

تصفیه بیولوژیکی ترکیبات بی‌فنیل پلی‌کلرینه شده با استفاده از بیوراکتور غشایی پر و خالی شونده متوالی

فهیمة تیموری^۱ مهربان صادقی^۲ مهناز نیک‌آیین^۳
محمد مهدی امین^۴ رضا مولایی^۴

(دریافت ۸۹/۹/۱۶ پذیرش ۹۰/۴/۸)

چکیده

بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه آلاینده‌های زئوبیوتیک هستند که عموماً به‌عنوان PCBs شناخته می‌شوند. ترکیبات PCBs قادرند به‌طور مختلف وارد زنجیره غذایی موجودات زنده شده و در بافت چربی آنان تجمع یابند. بنابراین قبل از راهیابی آنها به محیط، ضروری است به‌طور جدی بر روی روشهای حذف و یا کاهش این‌گونه ترکیبات پرخطر تمرکز نمود. هدف از این مطالعه بررسی نحوه تصفیه بیولوژیکی آبهای آلوده به ترکیبات PCBs با استفاده از راکتور بیوفیلم هوازی ناپیوسته متوالی (SBBR) بود. از دو ترکیب اسیداستیک و استن به‌عنوان حلال PCBs استفاده شد. بارگذاری راکتورها در محدوده COD معادل ۰/۷۵-۰/۰۴ g/l-d (حداکثر غلظت PCBs معادل ۰/۷ میلی‌گرم در لیتر) انتخاب شد. در سیستم SBBR، فازهای تغذیه، واکنش، ته‌نشینی و تخلیه به‌طور کامل اجرا شد. درصد حذف COD و PCBs در هر مرحله مورد بررسی قرار گرفت. در راکتور حاوی حلال استن بیشترین میزان حذف COD که در بارگذاری COD/l-d ۰/۴-۰/۲ رخ داد برابر با ۸۵ درصد بود. در راکتور دارای حلال اسیداستیک بیشترین میزان حذف در بارگذاری COD/l-d ۰/۵۶ به‌دست آمد که برابر با ۹۵ درصد بود. میزان حذف PCBs، در مدت زمان ۲۴۰ روز پس از راه‌اندازی راکتورها به بیشترین میزان خود یعنی ۹۹ درصد رسید. نتایج این مطالعه نشان داد که با استفاده از فرایندهای بیولوژیکی نظیر SBR می‌توان آلاینده‌های آلی مقاوم به تجزیه بیولوژیکی که از طریق برخی فاضلابها به محیط راه می‌یابند را حذف و یا در حد قابل قبولی کاهش داد. همچنین نتایج نشان داد که حذف آروکلورهای سنگین تر ترکیبات PCBs با استفاده از فرایندهای بیولوژیکی هوازی به زمان زیادی نیاز دارد.

واژه‌های کلیدی: بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه شده، تصفیه بیولوژیکی، راکتور بیوفیلم هوازی ناپیوسته متوالی

Biological Treatment of Polychlorinate Biphenyls Using Sequencing Batch Biofilm Reactor

Fahimeh Teimouri¹ Mehraban Sadeghi² Mahnaz Nikaen³
Mohammad Mehdi Amin³ Reza Molaei⁴

(Received Dec. 6, 2010 Accepted June 28, 2011)

Abstract

Polychlorinated Biphenyls are xenobiotic pollutants, commonly known as PCBs. PCBs could enter the food chain of biological organisms and accumulate in their fatty tissues. Thus, before the discharge of PCBs compounds in the environment, it is necessary to focus on processes and techniques for its removal at their sources. The objective of this research was to investigate the biodegradability of PCBs compounds by Sequencing Batch Biofilm Reactors (SBBR). Acetone and acetic acid were used as solvent in two separate reactors. Organic loading rates (OLRs) were from 0.04 to 0.75 g COD/l-d (maximum concentration of PCBs = 0.7 mg/L). The SBBR was operated with four phases including fill, react (aeration), settle

۱- کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهرداری، Shahrekord University of Medical Sciences, Shahrekord

۲- دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهکرد (توبسندہ مسئول) sadeghi1ir@yahoo.com (+98381)3330299

۳- Assoc. Prof., Faculty of Public Health, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan

۴- Expert of Zob Ahan Industry of Isfahan

۱- کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهکرد

۲- دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهکرد (توبسندہ مسئول) sadeghi1ir@yahoo.com (+98381)3330299

