

اثر احداث تانک ذخیره‌سازی در سیستم متعارف لجن فعال بر کیفیت پساب خروجی و قابلیت ته‌نشینی لجن

افشین تکدستان^۱، آزاده اسلامی^۲، ناصر مهرداد^۳

۱- دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط و عضو مرکز تحقیقات فناوری‌های زیست محیطی دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز، اهواز، ایران

۲- دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران

(نویسنده مسئول) ۰۹۱۶۶۰۵۴۶۱۹ a.eslami@srbiau.ac.ir

۳- استاد گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران

(دریافت ۹۳/۱/۲۰ پذیرش ۹۳/۸/۲۱)

چکیده

تصفیه و دفع لجن مازاد یک چالش بزرگ در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب است. در این تحقیق کاهش حجم لجن در راکتور ناپیوسته متوالی در مقیاس پایلوت بررسی شد. دو راکتور ناپیوسته متوالی در مدت زمان ۱۲ ماه بهره‌برداری شد و پارامترهایی از قبیل COD، MLSS، pH، DO، SVI، SOUR، ORP در طول مدت بهره‌برداری راکتور مورد آزمایش قرار گرفت. نتایج نشان داد که در بین زمان‌های ماند سلولی مختلف (۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵ روز) در زمان ماند ۱۰ روز بهترین راندمان حذف COD (۹۵ درصد) بدون مشکلات بالکینگ و همچنین تولید کف ایجاد شد. به منظور بررسی اثر متابولیسم جفت نشده فاز آنوکسیک و بی‌هوازی لجن بر کاهش تولید بیومس، لجن فاضلاب برای مدت ۱ تا ۴ ساعت قبل از فاز واکنش در راکتور با پتانسیل اکسیداسیون و احیای مختلف نگهداری شد. نگهداری لجن بعد از مدت چهار ساعت با پتانسیل اکسیداسیون و احیای ۲۳۸- میلی‌ولت میزان COD را از ۶۰۰ به ۳۳ میلی‌گرم در لیتر کاهش داد و غلظت MLSS به طور جزئی از ۱۳۵۰ به ۱۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت. با استفاده از این مکانیسم، COD پساب خروجی پایین تر از استاندارد محیط زیست از نظر دفع پساب به آب‌های پذیرنده و استفاده مجدد در کشاورزی است. از طرفی در پتانسیل اکسیداسیون و احیای برابر ۲۳۸- میلی‌ولت، میزان SOUR به ۲۲mgO₂/h.gVSS و میزان SVI به کمتر از ۴۰ میلی‌لیتر بر گرم رسید.

واژه‌های کلیدی: لجن فعال، تانک ذخیره‌سازی، کیفیت پساب، کاهش حجم لجن

۱- مقدمه

تصفیه‌خانه و تا بیش از ۵۰ درصد هزینه راهبری یک تصفیه‌خانه فاضلاب را به خود اختصاص می‌دهد [۴-۷]. کاهش نرخ تولید لجن بیولوژیکی^۱ در فرایند تصفیه فاضلاب از زمانی مطرح شد که مشکلات و هزینه‌های مرتبط با تصفیه و دفع لجن مورد توجه قرار گرفت. از طرفی قوانین و استانداردهای جدید و سخت استفاده مجدد و دفع لجن در مورد آلاینده‌های مختلف آلی و معدنی و پاتوژن‌ها سبب شده است که متخصصان تصفیه فاضلاب، روش‌هایی از تصفیه بیولوژیکی هوازی را اصلاح و یا ابداع کنند که لجن کمتری تولید شود. به عبارت دیگر چنانچه مشکل تولید لجن مازاد از طریق کاهش تولید لجن در فرایندهای بیولوژیکی تصفیه فاضلاب حل شود، مسائل و مشکلات تصفیه و دفع لجن در حد قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد [۲].

نظر به مشکلات عدیده و هزینه سنگین عملیات و فرایندهای تصفیه لجن، مکانیسم‌های کاهش نرخ تولید لجن مازاد بیولوژیکی

یکی از معایب عمده فرایندهای هوازی تصفیه فاضلاب، تولید نسبتاً زیاد لجن مازاد بیولوژیکی است به طوری که در فرایند لجن فعال به ازای کاهش هر کیلوگرم BOD₅ در حوض هوادهی حدود ۰/۴ تا ۰/۸ کیلوگرم بیومس تولید می‌شود. لجن مازاد بیولوژیکی (لجن ثانویه) دارای وزن مخصوص ۱/۰۰۵، با غلظت جامدات کل ۰/۵ تا ۱/۵ درصد است که ۷۰ تا ۹۰ درصد آن را مواد آلی تشکیل می‌دهد [۱ و ۲]. نرخ تولید لجن ثانویه بستگی به مراحل تجزیه بیولوژیکی به کار گرفته شده و شرایط فرایند از نظر سن لجن، دما و نرخ بار آلی و هیدرولیکی واحد بیولوژیکی دارد. میزان سرانه لجن ثانویه تولیدی سیستم لجن فعال به ازای هر نفر ۱/۵ تا ۲/۵ لیتر در روز برآورد می‌شود [۲ و ۳]. از بین فرآورده‌های جانبی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری، لجن، پر حجم‌ترین و مشکل‌ترین جزء از نظر تصفیه و دفع است. به طوری که در فرایند لجن فعال، تأسیسات تصفیه و دفع لجن به طور معمول ۴۰ تا ۶۰ درصد هزینه ساخت

