

Simultaneous Nitrification and Denitrification in Aerobic Moving-Bed Sequencing Batch Reactor under the Effect of COD/N

S. M. J. Hoseiny Shams Abadi¹, M. Hasani Zonoozi²

1. MSc Student, Water and Environment Group, School of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran
2. Assist. Prof., Water and Environment Group, School of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran
(Corresponding Author) mhzonoozi@iust.ac.ir

(Received June 23, 2019 Accepted Dec. 18, 2019)

To cite this article:

Hoseiny Shams Abadi, S. M.J., Hasani Zonoozi, M. 2019. "Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic moving-bed sequencing batch reactor under the effect of COD/N" Journal of Water and Wastewater, (In press).
Doi: 10.22093/wwj.2019.191231.2892 (In Persian)

Abstract

Nitrogen compounds such as ammonium and nitrate are among the most common pollutants in wastewater and water resources. Removal of these substances is essential for reducing their adverse environmental and health effects. One of the biological methods for eliminating nitrogen is the simultaneous nitrification and denitrification process (SND) which due to simplicity and cost effectiveness has attracted much interest. The SND can be performed by using bacterial attach growth. The COD/N ratio is one of the effective parameters on the SND process. It can influence the process performance by changing the biofilm mass and the bacterial population. For this reason, the purpose of this study was to investigate the effect of COD/N ratio on simultaneous nitrification and denitrification in aerobic moving-bed sequencing batch reactor (MBSBR). For this purpose, an aerobic MBSBR reactor was operated in two phases. The selected values for COD/N in phases 1 and 2 were 10 and 20, respectively. According to the results, doubling of COD/N significantly increased the biofilm mass from 15 mg/media to 25 mg/media and as well increased the effluent COD from 22 mg/L to 192 mg/L, for phases 1 and 2, respectively. However, it had trivial effect on the concentration of suspended solids. The ammonium concentration in effluent of phase 2 was around 30 mg N/L which was about 33% more than that of phase 1 (10 mg N/L). This indicates a decrease in the rate of ammonium oxidation in phase 2 which most probably was attributed to increase of the population of heterotrophic bacteria and inhibition of the growth of autotrophs as a result of the higher abundance of organic matter in this phase compared with phase 1. In phase 2, in spite of increasing biofilm mass and remaining part of the organic matter until the end of the cycle (the factors that make the conditions more desirable for denitrification), denitrification decreased and from about 39% in phases 1 reached to 12 % in this Phase. The reason for this observation was the lack of proper nitrification and low concentration of nitrate in phase 2. Therefore, it can be said that by increasing COD/N ratio, the nitrate concentration, or in the other words the nitrification process, has become the controlling factor of the denitrification process. In general, in phase 1 (COD/N of 10) simultaneous nitrification and denitrification took place much better so that more than threefold nitrogen removal efficiency was achieved compared with phase 2 (COD/N of 20).

Keywords: Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND), Moving-Bed Sequencing Batch Reactor (MBSBR), COD/N Ratio, Biofilm.



شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان در راکتور ناپیوسته متوالی هوازی با بستر متحرک تحت تأثیر COD/N

سید محمدجواد حسینی شمس‌آبادی^۱، مریم حسینی زنونزی^۲

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران،

دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

۲- استادیار، گروه آب و محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران،

دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

(نویسنده مسئول) mhzonoozi@iust.ac.ir

پذیرش ۹۸/۹/۲۷

(دریافت ۹۸/۴/۲)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:

حسینی شمس‌آبادی، س. م. ج. حسینی زنونزی، م. ۱۳۹۸، "شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان در راکتور ناپیوسته متوالی هوازی

با بستر متحرک تحت تأثیر COD/N" مجله آب و فاضلاب، (در انتظار چاپ). Doi: 10.22093/wwj.2019.191231.2892

چکیده

ترکیبات نیتروژنی نظیر آمونیوم و نیترات، از جمله متداول‌ترین آلاینده‌های موجود در فاضلاب‌ها و منابع آب هستند. حذف این ترکیبات از محیط‌های آبی، به‌منظور کاهش اثرات سوء محیط‌زیستی و بهداشتی آنها اهمیت به‌سزایی دارد. یکی از روش‌های بیولوژیکی حذف نیتروژن که به‌دلیل راهبری ساده و کم هزینه، امروزه مورد توجه قرار گرفته است، فرایند شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان (SND) است که به‌واسطه رشد چسبیده باکتریایی، امکان‌پذیر می‌شود. نسبت COD/N یکی از پارامترهای اثرگذار بر فرایند SND است که می‌تواند با اثرگذاری بر جرم بیوفیلم و جمعیت باکتریایی، عملکرد فرایند را تحت تأثیر قرار دهد. از این‌رو هدف از انجام پژوهش حاضر، بررسی تأثیر نسبت COD/N بر شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان در راکتور ناپیوسته متوالی هوازی با بستر متحرک (MBSBR) است. به این منظور یک راکتور MBSBR هوازی در دو فاز بهره‌برداری شد. نسبت COD/N در فازهای ۱ و ۲ به‌ترتیب برابر با ۱۰ و ۲۰ در نظر گرفته شد. طبق نتایج به‌دست‌آمده، افزایش دو برابری COD/N در خوراک ورودی به سیستم، موجب افزایش جرم بیوفیلم از ۱۵ به ۲۵ mg/media و نیز افزایش قابل توجه COD خروجی از سیستم از ۲۲ به ۱۹۲ میلی‌گرم در لیتر، به‌ترتیب برای فازهای ۱ و ۲ شد، اما تأثیر قابل توجهی بر غلظت جامدات معلق نداشت. غلظت آمونیوم در جریان خروجی از سیستم در فاز ۲ در حدود ۳۰ mg N/L بود که به میزان ۳۳ درصد نسبت به فاز ۱ (۱ mg N/L) افزایش نشان داد. این مسئله نشان‌دهنده کاهش نرخ شوره‌سازی در فاز ۲ بود که دلیل آن، افزایش جمعیت باکتری‌های هتروتروف و محدود شدن رشد اتوتروف‌ها در اثر وفور و افزایش قابل توجه غلظت ماده آلی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ تشخیص داده شد. همچنین در فاز ۲، علی‌رغم افزایش جرم بیوفیلم و باقی ماندن بخشی از ماده آلی تا انتهای سیکل (عواملی که شرایط را برای شوره‌زدایی مطلوب‌تر می‌نماید)، شوره‌زدایی نیز با کاهش مواجه شد و از حدود ۳۹ درصد در فاز ۱ به ۱۲ درصد در فاز ۲ رسید. دلیل کاهش شوره‌زدایی در فاز ۲، عدم انجام مناسب شوره‌سازی و کم بودن غلظت نیترات در این فاز بود. در نتیجه می‌توان گفت با افزایش COD/N، غلظت نیترات و یا به‌عبارت دیگر فرایند شوره‌سازی، به عامل کنترل‌کننده فرایند شوره‌زدایی تبدیل شده است. به‌طور کلی، در فاز ۱ فرایند شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان به شکل مطلوب‌تری انجام شد و بازدهی حذف نیتروژن نسبت به فاز ۲، بیش از سه برابر بود.

واژه‌های کلیدی: شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان (SND)، راکتور ناپیوسته متوالی با بستر متحرک (MBSBR)، نسبت COD/N، بیوفیلم



۱- مقدمه

رشد سریع جمعیت، افزایش شهرنشینی و توسعه صنایع در دهه‌های اخیر، سبب تولید روزانه مقدار زیادی فاضلاب شده است که نتیجه آن اثرات سوء محیط‌زیستی و تصویب قوانین سخت‌گیرانه و الزام‌آور در این زمینه بوده است (Zinatizadeh and Ghaytooli, 2015).

حفاظت از محیط‌زیست، حفظ کیفیت و کمیّت منابع آب و مراقبت از بهداشت و سلامت عمومی، تصفیه فاضلاب‌ها را ضروری می‌سازد. ترکیبات نیتروژنی نظیر آمونیوم و نترات، از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های موجود در فاضلاب‌ها و منابع آب هستند. ازدیاد آمونیوم و نترات در آب‌های طبیعی نظیر رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، سبب تغذیه‌گرایی و کاهش اکسیژن محلول ناشی از فعالیت باکتری‌های اکسیدکننده آمونیوم و نترات در این منابع آبی شده است و برای موجودات آبی و سایر مصرف‌کنندگان نظیر انسان‌ها اثر سمیّت خواهد داشت (Vigil, 2003, Metcalf and Eddy, 2014). از این رو حذف این ترکیبات از فاضلاب‌ها، به منظور کاهش اثرات سوء محیط‌زیستی و بهداشتی آن‌ها اهمیت به‌سزایی دارد.

چندین روش تصفیه بیولوژیکی و فیزیکی- شیمیایی برای حذف نیتروژن از فاضلاب وجود دارد اما در این میان، روش‌های بیولوژیکی، به‌عنوان روش‌های تصفیه اقتصادی و دوست‌دار محیط‌زیست شناخته شده‌اند (Zinatizadeh and Ghaytooli, 2015).

