

DOI: 10.11918/j.issn.0367-6234.201705098

短程硝化反应中污染物降解动力学及微生物群落研究

夏俊方^{1,2,3}, 王树涛², 张永明¹, 胡君杰^{1,3}, 方小琴³

(1. 上海师范大学 生命与环境科学学院, 上海 200234; 2. 哈尔滨工业大学 环境学院, 哈尔滨 150090;
3. 上海晶宇环境工程股份有限公司, 上海 200439)

摘要: 针对垃圾渗滤液中高浓度氨氮的问题, 以间歇进水生物反应器为对象, 研究了短程硝化反应中氨氮与 COD 降解动力学及功能微生物组成结构。结果表明: 在 pH=6.5~8.5 时, 氨氮降解符合米氏模型, 而 COD 降解适用于抑制 Aiba 动力学模型。随 pH 增加, 氨氮和 COD 的最大降解速率与饱和常数均先增加后降低, pH=7.5 时达到最大值。这说明短程硝化反应中, 氨氮与 COD 的降解受 pH 影响较大, 最佳 pH 应该控制在 7.5~8.0。此外, 研究发现, 短程硝化过程中 COD 的降解速率和最大降解速率分别是氨氮的 5.6~11.3 倍和 12.4~16.8 倍, 这可能是由于实验进水中含有较高浓度的有机物, 导致生物系统中异养菌生长代谢较快。最后, 间歇进水生物反应器微生物中 3 种 AOB 菌群 *Nitrosomonas europaea* ATCC19178、*Nitrosomonas stercoris* 和 *Nitrosospira* sp. PM2 占总硝化菌群比例达 66%, 是短程硝化生物系统中的优势菌群。

关键词: 垃圾渗滤液; 短程硝化; 动力学; 降解; 微生物菌群

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2018)02-0065-06

Degradation kinetics of pollutants and microbial communities in shortcut nitrification

XIA Junfang^{1,2,3}, WANG Shutao², ZHANG Yongming¹, HU Junjie^{1,3}, FANG Xiaoqin³

(1. College of Life and Environmental Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200234, China;
2. School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China;
3. Shanghai Jing Yu Environment Engineering Co., Ltd., Shanghai 200439, China)

Abstract: The degradation kinetics of ammonia nitrogen and COD and the microbial communities in an intermittent-flow shortcut nitrification reactor were investigated to remove ammonia and organic matters from landfill leachate. The results show that when pH = 6.5–8.5, the degradation of ammonia conforms to the Michaelis-Menten model while the COD degradation is suitable for Aiba kinetic model. With the increase of pH, the maximum degradation rate and saturation constants of ammonia and COD increase first and then decrease, reaching the maximum values when pH = 7.5. The results indicate that the degradations of ammonia and COD are influenced by pH, and the optimum pH should be controlled between 7.5 and 8.0. In addition, the degradation rate and the maximum degradation rate of COD are 5.6–11.3 and 12.4–16.8 times higher than those of ammonia in the shortcut nitrification process, respectively. This may be because that the high concentration of organic matters in influent leads to the heterotrophic bacteria to grow faster than autotrophic bacteria in the biological system. Finally, the domain species of ammonia oxidizing bacteria (AOB) in the reactor are *Nitrosomonas europaea* ATCC19178, *Nitrosomonas stercoris* and *Nitrosospira* sp. PM2, accounted for 66% together, indicating that the AOB was the predominant species for ammonia removal in this intermittent-flow shortcut nitrification reactor.

Keywords: landfill leachate; shortcut nitrification; kinetics; degradation; bacterial communities

垃圾渗滤液是一种较为复杂的高浓度废水, 处理不当可能对水体和生态环境造成极大危害^[1-2]。对于垃圾渗滤液中高质量浓度氨氮的去除, 应用较广的是传统硝化反硝化生物脱氮, 但渗滤液碳氮比很低, 该工艺脱氮效率较差^[3-4], 需外加碳源, 导致运行成本升高。短程硝化反硝化是近年出现的一种新型生物脱氮技术, 具有诸多优势, 如在低氧浓度下积

