Archive of SID

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و دوم، شماره نه، آذر ماه ۹۹

بررسی حذف بیولوژیکی سیانور از فاضلاب ساختگی و شناسایی میکروارگانیزم‌های مقاوم به سیانور

میرمهرداد میرسنجری [۱]

غلامرضا سیاحتی اردکانی [۲*]

rsiyahati@ardakan.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۵/۱۰/۰۱ تاریخ پذیرش: ۹۶/۰۲/۱۳

چکیده

زمینه و هدف: یکی از پیامدهای فعالیت‌های صنعتی، ورود ترکیبات سمی نظیرسیانور به محیط زیست است که بی‌توجهی به آن سلامت انسان و سایر موجودات زنده را تهدید می‌کند. مطالعه حاضر به منظور بررسی حذف بیولوژیکی سیانور از فاضلاب و شناسایی میکروارگانیزم‌های مقاوم انجام شد.

روش بررسی: فاضلاب ساختگی از سیانور پتاسیم تهیه شد و در راکتور جریان منقطع (ناپیوسته) با ظرفیت ۲ لیتر، غلظت‌های ۵،۲۰، ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیترسیانور مورد بررسی قرارگرفت. لجن ثانویه تصفیه‌خانه فاضلاب شهری به‌عنوان محیط کشت مخلوط در راکتور به کار رفت. میزانCN، NH_3، NO_3، TSS، VSS و باکتری‌ها بر اساس روش‌های موجود در کتاب استاندارد متد اندازه‌گیری شد. همچنین شناسایی روتیفرها، مژه‌داران و جلبک‌ها نیز با استفاده از میکروسکوپ مدلIIS انجام شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که تصفیه بیولوژیکی می‌تواند تا غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را از فاضلاب حذف نماید و بالاتر بودن $MLVSS$ اولیه نقش زیادی در حذف غلظت‌های بالاتر سیانور دارد. در پایان حذف سیانور پسودوموناس، کلی‌فرم‌ها(به جز کلی‌فرم‌های مدفوعی)، باسیلوس‌ها، قارچ‌ها و همچنین کارچزیوم (از دسته مژه‌داران)، فیلودینا (ازدسته روتیفرها) و اوسیلاتوریا (از دسته جلبک‌ها) به‌عنوان گونه‌های مقاوم به سیانور و آسپیدیسک، پرولز و آلوتریکس به ترتیب به‌عنوان حساس‌ترین روتیفر، مژه‌دار و جلبک به سیانور شناسایی شدند.

بحث و نتیجه‌گیری: تصفیه بیولوژیکی لجن فعال برای حذف سیانور از فاضلاب یک روش کارآمد است و اگر در آن‌ها از محیط کشت‌خالص مرکب از میکروارگانیزم‌های مقاوم استفاده شود می‌تواند جایگزین مناسبی برای روش‌های حذف شیمیایی سیانور از فاضلاب صنعتی باشد.

واژه های کلیدی: سیانور، تصفیه هوازی، میکروارگانیزم‌ها، حذف بیولوژیکی، فاضلاب

۱- استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ایران

۲- استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان، ایران *(مسئول مکاتبات).

www.SID.ir

Study on Biological Removal of Cyanide from Artificial Sewage and Identify Resistant Microorganisms to Cyanide

Mirmehrdad Mirsanjari[1]

Gholamreza Siyahati Ardakani[2*]

rsiyahati@ardakan.ac.ir

Accepted: 2017.05.03 Received: 2016.12.21

Abstract

Background and Objectives: One of the consequences of industrial activities is the entry of toxic compounds such as cyanide into the environment, the neglect of which threatens the health of humans and other living organisms. The present study was performed to investigate the biological removal of cyanide from wastewater and to identify resistant microorganisms.

Materials and methods: Artificial sewage Potassium by concentrations of 5, 20, 50, 100, 150 and 200 mg/l was studied in batch reactors with a capacity of 2 liters. Secondary sludge of Wastewater Treatment Plant with mixed media was used as the medium in reactor. Volatile suspended solid, total suspended solid, CN, NH3, NO3 factors were measured based on the standard method book. Rotifers, ciliates and algae were also identified using microscopy version IIS.

Results: The results showed that biological treatment can remove cyanide up to concentration of 150 ppm and higher initial MLVSS played a main role in increasing removal of cyanide from sewage. Finally, Pseudomonas cyanide, coliforms (except fecal coliforms), bacillus, fungi and also Carchesium (one of ciliates), Philodina (one of rotifers) and Oscillatoria (one of algae) identified as resistant strains to cyanide and Aspidisca, Proals and Ulothrix detected as the most sensitive rotifers, ciliates and algae, respectively.

Conclusion: Results indicated that biological treatment of activated sludge for cyanide removal from sewage is an efficient way specially when substrate include only resistant microorganisms and can be consider as viable alternative for cyanide removal instead of chemical removal methods.

