



موسسه علمی و فرهنگی

علوم محیطی سال پنجم، شماره چهارم، تابستان ۱۳۸۷  
ENVIRONMENTAL SCIENCES Vol.5, No.4, Summer 2008

۱۲۳-۱۲۴

## بررسی حذف سورفکتانت‌ها با استفاده از راکتور بیوفیلمی با بستری متحرک (MBBR)

روح اله نوری، بیتا آیتی\*، حسین گنجی دوست

گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده فنی، دانشگاه تربیت مدرس

### Investigation of Surfactant Removal Using Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

Rohaolah Noori, Bitay Ayati\*, Hossein Ganjoudost

Department of Environmental Management, Faculty of  
Engineering, Tarbiat Moddares University

#### Abstract

Moving Bed Biofilm Reactor has been taken less attention in treatment of surfactants. In this research with consideration of its advantages and suitable efficiency in industrial wastewater treatment, three 5L-reactors at different retention times were used to investigate the removal efficiency of sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS), sodium dodecyl sulfate (SDS) and cetyl trimethyl ammonium bromide (CTAB). The results indicated that the best removal efficiency in batch loading system with filling ratio of 50% of the reactor volume by LECA (Light Expanded Clay Aggregate) was 90, 95, and 93 percent for SDBS (COD=900 mg/l), SDS (COD=1200 mg/l) and CTAB (COD=1200 mg/l), respectively. NMR test results confirmed biodegradation ability of compounds in MBBR. In the study of filling ratio effect in the reactors, the volumes of the carriers were decreased to 30% and the removal efficiency were improved by 2% for SDBS and CTAB systems but no change was observed for SDS system. In the study of temperature effect no considerable change has been observed in the removal efficiency. Finally, biological modeling of the reactors using Stover-Kinkannon, first order and Grau models have shown that the reactors followed both Stover-Kinkannon and Grau ones.

Key words: DBS, SDS, CTAB, MBBR, Biological model.

#### چکیده

راکتور بیوفیلمی با بستری متحرک (MBBR) در مورد تصفیه سورفکتانت‌ها کمتر مورد توجه بوده است. با توجه به مزیت‌ها و کارایی مناسب این سیستم در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی، در این تحقیق از سه راکتور ۵ لیتری جهت بررسی و مطالعه راندمان حذف سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS)، سدیم دودسیل سولفات (SDS) و ستیل تری متیل آمونیوم برماید (CTAB) در زمان‌های ماند متفاوت استفاده شد. طبق نتایج، بهترین راندمان در شرایط باردهی ناپیوسته با میزان پرشدگی ۵۰ درصد حجمی راکتور از آکنه (سنگدانه‌های لیکا) به میزان ۹۰، ۹۵ و ۹۳ درصد به ترتیب برای SDBS (در COD=۹۰۰ mg/l)، SDS (در COD=۱۲۰۰ mg/l) و CTAB (در COD=۱۲۰۰ mg/l) به دست آمد. نتایج آزمایش NMR نیز توانایی تجزیه بیولوژیکی راکتور را تأیید کرد. در بررسی نقش پرشدگی راکتورها، با کاهش میزان آکنه‌ها به ۳۰ درصد، راندمان حذف برای SDBS و CTAB، ۲ درصد بهبود داشت ولی در مورد SDS تفاوتی در راندمان حذف مشاهده نشد. در بررسی تأثیر افزایش دما بر راندمان حذف راکتورها، نتایج حاکی از آن بود که افزایش دما تأثیر معنی‌داری بر راندمان حذف ندارد. در پایان این تحقیق، مدل‌سازی بیولوژیکی راکتورها توسط سه مدل استور-کینکانون، خطی و گراو، انجام گرفت که بیانگر تبعیت هر سه راکتور از دو مدل استور-کینکانون و گراو بود.

کلیدواژه‌ها: SDBS، SDS، CTAB، MBBR، مدل بیولوژیکی.

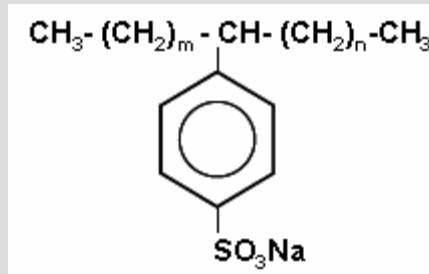
\* Corresponding author. E-mail Address: ayati\_bi@modares.ac.ir

**مقدمه**

کاربرد روزافزون سورفکتانت‌ها و به طور عمده محصولات پاک‌کننده در صنایع مختلف نظیر داروسازی، چرم سازی، رنگرزی، معدن و تخلیه آنها به محیط‌زیست از طریق فاضلاب این صنایع، باعث آلودگی و مشکلات زیادی گردیده است. سورفکتانت‌ها به چهار گروه آنیونی، کاتیونی، یونی و آمفوتریک تقسیم می‌شوند. سورفکتانت‌های آنیونی پرکاربردترین نوع سورفکتانت‌ها هستند و در بین آنها آلکیل بنزن سولفونات خطی (LAS) به تنهایی حدود دو و نیم میلیون تن در سال تولید می‌شود و به طور کلی ۲۷ درصد از کل سورفکتانت‌های مصنوعی در اروپا را تشکیل می‌دهد (Schulze (1996). همولوگ‌های LAS از تولیدات تجاری با زنجیره آلکیل از C<sub>10</sub> - C<sub>13</sub> کربن تشکیل شده‌اند که نوع ۱۲ کربنه آن یعنی سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) کاربرد بیشتری دارد (شکل ۱). سدیم دودسیل

سولفات (SDS) نیز یکی از پرمصرف‌ترین سورفکتانت‌های آنیونی است که ساختاری شبیه به LAS دارد. فقدان حلقه بنزنی در ساختار SDS و خاصیت پاک‌کنندگی زیاد آن، این ترکیب را به عنوان جایگزینی مناسب برای LAS تبدیل کرده است (شکل ۲). سورفکتانت‌های کاتیونی نیز مثل ستیل تری متیل آمونیوم برماید (CTAB) به دلیل خاصیت نرم‌کنندگی زیاد و گندزدایی که باعث از بین بردن میکروارگانیسم‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها می‌شود، کاربرد گسترده‌ای در صنایع دارند (شکل ۳).

