مقاله اصلی
Original Article

مجله ارتقای ایمنی و پیشگیری از مصدومیت ها
eISSN: ۲۳۸۳۱۹۰۱ pISSN: ۲۳۴۵۲۴۵۵
دوره۴. شماره ۲. تابستان ۱۳۹۵، صفحات ۱۰۹ تا ۱۱۶

ارزیابی عملکرد و تعیین ضرایب بیوسنتیکی فرآیند لجن فعال تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سنندج

پرویز محمدی[۱]، مریم خشیج[۱*]، علیرضا تخت شاهی[۲]، سیدعلیرضا موسوی[۱]

۱. گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی کرمانشاه، کرمانشاه، ایران
۲. کارشناس بهداشت محیط، مدیرعامل شرکت آب و فاضلاب شهری کردستان، سنندج، ایران

چکیده

سابقه و هدف: اثرات سوء ناشی از دفع نامناسب فاضلاب در محیط، جمع‌آوری فاضلاب و تصفیه آن را امری ضروری و اجتناب‌ناپذیر کرده است. به‌گونه‌ای که علاوه بر احداث تصفیه‌خانه فاضلاب، برای رسیدن به استانداردهای زیست‌محیطی مطلوب، لزوم ارزیابی عملکرد مداوم سیستم‌های تصفیه مطرح می‌باشد. با توجه به اینکه پل ارتباطی بین نتایج آزمایشگاهی و کاربردهای صنعتی در تصفیه فاضلاب، تعیین ضرایب بیوسنتیک است. این مطالعه باهدف ارزیابی عملکرد و تعیین ضرایب بیوسنتیکی فرآیند لجن فعال تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سنندج انجام شد.

روش بررسی: این مطالعه از نوع توصیفی – مقطعی و بر روی تصفیه‌خانه شهر سنندج با استفاده از سیستم تصفیه هوازی جریان پیوسته از نوع لجن فعال صورت گرفت. در این مطالعه جمعاً ۳۰ نمونه از فاضلاب ورودی و پساب خروجی برداشته شد و آزمایشات بر روی آن‌ها انجام شد. پارامترهای کیفی فاضلاب: اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی ، اکسیژن خواهی شیمیایی ، مواد معلق ، اندازه‌گیری و راندمان حذف و ضرایب بیوسنتیکی مانند نرخ حداکثر مصرف سوبسترا (K)، ضریب خود تخریبی (Kd)، ثابت نیمه اشباع (K_s)، ضریب بازده رشد (Y) و حداکثر رشد ویژه (maxμ) محاسبه گردید.

یافته‌ها: میانگین درصد حذف برای اکسیژن خواهی شیمیایی ، اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی و مواد معلق به ترتیب برابر با ۳/۳±۹۰/۳، ۱/۹±۹۳/۹ و ۴/۲±۸۶/۴ به دست آمد. با توجه به محدوده غلظت MLVSS، ضریب K و K_s به ترتیب معادل با ۲/۵ d^{-1} و۷/۲۵ mg/l و Y، K_d و μxam نیز برابر با ۰/۰۱۳، ۰/۰۲۷ d^{-1} و۰/۰۳ d^{-1} محاسبه شد.

نتیجه‌گیری: پساب حاصل از فرایند لجن فعال تصفیه‌خانه مذکور ازنظر دستیابی به پارامترهای کیفی فاضلاب برای مصارف کشاورزی و تخلیه به آب سطحی یا چاه جاذب مطلوب می‌باشد. نتایج این مطالعه منجر به معرفی پارامترهای بیوسنتیکی گردید. ضمن اینکه از ضرایب بیوسنتیکی به‌دست‌آمده از این مطالعه، می‌توان در طراحی سیستم‌های تصفیه مشابه در مناطق سردسیری استفاده نمود.

واژگان کلیدی: ضرایب بیوسنتیکی، ارزیابی عملکرد، لجن فعال

How to cite this article:
Mohammadi P, Khashij M, Takhtshahi A, Mousavi SA. Performance Evaluation and Biokinetic Coefficients Determination of Activated Sludge Process of Sanandaj Wastewater Treatment Plant. J Saf Promot Inj Prev. 2016; 4(2):109-16.

