

جذب Cr(VI) توسط MLSS در رآکتورهای بسته لجن فعال

دکتر کامران تقوی* - دکتر علیرضا مصداقی نیا**

* استادیار گروه مهندسی بهداشت محیط آموزشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی گیلان

** استاد گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی تهران

چکیده

در این تحقیق که به صورت مطالعه تجربی و به منظور جداسازی Cr^{6+} از فاضلاب انجام شده است فرآیند جذب Cr(VI) از فاضلاب های صنعتی به روش بیولوژیکی لجن فعال، با جریان بسته مورد بررسی قرار می گیرد. این مطالعه نشان داد که Cr(VI) به کمک فرآیند جذب سطحی، بر روی دیواره سلولی باکتریها جذب شده و پس از عمل ته نشینی وارد لجن فاضلاب شده، از پساب جداسازی می گردد. جذب کروم ۶ ظرفیتی در این مطالعه از ایزوترم تعادلی فروند لیخ تبعیت می کند. COD فاضلاب مصنوعی مورد بررسی 3000 mg/L طراحی شد و Cr^{6+} طی ۳ مرحله جداگانه در غلظتهای ۰.۵ و ۱ و ۲۵ میلی گرم در لیتر به رآکتور اضافه گردید.

در مراحل اول تا سوم با توجه به زمان ماند های $10/5/8$ و 9 ساعت به ترتیب 88% ، 70% و 95% از Cr^{6+} جذب MLSS گردید. در شرایط مورد مطالعه در این تحقیق Cr^{6+} هیچگونه اثر سمیتی بر روی میکروارگانیسمهای رآکتور لجن فعال ایجاد نکرد و حتی سرعت سنتز میکروبی را نیز افزایش داد.

کلید واژه ها: آلودگی شیمیایی آب / جذب - روشها / شیمی، فیزیک / کروم

مقدمه

شواهد تجربی نشان داده است که Cr(VI) برای حیوانات سرطان زا بوده، در تعدادی از سیستمهای میکروبی خواص موتاژن دارد. در انسان Cr(VI) موجب سوزش، تحریک، خوردگی پوست و مجاری تنفسی و حتی سرطان ریه می گردد (۱).

چنانچه غلظت این ماده به $10 \frac{\text{mg}}{\text{kg}}$ از وزن بدن انسان برسد موجب نکروز کبد، تورم کلیه و حتی منجر به مرگ نیز می گردد (۲).

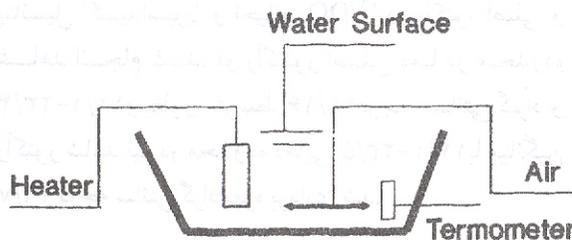
مهمترین راه ورود کروم به محیط زیست فاضلابهای صنعتی است. صنایع نساجی در فرآیند رنگرزی پارچهها بطور متوسط $300 \frac{\text{mg}}{\text{kg}}$ بصورت کروماتهای سرب و مولیبدات، صنایع دی کرومات سدیم $560-1490 \text{ mg/L}$ ، صنایع آبکاری $58000-2000 \text{ mg/L}$ و صنایع دباغی بطور متوسط 40 mg/L Cr(VI) را وارد پساب می نمایند (۳ و ۴).

استاندارد جهانی کروم در پسابهای صنعتی که به مصرف آبیاری می رسند حداکثر 1 mg/L می باشد (۵). امروزه ترسیب شیمیایی روش متداولی برای تصفیه فاضلابهای حاوی فلزات سنگین می باشد. اما این روش تصفیه خود به علت استفاده از ترکیبات قلیائی، منعقدکننده ها و پلیمرهای آنیونی که در نهایت وارد لجن حاصله می شوند تهدیدی برای محیط زیست می باشد. عدم توجه به دفع صحیح لجن حاصله موجب آلودگی زمینهای زراعی و آبهای سطحی و زیرزمینی می گردد (۶). استفاده از روشهایی نظیر تبادل یونی و الکترولیز با توجه به هزینه های بالا و عدم کارایی در غلظتهای ناچیز نیز منتفی است، اما میکروارگانیسمها با توجه به فاکتورهای تغلیظ می توانند غلظت فلزات را در سلولهای خود به هزاران برابر مقدار موجود در محیط بوسانند. ظرفیت طبیعی میکروارگانیسمها در مورد تجمع یونهای فلزی و ذرات از محیط مایع را اصطلاحاً "جذب

