بررسی تصفیه پذیری شیرابه محل دفن پسماندهای شهری شیراز در مقیاس پایلوت میدانی*

دکتر ایوب کریمی جشنی استادیار بخش مهندسی عمران و محیط زیست
دانشکده مهندسی دانشگاه شیراز

چکیده

تجزیه بخش آلی زباله در محل دفن زباله به همراه نفوذ آب باران، مایع آلوده‌ای به نام شیرابه را تولید می‌کند که به دلیل دارا بودن ترکیبات سمی و خطرناک، خطر قابل توجهی برای محیط زیست تلقی می‌شود. در تحقیق حاضر که هدفش بررسی تصفیه پذیری شیرابه محل دفن زباله‌های شهری شیراز بود ابتدا خصوصیات فیزیکی، شیمیایی شیرابه تازه اندازه گیری گردید. این اندازه گیری‌ها حاکی از بار آلودگی بسیارِ ناشی از مواد آلی در شیرابه با اکسیژن خواهی بسیار بالا بود. به طوری که BOD_5آن از ۳۷۰۰۰ تا ۷۲۰۰۰ و COD آن از ٤١٠٠٠ تا ۸۹۰۰۰ میلی گرم در لیتر اندازه گیری گردید. دلیل مقادیر بالای COD و BOD5 مشاهده شده، بالا بودن میزان پسماندهای مواد غذایی در زباله‌های شهری کشورهای در حال توسعه (٤٠ تا ۸۵٪) نسبت به کشورهای پیشرفته (حدود ۱۵٪) و عمر کم محل دفن زباله‌ی شیراز می‌باشد. نسبت BOD_5 / COD (ضریب تجزیه پذیری بیولوژیکی) در طی این مدت همواره بیش از ۰/۷ بود که مقدار مناسبی برای تصفیه بیولوژیکی می‌باشد. با توجه به نتیجه تحقیقات حاصله از پایلوت‌های میدانی و ناکارایی روش تصفیه بیولوژیکی در تصفیه شیرابه قدیمی از یک جهت و موثر بودن استفاده از انرژی خورشیدی در تبخیر شیرابه و کاهش حجم شیرابه و تصفیه شیرابه، پیشنهاد می‌شود که استفاده از انرژی خورشیدی جهت تبخیر شیرابه به عنوان یک راهکار عملی در دستور کار قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: تصفیه شیرابه، پسماندهای شهری، شهرداری شیراز.

---

* گزارش طرح تحقیقاتی؛ مجری: نویسنده؛ مشاور: دانشکده مهندسی دانشگاه شیراز

مقدمه

دفع مقادیر زیاد مواد زائد حاصل از جامعه امروزی یکی از عمده مسایل روز است. مواد زائد شهری، شامل تمام مواد زائد حاصل از فعالیت هایی است که در شهر انجام می گیرد. ترکیبات زباله ها از یک کشور تا کشور دیگر از یک فرهنگ تا فرهنگ دیگر هم از لحاظ منابع تولید و هم از نظر خواص فیزیکی و شیمیایی دارای تنوع بسیار زیادی هستند. بخش‌های خانگی، تجاری، حمل و نقل، صنعتی، درمانی و بهداشتی و خدمات هر کدام مواد زائدی با خصوصیات ویژه‌ای تولید می کنند. این مواد همچنین از نظر کمیت نیز دارای ناهمگونی‌های زیادی هستند. نوع بافت شهری، تراکم در واحد سطح و فصول سال از دیگر عوامل تاثیرگذار بر کیفیت و کمیت مواد زائد جامد شهری می‌باشند. در ایران ۷۰ – ۸۰ درصد مواد زائد جامد ترکیبات آلی تجزیه‌پذیر هستند در صورتی‌که در کشورهای توسعه یافته این مقدار پایین تر از ۳۰ درصد در لندفیل‌های پیر می‌باشند.

امروزه روش‌های مختلفی مانند بازیافت، کمپوست و سوزاندن مورد تشویق فراوان می‌باشد، ولی حتی سوزاندن حدود ۱۰ تا ۲۰ درصد، باقیمانده بر جای می‌گذارد که نهایتاً باید دفن شود. لندفیل‌های بهداشتی اغلب به عنوان اقتصادی‌ترین روش از نظر زیست محیطی روش قابل قبولی برای دفع مواد زاید شهری می‌باشند. بیش از ٪۹۵ مواد زاید شهری در جهان در لندفیل‌ها دفع می‌شوند، به طوری‌که بخش عمده‌ای از برنامه‌های جدید مدیریت پیشرفته زوائد جامد به این روش اختصاص یافته است. از بزرگترین معایب دفن بهداشتی زوائد، آثار سوء زیست محیطی شیرابه تولیدی حاصل از آن است. مایعی که در اثر نفوذ آب باران و در اثر فرآیندهای بیولوژیکی و شیمیایی درون مواد زاید از لندفیل خارج می شود (شامل مایع درون مواد زاید نیز می‌باشد)، شیرابه نامیده می شود. مکانیسمهایی که باعث انتقال جرم از مواد زاید جامد به فاز مایع می‌شود و در نتیجه شیرابه تولید می شود به سه دسته الف) هیدرولیز مواد زاید جامد و تجزیه بیولوژیکی ب) حلالیت نمک های محلول موجود در مواد زاید و ج) لایروبی مواد ذره‌ای، تقسیم می‌شود؛ که دو دسته اول بیشترین تاثیر را در کیفیت شیرابه تولیدی

از محل دفن دارد. از آنجا که در یک محل دفن بهداشتی انواع مواد زاید جامد از جمله مواد زاید خطرناک و همچنین عوامل بیماری زا وجود دارد، پتانسیل خطرات ناشی از نفوذ این مایع آلوده به سفره های آب زیرزمینی و آب‌های سطحی در حد بسیار بالایی وجود خواهد داشت. تا کنون در سراسر جهان، موارد زیادی از آلودگی آب‌های زیرزمینی به سبب وجود محل دفن زباله گزارش شده است.

راهکارهای متنوعی از جمله: کنترل کمیت و کیفیت زایدات ورودی به محل دفن، کنترل آب‌های سطحی و تسریع در فرآیند تجزیه بیولوژیکی زباله (مانند برگشت مجدد شیرابه به محل دفن) برای کنترل و مدیریت شیراب تولیدی در محل دفن بهداشتی پیشنهاد شده است. اما هیچ یک از راه‌کارهای مذکور نمی‌تواند پتانسیل آلودگی شیرابه را از بین ببرد. بنابراین تنها راه حل ممکن، کنترل نهایی و تصفیه شیرابه تا حد استانداردهای مقبول است. هدف از تصفیه شیرابه، دستیابی به غلظت استاندارد برای تخلیه به محیط های پذیرنده برای مواد آلی، آمونیاک، فلزات سنگین، سمیت و سایر آلاینده‌ها می‌باشد.

مشکلات شیرابه در تصفیه و محل های دفن بهداشتی

مشکلی که در تصفیه شیرابه با آن روبرو هستیم بار آلی بسیار بالای شیرابه می‌باشد، که با توجه به عمر لندفیل و وضعیت اقلیمی محل و خصوصیات خاک محل دفن زباله و ترکیبات زباله‌های شهری، از یک محل به محل دیگر متفاوت است. از جمله خصوصیات دیگر شیرابه می توان به PH کم (در لندفیل های جوان) و PH بالا (در لندفیلهای پیر) و BOD بالا اشاره کرد. علاوه بر این غلظت بالای مواد سمی و آمونیاک، تصفیه یا پیش تصفیه خاصی برای شیرابه می‌طلبد. مهمترین اثر سوء زیست محیطی، اثرهای آن بر کیفیت آب‌های زیرزمینی سطحی (در صورت راهیابی به این محیط‌ها) است. در چارچوب مدیریت کیفی منابع آب ، اهمیت شیرابه محل های دفن زباله در آلوده نمودن منابع طبیعی آب، روز به روز افزایش می یابد. از دیگر آثار سوء

زیست محیطی شیرابه می‌توان به بوهای زننده ایجاد شده از مراحل مختلف تصفیه اشاره نمود.

امروزه به منظور کنترل و جلوگیری از منابع آب در بیشتر محل‌های دفن مدرن اندازه‌گیری‌های گسترده و گران قیمت جهت پایش آب‌های زیرزمینی صورت می‌گیرد. در این راستا برنامه‌ریزی پایش ضروری است. طراحی یک برنامه پایش آب زیرزمینی به شرایط محیطی منطقه همچون هیدرولوژی، حساسیت و اهمیت منابع زیرزمینی و امکان خود پالایی آن بستگی دارد.

برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی، اولین قدم در طراحی محل های دفن پیشرفته، دور نگه داشتن محل های دفن از سفره آب زیرزمینی و یا محل چاه‌های متصل به آب‌های زیرزمینی است. قدم بعدی در مکان‌یابی محل دفن، انتخاب محلی است که دارای نفوذپذیری پایین بوده و یا امکان نفوذ ناپذیر کردن آن به طرق مهندسی ممکن باشد. اما محدودیت‌ها، مساله تصفیه شیرابه را مطرح می‌کند. امروزه تخلیه شیرابه به محیط زیست از منظرهای مختلف محدود می‌شود. برخی از دلایل آن عبارت‌اند از: موارد بسیار شدید آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از محل دفن، خطرات بیشتر، ناشی از افزایش حجم و اندازه محل های دفن امروزی، تامین قوانین محدود کننده مطابق با استانداردهای تخلیه به محیط های پذیرنده، وجود مواد زاید خطرناک (حتی پس از کاهش حجم زباله توسط راه‌کارهای مدیریت پیشرفته مواد زاید جامد) و جانمایی اغلب محل های دفن روی زمین و یا در زمین‌های کم شیب (تحت این دو حالت تجمع شیرابه می‌تواند دارای آثار منفی باشد). با توجه به این‌که تولید شیرابه در محل دفن از شروع تا چند دهه پس از دفن کامل وجود خواهد داشت، فعالیت‌های مدیریت شیرابه باید تداوم داشته باشد تا از پیشگیری تاثیرات منفی آن اطمینان حاصل شود.

وضعیت موجود مدیریت شیرابه در محل دفن زباله های شیراز

محل دفن زباله های شیراز در برمشور و در ۱۶ کیلومتری شرق شیراز و در

نزدیکی دریاچه مهارلو می باشد. زباله هادر لایه های حدود ۵ متری ریخته شده و روی آن با لایه خاک به ضخامت حدود ۱ متر پوشیده می شود . هم چنین سعی شده است که سطح شیب دار باشد تا شیرابه بتواند به سمت پایین دست حرکت کند و در آنجا جمع آوری شود . بنابراین شیرابه تولیدی فاقد سیستم جمع آوری مهندسی است و فقط بخشی از آن جمع آوری شده و مابقی در خاک نفوذ کرده و احتمال آلودگی آب های زیر زمینی نیز می رود. بخشی از شیرابه نیز که جمع آوری می شود فاقد سیستم تصفیه بوده و به صورت رواناب جاری می باشد که باعث آلودگی زمین های پایین دست می شود

اهمیت مساله و لزوم انجام مطالعه

همان طور که ذکر شد دفن زباله به عنوان راهکار عمده دفع آن در برنامه‌های جدید مدیریت پیشرفته زوائد جامد مد نظر قرار گرفته است. هر چند راهکارهای کنترلی ذکر شده در بخش قبل، کمیت و کیفیت شیرابه تولیدی را تغییر می‌دهد ولی در هر صورت شیرابه در محل دفن تولید خواهد شد. ورود حجم کمی از شیرابه به خاک می‌تواند سطح وسیعی از آن را آلوده سازد و آلودگی خاک نیز می تواند از طریق آب‌های حاصل از بارندگی، به سفره آب زیر زمینی منتقل شود. بدیهی است هزینه‌های تصفیه شده خاک بسیار گران تر و راهکار های مورد استفاده برای آن بسیار پیچیده‌تر می‌باشد. ورود شیرابه به یک سفره آب زیر زمینی نیز می‌تواند کل آن سفره را آلوده کرده و استفاده از آن را نیازمند تصفیه نماید. بدین ترتیب هزینه‌ها به شدت افزایش خواهد یافت.

