

تصفیه شیرابه زباله با استفاده از غشای نانو ساختار پلیمری در فرآیند اسمز مستقیم بیوراکتور جذبی -

غشایی

نیما حسین زاده یکانی^۱، محسن جهانشاهی^۲، مجید پیروی^{۳*}، قاسم نجف پور^۳

۱ کارشناس ارشد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران

۲ استاد، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران

۳ دانشیار، دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، بابل، ایران



شیرابه زباله نوعی فاضلاب قوی است که آلودگی ناشی از آن در سراسر جهان به عنوان یکی از مهم‌ترین معضلات زیست محیطی مطرح است. در این پژوهش ابتدا به منظور کاهش بار آلی شیرابه از فرآیند انعقاد شیمیایی به‌وسیله مواد منعقدکننده از جمله سولفات آلومینیوم و پلی‌آلومینیوم کلراید استفاده شد و محدوده بهینه pH و غلظت بهینه ماده منعقدکننده بررسی شد. سپس برای تصفیه شیرابه زباله از فرآیند بیولوژیکی لجن فعال استفاده شد و در پایان برای جداسازی شیرابه تصفیه شده از بیوراکتور هوازی از فرآیند غشایی FO-MBR استفاده شد و همچنین تأثیر جاذب کربن فعال در این فرآیند مورد بررسی قرار گرفت. بر اساس نتایج به‌دست آمده، با استفاده از مواد منعقدکننده (غلظت بهینه ۱ g/l و pH=۸) میزان COD شیرابه بعد از فرآیند پیش تصفیه ۴۸٪ کاهش یافت. سپس با استفاده از فرآیند هوازی لجن فعال تحت شرایط بهینه هوادهی و نسبت $F/M=0.312 \text{ gCOD/MLSS.d}$ و زمان ماند هیدرولیکی ۲۴ ساعت میزان حذف COD به ۲۸/۵٪ رسید. در بخش آخر با استفاده از غشای سنتز شده سلولزی در غالب ماژول قاب و صفحه و به صورت مستغرق در درون بیوراکتور هوازی فرآیند FO-MBR مورد بررسی قرار گرفت. همچنین به منظور بهبود عملکرد این فرآیند از جاذب کربن فعال با غلظت ۲ g/l استفاده شد که این امر موجب بهبود عملکرد سیستم تصفیه شیرابه زباله گردید به گونه‌ای که میزان حذف COD از ۷۴٪ به ۸۹٪ افزایش یافت و همچنین میزان تغییرات غلظت MLSS در طول فرآیند ۴ روزه FO-MBR در مقایسه با حالت عدم وجود جاذب ۲۴٪ افزایش داشت.

مقاله

تاریخ دریافت:

۹۸/۰۶/۰۴

تاریخ پذیرش:

۹۸/۰۸/۰۶

شیرابه زباله، فرآیند انعقاد، لجن فعال، غشای سلولزی، حذف COD

واژگان کلیدی



AMNC

Landfill Leachate Treatment Using Nanostructured Polymeric Membrane in Adsorption Osmotic Membrane Bioreactor

N. Hosseinzadeh Yekani¹, M. Jahanshahi², M. Peyravi^{3*}, Q. Najafpour²

1. M.Sc., Department of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran

2. Professor, Department of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran

3. Associate Professor, Department of Chemical Engineering, Babol Noshirvani University of Technology, Babol, Iran

Abstract

In this study, the combination of chemical, biological and membrane processes was investigated for landfill leachate treatment. In order to reduce the contamination level, the chemical coagulation process was used by coagulants such as aluminum sulfate and poly aluminum chloride. Also, the optimum pH range and concentration of the coagulant were determined following by the biological process of activated sludge. Finally, the leachate separation of the aerobic bioreactor was carried out by FO-MBR membrane process and the effect of powder activated carbon adsorbent was studied on this process. The results showed that the amount of COD in leachate decreased by 48% after pretreatment using coagulants (optimum concentration of 1 g/l and pH = 8). Then, the COD removal rate reached to 24% by using the aerobic activated sludge process under optimum aeration conditions, F/M = 0.312 COD/MLSS.d ratio and 24h hydraulic retention time. In the last section, the usage of synthesized cellulose membrane in form of the frame and plate modules immersed in the aerobic bioreactor of the FO-MBR process, was examined. Furthermore, 2 g/l powder activated carbon adsorbent was used to improve the performance of this process and the reduction of membrane fouling, which improved the performance of the landfill leachate wastewater treatment system by increasing the COD removal rate from 74% to 92% as well as the changes in MLSS concentration during the 4-day FO-MBR process increased by 24% compared to the absence of adsorbent.

Keywords

Landfill leachate, Coagulation, Activated sludge, COD removal

۱- مقدمه

در سال‌های اخیر، توسعه شهرنشینی، افزایش جمعیت، رشد سریع اقتصادی و اجتماعی و همچنین تغییر در الگوی مصرف، افزایش کمی تولید پسماند را در بخش‌های گوناگون شهری، صنعتی، کشاورزی و مراکز مراقبت از تندرستی (بیمارستانی، دندانپزشکی و غیره) به دنبال داشته است [۲،۱]. پس از دفن پسماند، مجموعه‌ای از تغییرات فیزیکی شیمیایی و زیستی در درون مواد زائد جامد دفن شده رخ می‌دهد که در نتیجه آن، اجزای آلی مواد زائد تجزیه می‌شود و در ترکیب با آب باران نفوذی و یا در تماس با آب‌های سطحی و زیرزمینی، مایعی با آلودگی بسیار بالا به نام شیرابه تولید می‌گردد [۳]. شیرابه، حاوی ترکیباتی است که در صورت تخلیه در محیط زیست، می‌تواند تهدیدی جدی برای سلامت و محیط زیست باشد [۴].

