

حذف نیتروژن و مواد آلی فاضلاب مراکز دفن زباله، با استفاده از بازچرخش فاضلاب و فرایند بی هوازی

محمد جواد ذوقی^{۱*}

mj_zoqi@civilEng.iust.ac.ir

محسن سعیدی^۲

تاریخ پذیرش: ۸۷/۱۰/۲۵

تاریخ دریافت: ۸۷/۸/۲۰

یکی از روش های معمول در تصفیه فاضلاب مراکز دفن زباله، استفاده مجدد از فاضلاب بر روی مراکز دفن زباله است. در این روش، طی فرایند بی هوازی، مواد آلی فاضلاب حذف می شود. در این مطالعه دو سیستم مورد بررسی قرار گرفت. سیستم یک، که فقط شامل راکتور حاوی زباله تازه است، در این سیستم فاضلاب پس از تولید بر روی زباله تازه بازگردانده می شود. سیستم دو، شامل راکتور حاوی زباله تازه و راکتوری حاوی زباله خوب تجزیه شده است. در این سیستم فاضلاب پس از خروج از زباله تازه، بر روی راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده تخلیه و سپس بر روی زباله تازه بازگردانده می شود. نتایج آزمایشگاهی نشان داد که در سیستم یک، انباشتگی مواد آلی و NH_4^+-N رخ می دهد، اما حذف مواد آلی و NH_4^+-N در سیستم دو بخوبی صورت می گیرد، به طوری که در سیستم دو، بیشترین نرخ حذف مواد آلی $1000 \text{ mg COD} / \text{L.d}$ و بیشترین نرخ حذف NH_4^+-N $105 \text{ mg} \frac{NH_4^+-N}{\text{L.d}}$ است و در راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده، رخ داده است. در طول مدت آزمایش، میانگین بازده حذف مواد آلی در سیستم دو، ۸۵٪ و میانگین بازده حذف NH_4^+-N برابر ۳۴٪ می باشد.

واژه های کلیدی: تجزیه بی هوازی، مواد آلی، آمونیوم، زباله تجزیه شده، شیرابه زباله.

۱- کارشناس ارشد محیط زیست - عضو شورای علمی پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی* (مسئول مکاتبات)

۲- دانشیار گروه آب و محیط زیست دانشکده عمران دانشگاه علم و صنعت ایران.

مقدمه

مراکز دفن زباله محل نهایی، جهت انبار زباله های تجزیه پذیر یا بی استفاده است (به خصوص برای زباله های جامد شهری) (۱). به عنوان مثال در کشور انگلیس، در هر سال حدود ۷۵ میلیون تن زباله در مراکز دفن زباله دفع می شود و در آمریکا ۶۷٪ از زباله جامد تولیدی در سال ۱۹۹۱ به مراکز دفن زباله منتقل شده است (۲).

تولید و مدیریت فاضلاب مراکز دفن زباله، به عنوان یکی از مهم ترین مسایل زیست محیطی در مراکز دفن زباله مطرح شده است. یکی از انواع رایج مراکز دفن زباله، آن هایی هستند که فاضلاب تولیدی در مراکز دفن زباله، مجدد بر روی سطح مراکز دفن زباله تخلیه می شود. بازچرخش فاضلاب بر روی مراکز دفن زباله سبب می شود، فرایند تجزیه و تثبیت زباله جامد با سرعت بیشتری انجام گیرد، و در نتیجه تولید بیوگاز در مراکز دفن زباله افزایش یابد (۳). همچنین استفاده مجدد از فاضلاب بر روی مراکز دفن زباله سبب افزایش تولید اسیدهای چرب فرار خواهد شد (۴).

فرایندهای فیزیکی- شیمیایی یا بیولوژیکی، جهت تصفیه فاضلاب مراکز دفن زباله در دو دهه اخیر مورد بررسی قرار گرفته است (۵و۶). با توجه به غلظت بالای مواد آلی (COD) و NH_4^+-N ، تصفیه فاضلاب مشکل و پرهزینه خواهد بود. علاوه بر این، مشخصات و دبی فاضلاب مراکز دفن زباله به عوامل مختلفی وابسته است، از قبیل: ترکیبات زباله جامد، میزان بارندگی، عمر مراکز دفن زباله و نوع پوششی که بر روی مراکز دفن زباله استفاده شده است. وضعیت اجتماعی- اقتصادی محل، فصل، روش های جمع آوری و دفع زباله و عوامل دیگر بر روی ترکیبات زباله جامد موثر هستند (۷). همچنین ترکیبات موجود در فاضلاب مراکز دفن زباله در ۱۲ ماه اول دارای غلظت بالایی هستند و با عمر مراکز دفن زباله کاهش می یابند (۸). این تغییرات در غلظت ترکیبات تشکیل دهنده فاضلاب، باعث می گردد تصفیه مشکل و نیازمند استفاده از فرایندهای گوناگون باشد.

