

# تصفیه تکمیلی شیرابه کمپوست با استفاده از راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)

پانید عطاریان<sup>۱</sup>، نادر مختارانی<sup>۲\*</sup>

۱- کارشناس ارشد مهندسی عمران- مهندسی محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

۲- استادیار دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

\* [mokhtarani@modares.ac.ir](mailto:mokhtarani@modares.ac.ir)

تاریخ پذیرش: [۹۶/۰۶/۲۷]

تاریخ دریافت: [۹۵/۰۷/۰۴]

## چکیده

هدف از انجام این پژوهش تصفیه تکمیلی شیرابه کمپوست با استفاده از سیستم راکتور ناپیوسته متوالی (SBR) بوده است. بدین منظور شیرابه مورد استفاده از خروجی مخزن تصفیه بیولوژیکی بی‌هوای از تصفیه‌خانه شیرابه کارخانه کمپوست گرگان تهیه شد. در این پژوهش زمان ماند سلولی و زمان بهینه برای سیستم SBR به ترتیب برابر با ۵ روز و ۱۲ ساعت برآورد شد. بر اساس نتایج بدست آمده، بیشترین راندمان حذف COD و رنگ برای فرآیند SBR در شرایط بهینه به ترتیب برابر با ۹۰٪ و ۴۴٪ بوده که باعث کاهش COD اولیه از ۲۱۸۴ mg/L به ۲۱۵ mg/L و نزدیک شدن آن به حدود مجاز تعیین شده در استاندارد تخلیه پساب برای مصارف کشاورزی شد. همچنین مطابق نتایج حاصل، با افزایش زمان ماند هیدرولیکی، میزان لجن تولیدی در راکتور مورد استفاده کاهش یافت. بررسی سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی نیز نشان داد فرآیند تصفیه تکمیلی شیرابه با استفاده از سیستم SBR از مدل‌های سینتیکی مرتبه دوم Grau و Stover-Kincannon با ضرایب همبستگی بیش از ۹۷ درصد پیروی می‌کنند.

**واژگان کلیدی:** تصفیه تکمیلی شیرابه، تصفیه بیولوژیکی، راکتور ناپیوسته متوالی، زمان ماند سلولی.

## ۱- مقدمه

[1, 2, 3, 4, 5]. رنگ شیرابه با توجه به نوع آن از زرد تا سیاه متغیر بوده و بوی اسیدی و نافذی دارد [6]. متناسب با سن، شیرابه ممکن است حاوی آلاینده‌های دیگری مانند اسیدهای چرب فرار (VFAs)<sup>۱</sup>، اسیدهای هیومیک و ترکیبات کلردار نیز باشد [7]. به گونه‌ای که با گذشت زمان و گذر شیرابه از مرحله

شیرابه نوعی فاضلاب خطرناک حاوی غلظت بالایی از مواد آلی و معدنی و در نتیجه میزان بالای  $BOD_5$ ، COD<sup>۱</sup>، آمونیاک، فلزات سنگین (آرسنیک، کادمیم، کروم، کبالت، مس، سرب، جیوه، نیکل و روی)، جامدات معلق و مواد مغذی است

3 Volatile Fatty Acids

1 Biochemical Oxygen Demand  
2 Chemical Oxygen Demand

مخزن اتفاق می افتند [14].

با توجه به نوسان در کمیت و کیفیت شیرابه در طول زمان، روش SBR با قابلیت انعطاف پذیری بیشتر نسبت به سایر روش های بیولوژیکی، نیاز به فضای کمتر و امکان راهبری ساده تر، گزینه مناسب و قابل اعتمادی در تصفیه شیرابه است. SBR می تواند برای تصفیه شیرابه رقیق شده با فاضلاب شهری [15, 16] یا شیرابه رقیق نشده و با بار آلی بالا در محدوده  $1300 \text{ mg/L}$  تا  $29000 \text{ mg/L}$  با راندمان قابل قبولی استفاده شود [19, 20, 21, 4, 17, 18].

تاکنون مطالعات گوناگونی در خصوص بهینه سازی شرایط تصفیه شیرابه به کمک فرآیند SBR انجام شده است. Neczaj و همکاران ترکیب شیرابه مرکز دفن و فاضلاب کارخانه شیر را به کمک دو راکتور SBR در سیکل ۲۴ ساعته و زمان ماند سلولی ۱۰ روز مورد تصفیه قرار دادند. در این پژوهش بهترین راندمان سیستم در زمان هوادهی ۱۹ ساعت، فاز آنوکسیک ۲ ساعت، بار آلی ورودی  $0.8 \text{ Kg BOD}_5/\text{m}^3$  و زمان ماند هیدرولیکی ۱۰ روز، بدست آمد. در این پژوهش در شرایط یاد شده راندمان حذف COD، BOD و TKN<sup>۵</sup> با غلظت ورودی بین  $3800$  تا  $4250$  میلی گرم بر لیتر،  $750$  تا  $800$  میلی گرم بر لیتر و  $2300$  تا  $2500$  میلی گرم بر لیتر به ترتیب برابر با  $98.8\%$ ،  $98.6\%$  و  $80\%$  بود [15]. در پژوهش دیگری Miao و همکاران با استفاده از سه راکتور متوالی SBR با زمان ماند ۱۵ ساعت (هر راکتور ۵ ساعت) حذف نیترژن از شیرابه ی بالغ را بررسی کردند. در این پژوهش غلظت آمونیاک ورودی به سیستم معادل  $100 \pm 2000 \text{ mg/L}$  بوده و در نهایت سیستم موفق به کاهش ۹۰ درصدی نیترژن شیرابه شد [17]. در مطالعه دیگری راندمان راکتور ناپیوسته متوالی در تصفیه شیرابه، با هدف حذف COD و رنگ توسط Ghosh و همکاران آزمایش شد. راکتور استفاده شده در این پژوهش توسط شیرابه با بار آلی اولیه  $29020 \text{ mg/L}$  و  $8120$  واحد رنگ پر شده و در نهایت راندمان سیستم در شرایط بهینه برای COD و رنگ به

جوان به متوسط و سپس پیر به ترتیب از بار آلی، مواد تجزیه پذیر بیولوژیکی، VFAs و اسیدهای هیومیک آن کاسته شده و به تبع آن pH شیرابه افزایش می یابد [8]. در نتیجه شیرابه فاضلابی بسیار آلوده است که اگر بدون نظارت و کنترل وارد محیط طبیعی شود؛ می تواند برای آب های سطحی و زیرزمینی خطرناک باشد [9]. افزایش غلظت آمونیاک و بروز پدیده یوتروفیکاسیون، افزایش کربن آلی محلول و مواد مغذی و در نتیجه کاهش اکسیژن در بستر آبی، تجمع آهن (III) در بدن ماهیان، بالا رفتن سمیت ناشی از آهن (II)، سمیت مواد معدنی و سمیت ناشی از ترکیبات آلی زئوبیوتیک (XOC)<sup>۱</sup> آثار زیست محیطی ناشی از ورود شیرابه به آب های سطحی می باشد. از اثرات زیان بار ورود شیرابه به آب های زیرزمینی نیز می توان به کاهش کیفیت آب بستر بر اثر بالا رفتن غلظت آمونیاک و XOC اشاره نمود [10].

