

# Application of Mathematical Models for Determination of Microorganisms Growth Rate Kinetic Coefficients for Wastewater Treatment Plant Evaluation

Mohammad Delnavaz\*

Assistant Professor, Kharazmi University, Faculty of Engineering, Civil Engineering Department, Tehran, Iran.

\* E-mail: delnavaz@khu.ac.ir

Received: 20 Mar 2017 ; Accepted: 21 Jun 2017

## ABSTRACT

**Background& Objective:** Determination of microorganisms growth kinetic constant is one of the most important parameters for evaluation of municipal and industrial wastewater treatment plants efficiency. Monod Equation and activated sludge models (ASM1) are one of the most important relationships for design of activated sludge biological process.

**Materials and Methods:** Data obtained using a laboratory pilot in accordance with the amount of aeration, temperature and pH and the concentration of the feed inlet to the Ekbatan wastewater treatment plant in Tehran. Changes in microbial growth by measuring MLVSS and COD changes of input substrate in the range of 50-500 mg/L was investigated.

**Results:** The results of the ASM1 model for kinetic coefficients of  $K_s$  were determined as 31.2 gCOD.m<sup>-3</sup>,  $\mu_H$  as 3.9 day<sup>-1</sup>,  $b_H$  as 0.077 day<sup>-1</sup> and  $Y_H$  as 0.51 gCOD XH (gCOD SS)<sup>-1</sup>. The difference between ASM1 and Common equations in activated sludge processes was 7.6%, 9.2%, 9.4% and 6.9% for  $K_s$ ,  $\mu_H$ ,  $b_H$  and  $Y_H$ , respectively.

**Conclusion:** Evaluation of  $Y$ ,  $k_d$ ,  $k_0$  and  $K_s$  parameters in operation of Ekbatan wastewater treatment plant showed that ASM1 model could well determine the coefficients and therefore the conditions of biological treatment is appropriate.

**Keywords:** Monod Equation, Activated Sludge Model, Kinetic Coefficients, Biological Treatment.

# استفاده از مدل‌های ریاضی تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم‌ها جهت ارزیابی کارایی تصفیه خانه‌های فاضلاب

محمد دلنواز\*

استادیار دانشکده فنی و مهندسی، گروه مهندسی عمران، دانشگاه خوارزمی، تهران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۱۲/۲ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۴/۳۱

## چکیده

زمینه و هدف: تعیین ثابت‌های رشد میکروارگانیسم‌ها از مهم‌ترین عوامل طراحی فرایندهای تصفیه بیولوژیکی فاضلاب جهت تعیین کارایی این فرایندها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری یا صنعتی است. یکی از مهم‌ترین روابطی که توسط مهندسان جهت طراحی فرایندهای بیولوژیکی لجن فعال استفاده می‌گردد معادله مونود و استفاده از مدل‌های ریاضی لجن فعال (ASM) می‌باشد.

مواد و روش‌ها: اطلاعات مورد نیاز با استفاده از پایلوت آزمایشگاهی با رعایت میزان هوادهی، دما و pH و در غلظت-های مختلف خوراک ورودی به تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک اکباتان بدست آمد. تغییرات رشد میکروارگانیسم‌ها با اندازه گیری MLVSS و با تغییرات COD معادل سوبسترای ورودی در محدوده ۵۰-۵۰۰ mg/L بررسی شد. با اطلاعات حاصل از شرایط آزمایشگاهی مقادیر  $k_0$  و  $K_s$  و ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم‌ها با توجه به تغییرات MLVSS و COD با استفاده از مدل ASM1 و روابط توسعه یافته مدل مونود تعیین شد.

یافته‌ها: نتایج حاصل از مدل ASM1 برای ضرایب سینتیکی  $K_s$  به میزان ۳۱/۲ g COD.m-3،  $\mu_H$  به میزان ۳/۹ day-1، bH به میزان ۰/۰۷۷ day-1 و YH معادل ۱- (gCOD SS) / (gCOD XH) تعیین گردید که به ترتیب با نتایج حاصل از ضرایب سینتیکی با استفاده از معادلات متداول در فرایندهای لجن فعال به ترتیب به میزان ۰/۷/۶، ۹/۲، ۹/۴ و ۶/۹ درصد اختلاف دارند.

نتیجه‌گیری: ارزیابی پارامترهای  $k_0$ ،  $K_s$  و  $k_d$  در شرایط بهره‌برداری تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان تهران نشان داد که مدل ASM1 به خوبی می‌تواند این ضرایب را تعیین کرده و از این حیث شرایط راهبری بیولوژیکی تصفیه خانه مناسب است.

کلمات کلیدی: مدل مونود، مدل لجن فعال، ضرایب سینتیکی، تصفیه بیولوژیکی

## مقدمه

بهره‌برداری مناسب از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری نقش مهمی در ارتقاء کیفیت محیط زیست جامعه دارد. اگرچه بسیاری از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری در ایران بر اساس ضوابط و استانداردهای معتبر داخلی و خارجی طراحی شده‌اند ولی بهره‌برداری صحیح و اصولی است که متضمن حفظ محیط زیست است. با توجه به اینکه اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری با استفاده از سیستم بیولوژیکی اقدام به حذف مواد آلی محلول موجود در فاضلاب می‌کنند از این رو حفظ شرایط رشد برای محیط کشت مخلوط در سیستم از اهمیت بسزایی برخوردار است. شرایط محیطی، دما و pH تاثیر مهمی بر انتخاب، بقاء و رشد میکروارگانیسم‌ها دارد. با انتخاب شرایط خاص در سیستم‌های مهندسی می‌توان رشد میکروارگانیسم‌ها را برای رسیدن به اهداف تصفیه مورد نظر کنترل نمود. کارایی فرایندهای بیولوژیکی مورد استفاده برای تصفیه فاضلاب به متغیرهای مصرف سوخترا و رشد میکروبی بستگی دارد.<sup>۱</sup> بهره‌برداری و طراحی مؤثر چنین سیستم‌هایی به فهم واکنش‌های بیولوژیکی انجام شده و درک اصول اساسی حاکم بر رشد میکروارگانیسم‌ها نیاز دارد. بدیهی است درک تمام شرایط محیطی مؤثر بر مصرف سوخترا و سرعت رشد میکروبی ممکن است میسر نباشد و کنترل عواملی مانند pH و مواد مغذی برای فراهم کردن تصفیه مؤثر لازم است.<sup>۲</sup>