با توجه به موارد فوق و قوانین موجود که مدام محدود کننده‌تر می شود، تصفیه شیرابه از محل دفن ضروری و اجتناب ناپذیر خواهد بود. با توجه به آنکه هزینه‌های زیادی در طراحی، ساخت و بهره‌برداری از محل‌های دفن زباله شهری صرف می‌شود، ضروری است با بررسی دقیق و تحقیقات علمی قبل از اجرا و راه اندازی، مشکلات حاکم بر آن‌ها را به حداقل رساند. از آنجا که این مشکل در پروژه‌های اجرا شده در

کشورمان به چشم می‌خورد و نیز در چند سال آینده بسیاری از شهرهای ایران ملزم بـه احداث محل بهداشتی دفن زباله خواهند شد، ساخت مدل‌های آزمایشـگاهی و پـایلوتی به منظور شناخت هر چه بیشتر این پدیـده و تعیـین معیارهـای مناسـب طراحـی بـرای محل‌های بهداشتی دفن زباله امری ضـروری بـه نظـر می‌رسـد. از طرفـی بـا توجـه بـه محدودیت های اعمال شده از طرف سازمان حفاظت از محیط زیست در میزان آلودگی مجاز فاضلاب های تخلیه شده به محیط زیست، اهمیت بالای این مشکل واضح است.

روش بررسی

به منظور بررسی تصفیه پذیری شیرابه محل دفن زباله‌های شهری شیراز، قبلاً پـنج روش تصفیه در مقیاس آزمایشگاهی مورد بررسی و تحقیق قرار گرفتـه بـود. ایـن پـنج روش عبارتند از:

۱.سیستم ترکیبی UASB تک مرحله‌ای و لاگون هوادهی
۲.سیستم ترکیبی UASB دو مرحله ای، لاگن هوادهی و ستون جذب کربن فعال
۳.سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال
٤.سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال
۵.سیستم تصفیه فیزیکی شیمیایی

نتیجه تحقیقات نشان داد که امکان تصفیه شیرابه به روش‌های گفتـه شـده تـا ۹۵٪ وجود دارد و با به کار بردن جاذب کـربن فعـال ایـن کـاهش در آلـودگی تـا ۹۹٪ نیـز امکان‌پذیر شد که البته تصفیه توسط کربن فعال غیر اقتصادی به نظر می‌رسد.

با توجه به نتایج حاصله از تحقیقات یاد شده و تجارب جهانی اقدام به ساخت سه پایلوت میدانی ۱. سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجـن فعـال ۲. سیسـتم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال و ۳. سیستم خورشیدی در محل دفن زباله‌های شـیراز گردید تا در شرایط محیط طبیعی کارآیی نهایی آن بررسی شود.

بررسی نتایج به دست آمده از اجرای پایلوت‌ها

تحقیقات در مقیاس میدانی با سیستم ترکیبی ABR + لجن فعال با موفقیت شروع شد و در صد حذف COD با افزایش بارگذاری آلی افزایش یافت. این روند افزایشی تا OLR=1/42 g/l.day ادامه داشت. راندمان حذف COD سیستم ترکیبی ABR + لجن فعال در OLR=1/42 g/l.day به بالاترین مقدار خود رسید. در این مرحله راندمان حذف در راکتور بافل دار بی‌هوازی، لجن فعال و کل سیستم (ABR + لجن فعال) به ترتیب ۵۲/۱٪، ۲۰/۵٪، ٦۱/۹٪ به دست آمد. متاسفانه در بارگذاری آلی ۵/۸۷ گرم بر لیتر در روز به علت تغییر در خصوصیات شیرابه مورد استفاده حداکثر بازدهی سیستم به ۳٦/۰ کاهش می‌یابد و در نهایت در همین بارگذاری سیستم کارایی خود را در حذف COD بر اثر شوک سمیت شیرابه، از دست می‌دهد به طوری که بازدهی به زیر ۱۰ درصد رسید. علت موفقیت در بارگذاریهای آلی پایین ترقیق شیرابه برداشتی از گودال شیرابه با مقدار زیادی آب بود، به طوری که غلظت آمونیاک آزاد و PH درون راکتورهای بی هوازی در محدوده‌ی مناسب قرار می‌گرفت. اما متاسفانه در ماه‌های بعد با کاهش میزان رقیق سازی شیرابه و افزایش غلظت آمونیاک آزاد و PH شیرابه خام ورودی میزان آمونیاک آزاد و PH در کل سیستم افزایش یافته و بالاتر از محدوده‌ی مناسب جهت میکرواورگانیزم‌هایی که کار تصفیه را انجام می‌دهند قرار گرفت که این مطلب دلیل عمده اختلال در عملکرد سیستم بود.

تحقیقات با سیستم ترکیبی‌هاضم بی هوازی و لجن فعال نیز با موفقیت شروع شد و درصد حذف COD با افزایش بارگذاری آلی افزایش یافت. این روند افزایشی تا OLR=0/79g/l.day ادامه داشت. راندمان حذف COD سیستم در OLR=0/79 g/l.day به بالاترین مقدار خود رسید. در این مرحله راندمان حذف درهاضم‌های بی‌هوازی اول، هاضم بی‌هوازی دوم و کل سیستم (هاضم بی‌هوازی + لجن فعال) به ترتیب ۳۵/۱٪، ۱۷/٤٪، ٤٦/۳٪و ۵۵/٦٪ به دست آمد. متاسفانه در بارگذاری آلی ۳/۱۷ گرم بر لیتر در روز به علت خصوصیات شیرابه مورد استفاده حداکثر بازدهی به ۳۱/۳ کاهش می‌یابد و در نهایت در همین بارگذاری سیستم کارایی خود را در حذف COD

بر اثر شوک سمیت شیرابه، از دست داد. همچنان که قبلاً نیز ذکر شد علت موفقیت در بارگذاری‌های آلی پایین ترقیق شیرابه برداشتی از گودال شیرابه با مقدار زیادی آب بود، به طوری که غلظت آمونیاک آزاد و PH درون راکتورهای بی‌هوازی در محدوده‌ی مناسب قرار می‌گرفت. اما متاسفانه در ماه‌های بعد با کاهش میزان رقیق سازی شیرابه و افزایش غلظت آمونیاک آزاد و PH شیرابه خام ورودی میزان آمونیاک آزاد و pH در کل سیستم افزایش یافته و بالاتر از محدوده‌ی مناسب جهت میکرو اورگانیزم‌هایی که کار تصفیه را انجام می‌دهند قرار گرفت که این مطلب دلیل عمده اختلال در عملکرد سیستم بود.

تمام تحقیقات انجام شده در راستای تصفیه پذیری شیرابه در مقیاس آزمایشگاهی بر روی شیرابه تولیدی محل دفن پسماندهای شیراز که یک شیرابه جوان با نسبت BOD/COD بالای ۰/۷ ودر PH زیر ۷ در محدوده مناسب برای تصفیه بیولوژیکی بی هوازی بود انجام گرفت و نتایج بسیار خوبی با بازدهی بالایی تا ۹۵٪ به دست آورده شد. بر اساس نتایج آزمایشگاهی اقدام به ادامه تحقیقات ذکر شده در مقیاس پایلوت‌های میدانی گردیده بود.

هم‌چنین تصفیه پذیری شیرابه در مقیاس میدانی بر روی شیرابه برداشتی از گودال شیرابه موجود در محل دفن پسماندهای شیراز نشان داد که بخش زیادی از مواد آلی درون شیرابه به روش بیولوژیکی تصفیه شده و مواد آلی باقیمانده قابل تجزیه توسط میکرواورگانیزم‌ها نمی‌باشد و تصفیه به روش بیولوژیکی کارآیی لازم را ندارد. غلظت بالای آمونیم آزاد از دیگر خصوصیات شیرابه قدیمی می‌باشد. این خصوصیات شیرابه قدیمی دلیل اصلی کارآیی کم سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی در مقیاس میدانی بود. زیرا جهت عملکرد مناسب، فرایندهای تصفیه بیولوژیکی نیاز به شرایط و ویژگی‌های خاصی دارد. به گونه ای که حتی یک عامل بازدارنده می‌تواند موجب جلوگیری از انجام فرایند بیولوژیکی شود. نبودن PH در محدوده مناسب ۷/۸-۶/٤، نسبت BOD_5/COD کمتر از ۰/۵، غلظت آمونیاک آزاد (NH_3) بیشتر از (mg/l) ۲۰۰، از

عوامل بازدارنده تصفیه بیولوژیکی بی‌هوازی می‌باشند. سیستم‌هاضم بی‌هوازی و راکتور بافل‌دار بی‌هوازی مورد استفاده در مقیاس پایلوت میدانی با مواجه شدن با یک شیرابه قدیمی با PH بالای ۸، غلظت آمونیم آزاد بالا و پایین بودن نسبت به BOD/COD که نمایانگر وجود مواد سرسخت در برابر تجزیه پذیری بیولوژیکی می‌باشد، دچار شوک و سمیت و اختلال در عملکرد شدند و در واگذاری‌های بالا (غلظت‌های بالای COD) راندمان تصفیه کمی را از خود به نمایش گذاشتند.

جهت کاهش PH و تنظیم آن در محدوده مناسب ۷/۸-٦/٤، تلاش‌های فراوانی انجام گرفت و از اسید HCL جهت کاهش PH استفاده گردید. اما به علت بالا بودن سایر پارامترهای سمی شیرابه (آمونیاک و آمونیم، مواد آلی سرسخت در مقابل تجزیه پذیری بیولوژیکی، نسبت BOD/COD کمتر از ۰/۵) این اقدام به تنهایی اثر بخش نبود و در نهایت سیستم در بارگذاری بار آلی ۵/۹ گرم بر لیتر در روز به زوال رسید.

