

تصفیه پذیری بیولوژیکی فاز آبدار امولسیون روغن - آب

- * مهندس علیرضا نظری علوی
** دکتر سیدجمال الدین هاشمیان

چکیده

برای کاهش اصطکاک و خنک کردن در صنایع فلزکاری از امولسیون روغن - آب (آب و صابون) استفاده می شود. پس از استفاده و تولید فاضلاب ناشی از کاربرد امولسیون، امکان دفع مستقیم آن به محیط زیست به دلیل بالا بودن آلودگی آن وجود ندارد. شکست امولسیون و جداسازی روغن از آب، باعث کاهش آلودگی فاز آبدار که حجم اصلی این فاضلاب را تشکیل می دهد شده و امکان تصفیه بیولوژیکی آن مهیا می گردد. تحقیقات حاضر نتایج بررسی تصفیه بیولوژیکی این فاز است. آزمایشات در راکتور ناپیوسته و در دامنه $0.1 < S_0/X_0 < 0.9$ انجام شده است. بر اساس آزمایشات انجام شده پارامترهای ثابت نرخ رشد ویژه و نرخ تبدیل آلاینده ها به بیومس مشخص گردید. نتایج آزمایشات نشان داد که این فاضلاب قابلیت تجزیه بیولوژیکی داشته و راندمان آن حدود ۹۰ درصد است. مدلسازی نتایج بدست آمده بیانگر تطابق مدل مونود با نتایج آزمایشات تجربی است.

کلمات کلیدی:

قابلیت تجزیه بیولوژیکی، مدلسازی، امولسیون روغن - آب، فاز آبدار، تصفیه فاضلاب.

* مربی مرکز تحقیقات آب و انرژی، دانشگاه صنعتی شریف.
** استادیار مرکز تحقیقات آب و انرژی، دانشگاه صنعتی شریف.

سرآغاز

استفاده از آب تقریباً در تمامی صنایع امری اجتناب ناپذیر است که در نهایت آب مصرفی و یا مقداری از آن بسته به نوع صنعت به صورت فاضلاب وارد محیط زیست می شود. با توجه به معضلاتی که تخلیه این پسابها در محیط زیست ایجاد می نمایند، تصفیه آنها قبل از دفع امری واجب است. فاضلاب روغنهای برش که در حقیقت امولسیون مستقیم روغن - آب (O/W) و اهداف اصلی کاربرد آن چرب کردن، کم کردن اصطکاک و خنک کردن می باشد، از زمره فاضلابهایی است که دارای آلودگی بسیار بالا بوده و به عنوان یک فاضلاب سمی (به دلیل وجود مواد افزودنی مانند مواد بازدارنده خوردگی و مواد بازدارنده رشد باکتری) پردازش بیولوژیکی آن مورد سؤال است. در کشورهای اروپایی که امکان تخلیه مستقیم آن به شبکه جمع آوری فاضلاب وجود دارد، مستلزم پرداخت آبونمان هنگفتی است. در کشور ما به دلیل عدم وجود شبکه جمع آوری فاضلاب این احتمال نیز وجود ندارد. اهمیت این موضوع زمانی بیشتر مشخص می شود که با وجود تأسیس شهرکهای صنعتی، صنایع مختلفی در سطح شهرها به حیات خود ادامه می دهند. شکست این امولسیون (جداسازی روغن از آب) که معمولاً دارای ۱ تا ۱۰ درصد روغن برای ۹۹ تا ۹۰ درصد آب است، امکان استفاده از تصفیه بیولوژیکی را برای پردازش فاز آبدار که حجم اصلی فاضلاب را تشکیل می دهد، مهیا می سازد. معمولاً قابلیت تجزیه بیولوژیکی یک فاضلاب را در راکتور ناپیوسته می سنجند. این روش کارآیی خود را برای بررسی قسمتی از آلاینده ها که قابلیت تجزیه بیولوژیکی دارند مانند نیترات (Kristensen et al., 1992; Ekama et al., 1986) کربن آلی محلول (Servais et al., 1987) و حتی شمارش باکتریها (Munch and pollard, 1997) نشان داده است. کیفیت و سرعت واکنش در این گونه راکتورها معمولاً توسط غلظت اولیه آلاینده ها S_0 بر حسب COD یا BOD نسبت به غلظت اولیه بیومس X_0 بر حسب MLVSS یا MLSS کنترل می شود (Chudoba et al., 1992; Ekama et al., 1986;)

Kappeler and Gujer, 1992; Spanjers and Vanrolleghem, 1995).