سرعت مصرف سوخترا در سیستم‌های بیولوژیکی را می‌توان بر مبنای رابطه مونود برای سوختراهای محلول مدل‌سازی نمود.<sup>۳</sup> این رابطه مهم‌ترین معادله ریاضی برای بررسی نرخ رشد میکروارگانیسم‌ها و مصرف سوخترا در یک محیطی بیولوژیکی رشد مطرح است. استفاده از روابط ارائه شده از سوی انجمن بین المللی آب برای مدل‌های لجن فعال (ASM) نیز در سال‌های اخیر بسیار مورد توجه محققان و بهره‌برداران تصفیه‌خانه‌های فاضلاب قرار گرفته است.<sup>۴</sup> این مدل‌ها که در سال‌های متمادی پیشرفت کرده‌اند از مدل لجن فعال شماره ۱

آغاز و در نهایت به مدل لجن فعال شماره ۳ رسیده است. مدل‌های لجن فعال بر اساس پدیده‌هایی که شامل اکسایش کربن آلی، نیترات زایی، نیترات زدایی و حذف فسفر است در یک سیستم لجن فعال اتفاق می‌افتد. هنر اصلی این مدل‌ها در این است که با شناسایی فرایندهای اصلی، مهم‌ترین واکنش‌ها را به فرم ماتریسی بیان می‌کند. مزیت استفاده از این فرم ماتریسی در این است که امکان شناسایی آسان و سریع سرنوشت هر جزء در سیستم و پیگیری همه بر هم کنش‌های اجزای سیستم را نشان می‌دهد.<sup>۱</sup>

در فرایندهای تصفیه فاضلاب، ضرایب سینتیکی توسط برخی از محققان مورد ارزیابی قرار گرفته است. در مطالعه‌ای در سال ۲۰۰۶ ضرایب سینتیکی یک بیوراکتور غشایی غوطه‌ور برای تصفیه فاضلاب شهری محاسبه شد که تعیین این ضرایب تحت نرخ بارگذاری‌های متفاوت بوده است.<sup>۵</sup> نقی زاده و همکاران در سال ۱۳۸۷ پارامترهای سینتیکی را در تصفیه فاضلاب شهری با راکتور غشایی غوطه‌ور با معادلات مونود تعیین کرده‌اند. نتایج نشان می‌دهند که ضرایب  $k$ ،  $K_s$ ،  $k_d$ ،  $y$  و  $k$  به ترتیب به میزان  $0.06 \text{ mgVSS/mgCOD}$ ،  $1/\text{day}$ ،  $0.51$ ،  $65/5 \text{ mg/L}$  و  $1/86 \text{ day}$  بوده‌اند.<sup>۶</sup> در مطالعه‌ای دیگر در سال ۲۰۰۵ ضرایب سینتیکی برای حذف بیولوژیکی کربن، نیتروژن و فسفر از فاضلاب شهری تخمین زده شده است<sup>۷</sup> و همچنین در سال ۱۹۹۹ ضرایب سینتیکی برای زمان ماند هیدرولیکی ۲۴ ساعت در تصفیه‌خانه بیولوژیکی نرخ بالا محاسبه گردیده است.<sup>۸</sup> در راکتورهای جریان پیوسته اختلاط کامل، تعیین ضرایب سینتیکی معمولاً با جمع‌آوری اطلاعات در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوت که در زمان‌های ماند هیدرولیکی متفاوت و یا زمان‌های ماند سلولی گوناگون به دست می‌آید، انجام می‌گیرد. عظیمی و طاهریون در تحقیقی ثابت‌های سینتیکی فرایندهای بیولوژیکی را جهت بررسی ارتقاء تصفیه‌خانه فاضلاب صنعتی آمل با فرایند لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت بررسی کردند. نتایج نشان داد که در

خانه ها در مقیاس بزرگ صورت گرفته است. به عنوان نمونه Siegrist و Tschui تصفیه خانه بزرگ فاضلاب در کشور سوئیس<sup>۱۴</sup> و Nuhoglu و همکاران تصفیه خانه فاضلاب آریزینکان ترکیه را با ASM1 مدل کردند.<sup>۱۵</sup> در این تحقیق اطلاعات یک ساله از تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان در غرب تهران جهت مدلسازی فرایند بیولوژیکی با استفاده از مدل ASM1 و نرم افزار ASIM مورد استفاده قرار گرفت و نتایج آن با ضرایب سینتیکی اخذ شده از مدل مونود و اطلاعات بهره برداری تصفیه خانه مقایسه گردید. جهت تعیین پارامترهای مدل مونود نمونه بیومس موجود در حوض هوادهی تصفیه خانه در یک پایلوت آزمایشگاهی در شرایط مختلف غلظت سوبسترا رشد داده شد و با استفاده از سه معادله ریاضی مستخرج از رابطه اصلی مونود، ضرایب سینتیکی تعیین گردیده است. سپس با استفاده از اطلاعات موجود در این تصفیه خانه نتایج ضرایب سینتیکی حاصل از نتایج آزمایشگاهی با نتایج حاصل از راهبری تصفیه خانه شامل ضریب بازده رشد (Y)، ثابت نیمه اشباع (K<sub>s</sub>)، نرخ حداکثر مصرف سوبسترا (k) و ضریب خودخوری (k<sub>d</sub>) مقایسه شده است.