Keywords: Cyanide, Aerobic Treatment, Microorganisms, Biological Removal, Sewage

1- Assistant Professor, Department of Environment, Faculty of Environment, Malayer University, Malayer, Iran

2- Assistant Professor, Department of Environment, Faculty of Agriculture & Natural Sources, Ardakan University, Ardakan, Iran

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

استفاده از سیانور و ترکیبات آن در صنایع مختلف و یا تولید این ترکیبات در جریان واکنش‌های فرآیندهای صنعتی منجر به ورود آن‌ها به فاضلاب‌های صنعتی می‌گردد. طبق برآوردهای انجام شده، سالیانه حدود ۱۴ میلیون کیلوگرم سیانور به‌دلیل فعالیت‌های صنعتی وارد محیط زیست می‌گردد(۱). سیانور به شدت برای انسان و سایر موجودات زنده سمی است. ورود سیانور به بدن انسان باعث ایجاد اختلال در انتقال اکسیژن به بافت‌های بدن می‌شود. کمبود اکسیژن منجر به تبدیل متابولیزم‌های هوازی به بی‌هوازی و تجمع لاکتات (lactate) در جریان خون شده و ترکیب این دو(کمبود اکسیژن و تجمع لاکتات) با تأثیر بر سیستم اعصاب مرکزی، ایست تنفسی و مرگ را در پی خواهد داشت(۲). ماهی و مهره‌داران آبزی فوق‌العاده به حضور سیانور آزاد در محیط زندگی خود حساس بوده به گونه‌ای که غلظت ۵ تا ۷/۲ میکروگرم در لیتر سیانور آزاد، قدرت شنا را در آن‌ها کاهش داده و مانع تولیدمثل در بسیاری از گونه‌های ماهی می‌گردد. روش‌های مختلفی برای حذف سیانور از فاضلاب‌های صنعتی وجود دارد که روش‌های شیمیایی و بیولوژیکی از آن جمله است ولی امروزه عمدتاً از روش‌های شیمیایی نظیر اکسیداسیون با کلر، اکسیداسیون با ازن، اکسیداسیون با ازن و اشعه ماوراء بنفش، اکسیداسیون با پراکسیدهیدروژن، اکسیداسیون الکتروشیمیایی، اکسیداسیون با دی‌اکسید گوگرد و هوا و مبادله یونی استفاده می‌شود(۳). هزینه‌های زیاد و تولید محصولات جانبی خطرناک نظیر AOX (Adsorbable Organic halogens) زمینه‌ای را ایجاد نموده تا سایر روش‌های حذف سیانور موردتوجه و بررسی قرار گیرند. تجزیه بیولوژیکی در شرایط هوازی، می‌تواند سیانور را به آمونیاک تبدیل و سپس به نیترات اکسید کند. این فرآیند تا غلظت ۲۰۰ پی پی ام سیانور مؤثر می‌باشد. با این وجود تجزیه بیولوژیکی سیانور در شرایط بی‌هوازی نیز امکان‌پذیر می‌باشد البته غلظت‌های بیش از ۲ پی پی ام برای این میکروارگانیزم‌ها سمی است(۴).

در دهه‌های گذشته محققین کوشیده‌اند تا با استفاده از روش بیولوژیکی امکان حذف سیانور از فاضلاب‌های صنعتی را موردبررسی قرار دهند. این مطالعات عمدتاً با استفاده از محیط کشت مخلوط صورت گرفته و سعی شده تا ضمن تعیین شرایط محیطی بهینه برای فعالیت میکروارگانیزم‌ها، کارآیی آن‌ها در حذف سیانور مورد ارزیابی قرار گیرد. در سال ۱۹۵۵ Ware و Painter در تصفیه بیولوژیکی به‌روش صافی چکنده نوعی اکتینومیست هوازی را یافتند که قادر بود سیانور با غلظت ۱۵۰میلی‌گرم در لیتر را حذف نماید. Brink درسال ۱۹۶۰ نشان داد که استفاده از فاضلاب انسانی در صافی چکنده تأثیر بسزایی در کاهش سیانور دارد. در همین سال Ludzack ثابت نمود که سیستم لجن فعال می‌تواند تا غلظت ۵۰ میلی گرم در لیتر سیانور را تحمل نمایند. بررسی‌های Aaslestad در سال ۱۹۶۱ نشان داد که سیانور برای میکروارگانیزم‌ها منبع نیتروژن مناسبی بوده ولی منبع انرژی و کربن خوبی نمی‌باشد. درسال۱۹۶۵ Gurnham توانست غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را از فاضلاب ساختگی تهیه شده از سیانور سدیم را با روش صافی چکنده تصفیه نماید.Strobel و همکاران درسال۱۹۶۶ موفق به جداسازی قارچی از فاضلاب شدند که قادر به تجزیه سیانور هیدروژن بود. Kostendadner درسال ۱۹۶۹در تصفیه فاضلاب کک‌سازی توانست فنل را به میزان ۹۹ درصد و سیانور و تیوسیانات را ۱۰ تا ۹۹ درصد کاهش دهد. در این زمینه Wongchong و Hall تحقیق مشابه‌ای انجام داده‌اند. در سال ۱۹۶۹ Callely و Stafford موفق به شناسایی گونه‌ای پسودوموناس به نام پسودوموناس استوتزری(Psedomonas Stutzeri) شدند که تیوسیانات پتاسیم را به عنوان منبع نیتروژن و سولفور مورداستفاده قرار می‌داد.

