

تصفیه شیرابه زباله با استفاده از فرایند لجن فعال تخلیه منقطع و کاربرد پودر کربن فعال

سه‌د جرفی^۱، نعمت اله جعفرزاده حقیقی فرد^۲، روشنگ رضایی کلانتری^۳، یلدا هاشم پور^۴

نویسنده مسئول: تهران، دانشگاه علوم پزشکی ایران، دانشکده بهداشت، گروه مهندسی بهداشت محیط roshanak_rezaeikalantary@yahoo.com

پذیرش: ۸۸/۲/۲۹

دریافت: ۸۷/۱۱/۲۱

چکیده

زمینه و هدف: کاربرد مستقیم تجزیه زیستی هوازی برای تصفیه شیرابه به دلیل غلظت بالای *COD* و نیترژن و همچنین حضور ترکیبات سمی بسیار دشوار می باشد. هدف از این مطالعه استفاده از ترسیب شیمیایی به روش *struvite* به عنوان پیش تصفیه و به منظور حذف قابل توجه اجزاء بازدارنده تجزیه زیستی قبل از فرایند لجن فعال به روش راکتور تخلیه منقطع همزمان با کاربرد پودر کربن فعال (*PAC*) بود. روش بررسی: شیرابه خروجی از واحد ترسیب شیمیایی در زمان های ماند هیدرولیکی ۶ و ۱۲ ساعت در راکتورهای مقیاس آزمایشگاهی لجن فعال تخلیه منقطع مورد تصفیه قرار گرفت. پودر کربن فعال به میزان ۳/۵ گرم بر لیتر به طور مستقیم به راکتور هوادهی تزریق می شد. یافته ها: مقادیر حذف *COD* کل، *COD* محلول، آمونیاک و فسفر به هنگام راهبری فرایند لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت و اضافه کردن پودر کربن فعال به ترتیب معادل ۹۰، ۸۷، ۹۸/۳ و ۹۴ درصد و در زمان ماند ۱۲ ساعت به ترتیب ۹۶، ۹۵، ۹۹/۲ و ۹۸/۷ درصد بود.

نتیجه گیری: بر اساس نتایج به دست آمده می توان نتیجه گیری کرد که ترسیب شیمیایی به روش *struvite* پیش از فرایند لجن فعال تخلیه منقطع همزمان با کاربرد پودر کربن فعال گزینه بسیار مناسبی برای تصفیه شیرابه بوده و قادر به تأمین استاندارد تخلیه پساب به آب های پذیرنده می باشد.

واژگان کلیدی: شیرابه، تجزیه زیستی، لجن فعال، تخلیه منقطع، پودر کربن فعال

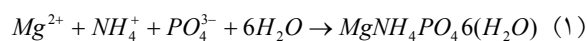
- ۱- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، گروه بهداشت محیط و حرفه ای دانشکده علوم پزشکی دانشگاه تربیت مدرس
- ۲- دکترای بهداشت محیط، دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز
- ۳- دکترای مهندسی محیط زیست، استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی ایران
- ۴- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی جندی شاپور اهواز

مقدمه

دفع بهداشتی مواد زاید جامد شهری به شکل گسترده ای به عنوان یک روش دفع در کشورهای در حال توسعه مورد استفاده قرار گرفته است. به دلیل مدیریت ضعیف بسیاری از مکان های دفن، همواره امکان نشت شیرابه به عنوان یک تهدید قابل توجه برای محیط زیست وجود داشته است (۱). با توجه به روند فزاینده تولید مواد زاید جامد به دلیل افزایش جمعیت، شهرنشینی و صنعتی شدن، این مخاطرات اهمیت زیادی یافته اند (۲). محصور کردن شیرابه و تصفیه مناسب آن به عنوان چالش های علمی و فنی مطرح هستند که تا کنون به طور کامل راه حل اساسی برای آن ها یافت نشده است (۳). علاوه بر جلوگیری از نشت شیرابه با استفاده از عایق های مؤثر، ضروری است تا شیرابه به روش های مناسب تصفیه شود تا استانداردهای تخلیه به منابع پذیرنده تأمین شود (۴). کیفیت شیرابه به میزان زیادی به سن مکان دفن بهداشتی و مرحله تجزیه بیولوژیکی مواد زاید در درون آن بستگی دارد که حاوی مقادیر مختلفی مواد آلی (COD در گستره ۱۵۲۰۰۰-۱۴۰۲۲ میلی گرم بر لیتر)، ترکیبات غیر آلی (نیتروژن آمونیاکی در گستره ۲۲۰-۵۰ میلی گرم بر لیتر، کلرور در گستره ۴۵۰-۱۵۰ میلی گرم بر لیتر)، فلزات سنگین و سایر ترکیبات آلاینده می باشد (۵).

تصفیه شیرابه به دلیل غلظت های بالای COD و نیتروژن مشکل می باشد. از سویی دیگر، ماهیت آلی اکثر آلاینده های موجود در شیرابه و بار بالای مواد کربنه منجر به کاربرد فرایندهای زیستی شده است (۶). علاوه بر این، در شیرابه های قوی، بازدارندگی شدید نیتریفیکاسیون به دلیل حضور مقادیر بالای آمونیاک آزاد و مواد بازدارنده ای مانند ترکیبات سمی ممکن است رخ می دهد (۷). تحقیقات نشان داده است که عملکرد فرایند لجن فعال به شکل قابل توجهی می تواند تحت تأثیر غلظت های بالای $\text{NH}_4\text{-N}$ قرار گیرد (۸). آمونیاک آزاد در سیستم های تصفیه زیستی به عنوان یک عامل سمی برای میکروارگانیسم ها تشخیص داده شده است.