همان گونه که اشاره شد شیرابه حاوی ترکیبات بسیار متنوع، پیچیده و غلیظ بوده که همین امر باعث پیچیدگی و هزینه نسبتا بالای تصفیه آن می شود [6, 2]. تاکنون بسیاری از روش های فیزیکی مانند شناور سازی و فیلتر غشایی [8]، شیمیایی همچون الکتروشیمیایی، جذب، فرآیندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPs)<sup>۲</sup> [5, 11, 12] و بیولوژیکی مثل لجن فعال، راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)<sup>۳</sup>، بستر لجن بی هوازی با جریان بالا رونده (UASB)<sup>۴</sup>، فیلترها و غشاهای بیولوژیکی و حوضچه های بی هوازی برای تصفیه شیرابه مورد استفاده قرار گرفته اند [2, 13].

فرآیندهای بیولوژیکی هوازی و بی هوازی، از هر دو نوع رشد چسبیده و رشد معلق به دلیل صرفه اقتصادی در دسته ی پرکاربردترین گزینه های تصفیه شیرابه قرار می گیرند [8]. راکتور ناپیوسته متوالی یکی از فرآیندهای بیولوژیکی رشد معلق مشابه فرآیند لجن فعال است با این تفاوت که مراحل گوناگون تصفیه بیولوژیکی چون پرشدن، اختلاط و هوادهی، ته نشینی، تخلیه و سکون به صورت سیکلی و پیوسته در یک

1 Xenobiotic Organic Compound

2 Advanced Oxidation Processes

3 Sequencing Batch Reactor

4 Upflow Anaerobic Sludge Blanket

5 Total Kjeldahl Nitrogen

اندازه گیری و کنترل شده و دمای محیط به کمک ترموستات حرارتی و منبع گرما در محدوده  $25^{\circ}\text{C}$  تا  $30^{\circ}\text{C}$  حفظ شد. همچنین به منظور کنترل هرچه بهتر پدیده حجیم شدگی لجن به عنوان یکی از مشکلات اصلی فرآیندهای بیولوژیکی، پس از تنظیم میزان DO، pH و دما در محدوده مناسب، در صورت لزوم محلول  $\text{H}_2\text{O}_2$  به صورت روزانه و در غلظت های کم، متناسب با شدت بالکینگ به سیستم تزریق شد. از آنجایی که وجود  $\text{H}_2\text{O}_2$  می تواند باعث شکسته شدن ترکیبات موجود در شیرابه شود، برای جلوگیری از ایجاد خطا، نمونه برداری در کلیه آزمایش ها پیش از تزریق هیدروژن پراکسید به راکتور، انجام پذیرفت.

شکل ۱. شکل شماتیک (a) و تصویر واقعی (b) سیستم SBR

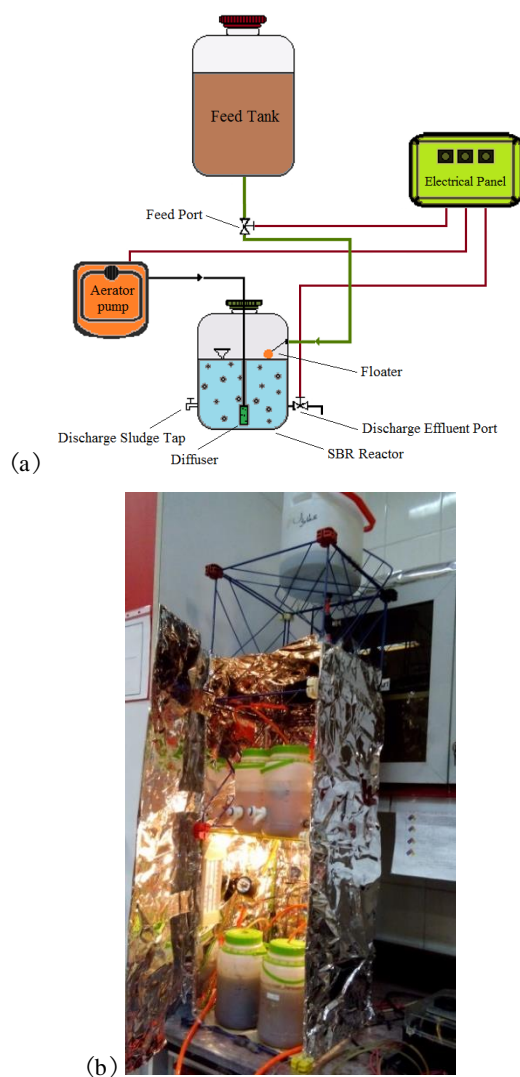


Fig. 1. schematic (a) and real shape (b) of SBR set-up

ترتیب به میزان  $76/9\%$  و  $45/4\%$  حاصل شده است [18]. Wang و همکاران نیز به منظور حذف نیتروژن شیرابه، ترکیب دو فرآیند راکتور ناپیوسته متوالی بی هوازی (ASBR) <sup>۱</sup> و راکتور ناپیوسته متوالی هوازی، را در مخازنی به حجم ۱۰ لیتر، مورد بررسی قرار دادند. در این پژوهش که شیرابه استفاده شده دارای COD اولیه  $6000 \text{ mg/L}$  و آمونیاک با غلظت  $\text{mg/L}$  ۱۱۰۰ بوده راندمان حذف COD برابر  $90\%$  و راندمان حذف آمونیاک معادل  $95\%$  گزارش شده است [13].

با توجه به مطالب بیان شده، هدف اصلی از انجام این پژوهش ارزیابی عملکرد سیستم SBR در تصفیه تکمیلی شیرابه کمپوست انتخاب شد. بدین منظور تاثیر پارامترهای مختلف بر راندمان سیستم بررسی شده و شرایط بهینه تصفیه تعیین شد. در نهایت نیز به منظور پیش بینی رفتار فرآیند، مدل های سیستمی مختلف ارزیابی، و بهترین مدل انتخاب شد.

## ۲- مواد و روش ها

### ۲-۱- روش کار

این پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی و به کمک راکتورهای پلاستیکی با حجم مفید  $1/3$  لیتر انجام شد. طرح شماتیک و تصویر واقعی از سیستم SBR استفاده شده در این مطالعه در شکل (۱) نشان داده شده است. برای تامین اکسیژن مورد نیاز و ایجاد اختلاط کامل در سیستم دو عدد دیفیوزر و یک دستگاه پمپ هواده با بیشینه نرخ هوادهی ۴۵ لیتر بر دقیقه استفاده شد. در این پژوهش کلیه مراحل فرآیند شامل پر شدن، اختلاط و هوادهی، ته نشینی، تخلیه و سکون به صورت اتوماتیک و با استفاده از یک سیستم الکتریکی کنترل شد. همچنین به منظور تنظیم زمان ماند سلولی، روزانه حجم مشخصی از لجن به صورت دستی از شیری که بدین منظور پیش بینی، و تخلیه شد. به علاوه برای کنترل سطح شیرابه در داخل راکتور، از شناور مکانیکی با حساسیت بالا استفاده شد.

در تمامی مراحل آزمایش DO، ORP و pH سیستم

۲-۲- شیرابه مورد استفاده

شیرابه مورد نیاز برای انجام این پژوهش از جریان خروجی راکتور بی‌هوای تصفیه‌خانه شیرابه کارخانه کمپوست گرگان تهیه شد. ظرفیت این تصفیه‌خانه ۵۰ مترمکعب در روز است که در آن شیرابه به روش بیولوژیکی و طی سه مرحله بی‌هوای- هوای- هوای تصفیه می‌شود. شیرابه مورد نیاز پس از برداشت از محل تصفیه‌خانه به آزمایشگاه محل انجام پژوهش منتقل و آنالیز شد و تا قبل از استفاده در فرآیند SBR، در یخچال و در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شد. مشخصات شیرابه استفاده شده در این پژوهش و حدود مجاز تعیین شده در استاندارد برای مصارف کشاورزی در جدول (۲) ارائه شده است.

