

تأثیر پی-اچ (pH) بر تجزیه هیدروکربن‌های نفتی کل در راکتورهای بسته خاکاب با عملکرد متوالی

علی ترابیان^۱، سیدحمیدرضا فاطمی^۲، صابر حسنلو^۳، علی محمدپور^{۴*}

atorabi@ut.ac.ir

۱. استاد گروه مهندسی دانشکده محیط‌زیست دانشگاه تهران

۲. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکده محیط‌زیست دانشگاه تهران hamidrezafatemi@yahoo.com

۳. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکده محیط‌زیست دانشگاه تهران saber_hasnlo@yahoo.com

۴. کارشناس ارشد مهندسی عمران- محیط‌زیست دانشکده محیط‌زیست دانشگاه تهران

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۲/۱۲/۶

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۷/۸

چکیده

آلودگی خاک و آب با هیدروکربن‌های نفتی مشکل زیست‌محیطی به شمار می‌رود. بنابراین، نیاز به تصفیه و حذف این آلودگی روزبه‌روز اهمیت بیشتری می‌یابد. در این تحقیق تجزیه بیولوژیکی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPH) تحت شرایط هوازی با استفاده از راکتورهای هوازی خاکابی مطالعه و بررسی شد. نمونه خاک از منطقه عظیم‌آباد که با ریختن، نشت مخازن ذخیره نفت و خطوط لوله آسیب‌دیده پالایشگاه تهران واقع در جنوب تهران آلوده شده بود، جمع‌آوری شد. در این مطالعه پی-اچ بهینه که به بهترین تجزیه TPH در راکتور بسته خاکاب با عملکرد متوالی (SS-SBR) منجر می‌شود با تغییر pH و ثابت نگه‌داشتن سایر شرایط بررسی شد. دو راکتور خاکاب در اندازه آزمایشگاهی طراحی و ساخته شدند. هر راکتور برای رسیدن به شرایط پایدار برای ۱۴ روز به صورت بسته راه‌اندازی شد، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه صورت گرفت. هر راه‌اندازی pH مربوط به خود را دارا بود. در پایان این عملکرد، غلظت‌های TPH از طریق کروماتوگرافی گازی (GC) که دارای آشکارساز یونی شعله‌ای (FID) بود، آنالیز و مشخص شد. بر اساس این مطالعات SS-SBR راندمان بالایی در حذف TPH از خاک آلوده دارد به طوری که راندمان حذف آن در pH=7 و در بهترین شرایط (pH بهینه) به ۸۸/۳ درصد رسیده است. از این رو در این تحقیق pH بهینه در SS-SBR برای تجزیه بیولوژیکی خاک‌های آلوده به TPH در محدوده pH نرمال است.

کلیدواژه

تجزیه بیولوژیکی، راکتور بسته خاکاب با عملکرد متوالی (SS-SBR)، کروماتوگرافی گازی، pH، هیدروکربن‌های نفتی کل (TPH)، یونیزاسیون شعله‌ای.

۱. سرآغاز

بیشتری می‌یابد (Rajashekara Murthy, et al., 2010). روش‌های مختلفی برای حذف TPH در تصفیه آب مطالعه شده است. از جمله این روش‌ها می‌توان به روش فیزیکی همانند جذب سطحی با استفاده از کربن فعال، رزین‌ها و ژئولیت (Mitchell, C., 1992) و روش شیمیایی همانند ترسیب و اکسیداسیون شیمیایی، فرایند فتون و تصفیه با اوزن (Fakhru'l-Razi, 2009) اشاره کرد. علاوه بر

هیدروکربن‌های نفتی (TPH)^۱ ترکیبات سمی و سرطان‌زا به شمار می‌روند که به صورت عمده در کشورهای در حال توسعه استفاده می‌شوند و می‌توانند به آلودگی خاک منجر شوند. از این رو آلودگی خاک و آب با هیدروکربن‌های نفتی به مشکل زیست‌محیطی فراگیر تبدیل شده است که نیاز به تصفیه و حذف این آلودگی روز به روز اهمیت

مؤثر بودن تجزیه بیولوژیکی تأثیر دارند (Alexander, 1999). توجه به این فاکتورها برای موفقیت و عملکرد مناسب سیستم‌های تجزیه بیولوژیکی حیاتی است (Collina, et al., 2005). pH خاک پارامتر کنترلی مهم در فرایند است (Sprehe, et al. 1985). pH بهینه برای تجزیه بیولوژیکی بین ۶ تا ۸ است، هر چند تجزیه بیولوژیکی مؤثر می‌تواند خارج از این محدوده یافت شود (Huddleston, et al., 1986).