Raef و همکارانش درسال ۱۹۷۶ موفق شدند سیانور را تا غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر به روش بیولوژیکی حذف نمایند. آن‌ها دریافتند که در تصفیه بیولوژیکی سیانور، فراریت و تجزیه

www.SID.ir

Archive of SID

بیولوژیکی بیش‌تر از جذب اهمیت دارند. درسال ۱۹۸۱ Luthy و همکارانش فاضلابی با میزان ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را به روش بیولوژیکی تصفیه نمودند. Katayama و Kuraishi در سال ۱۹۷۸ نوعی تیوباسیلی را در روش لجن فعال شناسایی کردند که ظرف مدت ۶۰ ساعت۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر KSCN را تجزیه نمود. علاوه بر این در سال ۱۹۷۹ Betts و همکارانش گونه‌هایی از تیوباسیلوس، پسودوموناس و آرتروباکتر را شناسایی نمودند که ضمن تحمل غلظت۵۸۰ میلی‌گرم در لیتر تیوسیانات، آن را به‌عنوان منبع نیتروژن و سولفور مورداستفاده قرار می‌دادند. تحقیقات Gaudy و همکارانش درسال۱۹۸۲ نشان داد که افزایش توده بیولوژیکی در راکتور باعث کاهش فراریت و تجزیه سریع سیانور می‌گردد. در سال ۱۹۸۳ Mudder و Whitlock موفق شدند با روش RBC روزانه ۵/۵ میلیون گالن(۲۱۰۰۰متر مکعب) فاضلاب سیانوردار معدن طلا را با راندمان ۹۶ تا ۹۸ درصد تصفیه نمایند. Meyers و همکارانش در سال ۱۹۹۱ گونه‌های باکتریایی از دسته باسیلوس‌ها را شناسایی کردند که از سیانور به‌عنوان منبع نیتروژن استفاده و آمونیاک و دی‌اکسیدکربن تولید می‌کرد. در سال۱۹۹۶ Banerjee فاضلابی حاوی۲۴۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را طی مدت ۶۰ ساعت توسط میکروارگانیزم تصفیه نموده و سیانور آن را به کم‌تر از ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر کاهش داد. در سال ۱۹۹۷ White و Schnabel با استفاده از روشRBC، ۲۰ میلی‌گرم سیانور را طی ۲۴ ساعت به کم‌تر از ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر کاهش دادند. آن‌ها پی بردند که یک منبع کربن نظیر گلوکز می‌تواند ضمن بهبود واکنش‌ها، ازت آمونیاکی موجود در محیط را با سرعت بیش‌تری کاهش دهد به طوری که هر مول گلوکز افزوده شده ۱۰ مول ازت آمونیاکی را حذف نمود.

Akcil و همکاران در سال ۲۰۰۳ ضمن استفاده از ۹ گونه از باکتری‌های پسودوموناس، ۲ گونه را شناسایی کردند که سیانور موجود در زهاب معدن مس را تجزیه می‌کرد. نتایج بررسی Gurbuz و همکاران در سال ۲۰۰۴ نشان داد که علاوه بر باکتری‌ها و قارچ‌ها، نوعی جلبک سبز به نام آرتروسپیرا ماکسیما (Arthrospira maxima) قادر است غلظت‌های ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را ظرف مدت ۲۵ ساعت کاهش دهد و در غلظت‌های بالاتر سیانور از بین می‌رود. همچنین جلبک سندسموس آلبیکاس (Scenedesmus Obliquus) نسبت به جلبک کلرولا قادر بود درصد بالاتری از سیانور را حذف نماید به گونه‌ای که در مدت زمان مشابه، سندموس آلبیکاس ۹۹٪ و کلرولا ۸۶٪ سیانور را تجزیه نمود. از آنجایی که جلبک‌ها به نسبت سایر میکروارگانیزم‌ها مواد مغذی کم‌تری نیاز دارند به نظر می‌رسد کاربرد آن‌ها هزینه کم‌تری داشته باشد. در سال ۲۰۱۳ Kuyucak و Akcil دریافتند که میکروارگانیزم‌ها قادرند تا غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را تحمل نمایند. Lukhanyo و همکاران در سال ۲۰۱۵ گونه‌هایی از باسیلوس‌ها را شناسایی کردند که غلظت‌های بالای سیانور را تجزیه می‌نمود. آن‌ها دریافتند که با افزایش میزان آمونیاک در محیط راکتور، میکروارگانیزم‌ها به جای سیانور از آمونیاک به‌عنوان منبع نیتروژن استفاده می‌کنند و این باعث کاهش آهنگ تجزیه سیانور می‌شود. از آنجایی که روش‌های حذف بیولوژیکی سیانور هنوز در مرحله آزمایشگاهی است، مطالعات بیش‌تری به منظور شناسایی میکروارگانیزم‌های مقاوم در سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی ضروری می‌باشد.