جدول ۲. مشخصات شیرابه استفاده شده و استاندارد تخلیه فاضلاب برای مصارف کشاورزی

Parameters	Units	Present study (mean)	Standard discharge limits for agricultural purpose
COD	mg/L	2000	200
BOD <sub>5</sub>	mg/L	500	100
TN	mg/L	137	-
EC	μS/cm	8900	-
Color	Gardner	5.7	-
Turbidity	NTU	148	50
Ag	ppm	<0.05	0.1
Al	ppm	0.7	5
As	ppm	<0.05	0.1
Cd	ppm	<0.05	0.05
Co	ppm	<0.05	0.05
Cr	ppm	<0.05	1
Cu	ppm	<0.05	0.2
Fe	ppm	2.48	3
K	ppm	747.4	-
Mg	ppm	73.6	100
Mn	ppm	<0.1	۱
Na	ppm	600.6	-
Ni	ppm	0.1	2
P	ppm	1.82	-
Pb	ppm	<0.05	1
S	ppm	29.2	-

Table.2. Leachate characteristics and standard discharge limits for agricultural purpose

برای دستیابی به شرایط عملکردی بهینه سیستم، راکتورها برای سه زمان ماند سلولی ۳، ۵ و ۷ روز و در سیکل‌های ۴، ۶، ۸، ۱۰ و ۱۲ ساعت مورد آزمایش قرار گرفتند. بدین منظور برای تنظیم زمان ماند سلولی ۷، ۵ و ۳ روز، روزانه و به ترتیب 1/7، 1/5 و 1/3 از حجم لجن معادل ۱۸۶، ۲۶۰ و ۴۳۳ میلی‌لیتر از حجم مفید راکتور در شرایط اختلاط تخلیه شد. لازم به ذکر است که انتخاب زمان‌های ماند سلولی به کمک آزمایش‌های اولیه و بر مبنای امکان راهبری سیستم با توجه به پدیده حجیم شدگی لجن و غلظت MLSS بود. به طوری که با بیشتر شدن زمان ماند سلولی از ۷ روز پدیده حجیم شدگی لجن به صورت غیر قابل کنترلی شدت یافت. در زمان ماند سلولی کمتر از ۳ روز نیز غلظت MLSS به کمتر از ۱۰۰۰ mg/L کاهش یافته و به تبع آن راندمان حذف COD شیرابه با کاهش چشمگیری مواجه شد. لازم به ذکر است که هر سیکل سیستم SBR شامل پنج مرحله بوده که زمان بندی اختصاص داده شده به هر یک از این فازها در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول ۱. زمان بندی مورد استفاده در هر یک از فازها

filling (min)	React (min)	Settle (min)	Draw (min)	Idle (min)	cycle (hr)
10	180	35	10	5	4
10	300	35	10	5	6
10	420	35	10	5	8
10	540	35	10	5	10
10	660	35	10	5	12

Table.1. Duration of phases

پارامتر دیگر بررسی شده در این پژوهش میزان لجن دفعی روزانه (P) بر حسب میلی‌گرم در روز بوده که با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد. در این رابطه MLSS بر حسب میلی‌گرم در لیتر، V حجم شیرابه ورودی و یا خروجی به راکتور بر حسب لیتر و SRT زمان ماند سلولی بر حسب روز است [22].

$$P = \frac{V \times MLSS}{SRT} \quad (1)$$

۳-۲- تهیه لجن و دوره سازگاری

مراحل آزمایشگاهی این پژوهش، با انتقال لجن هوازی از یکی از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهر تهران و تغییر خوراک آن به شیرابه رقیق شده آغاز شد. در این مرحله، شیرابه استفاده شده متناسب با غلظت مورد نیاز، به کمک آب شهری کلرزدایی شده، رقیق شد و با استفاده از آن لجن موجود در راکتور دو مرتبه در روز، با فاصله زمانی ۱۲ ساعت، خوراک‌دهی شد. بعد از گذشت ۴ سیکل، بار آلی ورودی به راکتور تا رسیدن به غلظت نهایی قابل پذیرش برای سیستم (۲۰۰۰ mg/L)، به‌طور پله‌ای افزایش یافت. پس از سازگاری کامل لجن، هر راکتور با ۱L شیرابه و ۳۰۰cc لجن راه‌اندازی شد.

۴-۲- سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی

به منظور تعیین درجه و سرعت واکنش‌های بیولوژیکی در این سیستم سینتیک به روش دیفرانسیلی بررسی شد. سپس از آنجایی که به‌طور معمول سینتیک سیستم‌های بیولوژیکی تطابق بسیار بالایی با دو مدل سینتیکی اصلاح شده Grau و Stover-Kincannon دارند، میزان تطابق واکنش‌های بیولوژیکی با این دو مدل نیز ارزیابی شدند.

در روش دیفرانسیلی برای محاسبه درجه و سرعت واکنش از رابطه (۲) استفاده می‌شود. در این رابطه S مقدار COD در زمان t، k ثابت سرعت واکنش، n درجه واکنش و t زمان واکنش است. لازم به ذکر است که در سیستم‌های ناپیوسته مانند SBR، ds/dt به کمک رابطه (۳) محاسبه می‌شود [23].

$$\text{Log}\left(-\frac{ds}{dt}\right) = \text{Log}(k) + n\text{Log}(S) \quad (2)$$

$$\frac{ds}{dt} \cong \frac{\Delta S}{\Delta t} = \frac{S_{i+1} - S_{i-1}}{t_{i+1} - t_{i-1}} \quad (3)$$

به منظور بررسی مدل سینتیکی Grau از رابطه (۴) استفاده شد [24]. در این رابطه، S<sub>0</sub> میزان COD ورودی، S میزان COD باقی‌مانده، θ<sub>H</sub> زمان ماند هیدرولیکی، k<sub>s</sub> ثابت سرعت حذف و X غلظت جرم میکروبی در راکتور می‌باشند. با حل این معادله دیفرانسیل و ساده سازی آن،

رابطه (۵) حاصل می‌شود:

$$-\frac{ds}{dt} = k_s \times X \times \left(\frac{S}{S_0}\right)^2 \quad (4)$$

$$-\frac{S_0 \times \theta_H}{S_0 - S} = \theta_H - \frac{S_0}{k_s \times X} \quad (5)$$

از آنجایی که ضریب θ<sub>H</sub> و S<sub>0</sub>/(k<sub>s</sub>×X) در رابطه (۵) مقادیر ثابتی هستند، می‌توان رابطه (۵) را به رابطه (۶) تبدیل نمود. اگر به کمک نتایج حذف آلاینده در سیستم نموداری با محور افقی θ<sub>H</sub> و محور قائم (S<sub>0</sub>×θ<sub>H</sub>)/(S<sub>0</sub>-S) رسم شود ضریب همبستگی خط راست برازش شده میان داده‌ها، میزان هماهنگی نتایج با مدل سینتیکی Grau را تعیین خواهد نمود. همچنین با مرتب سازی رابطه (۶) بر حسب میزان COD باقی‌مانده در راکتور، معادله نهایی حاکم بر واکنش بیولوژیکی مربوطه مطابق رابطه (۷) قابل ارائه است.