کمیته استاندارد اروپا^۵ (CEN) در آوریل ۲۰۰۴ پیش‌نویس استاندارد اروپا برای سنجش کمی TPH در پسماند خاک از طریق دستگاه کروماتوگرافی گازی ارائه کرد (prEN14039, 2004). این روش همچنین برای سنجش خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی انجام شده است (Wrenn and Venosa, 1996).

در این پروژه تحقیقاتی روش خارج از محل (Ex situ)، که در مقایسه با روش‌های در محل (In situ) دارای سرعت بیشتر، کنترل بهتر و ساده‌تر است و برای تصفیه دامنه وسیع‌تری از آلودگی‌ها و انواع خاک‌ها استفاده می‌شود، (Hinchee and Olfenbuttel, 1991) انتخاب شده است.

در راستای روش‌های خارج از محل، فاز غرقابی انتخاب شد که در آن خاک آلوده با آب و دیگر افزودنی‌ها در راکتورهای بیولوژیکی مخلوط می‌شود. مواد مغذی و اکسیژن اضافه‌شده و شرایط محیطی بیوراکتور برای ایجاد شرایط بهینه برای رشد میکروارگانیسم‌ها به منظور تجزیه آلودگی کنترل می‌شود. این تکنیک دو مزیت در پی خواهد داشت. اول اینکه این شرایط آزمایشگاهی بیشترین تماس بین فاز جامد و مایع را در پی دارد که دستیابی به جابه‌جایی توده و در نتیجه نرخ تجزیه بیولوژیکی حاصل خواهد شد. ثانیاً، تجربیات تجزیه فاز دوغابی می‌تواند بلافاصله به فرایند مقیاس واقعی تعمیم داده شود (Alleman and Leeson, 1999). تجزیه بیولوژیکی نفت‌ها در راکتور بیولوژیکی فاز خاکابی

روش‌های فیزیکی و شیمیایی، روش‌های بیولوژیکی نیز (Cha, et al., 1999) کاربرد زیادی پیدا کرده است. همچنین، مطالعاتی روی حذف این ترکیبات با استفاده از فرایند تصفیه ترکیبی شیمیایی-بیولوژیکی نیز انجام شده است (Goi, et al., 2006).

راکتورهای بسته خاکاب (دوغاب) با عملکرد متوالی (SS-SBR)^۶ از مهم‌ترین گونه‌ها در زمینه فناوری‌های خارج از محل و داخل محل محسوب می‌شوند که می‌توانند در زمینه تصفیه بیولوژیکی خاک‌های حاوی مقادیر بالای مواد آلی به کار گرفته شوند. در واقع تحت این شرایط، نرخ کاهش آلاینده‌ها به طور اساسی به فعالیت تخریب میکروارگانیسم‌ها در سیستم بستگی دارد و نتایج به دست آمده معمولاً پتانسیل تصفیه بیولوژیکی واقعی خاک را منعکس می‌کند (Robles-Gonzalez, et al., 2006). کاربرد SS-SBRهای هوازی برای احیای بیولوژیکی خاک‌ها متداول است. مطالعات آزمایشگاهی، پایلوتی و تمام مقیاس (Full Scale) در خصوص راکتورهای غرقابی بیولوژیکی هوازی درباره احیای خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHها)۳ (Collina, et al., 2005)، شونده‌ها۴ (Robles-Gonzalez, et al., 2006; Valentin, 2007; Plangklang, 2010)، دیزل‌ها (Manzo, et al. 2010)، و مواد منفجره (Daprato, Lewis, et al., 2005). دلالت بر موفقیت این روش دارند (Lewis, 1993).

راکتورهای فاز خاکابی مخازن همزن مناسبی دارند که در آن آب و خاک با هوا و سلول‌های میکروبی و مواد مغذی مخلوط می‌شوند. قبل از اضافه کردن خاک به راکتور لازم است خاک از الک با اندازه حفرات ۱mm عبور کند. این الک‌کردن به علت خارج کردن سنگ، شن و مواد زائد که معمولاً دارای مواد آلوده‌اند و به سختی در فاز غرقابی معلق می‌شوند، است (Assink, et al., 1988).

