مقاله مروری

مجله کمیته تحقیقات دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی سبزوار

سال ۲۱، شمـــــاره ۳۷، تابستان ۱۳۹۵، صفحات ۳۰-۲۰

مروری بر زیست پالایی ترکیبات فنلی در محیط‌های آبی با استفاده از رآکتور بیولوژیکی بستر لجن بی‌هوازی با جریان رو به بالا

احمدرضا یزدانبخش۱، محمد حسین ساقی*۲

۱. استاد گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی ، تهران، ایران

۲. نویسنده مسئول، دفتر تحقیقات و فناوری دانشجویان دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران و عضو هیأت علمی دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی سبزوار، سبزوار ، ایران،

saghi9@gmail.com

(تاریخ دریافت: ۹۵/۰۴/۲۳ تاریخ پذیرش نهایی:۹۵/۰۶/۰۲)

فاضلاب صنایع دارای آلاینده‌های گوناگون در مقادیر مختلف هستند که در این میان آلاینده‌های فنل و ترکیبات آن یکی از سمی‌ترین مواد شیمیایی شناخته شده می‌باشند که به طور گسترده در صنایع مختلف استفاده می‌شوند. سیستم‌های تصفیه بی‌هوازی سرعت بالا، بیوراکتورهایی هستند که در آنها زمان ماند لجن از زمان ماند هیدرولیکی جدا شده است. که این امر موجب رشد آهسته باکتری‌های بی‌هوازی با غلظت بالا در داخل راکتور شده و مواد آلی موجود در فاضلاب را به عبور سریع از سیستم وادار می‌کند. در میان روش‌های بی‌هوازی برای حذف ترکیبات فنلی، رآکتور UASB به دلیل کارآیی بالا و هزینه کم برای تصفیه فاضلاب‌های مختلف فنلی مورد استفاده قرار گرفته است. هدف از این مطالعه مروری بر زیست پالایی ترکیبات فنلی در محیط‌های آبی با استفاده از رآکتور بیولوژیکی بستر لجن بی‌هوازی با جریان رو به بالا بود.

با توجه به مطالعات انجام شده، نتایج نشان می‌دهد که این رآکتور کارایی مناسبی برای حذف فنل و ترکیبات فنلی از فاضلاب‌ها را دارا می‌باشد و کارآیی این راکتور تحت تأثیر راه‌اندازی مناسب رآکتور، کمک سوبستراها، شوک حرارتی و هیدورلیکی، زمان ماند هیدورلیکی، میزان بارگذاری آلی، دما و باز چرخش پساب می‌باشد.

کلید واژه ها: رآکتور UASB، ترکیبات فنلی، روش‌های بیولوژیکی، محلول‌های آبی

مقدمه

فاضلاب صنایع دارای آلاینده‌های گوناگون در مقادیر مختلف است. در میان این آلاینده‌ها فنل و ترکیبات آن یکی از سمی‌ترین مواده شیمیایی شناخته شده می‌باشد که به طور گسترده در صنایعی همچون پتروشیمی، صنایع تولید کک، لاستیک سازی، پالایشگاه‌های نفت، صنایع کاغذ و پلاستیک استفاده می‌شود (۱). غلظت فنل در خروجی صنایع متفاوت بوده و از ۱۰ تا ۱۷×۱۰^{۳} میلی‌گرم بر لیتر است و بطور کلی ۴۰ تا ۸۰ در صد از کل COD را شامل می‌شود. البته در پالایشگاه نفت COD ناشی از فنل کمتر از ۴۰درصد است(۲). فنل از آلاینده‌هایی است که سمی، سرطانزا و جهش‌زا محسوب می‌شود و ایجاد کننده نواقص مادرزادی است (۳). غلظت فنل به میزان یک میلی‌گرم بر لیتر یا بیشتر اثرات مخربی بر زندگی آبی خواهد داشت و در بسیاری از موارد حد تخلیه فاضلاب فنلی ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر است (۴، ۵). فنل به دلیل تجزیه پذیری بیولوژیکی کم، سمیت بالا و صدمات اکولوژیکی طولانی مدت می‌تواند مشکلات مختلفی ایجاد نمایند. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) در سال ۱۹۸۴ ترکیبات فنلی را به عنوان آلاینده‌های با تراز بالا (high level) طبقه‌بندی کرده است و حد مجاز آن‌ها را ۱ میلی‌گرم در لیتر اعلام نموده است. آلودگی آب‌های آشامیدنی بوسیله فنل با غلظت کمتر از ۱ میلی‌گرم در

