

## Effect of Influent COD/N Ratio on Nitrification Rate in a Bench-scale Biological Reactor

## بررسی تأثیر نسبت COD/N ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون در تصفیه فاضلاب با استفاده از یک راکتور پایلوت در مقیاس آزمایشگاهی

بیژن بینا\* حسین موحدیان\* حمیدرضا پورزمانی\*\*

Bijan Bina\*, Hossin Movahedian\*, Hamid Reza Pourzamani\*\*

(دریافت ۸۳/۱۰/۶ پذیرش ۸۴/۱/۲۱)

### چکیده

نیتریفیکاسیون بخش بسیار مهمی از چرخه نیتروژن در طبیعت است که طی آن عمل اکسیداسیون آمونیاک توسط باکتری‌ها انجام می‌شود. در مرحله اول نیتریفیکاسیون، میکروارگانیسم‌های شیمیولیتوتروف آمونیاک را اکسید کرده و به نیتريت تبدیل می‌نمایند و در مرحله دوم نیتريت حاصله توسط باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت به نترات تبدیل می‌شود. در این مطالعه، از بین فاکتورهای متعددی که بر سرعت نیتریفیکاسیون تأثیر می‌گذارند، تأثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر روی سرعت نیتریفیکاسیون، در یک راکتور آزمایشگاهی بررسی گردید. جهت تأمین فاضلاب ورودی این راکتور نیز فاضلاب به صورت مصنوعی تولید شد به طوری که غلظت آمونیاک آن در حد  $25 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$  باشد. نسبت COD/N در فاضلاب ورودی، در مراحل مختلف با تغییر مقدار COD تغییر داده شد، به طوری که مقدار آن از حد  $10/01 \pm 0/083$  تا  $24/08 \pm 0/22$   $\text{gCOD/gN}^{-1}$  در دامنه  $10/01 \pm 0/083$  تا  $14/15 \pm 0/17$   $\text{gCOD/gN}^{-1}$  رابطه مستقیمی بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد ولی در نسبت COD/N بالاتر از  $14/15 \pm 0/17$  تا  $24/08 \pm 0/22$   $\text{gCOD/gN}^{-1}$  این رابطه به صورت معکوس می‌باشد.

### Abstract

Nitrification, the oxidation of ammonia to nitrate catalyzed by bacteria, is a key part of the global nitrogen cycle. In the first step of nitrification, chemolithoautotrophic ammonia oxidizers transform ammonia to nitrite, which subsequently oxidizes to nitrate by nitrite-oxidizing bacteria. This process can be affected by several factors. In this study, the effect of influent COD/N ratio on nitrification rate in a bench-scale biological reactor was investigated. Experiments were carried out using synthetic wastewater. The initial ammonium concentration was  $25 \text{ mg NH}_4^+ - \text{N L}^{-1}$ . The effect of COD/N ratio between  $10.01 \pm 0.083$  and  $24.08 \pm 0.22 \text{ gCODgN}^{-1}$  on nitrification rate was investigated by varying the COD loading supplied to the reactor. From the results obtained, it may be concluded that in the range of  $10.01 \pm 0.083$  to  $14.15 \pm 0.17 \text{ gCODgN}^{-1}$ , a direct relationship holds between COD/N ratio and nitrification rate. However, an indirect relationship holds between COD/N ratio and nitrification rate at ratios above  $14.15 \pm 0.17$  up to  $24.08 \pm 0.22 \text{ gCODgN}^{-1}$ .

**Key Words :** Biological nitrification, Influent COD/N, Nitrification rate.

واژه‌های کلیدی: نیتریفیکاسیون بیولوژیکی - نسبت COD/N ورودی - سرعت نیتریفیکاسیون.