بسیاری از فاکتورها همانند میکروارگانیسم‌های مناسب، مواد مغذی در دسترس، دما و pH در امکان‌پذیری و

۲.۲. تجهیزات اندازه‌گیری

تجهیزات آزمایشگاهی استفاده‌شده در این مطالعه به شرح زیر است:

۱. آنالیزور نیتروژن پروتئین NA2100 شرکت Thermoquest CE Instruments ساخت ایتالیا برای اندازه‌گیری نیتروژن و کل کربن آلی^۷ (TOC) با استفاده از روش احتراق (سوزاندن).

از آنجا که تکنیک احتراق (سوزاندن) تمام کربن را در یک نمونه محاسبه می‌کند؛ برای اندازه‌گیری TOC، ابتدا کربنات به وسیله تزریق اسید (acidification) و با توجه به روش ISO10694 از نمونه‌های خاک خارج می‌شود.

۲. مواد مغذی غیرآلی از طریق کروماتوگرافی یون در یک دوغاب ۱:۵ (w/w) آب یونزدایی‌شده دابل، اندازه‌گیری شد.

۳. سیستم کروماتوگرافیک مجهز به سیستم پمپاژ ۵۱۵ آب، یک ستون آیونی IC-PAK آب از شرکت Waters Corporate ساخت آمریکا، یک آشکارساز UV/V Kontron Instruments مدل کونترون ۳۲۲ از شرکت ساخت ایتالیا و یک آشکارساز هدایت و سکن از شرکت Wedan Instruments ساخت امریکاست که برای اندازه‌گیری نیتريت، نیترات و فسفات به کار گرفته شد.

۴. pH متر متروهم ۶۹۱ ساخت کشور سوئیس (Metrohm, Swiss) برای اندازه‌گیری pH خاکاب با نسبت خاک به آب ۲:۵ (w/v).

۵. DO متر مدل ۵۰۱۷۵ شرکت هک (Hach 50175)

ساخت آمریکا برای اندازه‌گیری اکسیژن محلول.

(SPB)^۶ نرخ تجزیه بالانری از دیگر روش‌های تصفیه بیولوژیکی دارد (US EPA, 1990). بازه گسترده‌ای از عملکرد SPB در آزمایشگاه‌ها و مقیاس پایلوت آزمایش شده و یکی از مدل‌هایی که بهترین عملکرد را دارد، راکتور بسته خاکابی با عملکرد متوالی (SS-SBR) است.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. مواد مورد نیاز

برای استخراج حلال‌ها از خاک از این‌هگزان (Cn-) در درجه HPLC و دی‌کلرومتان (CH₂Cl₂) ساخت شرکت مرک آلمان استفاده شد. سولفات سدیم گرانوله غیرهیدراته (Na₂SO₄) از شرکت مرک که در حرارت ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴ ساعت آماده شد، تأمین شد. اسید سولفوریک و سدیم هیدروکسید (NaOH) هر دو ساخت شرکت مرک آلمان نیز برای تنظیم pH استفاده شدند. همچنین، کلراید آمونیوم (NH₄Cl)، فسفات دی‌پتاسیم (K₂HPO₄) و فسفات مونوپتاسیم (KH₂PO₄) به‌منزله مواد مغذی که همگی ساخت شرکت مرک آلمان است، تهیه شدند.

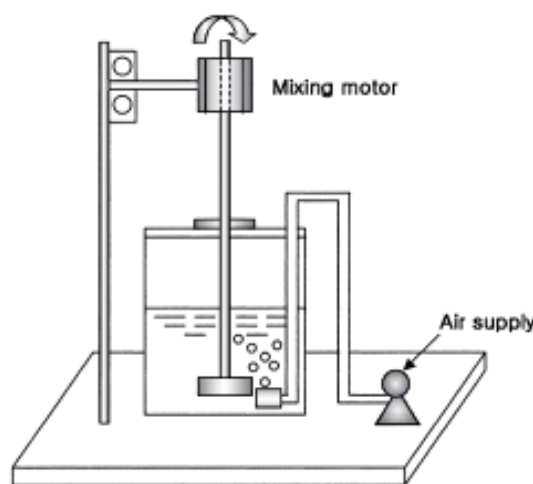
نمونه خاکی مطالعه‌شده، از منطقه عظیم‌آباد واقع در جنوب پالایشگاه تهران برداشت و در ظروف آزمایشگاهی شیشه‌ای نگهداری شد و از آنجا به آزمایشگاه انتقال یافت. در ابتدا برای جداسازی مواد اضافی، خاک با الک ۱ میلی‌متر سرنده شد. خصوصیات اصلی خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱. خصوصیات اصلی خاک

