ORIGINAL ARTICLE

The Effect of Anaerobic Baffled Reactor Modified by Anaerobic Filter (ABR-AF) on Solid Waste Leachate Treatment

Zabihollah Yousefi[1],
Mohammad Ali Zazouli[1],
Reza Ali Mohamadpur Tahamtan[2],
Mahdi Ghorbanian Aleh Abad[3]

[1] Department of Environmental Health, Faculty of Health, Health Sciences Research Center, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran
[2] Department of Bio Statistics, Faculty of Health, Health Sciences Research Center, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran
[3] MSc in Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Mazandaran University of Medical Sciences, Sari, Iran

(Received March 6, 2011 ; Accepted October 27, 2011)

Abstract

Background and purpose: Solid waste leachate including different physical, chemical and biological pollutants is one of the most contaminated wastewater types. The limitations of conventional biological method for leachate treatment are the high energy consumption, nutrient requirement, sludge production, and cost. In this research, the efficiency of anaerobic baffled reactor modified by anaerobic filter (ABR-AF) was studied in solid waste leachate treatment located in Sari.

Materials and methods: In this study, two glass reactors (six cells) were used. Each cell in upward section was equipped with a sampling port (and also a gas exit) and the volume of each reactor was 5.7 L. The initial cell was used for suspended solid settling and the last cell acted as an anaerobic filter in ABR-AF. The blank reactor characteristics were the same as the initial one except that it was without sludge and filter media. The interior temperature of the cells was adjusted by four electrical elements. After reaching the equilibrium, the leachate with different organic loading entered the reactor. Then, different parameters (COD, BOD_5, TSS, o-phosphate, nitrate, ammonia, pH, etc.) were measured in different places of the reactors. All analyses were performed according to the "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". To analyze the data, analysis of variance and regression tests were performed in SPSS version 16.

Results: The system efficiency for COD removal varied in the range of 39-96%. The maximum efficiency for COD removal was related to three days detention time and 10.72(Kg COD/m3.d) organic loading, while the minimum efficiency for it before the filter was related to one day detention time and 1.96 (Kg COD/m3.d) organic loading. The average efficiency for BOD_5 removal varied from 39 to 58% and it ranged from 4 to 16% for o-phosphate removal.

Conclusion: The ABR-AF system alone is not able to provide the effluent discharge requirement to surface and groundwater, but it can meet the needs of effluent discharge requirement to agricultural waterways.

Key words: Solid waste leachate, treatment, anaerobic baffled reactor (ABR-AF)

J Mazand Univ Med Sci 2012; 21(86): 27-36 (Persian).

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

پژوهشی

مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران
دوره بیست و یکم شماره ۸۶ بهمن سال ۱۳۹۰ (۳۶-۲۷)

بررسی تأثیر راکتور بافل دار بی هوازی اصلاح شده با صافی بی هوازی (ABR-AF) در تصفیه شیرابه زباله

ذبیح اله یوسفی[۱]
محمدعلی ززولی[۱]
رضاعلی محمدپور تهمتن[۲]
مهدی قربانیان اله آباد[۳]

چکیده

سابقه و هدف: شیرابه زباله، یکی از آلوده‌ترین انواع فاضلاب می‌باشد که حاوی آلاینده‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. مصرف زیاد انرژی، نیاز بالای مواد مغذی، تولید لجن زیاد و هزینه بالا از محدودیت‌های روش متداول بیولوژیکی برای تصفیه شیرابه است. در این تحقیق کارآیی سیستم بی‌هوازی بافل‌دار اصلاح شده با صافی بی‌هوازی (ABR-AF) در تصفیه شیرابه زباله شهر ساری مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش ها: در این تحقیق از دو راکتور شیشه‌ای (هرکدام حاوی ۶ محفظه) استفاده شد. هر یک از این محفظه‌ها در قسمت بالا رونده مجهز به یک شیر نمونه‌برداری بوده‌اند. حجم مفید هر راکتور ۵/۷ لیتر بود. محفظه اول برای ته‌نشینی جامدات معلق و محفظه آخر هم به عنوان فیلتر بی‌هوازی در ABR-AF به‌کار رفت. راکتور کنترل حاوی کلیه مشخصات راکتور اول می‌باشد اما فاقد لجن و مدیای فیلتر است. دمای درون محفظه‌ها توسط ۴ المان حرارتی تنظیم می‌شد. بعد از رسیدن سیستم به تعادل؛ شیرابه با بارهای آلی مختلف وارد راکتور گردید و میزان پارامترهای مورد نظر (COD، BOD_5، TSS، فسفات، نیترات، آمونیاک، pH و ...) در نقاط مختلف راکتور اندازه‌گیری شد. کلیه آزمایشات براساس دستورالعمل کتاب روش‌های استاندارد آزمایش آب و فاضلاب صورت گرفت.

یافته ها: راندمان سیستم برای حذف COD در محدوده‌ای از ۳۹ تا ۹۶ درصد متغیر بود. بیشترین راندمان حذف COD سیستم مربوط به زمان ماند ۳ روز و با بارگذاری آلی ۱۰/۷۲ ($Kg\ COD/m^3.d$) بوده است و کمترین راندمان حذف COD سیستم تا قبل از فیلتر مربوط به زمان ماند یک روز با بارگذاری آلی ۱/۹۶ ($Kg\ COD/m^3.d$) به‌دست آمد. میانگین راندمان حذف BOD_5 سیستم در محدوده ۳۹ الی ۵۸ درصد و برای حذف اورتوفسفات در محدوده ۴ تا ۱۶ درصد متغیر بود.

استنتاج: سیستم ABR-AF به تنهایی قادر به تامین استانداردهای تخلیه پسآب به آب‌های سطحی و زیرزمینی نیست اما قادر به تامین نیازهای تخلیه پسآب به آبراه‌های کشاورزی می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: شیرابه زباله، تصفیه، راکتور بافل‌دار بی‌هوازی

مقدمه

شیرابه زباله، یکی از آلوده‌ترین انواع فاضلاب می‌باشد که حاوی آلاینده‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است(۲،۱). دفن بهداشتی در دنیا از مهم‌ترین روش‌های دفع مواد زاید جامد شهری محسوب خواهد شد.

این مقاله حاصل طرح تحقیقاتی شماره ۷- ۸۸ است که توسط معاونت تحقیقات و فناوری دانشگاه علوم پزشکی مازندران تامین شده است.