مقدمه

محدودیت منابع آب و ضرورت استفاده بهینه از آن به همراه اثرات سوء ناشی از دفع نامناسب فاضلاب در محیط، جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب را امری ضروری و اجتناب‌ناپذیر کرده است (۱-۲). به همین دلیل استفاده مجدد از فاضلاب خانگی تصفیه‌شده، میتواند به‌عنوان یک منبع ارزشمند آب برای مصارف کشاورزی و آبیاری فضای سبز به‌ویژه در مناطق کم آب و با توجه به روند افزایشی خشک‌سالی‌های اخیر محسوب گردد (۳-۴). بر اساس گزارش برگرفته از منابع مختلف، منافع حاصل از استفاده مجدد از فاضلاب در بخش‌های مختلف به‌شرط رسیدن به استانداردهای مرتبط با نوع مصرف به دودسته اولیه (سود حاصل از فروش پساب، استفاده از مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) و کاهش هزینه‌ها) و ثانویه اثرات متعاقب پروژه‌های استفاده مجدد از فاضلاب و درنهایت حفظ محیط‌زیست و بهبود کیفیت و مسائل زیباشناختی به‌عنوان منافع عمومی تقسیم می‌گردد (۵-۶). ازاین‌رو مناسب بودن کیفیت پساب به لحاظ استانداردهای تدوین‌شده ملی و بین‌المللی حائز اهمیت می‌باشد. در این راستا فرایندهای تصفیه متفاوتی ازجمله لجن فعال، صافی‌های چکنده، برکه‌های

* آدرس نویسنده مسئول مکاتبات: m.khashij@yahoo.com

تثبیت و غیره وجود دارند (۷) که لجن فعال یکی از متداول‌ترین روش‌های به‌کاررفته برای نیل به هدف اصلی تصفیه بیولوژیکی فاضلاب که اساس آن پایدارسازی مواد آلی، لخته سازی و حذف جامدات کلوییدی غیرقابل ته‌نشینی توسط مخلوط میکروارگانیسم‌ها به‌ویژه باکتری‌ها است (۸). این روش به دلایلی چون بازده بالا در دستیابی به استانداردهای موجود، عدم تجمع حشرات و مشکلات کمتر نسبت به سایر روشها گسترش‌یافته است (۹). مکانیسم پایدارسازی ترکیبات آلی، دسترسی باکتری‌ها به مواد آلی و انجام واکنش‌های کاتابولیتیکی و آنابولیتیکی بوده که شناخت کافی این فرایند، مستلزم تعیین معادلات بیوسنتیکی می‌باشد (۱۰). برای نیل به این هدف، لزوم ارزیابی عملکرد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب با سنجش پارامترهای مختلف چون اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی[۱] ، اکسیژن خواهی شیمیایی[۲]، مواد معلق[۳] و تغییرات pH پساب خروجی مطرح می‌باشد که به دنبال وجود مشکل میبایست تمهیدات لازم جهت حل آن اندیشید (۱۱-۱۲). همچنین بهره‌برداری و نگهداری مناسب از تصفیه‌خانه و انجام طراحیهای مختلف سیستمهای بیولوژیکی مستلزم انتخاب مناسب ضرایب بیوسنتیکی مانند بازدهی رشد (Y)، ثابت رشد نیمه اشباع (K_s)، ضریب خود تخریبی (K_d)، حداکثر سرعت مصرف خوراک (K) و تعیین میزان رشد حداکثر (μ_{max}) با توجه به نوع فاضلاب می‌باشد. با استفاده از ضرایب به‌دست‌آمده، می‌توان نسبت به‌پیش بینی و تخمین مدل حذف مواد آلی و مواد مغذی و همچنین رشد میکروبیولوژیکی اقدام نمود (۱۳).

