

Journal of Water and Wastewater, Vol. 30, No.6, pp: 90-98

Modelling of Granular Sludge Bioreactor to Study the Influence of Dissolved Oxygen Concentration and Loading Rates on Simultaneous COD, N and P-removal

M. Hosseini¹, Y. Beygi Khosrowshahi², S. Agbolaghi²

1. Assist. Prof., Dept. of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Azarbaijan Shahid Madani University, Tabriz, Iran
(Corresponding Author) m.hosseini@azaruniv.ac.ir
2. Assist. Prof., Dept. of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Azarbaijan Shahid Madani University, Tabriz, Iran

(Received June 26, 2018 Accepted Dec. 30, 2018)

To cite this article:

Hosseini, M., Beygi Khosrowshahi, Y., Agbolaghi, S., 2019, "Modelling of granular sludge bioreactor to study the influence of dissolved oxygen concentration and loading rates on simultaneous COD, N and P-removal." Journal of Water and Wastewater, 30(6), 90-98. Doi: 10.22093/wwj.2019.142169.2725. (In Persian)

Abstract

Recently, aerobic granular sludge reactors have been extensively studied as a new technology for wastewater treatment. In this study, a mathematical model has been developed and compared with the experimental results to study the microbial distribution and overall conversions performance of the reactor at different conditions such as dissolved oxygen concentrations and COD, nitrogen and phosphorus loading rates. A laboratory reactor with working volume of 3 L was operated in sequencing batch mode. A model was developed using Aquasim software to investigate the structure and performance of the reactor at different dissolved oxygen concentrations and COD, nitrogen and phosphorus loading rates. The model results showed that the majority of the microorganisms inside the biofilm are phosphate accumulating organisms. Total COD and P-removal under the laboratory conditions at a dissolved oxygen (DO) concentration of 100% was reached, but the obtained N-removal was not sufficient. Therefore, the N-removal at lower oxygen concentrations was studied. The optimum value for nitrogen removal was obtained (more than 98%) with a DO concentration of 40-45% and 35% by simulation and in the laboratory reactor, respectively. The model describes the experimental data at different COD, nitrogen and phosphorus loading rates, sufficiently well. The results of the experimental data and model were in good agreement. Therefore, the model can be used for process understanding and optimization of this complex system.

Keywords: COD Removal, Nitrogen Removal, Phosphorus Removal, Aerobic Granules, Modeling, Sequencing Batch Reactor.



مجله آب و فاضلاب، دوره ۳۰، شماره ۶، صفحه: ۹۸-۹۰

مدل سازی راکتور لجن گرانولی هوازی برای بررسی اثر اکسیژن و بار ورودی بر حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر

مریم حسینی^۱، یونس بیگی خسروشاهی^۲، سمیرا آقبلاغی^۲

۱- استادیار، گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی مهندسی،
دانشگاه شهید مدنی آذربایجان، تبریز، ایران
(نویسنده مسئول) m.hosseini@azaruniv.ac.ir

۲- استادیار، گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی مهندسی،
دانشگاه شهید مدنی آذربایجان، تبریز، ایران

(دریافت ۹۷/۴/۵ پذیرش ۹۷/۱۰/۹)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام فرمایید:

حسینی، م.، بیگی خسروشاهی، ی.، آقبلاغی، س.، ۱۳۹۸، "مدل سازی راکتور لجن گرانولی هوازی برای بررسی اثر اکسیژن و بار ورودی بر حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر" مجله آب و فاضلاب، ۳۰(۶)، ۹۸-۹۰. Doi: 10.22093/wwj.2019.142169.2725

چکیده

در دهه اخیر، راکتور با گرانول‌های هوازی به‌عنوان یک فناوری جدید برای حذف آلاینده‌ها از فاضلاب، مورد توجه زیادی قرار گرفته است. در این پژوهش برای توصیف کارایی راکتور حاوی گرانول‌های هوازی با بچ‌های متوالی، برای حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر، یک مدل ریاضی ارائه و با نتایج آزمایشگاهی مقایسه شد. یک راکتور آزمایشگاهی با حجم کاری سه لیتر به‌صورت بچ‌های متوالی برای حذف آلاینده‌ها مورد بهره‌برداری قرار گرفت. همچنین یک مدل با استفاده از نرم‌افزار آکواسیم ارائه و برای بررسی ساختار میکربی و نیز کارایی سیستم، در غلظت‌های مختلف اکسیژن و بارهای ورودی مختلف COD، نیتروژن و فسفر به‌کار گرفته شد. نتایج مدل نشان داد که بخش عمده‌ای از گرانول‌ها، از میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفات تشکیل شده‌اند. در حالی که میزان اکسیژن، بر حذف COD و فسفر تأثیری ندارد ولی حذف نیتروژن، کاملاً به میزان اکسیژن وابسته است. حذف بیش از ۹۸ درصد نیتروژن، در محدوده ۴۰ تا ۴۵ درصد غلظت اشباع اکسیژن در مدل و ۳۵ درصد در راکتور آزمایشگاهی به‌دست آمد. نتایج مدل و آزمایش تجربی حذف نیتروژن و فسفر در بارهای مختلف ورودی آلاینده‌ها، تطابق خوبی را نشان داد. نتایج حاصل از مدل در غلظت‌های مختلف اکسیژن و بارهای مختلف ورودی COD، نیتروژن و فسفر تطابق کیفی مناسبی را با نتایج آزمایشگاهی نشان داد. به‌دلیل پیچیده بودن سیستم گرانول‌های هوازی و طولانی بودن انجام آزمایش‌های تجربی، مدل پیشنهادی به‌خوبی می‌تواند برای توصیف کیفی فرایندهای پیچیده در سیستم گرانول‌های هوازی به‌کار برده شود.