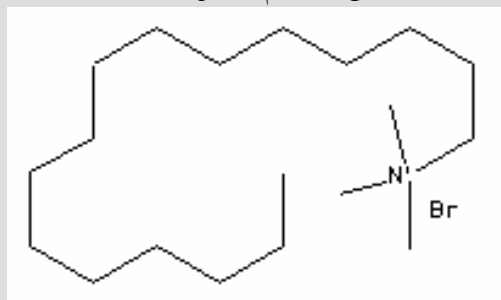
تا به حال مطالعات گوناگونی در مورد حذف این آلاینده‌ها انجام شده است. میزان حذف SDBS در سیستم‌های تصفیه فاضلاب بسته به نوع عملیات مورد استفاده متفاوت است. در سیستم‌های فیلتر چکنده میزان حذف بالاتر از ۸۵ درصد گزارش شده (Holt *et al.*, 1998) در حالی که در سیستم‌هایی که با فرایند لجن فعال کار می‌کنند میزان حذف عموماً بالاتر از ۹۸ درصد می‌باشد



شکل ۱- آلکیل بنزن سولفونات خطی



شکل ۲- سدیم دودسیل سولفات



شکل ۳- ستیل تری متیل آمونیوم برماید (CTAB)

(2001) Garcia, علاوه بر روش‌های تصفیه بیولوژیکی، دیگر روش‌های تصفیه مانند جذب سطحی, Adak) *et al.*, 2004; Basara *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2005), روش‌های اکسیداسیون پیشرفته (Utrilla *et al.*, 2007; Bandala *et al.*, 2006) و انعقاد الکتروشیمیایی (Onder, 2007) نیز برای حذف این آلاینده‌ها به کار گرفته شده‌اند.

فرایندهای بیولوژیکی به دلیل هزینه کمتر نسبت به دیگر روش‌های تصفیه، برای حذف آلاینده‌های قابل تجزیه زیستی، بیشتر مورد توجه می‌باشند. یکی از این روش‌ها، فرایند بیوفیلمی با بستر متحرک (MBBR) است که در اواخر دهه ۱۹۸۰ جهت تصفیه فاضلاب، توسط یک شرکت نروژی مورد بهره‌برداری قرار گرفت که بعداً با توجه به مزیت‌های فراوان آن در تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی به طور گسترده مورد استفاده قرار گرفت. MBBR فرایندی بیولوژیکی با رشد چسبیده می‌باشد که از اجزای آکنه با سطح موثر بالا به عنوان بیوفیلیم جهت محیط رشد میکروارگانیسم‌ها و از یک تانک برای رشد بیومس استفاده می‌کند. در این سیستم رشد بیومس بر روی آکنه‌ها صورت می‌گیرد که به راحتی در محیط آبی حرکت می‌کنند و با استفاده از یک توری فلزی که در خروجی تعبیه شده است در داخل راکتور باقی می‌مانند.

با توجه به مطالب ذکر شده و کاربرد گسترده SDBS، SDS و CTAB، لزوم بررسی و مطالعات بیشتر جهت تصفیه فاضلاب حاوی این آلاینده‌ها ضروری به نظر می‌رسد. به همین دلیل در این تحقیق حذف این سه ماده توسط سیستم MBBR مورد بررسی قرار گرفته است.

## مواد و روش‌ها

### راکتورهای مورد استفاده

در این تحقیق سه راکتور دوجداره یکسان با مقطع مربعی بطور موازی استفاده شد. مشخصات این راکتورها در جدول ۱ آمده است. شکل‌های ۴ و ۵ نیز به ترتیب طرح

(Swisher, 1987). در مطالعه‌ای که توسط Hera بر روی توازن جرمی حذف SDBS در فرایند لجن فعال انجام گرفت مشخص شد که حدود ۹۰ درصد جرمی آن تصفیه بیولوژیکی، ۹ درصد جذب لجن و ۱ درصد نیز توسط جریان خروجی از تصفیه‌خانه خارج می‌شود (Hera, 2004). همچنین مطالعات Garcia و همکارانش نیز مشخص کرد که میزان جذب SDBS به لجن با طول زنجیره کربنی افزایش می‌یابد (Garcia, *et al.*, 2002). در مورد تأثیر دما بر میزان حذف بیولوژیکی SDBS مطالعاتی صورت گرفته است. مطالعات Parts و همکاران در این زمینه نشان داد که دما تأثیر چندانی بر میزان حذف این آلاینده ندارد. آنها میزان حذف SDBS در دماهای ۹، ۱۵ و ۲۵ درجه سلسیوس را بالای ۹۰ درصد گزارش کردند و به این نتیجه رسیدند که اگرچه دما تأثیر چندانی بر میزان حذف ندارد ولی در دماهای پایین‌تر مدت زمان بیشتری برای سازش میکروارگانیسم‌ها با محیط لازم است (Zhang, *et al.*, 1999). در مورد SDS نیز آزمایشات انجام شده به وسیله Zhang و همکارانش، نشان داد کشت مخلوط لجن فعال از یک تصفیه‌خانه فاضلاب شهری، برای غلظت SDS بین ۵۰۰ تا ۲۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در مقایسه با مخلوط‌های کشت داده شده در غلظت‌های SDS پایین‌تر، میزان نرخ رشد ویژه بیشتری نشان می‌دهند و این امر نیز بیانگر عدم وجود اثرات ممانعت‌کنندگی<sup>۵</sup> می‌باشد (Zhang, *et al.*, 1999). مطالعات اندکی نیز بر روی تصفیه بی‌هوازی این ترکیبات انجام گرفته است (Espinoza R., 2004). برخی از این مطالعات گزارش کرده‌اند که تجزیه بی‌هوازی SDS در صورتی موفقیت‌آمیز است که بعد از آن یک تصفیه هوازی انجام گیرد (Mosche and Meyer 2002). همچنین بر طبق تحقیقات انجام شده توسط Garcia و همکاران، مشخص شده که CTAB در شرایط هوازی قابل تجزیه زیستی است ولی در مقابل تجزیه زیستی در شرایط بی‌هوازی مانند SDBS از خود مقاومت نشان می‌دهد