روش بررسی

در این تحقیق، به‌منظور مطالعه رفتار میکروارگانیزم‌ها در محیط حاوی سیانور، فاضلاب ساختگی با استفاده از سیانور پتاسیم (KCN)ساخت شرکت مرک(Merck) آلمان در غلظت‌های مختلف تهیه شد. میکروارگانیزم‌های مورد نیاز، از لجن ثانویه تصفیه‌خانه فاضلاب شهری که به روش لجن فعال فاضلاب را تصفیه می‌نمود استفاده شد. این لجن حاوی مخلوطی از انواع میکروارگانیزم‌ها بود و حضور گونه‌های بیولوژیکی میکروسکوپی نظیر روتیفرها، مژه‌داران و جلبک‌ها در طول آزمایشات، با استفاده از میکروسکوپ مدل IIS کنترل و میزان موادجامد معلق در مایع مخلوط (Mixed Liqour Suspended Solids) راکتور مطابق با سیستم لجن فعال،

www.SID.ir

Archive of SID

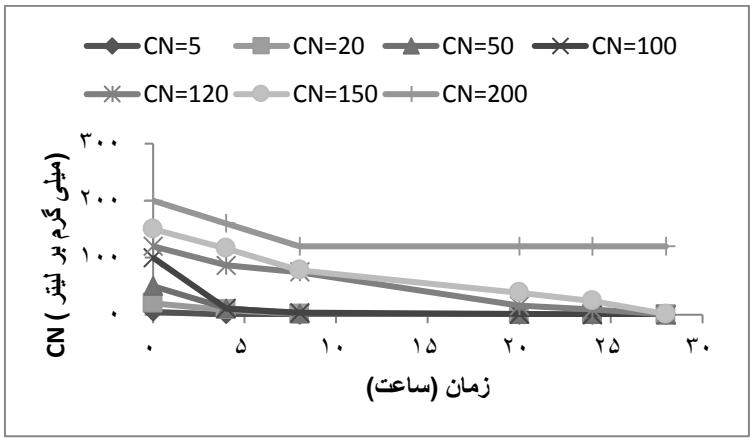
در محدوده ۲۰۰۰ تا ۲۷۰۰ میلی‌گرم در لیتر و pH نیز در بازه ۷ تا ۸/۵ تنظیم شد. در مطالعات آزمایشگاهی، از فاضلاب ساختگی در راکتور جریان منقطع (Batch) با ظرفیت ۲ لیتر استفاده شد و غلظت‌های سیانور موجود در فاضلاب به ترتیب ۵،۲۰، ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود که به صورت ناگهانی (Slage) به مخزن واکنش اضافه و روند تغییرات میزان سیانور مخزن به فواصل زمانی معین و تا زمان رسیدن غلظت سیانور به کم‌تر از ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر کنترل شد. ضمن این که حضور یا عدم حضور گونه‌های بیولوژیکی با میکروسکوپ بررسی گردید. قابل ذکر است به منظور کاهش میزان خطای آزمایشگاهی و افزایش دقت و صحت نتایج، مراحل کار برای هر یک از غلظت‌های اشاره شده به‌صورت سه تکرار(Triplicate) انجام و میانگین آن به‌عنوان نتایج مطالعه لحاظ گردید. اندازه‌گیری سیانور براساس توصیه کتاب استاندارد متد (Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater)روش الکترود یون گزینه‌ای (Ion Selective Electrode) و اساس کار آن نیز اندازه‌گیری اختلاف پتانسیل نمونه‌ها و استانداردها با استفاده از یک الکترود مرجع دو اتصاله (Refrence Electrode Double-Junction)بود. در این روش ابتدا محلول ذخیره(Stock) سیانور با استفاده از سیانور پتاسیم تهیه شد و به دلیل فراریت بالای سیانور، pH محلول با افزودن هیدروکسید سدیم بالای ۱۰ تنظیم گردید. از آنجایی که روش الکترود یون‌گزینه‌ای برای اندازه‌گیری سیانور در بازه غلظت‌های ۰/۰۵ تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر مناسب بوده و رسم منحنی کالیبراسون حداقل با سه محلول استاندارد با غلظت‌های مختلف امکان‌پذیر می‌باشد لذا در این مطالعه برای افزایش دقت، با استفاده از محلول ذخیره، شش محلول استاندارد سیانور به غلظت‌های ۰/۱، ۰/۵، ۱، ۲، ۵ و۱۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه و میزان اختلاف پتانسیل محلول‌ها (بر حسب میلی‌ولت) اندازه‌گیری شد. برای رسم منحنی کالیبراسیون، میلی‌ولت محلول‌های استاندارد در محور معمولی در مقابل غلظت استانداردها در محور لگاریتمی قرار گرفت و منحنی استاندارد آماده شد. به این ترتیب با اندازه‌گیری اختلاف پتانسیل نمونه‌ها در طول مطالعه و مراجعه به منحنی استاندارد میزان غلظت سیانور تعیین می‌گردید. برای شمارش میکروبی از مخلوط میکروبی مورد استفاده در راکتور دو نمونه(یکی قبل از افزودن سیانور و دیگری پس از حذف سیانور) تهیه و با استفاده از روش‌های توصیه شده در کتاب استاندارد متد، محیط کشت‌های MB ,NA ,PDA وMHA به ترتیب برای جداسازی و شمارش کلی باکتری‌ها، قارچ‌ها، پسودوموناس و سالمونلا و روش‌های بیوشیمیایی برای تشخیص میکروارگانیزم‌ها به کار گرفته شد. مقادیر pH، NH_3، NO_3، کل جامدات معلق(TSS) و جامدات معلق فرار(VSS) نیز بر اساس روش‌های استاندارد ذکر شده در کتاب استاندارد متد اندازه‌گیری شد.