Cr^{+6} در چنین حالتی اتفاق بیافتد که در این تحقیق مورد توجه قرار نگرفته است. شاید در این حالت محدودیت‌های سینتتیکی مانع اکسیداسیون Cr^{+3} شده باشد. (۱۰ و ۱۱) مطالعات دیگری توسط Singleton و Vencobacher (۱۹۹۰) بر روی فرآیند جذب توسط قارچها صورت گرفته و نتایج مطلوبی بدست آمده است (۷ و ۱۲). در این مطالعه مکانیزم جذب سطحی برای جذب Cr^{+6} بوسیله MLSS مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها:

این مطالعه در سال ۱۳۷۴ در مقیاس آزمایشگاهی برای بررسی نحوه جذب Cr^{+6} بر روی MLSS انجام گرفت و از یک طرف شیشه ای به حجم ۷ لیتر به عنوان راکتور لجن فعال بسته استفاده شد. هوای مورد نیاز این راکتور به کمک یک کمپرسور هوا به ظرفیت ۶۰L تامین گردید. تنظیم جریان هوا به کمک شیرگاز متصل شده به کمپرسور انجام گرفت و لوله هوا در کف راکتور برای پخش یکنواخت هوا به یک دیفیوزر هوای مستطیلی شکل وصل شد. نمودار شماره (۱) مشخصات پایلوت را به طور کامل نشان می دهد.



شکل ۱- راکتور با جریان بسته در مقیاس آزمایشگاهی

ماده آلی مورد استفاده در این مطالعه شامل مخلوطی از گلوکز و گلیسرول است. برای دست یابی به mg/L $COD=1000$ (۶) به هر لیتر آب $51gr$ گلوکز و $0/32ml$ گلیسرول اضافه شد. مواد مغذی مورد نیاز شامل N و P

1-Biosorption

2- Mixed Liquor Suspended Solids

3-Association -Disassociation

4-Batch Reactor

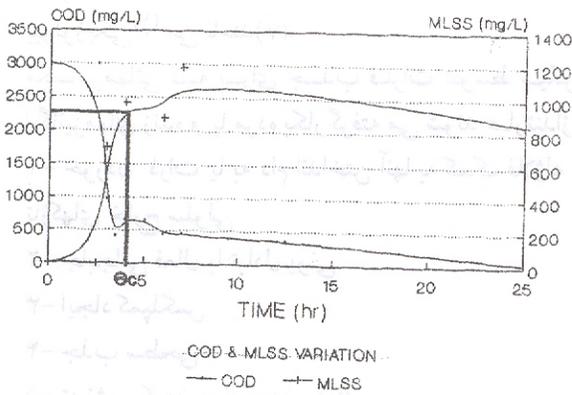
5-Total Organic Carbon

6- Chemical Oxygen Demand

بیولوژیکی (۱) می نامند (۷). مکانیزم‌هایی که برای جذب فلزات توسط میکرو ارگانیسم‌های زنده و یا مرده بکار گرفته می شوند عبارتند از: ۱- خوردن ذرات یا به دام انداختن آنها به کمک فلاژله یا تازکهای خارج سلولی ۲- جابجائی فعال یا تبادل یونی ۳- ایجاد کمپلکس ۴- جذب سطحی ۵- ته نشین کردن مواد معدنی (۷).

Ferundlich و Langmuir مطالعات گسترده‌ای بر روی ایزوترم جذب انجام داده اند و معادلات تجربی ارائه کرده اند (۸). فرآیند جذب می تواند بر روی MLSS (۲) لجن فعال صورت گیرد. مطالعات Patterson و همکارانش (۱۹۸۴) نشان داد که سینتیک جذب فلزات توسط MLSS در سیستم لجن فعال سریع است و pH نقش مهمی در جذب فلز و حلالیت آن دارد. در تحقیق آنها ثابت شد که در سیستم لجن فعال واکنشهای پیوند و جدائی (۳) بین فلزات و MLSS در پساب حوض ته نشینی نظیر بافر از نوسانات غلظت خروجی جلوگیری می کند. براساس این مطالعات غلظت فلزات در MLSS بطور متوسط ۵-۱۰ برابر فاضلاب خام است (۹).