\* Associate Professors of public Health, Isfahan University of Medical Sciences

\*\*Faculty Member of public Health, Lorestan University of Medical Sciences

\* دانشیار گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی اصفهان  
\*\* عضو هیئت علمی دانشگاه علوم پزشکی لرستان

فاضلاب‌هایی هستند که غلظت بالای آمونیاکی دارند. دفع کنترل نشده این فاضلاب‌ها می‌تواند آسیب‌هایی جدی به محیط وارد کند؛ یکی از این آسیب‌ها ایجاد پدیده اوتریفیکاسیون در آبهای پذیرنده است. هم‌چنین از آن‌جایی که آمونیاک به سرعت در آب حل می‌شود می‌تواند یکی از بدترین عوامل آلاینده ای باشد که زندگی آبریان را به خطر می‌اندازد [۱]. بنابراین بایستی قبل از دفع فاضلاب شهری به محیط، آمونیاک را از آن حذف کرد. برای حذف آمونیاک از فاضلاب بهترین روش، استفاده از حذف بیولوژیکی نیتروژن (BNR) می‌باشد. این فرآیند دارای دو مرحله است: ۱- تبدیل آمونیاک به نیترات (نیتریفیکاسیون) ۲- تبدیل نیترات به گاز نیتروژن (دینیتریفیکاسیون).

یکی از مهم‌ترین پارامترهایی که بر روی فرآیند نیتریفیکاسیون تاثیر می‌گذارد، نسبت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی به نیتروژن فاضلاب ورودی است. این پارامتر به طور مستقیم بر روی رقابت بین میکروارگانیسم‌های اتوتروف و هتروتروف تأثیر می‌گذارد [۳، ۲ و ۴]. گزارش بعضی محققین نشان می‌دهد که تاثیر این پارامتر در فرآیند لجن فعال مشهودتر از فرآیند BNR می‌باشد [۵]. هم‌چنین محققین در مطالعات دیگری دریافتند که حذف مواد آلی در مرحله بی‌هوازی باعث می‌شود که در مرحله هوازی بعد از آن، بین باکتری‌های هتروتروف و نیتریفایرهای اتوتروف رقابتی به وجود نیاید؛ که این مسئله باعث رشد بهتر نیتریفایرها می‌شود. در اوایل دهه ۱۹۹۰ آقای مک کلینتوک و همکارانش گزارش دادند که در سیستم لجن فعال و سیستم حذف بیولوژیکی نیتروژن که با نسبت COD/N یکسانی بهره‌برداری شده‌اند، سرعت نیتریفیکاسیون یکی است [۶]. این نتایج نشان می‌دهد که تحت این شرایط هیچ‌گونه رقابتی بین رشد میکروارگانیسم‌ها در فرآیند حذف بیولوژیکی نیتروژن و سیستم لجن فعال وجود ندارد. در نتیجه، تاثیر نسبت COD/N بر سرعت نیتریفیکاسیون، در هر دو سیستم یکسان است [۷]. در سایر فرآیندهای حذف بیولوژیکی نیتروژن از قبیل سیستم‌های با بستر ثابت، رقابت بین میکروارگانیسم‌ها

واضح و مشهود است [۸]. در این موارد نسبت COD/N باعث ایجاد تفاوت در رشد جمعیت‌های میکروبی می‌شود که تشکیل بیوفیلم می‌دهند. این مسئله ممکن است به دو دلیل از عمل نیتریفیکاسیون در حد دلخواه جلوگیری نماید: ۱- غالب شدن میکروارگانیسم‌های هتروتروف در بیوفیلم تشکیل شده ۲- مشکل توزیع اکسیژن در سیستم‌های بستر ثابت [۹ و ۱۰]. در این تحقیق، تاثیر کمی نسبت COD/N در فاضلاب، بر فرآیند بیولوژیکی نیتریفیکاسیون در تصفیه فاضلاب خانگی مورد بررسی قرار گرفت. هدف اصلی در این تحقیق، تعیین مقدار بهینه COD/N در فاضلاب، ورودی جهت دستیابی به بیشترین سرعت نیتریفیکاسیون می‌باشد. برای انجام این تحقیق، از یک راکتور لجن فعال هوادهی گسترده در مقیاس آزمایشگاهی استفاده شد که این راکتور با استفاده از فاضلاب مصنوعی تغذیه می‌گردد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- مشخصات فاضلاب