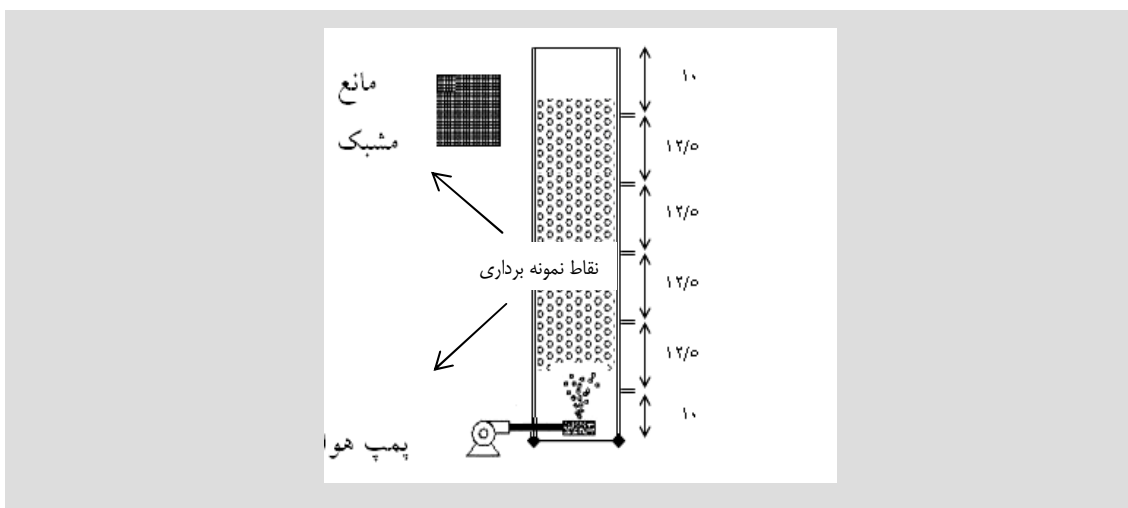
### دستگاه‌ها و مواد مورد استفاده

دستگاه‌های مورد استفاده جهت آنالیز پارامترها شامل دستگاه اسپکتروفتومتر دیجیتالی Lambda EZ 150 برای اندازه‌گیری میزان جذب نمونه‌ها و تعیین میزان COD، pH متر Metrohm و DO متر Crison با الکترودهای دیجیتالی جهت اندازه‌گیری pH و DO، ترازوی Sartorius با دقت ۰/۰۰۱ گرم، سانتریفیوژ Sigma به منظور جداسازی ذرات معلق و کلونیدی از محلول، میکروسکوپ نوری Zeiss با بزرگنمایی حداکثر ۱۰۰۰ برابر، پمپ هوادهی با نرخ تولید

شمتیک و نمایی از راکتورهای راه‌اندازی شده را نشان می‌دهند.

جدول ۱- مشخصات راکتورهای مورد استفاده در تحقیق

پلکسی گلاس	جنس راکتور
۴	ضخامت دیواره (mm)
۱۰*۱۰	سطح مقطع جداره داخلی (cm)
۱۱/۵*۱۳	سطح مقطع جداره خارجی (cm)
۷۰	ارتفاع (cm)
۵	حجم موثر (lit)



شکل ۴- طرح شمتیک راکتورهای مورد استفاده



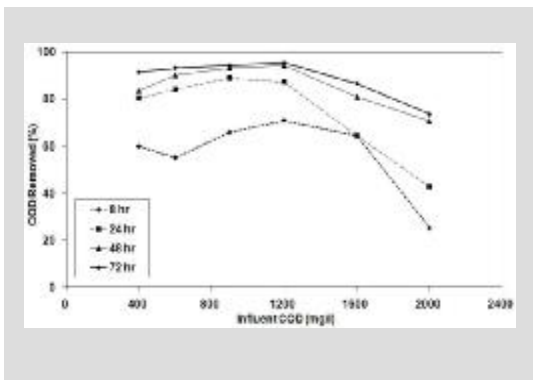
شکل ۵- راکتورهای راه‌اندازی شده

لیکا، با ادامه روند بارگذاری در COD معادل ۶۰۰ میلی گرم بر لیتر با تشکیل لایه بیوفیلم بر روی آکنه‌ها عملاً شرایط مناسب برای سیستم MBBR فراهم گشت (شکل ۶).



شکل ۶- تشکیل لایه بیوفیلم بر سطح آکنه‌ها

بارگذاری آلی از COD معادل ۴۰۰ تا ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر برای SDBS و SDS و تا ۲۵۰۰ میلی گرم بر لیتر برای CTAB ادامه یافت. بهترین راندمان حذف در زمان ماند ۷۲ ساعت برای دو ترکیب SDS و CTAB در بارگذاری آلی با COD معادل ۱۲۰۰ میلی گرم بر لیتر و به ترتیب برابر با ۹۵/۵ و ۹۳/۵ درصد به دست آمد. این مقدار برای SDBS در بارگذاری با COD معادل ۹۰۰ میلی گرم بر لیتر و برابر با ۹۰ درصد حاصل شد. روند حذف COD برای این ترکیبات در زمان ماند‌های مختلف، در شکل‌های ۷ تا ۹ آمده است.



شکل ۷- درصد حذف COD برای SDS در بارگذاری‌های مختلف

هوای ۸ لیتر بر دقیقه و بخاری آکواریوم با قدرت ۲۰۰ وات و قابلیت تنظیم دما بین ۱۷ تا ۳۵ درجه سلسیوس بودند. همچنین مواد مورد استفاده نیز عبارت بودند از: SDDBS محصول شرکت Aldrich، SDS و CTAB، روغن سیلیکون، گلوکز، سولفات جیوه و سولفات نقره محصول شرکت Merck و اوره، هیدروکسید سدیم، اسیدسولفوریک و  $KH_2PO_4$  از نوع صنعتی.