Imai و همکارانش (۱۹۸۶ و ۱۹۹۰) جذب یونی اختصاصی کروم توسط فرآیند لجن فعال را بررسی نمودند، حذف Cr^{+6} در تحقیق آنان بصورت تابعی از هیدرولیز، واکنش‌های اکسیداسیون و احیاء، ته نشینی، جذب و تشکیل کمپلکس آلی محلول، مورد بررسی قرار گرفت. در تحقیق آنان از راکتور بسته (۴) با حجم ۲L و با اختلاط کامل استفاده گردید. اکسیژن محلول در حد اشباع در نظر گرفته شد، غلظت کروم ورودی سیستم $2mg/L$ و ماده آلی مصنوعی ورودی دارای $TOC=320mg/L$ (۵) و mg/L $MLSS=2000-3000$ بود. راکتور ۲۳ ساعت هوادهی گردید و پس از ۵ ساعت ته نشینی MLSS حداکثر تا ۸۰٪ از Cr^{+6} را جذب نمود. در pH های ۵-۹ عدد اکسیداسیون کروم روی نحوه جذب توسط MLSS تاثیر گذاشته بطوریکه با افزایش pH جذب Cr^{+6} کاهش یافت و در $pH=7$ اثر بازدارندگی Cr^{+6} ملاحظه گردید. مقدار کمی از Cr^{+6} به Cr^{+3} احیا گردید که البته مطابق معادلات ترمودینامیکی در سیستم لجن فعال قاعدتاً بایستی عکس واکنش فوق یعنی اکسیداسیون Cr^{+3} به



شکل ۲- تغییرات COD و MLSS در راکتور شاهد

بطوریکه در این شکل ملاحظه میگردد COD ورودی پس از ۲/۵ ساعت همچنان بدون تغییر مانده و پس از گذشت ۳ ساعت مورد استفاده میکروبها قرار گرفته و با کاهش تدریجی آن MLSS سیستم افزایش می یابد. سرعت واکنشهای میکروبی پس از گذشت ۴ ساعت با توجه به کاهش غلظت ماده آلی تقلیل پیدا می کند. مطابق شکل زمان ماند میکروبی بحرانی θ_c در حدود ۷ ساعت بدست می آید (۱۴).

با توجه به نمودار شماره ۳ ملاحظه می شود که غلظت 5 mg/L از Cr^{6+} افزایش قابل ملاحظه ای در تولید توده بیولوژیکی ایجاد می کند و این حالت در زمان ماند ۴ ساعت ایجاد می شود. MLSS سیستم در اینجا از حدود 900 mg/L در راکتور شاهد (نمودار شماره ۲) به 1350 mg/L افزایش پیدا می کند. افزایش MLSS تاثیری در حذف مواد آلی از سیستم نداشته و حذف مواد آلی روند ثابتی را در سیستم دارا می باشد. این پدیده نشان دهنده آن است که فعالیت توده بیولوژیکی در راکتور از بین رفته و یا در حد بسیار زیادی حفظ شده است. چنانچه این پدیده مربوط به Maintenance Uptake نباشد غلظت ماده آلی روند معکوسی را دنبال می کند به این ترتیب که کاهش غلظت توده بیولوژیکی منجر به افزایش غلظت ماده آلی در راکتور می شود. نمودار شماره ۳ نشان می دهد که در حضور 5 mg/L دی کرومات زمان ماند میکروبی در حالت بحرانی θ_c به $3/5$ ساعت کاهش پیدا نموده و سرعت واکنشهای میکروبی در زمان ماندهای کمتر از حالت بحرانی بطور قابل ملاحظه ای کاهش می یابد (۱۴).

