

سنتیک حذف ازت و فسفر از فاضلاب شهری توسط رآکتور ناپیوسته

متوالی بیوفیلمی با بستر ثابت

مینا خسروی^۱

امیر حسام حسنی^{۲*}

ahh1346@gmail.com

محمد رضا خانی^۳

کامیار یغمائیان^۴

تاریخ پذیرش: ۹۳/۶/۱۳

تاریخ دریافت: ۹۳/۳/۱۴

چکیده

زمینه و هدف: نیتروژن و فسفر از آلاینده‌های بالقوه منابع پذیرنده آبی می‌باشند که از طریق فاضلاب‌های با تصفیه ناکافی که غنی از فسفر و نیتروژن هستند وارد این منابع می‌شوند. هدف از انجام این مطالعه بیان کارایی رآکتور ناپیوسته متوالی بیوفیلمی با بستر ثابت برای تصفیه پیشرفته فاضلاب است.

روش بررسی: در این مطالعه حذف ازت و فسفر از فاضلاب شهری به روش زیستی با رآکتور ناپیوسته متوالی بیوفیلمی با بستر ثابت (به حجم ۳۰ لیتر) مورد بررسی قرار گرفت که طی آن یک پابلوت شامل دو رآکتور بی‌هوازی و هوازی/انوکسیک به مدت ۱۲ ماه جهت تصفیه فاضلاب سنتیک با غلظت‌های COD ورودی ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با غلظت فسفر ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر و نیتروژن ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر تحت مطالعه قرار گرفت.

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست و انرژی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران
۲- دانشیار گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست و انرژی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، تهران- ایران* (مسئول مکاتبات)

۳- استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران پزشکی، تهران- ایران

۴- دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران- ایران

یافته‌ها: کمینه و بیشینه کارایی سیستم برای حذف مواد آلی ۷۶/۹ و ۹۸/۴٪ بر حسب COD و برای حذف ازت ۷۴/۸ و ۹۸/۸٪ و برای حذف فسفر ۵۱/۹ و ۹۲/۷٪ بوده است. آنالیز سینتیکی تطابق بسیار عالی مدل کینکتون استور را با سیستم نشان داد به طوری که در اکثر موارد ضریب همبستگی بالای ۹۵٪ بوده است.

بحث و نتیجه‌گیری: سیستم FBSBR به منظور حذف مواد آلی و نیتروژن و فسفر از فاضلاب شهری در غلظت‌های بسیار بالا و پایین کارایی بسیار مناسبی از خود نشان داد. نتایج به دست آمده از آنالیز سینتیکی راکتور در مراحل مختلف نشان از تبعیت مناسب داده‌ها از مدل کینکتون استور داشته است و استفاده از این مدل به منظور طراحی و بهره‌برداری بهینه این سیستم توصیه می‌شود.

واژه های کلیدی: راکتور ناپیوسته متوالی با بستر ثابت، ازت، فسفر، فاضلاب شهری، تصفیه پیشرفته.

Archive of SID

Synthetic Analysis of Nitrogen and Phosphorous Removal from Municipal Wastewater Using Sequencing Batch Bio-film Reactor with Fixed Bed

Mina Khosravi¹

Amirhessam Hassani² (Corresponding Author)

ahh1346@gmail.com

Mohamadreza Khani³

Kamyar Yaghmaeian⁴

Abstract

Background: Nitrogen and phosphorus are potential pollutants sources of water resources. They penetrate to the water resources through insufficient treated wastewater that is rich in nitrogen and phosphorus. The main aim of this paper is to evaluate the performance of fixed bed sequencing batch biofilm reactor in removing nitrogen and phosphorous from municipal wastewater.

Methods: In this paper, we study the nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater applying biological method and using sequencing batch biofilm reactor with fixed bed in a volume of 30 liters. For this purpose, we run a pilot study including anaerobic and aerobic/anoxic reactors for duration of 12 months for the treatment of synthetic wastewater with 300, 500, 800, and 1000 mg/L inlet COD concentration, 15 mg/L phosphorus concentration, and 40 mg/L nitrogen concentration.

Results: The minimum and maximum system efficiency for organic removal in terms of COD is 98.4 and 76.9%, nitrogen removal is 74.8 and 98.8%, and for the removal of phosphorus is 51.9 and 92.7%, respectively. Synthetic analysis shows significant match of the proposed system with Stover-Kincannon model and in most cases the correlation coefficient is reported 95%.

Discussion: FBSBR system shows considerable improvement in removing organic matter, nitrogen and phosphorus from municipal wastewater at low and high concentrations. Moreover, the obtained results from synthetic analysis show competitive matching with Stover-Kincannon model and it is suggested for using in optimization and design.

Key words: Fixed Bed Sequencing Batch Reactor (FBSBR), Nitrogen, Phosphorous, Municipal wastewater, Advanced Treatment.

1- M.Sc. Student of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Energy, Science and Research Campus, Islamic Azad University of Tehran.

2- Associate Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Energy, Science and Research Campus, Azad University of Tehran, Tehran-Iran.

3- Assistant Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Hygiene Science, Medical Unit, Azad University of Tehran, Tehran-Iran.

4- Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Hygiene Science, Tehran University of Medical Sciences, Tehran-Iran.

مقدمه

به طور کلی، یکی از عوامل اصلی آلودگی در فاضلابها مواد مغذی می باشد. پسابهای سطحی در مناطق کشاورزی، فاضلاب کارگاههای مختلف، مزارع پرورش آبزیان و دام و طیور دارای مقادیر قابل توجهی نیتروژن و فسفر می باشد. همچنین استفاده از این دو عنصر به عنوان کود شیمیایی و سموم دفع آفات نیز باعث آلودگی آب می شود که این موضوع می تواند اکوسیستمهای خشکی و آبی را تحت تاثیر قرار دهد. ورود این آلایندهها به منابع آبی باعث وقوع پدیده پرغذایی (یوتروفیکاسیون) می شود که همگی از موارد مشخص مخاطرات محیط زیستی به شمار می آیند (۱).

برای به وجود آمدن پدیده شکوفایی جلبکی فقط غلظت ۰/۰۰۵ تا ۰/۰۵ گرم بر لیتر فسفر کافی است. مواد مغذی از منابع متمرکز و غیر متمرکز به محیط وارد می شود. فاضلابهای شهری به عنوان یک منبع متمرکز آلوده کننده محیط حاوی انواع اشکال مختلف فسفر و نیتروژن می باشد. فسفر کل موجود در فاضلاب خام شهری در حدود ۸-۱۰ میلی گرم بر لیتر و حداکثر ۲۰-۴۰٪ این مقدار در فرایند تصفیه متداول قابل حذف است (۲). از سویی دیگر با توجه به شرایط اقلیمی ایران که در کمربند گرم و خشک قرار گرفته است و بحرانهایی از جمله خشکسالی، آن را تهدید می نماید. استفاده از علوم و روشهای نوین به عنوان ابزارهای توانمند در مدیریت و استفاده مجدد از فاضلاب و بازگردانی آنها به چرخه هیدرولوژیکی یکی از اولویتهای اصلی کشور محسوب می شود (۳).

