

استفاده از الکترولیز در ارتقای راهبری راکتورهای بی‌هوازی

گاگیک بدلیانس قلی‌کندی^{۱*}، شروین جمشیدی^۲، علیرضا ولیپور^۳

۱- دانشیار مهندسی محیط زیست - آب و فاضلاب - دانشگاه صنعت آب و برق شهید عباسپور

jamshidi.wri@gmail.com

۲- کارشناس ارشد مهندسی عمران - آب و فاضلاب - دانشگاه صنعت آب و برق شهید عباسپور

alirezavalipour.envi@gmail.com

۳- کارشناس پژوهشی مؤسسه تحقیقات آب، مرکز تحقیقات آب و فاضلاب

تاریخ دریافت: ۹۰/۸/۱ تاریخ پذیرش: ۹۱/۲/۱۶

چکیده

مشکلات معتنی به راهبری راکتورهای بی‌هوازی به دلیل حساسیت بالا به شرایط محیطی و برقراری شرایط اسیدی، لزوم دستیابی به راهکارهای کارآمد در راستای حفظ پایداری فرایند و بهبود عملیات بهره‌برداری را مشهود می‌سازد. در این تحقیق، براساس نتایج بررسی‌های اولیه در خصوص مشخصات و مشکلات عملکردی راکتورهای بافلدار بی‌هوازی در مقیاس آزمایشگاهی، تأثیر استفاده از الکترولیز شیمیایی بر رفع اختلالات مشاهده شده در راکتورهای بی‌هوازی در زمینه احیای pH و بازده حذف جامدات محلول مورد آزمایش قرار گرفت. همچنین، مشخصه‌های اصلی راهبری مورد بررسی شامل مدت زمان الکترولیز و ولتاژ تحت شرایط مختلف راهبری هستند. مطابق بررسی‌های انجام شده در بشرهای آزمایشگاهی یک‌لیتری حاوی فاضلاب شهری و لجن بی‌هوازی، تحت شرایط ناپیوسته و کنترل شده جریان، در مدت زمان ۲ الی ۳ ساعت و با ولتاژ ۸ الی ۱۲ ولت، بازده حذف جامدات محلول در شرایط بی‌هوازی به ۳۰ تا ۴۰ درصد ارتقا می‌یابد. همچنین pH فاضلاب در شرایط اسیدی در این مدت زمان و بدون افزودن مواد شیمیایی از مقادیر اولیه ۵/۵ و ۶/۵ به ترتیب به ۷/۵ و ۸ افزایش می‌یابد. در این شرایط و در تصفیه فاضلاب شهری به‌طور متوسط COD کل خروجی به ۸۲ میلی‌گرم بر لیتر و TSS پساب به ۷۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد که در مقایسه با متوسط کارآمدی راکتور بافلدار بی‌هوازی، تصفیه فاضلاب شهری تا ۱۰ درصد از عملکرد مناسب‌تری برخوردار است. بنابراین، این روش می‌تواند گزینه مناسبی برای ارتقای این واحدها و راکتورهای مشابه محسوب شود.

کلید واژه

فاضلاب شهری، تصفیه بی‌هوازی، ارتقای کارآمدی راکتورهای بافلدار بی‌هوازی، الکترولیز

سرآغاز

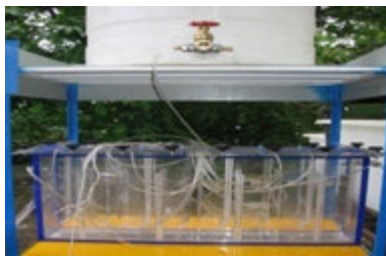
این سامانه (Barber, 1999; Liu, 2010)، اثبات شده است که راکتور بافلدار بی‌هوازی (ABR) در زمینه طراحی و بهره‌برداری از کارآمدی بالایی برخوردار است. در این خصوص، به منظور درک نقاط ضعف این سامانه، تیم تحقیقاتی با راهبری پایلوت‌های آزمایشگاهی و نیمه‌صنعتی، به مدت ۷ ماه، تأثیر شوک‌های دمایی، هیدرولیکی و آلی را بر راکتور بی‌هوازی مورد ارزیابی قرار داده است که در این بین مشخص شد که ورود بارهای آلی بالا تأثیر بسزایی بر تغییر سینتیکی فرایند و اسیدی شدن آن می‌گذارد (جمشیدی و همکاران، ۱۳۹۰). از لحاظ فرایندی، در تصفیه فاضلاب‌های رقیق به روش بی‌هوازی، مراحل تعیین‌کننده سینتیک واکنش فازهای ابتدایی، فرایند شامل هیدرولیز و اسیدسازی هستند. نظر به این‌که تقریباً تمامی مراحل تصفیه بی‌هوازی به یک نسبت تحت‌الشعاع سینتیک واکنش‌ها قرار می‌گیرند، احتمال توقف فرایند به دلیل تجمع ترکیبات و محصولات جانبی در زمان‌های ماند بهینه کاهش

باوجود مزایای متعدد فنی و اقتصادی راکتورهای بی‌هوازی در تصفیه انواع فاضلاب‌های شهری، روستایی و لجن، همچنان در کشور ایران از روشهای متعارف تصفیه هوازی مانند راکتورهای لجن فعال استفاده می‌شود. در تصفیه بی‌هوازی مواد آلی در بارهای آلی متفاوت از فاضلاب‌های شهری تا شیرابه‌ها، همواره این احتمال وجود دارد که با تغییر شرایط محیطی و کیفیت فاضلاب ورودی و در نتیجه تجمع ترکیبات واسطه فرایندی مانند اسیدهای چرب فرار، گاز هیدروژن (Voolapalli, 2001) و دی‌اکسیدکربن، فرایند چندمرحله‌ای بی‌هوازی در حین راه‌اندازی (Hutnan, 1999; Nachaiyasit, 1995) و یا راهبری متوقف شود. مطابق نتایج بررسی‌های متعدد در ارتباط با عملکرد راکتورهای بی‌هوازی در تصفیه فاضلاب شهری (جمشیدی و همکاران، ۱۳۹۰ و Krishna, 2009)، و بر اساس نتایج مطالعات جامع صورت گرفته در خصوص

نشده است. بنابراین، در این بررسی، توانایی و تأثیر کاربری الکترولیز شیمیایی بر بهبود و ارتقای بهره‌برداری راکتورهای بی‌هوازی مانند راکتور بافلدار بی‌هوازی و مشخصه‌های مؤثر بر آنها بویژه pH مورد بررسی قرار می‌گیرد.