واژه‌های کلیدی: حذف COD، حذف نیتروژن، حذف فسفر، گرانول هوازی، مدل‌سازی، راکتور با بچ‌های متوالی

۱- مقدمه

برگشتی زیاد مایع و در نتیجه افزایش سرمایه‌گذاری است. افزایش جمعیت و توسعه سریع کلان‌شهرها و عدم دسترسی به زمین ارزان قیمت و مناسب در شرایط کنونی، وضعیتی را ایجاد کرده است که افزایش ظرفیت هیدرولیکی و فرایندی تصفیه‌خانه‌ها عملاً با مشکلات حادی روبرو شده است. در چند سال اخیر، گرانولاسیون هوازی به‌عنوان یک فرایند محیط زیستی جدید، امکان رشد توده میکربی با دانسیته و غلظت

سیستم‌های متداول لجن فعال، اغلب برای تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی مورد استفاده قرار می‌گیرند. این سیستم‌ها نیاز به مساحت زیادی برای تصفیه و ته‌نشینی لجن لخته‌ای دارند و لجن مازاد زیادی تولید می‌کنند. علاوه بر این، یک سیستم تصفیه فاضلاب کامل، باید دارای فرایندهای مختلف تصفیه شامل حذف COD، نیتروژن و فسفر باشد. بدیهی است دستیابی به تصفیه کامل فاضلاب، مستلزم احداث واحدهای اضافی، گردش جریان‌های



۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- راکتور آزمایشگاهی

آزمایش‌ها در یک راکتور ستونی حبابدار از جنس پلکسی گلس^۱ با حجم کاری ۳ لیتر و قطر داخلی ۷ سانتی‌متر انجام گرفت. از طریق یک توزیع کننده، هوا در انتهای پایینی راکتور با سرعت ۳ لیتر در دقیقه وارد راکتور شد. راکتور به صورت بچ‌های متوالی راه‌اندازی شد و زمان کل چرخه ۳ ساعت، شامل مراحل پرکردن، هوادهی، ته‌نشینی و فاز تخلیه بود. خوراک استات در طی ۶۰ دقیقه از پایین راکتور و از میان بستر گرانول‌ها وارد راکتور شد و بعد از اتمام خوراک‌دهی، راکتور به مدت ۱۱۲ دقیقه هوادهی شد. در طی ۵ دقیقه ته‌نشینی، گرانول‌های دارای سرعت ته‌نشینی زیاد، در راکتور باقی ماندند و ذرات با سرعت ته‌نشینی کم، از سیستم شسته شدند. پس از اتمام زمان ته‌نشینی در مدت زمان ۳ دقیقه، نیمی از محتوای راکتور از محلی که در ارتفاع ۵۰ سانتی‌متری راکتور تعبیه شده بود، خارج شد. pH داخل راکتور بین ۶/۸ تا ۷/۲ با استفاده از الکتروود pH و دستگاه کنترل‌کننده (2500, Mettler Toledo, pH Switzerland) ثابت نگه داشته شد (شکل ۱).

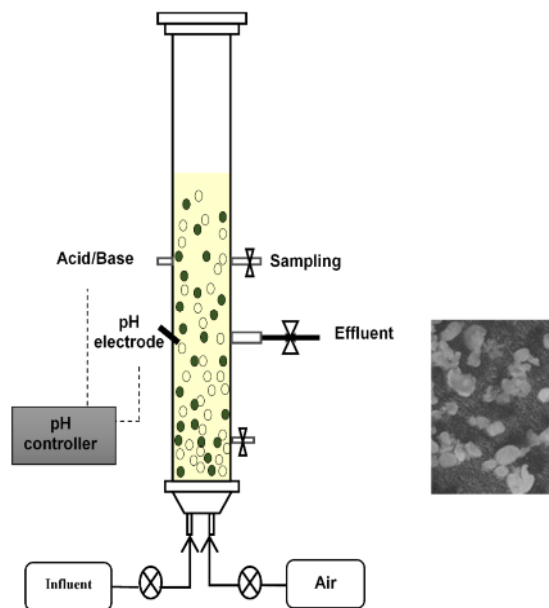


Fig. 1. Schematic representation of the reactor and the formed granules

شکل ۱- شکل شماتیک راکتور آزمایشگاهی و تصویر گرانول‌های تشکیل شده

زیاد را در راکتور به صورت لجن گرانولی فراهم می‌آورد، بدون این که از مواد حامل، برای ایجاد بیوفیلم استفاده شود. از جمله مزایای این سیستم‌ها می‌توان به ساختار منظم، فشرده و محکم میکربی، قابلیت ته‌نشینی مناسب، زمان ماند زیاد توده میکربی، مقاومت زیاد در برابر شوک‌های آلی و سمی و نیاز به مساحت بسیار کمتر در مقایسه با سیستم لجن فعال اشاره نمود. به‌علت گرادیان نفوذ ترکیبات در بیوفیلم و وجود توده‌های میکربی متفاوت، فرایندهای مختلف تصفیه که در سیستم‌های متداول در تانک‌های جداگانه صورت می‌گیرد، به‌طور همزمان در یک راکتور انجام‌پذیر می‌شود. در پژوهش‌های اخیر، تشکیل گرانول‌های هوازی در راکتورهای با بچ‌های متوالی برای حذف COD و نیتروژن (Beun et al., 2001) و حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر (De Kreuk et al., 2005) مورد مطالعه قرار گرفته است.

مدل‌سازی ریاضی، ابزار بسیار سودمندی برای بررسی سیستم‌های پیچیده، از جمله سیستم لجن گرانولی است. به دلیل زمان زیاد مورد نیاز برای توسعه لجن گرانولی، مدل‌سازی این سیستم می‌تواند به شناخت فرایندهای متفاوت و نحوه توزیع میکروارگانیسم‌ها در درون گرانول‌ها کمک شایانی نماید و عملکرد این سیستم‌ها را در شرایط متفاوت پیش‌بینی می‌کند. از جمله پژوهش‌هایی که به مدل‌سازی ریاضی در این زمینه پرداخته‌اند می‌توان به حذف همزمان COD و نیتروژن در راکتور با بچ‌های متوالی بدون در نظر گرفتن حذف فسفر (Beun et al., 2001) و مدل‌سازی برای حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر در سیستم لجن فعال (Mijer, 2004, Hao et al., 2001) اشاره کرد. در مدل دیگری حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر در راکتور با بچ‌های متوالی ارائه شده است، هرچند کارایی سیستم در بارهای ورودی مختلف نیتروژن و فسفر مورد بررسی قرار نگرفته است (De Kreuk et al., 2007).