روش‌های تصفیه بیولوژیکی به‌طور کلی مبتنی بر دو مرحله شوره‌سازی^۱ (اکسیداسیون آمونیوم به نیتريت و سپس نترات توسط اتوتروف‌ها^۲ در حضور اکسیژن^۳) و شوره‌زدایی^۴ (کاهش نترات طی چند مرحله به گاز نیتروژن توسط هتروتروف‌ها^۵ در نبود اکسیژن^۶) هستند. فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی قادر هستند در کنار یکدیگر نیتروژن را به‌خوبی حذف کنند، اما راه‌اندازی آنها در واحدهای جداگانه، مستلزم هزینه‌های سنگین بهره‌برداری و

تأسیسات پیچیده است. به همین دلیل، شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان^۷ به‌واسطه به‌کارگیری فرایندهای رشد چسبیده، بسیار مورد توجه قرار گرفته است (Fu et al., 2009). در این فرایند، گرادیان غلظت اکسیژن محلولی که در بیوفیلم‌ها رخ می‌دهد، شوره‌سازی را در نواحی با غلظت زیاد اکسیژن و شوره‌زدایی را در نواحی با غلظت کم اکسیژن امکان‌پذیر می‌سازد. در نتیجه با استفاده از این فرایند، در یک مخزن واحد تحت شرایط هوادهی، شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان به انجام می‌رسد (Qingjuan et al., 2008, Masloń and Tomaszek, 2015).

استفاده از این فرایند، موجب تسهیل در طراحی تصفیه‌خانه می‌شود و کاهش زمان تصفیه، فضای مورد نیاز، و هزینه ساخت و بهره‌برداری را در پی دارد (Qingjuan et al., 2008).

در بین انواع راکتورهای تصفیه بیولوژیکی، راکتور ناپوسته متوالی^۸ دارای مزایای بسیاری است که از آن جمله بهره‌برداری ساده‌تر، هزینه‌های عملیاتی کمتر و احتمال حجیم‌شدگی کمتر نام برده می‌شود. به‌علاوه، در این سیستم ساختار چرخه تصفیه انعطاف‌پذیر است و برای انجام بهتر فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی در راکتور واحد، زمان‌بندی مراحل واکنش را به دلخواه می‌توان تغییر داد. در طول سال‌ها، تلاش‌های زیادی برای اصلاح عملکرد سیستم SBR انجام شده است. در این راستا راکتور ناپوسته متوالی با بستر متحرک^۹ توجه زیادی را در بین پژوهش‌گران به خود جلب کرده است (Lim et al., 2011). در سیستم MBSBR، فرایندهای رشد چسبیده و رشد معلق در راکتور واحد انجام می‌شود و به‌این ترتیب امکان انجام SND در یک مخزن از طریق ایجاد گرادیان غلظت اکسیژن محلول در لایه‌های بیوفیلم، به شکل مؤثرتری فراهم می‌شود (Lim et al., 2012). در این سیستم، مدیاها می‌توانند سطوح مناسبی برای چسبیدن میکروارگانیسم‌های با نرخ رشد کم نظیر باکتری‌های شوره‌ساز فراهم کنند (Cao et al., 2017).

جاه و همکاران در پژوهشی به مقایسه عملکرد دو سیستم SBR و MBSBR در حذف توام نیتروژن آمونیومی و پی- نیتروفنل^{۱۰}

¹ Nitrification

² Autotrophs

³ Aerobic condition

⁴ Denitrification

⁵ Heterotrophs

⁶ Anoxic condition

⁷ Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND)

⁸ Sequencing Batch Reactor (SBR)

⁹ Moving Bed Sequencing Batch Reactor (MBSBR)

¹⁰ p-nitrophenol



(Lin et al., 2016) اشاره نمود. همچنین تاکنون پژوهشی در رابطه با تأثیر نسبت COD/N بر فرایند SND در سیستم رشد چسبیده MBSBR انجام نشده است. این در حالی است که سیستم MBSBR، طبق توضیحات و دلایلی که ارائه شد، برای انجام همزمان فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی بسیار مناسب تشخیص داده شد و علاوه بر آن از مزایای دیگری نیز برخوردار است. به همین دلیل، هدف از انجام این پژوهش، بررسی تأثیر پارامتر COD/N بر فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی هم‌زمان در سیستم MBSBR است. برای این منظور، یک راکتور MBSBR هوازی در دو فاز مجزای متوالی، به ترتیب تحت نسبت‌های COD/N برابر با ۱۰ و ۲۰ بهره‌برداری شد. به‌منظور فراهم نمودن شرایط رشد چسبیده و تشکیل لایه بیوفیلم بر روی بستر مناسب، از مدیای کالندس^۲ استفاده شد. لازم به ذکر است که استفاده از مدیا و شرایط رشد چسبیده، به‌منظور ایجاد گرادیان غلظت اکسیژن محلول در لایه بیوفیلم و متعاقباً فراهم نمودن شرایط آنوکسیک در بخش‌های داخلی لایه برای رخداد فرایند شوره‌زدایی، مدنظر قرار گرفت. برای ارزیابی فرایند در هر فاز، غلظت‌های COD، آمونیوم، نیتريت و نترات در پساب خروجی، غلظت نیتروژن کل و نیتروژن آلی و نیز جرم بیومس اندازه‌گیری شد. همچنین سینتیک واکنش‌های شوره‌سازی تحت دو نسبت COD/N ارزیابی شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- ساختار راکتور

آزمایش‌ها با استفاده از یک راکتور ناپیوسته متوالی با بستر بیوفیلمی متحرک انجام شد. حجم کاری راکتور ۱۲/۹ لیتر (حجم کل ۱۵/۲۶ لیتر)، قطر درونی ۱۸ سانتی‌متر، ارتفاع ۶۰ سانتی‌متر، ضخامت بدنه ۵ میلی‌متر و جنس آن از پلکسی گلاس بود. مدیاهای مورد استفاده از نوع کالندس ۳ بودند و حدود ۴۰ درصد از حجم راکتورها با مدیاها پر شد. برای فراهم کردن اکسیژن محلول، از پمپ هوای آکواریومی (HAILEA, ACO-5505, China) و همچنین برای پخش هوای پمپ شده در سیستم از سنگ هوای معمولی آکواریومی مدل رینگی استفاده شد. شماتیک و تصویر راکتور در حال بهره‌برداری در شکل ۱ نشان داده

پرداختند (Goh et al., 2009). نتایج بررسی آن‌ها نشان داد که در شرایط بهره‌برداری مشابه، غلظت جامدات معلق^۱ در سیستم SBR بیشتر از سیستم رشد چسبیده MBSBR است، اما اثر بازدارندگی افزایش غلظت پی- نیتروفل بر رشد MLSS، در سیستم SBR نسبت به سیستم MBSBR بیشتر است (Goh et al., 2009). همچنین طبق گزارش این پژوهشگران با افزایش غلظت پی- نیتروفل، اثر بازدارندگی بر شوره‌سازی در سیستم SBR مشاهده شده و کارایی حذف آمونیوم کاهش یافته است، اما این اثر بازدارندگی بر شوره‌سازی در سیستم MBSBR مشاهده نشده است. به‌طور کلی سیستم MBSBR عملکرد بهتری در حذف نیتروژن آمونیومی و پی- نیتروفل از خود نشان داده است (Goh et al., 2009).

یکی از مهم‌ترین پارامترهای اثرگذار بر کارایی حذف نیتروژن در سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی نظیر MBSBR، نسبت ماده آلی به نیتروژن (COD/N) در فاضلاب است (Pelaz et al., 2018). نسبت COD/N به‌طور مستقیم بر توزیع جمعیت میکروارگانیسم‌های کاربردی در حذف نیتروژن یعنی باکتری‌های اتوتروف شوره‌ساز و باکتری‌های هتروتروف شوره‌زدا مؤثر است. در یک سیستم حذف نیتروژن، جمعیت گونه‌های مختلف میکروارگانیسم‌ها برای مصرف مواد بنیادی و مغذی رقابت می‌کنند که این مسئله موجب تغییرات کارایی حذف مواد آلی و نیتروژن می‌شود (Fu et al., 2009). علاوه بر این، قابلیت شوره‌زدایی عمدتاً به در دسترس بودن کربن آلی تجزیه‌پذیر به‌عنوان الکترون دهنده خارجی برای باکتری‌های هتروتروف بستگی دارد، به این ترتیب که این باکتری‌ها بتوانند به واسطه الکترون دهنده خارجی در غیاب اکسیژن محلول، نترات موجود در محیط را طی چند مرحله، احیا و به نیتروژن گازی تبدیل کنند (Pelaz et al., 2018, Metcalf and Eddy, 2014) از این‌رو عملکرد باکتری‌های شوره‌زدا نیز می‌تواند به شدت تحت تأثیر نسبت COD/N قرار گیرد. طبق آخرین اطلاعات پژوهشگران، تاکنون مطالعات بسیار کمی در زمینه تأثیر نسبت COD/N بر فرایند SND در انواع سیستم‌های رشد چسبیده انجام شده است که از آن جمله می‌توان به میلکارک و همکاران (Mielcarek et al., 2015) و لین و همکاران

² Kaldness 3

¹ Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)



شده است.