دانه‌بندی	درصد TOC (w/w)	درصد نیتروژن کل (w/w)	pH	نیترات و نیتريت (mg/kg)	فسفات (mg/kg)	TPH (mg/kg)	PAH (mg/kg)
ماسه و شن ۹۰ درصد، سیلت و رس ۱۰ درصد	۶/۴	< ۰/۰۱	۷/۵	< ۰/۱	< ۰/۱	۶۷۰۰۰	ناچیز

۳.۲. روش کار

در این مطالعات، دو راکتور خاکابی در مقیاس آزمایشگاهی طراحی و تحت شرایط SS-SBR بهره‌برداری شدند. هر یک از راکتورها دارای حجم ۸ لیتر و از جنس پلاستیکی گلاس بودند و قطر و ارتفاع آن‌ها به ترتیب ۱۹ و ۳۰ سانتی‌متر بود. در این راکتورها ورودی و خروجی مناسب تعبیه شد (شکل ۱).



شکل ۱. دیاگرام شماتیک راکتور خاکاب آزمایشگاهی

ارتفاع بهره‌برداری از راکتورها ۲۱ سانتی‌متر بود که ۹ سانتی‌متر بالایی آن آزاد است. بنابراین، حجم کلی راکتور ۶ لیتر است. برای تهیه جریان خاکابی به آب درون راکتورها که در حال همزدن است، ۱۰ درصد حجمی بر اساس وزن خشک (w/v) خاک آلوده به TPH اضافه می‌شود. هر دو راکتور در حالت متوالی به مدت ۶۰ روز با دوره ۱۴ روزه بهره‌برداری شدند.

یک نمونه خاک خشک الک‌شده (1mm) ۶۰۰ گرمی در ۶ لیتر آب معلق اضافه شد و برای موازنه غلظت نهایی به یک نسبت مولی C:N:P به صورت ۶۰:۲:۱، نیتروژن و فسفر مورد نیاز به ترتیب به صورت NH_4Cl ، K_2HPO_4 و KH_2PO_4 به‌منزله مواد مغذی اضافه شدند. هر دو راکتور از طریق موتورهای همزن با دور ۱۲۰ rpm به طور مداوم هم زده شدند. جریان هوا به صورت حباب‌های ریز از کف راکتورها در تمام سطح پایینی توزیع شد به گونه‌ای که

غلظت اکسیژن در درون راکتور ۵mg/lit تنظیم شود. پمپ آکواریوم (Cellai 503U) برای تأمین اکسیژن استفاده شد. دمای خاکاب‌ها در ۲۵ درجه سانتی‌گراد با استفاده از حرارت‌دهنده‌های اتوماتیک داخل راکتورها تنظیم و از طریق دماسنج پایش آن‌ها انجام شد.

طی مطالعه برای تنظیم pH هر دو راکتور در محدوده ۵ تا ۱۰ (جدول ۲)، محلول ۱/۲N اسید سولفوریک و ۱/۲N هیدروکسید سدیم به ترتیب برای کاهش و افزایش pH، به سیستم تزریق شد. راکتورهای SBR در حالت اولیه به مدت ۱۴ روز برای رشد کامل میکروارگانیسم راه‌اندازی شدند، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه اتخاذ شد. در پایان دوره رشد بسته، حجم خروجی از قبل تعیین شده از هر راکتور خارج شد و خاکاب تازه و مواد مغذی، همان‌طور که قبلاً توضیح داده شد، به راکتورها اضافه شدند، سپس کاهش pH در SBR1 و افزایش pH در SBR2 اعمال شد. با بازکردن شیر خروجی، جریان با سرعت ۱ لیتر بر دقیقه خارج می‌شود و اضافه‌کردن حجم به صورت ورودی به‌یکباره انجام شد. زمان کل برای پر و خالی کردن مخزن کمتر از ۱ دقیقه بود و از این رو هیچ دوره ماندی برای مواد خاک در SS-SBR در این مطالعه نتیجه نمی‌دهد. زمان ماند هیدرولیکی ۲ ماه به‌منزله زمان ماند مواد جامد بوده است.

