Effect of pH and hydraulic loading on nitrificationof wastewater with high ammonum concetrate in RBCp system

*Yargholi, B. (M.sc). and **Borgheie, M. (Ph.D)
*Center for Agricultural Research, Karaj
**Sharif University of Technology

Abstract

The food, petrochemical and millitary industries and slaughter - houses had high water consumption and produced strong nitrogenouswastes. The current treatment systems cannot removal properly ammonia from this kind of sewages. Becaus of rapidly growth these manufactures and unpleasant effects on the environment, the use of lower cost and high efficient methods for are neeassary.

Nitrification is the first and important stage of the biological removal of the ammonia compounds which is applicable in the biofilm systems. Among the biofilm systme RBCp, with minimum need to land and energy, simple operation is prior to other systems. With regard to susceptibility of this system to temprature and hydraulic loading and varied temprature in our country, experiments were done on this system in differet temperature and hydraulic loading condition.

In this pilot study the effect of pH and hydraulic loading nitrification of synthetic wastewater (similar to industrial wastewater) were investigated. The results show nitrification rate increase rapidly with inereasing the temperature from 12.5$\dot{C}$ to 22.5$\dot{C}$. The increase rate of nitrification from 22.5$\dot{C}$ to 32.5$\dot{C}$ was insigificant. In the second part of this study it was observed increasing the hydraulic load reduced nitrification rate.

تأثیر دما و بار هیدرولیکی در نیتریفیکاسیون فاضلاب‌های با غلظت آمونیاک بالا در سیستم RBCp

بهمن یارقلی * مهدی برقعی **

چکیده

صنایع غذایی، نفت و پتروشیمی و صنایع نظامی، کشتارگاه‌های دام و طیور، از صنایع پرمصرف آب بوده و تولید فاضلاب‌هایی با غلظت آمونیاک بالا می‌کنند. این فاضلاب‌ها قابل تصفیه در سیستم‌های رایج تصفیه فاضلاب نیستند. با توجه به رشد سریع این صنایع و اثرات سوء ناشی از ورود پساب آن‌ها به محیط زیست، ضرورت استفاده از روش‌های تصفیه کم هزینه با راندمان بالا برای تصفیه این فاضلاب‌ها احساس می‌شود.

نیتریفیکاسیون مرحله اول و مهم‌ترین مرحله حذف بیولوژیکی ترکیبات آمونیاکی بوده که قابل اجرا در سیستم‌های بیوفیلمی است. این سیستم‌ها به ویژه راکتورهای RBCp با نیاز به حداقل زمین و انرژی، راهبری ساده، عدم نیاز به هوادهی و برگشت لجن، نسبت به سایر روش‌ها اولویت دارند. با توجه به راکتور RBCp در شرایط دمایی و بار هیدرولیکی مختلف ضروری می‌باشد.

در این تحقیق با ساخت سیستم RBCp در مقیاس آزمایشگاهی، آن را با فاضلاب سنتتیک با ترکیبی مشابه با فاضلاب‌های صنعتی راه‌اندازی کرده و به بررسی اثر دما و بار هیدرولیکی در عملکرد سیستم پرداختیم. نتایج در محدوده ۱۲/۵ الی ۲۲/۵ درجه سانتی‌گراد میزان نیتریفیکاسیون افزایش سریعی را نشان می‌داد ولی در محدوده ۲۲/۵ الی ۳۲/۵ درجه سانتی‌گراد افزایش ناچیز بود. همچنین مشاهده شد با افزایش بار هیدرولیکی راندمان نیتریفیکاسیون کاهش می‌یابد.

مقدمه

صنایع تبدیلی و غذایی، نفت و پتروشیمی و صنایع نظامی، کشتارگاه‌های دام و طیور، از صنایعی محسوب می‌شوند که با مصرف زیاد آب، تولید فاضلاب‌هایی با غلظت آمونیاک بالا می‌کنند. غلظت بالای آمونیاک علاوه بر تأثیر سوء در مراحل مختلف تصفیه بیولوژیکی، قابل حذف در روش‌های معمول تصفیه نمی‌باشد [۳]. با توجه به رشد سریع صنایع فوق و اثرات سوء ناشی از ورود این فاضلاب‌ها در محیط زیست و بهبود روزافزون استانداردهای مربوط به پساب‌های خروجی، ضرورت تحقیق در زمینه استفاده از سیستم‌های با حداکثر راندمان و هزینه کم جهت تصفیه این فاضلاب‌ها احساس می‌شود.

روش‌های بیولوژیکی از مؤثرترین و مهم‌ترین روش‌های حذف آمونیاک محسوب می‌شوند که شامل دو مرحله نیتریفیکاسیون[1] و دنیتریفکاسیون[2] می‌باشند. نیتریفیکاسیون

* - عضو هیأت علمی مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی کرج

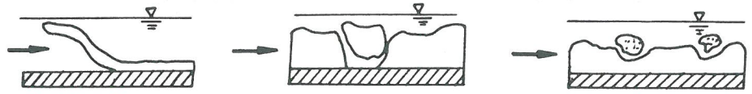
** - استاد دانشکده مهندسی شیمی دانشگاه صنعتی شریف

1- Nitrification 2- Denitrification

باکتری های هوازی باکتری های اکسید کننده ازت ساپروفیتها	هوازی هوازی + بی هوازی اختیاری	$CH_2O+O_2 \Rightarrow CO_2+H_2O$ $CH_2ON,NH_4^+ + O_2 \Rightarrow NO_3 + CO_2 + H_2O$	مواد آلی	O_2 CH_2O CO_2 NO_2+NO_3 N_2
سطح بستر RBC				

