

## تصفیه بی‌هوازی از طریق راکتور UASB و آزمایش قابلیت تجزیه پذیری بیولوژیکی هوازی فاضلاب روغن برش

علیرضا نظری‌علوی\*<sup>۱</sup>، علی‌اکبر سجادی<sup>۲</sup>، محمد میرزایی<sup>۳</sup>، حامد حسینیان<sup>۴</sup>

۱. مربی مرکز تحقیقات آب و انرژی، دانشگاه صنعتی شریف

sajadi@sharif.edu

۲. دانشیار مرکز تحقیقات آب و انرژی، دانشگاه صنعتی شریف

mirzai@sharif.edu

۳. مربی مرکز تحقیقات آب و انرژی، دانشگاه صنعتی شریف

hamedhasanian@yahoo.com

۴. دانشجوی دکتری دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۱۰/۲۱

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۱۰

### چکیده

شکست امولسیون و جداسازی روغن به تنهایی می‌تواند بیش از ۹۰ درصد آلودگی فاز آبدار را کم و آن را برای تصفیه آماده کند. در پژوهش حاضر قابلیت تجزیه بیولوژیکی فاز آبدار امولسیون آب-روغن به دو صورت بی‌هوازی و هوازی مطالعه شده است. روش هوازی در واقع امکان‌سنجی تجزیه بیولوژیکی پساب تصفیه بی‌هوازی برای رسیدن به استانداردهای لازم است. تصفیه بی‌هوازی در راکتور UASB انجام شد و انتخاب این راکتور به علت توانایی بالای آن در پذیرش فاضلاب‌های قوی است. آزمایش‌ها در دو مقطع زمانی ۱۵ روزه انجام شدند. بار حجمی دوره اول برابر  $L_v = 0.69 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  و در دوره دوم  $1/8$  با زمان ماند به ترتیب ۴۵ و ۱۵ روز است. سیستم دارای بازده حذف COD در حدود ۷۳ درصد است و به این ترتیب COD پساب خروجی به ترتیب ۲۹۰ و  $\text{mg/l}$  ۳۵۰ در بارگذاری اول و دوم به دست آمد. با وجود بازده بالا، پساب حاصل برای دفع به محیط‌زیست دارای استانداردهای لازم نیست و به تصفیه ثانویه نیاز دارد. بدین منظور عملیات انجام‌شده در راکتور ناپیوسته هوازی به منظور آزمایش قابلیت تجزیه‌پذیری بیولوژیکی شرح داده شده است. فاضلاب ورودی با غلظت  $400 \text{ mg/l}$  در تناسب با پساب سیستم بی‌هوازی انتخاب و با زمان ماند ۱۰ ساعت، COD باقیمانده در پساب به  $68 \text{ mg/l}$  کاهش یافت که این مقدار کاهش در حد مطلوب است. بنابراین، با استفاده از سیستم بی‌هوازی-هوازی می‌توان فاضلاب را تا حد استانداردهای زیست‌محیطی تصفیه کرد.

### کلیدواژه

بار حجمی، تصفیه بیولوژیکی، روغن برش، راکتور UASB.

### ۱. سرآغاز

مستقیم روغن-آب و اهداف اصلی کاربرد آن چرب کردن، کم کردن اصطکاک و خنک کردن است، از زمره فاضلاب‌هایی است که آلودگی بالایی دارد و به‌منزله فاضلاب سمی (به علت مواد افزودنی مانند مواد بازدارنده خوردگی و مواد بازدارنده رشد باکتری) پردازش بیولوژیکی آن مورد سؤال است. در کشورهایی که امکان تخلیه مستقیم آن به شبکه جمع‌آوری فاضلاب وجود دارد، دفع این فاضلاب مستلزم پرداخت آبونمان هنگفتی است.

استفاده از آب تقریباً در تمامی صنایع امری اجتناب‌ناپذیر است که در نهایت آب مصرفی یا مقداری از آن بسته به نوع صنعت به صورت فاضلاب وارد محیط‌زیست می‌شود. با توجه به معضلاتی که تخلیه این پساب‌ها در محیط‌زیست ایجاد می‌کند، تصفیه آن قبل از دفع امری ضروری است. فاضلاب روغن‌های برش که در حقیقت امولسیون

در کشور ما به علت نبود شبکه جمع‌آوری فاضلاب این احتمال نیز وجود ندارد. اهمیت این موضوع زمانی بیشتر مشخص می‌شود که با تأسیس شهرک‌های صنعتی، صنایع مختلفی درون شهرها به حیات خود ادامه می‌دهند.

امولسیون (روغن-آب) معمولاً دارای ۱ تا ۱۰ درصد روغن بوده و بقیه آن آب است. برای تصفیه این فاضلاب می‌توان دو راه را در نظر گرفت. راه اول تصفیه مستقیم امولسیون و راه دوم جداسازی روغن از آب با شکست امولسیون و تصفیه فاز آبدار است. فاضلاب روغن برش با ۱ درصد روغن قبل از شکستن امولسیون می‌تواند غلظتی برابر  $60 \text{ gCOD/l}$  داشته باشد که پس از شکستن بر حسب الکترولیت مورد استفاده به  $2-4 \text{ gCOD/l}$  در فاز آبدار می‌رسد.