بنابراین پیش تصفیه در ابتدای سیستم تصفیه زیستی برای کاهش غلظت آمونیاک آزاد به میزان قابل قبول مورد نیاز است (۹). روش های مختلفی برای حذف آمونیاک آزاد پیش از مرحله تصفیه زیستی مورد ارزیابی قرار گرفته است. به طور مثال زدایش آمونیاک از طریق هوادهی به pH بالایی نیاز داشته و از سوی دیگر پتانسیل بالقوه پوسته گذاری بر روی تجهیزات وجود دارد (۱۰). از جمله روش های زدایش آمونیاک، ترسیب شیمیایی به روش struvite است که به دلیل سرعت واکنش و راندمان حذف بالا، در حذف غلظت های بالای آمونیوم شیرابه بسیار مؤثر است. struvite یک ترکیب بلوری سفید رنگ حاوی منیزیم، آمونیوم و فسفر ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) در غلظت های مولی برابر است. پس از وقوع ترسیب به روش struvite، کریستال های struvite حاصله به آسانی از فاز آبی قابل جداسازی هستند (۱۱). struvite بنابر بر واکنش کلی زیر تشکیل می شود:



طی دهه گذشته، ترسیب به روش struvite به شکل موفقیت آمیزی در حذف غلظت های بالای $\text{NH}_4\text{-N}$ از فاضلاب های صنعتی نظیر پساب کارخانجات نیتروژن و زغال، پساب صنایع دباغی، پساب های چاپ پارچه و همچنین شیرابه دفن زباله به کار رفته است (۱۰، ۱۴-۱۲).

شیرابه فاضلابی قوی با تجزیه پذیری بالا می باشد که یک گزینه مناسب برای تصفیه آن، استفاده از فرایند لجن فعال برای حذف COD مازاد، نیتروژن و جامدات معلق پس از پیش تصفیه می باشد. بنابراین تجزیه زیستی هوازی برای حذف بار آلی باقیمانده پس از ترسیب به روش struvite (به عنوان پیش تصفیه) مورد استفاده قرار می گیرد (۱۰).

در این مطالعه فرایند لجن فعال تخلیه منقطع همراه با افزودن کربن فعال پودری و بدون آن پس از پیش تصفیه به روش struvite مورد بررسی قرار گرفت. در حقیقت فرایند لجن فعال تخلیه منقطع نوع دیگری از راکتور متوالی ناپیوسته است که در آن فاضلاب به صورت پیوسته وارد شده و همان مراحل

SVI=94/5 (mL/g), ML VSS= 8120-8165 (mL/g), ML SS = 9644-9680 (mL/g), TCOD = 11250-11310 (mL/g), pH= 7 ± 0/4

تعیین دز بهینه پودر کربن فعال

یک آزمایش مقدماتی در شرایط ناپیوسته برای تعیین دز بهینه پودر کربن فعال جهت کاربرد در بخش اصلی مطالعات با جریان پیوسته انجام شد. اندازه کربن فعال پودری مورد استفاده در این مطالعه ۱۲۰-۶۰ میکرو متر بود. در ابتدا پودر کربن فعال پیش از تزریق به راکتورهای هوادهی مقیاس آزمایشگاهی در ۱۰۳ درجه سانتیگراد خشک شد. این آزمایش در ۸ بشر یک لیتری با ۶۰۰ میلی لیتر شیرابه رقیق شده و ۲۰۰ میلی لیتر لجن فعال انجام شد. سپس مقادیر مختلف پودر کربن فعال (۵/۵-۰ گرم بر لیتر) به بشرها افزوده شده و محتویات آن به مدت ۳ روز هوادهی شد. سپس میزان حذف COD در هر بشر تعیین شد.

سازگار سازی لجن فعال

لجن از طریق تزریق آرام شیرابه به حوضچه هوادهی حاوی لجن فعال سازگار شد. این فرایند با نسبت اولیه مخلوط لجن به شیرابه ۰/۵ لیتر از هر کدام آغاز شد (۷). مخلوط به مدت یک روز هوادهی شده و سپس ۰/۵ لیتر از مایع رویین برداشته شده و با ۰/۵ لیتر شیرابه جدید جایگزین شد. به همین منوال، روند سازگار سازی به صورت پیوسته با برداشت ۰/۵ لیتر از مایع رویین به صورت روزانه و جایگزینی شیرابه جدید با افزایش ۰/۵ لیتری در هر مرحله جایگزینی به میزان به ترتیب ۱ و ۱/۵ و ۲ و ۲/۵ لیتر ادامه یافت تا این که محتویات راکتور به ۱۰ لیتر افزایش یافت. حذف COD و pH به صورت روزانه مورد پایش قرار گرفت. دوره سازگار سازی پنج هفته ادامه یافت و در نهایت حذف COD به میزان ۳۷ درصد ثابت ماند. لجن سازگار شده به عنوان بذر میکربی در راکتورهای هوادهی برای مطالعات بعدی مورد استفاده قرار گرفت.

تغذیه، واکنش، ته نشینی و تخلیه همانند راکتور متوالی ناپیوسته در آن رخ می دهد (۱۵).

از پودر کربن فعال برای بهبود کارکرد تصفیه زیستی در حذف ترکیبات آلی مقاوم و همچنین ترکیبات غیر آلی مانند نیتروژن، سولفید و فلزات سنگین و تسهیل نیتریفیکاسیون استفاده شده است (۱۵). Cecen و همکاران (۲۰۰۱) دریافتند که با کاربرد پودر کربن فعال می توان به طور کامل ممانعت از انجام نیتریفیکاسیون را مرتفع کرد (۱۲). تزریق مستقیم پودر کربن فعال در حوضچه هوادهی برای تصفیه شیرابه دفن بهداشتی در چندین مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفت که نتایج قابل قبولی را به همراه داشت (۱۶-۱۹).