$$\frac{S_0 \times \theta_H}{S_0 - S} = a\theta_H + b \quad (6)$$

$$S = S_0 \left(1 - \frac{1}{a+b/\theta_H}\right) \quad (7)$$

مدل سینتیکی Stover-Kincannon مطابق رابطه (۸) معرفی می‌شود که با خطی سازی آن، رابطه (۹) حاصل خواهد شد [25].

$$\frac{ds}{dt} = \frac{U_{max} \left(\frac{QS_0}{V}\right)}{K_B + \left(\frac{QS_0}{V}\right)} \quad (8)$$

$$\left(\frac{ds}{dt}\right)^{-1} = \frac{\theta_H}{S_0 - S} = \frac{K_B}{U_{max}} \left(\frac{\theta_H}{S_0}\right) + \frac{1}{U_{max}} \quad (9)$$

در روابط یاد شده U<sub>max</sub> سرعت حذف بیشینه و K<sub>B</sub> میزان ثابت اشباع است. از آنجایی که دو نسبت K<sub>B</sub>/U<sub>max</sub> و 1/U<sub>max</sub> در رابطه (۹) مقادیر ثابتی هستند، می‌توان رابطه (۹) را به رابطه (۱۰) تبدیل نمود. به منظور تعیین ضریب همبستگی سیستم با مدل Stover-Kincannon نیز داده‌های مربوطه در نموداری با محور افقی θ<sub>H</sub>/S<sub>0</sub> و محور قائم (S<sub>0</sub>-S)/θ<sub>H</sub> رسم شد و با برازش خط راست میان آن‌ها، میزان هماهنگی نتایج با مدل سینتیکی Stover-Kincannon تعیین شد. در این خصوص نیز با مرتب سازی رابطه (۱۰) بر حسب S در راکتور می‌توان معادله نهایی حاکم بر واکنش

COD برای زمان ماند سلولی ۵ روز از ۵۵٪ در زمان ماند ۴ ساعت به ۹۰٪ در زمان ۱۲ ساعت و برای زمان ماند سلولی ۷ روز از ۵۰٪ در سیکل ۴ ساعت به ۸۹٪ در سیکل ۱۲ ساعت افزایش یافته است. همانطور که مشاهده می‌شود منحنی راندمان حذف COD در این دو زمان ماند سلولی در مقایسه با منحنی مربوط به زمان ماند سلولی ۳ روز (۷۲٪ در ۴ ساعت و ۸۴٪ در ۱۲ ساعت) دارای شیب بیشتری است. چنین روندی در هنگام استفاده از سیستم SBR برای تصفیه شیرابه مرکز دفن نیز گزارش شده است [21].

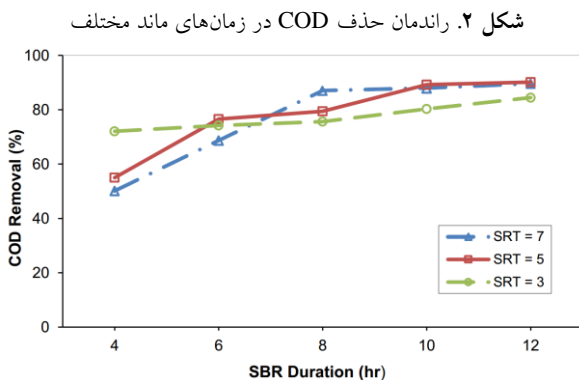


Fig. 2. COD removal at different retention time

همچنین بالاترین راندمان حذف COD در سیکل‌های ۴ ساعت به زمان ماند سلولی ۳ روز اختصاص دارد که این میزان SRT می‌تواند گزینه‌ی مناسبی برای زمان‌های ماند کوتاه مدت باشد. این نتیجه، یعنی دستیابی به راندمان حذف COD بیشتر در زمان‌های ماند کمتر برای SRT کوچکتر، با مطالعات انجام شده توسط Kulikowska و Klimiuk (۲۰۰۶) نیز هماهنگی دارد [21]. از آنجایی که بار آلی وارده به سیستم در سیکل‌های ۴ و ۶ ساعت به ترتیب برابر با  $\text{KgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  ۹/۴۵ و  $\text{KgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  ۶/۱۶ بوده بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که لجن با SRT ۳ روز فقط در بار آلی بیشتر از  $\text{KgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  ۶ نسبت به زمان‌های ماند سلولی بالاتر عملکرد مناسب‌تری خواهد داشت.

در ادامه و با رسیدن به زمان ماند ۶ ساعت، راندمان حذف برای زمان ماندهای سلولی ۵ و ۷ روز به راندمان زمان ماند سلولی ۳ روز نزدیک شده و با عبور از سیکل ۸ ساعته از آن

بیولوژیکی مربوطه را مطابق رابطه (۱۱) ارائه نمود.

$$\frac{\theta_H}{S_0 - S} = m \left( \frac{\theta_H}{S_0} \right) + n \quad (10)$$

$$S = S_0 \left( 1 - \frac{1}{m + nS_0/\theta_H} \right) \quad (11)$$

## ۲-۵- آزمایش‌ها

در این پژوهش، آزمایش‌های COD به روش آمپول، رنگ به روش ASTM Method D 1664 بر اساس واحد Persulfate Digestion، نیتروژن کل به روش Gardner Method مطابق روش کار دستگاه اسپکتروفتومتر DR/4000 HACH با دقت  $0.01 \text{ abs}$  و  $\text{BOD}_5$  به روش ۵۲۱۰ کتاب استاندارد متد اندازه‌گیری شد. به منظور اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و کدورت به ترتیب از دستگاه‌های هدایت سنج مدل Mi 805 ساخت شرکت Martini با دقت  $1 \mu\text{S}$  و کدورت سنج مدل 2100P ساخت شرکت Hach با دقت  $0.1 \text{ NTU}$  استفاده شد. همچنین غلظت فلزات به روش طیف سنجی نشر اتمی و به کمک دستگاه اسپکترومتری نشری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES)<sup>۱</sup> اندازه‌گیری شد. سایر آزمایش‌های مورد نیاز نیز مطابق روش‌های ذکر شده در کتاب استاندارد متد انجام پذیرفت [26]. در این پژوهش همچنین کلیه مواد شیمیایی استفاده شده از نوع آزمایشگاهی و از طریق شرکت‌های معتبر تامین شد.

## ۳- نتایج و بحث

### ۳-۱- عملکرد سیستم در حذف COD و رنگ

نتایج حاصل از اثر سن میکروارگانیسم‌ها بر راندمان حذف COD در سه زمان ماند سلولی ۳، ۵ و ۷ روز و برای سیکل‌های ۴ تا ۱۲ ساعت در شکل (۲) ارائه شده است.

اگرچه مطابق شکل (۲) تغییرات زمان ماند سلولی اثر قابل توجهی بر راندمان حذف COD نداشته اما رفتار سیستم در دو زمان ماند سلولی ۵ و ۷ روز با زمان ماند سلولی ۳ روز دارای تفاوت است. در بازه‌ی زمانی مورد آزمایش، راندمان حذف

1 Inductively Coupled Plasma/Optical Emission Spectroscopy



حذف کامل آلاینده‌ها نبوده و افزایش زمان ماند کمکی به شکسته شدن بیشتر این گونه ترکیبات نمی‌کند. همین امر می‌تواند، پایین بودن راندمان حذف رنگ از شیرابه توسط روش‌های بیولوژیکی را توجیه نماید [27]. این موضوع در پژوهش‌های Aziz و همکاران (۲۰۱۱) نیز گزارش شده است.