لیتر سبب تولید طعم و بوی نامطبوع می‌شود و غلظت کشنده فنل در خون از ۴/۷ تا ۱۳۰ میلی‌گرم در لیتر متفاوت است (۶، ۷). از این رو حذف این‌گونه ترکیبات از آب و فاضلاب‌های صنعتی ضروری است که روش‌هایی از قبیل استخراج توسط حلال‌ها، اکسیداسیون شیمیایی، سوزاندن، اسمز معکوس، پرتو افکنی و روش‌های الکتروشیمیایی از متداول‌ترین روش‌های حذف فنل و ترکیبات فنلی از محلول‌های آبی می‌باشد. مشکلاتی از قبیل هزینه بالا، راندمان پایین و تولید محصولات جانبی سمی فاکتورهای محدودکننده کاربرد وسیع برخی از این استراتژی‌های حذف می‌باشند (۵، ۷). برای حذف فنل از فاضلاب‌های مختلف در سال ۱۹۹۰ روش‌های هوازی مورد توجه قرار گرفت و در این سال روش‌های هوازی مقبولیت بیشتری نسبت به روش‌های بی‌هوازی داشت (۸). یکی از سیستم‌های پیش تصفیه قابل توجه در تکنولوژی تصفیه بی‌هوازی راکتور UASB[1] می‌باشد که در اواخر دهه ۷۰ میلادی در هلند در خصوص ارتقای سپتیک تانک‌ها ابداع و مورد بهره برداری قرار گرفت. در تصفیه فاضلاب به روش UASB، فاضلاب از انتهای راکتور UASB وارد آن شده و از میان واحد ابر لجنی که بصورت گرانول می‌باشد به سمت بالا جریان پیدا می‌کند. ویژگی اصلی سیستم-های UASB که به آن این امکان را می‌دهد تا در مقایسه با سایر فرآیندهای بی‌هوازی از فاضلاب با بار COD بسیار بالاتری استفاده کند، تولید لجن در راکتور UASB به صورت گرانولی می‌باشد (۹، ۱۰). تولید لجن بصورت دانه دانه در سیستم‌های UASB به چند ماه زمان احتیاج دارد که این زمان را با برخی افزودنی‌ها به آن، می‌توان کاهش داد. سیستم‌های تصفیه بی‌هوازی سرعت بالا، شامل بیوراکتورهایی است که در آنها زمان ماند لجن (زمانی که توده سلولی لجن از سیستم عبور می‌کند) از زمان ماند هیدرولیکی (زمانی که مایع از سیستم عبور می‌کند) جدا شده است. این کار باعث رشد آهسته باکتری‌های بی‌هوازی با غلظت بالا در داخل راکتور شده، و مواد آلی موجود در فاضلاب را به عبور سریع از سیستم وادار می‌کنند (۱۱، ۱۲). در داخل UASB لوازم مکانیکی یا اجزای متحرکی که خراب یا پاره شوند، وجود ندارد از این رو، نگهداری آن تقریباً بدون هزینه است. UASB با سیستم تصفیه بیهوازی رو به بالا از بستر لجن، تکنولوژی خاصی در تصفیه فاضلاب سرعت بالا محسوب می‌شود که از بستر لجن گرانوله بی‌هوازی در یک راکتور آغاز می‌شود (۱۱، ۱۳). هاضم UASB یکی از مؤثرترین و اقتصادی‌ترین روش‌های هضم بی‌هوازی فاضلاب است. این سیستم علاوه بر دارا بودن همه مزایای سایر سیستم‌های بی‌هوازی مانند تولید لجن کمتر، مصرف انرژی کم، تولید بیوگاز و غیره مزایای دیگری از قبیل حجم کم راکتور به علت متراکم بودن، راه اندازی آسان، هزینه بسیار کم در طول نگهداری بلند مدت، بیصدا بودن، کارکرد اصولی و رضایت بخش را نیز داراست (۸، ۹).

روش کار:

مطالعه حاضر یک مطالعه مروری با هدف بررسی و مطالعه زیست پالایی ترکیبات فنلی در محیط‌های آبی با استفاده از رآکتور بیولوژیکی UASB می‌باشد. در این مطالعه به توصیف روش مذکور برای حذف فنل و ترکیبات فنلی و راه‌های افزایش کارایی آن با توجه به مطالعات پیرامون این موضوع پرداخته شده است. برای این منظور تعداد ۴۰ مطالعه انجام شده در زمینه تجزیه بی‌هوازی ترکیبات فنلی با معیار ورود روش UASB از بین مطالعات مورد نظر انتخاب شد. مطالعات مذکور از طریق بانک‌های اطلاعاتی Medline, Google Scholar, PubMed به زبان انگلیسی با کلید واژه‌های UASB Reactor, Anaerobic Methods, Aqueous Solutions, Phenolic Compound در بازه زمانی ۲۰۱۵ تا می ۲۰۱۶ استخراج شد و مورد بررسی قرار گرفت.

[1] -Up Flow Anaerobic Sludge Blanket

یافته‌ها:

برای فاضلاب‌های فنلی و تصفیه آنها مطالعات بسیار زیادی مورد توجه قرار گرفته است که از این جمله می-توان به فیلترهای بی‌هوازی کربن فعال گرانوله یا GAC-AF (۱۵،۱۴) کربن فعال گرانوله در بستر گرانوله GAC-FBR یا روش بستر متحرک که در این روش راندمان بالای ۹۰ درصد گزارش گردید (۱۶). بلام در سال ۱۹۸۵ از فیلترهای شنی بی‌هوازی استفاده کرد و راندمان بیشتر از ۹۹ درصد را دریافت کرد که غلظت اولیه فنل ۱۹۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شد (۱۷).GAC-AFو بستر سیال برای فاضلاب زغال با ۱۶۰۰۰COD تا ۱۸۰۰۰ مورد بررسی قرا ر گرفت. حذف COD نزدیک به ۹۰ درصد بود و ۵۰ تا ۶۰ درصد تغییر و تبدیل گاز متان گزارش شد (۱۵). استفاده از UASB در شرایطهای مختلف مورد مطالعه قرارگرفت که در زیر به آنها اشاره شده است. متانوژنیک (۱۸، ۱۹)، دنتریفایر/ متانوژنیک (۲۰)، کاهش سولفات/ متانوژنیک (۲۱)، در دمای آزاد و ۲۶ درجه (۶)، نسبت‌های متفاوت گردش (۲۲). در مطالعات ابتدایی انجام شده با رآکتور UASB عملکرد آن با عملکرد GAC-AF قابل مقایسه بود و مشکلاتی که در سیستم GAC-AF مانند مدیای مورد نیاز و جداسازی میزان گاز- ازفاز مایع بود در UASB مرتفع شد. در میان روش‌های بی‌هوازی UASB مقبولیت بیشتری پیدا کرد و برای تصفیه فاضلاب‌های مختلف مورد استفاده قرار گرفت (۱۳، ۲۳، ۲۴). لیتینگا و همکاران در سال ۱۹۸۰ رآکتور UASB رو بعنوان یک گزینه مناسب و مقرون به صرفه برای تصفیه فاضلاب شهری معرفی کردند و کم کم برای تصفیه فاضلاب صنایع قوی معرفی گردید (۸). موفقیت و مناسب بودن این رآکتور در سال ۱۹۸۸ توسط سیگیزه و همکاران تشریح گردید. ایشان فاضلاب‌های متفاوتی را مورد بررسی قرار دادند و نتایج مطالعه نشان داد که UASB می‌تواند گزینه مناسبی برای تصفیه بی‌هوازی فاضلاب‌های با نرخ بالا باشد (۲۵). این سیستم تصفیه، یک تکنولوژی کاملی است و در سراسر دنیا حداقل حدود ۱۲۰۰ تصفیه خانه در صنایع مختلف به ثبت رسیده که از این سیستم تصفیه استفاده می‌کنند، برخی شمار واقعی این نوع سیستم را حدود دو برابر تخمین می‌زنند. این آمار، نشان دهنده اهمیت زیاد و موفقیت فراوان بستر لجن گرانوله بی‌هوازی، در سطحی بالاتر از میزان مورد انتظار می‌باشد (۱۱، ۱۲). در راکتور UASB فاضلاب از کف وارد شده و در کف نیز توزیع می‌شود و پس از عبور از بستر لجن بی‌هوازی به سمت بالا جریان پیدا می‌کند. بستر لجن از میکروارگانیسم‌های گرانوله با ابعاد ۰/۵ تا ۲ میلی‌متر تشکیل شده که دارای سرعت ته نشینی بالا و پایداری در سیستم حتی در مقابل جریان‌های شدید هیدرولیکی است. مواد آلاینده فاضلاب با میکروارگانیسم-های موجود در بستر لجن تماس پیدا می‌کنند. در این سیستم، مواد آلی به صورت بی‌هوازی توسط میکروارگانیسم‌های موجود در بستر لجن، تجزیه می‌شوند. تجزیه بی‌هوازی علاوه بر تبدیل مواد آلی به سلول‌های جدید، منجر به تولید بیوگازهایی مانند گاز متان و دی اکسیدکربن به عنوان یک تولید جنبی می‌شود. حرکت رو به بالای حباب‌های گازی تولید شده، بدون هیچگونه وسیله مکانیکی باعث آشفتگی و در نتیجه اختلاط داخل راکتور می‌شود (۹، ۱۱، ۱۲).