از آنجا که به نظر می رسد که تصفیه زیستی هوازی شیرابه به تنهایی نمی تواند استانداردهای پساب خروجی برای تخلیه به آب های پذیرنده را برآورده سازد، استفاده از پودر کربن فعال در راکتور هوادهی برای افزایش کیفیت پساب در این مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفت. هدف اصلی از این مطالعه ارزیابی تجزیه زیستی شیرابه به روش لجن فعال تخلیه منقطع پس از ترسیب به روش struvite و مقایسه کاربرد و عدم کاربرد پودر کربن فعال در راکتور هوادهی بوده است.

مواد و روش ها

نمونه برداری شیرابه

نمونه های شیرابه از مکان دفن مواد زاید جامد تهران (مرکز دفن کهریزک، بزرگ ترین محل دفن بهداشتی در ایران) در زمستان سال ۱۳۸۵ جمع آوری شد که در جنوب تهران واقع شده است. نمونه های جمع آوری شده در ۴ درجه سانتی گراد نگهداری شده و پس از انتقال به آزمایشگاه دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی ایران مورد آزمایش قرار گرفتند.

مشخصات لجن فعال

لجن فعال مورد استفاده در این مطالعه از خط لجن فعال برگشتی یک تصفیه خانه فاضلاب شهری برداشت شد. مشخصات لجن فعال به شرح زیر است:

راکتورهای لجن فعال جریان منقطع

این مطالعه شامل راهبری دو راکتور لجن فعال تخلیه منقطع به حجم ۱۰ لیتر در مقیاس آزمایشگاهی بود. پودر کربن فعال (۶۰-۱۲۰ میکرومتر) با دز ۳/۵ گرم بر لیتر به راکتور هوادهی یکی از راکتورها تزریق می شد. هر دو راکتور به صورت مشابه و همزمان در دمای اتاق و در pH معادل ۷/۵ راهبری شدند. مخزن تغذیه فاضلاب بر روی یک همزن مغناطیسی قرار گرفت که فاضلاب ورودی به درون راکتور را یکنواخت نگه دارد.

راهبری سیستم

آزمایش های ترسیب به وسیله struvite

آزمایش های ترسیب به روش struvite در یک مخزن ۲۰ لیتری مجهز به همزن با دور متغیر انجام شد. افزودن مواد شیمیایی و تنظیم pH تحت شرایط اختلاط تند انجام می شد. از $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ و $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ به عنوان منابع منیزیم و فسفات استفاده شد. در همه مراحل ترسیب به روش struvite، فسفات در نسبت های استئوکیومتری با آمونیاک (نسبت فسفر به ازت: ۱ مول بر مول) مورد استفاده قرار گرفت (۱۰).

pH با استفاده از NaOH یا H_2SO_4 تنظیم شد. شیرابه ترسیب شده به روش struvite پس از ۱ ساعت ته نشینی به وسیله صافی میلی پور با اندازه منافذ ۰/۴۵ میکرومتر صاف شده و سپس مورد آنالیز قرار گرفت. سپس این شیرابه به دو بخش تقسیم شده و به عنوان فاضلاب ورودی تحت تجزیه زیستی هوازی قرار گرفت. pH شیرابه ورودی به راکتورهای لجن فعال با استفاده از NaOH یا H_2SO_4 در حدود ۷ تنظیم شد. در همه موارد از مواد شیمیایی با درجه خلوص آزمایشگاهی استفاده شد.