مولف مسئول: محمدعلی ززولی- ساری: کیلومتر ۱۸ جاده خزرآباد، مجتمع دانشگاهی پیامبر اعظم، دانشکده بهداشت E-mail: zazoli49@ gmail.com
۱. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی مازندران
۲. گروه آمار زیستی و اپیدمیولوژی، دانشکده بهداشت، مرکز تحقیقات علوم بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی مازندران
۳. کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران

تاریخ دریافت : ۸۹/۱۲/۱۵ تاریخ ارجاع جهت اصلاحات : ۹۰/۴/۲۱ تاریخ تصویب : ۹۰/۸/۵

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

در کنار کمبود زمین، شیرابه زیاد در مکان دفن بهداشتی مشکل بزرگ این روش به حساب می‌آید(۱). علی‌رغم مزایای این روش، بعضی از مشکلات ذاتی مثل تولید بو و شیرابه از معایب اصلی مرتبط با دفن بهداشتی است. بعد از دفن مواد در درون زمین، در نتیجه نفوذ بارش‌های آسمانی و آب‌های زیر زمینی به درون مواد زاید جامد دفن شده، وقوع فرایندهای شیمیایی و زیستی در سلول دفن و رطوبت موجود در مواد زاید فاضلابی تولید می‌گردد که سیاهرنگ و بد بو می‌باشد و به شیرابه[1] مکان دفن معروف است(۲). با توجه به استفاده وسیع فعلی از روش دفن بهداشتی، عدم کنترل و تصفیه شیرابه آن‌ها می‌تواند موجب آلودگی آب، هوا و خاک نواحی پایین دست گردد لذا به عنوان یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی مطرح می باشد(۴،۳). این مسأله در شهرهای پر باران (مانند شهرهای شمالی کشور) که در آن‌ها احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی با شیرابه بیشتر است، دارای اهمیت قابل توجه‌ای می‌باشد. معمولاً روش‌های تصفیه شیرابه در ایران بر پایه الگوهای ارائه شده در جوامع غربی انتخاب می‌شوند و این در حالی است که با توجه به تفاوت‌های اقلیمی، زمین در دسترس و به خصوص کیفیت شیرابه و امکانات فناوری و مالی می‌توان نگرش متفاوتی را در انتخاب سیستم مناسب تصفیه شیرابه به کار گرفت؛ لذا در طراحی و احداث سیستم‌های تصفیه شیرابه حاصل از محل‌های دفن مواد زائد جامد شهری توجه به تفاوت‌های کمی و کیفی شیرابه در ایران و سایر کشورها الزامی است(۵،۳). در حال حاضر روش‌های متداول برای تصفیه شیرابه عبارتند از عملیات فیزیکی (شامل ته نشینی، شناورسازی، فیلتراسیون، هوازنی[2]، جذب سطحی، تبادل یون، اولترافیلتراسیون، اسمز معکوس، تبخیر و ...)، فرایندهای شیمیایی (اکسیداسیون، ترکیب شیمیایی، خنثی‌سازیpH و ...) و فرایندهای بیولوژیکی (لجن فعال، برکه تثبیت، صافی چکنده، لاگون‌های بی‌هوازی، تماس دهنده‌های بیهوازی و...)(۳-۱). تصفیه بیولوژیکی یکی از متداول‌ترین، کاراترین و سهل‌الوصول‌ترین روش‌های تصفیه فاضلاب در دنیاست(۶،۵). ولی فرایندهای بیولوژیکی هوازی به خاطر مواردی از جمله مصرف انرژی زیاد، مصرف بالای مواد مغذی، تولید لجن زیاد و نیاز به هزینه بالا برای تصفیه شیرابه که نوعی فاضلاب قوی محسوب می‌شود، مناسب به نظر نمی‌رسد(۷). از طرفی میزان بار آلی، مواد سمی و جامدات معلق شیرابه بسیار بالاتر از آن است که بتوان از روش‌های بیولوژیکی هوازی برای تصفیه موثر آن استفاده کرد(۲،۳،۸). لذا با توجه به امکان بازیافت گاز متان برای استفاده در تصفیه خانه و عدم نیاز به منبع انرژی خارجی و صرف هزینه کمتر در سیستم‌های بی‌هوازی، استفاده از تجزیه بیولوژیکی بی‌هوازی برای تصفیه مؤثر شیرابه زباله مناسب‌تر به نظر می‌رسد(۸). یکی از این راکتورهای بی‌هوازی نسبتاً جدید، راکتور بافل دار بی‌هوازی می‌باشد(۹). زمان ماند هیدرولیکی پایین و در نتیجه حجم کمتر، زیاد بودن زمان ماند سلولی، عدم وجود قطعات متحرک در راکتور، عدم نیاز به نیروی کارگر ماهر و هزینه‌های اندک بهره‌برداری از مزایای ABR[3] می‌باشد(۱۲-۱۰). در مقالات گوناگون روش‌های مختلفی برای تصفیه بیولوژیکی شیرابه عنوان شده است که متداول‌ترین آن‌ها شامل راکتور بی‌هوازی با بستر لجن و جریان رو به بالا، راکتورهای ناپیوسته متوالی، وتلندهای مصنوعی و تماس دهنده‌های بیولوژیکی دوار می‌باشد(۱۵،۴-۱۳). راکتور بافل‌دار بی‌هوازی با هدف تصفیه فاضلاب برای نخستین بار در سال ۱۹۸۱ توسط McCarty و همکارانش در دانشگاه استنفورد مورد استفاده قرار گرفت(۱۶). البته در گذشته از راکتورهای بافل دار برای تولید گاز متان به عنوان منبع انرژی استفاده شده است(۱۷). در سال ۱۹۸۱ Fannin و همکاران بافل‌های عمودی را به راکتورهای جریان قالبی اضافه کردند تا قابلیت سیستم درحفظ میکرو ارگانیسم‌های متان زا که رشد کندی دارند، افزایش

1. Landfill leachate
2. Air stripping
3. Anaerobic baffled reactor

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

یابد(۱۸). تاکنون تحقیقات متعددی انجام شد و انواع مختلف فاضلاب‌های قوی صنعتی توسط ABR با موفقیت تصفیه شدند (۷،۱۱-۹،۱۹،۲۰).