یافته‌ها

مطالعه روند حذف بیولوژیکی سیانور از فاضلاب ساختگی در سیستم جریان ناپیوسته نشان داد که استفاده از کشت مخلوط در روش لجن فعال می‌تواند سیانور را تا غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر حذف نماید. همان‌گونه که نمودار ۱ نشان می‌دهد حذف سیانور برای غلظت‌های کم‌تر از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سریع و در همان ۴ تا ۸ ساعت ابتدایی صورت گرفت و با افزایش غلظت سیانور اولیه، مدت زمان حذف نیز افزایش داشت اما سیستم نتوانست غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور را بیش از ۸ ساعت تحمل نماید.

www.SID.ir

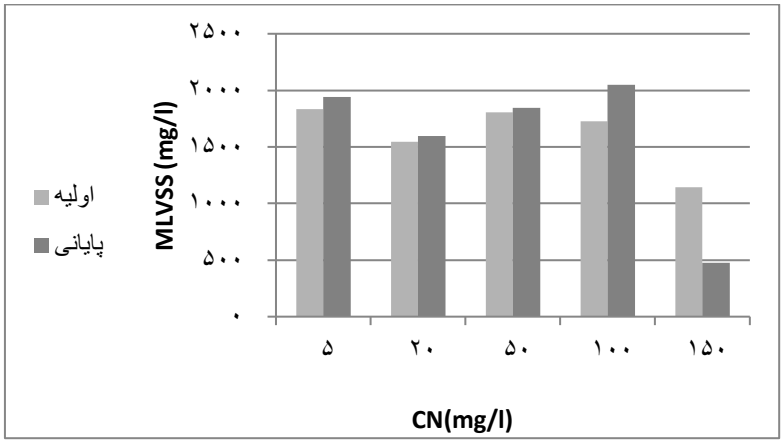
Archive of SID



نمودار ۱- روند حذف بیولوژیکی غلظت‌های مختلف سیانور از فاضلاب ساختگی

Figure 1- Biological removal process of different concentrations of cyanide from artificial wastewater

اندازه‌گیری میزان غلظت مواد جامد فرار(MIXED LIQUID VOLATILE SUSPENDED SOLIDS) موجود در راکتورها در شروع و پایان حذف سیانور نشان داد که افزایش غلظت سیانور تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر تأثیر چندانی بر روند فعالیت میکروارگانیزم‌ها نداشته است و به همین دلیل تا غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور میزان غلظت مواد جامد فرار پایانی نسبت به غلظت مواد جامد فرار ابتدایی روند صعودی داشت اما افزایش غلظت سیانور به۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر باعث کاهش جمعیت میکروارگانیزم‌ها به میزان قابل ملاحظه‌ای شد و کاهش میزان غلظت مواد جامد فرار نیز بیان‌گر همین مطلب بود. در نمودار ۲ تأثیر غلظت اولیه سیانور بر میزان غلظت مواد جامد فرار مخازن واکنش نشان داده شده است.