¹ Biomass

در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. مجموعه اقداماتی که با انجام آن می‌توان نرخ تولید لجن مازاد بیولوژیکی را کاهش داد عبارت‌اند از:

- ۱- فرایند خودتخریبی [۸-۱۱]:
- ۲- متابولیسم جفت نشده با استفاده از فرایند OSA [۱۶-۱۲ و ۱۱]:
- ۳- افزایش اکسیژن محلول حوض هوادهی [۱۷]:
- ۴- اکسیداسیون بخشی از لجن توسط کلر و یا ازن [۱۸، ۱۹ و ۲۰]:
- ۵- افزایش دما در لجن برگشتی به راکتور [۱۱ و ۲۱]:
- ۶- دورریزی انرژی توسط ترکیبات مقاوم به تجزیه و مواد سمی [۲۲، ۲۳ و ۲۴]:
- ۷- تغییر pH [۱۰ و ۲۰]:
- ۸- استفاده از پالس الکتریکی در لجن برگشتی به راکتور [۱۴]:
- ۹- استفاده از امواج التراسونیک در لجن برگشتی به راکتور [۲۵]:
- ۱۰- استفاده از باکتری‌خوارها همچون پروتوزئرها و متازواها [۲۶].

متابولیسم جفت نشده^۱ شامل انجام اقداماتی است که بتواند بخش بیشتری از انرژی استحصال را توسط باکتری‌های تصفیه کننده فاضلاب به مرحله اول متابولیسم سوبسترا^۲ (کاتابولیسم) اختصاص دهد و در نتیجه انرژی کمتری به مرحله آنابولیسم (ساخت مواد سلولی) برسد که ماحصل نهایی آن کاهش ضریب تولید بیومس^۳ توسط باکتری‌ها و در نهایت کاهش مقدار تولید لجن مازاد است [۵ و ۲۷].

نوع ملکول حامل الکترون نهایی مورد استفاده توسط باکتری‌ها به عوامل گوناگونی بستگی دارد. این عوامل شامل وجود یا عدم وجود مولکول، وجود یا عدم آنزیم‌های ضروری مورد استفاده

¹ Uncoupling Metabolism

² Substrate

³ Yield

باکتری‌ها و میزان پتانسیل اکسیداسیون-احیای فاضلاب یا لجن است. برای این که یک مولکول حامل نهایی الکترون توسط یک باکتری مورد استفاده قرار گیرد، اولاً باید مولکول مزبور قابل دسترسی باکتری بوده و ثانیاً باکتری با برخورداری از یک سیستم آنزیمی، توانایی مصرف مولکول را دارا باشد. سرانجام، پارامتر پتانسیل اکسیداسیون-احیای محیط باکتریایی (فاضلاب یا لجن)، ترتیب و توالی استفاده از مولکول‌های حامل مختلف را توسط باکتری‌ها مشخص می‌سازد. به علت کاهش میزان انرژی و رشد باکتریایی ناشی از مولکول‌های حامل مختلف، آنها را بر حسب پتانسیل اکسیداسیون-احیای محیط باکتریایی درجه‌بندی می‌نمایند. پتانسیل اکسیداسیون-احیا، معرف توانایی مولکول‌های موجود در فاضلاب یا لجن برای آزادسازی یا جذب الکترون‌ها به ترتیب اکسیداسیون و احیا است. این پارامتر، نوع فرایند تنفسی انجام شده را مشخص می‌نماید (جدول ۱) [۲۸].

معمولاً در مقادیر بالاتر از +۵۰ میلی‌ولت، نوع فرایند تنفسی به صورت هوازی و از +۵۰ تا -۵۰ میلی‌ولت بصورت آنوکسیک (دنیتریفیکاسیون) است. در مقادیر کمتر از -۱۰۰ میلی‌ولت فرایند بی‌هوازی اتفاق می‌افتد. در مقادیر کمتر از -۵۰ میلی‌ولت ممکن است فرایند احیای سولفات (تخمیر سولفات) رخ دهد. در مقادیر کمتر از -۱۰۰ میلی‌ولت، فرایند تخمیر اسیدهای مخلوط و الکل ممکن است به وقوع بپیوندد. فرایند تخمیر متانی در مقادیر پتانسیل اکسیداسیون و احیا کمتر از -۲۰۰ میلی‌ولت آغاز می‌شود. اما در یک محیط مخلوط که ارگانایسم‌های تخمیرکننده مختلف در یک هاضم بی‌هوازی وجود دارند، تخمیر متانی یا رشد باکتری‌های متان‌ساز تنها در پتانسیل اکسیداسیون احیای کمتر از -۳۰۰ میلی‌ولت به وقوع می‌پیوندد. این امر به علت عدم توانایی باکتری‌های متان‌ساز در رقابت موفقیت‌آمیز با سایر موجودات

جدول ۱- پتانسیل اکسیداسیون-احیا و فرایند تنفس [۱۹]