برای تجزیه مستقیم از فرایند جداسازی غشایی اولترافیلتراسیون استفاده شده و با وجود بازده بالا، پساب خروجی استانداردهای کافی برای دفع مستقیم پساب به محیط‌زیست ندارد و احتیاج به تصفیه ثانویه است (نظری‌علوی، ۱۳۸۰). شکست امولسیون و جداسازی روغن به تنهایی می‌تواند بیش از ۹۰ درصد آلودگی فاز آبدار را کم و آن را برای تصفیه آماده کند. این شکست به وسیله الکترولیت‌های مختلف امکان‌پذیر است و بسته به ظرفیت آن‌ها غلظت ماده مصرفی تغییر می‌کند که با در نظر گرفتن مسائل اقتصادی می‌توان الکترولیت بهینه را انتخاب کرد. با توجه به تحقیقات انجام‌شده کلرورکسیم برای این امر قابلیت‌های کافی را دارد (نظری‌علوی، ۱۳۸۰). پس از جداسازی امولسیون می‌توان فاز روغن را بازیافت یا سوزاند و فاز آبدار را تصفیه و دفع کرد. تصفیه این بخش از امولسیون با فرایند جداسازی غشایی از نوع اسمز معکوس (R.O) نیز انجام شده است و تحقیقات نشان می‌دهند که با افزایش فشار، بازده سیستم نیز افزایش می‌یابد. اما این افزایش دارای مقدار بهینه است و پس از آن تغییری در بازده ایجاد نمی‌شود (نظری‌علوی و هاشمیان، ۱۳۸۰). با وجود بازده بالای ۹۰ درصد در این فرایند، کماکان پساب خروجی دارای استانداردهای کافی نیست و

به تصفیه ثانویه نیاز دارد. با توجه نتایج به‌دست‌آمده و امکان‌سنجی تصفیه بیولوژیکی به‌منزله تصفیه ثانویه و تصفیه فاز آبدار به روش‌های بیولوژیکی به‌منزله فرایند جدید و متمایز، قابلیت تصفیه بیولوژیکی هوازی این فاضلاب بررسی شده و تطابق مدل ریاضی موند نیز در این زمینه به اثبات رسیده است (نظری‌علوی و هاشمیان، ۱۳۸۰).

فرایندهای هوازی معمولاً برای فاضلاب‌هایی با بار آلودگی پایین انتخاب می‌شوند. برای نمونه فرایند هوازی پر بار High Rate که بیشترین مقدار آلودگی را در بین روش‌های هوازی می‌پذیرد در دامنه  $1/6 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  - ۶ پیشنهاد می‌شود (Metcalf and Eddy, 1991). فاضلاب فاز آبدار چنانکه اشاره شد، می‌تواند غلظتی بیش از این داشته باشد که حتی در فرایند پر بار نیز به استخرهای هوادهی با حجم زیاد و انرژی مصرفی بالایی برای انتقال اکسیژن مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها احتیاج است (zeeman and Lettinga, 1999; Elmitwallia and Otterpohl, 2007; Lettinga, 1996).

لذا استفاده از روش‌های بیولوژیکی بی‌هوازی که قابلیت حذف فاضلاب‌های قوی را دارند منطقی‌تر به نظر می‌رسد. علاوه بر این، روش‌های بی‌هوازی مزیت‌هایی مانند بی‌نیازی به تأسیسات هوادهی و کاهش مصرف انرژی دارند. راکتورهای UASB با بستر بی‌هوازی لجن با جریان رو به بالا در اواخر دهه ۷۰ میلادی طراحی و توسعه یافتند. با اضافه‌شدن سیستم جداساز گاز، مایع و جامد در قسمت بالایی راکتور که اجازه دفع کنترل‌شده بیوگاز را می‌دهد، خروج بیومس معلق نیز محدود می‌شود. سطح و حجم کم، انرژی مصرفی پایین، تطابق راکتور هنگام شوک یا قطع تغذیه آن و مخصوصاً حجم پایین لجن تولیدی راه‌اندازی این راکتور را در هر کارگاه صنعتی واقع در شهر امکان‌پذیر می‌کند (Zeeman and Lettinga 1999; Seghezzi, et al., 1998; Lettinga, 1996; Hammes, et al., 2000).

در این راکتور فاضلاب از پایین وارد و از بالا خارج می‌شود. سرعت پیشنهادی ۱ تا ۳ متر در ساعت است و

که با مطالعات حاضر تطابق دارد، بازده ۹۰ درصد را گزارش کرده‌اند (آتشی و همکاران، ۱۳۸۴). سلطانیان و همکاران برای تصفیه فاضلاب نفت با بار آلی پایین از راکتور UASB با بار  $2/5 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  استفاده کرده و به بازدهی برابر ۸۶ درصد رسیده‌اند (سلطانیان و همکاران، ۱۳۷۸). در همین دامنه از بار آلی جعفرزاده و همکاران در راکتور هیبرید UASB برای تصفیه فاضلاب مجتمع پتروشیمی با بار آلی  $2 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  بازدهی برابر ۷۰ درصد را گزارش کرده‌اند (جعفرزاده و همکاران، ۱۳۸۵). از جمله تحقیقات انجام‌شده در خارج کشور برای استفاده از این راکتور برای بار آلی پایین می‌توان به تحقیقات تاندوکار اشاره کرد که فاضلاب شهری را تا ۹۰ درصد تصفیه کرده است (Tankukar, et al., 2007). تاکاهاشی و همکاران در دمای محیط و برای فاضلاب انسانی در ۲۷ درجه سانتی‌گراد بازده حذف COD را تا ۶۳ درصد گزارش کرده‌اند (Takahashi, et al., 2011).