استفاده از مقادیر پایین S_0/X_0 معمولاً امکان بررسی رشد میکروارگانیسمها را در محیط کار نمی دهد، در حالیکه در مقادیر بالای آن ($S_0/X_0 > 1$) رشد میکروارگانیسمها قابل اندازه گیری است و بدین صورت توجیه نتایج و مدلسازی سرعت واکنش امکان پذیر می شود (Chudoba et al., 1992; Wentzel et al., 1995). در صورت اثبات قابلیت تجزیه بیولوژیکی و مثبت بودن نتایج حاصله در این بخش می توان آنها را به سیستمهای متداول موجود مانند راکتورهای ناپیوسته با عملیات متوالی (SBR) که مزایای زیادی برای آن گزارش شده است (Silverstien et al., 1983; Irvine et al., 1979, 1983) بسط داد. عدم احتیاج به حوضچه های ته نشینی استفاده از این فرآیند را در مقیاسهای کوچک و در محل صنعت در سطح شهرها امکان پذیر می سازد. هدف از تحقیقات حاضر بررسی امکان تصفیه بیولوژیکی فاز آبدار این فاضلاب در راکتور ناپیوسته و مدلسازی مربوطه با توجه به پارامترهای سینتیک حاصل از آزمایشات است.

مواد و روشها

در این تحقیق از روغن برش ساخت کارخانه تابکم استفاده شده است. فاضلاب به طور مصنوعی در آزمایشگاه ساخته و پس از شکست امولسیون به وسیله کلرورکلسیم، فاز آبدار آن جدا گردید. برای این منظور به ازای هر درصد از روغن یک گرم کلرورکلسیم در لیتر به امولسیون اضافه شد و پس از اختلاط کامل به مدت یک روز به حالت سکون در آمپول دکانتور قرار گرفت و سپس فاز آبدار جدا گردید. برای سازگار ساختن لجن فعال با فاضلاب از روش افزایش تدریجی استفاده شد. جزئیات کار بدین صورت بود که در راکتوری جداگانه و ساده که بدین منظور ساخته شده بود، در روز اول سه لیتر لجن ($MLSS = 1/8 \text{ g/l}$) با سه لیتر فاضلاب با ساختار ۳۰٪ فاضلاب ۲٪ روغن و ۷۰٪ آب رقیق سازی، مخلوط و هوادهی آغاز گشت. پس از ۲۴ ساعت و پس از یک ته نشینی ۲ ساعته، معادل ۳ لیتر از حجم راکتور

تحقیقات برای مقادیر مختلف: $S_0/X_0 = 0/9, 2/2, 5/86$ و $10 \text{ mg COD/mg MLSS}$ انجام و در طول آزمایشات نمونه برداری به وسیله سرنگ در ارتفاع یک سوم از سطح صورت گرفت.

نتایج و بحث

اشکال ۲ تا ۵ نتایج آزمایشات را نشان می دهند. در این اشکال تغییرات غلظت بیومس و غلظت آلاینده ها بر حسب COD برای مقادیر مختلف S_0/X_0 در طول زمان بیان شده است. نتایج این آزمایشات مبنای اصلی برای مدلسازی سینتیک واکنش است. رایج ترین مدل موجود مدل مونود (Monod) است که در معادله (۱) و (۲) آمده است (Tchobanoglous, 1991).

$$\frac{dx}{dt} = \mu \cdot X \quad (1)$$

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (2)$$

μ : نرخ رشد ویژه (عکس زمان)

μ_{\max} : نرخ حداکثر رشد ویژه (عکس زمان)

K_s : ثابت نصف اشباع (mg/l)

X : غلظت بیومس (mg/l)

برای حل معادله دیفرانسیل (۱) زمانی که رابطه (۲) در آن جایگزین می شود، باید رابطه ای بین مصرف آلاینده و تولید بیومس ارائه شود تا معادله بر حسب یک متغیر (X) قابل حل باشد. برای این امر معمولاً از نرخ تبدیل آلاینده به بیومس استفاده می شود (رابطه ۳).