در تحقیقی که در سال ۲۰۰۰ توسط Wang و Shen انجام شد؛ شیرابه لندفیل با COD[1] نسبتا پایین ۳۷۰۰ تا ۸۸۸۵ میلی‌گرم در لیتر را پس از مخلوط نمودن و رقیق‌سازی با فاضلاب شهری به راکتور ABR با حجم ۱۳/۲ لیتر وارد کردند. نتایج تحقیق نشان داد که حداکثر میزان حذف COD برابر ۴۰ درصد است(۲۰). در حالی‌که در تحقیق مشابه‌ای که در سال ۲۰۰۸ توسط محتشمی و همکاران بر روی شیرابه محل دفن شیراز انجام گرفت راندمان حذف COD شیرابه با استفاده از یک راکتور ABR چهار محفظه‌ای با حجم ۶۴ لیتر و زمان ماند هیدرولیکی ۴ روز در بارگذاری‌های مختلف بیش از ۸۰ درصد بود. علت این راندمان بالا استفاده از لجن فاضلاب در ابتدای راه‌اندازی راکتور بود(۲۱). در یک تحقیق دیگر برای کنترل خوردگی میکروبی، در یک راکتور ABR با جریان پیوسته تأثیر مقدار COD و نسبت سولفات به نیترات بر میزان پیشرفت دنیتریفیکاسیونِ بازدارنده احیای سولفات بررسی گردید و مشخص شد با کاهش نسبت سولفات به نیترات و افزایش مقدار COD اثر بازدارندگی دنیتریفیکاسیون برای خوردگی افزایش می‌یابد(۲۲). در یک تحقیق دیگر که توسط Langenhoff و همکارانش در سال ۲۰۰۰ انجام شد در یک راکتور به حجم ۱۰ لیتر با زمان ماند ۱۰ ساعت در دمای ۳۵ درجه سلسیوس با COD ورودی ۵۰۰mg/l انجام شد و به بازده حذف ۹۰ درصد رسیدند(۲۳). همچنین، در سال ۲۰۰۳ Nur Hidayah تصفیه فاضلاب خانگی توسط ABR با قوت فاضلاب در محدوده ۱۰۰ الی ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و با زمان ماندهای هیدرولیکی ۱، ۲ و ۳ روز و میزان بارگذاری ۰/۱۰۲ لغایت ۰/۳۰۶ (kg.COD/m^3.day)، حداکثر کارآیی حذف COD را به میزان ۶۹ درصد اعلام کرد(۲۴).

بررسی تحقیقات سایرین نشان داد که تاکنون تصفیه شیرابه قوی به وسیله راکتور چند محفظه بی‌هوازی اصلاح شده با صافی بی‌هوازی (ABR-AF)[2] مورد مطالعه و آزمایش قرار نگرفته است. علاوه بر این گستردگی دامنه غلظت‌های مورد کاربرد در تحقیقات، شرایط خاص اقلیمی و مقیاس‌های مورد استفاده در تحقیق عاملی است که ضرورت تحقیق این سیستم را برای شرایط بومی و اقلیمی شمال کشور را توجیه می‌نماید. لذا در این تحقیق کارآیی سیستم بی‌هوازی بافل دار اصلاح شده با صافی بیهوازی (ABR-AF) در تصفیه شیرابه زباله شهر ساری در اواخر سال ۸۸ و ادامه آن در سال ۱۳۸۹ مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش ها

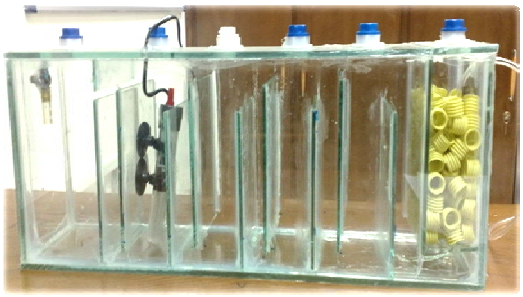
در این تحقیق از دو راکتور شیشه‌ای به طول، عرض و ارتفاع ۴۵، ۱۰ و ۲۰ سانتی‌متر استفاده شد. راکتور شامل ۶ محفظه بود که از محفظه دوم تا پنجم هر محفظه دارای یک بخش پایین رو و بالا رو است که نسبت عرضی بخش پایین رو به بالا رو ۱ به ۲ می‌باشد. که هر یک از این محفظه‌ها در قسمت بالا رونده مجهز به یک شیر نمونه‌برداری بود. گاز خروجی از بالای راکتور جمع‌آوری می‌شد. حجم مفید این راکتور ۵/۷ لیتر بود. محفظه اول برای ته‌نشینی جامدات معلق و محفظه آخر هم به عنوان فیلتر بی‌هوازی در ABR-AF و در راکتور دوم به عنوان کنترل به‌کار رفت. راکتور کنترل حاوی کلیه مشخصات راکتور اول و فاقد لجن و مدیای فیلتر بوده است. برای کنترل عملکرد فیلتر بی‌هوازی در راکتور اصلی، یک شیر نمونه‌برداری در خروجی محفظه پنجم تعبیه شد تا نمونه خروجی و ورودی به فیلتر با هم مقایسه شوند (تصویر شماره ۱ و ۲).

با استفاده از چهار عدد المان گرم‌کننده الکتریکی قابل تنظیم میزان دمای درون محفظه‌ها کنترل شد. شیرابه مورد استفاده در این تحقیق ابتدا از شیرابه واقعی

1. Chemical oxygen demand

2. ABR-(modified by) anaerobic Filter

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]