در پایان شایان یادآوری است که میزان فعالیت و رشد میکروبی بر اساس تکنیک شمارش کلونی میکروبی (MPN)^۸ ارزیابی شد (Sainio, et al., 2006).

برای فاز جامد ترکیب ۳×۲۰ml دی‌کلرومتان و آن هگزان (۱:۱) به نمونه ۵ گرمی خاک خشک اضافه و در دستگاه آلتراسونیک در ۳ نوبت ۵ دقیقه‌ای از طریق سیستم پاک‌سازی آلتراسونیک ساخت شرکت Power sonic 420 Hwashin کره جنوبی قرار داده شد. پس از آن نمونه حاصل از سولفات سدیم عبور داده و در تغلیظ‌کننده کادرنای دانیس (KD)^۹ تحت گاز نیتروژن به مقدار تقریبی ۲ml برای آنالیز GC-FID، تغلیظ شد.

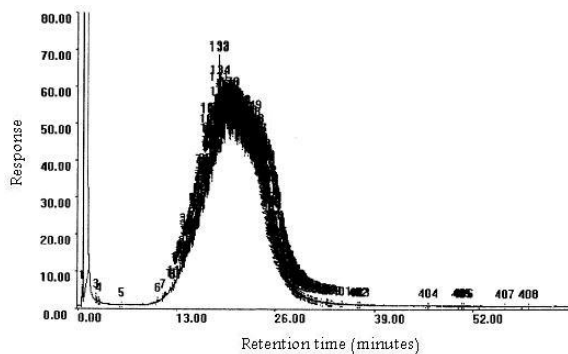
جدول ۲. میزان pH در راکتورهای خاکاب در هر بهره‌برداری

شرایط بهره‌برداری	۱	۲	۳	۴	۵	۶
SBR۱	۷/۵	۷	۶/۵	۶	۵/۵	۵
SBR۲	۷/۵	۸	۸/۵	۹	۹/۵	۱۰

۳. نتایج و بحث

تأثیر pH بر تجزیه بیولوژیکی TPH در این مطالعه بررسی شده است. مشخصات فیزیکی-شیمیایی خاک آلوده به TPH در جدول ۱ ارائه شده و خاک مشتمل بر غلظت بالای ۶۷۰۰۰ ppm است. آزمایش‌های اولیه روی این خاک نشان داد که نوع آلودگی دیزل هوازده مطابق شکل ۳ بوده است که کروماتوگرام‌ها بعد از استخراج خاک به دست آمده‌اند.

الگوی آلودگی دیزل هوازده در تمامی نمونه‌های اولیه از کروماتوگرافی شکل ۳ تبعیت می‌کند.



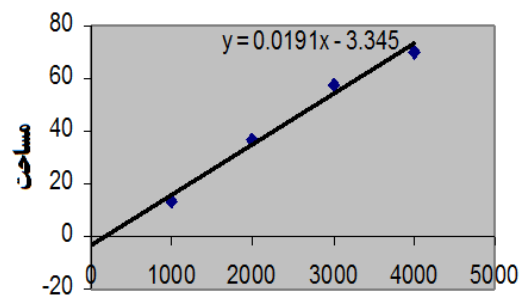
شکل ۳. کروماتوگرام خاک آلوده به دیزل هوازده

SBRها برای رسیدن به حالت پایدار برای ۱۴ روز به صورت بسته راه‌اندازی ابتدایی شدند، سپس ۶ بهره‌برداری با زمان ماند ۲ ماه صورت گرفت. در پایان راه‌اندازی ابتدایی و در تمام دوره‌های بهره‌برداری جمعیت باکتری از طریق روش MPN شمارش شد (Wrenn and Venosa, 1996). رشد باکتری، pH و DO در دو راکتور در بهره‌برداری اول ثابت نگه داشته شدند. در روز ۱۴ راه‌اندازی جمعیت باکتری شمارش شد و مقدار آن مناسب و DO در راکتورها ۵ mg/l بود. پس از پایان بهره‌برداری اول pH در دو راکتور تغییر داده شد و هر

فاز مایع ابتدا با کاغذ فیلتر سلولوزی ۰/۴۵m فیلتر و برای استخراج مایع LLE^۱ با ۱ لیتر نمونه با ۳×۱۵ml با نسبت دی‌کلرومتان با آن هگزان (۱:۱) مخلوط و به دکانتور اضافه و در سه مرحله ۱۰ دقیقه‌ای به شدت تکان داده شد. سه قسمت استخراج‌شده مخلوط و با ۲ml گاز نیتروژن برای آنالیز GC-FID تغلیظ شدند.