روشهای زیستی تصفیه فاضلاب، به دلیل سازگاری با محیط زیست و هزینه کم تر در قیاس با سایر روشها یکی از اولویتهای مهم حوزه مهندسی محیط زیست است. بررسی روشهای مختلف حذف عناصر مغذی (ازت و فسفر) نشان می دهد که روشهای مختلفی برای حذف این آلایندهها به کار رفته است، اما از میان روشهای موجود، فرایندهای زیستی به دلیل مزایای خاص خود از جمله تولید لجن کم تر، انعطاف پذیری بیشتر و هزینه کم تر نسبت به سایر روشها در کانون توجه قرار گرفته و سیستمهای متعددی جهت انجام این

کار توسعه داده شده است (۴). Shaowei و همکاران در سال ۲۰۰۸ حذف همزمان نیتروژن و COD با استفاده از راکتور بیوفیلم غشاکربنی هوادهی شده را بررسی کردند. این راکتور در زمان ماند هیدرولیکی ۲۰ ساعت مورد استفاده قرار گرفت و حتی در زمانهای ماند کوتاه تر تا ۱۲ ساعت نیز به خوبی کار نمود. بازدههای حذف COD، نیتروژن آمونیاکی (NH_4^+-N) و نیتروژن کل (TN) به ترتیب به ۸۶، ۹۴ و ۸۴٪ رسید (۵). Shuai و همکاران در سال ۲۰۱۰ حذف زیستی مواد مغذی را در یک بیوراکتور غشایی ناپیوسته متوالی با بستر متحرک (SBMBMBR) بررسی کردند. سیستم در حذف کربن و نیتروژن در نسبتهای مختلف COD/TN بازده خوبی داشت. بازده حذف COD، TN و نیتروژن آمونیاکی به ترتیب ۹۳/۵، ۸۲/۶ و ۹۵/۶٪ به دست آمد. حذف فسفر در زمان ماند ۲ ساعت به ۸۴/۱٪ رسید. در هنگام هوادهی DO فاکتور مهمی در حذف مواد مغذی می باشد که DO بهینه حدود ۳ میلی گرم در لیتر بود (۶). یوسف رحیمی و همکاران در سال ۲۰۱۱ حذف زیستی مواد مغذی (BNR) را در راکتور ناپیوسته متوالی (SBR) و راکتور ناپیوسته متوالی با بستر ثابت (FBSBR) مقایسه کردند. بازده حذف COD، نیتروژن و فسفر در FBSBR به ترتیب ۹۶-۹۰٪، ۸۸-۶۰٪ و ۹۰-۷۶٪ بود در حالی که این موارد در راکتور SBR ۹۵-۸۵٪، ۶۰-۳۸٪ و ۷۹-۲۰٪ توسط آنها گزارش شد. FBSBR در حذف نیتروژن و فسفر کارایی بیشتری داشته و علاوه بر این لجن اضافی کمتری تولید می کند (۷).

راکتور ناپیوسته با عملیات متوالی (SBR)، یکی از روشهای تصفیه زیستی فاضلاب و نیز یکی از سیستمهای اصلاح شده لجن فعال است که در آن از یک راکتور اختلاط کامل که به صورت ناپیوسته فعالیت می کند، استفاده می شود. همه سیستمهای SBR به طور معمول ۵ مرحله دارند که به طور پی در پی شامل: ۱- پرشدن ۲- واکنش (هوادهی) ۳- ته نشینی ۴- تخلیه ۵- آماده سازی می باشد. این سیستمها اغلب برای صنایعی کاربرد دارد که حجم فاضلاب تولیدی آنها کم بوده و یا به صورت دوره ای فاضلاب تولید می کنند. برای

نایبوسته متوالی بیوفیلمی با بستر ثابت برای تصفیه پیشرفته فاضلاب است.

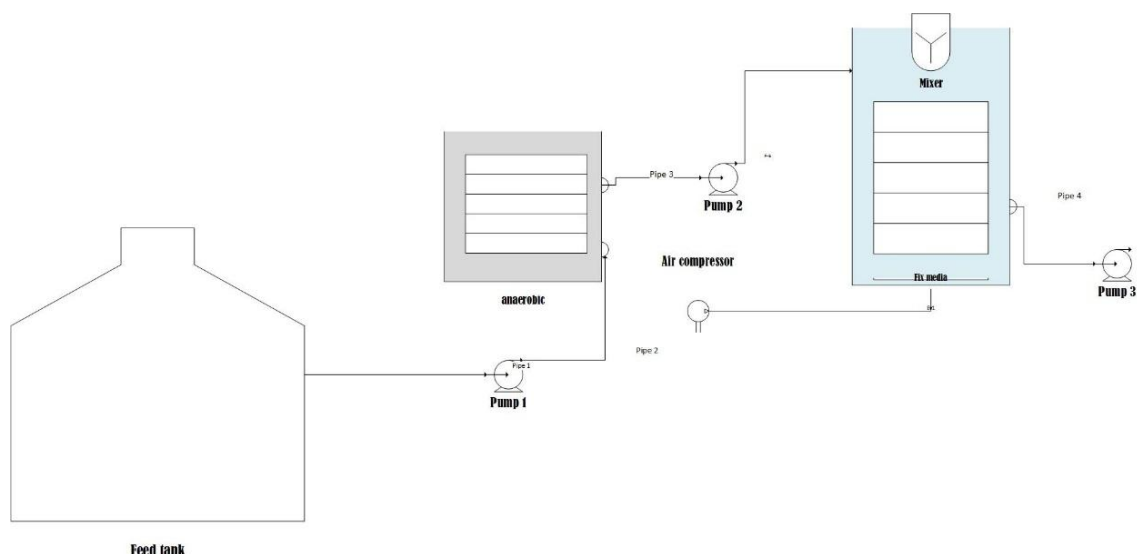
مواد و روش‌ها

ساختار راکتور بیولوژیک مورد استفاده

راکتورهای مورد استفاده در این تحقیق شامل دو مخزن مکعب مستطیلی از جنس پلاکسی گلاس بود، راکتور بی‌هوای با ظرفیت ۱۵ لیتر که ۵۰٪ آن با مدیای فیکس پر شد. راکتور هوای / انوکسیک شامل یک مخزن با ظرفیت ۳۰ لیتر که ۵۰٪ از فضای آن با مدیای فیکس پر شد، این راکتور شامل یک میکسر بود که اختلاط لازم را در فاز انوکسیک ایجاد می‌کرد. در فاز هوای نیز اختلاط توسط جریان هوای ورودی از دیفیوزر نصب شده در کف مخزن تأمین شد. مخزن هوای / انوکسیک این سیستم توسط یک پمپ هوا با توان اسمی ۵۰ لیتر بر دقیقه هوادهی شد که نظر به هوای مورد نیاز و بار آلی ورودی با استفاده از یک شیر میزان هوای ورودی به سیستم تنظیم گردید. اکسیژن محلول سیستم توسط یک DO متر دیجیتال به طور مداوم اندازه‌گیری شد و در صورت کاهش تا زیر حد مجاز با افزایش میزان هوای ورودی و یا تمیز کردن سطح دیفیوزر مشکل رفع شد. میزان اکسیژن محلول سیستم در فاز هوای در حدود ۳ تا ۴ میلی‌گرم بر لیتر ثابت نگه داشته شد. فاضلاب ورودی با استفاده از یک پمپ سانتیفریوژ از یک مخزن ۲۰۰ لیتری وارد سیستم شد و با استفاده از سنسور کنترل کننده سطح مایعات میزان سطح ورودی به مخزن کنترل گردید. میزان pH سیستم در محدوده طبیعی (۷ تا ۸) و دمای سیستم در محدوده دمای اتاق (۲۰ تا ۲۵ درجه سانتی‌گراد) کنترل شد. شکل ۱ فلودیگرامی از پایلوت مورد استفاده می‌باشد.