۳- دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

۴- کارشناس کارخانه ذوب آهن اصفهان

(sedimentation/clarification), and draw (decant) during different loading rates. The efficiency of COD and PCBs removal were evaluated. Maximum removal efficiencies of COD was 85% occurred in 0.2- 0.4 g /l-d in the reactor 1 (solvent acetone). Also, in reactor 2 (solvent acetic acid) maximum removal rates were recorded as% in OLR of 0.56g COD/l.d. The maximum removal efficiency of PCBs was observed at 240 days after start-up of both reactors and was 99%. The results of this research showed that the concentration of priority organic pollutants can be decreased by using biological processes such as SBBR. This study can also indicated that biodegradation of high weight compounds by aerobic bioreactors is a time consuming processes.

Keywords: Polychlorinated Biphenyls, Biological Treatment, Sequencing Batch Biofilm Reactor.

۱- مقدمه

بهداشتی این ترکیبات بر روی انسان و نیز مقاومت آنها در محیط وجود داشته است، منجر به توقف تولید آنها در سال ۱۹۷۶ شد. تحقیقات نشان می‌دهند $10^8 \times 1/2$ کیلوگرم از ترکیبات PCBs تقریباً معادل $1/3$ مقدار تولید شده آن، به‌عنوان آلاینده در محیط زیست شامل رودخانه‌ها خاک، دریاچه و رسوبات اقیانوس‌ها وارد شده است [۴]. این ترکیبات باعث ایجاد اثرات بهداشتی شامل تحریک بینی، آکنه و غیره می‌گردند [۳، ۵ و ۴]. نگرانی‌های موجود باعث گردید تولید این ترکیبات در سال ۱۹۷۸ در آمریکا ممنوع شود. سالهای متمادی تصور بر این بوده که ترکیبات PCBs به‌دلیل دارا بودن اتم کلر در ساختمان خود نسبت به تجزیه بیولوژیکی مقاومت نشان می‌دهند [۶]. اولین گزارش تحقیقی در مورد تجزیه بیولوژیکی PCBs توسط احمد^۲ و فاج^۳ در سال ۱۹۹۰ ارائه گردید [۱]. مطالعه بر روی رسوبات رودخانه هودسون آلوده شده به آروکلور ۱۲۴۲ نشان داد ترکیباتی که دارای یک شاخه کلر می‌باشند، نسبت به ترکیباتی که دارای چند شاخه کلر می‌باشند، زودتر تجزیه می‌شوند [۱].

تاکی^۴ در سال ۱۹۹۲، آروکلورهای ۱۲۲۱، ۱۲۴۲، ۱۲۵۴ را در شرایط هوازی تحت تجزیه بیولوژیکی قرار داد و نتایج حاصله نشان داد که آروکلور ۱۲۲۱ به ترکیبات یک و دو کلر تجزیه شده، در صورتی که آروکلور ۱۲۵۴ بسیار کند تجزیه می‌شود. جیویا و همکاران^۵ در سال ۲۰۰۶ تصفیه بیولوژیکی آروکلور ۱۲۲۱ را با استفاده از دو راکتور هوازی پیوسته با بستر ثابت انجام دادند. در این بررسی از دو نوع مدیا از جنس گلوله‌های شیشه‌ای و فوم پلی‌اورتان استفاده شد. نتایج حاصل از این بررسی نشان داد که میزان حذف در راکتور حاوی فوم پلی‌اورتان بیشتر بوده و مکانیسم اصلی حذف، تنها فرایند بیولوژیکی بوده است [۷]. در این تحقیق با استفاده از روشهای کم هزینه و منطبق با محیط زیست، نحوه تصفیه روانابها و محیط‌های مایع آلوده به ترکیبات PCBs مورد ارزیابی قرار گرفت. از راکتور بیوفیلم هوازی ناپیوسته متوالی^۶ به‌عنوان روشی برای حذف بیولوژیکی این ترکیبات استفاده شد.

بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه یک خانواده از ترکیباتی هستند که دارای حلقه‌های بی‌فنیل بوده و محتوی ۲ تا ۱۰ اتم کلر هستند و این اختلاف در تعداد کلر آنها منجر به تشکیل بی‌فنیل‌های مختلفی شده است. اگرچه این ترکیبات دارای ۲۰۹ عنصر هستند، تنها ۱۵۰ عنصر برای مصارف تجاری استفاده می‌شوند [۱]. ترکیبات تجاری حاوی بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه شده^۱ تحت نامهای تجاری: آروکلور (آمریکا)، کلوفن (آلمان)، کسانکلور (ژاپن)، ساوتول (روسیه) و پیرالن (فرانسه) قابل شناسایی هستند.