فرایندهای بیولوژیکی در تصفیه فاضلاب های جوان به علت غلظت بالای اسیدهای چرب فرار به خوبی عمل می کنند، در صورتی که این فرایندها در تصفیه فاضلاب های قدیمی دارای بازده کم تری می باشند (۹). همچنین مطالعات نشان می دهد، بازچرخش فاضلاب بر روی مراکز دفن زباله سبب تولید فاضلاب تثبیت شده می شود که این فاضلاب دارای غلظت کمی از ترکیبات کربن تجزیه پذیر و غلظت بالایی از NH_4^+-N است (۱۰).

مزایای بازچرخش فاضلاب بر روی مراکز دفن زباله در تحقیقات مختلفی مورد بررسی قرار گرفته است. در یکی از مطالعات، مزایای بازچرخش فاضلاب مراکز دفن، در پنج مرکز دفن، در مقیاس عملیاتی بررسی شده است. طبق نتایج به دست آمده در این مطالعه، عوامل موثر در تجزیه بیولوژیکی فاضلاب مراکز دفن، شامل حرارت، pH، میزان مواد مغذی، مقدار رطوبت موجود و اندازه مواد تشکیل دهنده زباله است. از بین این عوامل، مقدار رطوبت در دسترس، بیشترین تاثیر را بر تجزیه و تثبیت فاضلاب مراکز دفن دارد (۳). در اکثر مراکز دفن، زباله به طور متناوب در معرض بارندگی قرار دارد. نفوذ نزولات جوی به محل دفن زباله و رطوبت موجود در زباله، تولید فاضلاب در مراکز دفن و نرخ تجزیه زباله را افزایش می دهد، با تسریع و کنترل این پدیده به وسیله بازچرخش فاضلاب، سرعت تجزیه فاضلاب افزایش می یابد، بدون آن که سلسله مراتب تجزیه (که شامل دو فاز اصلی تولید اسید و تولید متان است) تغییر پیدا کند. افزایش نرخ تجزیه زباله و کاهش مدت زمان نکه داری از مراکز دفن به علت باز چرخش فاضلاب، سبب کاهش هزینه نکه داری از مراکز دفن می شود (۱۱). در مطالعه موردی بر روی یک مرکز دفن، مزایای بازچرخش فاضلاب در افزایش نرخ تولید متان در مقایسه با حالت بدون بازچرخش، بررسی شده است (۱۲).

در مطالعه حاضر یک دفنگاه زباله که از زباله تازه پر شده و یک دفنگاه زباله که حاوی زباله خوب تجزیه شده است، برای حذف مواد آلی و جذب سطحی آمونیاک، استفاده

برای ساخت راکتورها از پلکسی گلاس^۱ استفاده شده و برای جلوگیری از تبادل حرارتی با محیط از فوم پلی یورتان^۲ جهت عایق بندی راکتورها استفاده شده است. راکتورهای شبیه ساز، برای نگه داری دما در 2 ± 30 سانتی گراد، در محفظه کنترل کننده دما قرار می گیرند.

برای جلوگیری از ایجاد مانع در خروج آب، انتهای تمام راکتورها به ضخامت ۱۵ سانتی متر به وسیله شن پر شده است. دو راکتور شبیه ساز مرکز دفن زباله (راکتورهای A, B) به وسیله ۲۴ کیلوگرم زباله تازه پر شده است. راکتور شبیه ساز دیگر (راکتور C) به وسیله ۴۴ کیلوگرم از زباله خوب تجزیه شده پر شده است. در نهایت، بر روی زباله ها، لایه ای از ماسه به ضخامت ۱۵ سانتی متر قرار می گیرد. سپس آب دیونیزه شده به هر یک از راکتورها اضافه می شود، تا زمانی که حدود یک لیتر شیرابه تولید شود.