بصورت کودهای اوره و فسفات با خلوص ۴۶٪ استفاده گردید. با توجه به $\text{COD} = 1000 \text{ mg/L}$ اوره مورد نیاز جهت تامین ازت 109 mg/L و فسفات مورد نیاز 22 mg/L در نظر گرفته شد. میکرونوترینت های لازم از جمله Fe و Cu به کمک محلول 5 mg/L شیرخشک تامین گردید. برای تهیه محلول غلیظ کروم ۶ از دی کرومات پتاسیم $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ با درجه خلوص ۳۵٪ استفاده گردید.

برای راه اندازی راکتور لجن فعال فاضلاب شهری تصفیه خانه فاضلاب صاحبقرانیه تهران به عنوان تلقیح میکروبی مورد استفاده قرار گرفت. کلیه آزمایشات با توجه به روشهای استاندارد انجام شد و کروم به کمک روش رنگ سنجی با استفاده از معرف دی فینیل کاربازید مورد آزمایش قرار گرفت (۱۳).

پس از تثبیت راکتورها در روزهای ۱۸/۲/۷۴ الی ۲۶/۲/۷۴ آزمایشات COD, MLSS, Cr(VI) انجام شد و سپس دی کرومات طی سه مرحله در غلظتهای ۵، ۱۰ و 25 mg/L بر حسب Cr(VI) به راکتور اصلی وارد شد.

در شروع به کار، راکتورها بمنظور افزایش جرم میکروبی مدت ۹۸ روز بدون افزایش دی کرومات به کمک ماده آلی با COD اولیه 3000 mg/L مورد بهره برداری قرار گرفتند. طی این مدت آزمایشات مختلفی از جمله دما، pH، پتانسیل اکسیداسیون و احیا و $\text{DO}^{(1)}$ در راکتور اصلی و شاهد انجام شد. در راکتور اصلی دما در محدوده $12/4 - 23/4$ و بطور متوسط $18/16$ درجه سانتی گراد و راکتور شاهد نیز در محدوده دمایی $12/1 - 23/5$ با میانگین $19/7$ درجه سانتی گراد بهره برداری شد.

یافته ها:

با استفاده از نرم افزار SPSS مطابق T تست زوج شده بین دمای راکتور مورد دور راکتور شاهد اختلاف معنی داری ملاحظه نشد. pH راکتور اصلی در محدوده $6/41 - 9/22$ با میانگین $8/13$ و pH راکتور شاهد در محدوده $6/25 - 9/11$ با میانگین $7/94$ بدست آمد و اختلاف معنی دار مشاهده نشد. اکسیژن محلول راکتورها در همه موارد بالاتر از 3 mg/L بدست آمد.

۱- مرحله اول

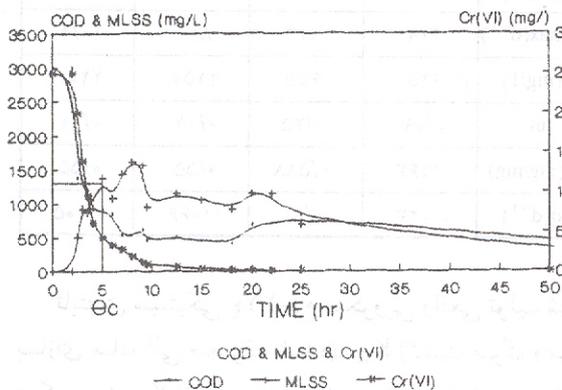
در این مرحله غلظت 5 mg/L از Cr^{6+} مورد بررسی قرار گرفت. تغییرات COD و MLSS راکتور شاهد در نمودار شماره ۲ نشان داده شده است.

1- Dissolved Oxygen

میکروبه‌های دسته اول در زمان ماند ۴/۳ ساعت، دسته دوم در زمان ماند ۱۰ ساعت و دسته سوم در زمان ماند ۲۰ ساعت به حداکثر غلظت خود می‌رسند. مطابق شکل، سرعت سینتیکی حذف دی کرومات در زمان ماند کمتر از ۸/۵ ساعت نسبتاً زیاد بوده بطوریکه در حدود ۰/۷۰٪ دی کرومات طی همین مدت جذب MLSS می‌گردد.