کاربردهای جریان پیوسته حداقل دو تانک SBR باید تأمین شود که یک تانک جریان را دریافت می‌کند، در حالی که تانک دیگر مراحل پنجگانه تصفیه را دنبال می‌کند. تغییرات مختلفی در هر دو مرحله می‌توان انجام داد تا به دفع مناسبی از نیتروژن و فسفر هم برسیم (۸). مدیریت هزینه، کاهش دشواری‌های بهره‌برداری، افزایش کارایی سیستم‌های تصفیه فاضلاب بدون افزایش زمان و هزینه و مباحثی از این دست مهندسان محیط زیست را به سمت ایجاد فرآیندهای نوین در مهندسی فاضلاب سوق داده است. در این میان سیستم‌های بیوفیلمی با بستر ثابت (IFAS) چند سالی است که به عنوان یکی از اصلاحات لجن فعال بسیار مورد توجه قرار دارد که در آن بیومس به صورت بیوفیلیم بر روی مدیای ثابتی تشکیل می‌شود (۹).

ایده اصلی ابداع این سیستم‌ها توسعه فرایندی بوده است که مزایای فرآیندهای لجن فعال و سیستم‌های بیوفیلمی از جمله ۱- قابلیت کاربری برای تصفیه و سموم‌زدایی کلیه فاضلاب‌ها و پساب‌های خانگی و صنعتی ۲- شوک‌پذیر بودن ۳- جمع و جور بودن ۴- سادگی بهره‌برداری ۵- عدم نیاز به لجن‌برگشتی و معایب آن مانند گرفتگی بستر، افت فشار، نیاز به شستشوی معکوس و ... را داشته باشد. هم‌اکنون این سیستم تصفیه فاضلاب در بسیاری از کشورهای توسعه یافته دنیا مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۰). یکی از سیستم‌های نوین IFAS که به تازگی مورد استقبال متخصصان محیط زیست قرار گرفته است FBSBR می‌باشد. این سیستم که تلفیقی از دو سیستم IFAS و SBR می‌باشد، ویژگی‌های مناسب هر دو سیستم فوق را تقویت کرده و معایبشان را کاهش داده است (۱۱). نظر به ویژگی‌های مناسب بر شمرده شده برای این سیستم در مطالعه حاضر تصمیم بر به کارگیری این سیستم در حذف ازت و فسفر از فاضلاب‌های شهری و پیشنهاد مبانی طراحی آن مد نظر بوده است. هدف از انجام این مطالعه بیان کارایی راکتور



شکل ۱- فلودیاگرام پیلوت مورد استفاده

مشخصات فاضلاب و مواد شیمیایی

فاضلاب مورد استفاده در این تحقیق یک فاضلاب مصنوعی با COD معادل با ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر بود که برای تهیه آن از شیر خشک (برند نان ساخت کشور سوئیس) و گلوکز (تجاری) به عنوان ماده آلی و تأمین کننده کربن مورد نیاز، اوره به عنوان منبع نیتروژن و نمک‌های بافر فسفات K_2HPO_4 ، KH_2PO_4 (تهیه شده از شرکت مرک آلمان) به عنوان منبع فسفر به آن اضافه شد. این فاضلاب به صورت روزانه با نسبت کربن به ازت به فسفر ۱۰۰ به ۵ به ۱ آماده گردید.

راه‌اندازی اولیه سیستم

برای راه‌اندازی سیستم ۵۰ لیتر لجن برگشتی تصفیه‌خانه شهرک غرب تهیه گردید ۲۰ لیتر لجن غلیظ شده به داخل مخزن بی‌هوازی و ۳۰ لیتر به مخزن هوازی/انوکسیک منتقل شد. فاضلاب ورودی به سیستم با معیار COD تعیین شده شهری با مقدار ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر (حداقل بار آلی) به سیستم وارد شد.

پس از گذشت ۳۵ روز از راه‌اندازی سیستم، بیوفیلم مورد نیاز بر روی مدیای ثابت تشکیل شد و پس از رسیدن به شرایط پایدار تحقیق وارد فاز آزمایش‌ها شد.

نحوه انجام آزمایش‌ها

در کل مراحل تحقیق فوق، غلظت COD ورودی و خروجی به سیستم با استفاده از ویال‌های اندازه‌گیری COD به روش اسپکتوفتومتری با استفاده از اسپکتوفتومتر ساخت شرکت HACH انجام گرفت DO، pH و دما با استفاده از دستگاه مولتی پراب شرکت HACH، اندازه‌گیری شد. آزمایش‌های MLSS، MLVSS (2540D و 2540E)، SVI، فسفر و نیتروژن با روش اسپکتوفتومتری با کمک ویال‌های شرکت HACH اندازه‌گیری شد. آزمایش سنجش BOD ورودی و خروجی سیستم با استفاده از دستگاه BOD track شرکت HACH اندازه‌گیری شد. مرجع تأیید کننده روش‌های آزمایشی این مطالعه کتاب استاندارد متدز بوده است (۱۲).

مدل‌سازی سینتیکی راکتور

برای سیستم زیستی مدل‌های مختلفی توسعه داده شده است که مشهورترین و بهترین آن‌ها برای سیستم‌های بیوفیلمی مدل اصلاح شده Stover-Kincannon می‌باشد. در دهه ۱۹۷۰ استور و کینکانون مدلی سینتیکی برای راکتورهای بیوفیلمی هوازی ارائه کردند که بعدها برای فرایندهای بی‌هوازی نیز مورد

و K_B است. در این تحقیق از این مدل جهت مدل سازی حذف بار آلی، نیتروژن و فسفر استفاده شده است.

نتایج

شرایط اعمال شده در طول مدت بهره برداری از پایلوت در جدول ۱ به صورت غلظت های مختلف آلاینده و زمان های ماند هیدرولیکی مختلف خلاصه شده است. مقدار COD های مورد آزمایش قرار گرفته ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر در زمان های ماند هیدرولیکی ۲، ۲/۵، ۳، ۳/۵ و ۴ ساعت، در غلظت های ثابت نیتروژن و فسفر. میانگین نتایج سایر متغیرهای بهره برداری در جدول ۱ ارائه شده است. همان طور که از سایر نتایج به روشنی دیده می شود محدوده بارگذاری آلی ۱۲/۲۴-۲/۰۹ کیلوگرم بر مترمکعب در روز و ۱۲/۰۵-۶/۱۲ گرم بر مترمربع در روز در محدوده زمان ماند هیدرولیکی دو تا چهار ساعت بوده است.