累亚硝酸盐氮^[5-6], 不仅可大幅减小供氧量, 节省 25% 的能耗, 还能节省约 40% 的反硝化碳源, 减少污泥产量, 降低运行费用等^[7-8]。因此, 短程硝化反硝化工艺成为当前废水生物脱氮领域研究的热点^[9]。

在短程硝化反应中, 氨氮与 COD 是微生物生长的基质, 但基质浓度过高可能会抑制氨氧化细菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 生长^[10-11]。此外, 作为关键因素之一, pH 对生物系统中短程硝化反应和微生物活性有显著影响, 有必要结合数学模型, 探究不同 pH 条件下短程硝化过程中氨氮与 COD 的动力学降解特性, 目前上述研究较少^[12-14]。因此, 本

收稿日期: 2017-05-15

基金项目: 上海师范大学校级项目 (SK201232)

作者简介: 夏俊方 (1977—), 男, 博士, 工程师;

张永明 (1958—), 男, 教授, 博士生导师

通信作者: 张永明, zhyym@shnu.edu.cn

研究采用间歇进水生物反应器进行短程硝化实验,探究并建立氨氮与 COD 降解动力学模型,解析反应器微生物菌落特征,以为短程硝化反应器的设计、操作和应用提供依据。

1 实验

1.1 接种污泥

接种污泥取自本实验室运行的短程硝化反应器,污泥质量浓度 MLSS 为 4.2 g/L,挥发性固体质量浓度

VSS 为 2.7 g/L, VSS 与 MLSS 比为 0.64。

1.2 实验水样

原垃圾渗滤液取自上海市崇明县生活垃圾填埋场,本研究以垃圾渗滤液的稀释液作为实验进水,两种废水的水质特征如表 1 所示。

1.3 实验过程

间歇进水生物反应器的总体积为 500 mL,设置有曝气装置,主要在水浴恒温振荡器(实验装置如图 1 所示)中进行短程硝化实验,过程如下:

表 1 垃圾渗滤液及其稀释液的水质特征

Tab.1 Water quality of landfill leachate and its diluent

mg · L⁻¹

废水	pH	COD	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$	$\rho(\text{TN})$
原液	7.8	9 400	1 540	<0.5	1.6	1 550
稀释液	6.5~8.5	200~1 900	20~100	<0.5	0~1	25~105

设置振荡器水温为 30 ℃,将编号分别为 1#、2#、3#、4#和 5#的反应器置入振荡器中。由低到高配制 5 种浓度的垃圾渗滤液稀释液,各取 150 mL 加至上述 5 个反应器,并分别加入 100 mL 接种污泥。开启振荡器摇匀约 2 min 后,记为 0 时刻,取样测试氨氮、COD、亚硝态氮和硝态氮质量浓度。然后开启曝气和振荡,控制 DO 为 0.8~1.2 mg/L,每间隔 1 h 取样测试氨氮、COD、亚硝态氮和硝态氮质量浓度,至第 5 小时后结束。调节稀释液 pH 分别为 6.5、7.0、7.5、8.0 和 8.5,保持温度为 30 ℃,同上进行实验,考察 pH 对氨氮和 COD 降解的影响。

去离子水 22.4 μL,均采用通用引物为细菌 16SrDNA: F(5'-AGAGTTTGATCC-TGGCTCAG-3')和 R(5'-CAKAAAGGAGGTGAT-CC-3')^[16]。PCR 扩增的反应条件为:预变性 94 ℃ 4 min;随后 94 ℃ 变性 30 s,50 ℃ 退火 30 s,72 ℃ 延伸 1 min,此步骤重复 35 个循环;最后 72 ℃ 延伸 10 min,PCR 产物经 1% 的琼脂糖凝胶电泳分析后使用 DNA 纯化试剂盒(鼎国生物有限公司,北京)分离得到,目的基因片段克隆到 pMD-18T-vector 载体上,转化入 E. coli DH5α 感受态细胞,随后对阳性克隆进行测序分析(捷瑞生物有限公司,上海),将测序得到的 16SrDNA 序列用 basic local alignment search tool (BLAST) 的方法在 GenBank 数据库上进行比对分析^[15]。