فاکتورهای مؤثر بر حذف فنل

در جدول شماره ۱ صنایع مهم تولید کننده فنل تشریح شده است.

جدول شماره ۱: صنایع مهم که منبع تولید فنل می‌باشند (۲۶)

نوع صنعت	غلظت فنلی (mg/L)	COD فنلی(mg/L)	COD (mg/L)	نسبت
تخلیه گاز زغالسنگ	۲۰۷	۱۱۰/۲	۱۷۷۵	۰/۶۲
لیگنیت	۴۶۳	۱۳۰۹۰-۱۷۲۷۹	۲۷۵۰۰-۳۰۲۰۰	۰/۴۷۶-۰/۵۷۲
مایع سازی زغال H	۸۰۰-۱۵۰۰	۱۹۰۴-۳۷۵۰	۳۰۰۰-۵۰۰۰	۰./۶۳۵-۰/۷۱۴
کربنه کردن در دمای پایین	۲۲۰۱۵-۴۱۶۵۰	۹۲۵۰-۱۷۵۰۰	۴۰۰۰۰-۴۳۰۰۰	۰/۵۵-۰/۹۶۹
تصفیه خانه کک	۶۲۰-۱۱۵۰	۱۴۷۶-۲۷۲۷	۳۴۰۰-۵۶۶۰	۰/۴۳۴-۰/۴۸۴
پالایشگاه	۶/۴۲-۸۸,۰۳	۱۵/۳-۲۱۰	۲۳۴-۹۲۵	۰/۰۶۵-۰/۲۲۷
تصفیه خانه نفت	۱۰-۱۰۰			
پلاستیک	۶۰۰-۲۰۰			

راه اندازی رآکتور UASB برای حذف فنل

برای راه اندازی و شروع رآکتور معمولا از مواد لجن فعال یا بیوماس استفاده می‌شود. در مطالعات مختلف انجام شده از لجن‌های فعال بسیار متفاوتی برای راه اندازی استفاده شده است. بطور مثال از لاگون تصفیه کاغذ سازی(۲۷) تصفیه خانه پتروشیمی(۴) لجن سازگار شده با فنل‌ها(۲۸) و لجن به دست آمده از هاضم‌های بیهوازی(۲۹) در راه اندازی رآکتور استفاده شده است.

جدول شماره ۲ . راه اندازهای راکتورهای UASB برای تصفیه فاضلاب‌های فنلی

نوع فاضلاب مورد استفاده	سوبسترا	دوره زمانی گرانوله شدن	توضیحات	رفرنس
لجن حاصل از تصفیه بی-هوازی فاضلاب کارخانه کاغذ سازی	گلوکز	۲۱۹ روز	تصفیه فاضلاب ۳۰۰۰- ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر از کروزول در زمان ماند هیدرولیکی ۱/۰۴ روز	(۲۷)
لجن حاصل از تصفیه بی-هوازی فاضلاب کارخانه کاغذ سازی	گلوکز	۹۰ روز	تصفیه فاضلاب ۱۰۰۰- ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر از کاتکول در زمان ماند هیدرولیکی ۱ روز	(۲۷)
لجن گرانوله رشد یافته در محتوی شکر	گلوکز	---	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی پنتا کلروفنل	(۳۰)
لجن بی‌هوازی حاصل از تصفیه خانه پتروشیمی	بستر سنتتیک محتوی ۱۵۰- ۵۰۰ mg/L فنل با منبع کربن	۳۰۰ روز(فنل بیشتر از ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر)	برای تصفیه فاضلاب استیل با فنل ۴۰۰ mg/L	(۴)