نمودار ۲- روند تغییرات میزان MLVSS مخازن واکنش در غلظت‌های مختلف سیانور

Figure 2- Trend of changes in the amount of MLVSS in reaction tanks at different concentrations of cyanide

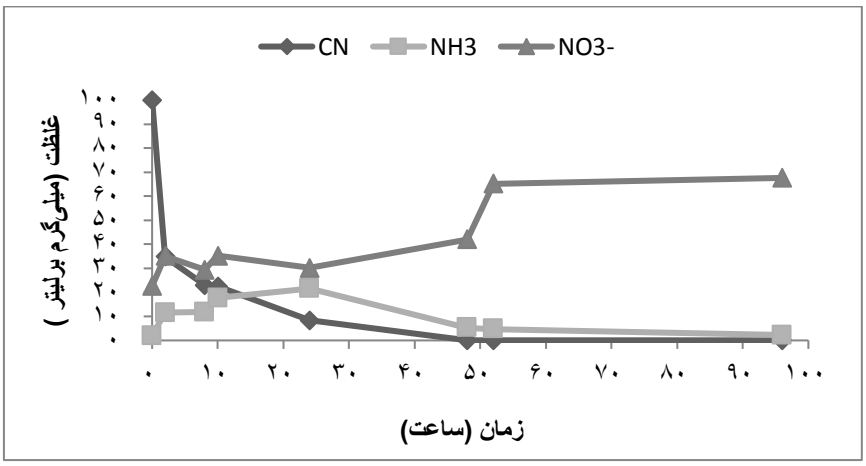
با توجه به این که غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور بر میزان غلظت مواد جامد فرار تأثیر نامطلوبی نداشت لذا از همین غلظت برای بررسی روند تجزیه بیولوژیکی و تغییرات غلظت آمونیاک و نیترات در راکتور استفاده شد. همان‌گونه که در نمودار ۳ ملاحظه می‌شود در ۲۴ ساعت ابتدایی ضمن کاهش میزان سیانور، غلظت آمونیاک راکتور افزایش داشته اما

www.SID.ir

Archive of SID

بر میزان نیترات اضافه نشد. در این مرحله پساب وارد راکتور بعدی با محیط کشت تازه شد که در پی آن با افزایش میزان نیترات، غلظت آمونیاک نیزکاهش یافت.

همان‌گونه که در جدول ۱ آمده است، شمارش کلی میکروبی راکتور حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سیانور فاضلاب ساختگی نشان داد که گونه‌های پسودوموناس، کلی‌فرم(به‌جز کلی‌فرم‌های مدفوعی)، قارچ، باسیلوس و جلبک‌ها از قابلیت بالایی در حذف بیولوژیکی سیانور برخوردار بوده‌اند. همچنین بر اساس نتایج میکروسکوپی به‌دست‌آمده حساس‌ترین مژه‌دار، روتیفر و جلبک نسبت به سیانور به ترتیب آسپیدیسک (Aspidisca)، پرولز(Proals) و آلوتریکس (Ulothrix) بوده‌اند ضمن این‌که گونه‌های کارچزیوم (Carchesium) (از دسته مژه‌داران)، فیلودینا(Philodina) (ازدسته روتیفرها) و اوسیلاتوریا(Oscillatoria) (از دسته جلبک‌ها) به‌عنوان گونه‌های مقاوم به سیانور در تصفیه بیولوژیکی هوازی شناسایی شدند. تصاویر مربوط به این سه گونه که پس از حذف سیانور در مخزن واکنش موجود بوده‌اند در شکل ۶ دیده می‌شود.



نمودار ۳- روند تغییرات میزان آمونیاک و نیترات در جریان حذف بیولوژیکی سیانور از فاضلاب ساختگی

Figure 3- Trend of changes in ammonia and nitrate levels during biological removal of cyanide from artificial wastewater

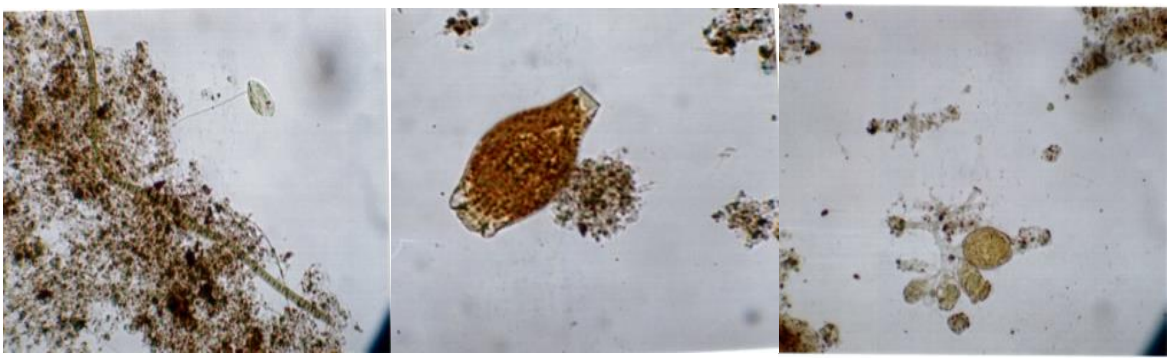
جدول ۱– نتایج شمارش میکروبی در جریان حذف بیولوژیکی سیانور از فاضلاب ساختگی

Table 1 - Microbial count results during biological removal of cyanide from artificial wastewater