تعیین ضرایب بیوسنتیکی فرایندهای مختلف تصفیه در مقیاس راکتورهای آزمایشگاهی توسط محققان زیادی موردبررسی قرارگرفته است. برای مثال در مطالعه‌ای با عنوان ارزیابی سنتیک رشد میکروارگانیسم‌ها در فرایند لجن فعال و سازگاری فیزیولوژیکی جمعیت میکروبی انجام شد، نتایج به‌دست‌آمده از آنالیز سینتیکی راکتور در مراحل مختلف نشان از تبعیت مناسب داده‌ها به‌منظور طراحی و بهره‌برداری بهینه از این سیستم می‌باشد. در این مطالعه ارتباط بین حداکثر رشد ویژه (μ_{max}) و نرخ خود تخریبی (K_d) موردسنجش قرارگرفته و اندازه‌گیری پارامتر μ_{max} بر اساس نرخ دریافت اکسیژن (OUR) بیان‌شده است (۱۴). همچنین در مطالعه‌ای دیگر به‌منظور طراحی بهینه فرایند لجن فعال، از شاخصهای کیفی در ورودی و خروجی استفاده‌شده است که به بررسی مدلسازی فرایند پرداخته‌اند (۱۵). با توجه به اینکه طراحی سیستمهای تصفیه متأثر از شرایط منطقه‌ای یا آب و هوایی میباشد و نظر به اینکه طراحیهای موجود بر اساس مبانی خارج از کشور انجام میپذیرد، لذا به‌کارگیری ضریب اطمینان بالا می‌تواند از بروز مشکلات عمده در طراحی با احتساب توسعه آینده جوامع، ابزاری کارآمد باشد (۱۶). ازاین‌رو هدف از مطالعه حاضر ارزیابی عملکرد تصفیه خانه شهر سنندج و بررسی تصفیه‌شده و تعیین ضرایب بیوسنتیکی به‌منظور انطباق طرح های مهندسی با شرایط بومی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه از نوع توصیفی – مقطعی و بر روی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر سنندج با استفاده از سیستم تصفیه هوازی جریان پیوسته از نوع لجن فعال صورت گرفت. سیستم بیولوژیکی تصفیه‌خانه فاضلاب برای جمعیت ۴۶۵۰۰۰ نفر و متشکل از واحد حوض هوادهی، ته‌نشینی ثانویه، تجهیزات دفع و برگشت لجن و سیستم‌های هوادهی می‌باشد. به‌منظور تعیین پارامترهای BOD، COD، TSS وVSS به ترتیب از روش‌های شماره ۵۲۱۰، ۵۲۲۰ و ۲۵۴۰ برای آزمایشات آب و فاضلاب استفاده شد (۱۷). این مطالعه در دو فصل پاییز و تابستان انجام‌شده و تعداد ۱۵ نمونه با روش نمونه‌برداری مرکب از محل تانک نه نشینی ثانویه برای تعیین پارامترهای مذکور به همراه اندازه‌گیری دما و pH برداشت و مورد آنالیز قرار گرفتند. به‌منظور بررسی راندمان تصفیه‌خانه در حذف پارامترهای موردسنجش از میانگین پارامترهای ورودی و خروجی بر اساس آزمون میانگین نمونه‌های جفت[۴] استفاده شد. در مرحله بعد به جهت بررسی کارایی تصفیه‌خانه موردمطالعه، پارامترهای موردسنجش در پساب خروجی با استانداردهای زیست‌محیطی سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و آمریکا[5] مقایسه شده و قابلیت دفع به آبهای سطحی و یا دیگر مصارف با استفاده از نرم‌افزار Minitab نسخه ۱۶ و مقایسه میانگین (آزمون تی یک نمونه‌ای) انجام شد. به‌منظور تعیین ضرایب سنتیکی از روابط موجود مرتبط با راکتور لجن فعال استفاده گردید که روابط سنتیکی و نوع پارامترهای موجود در جدول شماره ۱ نشان داده‌شده است. درنهایت شیب‌خط به‌دست‌آمده از رسم نمودار ۱/SRT در برابر U (نرخ مصرف سوسبسترا توسط جمعیت میکروبی فعال) معادل با ضریب Y (نسبت جرم سلول‌های تشکیل‌شده به جرم ماده مصرف‌شده) و محل تقاطع نمودار با محور ۱/SRT برابر با ضریب خود تخریبی (کاهش جرم سلولی ناشی از طعمه خواری و مرگ‌ومیر، K_d) می‌باشد. علاوه بر این مقدار ۱/K از محل تقاطع نمودار ۱/U در برابر ۱/S به دست خواهد آمد. در این نمودار شیب‌خط برابر با X بوده که با ضرب‌در مقدار K (حداکثر مصرف ماده بنیادی در واحد جرم میکروارگانیسم)، پارامتر K_s (غلظت ماده در نصف آهنگ رشد حداکثر) محاسبه خواهد شد (۱۸). با محاسبه پارامترهای Y و K با استفاده از روابط ذکرشده در جدول ۱، ضریب رشد ویژه حداکثر (μ_{max}) به دست خواهد آمد.

۱. Biochemical Oxygen Demand(BOD)
۲.Chemical Oxygen Demand (COD)
۳.Total Suspended Solids(TSS)
۴. Paired sample T-Test
۵. Environmental Protection Agency(EPA)

جدول ۱. معادلات و پارامترهای عملکردی سیستم تصفیه فاضلاب (لجن فعال)

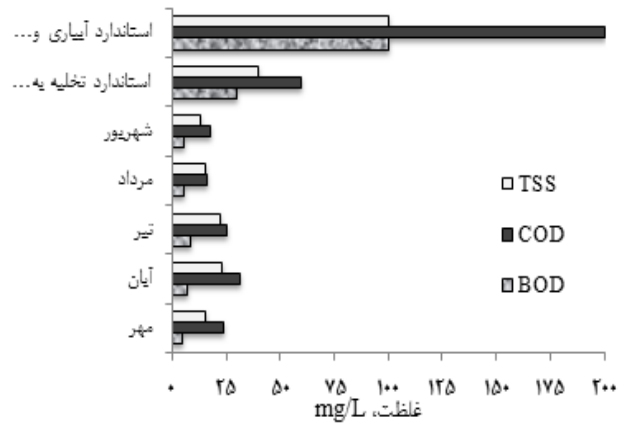
پارامترها						معادلات
ثابت نیمه اشباع	K_s (mg/L)	ضریب خود تخریبی	K_d (d^{-1})	زمان ماند سلولی	SRT (d)	$\%R = \frac{A-B}{A} \times 100$
بیشینه نرخ مصرف سوبسترا	K $(mg\ COD/\ mg\ VSS.d)$	ضریب بازده رشد باکتری	Y $(mg\ VSS/\ mg\ COD)$	غلظت COD ورودی	S_0 (mg/L)	$\frac{1}{SRT} = YU - k_d = \frac{Y(s_0 - s)}{\theta X} - k_d$
٪ راندمان حذف	%R	غلظت بیومس	X $(mgVSS/L)$	غلظت COD خروجی	S (mg/L)	$\frac{1}{U} = \left(\frac{\theta X}{S_0 - S}\right) = \frac{1}{k} + \frac{1}{S} \times \frac{K_s}{k}$
غلظت ورودی و خروجی	A , B	زمان ماند هیدرولیکی		نرخ مصرف سوبسترا	U $(mg\ COD/\ mg\ VSS)$	$S = \left[\frac{K_s\left(\frac{1}{SRT} + k_d\right)}{K - \left(\frac{1}{SRT} + k_d\right)}\right]$
						$K = \frac{\mu_{max}}{Y}$