در حال حاضر، روش‌های متداول برای تصفیه شیرابه شامل عملیات فیزیکی (از جمله ته‌نشینی، شناورسازی، فیلتراسیون، جذب سطحی، تبادل یون، اولترافیلتراسیون، اسمز معکوس، تبخیر و غیره)، فرآیندهای شیمیایی (اکسیداسیون، ترکیب شیمیایی، خنثی‌سازی pH و غیره) و فرآیندهای زیستی (لجن فعال، راکتور ناپیوسته متوالی، برکه تثبیت، صافی چکنده، تماس دهنده‌های زیستی دوار، لاگون‌های بی‌هوازی، تماس دهنده‌های بی‌هوازی، راکتور بافلدار بی‌هوازی) می‌باشد [۵،۶]. فرآیند انعقاد و لخته‌سازی به‌عنوان پیش‌تصفیه، برای تصفیه شیرابه تازه و یا به‌عنوان تصفیه تکمیلی برای شیرابه مسن با قابلیت تجزیه‌پذیری زیستی کم به کار می‌رود [۸،۷]. تصفیه شیرابه با استفاده از منعقدکننده‌های رایج جهت حذف قابل توجه اجزاء بازدارنده تجزیه زیستی قبل از فرایند لجن فعال، تکنیکی کارا و ارزان می‌باشد. یکی از آلاینده‌های طبیعی در پساب‌ها از جمله شیرابه زباله، ناخالصی‌های کلوئیدی می‌باشد، حضور این مواد باعث کدورت و تا حدودی رنگ می‌شود. این ذرات عمدتاً دارای لایه سطحی با بار منفی بوده که استفاده از مواد منعقدکننده شیمیایی (با بار مثبت) سبب خنثی‌سازی لایه سطحی اطراف این ذرات شده و در نهایت با چسبیدن به یکدیگر باعث ته‌نشینی آنها می‌شود [۹]. به دلیل نواسات غلظت آلاینده‌ها و ترکیبات موجود در شیرابه زباله، تصفیه آن‌ها به وسیله روش‌های سنتی امکان‌پذیر نمی‌باشد. بیوراکتورهای غشایی (MBR) به‌عنوان یک تکنولوژی با بازده بالا در تصفیه پساب استفاده می‌شود که ترکیبی از تصفیه بیولوژیکی به همراه جداسازی به وسیله غشا می‌باشد [۱۰]. در مقایسه با فرآیند سنتی لجن فعال، بیوراکتورهای غشایی مزایایی از قبیل تولید لجن کمتر و کیفیت بهتر پساب خروجی را دارد [۱۱].

به‌عنوان یک فناوری نو ظهور، اسمز مستقیم (FO) به دلیل داشتن مزایایی از قبیل مصرف انرژی کمتر، گرفتگی کمتر و کیفیت بالای آب خروجی مورد توجه قرار گرفته است [۱۲]. اخیراً یک مفهوم تازه از ادغام دو فرآیند اسمز مستقیم (FO) و بیوراکتور غشایی (MBR) به نام بیوراکتور غشایی اسمزی (OMBR) به منظور استفاده در فرآیندهای تصفیه پیشنهاد شده است [۱۳].

OMBR یک سیستم جدید و پیشرفته برای تصفیه پساب و فاضلاب می‌باشد. این سیستم با بهره‌گیری از غشاهای اسمز مستقیم به صورت اختصاصی امکان نفوذ آب را از محلول لجن فعال به محلول نمکی ارائه می‌دهد [۱۴]. این فرآیند، به وسیله اختلاف فشار اسمزی در یک غشای FO، بین لجن فعال و محلول نمکی هدایت می‌شود. غشاهای نانو متخلخل FO که در فرآیند OMBR استفاده می‌شود، به راحتی موجب پس زنی ترکیبات بیماری‌زا و ترکیبات آلی و یون‌ها می‌شود که باعث جذابیت استفاده از این فناوری برای استفاده ی مجدد از آب می‌شود. با این حال، یکی از اصلی‌ترین چالش‌های مرتبط با عملیات OMBR و فرآیندهای جداسازی غشایی معمولی بحث گرفتگی غشا می‌باشد که عمر غشا و میزان آب تولیدی را کاهش می‌دهد و باعث افزایش هزینه عملیاتی می‌شود [۱۵].