### مراحل انجام تحقیق

بعد از انتقال لجن فاضلاب شهری از تصفیه‌خانه فاضلاب اکباتان و سازگاری میکروارگانیسم‌ها با آلاینده‌ها، آکنه‌های لیکا<sup>۶</sup> (با قطر معادل ۳ تا ۱۰ میلی‌متر) به راکتورها اضافه و کارایی هر سیستم مورد بررسی قرار گرفت. بعد از سازگاری میکروارگانیسم‌ها، در COD معادل ۴۰۰ میلی گرم بر لیتر ۵۰ درصد حجمی هر راکتور آکنه‌های لیکا اضافه و روند افزایش بارگذاری جهت رسیدن به راندمان بهینه ادامه داده شد. در مرحله بعد تأثیر درصد پرشدگی راکتورها بر راندمان حذف با کاهش حجمی آکنه‌ها از ۵۰ به ۳۰ درصد حجمی راکتورها و افزایش درجه حرارت بر راندمان حذف بررسی شد. همچنین جهت بررسی تجزیه بیولوژیکی یا جذب به لجن آلاینده‌ها، بر روی نمونه‌های ورودی و خروجی هر راکتور آزمایش NMR<sup>۷</sup> انجام شد و در نهایت نیز تبعیت راکتورها از سه مدل بیولوژیکی مورد بررسی قرار گرفت. نکته قابل ذکر اینکه در طول دوره تحقیق به طور منظم پارامترهای pH و DO تحت شرایط مناسب برای فعالیت‌های بیولوژیکی میکروارگانیسم‌ها کنترل می‌شدند و کلیه آزمایشات بر اساس کتاب استاندارد متد آب و فاضلاب بوده است (APHA/AWWA/WEF, 2005).

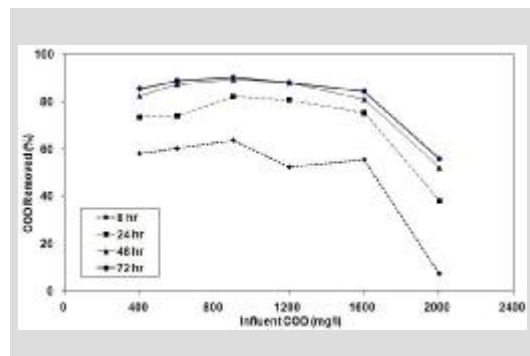
### تأثیر زمان ماند بر راندمان حذف

#### نتایج

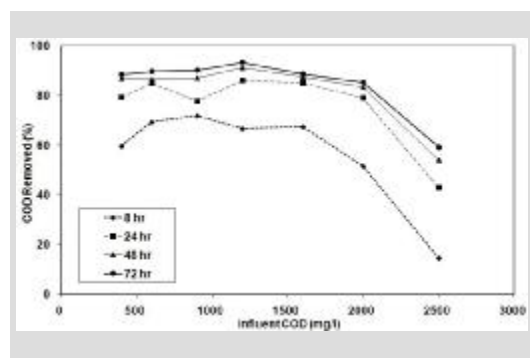
بعد از پرکردن ۵۰ درصد حجمی هر راکتور توسط آکنه

سیلیکون استفاده شد. در بارگذاری‌های بالاتر به دلیل تولید کف بیشتر علاوه بر بیشتر کردن مقدار ضد کف، از نرخ هوادهی نیز در ساعات اولیه بعد از افزودن آلاینده کاسته شد. به همین دلیل در بارگذاری‌های بیشتر، راندمان حذف در ۸ ساعت اول به طور چشمگیری کاهش داشت زیرا با توجه به شکل‌های بالا مشخص است که درصد بالایی از راندمان حذف در ساعات اولیه اتفاق افتاده است و به تبع آن میکروارگانیسم‌ها در این ساعات بیشترین فعالیت را داشته‌اند که کاستن از نرخ هوادهی در این ساعات (به‌طوریکه میزان اکسیژن محلول در این بارگذاری برای هر سه ترکیب از حد نرمال آن برای فرایندهای بیولوژیکی، یعنی بین ۲-۵/۰ mg/l پایین-تر بود)، کاهش شدید راندمان حذف را به همراه داشته است. نکته دیگری که با توجه به شکل‌ها مشخص می‌شود، کاهش راندمان حذف بعد از گذشت ۲۴ ساعت می‌باشد به‌طوری‌که بیشتر راندمان حذف برای هر سه ترکیب در زمان ماند ۲۴ ساعت روی داده و بعد از آن راندمان حذف تغییر زیادی ندارد.

**تأثیر درصدهای مختلف پرشدگی راکتورها با آکنه**  
 برای این منظور میزان باردهی که در آن بالاترین راندمان حذف برای هر آلاینده به دست آمده بود، ملاک عمل قرار گرفت و در این بارگذاری میزان حجمی آکنه‌ها از ۵۰ به ۳۰ درصد کاهش یافت. با کاهش میزان آکنه‌ها راندمان حذف در مورد راکتورهای حاوی SDBS و CTAB به ترتیب از ۹۰ به ۹۲ و از ۹۳ به ۹۵ درصد در مدت زمان ۷۲ ساعت نسبت به درصد پرشدگی ۵۰ درصد رسید. اما در مورد راکتور حاوی SDS تغییری در راندمان حذف مشاهده نشد و مقدار آن هر دو حالت برابر با ۹۷ درصد بود. شکل ۱۰ راندمان حذف را در نسبت پرشدگی ۳۰ درصد هر راکتور نشان می‌دهد.