خوشبختانه نتایج پایلوت سیستم خورشیدی امیدوار کننده و موفقیت آمیز بود. استفاده از آینه جهت تابش نور خورشید به حوضچه تبخیر و هم زدن آب باعث افزایش میزان تبخیر گردید. نتایج آزمایش حاکی از موثر بودن استفاده از آینه‌ها برای جذب بیشتر انرژی خورشید بود. اختلاط شیرابه نیز که از تشکیل لایه Scum روی آب جلوگیری می‌کرد باعث افزایش نرخ تبخیر گردید. آزمایش‌ها نشان داد که حوضچه با آینه در هر ماه حدود ۱۰ میلیمتر افزایش تبخیر نسبت به حوضچه مشابه بدون آینه داشته و این عملکرد نسبتاً خوب آینه را بیان می‌کند. اختلاف تبخیر بین حوضچه با همزن و حوضچه بدون همزن همواره در طول کارکرد سیستم وجود داشت به طوری که در طول ۳۳۹ روز کارکرد این دو سیستم تقریباً ۱۸۰ میلیمتر اختلاف تبخیر بین این دو حوضچه مشاهده شد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که به همزدن سطح شیرابه میزان تبخیر آن را افزایش می‌دهد. در مقایسه بین حوضچه اول (با همزن و آینه) و حوضچه سوم (بدون همزن و آینه) مشاهده گردید که در طول ۳۳۹ روز کارکرد این دو سیستم حدود ۳۰۰ میلیمتر اختلاف تبخیر بین این دو سیستم وجود داشت. در طول ۳۳۹ روز کارکرد سیستم تبخیری در حوضچه اول، دوم و سوم به ترتیب ۲۵۰۱، ۲۳۸۷ و ۲۲۰۲

میلیمتر تبخیر تجمعی وجود دارد که می‌توان پیش بینی کرد که در حوضچه اول (با همزن و آینه) سالانه بیش از ۲۷۰۰ میلیمتر تبخیر داریم که حدود ۵۰٪ بیشتر از میزان متوسط ۱۸۰۰ میلیمتر تبخیر سالانه در شهر شیراز می‌باشد. بنابراین استفاده از انرژی خورشیدی روشی موثر در تبخیر شیرابه و کاهش حجم شیرابه و تصفیه شیرابه می‌باشد. به عنوان جمع بندی می‌توان ذکر کرد که با توجه به نتیجه تحقیقات حاصله از پایلوت‌های میدانی و ناکارایی روش تصفیه بیولوژیکی در تصفیه شیرابه قدیمی از یک جهت و موثر بودن استفاده از انرژی خورشیدی در تبخیر شیرابه و کاهش حجم شیرابه و تصفیه شیرابه، لذا پیشنهاد می‌شود که استفاده از انرژی خورشیدی جهت تبخیر شیرابه به عنوان یک راهکار عملی در دستور کار قرار گیرد.

گزارش تصویری طرح

همان‌گونه که گفته شد، به منظور بررسی تصفیه پذیری شیرابه محل دفن زباله‌های شهری شیراز، پنج روش تصفیه در مقیاس آزمایشگاهی مورد بررسی و تحقیق قرار گرفت.

۱. سیستم ترکیبی UASB تک مرحله‌ای و لاگون هوادهی
۲. سیستم ترکیبی UASB دو مرحله‌ای، لاگون هوادهی و ستون جذب کربن فعال
۳. سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال
٤. سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال
۵. سیستم تصفیه فیزیکی شیمیایی

نتیجه تحقیقات آزمایشگاهی نشان داد که امکان تصفیه شیرابه به روش‌های یاد شده تا ۹۵٪ وجود دارد و با به کار بردن جاذب کربن فعال این کاهش در آلودگی تا ۹۹٪ نیز امکان‌پذیر گردید. که البته تصفیه توسط کربن فعال غیراقتصادی به نظر می‌رسد.

با توجه به نتایج حاصله از تحقیقات ذکر شده و تجارب جهانی اقدام به ساخت سه پایلوت میدانی

۱. سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

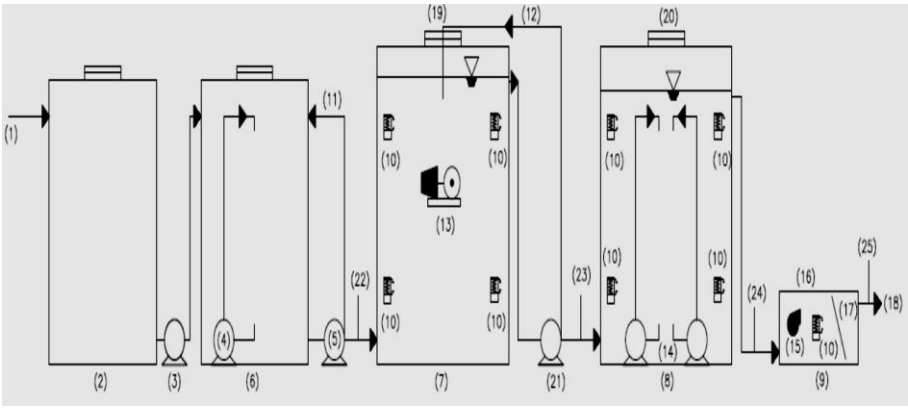
۲. سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال،

۳. سیستم خورشیدی، در محل دفن زباله‌های شیراز گردید تا در شرایط محیط طبیعی کار آیی نهایی آن بررسی شود.

معرفی پایلوت‌های میدانی تصفیه شیرابه لندفیل شیراز

۱. سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

این مدل شامل یک مخزن ۳۰۰۰ لیتری در ابتدای سیستم برای ذخیره شیرابه بود. پس از مخزن ذخیره شیرابه، مخزن ۳۰۰۰ لیتری دیگری جهت رقیق سازی‌های شیرابه ورودی به سیستم به منظور رسیدن به بارگذاری آلی مورد نظر استفاده شد. سپس دو عدد مخزن ۵۰۰۰ لیتری به عنوان‌هاضم بی هوازی، که به صورت سری به یکدیگر متصل شده بودند و یک واحد لجن فعال در انتهای سیستم شامل حوضچه‌ی هوادهی و حوضچه‌ی ته نشینی تعبیه گردید.



شکل ۱: سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

شکل ۲: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

شکل ۳: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

شکل ٤: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

شکل ٥: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

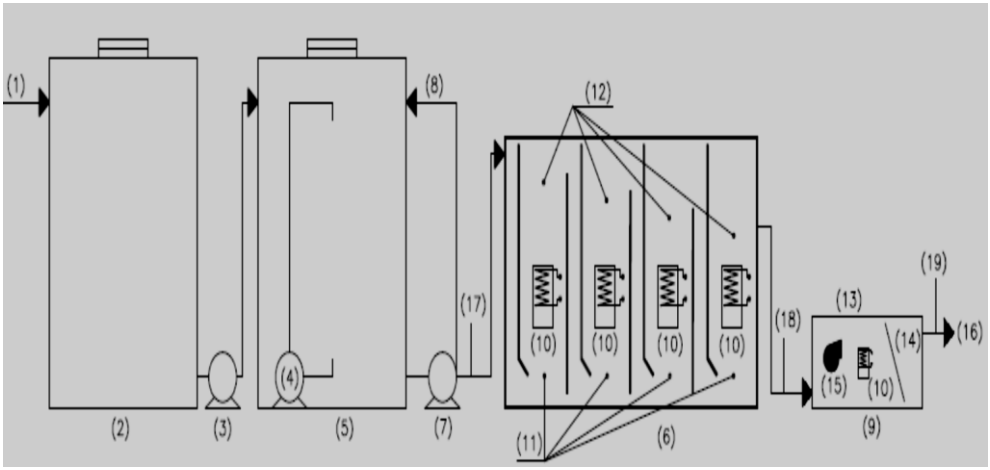
شکل ٦: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

شکل ۷: تصویر اجرای سیستم ترکیبی هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال

سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

• پایلوت میدانی ABR شامل یک مخزن ۳۰۰۰ لیتری در ابتدای سیستم برای ذخیره شیرابه بود. پس از مخزن ذخیره شیرابه، مخزن ۳۰۰۰ لیتری دیگری جهت رقیق سازی شیرابه ورودی. سپس یک مخزن مکعب مستطیلی با ظرفیت اسمی ۳۰۰۰ لیتر که توسط صفحات پلاستیکی پلی اتیلن به چهار محفظه کوچکتر تقسیم شده بود به عنوان راکتور بی هوازی استفاده شد. مقدار دبی ٦٥٠ لیتر در روز و زمان ماند در راکتور ۷٤/۳ روز بود.

• در انتهای سیستم ABR از یک حوضچه لجن فعال استفاده شد. این سیستم از یک وان با ظرفیت اسمی۱۹۰ لیتر و حجم مفید ۱٤۰ لیتر استفاده شد که قسمت هوادهی از قسمت ته نشینی با استفاده از چندین پلیت پلکسی گلاس جدا شد. خروجی‌هاضم ثانویه وارد حوضچه‌ی لجن فعال و از آنجا وارد قسمت ته‌نشینی حوضچه می‌شد. و در نهایت خروجی به سپتیک تانک ۱۰۰۰۰ لیتری انتقال داده می‌شود.



شکل ۸: سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

شکل ۹: تصویر اجرای سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

شکل ۱۰: تصویر اجرای سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

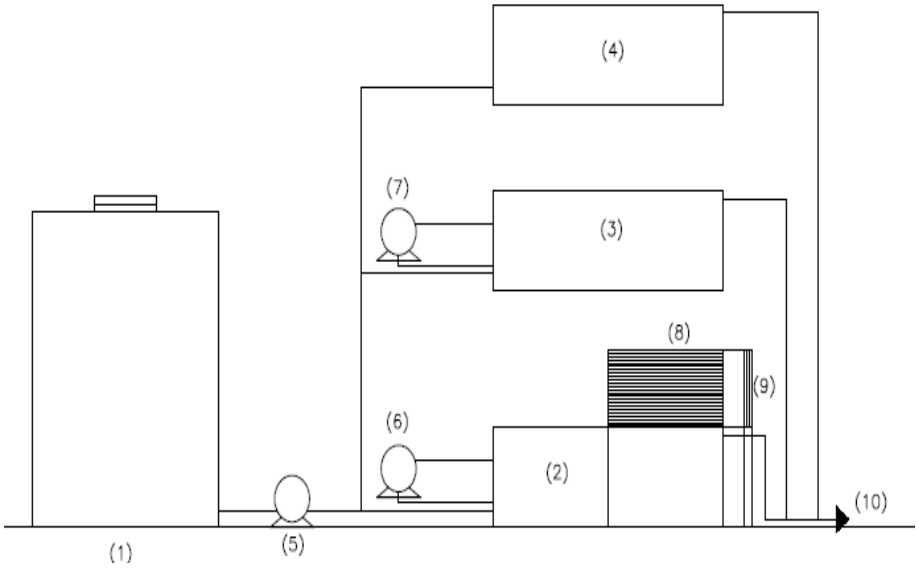
شکل ۱۱: تصویر اجرای سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

سیستم انتقال شیرابه و لجن تلفیقی مورد استفاده در پایلوت‌ها

• پساب مورد استفاده در این طرح پژوهشی شیرابه محل دفن پسماند شهری شیراز بود. به منظور تامین شیرابه مورد نیاز از یک دستگاه کامیون که برروی آن یک مخزن سه هزار لیتری و یک عدد پمپ پرقدرت به همرا ه اتصالات و شلنگ‌های مورد نیاز نصب شده است، استفاده شد؛ در بازه‌های زمانی متناسب با نیاز پایلوت‌ها به وسیله کامیون شیرابه از گودال شیرابه محل دفن پسماند که در فاصله ۲ کیلومتری به محل پایلوت‌ها وجود داشت، برداشت شده و پس از انتقال به محل پایلوت‌ها به داخل مخزن ذخیره شیرابه تخلیه می‌شد.