نوع فاضلاب / نوع میکروب	ساختگی CN=100 mg/l	
	قبل از تصفیه	بعد از تصفیه
کل باکتری‌های هوازی(۱۰۰میلی‌لیتر/ تعداد)	$۳/۸ \times ۱۰^{۷}$	۴×۱۰^{۷}
کلی‌فرم‌ها (۱۰۰میلی‌لیتر/ تعداد)	$۲/۳ \times ۱۰^{۶}$	$۱/۲ \times ۱۰^{۶}$
کلی‌فرم‌های مدفوعی	++	–
کل پسودوموناس (۱۰۰میلی‌لیتر/ تعداد)	۶×۱۰^{۴}	۲×۱۰^{۴}
کل قارچ‌ها (۱۰۰میلی‌لیتر/ تعداد)	$۱/۳ \times ۱۰^{۳}$	۱×۱۰^{۳}
کل باسیل‌ها (۱۰۰میلی‌لیتر/ تعداد)	۳×۱۰^{۴}	۴×۱۰^{۴}
جلبک	+	++

www.SID.ir

Archive of SID



الف- مژه‌دار کارچزیوم ب- روتیفر فیلودینا ج- جلبک اوسیلاتوریا

شکل ۶- گونه‌های میکروسکوپی مقاوم موجود در رآکتور پس از حذف سیانور

a. Carchesium (one of ciliates) b. Philodina (one of rotifers) c. Oscillatoria (one of algae)

Figure 6- Resistant microscopic species in the reactor after cyanide removal

بحث و نتیجه‌گیری

کارایی روش لجن فعال برای حذف بیولوژیکی سیانور یکی از دست‌آوردهای این تحقیق بود. Ludzack (۱۹۶۰)، Raef و همکاران (۱۹۷۶)، Luthy و همکاران (۱۹۸۱) نیز نتایج مشابه‌ای را به‌دست آورده بوده‌اند. توانایی باسیلوس‌ها در حذف سیانور دیگر نتیجه حاصل از این مطالعه بود که با نتایج تحقیقات Katayama و Kuraishi (۱۹۷۸) و همچنین Mudder و Whitlock(۱۹۸۳) منطبق است. نقش مؤثر قارچ‌ها در تجزیه بیولوژیکی سیانور در نتایج بررسی Strobel و همکاران(۱۹۶۶) نیز دیده می‌شود.نقش جلبک‌ها در حذف سیانور یکی دیگر از نتایج این مطالعه است که با نتایج تحقیقات Gurbuz و همکاران(۲۰۰۴) مطابقت دارد. شناسایی پسودوموناس‌ها در پایان حذف بیولوژیکی سیانور نیز در نتایج کار Callely و Stafford (۱۹۶۹) و همچنین Akcil و همکاران (۲۰۰۳) مورد تأیید قرار گرفته است. نتایج به دست آمده نشان داد که بالاتر بودن MLVSS اولیه نقش زیادی در حذف غلظت‌های بالاتر سیانور دارد که در تحقیقات Gaudy و همکارانش(۱۹۸۲) نیز تأیید شده است.

با توجه به این که میکروارگانیزم‌ها در جریان تصفیه بیولوژیکی، سیانور را تجزیه و آمونیاک تولید می‌کنند و عوامل نیتریفیکاسیون نیز در ادامه آمونیاک را به نیترات تبدیل می‌نمایند لذا می‌توان بیان داشت که میکروارگانیزم‌های عامل نیتریفیکاسیون در غلظت‌های بالای سیانور عملکرد مناسبی ندارند و درنتیجه، حضور سیانور به عنوان مانعی برای فرآیند نیتریفیکاسیون شناخته می‌شود. در تحقیقات نوابی و همکاران(۱۳۸۰) نیزبه این موضوع را اشاره شده است. همان‌گونه که در نمودار۳ دیده می‌شود با افزایش آمونیاک از سرعت مصرف سیانور کاسته می‌شود که این موضوع در یافته‌های Lukhanyo (۲۰۱۵) ذکر شده است. در نتایج آمده است که با انتقال پساب به مرحله دوم و در حضور منبع جدید کربن، به مرور از میزان آمونیاک کاسته شد و بر غلظت نیترات افزوده شد که این مسأله با نتایج تحقیق White و Schnabel (۱۹۹۷) نیز هم‌خوانی دارد.

بر اساس نتایج به‌دست آمده می‌توان نتیجه گرفت که تصفیه بیولوژیکی هوازی قادر است تا سیانور را از جریان پساب‌های صنعتی حذف نماید ولی با توجه به شرایط متفاوت پساب‌ها در صنایع لازم است این روش ابتدا در شرایط آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفته و سپس مورد استفاده قرار گیرد. بدیهی است بررسی حذف سیانور از فاضلاب ساختگی و واقعی با

www.SID.ir

Archive of SID

استفاده از محیط کشت خالص(حاوی میکروارگانیزم‌های مقاوم به سیانور) نیز می‌تواند مورد مطالعه قرار گیرد.