لجن بی‌هوازی حاصل از تصفیه استیک اسید/ ساکاروز	بستر سنتتیک محتوی ۵۰۰ **mg/L** فنل با منبع کربن	---	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی پنتا کلروفنل/ فنل	(۳۱)
لجن گرانوله ابتدایی حاصل از UASB	ساکاروز	۴۵ روز با فنل (۴۵۰ **mg/L**)	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی فنل با غلظت (**mg/L** ۱۲۶۰ -۴۲۰)	(۱۹)
لجن هاضم به دست آمده از تصفیه خانه فاضلاب شهری	ساکاروز	۱۴۸ روز با غلظت لجن ۲۰۰ **mg/L**	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی کروزل **mg/L** ۲۲۵	(۲۱)
لجن حاصل از تصفیه بی-هوازی تصفیه خانه فاضلاب شهری	مخلوط **VFA**	۷ روز	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی کروزل **mg/L** ۶۵۰ با **HRT** ۰/۶۷ روز	(۲۸)
لجن گرانوله حاصل از تغذیه لجن با ساکاروز + لجن لخته سازی	ساکاروز	۱۳۰ روز	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی فنل با غلظت (**mg/L** ۹۰۰)	(۳۲)
رآکتور UASB غنی شده از کربوهیدرات	ساکاروز	۱۳۴ روز	تصفیه فاضلاب سنتتیک حاوی فنلو کروزل با نسبت **mg/L** ۸۰۰/۳۰۰ با **HRT=0.33-0.5** روز	(۶)

اثر باز چرخش برکارآیی UASB در حذف فنل

کنترل غلظت ترکیبات فنلی در رآکتور بسیار مهم است و بایستی کنترل گردد. کاهش غلظت سوبسترا با میزان واکنش و بارگذاری محدود می‌گردد. برای این امر باز چرخش مقداری از فاضلاب لازم و ضروری به نظر می‌رسد. باز چرخش خروجی کمک می‌کند تا غلظت برای تجزیه ترکیبات در رآکتور مهیا باشد (۲۷). جدول شماره ۳ نحوه کارآیی رآکتور UASB را درشرایط مختلف بهره برداری و باز چرخش نشان می‌دهد.

جدول شماره ۳: کارآیی شرایط پایدار رآکتورهای UASB برای تصفیه فاضلاب‌های حاوی فنل

نوع ترکیبات فنلی	حجم (لیتر)	میزان باز چرخش	دما	HRT (روز)	غلظت فنل ورودی (mg/l)	میزان بار گذاری آلی (kg COD/m^3 d)	درصد حذف فنل(٪)	گاز تولیدی (L/d)	رفرنس
ρ-cresol	۲۱/۳	---	۳۵±۱	۱	۱۰۰۰-۳۰۰۰	۲/۵۲-۷/۲۵	۱۰۰-۹۹/۹	۲۵/۷-۷۹	(۲۷)
کاتکول	۲۱/۳	---	۳۵±۱	۰/۹-۰/۳۵	۱۰۰۰	۲/۸۰-۷/۱۳	۹۹/۴-۱۰۰	۲۹/۶-۷۱/۸	(۲۷)
فنل	۰/۶۶	۳:۱	۳۷	۲/۵	۱۴۰۰	---	۹۰	---	(۴)
فنل	۲/۸	۱:۱	۳۷	۰/۵	۱۲۶۰	۶	۹۷	۹۴/۷	(۱۹)
فنل	۲/۸	۱:۱	۳۷	۱	۳۰۰۰	۱۹/۰۴	۹۹	---	(۲۰)
فنل و کروزول	۲/۸	۱:۱	۳۷	۰/۳۳-۰/۵	۸۰۰/۳۰۰	---	---	---	(۶)
فنل	۲	---	۳۵	۰/۵	۳۰۰۰	۶	۸۶	۶۲	(۲۹)
فنل و کروزول	۰/۵	۲۰:۱	۲۹	۳	۵۰۰/۱۵۰	---	۱۰۰	---	(۳۳)
فنل	۲	۱:۱	۳۷	۰/۵	۱۲۶۰	۶	۸۸	---	(۳۴)

کروزول / فنل	۰/۱۶	---	۳۰	۰/۶-۰/۵	۲۵۱/ ۲۹,۵	۷	۹۳-۱۰۰	۹۱	(۷)
فنل	۱۲	---	۳۰	۰/۵	۱۱۷۶	۶	۸۷/۲	---	(۳۵)
فنل	۲/۸	---	۲۶	۰/۵	۱۲۶۰	۶	۹۸	---	(۶)

در بسیاری از رآکتورهای پیوسته، بازیابی خروجی کمک شایانی به تصفیه فاضلاب می‌کند و به راحتی فاضلابی با غلظت ۳۰۰۰ mg/L از کروزل را تصفیه می‌نماید. در حالی که غلظت مؤثر برای تغذیه این رآکتور ۴۰۰ mg/L در نظر گرفته شده است (۲۹).

Hawang اثر گلوکز را به عنوان کمک کننده سوبسترا بهمراه باز چرخش برای تجزیه کاتکول به میزان mg/L ۱۰۰۰ میلی‌گرم مورد مطالعه قرار داد. راکتور بهینه برای این تحقیق ۰/۶۶ لیتر در نظر گرفته شدکه غظت فنل ورودی mg/L ۴۰۰ و میزان COD ورودی mg/L ۹۳۰۰ برای کارخانه فولاد مورد استفاده قرار گرفت. ۲ ورودی برای باز چرخش در نظر گرفته شد که در ۷/۳d= SV میزان راندمان حذف برای فنل ۹۰ درصد و برای COD ۸۰ درصد به دست آمد. با قطع میزان باز چرخش میزان حذف برای فنل به ۵۰-۴۳ درصد کاهش پیدا کرد (۲۷).