بیوفیلم و نیز افزایش ماده آلی در دسترس باکتری‌های هتروتروف برای شوره‌زدایی، نسبت COD/N به ۲۰ افزایش داده شد. به‌منظور تلقیح اولیه سیستم، لجن بیولوژیکی از خط بازگردش لجن تصفیه‌خانه صاحبقرانیه تهران با غلظت اولیه ۳۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه شد. برای کنترل سن لجن، در انتهای هر سیکل واکنش، حجم مشخصی از لجن در حالت اختلاط کامل تخلیه شد. به‌منظور تنظیم سن لجن ۱۰ روز، حجم تخلیه در هر یک از دو سیکل روزانه برابر با ۰/۶۴۵ لیتر بود (معادل روزانه یک دهم حجم کاری راکتور). در هر سیکل نیمی از حجم کاری راکتور، معادل ۶/۴۵ لیتر تخلیه و متعاقباً راکتور به همان میزان تغذیه می‌شد. تخلیه و تغذیه سیستم به روش دستی و با استفاده از شیرهای تعبیه شده در جداره راکتورها انجام گرفت. دمای راکتورها منطبق با دمای اتاق و در بازه ۲۵ تا ۳۰ درجه سلسیوس قرار داشت. مقدار pH در فاز ۱ بین ۵/۷ تا ۷/۳ و در فاز ۲ بین ۶/۵ تا ۷/۶ متغیر بود و دخالتی در تنظیم آن صورت نگرفت. متوسط شاخص حجمی لجن^۱ در فاز ۱ برابر با ۵۰ میلی‌گرم بر گرم و در فاز ۲ برابر با ۵۲ میلی‌گرم بر گرم بود که نشان دهنده ته‌نشینی مناسب جامدات معلق در هر دو فاز بود.

۲-۳- مشخصات فاضلاب ورودی

در این پژوهش، برای اجتناب از هرگونه تغییر و تفاوت در فاضلاب ورودی و همچنین اطلاع دقیق از مقدار غلظت‌های اولیه، از فاضلاب مصنوعی برای تغذیه سیستم استفاده شد. برای ساخت فاضلاب مصنوعی از گلوکز، ساکاروز و سدیم استات به‌عنوان منبع مواد آلی، از آمونیوم سولفات به‌عنوان منبع نیتروژن و از پتاسیم فسفات به‌عنوان منبع فسفر استفاده شد. کلیه مواد از درجه صنعتی برخوردار بودند. غلظت مواد استفاده شده برای ساخت فاضلاب در هر فاز در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به داده‌های جدول ۱، برای افزایش دو برابری نسبت COD/N در فاز ۲، غلظت نیتروژن در فاضلاب ورودی ثابت نگه داشته شد و غلظت COD ورودی به سیستم از ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر در فاز ۱، به ۱۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش داده شد.

۲-۲- برنامه بهره‌برداری

در این پژوهش، سیستم در سیکل‌های ۱۲ ساعته شامل ۰/۵ ساعت تغذیه، ۸ ساعت واکنش (فقط هوازی)، ۱/۵ ساعت ته‌نشینی، ۰/۲۵ ساعت تخلیه و ۱/۷۵ ساعت استراحت، بهره‌برداری شد. در کل مرحله واکنش، سیستم تحت هوادهی قرار گرفت تا امکان انجام هم‌زمان فرایند شوره‌زدایی توسط باکتری‌های اتوتروف هوازی و فرایند شوره‌زدایی توسط باکتری‌های هتروتروف موجود در سایت‌های آنوکسیک بیوفیلم فراهم شود. مقدار هوادهی راکتور در هر دو فاز یکسان بود و دخالتی در تنظیم آن صورت نگرفت. طول هر فاز در حدود ۲۰ روز و مدت‌زمان سازگاری قبل از هر فاز در حدود سه هفته بود. نسبت COD/N در فاز ۱ برابر با ۱۰ و در فاز ۲ برابر با ۲۰ در نظر گرفته شد. این دو مقدار با توجه به مقدار متداول گزارش شده در پژوهش‌های پیشین انتخاب شدند. به‌طور مثال روی و همکاران در مطالعه بر روی حذف نیتروژن در یک سیستم SBR، نسبت‌های COD/N برابر با ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ را به‌کار گرفتند (Roy et al., 2010).

در پژوهش حاضر، نسبت COD/N برای فاز ۱ برابر با ۱۰ انتخاب شد. سپس در فاز ۲، به‌منظور بررسی تأثیر افزایش جرم

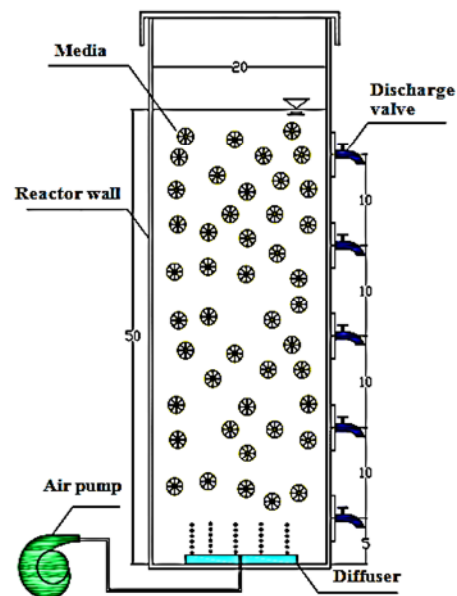


Fig. 1. Schematic of the reactor
شکل ۱- شکل شماتیک راکتور مورد استفاده

¹Sludge Volume Index (SVI)

جدول ۲- ابزار و روش‌های اندازه‌گیری استفاده شده

Table 2. Instruments and measurement methods

Parameter	Measurement method	Method name
COD	Method 8000 with a 620 nm wavelength	Reactor Digestion Method
Nitrite	Method 8507 with a 507 nm wavelength	Diazotization Method
Nitrate	Method 8039 with a 500 nm wavelength	Cadmium Reduction Method
Ammonium	Method HCT 102 with a 425 nm wavelength	Salicylate Method
Total nitrogen	Method 10071 with a 694 nm wavelength	Persulfate Digestion Method

(۱)

$$R_{\text{denitrification}} = [(TN_{\text{in}} - (TN_{\text{sl}} + Am + Ni + Na)) / TN_{\text{in}}] \times 100$$

که در آن

$R_{\text{denitrification}}$ کارایی شوره‌زدایی بر حسب درصد، TN_{in} نیتروژن ورودی به سیستم، TN_{sl} نیتروژن کل موجود در لجن دورریز روزانه، Am آمونیوم موجود در پساب خروجی، Na نیترات موجود در پساب خروجی و Ni نیتريت موجود در پساب خروجی، همگی بر حسب mg N هستند.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- ویژگی‌های عمومی راکتور در طی دو فاز

پایش تغییرات غلظت MLSS و MLVSS برای بررسی پایایی سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی امری ضروری است. به‌طور کلی غلظت بیومس عامل مهمی در تعیین کیفیت حذف مواد آلی و مغذی است. تغییرات غلظت MLSS و MLVSS در طول روزهای بهره‌برداری در شکل ۲-a نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، میانگین غلظت MLSS در فاز یک و دو به ترتیب 1496 ± 83 و 1487 ± 78 میلی‌گرم در لیتر و میانگین غلظت MLVSS در همان فازها به ترتیب 1320 ± 71 و 1391 ± 84 میلی‌گرم در لیتر به دست آمد. به این ترتیب افزایش دو برابری نسبت COD/N تأثیر چندانی بر میانگین غلظت MLSS نداشت اما موجب افزایش غلظت MLVSS به میزان ۵ درصد شد.

جدول ۱- محتویات فاضلاب مصنوعی استفاده شده در پژوهش

Table 1. Constituents of the used synthetic wastewater

Compounds	Concentration (mg/L)	
	Phase 1	Phase 2
Sodium acetate (NaCOOH)	200	400
Glucose (C ₆ H ₁₂ O ₆)	200	400
Sucrose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁)	200	400
Ammonium sulfate ((NH ₄) ₂ SO ₄)	283	283
Potassium phosphate (KH ₂ PO ₄)	26	26
Ammonium nitrogen (NH ₄ -N)	60	60
Total COD	600	1200
COD/N	10	20

۲-۴- روش‌های آنالیز

تعیین غلظت COD، آمونیوم، نیتريت، نیترات و نیتروژن کل، با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر مدل UV-Vis DR/4000 ساخت شرکت Hach و طبق روش‌های بیان شده در جدول ۲ قرائت شد. اندازه‌گیری غلظت DO و pH به ترتیب با استفاده از دستگاه پرتابل مدل DO-5510 ساخت شرکت Lutron و دستگاه پرتابل مدل PC 300 ساخت شرکت CyberScane انجام شد. اندازه‌گیری MLSS و جامدات معلق فرار^۱ به ترتیب با استفاده از روش‌های D_{۲۵۴۰} و E_{۲۵۴۰} استاندارد متد انجام شد (APHA, 2005). همچنین غلظت توده زیستی بیوفیلم از تفاوت جرم خشک شده مدیا به همراه بیوفیلم چسبیده به آن در دمای ۱۰۰ درجه سلسیوس نسبت به جرم خشک شده مدیا پس از زدودن بیوفیلم از روی آن در همان دما محاسبه و با واحد mg/media بیان شد.