۳- مرحله سوم

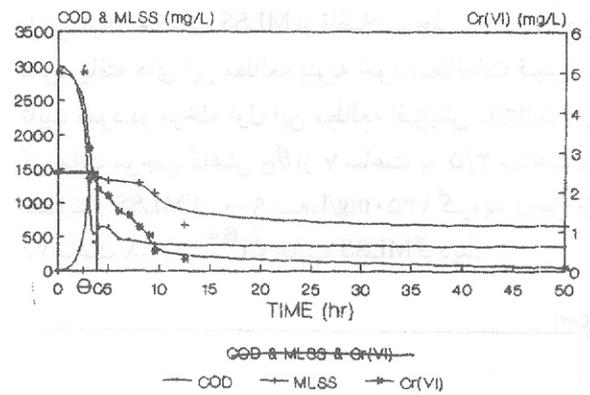
در مرحله سوم اثرات 25 mg/L Cr(VI) بر روی سیستم لجن فعال بررسی شد. تغییرات متغیرهای مختلف مورد بررسی نسبت به زمان در نمودار شماره ۵ نشان داده شده است. زمان ماند میکروبی بحرانی در این مرحله 5 hr می‌باشد. در شکل چهار چهار برآمدگی مختلف دیده می‌شود که نشان دهنده چهار نوع میکروارگانیسم با خواص بیوسینتیکی متفاوت است. مطابق شکل میکروارگانیسم‌های گروه اول و دوم پس از ۹ ساعت در حدود ۸۳٪ از COD را حذف می‌کنند. همچنین در همین زمان ماند میکروبی در حدود ۹۵٪ دی کرومات بوسیله MLSS جذب می‌گردد. میکروبه‌های دسته اول، دوم، سوم و چهارم به ترتیب پس از $5/08$ ، $1/8$ ، $2/8$ و $6/20$ ساعت به غلظت حداکثر خود می‌رسند.



شکل ۵- تغییرات COD و MLSS در راکتور بسته در مرحله سوم در حضور 25 mg/L Cr(VI)

نمودار اطلاعات مربوط به سینتیک جذب در مرحله اول این مطالعه در نمودار شماره ۶ نشان داده شده است و نتایج

1-Peak

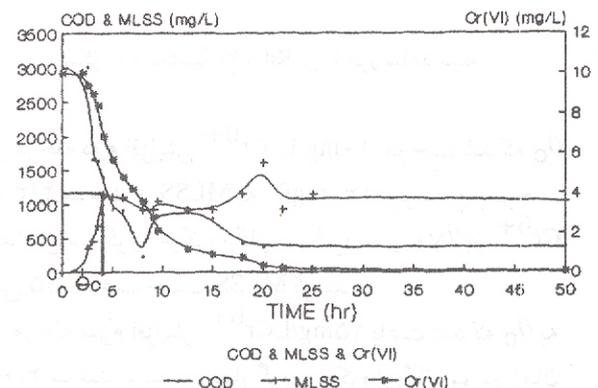


شکل ۳- تغییرات COD و MLSS راکتور بسته در مرحله اول در حضور 5 mg/L Cr(VI)

همچنین منحنی دی کرومات در این شکل نشان می‌دهد که پس از $3/8$ ساعت 52% و بعد از 10 ساعت 76% دی کرومات باقیمانده جذب MLSS شده و در مجموع پس از 10 ساعت 88% دی کرومات بوسیله MLSS جذب می‌گردد.

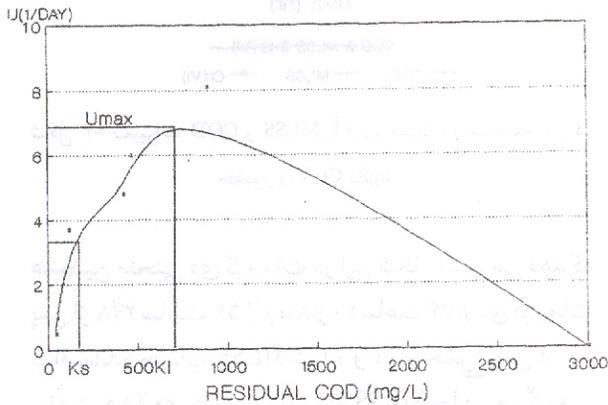
۲- مرحله دوم

در مرحله دوم اثرات 10 mg/L دی کرومات بر روی سیستم لجن فعال بررسی شد. تغییرات COD، MLSS، Cr(VI) نسبت به زمان در نمودار شماره ۴ ترسیم شده است. θ_c در اینجا $4/3$ ساعت و برای این زمان ماند در حدود 1130 mg/L بدست آمد. در منحنی MLSS حداقل سه نقطه حداکثر^(۱) مشاهده می‌شود. بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری نمود که سه نوع میکروارگانیسم با خواص بیوسینتیکی متفاوت وجود دارد. کمترین درصد COD مربوط به میکروارگانیسم‌های دسته اول و بالاترین درصد حذف COD مربوط به میکروبه‌های دسته سوم می‌باشد.