شکل ۱۲: سیستم انتقال شیرابه و لجن تلفیقی مورد استفاده در پایلوت‌ها

سیستم تبخیری شیرابه با نور خورشید

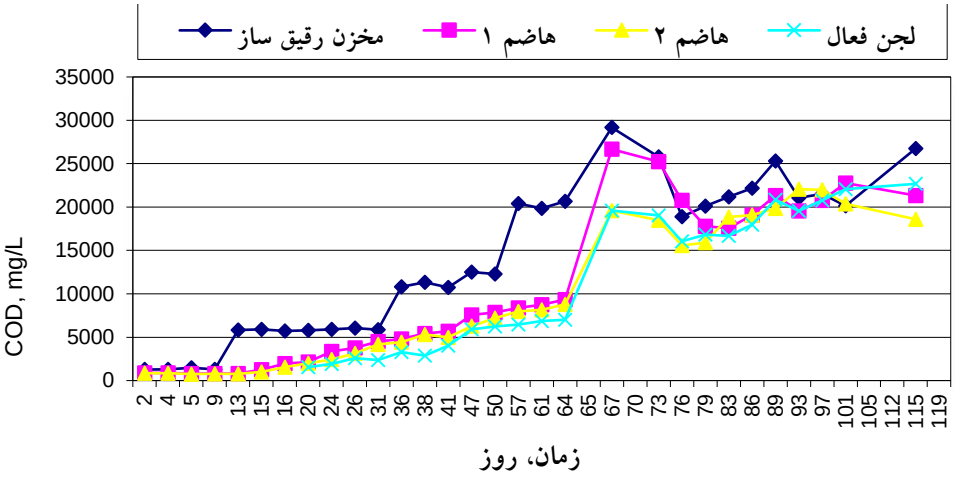


شکل ۱۳: سیستم تبخیری شیرابه با نور خورشید

شکل ١٤: تصویر اجرای سیستم تبخیری شیرابه با نور خورشید

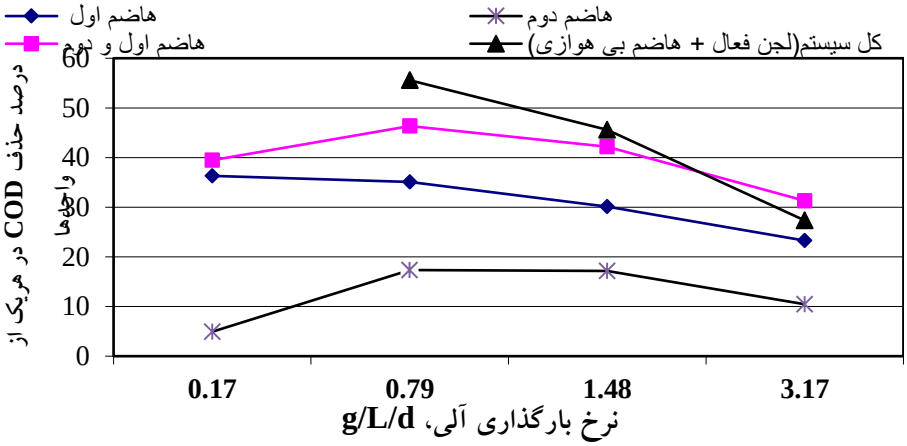
بررسی نتایج بدست آمده از اجرای پایلوت‌های میدانی

نتایج حاصل از سیستم ترکیبی‌هاضم بی‌هوازی با آهنگ بالا و لجن فعال



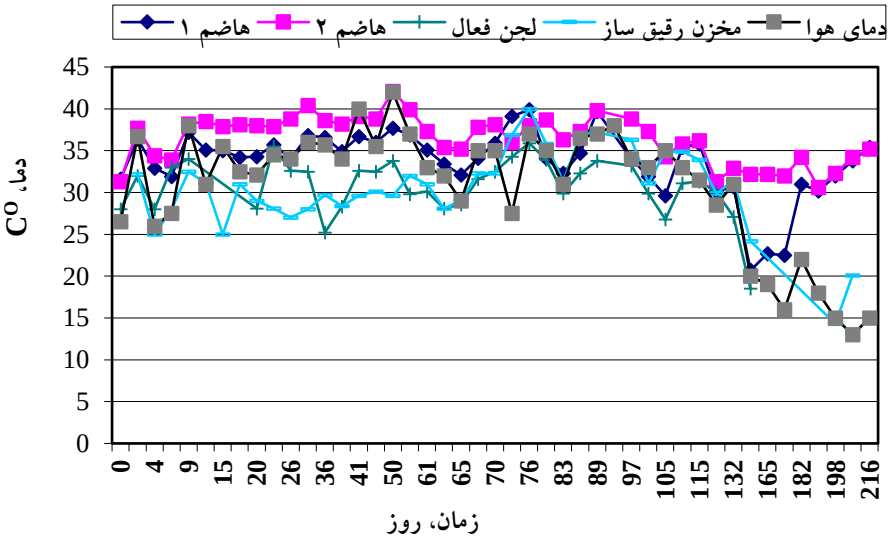
شکل ١٥: میزان تغییرات COD در ورودی و خروجی راکتورهای بی‌هوازی و لجن فعال

در طول کارکرد سیستم هاضم بی‌هوازی و لجن فعال

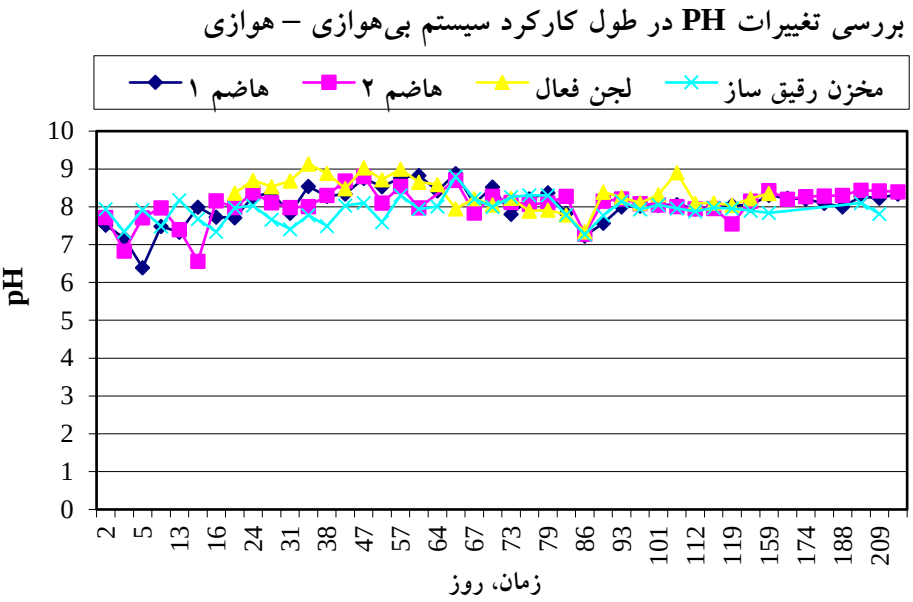


شکل ۱۶: میزان حذف COD با افزایش نرخ بارگذاری آلی در راکتورهای بی‌هوازی و لجن فعال در سیستم هاضم بی‌هوازی و لجن فعال