اولین PCBs در سال ۱۸۶۷ توسط گریف با حرارت دادن املاح نمک و کربنات سدیم سنتز شده است. PCBs از سال ۱۹۲۹ تا ۱۹۷۶ در Monsanto corporation آمریکا تولید می‌شد [۲]. این ترکیبات از نظر حرارتی پایدار بوده و عایق الکتریکی بسیار خوبی می‌باشند و به‌طور وسیعی در صنایع به‌عنوان مایع دی‌الکتریک در مخازن و ترانسفورماتورها، سیال‌های هیدرولیکی، کاهنده‌های حرارتی استفاده می‌شوند [۳]. این ترکیبات بسیار آبریز بوده و خاصیت آبریزی آنها با افزایش مقدار کلر ترکیب بالا می‌رود. این خصوصیت باعث می‌شود که در خاکها و رسوبات آبی تجمع یابند. این ترکیبات به‌سرعت جذب مواد آلی می‌شوند و غلظتهای زیادی از این ترکیبات در محلهای تولید، انبار، کاربرد و یا دفع آنها دیده شده است [۱]. تبخیر و گرد و غبار ناشی از خاکهای آلوده می‌تواند PCBs را وارد هوا کرده و از این طریق آلودگی هوای محل را باعث شود. این ترکیبات به‌دلیل دارا بودن نیمه عمر طولانی می‌توانند تا مسافتهای زیادی جابه‌جا شوند [۳]. مقاومت محیطی PCBs و گرایش به باقی ماندن آنها در محیط باعث شده است که این ترکیبات وارد زنجیره غذایی شوند. این ترکیبات به‌واسطه طبیعت چربی‌دوست، تمایل به تجمع در بافتهای چرب را دارند. این ترکیبات در بافت چرب ماهی‌ها، پرندگان، حیوانات و انسان‌ها تجمع می‌یابند. انسان‌ها از طریق خوردن غذا و یا نوشیدن آب آلوده به این ترکیبات آلوده خواهند شد [۲].

دفع بی‌رویه این ترکیبات به محیط در گذشته منجر به آلودگی منابع محیط‌زیست شده است. نگرانی‌هایی که در مورد اثرات

² Ahmed

³ Focht

⁴ Tucky

⁵ Gioia et al.

⁶ Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR)

¹ Poly Chlorinated Biphenyls (PCBs)

۲- مواد و روشها

در این مطالعه عملکرد راکتور بیوفیلم هوازی ناپیوسته متوالی در تجزیه بیولوژیکی ترکیبات PCBs مورد بررسی قرار گرفت. این مطالعه از نوع تجربی مبتنی بر مداخله بود که به صورت آزمایشگاهی در مقیاس پایلوت طی مدت ۱۰ ماه صورت گرفت. دو ترکیب اسیداستیک و استن به عنوان حلال PCBs استفاده شد و به این منظور از دو راکتور مشابه که فقط در نوع حلال متفاوت بودند، استفاده گردید. ابعاد فیزیکی هر راکتور با قطر ۳۵ سانتی متر، ارتفاع ۳۵ سانتی متر، و حجم خالص ۱۴ لیتر بود که حجم مایع داخل هر راکتور ۱۰ لیتر در نظر گرفته شد. راکتورها به وسیله فوم پلی اورتان به حجم ۰/۵۶ لیتر به عنوان مدیا پر شدند. بنابراین حجم مفید هر راکتور ۷۱ درصد حجم کل به دست آمد. هر راکتور به وسیله ۲۳ لیتر هوا به ازای هر لیتر فاضلاب در روز در محدوده بارگذاری ۰/۰۴ تا ۰/۷۵ گرم COD به ازای هر لیتر در روز بهره برداری شد. هر سیکل از بهره برداری از چهار مرحله به ترتیب شامل: ۵ دقیقه پر کردن، ۲۲/۸۳ ساعت واکنش یا هوادهی، ۶۰ دقیقه ته نشینی و ۵ دقیقه تخلیه تشکیل شد. از تایمر PLC که قابلیت برنامه ریزی و همزمان قابلیت فرمان به ۸ دستگاه را دارا بود، استفاده گردید (شکل ۱).