برای محاسبه میزان شوره‌زدایی در سیستم، از معادله ۱ استفاده شد. طبق این معادله، جرم آمونیوم، نیتريت و نیترات موجود در جریان خروجی از سیستم به همراه جرم نیتروژن کلی که روزانه به منظور تنظیم سن لجن از سیستم خارج می‌شود، از کل جرم نیتروژن ورودی به سیستم کاسته می‌شود. به این ترتیب جرم کل نیتروژنی که تبدیل به گاز نیتروژن شده به دست می‌آید و متعاقباً درصد حذف نیتروژن محاسبه می‌شود. لازم به ذکر است که در این معادله، از نیتروژن بافت آلی باکتری‌های موجود در پساب خروجی روزانه، به دلیل ناچیز بودن مقدار آن، صرف نظر شده است.

² Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVSS)



متناظر غلظت MLSS (حاوی بخش آلی و معدنی بافت بیومس) بود و بنابراین موجب افزایش نسبت MLVSS/MLSS در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ شده است.

افزایش نسبت MLVSS/MLSS در فرایندهای بیولوژیکی نشان دهنده افزایش فعالیت لجن موجود در راکتور است (Fan et al., 2015). علی‌رغم این افزایش فعالیت، متوسط غلظت COD خروجی از سیستم در فاز ۲ در حدود ۱۹۲ میلی‌گرم در لیتر و به میزان قابل توجهی بیشتر از فاز ۱ (۲۲ میلی‌گرم در لیتر) بود (شکل ۲-۲c).

این مسئله موجب افزایش میانگین نسبت MLVSS/MLSS از حدود ۰/۸۸ در فاز ۱، به ۰/۹۳ در فاز ۲ شد (شکل ۲-۲b). در توضیح این مشاهده لازم به ذکر است که در این پژوهش، برای افزایش دو برابری نسبت COD/N در فاز ۲، COD ورودی به میزان دو برابر افزایش داده شد اما غلظت نیتروژن و سایر ترکیبات ریز مغذی موجود در آب ثابت ماند. از این رو می‌توان گفت که با افزایش نسبت COD/N در فاز ۲، مقدار مواد آلی در دسترس میکروارگانیسم‌ها افزایش یافته و در نتیجه، ماده آلی بخش عمده‌تری از بافت بیومس را به خود اختصاص داده است.

متعاقب این مسئله، افزایش غلظت MLVSS (حاوی فقط بخش آلی بافت بیومس) در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ بیشتر از افزایش

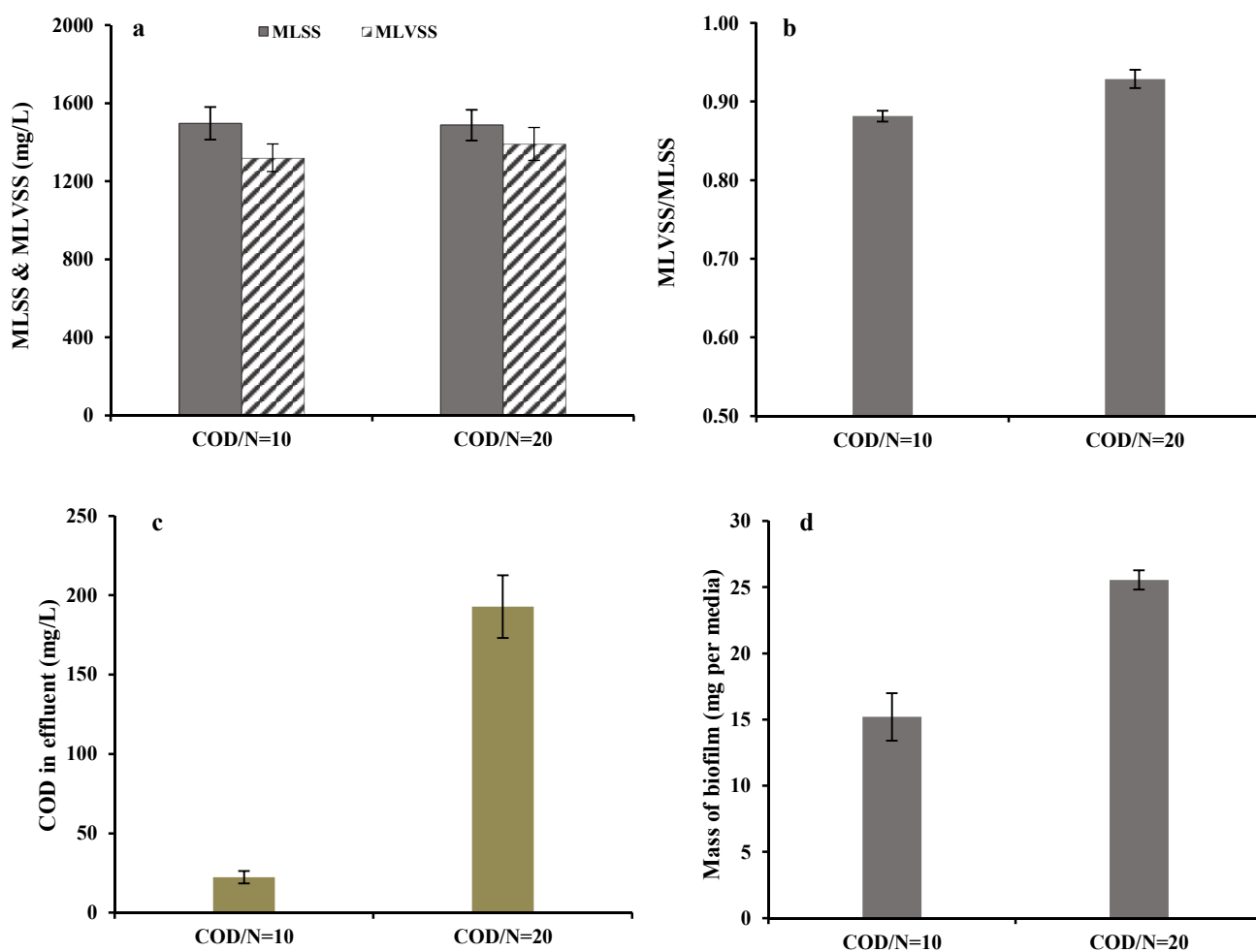


Fig. 2. Average values of MLSS, MLVSS, MLVSS/MLSS, effluent COD and Biofilm mass

شکل ۲- مقدار متوسط MLSS، MLVSS، MLVSS/MLSS، COD خروجی و جرم بیوفیلم



محصولات میکربی محلول^۳ می باشد (Janga et al., 2007, Dong and Jiang, 2009).

جانگا و همکاران در پژوهش خود بر روی یک سیستم بیوراکتور غشایی به این نتیجه رسیدند که افزایش نسبت F/M از مقدار $0.13 \text{ g COD/g VSS.d}$ به $0.29 \text{ g COD/g VSS.d}$ موجب افزایش EPS مترشحه می شود (Janga et al., 2007). این رو می توان گفت افزایش حدود دو برابری نسبت F/M در فاز ۲ که با رشد توده های بیوفیلیمی همراه بود، احتمالاً موجب افزایش تولید EPS شده است تا چسبندگی مناسبی را بین بیوفیلم در حال رشد و سطوح مدیا فراهم آورد. از سوی دیگر، از آنجایی که تولید SMP به میزان فعالیت باکتریایی برای متابولیسم ماده آلی بستگی دارد (Meng et al., 2009, Dong and Jiang, 2009, Kunacheva and Stuckey, 2014)، بنابراین احتمال دارد که افزایش فعالیت میکربی با افزایش بار آلی ورودی در فاز ۲، موجب افزایش ترشح آنزیم ها و SMP شده است تا به وسیله آن، باکتری ها قادر به مصرف بار اضافی COD ورودی باشند. از این رو افزایش EPS و SMP از عوامل مهم افزایش COD خروجی از سیستم در فاز ۲ به شمار می آید.

تغییرات غلظت COD باقیمانده در سیستم در طول یک سیکل تصفیه در شکل ۴-a نشان داده شده است. همان طور که در شکل مشاهده می شود، در هر دو فاز، کاهش شدید و ناگهانی غلظت COD در ابتدای سیکل رخ داده است. با توجه به اینکه باکتری های هتروتروف پیش از شروع سیکل جدید، مدتی را در انتهای سیکل قبلی گرسنه مانده اند، می توان گفت که کاهش شدید COD در ابتدای سیکل مربوط به جذب سطحی ناگهانی مواد آلی ورودی به راکتور به ویژه بخش زود تجزیه پذیرتر نظیر گلوکز توسط میکروارگانیسم ها است. زوریاگا- آگوستی و همکاران نیز در پژوهش خود بر روی تصفیه فاضلاب صنایع چرم سازی با استفاده از سیستم SBR بی هوازی- هوازی، دلیل کاهش ناگهانی COD در ابتدای مرحله بی هوازی را جذب سطحی مواد آلی به درون فلاک ها و مصرف سریع آنها توسط باکتری های هوازی که در معرض تنش های وارده به سیستم هستند، عنوان نموده اند (Zuriaga-Agusti et al., 2010).