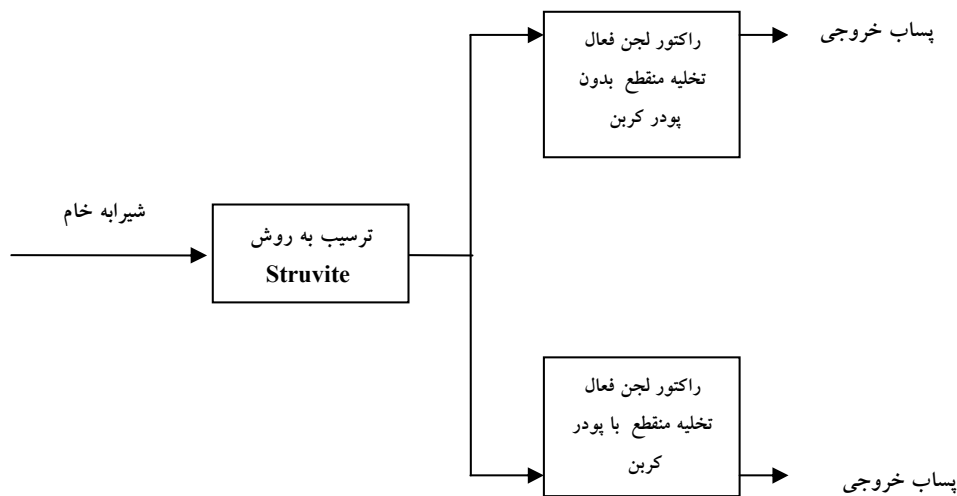
تصفیه هوازی شیرابه

فلویدیاگرام مراحل فرایند تصفیه در شکل ۱ نشان داده

شده است. ترسیب به روش struvite برای شیرابه خام دفن زباله قبل از تصفیه هوازی به عنوان مرحله پیش تصفیه مورد استفاده قرار گرفت. همچنین ترسیب به روش struvite به حذف آلاینده های ذره ای از طریق کوآگولاسیون کمک می کند. پس از ترسیب به روش struvite مایع رویین به دو بخش تقسیم شد. یک بخش به طور مستقیم به راکتور لجن فعال تخلیه منقطع بدون تزریق پودر کربن فعال و بخش دیگر وارد دیگر راکتور لجن فعال تخلیه منقطع همراه با تزریق پودر کربن فعال می شد. هر دو راکتور تحت شرایط یکسان راهبری می شدند. از دو زمان ماند هیدرولیکی (HRT) ۶ و ۱۲ ساعت استفاده شد. از پمپ های پرستالیک برای تنظیم میزان جریان مورد نیاز به راکتور استفاده شد. نمونه های مورد آزمایش هم از پساب واحد ترسیب به روش struvite و هم از پساب واحد تجزیه زیستی هوازی جمع آوری شده و داده های آنها با یکدیگر مقایسه شدند. دوره بهره برداری راکتورهای لجن فعال تا زمان دستیابی به شرایط پایدار ادامه یافت. شرایط پایدار در این مطالعه به صورت عدم وجود بیش از ۵ درصد تغییرات در خصوصیات پساب خروجی در حین ۱۰-۷ روز راهبری پیوسته تعریف شد.

روش آزمایشگاهی

همه آزمایش ها طبق روش های استاندارد برای آزمایش های آب و فاضلاب انجام شد (۲۰). نمونه ها از مایع رویین جمع آوری شده و سپس با دور ۵۰۰۰ rpm به مدت ۲۰ دقیقه سانتریفیوژ شدند. نمونه ها برای تعیین $\text{NH}_4\text{-N}$ و COD محلول (SCOD) صاف شدند که برای این منظور از کاغذهای صافی فایبر گلاس (GF۵۰) استفاده شد (۵). کلسیم، منیزیم کلرور و سولفات به وسیله اسپکتوفتومتر DR۵۰۰۰ مارک Hach تعیین شدند. یک pH متر (Hach) برای اندازه گیری pH و دمای شیرابه مورد استفاده قرار گرفت. همه داده های آزمایشگاهی ارایه شده در طول مطالعات بر مبنای میانگین حسابی، با حداقل ۳ تکرار آزمایش می باشد.



شکل ۱: نمای شماتیک مراحل مختلف تصفیه شیرابه خام در مقیاس آزمایشگاهی

نتایج

شیرابه خام پس از انتقال به آزمایشگاه مورد آنالیز کیفی قرار گرفت که نتایج آن در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱: ویژگی های نمونه های شیرابه جمع آوری شده از مرکز دفن کهریزک تهران

استاندارد خروجی ب	سفاک و همکاران الف	غلظت در شیرابه خام		پارامتر
		میانگین	گستره	
-	۶۰۰۰-۶۰۰۰۰	۵۰۲۰	۴۳۹۳-۵۶۴۷	COD کل (mg/L)
۶۰	-	۳۸۰۰	۳۳۳۸-۴۲۶۲	COD محلول (mg/L)
-	۵۰-۵۰۰۰	۲۲۶۹	۱۸۵۸-۲۶۸۰	کل ازت کج‌دال (mg/L)
۲/۵	۳۰-۳۰۰۰	۲۱۶۲	۱۸۰۷-۲۵۱۷	آمونیاک (mg N/L)
۶	۴-۸۰	۱۸	۱۲-۲۴	فسفات (mg P/L)
۷۵	۲۰۰-۳۰۰۰	۸۹۵	۸۶۰-۹۳۰	کلسیم (mg/L)
۱۰۰	۵۰-۱۵۰۰	۶۶۳	۶۱۰-۷۱۵	منیزیم (mg/L)
۶۰۰	۱۰۰-۵۰۰۰	۲۵۳۷	۲۵۱۰-۲۵۶۵	کلور (mg/L)
۶/۵-۸/۵	۷/۵	۷/۷۵	۷/۵-۸	pH
-	-	۵۱۸۵	۵۱۱۰-۵۲۶۰	قلیائیت ac CaCO ₃ (mg/L)
۶۰	-	۴۰۳	۴۰۰-۴۰۶	کل جامدات معلق (mg/L)
۴۰۰	-	۳۳۵	۳۱۰-۳۶۰	سولفات (mg/L)

الف: (۲۱)

ب: استاندارد پساب خروجی برای تخلیه به منابع پذیرنده (سازمان حفاظت محیط زیست ایران)

ترسیب به روش struvite

نتایج ترسیب به روش struvite برای تصفیه شیرابه خام دفن زباله با نسبت استئوکیومتریکی منیزیم به آمونیاک (نسبت منیزیم به نیتروژن ۱ مول بر ۱ مول) در گستره متغیر pH ترسیب بین ۷/۸۴-۷/۳۲ در جدول ۲ نشان داده شده است. نتایج آزمایشات ترسیب به روش struvite نشان می داد که راندمان حذف آمونیوم با افزایش pH افزایش می یابد. در پایان این

مرحله غلظت آمونیاک به ۲۲۹ میلی گرم بر لیتر کاهش یافت که بازده حذف آن در pH معادل ۷/۸۲ برابر با معادل ۸۹ درصد بود. غلظت فسفر در انتهای مرحله ترسیب به روش struvite به میزان ۱۹۶ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت. از سویی دیگر حذف مواد آلی محدود بوده و غلظت های COD کل و COD محلول باقی مانده به ترتیب ۳۸۱۵ و ۳۱۵۲ میلی گرم بر لیتر بود که بازده حذف آن معادل ۲۴ و ۱۷ درصد بود.