۳- طرح و عملیات آزمایشگاهی

در این مطالعه دو روش برای تصفیه فاضلاب در نظر گرفته شده است که عبارتند از :

سیستم ۱ (تنها شامل راکتور A است)، سیستم ۲ (از راکتورهای B و C تشکیل شده است).

۱. در سیستم یک، فاضلاب تولیدی در راکتور حاوی زباله تازه (راکتور A) به سمت مخزن جمع آوری هدایت، و هر دو روز، با استفاده از پمپ پرستالتیک^۳، بر روی راکتور A پمپ می شود.

۲. در سیستم دو، راکتوری که از زباله تازه پر شده (راکتور B)، به وسیله بازچرخش فاضلاب، به راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده (راکتور C)، متصل می گردد. در این سیستم، فاضلاب تولیدی در راکتوری که از زباله تازه پر شده (راکتور B)، بر روی راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده (راکتور C) پاشش و همزمان فاضلاب تولیدی در راکتور C بر روی راکتور B تخلیه می شود که این عمل هر دو

می شود. هدف این مطالعه بررسی سیستم بی هوازی به عنوان فرایند مناسب جهت جداسازی همزمان نیتروژن و مواد آلی است .

روش کار

۱- مواد به کار رفته

زباله استفاده شده در این تحقیق از مرکز دفن زباله سراوان ، واقع در اطراف شهر رشت، تامین شده است. مرکز دفن زباله سراوان از سال ۱۳۶۳ در حال فعالیت است. در این مطالعه، زباله ای که توسط کامیون های جمع آوری در محل مرکز دفن زباله سراوان تخلیه می شود، بلافاصله به عنوان زباله تازه جمع آوری شده است.

پس از جمع آوری زباله کیسه های پلاستیکی و مواد غیر آلی حجیم از زباله جدا شده و زباله سرند شده به آزمایشگاه منتقل می شود. تمام زباله ها پس از خرد شدن و مخلوط شدن، در ستون های شبیه ساز دفنگاه زباله قرار داده می شود. اجزای تشکیل دهنده زباله به شرح ذیل است (بر طبق وزن): مواد زاید آشپزخانه ۶۵٪، کاغذ ۹٪، پلاستیک ۱۲٪، پارچه ۲٪، فلز ۵٪/۰ و دیگر مواد ۱۱/۵٪.

زباله خوب تجزیه شده از قسمت هایی از مرکز دفن زباله سراوان که دارای عمر بیش از ۱۲ سال بود، به وسیله حفاری برداشت شده است. تعریف زباله خوب تجزیه شده در این جا عبارت است از: زباله ای که در طی فرایندهای بی هوازی، پتانسیل تولید متان آن کاهش یافته است (تولید متان از ۱۵-۳ ماه بعد از دفن زباله آغاز و تا ۱۵ سال بعد ادامه می یابد(۱۳)). زباله خوب تجزیه شده دارای مواد آلی کم تر از ۵٪ و نیتروژن موجود در آن کم تر از ۳٪ می باشد. سپس این زباله مخلوط و به تکه های ۵-۲ cm خرد می شود.

۲- وسایل به کار رفته

راکتورهای شبیه ساز مرکز دفن زباله که در این تحقیق استفاده شده است، دارای مقطع مربع و مساحت داخلی ۴۰۰ سانتی متر مربع می باشد. ارتفاع این راکتورهای ۱۳۰ سانتی متر است که حجم موثر ۴۰ لیتر را به وجود می آورد.

1- Plexiglass
2- Polyurethane
3- Peristaltic

می یابد. همچنین میزان بازده حذف مواد آلی از ۹۰٪ تجاوز نمی کند. در مطالعات گذشته مشخص شده، هر چه غلظت COD در فاضلاب مراکز دفن زباله بیشتر باشد، مواد آلی به اکسیده شدن به وسیله رادیکال OH تمایل بیشتری دارد (۱۶). به عبارت دیگر افزایش غلظت COD به تنهایی سبب افزایش بازده حذف مواد آلی نمی شود، بلکه برای افزایش این بازده افزایش همزمان pH و COD مورد نیاز است. به همین علت، در این مطالعه نیز در برخی موارد علی رقم افزایش غلظت COD در فاضلاب، بازده حذف کاهش می یابد.