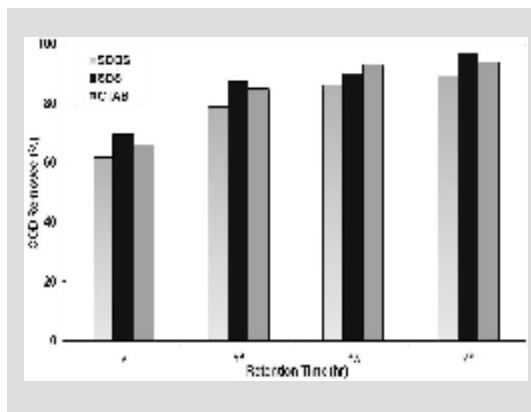
شکل ۸- درصد حذف COD برای SDBS در بارگذاری‌های مختلف



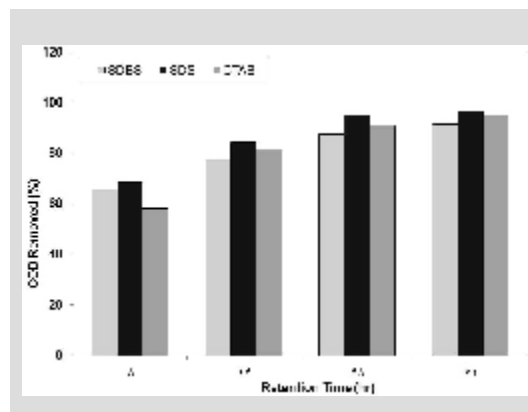
شکل ۹- درصد حذف COD برای CTAB در بارگذاری‌های مختلف

همان‌طور که از شکل‌ها مشخص است، راندمان حذف در COD معادل ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای SDS و SDBS و در ۲۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برای CTAB کاهش چشمگیری داشته است. این مسئله به دلیل وجود تولید کف فراوان ناشی از افزودن آلاینده‌ها می‌باشد. در مورد SDS و SDBS این مشکل جدی‌تر بود (این دو ترکیب از گروه سورفکتانت‌های آنیونی هستند که نسبت به نوع کاتیونی آن (CTAB) تولید کف بیشتری دارند) و باعث شد تا روند افزایش بار آلی تا COD معادل ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر امکان‌پذیر نباشد.

مشکل تولید کف و سرریز شدن آن به دلیل ارتفاع آزاد کم بالای راکتورها، از ابتدای روند بارگذاری وجود داشت که برای کمتر کردن این مشکل و جلوگیری از سرریز شدن آن، از ضد کف روغن



شکل ۱۱- راندمان حذف سه ترکیب در حالت بهینه عملکرد راکتورها و دمای ۳۵ درجه سلسیوس



شکل ۱۰- راندمان حذف در پرشدگی حجمی ۳۰ درصد آکنه در هر راکتور در زمان ماندهای متفاوت

ملاحظه می‌شود که برای دو ترکیب SDBS و CTAB افزایش دما باعث کاهش جزئی راندمان حذف در ۷۲ ساعت شده است (برای SDBS از ۹۲ به ۸۹ درصد و برای CTAB از ۹۵ به ۹۴ درصد). برای SDS تغییری در راندمان حذف مشاهده نمی‌شود و این مقدار مانند حالت بهینه در دمای محیط به میزان ۹۷ درصد می‌باشد. در حالت کلی می‌توان گفت که تغییرات ایجاد شده در راندمان حذف هر کدام از ترکیبات، معنی دار نمی‌باشد و دما تاثیر زیادی بر راندمان حذف این ترکیبات در زمان ماند ۷۲ ساعت نداشته است.

#### بررسی حذف آلاینده‌ها با استفاده از NMR

جهت اطمینان از تجزیه بیولوژیکی آلاینده‌ها، آزمایش NMR بر روی نمونه‌های ورودی و خروجی در بارگذاری بهینه برای هر راکتور، انجام شد. برای این منظور بعد از نمونه‌برداری از هر راکتور و عبور نمونه از کاغذ صافی، نمونه صاف شده در دمای ۱۱۰ درجه سلسیوس توسط آون حرارت داده شد و باقیمانده خشک آن جهت انجام آزمایش NMR مورد استفاده قرار گرفت. نتایج به دست آمده برای نمونه‌های ورودی و خروجی SDBS، SDS و CTAB به ترتیب در نمودارهای شکل‌های ۱۲ تا ۱۴ آمده است. با توجه به نمودارهای ورودی و

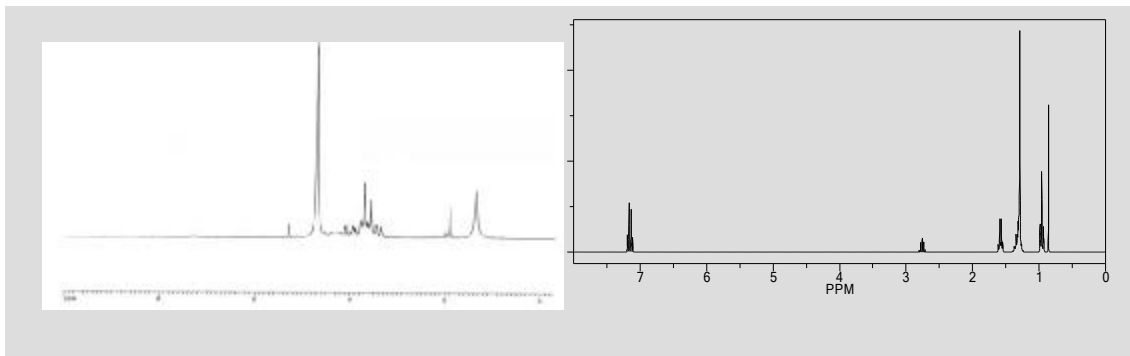
افزایش راندمان حذف در راکتورهای حاوی SDBS و CTAB با توجه به نتایج برخی مطالعات قبلی مبنی بر تاثیر سازگار شدن میکروارگانیسم‌ها با گذشت زمان، بر بهبود راندمان حذف (Odegaard, 2006) قابل توجه می‌باشد. اما کاهش راندمان حذف در راکتور حاوی SDS را می‌توان به دلیل ایجاد مشکل بیشتر کف در نسبت پرشدگی ۳۰ در مقایسه با میزان ۵۰ درصد آکنه دانست. زیرا آکنه‌ها علاوه بر نقش ایجاد بستری مناسب برای رشد میکروارگانیسم‌ها، می‌توانند به عنوان عاملی برای جلوگیری از سرریز شدن کف باشند و کف تشکیل شده را بیشتر در معرض میکروارگانیسم‌ها قرار دهند.