جدول ۲: نتایج ترسیب به روش struvite بر روی شیرابه خام دفن بهداشتی الف

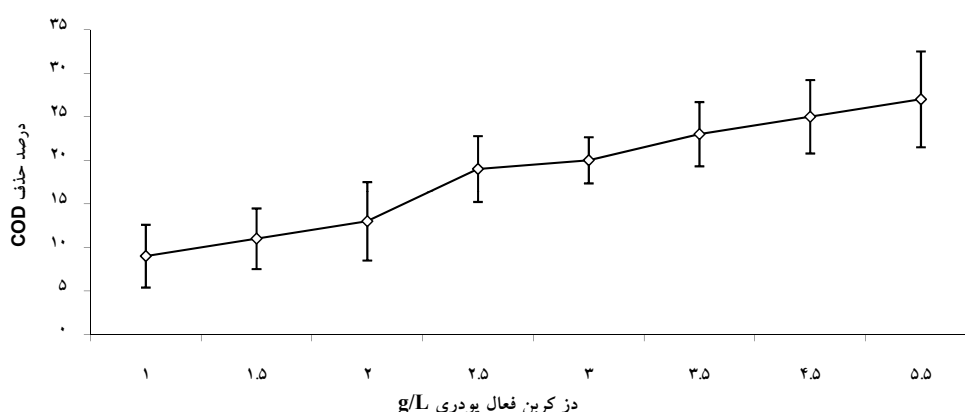
pH	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	TKN (mg/L)	SCOD (mg/L)	TCOD (mg/L)	[NH ₄] ⁺ [Mg] ²⁺ [PO ₄] ³⁻
۷/۶۲	۶۶۹	۹۰۳	۱۸	۲۱۶۲	۲۲۶۹	۳۸۰۰	۵۰۲۰	شیرابه خام
۷/۳۲	۱۴۷	۳۶۸	۲۴۲	۲۸۴	۴۱۲	۳۶۳۲	۴۱۱۵	مرحله اول ترسیب
۷/۶۱	۱۲۵	۳۵۲	۲۲۷	۲۷۱	۴۰۳	۳۵۵۹	۴۰۳۶	مرحله دوم ترسیب
۷/۸۴	۱۰۵	۲۹۳	۲۱۶	۲۵۵	۳۹۴	۳۵۱۸	۳۹۳۳	مرحله سوم ترسیب
۷/۸۲	۹۳	۲۷۸	۱۹۶	۲۲۹	۳۸۲	۳۱۵۲	۳۸۱۵	مرحله چهارم ترسیب

الف: خروجی مرحله چهارم به عنوان فاضلاب ورودی مرحله تجزیه زیستی مورد استفاده قرار گرفت
ب: ۱:۱/۰۵

تعیین دز بهینه کربن فعال

شکل ۲ نشان می دهد که با افزایش مقدار پودر کربن فعال، میزان حذف COD افزایش می یابد. بازده حذف COD در هنگام کاربرد ۳/۵ گرم بر لیتر پودر کربن فعال ۲۳ درصد (انحراف معیار ۳/۶۹ ±) بود. با در نظر گرفتن بازده حذف

COD در هر غلظت پودر کربن فعال مورد بررسی و سایر ملاحظات نظیر ملاحظات اقتصادی و کیفیت پساب خروجی، کاربرد پودر کربن فعال به میزان ۳/۵ گرم در لیتر جهت بخش اصلی مطالعات انتخاب شد.



شکل ۲: نتایج کاربرد پودر کربن فعال بر روی حذف COD

راهبری راکتور لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت

در مرحله تجزیه زیستی تصفیه شیرابه در این مطالعه ابتدا از زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت (بار آلی ۰/۸۸ گرم COD بر گرم VSS در روز) به منظور بررسی کارایی فرایند استفاده شد. شیرابه ترسیب شده در شرایط یکسان به راکتورهای لجن فعال تخلیه منقطع تغذیه شد.

کارایی فرایند تصفیه بدون کاربرد پودر کربن فعال

نتایج راهبری راکتور لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت و بدون کاربرد پودر کربن فعال در جدول ۳ نشان داده است. بازده حذف COD، TCOD، NH_۳ و P به ترتیب معادل ۲۶ (انحراف معیار ± ۴/۲۵)، ۲۵ (انحراف معیار ± ۳/۴۵۹)، ۴۶ (انحراف معیار ± ۵/۱۲) و ۷۸/۵ (انحراف معیار ± ۴/۸۴۵) درصد بوده است.

جدول ۳: نتایج راهبری راکتور لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۶ ساعت الف

پارامتر	شیرابه خام	ترسیب به روش struvite		فرایند لجن فعال تخلیه منقطع		فرایند لجن فعال تخلیه منقطع با پودر کربن فعال	
		درصد حذف	غلظت خروجی	درصد حذف	غلظت خروجی	درصد حذف	غلظت خروجی
TCOD (mg/L)	۵۰۲۰	۲۴	۳۸۱۵	۲۶	۲۸۲۳	۸۷	۴۱۰
SCOD (mg/L)	۳۸۰۰	۱۷	۳۱۵۲	۲۵	۲۳۶۴	۹۰	۳۸۱
NH _۳ (mg N/L)	۲۱۶۲	۸۹	۲۲۹	۴۶	۱۲۴	۹۸/۲	۴
PO _۴ -P (mgP/L)	۱۸	-	۱۹۶	۷۸/۵	۴۲	۹۴	۱۰

الف: همه داده های ارایه شده بر اساس نتایج حاصل از راهبری در شرایط پایدار اخذ شده اند

کارایی فرایند تصفیه همراه با کاربرد پودر کربن فعال

در شرایط یکسان کارایی راکتور به هنگام کاربرد پودر کربن فعال مورد بررسی قرار گرفت که نتایج آن در جدول ۳ نشان داده شده است. بازده حذف COD، TCOD، NH_۳ و P به ترتیب معادل ۸۷ (انحراف معیار ± ۴/۶۴۲)، ۹۰ (انحراف معیار ± ۴/۵۶۰)، ۹۸/۲ (انحراف معیار ± ۴/۰۱۵۹) و ۹۴ (انحراف معیار ± ۳/۸۹۳) درصد بوده است.