تأثیر کمک کننده‌های سوبسترا در کارایی UASB

هاضم‌های تماسی در خصوص میزان بارگذاری و احتمال گرفتگی صافی‌ها در سیستم‌های بی‌هوازی با مشکلاتی مواجه‌اند. برای غلبه بر این مشکلات، از رسوب باکتری‌های فعال شده بدون حمل کننده به شکل لجن گرانوله با دانسیته بالا به منظور تجزیه مواد آلی و تولید گاز در داخل راکتور UASB استفاده می شود. پایداری و ماندگاری لجن گرانوله به رغم سرعت زیاد و جریان رو به بالای فاضلاب در مخزن هاضم، رمز موفقیت سیستم UASB است. غلظت بالای لجن در بستر لجن و غلظت کم مواد معلق در خروجی راکتور، از خصوصیات مهم بارگذاری روزانه UASB به میزان ۱۰ تا ۱۵ کیلوگرم COD بر هر مترمکعب حجم راکتور صورت می پذیرد. UASB می‌تواند ۷۰ تا ۹۵ درصد COD را حذف کند و میزان متان تولید شده نیز در حدود ۰/۱۵ تا ۰/۳۵ نیوتن مترمکعب گاز بر کیلوگرم COD حذف شده است (۱۱، ۱۲).

در جاهایی که سوبسترا قادر به تأمین انرژی برای رشد باکتری‌ها نیست از کمک کننده‌های سوبسترا استفاده می‌شود. کمک کننده‌های سوبسترا گلوکز، ساکاروز، VFA متانول و ... می‌باشند که باعث نگه داشته شدن فاز متانوژنوز در فاضلاب‌های حاوی فنل می‌شوند (۱۰، ۱۳). برای اولین بار در سال ۱۹۸۹ Kobayshi از کمک کننده‌های سوبسترایی برای تجزیه فنل به بنزوات استفاده نمود (۳۶). Tay و همکاران نشان دادند که mg/L ۱۰۰۰ از گلوکز در تجزیه سریع فنل مؤثر می‌باشد بطوریکه در شرایط پایدار در میزان بارگذاری g COD/L d ۶ کارآیی فنل بدون گلوکز و با گلوکز به ترتیب ۸۸ درصد و ۹۸ درصد گزارش شد (۵). در فاضلاب سنتتیک فنلی با ملاس رقیق شده برای HRT=۱۲h و با میزان بارگذاری آلی g COD/L d ۸ و COD=۲۸۰۰ میزان حذف COD برابر با ۸۷/۲ درصد گزارش گردید و در صد تبدیل COD به گاز متان و بیومس به ترتیب ۷۵ درصد و ۹ درصد بود (۳۵).

اثر بارگذاری بر کارایی رآکتور UASB در حذف فنل

توسعه و بهبود سیستم‌های بی‌هوازی سرعت بالا به افزایش بازده در حذف COD و کاهش زمان ماند مورد نیاز برای تصفیه‌خانه‌های شهری و فاضلاب صنایع از جمله صنعت شیر منجر شد. با پیشرفت‌های اخیر در زمینه سیستم های بی‌هوازی دارای بستر لجن، استفاده از این سیستم‌ها برای تصفیه فاضلاب در صنعت کاملاً توسعه یافته و تاکنون نیز باقی مانده است. در یک سیستم بالا رونده بی‌هوازی، از طریق مشابه سازی فاضلاب این صنعت ۹۰ درصد کاهش در میزان COD حاصل شد (شیر رقیق شده بدون چربی با COD حدود ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و بارگذاری حجمی معادل ۷ تا ۸ گرم COD بر متر مکعب در روز ، در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد) در یک سیستم بی‌هوازی با بستر شناور نیز در حدود ۸۰ درصد کاهش COD در آب پنیر رقیق شده به دست آمد. (با COD بین ۸ هزار تا ۱۴ هزار میلی‌گرم بر لیتر، بارگذاری

۴۰ کیلوگرم COD بر مترمکعب و دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد). براساس تحقیقات انجام شده، متوسط بارگذاری در ۶۸۲ دستگاه راکتور بی‌هوازی در نقاط مختلف جهان ، ۱۰ کیلوگرم COD بر مترمکعب در روز بوده است. (۱۱، ۱۳)

Fan و همکاران در سال ۲۰۰۴ اثر بارگذاری را بر روری فاضلاب حاوی فنل در یک راکتور با زمان ماند هیدورلیکی ۱۲ و ۲۴ ساعته مورد مطالعه قرار دادند که میزان حذف فنل ۹۵ درصد، کروزل ۶۵ درصد ، COD ۸۵ درصد برای زمان ماند هیدورلیکی ۱۲ ساعته گزارش گردید. نتایج حاصل از این مطالعه نشان می‌دهد که فاضلابی با غلظت فنل ۸۰۰ mg/L در زمان ماند هیدورلیکی ۸ تا ۱۲ ساعت و میزان باز چرخش ۱:۱ میزان حذف فنل بسیار مناسب بوده است. همچنین در زمان ماند هیدورلیکی ۲۴ ساعته با افزایش غلظت اولیه فنل به ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر میزان حذف COD ۸۰-۷۵ درصد گزارش گردید (۶).

Rincon و همکاران در سال ۲۰۰۲ نشان دادند که بهترین زمان ماند هیدورلیکی برای تصفیه فاضلاب نفتی در راکتور ۴ لیتری ۱۵ ساعت می‌باشد که با بارگذاری آلی ۲ kg COD/ m^3 d می‌باشد. در این مطالعه میزان حذف COD و فنل به ترتیب ۸۰ درصد و ۶۰ درصد گزارش گردید (۳۷). Lu و همکاران در سال ۲۰۱۵ اثر زمان ماند هیدورلیکی در میزان حذف COD و میزات تولید گازها در راکتور UASB را مورد مطالعه قرار دادند. شکل شماره ۳ نتایج این تحقیق را نشان می‌دهد (۳۸). Rico و همکاران در مطالعه‌ای در سال ۲۰۱۵ نشان دادند که با افزایش OLR راندمان حذف COD و میزان گاز تولیدی متان نیز افزایش می‌یابد (۱). Ramakrishnan و همکاران در مطالعه‌ای که بر روی کارایی رآکتور UASB بر روی حذف فنل انجام دادند نشان داد که با افزایش زماند ماند هیدورلیکی میزان حذف فنل افزایش می‌یابد ولی این افزایش همیشگی نبوده و در برخی از موارد نوساناتی وجود دارد که ناشی از تغییر شرایط می‌باشد (۳۹).