1.5 计算方法

1) 污染物降解速率方程:

$$r = -\frac{d\rho}{dt} \quad (1)$$

对式(1)进行变形,积分得

$$\rho_0 - \rho_t = rt \quad (2)$$

式中: ρ_0 为污染物初始质量浓度,mg/L; ρ_t 为 t 时刻污染物质量浓度,mg/L; r 为降解速率,mg/(L·h); t 为反应时间,h。对 $(\rho_0 - \rho_t) - t$ 作图,直线斜率即为污染物降解速率。

2) 米氏方程(Michaelis-Menten)模型^[17]:

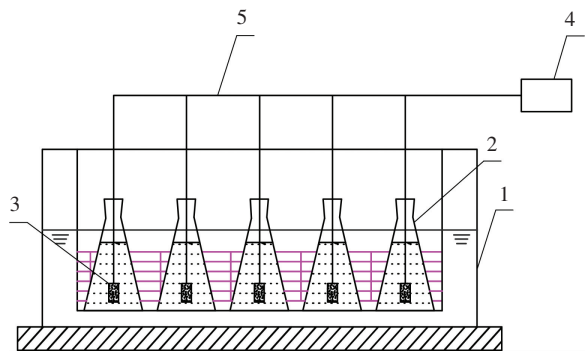
$$r = \frac{r_{\max}\rho}{K_S + \rho} \quad (3)$$

采用双倒数法,对式(3)两边取倒数:

$$\frac{1}{r} = \frac{K_S}{r_{\max}} \cdot \frac{1}{\rho} + \frac{1}{r_{\max}} \quad (4)$$

修正后的米氏方程模型

$$r = \frac{r_{\max}(\rho - 1\ 000)}{K_S + (\rho - 1\ 000)} \quad (5)$$



1—水浴恒温振荡器;2—反应器;3—曝气器;4—鼓风机;5—气管

图 1 实验装置

Fig.1 Schematic of experimental setup

1.4 分析方法

COD 采用重铬酸钾法测定,氨氮采用纳氏试剂比色法测定,硝态氮采用麝香草酚分光光度法测试,亚硝态氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测试。

微生物菌种使用 DNAzol 试剂抽提微生物 DNA,然后将其作为 PCR (polymerase chain reaction) 的模板^[15]。反应体系为 50 μL,2×Hotstart-PCR mix 25 μL,上下游引物各 0.8 μL;DNA 模板 1 μL,无菌

对式(5)两边取倒数:

$$\frac{1}{r} = \frac{K_s}{r_{\max}} \cdot \frac{1}{\rho - 1000} + \frac{1}{r_{\max}} \quad (6)$$

式中: r 为基质降解速率,mg/(L·h); r_{\max} 为基质最大降解速率,mg/(L·h); K_s 为饱和常数,mg/L; ρ 为基质质量浓度,mg/L.根据斜率和截距,可求出 K_s 及 r_{\max} .

3) 基质抑制 Aiba 动力学模型^[18]:

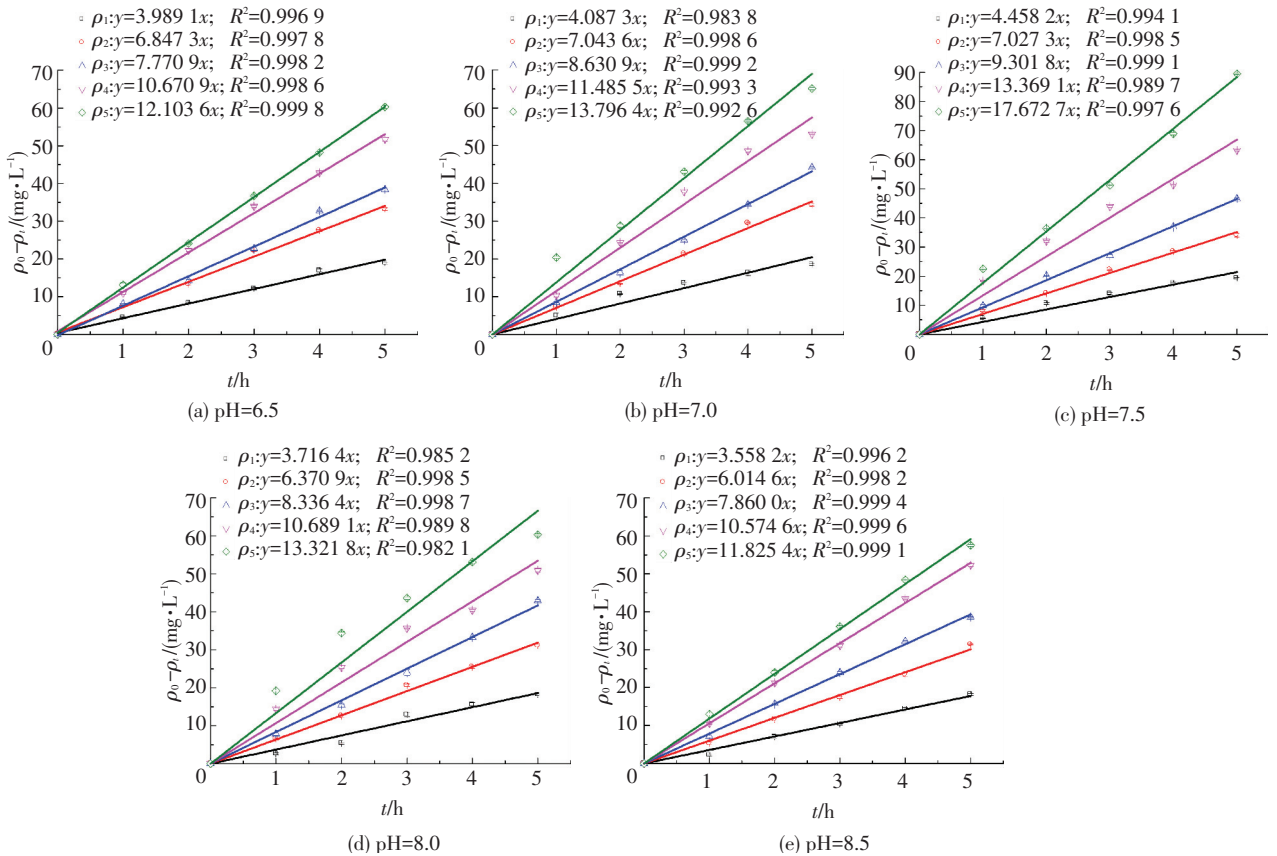
$$r = \frac{r_{\max}(\rho - 200)}{K_{s1} + (\rho - 200)} \exp\left(-\frac{\rho - 200}{K_{SI}}\right) \quad (7)$$

式中: r 为基质转化速率,mg/(L·d); r_{\max} 为最大基质转化速率,mg/(L·d); ρ 为基质质量浓度,mg/L; K_s 为半饱和常数,mg/L; K_{SI} 为抑制常数,mg/L.

2 结果与讨论

2.1 pH 对氨氮降解速率的影响

在氨氮初始质量浓度 $\rho_1 \sim \rho_5$ 分别为 20.1、37.9、57.2、74.4 和 100 mg/L,温度为 30 °C 条件下,pH 不同时氨氮降解曲线和动力学参数如图 2 所示.可以看出,当氨氮初始质量浓度为 20~100 mg/L,不同 pH 条件下,随着氨氮初始质量浓度增加,氨氮降解速率也逐渐增加.而在 $\rho_1 \sim \rho_5$ 每个初始质量浓度下,当 pH 从 6.5 增至 8.5 时,氨氮降解速率均出现先增加后减小的趋势.李冬等^[19]研究指出,当 pH 为 5.0~8.0 时,氨氧化速率随 pH 增加而增加,pH 为 8.0~10.0 时氨氧化速率随 pH 增加而减小,且 pH 为 8.0 时氨氮氧化速率为 6.6 mg/(L·h),这与本研究的结果基本一致.