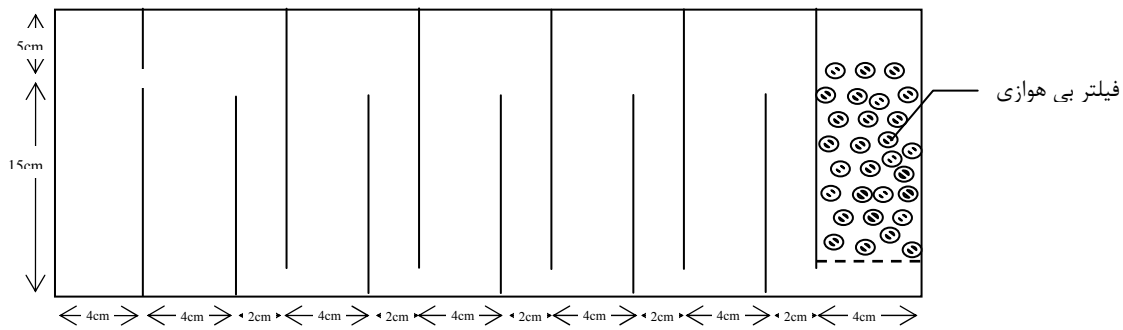
تصویر شماره ۱: سیستم AF-ABR طراحی شده

زباله و یا از محل دفن تهیه شد و به منظور تغییر بار آلی ورودی به راکتور، شیرابه با آب شهری رقیق و در مخزن تغذیه ریخته شد. بعد از دوره‌های اولیه که سیستم با شیرابه طبیعی کار کرده بود کار شبیه‌سازی نمونه‌ها انجام شد. در ادامه برای کنترل دقیق بر میزان بارگذاری و تعیین دقیق کارکرد سیستم و تغییرات تدریجی بارهای آلی، از شیرابه مصنوعی (با خواص مشابه شیرابه طبیعی از لحاظ مشخصات) استفاده شد (جدول شماره ۱).

جدول شماره ۱: ترکیب شیرابه مصنوعی مورد استفاده برای سیستم

ترکیب شیمیایی شیرابه مصنوعی		
اجزاء	غلظت (mg/l)	در حجم ۱۹ لیتر تانک تزریق(gr)
Glucose	۵۵۲۳	۱۰۵
Urea	115	۲/۱۸۵
FeCl2	۳/۵	۰/۶۶۵
NaHCO3	۶۷۵	۱۲/۸۲۵
KH2PO4	۵۵	۱/۰۴۵
MgSO4 .7H2Ol	۴۲/۵	۰/۸۰۷۵
Trace element	۰/۵ – ۱۰	variable

شیرابه به وسیله پمپ پریستالتیکِ قابل تنظیم با یک دبی ثابت به راکتور تزریق شد در هر مرحله از بارگذاری وقتی سیستم به حالت تعادل می‌رسید (به طور معمول به یک ماه زمان نیاز دارد) شیرابه با بارهای آلی مختلف وارد راکتور شد. در هر مرحله بارگذاری از طریق نمونه‌های لحظه‌ای روزانه، برخی پارامترها مثل COD تا مرحله رسیدن به حالت پایداری و یک هفته بعد از آن فعالیت سیستم ادامه یافته است و در دوره پایدار شده نمونه‌های لحظه‌ای از سه نقطه ورودی، انتهای محفظه پنجم و خروجی صافی بی‌هوازی انجام و پارامترهای (COD، BOD[1]، TSS[2]، اورتو- فسفات، زمان ماند، بارآلی، pH و ...) مورد بررسی قرار گرفت. تا بتوان راندمان حذف راکتور ABR و ABR-AF را تعیین و با هم مقایسه نمود. از طرفی برای اطمینان از این‌که راندمان بدست آمده مربوط به زمان ماند نمی‌باشد پارامترهای فوق در راکتور کنترل نیز بررسی می‌شد. تمام آزمایشات بر اساس دستورالعمل کتاب روش‌های استاندارد آزمایش آب و فاضلاب صورت گرفت. مقدار فسفات براساس روش استاندارد رنگ‌سنجی به کمک کلرید قلع و با قرائت جذب آن در طول موج ۶۹۰nm اندازه‌گیری شد. آزمایش COD براساس روش استاندارد تقطیر برگشتی دی‌کرومات و آزمایش COD براساس روش استاندارد اینکوباسیون پنج روزه در دمای ۲۰ درجه سلسیوس و اکسیژن سنجی دیجیتالی انجام شد. سایر پارامترها نیز بر مبنای روش استاندارد انجام



تصویر شماره ۲: طرح شماتیک راکتور ABR-AFR ساخته شده برای تحقیق

1. Biochemical oxygen demand
2. Total suspended solids

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

جدول شماره ۲: راندمان حذف COD توسط سیستم ABR در ارتباط با بارگذاری آلی

ردیف	زمان ماند (روز)	بار آلی ورودی (Kg COD/m^3.d)	میانگین COD ورودی (mg/l)	میانگین COD خروجی قبل از فیلتر (mg/l)	میانگین راندمان حذف COD قبل از فیلتر
۱	۱	۱/۹۶	۱۹۶۴ ± ۱۲۵/۶	۱۲۷۷ ± ۱۱۲/۶	۳۵
۲	۱	۲/۱۶	۲۱۵۶ ± ۱۵۹/۲	۱۰۳۵ ± ۹۸	۵۲
۳	۱	۳	۳۰۰۰ ± ۱۶۵	۱۳۸۰ ± ۱۲۴/۹	۵۴
۴	۱	۴	۴۰۰۰ ± ۱۷۱/۹	۱۸۰۰ ± ۱۵۶/۳	۵۵
۵	۲	۱/۷۸	۳۵۵۰ ± ۱۶۳	۱۹۵۳ ± ۱۲۷/۶	۴۵
۶	۲	۲/۰۶	۴۱۲۰ ± ۱۸۰/۸	۱۷۳۰ ± ۱۲۴/۵	۵۸
۷	۲	۲/۶۳	۵۲۶۱ ± ۱۸۹/۴	۱۹۹۹ ± ۱۲۲/۴	۶۲
۸	۲	۳/۳۷	۶۷۴۰ ± ۲۵۶/۸	۲۲۹۲ ± ۱۳۱/۵	۶۶
۹	۲/۵	۲/۷	۶۷۴۰ ± ۲۵۱	۲۳۵۹ ± ۱۳۳	۶۵
۱۰	۲/۵	۳/۲۸	۸۲۱۰ ± ۲۸۱	۲۶۲۷ ± ۱۲۸/۹	۶۸
۱۱	۲/۵	۶/۲۴	۱۵۶۰۰ ± ۳۴۵	۳۲۷۶ ± ۱۳۹	۷۹
۱۲	۲/۵	۸/۵۴	۲۱۳۴۰ ± ۳۷۹	۳۶۲۷ ± ۱۴۵/۶	۸۳
۱۳	۳	۰/۹۱	۲۷۴۲/۸۵ ± ۲۶۱/۷	۱۳۹۸/۸۵ ± ۱۲۹/۳	۴۹
۱۴	۳	۲/۰۸	۶۲۴۵ ± ۲۵۹/۸	۲۶۲۶/۶۸ ± ۱۲۹/۷	۵۸
۱۵	۳	۸/۹۳	۲۶۷۸۲ ± ۳۸۵/۹	۵۳۵۶/۴ ± ۲۳۴/۱	۸۰
۱۶	۳	۱۰/۷۲	۳۲۱۵۸ ± ۳۷۰	۵۴۶۶/۸۶ ± ۲۴۷/۹	۸۳