استفاده قرار گرفت. در این مدل نرخ مصرف سوپسترا به عنوان تابعی از نرخ بارگذاری آلی به وسیله سینتیک های تک مولکولی برای راکتورهای بیوفیلمی بیان می شود. در این مدل سینتیک حذف کربن را می توان بر حسب COD، BOD و یا TOC بیان نمود. این مدل تا به حال در سیستم های بیوفیلمی با موفقیت به کار گرفته شده است.

این مدل به صورت زیر بیان می گردد که در آن K_B و U_{max} به ترتیب سرعت حذف حداکثر و میزان ثابت اشباع می باشند. با نوشتن موازنه جرم در اطراف سیستم خواهیم داشت:

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

با مساوی قرار دادن طرف های دوم معادله خواهیم داشت:

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

با خطی سازی معادله خواهیم داشت:

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

بارسم $\frac{V}{Q(S_0 - S)}$ بر حسب $\frac{V}{Q \times S_0}$ خط راستی حاصل خواهد شد که عرض از مبدا و شیب این خط به ترتیب مقادیر U_{max}

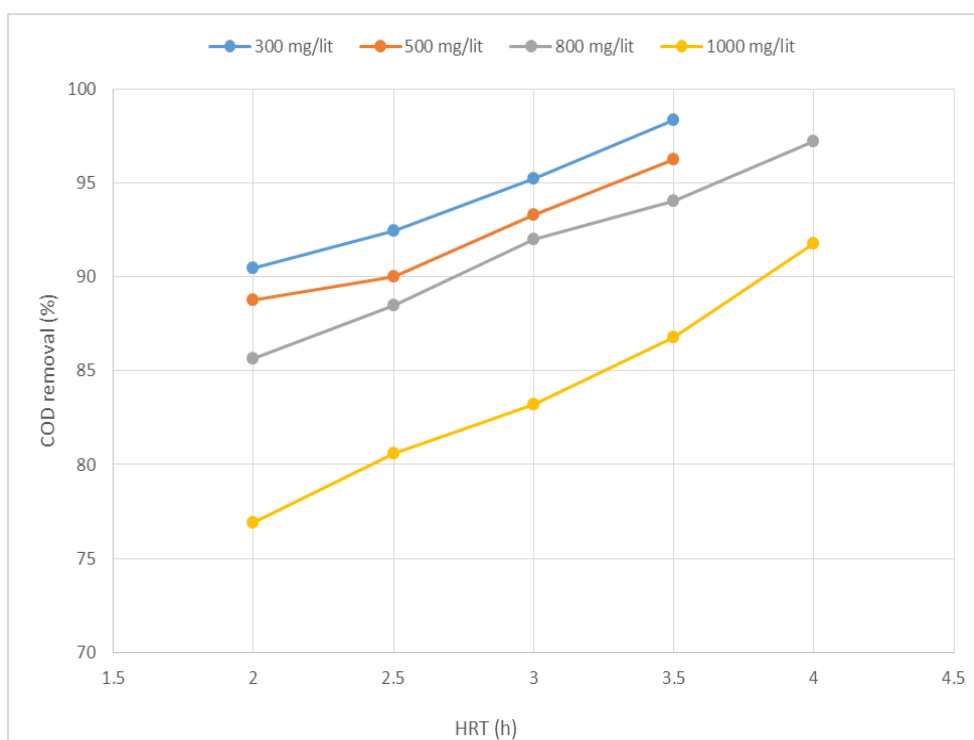
جدول ۱- شرایط بهره برداری سیستم در طول مدت بهره برداری

بار آبی سطحی gr BOD/m ² .d	بار آبی سطحی gr COD/m ² .d	P خروجی (mg/l)	TN خروجی (mg/l)	BOD خروجی (mg/l)	COD خروجی (mg/l)	زمان ماند هیدرولیکی (hr)	P ورودی (mg/l)	TN ورودی (mg/l)	بار آبی (KgCOD/m ³ .d)	BOD ورودی (mg/l)	COD ورودی (mg/l)	مرحله
۱/۵	۱/۸۷	۷/۲۲	۲/۶	۲۶/۸۲	۲۹/۸	۲	۱۵	۴۰	۳/۷۴	۲۵۰	۳۰۰	۱
۱/۲	۱/۵۶	۶/۹۵	۲/۱	۲۲/۰۵	۲۴/۵	۲/۵	۱۵	۴۰	۳/۱۲	۲۵۰	۳۰۰	۲
۱/۰	۱/۲۰	۵/۳۱	۰/۹	۱۲/۹۶	۱۴/۴	۳	۱۵	۴۰	۲/۴۱	۲۵۰	۳۰۰	۳
۰/۸	۱/۰۵	۴/۳۴	۰/۵	۴/۵	۵	۳/۵	۱۵	۴۰	۲/۰۹	۲۵۰	۳۰۰	۴
۲/۴	۳/۰۱	۷/۰۵	۶/۷	۵۰/۶۷	۵۶/۳	۲	۱۵	۴۰	۶/۰۱	۴۰۰	۵۰۰	۵
۱/۹	۲/۳۹	۶/۳۲	۵/۱	۴۴/۸۲	۴۹/۸	۲/۵	۱۵	۴۰	۴/۷۸	۴۰۰	۵۰۰	۶
۱/۶	۲/۰۱	۵/۱۳	۳/۳	۳۰/۲۴	۳۳/۶	۳	۱۵	۴۰	۴/۰۲	۴۰۰	۵۰۰	۷
۱/۴	۱/۷۵	۴/۳۹	۲/۱	۱۷/۱۹	۱۹/۱	۳/۵	۱۵	۴۰	۳/۵۰	۴۰۰	۵۰۰	۸
۳/۹	۴/۹۳	۶/۸۵	۸/۹	۱۰۶/۰۲	۱۱۷/۸	۲	۱۵	۴۰	۹/۸۵	۶۵۰	۸۰۰	۹
۳/۱	۳/۸۶	۶/۰۰	۷/۸	۸۳/۲۵	۹۲/۵	۲/۵	۱۵	۴۰	۷/۷۳	۶۵۰	۸۰۰	۱۰
۲/۶	۳/۲۰	۴/۸۷	۷/۱	۵۷/۷۸	۶۴/۲	۳	۱۵	۴۰	۶/۴۱	۶۵۰	۸۰۰	۱۱
۱/۲	۲/۶۷	۴/۰۶	۵/۹	۴۱/۶۷	۴۶/۳	۳/۵	۱۵	۴۰	۵/۳۵	۶۵۰	۸۰۰	۱۲
۱/۹	۲/۴۱	۲/۱۳	۵	۲۰/۱۶	۲۲/۴	۴	۱۵	۴۰	۴/۸۱	۶۵۰	۸۰۰	۱۳
۴/۹	۶/۱۲	۶/۴۷	۱۰/۱	۲۱/۱۹۵	۲۳۵/۵	۲	۱۵	۴۰	۱۲/۲۴	۸۰۰	۱۰۰۰	۱۴
۴/۰	۴/۹۷	۵/۸۳	۸/۶	۱۱۸/۱۷	۲۰/۱۳	۲/۵	۱۵	۴۰	۹/۹۵	۸۰۰	۱۰۰۰	۱۵
۳/۲	۴/۰۲	۴/۴۲	۸/۱	۱۵۲/۰۱	۱۶۸/۹	۳	۱۵	۴۰	۸/۰۴	۸۰۰	۱۰۰۰	۱۶
۲/۸	۳/۵۰	۲/۴۹	۷/۶	۱۲۱/۸۶	۱۳۵/۴	۳/۵	۱۵	۴۰	۷/۰۱	۸۰۰	۱۰۰۰	۱۷
۲/۵	۳/۱۹	۱/۱	۷/۱	۷۸/۳۹	۸۷/۱	۴	۱۵	۴۰	۶/۳۷	۸۰۰	۱۰۰۰	۱۸