ρ₁ = 20.1 mg · L⁻¹; ρ₂ = 37.9 mg/L; ρ₃ = 57.2 mg/L; ρ₄ = 74.4 mg/L; ρ₅ = 100 mg/L

图 2 不同氨氮初始质量浓度下的降解曲线

Fig.2 Degradation of NH₄⁺-N under different initial concentrations

采用动力学模型方程(4)拟合,得到不同 pH 的拟合方程如图 3 所示,动力学参数如表 2 所示.

由表 2 知,pH 从 6.5 增至 8.5 时,氨氮的最大降解速率 r_{\max} 与饱和常数 K_s 均是先增加后减小.当 pH 为 7.5 时达最大,分别为 42.7 mg/(L·h) 和 177.3 mg/L,较 pH 为 6.5 分别增加了 43.6% 和 42.9%.这说明在短程硝化过程中,氨氮的最大降解速率与饱和常数均受 pH 影响较大,在 pH 不超过

7.5 时,适当提高 pH,有利于提高氨氮降解的最大速率和饱和常数.吕斌等^[20]在对晚期垃圾渗滤液进行短程硝化研究中发现,当 pH 为 6.0~8.0 时,适当提高体系 pH,能够增大最大氨氧化速率,从而提高对氨氮的去除效率,降低出水氨氮质量浓度,这与本研究结果较为一致.左剑恶等^[21]在研究高质量浓度氨氮短程硝化过程中证实, pH 为 7.5 时的氨氧化速率和亚硝化速率均明显高于 pH 为 7.0 和 8.0,这与本

研究的结果极为相似。

表 2 氨氮降解动力学参数

Tab.2 Kinetic parameters of NH₄⁺-N degradation

pH	r _{max} / (mg · L ⁻¹ · h ⁻¹)	K _s / (mg · L ⁻¹)	R ²
6.5	24.1	101.1	0.973 4
7.0	32.2	138.3	0.991 2
7.5	42.7	177.3	0.970 1
8.0	35.1	170.6	0.995 9
8.5	30.9	155.1	0.995 8

此外,众多研究指出,生物系统 pH 对氨氧化速率的影响机制主要有两种途径,一是生物系统中不同的 pH 会直接影响微生物细胞内的电解质平衡,从而影响其活性;二是尽管 pH 对氨氧化菌活性没有直接影响,但 pH 能显著影响混合液中作为氨氧化细菌的真正基质——游离 NH₃ (free ammonia, FA) 的质量浓度,在一定氨氮质量浓度下,pH 较高时游离 NH₃ 质量浓度较高,而 pH 较低时,则相反。结合上述影响机制,本研究中 pH 对氨氧化速率的显著影响很可能主要通过影响游离 NH₃ 质量浓度来实现,主要原因是 pH 能显著影响游离 NH₃ 质量浓度。文献[22]指出,在 ρ_{NH₄⁺-N} = 65 mg/L、t = 28 °C 条件下,pH 为 6.5 时 FA 仅有 0.17 mg/L,而 pH 为 8.0 时 FA 的质量浓度则高达 5.18 mg/L,由此可知,当 pH

从 6.5 增加到 8.0 时,FA 质量浓度增加约 30.5 倍。另一方面,在 pH 为 6.5 时最大氨氮降解速率达到 24.1 mg/(L · h),尽管低于 pH 为 8.0 时的 35.1 mg/(L · h),但仍能实现氨氮的高效去除。这间接说明 pH 在 6.5~8.0 波动时,微生物细胞内的电解质平衡和活性虽受到影响,但并不是主要因素。