میزان تقریبی (mv)	ملکول حامل نهایی الکترون	شکل تنفس	رتبه‌بندی بر حسب تولید انرژی	نسبت وزنی سلول‌های تولیدی به COD تجزیه شده بر حسب پوند
بزرگ‌تر از +۵۰	O ₂	هوازی	۱	۰/۴-۰/۸
بین +۵۰ تا -۵۰	NO ₃ ⁻	بی‌هوازی	۲	۰/۴
کمتر از -۵۰	SO ₄ ²⁻	بی‌هوازی (احیای سولفات)	۳	۰/۰۴-۰/۱
کمتر از -۱۰۰	CH ₂ O	بی‌هوازی تخمیر اسیدها و الکل	۴	۰/۰۴-۰/۱
کمتر از -۳۰۰	CO ₂	بی‌هوازی یا تخمیر متان	۵	۰/۰۲-۰/۰۴

میزان SVI^۴ و SOUR^۵ در درجات مختلف اکسیداسیون و احیا تحلیل شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- ویژگی‌های پایلوت مورد استفاده

برای انجام مطالعه از دو عدد راکتور ناپیوسته متوالی استوانه‌ای شکل، از جنس پلاستیک انعطاف پذیر^۶، با قطر داخلی ۲۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۶۰ سانتی‌متر، حجم مفید ۲۰ لیتر و ظرفیت تصفیه ۱۰ لیتر در هر سیکل استفاده شد. برنامه‌ریزی عملیات سیستم از طریق نرم‌افزار کنترلر انجام می‌شود. این نرم‌افزار قادر به کنترل و ثبت کلیه عملیات سیستم است. با توجه به نوع و مشخصات فاضلاب خام مورد استفاده، طول دوره‌های کاری برای هر دو راکتور یکسان و به این ترتیب انتخاب شد: زمان پر شدن ۳ دقیقه، هوادهی ۴ ساعت، ته‌نشینی یک ساعت و ۴۵ دقیقه و تخلیه ۱۲ دقیقه. در عمل مدت زمان لازم برای پر شدن کوتاه‌تر و حدود یک دقیقه و ۱۰ ثانیه است.

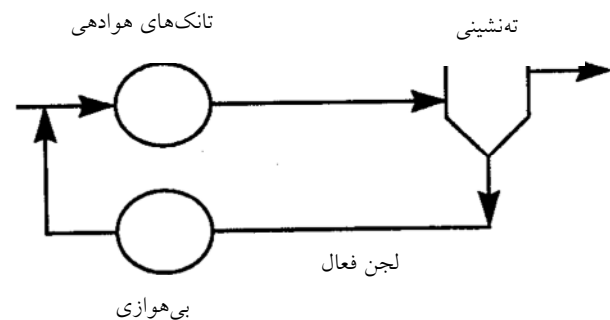
۲-۲- مشخصات فاضلاب مصنوعی

فاضلاب ورودی به پایلوت از طریق اختلاط ۴۰ گرم شیر خشک صنعتی در ۱۰۰ لیتر آب لوله کشی تهیه شد. در آزمایش‌های انجام شده مشخصات کیفی فاضلاب مصنوعی به شرح زیر بود: COD ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر، BOD₅ ۴۲۰ میلی‌گرم در لیتر، غلظت نیتروژن نیتراتی ۴/۷ میلی‌گرم در لیتر بر حسب ازت، غلظت نیتروژن آمونیاکی ۰/۷ میلی‌گرم در لیتر، غلظت نیتروژن آلی ۳۰ میلی‌گرم در لیتر، غلظت فسفر ۱۰/۵ میلی‌گرم در لیتر.

۲-۳- نحوه راه‌اندازی پایلوت

برای راه‌اندازی راکتور SBR ابتدا از بذر^۷ لجن فعال برگشتی تصفیه‌خانه فاضلاب اکباتان تهران که هیچ مشکل بهره‌برداری از قبیل بالکینگ، کف و پدیده نوک سوزنی و غیره نداشت، به حجم تقریبی ۲ لیتر برای هر یک از راکتورهای پایلوت SBR که دارای حجم ۲۰ لیتر بود، استفاده شد و به راکتور فاضلاب مصنوعی با COD حدود ۲۰±۶۰۰ اضافه شد. هوادهی و واکنش به‌مدت تقریبی دو هفته برای تشکیل لخته یا بیومس صورت گرفت به طوری که فقط واکنش انجام شد اما مواد غذایی هر روز به مقدار

تخمیرکننده در پتانسیل اکسیداسیون و احیای بالای ۳۰۰ میلی‌ولت است. [۲۸]. مطابق شکل ۱ اصلاح سیستم لجن فعال متداول با قرار دادن یک تانک ذخیره سازی^۱ در خط برگشت لجن باعث کاهش لجن مازاد در حدود ۵۰ درصد می‌شود. به‌نظر می‌رسد که این سیستم در کنترل رشد میکروارگانیسم‌های فیلامنتوس موثر است و باعث بهبود خاصیت ته‌نشینی لجن می‌شود [۲۹].