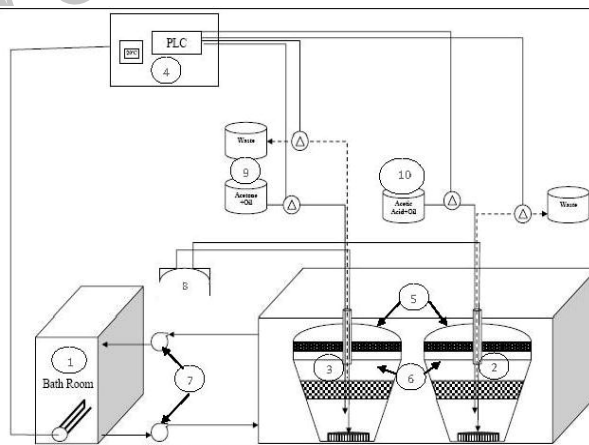
در بارگذاری های مختلف، درصد حذف COD و PCBs مورد بررسی قرار گرفت. به منظور کنترل آلودگی احتمالی هوای محیط و برقراری ایمنی کاری، ستونی حاوی کربن فعال گرانوله با اندازه ذرات ۱/۲۵ تا ۳/۱۵ میلی متر در قسمت بالای هر راکتور تعبیه گردید و سپس هوای خروجی از ستون های کربن فعال به بیرون از فضای آزمایشگاه انتقال یافت. سوبسترای سنتتیک مورد استفاده برای تغذیه راکتور SBBR به طور روزانه تهیه گردید و شامل سوبسترای کمکی (به ترتیب در راکتور اول استن و در راکتور دوم اسید استیک) و سوبسترای اصلی شامل روغن حاوی PCBs

(آروکلورهای ۱۲۴۲ و ۱۲۵۴) و ریز مغذی ها بود. لازم به ذکر است حجم روغن در طول راهبری با توجه به میزان بارگذاری آن مشخص گردید. بذردهی راکتورها توسط لجن خود داده شده به ترکیبات PCBs که در این بررسی به وسیله مطالعات پیش آزمون به دست آمد، صورت گرفت. ترکیبات PCBs (آروکلور ۱۲۴۲ و ۱۲۵۴) مورد استفاده در این طرح از نوعی بود که در روغن ترانسفورماتور محلول بود و با استفاده از مطالعات پیش آزمون غلظت این ترکیبات ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر تعیین گردید. از ترکیبات شیمیایی NH_4Cl (۲۶۷/۵ میلی گرم در لیتر)، KH_2PO_4 (۷ میلی گرم در لیتر)، K_2HPO_4 (۱۷/۷ میلی گرم در لیتر)، FeCl_3 (۰/۷۱ میلی گرم در لیتر)، $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (۱/۴۴ میلی گرم در لیتر)، $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (۱/۴۹ میلی گرم در لیتر)، $\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (۰/۲۳۸ میلی گرم در لیتر)، $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (۰/۶۴۴ میلی گرم در لیتر)، $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (۰/۵۳۴۱ میلی گرم در لیتر)، $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (۰/۴۱۴ میلی گرم در لیتر)، $\text{Na}_2\text{MOO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (۰/۰۵۷ میلی گرم در لیتر) و $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (۰/۱۱۲ میلی گرم در لیتر) به عنوان عناصر ریز مغذی مورد نیاز فعالیت های بیولوژیکی استفاده شد [۸-۱۰]. به منظور تعیین COD از روش هج^۱ و از دستگاه DR-5000 استفاده گردید. تعیین غلظت PCBs با استفاده از دستگاه گاز کروماتوگرافی با تسخیر الکترون و مدل اجیلنت^۲ 6890N، pH با استفاده از روش پتانسیومتری و جامدات معلق فرار با استفاده از کوره و دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس تعیین گردید [۱۱].

مراحل بارگذاری آلی و PCBs همراه با درصد حذف در راکتورهای مورد استفاده در جدول ۱ نشان داده شده است.

¹ HACH

² Agilent 6890N



- ۱- حمام آب گرم
- ۲- راکتور شماره ۱
- ۳- راکتور شماره ۲
- ۴- PLC تایمر
- ۵- کربن فعال
- ۶- مدیای پلی اورتان
- ۷- پمپ چرخش آب گرم
- ۸- پمپ تأمین هوا
- ۹- استن
- ۱۰- اسیداستیک

شکل ۱- شماتیک پایلوت استفاده شده در این تحقیق

جدول ۱ - مشخصات میزان غلظت، بارگذاری و درصد حذف COD و PCBs در طول مدت راهبری راکتورها