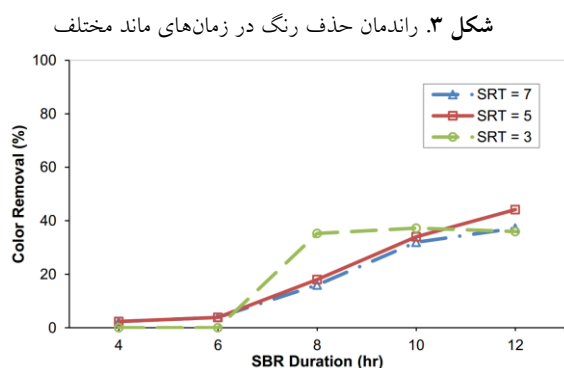


Fig. 3. color removal at different retention time

### ۳-۲- اثر عملکرد سیستم بر پارامترهای لجن

برای بررسی روند رشد میکروارگانیسم‌ها طی تغییرات سیستم، MLSS کلیه راکتورها در طی فرآیند، اندازه‌گیری شده که نتایج حاصل در شکل (۴) ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود برای هر سه SRT مورد مطالعه، MLSS با افزایش زمان ماند کاهش یافته است. با افزایش زمان ماند، نرخ بار آلی ورودی به سیستم کاهش می‌یابد به گونه‌ای که متوسط بار آلی ورودی در سیکل ۴h  $9/45 \text{ KgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$ ، سه برابر میزان بار آلی ورودی در سیکل ۱۲h  $3/3 \text{ KgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$  خواهد بود. این امر بدین معنی است که غلظت مواد آلی قابل دسترس باکتری‌ها در طول شبانه روز به یک سوم مقدار اولیه کاهش یافته و خوراک قابل مصرف برای جمعیت میکروبیی تقلیل می‌یابد. بنابراین باتوجه به کاهش میزان بار آلی ورودی در زمان‌های ماند بالاتر، غذای مورد نیاز برای بقای کامل جمعیت میکروبیی تامین نشده و در نتیجه برخی از میکروارگانیسم‌ها از بین رفته و به تبع آن MLSS کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است که کاهش میزان MLSS با افزایش زمان ماند در تصفیه شیرابه با استفاده از فرآیند SBR توسط Kulikowska و Klimiuk (۲۰۰۶) نیز گزارش شده است.

فاصله گرفته و در نهایت، در زمان ماند ۱۲ ساعت راندمان حذف COD برای SRT ۵ روز به ۹۰٪ و برای SRT ۷ روز به ۸۹٪ رسیده است.

از آنجایی که هدف اصلی در این بخش یافتن زمان ماند سلولی با بیشترین راندمان حذف COD است، به نظر می‌رسد زمان‌های ماند سلولی ۵ و ۷ روز نسبت به زمان ماند سلولی ۳ روز گزینه‌های مناسب‌تری باشند. باتوجه به مطالب بیان شده راندمان حذف COD برای دو زمان ماند سلولی ۵ و ۷ روز به یکدیگر نزدیک بوده و تقریباً یکسان است اما از آنجایی که راهبری سیستم با زمان ماند سلولی پایین‌تر، راحت‌تر است در نتیجه می‌توان زمان ماند سلولی ۵ روز را به عنوان بهترین زمان ماند سلولی در حذف COD انتخاب نمود. لازم به ذکر است که در این شرایط (SRT برابر ۵ روز و زمان برابر ۱۲ ساعت) COD شیرابه از  $2184 \text{ mg/L}$  به  $215 \text{ mg/L}$  کاهش یافته است.

به منظور بررسی اثر زمان ماند سلولی بر راندمان حذف رنگ، در پایان هر یک از سیکل‌های ۴، ۶، ۸، ۱۰ و ۱۲ ساعت نمونه‌برداری صورت گرفت. شکل (۳) نتایج بدست آمده از آزمایش‌های انجام شده در این مرحله را نشان می‌دهد. در هر سه منحنی رسم شده در شکل (۳) روند تغییرات حذف رنگ مشابه یکدیگر بوده و برای هر سه زمان ماند سلولی مورد آزمایش امکان حذف رنگ در زمان‌های ماند پایین‌تر از ۶ ساعت وجود نداشته است. هرچند که مقادیر حذف رنگ برای زمان ماند سلولی ۵ و ۷ روز برابر با صفر نیست ولی باتوجه به ناچیز بودن آن‌ها (کمتر از ۰.۵٪) می‌توان از حذف رنگ در سیکل‌های ۴ و ۶ ساعته برای کلیه SRT‌ها در سیستم چشم‌پوشی کرد.

با عبور از زمان ماند ۶ ساعت راندمان حذف رنگ در سیستم افزایش یافته و همانطور که مشاهده می‌شود این روند تا زمان ۱۲ ساعت نیز ادامه داشته است. در پایان این مرحله از آزمایش‌ها، زمان ماند سلولی ۵ روز در سیکل ۱۲ ساعت، با راندمان حذف رنگ به میزان ۴۴٪ به عنوان شرایط بهینه سیستم انتخاب شد.

لازم به ذکر است که به دلیل حضور ترکیبات غیرقابل تجزیه بیولوژیکی در شیرابه، سیستم‌های بیولوژیکی قادر به

نسبت  $MLVSS/MLSS$  بالا بودن میزان مواد غیر قابل تجزیه بیولوژیکی در شیرابه و در نتیجه کوچک بودن نسبت  $BOD_5/COD$  بوده که در گزارش Zhou و همکاران (۲۰۱۱) نیز بدان اشاره شده است [30].

از آنجایی که میزان لجن تولید شده در راکتور و به تبع آن لجن مازاد دفعی سیستم یکی از معایب اصلی فرآیندهای بیولوژیکی است، برآورد میزان تولید لجن یا مقدار لجن دفعی روزانه در سیستم، کمک بسیاری به تعیین زمان ماند سلولی بهینه خواهد کرد. از این رو میزان لجن دفعی روزانه در زمان‌های ماند سلولی ۳، ۵ و ۷ روز نسبت به زمان ماند نیز با استفاده از رابطه (۱) برآورد شد که نتایج حاصل و روند تغییرات این پارامتر در شکل (۶) ارائه شده است.

شکل ۶. تغییرات میزان لجن دفعی روزانه (P) در زمان‌های ماند مختلف

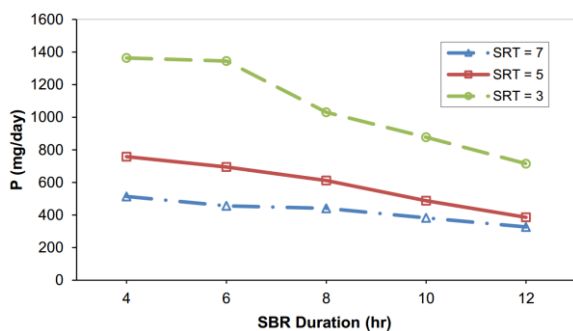


Fig. 6. variation of daily sludge production (P) at different retention time

مطابق شکل (۶) میزان لجن تخلیه شده از سیستم با کاهش زمان ماند سلولی و زمان ماند هیدرولیکی افزایش یافته، به طوری که بیشینه لجن مازاد به میزان  $1400 \text{ mg/day}$  در زمان ماند سلولی ۳ روز و زمان ماند سیستم برابر ۴ ساعت و کمینه آن به میزان  $400 \text{ mg/day}$  در زمان ماند سلولی ۷ روز و زمان ماند سیستم برابر ۱۲ ساعت بدست آمده است. افزایش میزان لجن مازاد دفعی با کاهش SRT امری کاملاً بدیهی بوده که به میزان برداشت لجن روزانه برای تنظیم زمان ماند سلولی وابسته است. همچنین با در نظر گرفتن شکل (۴) به نظر می‌رسد با افزایش زمان به مرور سیستم به فاز خود خوری هدایت شده که این موضوع باعث کاهش حجم لجن در داخل راکتور و در نتیجه کاهش حجم لجن مازاد دفعی می‌شود. همین امر، یعنی کاهش حجم لجن تولیدی با افزایش زمان ماند سلولی و زمان