بررسی تغییرات دما در طول کارکرد سیستم بی‌هوازی – هوازی

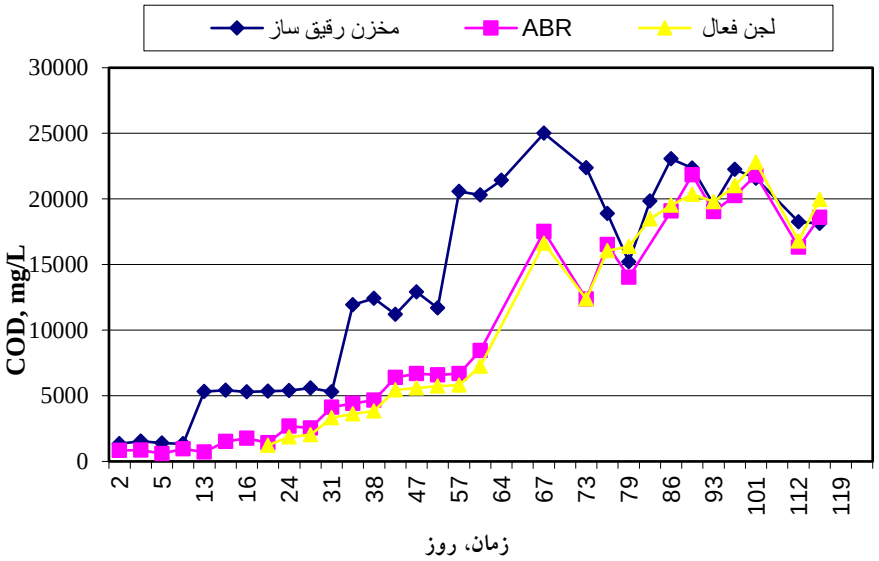


شکل ۱۷: تغییرات دما در طول کارکرد سیستم هاضم بی‌هوازی و لجن فعال

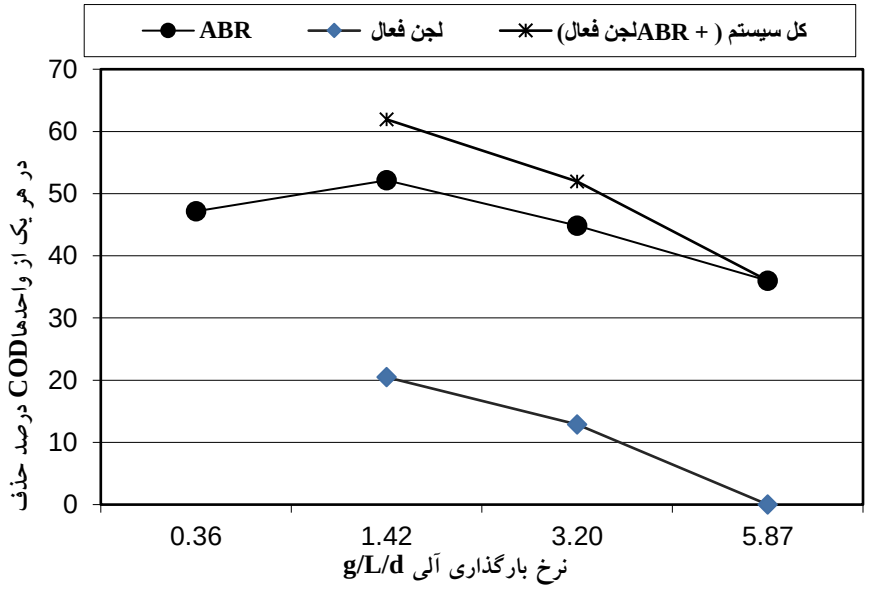


شکل ۱۸: تغییرات PH در طول کارکرد سیستم هاضم بی‌هوازی و لجن فعال

نتایج حاصل از سیستم ترکیبی شامل ABR و لجن فعال

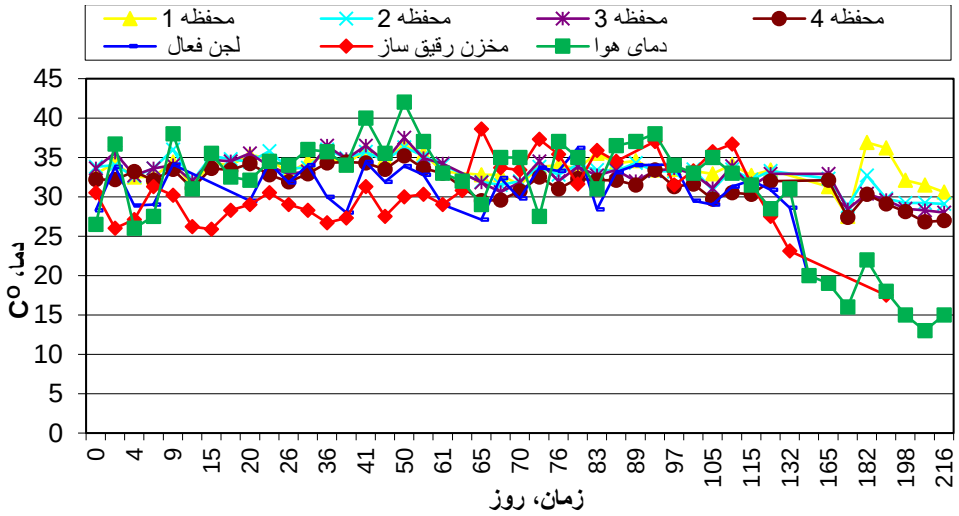


شکل ۱۹: تغییرات COD در طول کارکرد سیستم ترکیبی راکتور ABR و لجن فعال

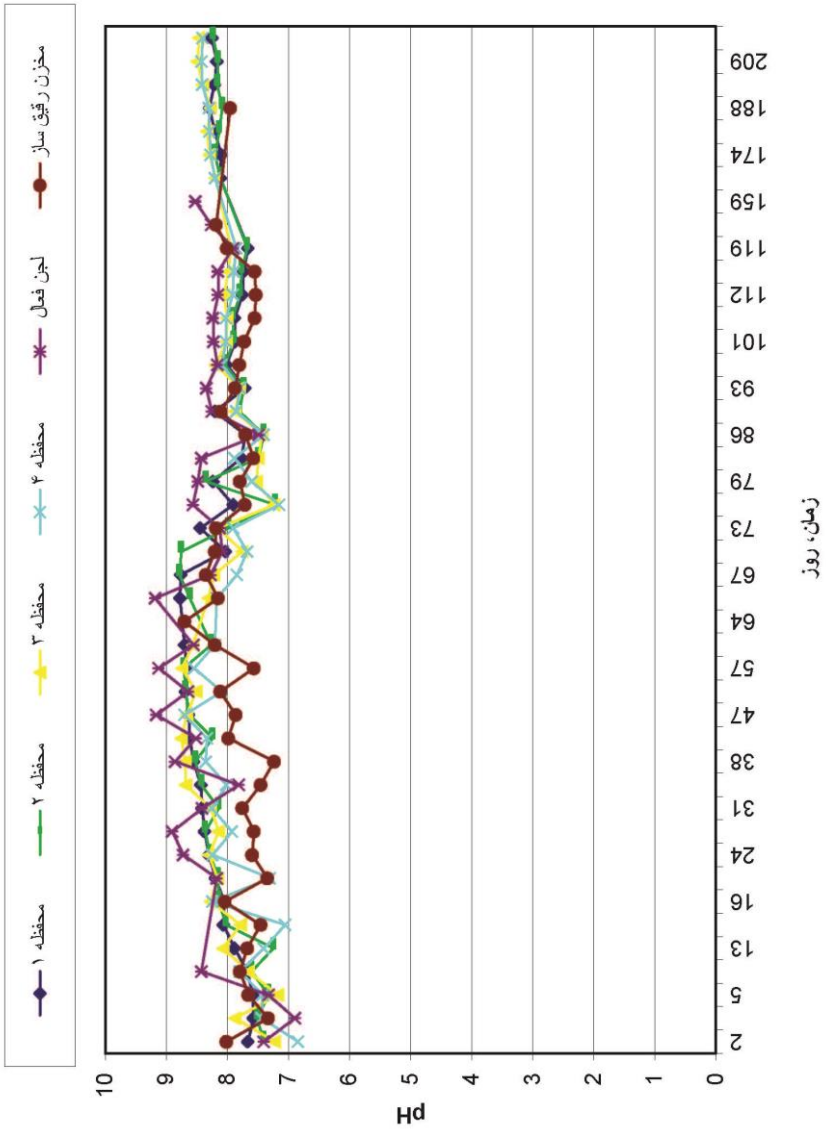


شکل ۲۰: درصد حذف COD به ازای بارگذاری‌های آلی مختلف در سیستم ترکیبی راکتور ABR و لجن فعال

تغییرات دما در طول کارکرد سیستم ABR بی هوازی و لجن فعال

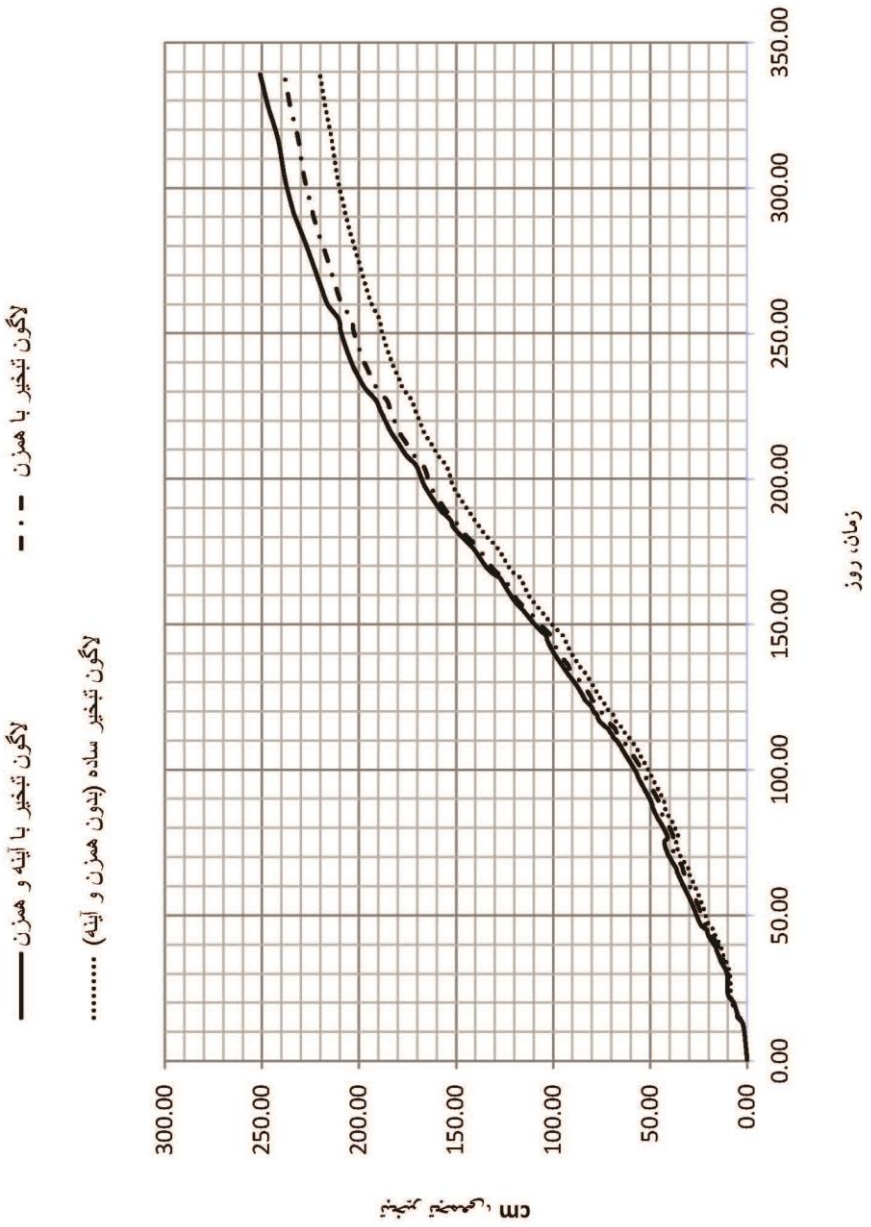


شکل ۲۱: تغییرات دما در طول کارکرد سیستم ABR بی هوازی و لجن فعال

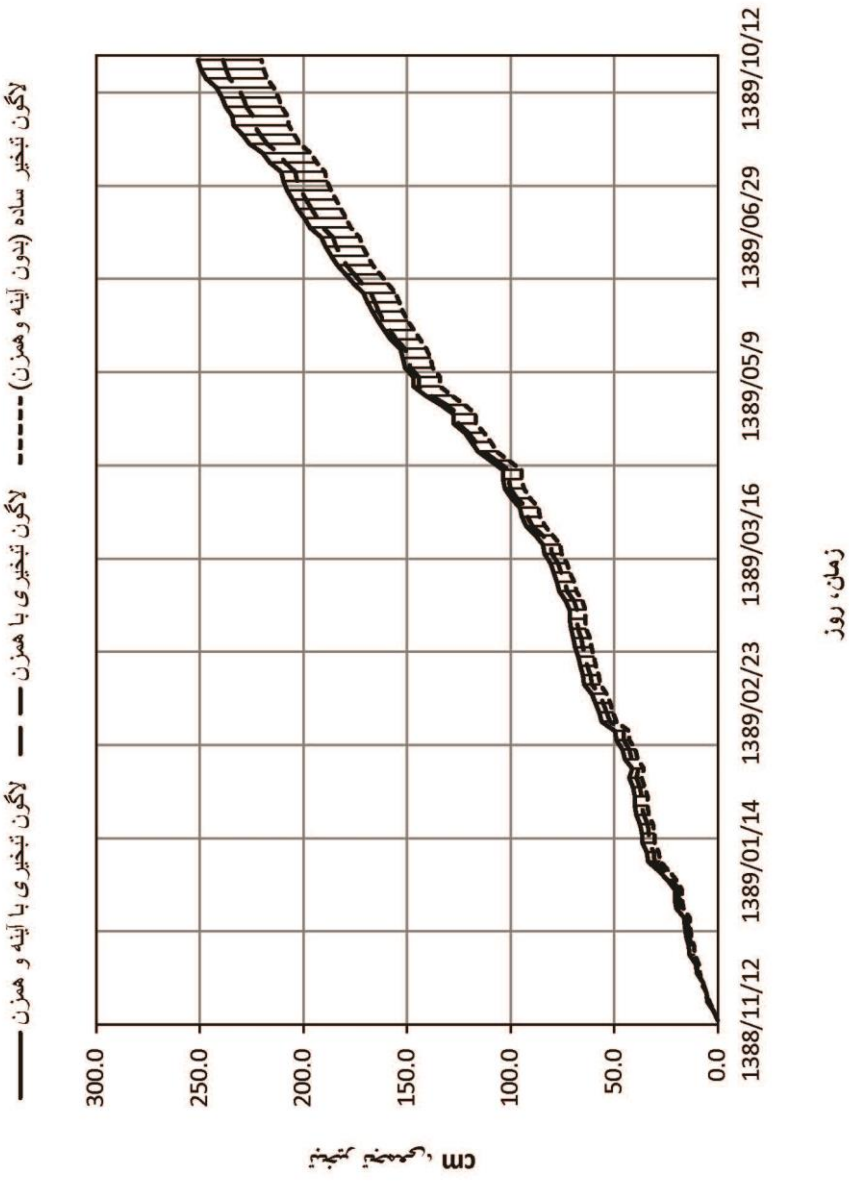


شکل ۲۲: تغییرات pH در طول کارکرد سیستم ABR بی هوازی و لجن فعال

نتایج حاصل از سیستم تبخیری شیرابه با نور خورشید



شکل ۲۳: عملکرد سیستم تبخیری در طول دوره کارکرد



شکل ۲٤: عملکرد سیستم تبخیری در طول ماه‌های مختلف سال

مقایسه راندمان تصفیه بیولوژیکی پایلوت‌های آزمایشگاهی و پایلوت‌های میدانی

• نتیجه تحقیقات آزمایشگاهی نشان داد که امکان تصفیه شیرابه به روش‌های بـه کاربرده شده در این تحقیق (سیستم ترکیبی ABR + لجن فعال و سیستم ترکیبی‌هاضـم بی هوازی+ لجن فعال) تا ۹۵٪ وجود دارد.