به طور کلی، FO نسبت به فرآیندهای غشایی تحت فشار نظیر اسمز معکوس (RO) و نانو فیلتراسیون گرفتگی کمتری دارد، با این حال همچنان در این نوع غشاها این پدیده رخ می‌دهد و نیاز به تمیز کردن آن‌ها می‌باشد. در این پژوهش به منظور کاهش بار آلی شیرابه زباله از فرآیند انعقاد و ته‌نشینی به‌عنوان پیش‌تصفیه استفاده شد و سپس با استفاده از غشای نانو ساختار پلیمری سولوزتری استات در فرآیند FO-MBR به بررسی تصفیه آن پرداخته شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مشخصات شیرابه زباله

شیرابه زباله مورد استفاده در این پژوهش از محل دفن زباله شهرستان بابل واقع در منطقه انجیل‌سی تهیه شده‌است. در هر مرحله مقدار ۲۰ لیتر شیرابه از لاگون هوادهی جمع‌آوری شیرابه در ظرف‌های پلاستیکی ریخته و به منظور جلوگیری از تغییر در برخی از خواص فیزیکی و شیمیایی آن در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شده‌است.

جدول ۱: مشخصات شیرابه زباله

پارامتر	واحد	مقدار
COD	mg/l	۳۱۲۰
BOD ₅	mg/l	۱۱۴۰
pH	-	۸/۴
conductivity	μs/cm	۷۵۴۰
TDS	mg/l	۱۳۳۰۰

جدول ۲: مشخصات لجن فعال

پارامتر	واحد	مقدار
COD	mg/l	۱۰۰
MLSS	mg/l	۴۲۰۰
pH	-	۷/۶
TDS	mg/l	۱۰۸۰

تشکیل دهنده حفره و متانول (۵/۷%wt) به عنوان افزودنی به محلول اضافه گردید و بر روی همزن قرار گرفت تا محلول پایه ساخت غشا آماده شود. مدت زمان مورد نیاز جهت آماده شدن این محلول در دمای اتاق و با استفاده از همزن مغناطیسی ۸ ساعت می‌باشد. محلول فوق قبل از قالب‌ریزی، در حدود ۱۸ ساعت در اتمسفر نگهداری می‌شود تا حباب‌های تشکیل شده در اثر اختلاط کامل از بین بروند. محلول پایه غشا روی شیشه تمیز ریخته می‌شود و با فیلم کش که با ضخامت ۷۵ میکرومتر تنظیم شده است قالب‌گیری می‌شود. بعد از مدت ۶۰ ثانیه به منظور تبخیر سطحی استون، شیشه به همراه غشا قالب‌گیری شده به درون حمام آب ۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت قرار می‌گیرد تا فرآیند تغییر فاز برای ساخت غشا انجام گیرد. غشا چندین بار درون آب مقطر قرار می‌گیرد تا حلال‌های اضافی از آن خارج گردد. در نهایت غشاهای سنتز شده قبل از انجام آزمایش عملکرد، به منظور خروج حلال‌های موجود در ساختار غشا به مدت ۱۵ دقیقه در آب مقطر ۸۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده می‌شود [۲۰].

۲-۴-۲- فرآیند FO-MBR

مهم‌ترین شاخص‌ها برای آنالیز عملکردی غشاهای FO شار آب عبوری از غشا و پس‌زنی نمک در فرآیند FO می‌باشند. همچنین آنالیزهایی نظیر COD و MLSS نیز به منظور بررسی دقیق‌تر عملکرد غشا در فرآیند FO-MBR انجام می‌گیرد. از سیستم نشان داده شده در شکل ۱ برای فرآیند تصفیه شیرابه زباله استفاده شده است. به طوری که از یک بیوراکتور متصل به سیستم FO جهت ترکیب دو فرآیند MBR و FO استفاده شد. حجم فعال بیوراکتور ۳ lit بوده و شامل یک ماژول قاب و صفحه است. به طوری که سطح فعال غشا سلولزتری‌استات برابر 42 cm^2 بوده و از سمت لایه فعال غشا و به صورت مستغرق درون مخلوط پساب و لجن فعال سیستم FO-MBR قرار گرفت. همچنین از محلول ۱ M نمک NaCl به عنوان محلول نمکی در فرآیند تصفیه با فرآیند FO-MBR استفاده شد. از سیستم هوادهی (پمپ هوا و پخش کننده حباب) جهت تأمین اکسیژن مورد نیاز لجن فعال موجود در بیوراکتور و همچنین به حداقل رساندن

سپس کیفیت شیمیایی آنها از نظر COD، BOD₅، TDS، pH و EC طبق روش‌های مندرج در کتاب استاندارد متد [۱۶] مورد ارزیابی قرار گرفت. جدول ۱ ویژگی‌های این شیرابه را بیان می‌کند.

۲-۲- مشخصات لجن فعال

لجن فعال در این مطالعه از تصفیه خانه پساب کشتارگاه بابل طیور تهیه شد. مشخصات فیزیکی و شیمیایی لجن در جدول ۲ بیان شده است.