مواد و روش بررسی

تیم تحقیقاتی در بهار و تابستان سال ۱۳۹۰، مطالعات گسترده‌ای توسط درخصوص بررسی عملکرد راکتور بافلدار بی‌هوازی در تصفیه فاضلاب شهری و دستیابی به طراحی و بهره‌برداری بهینه این سیستم انجام دادند. نمونه‌های متعددی از ورودی، خروجی و یکایک اتاقک‌های سیستم با تمرکز بر مشخصه‌های CO_2 و اسیدهای چرب فرار (اسید استیک و اسید پروپیونیک) برای انجام آزمایش‌ها برداشت شد (شکل شماره ۱).



شکل شماره (۱): پایلوت راکتور ABR

(جمشیدی، بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۹۰)

بدین ترتیب، افزون بر بررسی نقاط ضعف سیستم در فرایند راهبری، کلیه نتایج آزمایشگاهی توسط شبکه عصبی مصنوعی شبیه‌سازی شده و بهینه‌ترین طراحی انتخاب شد. در این بررسی، فاضلاب خام از خروجی واحد دانه‌گیری و چربی‌گیری تصفیه‌خانه شهید محلاتی تهران (واقع در شمال شرقی تهران) برداشت شده است.

همچنین برای تغذیه بیومس لازم برای مرحله راه‌اندازی پایلوت‌ها، از لجن برگشتی واحد لجن فعال این تصفیه‌خانه استفاده شد (جمشیدی و همکاران، ۱۳۹۰). سپس، به منظور تکمیل مطالعات و ارتقای راهبری سیستم، در تابستان همین سال، مطالعات آزمایشگاهی پیرامون عملکرد فرایند الکترولیز در ارتقای این سیستم به صورت ناپوسته^۵ (BR) و با استفاده از بشرهای یک لیتری و نمونه‌های فاضلاب شهری مستخرج از واحد چربی‌گیری همین تصفیه‌خانه و لجن خروجی از انتهای پایلوت راکتور بافلدار بی‌هوازی (ABR) انجام گرفت. در این بررسی، دو ورق فلزی آلومینیومی با ضخامت ۳ میلی‌متر به طول و عرض ۱۵ و ۷ سانتیمتر (مساحت

می‌یابد (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۸). در بارهای آلی بالا، با توجه به رشد ساخت‌وسازی و سینتیکی سریعتر گونه‌های باکتریایی اسیدساز در مقایسه با گونه‌های متان‌ساز، نرخ افزایش غلظت محصولات اولیه مانند اسیدهای آلی و گاز هیدروژن از نرخ مصرف این ترکیبات در فازهای بعدی متان‌سازی پیشی می‌گیرد.

بنابراین بازده حذف این محصولات بتدریج در راکتورها و هاضم‌های بی‌هوازی منفی شده و مقدار pH محیط کاهش می‌یابد. بدین ترتیب با برهم خوردن تعادل اسیدی و عدم برقراری شرایط مناسب محیطی برای مرحله متان‌سازی، درعمل تجمع اسیدهای آلی روندی صعودی به خود می‌گیرد و به اصطلاح سیستم ترش می‌شود (Gerardi, 2006). این شرایط که از جمله اساسی‌ترین مشکلات راهبری تصفیه بی‌هوازی با بار آلی بالاست. همچنین شایان ذکر است علاوه بر مشخصه pH، برای برقراری شرایط مناسب متان‌سازی، سایر مشخصه‌ها مانند دمای محیطی، غلظت و فشار گاز هیدروژن، قلیائیت فاضلاب ورودی و نیروی اکسیداسیون و احیای فاضلاب^۲ (ORP) نیز مؤثر هستند. در نتیجه، به دلیل مشکلات متداول راهبری و احتمال عدم دستیابی به عملکرد بهینه راکتورهای بی‌هوازی، همچنان استقبال محدودی از بکارگیری آنها در تصفیه انواع فاضلاب‌ها مشاهده می‌شود (Badalians, 2011). در این مقاله، برای ارتقای راکتورهای بی‌هوازی، بازپروری هر چه بهتر این سیستم‌ها و کنترل و هدایت شرایط مناسب بهره‌برداری، روش نو کاربری فرایند الکترولیز شیمیایی مورد توجه و بررسی قرار می‌گیرد. به‌طور کلی، فرایند الکترولیز متشکل از یک سل الکترولیتی شامل دو الکتروود رسانای جریان الکترولیت و الکترولیت است.