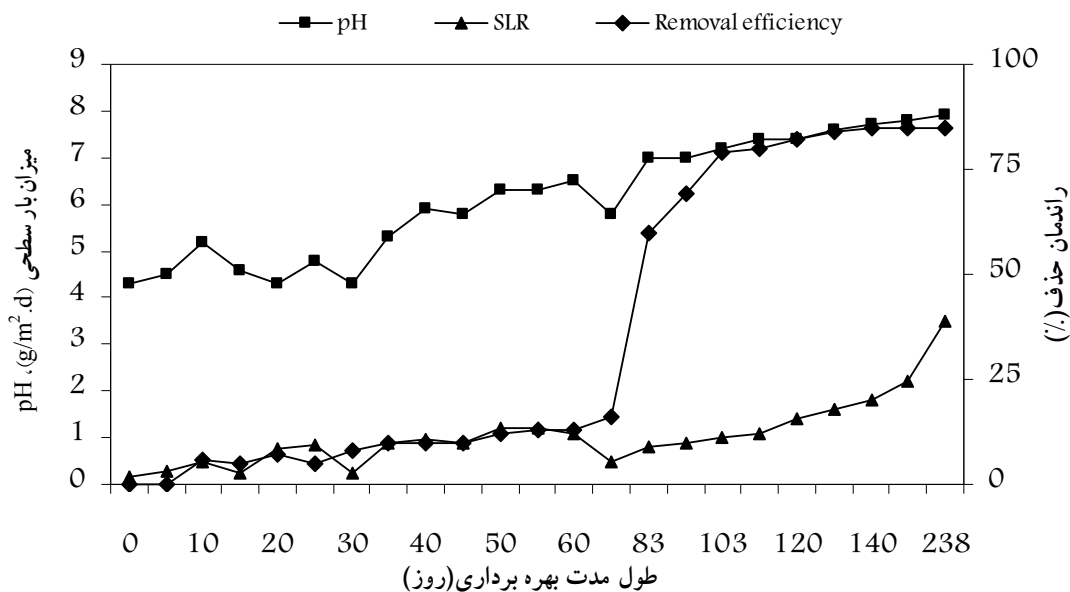
روزهای راهبری	حجم روغن ورودی (μl)	غلظت PCBs ورودی (μg/l)	COD ورودی (mg/L)		میزان بارگذاری آلی (OLR) (gCOD/l-d)		درصد حذف COD		درصد حذف PCBs	
			راکتور ۱	راکتور ۲	راکتور ۱	راکتور ۲	راکتور ۱	راکتور ۲	راکتور ۱	راکتور ۲
۱-۶۰	۱۰	۲۰	۴۰۰±۳/۸۵	۴۲۲±۱۱/۸۳	۰/۰۴±۰/۰۰۴	۰/۰۴±۰/۰۱	۱۶	۳۷	-	-
۶۱-۸۳	۱۵	۳۰	۷۸۰±۲/۸۴	۸۶۰±۵/۰۸	±۰/۰۷۸	۰/۰۸۶±۰/۰۰۵	۶۰	۴۱	-	-
۸۴-۹۴	۲۵	۵۰	۸۹۰±۸/۳۲	۱۱۱۰±۶/۵۸	۰/۰۰۱±۰/۰۰۸۹	۰/۱۱±۰/۰۰۷۶	۶۹	۶۹	-	-
۹۵-۱۰۳	۴۰	۸۰	۱۰۶۰±۲/۵۸	۱۳۶۰±۲۴/۱۵	۰/۱۰۶±۰/۰۰۰۳	۰/۱۳±۰/۰۰۵	۷۹	۸۴	-	-
۱۰۴-۱۱۴	۸۰	۱۶۰	۱۲۱۰±۶/۲۲	۱۴۶۰±۳۳/۹۸	۰/۱۲۱±۰/۰۰۱	۰/۱۴±۰/۰۱	۸۰	۸۶	-	-
۱۱۵-۱۲۰	۱۲۰	۲۴۰	۱۴۶۰±۲/۵	۱۸۶۰±۱۶/۴	۰/۱۴۶±۰/۰۰۰۳	۰/۱۸±۰/۰۲	۸۲	۸۶	-	-
۱۲۱-۱۲۴	۱۵۰	۳۰۰	۱۶۶۰±۰/۰	۲۲۸۰±۶۹/۳	۰/۱۶۶±۰/۰۰	۰/۲۲±۰/۰۶۲	۸۴	۹۱	-	-
۱۲۵-۱۴۰	۲۰۰	۴۰۰	۲۱۰۰±۲۸/۱	۳۴۵۰±۴۷	۰/۲۱±۰/۰۰۴	۰/۳۴±۰/۰۵	۸۵	۹۳	۹۹/۲	۹۹/۴۶
۱۴۱-۱۴۸	۳۰۰	۶۰۰	۲۷۰۰±۵۰	۵۶۰۰±۱۲۱	۰/۲۷±۰/۰۰	۰/۵۶±۰/۰۳۳	۸۵	۹۵	۹۹/۶	۹۹/۷۸
۱۴۹-۲۳۸	۳۵۰	۷۰۰	۴۰۰۰±۷۸	۷۵۶۰±۲۵۰	۰/۴±۰/۰۰۲	۰/۷۵±۰/۰۲۶	۸۵	۸۹	۹۹/۷	۹۹/۹۹۶