یافته‌ها

کیفیت فاضلاب ورودی و پساب خروجی از تصفیه‌خانه در یک دوره ۵ ماهه در جدول۲ نشان داده‌شده است. بر اساس جدول ۲، میانگین درصد حذف آلاینده‌های موردسنجش در این تصفیه‌خانه به ترتیب برای اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی و مواد معلق برابر با ۹۰/۳±۳/۳، ۹۳/۹±۱/۹ و ۸۶/۴±۴/۲ است. نمودار ۱ نشان‌دهنده‌ی میانگین پارامترهای اکسیژن موردنیاز بیوشیمیایی ، اکسیژن خواهی شیمیایی ، مواد معلق موجود در پساب خروجی و مقایسه نتایج حاصل با استانداردهای ملی و بین‌المللی می‌باشد.

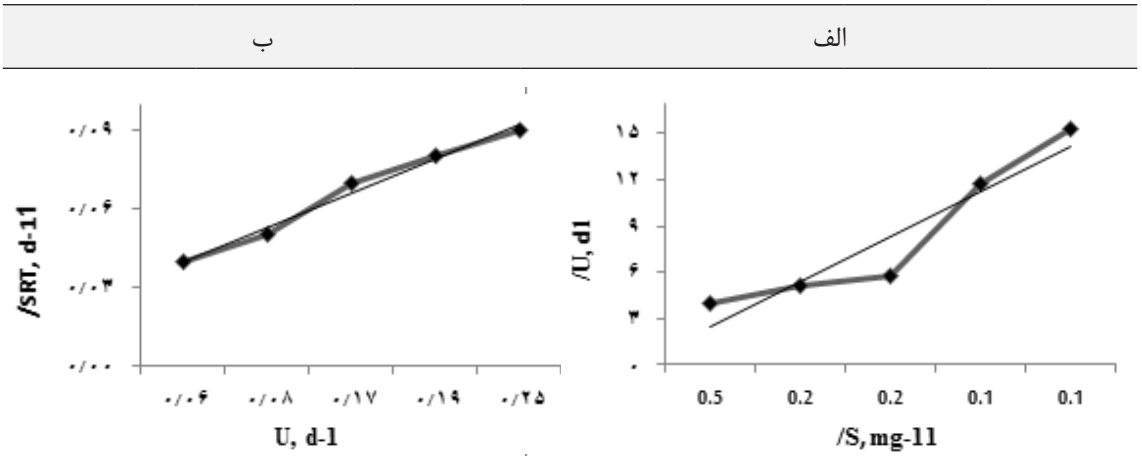
جدول۲.توصیف ویژگی فاضلاب ورودی به تصفیه‌خانه بر اساس پارامترهای مختلف

پارامتر	محل	میانگین ± انحراف معیار				
		تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان
دما (سانتی‌گراد)		۲۶±۱/۵	۲۷/۱±۱/۱	۲۴/۲±۱/۳	۲۰/۳±۱/۴	۱۸/۶±۲
pH	ورودی	۷/۶۸±۰/۲۲	۷/۵±۰/۱۳	۷/۶۴±۰/۱۷	۷/۶±۰/۱۴	۷/۴۷±۰/۲۴
	خروجی	۷/۶۶±۰/۱۴	۷/۵±۰/۱۵	۷/۵۵±۰/۱۹	۷/۷±۰/۱۱	۷/۵±۰/۳۴
TSS (mg/L)	ورودی	۱۱۷/۵±۲۸/۲	۱۴۱±۷۳/۶	۱۱۲/۲±۵۴/۹	۱۷۶/۸۳±۲۸/۲۵	۱۳۴/۳±۴۶/۶
	خروجی	۲۲/۲±۹/۱	۱۵/۶±۵/۶	۱۲/۸±۱۱/۴	۱۵/۶۷±۹/۳	۲۲/۸±۱۲/۶
	راندمان	٪۸۱/۱	٪۸۸	٪۸۹/۲	٪۹۱/۱	٪۸۳
COD (mg/L)	ورودی	۱۷۵/۸±۶۶/۵	۱۸۴/۸±۶۳/۵	۲۵۷±۱۲۹/۲	۳۶۹/۹±۱۱۶/۹	۲۷۷/۸±۶۳
	خروجی	۲۵/۵±۳۶/۲	۱۶/۳±۶/۹	۱۷/۴±۸/۴	۲۳/۹±۱۴/۱۸	۳۱/۵±۲۲/۸
	راندمان	٪۸۵/۴	٪۹۱	٪۹۳/۲	٪۹۳/۵	٪۸۸/۶
BOD (mg/L)	ورودی	۱۰۰/۵±۳۳/۳	۸۷/۹±۲۸/۸	۱۰۰±۳۴/۸	۱۵۰/۳±۴۲/۵	۱۳۷/۷±۲۵/۷
	خروجی	۸/۳۳±۲/۸	۵/۲۵±۱/۴	۵/۶±۱/۹	۴/۷±۲/۵	۷/۳۳±۴/۱۸
	راندمان	٪۹۱/۷	٪۹۳	٪۹۳/۵	٪۹۶/۸	٪۹۴/۶