در غلظت ورودی ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر در زمان ماند ۲ ساعت ۹۰/۴٪ و با افزایش زمان ماند به ۳/۵ ساعت بازده حذف COD به ۹۸/۴٪ رسید ولی با افزایش غلظت ورودی بازده حذف COD کاهش داشت. به طوری که میانگین بازده حذف COD در غلظت ورودی ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر در زمان ماند ۲ ساعت ۷۶/۹٪ و با افزایش زمان ماند به ۴ ساعت بازده حذف COD، ۹۱/۸٪ به دست آمده است.

تاثیر زمان ماند هیدرولیکی بر بازده حذف بار آلی در غلظت‌های مختلف

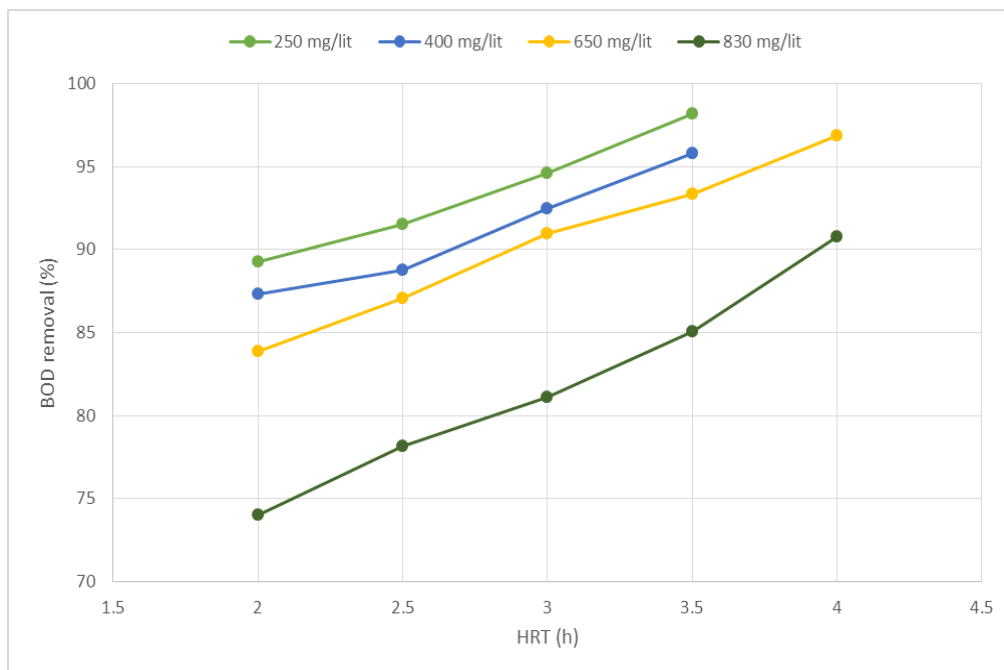
شکل ۲ به بررسی بازده سیستم در زمان‌های ماند ۲، ۳، ۳/۵ و ۴ ساعت و غلظت‌های ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر پرداخته است. همان طور که از شکل مشخص است، بازده حذف COD با افزایش زمان ماند هیدرولیکی افزایش داشته است. به طوری که میانگین بازده حذف COD



شکل ۲- حذف بار آلی بر حسب COD در زمان‌های ماند مختلف

افزایش غلظت ورودی بازده حذف BOD کاهش داشت. به طوری که میانگین بازده حذف BOD در غلظت ورودی ۸۳۰ میلی‌گرم در لیتر در زمان ماند ۲ ساعت ۷۷/۸۲٪ و با افزایش زمان ماند به ۴ ساعت بازده حذف BOD، ۹۳/۷۷٪ به دست آمد.

شکل ۳ به بررسی همین نتایج در حذف BOD پرداخته است، همان طور که از شکل مشخص است، بازده حذف BOD با افزایش زمان ماند هیدرولیکی افزایش داشته است. به طوری که میانگین بازده حذف BOD در غلظت ورودی ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر در زمان ماند ۲ ساعت ۹۱/۲۵٪ و با افزایش زمان ماند به ۳/۵ ساعت بازده حذف BOD به ۹۸/۸۵٪ رسید ولی با



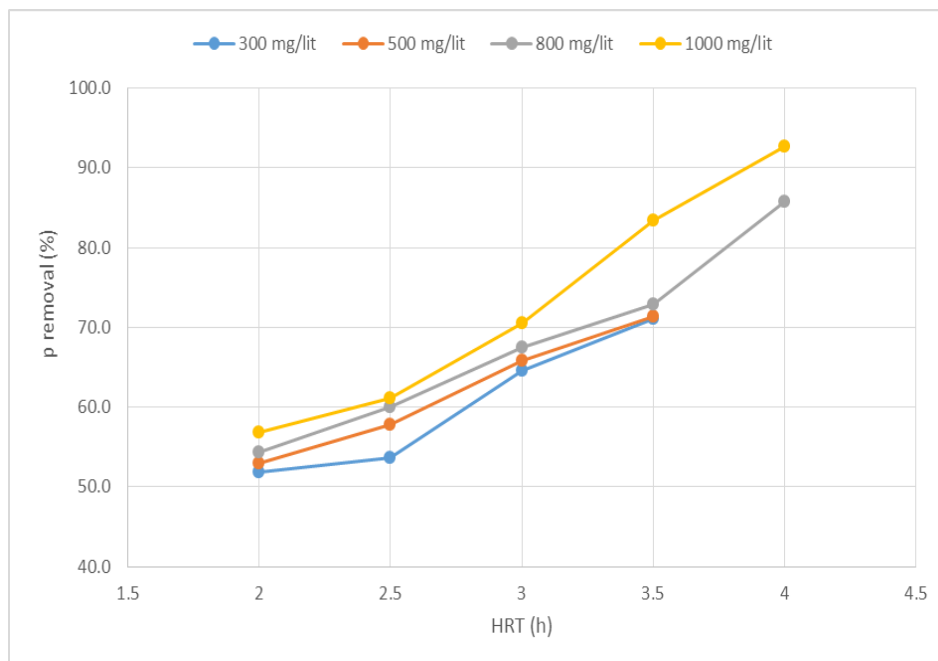
شکل ۳- حذف بار آلی بر حسب BOD در زمان‌های ماند مختلف

افزایش بار میکروبی سیستم (MLSS) ناشی از افزایش بار آلی ورودی بود.