جدول شماره ۳: راندمان حذف COD سیستم ABR-AF در ارتباط با بارگذاری آلی

ردیف	زمان ماند (روز)	بار آلی ورودی (Kg COD/m3.d)	میانگین COD ورودی (mg/l)	میانگین COD خروجی از راکتور (mg/l)	میانگین راندمان حذف COD توسط کل سیستم
۱	۱	۱/۹۶	۱۹۶۴ ± ۱۲۵/۶	۱۱۹۸	۳۹
۲	۱	۲/۱۶	۲۱۵۶ ± ۱۵۹/۲	۱۰۱۳	۵۳
۳	۱	۳	۳۰۰۰ ± ۱۶۵	۱۳۸۰	۵۴
۴	۱	۴	۴۰۰۰ ± ۱۷۱/۹	۱۶۴۰	۵۹
۵	۲	۱/۷۸	۳۵۵۰ ± ۱۶۳	۱۷۴۰	۵۱
۶	۲	۲/۰۶	۴۱۲۰ ± ۱۸۰/۸	۱۴۸۳	۶۴
۷	۲	۲/۶۳	۵۲۶۱ ± ۱۸۹/۴	۱۵۷۸	۷۰
۸	۲	۳/۳۷	۶۷۴۰ ± ۲۵۶/۸	۱۶۸۵	۷۵
۹	۲/۵	۲/۷	۶۷۴۰ ± ۲۵۱	۱۸۲۰	۷۳
۱۰	۲/۵	۳/۲۸	۸۲۱۰ ± ۲۸۱	۱۶۴۲	۸۰
۱۱	۲/۵	۶/۲۴	۱۵۶۰۰ ± ۳۴۵	۲۰۲۸	۸۷
۱۲	۲/۵	۸/۵۴	۲۱۳۴۰ ± ۳۷۹	۱۴۹۴	۹۳
۱۳	۳	۰/۹۱	۲۷۴۲/۸۵ ± ۲۶۱/۷	۱۱۵۲	۵۸
۱۴	۳	۲/۰۸	۶۲۴۵ ± ۲۵۹/۸	۲۰۰۱	۶۸
۱۵	۳	۸/۹۳	۲۶۷۸۲ ± ۳۸۵/۹	۲۱۴۳	۹۲
۱۶	۳	۱۰/۷۲	۳۲۱۵۸ ± ۳۷۰	۱۲۸۵	۹۶

گردید. تحلیل آماری با استفاده از آزمون‌های آنالیز واریانس، رگرسیون برای متغیرهای BOD و COD و نسبت BOD/COD و بارگذاری آلی و راندمان حذف هر پارامتر و با کمک نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۶ انجام گرفت.

یافته ها

میانگین راندمان حذف COD تا اتاقک قبل از فیلتر و کل سیستم در جدول شماره ۲ تا ۳ آمده است. ردیف شماره ۱۳ در هر جدول مربوط به راندمان سیستم در دوره تزریق شیرابه واقعی می‌باشد.

راندمان سیستم تا قبل از فیلتر در محدوده‌ای از ۳۵ تا ۸۳ درصد متغیر است. بیشترین راندمان حذف COD سیستم تا قبل از فیلتر مربوط به زمان ماندهای ۲/۵ و ۳ روز و به ترتیب با بارگذاری آلی ۸/۵۴ و ۱۰/۷۲ (Kg COD/m^3.d) می‌باشد و کمترین راندمان حذف COD سیستم تا قبل از فیلتر مربوط به زمان ماند یک روز با بارگذاری آلی ۱/۹۶ (Kg COD/m^3.d) می‌باشد.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

از نتایج مشخص می‌شود که با افزایش بار آلی ورودی، راندمان حذف COD تا قبل از فیلتر نیز افزایش می‌یابد. از طرف دیگر راندمان حذف COD تا قبل از فیلتر، با افزایش زمان ماند افزایش می‌یابد.

راندمان کل سیستم در محدوده‌ای از ۳۹ تا ۹۶ درصد متغیر است. بیشترین راندمان حذف COD کل سیستم مربوط به زمان ماند ۳ روز و با بارگذاری آلی ۱۰/۷۲ ($Kg\ COD/m^3.d$) می‌باشد و کمترین راندمان حذف COD سیستم تا قبل از فیلتر مربوط به زمان ماند یک روز با بارگذاری آلی ۱/۹۶ ($Kg\ COD/m^3.d$) می‌باشد. با افزایش بار آلی ورودی و زمان ماند هیدرولیکی، راندمان حذف COD نیز افزایش می‌یابد.

جدول شماره ۳ نتایج مربوط به راندمان حذف COD توسط سیستم ABR-AF و تا قبل از فیلتر، توجه به بارآلی ورودی، را به‌طورجداگانه برای داده‌های مربوط به هر زمان ماند نشان می‌دهد. مقایسه میان نتایج جدول شماره‌های ۲ و۳ ما بین بارگذاری‌های پایین و بالا نشان می‌دهد در محدوده بارگذاری‌های پایین، تفاوت آماری معنی‌داری از لحاظ کارآیی مشاهده نمی‌شود. اما در مقایسه میان بارگذاری پایین و بالا تفاوت آماری معنی‌دار است. همچنین مقایسه بین دو سیستم ABR و ABR-AF از لحاظ کارآیی اختلاف آماری در بارگذاری‌های کم تا محدوده میانی کمتر از ۸ ($Kg\ COD/m^3.d$) معنی دار نیست اما در ارقام بالاتر از آن تفاوت معنی‌دار است.

راندمان حذف BOD:

نتایج مربوط به راندمان BOD در جدول ۴ آمده است. نسبت BOD/COD برای فاضلاب مصنوعی برابر ۰/۴۶ و برای شیرابه واقعی برابر ۰/۱۱ بود.