از سوی دیگر با افزایش نسبت COD/N در فاز ۲، جرم بیوفیلم نیز افزایش معنی داری نشان داد و از حدود 15 mg/media در فاز ۱ به حدود 25 mg/media در فاز ۲ رسید (شکل ۲-d و شکل ۳). با توجه به عدم نیاز باکتری های اتوتروف به ماده آلی، افزایش جرم بیوفیلم در فاز ۲ احتمالاً مربوط به باکتری های هتروتروف است. این رخداد در راستای اهداف حذف نیتروژن در لایه آنوکسیک بیوفیلم، مطلوب به نظر می رسد و در ادامه توضیحات بیشتری ارائه شده است. لیو و همکاران در پژوهش خود بر روی تأثیر نسبت COD/N بر عملکرد جمعیت های میکربی در یک سیستم بیوفیلیمی غشایی، مشاهده کردند که با افزایش این نسبت جمعیت باکتری های هتروتروف در بیوفیلم ها، نسبت به باکتری های اتوتروف افزایش می یابد (Liu et al., 2010). طبق نتایج فوق می توان گفت افزایش دو برابری نسبت COD/N در خوراک ورودی به سیستم، به طور مشخص موجب افزایش جرم بیوفیلم و نیز افزایش COD خروجی از سیستم شده و تأثیر کمتری بر غلظت جامدات معلق داشته است.

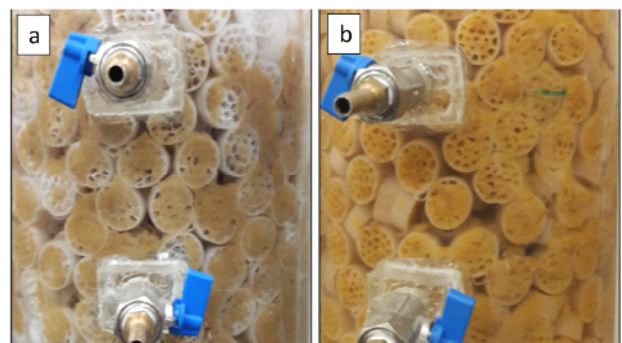


Fig. 3. Biofilm growth in phase 1 (a) and phase 2 (b)
شکل ۳- رشد بیوفیلیمی در فاز ۱ (a) و فاز ۲ (b)

بر اساس مقدار COD ورودی به سیستم و نیز مقدار اندازه گیری شده برای MLVSS در طی دو فاز، متوسط نسبت غذا به میکروارگانیسم^۱ در فاز ۱ تقریباً برابر با $0.45 \text{ g COD/g VSS.d}$ به دست آمد که در فاز ۲ با صرف نظر کردن از تغییر جرم بیوفیلم، به حدود $0.86 \text{ g COD/g VSS.d}$ افزایش یافت. لازم به ذکر است که همواره بخشی از COD جریان خروجی از سیستم های تصفیه بیولوژیکی، ناشی از مواد پلیمری خارج سلولی^۲ و

¹ Food to Microorganism ratio (F/M)

² Extra Cellular Polymeric Substances (EPS)

³ Soluble Microbial Products (SMP)

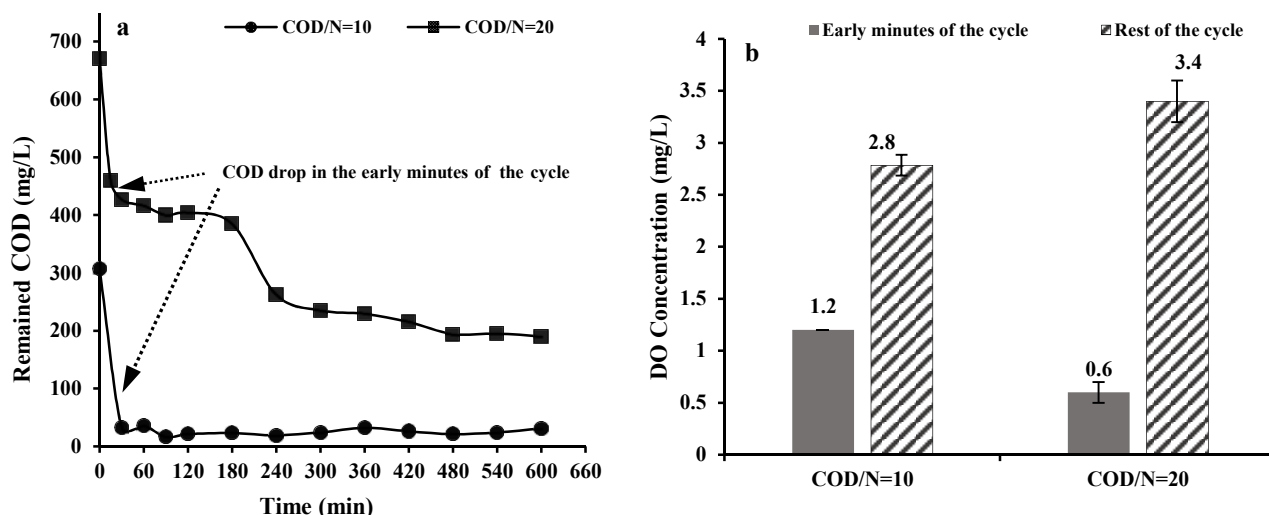


Fig. 4. Changes in COD concentration (a) and DO concentration (b) in a treatment cycle

شکل ۴- تغییرات غلظت COD (a) و غلظت اکسیژن محلول (b) در یک سیکل تصفیه

توجه به کاهش غلظت ماده آلی و متعاقباً کاهش فعالیت باکتری‌های هتروتروف، باکتری‌های اتوتروف نیز امکان فعالیت بیشتری پیدا می‌کنند و می‌توانند در کنار هتروتروف‌ها به مصرف اکسیژن بپردازند.

با توجه به شکل ۴-b، غلظت اکسیژن محلول ابتدای سیکل در فاز ۲ (۰/۶ میلی‌گرم در لیتر) به میزان قابل توجهی کمتر از فاز ۱ (۱/۲ میلی‌گرم در لیتر) است. این مشاهده احتمالاً به دلیل غلظت دو برابری ماده آلی ورودی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ و در نتیجه مصرف شدیدتر اکسیژن در دقایق اولیه توسط باکتری‌های هتروتروف در این فاز است. اما در ادامه سیکل، بر عکس این رویه مشاهده شد. طبق شکل، غلظت اکسیژن محلول در ادامه سیکل در فاز ۲ (۳/۴ میلی‌گرم در لیتر) تا حدودی بیشتر از فاز ۱ (۲/۸ میلی‌گرم در لیتر) است. دلیل این مشاهده می‌تواند به کمتر بودن میزان شوره‌سازی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ مربوط باشد که این مسئله در ادامه به‌طور کامل توضیح داده شده است.

۲-۳- فرایندهای حذف نیتروژن

۲-۳-۱- شوره‌سازی

همانطور که در شکل ۵-a مشاهده می‌شود، با افزایش دو برابری نسبت COD/N در فاز ۲، غلظت آمونیوم خروجی از سیستم افزایش قابل توجهی یافت و از حدود $10 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ در فاز ۱

همچنین حکیم‌الهی و همکاران، در پژوهش خود بر روی حذف یک رنگزای آزو با استفاده از سیستم SBR بی‌هوای-هوایی، دلیل کاهش ناگهانی COD در ابتدای مرحله بی‌هوایی را جذب سطحی مواد آلی توسط فلاک‌ها و مصرف سریع آنها عنوان نموده‌اند (Hakimelahi et al., 2012).

افزایش بسیار کم غلظت COD که در فاز ۱ گاهی در طول زمان رخ داده است، می‌تواند ناشی از خروج مواد مترشح سلولی مانند EPS و SMP در حین تجزیه و مصرف مواد آلی جذب شده باشد (Zuriaga-Agusti et al., 2010). در فاز ۲، از آنجایی که مقدار COD باقیمانده و روند کاهشی آن تا انتهای سیکل قابل توجه است، لذا افزایش COD در طول سیکل مشاهده نشد.