به محض برقراری جریان برق به‌صورت مستقیم، دو قطب دائمی آند (مثبت) و کاتد (منفی) در سل الکترولیتی به وجود می‌آیند که بنا بر خواص الکتروستاتیکی موجب می‌شود کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در الکترولیت (فاضلاب) به ترتیب به سمت کاتد و آند جذب شوند که منجر به جابه‌جایی تعادل واکنش‌های شیمیایی می‌شود (مفیدی، ۱۳۷۲؛ گلابی، ۱۳۸۴ و Monk, 2001). این فرایند الکتروشیمیایی تاکنون در زمینه‌های مختلف از جمله آبگیری از لجن، سل‌های میکروبی^۳ (MFC) و کنترل مشخصه‌های مؤثر و روابط حاکم در شرایط مختلف شیمیایی و الکتروکی مورد ارزیابی قرار گرفته است (Mahmoud, 2010; Oh, 2010) اما تاکنون از این فرایند برای بازپروری راهبری و ارتقای تصفیه بی‌هوازی استفاده

متان‌ساز استات‌خوار در بخش‌های انتهایی و گونه‌های استات‌ساز در بخش‌های ابتدایی سیستم غالب شده‌اند، این ترکیب لجن الزامی می‌شود. شایان ذکر است که این لجن پیش از تغذیه در راکتور، از خط لجن برگشتی واحد لجن فعال با غلظت تقریبی ۹ تا ۱۲ گرم بر لیتر برداشته شده است که پس از این مدت راهبری و در طول دوره آزمایش‌ها در شرایط بی‌هوازی و به غلظت تقریبی و ثابت ۱۰ تا ۱۲ گرم بر لیتر رسیده است.

مشخصات کلی فاضلاب تصفیه‌خانه در جدول شماره (۱) و کیفیت لجن در جدول شماره (۲) آمده است. همچنین در نمودار شماره (۱)، نوسان‌های کیفی فاضلاب ورودی در مدت زمان ۳ ماه تابستان نشان داده شده است.

نتایج

مطابق نتایج حاصل از مطالعات آزمایشگاهی و تحقیقات مشابه (Mahmoud, 2010)، با برقراری جریان الکتریسیته در سل الکترولیتی، یک گرادیان pH در داخل سیستم ایجاد می‌شود. در این حالت با جذب یون‌های مثبت هیدروژن به کاتد و یون‌های هیدروکسید به آن، pH فاضلاب در این نواحی به ترتیب به حدود ۲ و ۱۲ می‌رسد که به صورت تدریجی در عرض سل الکترولیتی یک طیف را تشکیل می‌دهند.

جدول شماره (۱): مشخصات فاضلاب ورودی به تصفیه‌خانه

شهید محلاتی		
مشخصه	واحد	مقدار
COD	(mg/L)	۲۵۰ ± ۱۵۰
BOD	(mg/L)	۲۰۰ ± ۱۰۰
BOD/COD		۰/۶۶ ± ۰/۱۳
TS	(mg/L)	۶۸۰ ± ۲۰۰
TSS	(mg/L)	۲۳۰ ± ۱۰۰
TDS	(mg/L)	۴۵۰ ± ۵۰
EC	(μS/cm)	۹۲۰ ± ۸۰
pH		۷/۹ ± ۰/۴
TKN	(mg/L)	۳۵ ± ۷
قلیائیت	(mgCaCO ₃ /L)	۲۹۰ ± ۶۰
فسفات کل	(mg/L)	۲۱ ± ۱۱
کلیفرم کل (۱۰ ^۲)	(MPN)	۱۶
دمای فاضلاب	°C	۲۴ ± ۴

همچنین، در اطراف این دو الکتروود، حباب‌های گاز پس از برقراری جریان به تدریج تشکیل شده و به سطح سل منتقل می‌شوند.

تقریبی ۱۰۰ سانتیمتر مربع) به فاصله ۶ سانتیمتر از یکدیگر در بشرهای مذکور قرار داده شدند و به یک دستگاه مستقیم کننده جریان برق (آداپتور) با یک آمپر و با توانایی تغییر ولتاژ از ۶ تا ۱۲ ولت به جریان برق مستقیم متصل شدند. در این مرحله، تأثیر مشخصه‌های pH، ولتاژ، میزان سطح الکتروود و مدت زمان الکترولیز بر مقادیر pH، TDS، COD، ORP و آلومینیوم محلول در پساب الکترولیز شده مورد بررسی و تحلیل قرار گرفت.

نمونه‌گیری و انجام آزمایش‌ها

در هر مرحله از مطالعات آزمایشگاهی، فاضلاب و لجن مذکور به بشرهای آزمایشگاهی تزریق شد و پس از انجام الکترولیز در مقاطع زمانی مشخص و قطع جریان برق، نمونه‌برداری از عمق ۲ الی ۳ سانتیمتری سطح آب صورت پذیرفته و در شرایط کنترل شده به سرعت در حداکثر زمان ۱۵ الی ۳۰ دقیقه، به آزمایشگاه منتقل شده‌اند.

در این خصوص، مشخصه‌های pH، TDS و ORP با قرائت مستقیم با دستگاه MD^۲، غلظت آلومینیوم با دستگاه اندازه‌گیری (VGA-720 (ICP) - Varian Co.) و مقدار COD به روش تیتراسیون با دستگاه سوکسله^۸ (CT) تعیین شده است. کلیه آزمایش‌ها مطابق با روش استاندارد متد (APHA, 1999) صورت گرفته و هر مجموعه‌ای از آزمایش برای کنترل خطاهای آن سه بار تکرار شد.

کیفیت فاضلاب و لجن

در این بررسی، فاضلاب از جریان خروجی واحد دانه‌گیری و چربی‌گیری تصفیه‌خانه فاضلاب شهری شهرک شهید محلاتی تهران برداشت شده و با لجن بی‌هوازی موجود در پایلوت آزمایشگاهی ABR که در داخل این سیستم و به مدت ۵ ماه تطبیق یافته است مخلوط شد. پایلوت ABR مذکور که تصویر آن در شکل شماره (۱) نشان داده شده است از جنس پلکسی‌گلاس و به حجم مفید ۴۸ لیتر است.