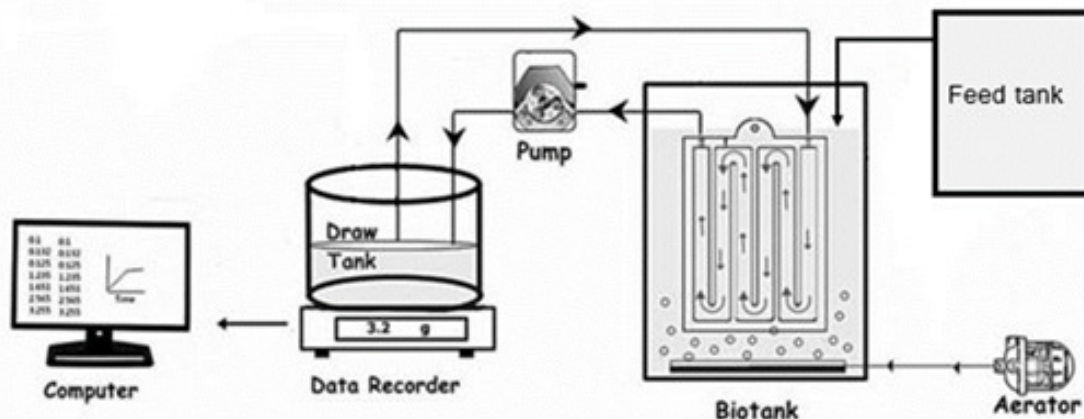
۲-۳- انعقاد و لخته‌سازی

آزمایشات انعقاد-لخته‌سازی و ته‌نشینی با استفاده از دستگاه جارتست که دارای شش بشر یک لیتری بود انجام شد. نمونه‌ها بعد از خارج کردن از یخچال به مدت ۲ ساعت در دمای محیط قرار داده شده و به ۲۱ درجه سلسیوس رسید. ابتدا جهت تعیین pH بهینه مواد منعقدکننده، بر اساس مطالعات پیشین [۱۷، ۱۸] در pHهای مختلف (۱۲-۴) برای ترکیبات بر پایه آهن و آلومینیوم میزان مواد منعقدکننده به ترتیب $1/5 \text{ g/l}$ و $1/2 \text{ g/l}$ مورد استفاده قرار گرفت. مقدار pH نمونه‌ها با اضافه کردن میزان مناسب از محلول NaOH و H_2SO_4 تنظیم گردید. مقادیر بهینه هر یک از منعقدکننده‌ها با دو بار تکرار آزمایش تعیین گردیدند. آزمایش با استفاده از دستگاه جارتست، شامل سه مرحله پی در پی بود که مرحله اختلاط سریع اولیه در ۱ دقیقه و ۲۰۰ دور در دقیقه، در ادامه مرحله اختلاط آهسته به مدت ۳۰ دقیقه در ۷۰ دور در دقیقه و در نهایت مرحله ته‌نشینی ۳۰ دقیقه انجام شد [۱۷].

۲-۴-۲- ترکیب فرآیند غشایی و لجن فعال

۲-۴-۱- روش ساخت غشا سلولزی

به منظور ساخت غشاهای سلولز تری‌استات از روش تغییر فاز استفاده شد [۱۹]. ابتدا حلال‌های استون و دی‌اکسان با نسبت ۳/۵ به ۱ با هم ادغام شدند سپس پلیمر سلولز تری‌استات (۲ %wt) به آن‌ها اضافه شد و بر روی همزن مغناطیسی قرار گرفت تا حل شود. سپس پلیمر سلولز استات (۱۴/۷ %wt)، لاکتیک اسید (۵ %wt) به عنوان



شکل ۱: سیستم FO-MBR

را تشکیل دهند [۲۱]. ازین رو غشای سلولزتری استات سنتز شده دارای لایه نازک متراکم در بالا و پایین و همچنین ساختار متخلخل میانی می باشد.

۳-۲- اثر pH و غلظت مواد منعقدکننده بر میزان حذف COD

تنظیم محدوده pH قبل از فرآیند انعقاد باعث کاهش قابل ملاحظه مقدار مورد نیاز ماده منعقدکننده برای فرآیند انعقاد می شود. با توجه به شکل ۳ محدوده pH مناسب برای بهینه سازی عملکرد منعقدکننده آلوم بین ۵/۵-۶/۵ می باشد، پودر پلی آلومینیوم کلراید (PAC) در مقادیر غلظت های بهینه باعث کاهش pH پساب می گردد. این نمودار نشان می دهد که محدوده مناسب pH برای عملکرد بهینه PAC بین ۷ تا ۸/۵ می باشد. همچنین همانطور که گفته شد از غلظت ثابت ۸/۵ g/l برای ترکیبات بر پایه آلومینوم به منظور تعیین میزان بهینه pH استفاده شد. مطالعات نشان می دهد که در این محدوده pH، یون آزاد Al_{13}^{7+} به مقدار فراوان وجود دارد و در pH بالای ۶ غلظت این یون کاهش می یابد و در مقادیر بالای pH غلظت این یون، ناچیز خواهد بود [۲۲]. تأثیر میزان pH بر روی حذف COD به وسیله منعقدکننده فریک کلراید ($FeCl_3$)، به این صورت می باشد که این ماده منعقدکننده در pH پایین دارای میزان حذف بیشتر و در pH های بالاتر باعث کاهش میزان حذف می شود. ازین رو محدوده بهینه pH برای این ماده منعقدکننده ۸-۱۰ می باشد که در pH=۹ بیشترین میزان حذف را داشته است. افزودن مقادیر مختلف سولفات آلومینیوم به شیرابه، مایعی قهوه ای رنگ (مقدار اندکی روشن تر از شیرابه اصلی) و فلوک های درشت تولید می کند که قابل ته نشین شدن و یا شناور شدن می باشند. نمودارها نشان می دهند که در مقادیر خیلی پایین، آلوم قادر به حذف COD نمی باشد و در مقادیر بالای غلظت منعقدکننده با افزایش غلظت رسوب های هیدروکسید آلومینیوم و در نتیجه افزایش سرعت اجتماع و نیز گرفتار کردن ذرات آلاینده میزان حذف افزایش خواهد یافت. شکل ۴ تأثیر غلظت های مختلف سولفات