در شکل ۴-b مقدار متوسط غلظت اکسیژن در یک سیکل واکنش برای فازهای ۱ و ۲ نشان داده شده است. طبق اندازه‌گیری‌های انجام شده، در هر دو فاز غلظت اکسیژن محلول در ابتدای سیکل، یعنی ۳۰ دقیقه برای فاز ۱ و ۲۰۰ دقیقه برای فاز ۲، افت شدیدی نشان داد و در ادامه سیکل افزایش قابل توجهی یافت. مهم‌ترین دلیل افت شدید غلظت اکسیژن محلول در ابتدای سیکل در هر دو فاز، فعالیت زیاد باکتری‌های هتروتروف و جذب زیاد اکسیژن توسط آنها برای تجزیه ماده آلی ورودی است. با مصرف سریع بخش قابل توجهی از ماده آلی در دقایق اولیه، در ادامه سیکل غلظت اکسیژن محلول افزایش یافت. در واقع در ادامه سیکل با



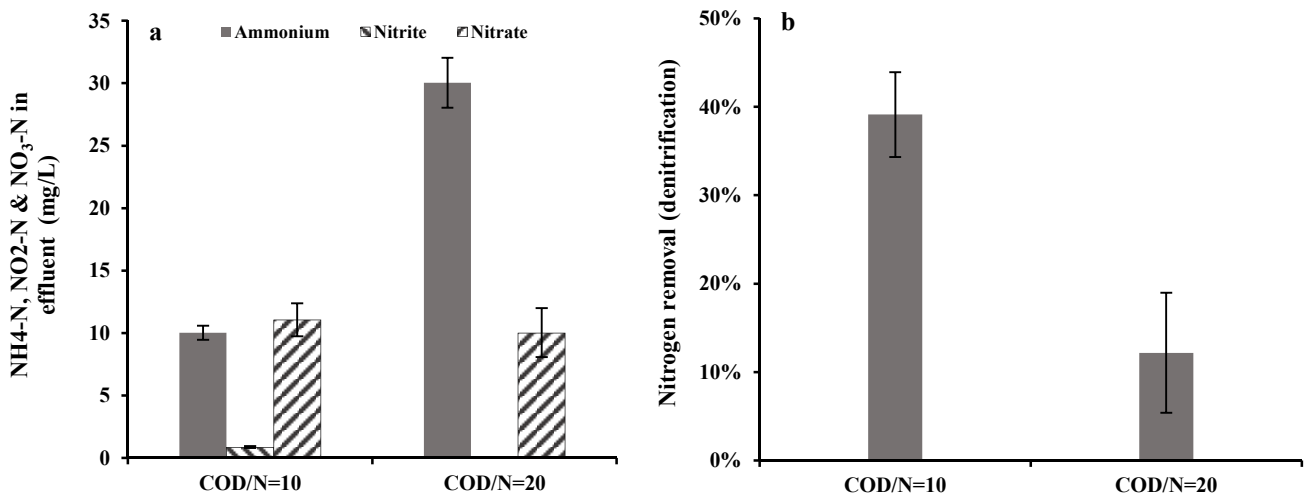


Fig. 5. Average nitrification (a) and denitrification (b) in phases 1 and 2

شکل ۵- متوسط بازدهی شوره‌سازی (a) و شوره‌زدایی (b) در فازهای ۱ و ۲

طبق نتایج پژوهش لین و همکاران، افزایش نسبت COD/N از ۳ تا ۱۰ در یک سیستم MABR^۱، سبب کاهش چشمگیر جمعیت شوره‌سازها در سیستم شده است (Lin et al., 2016).
 بینا و همکاران نیز کاهش سرعت شوره‌سازی با افزایش نسبت COD/N از ۱۴/۱۵ به ۲۴/۰۸ در یک راکتور لجن فعال را گزارش نمودند و دلیل آن را افزایش جمعیت باکتری‌های هتروتروف و مصرف اکسیژن توسط آن‌ها بیان نمودند (Bina et al., 2005).

همچنین کاررا و همکاران در پژوهش خود به این نتیجه رسیدند که با افزایش نسبت COD/N از ۱۶ به ۶۰ در یک سیستم MLE^۲، نرخ شوره‌سازی به صورت نمایی کاهش می‌یابد (Carrera et al., 2004). این نتایج، با نتایج به دست آمده در این پژوهش، هم‌خوانی دارد.

در هر دو فاز، غلظت نیتريت در پساب خروجی کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر بود که این مسئله به دلیل عدم پایداری نیتريت و اکسیداسیون سریع آن به نیترات در شرایط هوازی است. با افزایش نسبت COD/N، غلظت نیترات خروجی از $10/04 \pm 1/96$ mg NO₃-N/L در فاز ۱ به $11/07 \pm 1/31$ mg NO₃-N/L در فاز ۲ کاهش یافت. این تغییر غلظت بسیار کم و به لحاظ آماری غیر معنی‌دار است.

به حدود ۳۰ mg NH₄-N/L در فاز ۲ رسید. به این ترتیب، می‌توان گفت افزایش نسبت COD/N از ۱۰ به ۲۰، کاهش ۳۳ درصدی کارایی اکسیداسیون آمونیوم را در پی داشته است. مهم‌ترین دلیل کاهش کارایی اکسیداسیون آمونیوم در فاز ۲ نسبت به فاز ۱، احتمالاً مربوط به رقابت باکتری‌های هتروتروف و باکتری‌های اتوتروف بر سر مصرف اکسیژن محلول است. به این معنی که تحت نسبت COD/N برابر با ۲۰ که متناظر با افزایش دو برابری میزان مواد آلی ورودی به سیستم است، جمعیت باکتری‌های هتروتروف به‌ویژه در MLSS به شدت افزایش یافته است. این مسئله موجب شده تا بخش قابل توجهی از اکسیژن محلول در این فاز توسط باکتری‌های هتروتروف برای تجزیه این بار آلی ورودی، مصرف شود و در نتیجه باکتری‌های اتوتروف که نرخ رشد و متابولیسم کمتری در مقایسه با هتروتروف‌ها دارند، قادر به رقابت در مصرف اکسیژن محلول نباشند. متعاقب این شرایط، رشد اتوتروف‌های شوره‌ساز محدود شده و در نتیجه بازدهی فرایند شوره‌سازی نسبت به فاز ۱ کاهش یافته است. در تکمیل توضیحات فوق، اشاره به این نکته لازم است که منبع کربن باکتری‌های هتروتروف برای تشکیل بافت سلولی، ماده آلی و برای باکتری‌های اتوتروف، دی‌اکسید کربن است (Metcalf and Eddy, 2014).

¹ Membrane-Aerated Biofilm Reactor (MABR)

² Modified Ludzack-Ettinger (MLE)



۳-۲-۲- شوره‌زدایی و حذف نیتروژن

برای محاسبه میزان شوره‌زدایی یا میزان تبدیل نیترات به نیتروژن گازی، از معادله ۱ استفاده شد. همان‌طور که در شکل ۵-b مشاهده می‌شود، با افزایش نسبت COD/N از ۱۰ به ۲۰، کارایی شوره‌زدایی از ۳۹ به ۱۲ درصد کاهش یافت. به عبارت دیگر، با افزایش نسبت COD/N، علاوه بر کاهش نرخ فرایند شوره‌سازی، نرخ شوره‌زدایی نیز در طول سیکل کاهش یافت و در نتیجه موجب کاهش بازدهی حذف نیترات در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ شد. با این فرض که نرخ شوره‌سازی در اوایل سیکل تصفیه و نرخ شوره‌زدایی در اواخر سیکل بیشتر بود، انتظار می‌رفت که با افزایش مقدار ماده آلی ورودی به سیستم و باقی ماندن بخشی از آن تا انتهای سیکل، فعالیت شوره‌زدایی باکتری‌های هتروتروف در اواخر سیکل تضمین شود و شوره‌زدایی با بازدهی بیشتری به انجام برسد. اما نتایج به دست آمده در این پژوهش، روند معکوسی را نشان داد، به طوری که در فاز ۲، علی‌رغم باقی ماندن بخشی از ماده آلی تا انتهای سیکل که در شکل ۴ نشان داده شده است و نیز با وجود افزایش جرم بیوفیلم و در پی آن افزایش ناحیه آنوکسیک، میزان شوره‌زدایی کمتری در سیستم رخ داده است.

عامل اصلی این کاهش معنی‌دار با توجه به نتایج شوره‌سازی در بخش پیشین بیان می‌شود. به عبارت دیگر، کاهش شوره‌زدایی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱، در اثر کمتر بودن میزان شوره‌سازی در این فاز نسبت به فاز ۱، رخ داده است. افزایش دو برابری غلظت ماده آلی موجب افزایش شدید جمعیت باکتری‌های هتروتروف به ویژه در بخش رشد معلق یا همان MLSS شده است و در نتیجه این باکتری‌ها بخش قابل توجهی از اکسیژن محلول موجود در سیستم را برای تجزیه ماده آلی ورودی، به مصرف رسانده‌اند. در مقابل، باکتری‌های اتوتروف که نرخ رشد کمتری در مقایسه با باکتری‌های هتروتروف دارند، قادر به رقابت با باکتری‌های هتروتروف نبوده‌اند و صرفاً به بخش ناچیزی از اکسیژن محلول دسترسی داشته‌اند. این مسئله موجب شده تا جمعیت باکتری‌های اتوتروف کاهش یابد و در نتیجه فرایند شوره‌سازی در فاز ۲ با بازدهی کمتری نسبت به فاز ۱ انجام شود. این شرایط، منجر به کاهش غلظت نیترات موجود در محیط شده و به این ترتیب، باکتری‌های هتروتروف مستقر در

نواحی آنوکسیک لایه بیوفیلم که قرار است نیترات را به نیتروژن گازی احیا کنند، با کمبود نیترات مواجه شوند و نتوانند فعالیت خود را به خوبی انجام دهند. به همین دلیل در فاز ۲، علاوه بر فرایند شوره‌سازی، عملاً فرایند شوره‌زدایی نیز به خوبی انجام نشده است و به‌طور کلی حذف نیتروژن با بازدهی کمتری صورت گرفته است. به‌طور خلاصه باید گفت افزایش دو برابری نسبت COD/N، موجب غلبه باکتری‌های هتروتروف شده است و در نتیجه کاهش میزان شوره‌سازی را در پی داشته است. در اثر شوره‌سازی کمتر، نیترات کمتری در محیط تولید شده و به همین دلیل شوره‌زدایی کمتری نیز در نواحی آنوکسیک سیستم رخ داده است. بنابراین چنین نتیجه‌گیری می‌شود که تحت تأثیر نسبت COD/N بیشتر، شوره‌سازی و یا به عبارت بهتر غلظت نیترات به عامل محدودکننده شوره‌زدایی و حذف نیتروژن تبدیل شده است. تأثیر غلظت نیترات بر شوره‌زدایی توسط سایر پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (Hattori, 1983).