راندمان حذف اورتوفسفات:

تغییرات غلظت ورودی و خروجی اورتوفسفات برای هر دو راکتور اصلی و شاهد در نمودار شماره ۱ آمده است. همانگونه که از نمودار مشخص است غلظت اورتوفسفات در زمان ماندهای مختلف هیدرولیکی در ابتدا زیاد می شود و در ادامه کاهش می‌یابد. این تغییرات به این صورت قابل توجیه است که اصولاً در راکتور بی‌هوازی، باکتری‌ها اسیدهای چرب فرار را جذب کرده در داخل سلول، اسیدهای چرب فرار به پلی‌هیدروکسی بوتیرات و پلی هیدروکسی والریت تبدیل می‌شوند. پلی‌فسفات‌ها در شرایط بی‌هوازی و اسیدی به اورتوفسفات‌ها تبدیل می‌شوند و با آزادسازی ارتوفسفات انرژی حاصل را به دست می‌آورند. این موضوع در حذف بیولوژیکی فسفر نیز یک موضوع کاملا پذیرفته شده است؛ اما دلیل کاهش فسفر بعد از افزایش اورتوفسفات‌ها متفاوت است و در سیستم‌هایی که به شکل ترکیب بی‌هوازی- هوازی هستند. دلیل این کاهش در ناحیه هوازی آن است که پلی‌هیدروکسی بوتیرات اکسید شده و ارتوفسفات از محلول حذف می‌شود و فسفر به صورت پلی‌فسفات در سلول ذخیره می‌شود. اما در سیستم‌های کاملاً بی‌هوازی عامل این کاهش می‌تواند تغییرات PH باشد. همان‌طور که در نمودار شماره ۲ نشان می‌دهد تغییرات PH از ورودی تا خروجی سلول‌های رآکتور از محدوده ۶/۵ تا ۸ متغیر است و طبیعی است که در PH اسیدی میزان

جدول شماره ٤: نتایج آزمایشات راندمان BOD برحسب زمان ماند

زمان ماند (روز)	میانگین BOD ورودی (mg/l)	میانگین BOD خروجی قبل از فیلتر (mg/l)	میانگین BOD خروجی از راکتور (mg/l)	میانگین راندمان حذف BOD قبل از فیلتر	میانگین راندمان حذف BOD توسط کل سیستم
۱	۹۰۳/۴ ± ۲۷/۴	۵۸۷/۴۲ ± ۱۷/۹	۵۵۱/۰۸ ± ۱۵	۳۴/۹۸	۳۹
۱	۹۹۱/۸ ± ۲۹/۹	۴۷۶/۱ ± ۱۴/۴	۴۶۵/۹ ± ۱۲/۹	۵۱/۹۹	۵۳/۰۱
۱	۱۳۸۰ ± ۲۰/۴	۶۳۴/۸ ± ۱۹	۶۳۴/۸ ± ۱۷/۷	۵۴	۵۴
۱	۱۸۴۰ ± ۳۰/۴	۸۲۸ ± ۱۹/۹	۷۵۴/۴ ± ۱۶/۵	۵۵	۵۹
۳	۳۰۱/۷ ± ۱۲	۱۵۳/۹ ± ۷/۸	۱۲۶/۷ ± ۱۰/۱	۴۹	۵۸

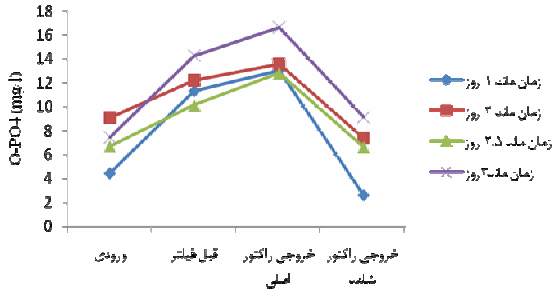
[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

اورتوفسفات بالاتر می‌رود. بیشترین حلالیت فسفر در محدوده PH اسیدی است اما به تدریج در بخش خروجی که PH بالاتر رفته است فسفر به صورت فسفات کلسیم و یا اتصال به ترکیبات آهن و آلومینیم و ترکیبات آلی از حالت محلول خارج می‌شود و رسوب می‌کند و با مکانیسم رسوب‌دهی روند کاهشی خود را نشان می‌دهد. نمودار شماره ۱ غلظت اورتوفسفات برحسب زمان ماند و از ورودی تا خروجی را نشان می‌دهد.

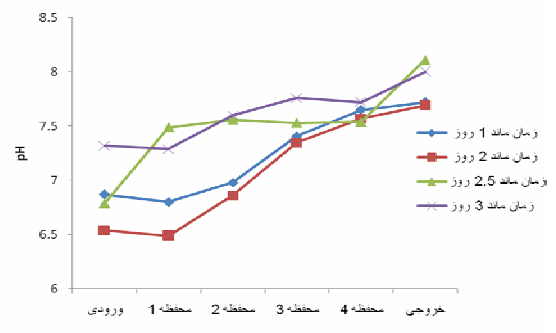
نتایج میانگین جامدات کل سیستم در نمودار شماره ۳ درج گردید. غلظت جامدات معلق سیستم پس از چندین اندازه‌گیری همزمان جامدات کل و معلق با هم ارتباط دارند و ضریب همبستگی مابین آن‌ها ۶۸ درصد است؛ به عبارتی دیگر رابطه مقابل برقرار است: TSS=TS(0.68)

نتایج حاصل از آزمایشات PH محفظه بر روی سیستم ABR بر اساس زمان ماند در نمودار شماره ۲ درج گردید. بعلاوه نتایج آنالیز آماری نشان می‌دهد بین غلظت جامدات معلق در ناحیه ورودی و خروجی همبستگی بالای ۶۰ درصد وجود دارد.