کارایی فرایند تصفیه بدون کاربرد پودر کربن فعال

بازده حذف پارامترهای مورد بررسی شامل COD، TCOD، NH_۳ و P به ترتیب معادل ۵۶ (انحراف معیار ± ۴/۳۲۸)، ۵۸ (انحراف معیار ± ۴/۰۱۸)، ۶۱ (انحراف معیار ± ۳/۵۴۲) و ۹۳/۴ (انحراف معیار ± ۵/۱۹۸) درصد بوده است. داده های این بخش از مطالعات شامل غلظت در پساب خروجی در جدول ۴ نشان داده شده است.

راهبری راکتور لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت

در این بخش از مطالعات زمان ماند هیدرولیکی سیستم به ۱۲ ساعت (بار آلی ۰/۴۴ گرم COD بر گرم VSS در روز) افزایش یافت و راکتورهای لجن فعال تخلیه منقطع در شرایط یکسان با و بدون کاربرد پودر کربن فعال مورد بررسی قرار گرفتند.

کارایی فرایند تصفیه با کاربرد پودر کربن فعال

کارایی سیستم در کاهش پارامترهای مورد بررسی در این مرحله در جدول ۴ نشان داده شده است. بازده حذف پارامترهای مورد بررسی شامل COD، TCOD، NH_۳ و P به ترتیب معادل ۹۵ (انحراف معیار ± ۵/۲۹۸)، ۹۶ (انحراف معیار ± ۵/۴۱۸)، ۹۹/۲ (انحراف معیار ± ۴/۹۶۵) و ۹۸/۷ (انحراف معیار ± ۴/۷۱۶) درصد بوده است.

جدول ۴: نتایج راهبری راکتور لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت الف

فرایند لجن فعال تخلیه منقطع با پودر کربن فعال		فرایند لجن فعال تخلیه منقطع بدون پودر کربن فعال		ترسیب به روش struvite		شیرابه خام	پارامتر
درصد حذف	غلظت خروجی	درصد حذف	غلظت خروجی	درصد حذف	غلظت خروجی		
۹۵	۱۵۷	۵۶	۱۳۸۷	۲۴	۳۸۱۵	۵۰۲۰	TCOD (mg/L)
۹۶	۱۵۲	۵۸	۱۰۶۲	۱۷	۳۱۵۲	۳۸۰۰	SCOD (mg/L)
۹۹/۲	۱/۸	۶۱	۸۹	۸۹	۲۲۹	۲۱۶۲	NH _۳ (mg N/L)
۹۸/۷	۲/۵	۹۳/۴	۱۱	-	۱۹۶	۱۸	PO _۴ -P (mgP/L)

الف: همه داده های ارایه شده بر اساس نتایج حاصل از راهبری در شرایط پایدار اخذ شده اند.

بحث و نتیجه گیری

نزدیک به ۹۰ درصد نیتروژن آمونیاکی شیرابه دفن زباله را حذف کردند (۲۶). نتایج نشان می داد که حذف آمونیاک با افزایش pH افزایش می یابد و در نتیجه انجام آزمایشات در pH های بالاتر برای تعیین pH بهینه در شرایط متفاوت و در موقعیت های مختلف پیشنهاد می شود. ترسیب به روش struvite قادر به حذف مقادیر قابل توجه مواد آلی نبوده و شیرابه ترسیب شده به روش struvite (حذف COD کل به میزان ۲۴ درصد، حذف COD محلول به میزان ۱۷ درصد) حاوی بار آلی بالایی است.

بنابر شکل ۳ و نتایج به دست آمده می توان اظهار کرد که سیستم در هر دو زمان ماند هیدرولیکی ۶ و ۱۲ ساعت و بدون کاربرد پودر کربن فعال دارای بازده مطلوبی نبوده و قادر به تأمین استانداردهای تخلیه به منابع پذیرنده به لحاظ TCOD، SCOD، NH_۳ و P نمی باشند. تزریق مستقیم پودر کربن فعال به راکتور هوادهی دیگر نکته حایز اهمیت این مطالعه بود. شکل ۳ نشان می دهد که زمان ماند هیدرولیکی و تزریق پودر کربن فعال تأثیر زیادی بر کارایی فرایند داشته و مشخصات پساب با افزایش زمان ماند هیدرولیکی و تزریق پودر کربن فعال به طور قابل توجهی بهبود می یابد.

تصفیه زیستی مستقیم شیرابه خام دفن بهداشتی به دلیل بار آلی بالا و وجود ترکیبات سمی مانند فلزات سنگین که بازدارنده رشد توده میکروبی و متابولیسم آن هستند، دارای بازده حذف مطلوبی نمی باشد (۲۲). نکته مهم این پژوهش کاربرد ترسیب به روش struvite پیش از مرحله تجزیه زیستی به منظور حذف آمونیاک بود که غلظت های بالای آن در شیرابه خام، در فرایند تجزیه زیستی اختلال ایجاد می کند (۲۳). داده های موجود در جدول ۲ نشان می دهد که پس از مرحله ترسیب شیمیایی، غلظت های فسفر و ازت باقی مانده در فاضلاب ورودی به فرایند تصفیه زیستی، برای انجام تصفیه زیستی کافی بوده و نیاز به افزودن مواد مغذی به راکتور هوادهی وجود ندارند (بر اساس نسبت بهینه مواد مغذی مورد نیاز در تجزیه زیستی: C:N:P برابر ۱:۵:۱۰۰) (۲۴).