مواد تولیدی و مصرفی	غذا	واکنش ها	فرایندها	باکتری های غالب

A



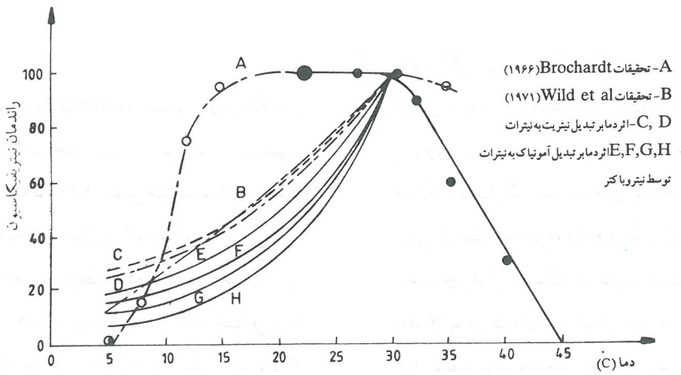
B

شکل ۱-A میکروارگانیسم‌های غالب و واکنش‌های بیوشیمیایی در لایه بیولوژیکی، B - حالت‌های کنده شدن لایه بیولوژیکی

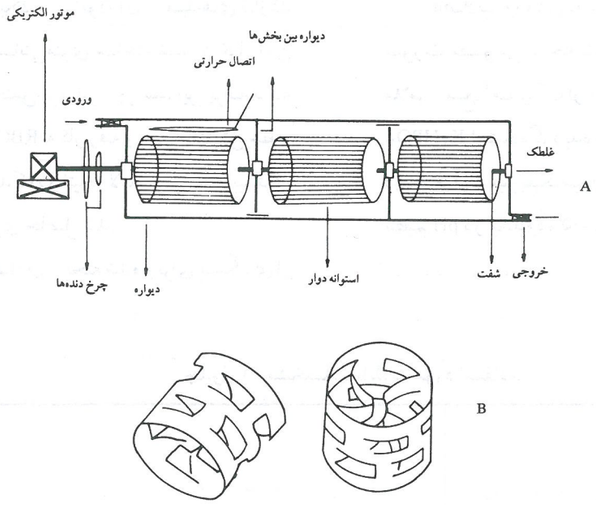
مرحله اول مهمترین مرحله حذف بیولوژیکی این ترکیبات از فاضلاب بوده که توسط دو گروه از باکتری‌های هوازی نیتروزموناس [1] و نیتروباکتر [2] انجام می‌گیرد [۵ و ۶]. نیترات تولیدی در نهایت می‌تواند توسط گیاهان آبزی و جلبک‌ها مصرف و به شکل پروتئین گیاهی و در نهایت با مصرف توسط حیوانات، به پروتئین دامی تبدیل گردد و یا طی مرحله بیولوژیکی دنیتریفیکاسیون به گاز ازت تبدیل گردد.

سیستم‌های بیوفیلمی [3]، به ویژه راکتورهای RBCp [4] با نیاز به حداقل زمین و انرژی، راهبری ساده، عدم نیاز به هوادهی و برگشت لجن، نسبت به سایر سیستم‌های بیولوژیکی اولویت دارند. روش RBCp حالت بهینه شده‌ای از RBC است که در آن به جای دیسک، از استوانه‌های پر شده از پکینگ‌های پلاستیکی به عنوان بستر استفاده شده است. در این سیستم‌ها سطح بستر و در نتیجه لایه بیولوژیکی تولیدی حدود ۳ برابر سیستم‌های RBC بوده و هزینه ساخت آن نصف است [۱]. این روش که یک سیستم تصفیه غشاء زنده محسوب می‌شود شامل سه بخش جامد، مایع و گاز می‌باشد. بخش جامد همان بستر دستگاه محسوب می‌شود. که به اشکال گوناگون ساخته می‌شود بخش مایع شامل فاضلاب داخل دستگاه و بخش گاز را هوا تشکیل می‌دهد. در این سیستم بستر بر روی محور مرکزی سوار بوده و حدود ۴۰ درصد در فاضلاب فرو رفته است و حول محور مرکزی می‌چرخد [۴]. میکروارگانیسم‌های تصفیه کننده فاضلاب مطابق شکل شماره ۱ بر روی بستر رشد کرده و تشکیل لایه بیولوژیکی می‌دهند. چرخش مداوم بستر باعث تماس متناوب لایه بیولوژیکی با فاضلاب و هوا شده و طی آن عمل نیتریفیکاسیون، حذف مواد آلی، جذب اکسیژن و دفع مواد زائد تولیدی صورت می‌گیرد. هنگامی که ضخامت لایه به حدی برسد که مواد غذایی و اکسیژن به میکروارگانیسم‌های عمقی نرسد، توانایی چسبیدن آن‌ها به سطح بستر کم شده و در نتیجه کنده شده وارد بخش مایع می‌گردند اولین سیستم توسط ویگند [5] در آلمان ساخته شد و در اروپا از سال ۱۹۵۰ طی تحقیقات پوپل و هارتمن [6] کاربرد آن گسترش یافت [۷]. از اواخر سال ۱۹۷۵ تحقیق در زمینه نیتریفیکاسیون در سیستم‌های بیوفیلمی و از جمله RBC شروع شد. تحقیقات بیشاپ [7] در مورد نیتریفیکاسیون فاضلاب‌های شهری نشان داد میزان نیتریفیکاسیون در زمستان ۱۶ درصد کمتر از تابستان می‌باشد.