شکل ۱- احداث یک تانک ذخیره‌سازی بی‌هوایی در خط برگشت لجن فعال (فرایند OSA)

فرایند OSA^۲ تغییری در فناوری لجن فعال از طریق وارد کردن یک راکتور بی‌هوایی در خط برگشت لجن است. فرایند OSA شامل یک تانک هوادهی، به همراه تانک ته‌نشینی و یک تانک بی‌هوایی است که در قسمت برگشت لجن قرار گرفته است. وقتی که میکروارگانیسم‌ها در معرض شرایط بی‌هوایی بدون منبع غذایی قرار می‌گیرند، توانایی تولید انرژی را ندارند و مجبوراند از ذخیره ATP به‌عنوان منبع انرژی استفاده کنند. طی دوره گرسنگی بی‌هوایی، ATP مصرف می‌شود. بعد از اینکه میکروارگانیسم به راکتور هوایی غنی از ماده غذایی بر می‌گردد مجبور است انرژی مورد نیاز خود را قبل از انجام سنتز بیولوژیکی جبران کند، چون سنتز سلولی نمی‌تواند بدون ذخیره کافی ATP انجام شود. در این شرایط، مصرف مواد غذایی صرف فرایند کاتابولیسم به‌منظور فراهم کردن انرژی مورد نیاز میکروارگانیسم می‌شود [۳۰]. بنابراین به نظر می‌رسد فرایند OSA فعالیت کاتابولیکی را تحریک می‌کند و باعث می‌شود کاتابولیسم از آنابولیسم جدا شود و همان‌طور که قبلاً گفته شد، افزایش متابولیسم جفت نشده باعث کاهش بازده جرم میکروبی می‌شود [۲۷]. در این پژوهش اثر تانک ذخیره‌سازی لجن در فازهای مختلف اکسیداسیون و احیا بر کاهش COD و MLSS^۳ خروجی بررسی شد. همچنین اثر فرایند متابولیسم جفت نشده بر

⁴ Sludge Volume Index

⁵ Specific Oxygen Uptake Rate

⁶ Plexiglass

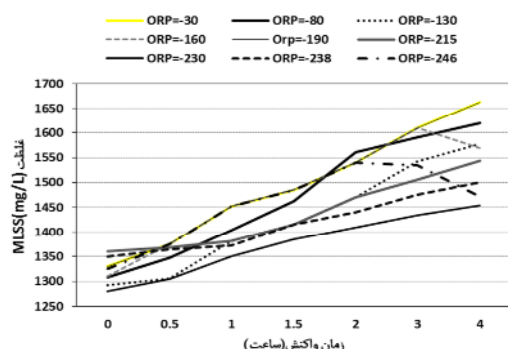
⁷ Seed

¹ Holding Tank

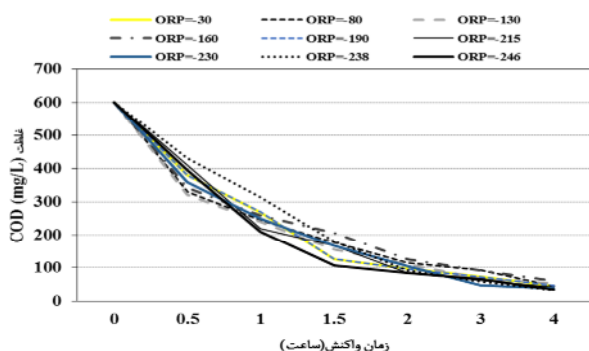
² Oxid Settling Anaerobic (OSA)

³ Mixed Liquor Suspended Solids

تانک ذخیره‌سازی، راندمان حذف COD در انتهای زمان واکنش افزایش یابد. زمان ماند در مرحله بی‌هوازی از عوامل بسیار مهم و تأثیرگذار است. سابی و همکاران در سال ۲۰۰۳ زمان ماند را در مرحله هوازی و راکتور بی‌هوازی به ترتیب ۶ و ۱۰/۴ ساعت انتخاب کردند. به این ترتیب زمان ماند در شرایط بی‌هوازی ۶۰ درصد زمان ماند در کل سیستم OSA بوده است [۳۲]. موقعی که بیومس برای مدت طولانی در تانک ذخیره‌سازی تحت شرایط آنوکسیک و یا بی‌هوازی قرار می‌گیرد، با کمبود مواد غذایی مواجه می‌شود، لذا برای بقا از انرژی ATP ذخیره شده در سیتوپلاسم استفاده می‌کند و هنگامی که مواد غذایی تازه در اولین فاز پر شدن به راکتور اضافه می‌شود، میکروارگانیسم‌های موجود قبل از سنتز سلولی، اقدام به ذخیره‌سازی انرژی از دست رفته می‌کنند زیرا سنتز سلولی جدید بدون داشتن مقدار انرژی کافی به شکل ATP میسر نیست. در نتیجه سرعت حذف سوپسترا توسط میکروارگانیسم‌ها افزایش می‌یابد. به عبارت دیگر در پتانسیل اکسیداسیون در احیای پایین، بیومس تحت شرایط گرسنگی و استرس قرار گرفته و در هنگام پر شدن راکتور مملو از مواد غذایی، میکروارگانیسم‌ها با سرعت بالا مواد غذایی را در راکتور هوازی مصرف می‌کنند [۲۷].



شکل ۲- اثر زمان واکنش بر غلظت MLSS خروجی در مقادیر مختلف پتانسیل اکسیداسیون و احیا



شکل ۳- اثر زمان واکنش بر غلظت COD خروجی در مقادیر مختلف پتانسیل اکسیداسیون و احیا

کافی به راکتور اضافه می‌شد. بعد از دو هفته سیستم پایلوت SBR با پنج سیکل پر شدن، واکنش، تخلیه پساب، تخلیه لجن و استراحت راه‌اندازی شد.