با افزایش زمان ماند هیدرولیکی بازده حذف فسفر افزایش داشت. به طوری که در غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت بازده حذف فسفر از ۵۶/۹ به ۸۳/۴٪ افزایش پیدا کرد. در حالی که با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت در غلظت ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر بازده حذف فسفر از ۵۱/۹ به ۷۱/۱٪ افزایش را نشان داد.

تأثیر زمان ماند هیدرولیکی بر بازده حذف فسفر در غلظت‌های مختلف

میانگین بازده حذف فسفر در زمان‌های ماند هیدرولیکی ۲، ۳، ۳/۵ و ۴ ساعت و غلظت‌های ورودی ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر در شکل ۴ مشخص است که با افزایش غلظت ورودی بازده حذف فسفر افزایش یافته است. به طوری که در زمان ماند ۳/۵ ساعت در غلظت‌های ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر بازده حذف فسفر به ترتیب ۷۱/۱، ۷۱/۴، ۷۲/۹ و ۸۳/۴٪ به دست آمد. دلیل این امر

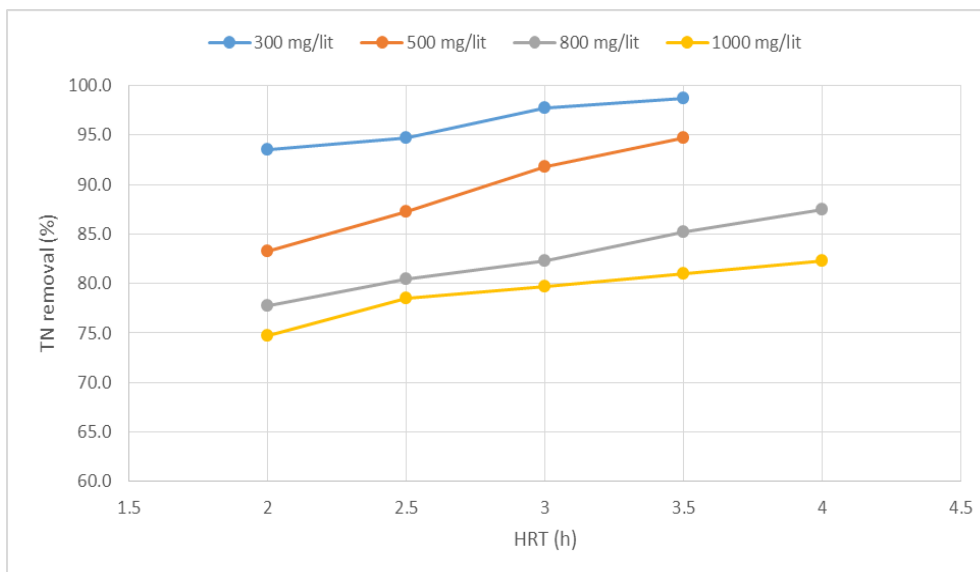


شکل ۴- تاثیر زمان‌های ماند مختلف بر بازده حذف فسفر

همچنین با افزایش زمان ماند هیدرولیکی بازده حذف ازت افزایش داشت. به طوری که در غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت بازده حذف ازت از ۷۴/۸ به ۸۱/۰٪ افزایش پیدا کرد. در حالی که با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت در غلظت ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر بازده حذف ازت از ۹۳/۵ به ۹۸/۸٪ افزایش داشت. علت این امر تقدم تمایل میکروارگانیزم‌ها در اکسیداسیون کربن نسبت به نیتروژن است، بنابراین هر چه غلظت ورودی کم‌تر باشد COD کربنه سریع‌تر مصرف می‌شود و سیستم فرصت بیش‌تری برای نیتریفیکاسیون دارد.

تاثیر زمان ماند هیدرولیکی بر بازده حذف نیتروژن در غلظت‌های مختلف

در شکل ۵ بازده حذف ازت در زمان‌های ماند هیدرولیکی ۲، ۳، ۳/۵ و ۴ ساعت و غلظت‌های ورودی ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر نمایش داده شده است. همان‌طور که در شکل مشاهده می‌شود، به موازات افزایش غلظت ورودی بازده حذف ازت کاهش داشت. به طوری که در زمان ماند ۳/۵ ساعت در غلظت‌های ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر بازده حذف ازت به ترتیب ۹۸/۸، ۹۴/۸، ۸۵/۳ و ۸۱/۰٪ به دست آمد.



شکل ۵- تاثیر زمان‌های ماند مختلف بر بازده حذف نیتروژن

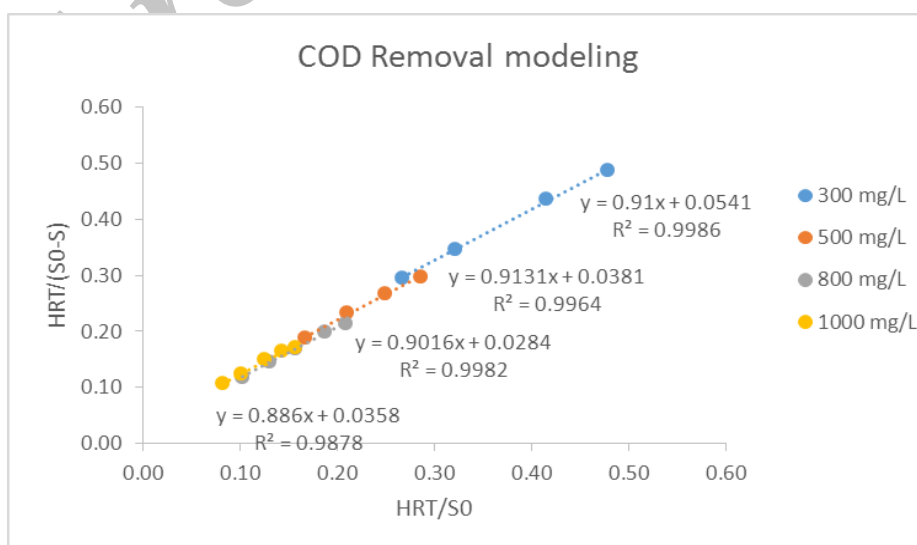
مدل‌سازی سینتیکی

به منظور مطالعه سینتیکی تغییر در زمان ماند هیدرولیکی (حداقل ۵ تغییر) یا تغییر در غلظت سوپستره ورودی بایستی انجام بگیرد، در مطالعه حاضر هر دو رویکرد تغییر در غلظت ورودی و تغییر در زمان ماند هیدرولیکی به کار برده شده است.