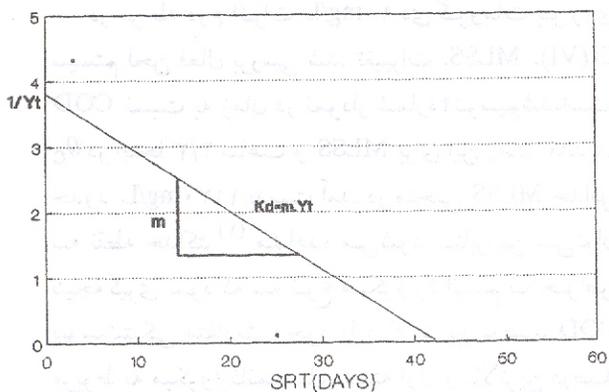
شکل ۴- تغییرات COD و MLSS در راکتور بسته در مرحله دوم در حضور 10 mg/L Cr(VI)

را می توان به کمک MLSS از فاضلاب جذب و وارد لجن نمود. یافته های این مطالعه بنوبه خود مطالعات قبلی را تایید نمود. در مرحله اول این مطالعه افزایش 5 mg/L دی کرومات موجب کاهش θ_c از ۷ ساعت به ۳/۵ ساعت و افزایش MLSS از ۹۰۰ به 1350 mg/L گردید و پس از ۱۰ ساعت ۸۸٪ از Cr^{6+} جذب MLSS گردید.



$U_{max}=6.8 \text{ d}^{-1}, K_s=125 \text{ mg/L}, K_i=625 \text{ mg/L}$

شکل ۷- محاسبه U_{max} و K_s در رآکتور شاهد بسته



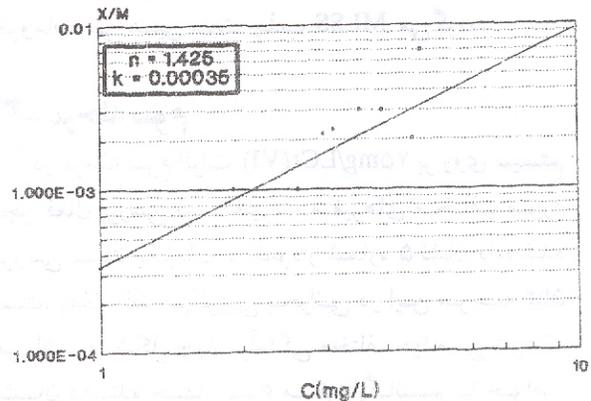
$m=0.09, Y_t=0.263 \text{ mg/mg}, K_d=0.023 \text{ d}^{-1}$

شکل ۸- محاسبه Y_t و K_d در رآکتور شاهد بسته

در مرحله دوم افزایش 10 mg/L Cr^{6+} موجب شد که θ_c به ۴/۳ ساعت و MLSS به 1130 mg/L برسد و موجب پیدایش سه گروه میکروارگانیسم گردید و ۷۰٪ از Cr^{6+} طی ۸/۵ ساعت جذب MLSS گردید.

در مرحله سوم افزایش 25 mg/L Cr^{6+} باعث شد که θ_c به ۴/۰۶ ساعت برسد و چهار گروه میکروارگانیسم در زمان ماندهای مختلف در رآکتور ایجاد شود. در این حالت ۹۵٪ از Cr^{6+} در زمان ماند ۹ ساعت بوسیله MLSS جذب

مراحل سه گانه ایزوترم جذب در جدول شماره ۱ نشان داده شده است. مطابق این شکل و نتایج جدول ۱ سینتیکهای جذب Cr^{6+} بر روی MLSS در رآکتور batch در مراحل سه گانه این مطالعه از ایزوترم فروند لیخ تبعیت می کند (۶).