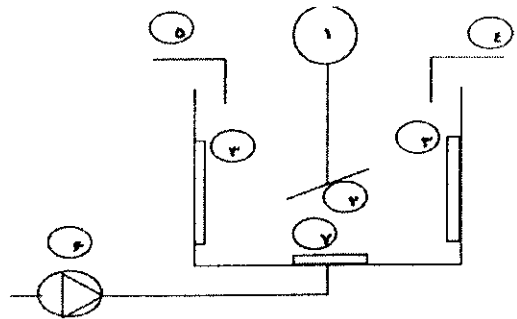
$$Y_{obs} = \frac{X - X_0}{S_0 - S} \quad (3)$$

S_0 : غلظت اولیه آلاینده (mg/l)

X_0 : غلظت اولیه بیومس (mg/l)

با قبول این مطلب که Y_{obs} در طول زمان آزمایش ثابت باشد. حل معادله (۱) دارای جواب زیر خواهد بود:

کم و سپس فاضلاب با ساختار ۴۰٪ و ۶۰٪ آب رقیق سازی و به سیستم اضافه گردید. این عمل تا رسیدن به ۱۰۰٪ فاضلاب ادامه یافت. پس از تهیه لجن سازگار و هوادهی شده از این لجن برای آزمایشات استفاده شد. شکل (۱) واحد نمونه اصلی استفاده



شده در این تحقیقات را نشان می دهد.

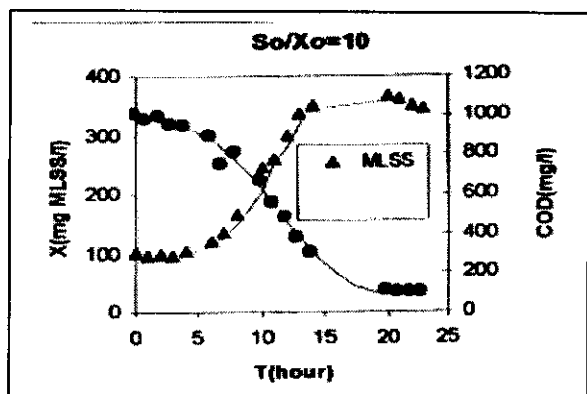
شکل شماره (۱): واحد نمونه آزمایش قابلیت

تجزیه بیولوژیکی

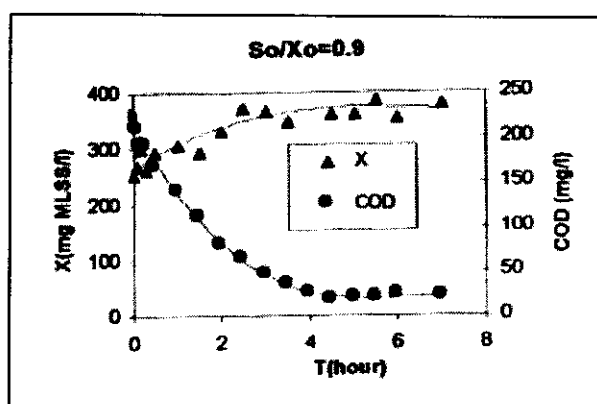
جزئیات این واحد به شرح ذیل است:

- ۱- موتور و همزن مکانیکی (Janke & Kunkel)
- ۲- راکتور از جنس پلکسی گلاس به قطر و ارتفاع ۱۵ سانتیمتر
- ۳- بافل جهت شکستن گرداب
- ۴- pH متر (pH Meter HANNA-H1.8314)
- ۵- DO متر (DO. Meter HANNA-H1.8043)
- ۶- پمپ هوا (Concord 9900)
- ۷- نازل هوا از نوع دایره ای آکواریوم