در این پژوهش یک مدل ریاضی با استفاده از اطلاعات مدل‌های قبلی تصفیه فاضلاب ارائه شد و همچنین یک راکتور آزمایشگاهی با بچ‌های متوالی به‌منظور بررسی کارایی راکتور در غلظت‌های مختلف اکسیژن محلول و بارهای ورودی مختلف COD، نیتروژن و فسفر راه‌اندازی شد تا نتایج حاصل از آن با نتایج مدل، مقایسه شود.

¹ Plexiglass

۲-۳- فرایندهای تبدیلی

مدل ارائه شده در این پژوهش، در واقع مدل توسعه یافته پژوهش‌های قبلی برای حذف همزمان COD و نیتروژن، توسط میکروارگانیزم‌های هتروتروف^۲ در راکتور با بچ‌های متوالی (Beun et al., 2001) و نیز مدل حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر در یک سیستم پیوسته لجن فعال (Hao et al., 2001, Mijer, 2004) و در راکتور با بچ‌های متوالی (De Kreuk et al., 2007) است.

نیتریفیکاسیون آمونیوم در طی دو مرحله تبدیل آمونیوم به نیتريت و نیتريت به نیترات در نظر گرفته شد. بنابراین چهار گروه از میکروارگانیزم‌ها شامل میکروارگانیزم‌های هتروتروف، میکروارگانیزم‌های ذخیره‌کننده فسفر و نیتریفایرها^۳ در مدل وارد شدند.

میکروارگانیزم‌های ذخیره‌کننده فسفر در طی یک ساعت خوراک‌دهی بی‌هوازی بدون حضور پذیرنده خارجی الکترون، استات را به صورت پلیمرهای درون سلولی ذخیره و در طی دوره قحطی که فاز هوازی است، بر روی این پلیمرها رشد می‌کنند. انرژی مورد نیاز برای ذخیره‌سازی پلیمرهای درون سلولی از تجزیه پلی‌فسفات و گلیکوژن درون سلولی به دست می‌آید. در دوران قحطی میکروارگانیزم‌های ذخیره‌کننده فسفر با استفاده از پلیمرهای درون سلولی، فسفر موجود در محیط را به صورت پلی‌فسفات ذخیره می‌کنند و همچنین گلیکوژن مصرف شده را دوباره می‌سازند.

میکروارگانیزم‌های هتروتروفی که قادر به ذخیره استات در طی یک ساعت خوراک‌دهی باشند، در دوره قحطی قادر به رشد هستند. میکروارگانیزم‌های اتوتروف در زمان هوادهی راکتور طی پدیده نیتریفیکاسیون، آمونیوم را به نیتريت و نیتريت را به نیترات تبدیل می‌کنند. نیتريت و نیترات تولید شده در مناطقی از گرانول‌ها که اکسیژن حضور ندارد، به عنوان پذیرنده الکترون عمل می‌نمایند و به گاز نیتروژن تبدیل می‌شوند (دنیتریفیکاسیون). از آنجایی که تمامی فرایندهای هوازی و انوکسیک با معادلات یکسان توصیف می‌شوند، یک عامل کاهش ۰/۸ برای تمامی فرایندهای انوکسیک نسبت به فرایندهای هوازی نظر گرفته شد. در ضمن برای تمامی میکروارگانیزم‌ها واکنش مرگ در نظر گرفته شد که ترکیبات

در راکتور آزمایشگاهی و همچنین مدل آکواسیم^۱، مقدار COD، نیتروژن و فسفر ورودی اولیه به ترتیب برابر ۵۰، ۴۰۰، ۱۵ گرم در مترمکعب، متناظر با بارهای ورودی $1/6 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$ ، $0/2 \text{ kgN/m}^3 \cdot \text{d}$ و $0/6 \text{ kgP/m}^3 \cdot \text{d}$ بود که در شرایط مختلف با توجه به بارهای مورد نظر تغییر داده شد. اندازه‌گیری‌های آمونیوم، نیترات و فسفر با کیت‌های استاندارد (Merck, Germany) و تعیین COD مطابق با روش استاندارد (Clesceri, 2005) و استفاده از اسپکتروفتومتر Pharo300, Merck Germany انجام شد.

۲-۲- شرح مدل

در مدل‌سازی از نرم افزار آکواسیم استفاده شد (Richert, 1995). این نرم‌افزار، کاربرد بسیار وسیعی در مدل‌سازی سیستم‌های محیط زیستی دارد. مدل‌سازی بر اساس مشخصات راکتور آزمایشگاهی و شرایط اعمال شده در آزمایشگاه انجام گرفت. از آنجایی که راکتور آزمایشگاهی به صورت بچ‌های متوالی کار می‌کند و در هر بار تخلیه نیمی از محتوای داخل راکتور تخلیه می‌شود، در طراحی، محفظه راکتور بیوفیلمی با حجم متغیر در طول چرخه در نظر گرفته شد. ولی از آنجایی که در برنامه آکواسیم، امکان مدل‌سازی با حجم متغیر در محفظه بیوفیلمی وجود ندارد، راکتور آزمایشگاهی به صورت تلفیقی از یک راکتور بیوفیلمی با حجم ثابت ۱/۵ لیتر و یک راکتور همزده با حجم متغیر از صفر تا ۱/۵ لیتر با سرعت بسیار زیاد جریان چرخشی بین دو راکتور برای اطمینان از غلظت یکسان در هر دو راکتور، انتخاب و حضور گرانول‌ها فقط در محفظه بیوفیلمی در نظر گرفته شد.