مدل‌سازی حذف مواد آلی

با ترسیم شکل ۶ (مطابق با فرمول‌های ارائه شده در قسمت مواد و روش‌ها) ضرایب مربوط به مدل کینکتون استور محاسبه گردید. شکل ۶ ضرایب K_B و U_{MAX} را به تفکیک غلظت بیان

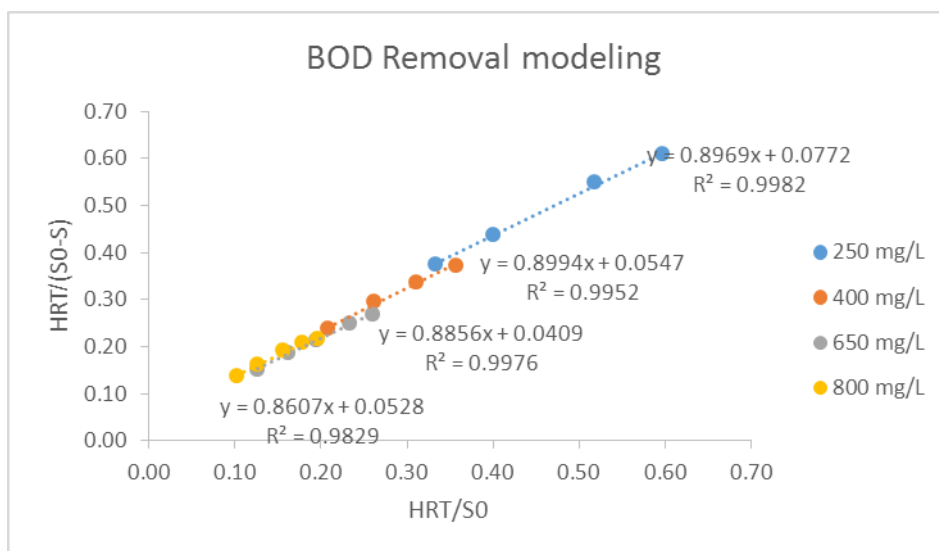
می‌دارد. با توجه به شکل مقدار U_{MAX} (عکس عرض از مبدا) برای غلظت‌های ۳۰۰، ۵۰۰، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب ۱۸/۵، ۲۶/۳، ۳۵/۲ و ۲۷/۹ محاسبه گردید. مقدار K_B نیز به ترتیب عبارت است از ۱۷/۱، ۲۴/۰، ۳۱/۷ و ۲۴/۷. همان‌طور که از شکل مشخص است در تمام غلظت‌ها از ترسیم خط رگرسیون ضرایب یکنواختی بسیار مناسب $R^2 > 0.98$ به دست آمده است که نشان از تطابق مدل کینکتون استور از داده‌های به دست آمده می‌باشد.



شکل ۶- مدل‌سازی سینتیکی سیستم در حذف بار آلی بر حسب COD در غلظت‌های مختلف

خط رگرسیون ضرایب یکنواختی بسیار مناسب $R^2 > 0.98$ به دست آمده است که نشان از تطابق مدل کینکتون استور از داده‌های به دست آمده می‌باشد. مقادیر به دست آمده برای K_B نیز به ترتیب معادل $۱۱/۶$ ، $۱۶/۴$ ، $۲۱/۶$ و $۱۶/۳$ به دست آمد.

شکل ۷ به منظور تعیین ضرایب مربوط به حذف BOD در مدل کینکتون استور ترسیم شده است. با توجه به شکل در غلظت‌های ۳۰۰ ، ۵۰۰ ، ۸۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر مقدار U_{MAX} به ترتیب $۱۲/۹$ ، $۱۸/۳$ ، $۲۴/۴$ و $۱۸/۹$ محاسبه گردید. همان طور که از شکل مشخص است در تمام غلظت‌ها از ترسیم

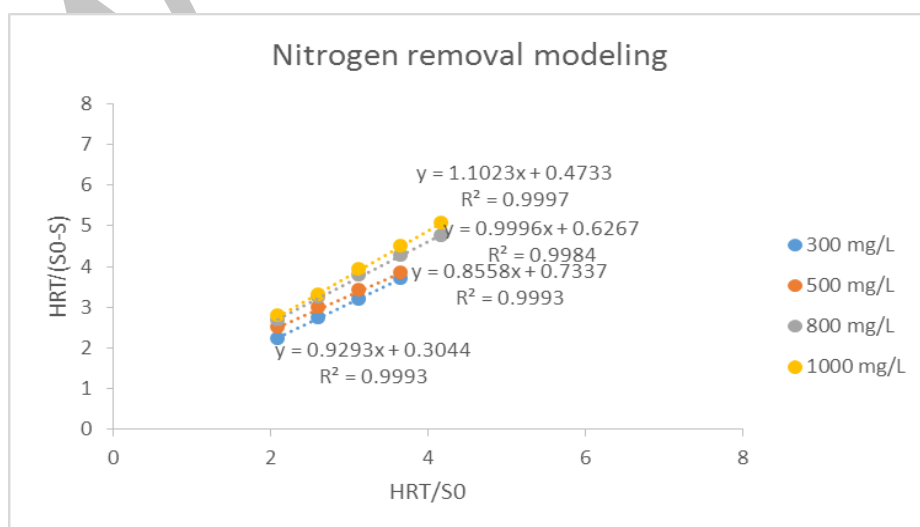


شکل ۷- مدل سازی سینتیک سیستم در حذف بار آلی بر حسب COD در غلظت‌های مختلف

K_B معادل $۰/۰۸$ ، $۰/۱۱$ ، $۰/۰۷$ و $۰/۰۴$ محاسبه گردید. شکل ۹ نیز به همین منظور برای به دست آوردن ضرایب سینتیک حذف نیتروژن ترسیم شده است. ضریب U_{MAX} برای حذف ازت به ترتیب $۲/۱۱$ ، $۱/۵۹$ ، $۱/۳۶$ و $۳/۲۸$ مقدار K_B معادل $۲/۳۲$ ، $۱/۵۸$ ، $۱/۱۶$ و $۳/۰۴$ محاسبه گردید.

مدل سازی حذف فسفر و نیتروژن

شکل ۸ به منظور تعیین ضرایب سینتیک حذف فسفر در سیستم FBSBR در غلظت‌های مختلف ترسیم شده است. با توجه به شکل ترسیم شده و عرض از مبدا نمودار به دست آمده مقدار U_{MAX} به ترتیب $۰/۱۳$ ، $۰/۱۵$ ، $۰/۱۳$ و $۰/۱۲$ و مقدار



شکل ۹- مدل سازی سینتیک سیستم در حذف نیتروژن در غلظت‌های مختلف

بحث و نتیجه گیری

Hamoda پساب خروجی از یک کارخانه کودسازی را به وسیله یک سیستم بیولوژیکی با بستر ثابت مورد آزمایش قرار داد. غلظت آمونیاک در فاضلاب ورودی در حدود ۴۸۰ میلی گرم در لیتر بر اساس ازت آمونیاکی و بار هیدرولیکی ورودی به سیستم در حدود $0.14 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ می باشد. طبق نتایج به دست آمده سیستم بازده حدود ۹۰٪ حذف ازت آمونیاکی را داشته است (۱۴).