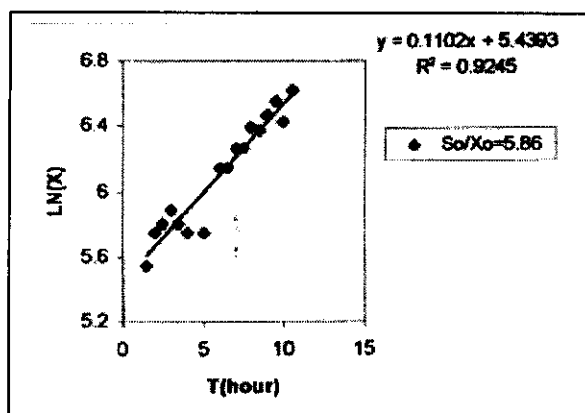
آزمایشات در درجه حرارت آزمایشگاه حدود ۲۱ درجه سانتی گراد انجام شده است. pH فاز آبدار خنثی و احتیاج به تنظیم آن نبود. همزمان با نمونه برداری مقدار pH و DO نیز اندازه گیری می شد. مقدار pH تقریباً ثابت (۶/۹-۷) و مقدار اکسیژن محلول در طول آزمایش ۶/۵-۷/۲ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد. نسبت مواد مغذی به COD قبل از هر آزمایش کنترل گردید. پارامترهای مورد لزوم از قبیل COD، مواد مغذی (ازت، فسفر) و جامدات معلق بر اساس دستورالعمل کتاب روشهای استاندارد (Standard Methodes) صورت گرفت.



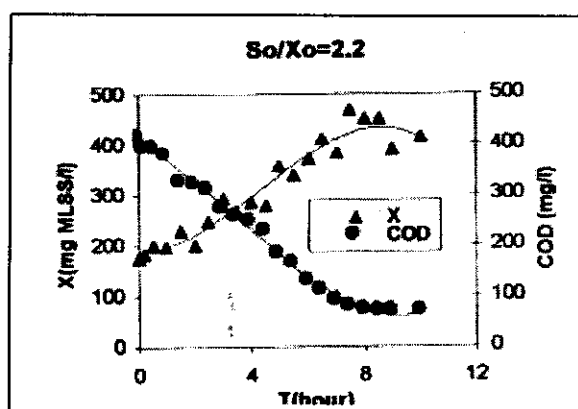
شکل شماره (۵): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 10$



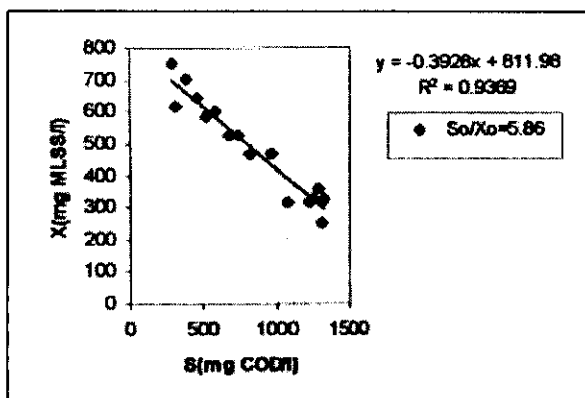
شکل شماره (۲): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 0.9$



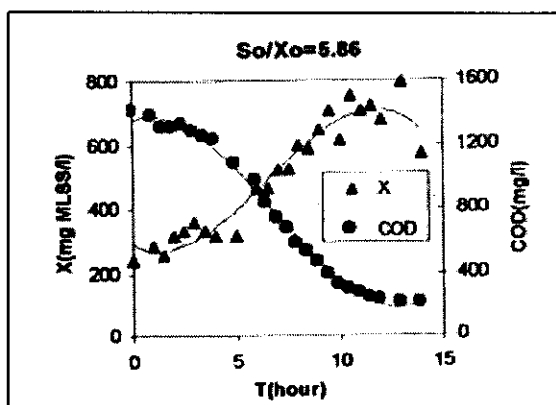
شکل شماره (۶): تغییرات غلظت $\ln(X)$ در طول زمان برای $S_0/X_0 = 5.86$