شکل ۶- ایزوترم جذب Cr(VI) بر روی MLSS در مرحله اول در حضور 5 mg/L Cr(VI)

جدول شماره ۱: متغیر و ثابت های سینتیک در مراحل سه گانه مورد مطالعه

متغیر	شاهد	فاز اول	فاز دوم	فاز سوم
n	---	۱/۴۲۵	۰/۰۰۲	۰/۸۷۱
K	---	۰/۰۰۰۳۵	۰/۰۰۲	۰/۰۰۰۵
$K_s(\text{mg/l})$	۱۲۵	۴۴۰	۸۶۰	۹۸۰
$U_{max}(\text{d}^{-1})$	۶/۸	۷/۲	۸/۶	۱۰/۴
$K_i(\text{mg/l})$	۶۲۵	۶۷۵	۲۱۵۰	۲۲۰۰
m	۰/۰۹	۰/۳۵	۰/۱۲	۰/۰۱
$Y_t(\text{mg/mg})$	۰/۲۶۳	۰/۵۸۸	۰/۵۵	۰/۵۵
$k_d(\text{d}^{-1})$	۰/۰۲۳	۰/۲۰	۰/۰۶۶	۰/۰۰۵

ثابت های سینتیک Y_t (جرم میکروبی واقعی تولید شده بازای ماده آلی مصرف شده)، K_d (ثابت مرگ و میر میکروبی)، K_s (ثابت سنتز میکروبی)، K_i (ثابت توقف رشد میکروبی) و U_{max} (حداکثر رشد ویژه) در هر مرحله برای رآکتور اصلی و شاهد محاسبه شده است (۱۵). نمودار اطلاعات بدست آمده از مراحل مختلف و نتایج آن در نمودار ۷ و ۸ و جدول ۱ نشان داده شده است.

بحث و نتیجه گیری:

مطالعات انجام شده بوسیله محققین مختلف نشان می دهد که در سیستم های بیولوژیکی تصفیه فاضلاب Cr^{6+}

بررسی K_1 نشان داد که در مراحل مختلف مقدار ماده آلی که موجب ممانعت رشد میکروبی می گردد از شاهد بیشتر است. همچنین K_2 بدست آمده نشان داد که COD انتخاب شده در این تحقیق زیاد بوده است. این مطالعه ضمن تأیید یافته‌های قبلی در این زمینه را نشان داد که می توان Cr^{6+} در رآکتورهای لجن فعال به روش هوازی بوسیله MLSS جذب نمود و برای این منظور توصیه می شود که بمنظور پیشگیری از بی‌هوازی شدن رآکتور و عمل احیاء کروم COD ورودی خیلی کمتر از 1000mg/L انتخاب شود.

گردید. مقادیر بدست آمده n در ایزوترم فروند لیخ نشان داد که عمل جذب Cr^{6+} بر روی MLSS بخوبی انجام گرفته است. در بررسی ثابتهای سینتیکی ملاحظه شد که در همه مراحل K_d رآکتور مورد آزمایش در مقایسه با شاهد کمتر است به این معنا که سرعت مرگ و میر میکروبی مراحل مختلف این مطالعه کمتر از شاهد است. K_s در مراحل مختلف نیز بیش از شاهد است بدین معنا که سرعت سنتز میکروبی در مراحل مختلف از شاهد بیشتر است.

Behavioir of Chromium in the Activated Sludge Process. Wat Res 1980; 24(9): 1143-55.

12. Venkatesh C, Prasad K. metal by Waste Bioreactor. J. Japane Wastewater Treatment Plant. Vol 24, Part 1, 1990; 227-30.

13. AWWA WPCF. Standard methods for Examination of Water and Wastewater. USA. AWWA, WPCF, 1989. 1-13, 10, 100, 11-12, 114, 115.

14. Goksey CE. Yara A. Effect of Chromium (VI) on Activated Sludge. Wat Res 1991; 25(1): 67.

15. Gaudin JRFH. and Tremblay Study of High strength. Canad J. Environ. Enginering. Proceeding of the first industrial Waste Conference. Michigan, USA, 1986; 607-618.