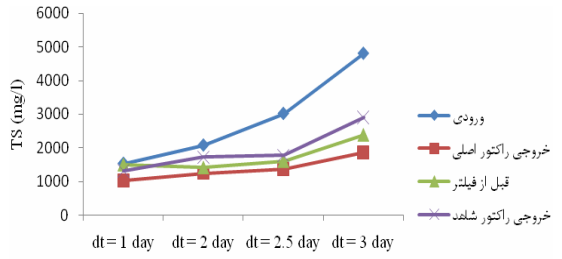
همان‌طور که نمودار ۲ نشان می‌دهد PH سیستم در زمان ماندهای مختلف مورد عمل در محدوده ۶/۵ الی ۸ متغیر است. براساس نمودار روند افزایشی در کلیه زمان ماندها مشهود است. فقط در زمان ماند ۲/۵ روزه یک جهش اولیه در افزایش PH مشاهده می‌شود و در ادامه تدریجاً در محفظه سوم وضعیت به حالت مشابه بقیه زمان ماندها بر می‌گردد و در کل روند افزایشی آن مشاهده می‌شود. دلایل می‌تواند متفاوت باشد یک دلیل آن می‌تواند در تبدیل حالت‌های مختلف اورتوفسفات‌ها (Po_4^{3-}, $H_2Po_4^{2-}$, HPo_4^{2-}) باشد، یعنی در مواردی مثل این مورد خاص، تجزیه پلی فسفات به حالت‌های مختلف اورتوفسفات برحسب نوع ترکیبات آلی با تجزیه‌پذیری متفاوت می‌تواند روند تند و کند افزایش PH را توجیه نماید ولی بر روند کلی تأثیری نخواهد داشت. آنالیز نشان می‌دهد بین افزایش PH و فاصله از دهانه ورودی فاضلاب همبستگی بالای ۹۰ درصد وجود دارد.



نمودار شماره ۱: غلظت اورتوفسفات برحسب زمان ماند و نقطه نمونه‌گیری



نمودار شماره ۲: نمودار PH محفظه‌های سیستم ABR بر اساس زمان ماند



نمودار شماره ۳: مقایسه درصد حذف جامدات کل در محفظه چهارم و خروجی راکتور اصلی با راکتور شاهد

بحث

نتایج این تحقیق با تحقیق آقایان Wang و Shen در سال ۲۰۰۰ سازگاری ندارد. این محققان حداکثر میزان حذف COD را برای شیرابه‌های با میزان مواد آلی یا COD پایین برابر ۴۰ درصد بدست آوردند(۲۰) در حالی که در این تحقیق حداکثر راندمان سیستم تا قبل از فیلتر ۸۳ درصد و برای کل سیستم ۹۶ درصد به دست آمد.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

مطالعه حاضر با تحقیق Nur Hidayah در سال ۲۰۰۳ متفاوت است؛ این محققان گزارش کردند تحقیق بر روی تصفیه فاضلاب خانگی در محدوده ۱۰۰ الی ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و با زمان ماندهای هیدرولیکی ۱ ، ۲ و ۳ روز و میزان بارگذاری نشان می‌دهد حداکثر کارآیی ۶۹ درصد در رقم پایین بارگذاری برای فاضلاب‌های خانگی ضعیف با توجه به تجزیه‌پذیری بالای موادآلی فاضلاب خانگی توجیه پذیر است(۲۴). اما در تحقیق جاری کارآیی‌ها برای شیرابه در مقادیر بارگذاری بالاتر به سیستم ABR یعنی از ۰/۹۱ تا ۴ ($kg.COD/m^3.day$) از ۳۵ تا ۶۸ درصد و برای سیستم ABR-AF در همین محدوده از ۳۹ تا ۸۰ درصد به دست آمد که علت آن را می‌توان در قوت فاضلاب ورودی (۰/۱۰۲ تا ۰/۳۰۶ فاضلاب خانگی در برابر بارگذاری تحقیق جاری)، نوع فاضلاب تزریقی (فاضلاب خانگی با تجزیه‌پذیری بالا در برابر شیرابه با عوامل بازدارندگی تصفیه بیولوژیکی و مواد تجزیه‌ناپذیر بیولوژیکی) جستجو کرد. مقایسه نشان می‌دهد که برای فاضلاب‌های خانگی و با قابلیت‌های تجزیه‌پذیری بالا (یا نسبت‌های BOD/COD بالا) میزان بارگذاری پایین همان کارآیی برای شیرابه‌ها با بارگذاری بالا را خواهد داشت.

نتایج این تحقیق تا حدود زیادی، نتایج تحقیقات آقایان محتشمی و همکاران در سال ۱۳۷۸ را که بر روی شیرابه محل دفن شیراز انجام داده‌اند تایید می‌کند. این محققان راندمان حذف COD شیرابه با استفاده از یک راکتور ABR چهار محفظه‌ای با حجم ۶۴ لیتر و زمان ماند هیدرولیکی ۴ روز در بارگذاری های مختلف بیش از ۸۰ درصد اعلام کرده بودند(۲۱) که با نتایج راندمان ۹۶ درصدی تحقیق حاضر (در بهترین شرایط) سازگاری دارد. تنظیم خوب و عمل آوری لجن و سازگاری مناسب توده زیستی بی‌هوازی و تنظیم بارآلی مناسب می‌تواند از دلایل کارآیی بالای سیستم باشد.

همچنین نتایج این مطالعه با تحقیق Langenhoff و همکارانش در سال ۲۰۰۰ تناسب بیشتری دارد. این محققان در یک راکتور به حجم ۱۰ لیتر با زمان ماند ۱۰ ساعت با COD ورودی ۵۰۰mg/l به بازده حذف ۹۰ درصد رسیدند(۲۳). و بازده ۹۶ درصدی تحقیق حاضر در بهترین شرایط نیز مؤید این چنین کارآیی می‌باشد.

نتایج این تحقیق توصیه Henze و همکارانش در سال ۱۹۸۳ را تایید می‌کند(۲۵). این محققان با مرور مقالات محققان توصیه کردند میزان بارگذاری اولیه برای سیستم ABR را در محدوده ۱/۲(kg $COD/m^3.d$) تنظیم نمایید تا دوره راه‌اندازی موفقی به دست آید. در عین حال در مقاله‌شان به این موضوع نیز اشاره داشته‌اند که با میزان بارگذاری بالاتر از این رقم توصیه شده نیز دوره راه‌اندازی موفق دیده شد. تحقیق جاری به این نتیجه رسیده است که برای راه‌اندازی موفق در ابتدا با فاضلاب بسیار رقیق کار را آغاز نمود و مقادیر بارگذاری را از محدوده ۰/۵ تا ۱ (kg COD/m3.d) در هفته اول آغاز و به تدریج در هفته بعد میزان بار را افزایش داد. همان‌طورکه نتیجه تحقیق (جدول شماره۲) نشان می‌دهد بعد از افزایش بارگذاری به محدوده ۰/۹۱ (kg $COD/m^3.d$) میزان کارآیی به ۴۹ درصد افزایش یافت که رقم قابل قبولی است و به تدریج با افزایش بارگذاری، کارآیی‌های بالاتر به دست آمد که نشان از دوره راه‌اندازی موفق داشته است.