داده های به دست آمده در این مطالعه برای ترسیب به روش struvite با مطالعات مشابه مطابقت زیادی دارد (۱۰، ۲۵). بنابراین ترسیب به روش struvite با بازده حذف آمونیاک به میزان ۸۹ درصد می تواند به عنوان مرحله پیش تصفیه قبل از واحدهای تصفیه زیستی پیشنهاد شود. داکوم و همکاران (۲۰۰۷) با استفاده از روش ترسیب شیمیایی به روش struvite

استانداردهای پساب برای استفاده جهت آبیاری محصولات کشاورزی را مطابق با استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست بعضی از کشورها فراهم آورد (۲۷، ۲۸).

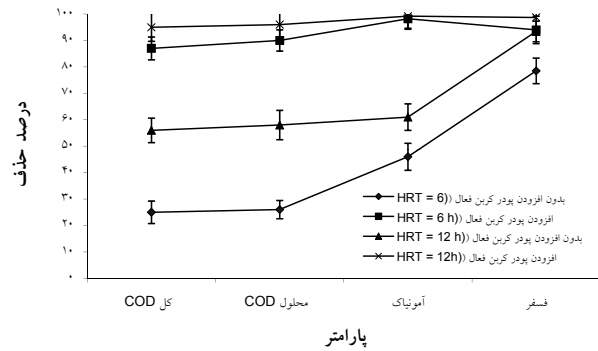
کاربرد پودر کربن فعال در زمان ماند ۶ ساعت، علی رغم کاهش TCOD و SCOD به میزان به ترتیب ۸۷ و ۹۰ درصد هنوز هم استانداردهای تخلیه به منابع پذیرنده و کاربرد جهت آبیاری محصولات کشاورزی را تأمین نمی کند، ولی بخش قابل توجهی از بار آلی را حذف می کند. غلظت TCOD و SCOD در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت و در هنگام کاربرد پودر کربن فعال کمتر از مقادیر استاندارد ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر (۲۷) برای استفاده در کشاورزی است.

کابدش و همکاران (۲۰۰۸) از تلفیق ترسیب شیمیایی و فرایند لجن فعال برای تصفیه شیرابه استفاده کردند. بازده حذف COD در مطالعه آنها در حدود ۹۰ درصد بود (۱۰). فیکرت و همکاران (۲۰۰۴) شیرابه پیش تصفیه شده را با استفاده از فرایند لجن فعال و تزریق ۲ گرم بر لیتر پودر کربن به حوضچه هوادهی تصفیه کردند. بازده حذف COD در شرایط راهبری مختلف ۷۷ الی ۸۸ درصد و بازده حذف آمونیاک ۳۰ الی ۴۰ درصد بود (۲۳).

با توجه به نتایج حاصل از این مطالعه می توان نتیجه گیری کرد که فرایند لجن فعال تخلیه منقطع با زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت یک تکنولوژی کارآمد، اجرایی و قابل اعتماد برای تصفیه شیرابه دفن زباله جهت کاربرد در مقیاس کامل است که می تواند استانداردهای تخلیه پساب به منابع پذیرنده را به لحاظ مواد آلی، فسفر و نیتروژن آمونیاکی تأمین کند.

منابع

- Jubhar C, Mangimbulude, Boris M. Seasonal dynamics in leachate hydrochemistry and natural attenuation in surface runoff water from a tropical landfill. Waste Manage. 2009; 29(9): 829-838.
- Trankler J, Visvanathan C, Kuruparan P. Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics, Results from lysimeter studies. Waste Manage. 2005; 25(10): 1013-1020.



شکل ۳. مقایسه بازده حذف پارامترهای مورد بررسی در شرایط راهبری مختلف

احتمالاً راهبری در غلظت های اکسیژن محلول کم و زمان ماند هیدرولیکی طولانی معادل ۱۲ ساعت و همچنین تخلیه منقطع مایع مخلوط راکتور هوادهی در فرایند لجن فعال تخلیه منقطع منجر به تجمع محتویات درون راکتور شده که در ناحیه های مرده و در قسمت های دارای اختلاط ناکافی در درون راکتور هوادهی شرایط بی هوازی و آنوکسیک را گسترش داده است. غلظت فسفر خروجی در شرایط راهبری سیستم لجن فعال تخلیه منقطع در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت و افزودن پودر کربن فعال ۲/۵ میلی گرم بر لیتر بود (حذف معادل ۹۸/۷ درصد) که بسیار نزدیک به استاندارد های فسفر خروجی در پساب به میزان ۲ میلی گرم بر لیتر برای تخلیه به منابع پذیرنده می باشد. بهترین بازده حذف آمونیاک نیز در زمان ماند هیدرولیکی ۱۲ ساعت و کاربرد پودر کربن فعال به دست آمد که غلظت آمونیاک خروجی ۱/۸ میلی گرم بر لیتر بوده که در محدوده استانداردهای تخلیه پساب قرار دارد.