تعداد و اندازه گرانول‌ها می‌تواند نتایج مدل‌سازی را تحت تأثیر قرار دهد. قطر گرانول‌ها در راکتور آزمایشگاهی در محدوده ۰/۲ تا ۳/۲ میلی‌متر و با قطر متوسط ۱/۵ میلی‌متر بود. مدل‌سازی با قطرهای متغیر باعث پیچیدگی فراوان مدل می‌شود. بنابراین در مدل، قطر متوسط ۱/۵ میلی‌متر برای تمامی گرانول‌ها در نظر گرفته شد. به منظور داشتن یک مقدار قابل مقایسه از زیست توده در مدل و در راکتور آزمایشگاهی که در حدود 23 gVSS/L بود، تعداد گرانول‌ها ۴۰۰۰۰۰ در نظر گرفته شد. در مدل، میزان رشد و کنده شدن از سطح به نحوی بود که قطر گرانول‌ها ثابت بماند.

² Heterotroph

³ Nitrifiers

¹ AQUASIM



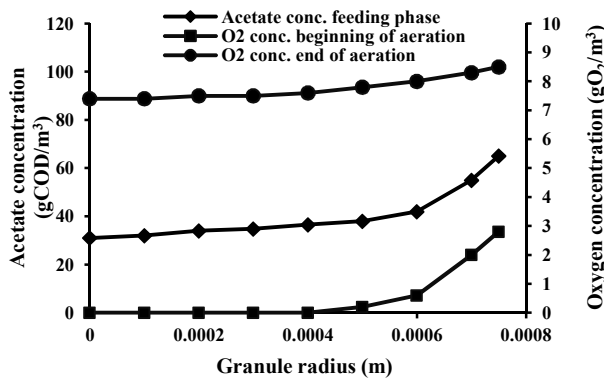


Fig. 2. The simulated results of the profile of acetate and dissolved oxygen concentrations inside the granules

شکل ۲- عمق نفوذ اکسیژن و استات در داخل گرانول با مدل

آمونیم، غلظت اکسیژن در داخل راکتور افزایش می‌یابد و در نهایت، اکسیژن به‌طور کامل به داخل گرانول‌ها نفوذ می‌کند. با توجه به نفوذ استات به داخل گرانول که بیشتر از مقدار مورد نیاز است، انتظار می‌رود که PHB در تمامی قسمت‌های گرانول تجمع یابد. نتایج حاصل از مدل، این پیش‌بینی را تأیید کرد.

در شکل ۳، نتایج مدل میزان تغییرات PHB که در نتیجه تولید و مصرف آن است، نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود، مقدار PHB در لایه‌های خارجی، جایی که اکسیژن حضور دارد تغییرات بیشتری را نشان می‌دهد.

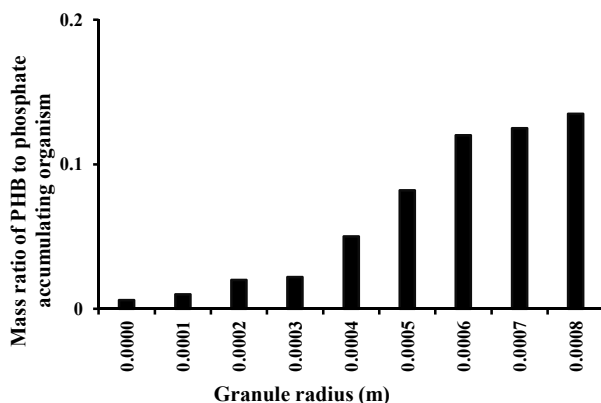


Fig. 3. The simulated results of the PHB variation inside the granules

شکل ۳- میزان تغییرات PHB در داخل گرانول با مدل

پیش‌بینی توزیع جمعیت میکروبی میکروارگانیزم‌های هتروتروف، میکروارگانیزم‌های ذخیره‌کننده فسفر و نیتریفایرها در داخل گرانول پس از رسیدن سیستم به حالت پایا در مدل، در

حاصل از این واکنش‌ها به‌صورت مواد خنثی درآمدند و در درون گرانول‌ها تجمع کردند.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- راه‌اندازی راکتور و مقایسه آن با نتایج مدل

راکتور با بیج‌های متوالی، با شرایط و مشخصاتی که اعلام شد، راه‌اندازی شد. راکتور در یک ساعت به‌طور بی‌هوازی خوراک‌دهی شد و سپس تقریباً ۲ ساعت هوادهی شد. در پایان هر سیکل بعد از ۵ دقیقه ته‌نشینی، نیمی از محتوای راکتور تخلیه می‌شد. بعد از حدود سه هفته، گرانول‌ها در سیستم ظاهر شدند. گرانول‌های تشکیل شده، در ابتدا ریز بودند و بعد از یک ماه گرانول‌ها و راکتور تقریباً به شرایط پایا رسیدند. در طول ساعت اول که خوراک‌دهی به‌صورت بی‌هوازی انجام می‌شود، به‌دلیل غلظت بالای استات در داخل راکتور، استات به‌طور کامل به داخل گرانول نفوذ می‌کند. از آنجایی که میزان استات بیشتر از میزان مورد نیاز برای رشد است، استات به‌صورت پلیمر زیست‌تخریب‌پذیر پلی‌هیدروکسی بوتیرات^۱ ذخیره می‌شود. با به‌تمام رسیدن استات، میکروارگانیزم‌ها از PHB ذخیره شده، به‌عنوان منبع کربن و انرژی در زمان باقیمانده از چرخه، استفاده می‌کنند.