میزان حذف COD در مقابل تغییرات pH و SLR را در دو مرحله راه اندازی و راهبری راکتورها نشان می دهد. میزان بارگذاری PCBs، مقادیر PCBs در خروجی و درصد حذف آن در جدول ۲ آورده شده است.

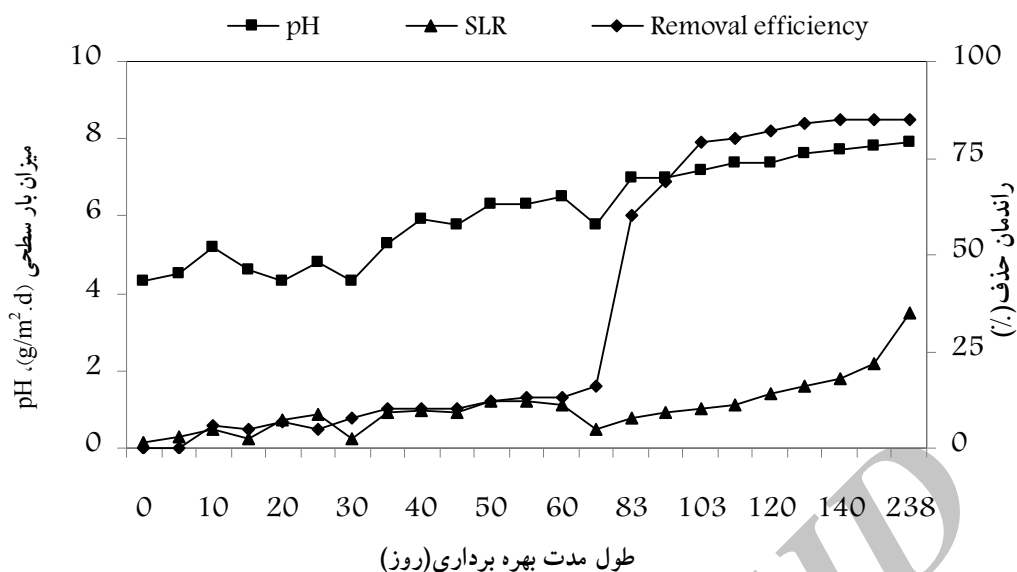
۳- نتایج و بحث

یافته های حاصل از اندازه گیری پارامترهای مورد مطالعه از ابتدا با نوسان همراه بود، اما پس از گذشت حدود ۲ تا ۳ ماه، نوسان های مربوط به بارگذاری آلی سطحی^۱ به حداقل رسید. شکل های ۲ و ۳

¹ Surface Organic Loading Rate



شکل ۲- میزان حذف COD نسبت به تغییرات pH و SLR در طی راه اندازی و راهبری راکتور حاوی استن



شکل ۳- میزان حذف COD نسبت به تغییرات pH و SLR در طی راه اندازی و راهبری راکتور حاوی اسید استیک

جدول ۲- نتایج حاصل از حذف PCBs در راکتورها با شرایط متفاوت راهبری

راکتور شماره ۲ (حلال اسیداستیک)			راکتور شماره ۱ (حلال استن)			پارامتر بهره برداری
۷۰۰	۶۰۰	۴۰۰	۷۰۰	۶۰۰	۴۰۰	غلظت PCBs ورودی (μg/L)
۰/۰۷	۰/۰۶	۰/۰۴	۰/۰۷	۰/۰۶	۰/۰۴	میزان بارگذاری PCBs (μg/l .d)
۲/۱	۲/۳۳	۳/۲	۰/۰۲۵	۱/۲۸	۲/۱۶	غلظت PCBs در خروجی (μg/L)
۹۹/۷	۹۹/۶	۹۹/۲	۹۹/۹۹۶	۹۹/۷۸	۹۹/۴۶	درصد حذف PCBs