لجن بی‌هوازی مورد استفاده در این تحقیق از تمامی شیرهای تخلیه در کف و به مقدار مساوی از اتاقک‌ها برداشت شده است زیرا برای کنترل ارتقای راکتورهای بی‌هوازی مانند اختلاط کامل، بهتر است انواع گونه‌های میکروبی در لجن حضور داشته باشند. بر اساس ویژگی اصلی راکتور ABR در تفکیک نسبی گونه‌های اسیدساز از متان‌ساز در طول سیستم (Barber, 1999) و با توجه به این‌که مطابق نتایج شبیه‌سازی (جمشیدی و همکاران، ۱۳۹۰)، گونه‌های

شرایط بی‌هوازی مطلق رابطه نزدیکی به نیروی اکسیداسیون و احیای فاضلاب دارد (Gerardi, 2006) که با کاهش میزان این مشخصه به مقدار ۳۰۰- میلی‌ولت، شرایط از حالت هوازی و آنوکسیک به بی‌هوازی گرایش کامل پیدا می‌کند. این روند کاهش نیروی اکسیداسیون و احیا و تأثیر آن بخوبی در داخل راکتور ABR و در طول آن قابل مشاهده است به طوری که در بافل‌های میانی انتهایی، با برقراری شرایط بی‌هوازی مطلق، بازده حذف ترکیبات میانی مانند اسیدهای چرب فرار و COD افزایش چشم‌گیری می‌یابد که مبین غالب شدن گونه‌های متان‌ساز است (جمشیدی و همکاران ۱۳۹۰).

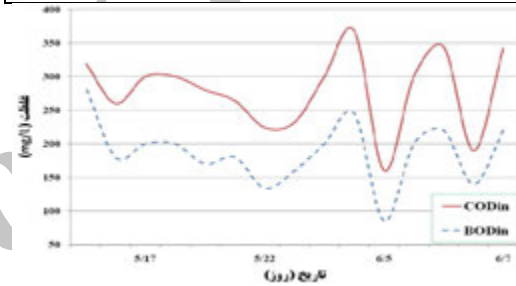
بدین ترتیب شرایط مناسب رشد برای گونه‌های بی‌هوازی اجباری مانند باکتری‌های کاهنده سولفات^۱ (SRB) و انواع گونه‌های متان‌ساز استات‌خوار و هیدروژن‌خوار فراهم می‌آید (Krishna, 2009; Nasr, 2009). بنابراین با استفاده از الکترولیز در بخش ابتدایی راکتور ABR و خروج گازهای اکسیژن و بالطبع کاهش میزان نیروی اکسیداسیون و احیا می‌توان پیش‌بینی کرد که برقراری شرایط بی‌هوازی مطلق در راکتور در زمان کوتاه‌تر و در بافل‌های ابتدایی میسر شود (جدول شماره ۳).

همچنین، به دلیل تجمع یون‌های مثبت و خروج گاز هیدروژن در اطراف کاتد در هنگام انجام الکترولیز، علاوه بر کاهش مقدار یون‌های مثبت هیدروژن در محیط فاضلاب (معرف شرایط اسیدی)، غلظت و در نتیجه فشار این گاز در اطراف محلول الکترولیت نیز کاهش می‌یابد. بر اساس نتایج تحقیقات انجام شده در خصوص علل توقف فرایند بی‌هوازی، تجمع این گاز در محیط و به صورت محلول به عنوان یکی از مهمترین و مؤثرترین دلایل ترش شدن سیستم‌های بی‌هوازی مطرح شده است (Voolapalli, 2001; Nachaiyasit, 1995). تجمع بیش از اندازه این گاز به‌عنوان یک ترکیب واسطه، مانع از فرایند استات‌سازی و متان‌سازی شده و در نتیجه منجر به افت pH می‌شود. این شرایط بیشتر در بارهای آلی بالا و شوک‌های آلی چشمگیر است.

جدول شماره (۲): مشخصات کیفی لجن در واحد لجن فعال تصفیه‌خانه شهید محلاتی و پایلوت آزمایشگاهی ABR

مشخصه	واحد	مقدار
MLSS (AT)	(mg/L)	۳۱۰۰ ± ۹۰۰
MLVSS (AT)	(mg/L)	۲۵۰۰ ± ۷۰۰
SVI (AT)		۱۳۰ ± ۷۰
MLSS (RAS)	(g/L)	۱۱ ± ۱/۲
MLVSS (RAS)	(g/L)	۹/۵ ± ۰/۸
MLSS (ABR)	(g/L)	۱۱ ± ۰/۵
MLVSS (ABR)	(g/L)	۸/۲ ± ۰/۳

AT: حوض هوادهی
RAS: لجن برگشتی واحد لجن فعال
ABR: پایلوت آزمایشگاهی و میانگین تمامی اتاقک‌ها



نمودار شماره (۱): نوسان‌های کیفی فاضلاب ورودی (تیر تا شهریور ۱۳۹۰)

تشکیل و خروج این حباب‌های گاز تا حدودی باعث اختلاط مورد نیاز در راکتورهای بی‌هوازی و بویژه ABR در اطراف الکترودها نیز می‌شود که می‌تواند تماس مورد نیاز بین سوبستره و بیومس را میسر کند (Sarathai, 2010). همچنین، در راکتورهای با جریان رو به بالا مانند ABR و UASB^۱، برقراری میدان الکتریکی عمود بر مسیر جریان با صفحات مستطیلی نیز از تأثیر مثبتی بر بهبود کیفیت پساب خروجی برخوردار است زیرا می‌تواند از بروز پدیده جریان کوتاه در راکتور ممانعت به عمل آورد (Sarathai, 2010; Wang, 2006). همچنین اکسیژن محلول از جمله عوامل بازدارنده فرایند بی‌هوازی محسوب می‌شود (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۸ و Gerardi, 2006) که با انجام الکترولیز و خروج این گاز از محیط فاضلاب در اطراف کاتد، برقراری شرایط بی‌هوازی مطلق تسریع شده و منجر به بهبود آن می‌شود (مفیدی، ۱۳۷۲؛ گلابی، ۱۳۸۴ و Wang, 2006).