در سیستم‌های بیوفیلمی که میکروارگانیزم‌ها ساختار متراکمی دارند، خوراک و اکسیژن باید به داخل بیوفیلم نفوذ کنند؛ میزان نفوذ بر نحوه توزیع میکروارگانیزم‌ها تأثیر می‌گذارد و در نهایت عملکرد سیستم را تعیین می‌کند. تعیین توزیع میکروارگانیزم‌ها و PHB به‌صورت تجربی در داخل گرانول‌ها، مشکل است، از این رو در مدل ساخته شده پس از رسیدن سیستم به حالت پایا، در ابتدا نفوذ استات، اکسیژن و سپس نحوه توزیع میکروارگانیزم‌ها و PHB در داخل گرانول مورد بررسی قرار گرفت.

در شکل ۲ عمق نفوذ استات در فاز خوراک‌دهی و همچنین عمق نفوذ اکسیژن در ابتدای و انتهای دوره هوادهی در مقابل شعاع گرانول، پس از رسیدن سیستم به حالت پایا در مدل ارائه شده است. همان‌طور که در شکل دیده می‌شود، در ابتدای دوره هوادهی، از آنجایی که اکسیژن برای نیتریفیکاسیون مصرف می‌شود، اکسیژن به میزان تقریباً ۲۵۰ میکرومتر در داخل گرانول نفوذ می‌کند. با اتمام

¹ Poly Hydroxy Butyrate (PHB)



همانطور که در شکل ۴ مشاهده می‌شود، میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده آمونیوم نسبت به اکسیدکننده‌های نیتريت به میزان بیشتری در لایه‌های بیرونی قرار دارند. دلیل اصلی، سرعت رشد کمتر میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده نیتريت نسبت به اکسیدکننده‌های آمونیوم است. از جمله دلایل دیگر این است که غلظت آمونیوم و اکسیژن در لایه‌های بالایی گرانول‌ها بیشتر است و اکسیدکننده‌های نیتريت که نسبت به اکسیدکننده‌های آمونیوم تمایل کمتری نسبت به اکسیژن دارند، در غلظت‌های کم اکسیژن، شانس کمتری برای رشد دارند.

نتایج حاصل از مدل نشان داد که هتروتروف‌ها فرصتی برای رشد ندارند و میکروارگانیسم‌های دیگر، آنها را به تدریج تریق و در نهایت از سیستم حذف می‌کنند.

۳-۲- نتایج مدل‌سازی در شرایط مختلف

به منظور بررسی رفتار سیستم در شرایط مختلف، مدل پیشنهادی در غلظت‌های متفاوت اکسیژن، نسبت‌های متفاوت COD/N و COD/P و بار آلی ورودی مختلف به راکتور، مورد بررسی قرار گرفت و نتایج حاصل از آنها با نتایج آزمایشگاهی مقایسه شد.

۳-۲-۱- تأثیر غلظت‌های مختلف اکسیژن محلول

از آنجایی که اساتد به طور کامل به داخل گرانول نفوذ می‌کند، در فاز بی‌هوازی، PHB در کل گرانول تولید می‌شود. در دوران قحطی در لایه‌های بیرونی، هنگامی که اکسیژن وجود داشته باشد، مصرف هوازی PHB برای رشد زیست توده، ساخت پلی‌فسفات و گلیکوژن رخ می‌دهد، در حالی که در لایه‌های درونی، جایی که اکسیژن حضور ندارد، مصرف انوکسیک PHB با استفاده از نیتريت و نیترات به عنوان الکترون‌گیرنده اتفاق می‌افتد. در مدل ارائه شده و نتایج تجربی، حذف کامل COD و فسفر مشاهده شد، در حالی که حذف نیتروژن به دلیل حضور نیترات در خروجی راکتور، به طور کامل انجام نشد. از آنجایی که در فاز هوازی، اکسیژن به اندازه کافی وجود دارد، آمونیوم کاملاً مصرف می‌شود. با اتمام مصرف آمونیوم، غلظت اکسیژن در داخل راکتور افزایش می‌یابد و اکسیژن به طور کامل به داخل گرانول نفوذ می‌کند (شکل ۲). در خروجی راکتور هیچ نیتريتی مشاهده نشد، اما حدود ۱۲ گرم در مترمکعب نیترات، در خروجی باقی ماند. از آنجایی که اکسیژن اثر بازدارندگی بر

شکل ۴ نشان داده شده است. توزیع جمعیت میکروارگانیسم‌ها بر حسب جزء حجمی بوده و میزان اولیه برای تمامی آنها در مدل، به غیر از هتروتروف‌ها، ۲۵ درصد در نظر گرفته شد. از آنجایی که در شرایط خوراک دهی بی‌هوازی، هتروتروف‌ها شانس زیادی برای رشد ندارند، مقدار اولیه کمتر از ۱۰ درصد در نظر گرفته شد. حضور میکروارگانیسم‌های ذخیره کننده فسفر در تمامی قسمت‌های گرانول در شکل ۴ مشاهده می‌شود، در حالی که نیتريفایرها غلظت کمتری را به ویژه در لایه‌های بیرونی نشان می‌دهند. پس از رسیدن سیستم به حالت پایا، جمعیت نیتريفایرها به میزان ۰/۲ و ۰/۷ مقدار اولیه خود در لایه‌های درونی و بیرونی، کاهش می‌یابند.

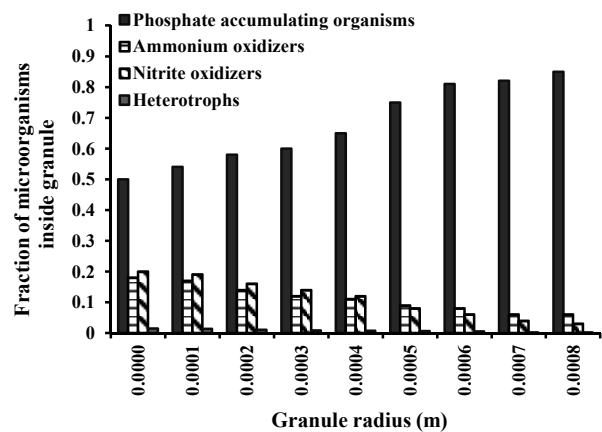


Fig. 4. The simulated results of the biomass distribution inside the granules

شکل ۴- توزیع جمعیت میکروارگانیسم‌ها در داخل گرانول با مدل

پژوهش‌های گذشته نشان داده است که توزیع کلی میکروارگانیسم‌ها در سیستم‌های بیوفیلمی، به سرعت رشد و شرایط عملیاتی از جمله تنش وارد شده به سیستم بستگی دارد (Van Loosdrecht et al., 1995).