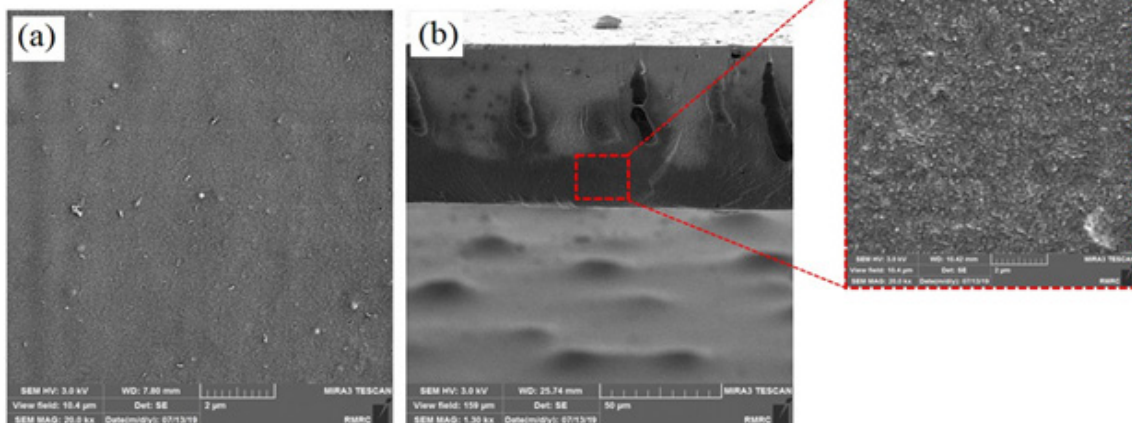
گرفتگی غشا FO استفاده شد. جهت ثبت تغییرات حجم محلول نمکی و اندازه گیری شار غشا، محتوای محلول نمکی روی ترازوی دیجیتال قرار داده شد. افزایش شوری محتوای بیوراكتور در اثر نفوذ معکوس نمک به وسیله هدایتسنج و شوریسنج الکتریکی اندازه گیری شد. از یک پمپ برای به گردش درآوردن محلول نمکی درون ماژول غشایی استفاده شد.

برای جلوگیری از رقیق شدن محلول نمکی و در نتیجه کاهش شار، غلظت محلول نمکی به طور روزانه تنظیم شد. دمای بیوراكتور و همچنین محلول نمکی در محدوده $23-28^{\circ}C$ نگهداری شد تا از هر گونه اثر نامطلوب روی جمعیت باکتریایی جلوگیری به عمل آید. در این مطالعه از HRT برابر با ۲۴ ساعت استفاده شد که نسبت به فرآیند UF معمولی اندکی بیشتر است. در واقع جهت لحاظ کردن شار پایین تر غشا FO نسبت به غشا UF مورد استفاده در فرآیند MBR معمولی و همچنین به حداقل رساندن اثر گرفتگی روی سطح غشا، از HRT برابر با ۲۴ ساعت استفاده شد. با توجه به اینکه با افزایش غلظت MLSS، نیاز به اکسیژن افزایش یافته و حتی ممکن است از ظرفیت حجمی سیستم اکسیژن دهی معمولی فراتر رود، از MLSS با غلظت ۵/۲ gr/lit استفاده شد. همچنین تغییرات MLSS به طور روزانه ثبت شد.

۳- بحث و نتیجه گیری

۳-۱- ارزیابی ساختار غشا سلولزی

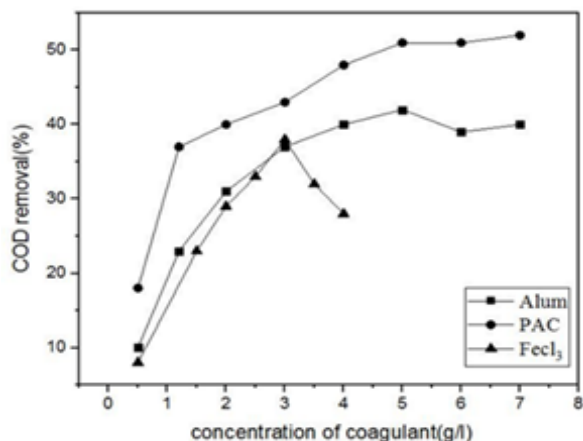
تصاویر SEM از سطح و مقطع عرضی غشا سنتز شده در شکل (۲-۱) نشان داده شده است. تصویر سطح نشان می دهد که غشا، سطح صاف و متقارن دارد. همانطور که در شکل (۲-۱) مشاهده می شود، غشا ساخته شده دارای ساختاری نامتقارن با ضخامتی در حدود ۸۵-۷۵ میکرومتر می باشد. به علت تبخیر سریع حلال از روی فیلم پلیمری، در تصویر مقطعی گرفته شده از سطح غشا، لایه نازک متراکم تشکیل شده بر روی سطح غشا به خوبی قابل مشاهده است. مولکول های سلولز استات و تری استات به دلیل تماس مستقیم با سطح آبدوست شیشه در طول فرآیند تغییر فاز متراکم می شوند تا لایه تحتانی غشا