در مطالعه حاضر قابلیت تجزیه بیولوژیکی از نوع بی‌هوازی بررسی و برای این منظور راکتور UASB استفاده شده است. انتخاب این راکتور به علت توانایی بالای آن در پذیرش فاضلاب‌های قوی است.

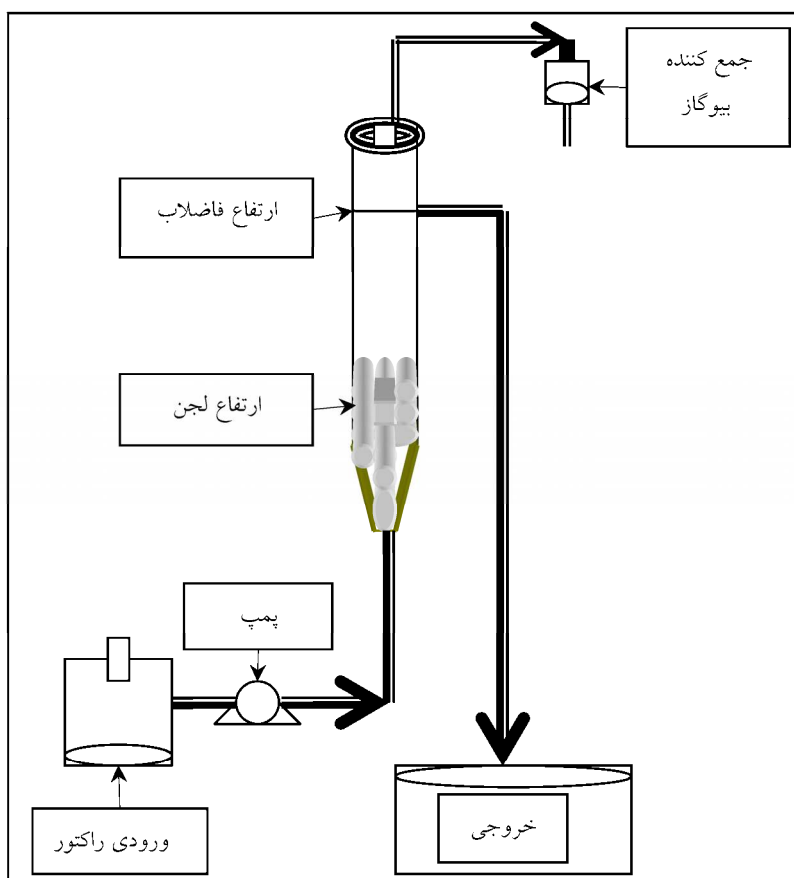
## ۲. مواد و روش‌ها

شکل ۱ نمای سیستم استفاده‌شده به‌منزله پیلوت و جدول ۱ نیز مشخصات راکتور را نشان می‌دهد.

جدول ۱. مشخصات راکتور

مشخصات	راکتور UASB
حجم کل (لیتر)	۴/۵
حجم مایع (لیتر)	۴
حجم آزاد (لیتر)	۰/۵
ارتفاع کل (سانتی‌متر)	۶۷
ارتفاع مایع (سانتی‌متر)	۵۵/۵
قطر داخلی (سانتی‌متر)	۹/۸
قطر خارجی (سانتی‌متر)	۱۰/۳

این راکتور می‌تواند باری معادل  $40 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  را پذیرا باشد (Lettinga, et al., 1983). دو مسئله مهم را باید در خصوص این راکتور مد نظر داشت. مورد اول پخش فاضلاب در کف راکتور است که با توجه به مساحت و تعداد خروجی‌ها انتخاب می‌شود. این عمل سبب می‌شود بستر لجن به هم نخورد و فاضلاب به صورت یکسان از بستر لجن عبور کند. دوم آنکه، تشکیل گرانول لجن ممکن است چندین ماه طول بکشد و حتی بسته به نوع فاضلاب ممکن است گرانول تشکیل نشود. برای راه‌اندازی راکتور می‌توان از گرانول تشکیل‌شده در راکتورهای دیگر استفاده کرد، اما این امکان نیز وجود دارد که در طول زمان گرانول به آهستگی ناپدید شود و جای خود را به لجن معمولی دهد (Dolfing, et al., 1985). اگر بین فاضلاب و لجن تطابق وجود داشته باشد، با افزایش COD ورودی قطر گرانول نیز افزایش می‌یابد (Grotenhuis, et al., 1991). با توجه به موارد ذکرشده در صورت قابلیت تجزیه بیولوژیکی این فاضلاب در راکتور UASB می‌توان این راکتور را در ابعاد صنعتی طراحی و در کارگاه‌هایی که سیستم تصفیه ندارند استفاده کرد. استفاده از راکتور UASB با بار آلی پایین در تحقیقات مختلفی گزارش شده است. از جمله تحقیقات انجام‌شده با بار پایین در راکتور UASB می‌توان به تصفیه فاضلاب کارخانه‌های تولید خمیرمایه اشاره کرد که با بار  $2 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  دارای بازده حذف ۵۸ درصد است (سیفی و ابراهیمی، ۱۳۸۸). برای تصفیه همین فاضلاب نوالی و همکاران در دیمانسیون صنعتی از راکتور UASB با حجم ۴۰۰ متر مکعب استفاده کردند و بار آلی وارده را تا  $7 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  رساندند که بازده حذف BOD ۹۵ درصد گزارش شده است (نوالی و صیرفی، ۱۳۸۴). Akbarpour Toloti و همکاران برای تصفیه فاضلاب داروسازی در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد با بار  $10 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$  بازدهی برابر ۵۴ درصد را کسب کردند (Akbarpour Toloti and Mehrdadi, 2011). آتشی و همکاران با بررسی تصفیه فاضلاب کارخانه قند در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد و بار آلی متوسط  $1/8 \text{ kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$