نیتريفایرها سرعت رشد بسیار کمی دارند (0.064 h^{-1}) و میکروارگانیسم‌های ذخیره کننده فسفر به دلیل رشد سریع‌تر، غلظت نیتريفایرها را در کل گرانول به ویژه در لایه‌های بیرونی کاهش می‌دهند. از دلایل دیگر کاهش نیتريفایرها در لایه‌های خارجی این است که لایه‌های بیرونی تأثیر از دست دادن را نسبت به لایه‌های زیرین بیشتر تجربه می‌کنند و میزان رشد آهسته نیتريفایرها، نمی‌تواند این از دست کاهش را جبران نماید (Wiesmann, 1994).



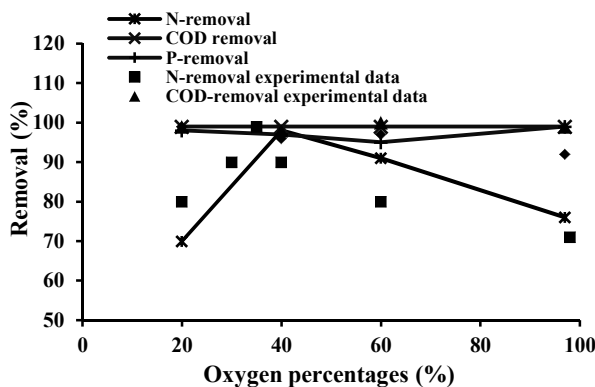


Fig. 5. Comparison of COD, nitrogen and phosphorus removal by model and experiments at different dissolved oxygen concentrations

شکل ۵- مقایسه میزان حذف COD، نیتروژن و فسفر در غلظت‌های متفاوت اکسیژن با مدل و داده‌های تجربی

بارهای ورودی مختلف نیتروژن و فسفر، پس از رسیدن سیستم به حالت پایدار در میزان اکسیژن ۱۰۰ درصد، غلظت آمونیوم و فسفر ورودی به سیستم افزایش داده شد. در مدل و نیز راکتور، میزان COD، نیتروژن و فسفر ورودی اولیه به ترتیب برابر ۵۰، ۴۰ و ۱۵ میلی‌گرم در لیتر و متناظر با نسبت‌های COD/P و COD/N به ترتیب برابر ۸ و ۲۶ بود.

در ابتدا غلظت نیتروژن ورودی از ۵۰ به ۷۵ و ۱۰۰ متناظر با نسبت‌های COD/N ۵/۳ و ۴ افزایش داده شد. با افزایش غلظت آمونیوم، حذف کامل آمونیوم مشاهده شد که به دلیل غلظت بالای نترات در خروجی راکتور، میزان حذف نیتروژن از ۷۷ درصد به ترتیب به ۵۲ و ۲۶ درصد کاهش یافت. در نسبت‌های مذکور COD/N گفته شده، حذف COD و فسفر کامل بود اما در مرحله بی‌هوازی، ۷۰ و ۵۸ گرم در مترمکعب فسفر به ترتیب در نسبت‌های COD/N، ۸ و ۴ آزاد شد.

نتایج حاصل از مدل نشان داد که با افزایش غلظت آمونیوم ورودی، میزان نفوذ اکسیژن در بیوفیلم کاهش و سرعت رشد میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده نیتريت و آمونیوم در لایه‌های بیرونی گرانول افزایش و غلظت میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفر، کاهش می‌یابد. افزایش میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده آمونیوم بیشتر از میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده نیتريت مشاهده شد.

در پژوهش‌های دیگری که در سرعت بار آلی یکسان، غلظت آمونیوم ورودی افزایش داده شده بود نیز کاهش میزان نفوذ اکسیژن

مصرف نترات دارد، در فاز هوازی پس از نفوذ کامل اکسیژن به داخل گرانول‌ها، میکروارگانیسم‌ها قادر به مصرف نترات نخواهند بود. بنابراین میزان کل حذف نیتروژن در حدود ۷۷ درصد مشاهده شد که برای بهبود آن، غلظت اکسیژن در راکتور باید کاهش داده شود.

با کاهش غلظت اکسیژن ورودی، مناطق انوکسیک برای دنیتریفیکاسیون به میزان کافی باقی می‌ماند، ولی باید مراقب بود که کاهش میزان اکسیژن در حدی باشد که نیتریفیکاسیون به طور کامل انجام گیرد. در مدل پیشنهادی، بعد از رسیدن سیستم به حالت پایا، میزان اکسیژن در سطوح مختلف، بین ۲۰ تا ۶۰ درصد اعمال شد. مصرف آمونیوم به سرعت و کاملاً مستقل از غلظت اکسیژن محلول مشاهده شد (شکل ۵). با کاهش غلظت اکسیژن ورودی، غلظت نیتريت باقیمانده همچنان ناچیز ولی غلظت نترات یک روند کاهشی را نشان داد. میزان اکسیژن مناسب برای حذف بیش از ۹۸ درصد نیتروژن، در محدوده ۴۰ تا ۴۵ درصد اکسیژن اشباع به دست آمد، در حالی که این مقدار در راکتور آزمایشگاهی در حدود ۳۵ درصد بود. از جمله دلایل مربوط به تفاوت در میزان اکسیژن بهینه توسط مدل و آزمایش را می‌توان به اندازه گرانول‌ها مربوط دانست. در تمامی گرانول‌ها مدل با اندازه ثابت ۵/۱ میلی‌متر در نظر گرفته شدند، در حالی که در راکتور آزمایشگاهی، گرانول‌ها دارای اندازه‌های بسیار متفاوتی هستند و از روی نتایج موجود می‌توان نتیجه گرفت که بیشتر گرانول‌های واقعی، دارای اندازه‌هایی کمتر از ۵/۱ میلی‌متر بوده و در نتیجه در مقادیر کمتری از اکسیژن، فضای انوکسیک کافی برای مصرف نیتريت و نترات ایجاد خواهد شد. دلیل دیگر، عدم اطمینان از مقدار ضریب نفوذ در داخل گرانول‌هاست که نتیجه‌گیری دقیقی در مورد مقدار مطلوب نمی‌توان ارائه کرد.

