است و در آن جمله پراکندگی محوری نیز قابل اعمال است(Shareefdeen and Singh,2005).

۳-۳- مدل دشوس(Deshusses):

دشوس و همکاران در سال ۱۹۹۵ نفوذ در بیوفیلم را در نظر گرفتند و مدل دینامیکی که سه فاز مختلف گاز، بیوفیلم و جامد را در بر می‌گیرد ارائه دادند. معادله سرعت بیولوژیکی از نوع مونود بدون اثر اکسیژن در آن است و معادله حاکم بر تعادل مایع و گاز قانون هنری منظور شده است. این مدل همچنین نفوذ آلاینده در جامد را نیز در بر می‌گیرد(Lim and Lee,2003).

۳-۴- مدل دوینی و هاج(Devinny & Hodge):

در سال ۱۹۹۵، دوینی و هاج یک مدل دینامیکی برای بیوفیلتر ارائه کردند که در آن سرعت انتقال جرم بیشتر از سرعت تخریب زیستی فرض می‌شد. سرعت واکنش از نوع درجه اول و انتخاب دوفاز برای سیستم شامل فاز جامد – آب و فاز گاز از دیگر فرضیات این مدل می‌باشد. همچنین بیان کردند که در ابتدا انجام فرآیند بیوفیلتراسیون بازده حذف به واسطه جذب سطحی اتفاق می‌افتد و به دلیل فعالیت میکروب ها نیست(Devinny *et al.*,1999). معادلات شدت حذف ماده آلاینده به صورت یک رابطه مرتبه اول از غلظت ماده آلاینده در فاز گاز در نظر گرفته شده است. با توجه به توضیحات فوق معادله انتقال جرم در فاز گاز و جامد به ترتیب در معادله۱۲ و ۱۳ آورده شده است.

$$\frac{\partial c_g}{\partial t} = D_1 \frac{\partial^2 c_g}{\partial z^2} - u_g \frac{\partial c_g}{\partial z} - \left(\frac{1-\varepsilon}{\varepsilon}\right)\left[K\left(k_b c_g - c_l\right)\right] \qquad (۱۲)$$

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = \left[K\left(K_b c_g - c_l\right)\right] - b c_l \qquad (۱۳)$$

در این معادلات K ضریب انتقال جرم ماده آلاینده از فاز گاز به فاز جامد، D_l ضریب پخش ماده آلاینده در فاز گاز و b ثابت معادله شدت واکنش زیستی در بستر بیوفیلتر است. معادله ۱۳ در حقیقت بیان می‌کند که شدت تجمع ماده آلاینده در بستر بیوفیلتر برابر با شدت جذب ماده آلاینده(عبارت اول سمت راست) منهای شدت حذف زیستی آلاینده(عبارت دوم سمت راست) است. معادلات فوق به راحتی قابل حل هستند. مدل دوینی و هاج هر چند بیوفیلتر را به صورت سیستمی بسیار ساده در نظر می‌گیرد اما با استفاده از آن به راحتی می‌توان اثر تغییر در غلظت ورودی را در عملکرد بیوفیلتر بررسی کرد(Hodge and Devinny,1995).

۳-۵- مدل (Ranasinghe):

میزان رطوبت و موازنه انرژی در مدل پیشنهادی توسط راناسینقه و همکاران مبنای کار قرار می‌گیرد. آب و بیوفیلم به عنوان یک فاز همگن در نظر گرفته می‌شوند و تعادلشان با فاز مایع توسط قانون هنری بیان می‌گردد. سرعت مصرف سوبسترا توسط رابطه مونود و با تعریف دو پارامتر جدید که به ترتیب متأثر از دما و میزان رطوبت هستند بیان می شود(Vedova,2008).

۳-۶- مدل فضائلی‌پور:

در این مدل عملکرد یک بیوفیلتر چکنده در حذف بخارات تولوئن از هوا، با در نظر گرفتن اثر دما پیش‌گویی شد. از معادلات جرم و انرژی برای بدست آوردن معادلات مدل استفاده شد. در این مدل اثرات دما بر ثابت هنری و ضریب نفوذ آلاینده نیز در نظر گرفته شد. در این مدل یک المان دیفرانسیلی در طول بیوفیلتر چکنده در نظر گرفته شد. این فرآیند شامل سه فاز گاز، مایع و بیوفیلم است. برای مدل کردن فرآیند باید معادلات جرم و انرژی در هر فاز نوشته شوند(Fazaelipoor,2010).

۳-۷- مدل جانی:

جانی و دادور (۱۳۸۷) به مدلسازی ریاضی رفتار بیوفیلتر در تصفیه آلودگی‌های فرار نفتی با توجه به مشخصه انحلال پذیری آلاینده‌ها در بیوفیلم و نیز شبیه‌سازی نحوه عملکرد بیوفیلتر پرداختند. ایشان معادلات دیفرانسیل توزیع غلظت تولوئن ، بنزن ، بیومس ، رشد میکروارگانیسم ها و افت فشار را مورد بررسی قرار دادند. این مدل تأثیر رشد بیومس در ایجاد گرفتگی در بستر کانالیزه شدن جریان و به دنبال آن ، افزایش افت فشار و کاهش راندمان حذف آلاینده در بیوفیلتر را با دقت زیادی پیش بینی نمود. مقایسه نتایج مدلسازی با داده های تجربی نشان داد که نتایج مدل با داده های تجربی تطابق قابل قبولی دارد.