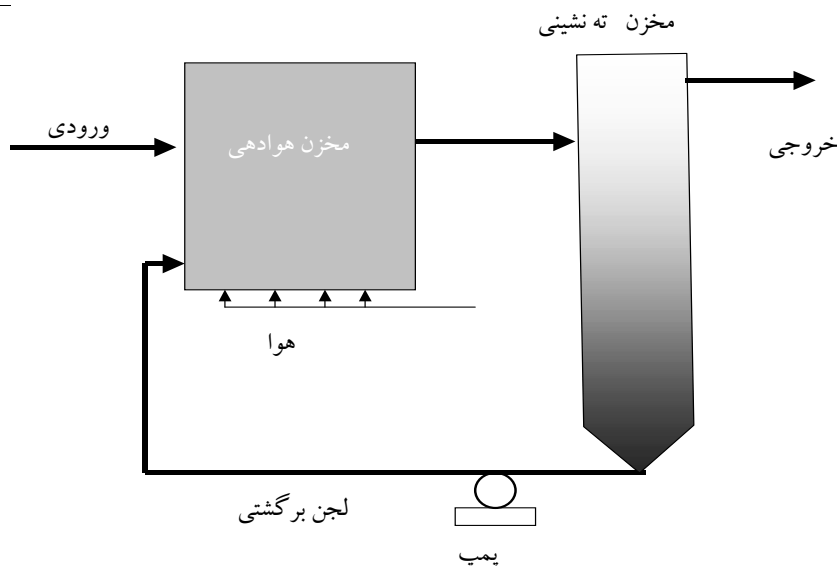
برای تهیه فاضلاب مصنوعی از مواد مختلفی از قبیل  $C_6H_{12}O_6$ ، به عنوان سوبستره اصلی،  $CH_3COONH_4$ ، به عنوان ماکرونوترینت و  $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ،  $NaHCO_3$ ،  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ،  $COCl_2$ ،  $CaCl_2$ ،  $NiSO_4 \cdot 7H_2O$ ،  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$  و  $K_2HPO_4$  و  $K_2HPO_4$  به عنوان میکرونوترینت استفاده گردید [۱۱]. مشخصات اصلی فاضلاب ساخته شده در مراحل مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است.

### ۲-۲- راکتور مورد استفاده

این مطالعه بر روی یک راکتور لجن فعال هوادهی گسترده در مقیاس آزمایشگاهی که در آزمایشگاه پایلوت دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اصفهان ساخته شد، انجام گرفت. حجم راکتور هوادهی ۳۰ لیتر و حجم ته‌نشینی ثانویه بعد از آن ۱۰/۵ لیتر بود (شکل ۱). دمای بهره‌برداری این راکتور به کمک هیترهای آکواریوم در حدود  $25^{\circ}C$  ثابت نگه داشته شد. هم‌چنین DO و pH در این راکتور به ترتیب  $3 mg/l$  و بین  $7/7-8/1$  ثابت نگه داشته شدند.

جدول ۱- مشخصات فاضلاب مصنوعی ساخته شده

پارامترها	مرحله ۱	مرحله ۲	مرحله ۳	مرحله ۴	مرحله ۵	مرحله ۶	مرحله ۷	مرحله ۸
COD	247 ± 1.8	302 ± 0.96	351 ± 2.05	401 ± 3.95	452. ± 2.6	492 ± 14.0	549 ± 1.28	601 ± 3.24
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	24.7 ± 0.09	24.8 ± 0.1	24.1 ± 0.1	24.9 ± 0.1	24.9 ± 0.1	24.9 ± 0.1	24.9 ± 0.15	24.9 ± 0.15
NO <sub>3</sub>	~	~	~	~	~	~	~	~
NO <sub>2</sub>	~	~	~	~	~	~	~	~



شکل ۱- نمای کلی پایلوت مورد استفاده در مطالعه

### ۲-۳- روش‌های آنالیز

در این تحقیق کل جامدات معلق (TSS)، جامدات معلق فرار (VSS)، نیتريت، نیترات، شاخص حجمی لجن (SVI) و مقدار آمونیاک با استفاده از روش‌های ارائه شده در کتاب استاندارد متد، اندازه‌گیری شد [۱۲]. اندازه‌گیری اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) با استفاده از روش ارائه شده توسط دستورالعمل شرکت Hatch انجام گردید [۱۳].