شکل شماره (۳): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 2.2$



شکل شماره (۷): تغییرات غلظت بیومس نسبت به غلظت COD برای $S_0/X_0 = 5.86$



شکل شماره (۴): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 5.86$

جدول شماره (۳): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 5/86$

COD (mg/l)	X (mg MLSS/l)	زمان (h)
۱۴۰۸	۲۴۰	۰
۱۳۷۶	۲۸۵	۱
۱۳۰۴	۲۵۵	۱/۵
۱۳۰۴	۳۱۵	۲
۱۳۲۰	۳۳۰	۲/۵
۱۲۸۰	۳۶۰	۳
۱۲۴۸	۳۲۰	۳/۵
۱۲۲۴	۳۱۵	۴
۱۰۸۰	۳۱۵	۵
۹۶۸	۴۶۵	۶
۸۲۸	۴۶۵	۶/۵
۷۳۲	۵۲۵	۷
۶۷۶	۵۲۵	۷/۵
۵۸۰	۶۰۰	۸
۵۲۰	۵۸۵	۸/۵
۴۵۶	۶۴۵	۹
۳۸۸	۷۰۵	۹/۵
۳۲۰	۶۱۵	۱۰
۲۹۲	۷۵۰	۱۰/۵
۲۶۴	۷۰۵	۱۱
۲۴۰	۷۲۰	۱۱/۵
۲۲۰	۶۷۵	۱۲
۲۰۰	۷۹۵	۱۳
۲۰۰	۵۷۰	۱۴

جدول شماره (۴): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 10$

COD (mg/l)	X (mg MLSS/l)	زمان (h)
۱۰۰۰	۱۰۲	۰
۹۷۰	۹۵	۱
۹۹۰	۱۰۰	۲
۹۵۰	۹۵	۳
۹۴۰	۱۰۵	۴
۸۹۰	۱۲۰	۶
۷۴۵	۱۳۵	۷
۸۰۰	۱۶۵	۸
۶۵۵	۲۴۵	۱۰
۵۵۰	۲۶۰	۱۱
۴۷۰	۳۰۰	۱۲
۳۷۰	۳۳۵	۱۳
۲۹۵	۳۵۰	۱۴
۱۰۰	۳۶۵	۲۰
۹۵	۳۶۰	۲۱
۹۵	۳۵۰	۲۲
۹۵	۳۴۴	۲۳

جدول شماره (۱): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 0/9$

COD (mg/l)	X (mg MLSS/l)	زمان (h)
۲۲۳	۲۵۲	۰
۲۱۰	۲۷۰	۰/۰۸
۱۹۲	۳۰۰	۰/۱۷
۱۹۲	۲۶۴	۰/۳
۱۶۸	۲۹۴	۰/۵
۱۴۲	۳۰۶	۱
۱۱۰	۲۹۴	۱/۵
۸۰	۳۳۰	۲
۶۵	۳۷۲	۲/۵
۴۷	۳۶۶	۳
۳۶	۳۴۸	۳/۵
۲۵	۴۰۸	۴
۱۸	۳۶۰	۴/۵
۲۰	۳۶۰	۵
۲۰	۳۸۴	۵/۵
۲۳	۳۵۴	۶
۲۲	۳۷۸	۷

جدول شماره (۲): تغییرات غلظت COD و بیومس در طول زمان برای $S_0/X_0 = 2/2$

COD (mg/l)	X (mg MLSS/l)	زمان (h)
۴۱۳	۱۷۶	-
۳۹۳	۱۸۲	۰/۱۷
۳۹۳	۲۰۲	۰/۵
۳۷۷	۱۹۵	۱
۳۳۵	۲۲۸	۱/۵
۳۲۰	۲۰۲	۲
۳۱۲	۲۴۷	۲/۵
۲۷۲	۲۹۳	۳
۲۵۷	۲۶۷	۳/۵
۲۴۶	۲۸۶	۴
۲۳۰	۲۸۰	۴/۵
۱۸۳	۳۵۸	۵
۱۶۳	۳۳۸	۵/۵
۱۳۰	۳۷۱	۶
۱۰۹	۴۱۰	۶/۵
۹۱	۳۸۴	۷
۷۸	۴۶۸	۷/۵
۷۳	۴۴۹	۸
۶۸	۴۴۹	۸/۵
۶۸	۳۹۰	۹
۶۸	۴۱۶	۱۰