TPHها در نمونه‌های خاک با کروماتوگرافی گازی^{۱۱} (GC) آنالیز شدند. برای آنالیز GC، ۲ میکرولیتر از نمونه در یک کروماتوگراف گاز سری UNICAM610 (J&W scientific) که دارای آشکارساز یونی شعله‌ای (FID)^{۱۲} بود، تزریق شد. ستون استفاده‌شده در آنالیز DB-5 با ۳۰ متر طول، ۰/۲۵ میلی‌متر قطر داخلی و ۲μm ضخامت فیلم (Chromatographic Specialties, Canada) بود. نیتروژن گاز محرک بود. تزریق‌کننده و آشکارساز FID دارای دمای به ترتیب ۲۸۰ و ۳۴۰ درجه سانتی‌گراد بودند. دمای اولیه ستون ۵۰ درجه سانتی‌گراد برای ۵ دقیقه بود، سپس با نرخ افزایش ۱۰°C/min در مدت ۲۰ دقیقه به ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد می‌رسید و به مدت ۴۰ دقیقه در این دما می‌ماند.

منحنی‌های کالیبراسیون با استانداردهای دیزل هوا زده در غلظت‌های ۱۰۰۰، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۴۰۰۰ ppm تهیه شدند (شکل ۲).

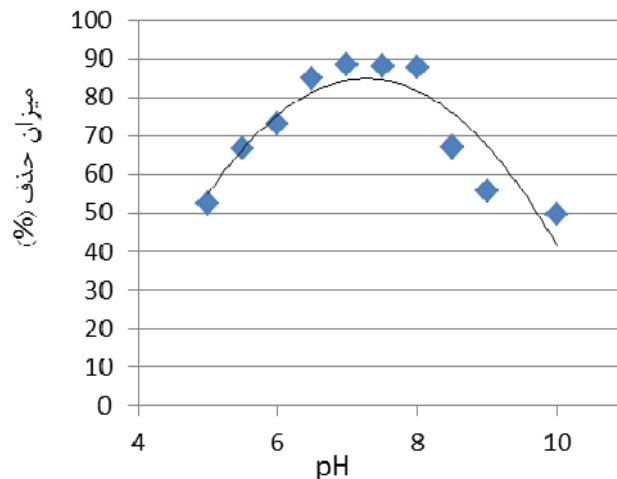


غلظت دیزل هوازده شده (ppm)

شکل ۲. منحنی کالیبراسیون GC با ۴ نقطه

مطالعات بعدی استفاده شود. شکل ۴ درصدهای حذف TPH و نتایج نمودار برآورد شده را نشان می‌دهد. حلالیت خاک آلوده در فاز مایع در راکتورها در جدول ۴ نشان داده شده است. با توجه به شکل ۴ در پایان همه بهره‌بردارها آلودگی باقیمانده در فاز مایع کمتر از ۱ درصد بوده، زیرا مقدار TPH در این فاز بسیار اندک است. مطالعات پیشین محققان روی تجزیه بیولوژیکی TPH متمرکز بوده و گزارش‌های بسیار کمی روی تجزیه TPH در راکتور خاکابی بسته با عملکرد متوالی وجود داشته است (Puskas, et al., 1995). با توجه به دانش ما، این اولین گزارش روی حذف بیولوژیکی کامل TPH از خاک آلوده در مختلف pH‌های است. به نظر می‌رسد سیستم راکتور خاکابی بسته با عملکرد متوالی تحت شرایط هوازی نویدبخش و امیدوارکننده باشد. مزیت راکتور خاکابی شرایط بهره‌بردار ساده آن است: این روش به مخلوط‌کردن، هوادهی و منبع کربن نیاز دارد.