مواد آلی موجود در فاضلاب مراکز دفن زباله از نظر تجزیه پذیری بیولوژیکی دارای خواص متفاوتی هستند. یکی از معیارهای سنجش میزان تجزیه پذیری بیولوژیکی نسبت BOD5/COD است که قسمتی از مواد آلی با توانایی تجزیه پذیری بیولوژیکی را نشان می دهد. این نسبت برای فاضلاب مراکز دفن زباله جدید بیش از ۴٪ و برای مراکز دفن زباله قدیمی کم تر از ۱٪ می باشد (۱۷ و ۱۸). لذا بخشی از مواد آلی که دارای ساختمان سلولی پیچیده ای هستند (مانند اسیدهای هومیک^۲)، به وسیله فرایند بیولوژیکی تجزیه نمی شوند و در فاضلاب باقی می ماند. به همین علت در این مطالعه، حداکثر بازده حذف در سیستم ۲، از ۹۰٪ تجاوز نمی کند.

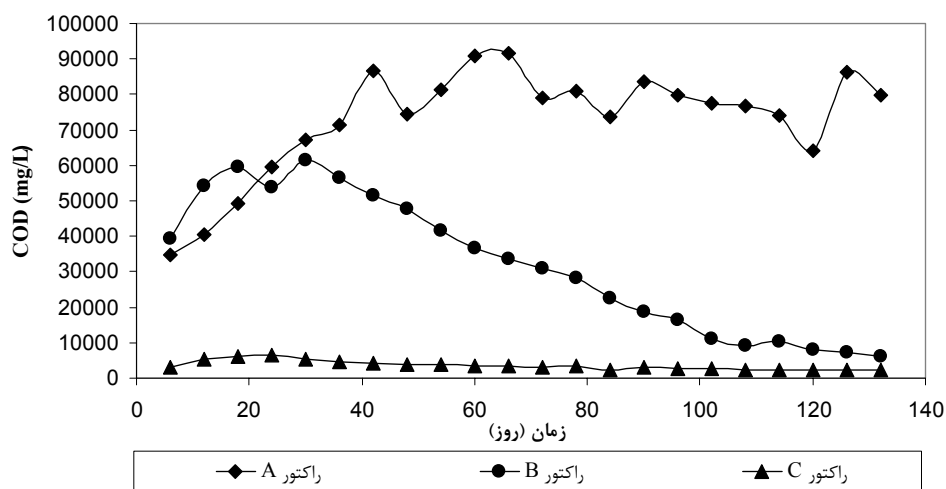
روز و با استفاده از پمپ پریستالتیک صورت می گیرد. سپس نمونه های فاضلاب، هر شش روز از قسمت خروجی راکتورها جمع آوری می گردد و غلظت COD، NH₄⁺-N و pH اندازه گیری می شود. میزان pH به وسیله pH متر شرکت HACH اندازه گیری می شود. اندازه گیری غلظت COD و NH₄⁺-N، مطابق استاندارد متد آنالیز آب و فاضلاب (ویرایش شانزدهم) انجام می شود (۱۴).

نتایج

۱- تغییرات COD

میزان غلظت COD در خروجی راکتورهای A-C در نمودار ۱ نشان داده شده است. میزان غلظت COD، در فاضلاب مرکز دفن زباله (A) پس از شروع آزمایش به شدت افزایش می یابد و بیشترین مقدار آن ۹۱۴۵۰ mg/L است که در روز ۶۶ام اتفاق می افتد. میزان غلظت COD در آخرین روز آزمایش (روز ۱۳۲) در راکتور A به ۷۹۷۰۰ mg/L می رسد. در سیستم دو، غلظت COD در هفته های اول آزمایش، افزایش می یابد و بیشترین مقدار آن در راکتور B، برابر ۶۱۶۰۰ mg/L است که در روز ۳۰ام اتفاق افتاده است. سپس میزان غلظت COD، در فاضلاب راکتور B به ۶۲۷۰ mg/L در روز ۱۳۲ ام، به تدریج کاهش می یابد که این روند، به علت تجمع اسیدهای کربوکسیلیک^۱ رخ می دهد (۱۵). راکتور B به راکتور حاوی زباله خوب تجزیه شده (راکتور C) متصل است و غلظت COD خروجی از راکتور C همواره کم است که نشان می دهد سیستم دو، در تصفیه مواد آلی فاضلاب موثر است.