تحقیقات در مقیاس میدانی با سیستم ترکیبی ABR + لجن فعال با موفقیت شروع شد و درصد حذف COD با افزایش بارگذاری آلی افزایش یافت. این روند افزایشی تـا OLR = ۱/٤۲ g/l.day ادامه داشت. رانـدمان حـذف COD سیسـتم ترکیبـی ABR + لجن فعال در OLR = ٤۲/۱ g/l.day به بالاترین مقـدار خـود رسـید. در ایـن مرحلـه راندمان حذف در راکتور بافل دار بی‌هوازی، لجن فعال و کل سیسـتم (ABR + لجـن فعال) به ترتیب ۱/۵۲٪، ۵/۲۰٪، ۹/٦۲٪ به دست آمد. متاسفانه در بارگـذاری آلـی ۷۸/۵ گرم بر لیتر در روز حداکثر بازدهی سیستم به ۳٦٪ کاهش می‌یابد و در نهایت در همین بارگذاری سیستم کارایی خـود را در حـذف COD از دسـت می‌دهـد بـه طـوری کـه بازدهی به زیر ۱۰ درصد رسید.

جدول ۱: مشخصات شیرابه تازه (جوان) محل دفن پسماندهای شهری شیراز طی نمونه‌گیری‌های به عمل آمده در سال ۱۳۸٤

تاریخ نمونه گیری	۱۳۸۴/۱۰/۱	۱۳۸۴/۹/۱	۱۳۸۴/۸/۱	۱۳۸۴/۷/۱	۱۳۸۴/۵/۱
COD (total)	۷۶۰۰۰	۸۹۰۰۰	۷۵۰۰۰	۴۱۰۰۰	۵۴۱۰۰
COD (soluble)	۷۴۵۰۰	۸۵۰۰۰	۷۴۵۰۰	۳۷۵۸۴	۵۴۰۹۶
BOD_5(t)	۵۳۰۰۰	۶۲۳۰۰	۴۲۵۰۰	۳۷۰۰۰	۵۰۰۰۰
BOD_5(s)	۵۱۰۰۰	۶۱۴۰۰	۴۲۱۰۰	۳۴۰۰۰	۵۰۰۰۰
TSS	۱۵۵۰	۱۳۶۷	۵۰۰	۲۰۰۰	۱۵۰۰
PO_4-P	۲۱	۳۸	۲۷	۲۴	۳۰
NH_3-N	۱۷۵۰	۲۲۳۱,۳	۲۸۰۵	۱۴۲۰	۱۳۶۸
ALK as $CaCO_3$	۹۰۰۰	۱۱۰۰۰	۲۵۰۰۰	۱۲۰۰۰	۱۵۰۰۰
Zn	۹	۷,۵۶	۱۷	۸	۱۵
Mn	۵,۳۴	۱,۶۴	۰	۴	۰
Cu	۰,۳۶	۰,۲۹	۰	۰	۰
Ni	۱	۰,۷۷	۰	۰	۰
pH	۵,۶	۵,۸	۶,۵	۵,۷	۵,۵

جدول ۲: مشخصات شیرابه تازه (جوان) محل دفن پسماندهای شهری شیراز طی نمونه‌گیری‌های به عمل آمده در سال ۱۳۸۵

تاریخ نمونه‌گیری	۸۵/۲/۱	۸۵/۴/۱	۸۵/۵/۱۵	۸۵/۶/۲۰	۸۵/۷/۱۰
COD (Total) (mg/l)	۶۸۰۰۰	۵۶۰۰۰	۶۳۶۰۰	۵۹۱۰۰	۸۲۰۰۰
COD (Soluble) (mg/l)	۶۷۰۰۰	۵۵۵۰۰	۶۳۰۰۰	۵۸۵۰۰	۸۰۲۵۰
BOD_5 (Total) (mg/l)	۶۱۰۰۰	۵۰۵۰۰	۵۸۵۰۰	۵۰۲۳۵	۷۲۱۶۰
BOD_5 (Soluble) (mg/l)	۶۰۰۰۰	۵۰۰۰۰	۵۷۹۰۰	۴۹۷۲۵	۷۰۶۲۰
PO_4-P (mg/l)	۲۶	۲۵	۳۰	۲۸	۲۴
NH_4-N (mg/l)	۱۸۵۰	۱۵۲۰	۱۷۲۵	۱۴۵۰	۱۴۰۰
TSS (mg/l)	۱۵۶۰	۲۱۰۰	۲۲۶۰	۱۹۸۰	۲۰۰۰
ALK as $caco_3$ (mg/l)	۹۰۰۰	۱۰۲۰۰	۱۳۴۹۰	۱۳۲۰۰	۱۲۶۲۰
Fe (mg/l)	۳۰/۸۳	۲۲/۹۵	۷۰	۲۴۶/۸	۱۵۸
Zn (mg/l)	۱/۸۴	۱/۱۴۴	۱/۰۶۲	۱/۱۱۵	۱/۱۰۸
Mn (mg/l)	۱/۱۲	۰/۸۶	۰/۶۹۳	۱/۴۴	۱/۲۶
Ni (mg/l)	۱/۰۱۶	۰/۹۵	۰/۹۳۱	۱/۰۴۲	۱/۳۶۲
pH	۵/۵	۶/۲۴	۶/۰۶	۵/۸۴	۶/۱

جدول ۳: مشخصات شیرابه تازه (جوان) محل دفن پسماندهای شهری شیراز طی نمونه‌گیری‌های به عمل آمده در سال ۱۳۸۶

تاریخ نمونه گیری	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر
COD	۵۵۶۸۰	۵۳۳۳۳	۶۰۸۰۸	۵۵۲۶۶/۶	۴۸۵۵۲	۶۲۱۵۰/۴	۶۰۸۸۲/۸	۶۰۸۸۳
BOD_5	۴۴۳۰۰	۴۸۲۰۰	۵۳۶۰۰	۴۵۶۰۰	۴۱۹۰۰	۵۶۹۰۰	۵۱۲۰۰	۴۳۶۰۰
BOD_5/COD	۰/۷۹۶	۰/۹۰۴	۰/۸۸۱	۰/۸۲۵	۰/۸۶۳	۰/۹۱۶	۰/۸۴۱	۰/۷۱۶
TSS	۱۴۲۰	۱۲۹۰	۱۶۸۰	۱۴۳۹	۱۹۶۲	۲۱۳۶	۲۴۵۳	۲۶۳۴
NH_3-N	-	۱۶۹۵	۱۸۱۲	۲۰۵۶	۱۵۴۶	۱۰۶۰	۸۶۴	۹۷۳/۱
Alkalinity as $CaCO_3$	۱۰۲۳۵	۱۴۶۲۵	۱۱۹۸۳	۱۱۰۱۸	۱۴۰۷۱	۱۲۰۰۰	۱۱۹۶۵	۱۴۰۰۰
Mg	۱/۶۹۵	۱/۰۹۸	۱/۱۴۹	۳/۷۶۴	۱/۰۰۹	۲/۰۳۸	۰/۰۹۹	۱/۰۲۴
Mn	۹/۳۶	۱۱/۳۹	۱۰/۵۶	۸/۱۷	۹/۵۹۹	۸/۲۷۳	۱۰/۹۷	۲۰/۵۷
Zn	۲/۱۲	۱/۲۰۱	۰/۴۷۹	۰/۶۴۵	۱/۰۱۵	۱/۲۴۵	۰/۲۲۱	۲/۱۸۲
Cu	۰/۰۳۶	۰/۰	۰/۰۵۴	۰/۰	۰/۱۰۳	۰/۰۷۷	۰/۰۶۰	-
Ni	۱/۱۰۲	۱/۲۷۵	۱/۰۱۲	۰/۰۹۱	۱/۰۳۰	۰/۹۶۶	۱/۵۲۱	۲/۰۳
Fe	۳۱/۷۹	۸۹/۴۱	۹۸/۱۰۱	۳۸۶/۴	۱۴۹/۱۷	۲۲۹/۸	۸۱/۶۵	۷۴۱
pH	۶/۰۱	۵/۶۹	۵/۸۸	۵/۹۸	۶/۷۴	۶/۱۷	۶/۰۲	۶/۴

• بررسی تصفیه پذیری شیرابه در مقیاس میدانی برروی شیرابه برداشتی از گودال شیرابه موجود در محل دفن پسماندهای شیراز انجام شد. خصوصیات این شیرابه بیانگر خصوصیات یک شیرابه قدیمی (با عمر چندین سال) می باشد. این تغییر خصوصیات شیرابه به دلیل پمپاژ شیرابه قدیمی از بخش زیرین لندفیل بود که سازمان مدیریت پسماند شیراز برای بازسازی سیستم جمع آوری گاز درون لندفیل مجبور به حفر چاهک‌هایی درون زباله گردید و مقادیر زیادی شیرابه قدیمی چند ساله را به گودال شیرابه‌ها پمپاژ نمود. یک شیرابه قدیمی دارای خصوصیاتی مانند نسبت BOD/COD کمتر از ۰/۵ است که این نسبت پایین بیانگر این است که بخش زیادی از مواد آلی درون شیرابه به روش بیولوژیکی تصفیه شده و مواد آلی باقیمانده قابل تجزیه توسط میکرواورکانیزم‌ها نمی‌باشند وتصفیه به روش بیولوژیکی کارآیی لازم را ندارد. از دیگر خصوصیات شیرابه قدیمی pH بالای ۷ می‌باشد و هرچه از عمر شیرابه بگذرد و شیرابه چندین ساله گردد pH آن افزایش یافته و به بالای ۸ می رسد. غلظت زیاد آمونیم آزاد از دیگر خصوصیات شیرابه قدیمی است. این خصوصیات شیرابه قدیمی دلیل اصلی کارایی کم سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی در مقیاس میدانی بود که در زیر به طور مشروح توضیح داده می‌شود.