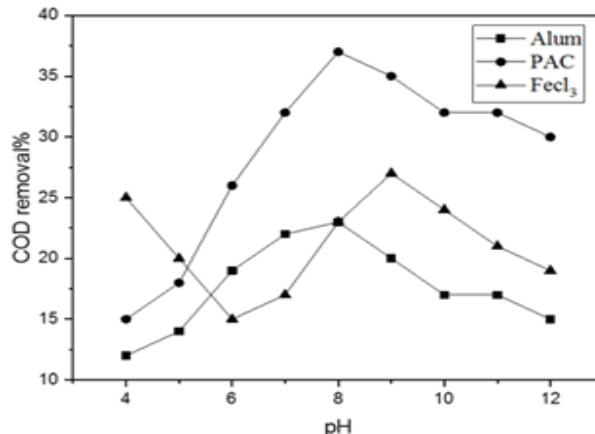
شکل ۲: تصویر SEM از غشا سنتز شده

پساب باعث ایجاد پسابی به رنگ تقریباً نارنجی و فلوک‌های درشت با سرعت ته‌نشینی بالا و میزان حجم لجن شناور پایین می‌شود. با بررسی نتایج به‌دست آمده، پلی‌آلومینیوم کلراید در غلظت‌های پایین تا حدودی توانایی حذف COD را دارد ولی با افزایش غلظت آن این میزان نیز افزایش می‌یابد. بر این اساس بیشترین میزان حذف COD در غلظت ۲/۵ g/l می‌باشد و در غلظت‌های بیشتر به دلیل پایداری مجدد و عدم ته‌نشینی مناسب فلوک‌ها، علاوه بر افزایش میزان تغییر

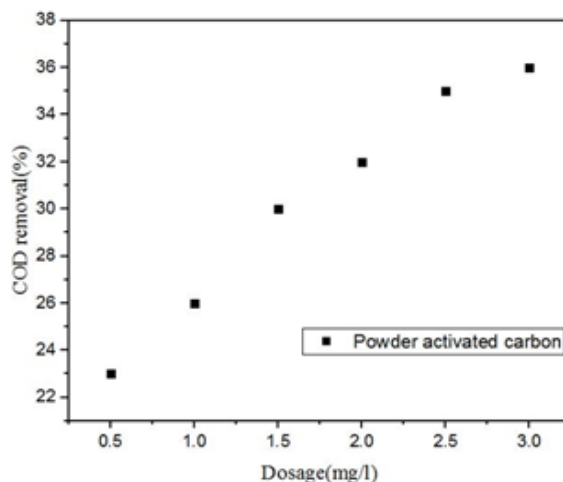
آلومینیوم را در کاهش میزان COD در pH بهینه (pH=۸) نشان می‌دهد که طبق آن با افزایش غلظت ماده منعقدکننده میزان حذف COD افزایش می‌یابد و در غلظت ۵ g/l COD شیرابه ورودی که ۳/۱۲ g/l بود به میزان ۴۲٪ کاهش پیدا کرد به گونه‌ای که در غلظت‌های ۶-۷ g/l این میزان تقریباً ثابت می‌شود. تأثیر غلظت‌های مختلف پلی‌آلومینیوم کلراید در pH بهینه (pH=۸) بر روی میزان حذف COD از شیرابه خام بررسی شد. اضافه کردن این ماده منعقدکننده به



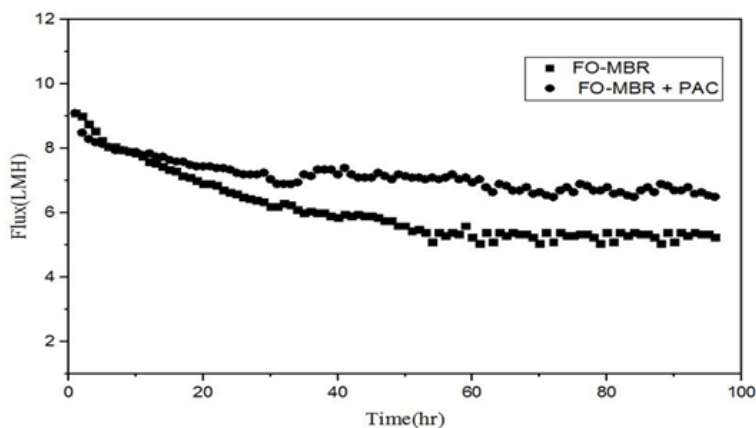
شکل ۴: تأثیر غلظت مواد منعقدکننده بر میزان حذف COD



شکل ۳: تأثیر تغییرات pH بر روی حذف COD



شکل ۵: میزان حذف COD در غلظت‌های مختلف جاذب



شکل ۶: روند افت شار غشا در حضور و عدم حضور جاذب در فرآیند FO-MBR

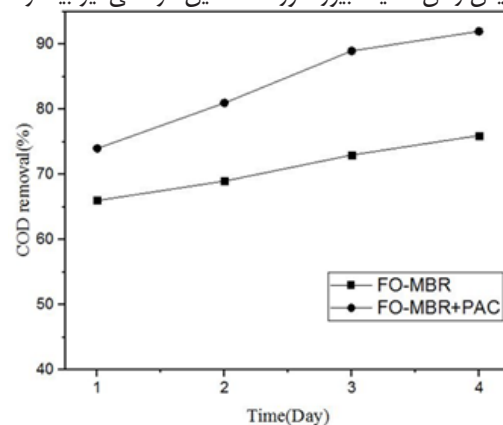
رنگ پساب، میزان حذف COD نیز کاهش یافت.