اثر گرانوله شدن لجن

استفاده از سیستم راکتور بیهوازی در تصفیه فاضلاب صنایع شیمیایی، پتروشیمی و نساجی، کنترل نشت‌های حاصل از دفن زباله و مهم تر از همه در تبدیلات سولفور و بازیافت آن و بالاخره حذف فلزات سنگین، به سرعت در حال افزایش است (۱۱، ۴۰). لجن‌های گرانوله، انباشتی از میکروارگانیسم‌ها هستند که در طول زمان تصفیه، با نظم یکسان در محیط و جریان هیدرولیکی ثابت رو به بالا تشکیل شده اند. لجن‌های گرانوله تشکیل دهنده هسته اصلی تکنولوژی UASB است. در هر محیط انتخابی، چنانچه شرایط ایجاب می‌کند تا بدون حضور هیچ کمک کننده‌ای ، فقط آن دسته از میکروارگانیسم‌ها که مقاوم و قادر به اتصال به یکدیگر بوده، رشد و تکثیر یابند، با تجمع و انباشت این میکروارگانیسم‌ها لجن گرانوله تشکیل شود. تراکم بیوفیلم ها یا غلظت بالای میکروارگانیسم‌های فعال، امکان بارگذاری بالا در داخل راکتور UASB را فراهم می سازد(۱۲, ۱۳). مکانیسم گرانوله شدن لجن بسیار پیچیده بوده و هنوز هم به طور کامل کشف نشده است. بدیهی است که پر کردن راکتور و نحوه توزیع و شکل هاضم در نگهداری شکل صحیح گرانول بسیار مهم است. نوع فاضلابی که تصفیه می‌شود، حضور عناصری مانند کلسیم، منیزیم، آلومینیوم سیلیکون، آلومینیوم و تعداد زیادی از میکروارگانسیم‌های رشته‌ای (همچون متانو تریکس SPP)، موانع داخل هاضم، جداکننده فاز گاز و مایع و جامد در هاضم و حرکت سریع و رو به بالای مایعات نقش مهمی در تشکیل لجن گرانوله دارند (۱۲). تئوری رشته‌ای دکتر وایگنت بیشتر از دیگر تئوری‌ها مورد توجه است. طبق این تئوری میکروارگانیسم‌های رشته‌ای به طور همسان در یکدیگر پیچیده شده گلوله‌های قارچی را تشکیل می‌دهند. مرحله تولید متان از استات می‌تواند به عنوان مبدأ شروع گلوله‌ای شدن (توپ رشته‌ای) یا سطح چسبنده، برای سایر میکروارگانیسم‌های درگیر در فرآیند تجزیه بی‌هوازی باشد. ممکن است برای چسبیدن یا وصل شدن سایر میکروارگانیسم‌ها به توده گلوله شده، لایه‌های لزج و کلسیم نقش مهمی را بازی کند (۹، ۴۰). لجن‌های گرانوله بی‌هوازی، به علت اندازه بزرگ ذرات آن‌ها، دارای خاصیت ته نشینی بسیار سریع و استثنائی هستند. ته نشین شدن سریع لجن‌های گرانوله، امکان استفاده از راکتور UASB با بارگذاری هیدرولیکی بالا را بدون نگرانی از خروج ذرات لجن فعال بیولوژیکی فراهم می‌سازد و به علت تحمل بارگذاری هیدرولیکی بالا، امکان به کارگیری سیستم UASB برای جریان‌های فاضلاب با

غلظت کم، حتی میزان COD کمتر از چند میلی‌گرم در لیتر (که تصفیه آن در سایر سیستم‌های بی‌هوازی ممکن نیست) نیز وجود دارد (۱۲، ۴۰).

بحث و نتیجه گیری:

فضای مورد نیاز برای ایجاد سیستم UASB چندان زیاد نیست. از آنجا که میزان بارگذاری در سیستم UASB ۱۰برابر بیشتر از سیستم هوازی است، فضای مورد نیاز برای ایجاد سیستم UASB، نیز یک دهم فضایی است که سیستم هوازی برای تصفیه همان حجم فاضلاب نیاز دارد. در سیستم UASB انرژی قابل استفاده به شکل بیوگاز تولید می‌شود که معمول ۷۵ درصد آن گاز متان است. این گاز برای استفاده در سیستم‌های گرمایشی صنایع یا به عنوان منبعی برای گرم کردن فاضلاب هر دو به کار برده می‌شود. سیستم UASB می‌تواند برای تصفیه فاضلاب‌های با شدت آلودگی بسیار زیاد و غلظت بین ۱۵۰۰ تا ۵۰ هزار میلی‌گرم COD در لیتر، به کار برده شود. حدود ۹۵ درصد از COD تولید شده در این سیستم، به بیوگاز تبدیل شده و ۵ درصد باقی مانده نیز به سلول‌های جدید یا لجن تبدیل می‌شود. مقدار لجن تولید شده در این سیستم ، حدود ۱۰ درصد لجنی است که توسط همان حجم فاضلاب ولی به روش تصفیه هوازی تولید می‌شود. کاهش تولید لجن باعث کاهش قابل توجه در هزینه دفع آن نیز می‌شود. تولید کمتر لجن همچنین به مصرف مواد مغذی کمتری می‌انجامد در سیستم بیهوازی بر طبق قانون THUMB نسبت نیتروژن و فسفر مورد نیاز به COD(COD : N : P) از ۱ : ۵ : ۳۵۰ تا ۱ : ۵ : ۵۰۰ می‌باشد. در سیستم UASB لجن با پایداری بالا تولید می‌شود. بنابراین بعید به نظر می‌رسد که در مدت دفع، بو ایجاد و سبب جذب و رشد حشرات و سایر میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا شود. در سیستم UASB، باکتری‌های گرانوله که شبیه کربن فعال یا خاویار هستند تولید می‌شود. این توده‌های سلولی گرانوله، خاصیت ته نشینی بسیار خوبی دارند. سرعت ته نشینی یا نشست، بستگی به اندازه گرانول و میزان دانسیته آن دارد که می‌تواند از ۲۰ تا ۸۰ متر در ساعت متغییر باشد. باکتری‌های بی‌هوازی قادرند در حالت خوابیده با خیسانده برای مدت زیادی انبار و نگهداری شوند. سیستم بیهوازی UASBاز نظر مصرف انرژی بسیار با صرفه است، زیرا در سیستم‌های بی‌هوازی نیاز به افزودن هوا که فرآیندی بسیار پرهزینه است وجود ندارد. هم چنین بیوگاز تولید شده، می‌تواند محتویات راکتور را به هم بزند. انرژی مورد نیاز، فقط به منظور پمپاژ فاضلاب به داخل سیستم و نگهداری آن در دمای بطن ۲۰ تا ۳۸ درجه سانتی‌گراد(بهترین دمای بهره برداری) صرف می‌شود. در سیستم‌های هوازی، باکتری‌های مختلفی وجود دارند ولی در سیستم بیهوازی، باکتری‌های تیپ (یکسان) وجود دارند و می‌توانند در هنگام تغییرات وسیع بار آلی نیز به کار برده شوند (۴، ۱۰، ۲۱، ۲۹). با توجه به مطالعات گسترده که در زمینه حذف فنل با استفاده از رآکتور UASB انجام گرفته است نتایج حاکی از آن است که این رآکتور کارایی مناسبی برای حذف فنل و ترکیبات فنلی از فاضلاب ها را دارا می‌باشد. اما کارآیی این راکتور تحت تأثیر چندین عامل است که بایستی به دقت به آنها توجه شود. این عوامل عبارتند از: راه اندازی مناسب رآکتور، استفاده از کمک سوبستراها، جلوگیری از شوک حرارتی و هیدورلیکی، زمان ماند هیدورلیکی، میزان بارگذاری آلی، تنظیم دما و باز چرخش پساب.