1- Nitrosmonas 2- Nitrobacter
3- Bio film
4- Rotaring Biological Contactor with Packing Bed
5- Vigand, 1900 6- Popel, Hartman
7- Bishope, 1976



شکل ۲- تأثیر دما بر نیتریفیکاسیون در سیستم‌های مختلف



شکل ۳- A پایلوت RBCp مورد استفاده، B - شکل پرانه مورد استفاده به عنوان بستر

تحقیقات استون و همکاران [1] در سال ۱۹۷۸ نشان داد با کاهش دما از ۲۶ به ۵ درجه سانتی‌گراد کاهش ۵۳ درصدی در میزان نیتریفیکاسیون مشاهده می‌شود. طبق تحقیقات پینتر [2] دمای بهینه نیتریفیکاسیون ۲۸ الی ۳۵ درجه گزارش گردیده است. تحقیقات آن و همکاران [3] نشان داد غلظت فاضلاب، دما و بار هیدرولیکی از عوامل مؤثر بر نیتریفکاسیون در روش RBC محسوب می‌شود. تحقیقات انجام شده در زمینه نیتریفیکاسیون عمدتاً مربوط به فاضلاب‌های شهری است این فاضلاب‌ها از غلظت آمونیاک پایینی برخوردار بوده و نتایج حاصله قابل استفاده جهت فاضلاب‌های صنعتی نمی‌باشد. این تحقیقات عمدتاً در سیستم‌های رشد معلق به ویژه لجن فعال انجام شده‌اند و نتایج حاصله در شکل شماره ۲ ملاحظه می‌گردد [۱۰].

با توجه به حساسیت بالای سیستم‌های تصفیه بیوفیلمی به ویژه RBCp به تغییرات دما و بار هیدرولیکی و اختلاف دمای بین نقاط مختلف کشور، هدف اصلی این تحقیق آزمون راکتور RBCp در شرایط دمایی مختلف، جهت دستیابی به دمای بهینه و بررسی اثر بار هیدرولیکی بر عملکرد سیستم RBCp جهت دستیابی به مبانی طراحی و کاربردی این سیستم در تصفیه فاضلاب صنایعی که از غلظت آمونیاک بالایی برخوردارند می‌باشد.

1- Sutton. et al 2- Painter, 1970
3- Ahn. et al, 1997

مواد و روش‌ها

در این تحقیق یک واحد RBCp در مقیاس آزمایشگاهی مطابق شکل شماره ۳ ساخته شد. جنس این سیستم از فایبرگلاس[1] به ابعاد ۹۰×۲۵×۳۰ سانتی‌متر بود که توسط دیوارهای عمودی به سه بخش مساوی تقسیم گردید. این سه بخش به صورت سری به هم مرتبط بوده و pH و دمای آنها توسط سلول‌های حساس کنترل می‌شد. بستر RBC شامل سه استوانه دوار از جنس فولاد به قطر ۲۰ و طول ۲۵ سانتی‌متر بود که بر محور مرکزی سوار گردیده و حول آن دوران می‌کرد. قاعده این استوانه‌ها از فولاد مشبک و پیرامون آن از میله‌های نازک استیلی با فاصله‌های ۳ سانتی‌متری ساخته شد. داخل این استوانه‌ها از پره‌های از جنس پروپلین[2] پر شد. این پره‌ها به جای دیسک در دستگاه RBC به‌کار رفته و باعث افزایش سطح ویژه بستر به سه برابر گردید که در نتیجه لایه بیولوژیکی بیشتری تولید شده و کارآیی بیشتری حاصل شد.

پره‌ها به صورت تصادفی ریخته شده و برای پیشگیری از چسبندگی در اثر تشکیل لایه بیولوژیکی، حدود ۱۵ درصد از فضای درون استوانه‌ها خالی نگهداشته شد. استوانه‌های چرخان بر روی محور مرکزی سوار بوده و به وسیله پنج بلبرینگ به دستگاه وصل گردید. نیروی چرخش حاصل از یک موتور برقی توسط سه چرخ دنده و یک زنجیر به محور منتقل شده و باعث چرخش دستگاه در دو سرعت مختلف می‌گردید. دمای فاضلاب در درون سیستم در محدوده ۳۵-۱۰ درجه سانتی‌گراد قابل تنظیم بود. مشخصات کامل سیستم و پره مصرفی در جداول ۱ و ۲ آمده است.

فاضلاب ورودی به سیستم مطابق جدول شماره ۳ به صورت مصنوعی ساخته شده که در آن به عنوان منبع کربن از ملاس، منبع آمونیاک از NH_4Cl و منبع فسفات و پتاس از K_2HPO_4 استفاده گردیده است. جهت جبران قلیائیت مصرفی در اثر فرآیند نیتریفیکاسیون مطابق معادلات شماره ۱ و ۲ و تنظیم pH در محدوده ۸±۰/۵ به ویژه در بخش‌های دوم و سوم

1- Fiber glass
2- Poly propilen

جدول ۱- مشخصات پایلوت مورد استفاده.