## مواد و روش ها

### تعیین پارامترهای مدل مونود

برای راه اندازی بیوراکتور حدود ۵۰ لیتر از لجن جریان برگشتی حوض لجن فعال تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان تهیه و در آزمایشگاه به لجن فرصت ته نشینی داده شد. بعد از ته نشینی لجن، آب روی آن تخلیه شده و ۱/۳ حجم راکتور (معادل آنالیز ابعادی مخزن هوادهی تصفیه خانه به ابعاد پلان ۳۲×۱۲۸ cm و ارتفاع ۱۰ cm) توسط لجن غلیظ پر گردید و مابقی فضای خالی با فاضلاب ورودی به تصفیه خانه که COD معادل ۱۰۰ mg/L داشت به حجم مخزن رسانده شد.

غلظت MLSS در محدوده ۱۴۵۰ تا ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر ضرایب سینتیکی برای y برابر ۰/۴۱۹ mg/mg، k<sub>d</sub> برابر ۰/۰۶۲ (1/day)، k برابر ۲/۶ (1/day) و K<sub>s</sub> برابر ۵۴/۷ mgCOD/L تعیین شد. نتایج این تحقیق نشان داده است که سیستم لجن فعال تلفیقی با بستر ثابت به دلیل ویژگی های نظیر طراحی ساده، هزینه کم عملیاتی و بازده بالای حذف COD نسبت به سیستم لجن فعال متعارف به عنوان یک پیشنهاد خوب برای تصفیه انواع مختلف فاضلابها مخصوصاً فاضلاب صنعتی مطرح است.<sup>۹</sup> در تحقیق در سال ۲۰۰۵ توسط Stricker و Racault، قابلیت کاربردی مدلسازی کامپیوتری سیستم های تصفیه بیولوژیکی هوازی برای پساب صنعتی به منظور ارزیابی فرایندهای جدید مورد استفاده قرار گرفت. مدل ASM1 اعتبارسنجی مناسبی با نتایج تصفیه خانه نشان داد.<sup>۱۰</sup> Bizukoje و همکاران در سال ۲۰۱۳ مطالعه ای با هدف کالیبراسیون یک مدل لجن فعال پیچیده برای اطمینان از قابلیت پیش بینی آن و برای بهبود اثر حذف مواد مغذی موجود در مقیاس کامل در تصفیه خانه ای در لهستان انجام دادند. مدلسازی شامل یک مدل ترکیبی از مدل های ASM1، d، ASM2 و ASM3 بود که نتایج حاصل از مدل در دما و سنین مختلف لجن همبستگی بالایی با نتایج واقعی داشت.<sup>۱۱</sup> کاربرد مدل لجن فعال برای فرایند غشایی هوازی تصفیه فاضلاب توسط Baek و همکاران در سال ۲۰۰۸ بررسی شد. مدل ASM3 برای بررسی حذف COD و نیتروفیکاسیون در شرایط مختلف عملیاتی مانند زمان ماند هیدرولیکی (HRT)، زمان ماند جامدات (SRT) و غلظت های MLVSS مورد بررسی قرار گرفت.<sup>۱۲</sup> بهلولی و تائبی در سال ۸۹ فرایند هضم هوازی لجن را با استفاده از مدل های لجن فعال شماره ۱ و ۳ بررسی کردند. نتایج نشان داد که مدل لجن فعال شماره ۳ با توجه به لحاظ کردن پارامترهای بیشتر و فرایند ذخیره داخلی سلولی نسبت به مدل لجن فعال شماره ۱ نتایج بهتری داشته است.<sup>۱۳</sup> مطالعات محدودی در زمینه استفاده از مدل های لجن فعال برای مدلسازی تصفیه

اجرای مدل در ۲۰ درجه سلسیوس تنظیم شد. مدل ASM1 شامل ۱۳ مولفه است که این مقادیر باید با توجه به اطلاعات تصفیه خانه استخراج گردد. در این تحقیق جهت ساده کردن مدل، برخی از پارامترها مانند رشد باکتری‌های اتوتروف که در مقایسه با رشد باکتری‌های هتروتروف در مخزن هوادهی قابل صرف نظر کردن است حذف شد. برای این منظور اطلاعات جدول ۱ که ساده شده جدول اصلی در ASM1 است برای ساخت مدل مورد استفاده قرار گرفت. اگرچه پارامترهای مواد محلول غیر قابل تجزیه ( $S_I$ ) و مواد معلق غیر قابل تجزیه ( $X_I$ ) فاقد ضریب هستند ولی مقادیر آن‌ها در نمونه فاضلاب در اندازه‌گیری‌های COD و VSS نمونه‌های خروجی حائز اهمیت است. سه فرایند اصلی در مخزن هوادهی شامل رشد هوازی هتروتروف‌ها، مرگ هتروتروف‌ها و فرایند هیدرولیز می‌باشد که اجزای مدل توسط ضرایب استوکیومتری و آهنگ فرایند تعیین می‌گردد. در این جدول ضریب  $Y_H$  معادل بازده تولید بیومس هتروتروف و  $f_p$  معادل بخش غیر تجزیه پذیر بیومس می‌باشد. به عنوان نمونه معادله تغییرات مواد محلول سریع تجزیه پذیر در فرم ماتریسی مدل ASM1 مطابق رابطه ۱ می‌باشد:

رابطه  
(۱)

در این معادله  $\mu_H$  ضریب حداکثر رشد ویژه بیومس هتروتروف و  $K_s$  ثابت نیمه سرعت بیومس هتروتروف و  $k_H$  حداکثر نرخ هیدرولیز ویژه و  $K_x$  ثابت نیمه سرعت ماده آلی کند تجزیه پذیر می‌باشد. جهت کالیبراسیون نتایج مدل‌سازی فرایند هوازی، تمامی پارامترهای مدل باید تخمین زده شوند. جهت تخمین پارامترهای مدل از نرم افزار ASIM ورژن ۴ استفاده شد. در این نرم افزار ابتدا پارامترهای مختلف با یک حدس اولیه در بازه زمانی یک ساله انتخاب و در نهایت بهترین پارامترهایی که کمترین خطا را داشته باشند انتخاب

جهت تامین اکسیژن مورد نیاز برای واکنش‌های بیولوژیکی از سه پمپ هوا راکتور استفاده گردید. میزان سوبسترای ورودی به سیستم در زمان‌های ثابت و معادل بارگذاری آلی که در شرایط واقعی تصفیه خانه به مخزن وارد می‌شود به راکتور تزریق و تغییرات غلظت میکروارگانیسم‌ها در این بازه‌های زمانی با اندازه‌گیری مداوم میزان MLVSS لجن تعیین گردید. برای کنترل واکنش‌های بیولوژیکی در شرایط هوازی و فراهم کردن محیط مناسب برای میکروارگانیسم‌ها جهت استفاده از خوراک ورودی، پارامترهای pH، مواد مغذی، اکسیژن محلول و ... در سیستم به طور مداوم کنترل شدند. برای این منظور pH در محدوده ۶/۵-۷/۲ با استفاده از اسید (اسید فسفریک) و یا قلیا (هیدروکسید سدیم) و اکسیژن محلول در محدوده ۱/۵-۲/۵ mg/L کنترل شد. میزان COD فیلتر شده و راندمان حذف آن به طور روزانه اندازه‌گیری گردید (با توجه به وجود ذرات جامد به خصوص در قسمت پایینی راکتور و احتمال ایجاد خطا، SCOD اندازه‌گیری می‌شد. بدین ترتیب که نمونه در ابتدا از کاغذ واتمن شماره ۴۲ عبور کرده و نمونه فیلتر شده برای آنالیز COD استفاده می‌شد. لذا در بخش نتایج منظور از COD در تمام موارد COD فیلتر شده است). قابل ذکر است، کلیه آزمایشات انجام شده براساس کتاب استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب بوده است.<sup>۱۶</sup>

## مدل لجن فعال شماره ۱

فرایند حذف مواد آلی در تصفیه‌خانه فاضلاب شهرک اکباتان مبتنی بر سیستم  $A_2O$  که ترکیبی از فرایندهای بی-هوازی، آنوکسیک و هوازی است می‌باشد. در این مقاله با توجه به محدودیت‌های اطلاعات موجود در تصفیه‌خانه و جهت مقایسه بین روش‌های مختلف مدل‌سازی، صرفاً فرایند هوازی تصفیه با استفاده از ASM1 و با استفاده از اطلاعات اخذ شده در دوره زمانی یکساله (فرودین تا اسفند ۹۲) مدل شده است. با توجه به اطلاعات اخذ شده از تصفیه‌خانه، دمای

استفاده از مدل های ریاضی تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم ها جهت ارزیابی کارایی تصفیه خانه های فاضلاب

$$\text{SCOD} = S_I + S_S \quad \text{رابطه (۴)}$$

در این معادلات  $X_p$  معادل مقدار COD تجزیه ناپذیر معلق ناشی از تخریب سلولی است.

گردید. رابطه بین اجزای مدل و مقادیر اندازه گیری شده از تصفیه خانه مطابق روابط ۲ تا ۴ می باشد.

$$\text{VSS} = X_H + X_S + X_I + X_P \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$\text{COD} = X_I + X_S + S_I + S_S \quad \text{رابطه (۳)}$$

**جدول ۱:** پارامترها، ضرایب سینتیکی و نرخ فرایند ASM1 ساده شده جهت استفاده در این تحقیق

نرخ فرایند، $\rho_j$ ( $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$ )	$X_p$	$X_H$	$X_S$	$X_I$	$S_S$	$S_I$	جزء i ←	j
							فرایند ↓	
		۱			$-1/Y_H$		رشد هوازی هتروتروف ها	۱
$b_H X_H$	$f_p$	-۱	$1-f_p$				زوال هتروتروف ها	۲
			-۱		۱		هیدرولیز	۳

تعیین می شود. در این تحقیق از سه روش جهت خطی کردن معادله اصلی استفاده شده است.

#### مدل Lineweaver-Burk

در این مدل معادله اصلی مونود را می توان بصورت رابطه ۶ بیان نمود:

$$\text{رابطه (۶)} \quad \frac{1}{k}$$

در این حالت با رسم  $1/k$  بر حسب  $1/S$  یک خط راست حاصل خواهد شد که شیب این خط معادل  $K_s/k_0$  و عرض از مبدا آن نیز معادل  $1/k_0$  خواهد بود. رسم نمودار Lineweaver-Burk بر اساس اطلاعات تغییرات غلظت بیومس و سوبسترای ورودی به پایلوت در شکل ۱-الف نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می گردد مقادیر  $k_0$  و  $K_s$  به ترتیب به میزان  $3/8$  و  $32$  ( $\text{g/m}^3$ ) بدست آمده است.