در رابطه با دلیل عدم تفاوت غلظت نیترات در دو فاز (شکل ۵-a) نیز از نتایج به دست آمده در این بخش استفاده می‌شود. به این ترتیب که در فاز ۱، نیترات بیشتری تولید شده اما بخش قابل توجهی از آن به نیتروژن کاهش یافته است. به‌طور معکوس در فاز ۲، نیترات کمتری تولید شده و بخش کمی از آن به نیتروژن تبدیل شده است. این مسئله موجب می‌شود تا در مجموع، غلظت نیترات خروجی نسبتاً مشابهی برای هر دو فاز مشاهده شود.

۳-۲-۳- سینتیک فرایندهای شوره‌سازی

روند تغییرات غلظت‌های آمونیوم، نیتريت و نیترات در طول یک سیکل کامل از فازهای ۱ و ۲ در شکل ۶ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، غلظت اولیه آمونیوم در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ بیشتر است. دلیل این مسئله، شوره‌سازی کم در فاز ۲ و در پی آن، غلظت زیاد آمونیوم باقیمانده از سیکل قبل است که در سیکل جدید به همراه آمونیوم ورودی اندازه‌گیری شده است. در هر دو فاز، سینتیک مرتبه صفر به خوبی بر تغییرات آمونیوم برآزش شده است. لیم و همکاران نیز در پژوهش خود بر روی حذف نیتروژن در سیستم MBSBR هوازی-آنوکسیک، سینتیک حذف آمونیوم را



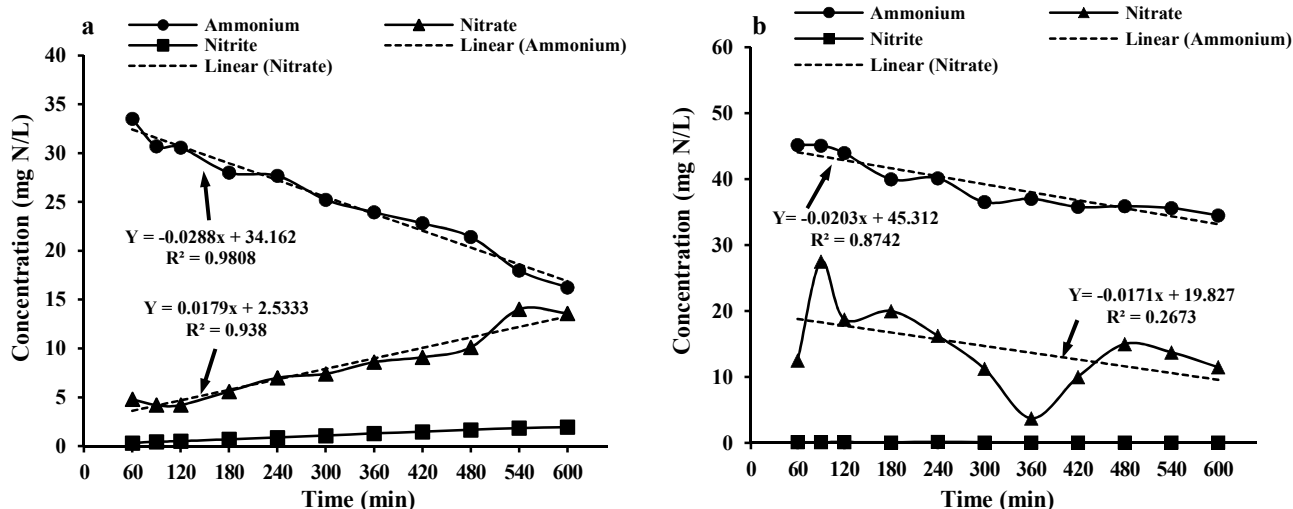


Fig. 6. Changes in ammonium, nitrite and nitrate concentration during a cycle of phase 1 (a) and phase 2 (b)

شکل ۶- تغییرات غلظت آمونیوم، نیتريت و نیترات در طول یک سیکل در فاز ۱ (a) و فاز ۲ (b)

آنوکسیک در پژوهش لیم و همکاران، تفاوت نسبت COD/N فاضلاب ورودی، ۱۰ و ۲۰ در پژوهش حاضر و ۴/۲ در پژوهش لیم و همکاران و نیز تفاوت غلظت COD فاضلاب ورودی، ۶۰۰ و ۱۲۰۰ میلی‌گرم در پژوهش حاضر و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در پژوهش لیم و همکاران که شدیداً بر توزیع جمعیت باکتریایی اثرگذار است، از دیگر دلایل نرخ متفاوت کاهش غلظت آمونیوم در دو پژوهش هستند. غلظت نیتريت در طول مرحله واکنش در هر دو فاز ۱ و ۲ نزدیک صفر بود که دلیل آن ناپایداری این ترکیب و تبدیل سریع آن به نیترات در شرایط هوادهی است. از این رو بررسی تغییرات زمانی غلظت نیتريت در طول سیکل میسر و چندان معنی‌دار نیست. در سایر پژوهش‌ها نیز، غلظت نیتريت در مرحله هوازی عمدتاً نزدیک به صفر گزارش شده است (Lim et al., 2011, Lim et al., 2012).

در فاز ۱ با کاهش غلظت آمونیوم، غلظت نیترات افزایش یافت. هرچند که نرخ افزایش غلظت نیترات برابر با $0.0179 \text{ mg N/L.min}$ بود و به میزان قابل توجهی کمتر از نرخ کاهش غلظت آمونیوم در این فاز که برابر $0.0288 \text{ mg N/L.min}$ بود. این بدان معنی است که نیترات علاوه بر آنکه طی اکسیداسیون آمونیوم و سپس نیتريت تولید شده، از سوی دیگر در حال تبدیل به نیتروژن گازی نیز بوده است. برآیند این دو فرایند، به‌طور کلی افزایشی است و موجب افزایش غلظت نیترات با زمان شده است. به‌عبارت دیگر در فاز ۱، شوره‌سازی بر شوره‌زدایی غلبه داشته است.

مرتب‌ه صفر گزارش کردند (Lim et al., 2011). با توجه به اینکه بخش اندکی از آمونیوم، جذب بافت آلی می‌شود و تغییرات عمده غلظت آمونیوم تحت تأثیر شوره‌سازی است، بنابراین در روند تغییرات غلظت آمونیوم نوسانات کمتری نسبت به روند تغییرات غلظت نیترات مشاهده می‌شود. طبق شکل ۶-ا، نرخ کاهش غلظت آمونیوم در فاز ۱ تقریباً برابر با $0.0288 \text{ mg N/L.min}$ است که در مقایسه با نرخ کاهش غلظت آمونیوم در فاز ۲ $0.0203 \text{ mg N/L.min}$ حدود ۲۹ درصد بیشتر است. این کاهش نرخ تبدیل آمونیوم در فاز ۲، مؤید نتایج بخش‌های پیشین مبنی بر شوره‌سازی ضعیف‌تر در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ است.

لیم و همکاران نرخ کاهش غلظت آمونیوم در سیستم MBSBR هوازی-آنوکسیک را بین 0.0153 تا $0.0285 \text{ mg N/L.min}$ به‌دست آوردند (Lim et al., 2011). از جمله دلایل اختلاف مقدار نرخ کاهش غلظت آمونیوم در پژوهش لیم و همکاران و پژوهش حاضر به اختلاف مقدار غلظت اکسیژن محلول در دو پژوهش اشاره می‌شود، به‌طوری‌که در پژوهش لیم و همکاران غلظت اکسیژن محلول در بیشتر زمان مرحله هوازی بیش از ۶ میلی‌گرم در لیتر بود در حالی که در پژوهش حاضر این مقدار در بیشترین حالت به ۴ میلی‌گرم در لیتر رسید. غلظت اکسیژن بیشتر موجب می‌شود تا باکترهای شوره‌ساز اتوتروف شانس بیشتری برای دسترسی به اکسیژن در رقابت با باکتری‌های هتروتروف داشته باشند. همچنین تفاوت شرایط واکنش، هوازی کامل در پژوهش حاضر و هوازی-



به دلیل کمبود نیترات در محیط به شکل مطلوبی انجام نشود و بازدهی کمتری نسبت به فاز ۱ داشته باشد (۳۹ درصد در فاز ۱ در مقابل ۱۲ درصد در فاز ۲).