نمودار ۱. میانگین پارامترهای COD، BOD_5 و TSS پساب خروجی و مقایسه آن با استانداردهای ملی و بین‌المللی

نمودار ۲، مقادیر ضرایب بیوسینتیکی را در محدوده [۶] بین ۱۷۰۰ تا ۳۸۰۰ میلی‌گرم بر لیتر را نشان می‌دهد. با توجه به محدوده غلظت MLVSS/MLSS سیستم تصفیه‌خانه، مقدار ضریب K و K_s به ترتیب معادل با $2/5\ d^{-1}$ و $7/25\ mg/l$ محاسبه شد (نمودار ۲-الف) و میزان ضریب بازدهی رشد (Y) و ضریب خود تخریبی (K_d) برابر با ۰/۰۱۳ و $0/027\ d^{-1}$ (نمودار ۲-ب) به دست آمدند.



متکف و ادی[1]	مطالعه حاضر		متکف و ادی	مطالعه حاضر
۱۰-۲	۲/۵	$K, (d^{-1})$	۰/۸-۰/۴	۰/۰۱۳	$Y, (mg/mg)$
۷۰-۱۵	۷/۲۵	$(K_s, (mg/L$	۰/۰۷۵-۰/۰۲۵	۰/۰۲۷	$K_d, (d^{-1})$

نمودار ۲. تعیین ضرایب بیوسنتیکی، الف (K و K_s) و ب (Y و K_d)

بحث

کنترل و پایش مداوم فرایند تصفیه علی‌الخصوص فرایندهای بیولوژیکی، امری ضروری می‌باشد، چراکه تغییر پارامترهای مختلف مانند pH، غلظت MLVSS، دما، بار آلی ورودی و غیره بر عملکرد سیستم تصفیه بسیار تأثیرگذار است. همان‌طور که در جدول ۲ مشخص‌شده است، کمترین راندمان حذف برای هر ۳ پارامتر BOD_5،COD و TSS با میزان ۹۱٪، ۸۵٪ و ۸۱٪ مربوط به تیرماه می‌باشد که می‌تواند ناشی از عدم تناسب بین سه فاکتور اصلی در فرایند تصفیه بیولوژیکی (غلظت میکروارگانیسم‌ها، سوبسترا و اکسیژن محلول در راکتور) با توجه به شرایط دمایی باشد (۱۹-۲۰) که البته با مقایسه استانداردهای خروجی، نشان‌دهنده‌ی کارایی بالای سیستم بیولوژیکی در این تصفیه‌خانه می‌باشد. بر اساس استانداردهای زیست‌محیطی تدوین‌شده در ایران، حد استاندارد خروجی BOD_5،COD و TSS به ترتیب برای تخلیه به آب‌های سطحی و تخلیه به چاه جاذب ۳۰، ۶۰ و ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر و برای مصارف آبیاری در بخش کشاورزی معادل با ۱۰۰، ۲۰۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تدوین‌شده است (۲۱) که بر اساس نمودار ۱ و نتایج حاصل از آزمون تی مستقل و سطح معناداری ۰/۰۵، می‌توان گفت مقدار میانگین به‌دست‌آمده از خروجی BOD_5،COD و TSS در ماه‌های نمونه‌برداری شده، با اختلاف معناداری از حد استاندارد ملی کمتر است ($P<0/05$). ضمن اینکه بالاتر بودن میزان حذف BOD_5 نسبت به COD با توجه به فرایند بیولوژیکی لجن فعال قابل توجیه است چراکه تجزیه مواد بیولوژیکی نسبت به مواد آلی راحت‌تر بوده و از سوی دیگر میزان بارگذاری مواد آلی به تصفیه‌خانه به‌مراتب بالاتر بوده است. لذا پساب حاصل از فرایند لجن فعال تصفیه‌خانه مذکور ازنظر دستیابی به شاخص‌های کیفی برای مصارف کشاورزی و تخلیه به آب سطحی یا چاه جاذب مطلوب می‌باشد. در طول نمونه‌برداری از سیستم مذکور و تعیین پارامترهای سنتیکی، دما و pH به ترتیب

برابر با ۲۸-۱۸ درجه سانتی‌گراد و ۷/۷-۷/۴ بوده است که محدوده مناسب برای هتروتروف ها در تصفیه بیولوژیکی است (۲۲-۲۳).