شکل ۱. فلودباگرام پایلوت

اندازه‌گیری شده‌ی فاز آبدار ۷ بوده و آزمایش‌ها به صورت روزانه صورت گرفته است. نسبت BOD/COD ۸۳ درصد اندازه‌گیری شده است. برای آزمایش‌ها از Pack Hach و اسپکتروفتومتر Hach 2010 و برای اندازه‌گیری COD نیز از ampule در ۱۵۰۰-۰ Hach استفاده شده است.

در این تحقیق از روغن برش ساخت کارخانه‌ی تابکم استفاده شده است. فاضلاب به طور مصنوعی در آزمایشگاه با ۱/۵ درصد روغن، که مقدار معمول و مورد استفاده در دستگاه‌های فرز و برش است، ساخته و برای شکست امولسیون به ازای هر درصد از روغن ۱ گرم کلرور کلسیم در لیتر به امولسیون اضافه شد. پس از اختلاط کامل به مدت ۱ روز به حالت سکون در آمپول دکانتور قرار گرفت و فاز آبدار جدا شد. این فاز دارای COD=2400 mg/l بوده که برای آزمایش‌ها با آب رقیق شده است.

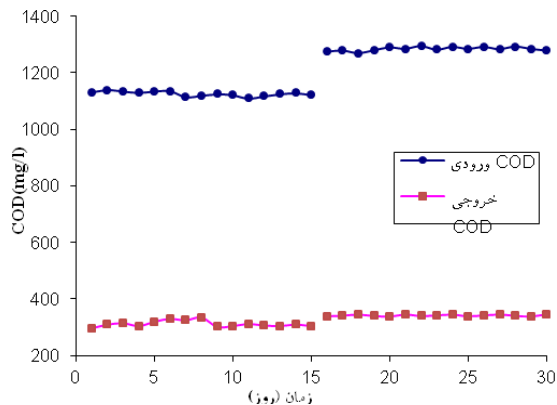
جنس بدنه راکتور از پلکسی‌گلاس و لجن از راکتور UASB کارخانه شیر پاستوریزه تهران تهیه شده است. مقدار لجن استفاده شده برای راه‌اندازی راکتور UAS ۱/۲ لیتر با مشخصات ۱۷۰ gMLSS/l و حرارت (حدود ۲۷ درجه سانتی‌گراد) طی دوران راهبری راکتور به علت نگهداری آن در محیط آزمایشگاه دانشکده تقریباً ثابت و تغییرات آن حدود ۲ درجه سانتی‌گراد بوده است. این دما با دمای کارگاه‌هایی که از روغن برش استفاده می‌کنند یکسان است. شایان یادآوری است که این راکتور در دمای پایین‌تر نیز استفاده شده است (Mahmoud, et al., 2004).

مقدار ازت و فسفر پس از جدایی فاز آبدار اندازه‌گیری شد و مقدار آن در این فاز صفر بود که طی آزمایش‌ها با نسبت COD/N/P برابر ۱۲۰/۵/۱ طی زمان کنترل شد. این کار با استفاده از  $\text{NH}_4\text{Cl}$  و  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  که به صورت مستقیم به فاضلاب اضافه شده صورت پذیرفته است. pH

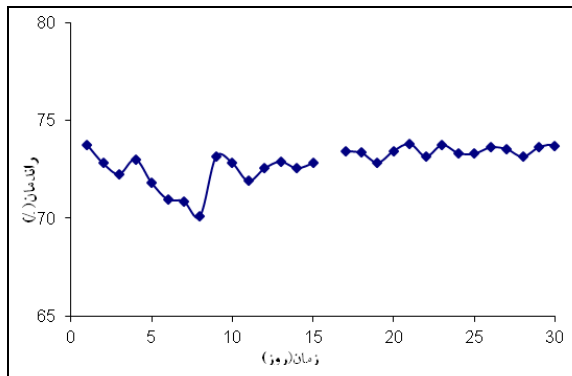
غلظت  $400 \text{ mg/l}$  و نسبت  $F/M$  برابر  $2/2$  انتخاب شد و روش انجام آزمایش‌ها همانند مرحله قبل بوده است.

### ۳. نتایج و بحث

شکل ۳ نمودار تغییرات COD فاضلاب ورودی و پساب خروجی را نسبت به زمان و شکل ۴ نمودار بازده سیستم را در دو دوره بارگذاری نشان می‌دهد.