۴- مقایسه مدل‌های مختلف:

به طور کلی مدل‌های ارائه شده در زمینه بیوفیلترها را می‌توان به دو دسته تقسیم نمود. دسته اول مدل‌هایی که فقط قادر به تحلیل سیستم در حالت پایدار هستند و از آن جمله می‌توان مدل اوتنگراف را نام برد. دسته دوم مدل‌هایی هستند که علاوه بر حالت پایا قادر به تحلیل سیستم در حالت گذرا نیز می‌باشند. مقصود از حالت گذرا زمانی‌است که هنوز سیستم به حالت پایدار نرسیده باشد. چنانکه ذکر شد مدل اوتنگراف که ساده‌ترین مدل موجود است برای حالت پایدار قابل کاربرد بوده و فقط قادر به تحلیل سیستم با یک ترکیب آلاینده است و جریان گاز در آن لوله‌ای فرض شده است. همچنین بیوفیلم از لحاظ هندسی مسطح در نظر گرفته شده و از اثرات پراکندگی چشم‌پوشی شده است. هر یک از فرضیات مذکور در واقع به ساده‌شدن مسئله کمک می‌کند اما از طرف دیگر دقت مدل را کاهش می‌دهد. مدل‌هایی که پس از اوتنگراف ارائه شده‌اند هریک به نحوی درصدد بالابردن دقت مدل و ایجاد تطابق با داده‌های تجربی برآمده‌اند. مدل شریفدن و بالتزیس در ابتدا برای حالت پایدار ولی با درنظرگرفتن محدودیت وجود اکسیژن از مدل اوتنگراف نتیجه شد، سپس مدل حاصل برای حالتی که فقط یک ترکیب VOC در سیستم وجود داشته باشد برای حالت گذرا اصلاح گردید. نهایتاً در سال ۱۹۷۷ این مدل را ارتقاء دادند بگونه‌ای که یک مدل جامد با در نظرگرفتن اثرات متقابل اجزاء در معادله سینتیک، پدیده‌های جذب سطحی ترکیبات، اثرات پراکندگی محوری و محدودیت اکسیژن حاصل گردید. این در حالی است که دوینی و هاج تنها پراکندگی محوری را در حالت گذرا در مدل خود منظور نمودند و به همین ترتیب مدل دشوس علاوه بر اینکه هر دو حالت پایدار و گذرا را می‌تواند تحلیل کند، از معادله مونود به عنوان سرعت واکنش بهره برده‌است.

۵- نتیجه‌گیری:

به منظور حذف آلاینده‌های موجود در هوا از بیوفیلتر استفاده می شود. در این سیستم، میکروارگانیسم‌ها، بر روی آکنه‌های جامد در محیط کشت قرار دارند. با عبور جریان گاز آلوده از بستر، آلاینده جذب فاز بیوفیلم می‌شود و توسط میکروارگانیسم های موجود در محیط کشت به مصرف می‌رسد یا تجزیه خواهد شد. به این ترتیب در جریان خروجی از بیوفیلتر میزان آلاینده کاهش می‌یابد. در بیوفیلترها فرآیندهایی مانند جذب سطحی، نفوذ به بیوفیلم و تجزیه زیستی آلاینده صورت می‌گیرد. لذا با مدلسازی این فرآیندها، پیش بینی رفتار بیوفیلتر در کاهش میزان یک آلودگی خاص، امکان‌پذیر خواهد شد. امروزه استفاده از فنون مدلسازی ریاضی، کمک قابل توجهی به درک

صحیح و اصولی فرآیند بیوفیلتراسیون و توسعه روش‌های کم هزینه و ساده طراحی سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی می‌نماید. در میان محققان مدل‌سازی یک توافق عمومی در خصوص سازوکار عملکرد انواع بیوفیلترها وجود دارد و آن این است که آلاینده‌های هوا با سرعت کمی از درون بیوفیلتر عبور داده می‌شوند و طی عبور از ستون بیوفیلتر به اعماق بیوفیلم نفوذ می‌کنند و میکروارگانیسم‌های درون بیوفیلم آلاینده را جذب کرده و واکنش زیستی توسط آن‌ها شکل می‌گیرد.

منابع و مآخذ

۱. اسماعیلی فرج، ح. ۱۳۸۸. طراحی، ساخت و بررسی عملکرد بیوفیلتر برای حذف وینیل کلراید از هوا. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۲. جانی ،ف.۱۳۸۷،مدلسازی بیوفیلتر در کنترل انتشار آلودگی های نفتی. مجله پژوهش نفت سال هجدهم شماره ۵۶ ، ۱۵-۳

۳. حسین‌زاده آجرلو ح.ر. ۱۳۹۰. مدلسازی و شبیه‌سازی فیلتر بیولوژیکی برای حذف آلاینده‌های هوای آلی. ماهنامه نفت، گاز و انرژی، سال دوم،شماره۶ . ۱۹-۲۷.