جدول شماره (۶): تغییرات غلظت بیومس

نسبت به غلظت COD برای $S_0/X_0 = 5/86$

X(mgMLSS/l)	S(mgCOD/l)
۲۵۵	۱۳۰۴
۳۱۵	۱۳۰۴
۳۳۰	۱۳۲۰
۳۶۰	۱۲۸۰
۳۳۰	۱۲۴۸
۳۱۵	۱۲۲۴
۳۱۵	۱۰۸۰
۴۶۵	۹۶۸
۴۶۵	۸۲۸
۵۲۵	۷۳۲
۵۲۵	۶۷۶
۶۰۰	۵۸۰
۵۸۵	۵۲۰
۶۴۵	۴۵۶
۷۰۵	۳۸۸
۶۱۵	۳۲۰
۷۵۰	۲۹۲

جدول شماره (۵): تغییرات غلظت $\ln(X)$ در طول زمان

برای $S_0/X_0 = 5/86$

زمان (h)	$\ln(X)$
۱/۵	۵/۵۴۱۲۶۴
۲	۵/۷۵۲۵۷۳
۲/۵	۵/۷۹۹۰۹۳
۳	۵/۸۸۶۱۰۴
۳/۵	۵/۷۹۹۰۹۳
۴	۵/۷۵۲۵۷۳
۵	۵/۷۵۲۵۷۳
۶	۶/۱۴۲۰۳۷
۶/۵	۶/۱۴۲۰۳۷
۷	۶/۲۶۳۳۹۸
۷/۵	۶/۲۶۳۳۹۸
۸	۶/۳۹۶۹۳
۸/۵	۶/۳۷۱۶۱۲
۹	۶/۴۶۹۲۵
۹/۵	۶/۵۵۸۱۹۸
۱۰	۶/۴۲۱۶۲۲
۱۰/۵	۶/۶۲۰۰۷۳

$$\mu_{\max} t = \left(1 + \frac{K_s}{S_0 + X_0/Y_{obs}}\right) \ln\left(\frac{X}{X_0}\right) - \left(1 + \frac{K_s}{S_0 + X_0/Y_{obs}}\right) \ln\left[1 - \frac{X_0}{S_0 Y_{obs}} \left(\frac{X}{X_0} - 1\right)\right] \quad (۴)$$

در دامنه رشد لگاریتمی نشان می دهد. برای آزمایشات دیگر نیز مقدار μ_{\max} محاسبه و در جدول شماره (۱) آمده است. چنانکه ملاحظه می شود مقدار $\mu_{\max} = 0.11 \text{ (h}^{-1}\text{)}$ است. محاسبات با پیش فرض ثابت بودن نرخ تبدیل آلاینده به بیومس (Y_{obs}) انجام شده است لذا تعیین صحت این پیش فرض لازم است. برای این کار می توان از رابطه (۳) استفاده نمود و به صورت رابطه (۷) بازنویسی کرد.

$$X = X_0 + Y_{obs}(S_0 - S) \quad (۷)$$

ضریب زاویه تابع $X = f(S)$ برابر مقدار Y_{obs} است که باید در دامنه مربوطه ثابت باشد.

معادله (۳) در فاز رشد لگاریتمی ساده و به صورت زیر بیان

می شود:

$$X = X_0 e^{\mu_{\max} t}$$

(۵)

در صورت شناخت μ_{\max} امکان پیش بینی مقدار بیومس در طول زمان مهیا می گردد. برای مشخص کردن این پارامتر از معادله (۵) استفاده می شود. مقدار μ_{\max} برابر ضریب زاویه تابع $\ln X = f(t)$ است که در معادله (۶) آمده است.

$$\ln X = \mu_{\max} t + \ln X_0 \quad (۶)$$

شکل (۶) بر حسب مثال، این تابع را برای $S_0/X_0 = 5/86$

جمله نواقصی است که به این مدل با ارزش وارد می دانند. (Elmaleh and Benaim, 1976; Grady and Williams, 1979; Orthon and Tunay, 1979).