#### مدل Hanes

در این مدل معادله اصلی مونود را می توان بصورت رابطه ۷ بیان نمود:

## یافته ها

### تعیین ضرایب مدل مونود

سرعت مصرف سوبسترا در فرایند هوازی بیولوژیکی با استفاده از معادله مونود (رابطه ۵) تعیین شد.<sup>۱</sup> در این معادله ضرایب را می توان با تغییر مصرف سوبسترای آلی در مقابل تولید بیومس محاسبه نمود.

$$\text{رابطه (۵)} \quad r_{su} = -\frac{k_0 X S}{K_s + S}$$

که در این رابطه:

$r_{su}$ : سرعت تغییرات غلظت بیومس بدلیل مصرف آن ( $\text{g/m}^3 \cdot \text{d}$ )  
 $k_0$ : ماکزیمم مصرف سرعت ویژه سوبسترا بر حسب گرم سوبسترا بر گرم میکروارگانیسم در روز  
 $X$ : غلظت بیومس ( $\text{g/m}^3$ )

$S$ : غلظت سوبسترای محدود کننده رشد در محلول ( $\text{g/m}^3$ )  
 $K_s$ : ثابت نیمه سرعت، غلظت سوبسترا در نصف ماکزیمم سرعت ویژه مصرف سوبسترا ( $\text{g/m}^3$ )

جهت تعیین پارامترهای  $K_s$  و  $k_0$  معادله اصلی مونود خطی، و با تعیین شیب و عرض از مبدا خط حاصل مقادیر مذکور

در این مدل معادله اصلی مونود در عبارت  $(K_s+S)/S$  ضرب شده و با ساده کردن عبارت در نهایت رابطه ۸ حاصل خواهد شد.<sup>۳</sup>

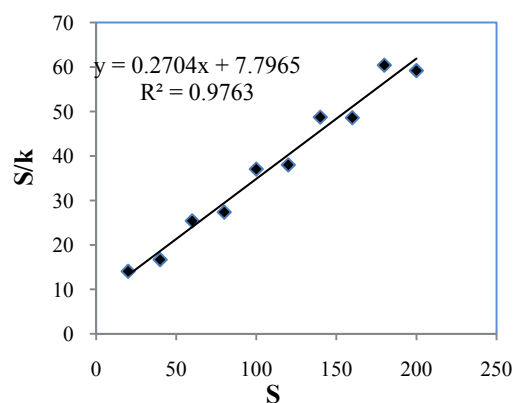
رابطه (۸)  $k$

در این معادله با رسم  $k$  بر حسب  $k/S$  یک خط راست حاصل خواهد شد که شیب این خط معادل  $-K_s$  و عرض از مبدا این خط نیز معادل  $k_0$  خواهد بود. رسم نمودار Hofstee بر اساس اطلاعات تغییرات غلظت بیومس و میزان سوسترای ورودی به پایلوت در شکل ۱-ج نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌گردد مقادیر  $k_0$  و  $K_s$  به ترتیب به میزان  $۳/۶۷$  و  $۲۷/۶$  ( $g/m^3$ ) بدست آمده است.

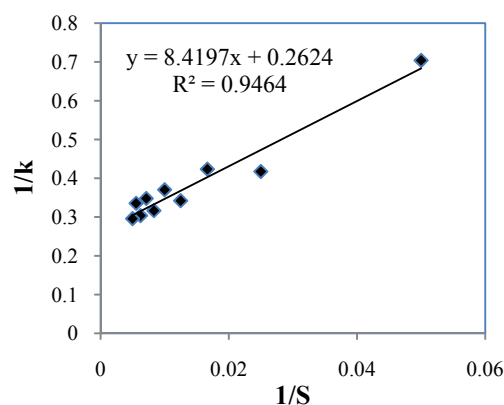
$$\frac{S}{k} = \frac{S}{k_0} + \frac{K_s}{k_0} \quad \text{رابطه (۷)}$$

در این حالت با رسم  $S/k$  بر حسب  $S$  یک خط راست حاصل خواهد شد که شیب این خط معادل  $1/k_0$  و عرض از مبدا این خط نیز معادل  $K_s/k_0$  خواهد بود. رسم نمودار Hanes بر اساس اطلاعات تغییرات غلظت بیومس و میزان سوسترای ورودی به پایلوت در شکل ۱-ب نشان داده شده است. همانطور که ملاحظه می‌گردد مقادیر  $k_0$  و  $K_s$  به ترتیب به میزان  $۳/۶۷$  و  $۲۸/۸$  ( $g/m^3$ ) بدست آمده است.

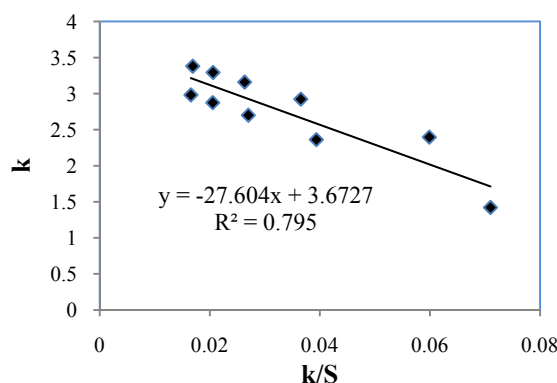
### مدل Hofstee



ب



الف



ج

شکل ۱: تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم‌ها در معادله مونود، الف) مدل Lineweaver-Burk، ب) مدل Hanes و ج) مدل Hofstee