جدول ٤: خصوصیات شیرابه قدیمی

پارامتر	متوسط بهار ۱۳۸۹	متوسط تابستان و پاییز ۱۳۸۹
pH (un.)	۲/۸	٦/۸
COD (mg/L)	۹۱۳۰۸	٦٤۰۰۰
BOD5 (mg/L)	۲٥۲۸٦	۱٥٥۰۰
UBOD (mg/L)	۳٦٤۰۰	۲۲۱٤۳
UBOD/COD	/۳۹	/۳٥
NH3-N (mg/L)	–	۱٤۲۸
NH4-N(mg/L)	–	۱۲٤۰۰

اثر نسبت BOD/COD بر کارایی سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی

- یکی از عوامل مهم در تصفیه به روش بیولوژیکی نسبت BOD5/COD است.
- این نسبت در واقع میزان موادی که قابلیت تجزیه به روش بیولوژیکی را دارند مشخص می‌نماید.
- چنان‌چه نسبت BOD_5/COD بیش از ۰/۵ باشد می توان گفت که تصفیه‌ی بیولوژیکی روش مناسبی برای تصفیه می‌باشد (Renou et al., 2007).
- مشخصات شیرابه تازه (جوان) در مقیاس آزمایشگاهی، که در تحقیقات سال‌های ۱۳۸٤، ۱۳۸۵، و ۱۳۸٦ به کاربرده شده بودند نشان می‌دهند که نسبت BOD/COD بالای ۰,۷ می‌باشد و بیانگر تصفیه‌پذیری شیرابه به روش بیولوژیکی می‌باشد.
- خصوصیات شیرابه برداشتی از گودال شیرابه را که در تحقیقات میدانی به کار برده شده، نشان می‌دهد که نسبت BOD/COD مقدار ۳۵/. است که کمتر از مقدار لازم ۵/. می باشد و بیانگر مناسب نبودن تصفیه روش بیولوژیکی برای این شیرابه است.
- لذا یکی از دلایل بازدهی کم سیستم‌های تصفیه میدانی به علت کم بودن نسبت BOD/COD شیرابه قدیمی موجود درگودال می‌باشد.

اثر pH بر کارایی سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی

- میکروارگانیسم‌های مختلف هر یک در گستره‌ی خاصی از pH می‌توانند فعالیت داشته باشند.
- pH درون سیستم راکتورهای بی هوازی بایستی در محدوده‌ی ٦/٦–۸/۷ باشد. البته محدوده‌های دیگری مانند ۸/٦–٤/۷ و ٤/٦ تا ۸/۷ نیز ذکر شده است (Grady et al., 1999).

• تغییرات زیاد pH و خارج شدن آن از محدوده‌ی مناسب می‌تواند موجب اختلال در سیستم تصفیه و تولید مواد مزاحمی مانند آمونیاک آزاد شود که موجب ایجاد سمیت برای میکروارگانیسم‌ها شود.

• تولید آمونیاک می‌تواند در اثر افزایش pH رخ دهد و موجب قلیایی شدن بیشتر سیستم و از بین رفتن بخش زیادی از میکروارگانیسم‌ها شود (Hansen et al., 1999).

• پیدایش شرایط اسیدی نیز مشکلات زیادی را برای میکروارگانیسم‌های مختلف ایجاد می‌کند و موجب شکل گیری ترکیبات آلی و غیر آلی خطرناک در شیرابه می‌شود (Qasim, 1999).

• شیرابه جوان بکار برده شده در تحقیقات آزمایشگاهی در ناحیه اسیدی از ۵/۵ الی ۵/٦ متغییر بوده است. تحقیقات آزمایشگاهی همچنین نشان می‌دهد که به محض ورود شیرابه به راکتورهای بی هوازی تغییرات pH یک روند افزایشی داشته که دلیل آن گاز متان‌سازی می‌باشد که اسیدهای آلی مصرف شده و به گاز متان تبدیل می‌گردند. ولی در تمام مدت کارکرد سیستم، pH درون رآکتورهای بی‌هوازی در محدوده‌ی مناسب کمتر از ۸ باقی ماند و اختلالی در سیستم تصفیه ایجاد نشد.

• در حالی که در تحقیقات میدانی که در سال ۱۳۸۸ الی ۱۳۹۰ انجام گرفت وضعیت متفاوت بود.

• pH شیرابه قدیمی به کار برده شده در تحقیقات میدانی در ناحیه اسیدی از۲/۸ الی ٦/۸ متغییر بوده است.

• گر چه در ماه‌های اولیه کارکرد سیستمهای پایلوت میدانی (که شیرابه با مقدار زیادی آب رقیق می‌شد)، pH درون رآکتورهای بی‌هوازی در محدوده‌ی مناسب قرار داشت اما متاسفانه در ماه‌های بعد با کاهش میزان رقیق سازی شیرابه و افزایش pH شیرابه خام ورودی میزان pH در کل سیستم افزایش یافته و بالاتر از محدوده‌ی مناسب قرار گرفت.

• لذا pH بالای ۸ یکی از دلایل اختلال در عملکرد سیستم بود.

• جهت کاهش pH و تنظیم آن در محدوده مناسب ۸/۷-٤/٦ تلاش‌های فراوانی

انجام گرفت و از اسید HCl برای کاهش pH استفاده شد. اما به علت بالابودن سایر پارامترهای سمی شیرابه (آمونیاک و آمونیم، مواد آلی سرسخت در مقابل تجزیه پذیری بیولوژیکی، و نسبت BOD/COD کمتر از ۰/۵) این اقدام به تنهائی اثر بخش نبود و در نهایت سیستم تصفیه بیولوژیکی در بارگذاری‌ها ی بالا دچار شوک شد و کارآیی خود را از دست داد.

اثر آمونیاک بر کارایی سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی

• نیتروژن آمونیاکی غیر آلی نیز از عوامل مهم بازدارنده در تصفیه ی بیولوژیکی می باشد. آمونیاک آزاد و یون آمونیم دو شکل رایج از نیتروژن آمونیاکی غیر آلی می باشند. آمونیاک آزاد (NH_3) اهمیت بیشتری داشته و در صورت بالا بودن می تواند میزان فعالیت باکتری‌های متان ساز را تا بیش از ۵۰ درصد کاهش داده و باکتری‌های اسیدساز را نیز به شدت تحت تأثیر قرار دهد و از میزان تصفیه بیولوژیکی به میزان زیادی بکاهد (Koster and Lettinga, 1988).

این نوع از نیتروژن آمونیاکی در فرایند تجزیه ی بی هوازی ماده ی آلی تولید می‌شود که شکل کلی این واکنش به صورت زیر می باشد (Tchobanoglous et al., 1993)

$$C_aH_bO_cN_d + \frac{4a-b-2c+3d}{4}H_2O \rightarrow \frac{4a+b-2c-3d}{8}CH_4 + \frac{4a-b+2c+3d}{8}CO_2 + dNH_3$$

• غلظت آمونیاک آزاد برای یک فرایند تصفیه‌ی ایده‌آل بایستی کمتر از (mg/l) ۲۰۰ باشد (Liu and Sung, 2002). pH پایین شیرابه نیز می‌تواند گواهی بر پایین بودن میزان آمونیاک آزاد می‌باشد.

• اما میزان یون آمونیم (NH_4) در این شیرابه می‌تواند مقادیر نسبتاً زیادی را به خود اختصاص دهد و به طور کلی مقادیر محدود کننده‌ی متفاوتی در مقالات مختلف

ذکر شده است که از (mg/l)۱۷۰۰ تا (mg/l)۱٤۰۰۰ یون آمونیم متفاوت می‌باشد. اما آنچه که بسیار در خور توجه است میزان آمونیاک آزاد است که بایستی کمتر از میزان ذکر شده (mg/l)۲۰۰ باشد.

• متوسط غلظت آمونیاک آزاد (NH_3) در شیرابه به کار برده شده در تحقیقات میدانی (mg/l)۱٤۲۸ بوده که بسیار بیشتر از میزان ذکر شده (mg/l)۲۰۰ است. گر چه در ماه‌های اولیه کارکرد سیستم‌های پایلوت میدانی (که شیرابه با مقدار زیادی آب رقیق می‌شد)، غلظت آمونیاک آزاد درون رآکتورهای بی‌هوازی در محدوده‌ی مناسب‌تری قرار داشت اما متاسفانه در ماه‌های بعد با کاهش میزان رقیق سازی شیرابه و افزایش pH شیرابه خام ورودی میزان غلظت آمونیاک آزاد در کل سیستم افزایش یافته و بالاتر از محدوده‌ی مناسب (mg/l)۲۰۰ قرار گرفته است و بالا بودن غلظت آمونیاک آزاد یکی دیگر از دلایل اختلال در عملکرد سیستم بود.

جدول ۵: بررسی خصوصیات شیرابه در نقاط مختلف محل دفن پسماندهای شهری شیراز

	COD (mg/l)	BOD5 (mg/l)	NH_3-N (mg/l)	ALK as $caco_3$ (mg/l)	BOD5 /COD	pH
لاگون شیرابه۱	۷۰۲۵۰	۱٦٤۵۰	۲٤٦۰	۱۲۱۰۰	۰/۲۳	۰/۸
لاگون شیرابه۲	۷۳۲۰۰	۱۷۵٦۰	۲۳۲۰	۱۱٤۸۰	۰/۲٤	۲/۸
لاگون شیرابه۳	۷۲۰۸۰	۱۵۹۰۰	۲۲٦٦	۱۱۲۰۰	۰/۲۲	۳/۸
چاهک۲	۲۹٦۸۰	۳۲٤۰	۱۵۱۱	۸٦۰۰	۰/۱۱	۹/۷
چاهک ٦	٦۷۸۰۰	۱۳۰۰۰	۱۵۲٤	۱٤۲۰۰	۰/۱۹	۸/۷
چاهک۱۳	۵۰۸۸۰	۸۷۰۰	۱۸۸۸	۱۱٦۰۰	۰/۱۷	۱/۸
شیرابه تازه۱	۷۷٤۳۰	٦۳۰۵۰	<۱۰۰	۱۳٦۹۰	۰/۸۱	۷/۵
شیرابه تازه۲	۷۹٦۵۰	٦۲۲۰۰	<۱۰۰	۱۲۸۰۰	۰/۷۸	۹/۵
شیرابه تازه۳	۷۸۵٤۰	٦۱۷۰۰	<۱۰۰	۱۳٤۰۰	۰/۷۹	۸/۵

شکل۲۵: بررسی غلظت آمونیاک در تحقیقات میدانی (نمونه برداری از شیرابه تازه)

شکل۲٦: بررسی غلظت آمونیاک در تحقیقات میدانی (نمونه برداری از شیرابه تازه)

شکل ۲۷: بررسی غلظت آمونیاک در تحقیقات میدانی (اندازه‌گیری شیرابه تازه)

شکل ۲۸: نمونه برداری از شیرابه خروجی چاهک شیرابه

شکل ۲۹: نمونه برداری از شیرابه خروجی چاهک شیرابه

شکل ۳۰: اندازه گیری PH شیرابه خروجی از چاهک شیرابه

جمع‌بندی دلایل کارایی کم سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی در مقیاس میدانی

• جهت عملکرد مناسب، فرایندهای تصفیه بیولوژیکی نیاز به شرایط و ویژگی‌های خاصی دارند. به گونه ای که حتی یک عامل بازدارنده می‌تواند موجب جلوگیری از انجام فرایند بیولوژیکی شود.