شکل ۴. تغییرات غلظت  $MLSS$  در زمان‌های ماند مختلف

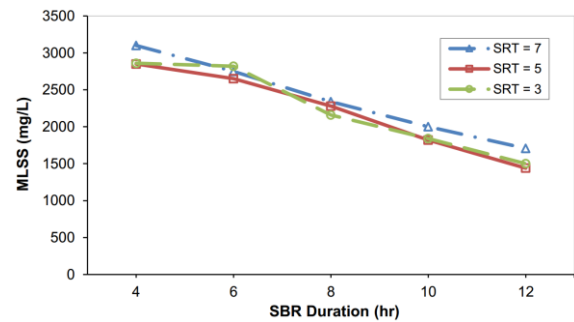


Fig. 4. variation of  $MLSS$  concentration at different retention time

شکل ۵. تغییرات  $MLVSS/MLSS$  در زمان‌های ماند مختلف

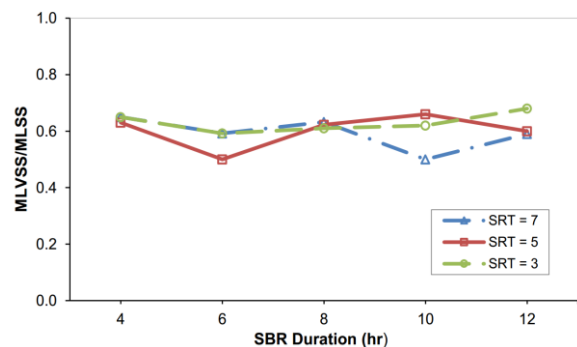


Fig. 5. variation of  $MLVSS/MLSS$  ratio at different retention time

برخلاف وضعیت منحنی‌های رسم شده در شکل (۴)، پیش از اندازه‌گیری این پارامتر انتظار می‌رفت  $MLSS$  هر یک از راکتورها متناسب با بیشتر شدن SRT روند افزایشی داشته باشند، اما مطابق با شکل یاد شده میان  $MLSS$  متناظر با زمان‌های ماند سلولی ۳، ۵ و ۷ روز فاصله معناداری وجود ندارد. به نظر می‌رسد بالا بودن میزان مواد غیر قابل تجزیه بیولوژیکی در شیرابه رشد میکروارگانیسم‌ها را محدود نموده و عامل عدم تفاوت  $MLSS$  میان SRT‌های مختلف می‌باشد. برای ارزیابی دقیق‌تر سیستم،  $MLVSS$  هر یک از راکتورها برای تمامی زمان‌های ماند بررسی شده نیز اندازه‌گیری شد که مقادیر بدست آمده از محاسبه نسبت  $MLVSS/MLSS$  در شکل (۵) ارائه شده است. نسبت  $MLVSS/MLSS$  مناسب برای سیستم‌های بیولوژیکی بین ۰/۷۵ تا ۰/۸ است [28، 29]. اما همان‌گونه که مشاهده می‌شود نسبت  $MLVSS/MLSS$  بدست آمده در راکتورهای مطالعه شده خارج از محدوده پیشنهادی و در بازه ۰/۵۰ تا ۰/۶۸ بوده است. علت اصلی کوچک بودن



برای مدل‌های Grau و Stover-Kincannon به ترتیب برابر با ۰/۹۷ و ۰/۹۸ بوده که بیانگر هماهنگی خوب داده‌ها، با دو مدل سینتیکی Grau و Stover-Kincannon و هماهنگی آن‌ها با نتایج گزارش شده توسط Lopez و Padilla-Gasca (۲۰۱۰) است [31]. از این‌رو به منظور ارزیابی دقیق‌تر رفتار واکنش‌های بیولوژیکی طبق این دو مدل سینتیکی ضرایب ثابت و معادله حاکم بر هر یک از آن‌ها تعیین شد.

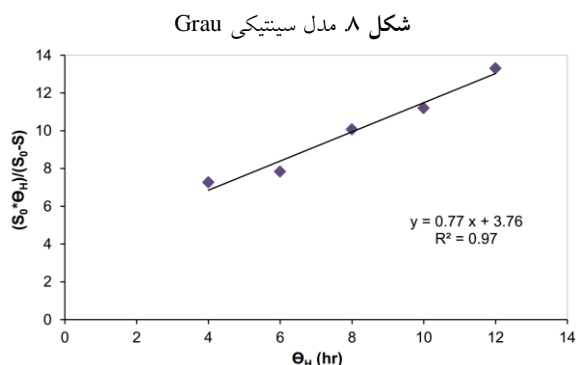


Fig. 8. Graue kinetic model

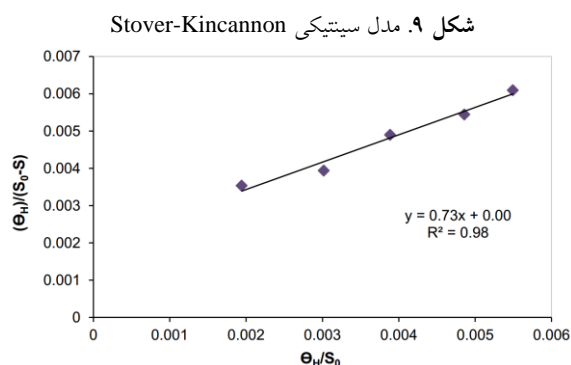


Fig. 9. Stover-Kincannon kinetic model

جدول ۳. ضرایب و  $k_s$  سیستم در مدل سینتیکی Grau

a	b	HRT (hr)	$k_s$ ( $d^{-1}$ )
		4	0.192
		6	0.199
0.7723	3.7623	8	0.240
		10	0/301
		12	0/403

Table.3. Graue model's kinetic parameters and substrate removal rate constant

مانند سیستم با نتایج حاصل از پژوهش‌های Klimiuk و Kulikowska (۲۰۰۶) هماهنگی دارد [21].

براساس نتایج حاصل و از آنجایی که تولید کمتر لجن به عنوان یکی از مزیت‌های سیستم‌های تصفیه بشمار می‌رود، زمان‌های ماند سلولی ۵ و ۷ روز نسبت به زمان ماند سلولی ۳ روز گزینه‌های مناسب‌تری است. اما از آنجایی که راهبری سیستم با زمان ماند سلولی پایین‌تر، راحت‌تر خواهد بود در این بخش نیز زمان ماند سلولی ۵ روز و زمان ۱۲ ساعت به عنوان شرایط بهینه انتخاب شد.

### ۳-۳- سینتیک واکنش‌ها

در این پژوهش سینتیک حذف COD در سیستم SBR به روش دیفرانسیلی و همچنین به کمک مدل‌های سینتیکی اصلاح شده Stover-Kincannon و Grau برای زمان ماند سلولی بهینه (۵ روز)، بررسی شد. نتایج حاصل از بررسی مدل‌های یاد شده در شکل‌های (۷ تا ۹) ارائه شده است.