طول (m)	۰/۹۰
عرض (m)	۰/۳۰
ارتفاع (m)	۰/۳۰
طول استوانه چرخان (m)	۰/۲۰
قطر استوانه چرخان (m)	۰/۲۰
حجم موثر (m^3)	۰/۱۸
سطح کل بستر (m^2)	۳/۳۶
نسبت سطح به حجم بستر m^2/m^3	۱۹۰
سرعت چرخش (RPM)[1]	۱۹-۱۶
سرعت محیطی چرخش (m/sec)[2]	۰/۲۰-۰/۱۷
دما (درجه سانتی‌گراد)[3]	۳۵-۱۵
بار هیدرولیکی ($m^3/m^2.d$)[4]	۰/۱۰-۰/۰۲۵

۱- سرعت چرخش دور در دقیقه (RPM= Rotation Per Minute) که قابل تنظیم در محدوده ۱۹-۱۶ می‌باشد.
۲- سرعت چرخش محیطی که قابل تنظیم در محدوده ۰/۲۰-۰/۱۷ m/s می‌باشد.
۳- دما قابل تنظیم در ۲/۵±۳۵-۱۵ درجه سانتی‌گراد می‌باشد.
۴- بار هیدرولیکی قابل تنظیم در ۰/۱-۰/۰۲۵ $m^3/m^2.d$ می‌باشد.

جدول ۲- مشخصات پره مورد استفاده.

نوع	جنس	اندازه (اینچ)	جرم حجمی (lb/ft^3)	سطح ویژه (ft^2/ft^3)	تخلخل
بال رینگ	پلی پروپیلن	۱	۵/۵	۲۱۰	٪۹۵

جدول شماره ۳- ترکیب فاضلاب ورودی به سیستم.

آمونیاک	۲۰۰-۵۰۰ mg/l NH_4-N
فسفر	۰/۲-۲ mg/l PO_4-P
قلیائیت	۶۰۰-۲۵۰۰ mg/l $caco_3$
کربن آلی محلول (SOC)	۰-۵۰۰ mg/l
$Fecl_3 6H_2O$	۰/۳۷ mg/l
$Mn\ Cl_2 4H_2O$	۰/۱۶۷ mg/l
$CUSO_4$	۰/۰۰۲ mg/l
Zncl	۰/۰۱۶ mg/l
pH	۸±۰/۵

که کاهش pH محسوس‌تر است، از محلول یک مولار Na_2CO_3, $Ca(OH)_2$ استفاده گردید.

$$55NH_4^+ + 76O_2 + 109HCO_3^- \rightarrow C_5H_7NO_2 + 54NO_2^- + 57H_2O + 104H_2CO_3 \quad (1)$$

$$400NO_2^- + NH_4^+ + 4H_2CO_3 + HCO_3^- + 195O_2 \rightarrow C_5H_7NO_2 + 3H_2O + 400NO_3^- \quad (2)$$

برای راه‌اندازی دستگاه ۱۰ لیتر از لجن تصفیه‌خانه فاضلاب اکباتان را به مدت ۳ روز هوادهی کرده و سپس به صورت پله‌ای غلظت آمونیاک آن را در مدت یک ماه طی ۵ مرحله به ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر رساندیم. طی این مراحل نیتروفایرها به صورت میکروارگانیسم‌های غالب در آمده و به غلظت زیاد آمونیاک سازگار گردیدند. سپس لجن هوادهی شده را به حالت سکون در آورده و بعد از ته‌نشینی، از بخش ته‌نشین شده حدود ۳۰۰ سی سی به هر بخش از RBCp اضافه کرده و سیستم را با غلظت آمونیاک ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر به صورت ناپیوسته[1] راه‌اندازی کردیم. بعد از ۱۰ روز با مشاهده اولین لایه‌های بیولوژیکی سیستم را به صورت پیوسته[2] با بار هیدرولیکی $0/01 m^3/m^2.d$ و سرعت چرخش ۱۶RPM به‌کار انداخته و به بررسی عملکرد سیستم تحت شرایط جدول شماره ۳ پرداختیم.

مراحل اجرای تحقیق به صورت ذیل بود:

۱- راه‌اندازی سیستم و رساندن آن به حالت پایدار طی مدت دو ماه

۲- بررسی تأثیر دما بر میزان نیتریفیکاسیون طی مدت ۱/۵ ماه

۳- بررسی تأثیر بار هیدرولیکی بر نیتریفیکاسیون طی مدت ۲ ماه

در این تحقیق آزمایشات نیترات، نیتریت، ازت آمونیاکی، COD[3]، DO[4] و قلیائیت، مطابق با روش‌های توصیه شده در کتاب روش‌های استاندارد انجام پذیرفته است. عمل نمونه‌برداری به طور خودکار به فواصل ۱۲ ساعته از بخش‌های سه گانه سیستم صورت گرفته است.

نتایج و بحث

بعد از راه‌اندازی و رسیدن سیستم به حالت پایدار به بررسی اثر دما بر نیتریفیکاسیون پرداخته و سپس با توجه به دمای بهینه حاصل، به بررسی تأثیر بار هیدرولیکی بر نیتریفیکاسیون پرداختیم. نتایج به طور خلاصه در دو بخش به صورت ذیل ارائه می‌گردد.