• نبودن pH در محدوده مناسب ۸/۷– ٤/٦، نسبت BOD5/COD کمتر از ۰/۵، غلظت آمونیاک آزاد (NH3) بیشتر از (mg/l) ۲۰۰، از عوامل بازدارنده تصفیه بیولوژیکی بی‌هوازی می‌باشند.

• سیستم‌هاضم بی‌هوازی و راکتور بافل دار بی‌هوازی مورد استفاده در مقیاس پایلوت میدانی با مواجه شدن با یک شیرابه قدیمی با pH بالای ۸، غلظت آمونیم آزاد بالا و پایین بودن نسبت BOD/COD که نمایانگر وجود مواد سرسخت در برابر تجزیه پذیری بیولوژیکی می‌باشد، دچار شوک و سمیت و اختلال در عملکرد شدند و در بارگزاری‌های بالا (غلظت‌های بالای COD) راندمان تصفیه کمی را از خود به نمایش گذاشتند.

پیشنهادها

با توجه به نتیجه تحقیقات حاصله از پایلوت‌های میدانی و ناکارایی روش تصفیه بیولوژیکی در تصفیه شیرابه قدیمی از یک جهت و موثر بودن استفاده از انرژی خورشیدی در تبخیر شیرابه و کاهش حجم شیرابه و تصفیه شیرابه، لذا پیشنهاد می‌شود که استفاده از انرژی خورشیدی جهت تبخیر شیرابه به عنوان یک راهکار عملی در دستور کار قرار گیرد.

منابع

سازمان تنظیف و بازیافت شهرداری شیراز. (۱۳۸۲). *گزارش ارزیابی اثرات زیست محیطی محل دفن زباله‌ی شیراز*. مشاور: منوری، سید مسعود.

<http://www.civilica.com/Paper-CEE01-CEE01_224.html>[Online]. (خرداد ۱۳۸٦)

صالحی، علیرضا. (۱۳۸۱). بررسی و ارزیابی اثرات زیست محیطی محل دفن زباله شهری شیراز. *پایان نامه کارشناسی ارشد بخش عمران دانشگاه شیراز*.

عباسی، ر.؛ بابایی، ش. (۱۳۸٤). بررسی آزمایشگاهی روش شیمیایی تصفیه شیرابه حاصل از محل دفع مواد زاید در شهرهای شمالی کشور. *دوازدهمین کنفرانس سراسری دانشجویان مهندسی عمران ، دانشگاه علم وصنعت ایران*.

<http://www.civilica.com/Paper-CESC12-CESC12_110.html>.[Online]. (خرداد ۱۳۸٦)

Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping L. Z., Ya, P. V. and Al-Rekabi, W. S. (2009). Reviw on Landfill Leachate Treatments. *Applied Sciences Research*, 5 (5), 534-545.

Agdag, O. N. and Sponza, T. (2005). Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. *Process Biochemistry*, 40, 895-902.

Bae, J. H., Kim, S. K., Chang, H. S. (1997). Treatment of landfill leachates: Ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via

Fenton's treatment followed by activated sludge". Water Sci. Technol. 36 (12), 341–348.

Effects of Yoon, B.H. Bae, J.H., Cho, K.W., Bum, B.S., Lee, S.J. and production anaerobic digester sludge recycle on the methane leachate recycle and Technology, Vol. 38, pp. 159-168. (1998). from solid waste." Water Science and

Barber W. P., and Stuckey D. C., (1999). The ue of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A Review, *Wat. Res*., 33(7), 1559-1578.

Bautista, P., Mohedano, A. F., Gilarranz, M. A., Casas, J. A.,

Rodriguez, J. J. (2006). Application of Fenton oxidation to cosmetic wastewaters treatment. *Hazardous Materials*, 143, 128–134

Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology*. Third Edition, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

Boiler M. and Gujer W. (1986). Nitrification in tertiary trickling filters followed by deep-bed filters. *Water Resource*, 363–1373.

Boopathy, R. (1997). Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactor, *Bioresource Technology*, 64, 1-6.

Britz, T., Venter, C. and Tracey, P. (1990). Anaerobic Treatment of Municipal Landfill Leachate using an Anaerobic Hybrid Digester. *Biological Wastes*, 32, 181-191.

Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B. (2004). Landfill leachate management in Istanbul: Applications and alternatives. *Chemosphere*, 59, 819-829.

Cohen, A., Breure, A. M., Van Andel, J. G., Van Deursen. (1982). Influence of phase separation on the anaerobic digestion of glucose, II. Stability and kinetic responses to shock loadings, *Wat. Res.*, 16, 449-455.

Deng, Y., Englhardt, J. D. (2006). Treatment of landfill lachate by the Fenton Process. *Water Research*, 40, 3683-3694.

Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou, X. and Sakellaropoulos, G. P. (1997). Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, 36, 61-68.

Gasten D. J., Rozich A. F. (1986). Analysis of batch nitrification using substrate inhibition kinetics. *Biotechnol Bioeng*, 461–465.

Gee C. S., Suidan M. T., Pfeffer J. J. (1990). Modelling under substrate inhibition conditions. *Journal of Environment Eng*, 18–31.

Gerardi, M. H. (2006). *Wastewater Bacteria*. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.

Grady, C. L., Daigger, G. and Lim, H. (1999). *Biological Wastewater Treatment.* New York: Marcel Dekker.

Gülsen, H. and Turan, M. (2004). Anaerobic Treatability of Sanitary Landfill Leachate in a Fluidized Bed Reactor. *Turkish J. Eng. Env. Sci*. 28, 297-305.

Hollopeter J. A., Dague R.R. (1995). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *WEF Conference*. 19–95.

Inanc, B., Calh, B. Saatci, A. (2000). Characterisation and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul. *Water Science Technology*, 41, 223-30.

Joseph F. M. and Fredrick G. P. (1992). *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Company.

Kalyuzhnyi S., Gladchenko, M., and Epov, A. (2003). Combined anaerobic-aerobic treatment of landfill leachates under mesopHilic, submesopHilic and psychropHilicconditions. Water *Science and Technology*, 48 (6), 311–318.

Kang, Y.W., Hwang, K. (1999). Effects of reaction condition on the oxidation efficiency in the fenton process. *Wat. Res*. 34 (10), 2786-2790.

Kennedy, K. J. and Lentz, E. (2000). Treatment of Landfill Leachate using Sequencing Batch and Continuous flow Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors. *Wat. Res*., 34 (14), 3640-3656.

Kettunen, R. H., and Rintala, J. A. (1999). Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperatureTreatment. *Journal of Water Res*., 32 (3), 537–546.

Kim, J. S., Kim, H. Y., Won, C. H., Kim, J. G. (2001). Treatment of leachate produced in stabilized landfills by coagulation and Fenton oxidation process. *Chem. Eng*. 32 (5), 425–429.

Kim, Y. K., Huh, I. R. (1997). Enhancing biological treatability of landfill leachate by chemical oxidation. *Environ. Eng. Sci*. 14, 73–79.

Lau, I. W. C., Wang, P., Fang, H. H. P. (2001). Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation. *Environ. Eng*., 27 (7), 666–669.

Li, X. Z., Zhao, Q. L., Hao, X. D. (1999). Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. *Waste Management*, 19, 409-415

Lin S. H. and Chang C. (2000). Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. *Water Research*, 34 9(17), 4243-4249.

Lopez, A. Pagano, M. Volpe, A. (2003). Fenton’s pre-treatment of

mature landfill leachate. *Chemosphere*, 54, 1005-1010.
Metcalf and Eddy. (2003). 4th Edition, Revised by George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, Wastewater Engineering Treatment and Reuse. New York: McGraw Hill, Inc.
McCarty, P. L., Bachmann, A., (1992). *United States Patent*, No5, 091,315.
Morais, J. L., Zamora, P. P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Hazardous Materials*, B123, 181-186.
Nedwell, D. and Reynolds, J. (1996). Treatment of Landfill Leachate by Methanogenic and Sulphate-reducing Digestion. *Wat. Res.*, 30 (1), 21-28.
Nguyen, P. L., Kuruparan, P. and Visvanathan, C. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid waste as atreatment prior to landfill. *Bioresource Technology*, 98, 380-387.
Ozturk, I., Altinbas, M., Koyunsu, I. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23, 441-446.
Petruzzelli, D., Boghetich, G., Petrella, M., Dellerba, A., Labbate, P., Sanarica, S. (2005). Advanced oxidation as a pre-treatment of industrial landfill leachate. *International conference on environmental science and technology, Rhodes island, Greece*, 1-3 September.
Pohland, F. and Kim, J. (1999). In Situ Anaerobic Treatment of Leachate in Landfill Bioreactors. *Wat. Sci. Tech.*, 40 (8), 203-210.
QASIM, S.R. (1999). *Wastewater Treatment Plants*. Pennsylvania: Technomic publishing company.
Qasim, S. R., and Walter, C. (1994). *Sanitary Landfill Leachate-Generation, Control and Treatment.* Technomic Publishing Company, Inc.
Renou, S., Givaudan, J. G., Dirassouyan, F. and Moulin, P. (2007). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Hazardous Materials*, 150, 468-493.
Sanz, J., Lombrana, J. I., De Luis, A. M., Ortueta, M., Varona, F. (2003). *Microwave and Fenton's reagent oxidation of wastewater.* Environ Chem Lett, 1:45-50
Shu, H. Y., Fun, H. J. Chang, M. C. Hsieh, W. P. (2006). Treatment of

MSW landfill leachate by a thin gap annular UV/H2O2 photoreactor with multi-UV lamps. Hazardous Materials, B129, pp 73–79.

Stroot, P., McMahon, K. D., Mackie, R. I. and Raskin, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various conditions-I. Digester performance. *Wat. Res.,* 35 (7), 1804-1816.

Tatsi, A. A. (2003). Coagulation- flocculation pretreatment of sanitary landfill leachate. *Chemosphere*., 53, 737-744.

Timur, H., Ozturk, I., (1999). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate, *Wat. Res.,* 33 (15), 3225-3230.

Torkian, A., Eqbali, A., and Hashemian, S. J. (2002). The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. *Rsources Conservation and Recycling*, 1-13.

Trujillo, D., Font, X., Sanchez, A. (2006). Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from composting of different wastes. *Journal of Hazardous Material*, B138, 201-204.

Turk O. and Mavinic D.S. (1999), Influence of process changes on maintaining nitrite build-up activated sludge system acclimated to free ammonia, *Water Res*, 1383–1388.

Wang, G. K., Hung, Y., Howard, H. L., Yapijakis, C. (2004). *Handbook od industrial and hazardous waste treatment.* New York: Marcel Dekker, Inc.

Weiland, P., Rozzi, A. (1991). The start-up operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussers report. *Wat. Sci. Technol.*, 24 (8), 257-277.

Wiszniowski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J. Miksch, K. Weber, J. V. (2006). *Landfill leachate treatment methods: A review*. Environ Chem Lett, 4:51-61.

www.Irandoc.ac.ir, 2007

Zhang, H., Choi, H. J., Huang, C. P. (2005). Treatment o landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor. *Journal of Hazardous Material*., B136, 618-623.

ی شهری شیراز ...