شکل ۷. بررسی سینتیک حذف COD به روش دیفرانسیلی

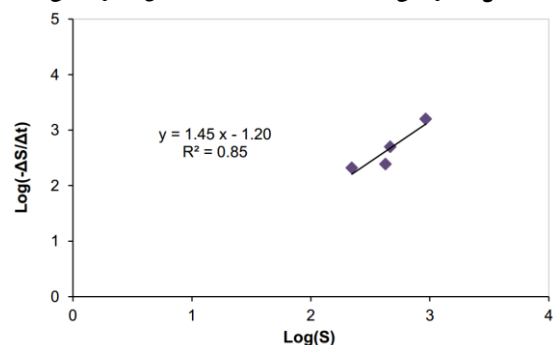


Fig. 7. kinetic of COD removal by Differential method

مطابق شکل (۷) درجه واکنش حذف COD در سیستم بررسی شده به روش دیفرانسیلی با هماهنگی ۰/۸۵، ۱/۴۵۳۳ بدست آمد. به علاوه سرعت واکنش نیز به کمک معادله حاصل در شکل (۷) برابر با ۰/۶۲۹ است. از این‌رو روند تغییرات COD در این سیستم به کمک رابطه (۱۲) قابل پیش‌بینی خواهد بود.

$$\text{Log} \left( -\frac{dS}{dt} \right) = -1.2011 + 1.4533 \text{Log}(S) \quad (12)$$

همان‌طور که مشاهده می‌شود ضرایب همبستگی حاصل

## ۵- تقدیر و تشکر

نویسندگان این مقاله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس برای حمایت مالی از این پژوهش تشکر و قدردانی می‌نمایند.

## References

## ۶- مراجع

- [1] Wu, C., Shimaoka, T., Nakayama, H., Komiya, T., Chai, X., Hao, Y., 2014 Influence of Aeration Modes on Leachate Characteristic of Landfills That Adopt the Aerobic-Anaerobic Landfill Method. *Waste Management*, **34**(1), 101-111.
- [2] Abood, A.R., Bao, J., Du J., Zheng, D., Luo, Y., 2014 Non-Biodegradable Landfill Leachate Treatment by Combined Process of Agitation, Coagulation, SBR and Filtration. *Waste Management*, **34**(2), 439-447.
- [3] Silva, T.F.C.V., Silva, M.E.F., Cunha-Queda, A.C., Fonseca, A., Saraiva, I., Sousa, M.A., Goncalves, C., Alpendurada, M.F., Boaventura, R.A.R., Vilar, V.J.P., 2013 Multistage Treatment System for Raw Leachate from Sanitary Landfill Combining Biological Nitrification - Denitrification / Solar Photo - Fenton / Biological Processes, at a Scale Close to Industrial-Biodegradability Enhancement and Evolution Profile of Trace Pollutants. *Water Research*, **47**(16), 6167-6186.
- [4] Mojiri, A., Aziz, H.A., Zaman, N.Q., Aziz, S.Q., Zahed, M.A., 2014 Powdered ZELIAC Augmented Sequencing Batch Reactors (SBR) Process for Co-Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater. *Journal of Environmental Management*, **139**, 1-14.
- [5] Foo, K.Y., Hameed, B.H., 2009 An Overview of Landfill Leachate Treatment via Activated Carbon Adsorption Process. *Journal of Hazardous Materials*, **171**(1-3), 54-60.
- [6] Mahmud, K., Hossain, M.D., Shams, S., 2012 Different Treatment Strategies for Highly Polluted Landfill Leachate in Developing Countries. *Waste Management*, **32**(11), 2096-2105.
- [7] Kurniawan, T.A., Lo, W., Chan, G., 2006 Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate, *Journal of Hazardous Materials*, **129** (1-3), 80-100.
- [8] Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008 Landfill Leachate Treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, **150**(3), 468-493.
- [9] Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R., Allia, K., 2008 Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment. *Desalination*, **220**(1-3), 108-114.
- [10] Thomsen, N., Milosevic, N., Bjerg, P.L., 2012 Application of a Contaminant Mass Balance Method at an Old Landfill to Assess the Impact on Water Resources. *Waste Management*. **32**(12), 2406-2417.
- [11] Veli, S., Ozturk, T., Dimoglo, A., 2008 Treatment of Municipal Solid Wastes Leachate by Means of Chemical- and Electro-Coagulation. *Separation and Purification Technology*, **61**(1), 82-88.

ضرایب و ثابت سرعت حذف ( $k_s$ ) مدل سینتیکی Grau در جدول (۳) و معادله نهایی حاکم بر آن در رابطه (۱۳) ارائه شده است. با توجه به مقادیر بدست آمده در جدول (۳)،  $k_s$  با بیشتر شدن زمان ماند افزایش یافته به طوری که کمترین مقدار آن برابر با  $0/192$  ( $d^{-1}$ ) در زمان ماند ۴ ساعت و بیشترین مقدار آن معادل  $0/403$  ( $d^{-1}$ ) مربوط به زمان ماند ۱۲ ساعت بوده است.

$$S = S_0 \left( 1 - \frac{1}{0.7723 + 3.7623/\theta_H} \right) \quad (13)$$

با استفاده از شکل (۱۱) ضرایب،  $U_{max}$  و  $K_B$  برای زمان ماند سلولی ۵ روز مطابق مدل سینتیکی Stover-Kincannon برآورد شد. همانطور که در شکل (۱۱) مشاهده می‌شود ضرایب  $m$  و  $n$  به ترتیب برابر با  $0/7342$  و  $0/0020$  بوده و به تبع آن معادله حاصل از این مدل برای پیش بینی میزان آلاینده باقی‌مانده در راکتور مطابق رابطه (۱۴) حاصل شد. در ادامه نیز سرعت حذف بیشینه و میزان ثابت اشباع به کمک ضرایب  $m$  و  $n$  به ترتیب برابر  $500/00$  mg/Ld و  $367/10$  g/Ld برآورد شد.

$$S = S_0 \left( 1 - \frac{1}{0.7342 + 0.0020S_0/\theta_H} \right) \quad (14)$$

## ۴- نتیجه گیری

در این پژوهش عملکرد سیستم SBR در تصفیه شیرابه خروجی از راکتور تصفیه بیولوژیکی بی‌هوای در زمان‌های ماند سلولی و زمان ماند گوناگون و نقش این تغییرات بر مشخصات لجن بررسی شد. با آنالیز پارامترهای COD، رنگ و میزان لجن مازاد دفعی نسبت به تغییر زمان ماند سلولی و زمان ماند سیستم در راکتور SBR، زمان ماند سلولی ۵ روز و زمان ماند سیستم برابر ۱۲ ساعت به‌عنوان SRT و زمان ماند بهینه برای SBR تعیین شدند. COD شیرابه تصفیه شده در شرایط بهینه به مقادیر مجاز اعلام شده در استانداردهای تخلیه پساب برای مصارف کشاورزی بسیار نزدیک بوده و می‌توان این چنین نتیجه گرفت که استفاده از فرآیند SBR برای تصفیه تکمیلی شیرابه گزینه مناسبی خواهد بود. در پایان سینتیک واکنش‌های بیولوژیکی برای SRT بهینه نیز بررسی شد و ضرایب همبستگی بدست آمده بیانگر هماهنگی خوب داده‌های حاصل با مدل‌های سینتیکی Grau و Stover-Kincannon بود.