در سیستم یک، تغییرات قابل توجهی در غلظت COD فاضلاب تولیدی مشاهده نشد. در صورتی که در سیستم دو، در طول مدت آزمایش، بازده حذف COD همواره بیش از ۶۵٪ و کم تر از ۹۰٪ می باشد. در این مطالعه در برخی موارد علی رقم افزایش غلظت COD در فاضلاب، بازده حذف کاهش



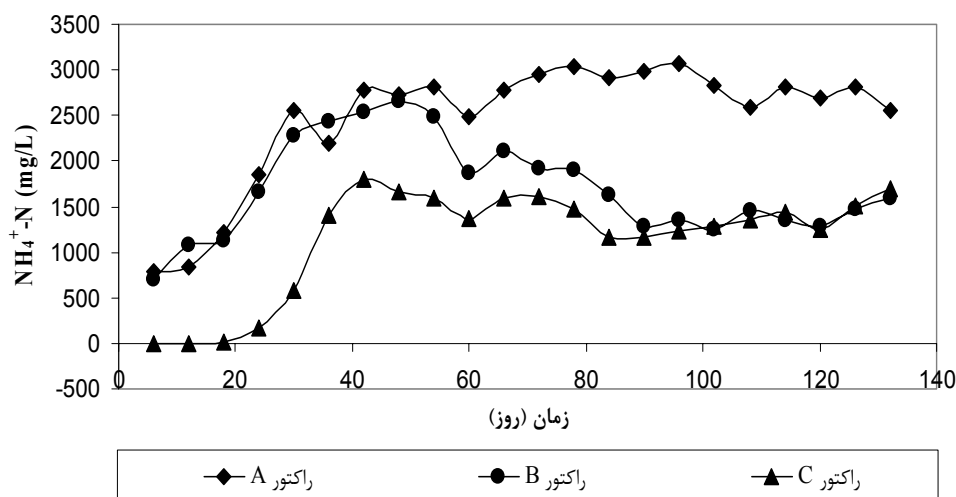
نمودار ۱- غلظت COD در تمام راکتورها

۲- تغییرات $\text{NH}_4^+\text{-N}$

میکروارگانیزم های نیتریفیکاسیون^۱ که در محیط هوازی به خوبی عمل می کند، در فرایند های بی هوازی وجود ندارد (۱۵). در سیستم دو، مقداری از $\text{NH}_4^+\text{-N}$ از فاضلاب راکتورهای B و C حذف شده است، با توجه به این که در این راکتورها حالت بی هوازی حاکم است، علت این حذف، جذب سطحی آمونیاک فاضلاب توسط زباله های خوب تجزیه شده است که از آن برای رشد باکتری های بی هوازی استفاده می شود (۱۹). همچنین غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در فاضلاب راکتور C در برخی مواقع بیشتر از غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور B است. همان طور که گفته شد مقداری از $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C جذب سطحی زباله خوب تجزیه شده می شود، رخ دادن فرایند آزادسازی آمونیاک و یا تبدیل ترکیبات آلی نیتروژن دار به آمونیاک در راکتور C، باعث می گردد، غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور C در برخی مواقع بیش تر از راکتور B باشد. این نتیجه در مطالعات گذشته نیز تایید شده است (۲۰).

تغییرات غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در فاضلاب راکتورها، در نمودار ۲ نشان داده شده است. مقدار غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتور A همواره در حال افزایش است و این افزایش در ۳۰ روز اول شدید تر است و بیشترین غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در این راکتور در روز ۹۶م رخ می دهد که 3060 mg/L می باشد. میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتورهای B و C تا ۴۸ روز اول آزمایش، افزایش می یابد به طوری که بیشترین غلظت در این راکتورها به ترتیب 2650 mg/L و 1800 mg/L است. پس از آن، غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در هر دو راکتور B و C کاهش می یابد و این کاهش در راکتور B شدید تر است، به طوری که در هفته های پایانی آزمایش میزان غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در راکتورهای B و C تقریباً برابر می شود.

غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در فاضلاب خروجی از راکتورها در ۳۰ روز اول، دارای افزایش سریعی است، این افزایش به علت تجزیه مواد آلی نیتروژن دار موجود در مراکز دفن زباله، رخ می دهد. غلظت $\text{NH}_4^+\text{-N}$ در فاضلاب راکتور A، تا انتهای آزمایش در سطح بالایی، باقی می ماند و آمونیوم-نیتروژن به وجود آمده در این راکتور در فاضلاب تجمع می یابد. چرا که،



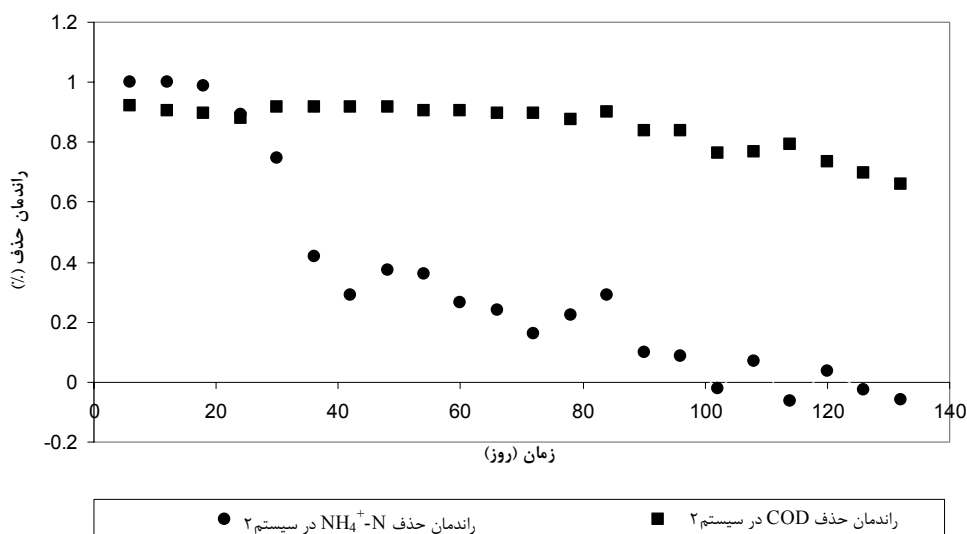
نمودار ۲- غلظت NH_4^+-N در تمام راکتورها

کاهش در NH_4^+-N شدید تر است. به طوری که، میزان بازده حذف NH_4^+-N در سیستم ۲، در روزهای اول بالا بوده و پس از گذشت ۹۶ روز از آزمایش، تقریباً به صفر می رسد و این بازده تا انتهای آزمایش باقی می ماند. غلظت NH_4^+-N موجود در فاضلاب سیستم ۲، تنها از طریق جذب سطحی در راکتور C کاهش می یابد. با بازچرخش مداوم فاضلاب در سیستم ۲، میزان غلظت NH_4^+-N در راکتور C به مرور زمان افزایش می یابد تا زمانی که میزان غلظت NH_4^+-N در راکتور C به حالت اشباع می رسد و پس از این حالت، هیچ فرایندی برای حذف NH_4^+-N وجود نخواهد داشت.

بازده حذف مواد آلی و NH_4^+-N در سیستم دو، به صورت تابعی از زمان در نمودار ۳ نشان داده شده است. بازده حذف مواد آلی و NH_4^+-N به وسیله فرمول ۱ محاسبه شده است.

$$X = \frac{(X_{in} - X_{eff})}{X_{in}} \times 100 \quad (1)$$

که در آن X_{in} میزان جرم ورودی پارامتر X به راکتور و X_{eff} میزان جرم خروجی پارامتر X از راکتور می باشد. و X به ترتیب، میزان غلظت COD برحسب mg/L و میزان غلظت NH_4^+-N برحسب mg/L برای محاسبه بازده حذف COD و NH_4^+-N می باشد. با توجه به نمودار ۳، میزان بازده حذف COD و NH_4^+-N در طول زمان کاهش می یابد و این