شکل ۳. نمودار تغییرات COD فاضلاب و پساب خروجی نسبت به زمان برای دو بارگذاری حجمی متفاوت



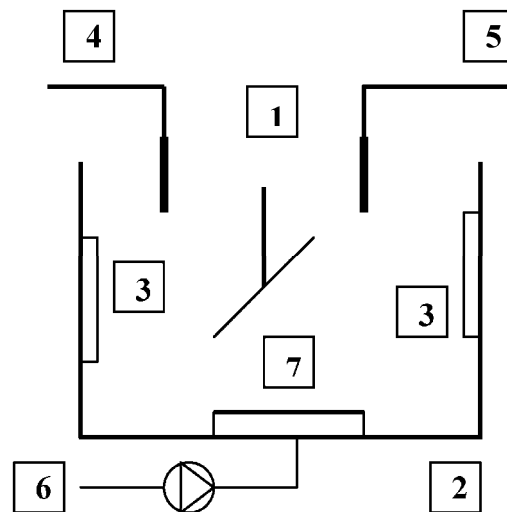
شکل ۴. نمودار تغییرات بازده نسبت به زمان برای دو بارگذاری حجمی متفاوت

چنانکه مشاهده می‌شود COD ورودی تقریباً ثابت است، زیرا به وسیله اپراتور تنظیم می‌شود و نوسانات به علت خطا در آزمایش‌هاست. سیستم دارای بازدهی حدود ۷۳ درصد است که می‌توان قابلیت تجزیه بیولوژیکی بی‌هوازی سیستم را مناسب دانست. این نتایج با نتایج گزارش شده در مراجع مختلف قابل قیاس است. تاکاهاشی

آزمایش‌ها در دو مقطع زمانی ۱۵ روزه انجام شد. بار حجمی دوره اول  $L_v=0/69 \text{ kgCOD/m}^3.d$  انتخاب شد و آن به علت تطابق لجن مورد استفاده با این بار در راکتور کارخانه شیر پاستریزه بود. زمان ماند در راکتور برای این بار ۴۵ ساعت محاسبه شد. در دوره دوم که در ادامه قسمت اول انجام شد، بار حجمی تقریباً ۲ برابر یعنی  $L_v=1/8 \text{ kgCOD/m}^3.d$  برای بررسی ظرفیت راکتور و زمان ماند ۱۵ ساعت قرار گرفت. برای تغذیه راکتور در هر دو دوره از پمپ با قابلیت تنظیم دبی استفاده شد.

شکل ۲ پایلوت آزمایش تجزیه پذیری هوازی را نشان می‌دهد. شایان یادآوری است آزمایش تجزیه پذیری در راکتور ناپیوسته صورت گرفت و نتایج آن برای طراحی راکتور در حالت تغذیه پیوسته استفاده می‌شود. جزئیات این واحد به شرح زیر است:

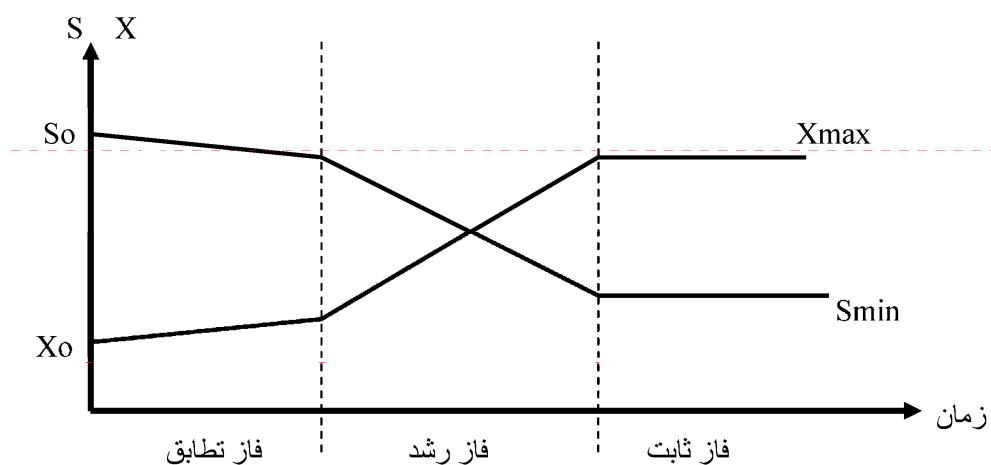
۱. موتور و همزن مکانیکی (Janke&Kunkel)
۲. راکتور از جنس پلکسی
۳. بافل برای شکستن گرداب
۴. pH متر
۵. DO متر
۶. پمپ هوا
۷. نازل هوا



شکل ۲. فلودیگرام پایلوت آزمایش قابلیت بیولوژیکی هوازی با توجه به COD پساب خروجی راکتور UASB

نشان داد که با توجه به بالابودن بار آلودگی وارده به راکتورهای UASB، میزان آلودگی در پساب خارج‌شده از راکتور بیشتر از استانداردهای لازم است و برای تخلیه به محیط‌زیست و استفاده مجدد به تصفیه ثانویه نیاز است. برای این مرحله لازم است پساب خروجی از راکتور UASB را با روش متعارف یا گسترده هوازی که با فاضلاب‌هایی با این مقدار آلودگی تطابق دارند تصفیه و پردازش کرد. بدین منظور برای بررسی تجزیه‌پذیری بیولوژیکی هوازی تا رسیدن به استانداردهای زیست‌محیطی آزمایشی انجام شده است (نظری‌علوی و هاشمیان، ۱۳۸۱). این بررسی در واقع آزمایش و امکان‌پذیری استفاده از روش هوازی برای تصفیه آلودگی باقیمانده است که بر اساس داده‌هایی که به دست خواهد آمد، امکان طراحی پایلوت یا در دیمانسیون بزرگ‌تر تصفیه‌خانه مهیا می‌شود. چنانکه قبلاً ذکر شد این آزمایش در راکتور ناپیوسته انجام می‌شود. در صورتی که آزمایش مثبت باشد علاوه بر اینکه مشخص می‌شود که محیط سمی نیست و مواد مغذی به اندازه کافی وجود دارند، زمان ماند لازم برای طراحی راکتور واکنشگر و مقدار F/M حاصل می‌شود.