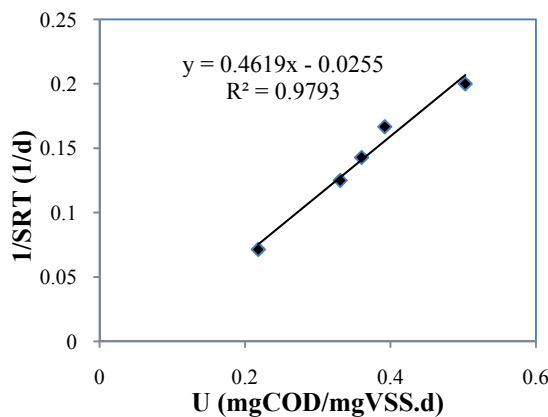
## روابط ریاضی تعیین ضرایب سینتیکی با استفاده از اطلاعات بهره برداری تصفیه خانه

ضرایب سینتیکی برای سیستم لجن فعال با استفاده از اطلاعات اخذ شده از تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان تهران و بکارگیری روابط ریاضی ۹ و ۱۰ که مربوط به سیستم لجن فعال متعارف است محاسبه شد. <sup>۱۳</sup> دبی ورودی به مخزن هوادهی معادل ۶۲۵ مترمکعب در ساعت، حجم مخزن به میزان ۹۸۳۰ مترمکعب و زمان ماند هیدرولیکی آن ۱۵ ساعت می باشد.

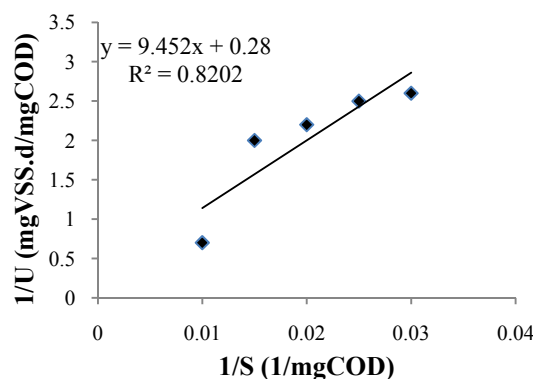
که در این روابط SRT زمان ماند سلولی بر حسب روز،  $S_0$  غلظت سوبسترای ورودی بر حسب میلیگرم بر لیتر COD، S غلظت سوبسترای خروجی بر حسب میلیگرم بر لیتر COD، U نرخ مصرف سوبسترا بر حسب mgCOD/mgVSS و  $\theta$  زمان ماند هیدرولیکی بر حسب روز می باشد. با رسم نمودارهای U-1/SRT و 1/S-1/U ضرایب سینتیکی تعیین شد. با خطی کردن نمودارهای ذکر شده، عرض از مبدا نمودار U-1/SRT معرف  $k_d$  و شیب نمودار نشان دهنده Y است. برای نمودار 1/S-1/U نیز عرض از مبدا معرف  $1/k_0$  و شیب این خط نیز نشان دهنده  $K_s/k_0$  می باشد.

$$\frac{1}{SRT} YU - k_d = \frac{Y(S_0 - S)}{\theta X} - k_d \quad \text{رابطه (۹)}$$

$$\frac{\theta X}{S_0 - S} = \frac{K_s}{k_0} \frac{1}{S} + \frac{1}{k_0} = \frac{1}{U} \quad \text{رابطه (۱۰)}$$



(الف)



(ب)

شکل ۲: تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم ها در شرایط بهره برداری تصفیه خانه



همانطور که از شکل شماره ۲ مشخص است مقادیر مقدار  $k_0$  (1/day)، برابر  $3/57$  (mgCOD/L) و  $K_s$  معادل  $33/75$  (g)  $Y$  معادل  $0/477$  میلی گرم بر میلی گرم،  $k_d$  برابر  $0/085$  (COD.m<sup>-3</sup>) تعیین شد.

**جدول ۲:** مشخصات بهره‌برداری تصفیه خانه در فاصله زمانی انجام تحقیق (کل سال ۱۳۹۲)

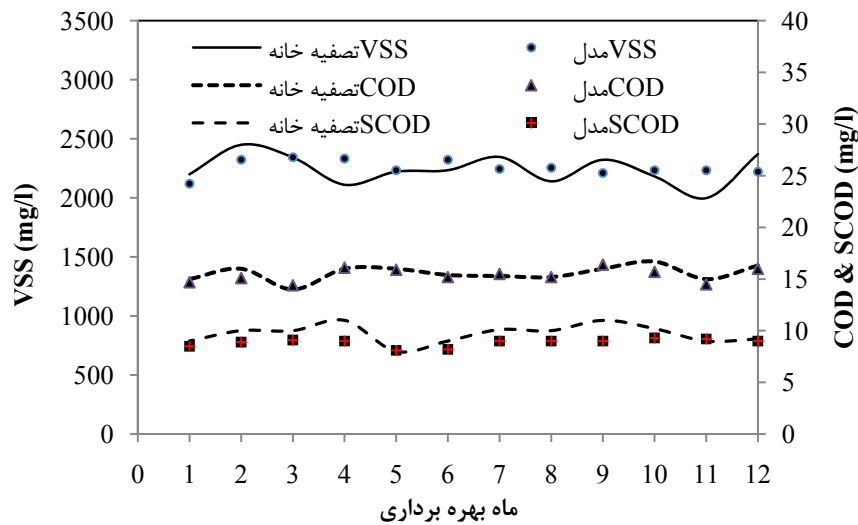
ردیف	محل	T (°C)	pH	TS (mg/l)	TSS (mg/l)	BOD <sub>5</sub> (mg/l)	COD (mg/l)	MLSS (mg/l)	MLVSS (mg/l)	SVI	DO
۱	ورودی	۲۴/۲	۸	۶۴۶	۱۹۱	۱۹۴	۳۲۳	-	-	-	-
		۲۲-۲۹	۷/۶-۸/۲	۴۷۳-۷۶۰	۱۹۱-۲۵۳	۱۰۰-۲۶۴	۱۶۰-۴۵۳	-	-	-	-
۲	مخزن هوادهی	۲۳	۷	-	-	-	-	۲۶۰۰	۲۲۴۳	۱۳۴	۲/۶
		۱۹-۲۸	۷-۷/۱	-	-	-	-	۱۵۶۳-۳۳۳۵	۱۹۹۸-۲۴۵۰	-	-
۳	خروجی	۲۴	۷/۳	۱۹	۱۱	۶/۴	۱۹/۸	-	-	۱۱۵-۲۱۰	۲/۲-۳/۱
		۲۱-۲۹	۷-۷/۴	۱۵-۳۵	۷-۱۶	۴-۱۱	۱۳-۳۱	-	-	-	-