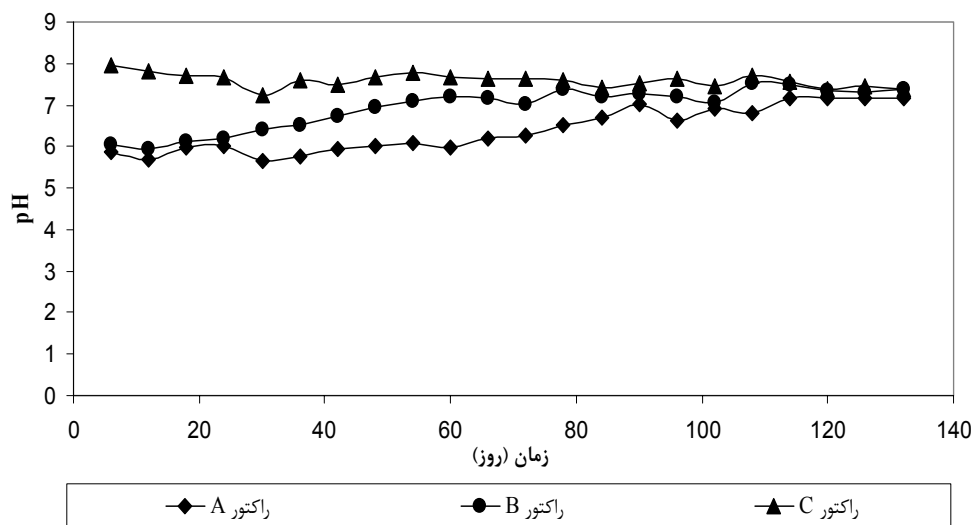


نمودار ۳- بازده حذف COD و NH₄⁺-N در سیستم ۲

۳- تغییرات pH

زباله در سیستم ۲ می باشد. زیرا، با کاهش ترکیبات مواد آلی در فاضلاب، میزان pH افزایش می یابد (۲۱).

میزان pH تمام راکتورها در نمودار ۴ آمده است. میزان pH در فاضلاب خروجی از راکتور A در روز ۶م برابر ۵/۹ است و تا روز ۶۰م به ۶ می رسد. پس از آن میزان pH فاضلاب تا ۷/۲ در روز ۱۳۲م، افزایش می یابد. نتایج نشان می دهد، پس از آغاز بازچرخش فاضلاب، میزان pH در راکتور A افزایش می یابد که علت آن فعالیت باکتری های تخمیر کننده و هایدرولیتیک^۱ است (۱۵). مقدار pH در راکتور B پس از ۴۸ روز اول، از ۶ به ۷ افزایش می یابد و پس از آن میزان pH همواره بیشتر از ۷ می باشد، به طوری که بیشترین میزان pH که در روز ۱۰۸م اتفاق می افتد ۷/۵ است. مقدار pH در راکتور C در طول مدت آزمایش بیشتر از ۷ است به طوری که کم ترین مقدار آن ۷/۲ و بیشترین مقدار pH در این راکتور ۸ می باشد و به ترتیب در روز ۳۰ و ۶ رخ می دهد. در فاضلاب خروجی از راکتور C که حاوی زباله خوب تجزیه شده است، مقدار pH در حدود ۸ باقی می ماند، چراکه، مقدار pH در فاضلاب تثبیت شده در حدود ۸ است. نتایج به دست آمده نشان می دهد مقدار pH، در راکتور B نسبت به راکتور A با سرعت بیشتری افزایش می یابد که نشان دهنده تجزیه سریع



شکل ۴- مقدار pH در تمام راکتورها

نتیجه

در این مطالعه برای جداسازی مواد آلی و نیتروژن از دو سیستم مختلف استفاده شد که با مقایسه آن ها می توان سیستم بهینه جهت تصفیه فاضلاب را انتخاب کرد. نتایج نشان داد که در صورت استفاده مجدد از فاضلاب بر روی زباله تازه (سیستم ۱)، میزان pH در فاضلاب کاهش می یابد و انباشتگی مواد آلی و NH_4^+-N رخ می دهد. در سیستم ۲، که فاضلاب به ترتیب از زباله تازه و زباله خوب تجزیه شده عبور می کند، حذف مواد آلی و تنظیم pH با بازده بالایی انجام می گردد. اما در سیستم ۲، به دلیل این که NH_4^+-N تنها از طریق جذب سطحی قابل حذف است، تصفیه NH_4^+-N دارای بازده حذف کم تری نسبت به بازده حذف مواد آلی است. به طور معمول در مراکز دفن زباله، زباله خوب تجزیه شده در لایه های پایین و زباله تازه در سطح قرار دارد. لذا از سیستم ۲، می توان به سهولت و با هزینه کم در مراکز دفن زباله استفاده کرد.