الف - نتایج مربوط به تأثیر دما بر نیتریفیکاسیون

همان‌گونه که در شکل ۴ مشاهده می‌شود در دمای ۱۲/۵±۲/۵ درجه سانتی‌گراد میزان نیتریفیکاسیون پایین بوده و غلظت نیتریت تولید شده از نیترات بیشتر بود، به طوری که سیستم با تجمع نیتریت مواجه شده و در نهایت باعث کاهش

1- Batch flow
2- Continuous flow
3- Chemical Oxygen Demand
4- Dissolved Oxygen

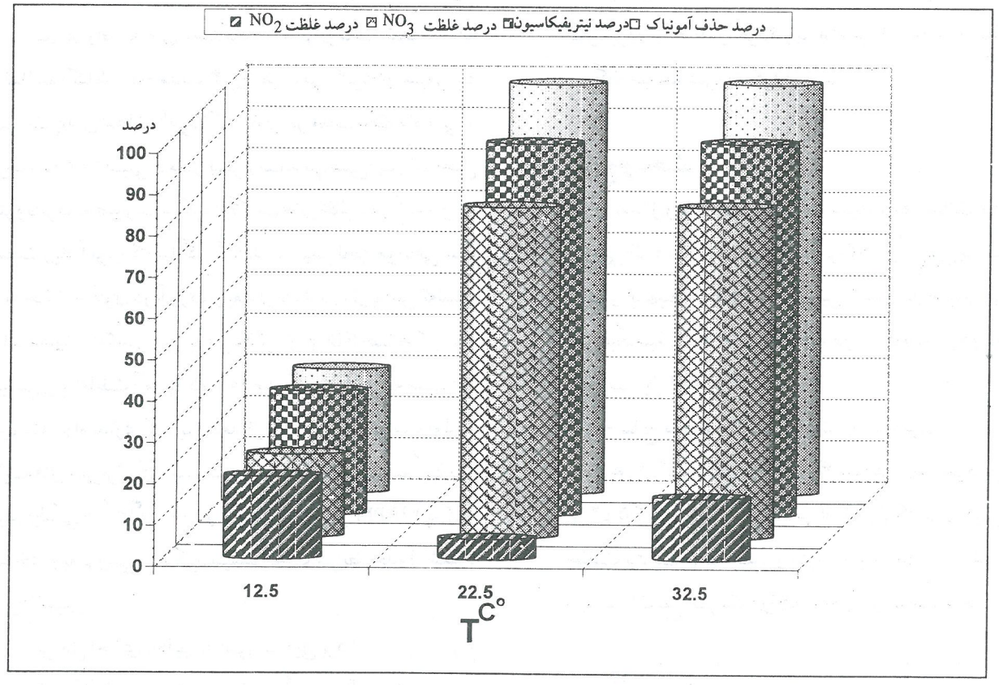
راندمان گردید. تجمع نیتریت در دمای پایین نشانگر حساسیت بیشتر نیتروباکتر در مقایسه با نیتروزموناس می‌باشد که این حساسیت باعث ایجاد ناهماهنگی در زنجیره نیتریفیکاسیون و در نهایت باعث تجمع نیتریت می‌گردد.

با افزایش دما به ۲/۵±۲۲/۵ عملکرد سیستم بهبود یافته و میزان نیتریفیکاسیون افزایش می‌یابد، به طوری که مشکل تجمع نیتریت برطرف می‌گردد و راندمان نیتریفیکاسیون افزایش قابل توجهی نشان می‌دهد. با افزایش دما به ۲/۵±۳۲/۵ درجه سانتیگراد، فقط ۰/۸ درصد در میزان نیتریفیکاسیون افزایش حاصل می‌شود، که در مقایسه با مرحله قبلی ناچیز است. از جمله علل آن می‌توان به کاهش حلالیت اکسیژن در دماهای بالاتر اشاره نمود که باعث ایجاد محدودیت در اکسیژن قابل دسترس برای میکروارگانیسم‌ها و در نتیجه کاهش میزان نیتریفیکاسیون می‌شود.

نتایج این بخش در مقایسه با نتایج حاصل از تحقیقات قبلی [۸، ۹، ۱۰]، نشان می‌دهد سیستم‌های RBCp در مقایسه با سایر سیستم‌ها به ویژه سیستم‌های رشد معلق، به دماهای پایین حساسیت بیشتری داشته و این حساسیت در دماهای بالاتر کاهش می‌یابد. همچنین مشاهده می‌شود حداکثر نیتریفیکاسیون در دمای ۲/۵±۳۲/۵ درجه صورت می‌گیرد.

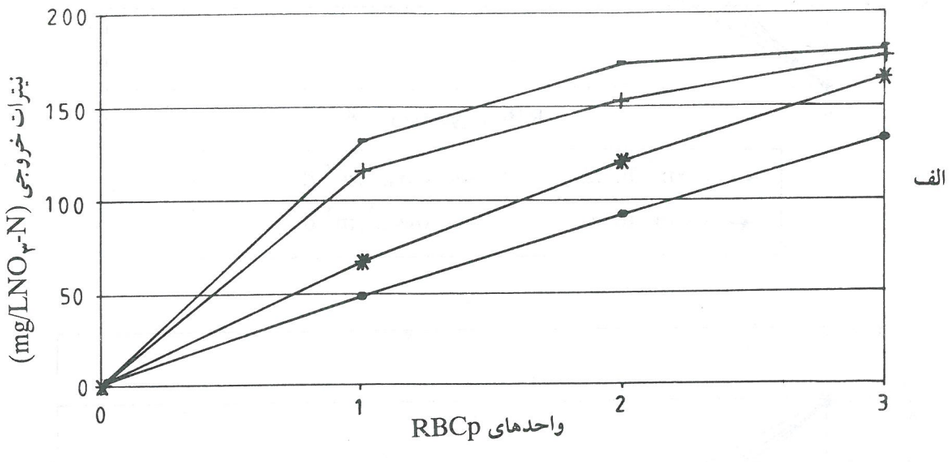
ب - نتایج مربوط به تأثیر بار هیدرولیکی بر میزان نیتریفیکاسیون:

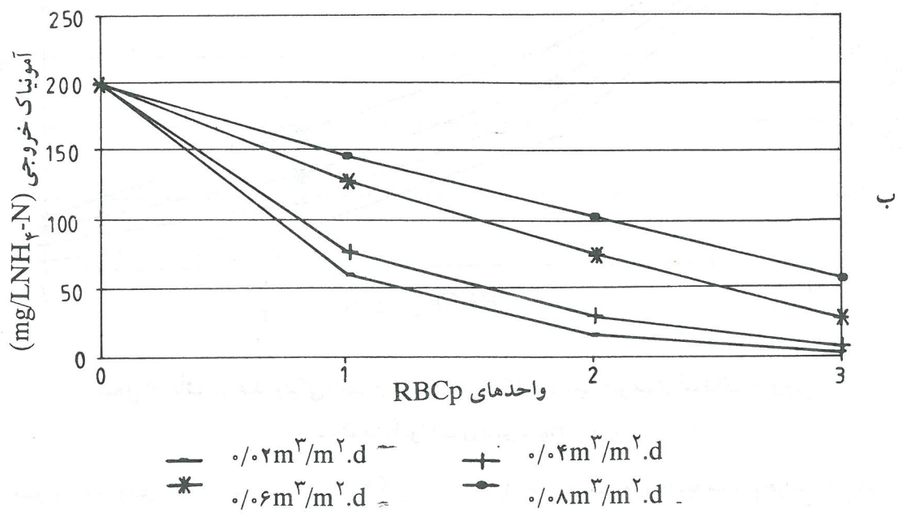
در این مرحله با توجه به نتایج مراحل قبلی، دمای سیستم را در ۲/۵±۲۲/۵ درجه سانتی‌گراد و pH را در حدود ۰/۵±۸ تنظیم کرده و به بررسی عملکرد سیستم در دو غلظت آمونیاک ورودی ۲۰۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر تحت بار هیدرولیکی مختلف پرداختیم. نتایج، مطابق اشکال شماره ۵ و ۶ نشان می‌دهد هرچه بار هیدرولیکی پایین‌تر باشد، آمونیاک بیشتری به نیترات تبدیل می‌گردد. همچنین در بار هیدرولیکی پایین بخش عمده نیتریفیکاسیون بر عهده بخش اول بوده و برای بخش‌های دوم و سوم آمونیاک کمتری باقی مانده و این بخش‌ها سهم کمتری در نیتریفیکاسیون دارا می‌باشند.



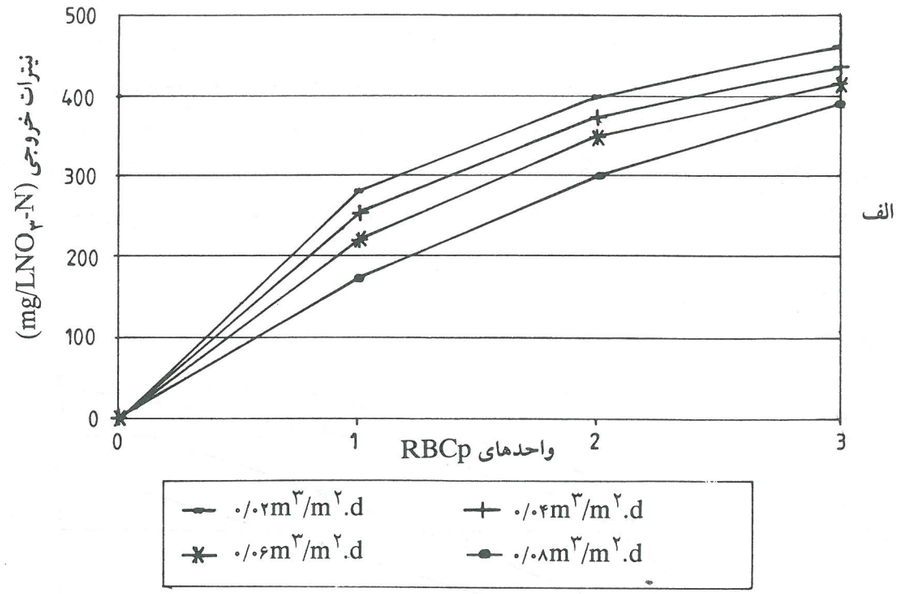
شکل ۴- تأثیر دما بر میزان نیتریفیکاسیون در سیستم RBCp