شکل (۷) نمودار تابع ذکر شده را برای $S_0/X_0 = 5/86$ نشان می دهد که مقدار Y_{obs} بر حسب این شکل تقریباً ثابت و برابر $(0.4 \text{ mg MLSS/mg COD})$ است. مقادیر Y_{obs} برای آزمایشات دیگر نیز در جدول (۷) آمده است.

جدول شماره (۸): مقادیر تئوری و تجربی S در

$S_0/X_0 = 5/86$ زمانهای مختلف برای

مقدار خطا (%)	S تجربی (mg/l)	S تئوری (mg/l)	زمان (ساعت)
۳	۱۳۰۴	۱۲۵۶	۲
۱۲	۱۲۲۴	۱۰۶۷	۴
۱۱	۱۰۸۰	۹۵۶	۵
۱۴	۹۶۸	۸۳۲	۶
۵	۷۳۲	۶۹۴	۷
۷	۵۸۰	۵۳۹	۸
۴۵	۳۲۰	۱۷۴	۱۰

جدول شماره (۷): مقادیر Y_{obs} و μ_{max} و راندمان سیستم

در نسبتهای مختلف S_0/X_0

S_0/X_0	۰/۹	۲/۲	۵/۸۶	۱۰	(mgCOD/mg MLSS)
μ_{max}	-۰/۹۹	-۰/۱۲	-۰/۱۱	-۰/۱۴	h^{-1}
Y_{obs}	۰/۶۱	-۰/۸۳	۰/۳۹	۰/۴۱	(mgMLSS/mg COD)
راندمان	۹۰	۸۳	۸۵	۹۰	(%)

نظریه اصلی این مدل در ثابت بودن نرخ رشد لگاریتمی μ_{max} است که در مورد آزمایشات انجام شده (جدول ۷) می توان نرخ رشد را تقریباً ثابت فرض کرد و مدل مونود را برای تحقیقات حاضر قابل قبول دانست. این در حالی است که این نظریه یعنی ثابت بودن نرخ رشد لگاریتمی μ_{max} نیز خود مورد نقد است. محققان نشان داده اند که همیشه یک نرخ ثابت رشد ویژه برای توده مخلوط باکتریها وجود ندارد (Gaudy et al., 1973) و رابطه ای مستقیم بین این ثابت و غلظت اولیه آلاینده وجود دارد.

این رابطه به صورت کاهش ثابت نرخ رشد هنگامی که غلظت اولیه آلاینده افزایش می یابد، گزارش شده است. مفهوم این مطلب آن است که آلاینده در غلظت بالا همانند یک ماده بازدارنده عمل کرده و اثر خود را به صورت روند نزولی در مقادیر نرخ تبدیل آلاینده به بیومس Y_{obs} ، هنگامی که S_0/X_0 افزایش می یابد، نشان می دهد. این نیز با نتایج تحقیقات حاضر صدق نمی کند (جدول ۷). رد ایرادات وارده به مدل مونود در تحقیقات

قبل از هر چیز باید صحت پارامترهای مدل را امتحان نمود. بدین معنا که پارامترهای بدست آمده از آزمایشات تجربی باید در مدل مربوطه برای محاسبات فاکتورهای دیگر نیز قابل استفاده باشد تا بتوان بطور کلی مدل را پذیرفت. رابطه (۸) در رشد لگاریتمی در مدل مونود، برای پیش بینی میزان آلاینده ها در زمانهای مختلف استفاده می شود.

$$S = S_0 - \frac{X_0}{Y_{obs}} (e^{\mu_{max} \times t} - 1) \quad (8)$$

جهت امتحان این موضوع، برای آزمایش $S_0/X_0 = 5/86$ به صورت اتفاقی زمانهای مختلف انتخاب و مقدار آلاینده (S) محاسبه و با مقدار تجربی آن مقایسه شد که نتایج در جدول (۸) آمده است.