**جدول ۳:** نتایج ضرایب سینتیکی تعیین شده با استفاده از مدل ASM1 و مقایسه آن با نتایج مدل مونود

ضریب سینتیکی	واحد	مدل ASM1	نتایج حاصل از پابلوت آزمایشگاهی			نتایج بهره‌برداری تصفیه خانه	مدل	مقدار توصیه شده IWQA (در دمای ۲۰°C)	محدوده توصیه شده متکف و ادی *
			مدل Hofstee	مدل Hanes	مدل Lineweaver-Burk				
$K_s$	g COD.m <sup>-3</sup>	۳۱/۲	۲۷/۶	۲۸/۸	۳۲	۳۳/۷۵	۲۰	۵-۴۰	
$\mu_H (k_0)$	1/day	۳/۹	۳/۶۷	۳/۶۷	۳/۸	۳/۵۷	۶	۳-۱۳/۲	
$b_H (k_d)$	1/day	۰/۰۷۷	-	-	-	۰/۰۸۵	۰/۰۶۲	۰/۰۶-۰/۲	
$Y_H$	$gCOD X_H (gCOD S_S)^{-1}$	۰/۵۱	-	-	-	۰/۴۷۷	۰/۶۷	۰/۳-۰/۵	
$f_p$	-	۰/۰۸	-	-	-	-	۰/۰۸	۰/۰۸-۰/۲	
$k_h$	$(g\ cell\ COD.\ day)^{-1}$	۲/۲۳	-	-	-	-	۳	-	
$K_x$	g cell COD. day	۰/۰۲۲	-	-	-	-	۰/۰۳	-	

\* (برای باکتری‌های در هتروتروف (در دمای ۲۰°C))

استفاده از مدل های ریاضی تعیین ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم ها جهت ارزیابی کارایی تصفیه خانه های فاضلاب



شکل ۳: مقایسه بین اطلاعات اخذ شده از تصفیه خانه و نتایج حاصل از مدل برای VSS، COD و SCOD

## بحث

همانطور که عنوان شد، جهت مدل سازی فرایند بیولوژیکی با استفاده از ASM، اطلاعات لازم در بازه زمانی یکساله از تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان اخذ شد. شایان ذکر است که تواتر نمونه برداری در ماه های مختلف سال متفاوت بوده و در مجموع معادل ۹۷ تکرار نمونه برداری صورت گرفته است. تغییرات پارامترهای ورودی و خروجی تصفیه خانه و اطلاعات آماری مربوطه در دوره زمانی یکساله در جدول ۲ ارائه شده است. همانطور که در این جدول ملاحظه می گردد، میانگین COD ورودی به تصفیه خانه  $323 \text{ mg/l}$  و راندمان حذف آن بیش از ۹۳ درصد می باشد. تغییرات MLVSS در مخزن هوادهی در

محدوده  $1998-2450$  قرار داشت و در مدل ورودی به نرم افزار از میانگین اطلاعات هفتگی استفاده شد.

برای اجرای مدل با توجه به پارامترهای VSS، COD و SCOD، محدوده مناسب از ضرایب سینتیکی فرایند در مدل ASM1 تخمین زده شد که نتایج آن در جدول ۳ آمده است. همانطور که ملاحظه می گردد، اختلاف بین نتایج حاصل از

مدل در تمامی موارد در محدوده توصیه شده انجمن بین المللی آب قرار دارد. در این جدول نتایج مقایسه ای مدل های مونود با مدل ASM نیز ذکر شده است. همانطور که ملاحظه می گردد همبستگی مناسبی برای ضرایب سینتیکی فرایندهای بیولوژیکی بین نتایج حاصل از بررسی رشد میکروارگانیسم ها در پایلوت آزمایشگاهی، نتایج حاصل از بهره برداری و مدل ASM1 مشاهده می شود. ضرایب سینتیکی  $K_s$  به میزان  $31/2 \text{ g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ،  $\mu_H$  به میزان  $3/9 \text{ day}^{-1}$ ،  $b_H$  به میزان  $0/077$  و  $Y_H$  معادل  $(\text{gCOD } X_H (\text{gCOD } S_S)^{-1})$  تعیین گردید که به ترتیب با نتایج حاصل از ضرایب سینتیکی با استفاده از معادلات متداول در فرایندهای لجن فعال به ترتیب به میزان  $7/6$ ،  $9/2$ ،  $9/4$  و  $6/9$  درصد اختلاف دارند. از طرف دیگر ضرایب سینتیکی رشد میکروارگانیسم ها در محدوده توصیه شده مراجع قرار داشته و به عبارت دیگر راهبری تصفیه خانه از لحاظ راندمان حذف و شرایط بیولوژیکی انجام فرایند در شرایط مطلوبی است.