تعارض منافع

هیچ گونه تعارض منافع توسط نویسندگان بیان نشده است.

References

1- Rico C. Muñoz N, Fernández Jo, Luis Rico Jo., High-load anaerobic co-digestion of cheese whey and liquid fraction of dairy manure in a one-stage UASB process: Limits in co-substrates ratio and organic loading rate. Chemical Engineering Journal, 2015. 262: p. 794–802.

2- Nakhla GF, Suidan MT, Anaerobic toxic wastes treatment: dilution effects. J. Hazard. Mater, 1995. 42: p. 71–86.

3- Autenrieth R.L, Bonner J.S,Akgerman A,Okaygun M,McCreary E.M .Biodegradation of phenolic wastes. J. Hazard. Mater, 1991. 28: p. 29–53
4- Chang, Y.J., N. Nishio, and S. Nagai, Characteristics of granular methanogenic sludge grown on phenol synthetic medium and methanogenic fermentation of phenolic wastewater in a UASB reactor. J. Fermentation Bioeng., 1995. 79 (4): p. 348–353.
5- Tay, J.H., Y.X. He, and Y.G. Yan, Improved anaerobic degradation of phenol with supplemental glucose. J.Environ.Eng ASCE, 2001. 127 (1): p. 38–45.(
6- Fang, H.H.P., et al., Anaerobic degradation of phenol in wastewater at ambient temperature. Water Sci.Technol 2004. 49(1): p. 95–102.
7- Razo-Flores, E., et al., Biodegradation of mixtures of phenolic compounds in an upward-flow anaerobic sludge blanket reactor. J. Environ. Eng. Sci, 2003. 129(11): p. 999–1006.
8- Lettinga, G., et al., Use of the upflow sludge blanket(USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. Biotechnol. Bioeng. , 1980. 22: p. 699–734.
9- Veeresh, G.S., P. Kumar, and I. Mehrotra, Treatment of phenol and cresols in upflowanaerobic sludge blanket (UASB) process: a review. Water Research.39.2005: p. 154–170.
10- Dias, D.F.C., et al., Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in seriestreating UASB reactor effluent: Ten years of intensive monitoring of asystem in Brazil. Ecological Engineering, 2014. 71: p. 206–214.
11- padratoos,dairy wastewater treatment. http://www.padratoosdairy.com/index.php?option=com_content&view=article&id=199:-uasb-&catid=57:technical-reading&Itemid=70, 2014.
12- Montalvo, S., et al., Start-up andperformanceofUASBreactorsusingzeoliteforb mprovement ofnitrateremovalprocess. Ecological Engineering, 2014. 70: p. 437–445.
13- Buntner, D., A. Sánchez, and J.M. Garrido, Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. Chemical Engineering Journal, 2013. 230: p. 475–481.
14- Suidan, M.T., et al., Anaerobic carbon filter for degradation of phenols. J.Environ. Eng., ASCE, 1981. 107(EE3): p. 563–579.
15- Suidan, M.T., et al., Anaerobic filters for the treatment of coal gasification wastewater. Biotechnol. Bioeng, 1983a. XXV: p. 1581–1596.
16- Lao, S.G., Mechanisms of granular activated carbon anaerobic fluidized-bed process for treating phenols wastewater. J. Environ. Sci.(China), 2002. 14 (1): p. 132-135.
17- Blum, D.J.W., et al., Anaerobic treatment of phenol degradability, toxicity and kinetics. In: O'Shaughnessy, J.C. (Eds.), Proceedings of the 1985 Specialty Conference, Northeastern University, Boston,, 1985. MA, July 1–5, 1985.
18- Hung, Y.T., Evaluation of lignite liquefaction wastewater treatment by activated sludge process. Proceedings of the Second International Symposium held at the University. of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada, June 18–20, In: Moo-Young, M., Robinson, C.W., Farquhar, G.J. (Eds.), Waste Treatment and Utilization, . Theory and Practice of Waste Management, Part 2, 1982.
19- Fang, H.H.P., et al., Degradation of phenol in wastewater in an upflow anaerobic sludge blanket reacto. Water Res., 1996. 30(6): p. 1353–1360
20- Fang, H.H.P. and G.M. Zhou, Interactions of methanogens and denitrifiers in degradation of phenols. J. Environ. Eng. Sci, 1999. 125(1): p. 57–63.
21- Fang, H.H.P. and G.M. Zhou, Anaerobic degradation of benzoate and cresol isomers in sulfate-rich wastewater. Water Sci.Technol, 1997. 36((6–7)): p. 7–14.