بنابراین این سیستم با شرایط مذکور قادر به تأمین استانداردهای تخلیه فسفر و ازت به منابع پذیرنده بوده و همچنین می تواند

3. Bressi G. Produzione, Raccolta e Smaltimento del Percolato di Discarica Controllata. Istituto per l'Ambiente, Milano, Italy. 1992.
4. Frascari D, Bronzini F, Giordano G. Long term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere*. 2004; 54 (3): 335–343.
5. Sormunena K, Ettalab M, Jukka R. Internal leachate quality in a municipal solid waste landfill: Vertical, horizontal and temporal variation and impacts of leachate recirculation. *Hazardous Materials*. 2008; 160(2-3): 601-607.
6. Kurniawan T, Lo W, Chan G. Physicochemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Hazardous Mat*. 2006; 129(1-3): 80–100.
7. Aghamohammadi N, Bin Abdul Aziz H, Hasnain Isa M. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semiaerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Tech*. 2007; 98(18): 3570–3578.
8. Li X, Q, Zhao X, Hao. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*. 1999; 19(6): 409-415.
9. Kim D, Ryu H, Kim M. Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate. *Hazardous Materials*. 2007; 146(1-2): 81–85.
10. Kabdash A, Safak O, Tunay S. Bench-scale evaluation of treatment schemes incorporating struvite precipitation for young landfill leachate. *Waste Manage*. 2008; 28(11): 2386–2392.
11. Gunaya A, Karadag D, Tosunc I. Use of magnesit as a magnesium source for ammonium removal from leachate. *Hazardous Materials*. 2008; 156 (1-3): 619–623.
12. Cecen F(b), Aktas O. Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fed batch and continuous flow reactors. *Water SA* 2001; 27(2): 177–188.
13. James D, Simon A, Parsons J.. Struvite formation, control and recovery. *Water Research*. 2002; 36 (16): 3925–3940.
14. Quintana M, Colmenarejo M, Barrera J. Removal of phosphorus through struvite precipitation using a by-product of magnesium oxide production (BMP): Effect of the mode of BMP preparation. *Chemical Engineering*. 2008; 136: 204–209.
15. Metcalf and Eddy. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, fourth ed. Tata McGraw-Hill Publishing Company Limited, New Delhi, India. 2003.
16. Cecen F(a), Erdinler A, Kilic E. Effect of powdered activated carbon addition on sludge dewaterability and substrate removal in landfill leachate treatment. *Advances in Environmental Res*. 2003; 7(3): 707–713.
17. Kargi F (a), Yunus Pamukoglu M. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Tech*. 2004; 94 (3): 285–291.
18. Kargi F (b), Yunus Pamukoglu M. Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Process Biochemistry*. 2003; 38(10): 1413-1420.
19. Renou S, Givaudan J.G, Poulain S. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Hazardous Materials*. 2008; 150(3): 468–493.
20. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21th edition, Washington DC, USA. 2005.
21. Safak A. Application of Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation for the Treatment of Young Landfill Leachate and Assessment of COD Removal by Volatilisation., MSc Thesis, Institute of Science and Technology, Istanbul Technical University, Istanbul, Turkey (in Turkish). 2001.
22. Amakrane A, Comel C, Veron J. Landfill Leachate Pre-treatment by Coagulation flocculation. *Water Res*. 1997; 31(11): 2775–2782.
23. Fikret K, Pamukoglu Y. Repeated Fed-Batch Biological Treatment of Pre-treated Landfill Leachate By Powdered Activated Carbon Addition. *Enzyme and Microbial Tech*. 2004; 34 (5): 422 – 428.
24. Bitton G. *Wastewater Microbiology*, Third Edition. Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Florida. JOHN WILEY & SONS, INC., PUBLICATION. 2005.

25. Zengin G, Imez O, Dogruel T. Assessment of source-based nitrogen removal alternatives in leather tanning industry wastewater. *Water Science Tech.* 2002; 45(12): 205–215.
26. Daekeun K, Hong-Duck R, Man-Soo K, Jinhyeong K, Sang-Il L. Enhancing struvite precipitation potential for ammonia nitrogen removal in municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials.* 2007; 146 (1-2): 81–85.
27. Environmental Protection Agency (EPA). USA, EPA Economic Analysis of Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Landfills Point Source Category. 2005.
28. Environmental Protection Department (EPD). Hong Kong Special Administrative Region (HKSAR), Technical Memorandum Standards for Effluents Discharged into Drainage and Sewerage Systems, Inland and Coastal Water. 2005.

Leachate Treatment by Batch Decant Activated Sludge Process and Powdered Activated Carbon Addition

Sahand Jorfi S.¹, Jaafarzadeh N.², *Rezaei Kalantary R.³, Hashempour Y.⁴

¹ Department of Environmental Health Engineering, Tarbiat Modares University Tehran, Iran

² Department of Environmental Health, School of Health, Ahwaz Jondishapour University of Medical Sciences, Ahwaz, Iran

³ Department of Environmental Health, School of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

⁴ Department of Environmental Health Master of Science in Ahwaz Jondishapour University of Medical sciences, Ahwaz, Iran

Received 11 Mars 2009; Accepted 19 May 2009

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Direct biodegradation of landfill leachate is too difficult because of high concentrations of COD and NH₃ and also the presence of toxic compounds. The main objective of this study was to application of Struvite precipitation as a pretreatment stage, in order to remove inhibitors of biodegradation before the batch decant activated sludge process with addition of powdered activated carbon (PAC).

Materials and Methods: Struvite precipitated leachate was introduced to a bench scale batch decant activated sludge reactor with hydraulic retention times of 6 and 12 hour. PAC was added to aeration tank directly at the rate of 3.5 g/L.

Results: TCOD, SCOD, NH₃ and P removal efficiency with addition of PAC in HRT of 6 h were 90, 87, 98.3 and 94 % respectively and 96, 95, 99.2 and 98.7 5 in HRT of 12 h.

Conclusion: According to obtained data from this work, it can be concluded that Struvite precipitation before batch decant activated sludge process and simultaneous addition of PAC is promising technology for leachate treatment and can meet effluent standards for discharge to the receiving waters.

Keywords: Leachate, Biodegradation, Batch decant activated sludge, Powdered activated carbon

*Corresponding Author: roshanak_rezaeikalantary@yahoo.com

Tel: +98 21 88779118 Fax: +98 21 88779118