جدول شماره (۳): کیفیت پساب خروجی از سل الکترولیتی بی‌هوازی در مقایسه با پساب خروجی متعارف از پایلوت ABR

HRT (hr)	Al (ppm)	ORP (mV)	pH	TDS%	COD %	TDS (mg/L)	TSS (mg/L)	COD (mg/L)	
۱	۲/۸۶ ± ۰/۲	-۲۵۰ ± ۳۰	۹/۱ ± ۰/۹	۲۸ ± ۷	۷۳ ± ۵	۳۲۳ ± ۹	۷۲ ± ۷	۸۲ ± ۴	الکترولیز
۱۲	-	-۲۷۰ ± ۴۰	۷/۵ ± ۰/۳	۶ ± ۲	۶۷ ± ۷	۴۵۰ ± ۱۵	۹۵ ± ۸	۱۱۰ ± ۵	ABR

شرایط پیوسته این مقدار از ۸ فراتر می‌رود. دلیل این افزایش pH، خروج گاز دی‌اکسیدکربن (به صورت کف) است (بدلیانس قلی‌کندی، ۱۳۸۵). زیرا در شرایط مشابه در الکترولیز آب مقطر، pH تغییری نمی‌کند اما در فاضلاب و به دلیل خروج بی‌کربنات به شکل دی‌اکسیدکربن در محیط تعادلی باز به همراه گاز هیدروژن، pH فاضلاب افزایش می‌یابد و به عبارتی کاهش کربنات و بی‌کربنات با افزایش یون هیدروکسید جبران می‌شود. بنابراین، از نگاه فرایندی و به منظور احیای راکتورهای بی‌هوای در شرایط بروز شوک‌های آلی مانند راکتور ABR، الکترولیز فاضلاب با افزایش میزان pH و بدون نیاز به افزودن مواد شیمیایی و با توانایی خروج گازهای هیدروژن و دی‌اکسیدکربن مازاد، در عمل شرایط مناسب برای گونه‌های متان‌ساز استات‌خوار در ارتباط با مشخصه‌های pH، ORP و فشار گاز هیدروژن فراهم شده و راکتور ارتقا یافته قادر است با عبور از مرحله بیولوژیکی، سینتیک فرایند و تکمیل آن را تسریع کند. در جدول ۳، نتایج کیفیت پساب خروجی پس از یک ساعت الکترولیز با ۱۲ ولت و یک آمپر ذکر شده است که با نتایج راکتور بافلا در بی‌هوای در تصفیه فاضلاب شهری مورد مقایسه قرار گرفته است. در این مقایسه، زمان ماند راکتور ABR در حدود ۱۲ ساعت لحاظ شده است زیرا مطابق با نتایج شبیه‌سازی، این زمان ماند بهینه‌ترین حالت گزارش شده است (جمشیدی و همکاران ۱۳۹۰). همچنین با توجه به این‌که پایلوت ABR دارای ۸ اتاقک است، زمان ماند، هر کدام از اتاقک‌ها تقریباً ۱/۵ ساعت است که بنا بر محل قرارگیری الکتوردها در بخش بالارونده سیستم و با فاصله از کف آن، زمانی که فاضلاب عملاً مورد الکترولیز قرار می‌گیرد در حدود یک ساعت است. مطابق نتایج مندرج در جدول شماره (۳)، در هنگام انجام الکترولیز با جریان مستقیم و با استفاده از الکتوردهای آلومینیومی، بطور همزمان، انعقادسازی الکترودی^{۱۱} (EC) نیز بوقوع می‌پیوندد (مفیدی، ۱۳۷۲) و غلظت آلومینیوم محلول در الکترولیت به حدود ۲/۵ الی ۳ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. مطابق مشاهدات آزمایشگاهی، لجن تزریقی پس از الکترولیز توانایی بالایی در ته‌نشینی پیدا می‌کند و مواد جامد معلق خروجی^{۱۲} (TSS) به‌طور متوسط از غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در بهترین شرایط تصفیه بی‌هوای به حدود ۷۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌رسد. این کاهش فرار لجن و ته‌نشینی بیشتر جامدات معلق افزون بر کاهش کدورت پساب خروجی باعث کاهش غلظت COD کل در جریان خروجی فرایند بی‌هوای نیز شده و شرایط کیفی استاندارد برای مصرف پساب در آبیاری کشاورزی

در فرایند بی‌هوای، اساسی‌ترین واکنش بیولوژیکی که غلظت این ماده را کاهش می‌دهد، مرحله متان‌سازی هیدروژن‌خواری است که به‌طور کلی دارای سینتیک و آهنگ رشد کندی است (Hutnan, 1999; Tchobanoglous, 2003). در این فرایند، که مستقل از حضور استات در سیستم است، برخی از گونه‌های متان‌ساز اتوتروف با مصرف دی‌اکسید کربن و هیدروژن گاز متان تولید می‌کنند. این میزان تولید متان می‌تواند مطابق (Tchobanoglous, 2003)، تا ۳۰ درصد از بیوگاز نهایی در هاضم‌ها را تشکیل دهد.



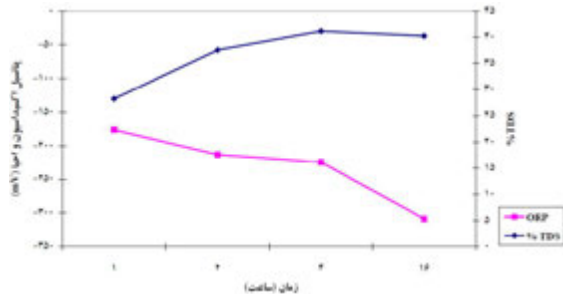
بدین ترتیب این واکنش می‌تواند سریعتر از فرایند متان‌سازی استات‌خواری که به تولید استات وابسته است و می‌تواند تا ۷۰ درصد از گاز متان تولید شده نهایی را تأمین کند، در راکتورهای بی‌هوای انجام گیرد.