16. Parton, J. in Industrial Wastewater Treatment Technology. Chichester, Butterworths, 1984; 42-47.

17. Awwa WPCF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 17th Edition, 1985; 1-13, 10, 100, 11-12, 114, 115.

18. Chang, S. The Kinetics of Sludge Growth from Sludge Seed. J. Water Poll. Control Fed. Wat Res. 1964; 36: 1047-1050.

19. Goksey C. et al. Novel Process for Treatment of Industrial Wastewater Contain Chromium. Wat Res 1991; 25(1): 67.

20. Goksey C. et al. Novel Process for Treatment of Industrial Wastewater Contain Chromium. Wat Res 1991; 25(1): 67.

21. Goksey C. et al. Novel Process for Treatment of Industrial Wastewater Contain Chromium. Wat Res 1991; 25(1): 67.

22. Goksey C. et al. Novel Process for Treatment of Industrial Wastewater Contain Chromium. Wat Res 1991; 25(1): 67.

منابع

1. Ohtake H, Hamdoyo. New Biological Method for Detoxification and Removal of Hexavalent chromium. JWST 1992: 25(11): 395-402.
2. World Health Organization. Guidelines for Drinking Water Quality Chromium. Geneva: WHO, 1984: 91-96.
3. Schneider W, et al. Waste Water Technology. Berlin: Springer, 1989: 784-787.
4. Patterson J W. Industrial Wastewater Treatment Technology. Stoneham: Butterworth, 1985: 53-87.
5. Kemmer FN. The Nalco Water Handbook. 2nd ed. New York: Mc Graw Hill, 1988: 42-48.
6. Huang JS, et al. Recovery of Heavy Metal from Scrap Metal Pickling Wastewater by Electrolysis. Wat Sci and Tech 1993: 28(7): 223-9.
7. Singleton I, et al. Novel Biorecovery Methods for Industrial Wastewater Treatment. Chem E Symposium Series 1990: 116: 363- 70.
8. Tchobanoglous G. Wastewater Engineering: Disposal and Reuse. New York: Mc Graw Hill, 1979: 276- 84.
9. Patterson JW, Kodukula P. Metals distribution in Activated sludge systems. J WPCF 1984: 56(5): 432-441.
10. Imai A, Gloyna EF. Chromium Removal by Activated Sludge, Environmental Engineering Proceeding of the 1986: Specialty Conference by EPA, ASCE, AWWA. 1986: 205-11.
11. Imai A, Gloyna EF. Effects of PH and Oxidation state of Chromium on the Behaviour of Chromium in the Activated Sludge Process. Wat Res 1990: 24(9): 1143-50.
12. Venkobachar C. Metal Removal by Waste Biomass to Upgrade Wastewater Treatment Plants. Wat Sci Tech J 1990: 22(7-8): 319-20.
13. AWWA, WPCF. Standard Method for Examination of Water and Wastewater. USA: APHA, AWWA, WPCF, 1989: 3.1-3.10, 3.90, 5.1- 5.2, 5.10- 5.150.
14. Gokcay CF, Yetis u. Effect of chromium (VI) on Activated sludge. Wat Res 1991: 25(1): 65-73.
15. Gaudy JRAF, et al. Treatability Study of High Strength Landfill Leachate: Proceeding of the 41st Industrial Waste Conference. Michigan: Lewis, 1986: 627-638.

Adsorption of Cr(VI) by MLSS in Activated Sludge

Batch Reactors

K. Taghavi, PhD

A.R. Mesdaghinia, PhD

ABSTRACT

In this research which was performed with bench Scale, Adsorption of Cr(VI) from Industrial wastewater was studied & biological method of Activated sludge batch flow reactors utilized. This study indicated that Cr(VI) at first adsorped with cell walls of bacteria & then after Sedimentation it was intered to sludge & finally was removed from effluent. In this study Cr (VI) adsorption pattern was according to Freundlich Isoterm.

The COD of synthetic wastewater was 3000 mg/L & Cr(VI) added to the reactors in three different stages with the Concentration of 5,10& 25mg/L.

In the 1st to 3rd stage with 10,8.5 & 9 hrs detention time Cr(VI) adsorption ratio on MLSS was 88%, 70% & 95% respectively.

According to the condition of this study Cr(VI) had no toxic effects on Activated sludge microorganisms in the reactors and the rate of microbial synthesis was increased.

Key words: Absorption- Methods/ Chemistry, Physical/ Chromium/ Water Pollution, Chemical