۳-۳- میزان بهینه مقدار جاذب مصرفی

شکل ۵ نرخ حذف COD را بر اساس مقادیر مختلف جاذب کربن فعال نشان می‌دهد. زمانی که میزان مقدار مصرفی جاذب از 0.5 g/l تا 3 g/l تغییر می‌کند، درصد حذف COD از ۲۲ درصد به ۳۶ درصد افزایش پیدا می‌کند. اگرچه میزان حذف COD در مقادیر بالاتر جاذب بیشتر خواهد بود اما این میزان چشم‌گیر نیست، به همین دلیل مقدار $2/5 \text{ g/l}$ به‌عنوان مقدار بهینه ثبت می‌شود.

۳-۴- بررسی روند تغییر شار در فرآیند FO-MBR

در شکل ۶ روند تغییر شار در دو حالت، بدون حضور جاذب و همچنین در حضور جاذب کربن فعال نشان داده شده‌است. به طور کلی می‌توان گفت که تقریباً شار غشاهای سلولزتری استات مورد استفاده در فرآیند FO-MBR برابر با نصف شار حاصل در فرآیند FO منفرد می‌باشد. بدین معنی که هم میزان بار آلاینده مخلوط پساب و لجن فعال نسبت به خوراک FO بیشتر است و هم این که حضور انواع نمک‌های آلی و معدنی در شیرابه زباله باعث کاهش اختلاف فشار اسمزی با محلول نمکی می‌شود. بدین ترتیب فشار اسمزی خوراک افزایش یافته، اختلاف فشار اسمزی با محلول نمکی کاهش یافته و در نهایت شار فرآیند FO-MBR کاهش می‌یابد. به علاوه مقایسه شار غشاها در هر دو بیوراکتور نشان می‌دهد که اگرچه شار همه غشاها به تدریج کاهش یافته و این افت شار در ساعات اولیه نسبتاً شدیدتر است، اما بعد از مدتی روند کاهش شار تقریباً ثابت شده‌است و همچنین میزان افت شار در بیوراکتور حاوی جاذب کربن فعال به مراتب کمتر از حالت بدون حضور جاذب می‌باشد. حضور انواع نمک‌های آلی و معدنی در شیرابه زباله و همچنین وجود انواع عوامل باکتریایی در لجن فعال، تمایل به گرفتگی غشا را به شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد. بنابراین هر ۳ نوع گرفتگی آلی، معدنی و بیولوژیکی به طور همزمان روی سطح غشا اتفاق افتاده و با گذر زمان شدت این گرفتگی افزایش می‌یابد. با افزایش زمان فعالیت بیوراکتور، شدت این گرفتگی نیز بیشتر شده



شکل ۷: روند حذف COD در طی ۴ روز فعالیت سیستم FO-MBR

و متعاقباً شار کاهش می‌یابد. بدین معنی که ضخامت لایه بیوفیلم تشکیل شده روی سطح غشا افزایش می‌یابد و مقاومت انتقال جرم بیشتر شده و در نهایت موجب کاهش شار غشا می‌شود.

۳-۵- روند حذف COD در محلول

شکل ۷ روند حذف COD در هر دو بیوراکتور حاوی جاذب کربن فعال و فاقد جاذب را در طی ۴ روز فرآیند FO-MBR نشان می‌دهد. حذف COD در هر دو سیستم افزایش یافته ولی این افزایش در سیستم حاوی جاذب نسبت به حالت عدم وجود جاذب بیشتر است. وجود جاذب کربن فعال باعث افزایش میزان غلظت MLSS و در نتیجه حذف COD می‌شود. علاوه بر این کربن فعال با تأثیر بر روی میکروارگانیسم‌ها و غشا سبب افزایش راندمان آن‌ها نیز می‌شود و علاوه بر بهبود عملکرد سیستم FO-MBR باعث بهبود خواص ضدگرفتگی در غشا می‌شود که این عامل هم در میزان شار عبوری و هم در میزان پس‌زنی غشا نقش تأثیر گذاری دارد.

۴- نتیجه‌گیری

در این پژوهش با استفاده از فرآیند انعقاد و ته‌نشینی به‌عنوان پیش‌تصفیه و سپس با به‌کارگیری فرآیند بیولوژیکی لجن فعال و در نهایت جداسازی با استفاده از فرآیند غشایی FO-MBR و همچنین بهبود عملکرد این فرآیند با استفاده از جاذب کربن فعال به تصفیه شیرابه زباله پرداخته شد.

در ابتدای پژوهش، به بررسی میزان و شرایط بهینه استفاده از مواد منعقدکننده به‌عنوان پیش‌تصفیه پرداخته شد که نتیجه حاصل از این بخش حذف ۴۸ درصدی میزان COD در شیرابه زباله را به همراه داشت. در ادامه سیستم لجن فعال در دو حالت، حضور جاذب کربن فعال و عدم حضور جاذب مورد بررسی قرار گرفت که بر طبق نتایج بدست آمده، حضور جاذب به جهت جذب مواد آلی، ایجاد بستر مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها، افزایش MLSS و بهبود نرخ اکسیژن مصرفی سیستم باعث افزایش میزان حذف COD تا ۹۲ درصد شد. به منظور انجام عملیات جداسازی با استفاده از فرآیند غشایی FO-MBR از غشاهای سلولزتری استات سنتز شده به شکل مدول‌های قاب و صفحه در بیوراکتورها مستغرق شدند و همچنین تأثیر پودر جاذب کربن فعال بر میزان افزایش بازدهی سیستم FO-MBR و کاهش گرفتگی غشا مورد بررسی قرار گرفت. استفاده از پودر کربن فعال با غلظت 2 g/l علاوه بر افزایش میزان حذف COD موجب کاهش گرفتگی غشا و افزایش شار خروجی آن در دوره ۴ روزه فعالیت FO-MBR گردید.