گونه‌های هتروتروف مانند متانوسارسینا که اصلی‌ترین باکتری‌های تولد متان هستند، می‌باید برای تأمین غذای اصلی خود یعنی استات، منتظر واکنش‌های باکتری‌های استات‌ساز بمانند. این باکتری‌ها ترکیباتی نظیر الکل‌ها و بوتیرات را که از هیدرولیز و تخمیر مواد آلی به‌دست آمده‌اند به استات تبدیل می‌کنند. این واکنش‌ها بسیار متأثر از غلظت گاز هیدروژن هستند و مقادیر بیش از اندازه آن می‌تواند این فرایندها را متوقف کرده و در نتیجه متان‌سازی استات‌خواری را به تعویق اندازد. بدین ترتیب، فاز هیدروژن‌خواری دارای اهمیت می‌شود. بنابراین، خروج گاز هیدروژن از طریق الکترولیز در شرایطی که راکتور بی‌هوای دچار ترشیدگی شده است یکی از توانایی‌های مهم این روش در خصوص بازپروری این سیستم‌ها به شمار می‌رود، زیرا تاحدودی پاسخگوی نیاز سیستم به مرحله هیدروژن‌خواری و حذف آن است. در این بررسی، پس از مدت زمان یک ساعت الکترولیز فاضلاب به‌صورت ناپیوسته و با ولتاژ ۱۲ ولت و جریان ۱ آمپر، مقدار غلظت ترکیبات کربنات و بی‌کربنات فاضلاب در سل‌های الکترولیتی به میزان تقریبی ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش می‌یابد. با توجه به تولید کف در سطح سل در این مدت چنین استنباط می‌شود که کف تولیدی ناشی از گاز دی‌اکسیدکربن خروجی است که با جابه‌جایی تعادل کربناتی در سیستم توسط الکترولیز تولید می‌شود. همچنین شایان ذکر است که این کف در شرایط مشابه برای آب مقطر تولید نمی‌شود. به‌علاوه، پس از یک ساعت و قطع جریان برق، میزان pH الکترولیت به‌طور متوسط از مقدار متعارف ۷/۵ به بیش از ۹ افزایش می‌یابد که در

قرار گرفته است. مطابق نتایج مندرج در نمودار شماره (۲)، با افزایش مدت زمان الکترولیز، بازده حذف TDS افزایش یافته و میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیای (ORP) پساب کاهش می‌یابد.

این نمودار مبین آن است که در مقطع زمانی معین (۲ الی ۳ ساعت)، افزون بر برقراری شرایط بی‌هوازی اجباری لازم، بازده حذف ذرات محلول فزونی نمی‌یابد. از سوی دیگر نتایج الکترولیز ۱۶ ساعته فاضلاب و لجن نشان داد که تمامی مواد آلی موجود در هم شکسته و تجزیه شده‌اند و مدت زمان طولانی آن مزیتی برای ارتقای راکتور محسوب نمی‌شود (شکل شماره ۲).



نمودار شماره (۲): اثر مدت زمان الکترولیز بر راکتور بی‌هوازی

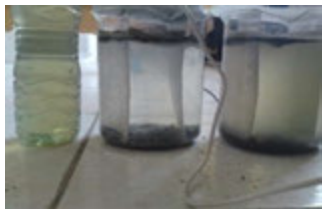


شکل شماره (۲): کیفیت پساب و لجن پس از ۱۶ ساعت الکترولیز

به منظور کنترل شرایط اسیدی و توانایی سیستم در بهبود pH فاضلاب، به سل الکترولیتی چند قطره اسید نیتریک یک نرمال افزوده شد تا pH اولیه در دو مرحله در محدوده ۵/۵ و ۶/۵ قرار گیرد. سپس با الکترولیز محلول به‌طور مشابه به مدت یک ساعت، pH پساب خروجی به ترتیب به محدوده ۷/۵ و ۸ بازگشته است که نتایج این بررسی در نمودار شماره (۳) نشان داده شده است. مطابق این نمودار، در شرایطی که pH فاضلاب کاهش می‌یابد، عملکرد سیستم در حذف TDS نیز کاهش می‌یابد که دلیل افزوده شدن یون‌های نیترات و مصرف ترکیبات کربناتی در حفظ تعادل سیستم است. براساس نتایج مربوط به تأثیر ولتاژ بر کیفیت پساب خروجی فرایند الکترولیز در نمودار شماره (۴)، می‌توان گفت که افزایش ولتاژ از ۶ تا ۱۲ ولت توانایی سیستم را در افزایش pH و توانایی حذف جامدات محلول TDS ارتقا می‌بخشد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که ولتاژهای بالای ۷ ولت عملاً باعث افزایش pH محیط تا ۱/۵ واحد