حذف کامل COD و فسفر در تمامی محدوده‌های اکسیژن در مدل و نتایج تجربی مشاهده شد. در مجموع بدیهی است که حذف نیتروژن بستگی بسیار زیادی به غلظت اکسیژن محلول دارد و می‌توان آن را با کاهش غلظت اکسیژن به طور مؤثری بهبود بخشید.

۲-۲-۳- بررسی کارایی راکتور در بارهای ورودی‌های مختلف نیتروژن و فسفر

به منظور بررسی پاسخ سیستم و مطالعه کارایی راکتور در شرایط



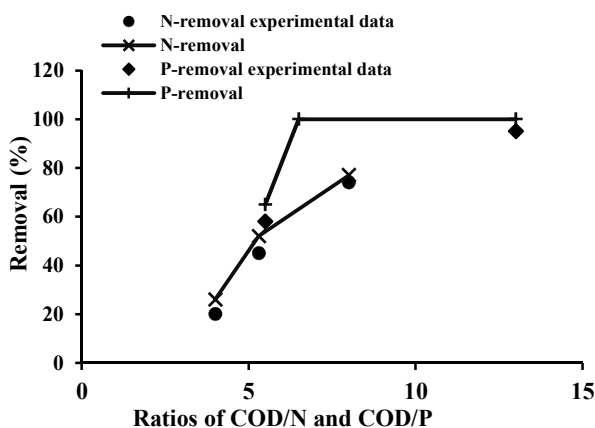


Fig. 6. Comparison of nitrogen and phosphorus removal by model and experiments at different COD/N and COD/P ratios

شکل ۶- مقایسه میزان حذف نیتروژن و فسفر در نسبت‌های متفاوت COD/N و COD/P با مدل و داده‌های تجربی

جدول ۱- نتایج مدل برای حذف نیتروژن و فسفر در غلظت‌های مختلف COD ورودی

Table 1. The simulated results for nitrogen and phosphorus removal at different inlet COD concentrations

COD _{in} (g/m ³)	Load of COD (kg/m ³ .d)	Nitrogen removal (%)	Phosphorus removal (%)
400	1.6	80	99
600	2.4	78	99
800	3.2	52	72
1000	4	35	60

۱/۶ تا ۴ kgCOD/m³.d در مدل و نیز راکتور آزمایشگاهی افزایش داده شد. همانطور که در جدول ۱ نشان داده شده است، نتایج حاصل از مدل‌سازی، مصرف کامل COD با افزایش آن از ۴۰۰ تا ۶۰۰ gCOD/m³ را نشان می‌دهد.

متناظر با افزایش بار آلی ورودی، مقدار فسفر آزاد شده افزایش می‌یابد. از آنجایی که انرژی بیشتری برای مصرف COD ورودی مورد نیاز است، تولید PHB نیز افزایش یافته و میزان آن به حداکثر مقدار خود در لایه‌های بیرونی گرانول می‌رسد. حذف نیتروژن با افزایش COD ورودی تغییر زیادی نداشت و حدود ۸۰ درصد بود. نیتروفیکاسیون به طور کامل انجام شد و فقط ۱۰ گرم در مترمکعب نترات در خروجی راکتور باقی ماند. همان‌طور که قبلاً نیز اشاره شد، دلیل وجود نترات، نفوذ کامل اکسیژن به داخل گرانول‌ها در

در بیوفیلم (Zhang and Bishop, 1994) و رشد بیشتر نیتروفایرها مشاهده شد (Furumai and Rittmann, 1994).

علاوه بر نسبت COD به نیتروژن، نسبت COD به فسفر نیز بر روی حذف نیتروژن و فسفر تأثیرگذار است. با دو برابر کردن فسفر ورودی از ۱۵ به ۳۰ گرم در مترمکعب، حذف کامل فسفر مشاهده شد که مربوط به حضور مقدار زیادی از میکروارگانیسم‌های ذخیره کننده فسفر در تمامی قسمت‌های گرانول برای مصرف آن است. میزان حذف نیتروژن در این شرایط ۸۳ درصد بود و نترات خروجی به میزان ۸/۲ گرم در مترمکعب کاهش یافت که در مقایسه با مقدار حالت قبل یعنی COD/P= ۲۶، کمتر است. علت آن، میزان تجمع بیشتر پلی فسفات در شرایط انوکسیک با استفاده از نترات به‌عنوان الکترون‌گیرنده است. بدیهی است که میزان مصرف بیشتری از PHB به دلیل ذخیره‌سازی پلی فسفات رخ می‌دهد.

در نسبت‌های کمتر COD/P، حذف کامل فسفر صورت نمی‌گیرد و فسفر در خروجی راکتور مشاهده می‌شود. به‌عنوان مثال در نسبت COD/P حدود ۵/۵، میزان فسفر حذف شده به حدود ۶۵ درصد کاهش یافت که به دلیل عدم رشد کافی میکروارگانیسم‌های ذخیره کننده فسفات در نتیجه کمبود COD و ذخیره کافی PHB است. نتایج حذف تجربی و مدل نیتروژن و فسفات در غلظت‌های متفاوت ورودی آن‌ها در شکل ۶ ارائه شده است.