### ۳- بحث و نتیجه‌گیری

برای بررسی تاثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون، پارامترهایی مانند: دما، DO، pH و زمان ماند هیدرولیکی (HRT) در طول مطالعه ثابت در نظر گرفته شد. دما، یکی از مهم‌ترین پارامترهای موثر بر سرعت نیتریفیکاسیون می‌باشد [۱۴]. راکتور هوادهی در دمای ۲۵°C مورد بهره‌برداری قرار گرفت. DO نیز یکی از

فاکتورهای محدود کننده نیتریفیکاسیون است که اگر مقدار آن از حد ۲mg/l کمتر شود، باعث پایین آمدن سرعت نیتریفیکاسیون شده و از طرفی باعث می‌شود اندازه فلوک‌های تشکیل شده، بزرگتر از ۲۰۰ میکرومتر گردد [۱۵]. برای این که DO به عنوان یک فاکتور محدودکننده، سرعت نیتریفیکاسیون را تحت تاثیر قرار ندهد؛ مقدار DO در راکتور هوادهی در حد ۳mg/l ثابت نگه داشته شد. مقدار HRT در راکتورهای هوادهی در حد ۲۴ ساعت در نظر گرفته شد. یکی دیگر از پارامترهای مهم موثر بر سرعت نیتریفیکاسیون، pH است. pH بهینه، برای نیتریفایرها در حدود ۸ می‌باشد؛ و اگر مقدار آن از حد ۶/۵ پایین‌تر بیاید، سرعت نیتریفیکاسیون را در حد قابل توجهی کاهش می‌دهد [۱۶]. بنابراین قلیائیت فاضلاب ورودی به گونه‌ای انتخاب گردید که pH بهره‌برداری در دامنه‌ای بین ۸/۱ - ۷/۷ قرار گیرد و از این حد پایین‌تر نیاید. برای تغییر

را نشان می‌دهد. در این مطالعه بعد از این که سرعت نیتریفیکاسیون در چند نمونه گرفته شده ثابت می‌شد (حداقل سه نمونه)، آن مرحله تمام و مرحله بعد شروع می‌شد. بنابراین سرعت نیتریفیکاسیون ارائه شده در جدول ۳ براساس داده‌های به دست آمده از نمونه‌هایی متوالی است که سرعت نیتریفیکاسیون در آنها ثابت شده است. شکل‌های ۲ و ۳ متوسط غلظت آمونیاک در فاضلاب ورودی را نشان می‌دهد و شکل‌های ۴ و ۵ غلظت آمونیاک در پساب خروجی از راکتور را نمایش می‌دهند.

دادن مقدار نسبت COD/N در مراحل مختلف، غلظت گلوکز فاضلاب ورودی تغییر داده می‌شد. به همین دلیل مطالعه در هشت مرحله مختلف انجام گردید که در هر مرحله مقدار بارگذاری کربن با دیگر مراحل متفاوت بود. نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر اساس نسبت بین بار کربن و بار نیتروژن ورودی به راکتور، تعریف شد. در جدول ۲ متوسط مقادیر پارامترهای بهره‌برداری در هر مرحله ارائه گردیده است. جدول ۳ نیز نسبت COD/N در فاضلاب ورودی و سرعت نیتریفیکاسیون برای هر مرحله