۴. رزمجویی، م. فضائلی‌پور، م. ح. ۱۳۹۰. مدلسازی بیوفیلتر چکنده با در نظر گرفتن اثر منبع نیتروژن بر نرخ واکنش و کنده‌شدن بیومس. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشگاه شهید باهنرکرمان.

۵. گلبابائی، ف. میرزایی، ا. ح. عباسپور، م. بنکدارپور، ب. ۱۳۸۱. طراحی و بهینه سازی یک سیستم بیوفیلتر برای تخریب زیستی بخارات فنل در مقیاس آزمایشگاهی و ارزیابی راندمان آن. علوم و تکنولوژی محیط زیست، شماره ۱۳ . ۷۵-۸۶ .

۶. مسعودی‌نژاد، م. ح. لیلی، م. ادیب‌زاده، ا. خطیبی، م. ۱۳۸۷. بررسی تأثیر مواد پرکننده در ستون‌های بیوفیلتری بر سولفید هیدروژن هوا. مجله پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، سال ۱۳، شماره۴۰۵،۵-۴۱۵.

۷. مهدیه‌بروجنی، ف. ملکی، ع. شاهرخیان دهکردی، م. ا، حسن‌زاده سورشجانی، م. ۱۳۹۲. فاکتورهای مؤثر بر عملکرد بیوفیلتر. اولین همایش تخصصی زیست‌پالایی(Bioremediation.) دانشگاه صنعتی شریف.

۸. مهرآرا ، ف. طلایی، م. ر. اسداللهی، م.ع.۱۳۹۰. مدل‌سازی عملکرد بیوفیلتر در حذف سولفید هیدروژن از جریان هوا. مجله تحقیقات نظام سلامت، سال ۷، شماره ۲. ۲۴۷-۲۵۶.

9. Ardjmand, M. Safekordi, A. and Farjadfar, S. 2005. Simulation of biofilter used for removal of air contaminants(Ethanil).international journal environment science technology,Vol2, No1,69-82.
10. Devinny,G.S, Deshusses. M,A. Webster,T.S. 1999. Biofiltration for air pollution control (1st edition). New York, Lewis Publisher ,CRC Press LLC.
11. Fazaelipoor.M,H. 2010. Modeling the heat effects in waste air trickling biofilters. Chem Engieering Journal. 164.139-145.

12. Gangagni Rao,A. Bharath Gandu,Y.V.Swamy.2012. Mass transfer dynamics of ammonia in high rate biomethanation of poultry litter leachate. Bioresource Technology 109.234-238.
13. Gonzalez-Martinez,S. Millan,T. Gonzalez- Barcelo,O. 2007. Biological aerated filtration of municipal wastewater using a low-cast filtration madia. Water Sci Technol,55(7):255-262.
14. Hodge,D.S. and Devinny,J.S. 1995. Modeling removal of air contaminants by biofiltration. Journal of environmental engineering.121,21-32.
15. Kennes,C. Veiga,M.C. 2004. Fungal biocatalyst in the biofilteration of VOC-polluted air. Journal of Biothecnology.113,305-315.
16. Lim,K.H. and Lee,E.J. 2003. Biofilter modeling for waste air treatment: Comparisons of inherent charecteristics of biofilter models.Korean journal chemistry engineering, Vol 20,No2, 315-327.
17. Schwarz,B. 2001. Studies in biofilteration for cleanup of landfill gas. Chemical Engineering Fac. USC.Ph.D Thesis.
18. Shareefdeen,Z. and Singh,A. 2005. Biotechnology for odor and air pollution control,springer,Berlin.P 440.
19. Vedova,L.D., 2008.Biofilteration of industrial waste gases in Trickling-Bed bioreactors. Ph.D.D issertation, University a degli Studi Padova, Italy.

Infraction of mathematical modeling in study of biofilters manner

Abstract:

Air pollution is one of the most important environmental issues human. Therefore, must by the use of appropriate and effective tools and methods control this problem. Biofiltration is one of the most effective biological methods for treating contaminated air with high flow rate and low concentrations of pollutants. The basis of biofiltration is consumption and biodegradation of pollutant compounds by microorganisms and produce carbon dioxide, water and biomass. In biofilters occur processes such as adsorption, absorption and biodegradation of contaminants carried by the fluid. Today, advances in technology and operational control in the context of assessing pollutant removal mechanisms are concentrated. In order to better understand the complex processes that occur in the biofilters and to determine the key parameters affecting the process study of mathematical modeling is required. Therefore, the modeling of these processes, predict the behavior of the biofilter to reduce the amount of certain contaminants will be possible. The results of modeling biofilter predict the discussions about biofilter design and behavior under specific conditions expected. In this research the mathematical models Ottengraf, Shareefdeen, Deshusses, Devinny & Hodge, Ranasinghe , Fazaelipoor and jani briefly introduced.

Keywords: modeling, biofiltration, gaseous pollutants, air administration.