منابع

1. Ebbs, S.,2004. Biological degradation of cyanide compound. Current Opinion in Biotechnology, 2004,Vol. 15, pp.231–236.

2. Smith, A., Mudder, T.I.,1991. The chemistry and treatment of cyanidation Mining. Journal Books Ltd, London,United Kingdom.

3. Young, C.A., Jordan, T.S.,1995. Cyanide remediation:current and past technologies. Proceedings of the 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research, Great Plains/Rocky Mountain Hazardous Substance Research Center, Kansas State University, Kansas, pp. 104-129.

4. Dubey, S.K., Holmes, D.S.,1995. Biological cyanide destruction mediated by microorganisms. World J Microbiol Biotechnol,Vol. 11, pp. 257-265.

5. Ware, G.C., Painter, H.A.,1955. Bacterial Utilization of Cyanide. Nature, 175, 900.

6. Brink, R.J.,1960. Biological decomposition of cyanide. Proc. 3rd. Conf. on Biological Wastes Treatment, manhattan College.

7. Ludzack, F.J., Schaffer, R.B.,1960. Activated sludge treatment of cyanate and thiocyanate. Proc. 15th Industial Waste Conf, Purdue Univ, pp. 439-460.

8. Gurnham, C.F., 1965. Cyanide destruction on trickling filters. Proc. 10th Industrial Waste Conf, Purdue Univ, pp. 186-193.

9. Allen, J., Strobel, G.A.,1966. The assimilation of HCN by a variety of fungi.Canadian Journal of Microbiology, Vol. 12, pp. 414-416.

10. Kostenbadner, P.D., Flecksteiner, J.W., 1969. Biological oxidation of coke plant weak ammonia liquo. J.WPCF,Vol. 41, pp.199-207.

11. Raef, S.F., Characklis, W.G., Kessick, M.A., Ward, C.H., 1976. Fate of Cyanide and related compounds in aerobic microbial systems II. Microbial Degradation. Water Research, Vol. 11.pp. 485-492.

12. Luthy, R.G.,1981. treatment of coal coking and coal gasification wastewatera. J. WPCF, Vol. 53, pp. 325-339.

13. Katayama, Y., Kuraishi, H.,1978. Characteristics of thiobacillus thioparus and its thiocyanate assimilation.Can. J. Microbial, Vol.24, pp.804-810.

14. Betts, P.M., Rinder, D.F., fleeker, J.R., 1979. Thiocyanate utilization by an arthrobacter. Can. J. Microbial, Vol. 25, pp. 1277-1282.

15. Gaudy, A.F., Gaudy, E.T., Feng, Y.J ., Brucggemann, G.,1982. treatment of cyanide waste by the Extended aeration process. J. WPCF,Vol. 54, pp.153- 164.

16. Mudder, T.I ., Whitlock, J.L., 1983. Biological treatment of cyanidation wastewaters. Proc. 38th Industrial waste Con, Purdue Univ, pp. 279-288.

17. Meyers, PR., Gokool, P., Rawlings, DE., Woods, DR., 1991. An efficient cyanidedegrading Bacillus pumilus strain. J Gen Microbiol, Vol.137, pp. 1397-1400.

www.SID.ir

Archive of SID

18. Banerjee, G.,1996. Phenol and thiocyanate based wastewater treatment in RBC reactor. J. Environ. Eng, Vol. 122, pp. 941-948.
19. White, D.M., Schnabel, W.,1997. Treatment of cyanide waste in a sequencing bath biofilm reactor.Wat. Res, Vol. 32, pp. 254-257.
20. APHA.,1992. Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater. 18th Edn, Publication office American Public Health Association.
21. Akcil, A., Karahan, A.G., Ciftci, H. Sagdic, O.,2003. Biological treatment of cyanide by natural isolated bacteria (Pseudomonas sp.) Mineral Engg, Vol.16, pp. 643-649.
22. Gurbuz, F., Hasan, C. Akcil, A., Karahan, A.G.,2004. Microbial detoxification of cyanide solutions: a new biotechnological approach using algae, Hydrometallurgy, Vol.72, pp. 167-176 .
23. Navvabi Ghamsari, S. R., Haghighi, M. R., Tajrishi, M., Emtiazi, G.,1380. The effect of cyanide on the coefficients Biokinetic. 4th national conference of environmental Health, Yazd Shahid Sadoughi University of Medical Sciences and Health Services. (In Persian)
24. Kuyucak, N., Akcil, A., 2013. Cyanide and removal options from effluents in gold mining and metallurgical processes. Minerals Engineering, Vol. 50, pp. 13-29.
25. Mekuto, L., Jackson, VA., Ntwampe, SKO.,2015. Biodegradation of free cyanide and subsequent utilisation of biodegradation by-products by Bacillus consortia: optimisation using response surface methodology. Environmental Science and Pollution Research, Vol. 22 , pp. 10434–10443.

www.SID.ir