پساب خروجی از نظر COD، SS و pH پایش و کنترل شد و نتایج آزمون در هر نوبت با نتایج قبلی مقایسه شد. پس از حدود دوم هفته راه‌اندازی SBR نتایج خروجی نزدیک هم بود که نشان دهنده پایان راه‌اندازی راکتور بود. پس از ایجاد شرایط پایدار در راکتورها در خلال ۱۲ ماه تحقیق، نمونه‌برداری و آزمون پارامترهایی از قبیل COD، MLSS، درصد جامدات خشک لجن، SVI، پتانسیل اکسیداسیون و احیا و SOUR انجام شد. روش نمونه‌برداری و انجام آزمایش‌ها طبق رهنمودهای مندرج در کتاب روش‌های استاندارد در آزمایش‌های آب و فاضلاب بود [۳۱]. اندازه‌گیری اکسیژن محلول و SOUR به روش الکترودی انجام گرفت.

۲-۴- تغییر شرایط

پس از هر نوبت تغییر COD، مدت زمانی معادل حداقل سه روز (۱۲ سیکل SBR) به منظور تعیین ضرایب سینتیکی K_d و Y در زمان ماند سلولی ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ روز، برای انطباق سیستم با شرایط جدید در نظر گرفته شد. به هنگام تغییر سن لجن، حداقل دو هفته (معادل ۴۲ سیکل) و برای تغییر پتانسیل اکسیداسیون و احیا در تانک ذخیره‌سازی لجن برای کاهش لجن مازاد بیولوژیکی حداقل یک هفته (معادل ۲۱ سیکل SBR) برای انطباق سیستم با شرایط جدید زمان در نظر گرفته شد. اندازه‌گیری پارامترها پس از تثبیت شرایط انجام شد.

در زمان ماند سلولی ۱۰ روز، متوسط ضرایب سینتیکی Y و K_d به ترتیب $0.58 \text{ mg Biomass/mg COD}$ و 0.058 1/day و ضریب تبیین (R^2) 0.98 محاسبه شد. غلظت مواد معلق در داخل راکتور و COD پساب خروجی به عنوان شاخص تثبیت شرایط در نظر گرفته شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- بررسی روند تغییرات COD و MLSS در میزان ORP

متفاوت در لجن باقیمانده در راکتور

شکل‌های ۲ و ۳ روند تغییرات COD و MLSS با میزان ORP متفاوت در زمان‌های تماس مختلف را نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل‌ها مشاهده می‌شود، با افزایش زمان نگهداری لجن، راندمان حذف COD کاهش یافت که دلیل آن، اثر متابولیسم جفت نشده است. این امر باعث می‌شود که بسته به زمان نگهداری لجن در

همان‌طور که در شکل‌ها مشاهده می‌شود در میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیای ۲۳۸- میلی‌ولت، میزان COD از ۶۰۰ به ۳۳ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد و غلظت MLSS به‌طور جزئی از ۱۳۵۰ به ۱۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش می‌یابد.

۲-۳- بررسی روند تغییرات SVI و SOUR در میزان ORP متفاوت

میزان SVI و SOUR در زمان نگهداری مختلف لجن در تانک ذخیره‌سازی در مقادیر مختلف اکسیداسیون و احیا مطابق با جدول ۲ است. همانگونه که مشاهده می‌شود، در زمان نگهداری ۲ ساعت در تانک ذخیره‌سازی (ORP=-۱۹۰ mV)، میزان SVI و SOUR به ترتیب به ۶۰ میلی‌لیتر بر گرم و ۸ میلی‌گرم اکسیژن در ساعت به ازای هر گرم جامدات معلق فرار می‌رسد. با افزایش زمان نگهداری لجن، میزان SOUR کاهش می‌یابد به طوری که از ۱۸ در شاهد به ۸ mgO₂/hr/grVSS در زمان ۲ ساعت نگهداری لجن (ORP=-۱۹۰ mV) می‌رسد. وانگ و همکاران در مطالعه مشابهی میزان SOUR اولیه را ۲۵/۱۴ mgO₂/gMLVSS.h اعلام کردند که طی ۸ ساعت تصفیه بی‌هوازی به ۸۴/۳۵ mgO₂/gMLVSS.h رسیده است [۱۷].

فعالیت SOUR در هنگامی که میکروارگانیسم‌ها سوبسترای آلی را جذب می‌کنند و در شرایط هوازی به شکل انرژی ذخیره می‌کنند، به‌طور ناگهانی افزایش می‌یابد، در صورتی که میزان SOUR در شرایط بی‌هوازی بدون وجود سوبسترای آلی کاهش می‌یابد. SOUR در واقع عکس‌العمل فعالیت میکروارگانیسم‌های هوازی است که نشان دهنده توانایی میکروارگانیسم‌ها در اکسیداسیون مواد آلی است. نوسانات SOUR در سیکل هوازی-

بی‌هوازی به علت تغییرات فعالیت باکتری‌ها است که به‌طور متناوب در شرایط هوازی بی‌هوازی در اثر پدیده متابولیسم جفت نشده به وجود می‌آید [۱۵ و ۱۶].