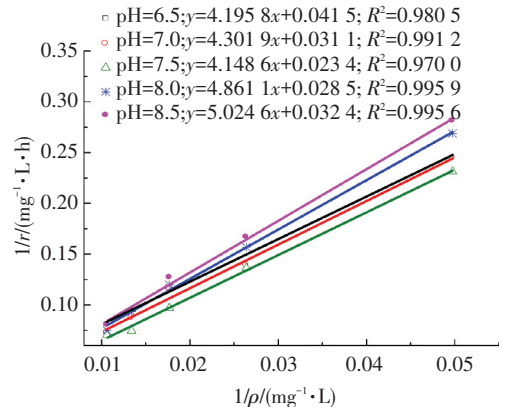
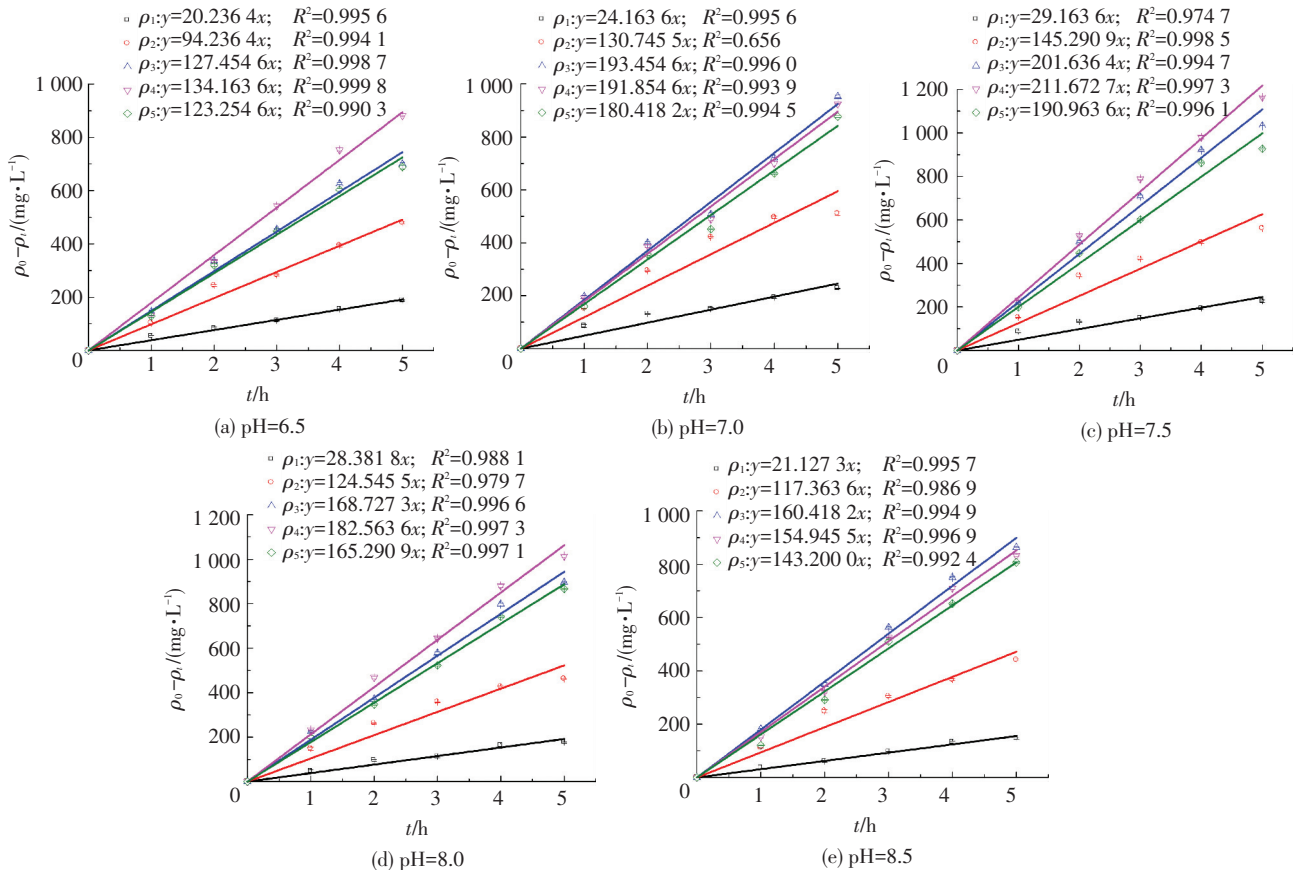


图 3 不同 pH 下氨氮降解拟合曲线

Fig.3 Fitting curves of NH₄⁺-N degradation under different pH

2.2 pH 对 COD 降解速率的影响

COD 初始质量浓度 ρ₁~ρ₅ 分别为 238、550、1 298、1 416 和 1 900 mg/L,温度为 30 °C,不同 pH 条件下,COD 降解曲线和对应的动力学参数如图 4 所示。