راکتور pH مربوط به خود را در هر بهره‌بردار با توجه به شکل ۲ با استفاده از اسیدسولفوریک ۱/۲N برای کاهش و هیدروکسید سدیم ۱/۲N برای افزایش pH دارا بود. اضافه‌کردن مواد اسیدی و قلیایی به آرامی برای هماهنگ کردن میکروارگانیسم‌ها با شرایط محیطی مناسب صورت گرفت، به طوری که در پایان هر بهره‌بردار جمعیت هتروتروفیک و استتالوگر از طریق روش MPN شمارش و مشخص شد که جمعیت باکتری طبیعی است. این مطالعه نشان داد که راکتور خاکابی هوازی می‌تواند راندمان بالایی در حذف TPH از خاک آلوده داشته باشد. عملکرد راکتورها در حذف TPH در هر بهره‌بردار در جدول ۳ نشان داده شده است. SBR1 در دومین بهره‌بردار ۸۸/۳ درصد راندمان حذف را در pH برابر ۷ نشان می‌دهد؛ هرچند دو راکتور در اولین بهره‌بردار و SBR1 در سومین بهره‌بردار نتایج خوبی دارند. بنابراین، بهترین pH در محدوده pH نرمال اتفاق می‌افتد. در نتیجه این pH برای این گونه عملکردها بهینه است و می‌تواند در



شکل ۴. درصدهای حذف TPH و خط روند نتایج

جدول ۳. عملکرد راکتورها

حالات بهره‌بردار	۱	۲	۳	۴	۵	۶
راندمان حذف SBR1	۸۸	۸۸/۳	۸۵	۷۳/۲	۶۶/۵	۵۲/۴
TPH (%) در راکتور SBR2	۸۸	۸۷/۸	۶۷	۵۵/۷	۵۰	۴۹/۴

جدول ۴. حلالیت TPH از فاز جامد به فاز مایع

SBR۲		SBR۱		حالات بهره‌برداری
مایع (%)	جامد (%)	مایع (%)	جامد (%)	
۰/۷۰	۹۹/۳۰	۰/۶۰	۹۹/۴۰	۱
۰/۶۰	۹۹/۴۰	۰/۶۲	۹۹/۳۸	۲
۰/۴۹	۹۹/۵۱	۱/۰۰	۹۹/۰۰	۳
۰/۵۰	۹۹/۵۰	۰/۵۶	۹۹/۴۴	۴
۰/۳۵	۹۹/۶۵	۰/۳۲	۹۹/۶۸	۵
۰/۳۰	۹۹/۷۰	۰/۳۲	۹۹/۶۸	۶

یادداشت‌ها

1. TPH: Total Petroleum Hydrocarbon
2. SS-SBR: soil slurry–sequencing batch reactor
3. PAHs: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
4. Pesticides
5. CEN: European Committee for Standardization
6. SPB: Slurry – Phase Bioreactor
7. TOC: Total Organic Carbon
8. MPN: Most Probable Number
9. KD: Kuderna-Danish
10. LLE: Liquid of Liquid Extraction
11. GC: Gas Chromatography
12. FID: Flame Ionization Detector

۴. نتیجه‌گیری

برای کاهش هزینه‌ها و افزایش راندمان، پارامترهای بهره‌برداری باید بهینه باشند. pH خاک یکی از پارامترهای کنترلی مهم است. در این مطالعه pH بهینه برای بهترین تجزیه TPH در SS-SBR با اعمال pHهای متفاوت و ثابت نگه داشتن سایر پارامترها بررسی شده است. غلظت TPH از طریق کروماتوگرافی گازی (GC) مجهز به آشکارساز یونی شعله‌ای (FID) آنالیز شد و pH بهینه برای تجزیه بیولوژیکی خاک آلوده به TPH در SS-SBR در محدوده نرمال تعیین شده و مقدار آن ۷ به دست آمده است.