در رابطه با تعیین ضرایب بیوسنتیکی و با توجه به گستره مناسب و مقایسه نتایج به‌دست‌آمده با منابع مختلف، تنها ضرایب K و K_d با مقدار $2/5\ d^{-1}$ و $0/027\ d^{-1}$ در محدوده مجاز (K=۲-۱۰ و ۰/۰۷۵- K_d=۰/۰۲۵) به دست آمدند (۱۸). بر اساس نتایج به‌دست‌آمده ضریب بازده سلولی (۰/۰۱۳) با توجه به محدوده MLSS کمتر از رنج بهینه (۰/۴-۰/۸ mg/mg) به دست آمد که این مسئله می‌تواند از نوع سوبسترای مصرفی تأثیر بپذیرد. زمانی که سوبسترای مصرفی BOD باشد، به دو دلیل: کمتر بودن مقدار مواد قابل‌تجزیه بیولوژیکی در فاضلاب نسبت به COD و افزایش نسبت F/M، شاهد کاهش ضریب بازدهی رشد سلولی خواهیم بود (۲۴). این مسئله با مطالعات مختلف مطابقت دارد چون‌که نوع سوبسترا و جمعیت باکتریایی بر ضریب بازده سلولی تأثیر گذاشته و با افزایش F/M و کاهش غلظت MLSS تا ۱۷۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در سیستم موردمطالعه، مقدار Y کاهش می‌یابد. از سوی دیگر با محاسبه ضریب K_d، مشخص می‌گردد که سیستم در فاز خود تخریبی قرار دارد و این پدیده خود منجر به کاهش رشد سلولی و در نتیجه افزایش F/M و کاهش ضریبY می‌گردد. ضمن اینکه پایین بودن ضرایب Y و K_s در سیستم لجن فعال عمدتاً در شرایط غلظت پایین MLSS رخ می‌دهد و با افزایش غلظت MLSS تا ۳۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر، ضرایب در محدوده بهینه ذکرشده محاسبه می‌گردد که با توجه به استفاده از میانگین نتایج در طول بهره‌برداری از تصفیه‌خانه، این مقادیر کمتر از حد بهینه ذکرشده، هستند (۲۵-۲۶). درواقع علت خارج از نرمال بودن مقدار K_s از محدوده لجن فعال متعارف، بیانگر این است که K_s متأثر از مقدار تخمینی ضریب خود تخریبی (K_d) می‌باشد و هرگونه عدم قطعیتی در اندازه‌گیری و تخمین مقدار ضریب خود تخریبی (K_d) در محدوده غلظت MLSS بالا در سیستم، در تعیین مقدار ضریب K_s دیده می‌شود (۲۷). نتایج مطالعه حاضر با نتایج بینگ جی بر روی مدل‌سازی رشد باکتری‌های هتروتروف و اتوتروف در سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی مطابقت دارد. در این مطالعه نیز مقدار ضریب K_s با توجه به محدوده MLSS موردمطالعه کمتر از حد بهینه (۱۱/۳۸mg/L) ذکرشده است. اگرچه با افزایش زمان ماند سلولی میزان بیومس تولیدی افزایش‌یافته اما میزان جرم سلولی فعال کاهش می‌یابد که منجر به کاهش ضرایب سینتیکی از محدوده نرمال می‌گردد (۲۷). محاسبه مقدار آهنگ رشد ویژه میکروارگانیسم‌ها (μ_{max}=۰/۰۳ d^{-1}) نشان‌دهنده‌ی مقدار نسبتاً پایین آن است که به دلیل نسبت بالای F/M در مقایسه با غلظت MLSS و سن لجن بوده که منجر به کاهش رشد ویژه میکروارگانیسم‌ها ($0/03d^{-1}$) می‌شود. بر اساس بررسی متون مختلف، مقادیر ضرایب بیوسنتیکی به دلیل متأثر بودن از تغییرات MLSS، از الگوی خاصی پیروی نمی‌کند که این امر را به ماهیت فرایند نسبت می‌دهند. عدم پیروی از یک الگوی خاص نمایانگر حضور گونه‌های مختلف میکروبی در طول فرایند است که با تغییر در جمعیت میکروبی، ضرایب متفاوتی محاسبه می‌گردد. لذا بررسی و شناسایی گونه‌های میکروبی دخیل در فرایند منجر به درک بهتر تغییرات خواهد شد (۲۵, ۲۷). درنهایت با بررسی نتایج حاصل از این مطالعه، عملکرد سیستم تصفیه کاملاً مناسب بوده و پساب این تصفیه‌خانه ازنظر پارامترهای COD، BOD و TSS قابلیت دفع به آب‌های پذیرنده و یا استفاده از آن در آبیاری و کشاورزی را دارا می‌باشد. با توجه به ضرایب سینتیکی به‌دست‌آمده، راهبری واحد بیولوژیکی این تصفیه‌خانه در شرایط بهینه صورت نمی‌گیرد که با تغییراتی در پارامترهای بهره‌برداری و فرآیندی می‌توان کارایی سیستم را افزایش و ضرایب بیوسینتیکی را بهینه نمود. متوسط حجم فاضلاب ورودی به تصفیه‌خانه در حال حاضر برابر با m^3/d ۱۱۰۰۰۰است که با بهینه نمودن شرایط بهره‌برداری می‌توان ظرفیت سیستم تصفیه را تا ۴۰ درصد افزایش داد. لذا شاخص‌های بسیار مهمی که در این سیستم باید کنترل شوند نسبت غذا به میکروارگانیسم (F/M)، غلظتMLVSS و تأمین اکسیژن محلول می‌باشند؛ بر اساس منابع موجود میزان F/M موردنیاز برای سیستم‌های لجن فعال به روش اختلاط کامل بین ۰/۴ kgBOD/kgMLSS.d – ۰/۲ در نظر گرفته‌شده ولی بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از تصفیه‌خانه‌ی فاضلاب مذکور، F/M در محدوده ۰/۱-۰/۰۷ kgBOD/kgMLSS.d قرار داردکه با افزایش میزان بارگذاری می‌توان به حد مطلوب F/M معادل با ۰/۳ با MLSS برابر با mg/L ۲۴۰۰رسید؛ تنظیم نمودن نسبت غذایی در عمل سوخت‌وساز و رشد باکتری‌های لجن فعال نقش حیاتی را ایفا می‌کند. همچنین MLSS نیز mg/L ۳۸۰۰-۱۷۰۰ می‌باشد که با توجه به افزایش و ارتقا سیستم تصفیه‌خانه می‌تواند بازمان ماند هیدرولیکی d ۰/۱۸ و نسبت F/M معادل با ۰/۲ برابر با mg/L ۳۰۰۰ تنظیم گردد. نتایج به‌دست‌آمده از این مطالعه را می‌توان در راهبری، بهره‌برداری و همچنین در طراحی سیستم‌های تصفیه‌خانه در مناطق با شرایط مطالعه حاضر استفاده نمود. همچنین پیشنهاد می‌گردد مطالعات بیشتری درزمینه ارتقای عملکرد فرایند تصفیه و استفاده بیشتر از ظرفیت تصفیه‌خانه دررسیدن به کارایی بالاتر انجام گیرد.