با افزایش نگهداری لجن، میزان SVI کاهش می‌یابد به طوری که از ۹۲ در شاهد به ۴۰ میلی‌لیتر بر گرم در زمان ۶ ساعت نگهداری لجن (ORP=-۲۴۶ mV) می‌رسد و قابلیت ته‌نشینی لجن بهبود می‌یابد که علت آن، آزاد شدن پلیمرهای داخل سلولی تحت شرایط آنوکسیک و بی‌هوازی است که به پل‌زنی بین لخته‌های بیولوژیکی برای بهبود خاصیت ته‌نشینی کمک می‌کند [۱۷ و ۳۳].

۳-۳- BOD₅ و TSS در پساب خروجی در ORP مختلف لجن شکل ۴، مقادیر BOD₅ و TSS در پساب خروجی در میزان ORP مختلف لجن را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش زمان نگهداری لجن تا ۱/۵ ساعت، میزان BOD₅ و TSS در پساب خروجی افزایش می‌یابد. به طوری که در میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیا برابر ۱۶۰- میلی‌ولت، میزان BOD₅ و TSS پساب خروجی به ترتیب ۳۳ و ۴۱ میلی‌گرم در لیتر شده است. در زمان نگهداری بالاتر لجن در تانک ذخیره‌سازی تحت شرایط بی‌هوازی، میزان BOD₅ و TSS در پساب خروجی کاهش می‌یابد، به طوری که در پتانسیل اکسیداسیون و احیا برابر ۲۳۰- میلی‌ولت، میزان BOD₅ و TSS پساب خروجی به ترتیب ۱۳ و ۱۹ میلی‌گرم در لیتر بود. به بیان دیگر سیستم OSA قادر است کیفیت پساب خروجی را بهبود بخشد. چن و سابی در مطالعات خود اثبات کردند که استفاده از فرایند OSA در میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیای ۲۵۰- میلی‌ولت، قابلیت ته‌نشینی لجن را بهبود بخشیده است [۱۶ و ۳۳].

جدول ۲- تأثیر زمان نگهداری لجن در تانک ذخیره‌سازی بر پارامترهای SVI و SOUR

ORP(mv)	زمان نگهداری لجن در تانک ذخیره‌سازی (ساعت)	SOUR (mgO ₂ /hr/grVSS)	SVI (ml/gr)
-۳۰	۰	۱۸	۹۲
-۸۰	۰/۵	۱۴	۹۰
-۱۳۰	۱	۱۱	۹۳
-۱۶۰	۱/۵	۹	۹۰
-۱۹۰	۲	۸	۶۰
-۲۱۵	۳	۱۸	۶۲
-۲۳۰	۴	۲۱	۵۵
-۲۳۸	۵	۲۲	۴۳
-۲۴۶	۶	۲۲	۴۰

[۱۸، ۳۲ و ۳۴]. سابی و همکاران کیفیت پساب خروجی تانک ذخیره‌سازی لجن را در پتانسیل اکسیداسیون و احیای ۲۵۰- میلی‌ولت، بسیار خوب گزارش کردند [۱۶]. در پژوهشی که جین و همکاران در سال ۲۰۰۸ در مقیاس پایلوت انجام دادند، نشان دادند که احداث تانک ذخیره‌سازی در سیستم لجن فعال علاوه بر کاهش ضریب تولید بیومس به میزان قابل توجهی کیفیت پساب خروجی را بهبود بخشیده است [۳۲].

۴- نتیجه‌گیری

استفاده از تانک ذخیره‌سازی لجن با پتانسیل اکسیداسیون و احیای مختلف یکی از روش‌های کاهش تولید لجن مازاد بیولوژیکی است که قادر است لجن مازاد بیولوژیکی را به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش دهد. از سویی این امر به راحتی و با اضافه کردن یک حوضچه بی‌هوازی به لجن فعال متعارف امکانپذیر است.

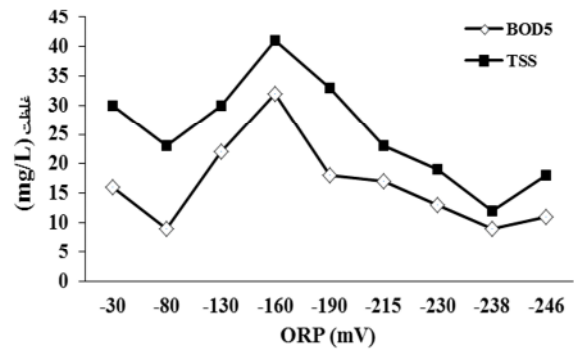
در این پژوهش در زمان نگهداری دو ساعت در تانک ذخیره‌سازی ($ORP = -190$ mV) میزان SVI و SOUR به ترتیب به ۶۴ میلی‌لیتر به گرم و ۸ میلی‌گرم اکسیژن در ساعت به ازای هر گرم جامدات معلق فرار رسید. با افزایش زمان نگهداری لجن، میزان SVI کاهش و قابلیت ته‌نشینی لجن بهبود یافت.