#### تأثیر افزایش دما بر راندمان حذف

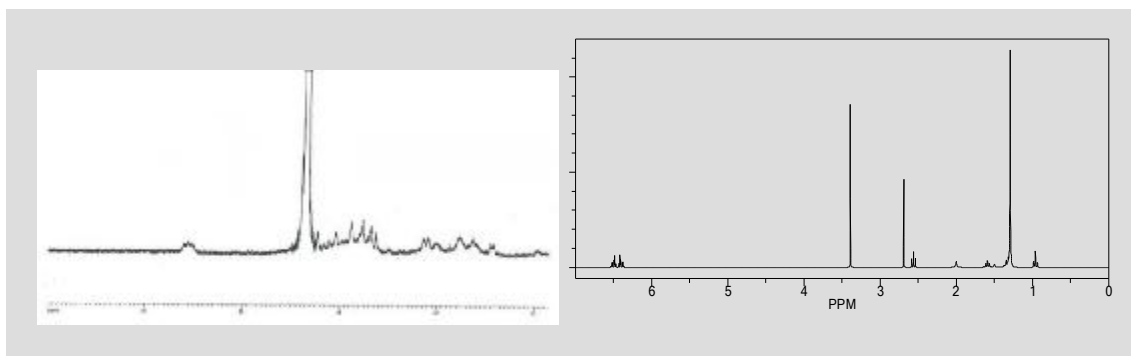
در ادامه تحقیق جهت بررسی افزایش دما بر عملکرد هر کدام از راکتورها در حالت‌های بهینه ذکر شده، دمای فاضلاب محتوی هر راکتور از دمای محیط (۲۰ درجه سلسیوس) به دمای ۳۵ درجه سلسیوس رسانده و راندمان حذف هر راکتور در زمان‌های ماند ۸، ۲۴، ۴۸ و ۷۲ ساعت اندازه‌گیری شد که نتایج آن در شکل ۱۱ آمده است.

ورودی و خروجی برای راکتورهای حاوی SDS و CTAB نشان می‌دهند که در هر دو ترکیب ابتدا کربن متصل به گروه‌های سولفات و آمونیوم برماید تجزیه و سپس تمام زنجیره کربنی شکسته شده است.

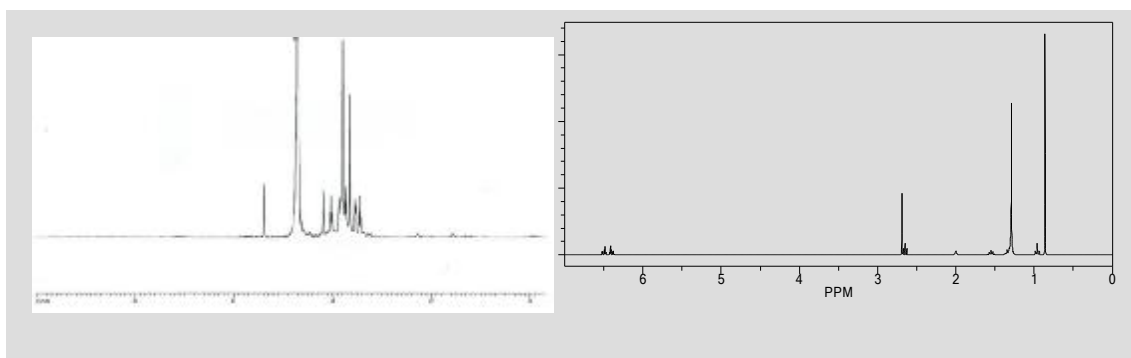
خروجی در شکل ۱۲، ابتدا زنجیره کربنی شکسته و سپس حلقه بنزنی تجزیه شده است بطوریکه در نهایت درصد بسیار ناچیزی از حلقه بنزنی در نمونه خروجی راکتور حاوی SDBS باقیمانده است. همچنین نمودارهای



شکل ۱۲- نتایج آزمایش NMR بر روی نمونه ورودی و خروجی از راکتور حاوی SDBS



شکل ۱۳- نتایج آزمایش NMR بر روی نمونه ورودی و خروجی از راکتور حاوی SDS



شکل ۱۴- نتایج آزمایش NMR بر روی نمونه ورودی و خروجی از راکتور حاوی CTAB



### بررسی نحوه تابعیت از مدل های بیولوژیکی

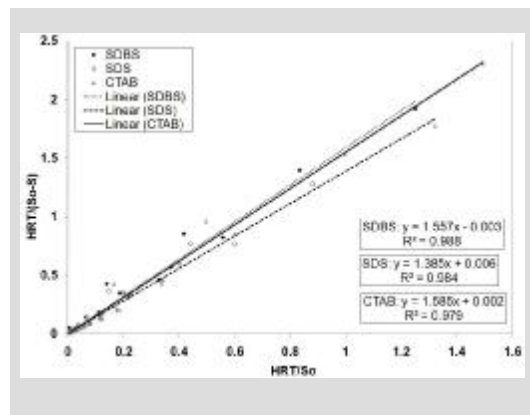
استفاده از مدل ها در بهینه سازی فرایند تصفیه و پیش بینی متغیرهای مورد نظر می تواند موثر باشد. در همین راستا در ادامه تحقیق نحوه تابعیت راکتورها از مدل های بیولوژیکی به طور جداگانه توسط سه مدل استور-کینکانون<sup>۱</sup>، حذف مرتبه اول و گراو<sup>۲</sup> انجام گرفت که در ادامه نتایج آنها آمده است. لازم به ذکر است که در تمامی مدل ها،  $S_0$ ،  $S$  و  $\theta_H = \frac{Q}{V} = HRT$  به ترتیب COD ورودی، COD خروجی و زمان ماند هیدرولیکی می باشند.