همچنین تحقیق حاضر نشان داد (جدول شماره ۲ و ۳) در مقادیر بارگذاری کم و برای فاضلاب های رقیق، روند کارآیی‌های به‌دست آمده نامنظم است و از کارآیی ۴۹ درصد برای بارگذاری ۰/۹۱ (kg$COD/m^3.d$) به کارآیی ۳۵ درصد برای بارگذاری ۱/۹۶ (kg$COD/m^3.d$) و ۴۵ درصد برای بارگذاری ۱/۷۸ (kg$COD/m^3.d$) در نوسان است. این بی‌نظمی در کارآیی‌ها برای فاضلاب‌های رقیق در تحقیق Witthauer و Stuckey در سال ۱۹۸۲ نیز گزارش گردید(۲۶). این محققان دلیل این بی‌نظمی در کارآیی‌ها را با توده بستر لجن ضعیف (کمتر از ۳ گرم جامدات

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

معلق آلی در لیتر فاضلاب، g VSS/l) مرتبط دانستند.

نتایج این تحقیق نشان داد با افزایش بار آلی ورودی و زمان ماند هیدرولیکی، راندمان حذف COD نیز افزایش می‌یابد. با توجه به بارآلی بسیار بالای شیرابه‌ها و نیز COD بالای شیرابه، سیستم ABR-AF به تنهایی قادر به تأمین استانداردهای تخلیه پسآب به آب‌های سطحی و زیرزمینی نیست اما قادر به تامین نیازهای تخلیه پسآب به آبراه‌های کشاورزی می‌باشد. برای تامین استانداردهای تخلیه پسآب به آب‌های سطحی به‌طور حتم نیاز به ترکیب سیستم بی هوازی- هوازی می‌باشد.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط آقای مهدی قربانیان اله آباد می باشد

References

1. Rivas J, Beltran F, Carvlaho F, Acedo B, Gimeno O. stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation+chemical oxidation processes. J Hazardous Mater 2004; B116(1,2): 95-102.
2. Qureshi TI, Kim HT, Kim YJ. UV-catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. J Chem Eng 2002; 10(4) 444-449.
3. Josmaria LM, Patrico PZ. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. J Hazardous Mater 2005; B123(1-3): 181-186.
4. Hui Z, Heung JCh, Chin PH. Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor. J Hazardous Mater 2006; B136(3): 618-623.
5. Yousefi Z, Alizadeh B, Fouladian A. Anaerobic Baffled Tank (ABR) and Role of biofilm, 3rd international conference on environmental, industrial and applied microbiology (Biomicroworld 2009). Losloon: Portugal; 2009. p. 622.
6. Yousefi Z, Zazouli MA. Removal of Heavy Metals from Solid Wastes Leachates by Coagulation-Flocculation Process. J Applied Sci 2008; 8(11): 2142-2147.
7. Salem Z, Hamouri K, Djemma R, Allia K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. Desalination 2008; 220(1-3): 108-114.
8. US EPA (Environmental Protection Agency), Urban Watershed Management Research Terminology, 2005: p. 29
9. Qasim SR, Chiang W. Sanitary Landfill Leachate: Generation, control and Treatment. Lncaster: Technomic Publishing, PA; 1994.
10. Cameron RD, Koch FA. Toxicity of landfill leachates. JWPCF 1980; 5: 760-769.
11. Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Chirstensen TH. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review, Crit. Rev Environ Sci Technol 2002; 32(4): 297-336.
12. Sponza DT, Agdag ON. Impact of leach ate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. Process Biochemistry 2004; 39(12): 2157-2165.
13. Barlaz MA, Schaefer DM, Ham Rk. Bacterial Population Development and Chemical Characteristic of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. Appl Environ Microbiol 1989; 55: 55-65.
14. Mc Bean EA, Rovers FA, Farquhar GJ. Solid waste landfill, Engineering and design. New Jersey: Englewood cliffs; 1995. p.58.
15. Bookter TJ, Ham RK. Stabilization of solid

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]

waste in landfills. J Environ Eng 1982; 108: 1089-1100.

16. McCarty PL. One hundred years of anaerobic treatment. In: Anaerobic digestion. Hughes DE, Stafford DA, Wheatley BI, Baader W, Lettinga G, Nyns EJ, et al. Amesterdam: Elsevier Biomedical Press B.V.; 1981. p. 3-21.
17. Ehrig HJ. Leachate quality in: Christensen TH, Cossu R, Stegmann R (Eds.) Sanitary landfilling: Technology and environmental impact. London: Academic Press; 1989. p 213-229.
18. Fannin KF, Srivastra VJ, Conrad JR, Chynoweth DP. Marine biomass program: an-aerobic digester system development. Annual Report for General Electric Company, IGT Project 65044, Institute of Gas Technology, IIT Centre, 3424 S. State Street, Chicago, IL 60616. 1981.
19. Kargi F, Pamukoglu MY. Powdered activated carbon added biological treatment of pre-treated landfill leachate in a fed-batch reactor. Biotechnol Lett 2003; 25(9): 695-699.
20. Wang B, Shen Y. Performance of an anaerobic baffled reactor as a hydrolysisacidogenesis unit in treating landfill leachate mixed with municipal sewage. Water Sci Technol 2000; 42(12): 115-121.
21. Mohtashami SR, Karimie Jashnie A, Bidokhti NT. Performance of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in Landfill Leachate Treatment. Journal of Water and Wastewater 2008; 66: 10-18 (Persian).
22. Li X. Z, Zhao Q. L, Hao X. D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. Waste Manage 1999; 19: 409-415.
23. Langenhoff AAM, Stuckey DC. Treatment of dilute wastewater using an anaerobic baffled reactor: effect of low temperature". Wat Res 2000; 34(15): 3867-3875.
24. Nur Hidayah A. Performance of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) in treating domestic wastewater. Masters thesis, Kolej Universiti Teknologi Tun Hussein Onn, 2003. p. 4-5.
25. Henze M, HarremoeÈ SP. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: a literature review. Wat Sci Technol 1983; 15(8,9): 1-101.
26. Witthauer D, Stuckey DC. Laboratory stu-dies on anaerobic processes to treat dilute organic waster in developing countries. Study by IRCWD, EAWAG DuÈ bendorf, Switzerland. 1982. p. 81.

[Downloaded from jmums.mazums.ac.ir on 2025-04-07]