Hultman و همکاران حذف همزمان ازت و فسفر را توسط صافی های بیولوژیکی هوادهی شده مورد بررسی قرار دادند. در این واحد ازت ورودی در گستره ۲۰-۷/۳۰ میلی گرم در لیتر به غلظت ۲/۲-۰/۵ میلی گرم در لیتر در پساب خروجی کاهش یافت و به طور همزمان غلظت فسفر ورودی از ۵-۰/۶ میلی گرم در لیتر به ۵/۵-۰/۱ میلی گرم در لیتر در پساب خروجی کاهش یافت (۱۵) که همه این تحقیقات اعداد و نتایج مطالعه حاضر را تأیید می کنند.

به طور کلی می توان نتیجه گرفت که سیستم FBSBR به منظور حذف مواد آلی و نیتروژن و فسفر از فاضلاب شهری در غلظت های بسیار بالا و پایین کارایی بسیار مناسبی از خود نشان داد به طوری که در حذف BOD و COD سیستم کارایی بسیار مناسبی داشته است دلیل این امر نیز استفاده از سیستم بیوفیلیمی و رژیم جریان ناپیوسته بوده است. به منظور توسعه آتی این تحقیق مطالعه قابلیت تصفیه غلظت های بالای ازت و فسفر توسط این سیستم برای محققان پیشنهاد می گردد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از مرکز تحقیقات علوم پزشکی دانشگاه آزاد واحد پزشکی تهران به خاطر در اختیار قرار دادن امکانات آزمایشگاهی تشکر و قدردانی به عمل می آید.

منابع

1. Chowdhury, N., Nakhla, G., Zhu, J., 2008. "Load maximization of a liquid-solid circulating fluidized bed

با توجه به نتایج ارائه شده می توان گفت که بازده حذف COD و BOD با افزایش زمان ماند هیدرولیکی افزایش داشته است ولی با افزایش غلظت ورودی بازده حذف آن ها کاهش داشت.

همچنین نتایج نشان داد که در حذف فسفر با افزایش غلظت سوخته ورودی کاهش سرعت مصرف دیده شد علت این امر کاهش توانایی سیستم در زمان ماند هیدرولیکی مشابه بوده است. به طوری که در غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت بازده حذف ازت از ۷۴/۸ به ۸۱/۰٪ افزایش پیدا کرد. در حالی که با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت در غلظت ۳۰۰ میلی گرم در لیتر بازده حذف ازت از ۹۳/۵ به ۹۸/۸٪ افزایش داشت.

این رویه برای نیتروژن نیز صادق بود به طوری که در غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت بازده حذف ازت از ۷۴/۸ به ۸۱/۰٪ افزایش پیدا کرد. در حالی که با افزایش زمان ماند از ۲ به ۳/۵ ساعت در غلظت ۳۰۰ میلی گرم در لیتر بازده حذف ازت از ۹۳/۵ به ۹۸/۸٪ افزایش داشت و دلیل آن نیز عدم توانایی انجام کامل نیتریفیکاسیون در زمان ماند مشابه بوده است.

نتایج به دست آمده از آنالیز سینتیکی راکتور در مراحل مختلف نشان از تبعیت مناسب داده های به دست آمده از مدل کینکتون استور داشته است و این امر به خوبی از ضرایب همبستگی به دست آمده مشخص می باشد. استفاده از این مدل به منظور طراحی و بهره برداری بهینه سیستم های مشابه در مقیاس واقعی توصیه می شود.

حیات بخش عملکرد سیستم لجن فعال با بستر ثابت را در تصفیه فاضلاب های با بار آلودگی بالا بررسی کرد. در زمان هوادهی ۸ ساعت و غلظت COD معادل ۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر مقادیر بازده حذف COD به ترتیب برابر ۹۳/۶۷، ۸۲/۶۷ و ۶۱/۶۷٪ و در زمان هوادهی ۴ ساعت مقادیر بازده حذف COD به ترتیب برابر ۸۹/۱۷، ۷۷/۳۳ و ۵۲/۸۳٪ به دست آمد (۱۳).

- removal from saline industrial wastewater by submerged fixed-film reactor”, *Journal of Hazardous Materials*, 175–183.
9. Hui Lin, Y., 2007. “Kinetics of nitrogen and carbon removal in a moving-fixed bed biofilm reactor”, *Applied Mathematical Modelling*, 2360–2377.
 10. Biton, G., 1999. “Wastewater Microbiology”, Willey-Liss INC., 2ND Edition, New York, USA.
 11. Chowdhury, N., Nakhla, G., Zhu, J., 2008. “Load maximization of a liquid–solid circulating fluidized bed bioreactor for nitrogen removal from synthetic municipal wastewater”, *Chemosphere*, 71: 807-815.
 12. APHA, WPCF, 1992. “Standard Method for Examination of Water and Wastewater”, 18th Ed.
۱۳. حیات بخش، امیر، «بررسی عملکرد سیستم های هوادهی با بستر ثابت در تصفیه فاضلاب ها با بار آلودگی بالا»، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست- آب و فاضلاب، دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات تهران، ۱۳۸۳.
14. Hamoda, M.F., 1990. “Aerobic Treatment of Ammonium Fertilizer Effluent in a Fixed-Film Biological System”, *Water Research*, Vol.22, No.9, pp 75-84.
 15. Hultman, B., Jonsson, K., Plaza, E., 1994. “Combined Nitrogen and Phosphorous Removal in a Full Scale Continous up Flow Sand Filter”, *Water Science and Technology*, Vol.29, No.10-11, pp 127-134.
- bioreactor for nitrogen removal from synthetic municipal wastewater”, *Chemosphere*, 71: 807-815.
 2. Alleman, J.E., 2000. “The History of Fixed-Film Wastewater Treatment System”, Article Biofilm history, html.
 3. Aroramadan, L. and Barth, E.G., 1985. “Technology Evaluating of Sequencing Batch Reactor”, *J. WPCF*, Vol.57, No.8, 867-871.
 - 4) Austin, D., 2000. "Parallel Performanance Comparison Between Aquatic Root Zone and Textile Medium -INTEGRATED FIXED-FILM ACTIVATED SLUDGE (IFFAS) Wastewater Treatment System", Living Machines, Inc. 8018 NDCBU.
 5. Shaowei, H., Sun, C., Zhang, J., Wang, T., 2008. “Simultaneous removal of COD and nitrogen using a novel carbon-membrane aerated biofilm reactor”, *Environmental Sciences*, 20: 142-1
 6. Shuai, Y., Fenglin, Y., Zhimin, F.U., Tao, W., Ruibo, L., 2010. “Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed memberane bioreactor for wastewater treatment”, *Journal of Hazardous Materials*, volume 175, Issues 1-3, pages 551-557.
 7. Rahimi, Y., Torabian, A., Mehrdadi, N., Shahmoradi, B., 2011. “Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR)”, *Journal of Hazardous Materials*.
 8. Ramos, A.F., Gómez, M.A., Hontoria, E., González-López, J., 2007. “Biological nitrogen and phenol