حاصل می‌شود. براساس نتایج مندرج در جدول شماره (۳) و با مقایسه آنها با نتایج تحقیقات مشابه در خصوص افزایش pH در محیط راکتور ABR با استفاده از مواد افزودنی شیمیایی و قلیایی نظیر هیدروکسیدسدیم، و یا رقیق‌سازی جریان با پساب تصفیه‌شده چنین نتیجه‌گیری می‌شود که ارتقای دائمی pH با الکترولیز می‌تواند در مدت زمانی اندک (کمتر از ۵ ساعت) در راکتور ABR صورت پذیرد، درحالی‌که افزایش مواد شیمیایی نیازمند حداقل یک روز زمان ماند برای تأثیرگذاری در سیستم است. این موضوع بدین علت است که الکترولیز به‌طور مستقیم بر روی عامل ترشیدگی سیستم یعنی گاز هیدروژن اثر می‌گذارد اما افزودن مواد قلیایی به‌منظور بهبود شرایط محیطی برای رشد گونه‌های متان‌ساز هیدروژن‌خوار انجام می‌شود که نیازمند زمان است. این زمان اندک علاوه بر بازپروری سریعتر سیستم، می‌تواند شرایط پیشگیری از بروز ترشیدگی را نیز بهتر مهیا کند. همچنین، مواد شیمیایی افزودنی به کل سیستم تزریق می‌شود تا شرایط را در طول راکتور مساعد نگه دارد اما سل الکترولیتی می‌تواند فقط در اتاقک‌های ابتدایی (اتاقک اول و یا دوم) لحاظ شود. بدین ترتیب از میزان لجن دفعی و هزینه‌های مرتبط با آن نیز کاسته می‌شود. این نکته قابل ذکر است که به‌طور کلی، برگشت پساب تصفیه‌شده راکتور به ابتدای سیستم، راهکار مناسبی برای بهبود عملکرد آن نیست زیرا نه تنها نمی‌تواند راه‌حلی دائم برای افزایش pH آن باشد، بلکه یکی از مشخصه‌های اصلی راکتور ABR را نیز از بین می‌برد. با برگشت پساب از انتهای سیستم، بدلیل افزایش بار هیدرولیکی و فرار لجن، تفکیک نسبی گونه‌های بی‌هوازی در داخل راکتور مختل شده و عملاً شرایط هیدرولیکی نهرگونه آن به اختلاط کامل نزدیک شده و راکتور خاصیت بافل‌بندی خود را از دست می‌دهد (جمشیدی و همکاران، ۱۳۹۰؛ Barber, 1999). در تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری، غلظت جامدات محلول (TDS) ورودی بین ۴۰۰ تا ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است که این میزان در خروجی راکتورهای بیولوژیکی بی‌هوازی تغییری نمی‌کند و بازده کاهش آن حداکثر به ۶ درصد در راکتور بافلدار بی‌هوازی می‌رسد، اما با استفاده از فرایند الکترولیز، بازده حذف جامدات محلول در شرایط ناپیوسته تا ۳۰ درصد افزایش می‌یابد که قسمتی از آن را ترکیبات کربناتی در بر می‌گیرد. به منظور بررسی‌های دقیق‌تر این فرایند و تأثیر شرایط مختلف بر کیفیت پساب خروجی از سل الکترولیتی، مشخصه‌های بهره‌برداری مانند مدت زمان الکترولیز، ولتاژ و شرایط اسیدی اولیه مورد ارزیابی

شرایط عملکرد سل الکترولیتی در کاهش COD و تثبیت لجن تغییر خاصی نمی‌کند.



شکل شماره (۳): مقایسه اثر ولتاژ بر کیفیت پساب پس از

الکترولیز (راست: ۷/۵ ولت، وسط: ۹ ولت، چپ: فاضلاب خام ورودی)

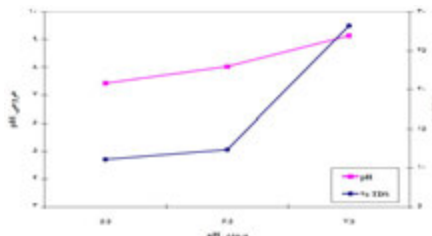
بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق تأثیرگذاری الکترولیز بر بهبود شرایط راهبری و ارتقای عملکردی راکتورهای بی‌هوازی مانند ABR در تصفیه فاضلاب مورد ارزیابی قرار گرفت. برای این منظور، بررسی مشخصه‌های مؤثر با استفاده از نمونه‌های فاضلاب شهری و لجن بی‌هوازی مربوطه در مقیاس آزمایشگاهی انجام پذیرفت. مطابق نتایج حاصل، الکترولیز با ولتاژ پایین ۱۲ ولت و برای مدت زمانی معین تا ۳ ساعت، می‌تواند مشخصه‌های محیطی pH و نیروی اکسیداسیون و احیا را که برای پیشرفت فرایند بی‌هوازی حیاتی هستند به همراه مشخصه‌های کیفی TSS، COD و TDS بهبود ببخشد. بررسی‌های مقایسه‌ای نتایج حاصل با نتایج بررسی‌های همزمان پایلوت ABR با استفاده از نمونه‌های فاضلاب یکسان مشخص می‌کند که فرایند الکترولیز گزینه‌ای ممکن و مناسب برای ارتقای عملکرد راکتورهای مذکور بوده و استفاده از آن باعث بهبود شرایط راهبری و کیفیت پساب خروجی می‌شود.

یادداشت‌ها

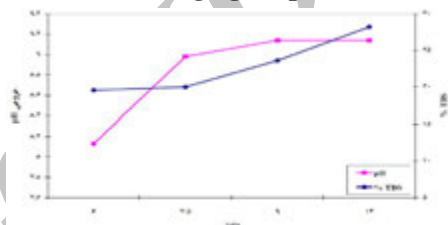
- 1- Anaerobic baffled reactor (ABR)
- 2- Oxidation-Reduction potential (ORP)
- 3- Microbial fuel cell (MFC)
- 4- Chemical oxygen demand (COD)
- 5- Batch reactor (BR)
- 6- Total dissolved solids (TDS)
- 7- Multi parameter Device (MD)
- 8- Closed Titrimetric (CT)
- 9- Upflow anaerobic sludge blanket (UASB)
- 10- Sulfate-reducing bacteria (SRB)
- 11- Electro-coagulation (EC)
- 12- Total suspended solids (TSS)

تحت شرایط ناپیوسته فاضلاب شهری می‌شود و این میزان برای احیای pH فاضلاب ترش شده کافی است.