22- Lay, J.J. and S.S. Cheng, Influence of hydraulic loading rate on UASB reactor treating phenolic wastewater. J. Environ. Eng.ASCE, 1998. 124(9): p. 829-837.
23- Habets, L., Overview of industrial anaerobic wastewater treatment. Industrial Anaerobic Wastewater Treatment. Conference, 18th September, SCI, London, 1996.
24- Macarie, H., Overviewof the application of anaerobic treatment to chemical and petrochemical wastewaters. Water Sci. Technol., 2000. 42(5–6): p. 201–214.
25- Seghezzo, L., et al., A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology, 1998. 65, : p. 175–190.
26- Tyagi, R.D., F.T. Tran, and A.K.M.M. Chowdhury, Biodegradation of petroleum refinery wastewater in a modified rotating biological contactor with polyurethane foam attached to the disks. Water Res(1)27.1993:p. 91–99.
27- Hwang, P.C. and S.S. Cheng, Treatment of p-cresol with a recirculating UASB reactor using the concept of kinetic control. Water Sci.Technol, 1991. 24(5): p. 133-140.
28- Kennes, C., R. Mendez, and J.M. Lema, Methanogenic degradation of p-cresol in batch and in continuous UASB reactors. Water Res, 1997. 31(7): p. 1549–1554.
29- Tay, J.H., Y.X. He, and Y.G. Yan, Anaerobic biogranulation using phenol as the sole carbon source. Water Environ.Res., 2000. 72: p. 189–194.
30- Hendriksen, H.V., S. Larsen, and B.K. Ahring, Influence of a supplemental carbon source on anaerobic dechlorination of pentachlorophenol in granular sludge. Appl. Environ Microbiol., 1992. 58(1): p. 365–370.
31- Duff, S.J.B., K.J. Kennedy, and A.J. Brady, Treatment of dilute phenol/PCP wastewaters using the upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. Water Res, 1995. 29 (2): p. 645–651.
32- Zhou, G.M. and H.H.P. Fang, Co-degradation of phenol and m-cresol in a UASB reactor. Bioresource Technology, 1997. 61: p. 47–52.
33- Guiot, S.R., K. Tawfiki-Hajji, and F. Lepine, Immobilizationbstrategies for bioaugmentation of anaerobic reactors treating phenolic compounds. . Water Sci.Technol, 2000. 42(5): p. 245-250.
34- Puig-Grajales, L., O. Rodriguez-Nava, and E. Razo-Flores, Simultaneous biodegradation of a phenol and 3,4 dimethylphenol mixture under denitrifying conditions. Water Sci.Technol. , 2003. 48(6): p. 171–178.
35- Mehrotra, I., P. Kumar, and V. Gali, Treatment of phenolic wastewater using upflow anaerobic sludge blanket reactor ..Proceedings of National Conference on Biological Treatment of Wastewater and Waste Air, 2003. August 28 and 29, Regional Research Laboratory (CSIR),(Trivandrum,India.(.
36- Kobayashi, T., et al., Methanogenic degradation of phenol and benzoate in acclimated sludges. Water Sci. Technol., 1989. 21: p. 55–65.
37- Rincon, N., et al., Optimum time of hydraulic retention for the anaerobic treatment of light oil production wastewater. Rev. Tec. Fac. Ing. Univ. Zulia, 2002. 25(2): p. 90–99.
38- Lu, X., et al., Operation performance and granule characterization of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating wastewater with starch as the sole carbon source. Bioresource Technology 2015. 180: p. 264–273.
39- Ramakrishnan, A. and R.Y. Surampalli, Comparative performance of UASB and anaerobic hybrid reactors for the treatment of complex phenolic wastewater. Bioresource Technology 2012. 123: p. 352–359.
40- M, J.-C., K. K, and K. M., A comparison of the technological effectiveness of dairy wastewater treatment in anaerobic UASB reactor and anaerobic reactor with an innovative design. Environ Technol, 2007. 28(10): p. 1127-33.

Beyhagh; Volume 21, Issue 37
summer 2016, pp 20-30

Journal of Student Research Committee
Sabzevar University of Medical Sciences

Phenolic Compounds Removal from Aqueous Solutions by Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB

Ahmad Reza Yazdanbakhsh1, Mohammad Hossein Saghi2*

1. Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran
2. Students' Research Office, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Sabzevar University of Medical Sciences, Sabzevar, Iran

Corresponding Author: Mohammad Hossein Saghi, Students' Research Office, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Sabzevar University of Medical Sciences, Sabzevar, Iran
(E-mail: saghi9@gmail.com)

(**Received: July 13, 2016 Accepted: August 23, 2016)**

Wastewater contains various pollutants in different amounts among which the phenolic compounds are considered as the most toxic chemicals that are widely used in industries. High rate anaerobic treatment systems, are bioreactors in which the sludge retention time is separated from HRT. This will slow down the growth of anaerobic bacteria with high concentration in the reactor and it leads to rapid transition of organic matter in wastewater system. Among the anaerobic methods to remove phenolic compounds, UASB reactor was used due to high efficiency and low cost for various phenolic wastewater treatment. In this study, UASB reactors that have been used for analysis of phenolic compounds and the results of them have been investigated.

According to study, the results showed that the reactor was efficient enough to remove phenol and phenolic compounds from wastewater and is affected by proper launching of the reactor, substrates, the thermal and Hydraulic shock , Hydraulic remaining time, the organic load, temperature and wastewater recirculation.

Keywords: UASB Reactor, Phenolic Compound, Anaerobic Methods, Aqueous Solutions