در راکتور آزمایشگاهی نیز رفتار مشابهی در نسبت‌های مختلف COD/N و COD/P مشاهده شد. با افزایش غلظت آمونیوم ورودی به ۷۵ و ۱۰۰ گرم در مترمکعب، میزان حذف نیتروژن به ترتیب به حدود ۴۵ و ۲۰ درصد کاهش یافت.

علت اصلی کاهش بیشتر حذف نیتروژن در راکتور آزمایشگاهی در مقایسه با مدل، به وجود گرانول‌ها با سایزهای متفاوت و اندازه‌هایی کمتر از ۱/۵ میلی‌متر مربوط است.

میزان حذف فسفر در راکتور آزمایشگاهی در نسبت COD/P حدود ۵/۵، ۵۸ درصد کاهش داشت. کمتر بودن میزان حذف فسفر در مقایسه با مدل، به دلیل رشد کمتر میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفر در راکتور آزمایشگاهی است.

۳-۲-۳- بررسی تاثیر میزان COD ورودی بر کارایی راکتور

COD ورودی از ۴۰۰ تا ۱۰۰۰ gCOD/m³، متناظر با بار آلی



۴- نتیجه‌گیری

نتایج تجربی و مدل نشان داد که حذف همزمان COD، نیتروژن و فسفر به‌طور همزمان در راکتور با بیج‌های متوالی امکان‌پذیر است. نتایج حاصل از مدل، نشان داد که بخش عمده‌ای از گرانول‌ها از میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفات تشکیل می‌شوند.

با وجود اینکه مقدار حذف COD و فسفر مناسب بود، اما حذف نیتروژن در مدل و راکتور آزمایشگاهی کاملاً وابسته به غلظت اکسیژن است. تفاوت‌های کمی مشاهده شده در مدل و نتایج آزمایشگاهی، به قطعی نبودن بعضی از پارامترها و ثابت فرض کردن اندازه گرانول‌ها در مدل مربوط است. اما به‌طور کلی، مدل پیشنهاد شده از نظر کیفی به‌طور مناسبی نتایج تجربی این سیستم پیچیده را توصیف می‌کند.

۵- قدردانی

به این وسیله، نویسندگان از صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوریان کشور برای حمایت از طرح با شماره ۹۴۸۰۸۳۲۰ تقدیر و تشکر می‌نمایند.

فاز هوازی است.

با افزایش COD ورودی به 800 gCOD/m^3 و بیشتر، با وجود مصرف کامل آن، کل مقدار استات در مرحله بی‌هوازی توسط میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفر، حذف نمی‌شود و استات باقیمانده توسط هتروتروف‌ها که سرعت رشد زیادی دارند، مصرف می‌شود. در نتیجه رشد هتروتروف‌ها، جمعیت میکروارگانیسم‌های ذخیره‌کننده فسفات و اکسیدکننده‌های آمونیوم کاهش و در نتیجه حذف فسفر و نیتروژن، کاهش می‌یابد. در پژوهش دیگری در راکتور بیوفیلمی با بیج‌های متوالی نیز نشان داده شده است که با افزایش COD ورودی، انتشار فسفر در پایان دوره بی‌هوازی افزایش می‌یابد و در مقدار بیشتری از COD، تسلط هتروتروف‌ها در بیوفیلیم اتفاق می‌افتد (Morgenroth and Wilderer, 1998).

در راکتور آزمایشگاهی حذف کامل COD تا غلظت ورودی 700 gCOD/m^3 ، متناظر با بار آلی $2/8 \text{ kgCOD/m}^3 \cdot \text{d}$ به دست آمد که کمتر از مقدار مشاهده شده در مدل بود. در بار آلی بیشتر، ساختار گرانول‌ها بسیار سست شد و حذف نیتروژن و فسفر افت زیادی پیدا کرد که به دلیل رشد هتروتروف‌ها در سیستم است.

References

- Beun, J. J., Heijnen, J. J. & van Loosdrecht, M. C. M. 2001. N-Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 75, 82-92.
- Clesceri, L. S. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American Public Health Association (APHA), Washington, DC, USA.
- De Kreuk, M. K., Heijnen, J. J. & van Loosdrecht, M. C. M. 2005. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. *Biotechnology and Bioengineering*, 90, 761-769.
- De Kreuk, M. K., Picioreanu, C., Hosseini, M., Xavier, J. B. & van Loosdrecht, M. C. M. 2007. Kinetic model of a granular sludge SBR: influences on nutrient removal. *Biotechnology and Bioengineering*, 97, 801-815.
- Furumai, H. & Rittmann, B. E. 1994. Interpretation of bacterial activities in nitrification filters by a biofilm model considering the kinetics of soluble microbial products. *Water Science and Technology*, 30, 147-156.
- Hao, X., van Loosdrecht, M. C. M. & Heijnen, J. J. 2001. Model-based evaluation of denitrifying P removal in a two-sludge system. *Journal of Environmental Engineering*, 127, 112-118.
- Mijer, S. C. F. 2004. Theoretical and practical aspects of modelling activated sludge processes. PhD Thesis, Delft Technical University, Netherlands.
- Morgenroth, E. & Wilderer, P. A. 1998. Modelling of enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch biofilm reactor. *Water Science and Technology*, 37, 583-587.
- Reichert, P. 1995. Design techniques of a computer program for the identification of processes and the simulation of water quality in aquatic systems. *Environmental Software*, 10, 199-210.
- Van Loosdrecht, M. C. M., Eikelboom, D., Gjaltema, A., Mulder, A., Tjihuis, L. & Heijnen, J. J. 1995. Biofilm structure. *Water Science and Technology*, 32, 35-43.
- Wiesmann, U. 1994. Biological nitrogen removal from wastewater. *Advanced in Biochemical Engineering-Biotechnology*, 51, 113-154.
- Zhang, T. C. & Bishop, P. L. 1994. Experimental determination of the dissolved oxygen boundary layer and mass transfer resistance near the fluid biofilm interface. *Water Science and Technology*, 30, 47-58.