### مدل استور-کینکانون

رابطه این مدل با فرمول

$$\left(\frac{dS}{dt}\right)^{-1} = \frac{V}{Q(S_0 - S)} = \frac{K_B}{U_{\max}} \left(\frac{V}{QS_0}\right) + \frac{1}{U_{\max}}$$

بیان می شود که در آن  $U_{\max}$  و  $K_B$  به ترتیب سرعت حذف حداکثر و میزان ثابت اشباع می باشند. نتایج این مدل برای هر راکتور در شکل ۱۵ آمده است.



شکل ۱۵- تابعیت نتایج تحقیق از مدل استور- کینکانون

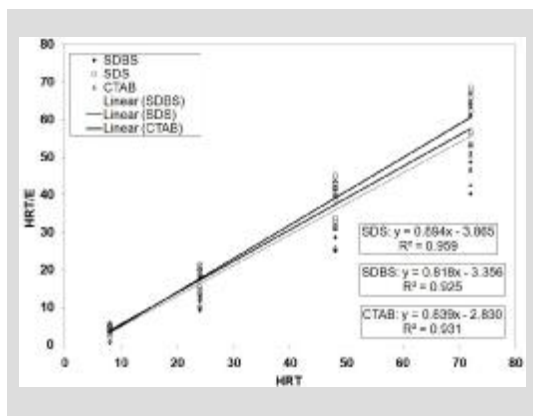
همان طور که در شکل نیز مشخص است مقدار ضریب همبستگی ( $R^2$ ) بالا در مدل ارائه شده برای هر راکتور بیانگر دقت و پیروی نتایج آزمایشات، از مدل استور-کینکانون می باشد.

### مدل حذف مرتبه اول

فرمول این مدل  $\frac{S_0 - S}{\theta_H} = k_1 S$  می باشد که در آن  $k_1$  ثابت سینتیکی مرتبه اول است. نتایج بدست آمده جهت مدل سازی بیولوژیکی راکتورها با استفاده از این مدل رضایت بخش نبوده و با  $R^2$  پایینی همراه بود، بطوری که بهترین مقدار  $R^2$ ، برای راکتور حاوی SDS بود که معادل ۰/۲۹ به دست آمد. این مقدار برای راکتورهای حاوی SDBS و CTAB به ترتیب برابر با ۰/۱۴ و ۰/۱۹ می باشد. با توجه به مقدار پایین  $R^2$  می توان نتیجه گرفت که تابعیت راکتورها از این مدل بسیار کم بوده و استفاده از آن با توجه به خطای زیاد، در این مورد توصیه نمی گردد.

### مدل گراو

فرمول این مدل  $\frac{\theta_H}{E} = \theta_H - \frac{S_0}{k_S \times X}$  می باشد.  $k_S$  و  $X$  ثابت سرعت حذف و غلظت جرم میکروبی در راکتور هستند. نتایج بدست آمده از این مدل برای راکتورهای حاوی SDS، SDBS و CTAB در شکل ۱۶ آمده است. با توجه به نتایج به دست آمده مشخص می شود که راکتور حاوی SDS بیشترین تابعیت را از این مدل داشته است. مقدار ثابت سرعت حذف نیز برای راکتورهای حاوی SDS، SDBS و CTAB به ترتیب برابر با ۰/۲۵، ۰/۲ و ۰/۴۲ محاسبه شد.



شکل ۱۶- تابعیت نتایج تحقیق از مدل گراو

COD معادل ۱۲۰۰ میلی گرم بر لیتر، بهترین راندمان حذف را از خود نشان دادند. این مقدار برای این دو ترکیب به ترتیب برابر با ۹۵ و ۹۳ درصد به دست آمد. طبق نمونه‌ای از تحقیقات به عمل آمده توسط Sirianuntapiboon و همکارش در بررسی قابلیت سیستم RBC (Packed Cage) در مقیاس آزمایشگاهی در حذف SDS با BOD ورودی و غلظت به ترتیب ۴۰۰ و ۰/۲۵ میلی گرم بر لیتر، ۸۷/۶ درصد COD پس از زمان ماند ۱۶ ساعت حذف شد (Sirianuntapiboon and Srikattanprom 2000).

- با کاهش درصد پرشدگی راکتورها از ۵۰ به ۳۰، راندمان حذف در مورد دو ترکیب SDBS و CTAB، ۲ درصد بهبود یافت ولی برای راکتور حاوی SDS تغییری نکرد.

- بررسی راندمان‌های حذف در مدت زمان‌های ماند ۸، ۲۴، ۴۸ و ۷۲ ساعت و در درصد پرشدگی ۵۰ و ۳۰، هر کدام از راکتورها، نشان از تصفیه پذیری بهتر SDS نسبت به دو ترکیب دیگر داشت.

- افزایش دما، از دمای محیط به ۳۵ درجه سلسیوس، تأثیر قابل توجهی در راندمان حذف راکتورها در زمان ماند ۷۲ ساعت نداشت. بطور مشابه، مطالعات Parts و همکاران در این زمینه نشان داد که دما تأثیر چندانی بر میزان حذف این آلاینده ندارد اگرچه در دماهای پایین‌تر مدت زمان بیشتری برای سازش میکروارگانیسم‌ها با محیط لازم است (Parts, 2006).

- بر اساس نتایج NMR، ترکیبات مورد بررسی شکسته شدند. در حالی که بر اساس نتایج تحقیق Zhang و همکاران، حتی با گذشت زمان ماند ۷۲ ساعت نیز حلقه بنزنی SDBS به طور کامل شکسته نشده و در طیف خروجی، از این ماده وجود داشت (Zhang, 1999).

- هر سه راکتور به خوبی از دو مدل استور-کینکانون مدل گرو تبعیت می‌کنند (هرچند که نتایج مدل

در پایان این بخش، با توجه به جدول ۲ می‌توان نتیجه گرفت که تابعیت هر سه راکتور از مدل استورکینکانون بیشتر از دو مدل دیگر می‌باشد. البته مدل گراو نیز نتایج قابل قبولی ارائه داده است ولی نتایج مدل حذف مرتبه اول برای هر سه راکتور با خطای زیادی همراه است و استفاده از آن توصیه نمی‌شود.