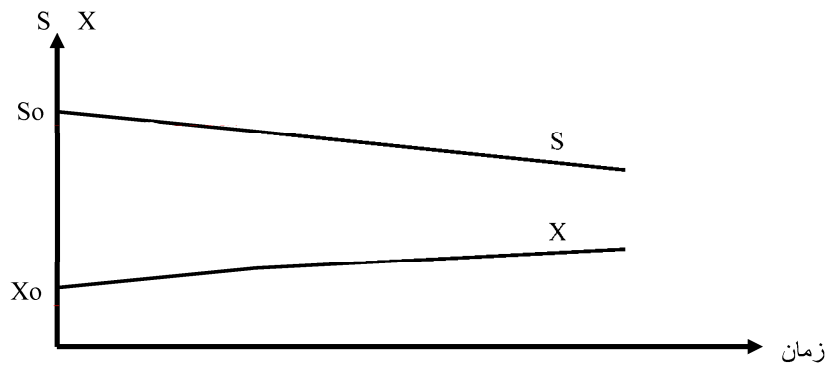
در این حالت تغییرات غلظت آلاینده ( $S_0$ ) و بیومس ( $X_0$ ) طی زمان به صورت شکل ۵ خواهد بود.



شکل ۵. تغییرات میزان آلاینده (S) و بیومس (X) طی زمان برای حالت مثبت آزمایش

و همکاران در دمای محیط و برای فاضلاب انسانی راکتور UASB را مطالعه و در ۲۷ درجه سانتی‌گراد بازده حذف COD را تا ۶۳ درصد گزارش کردند (Takahashi, et al., 2011). اکبرپور و همکاران برای بار آلودگی بیشتر بازده ۵۳ درصد را به دست آورده‌اند (Akbarpour Toloti and Mehrdadi, 2011). مقایسه تحقیقات انجام‌شده در دامنه بار آلودگی اعمال‌شده در مطالعات حاضر می‌توان بازدهی بیشتری یافت. آتشی و همکاران بازده ۹۰ درصد را گزارش کرده‌اند که این به علت نوع فاضلاب مورد پردازش است (آتشی و همکاران، ۱۳۸۴). COD پساب خروجی دو دوره حدود ۲۹۰ برای مرحله اول و ۳۵۰ mg/l در مرحله دوم است. با وجود بازده بالا، پساب حاصل برای دفع به محیط‌زیست دارای استانداردهای کافی نیست و به تصفیه ثانویه نیاز دارد.

در عمل با افزایش بار حجمی زمان ماند راکتور کم می‌شود، اما چنانکه در شکل ۴ مشاهده می‌شود با افزایش بار حجمی، بازده تقریباً ثابت می‌ماند. این نتیجه بیانگر آن است که راکتور UASB می‌تواند بار بیشتری را تحمل کند (Dolfing, et al., 1985). در مجموع می‌توان بیان کرد که راکتور UASB در اولین قدم می‌تواند بدون نیاز به اکسیژن و مصرف انرژی و با حجم کمتر همانند راکتور پربار هوازی عمل کند. این مطالعه نیز مانند روش‌های دیگر



شکل ۶. تغییرات میزان آلاینده (S) و بیومس (X) طی زمان برای حالت منفی آزمایش

می‌توان طی زمان مقدار آلاینده (S) را بر حسب COD پیش‌بینی کرد. بدین طریق فاز رشد لگاریتمی به صورت زیر بیان می‌شود (نظری علوی و هاشمیان، ۱۳۸۱).

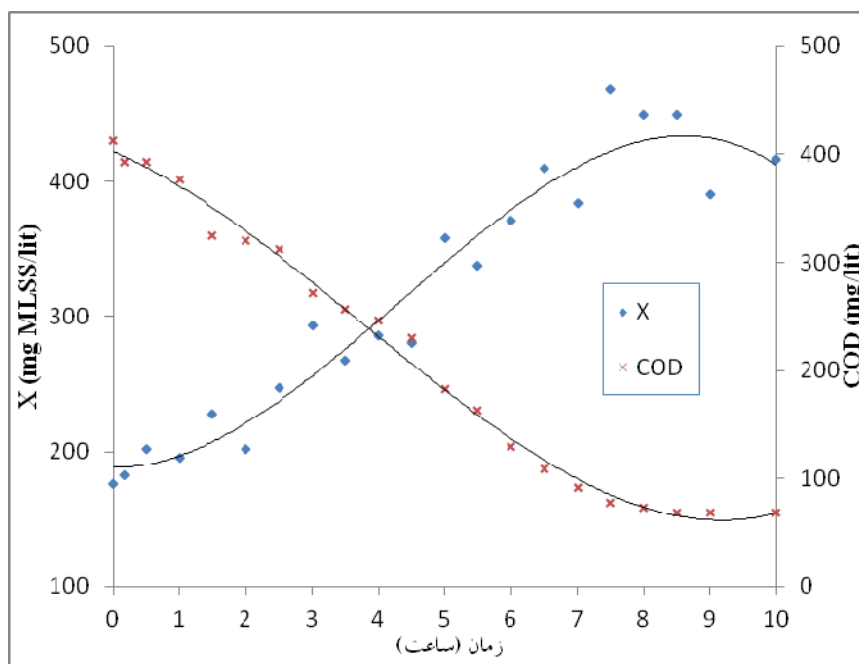
$$\text{جدول ۲. میزان COD و بیومس برای } 2/2 = \frac{S_0}{X_0}$$