با افزایش زمان نگهداری لجن تا ۱/۵ ساعت، میزان BOD_5 و TSS در پساب خروجی افزایش یافت به طوری که میزان BOD_5 و TSS پساب خروجی به ترتیب ۳۳ و ۴۱ میلی‌گرم در لیتر شد. در زمان نگهداری بالاتر لجن در تانک ذخیره‌سازی تحت شرایط بی‌هوازی، میزان BOD_5 و TSS در پساب خروجی کاهش یافت و در پتانسیل اکسیداسیون و احیای برابر ۲۳۰- میلی‌ولت، میزان BOD_5 و TSS پساب خروجی به ترتیب ۱۳ و ۱۹ میلی‌گرم در لیتر بود.

با نگهداری لجن در شرایط مختلف آنوکسیک و بی‌هوازی (ORP متفاوت)، COD پساب خروجی پایین‌تر از استاندارد محیط زیست از نظر دفع پساب به آب‌های پذیرنده و استفاده مجدد در کشاورزی است. نتایج نشان می‌دهد که احداث سیستم آنوکسیک و بی‌هوازی در سیستم SBR باعث بالا رفتن راندمان حذف COD شده و در نتیجه باعث بهبود کیفیت پساب دفعی و خاصیت ته‌نشینی لجن می‌شود.

۵- قدردانی

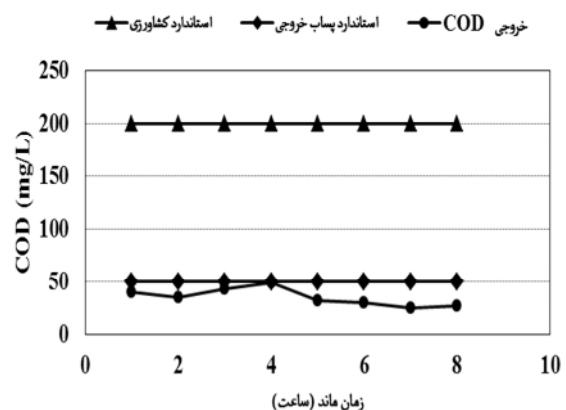
از شرکت توسعه منابع آب شرکت آب و فاضلاب کشور به خاطر حمایت مالی این تحقیق نهایت قدردانی به عمل می‌آید.



شکل ۴- غلظت BOD_5 و TSS در پساب خروجی در مقادیر ORP مختلف لجن

۳-۴- مقایسه COD پساب خروجی در سیستم OSA با استاندارد دفع و استفاده مجدد

همانطور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود در زمان ماند سلولی ۱۰ روز (حد اکثر راندمان حذف) با نگهداری لجن در شرایط مختلف آنوکسیک و بی‌هوازی (ORP متفاوت)، COD پساب خروجی پایین‌تر از استاندارد محیط زیست از نظر دفع پساب به آب‌های پذیرنده و استفاده مجدد در کشاورزی است. نتایج نشان داد که احداث سیستم آنوکسیک و بی‌هوازی در سیستم SBR باعث بالا رفتن راندمان حذف COD شده و در نتیجه باعث بهبود کیفیت پساب دفعی و خاصیت ته‌نشینی لجن می‌شود. دلیل این امر این است که چرخه گرسنگی و فراوانی مواد غذایی، مصرف سوبسترا را افزایش می‌دهد. محققان ادعا کردند که در شرایط ORP پایین، بیومس تحت شرایط گرسنگی و استرس قرار گرفته و در هنگام پر شدن راکتور مملو از مواد غذایی، میکروارگانیسم‌ها با سرعت بالاتری مواد غذایی را در راکتور هوازی مصرف می‌کنند



شکل ۵- مقایسه COD پساب خروجی در زمان نگهداری مختلف لجن در تانک ذخیره‌سازی با استاندارد دفع و استفاده مجدد