و 0.75 g COD/l-d بود. جدول ۲ به ترتیب میزان حذف PCBs و مقادیر این ترکیبات را در خروجی راکتورها نشان می دهد. حداکثر میزان حذف PCBs حدود ۲۴۰ تا ۲۵۰ روز پس از راه اندازی راکتورها رخ داد و به ترتیب در راکتور اول و دوم به بیش از ۹۹ درصد رسید. با توجه به آنالیزهای انجام شده میزان ترکیبات PCBs خروجی پساب راکتور اول و دوم به ترتیب برابر با 0.25 و $2/1$ میکروگرم در لیتر بود. آنالیزهای انجام شده توسط دستگاه گازکروماتوگرافی مجهز به آشکارساز جرمی وجود ترکیبات بنزوئیک اسید در پساب خروجی راکتورها و در نتیجه تجزیه بیولوژیکی ترکیبات PCBs را ثابت نمود. پس از ۵ ماه رنگ زرد به ویژه در نمونه های حاوی خاک آلوده به ترکیبات PCBs مشاهده گردید. وانگر و همکاران^۳ نیز با انجام مطالعه ای بر روی امکان تجزیه پذیری بیولوژیکی ترکیبات PCBs به روش هوازی در سال ۱۹۹۸ وجود رنگ زرد را پس از گذشت حدود ۵ ماه مشاهده نموده

در مطالعه حاضر ابتدا بیومس تجزیه کننده PCBs توسط باکتری های خود داده شده به این ترکیب در شرایط بسته^۱ رشد یافت. همان طور که در شکل های ۱ و ۲ آورده شده است، حدود ۲ تا ۳ ماه پس از راه اندازی راکتورها، نوسان های مربوط به SLR کاهش یافت. با گذشت زمان و افزایش میزان بارگذاری آلی، میزان دسترسی بیومس به مواد آلی بیشتر و در نتیجه میزان SLR و حذف COD افزایش یافت. حدود ۱۵۰ روز پس از راه اندازی راکتورها، حداکثر راندمان حذف COD به دست آمد و به ترتیب در راکتور اول و دوم برابر با ۸۵ و ۹۵ درصد بود. در یک بررسی انجام شده در سال ۲۰۰۶ توسط زائو و همکاران^۲ بر روی تجزیه پذیری ترکیبات PAHs نشان داد که فرایندهای لیجن فعال در حذف COD حاصل از این ترکیبات قادرند به راندمان بیش از ۸۵ درصد دست یابند [۱۲]. بارگذاری آلی بهینه که در آن بیشترین میزان حذف ترکیبات PCBs انجام شد، به ترتیب در راکتور اول و دوم برابر با 0.4 g COD/l-d

³ Wagner et al.

¹ Batch

² Zhao et al.

و وجود این رنگ را نشانه‌ای مبنی بر تجزیه بی‌فنیل توسط باکتری‌ها دانستند [۴].

قابل ذکر است که در بررسی‌های انجام شده از پساب خروجی، مقادیر کمی ترکیب PCBs (آروکلور ۱۲۵۴) مشاهده شد. یافته‌های اخیر نشان داد که راکتورهای هوازی SBBR در حذف آروکلورهای سبک‌تر نسبت به آروکلورهای سنگین‌تر دارای قابلیت بیشتری بوده و حذف آروکلورهای سنگین‌تر در این سیستم‌ها به زمان زیادی نیاز دارد. همچنین مطالعات انجام شده توسط بورجا و همکاران^۱ در سال ۲۰۰۴ مبنی بر تجزیه‌پذیری ترکیبات PCBs با استفاده از فرآیندهای هوازی نشان داد که روشهای هوازی قادر به حذف ترکیبات سبک‌تر PCBs با مدت زمان کمتری نسبت به ترکیبات سنگین‌تر بوده و برای حذف ترکیبات سنگین در مدت زمان کوتاه‌تر، بهتر است از دو روش بی‌هوازی-هوازی به صورت تلفیقی استفاده گردد [۱۳].

نتایج حاصل از این بررسی نشان داد که با گذشت زمان و همراه با افزایش میزان بارگذاری آلی، میزان دسترسی بیومس به مواد آلی بیشتر و در نتیجه میزان SLR و حذف COD افزایش یافت، به طوری که در طول زمان بهره‌برداری از روز ۱۵۰ تا ۲۵۰ راندمان حذف COD به ۸۵ درصد و ۹۰ درصد در راکتورهای شماره ۱ و ۲ و

¹ Borja et al.