۵- مراجع

- [1] Bazrafshan E, Kord Mostafapoor F. Survey of medical waste characterization and management in Iran: a case study of Sistan and Baluchestan Province. *Waste Manag Res.* 2011; 29(4): 442-450.
- [2] Zazouli MA, Yousefi Z, Eslami A, Bagheri Ardebilian M. Municipal solid waste landfill leachate treatment by Fenton, photo-Fenton and Fenton-like processes: Effect of some variables. *Iranian J Environ Health Sci Eng.* 2012; 9(1):3.
- [3] F, Moulin P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J Hazard Mater.* 2008; 150(3): 468-493 oxidation processes. *Chemosphere.* 2004; 54(7): 997-1003.
- [4] Oman CB, Junestedt C. Chemical characterization of landfill leachates-400 parameters and compounds. *Waste Manag.* 2008; 28(10): 1876-1891.
- [5] Yousefi Z, Zazouli M, Mohammad R, Ghorbanian Aleh Abad M. The Effect of an anaerobic baffled reactor modified by an anaerobic filter (ABR-AF) on solid waste leachate treatment. *J Mazandaran Univ Med Sci.* 2011; 21(89):27-36.
- [6] Alvarez-Vazquez H, Jefferson B, Judd SJ. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J Chem Technol Biotechnol.* 2004; 79(10):1043-1049.
- [7] Jamali HA, Ghahramani E, Abouee E, Sadeghi Sh. Evaluation of Poly Aluminium Chloride efficiency in removal COD, TSS, color and turbidity of wastes landfill leachate in Qazvin city in 2011. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences.* 2014; 6(3):581-589.
- [8] Rivas FJ, Beltran F, Carvalho F, Acedo B, Gimeno O. Stabilized leachate: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. *J Hazard Mater.* 2004; 116(1-2): 95-102.
- [9] A comparison between *Moringa oleifera* and chemical coagulants in the purification of drinking water – An alternative sustainable solution for developing countries M. Pritchard, T. Craven, T. Mkandawire, A.S. Edmondson, J.G. O'Neill, *Physics and Chemistry of the Earth.* 2010; 35: 798-805
- [10] YingDong ZhiweiWang ChaoweiZhu QiaoyingWang JixuTang ZhichaoWua A forward osmosis membrane system for the post-treatment of MBR-treated landfill leachate, *Journal of Membrane Science*, 2015.
- [11] Murat Eyvaz, Taha Aslan, Serkan Arslan, Ebubekir Yüksel & İsmail Koyuncu, Recent developments in forward osmosis membrane bioreactors: a comprehensive review, 2016.
- [12] J.S. Zhang, W.L.C. Loong, S.R. Chou, C.Y. Tang, R. Wang, A.G. Fane, Membrane biofouling and scaling in forward osmosis membrane bioreactor, *J. Membr. Sci.* 2016; 403: 8-14.
- [13] W.J. Yap, J.S. Zhang, W.C.L. Lay, B. Cao, A.G. Fane, Y. Liu, State of the art of osmotic membrane bioreactors for water reclamation, *Bioresour. Technol.* 2016; 122: 217-222.
- [14] Elizabeth A. Bell, Ryan W. Holloway, and Tzahi Y. Cath, Evaluation of forward osmosis membrane performance and fouling during long-term osmotic membrane bioreactor study, (2016).
- [15] S. Judd, *The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment*, Elsevier, 2010, 0080967671.
- [16] Eaton, A., L. S. Clesceri, et al. APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC
- [17] Maleki A, Zazouli M A, Izanloo H Rezaee R. Composting plant leachate treatment by coagulation flocculation process. *American Eurasian J. Agric. Environ. Sci.* 2009; 5:638-43
- [18] Tatsi AA, Zouboulis AI, Matis KA, Samaras P. Coagulation flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere.* 2003; 53: 737-44.
- [19] Nguyen TPN, Yun E-T, Kim I-C, Kwon Y-N. Preparation of cellulose triacetate/cellulose acetate (CTA/CA)-based membranes for forward osmosis. *Journal of Membrane Science.* 2013; 433:49-59.
- [20] Zoheir Dabaghian, Ahmad Rahimpour, Mohsen Jahanshahi, Highly porous cellulosic nanocomposite membranes with enhanced performance for forward osmosis desalination, *Desalination.* 2016; 381: 117-125
- [21] Ong RC, Chung T-S. Fabrication and positron annihilation spectroscopy (PAS) characterization of cellulose triacetate membranes for forward osmosis. *Journal of Membrane Science* 2012
- [22] Benefield, L.D., (1984), *process chemistry for water and wastewater treatment*, Prentice - Hall Inc., New Jersey,