به طور کلی می‌توان گفت در فرایند SND در راکتور MBSBR هوازی، افزایش نسبت COD/N در شرایطی می‌تواند به افزایش شوره‌زدایی و حذف بهتر نیتروژن کمک کند که منجر به کم شدن فعالیت اتوتروف‌ها و کاهش نرخ شوره‌سازی نشود. از این رو می‌توان پیشنهاد نمود که برای بهبود بازدهی حذف نیتروژن در نسبت‌های COD/N بالا، سیستم MBSBR تحت سن لجن‌های بیشتر از ۱۰ روز و نیز تحت غلظت اکسیژن محلول بیشتر بهره‌برداری شود تا شرایط مناسب‌تری برای افزایش جمعیت اتوتروف‌ها در سیستم فراهم شود. باکتری‌های اتوتروف دارای نرخ رشد کمتری در مقایسه با باکتری‌های هتروتروف هستند و از این رو افزایش سن لجن می‌تواند به افزایش جمعیت این باکتری‌ها در سیستم بیولوژیکی کمک کند. همچنین افزایش نرخ هوادهی می‌تواند شانس باکتری‌های اتوتروف را برای دسترسی به اکسیژن محلول در رقابت با باکترهای هتروتروف افزایش دهد. به این ترتیب می‌توان انتظار داشت کارایی شوره‌سازی توسط اتوتروف‌ها و در پی آن، کارایی شوره‌زدایی توسط هتروتروف‌ها در سیستم افزایش یابد.

۵- قدردانی

این پژوهش به عنوان بخشی از یک پایان‌نامه کارشناسی ارشد در دانشگاه علم و صنعت ایران به انجام رسیده است. از مجموعه نامبرده به دلیل تأمین هزینه‌ها، مواد و تجهیزات مورد نیاز قدردانی می‌شود.

در فاز ۲، تغییرات غلظت نیترات نوسانات زیادی را نشان داد (شکل ۶-b). با توجه به آنکه تغییرات غلظت نیترات وابسته به دو عامل شوره‌سازی و شوره‌زدایی است، احتمالاً غلبه یک واکنش بر دیگری در زمان‌های مختلف در طول سیکل، موجب این نوسانات شده است. به دلیل نوسانات موجود در روند تغییرات غلظت نیترات، سینتیک مرتبه صفر پرازش خوبی بر این منحنی نداشت. اما با این وجود، غلظت نیترات در مجموع روندی کاهشی با نرخ ۰/۰۱۷ را نشان داد. روند کاهشی غلظت نیترات در فاز ۲ نشان‌دهنده آن است که در بیشتر بازه‌های زمانی در این فاز، فرایند شوره‌سازی با نرخ کمتری نسبت به فرایند شوره‌زدایی انجام گرفته است. این نتیجه، مؤید شوره‌سازی بسیار ضعیف در فاز ۲ است که پیش‌تر به آن اشاره شد و به عنوان عامل کنترل‌کننده شوره‌زدایی از آن یاد شد.

۴- نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج به دست آمده، افزایش نسبت COD/N از ۱۰ به ۲۰ در خوراک ورودی، موجب افزایش قابل توجه جرم بیوفیلم از ۱۵ به ۲۵ mg/media و نیز افزایش شدید COD خروجی از سیستم از ۲۲ به ۱۹۲ میلی‌گرم در لیتر شد، اما در مقابل تأثیر بسیار کمی بر MLSS گذاشت. افزایش دو برابری مقدار COD ورودی در فاز ۲، موجب افزایش جمعیت باکتری‌های هتروتروف و غلبه آن‌ها بر باکتری‌های اتوتروف در رقابت بر سر مصرف اکسیژن محلول شد به گونه‌ای که بازدهی شوره‌سازی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ به میزان ۳۳ درصد کاهش پیدا کرد. نتایج به دست آمده از بررسی سینتیک فرایندهای شوره‌سازی نیز به خوبی مؤید کاهش قابل توجه نرخ شوره‌سازی در فاز ۲ نسبت به فاز ۱ بود. کاهش نرخ شوره‌سازی در فاز ۲ موجب شد تا در این فاز، علی‌رغم افزایش جرم بیوفیلم و باقی ماندن بخشی از ماده آلی تا انتهای سیکل، فرایند شوره‌زدایی

References

- APHA. AWWA, WEF. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st Ed., APHA Publication, Washington DC, USA.
- Bina, B., Movahedian, H. & Pourzamani, H.R. 2005. Effect of influent COD/N ratio on nitrification rate in a bench-scale biological reactor. *Journal of Water and Wastewater*, 16(1), 30-37. (In Persian)
- Cao, Y., Zhang, C., Rong, H., Zheng, G. & Zhao, L. 2017. The effect of dissolved oxygen concentration (DO) on oxygen diffusion and bacterial community structure in moving bed sequencing batch reactor (MBSBR). *Water Research*, 108, 86-94.



- Carrera, J., Vicent, T. & Lafuente, J. 2004. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry*, 39(12), 2035-2041.
- Dong, B. & Jiang, S. 2009. Characteristics and behaviors of soluble microbial products in sequencing batch membrane bioreactors at various sludge retention times. *Desalination*, 243, 240-250.
- Fan, J., Ji, F., Xu, X., Wang, Y., Yan, D., Xu, X. et al. 2015. Prediction of the effect of fine grit on the MLVSS/MLSS ratio of activated sludge. *Bioresource Technology*, 190, 51-56.
- Fu, Z., Yang, F., Zhou, F. & Xue, Y. 2009. Control of COD/N ratio for nutrient removal in a modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. *Bioresource Technology*, 100(1), 136-141.
- Goh, C.P., Seng, C.E., Sujari, A.N.A. & Lim, P.E. 2009. Performance of sequencing batch biofilm and sequencing batch reactors in simultaneous p-nitrophenol and nitrogen removal. *Environmental Technology*, 30(7), 725-736.
- Hakimelahi, M., Moghaddam, M.R.A. & Hashemi, S.H. 2012. Biological treatment of wastewater containing an azo dye using mixed culture in alternating anaerobic/aerobic sequencing batch reactors. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 17(4), 875-880.
- Hattori, A. 1983. Denitrification and dissimilatory nitrate reduction. In: Carpenter, E. J. & Capone, D. G. (Eds.), *Nitrogen in the Marine Environment*, Academic Press, Inc. New York, USA, 191-232.
- Janga, N., Ren, X., Kim, G., Ahn, C., Cho, J. & Kim, I.S. 2007. Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, 202(1-3), 90-98.
- Kunacheva, C. & Stuckey, D.C. 2014. Analytical methods for soluble microbial products (SMP) and extracellular polymers (ECP) in wastewater treatment systems: a review. *Water Research*, 61, 1-18.
- Lim, J.W., Lim, P.E. & Seng, C.E. 2012. Enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period. *Chemical Engineering Journal*, 197, 199-203.
- Lim, J.W., Seng, C.E., Lim, P.E., Ng, S.L. & Sujari, A.N.A. 2011. Nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor using polyurethane foam cubes of various sizes as carrier materials. *Bioresource Technology*, 102(21), 9876-9883.
- Lin, J., Zhang, P., Li, G., Yin, J., Li, J. & Zhao, X. 2016. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 113, 74-79.
- Liu, H., Yang, F., Shi, S. & Liu, X. 2010. Effect of substrate COD/N ratio on performance and microbial community structure of a membrane aerated biofilm reactor. *Journal of Environmental Sciences*, 22(4), 540-546.
- Masłoń, A. & Tomaszek, J.A. 2015. A study on the use of the BioBall as a biofilm carrier in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 196, 577-585.
- Meng, F., Chae, S.R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.S. & Yang, F. 2009. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43, 1489-1512.
- Mielcarek, A., Rodziewicz, J., Janczukowicz, W., Thornton, A.J., Józwiak, T. & Szymczyk, P. 2015. Effect of the C:N:P ratio on the denitrifying dephosphatation in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR). *Journal of Environmental Sciences*, 38, 119-125.
- Pelaz, L., Gómez, A., Letona, A., Garralón, G. & Fdz-Polanco, M. 2018. Nitrogen removal in domestic wastewater. Effect of nitrate recycling and COD/N ratio. *Chemosphere*, 212, 8-14.
- Qingjuan, M., Fenglin, Y., Lifan, L. & Fangang, M. 2008. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. *Journal of Environmental Sciences*, 20(8), 933-939.



- Roy, D., Hassan, K. & Boopathy, R. 2010. Effect of carbon to nitrogen (C: N) ratio on nitrogen removal from shrimp production waste water using sequencing batch reactor. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 37(10), 1105-1110.
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R. & Burton, F. 2014. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5th Ed., McGraw-Hill Education. Metcalf & Eddy Inc., New York, USA.
- Vigil, K.M. 2003. *Clean water, 2nd Ed.: an introduction to water quality and water pollution control*. Oregon State University Press, USA.
- Zinatizadeh, A.A.L. & Ghaytooli, E. 2015. Simultaneous nitrogen and carbon removal from wastewater at different operating conditions in a moving bed biofilm reactor (MBBR): process modeling and optimization. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 53, 98-111.
- Zuriaga-Agusti, E., Iborra-Clar, M.I., Mendoza-Roca, J.A., Tancredi, M., Alcaina-Miranda, M.I. & Iborra-Clar, A. 2010. Sequencing batch reactor technology coupled with nanofiltration for textile wastewater reclamation. *Chemical Engineering Journal*, 161(1-2), 122-128.