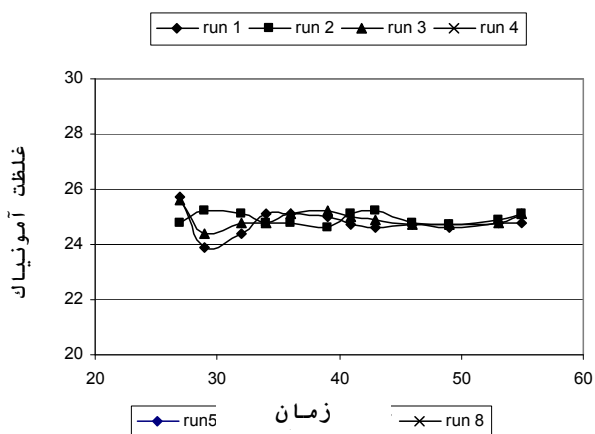
جدول ۲- متوسط مقادیر پارامترهای بهره‌برداری

دبی ورودی (L d <sup>-1</sup> )	HRT (h)	F/M (gCODgVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	SVI (ml g <sup>-1</sup> )	میزان بار نیتروژن (gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	میزان بار کربن (gCOD gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	مراحل
30	24	0.071+ 0.002	122+ 3.2	0.025+ 0.0000	0.25+ 0.002	۱
30	24	0.079+ 0.002	143+ 4.4	0.025+ 0.0001	0.3+ 0.001	۲
30	24	0.091+ 0.006	145+ 3	0.025± 0.0001	0.35+ 0.002	۳
30	24	0.097+ 0.003	141+ 5.8	0.025+ 0.0001	0.45+ 0.002	۴
30	24	0.16+ 0.02	125+ 11	0.025+ 0.0000	0.5+ 0.001	۵
30	24	0.14+ 0.15	133+ 5.6	0.025+ 0.0002	0.55+ 0.001	۶
30	24	0.15+ 0.015	140+ 3	0.025+ 0.0000	0.25+ 0.002	۷
30	24	0.14+ 0.014	141+ 3	0.025+ 0.0000	0.6+ 0.003	۸

جدول ۳- متوسط مقادیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی سرعت نیتریفیکاسیون

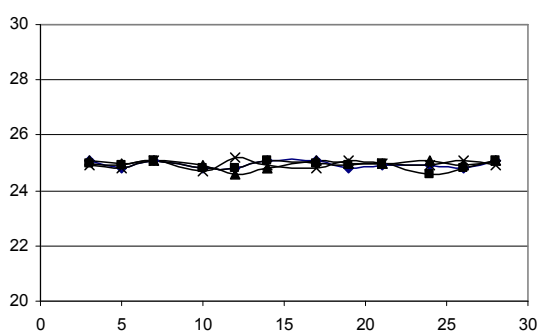
نسبت COD/N فاضلاب ورودی (gCOD gN <sup>-1</sup> )	سرعت نیتریفیکاسیون (gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	مراحل
10.01 ± 0.083	0.0015	۱
12.15 ± 0.11	0.0032	۲
14.15 ± 0.16	0.0051	۳

$16.08 \pm 0.23$	0.0047	۴
$18.16 \pm 0.01$	0.0041	۵
$20 \pm 0.16$	0.0033	۶
$22.16 \pm 0.45$	0.0011	۷
$24.08 \pm 0.22$	0.0000	۸