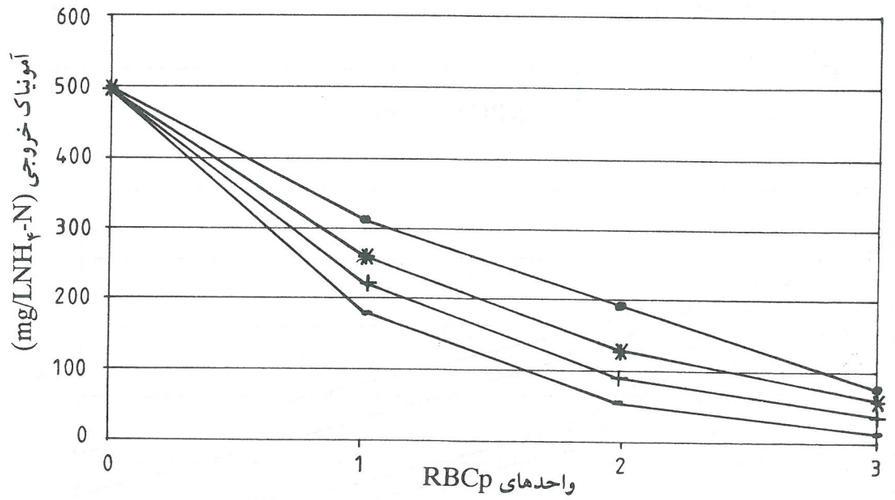
با افزایش بار هیدرولیکی سهم واحدهای دیگر بیشتر شده و استفاده یکنواخت‌تری از بخش‌های مختلف صورت می‌گیرد ولی در کلیه مراحل سهم واحد اول در نیتریفیکاسیون بیشتر از سایر واحدهاست. با افزایش بار هیدرولیکی طی مراحل تحقیق، غلظت آمونیاک خروجی افزایش می‌یابد که علت آن کاهش زمان ماند و در نتیجه کاهش زمان تماس میکروارگانیسم‌ها با فاضلاب می‌باشد. به طوری که در غلظت ورودی ۲۰۰mg/L و بار هیدرولیکی ۰/۰۲$m^3/m^2.d$ راندمان حذف آمونیاک و نیتریفیکاسیون به ترتیب ۹۸ و ۸۹/۸ درصد و در بار هیدرولیکی ۰/۰۸$m^3/m^2.d$ به ترتیب برابر ۷۱ و ۶۶/۵ درصد بوده است. در





شکل ۵- تأثیر بار هیدرولیکی، الف - بر میزان نیتریفیکاسیون، ب - بر میزان آمونیاک خروجی، در غلظت آمونیاک ورودی ۲۰۰mg/L.





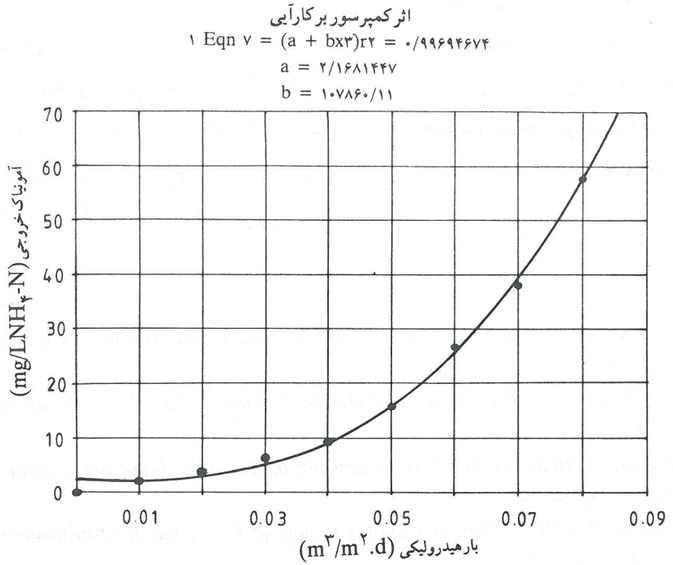
شکل ۶- تأثیر بار هیدرولیکی، الف - بر میزان نیتریفیکاسیون، ب - بر میزان آمونیاک خروجی، در غلظت آمونیاک ورودی ۵۰۰mg/L.

غلظت آمونیاک ورودی ۵۰۰mg/L و بار هیدرولیکی ۰/۰۴m۳/m۲.d این مقادیر برابر ۸۵/۴ و ۸۰ درصد بوده است.

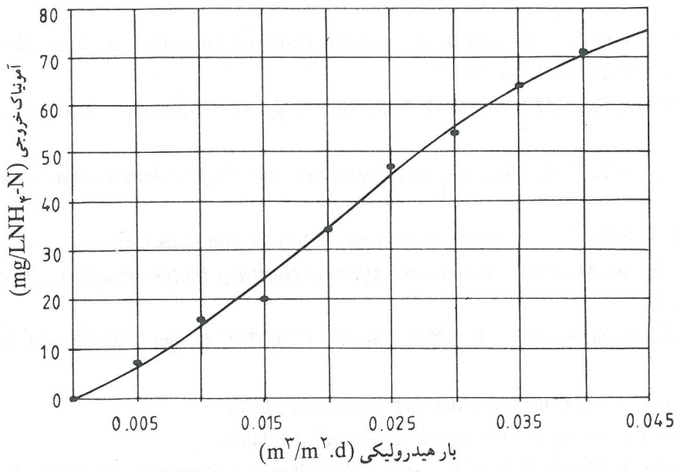
در کلیه مراحل، موازنه جرم عناصر ورودی و خروجی مشخص می‌کند میزان آمونیاک حذف شده از مجموع نیترات و نیتریت تولید شده بیشتر است. این اختلاف با افزایش غلظت و بار هیدرولیکی ورودی به سیستم افزایش می‌یابد. این اختلاف ناشی از حذف آمونیاک به روش نیتریفیکاسیون، مصرف به عنوان عناصر مغذی توسط میکروارگانیسم‌ها و خروج از سیستم به حالت آمونیاک فرار می‌باشد. در غلظت آمونیاک ورودی ۵۰۰mg/L، به ویژه در بار هیدرولیکی ۰/۰۴m۳/m۲.d رشد

پراکنده و معلق میکروارگانیسم‌های نیتروفایر در فاز مایع مشاهده می‌شود. این وضعیت بیانگر بار ورودی بیش از ظرفیت سیستم می‌باشد، که باعث ایجاد کدورت در پساب خروجی می‌گردد. این حالت در بار هیدرولیکی پایین فقط در بخش اول مشاهده می‌شود ولی با افزایش بار هیدرولیکی رشد معلق به سایر بخش‌های سیستم نیز سرایت می‌کند.