نمودار شماره (۳): اثر pH اولیه و توانایی فرایند الکترولیز

در احیای آن



نمودار شماره (۴): اثر ولتاژ الکترولیز بر راکتور بی‌هوازی

همچنین با افزایش ولتاژ، توانایی سل الکترولیتی در یونیزاسیون و افزایش بازده حذف TDS ارتقا می‌یابد که در مقادیر کمتر از ۷/۵ ولت به طور کلی به مقدار ثابتی در حدود ۲۰٪ می‌رسد. بنابراین حداقل میزان ولتاژ پیشنهادی در شرایطی که جریان فاضلاب ناپیوسته است ۸ ولت پیشنهاد می‌شود که در شرایط پیوسته تا ۱۲ ولت افزایش می‌یابد. بدین ترتیب بر حسب شرایط بهره‌برداری می‌توان با قطع جریان ورودی به راکتورهای بی‌هوازی، از الکترولیز با زمان و ولتاژ پایین‌تری استفاده کرد. در شکل شماره (۳) رنگ و کیفیت فاضلاب ورودی سل الکترولیتی با ۹ و ۷/۵ ولت نشان داده شده است. در همین راستا، یک مرحله بررسی مقایسه‌ای درخصوص میزان اثرگذاری سطح الکترودها، از طریق کاهش سطح مذکور به یک دوم سطح اولیه انجام پذیرفت (کاهش عرض سطح تماس). تحت این شرایط، با کاهش عرض الکترودها به نصف مقدار اولیه، سطح آن نیز کاهش می‌یابد. پس از یک ساعت الکترولیز در شرایط مشابه آزمایش‌های فوق، میزان بازده سل الکترولیتی در حذف TDS تا ۸ درصد و میزان حلالیت آلومینیوم تا ۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر کاهش پیدا کرد. مقدار pH پساب نیز تنها به مقدار ۰/۲ کمتر از شرایط متعارف بوده یعنی به‌طور متوسط به ۸/۹ رسیده است و پتانسیل اکسیداسیون و احیا به ۲۳۰- میلی‌ولت می‌رسد. در این

منابع مورد استفاده

بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۸۸. طراحی تصفیه‌خانه فاضلاب، چاپ اول، نشر آبیژ، تهران.

بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۸۵. شیمی آب، چاپ دوم، نشر نوپردازان، تهران.

جمشیدی، ش، بدلیانس قلی‌کندی، گ. ۱۳۹۰. بررسی عملکرد راکتور بافلدار بی‌هوای در تصفیه فاضلاب شهری، پایان‌نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران-آب و فاضلاب دانشگاه صنعت آب و برق شهید عباسپور، تهران.

گلایی، م. ۱۳۸۴. مقدمه‌ای بر الکتروشیمی تجزیه: اصول و کاربردها، نشر ستوده، تبریز.

مفیدی، ج. ۱۳۷۲. الکتروشیمی (اصول، روشهای الکترومتری یا تجزیه‌ای، کاربردهای صنعتی)، چاپ دوم، موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.

APHA.1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. American Public Health Association /Water Environment Federation, Washington, DC, USA.

Badalians Gholikandi,G., Sh.,Jamshidi, H.R.,Orumie .2011. Evaluation of anaerobic baffled reactor application as a novel approach for decentralized wastewater treatment systems, proceeding of 1st international conference of water and wastewater, Tehran, Iran.

Barber,W.P., D.C.,Stuckey .1999. The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review, Water Research, Vol. 33, No. 7, pp. 1559-1578.

Gerardi, M.H. 2006. Wastewater Bacteria, Wiley & Sons, Inc.

Hutnan, M., et al .1999. Comparison of start up and anaerobic wastewater treatment in UASB, hybrid and baffled reactor, Journal of Bioprocess Engineering, Vol. 21, pp. 439-445.

Krishna,G.V.T.G., P.,Kumar .2009. Treatment of low strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR), Journal of Environmental Management, Vol. 90, pp. 166-176.

Liu,R., Q.,Tian, J.,Chen .2010. The developments of anaerobic baffled reactor for wastewater treatment: A review, African Journal of Biotechnology, Vol. 9 No. 11, pp.1535-1542.

Mahmoud, A., et al .2010. Electrical Field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering, Water Research, Vol. 44, pp. 2381-2407.

Monk,P. 2001. Fundamentals of Electro analytical Chemistry, Wiley & Sons, Inc. West Sussex, UK.

Nachaiyasit,S., D.C.,Stuckey .1995. Microbial response to environmental changes in an Anaerobic Baffled Reactor (ABR), Antonie Van Leeuwenhoek Vol. 65, pp. 111-123.

Nasr,F.A., et al .2009. Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes, Journal of Environmentalist, Vol. 29, pp. 270-279.

Oh,S.T., et al .2010. Sustainable wastewater treatment: How might microbial fuel cells contribute, review paper, Biotechnology Advances, Vol. 28, pp. 871-881.

Sarathai,Y., T.,Koottatep, A.,Morel.2010. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system, Journal of Environmental Sciences, Vol. 22, No.9, pp. 1319-1326.

Tchobanoglous, G., F.,Burton, D.,Stensel. 2003, Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Fourth edition, Metcalf & Eddy Inc. McGraw-Hill Companies, Inc.

Voolapalli, R.K., D.C.,Stuckey. 2001. Hydrogen production in anaerobic reactors during shock loads- influence of formate production and H₂ kinetics, Water Research, Vol. 35, No. 7, pp. 1831-1841.

Wang, J. 2006. Analytical Electrochemistry, 3rd edition, Wiley & Sons, Inc. New Jersey, USA.