جدول ۲- مقایسه ضریب همبستگی سه مدل مورد استفاده

مدل	SDBS	SDS	CTAB
استور-کینکانون	۰/۹۸	۰/۹۸	۰/۹۹
حذف مرتبه اول	۰/۱۴	۰/۳۰	۰/۱۹
گراو	۰/۹۳	۰/۹۶	۰/۹۳

### نتیجه گیری

در این تحقیق قابلیت حذف SDS، SDBS و CTAB توسط سیستم MBBR بررسی شد. همان‌طور که اشاره شد، بیشتر مطالعات صورت گرفته توسط محققین در زمینه فرایندهای فیزیکی و شیمیایی مانند جذب سطحی، روش‌های اکسیداسیون پیشرفته و انعقاد الکتروشیمیایی می‌باشد و تحقیقات در زمینه سیستم‌های بیولوژیکی به‌خصوص MBBR محدود است. اما به‌طور کلی نتایج حاصل از این تحقیق تأییدی بر مطالعات انجام گرفته و قابلیت این سیستم در زمینه تصفیه بیولوژیکی این سه آلاینده می‌باشد که در ادامه به‌طور خلاصه ارائه شده است:

- بهترین راندمان حذف برای راکتور حاوی SDBS در زمان ماند ۷۲ ساعت برابر با ۹۰ درصد و در بارگذاری آلی با COD معال ۹۰۰ میلی گرم بر لیتر حاصل شد در حالیکه در یکی از تحقیقات انجام شده (Holt et al., 1998) در رابطه با سیستم‌های فیلتر چکنده میزان حذف بالاتر از ۸۵ درصد گزارش شده است.

- راکتورهای حاوی SDS و CTAB در بارگذاری با

Parts, D., C. Lopez, D. Vallejo, P. Varo and V.M. Leon (2006). Effect on temperature on the biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate and alcohol ethoxylate. *Tenside Surf. Deterg.*, 6:69 – 75.

Zhang, C.L., K.T. Valsaraj, W.D. Constant and D. Roy (1999). Aerobic biodegradation kinetics of four anionic and nonionic surfactants at sub- and supra-critical micelle concentrations. *Water Research.*, 33:115 – 124.

Espinoza Rodezno, L.A. (2004). *Biological treatment of industrial wastewater containing high concentrations of linear alkylbenzene sulfonate (LAS)*. M.Sc. Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, Graduate Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College

Mosche, M. and U. Meyer (2002). Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic digestion: influence of exposure time. *Water Research*, 36:3253 – 3260.

Garcia, M.T., I. Ribosa, T. Guindulain, L.J. Sanchez, R.J. Vives (2001). Fate and effect of monoalkyl quaternary ammonium surfactants in the aquatic environment. *Environ Pollut.*, 111:169 – 75.

Adak, A., M. Bandyopadhyay and A. Pal (2005). Removal of anionic surfactant from wastewater by alumina: a case study. *Colloids and Surfaces A: physicochemical and engineering aspects.*, 254:165 – 171.

Yang, K., L. Zhu, B. Xing (2007). Sorption of sodium dodecylbenzene sulfonate by montmorillonite. *Environmental Pollution*, 145:571 – 576.

استور-کینکانون بهتر بود) ولی استفاده از مدل حذف مرتبه اول برای هر سه راکتور، با خطای زیادی همراه بود و نتایج قابل قبولی با استفاده از این مدل به دست نیامد.

### پی‌نوشت‌ها

- 1- Linear Alkylbenzene Sulfonate
- 2- Sodium Dodecyl Benzene Sulfonate
- 3- Sodium Dodecyl Sulfate
- 4- Cetyl Trimethyl Ammonium Bromide
- 5- inhibition
- 6- LECA (Light Expanded Clay Aggregate)
- 7- Nuclear Magnetic Resonance
- 8- Stover-Kincannon
- 9- Grau

### مراجع

Schulze, K. (1996). Der westeuropische tensidmarkt 1994/1995. *Tenside Surfactants Detergents*, 33: 94-95.

Holt, M.S., K.K. Fox, M. Burford, M. Daniel, and H. Buckland (1998). UK monitoring study on the removal of linear alkylbenzene sulphonate in trickling filter type sewage treatment plants, contribution to GREAT-ER Project #2. *Sci. Total Environ.*, 210:255 – 269.

Swisher, R.D. (1987). *Surfactant biodegradation*. New York., Marcel Dekker, Second Edition., p.1085.

Hera (2004). <http://www.heraproject.com/RiskAssessment.cfm>

Garcia, M.T., E.M. Campos, I. Ribosa, J.L. Sanchez (2002). Structure activity relationships for association of linear alkylbenzene sulfonates with activated sludge. *Chemosphere*, 49: 279-286

Basara, C.A., A. Karagunduzb, A. Cakicic and B. Keskinler (2004). Removal of surfactants by powdered activated carbon and microfiltration. *Water Research*, 38:2117 – 2124.

Bandala, E.R., M.A. Pelaez, M. Salgado and L. Torres (2007). Degradation of sodium dodecyl sulphate in water using solar driven fenton-like advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 151:578 – 584.

Utrilla, J.R., J.M. Diaz, M.S. Polo, M.A.F. Garcia and I.B. Toledo (2006). Removal of the surfactant sodium dodecylbenzenesulphonate from water by simultaneous use of ozone and powdered activated carbon: Comparison with systems based on O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Water Research*, 40:1717 – 1725.

Onder, E., A.S. Koparal and U.B. Ogutveren (2007). An alternative method for the removal of surfactants from water: electrochemical coagulation. *Separation and Purification Technology*, 52:527 – 532.

APHA/AWWA/WEF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition, Washington DC, USA.

Odegaard H. (2006). Innovations in wastewater treatment: The moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, 53:17 - 33.

Sirianuntapiboon S. and P. Srikattanaprom (2000) Effects of SDS on Efficiency of Packed Cage RBC System, Thammasatn. *T. J. Sc.Tech.*, 5 (3): 16-27.