1. Chon, D.H., Rome, M.C., Kim, Y.M., Park, K.Y., and Park, C. (2011). "Investigation of the sludge reduction mechanism in the anaerobic side-stream reactor process using several control biological wastewater treatment processes." *Water Research*, 45, 6021-6029.
2. Takdastan, A., Mehrdadi, N., Azimi, A.A., Torabian, A., and Nabi Bidhendi, G. (2009). "Intermittent chlorination system in biological excess sludge reduction by sequencing batch reactor." *Iranian Journal of Environmental Health Science Engineering*, 6(1), 53-60.
3. Takdastan, A., Azimi, A., Jaafarzadeh, N. (2010). "Biological excess sludge reduction in municipal wastewater treatment by chlorine." *Asian Journal of Chemistry*, 22, 1665-1670.
4. Guowei, C., Pengge, X., Deqian, X., and Hanqing, Y. (2007). "Comparison between inhibitor and uncoupler for minimizing excess sludge production of an activated sludge process." *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 1(1), 63-66.
5. Perez-Elvira, S.I., Diez, P.N., and Polanco, F.F. (2006). "Sludge minimization technologies." *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 375-398.
6. Tokumura, M., Sekine, M., Yoshinari, M., Znad, H.T., and Kawase, Y., (2007). "Photo-fenton process for excess sludge disintegration." *Process Biochem.*, 42, 627-633.
7. Xie, W.M., Ni, B.J., Sheng, G.P., Yu, H.Q., and Yang, M. (2010). "Substrate consumption and excess sludge reduction of activated sludge in the presence of uncouplers: A modeling approach." *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85, 2001-2008.
8. Takdastan, A., Azimi, A., and Torabian, A. (2009). Intermittent ozonation to reduce excess biological sludge in SBR." *J. Water and Wastewater*, 20-3 (73), 41-49.
9. Takdastan, A., and Pazoki, M. (2011). "Study of biological excess sludge reduction in sequencing batch reactor by heating the reactor." *Asian Journal of Chemistry*, 23, 29-34.
10. Mahmoudi, P., Takdastan, A., Alavi, N., and Kayedi, N. (2013). "Study of excess sludge reduction in conventional activated sludge process by heating returned sludge." *Asian Journal of Chemistry*, 25, 2627-2632.
11. Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. I., Goma, C., and Huyard, A. (1994). "Decreased sludge production strategy for domestic waste water treatment." *Wat. Sci. Tech.*, 30(8), 96-106.
12. Takdastan, A., and Eslami, A. (2013). "Application of energy spilling mechanism by para-nitrophenol in biological excess sludge reduction in batch-activated sludge reactor." *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 4, 233-245.
13. Low, E.W., Chase, H.A., Milner, M.G., and Curtis, T.P. (2000). "Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process." *Water Res.*, 34, 3204-3212.
14. Koners, U., Toepfl, S., Heinz, V., Camacho, P., et al. (2004). "Application of pulsed electric field treatment for sludge reduction on waste water treatment plants." In: *2nd European Pulsed Power Symposium (EPPS)*, International Society on Pulsed Power Applications, Shaker, Aachen, pp.47-52.
15. Hassani, A. H., Nejaei, A., and Torabian, A. (2011). "Excess sludge minimization in conventional activated sludge pilot plant by three chemical matters." *Int. J. Environ. Res.*, 5(4), 981-988.
16. Saby, S., Malik, D., and Guang-Hao, Ch. (2003). "Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process." *Water Research*, 37 (1), 11-20.
17. Wang, J., Zhao, Q., Jin, W., and Lin, J. (2008). "Mechanism on minimization of excess sludge in oxic-settlinganaerobic (OSA) process." *Environ. Sci. Eng.*, 2(1), 36-43.
18. Khursheed, A., and Kazemi, A.A. (2011). "Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction." *Water Research*, 45, 4287-4310.
19. Torregrossa, M., Di Bella, G., and Di Trapani, D. (2012). "Comparison between ozonation and OSA process: Analysis of excess sludge reduction and biomass activity in two different pilot plants." *Water Science and Technology*, 66 (1), 185-192.

20. Abbassi, B., Dullstein, S, and Rabiger, N. (2000). "Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocks: Experimental and theoretical approach." *Water Research*, 34(1), 139-146.
21. Dytzaka, M. A., Londryb, K. L., Siegristc, H., and Oleszkiewicz, J. A. (2007). "Ozonation reduces sludge production and improves denitrification." *Water Research*, 41, 543-550.
22. Chua, L., Yanb, S., Xingb, X.H., Sunc, X., and Jurcik, B. (2009). "Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production A review." *Water Research*, 43, 1811-1822.
23. Fazelipour, M., Takdastan, A., and Sekhvatjou, M. S. (2011). "Survey on chlorine application in sequencing batch reactor waste sludge in order to sludge minimization." *Asian Journal of Chemistry*, 23(7), 2994-2998.
24. Hoon Yoon, S., Soo Kim, H., and Lee, S. (2004). "Incorporation of ultrasonic cell disintegration into a membrane bioreactor for zero sludge production." *Process Biochemistry*, 39, 1923-1929.
25. Lee, N. M., and Welander, T. (1996). "Use of protozoa and metazoa for decreasing sludge production in aerobic wastewater treatment." *Biotechnology Letters*, 18 (4), 429-434.
26. Ramakrishna, D.M., and Viraraghavan, T. (2005). "Strategies for sludge minimization in activated sludge process-A review." *Fresenius Environmental Bulletin*, 14(1), 2-12.
27. Tempest, D. W., and Nijssel, O. M. (1992). "Physiological and energetic aspects of bacterial metabolite overproduction." *FEMS Microbiol. lett.*, 100, 169-176.
28. Bitton, G. (2005). *Wastewater microbiology*, Wiley, NY.
29. Takdastan, A., Mehrdadi, N., Eslami, A. (2014). "Effect of various ORP on excess sludge reduction in oxic-settling-anaerobic batch-activated sludge." *International Journal of Microbiology and Immunology Research*, 2, 041-047.
30. APHA. (1998). *Standard methods for examination of water and wastewater*, 15th Ed., American Public Health Association, USA.
31. Takdastan, A., Mehrdadi, N., Torabian, A., and Azimi, A. (2009) "Investigation of Excess Biological Sludge Reduction in Sequencing Batch Reactor." *Asian Journal of Chemistry*, 21, 2419-2425
32. Jin, W. B., Wang, J. F., Zhao, Q.L., and Lin, J.K. (2008). "Performance and mechanism of excess sludge reduction in an OSA (oxic-settling-anaerobic) process." *Europe Pub Med Centreal*, 29 (3), 726-732.
33. Pazoki, M., Takdastan, A., and Jaafarzadeh, N. (2010) "Investigation of minimization of excess sludge production in sequencing batch reactor by heating some sludge." *Asian Journal of Chemistry*, 22, 235-240.
34. Foladori, P., Gianni, A., and Giuliano, Z. (2010). *Sludge reduction technologies in wastewater treatment plants*, IWA Publishing, London, UK.