- [21] Klimiuk, E., Kulikowska, D., 2006 Organics Removal from Landfill Leachate and Activated Sludge Production in SBR Reactors. *Waste Management*, **26**(10), 1140-1147.
- [22] Metcalf, Eddy, 2003 Wastewater engineering treatment and reuse. Tata Mcgraw-Hill, United States
- [23] Chapra, S.C., 1997 Surface Water-Quality Modeling. New York: McGraw-Hill. 844 p.
- [24] Grau, P., Dohanyos, M. and Chudoba, J., 1975 Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, **9**(7), 637-642.
- [25] Kincannon D.F., Stover E.L., 1982 Design methodology for fixed film reactors-RBC's and biological towers, *Civil Engineering for Practicing and Design Engineers*, **2**, 107-124.
- [26] APHA, AWWA and WPCF, 2005 *Standard method for the examination water and wastewater*, Washington, D.C., USA.
- [27] Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., 2011 Powdered Activated Carbon Augmented Double React-Settle Sequencing Batch Reactor Process for Treatment of Landfill Leachate. *Desalination*, **277**(1-3), 313-320.
- [28] Fan, J., Ji, F., Xu, X., Wang, Y., Yan, D., Xu, X., Chen, Q., Xiong, J. and He, Q., 2015 Prediction of the effect of fine grit on the MLVSS/MLSS ratio of activated sludge. *Bioresource technology*, **190**, 51-56.
- [29] Malakahmad, A., Hasani, A., Eisakhani, M. and Isa, M.H., 2011 Sequencing Batch Reactor (SBR) for the removal of  $Hg^{2+}$  and  $Cd^{2+}$  from synthetic petrochemical factory wastewater. *Journal of hazardous materials*, **191**(1), 118-125.
- [30] Zhou, Z., Wu, Z., Wang, Z., Tang, S., Gu, G., Wang, L., Wang, Y. and Xin, Z., 2011 Simulation and performance evaluation of the anoxic/anaerobic/aerobic process for biological nutrient removal. *Korean Journal of Chemical Engineering*, **28**(5), 1233-1240.
- [31] Padilla - Gasca, E. and López, A.L., 2010 Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, **1** (2).
- [12] Müller, G.T., Giacobbo, A., Chiaramonte, E. A. S., Rodrigues, M. A. S., Meneguzzi, A., Bernardes, A. M., 2014 The Effect of Sanitary Landfill Leachate Aging On the Biological Treatment and Assessment of Photoelectrooxidation as a Pre-Treatment Process. *Waste Management*, **36**, 177-183.
- [13] Wang, G., Fan, Z., Wu, D., Qin, L., Zhang, G., Gao, C., Meng, Q., 2014 Anoxic/Aerobic Granular Active Carbon Assisted MBR Integrated with Nanofiltration and Reverse Osmosis for Advanced Treatment of Municipal Landfill Leachate, *Desalination*, **349**, (136-144).
- [14] Xu, S., Wu, D. and Hu, Z., 2014. Impact of hydraulic retention time on organic and nutrient removal in a membrane coupled sequencing batch reactor. *Water research*, vol. 55, pp. 12-20.
- [15] Neczaj, E., Kacprzak, M., Kamizela, T., Lach, J. and Okoniewska, E., 2008 Sequencing batch reactor system for the co-treatment of landfill leachate and dairy wastewater. *Desalination*, vol. 222, no. 1, pp. 404-409.
- [16] Neczaj, E., Okoniewska, E. and Kacprzak, M., 2005 Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. *Desalination*, **185**(1), 357-362.
- [17] Miao, L., Wang, K., Wang, S., Zhu, R., Li, B., Peng, Y. and Weng, D., 2014 Advanced nitrogen removal from landfill leachate using real-time controlled three-stage sequence batch reactor (SBR) system. *Bioresource technology*, **159**, 258-265.
- [18] Ghosh, P. and Thakur, I.S., 2014 Enhanced removal of COD and color from landfill leachate in a sequential bioreactor. *Bioresource technology*, **170**, 10-19.
- [19] Li, H., Zhou, S., Huang, G. and Xu, B., 2014 Achieving stable partial nitrification using endpoint pH control in an SBR treating landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, **92**, (3), 199-205.
- [20] Kulikowska, D., Klimiuk, E. and Drzewicki, A., 2007 BOD<sub>5</sub> and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase. *Bioresource technology*, **98**(7), 1426-1432.

## Post-treatment of composting leachate by Sequencing Batch Reactor (SBR)

P. Attarian<sup>1</sup>, M. Mokhtarani<sup>2\*</sup>

1- M.Sc. of Environmental Engineering, Faculty of Civil and Environmental Eng., Tarbiat Modares University

2- Assistant Prof., Environmental Eng. Dept., Faculty of Civil and Environmental Eng., Tarbiat Modares University

\*mokhtarani@modares.ac.ir

### Abstract:

As a result of penetration of water in landfills through precipitations and or by conducting some processes such as size reduction of waste materials as well as biodegradation of materials in composting process, leachate may be produced. High organic loading and containing complex and various compounds introduce leachate as a toxic wastewater and a risk for the environment. With respect to relatively high organic load and existing refractory organic compounds, a single process cannot remove all of the organic matters from leachate. Therefore, to meet discharge standards, additional treatment is required to remove the remaining materials from treated leachate. In addition, Sequencing Batch Reactor (SBR) is a reliable biological treatment applied to eliminate pollutant from leachate and spread in the worldwide. As a result post-treatment of composting leachate via SBR was chosen as the main objective of this study. This study was conducted in laboratory scale and in batch mode. The working volume of SBR reactor was 1.3 L. A complete cycle of SBR is divided into five stages, include to fill, react (mixing & aeration), settle, draw, and idle. The SBR system and duration of five stages were automatically controlled. Sludge bulking is a common problem in biological treatment. For controlling of sludge bulking different parameters such as DO, pH and temperature were adjusted in a fixed range. Furthermore, due to better control of sludge bulking, sometimes H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> solution was injected to the reactor. In this study, performance of the SBR system were analyzed according to sludge retention time (SRT) and hydraulic retention time changes. SRT was adjusted to 3, 5 and 7 days and hydraulic retention time was increased from 4 hr. to 6,8,10 and 12 hr., respectively. The leachate samples were collected from the effluent of anaerobic biological reactor of a composting leachate treatment facility in north of Iran. The seed samples were supplied from a wastewater treatment plant in Tehran and acclimatized with diluted leachate. The SBR reactor operated with 1L of leachate and 300 ml of acclimatization seed. The mean initial COD and color were 2000 mg/L and 5.7 Gardner, respectively. Performance of the SBR system was monitored by analyzing the COD and color removal efficiency, determining of MLSS and MLVSS changes and estimating the waste sludge production. In this research, optimum SRT and hydraulic retention time for SBR system were estimated to be 5 days and 12 hours, respectively. Based on the results, the maximum removal efficiency of COD and color in SBR process were estimated to be 90% and 44% respectively, that reduced the initial COD from 2184 mg/L to 215 mg/L and closed to the Iranian standard discharge limits for agricultural purpose. In this process, values of waste sludge production were also analysed respected different hydraulic retention times. The results revealed that by increasing the hydraulic retention time, waste sludge production was decreased. Finally, different kinetic models such as first order, Grau and Stover-Kincannon were examined for the optimal condition. The kinetics studies showed that post-treatment of leachate by SBR processes were in good agreement with the Grau and Stover-Kincannon kinetic models by a correlation coefficient of more than 97%.

**Keywords:** Post-Treatment of Leachate, Biological Treatment, Sequencing Batch Reactor, Sludge Retention Time.