منابع

- Alexander, M. 1999. Biodegradation and bioremediation. 2nd ed. San Diego Academic Press, Page: 128-130.
- Alleman, B.C., Leeson, A., 1999. Bioreactor and ex situ biological treatment technologies. Columbus (OH) Battelle Press. Page: 160-162.
- Assink, J.W., Wolf, K. Van der Brink, W. J., Colon, F.J. 1988. Land Management at Industrial Sites. Proceedings of the Conference Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 861–870.
- Cha, D.K., Chiu, P.L., Kim, S.D., Chang, J.S. 1999. Treatment Technologies. Water Environment Research. 71(5), 870–885.
- Collina, E., Bestetti, G., Di Gennaro, P., Franzetti, A., Gugliersi, F., Lasagni, M., Pitea, D. 2005. Naphthalene biodegradation kinetics in an aerobic slurry-phase bioreactor. Environment International 31 167–171
- Daprato, R. C., Zhang, Ch., Spain, J. C., Hughes, J. B. 2005. Modeling aerobic bioremediation of 2,4-dinitrotoluene in a bioslurry reactor. Environ. Eng. Sci. 22(5):676–688.
- Fakhru'l-Razi, A., Pendashteh, A., Abdullaha, L. Ch., Dayang, R. A. B., Madaeni, S. S., Zurina Z. A. 2009.
- Review of technologies for oil and gas produced water treatment. Journal of Hazardous Materials 170: 530-551.
- Goi, A., Kulik, N., Trapido, T. 2006. Combined chemical and biological treatment of oil contaminated soil. Chemosphere 63: 1754-1763.
- Hinchee, R.E. and Olfenbuttel, R.F. 1991. On-site bioreclamation: processes for xenobiotic and hydrocarbon treatment. Butterworth-Heinemann Publisher Page: 80-83.

- Huddleston, R.L., Bleckmann, C.A., Wolf, J.R. 1986. Land treatment biological degradation processes. In Land treatment: A Hazardous Waste Management Alternative.
- Lewis, R.F. 1993. SITE Demonstration of Slurry-Phase Biodegradation of PAH Contaminated Soil. *Air Waste*. 43:4, 503–508.
- Manzo, S., Carotenuto, R., Picione, F. D. L., Rocco, A. 2010. Ecotoxicological evaluation of a diesel-contaminated soil during a micro-scale bioremediation process. *Fresenius Environ. Bull.* 19(8B):1756–61.
- Mitchell, C., Braden, M.L. 1992. Process for removing water-soluble organic compounds from produced water. US Patent No. 5,135,656.
- Plangklang, P., Reungsang, A. 2010. Bioaugmentation of carbofuran by *Burkholderia cepacia* PCL3 in bioslurry phase sequencing batch reactor. *Process Biochem.* 45:230–8.
- prEN, 14039:2004:E. 2004. Characterization of Waste Determination of Hydrocarbon Content in the Range of C10 to C40 by Gas Chromatography, European Committee for Standardization, Brussels.
- Puskas, K., Al-Awadhi, N., Abdullah, F., Literathy, P. 1995. Remediation of oil-contaminated sandy soil in a slurry reactor. *Environment International*. 21, 413–421.
- Rajashekara Murthy, H. M., Thakur, M. S., Manonmani, H. K. 2010. Degradation of technical grade hexachlorocyclohexane in soil slurry by a defined microbial consortium. *Int. J. Environ. Res.* 4(3):471–478.
- Robles-Gonzalez, I.V., Rios-Leal, E., Ferrera-Cerrato, R., Esparza-Garcia, F., Rinderknecht-Seijas, N., Poggi-Varaldo, H. M. 2006. Bioremediation of a mineral soil with high contents of clay and organic matter contaminated with herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid using slurry bioreactors. *Process Biochem.* 41(9):1951–60.
- Sainio, P., Makinen, I., Hutter, J. W., den Ouden, T. 2006. Feasibility study for the preparation of certified reference materials part I — mineral oil contaminated soil, *Accredit. Qual. Assur.* 11 116–121.
- Sprehe, T.G., Streebin, L.E., Robertson, J.M., and Bowen, P.T. 1985. Process considerations in land treatment of refinery sludges. In *Proc. 40th ind. Waste Conf.* May 14-16, Purdue University, West Lafayette, IN. Butterworth, Boston. 529-534.
- US EPA, 1990. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/2-90, Engineering Bulletin: Slurry Biodegradation. Washington, DC.
- Valentin, L., Lu-Chau, T. A., Lopez, C., Feijoo, G., Moreira, M. T., Lema, J. M. 2007. Biodegradation of dibenzothiophene, fluoranthene, pyrene and chrysene in a soil slurry reactor by the white-rot fungus *Bjerkandera* sp. BOS55. *Process Biochem.* 42:641–648.
- Wrenn, B.A., Venosa, A.D. 1996. Selective enumeration of aromatic and aliphatic hydrocarbon degrading bacteria by a most-probable-number procedure. *Canadian Journal Microbiology* 42, 252–258.