References

1. Mousavi SA, Khashij M, Sohrabi P. Adsorption Isotherm Study and Factor Affected on Methylene Blue Decolorization using Activated Carbon Powder Prepared Grapevine Leaf. Journal of Safety Promotion and Injury Prevention. 2016;3(4):249-56.
2. Massoudinejad MR, E Akbar, Khashij M. Removal of Mn^{2+} from aqueous solution using Clinoptilolite coated with manganese dioxide. Journal of Safety Promotion and Injury Prevention. 2015;2(4):265-72.
3. Cho S, Luong TT, Lee D, Oh Y-K, Lee T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. Bioresource technology. 2011;102(18):8639-45.
4. Liberti L, Notarnicola M, Petruzzelli D. Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. Desalination. 2003;152(1):315-24.
5. Wilkinson JF. Introduction to microbiology (Basic microbiology): Blackwell Science; 1972.
6. Rowe DR, Abdel-Magid IM. Handbook of wastewater reclamation and reuse: CRC Press; 1995.
7. Kim J, Cho K-J, Han G, Lee C, Hwang S. Effects of temperature and pH on the biokinetic properties of thiocyanate biodegradation under autotrophic conditions. Water research. 2013;47(1):251-8.
8. Jazayeri SR, Sadeghi M, Hasani A, Javid A. Determination of the design parameters for making urban wastewater plants in cold regions of Iran. Journal of Shahrekord University of Medical Sciences. 2010;11(4):92-100.
9. Felföldi T, Székely AJ, Gorál R, Barkács K, Scheirich G, András J, et al. Polyphasic bacterial community analysis of an aerobic activated sludge removing phenols and thiocyanate from coke plant effluent. Bioresource technology. 2010;101(10):3406-14.
10. Liwarska-Bizukojc E, Bizukojc M. A new approach to determine the kinetic parameters for nitrifying microorganisms in the activated sludge systems. Bioresource technology. 2012;109 (2):21-5.
11. Klok JB, de Graaff M, van den Bosch PL, Boelee NC, Keesman KJ, Janssen AJ. A physiologically based kinetic model for bacterial sulfide oxidation. Water research. 2013;47(2):483-92.
12. Imbierowicz M, Chacuk A. Kinetic model of excess activated sludge thermohydrolysis. Water research. 2012;46(17):5747-55.
13. Talaie Khozani A, Talaie Khozani M, Beheshti M. The Determination of Bio-kinetic Coefficients of Crude Oil Biodegradation Using Pseudomonas Aeruginosa Bacteria. Iranian Journal of Health and Environment. 2010;3(2):111-22.
14. Friedrich M, Takács I, Tränckner J. Physiological adaptation of growth kinetics in activated sludge. Water research. 2015;85(2):22-30.
15. Hreiz R, Latifi M, Roche N. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. Chemical Engineering Journal. 2015;281(4):900-20.
16. Massoudinejad M.R, khashij M, M S. Survey of Electrocoagulation Process in the Removal of Pathogen Bacteria from Wastewater before Discharge in the Acceptor Water. Journal of Safety Promotion and Injury Prevention. 2014;2(1):9-14.
17. Federation WE, Association APH. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA. 2005.
18. Tehobanoglous G, Burton FL. Waste water Engineering-Treatment, Disposal and Reuse: McGraw-Hill, Inc New York; 1997.
19. Ye C, Yang X, Zhao F-J, Ren L. The shift of the microbial community in activated sludge with calcium treatment and its implication to sludge settleability. Bioresource technology. 2016;207(2):11-8.