در دامنه رشد لگاریتمی خطای مدل ارائه شده حدود ۵/۸ درصد است. قبول یا رد این مدل از دیرباز مورد بحث بوده است. مونود بر اساس نتایج آزمایشات در راکتور ناپیوسته برای کشت خالص که به وسیله یک ماده ساده تغذیه می شد، این مدل را پیشنهاد کرده است. قابلیت های این مدل باعث شده است که کمبودها و نواقص آن نادیده گرفته شود. اثر غلظت آلاینده ها در ورودی (S_0) بر غلظت آن در خروج (S) از راکتور، تغییرات ثابت نصف اشباع (K_S) و اثر آلاینده های باز دارنده موجود در محیط از

Irvine, R. L. et al. 1983. Municipal application of sequencing batch treatment. J. WPCF. 44: 484.

Kappeler, J. and Gujer, W. 1992. Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. Wat. Sci. Tech. 25: 125-139.

Kristensen, G. H. et al. 1992. Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. Wat. Sci. Tech. 25: 43-57.

Munch, E., and Pollard P. C. 1997. Measuring bacterial biomass -cod in wastewater containing particulate matter. Wat. Res. 31 (10): 2250-2556.

Orhon, D. and Tunay, O. 1979. Mathematical models of biological waste treatment processes for the design of aeration tanks discussion. Wat. Res 13: 353-556.

Servais, P. et al. 1987. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Wat. Res. 21: 445-450.

Silverstein, J. et al. 1983. Performance of SBR activated sludge processes with 377-384. Nitrification/denitrification. J. WPCF. 55: 377-384.

Spanjers, H. and Vanrolleghem, P. 1995. Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge. Wat. Sci. Tech. 34: 117-126.

Tchobanoglous, G. 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill, Inc. New York.

Wentzel, M. C. et al. 1995. Batch tests for measurement of readily biodegradable COD and active organism concentrations in municipal wastewater. Water S.A 21: 117-124.

حاضر دلایل خوبی برای قبول این مدل برای ارائه نتایج تجربی بدست آمده است و راندمان حاصل شده که حدود ۹۰ درصد می باشد (جدول ۷) نوید حرکت خوبی را برای پردازش این نوع فاضلاب می دهد. متأسفانه در مراجع جستجو شده هیچگونه تحقیقاتی در زمینه تصفیه این نوع فاضلاب مشاهده نشد تا بتوان مدل و یا راندمان بدست آمده را مورد مقایسه قرار داد.

نتیجه گیری

تحقیقات حاضر نشان داد که فاز آبدار ناشی از شکست امولسیون مستقیم آب - روغن قابلیت تجزیه بیولوژیکی را دارد. پارامترهای سینتیک که مبنای مدلسازی هستند مشخص و تطابق آنها با مدل مونود نشان داد که این مدل تقریباً بیانگر نتایج آزمایشات تجربی و راندمان سیستم در دامنه $0.09 < S_0/X_0 < 1.0$ حدود ۹۰ درصد است.

منابع مورد استفاده

Chudoba, P. et al. 1992. Explanation of biological meaning of the S_0/X_0 ration in batch cultivation. Wat. Res. 26: 743-351.

Ekama, G. A. et al. 1986. Procedures for determining influent COD fraction and maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. Wat. Sci. Tech. 18: 91-114.

Elmaleh, S. and Benaim, R. 1976. Influence sur la cinetique biochimique de la concentration en carbone organique a l'entre d'un reactor. Wat. Res. 10: 1005-1009.

Gaudy, A. et al. 1973. Exponential growth in systems limited by substrate concentration. Biotech. And Bioeng. 15: 589-596.

Grady, C. P. and williams, D. R. 1975. Effects of influent substrate concentration on the kinetics of natural microbial population in continuous culture. Wat. Res 9: 171-180.

Irvine, R. L. et al. 1979. Sequencing batch reactors: an overview. J. WPCF. 51:235.