غلظت آمونیاك

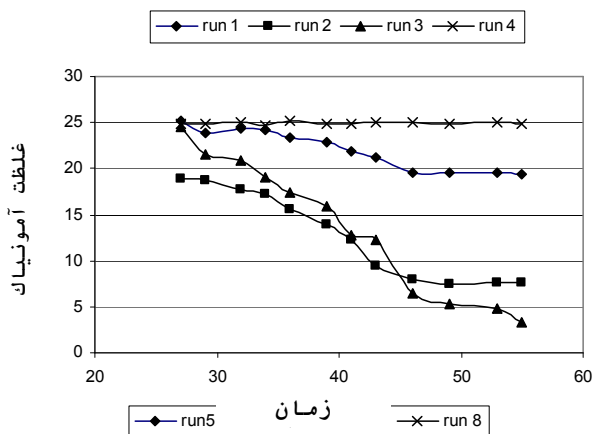
زمان



شکل ۳- (ادامه) غلظت آمونیاك در

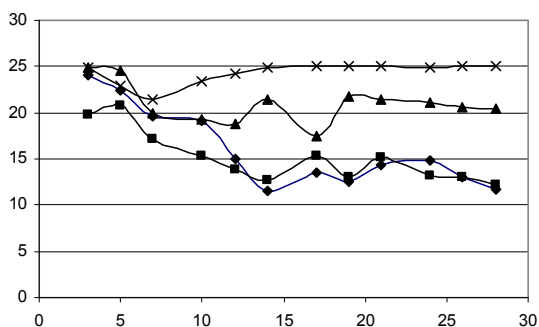
شکل ۲- غلظت آمونیاك در فاضلاب ورودی

فاضلاب ورودی



غلظت آمونیاک

زمان



شکل ۵- (ادامه) غلظت آمونیاک

شکل ۴- غلظت آمونیاک در فاضلاب خروجی

در فاضلاب خروجی

برابر  $24/08 \pm 0/22$  و  $14/15 \pm 0/16$  gCOD/gN به دست آمد. ارتباط بین سرعت نیتریفیکاسیون و نسبت COD/N در مطالعه حاضر را می توان به صورت رابطه (۲) تعریف نمود:

$$-0/0002 \text{ COD/N} \quad (2)$$

$$r_{\text{nitrification}} = 0/0063$$

همان طور که در شکل ۶ دیده می شود، بین نسبت COD/N فاضلاب ورودی و سرعت نیتریفیکاسیون یک رابطه غیرخطی وجود دارد. به طوری که از نسبت  $0/083 \pm$  تا  $10/01$  تا  $14/15 \pm 0/17$  gCOD/gN با افزایش نسبت COD/N سرعت نیتریفیکاسیون نیز افزایش می یابد. ولی از مقدار  $14/15 \pm 0/17$  تا  $24/08 \pm 0/22$  gCOD/gN در اثر افزایش نسبت COD/N، سرعت نیتریفیکاسیون کاهش می یابد. و در واقع در این محدوده یک رابطه معکوس بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد. براساس آنالیزهای آماری در این مطالعه به طور کلی یک

۳-۱- تأثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون

تأثیر نسبت COD/N بر سرعت نیتریفیکاسیون، از طریق داده‌های به دست آمده از حذف آمونیاک مورد بررسی قرار گرفت. برای محاسبه سرعت نیتریفیکاسیون از رابطه (۱) استفاده شد.

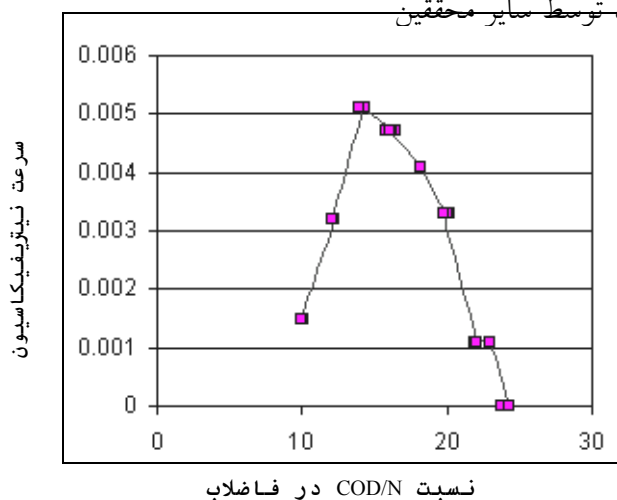
(۱)

$$r_{\text{nitrification}} = \frac{Q_{\text{in}}([\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{in}} - [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{out}})}{V_{\text{reactor}}[\text{VSS}]_{\text{reactor}}}$$