20. Djukic M, Jovanoski I, Ivanovic OM, Lazic M, Bodroza D. Cost-benefit analysis of an infrastructure project and a cost-reflective tariff: A case study for investment in wastewater treatment plant in Serbia. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2016;59(2):1419-25.

21. Departemant of Environmental standard and criticaTehran: DOE publication; 2001: Available in http://www.doe.ir/portal/home/default. aspx.

22. Trojanowicz K, Styka W, Baczynski T. Experimental determination of kinetic parameters for heterotrophic microorganisms in biofilm under petrochemical wastewater conditions. Pol J Environ Stud. 2009;2(2):913-21.

23. Benefield LD, Randall CW. Biological process design for wastewater treatment: Prentice Hall Series in Environmental Sciences: Prentice hall; 1981.

24. Haydar S, Aziz A. Kinetic coefficients for the biological treatment of tannery wastewater using activated sludge process. Pak J Engg & Appl Sci. 2009;5(1):39-43.

25. Grady Jr CL, Daigger GT, Love NG, Filipe CD. Biological wastewater treatment. CRC press; 2011.

26. Hamoda M, Al-Attar I. Effects of high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment. Water Science and Technology. 1995;31(9):61-72.

27. Al-Malack MH. Determination of biokinetic coefficients of an immersed membrane bioreactor. Journal of Membrane Science. 2006;271(1):47-58.

Performance Evaluation and Biokinetic Coefficients Determination of Activated Sludge Process of Sanandaj Wastewater Treatment Plant

Mohammadi P [1], Khashij M[1*], Takhtshahi A[2], Mousavi SA[1]

Abstract

Background and Objectives: Collection and treatment of wastewater due to adverse effect of improper wastewater disposal to the environment is inevitable and necessary. So that establishing of wastewater treatment plant toward regular evaluation of treatment systems performance is necessary for achieving environmental standards. Bio-kinetic coefficients obtained from laboratory studies are vital factors in industrial applications. The aim of present study was performance evaluation and bio-kinetic coefficients determination of activated sludge unit in Sanandaj wastewater treatment plant.

Materials and Methods: This cross-sectional study implemented in wastewater treatment plant of Sanandaj using continuous activated sludge process. In this study 30 samples were taken from influent and effluent wastewater and experiments carried out on them. The wastewater quality parameters including BOD5, COD, TSS and MLSS were measured; removal efficiency and bio-kinetic coefficients such as yield coefficient maximum substrate utilization rate (k), endogenous decay coefficient (kd), half saturation coefficient (Ks), Yield coefficient (Y) and specific maximum growth (μ_max) were also calculated.

Results: Mean of COD, BOD5 and TSS removal was obtained 90.3 ± 3.3, 93.9 ± 1.9 and 86.4 ± 4.2, respectively. According to MLSS/MLVSS concentration, K, Ks, Y, Kd andμ_max were calculated 2.5 d-1, 7.25 mg/L, 0.013, 0.027 d-1 and 0.03 d-1,respectively.

Conclusion: Effluent derived from the activated sludge treatment plant in terms of achieving to BOD5, COD and TSS standards for discharge into surface water or agricultural purposes is desirable. Results of this study resulted in calculation of bio-kinetics confections. The bio-kinetic coefficients obtained in this study can be used in designing of similar plants, especially in cold areas.

Keywords: Bio-kinetic coefficients, performance evaluation, activated sludge

1. Environmental Health Engineering Department, Faculty of Health, Kermanshah University of Medical Sciences, Kermanshah, Iran

2. BSc in Health Environmental, Managing Director of' Water and Wastewater Company of Kurdistan, Sanandaj, Iran.

***Correspondent Author:** m.khashij@yahoo.com