میزان حذف PCBs به ترتیب به ۹۹/۹ و ۹۹/۶ درصد رسید. شناسایی ترکیب بنزوئیک اسید در خروجی راکتورها، تجزیه بیولوژیکی ترکیبات PCBs را تأیید نمود. شناسایی ترکیبات سنگین از PCBs (آروکلور ۱۲۵۴) در خروجی راکتورها نشان داد که فرایندهای هوازی قادر به حذف بیشتری از آروکلورهای سبک‌تر نسبت به آروکلورهای سنگین‌تر بوده‌اند و حذف آروکلورهای سنگین‌تر در این سیستم‌ها در مقایسه با آروکلورهای سبک‌تر به زمان بیشتری نیاز دارد.

۴- نتیجه‌گیری

این مطالعه نشان داد که راکتورهای هوازی بیوفیلم پر و خالی شونده متوالی، توانایی بیشتری در حذف آروکلورهای سبک نسبت به آروکلورهای سنگین‌تر دارد هرچند حذف آروکلورهای سنگین‌تر در این سیستم‌ها به زمان زیادی نیاز دارد.

۵- قدردانی

نویسندگان این مقاله از زحمات کلیه پرسنل محترم شرکت سهامی ذوب آهن اصفهان که در انجام این تحقیق یاری رساندند، تشکر و قدردانی می‌نمایند.

۶- مراجع

- 1- Mondello, F. J. (2002). *Microbial bioremediation of polychlorinated biphenyls*, Applicability to the Former GE Canada Manufacturing Facility Located in Guelph., Ontario.
- 2- Borazjani, H., and Wiltcher, D. D. (2005). "Bio remediation of Polychlorinated Biphenyls and petroleum contaminated soil." <<http://fwrc.msstate.edu/pubs/bioremediation.pdf>>, (Jun. 2008).
- 3- WHO. (1993). *Polychlorinated biphenyls and triphenyls*, Environmental Health Criteria (EHC), USA.
- 4- Wagner, D., Bennasar, A., Strompl, C., Brummer, I., Eichner, C., Grammel, I., and Moore, E.R.B. (1998). "Microcosm enrichment of biphenyl-degrading microbial communities from soils and sediments." <<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=2432415>>, (Jun. 2008).
- 5- Abraham, W. R., Nogales, B., Golyshin, P. N., Pieper, D., and Timmis, K. N. (2002). "Polychlorinated biphenyl-degrading microbial communities in soils and sediments." <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12057677>>, (Sep 2008).
- 6- Qingzhong, W. U., and Kevin, R.S. (1997). "Microbial reductive dechlorination of aro chlor 1260 in anaerobic slurries of esturine sediments." <<http://aem.asm.org/cgi/reprint/64/3/1052.pdf>> (Sep. 2008).
- 7- Gioia, D. D., Bertin, L., Zanolli, G., Marchetti, L., and Fava, F. (2006). "Polychlorinated biphenyl degradation in aqueous wastes by employing continuous fixed-bed bioreactors." <linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S135951130500437X> (Sep. 2008).
- 8- Tartakovsky, B., Michotte, A., cadieux, J.C.A., Lqu, P.C., Hawari, J., and Guiot, S.R. (2001). "Degradation of aroclor1242 in a single stage coupled anaerobic/ aerobic bioreactor." *Water Research*, 35 (18), 4323-4330.

- 9-Bedard, L.D., Unterman, R. Bopp, L.H., Brennan, M. J., Haberl, M.L., and Johson, C. (1986). "Rapid assay for screening and characterizing microorganisms for the ability to degrade polychlorinated biphenyls." <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC238961/>> (Sep. 2008).
- 11- APHA., AWWA., WPCF. (2003). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- 10- Bedard, D.L. (1986). "Rapid assay for screening and characterizing microorganisms for the ability to degrade polychlorinated biphenyls." *Applied and Environmental Microbiology*, 51(4), 761-768.
- 12- Zhao, X., and Wang, Y. (2006). "Oil wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganism processes." *Biochemistry*, 41, 1475-1483.
- 13- Borja, J., Taleon, D.M., Auresenia, J., and Gallardo, S. (2004). "Polychlorinated biphenyls and their biodegradation." <linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0032959204003620>, (Sep. 2008).