زمان h	COD mg/lit	X mg MLSS/lit
۰	۴۱۳	۱۷۶
۰/۱۷	۳۹۳	۱۸۲
۰/۵	۳۹۳	۲۰۲
۱	۳۷۷	۱۹۵
۱/۵	۳۲۵	۲۲۸
۲	۳۲۰	۲۰۲
۲/۵	۳۱۲	۲۴۷
۳	۲۷۲	۲۹۳
۳/۵	۲۵۷	۲۶۷
۴	۲۴۶	۲۸۶
۴/۵	۲۳۰	۲۸۰
۵	۱۸۳	۳۵۸
۵/۵	۱۶۳	۳۳۸
۶	۱۳۰	۳۷۱
۶/۵	۱۰۹	۴۱۰
۷	۹۱	۳۸۴
۷/۵	۷۸	۴۶۸
۸	۷۳	۴۴۹
۸/۵	۶۸	۴۴۹
۹	۶۸	۳۹۰
۱۰	۶۸	۴۱۶

در صورت منفی بودن این آزمایش نمودار به صورت شکل ۶ خواهد بود.

چنانکه در شکل ۶ مشخص است امکان رشد میکروارگانیسم‌ها وجود ندارد که در این حالت احتمال بی‌قابلیتی تجزیه بیولوژیکی، سمی بودن فاضلاب و نبود مواد مغذی وجود دارد. با توجه به COD پساب خروجی راکتور UASB که برابر ۴۰۰ mg/l است، برای آزمایش قابلیت تجزیه بیولوژیکی باید راکتور آن با این مقدار بار آلودگی راه‌اندازی شود. پس در زمان صفر COD راکتور ناپیوسته آزمایش قابلیت تجزیه بیولوژیکی باید ۴۰۰ mg/l باشد. تغییرات COD برای این بار و بیومس طی زمان برای  $S_0/X_0$  برابر ۲/۲ طبق جدول ۲ گزارش شده است و شکل ۷ نیز نمودار آن را نشان می‌دهد. چنانکه مشاهده می‌شود با زمان ماند ۱۰ ساعت COD باقیمانده به ۶۸ mg/l می‌رسد که این مقدار کاهش در حد مطلوب است. با توجه به شکل ۷ و توضیحات داده‌شده در خصوص آزمایش قابلیت تجزیه بیولوژیکی و مقایسه اشکال ۷ و ۵ می‌توان نتیجه گرفت امکان طراحی راکتور هوازی با زمان ماند ۱۰ ساعت و  $F/M$  برابر ۲/۲ وجود دارد.

بر اساس مدل‌سازی نتایج سینتیک واکنش نیز اثبات می‌شود که معادله رشد لگاریتمی با این فرایند تطابق کامل دارد. این مدل اجازه شناخت حداکثر رشد ویژه  $\mu_{max}$  و امکان پیش‌بینی مقدار بیومس طی زمان را مهیا می‌کند و با پیش‌فرض ثابت بودن نرخ تبدیل آلاینده به بیومس ( $Y_{obs}$ )



شکل ۷. تغییرات میزان COD و بیومس طی زمان برای  $2/2 = \frac{S_0}{X_0}$

برای پیش‌بینی میزان آلاینده‌ها در زمان‌های مختلف استفاده می‌شود:

$$S = S_0 - X_0 / Y_{obs} (e^{\mu_{max} t} - 1) \quad (4)$$

برای امتحان مدل به صورت اتفاقی زمان‌های مختلف انتخاب می‌شوند و مقدار آلاینده (S) محاسبه و با مقدار تجربی آن مقایسه می‌شود که در صورت برابری دو مقدار، مدل قابل پذیرش خواهد بود. در خصوص فاضلاب مورد مطالعه مدل دارای تطبیق بوده است (نظری‌علوی و هاشمیان، ۱۳۸۱).

#### ۴. نتیجه‌گیری

از تحقیق حاضر می‌توان نتیجه گرفت که فاضلاب فاز آبدار ناشی از شکست امولسیون روغن و آب قابلیت تجزیه بیولوژیکی بی‌هوازی را در راکتور UASB دارد. این راکتور قادر است بار حجمی بالایی را قبول و با بازده ۷۵ درصد فاضلاب را تصفیه کند. پساب خروجی از راکتور با بالابودن بازده آن به علت آلودگی سنگین اولیه آن دارای استانداردهای زیست‌محیطی لازم نیست و به تصفیه ثانویه هوازی نیاز دارد.