منابع

1. Daniel, D.E., 1993. Geotechnical Practices for Waste Disposal. Chapman and Hall, USA.

در این مطالعه پس از ۱۱۴ روز فاضلاب خروجی از راکتورهای B و C، به تثبیت رسیده است و با توجه به نمودار ۴ میزان pH، در دو راکتور B و C پس از تثبیت (روز ۱۱۴ ام) به طور تقریبی با هم برابر است. در راکتور B تخمیر و فعالیت باکتری ها بر روی ترکیبات تجزیه پذیر سبب تولید و تجمع اسید و کاهش مقدار pH در فاضلاب خروجی می شود. فاضلاب از راکتور B به راکتور C انتقال می یابد و در این راکتور اسید تولید شده در راکتور B، به وسیله باکتری های متان ساز به متان و دی اکسید کربن تبدیل می شود. این فرایند باعث افزایش pH در فاضلاب می گردد. فاضلاب خروجی از راکتور C به راکتور B هدایت می شود و به علت بالا بودن pH تجزیه بیولوژیکی بهتر صورت می گیرد و به همین علت حذف مواد آلی در راکتور B بیشتر از راکتور A است. همچنین بالا بودن pH ورودی به راکتور B باعث می شود فاضلاب خروجی از این راکتور نسبت به دوره قبل دارای pH بیشتری باشد. در راکتور C به علت پایین بودن pH ورودی (فاضلاب خروجی از راکتور B) فاضلاب خروجی از این راکتور نسبت به دوره قبل دارای pH کم تری است. این تغییرات تا زمان تثبیت فاضلاب ادامه می یابد و پس از تثبیت، مقدار pH در دو راکتور به حالت تعادل می رسد.

9. Amokrane, A., Comel, C., Veron, J., 1997. Landfill leachates pre-treatment by coagulation flocculation. *Water Res.* 31: 2775–2782.
10. Knox, K., 1985. Leachate Treatment with Nitrification of Ammonia. *Water Research.* 19: 895-904.
11. Pohland, F.G., Al-Yousfi, B., 1994. Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production. *Water Science and Technology* 30 (12), 117-124.
12. Demir, A., Bilgili, M.S., Ozkaya, B., 2004. Effect of leachate recirculation on refuse decomposition rates at landfill site: a case study. *International Journal of Environmental and Pollution* 21 (2), 175-188.
13. Environmental Guidelines : Landfill siting, design, operation and rehabilitation., 2004. Environmental Protection Agency of Queensland, ABN 87 221 158 786.
14. A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th edition. American Public Health Association, American water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, D.C.
15. Benson, C. H., Barlaz, M. A., Lane, D. T., and Rawe, J. M., 2007. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27: 13-29.
16. Songlin Wang, Xiaohui Wu, Yansong Wang, Qifen Li, Meijun Tao., 2008. Removal of organic matter and ammonia nitrogen from landfill
2. Lober, J.D., 1996. Municipal solid waste policy and public participation in household source reduction. *Waste management and research.* 14: 125-143.
3. Reinhart, D.R., Al-Yousfi, B., 1996. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research.* 14: 337-346.
4. O’Keefe, D.M., Chynoweth, D.P., 2000. Influence of phase separation, leachate recycle and aeration on treatment of municipal solid waste in simulated landfill cells. *Bioresour. Technol.* 72, 55–66.
5. Forgie, D.J.L., 1988. Selection of the most appropriate leachate treatment methods part 1: a review of potential biological leachate treatment methods. *Water. Poll. Res. J, Canada*, 23(2), 308–328.
6. Quasim, S. R., Chiang, W., 1994. *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control, and Treatment.* Technomic Publishing, Lancaster, PA.
7. El-Fadel, M., Findikakis, A.N. and Leckie, J.O., 1997. Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management.* 50:1-25.
8. Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 32, no. 4: 297-336.

- sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Bioresour Technol.* 58: 31-40.
20. He, P.J., Shao, L.M., Guo, H.D., Li, G.J., Lee, D.J., 2006. Nitrogen removal from recycled landfill leachate by ex situ nitrification and in situ denitrification. *Waste Manage.* 26 (8), 838-845.
21. Reinhart, D. R., and Townsend, T. G., 1997. *Landfill Bioreactor Design & Operation.* Lewis Publishers: New York.
- leachate by ultrasound. *Ultrasonics Sonochemistry* 15: 933-937.
17. Marttinen, S.K., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 2003. Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. *Sci. Total Environ.* 301: 1-12.
18. Kang, K.H., Shin, H.S., Park, H., 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Res.* 36: 4023-4032.
19. Kettunen, R.H., Hoilijoki, T.H., Rintala, J.A., 1996. Anaerobic and