شکل‌های شماره ۷ و ۸ رابطه بین آمونیاک خروجی و بار هیدرولیکی در سیستم‌های RBCp سه واحدی با سطح



شکل ۷- رابطه آمونیاک خروجی و بار هیدرولیکی در غلظت آمونیاک ورودی ۲۰۰mg/l.



شکل ۸- رابطه آمونیاک خروجی و بار هیدرولیکی در غلظت آمونیاک ورودی ۵۰۰mg/l.

ویژه m^2/m^3 ۲۱۰، سرعت دوران ۱۶RPM و غلظت آمونیاک ورودی ۲۰۰mg/L و ۵۰۰ را نشان می‌دهد که می‌تواند جهت طراحی سیستم‌هی مشابه برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی استفاده شود.

خلاصه و نتیجه گیری

نتایج این تحقیق در محدوده دمایی مورد مطالعه نشان می‌دهد حداکثر نیتریفیکاسیون در دمای ۲/۵±۳۲/۵ درجه سانتی‌گراد صورت می‌گیرد. مقایسه نتایج حاصله با نتایج تحقیقات قبلی (۱۰، ۹ و ۸) بیانگر حساسیت بیشتر این روش در مقایسه با روش‌های دیگر، نسبت به دما، به ویژه دماهای پایین می‌باشد. لذا جهت استفاده در مناطق سردسیر کشور، استفاده از پوشش مناسب در مقابل سرما توصیه می‌شود.

درصد حذف آمونیاک با افزایش بار هیدرولیکی کاهش می‌یابد ولی در بارهای هیدرولیکی پایین از دو بخش دیگر استفاده بهینه‌ای به عمل نمی‌آید. جهت پیشگیری از این حالت توصیه می‌شود به طور متناوب جهت جریان ورودی و خروجی به سیستم تعویض گردد و با تکرار این عمل در بار هیدرولیکی و غلظت مختلف، حالت بهینه تعیین گردد.

منابع و مراجع

1- Antonie. et al. (1972). " *Factor Affecting BOD Removal and Nitrification in the Bio - Disc Process* ". Wat. Pollut. Control, June, pp. 14-19.

2- Arceivala. S.J. (1988). " *Wastewater Treatment of Pollution Control* ". Publishers. Mc Grow Hill Book Company.

3- Ankaitis. (1995). " *Nitrification Studies on Fertilizer Wastewater in Activated sludge and Biofilm Reactors* ". Wat. Sci. Tech. Vol. 32, No. 12. pp 141-147.

4- Boller. M. Gujer, W. Nyhusis. G. (1990). " *Tertiary Rotating Biological Contactors for Nitrification* ". Wat. Sci. Tech, Vol. 22, No. 1/2, 66. PP. 89-100.

5- Halling, B. - S. E. Sqrensen, Qrensen. J. (1993). " *Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater* ". Elsevier Publishers Amesterdam.

6- Sanden, B. Grunditz, C. (1994). " *Quantification and Characterization of Nitrosomonas and Nitrobacter Using Monoclonal Antibodis* ". Wat. Sci. Tech, Vol. 29, No 7, pp. 1-6.

7- EPA (1975). " *Proccess Design Manual for Nitrogen Control* ". Office of Technology Transfer Washincton DC.

8- Hamoda, F. M. (1990). " *Aerobic Treatment of Ammonium Fertilizer Effluent in a Fixed Film Biological System* ". Wats. sci. Tech. Vol. 22, No. 9. pp. 75-84.

9- Banerjee, G. (1997). " *Hydraulics of Bench - Scale Rotating Biologyical Contactors* ". Wat. Research Vol. 31, No. 10, pp. 2500-2510.

10- Murphy, K. Daswon, L. (1972). " *The Temperature Dependency of Biological Nitrification* ". Wat. Res, Vol. 6, pp. 71-83.

11- Metacalf and Eddy. Inc (1991). " *Wastewater Engineering* ". McGraw Hill Book Company.

12- Boller, M. Gujer, W. Ts chui, M. (1994)." *Parameters Affecting Nitrifying Biofilm Reactors* ". Wat. Sci. Tech, Vol. 29, No. 10-11, pp. 1-11.

13- Wilson, R. W. Murphy, K.L. Stephenson, J.P. (1980). " *Scale - Upin RBC Design* ". WPCF. Vol. 52, No. 3, pp. 610-620.

14- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985).

15- Mccabe. (1988). " *Unit Operation of Chemical Engineering*". 4 Edition.

16- Watanabe. Y, S. Okabe, K. Hirata, S. Masuda (1995). " *Simultaneous Removal of Organic Material and Nitrogen by Microarobic Biofilms* ". Wat. Sci. Tech. Vol. 31, No. 1, pp. 105-203.