$$X = X_0 e^{\mu_{max} t} \quad (1)$$

در صورت شناخت  $\mu_{max}$  امکان پیش‌بینی مقدار بیومس طی زمان مهیا می‌شود. برای این کار می‌توان از معادله ۱ استفاده کرد. مقدار  $\mu_{max}$  برابر ضریب زاویه تابع  $\ln X = f(t)$  است که در معادله ۲ آمده است:

$$\ln X = \mu_{max} t + \ln X_0 \quad (2)$$

محاسبات با پیش فرض ثابت بودن نرخ تبدیل آلاینده به بیومس ( $Y_{obs}$ ) انجام شده است. لذا تعیین صحت این پیش فرض لازم است. برای این کار می‌توان از رابطه ۳ استفاده کرد:

$$X = X_0 + Y_{obs}(S_0 - S) \quad (3)$$

ضریب زاویه تابع  $X = f(S)$  برابر مقدار  $Y_{obs}$  است که باید در دامنه مربوطه ثابت باشد. حال می‌توان صحت پارامترهای مدل را امتحان کرد. بدین معنا که پارامترهای به‌دست‌آمده از آزمایش‌های تجربی باید در مدل مربوطه برای محاسبات فاکتورهای دیگر نیز قابل استفاده باشد تا بتوان به طور کلی مدل را پذیرفت. رابطه ۴ در رشد لگاریتمی در مدل مونود (نظری‌علوی و هاشمیان، ۱۳۸۱)



## منابع

- آتشی، ح. کاشی، ا. قاسمیان، س. ۱۳۸۴. بررسی پارامترهای موثر بر عملکرد راکتور بیهوازی UASB در تصفیه فاضلاب کارخانجات قند، دهمین کنگره ملی مهندسی شیمی ایران.
- جعفرزاده، م. مهرداد، ن. هاشمیان، ج. عظیمی، ع. ۱۳۸۵. راه اندازی یک راکتور بیهوازی هیبرید (UASB / فیلتر) برای تصفیه فاضلاب مجتمع پتروشیمی، مجله محیط شناسی، شماره ۶، ص ۴۹ تا ۵۸.
- سلطانیان، م. مصداقی نیا، ع. ناصری، س. ۱۳۷۸. راه اندازی راکتور UASB برای تصفیه فاضلاب نفت، دومین همایش ملی بهداشت محیط.
- سفی، م. ابراهیمی، س. ۱۳۸۸. کاربرد راکتور UASB برای تصفیه بیهوازی فاضلاب کارخان های تولید مایه، دوازدهمین همایش ملی بهداشت محیط.
- نظری علوی، ع. هاشمیان، ج. ۱۳۸۰. پردازش میکروامولسیون روغن- آب به دو روش اولترافیلتراسیون و اسمز معکوس، نشریه دانشکده مهندسی دانشگاه فردوسی مشهد، شماره ۱۳، ص ۴۱ تا ۴۹.
- نظری علوی، ع. ۱۳۸۰. تصفیه شیمیایی فاضلاب ناشی از کاربرد امولسیون روغن- آب در صنعت، مجله آب و فاضلاب، شماره ۳۹، ص ۲۳ تا ۲۷.
- نظری علوی، ع. هاشمیان، ج. ۱۳۸۱. تصفیه پذیری بیولوژیکی فاز آبدار امولسیون روغن- آب، مجله محیط شناسی، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران، شماره ۲۸، ص ۷۹ تا ۸۶.
- نوالی، م. صیرفی، ح. ۱۳۸۴. تصفیه بیولوژیکی پساب کارخانه تولید خمیر مایه با استفاده از راکتور UASB در مقیاس صنعتی، چهارمین همایش ملی بیوتکنولوژی.
- Akbarpour Toloti, A., Mehrdadi, N. 2011. Wastewater treatment from antibiotics plant(UASB reactor). *Int. J. Environ. Res.*, Vol.5, No.1, 241-246.
- Dolfing, J., Griffioen, A., van Neerven, A., Zevenhuizen, L. 1985. Chemical and bacteriological composition of granular methanogenic sludge. *Can. J. Microbiology.*, 31, 744-750.
- Elmitwallia, T. A., Otterpohl, R. 2007. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Wat. Res.*, Vol.41, 1379-1387.
- Grotenhuis, J., Kissel, j.c., Plugge, C. M., Stams, A. J. 1991. Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Wat. Res.*, Vol.25, No.1, 21-27.
- Hammes, Y., Kalogo, Y., Verstraete, W. 2000. Anaerobic digestion technologies for closing the domestic water, carbon and nutrient cycles. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.41, No.3, 203-211.
- Lettinga, G. 1996. Sustainable intergrated biological. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.33, No.3, 85-98.
- Lettinga, G., Van Velsen, A., Hobma, S. W. 1983. Anaerobic wastewater treatment using the UASB – treatment process. *ICATI*, 73- 83.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., Lettinga, G. 2004. Anaerobic swage treatment in a one-satge UASB reactor and a combined UASB-digester system. *Wat. Res.*, Vol.38, No.9, 2348-2358.
- Metcalf and Eddy. 1991. *Water Engineering – treatment, disposal and reuse*. (3rd ed), McGraw – Hill.

Seghezzeo, L., Zeeman, G., Van Lier, J., Hamelers, H. 1998. A review the anaerobic treatment of sewage in UASB and EG – SB reactors. *Bioresource Tech.*, Vol.65, No.3, 175-190.

Takahashi, M., Ohya, A., Kawakami, S., Yoneyama, Y., Onodera, T., Syutsubo, K., 2011. Evaluation of Treatment Characteristics and Sludge Properties in a UASB Reactor Treating Municipal Sewage at Ambient Temperature. *Int. J. Environ. Res.*, Vol.5, No.4, 821-826.

Tankukar, M., Ohashi, A., Harada, H. 2007. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Wat. Res.*, Vol.41, No12, 2697- 2705.

Zee man, G., Lettinga, G. 1999. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrients cycle at community level. *Wat. Sci. Tech.*, Vol.39, No.5, 187-194.