مقایسه بین اطلاعات اخذ شده از تصفیه خانه و نتایج حاصل از مدل برای هر سه پارامتر اندازه گیری شده در شکل ۳ آمده است. همانطور که ملاحظه می گردد، انطباق خوبی بین

• تخمین ضرایب سینتیکی با استفاده از مدل ASM1 همبستگی زیادی با نتایج حاصل از مدل مونود و تعیین ضرایب سینتیکی بهره‌برداری از تصفیه خانه داشت. نتایج حاصل از مدل ASM1 برای ضرایب سینتیکی  $K_s$  به میزان  $31/2 \text{ g COD} \cdot \text{m}^{-3}$ ،  $\mu_H$  به میزان  $3/9 \text{ day}^{-1}$ ،  $b_H$  به میزان  $0/077 \text{ day}^{-1}$  و  $Y_H$  معادل  $(\text{gCOD S}_s)^{-1}$   $X_H$  معادل  $0/51$  تعیین گردید که به ترتیب با نتایج حاصل از ضرایب سینتیکی با استفاده از معادلات متداول در فرایندهای لجن فعال به ترتیب به میزان  $7/6$ ،  $9/2$ ،  $9/4$  و  $6/9$  درصد اختلاف دارند.

## قدردانی

این مقاله با حمایت معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه خوارزمی بصورت طرح پژوهشی به شماره ۴/۳۰۷ انجام پذیرفته است که بدین وسیله نویسنده مقاله مراتب قدردانی خود را اعلام می‌دارد.

## References

1. Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. McGraw – Hill Book Co, 2003.
2. Bitton, G. Wastewater Microbiology. John Wiley & Sons Inc, 2005.
3. Chapra S.C., "Surface Water-Quality Modeling", Waveland Pr Inc, 2008.
4. Henze M, Grady C.P.L, Gujer W, Marais G.V.R, Matsuo, T. A general model for single sludge wastewater treatment systems. Water Res 1987;21(5): 505-515.
5. Al-Malack M.H. Determination of biokinetic coefficient of an immersed membrane bioreactor. J Mem Sci 2006;271(1-2): 47-58.
6. Naghizadeh A, Mesdaghiyan A.R, Mahvi A.H, Sarkhosh M. Kinetic parameters of the urban wastewater treatment with submerged membrane reactor (SMBR). 12<sup>th</sup> conf. Environmental Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran. (In Persian), 2008.
7. Pala A, Bolukbas O. Evaluation of kinetic parameters for biological CNP removal from a municipal wastewater

نتایج اخذ شده از تصفیه خانه و مدل وجود دارد. اختلاف بین نتایج حاصل از اطلاعات تصفیه خانه و مدل با استفاده از میانگین مطلق خطا در ماه‌های مختلف بهره‌برداری اندازه‌گیری شد که به ترتیب برای VSS، COD و SCOD معادل  $5/9$ ،  $2/8$  و  $10/6$  درصد خطا وجود داشت. همانطور که اشاره شد هر یک از اطلاعات اخذ شده میانگین چهار هفته اندازه‌گیری بوده است.

مهم‌ترین نتایج حاصل از این تحقیق به شرح زیر است:

- با خطی کردن معادله مونود با استفاده از سه روش ریاضی مختلف با دقت مناسبی ضرایب حداکثر رشد و ثابت نیمه سرعت تعیین شد. نتایج نشان داد که همبستگی مناسبی بین ضرایب سینتیک بیولوژیکی در شرایط آزمایشگاهی با همان ضرایب در حالت بهره‌برداری وجود دارد.
- پارامترهای  $Y$ ،  $k_d$ ،  $k_0$  و  $K_s$  در شرایط بهره‌برداری تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان تهران نشان داد که این ضرایب در محدوده استاندارد مراجع قرار داشته و از این حیث شرایط راهبری بیولوژیکی تصفیه خانه مناسب است.

through batch tests. J Process Biochem 2005;40(2): 629-635.

8. Joseph F, Malina Jr. A report on high-rate biological treatment of wastewater at the Pantex Facility alternative to the existing aerate lagoon-pond system. Amarillo National Resource Center for Plutonium, Washington D.C. 1999.
9. Azimi N, Taheriyoun M. The Performance of Integrated Fixed Film Activated Sludge in Wastewater Treatment of Food Industry (Case Study: Amol Industrial Park Wastewater Treatment Plant). J Water Wastewater 2012;(3): 80-87 [In Persian]
10. Stricker A.E, Racault Y. Application of Activated Sludge Model No. 1 to biological treatment of pure winery effluents: case studies. Water Sci Technol 2005;51(1): 121-127.
11. LiwarskaI-Bizukojc E, Biernacki R, Gendaszewska D, Ledakowicz S. Improving the operation of the full scale wastewater treatment plant with use of a complex activated sludge model. Environ Protect Eng 2013;39(1): 183-195.

12. Baek S.H, Jeon S.K, Pagilla K. Mathematical modeling of aerobic membrane bioreactor (MBR) using activated sludge model no. 1 (ASM1). J Indust Eng Chem 2009;15: 835-840.
13. Bohlooli P, Taebi A. Calibration and Comparison of Aerobic Digestion Models of Waste Activated Sludge. J Water Wastewater 2010;1: 57-67 [In Persian]
14. Siegrist H, Tschui M. Interpretation of experimental data with regard to the activated sludge model no. 1 and calibration of the model for municipal wastewater treatment plants. Water Sci Technol 1992;25(6): 167-183.
15. Nuhoglu A, Keskinler B, Yildiz E. Mathematical modelling of the activated sludge process-the Erzincan case. Process Biochem 2005;40: 2467-2473.
16. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21<sup>st</sup> ed., American Public Health Association, Washington, DC, 2005.