شکل ۶، وضعیت سرعت نیتریفیکاسیون در مقابل تغییرات نسبت COD/N را نشان می دهد. همان طور که در شکل مشاهده می شود، ظرفیت نیتریفیکاسیون به طور واضحی تحت تأثیر نسبت بین کربن آلی و آمونیاک در فاضلاب ورودی قرار دارد. در این مطالعه سرعت نیتریفیکاسیون از  $0/0000$  تا  $0/0051$  gVSS/dg  $\text{NH}_4^+$  متغیر بوده است؛ که به ترتیب این مقادیر برای نسبت‌های COD/N

که بر روی سیستم‌های تک مرحله‌ای کار کرده‌اند، به دست آمده است. به طوری که آنها نیز

رابطه معکوس بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون به دست آمد ( $R=-0/539$ ). نتایج مشابه دیگری نیز که مؤید همین نکته است، توسط سایر محققین



شکل ۶- ارتباط بین سرعت نیتریفیکاسیون و نسبت COD/N در فاضلاب ورودی

زیادی در سیستم لجن فعال هوادهی گسترده حذف نمود. به طوری که اگر این نسبت در فاضلاب ورودی از  $14/15 \pm 0/16 \text{ gCOD/gN}$  باشد، می‌توان تا حد ۸۶٪ از آمونیاک را حذف کرد. ولی اگر این نسبت از  $14/15$  بیشتر شود، سرعت نیتریفیکاسیون کاهش می‌یابد. این نشان می‌دهد که کربن آلی در غلظت‌های بالا، عاملی بازدارنده برای فرآیند نیتریفیکاسیون محسوب می‌گردد. بنابراین بین غلظت کربن آلی و سرعت نیتریفیکاسیون یک رابطه معکوس وجود دارد. ولی در مقادیری که نسبت COD/N کمتر از  $14/15 \pm 0/16 \text{ gCOD/gN}$  باشد، رابطه مثبتی بین غلظت کربن آلی و سرعت نیتریفیکاسیون وجود خواهد داشت. ولی به طور کلی برای این که بهتر بتوان فهمید که غلظت کربن آلی چگونه بر سرعت نیتریفیکاسیون تاثیر می‌گذارد، بایستی چگونگی تأثیر کربن آلی بر تغییرات طبیعی و مصنوعی نیتروژن را در چرخه آن مورد بررسی قرار داد.

#### ۵- تقدیر و تشکر

از مسئولین محترم دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اصفهان که امکانات لازم برای انجام این پروژه را فراهم آوردند، کمال تشکر و قدردانی را داریم.

نتیجه گرفته اند که یک رابطه معکوس بین نسبت COD/N فاضلاب ورودی و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد [۱۷و۷]. کاهش سرعت نیتریفیکاسیون در اثر افزودن گلوکز را با چند دلیل می‌توان توجیه کرد: اولاً؛ گلوکز در فرآیند نیتریفیکاسیون عاملی بازدارنده محسوب می‌گردد و یا این که باعث تغییر شرایط متابولیسم اتوتروفیکی به شرایط متابولیسم هتروتروفیکی می‌شود. این فرآیند-تغییر شرایط متابولیسم- تنها در صورتی که انواع باکتری‌های مختلف وجود داشته باشد ایجاد می‌شود. چون گلوکز اضافه شده به محیط کشت خالص نیتروزوموناس‌ها هیچ تاثیری بر سرعت نیتریفیکاسیون ندارد. ثانیاً اضافه کردن گلوکز باعث رشد بیش از حد هتروتروف‌ها می‌گردد که این حالت باعث مصرف اکسیژن فاضلاب و ایجاد شرایط بی‌هوایی می‌شود که خود مانع فرآیند نیتریفیکاسیون است [۱۸].

#### ۴- نتیجه‌گیری

به طور کلی نیتریفیکاسیون به شدت تحت تاثیر رقابت بین میکروارگانیسم‌های هتروتروف و اتوتروف می‌باشد. این رقابت بستگی به نسبت COD/N فاضلاب ورودی دارد. نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان می‌دهد که اگر نسبت COD/N فاضلاب ورودی را در حد مناسبی تنظیم کنیم، می‌توان آمونیاک موجود در فاضلاب را تا حد

1. Effler, S.W., Brooks, C.M., Auer, M.T. and Doerr S.M. (1990). "Free Ammonia and Toxicity Criteria in a Polluted Urban Lake." J. Water Pollut Control Fed, (62),771-779.
- 2- Cheng, S.S., Chen, W.C. (1994). "Organic Carbon Supplement Influencing Performance of Biological Nitrification in a Fluidized Bed Reactor." Water Sci Technol, 30(11),131-142.
- 3- Van, E., Arts, P., Wesselink, B.J., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1993). "Competition Between Heterotrophic and Autotrophic Nitrifiers for Ammonia in Chemostat Cultures ." FEMS Microbial Ecol, (102), 109-118
- 4- Hanaki, K., Wantawin. C., Ohgaki, S. (1990). "Effects of The Activity of Heterotrophs on Nitrification in a Suspended Growth Reactor ." Water Res, (24), 289-296.
- 5- Stensel, H.D., Barnard, J.L. (1992). "Principles of Biological Nutrient Removal In: C.W Randall, J.L. Barnard, and H.D. Stensel, eds., Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal." Technomic Publishing Company, Inc., 25-84.
- 6- McClintock, S.A., Randall, C.W., Pattarkine, V.M. (1993). "Effects of Temperature and Mean Cell Residence Time on Biological Nutrient Removal Processes." Water Environment Research, (65), 108-110.
- 7- Carrera, J., Vicent, T., Lafuente, J. (2004). "Effect of Influent COD/N Ratio on Biological Nitrogen Removal (BNR) from High - Strength Ammonium Industrial Wastewater ." Process Biochemistry.
- 8- Fdz-Polanco, F., Méndez, E., Urueña, M.A., Villaverde, S., Garc'ya, P.A. (2000). "Spatial Distribution of Heterotrophs and Nitrifiers in a Submerged Biofilter for Nitrification." Water Research, (34), 4081-4089.
- 9- Surampalli, R.Y., Scheible, O.K., Banerji, S.K. (1995). "Nitrification in Single-Stage Tricking Filters." Environ Prog, (14), 164-171.
- 10- Gönenç, E., Harremoës, P. (1990). "Nitrification in Rotating Disc Systems. Part II. Criteria for Simultaneous Mineralization and Nitrification." Water Research, (24), 499-505.
- 11- Cadavid, D.L., Zaiat, M., Foresti, E., (1999). "Performance of Horizontal-Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor Treating Synthetic Substrate Subjected To Decreasing COD To Sulfate Rations." Water Science and Technology, 39, (10-11).
- 12- APHA, (1995). "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater." 19th ed., American Public Health Association, Washington DC, USA.
- 13- WHO, (1987). "GEMS/Water Operational Guide", Prepared under The Joint Sponsorship of The UNEP, WHO, UNESCO, WMO.
- 14- Harremoës, P., Haarbo, A., Winther-Nielsen, M., Thirsing, C. (1998). "Six Years of Pilot Plant Studies for Design of Treatment Plants for Nutrient Removal. " Water Sci Science Technology, 38 (1), 219-226.
- 15- Beccari, M., Di Pinto, A.C., Ramadori, R., Tomei, M.C. (1992). "Effects of Dissolved Oxygen and Diffusion Resistances on Nitrification Kinetics. " Water Research, (26), 1099-1104.
- 16- Shammas, N.K. (1986). "Interactions of Temperature, pH, and Biomass on The Nitrification Process. " Water Pollutant Control Federation, (58), 52-59.
- 17- EPA, (1975). "Process Design Manual for Nitrogen Control. " US EPA Office Tech. Transfer, Washington, DC.
- 18- Krummel, A., Harms, H. (1982). "Effect of Organic Matter on Growth and Cell Yield of Ammonia Oxidizing Bacteria. " Arch. Microbial, 133.