ρ₁ = 20.1 mg/L; ρ₂ = 37.9 mg/L; ρ₃ = 57.2 mg/L; ρ₄ = 74.4 mg/L; ρ₅ = 100 mg/L

图 4 不同 COD 初始质量浓度下的降解曲线

Fig.4 Degradation of COD under different initial concentrations

由图 4 可以看出,当初始质量浓度 ρ 在 200 ~ 1 416 mg/L 时,随着 COD 初始质量浓度的增加,COD 降解速率逐渐增加,但 ρ 高于 1 416 mg/L 时,COD 降解速率则逐渐下降,表现为抑制特征.采用基质抑制 Aiba 动力学模型(7)^[18],对 $r \sim (\rho - 200)$ 拟合,可得各 pH 条件下的拟合曲线及方程(图 5),动力学参数如表 3 所示.可以看出,当 pH 由 6.5 升高至 8.5,最大降解速率 r_{\max} 、饱和常数 K_s 与抑制常数 K_{si} 均是先增大后减小,在 pH 为 7.5 时,三者均达到最大值 719.2 mg/(L·h)、920.4 和 1 404.2 mg/L,表明在短程硝化过程中,pH 对 COD 降解有较大影响,pH 过高或过低均不利于 COD 降解,最佳 pH 应控制在 7.0~8.0.

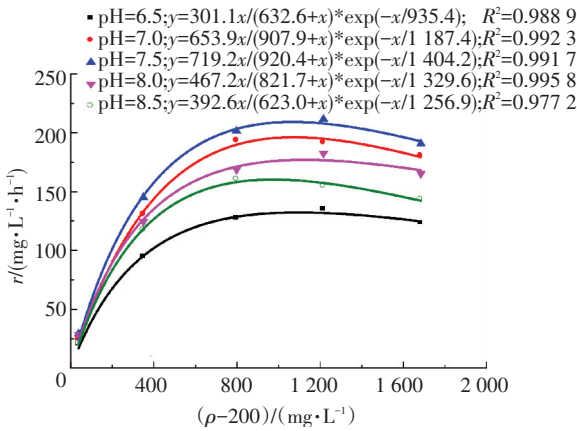


图 5 COD 降解拟合曲线

Fig.5 Fitting curves of COD degradation under different pH

表 3 COD 降解动力学参数

Tab.3 Kinetic parameters of COD degradation

pH	$r_{\max}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	$K_s/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$K_{si}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	R^2
6.5	301.1	632.6	935.4	0.988 9
7.0	653.9	907.9	1 187.4	0.992 3
7.5	719.2	920.4	1 404.2	0.991 7
8.0	467.2	821.7	1 329.6	0.995 8
8.5	392.6	623.0	1 256.9	0.977 2

短程硝化过程中氨氮和 COD 的降解常数如表 4 所示.可以看出,短程硝化过程中 COD 的降解速率和最大降解速率分别是氨氮的 5.6~11.3 倍和 12.4~16.8 倍,说明有机物降解速率远高于氨氮,这可能是由于本研究进水中含有较高浓度有机物,导致生物系统中异养菌生长代谢较快,且异养菌丰度远高于自养菌.尹军等^[23]指出,在生物系统中,进行有机物氧化的异养菌生长速率(128.2 mg/(g·h))远高于进行硝化反应的自养型硝化菌(7.2 mg/(g·h)).

同时需要指出的是,由于垃圾渗滤液中组分复杂,含有较多的重金属等有毒有害物质,这些复杂物质也可能对生物系统中异养菌活性和 COD 降解速

率造成影响,有待后续研究进一步证实.

表 4 COD 和氨氮降解参数对比

Tab.4 Comparison of the degradation parameters of COD and ammonia

指标	降解速率 $r/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$	最大降解速率 $r_{\max}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	饱和常数 $K_s/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
氨氮降解常数	3.6~17.7	24.2~42.7	101.1~77.3
COD 降解常数	20.2~201.6	301.1~719.2	623.0~920.4

2.3 系统中微生物的群落结构特征

长期实验表明,通过控制溶氧质量浓度为 0.8~1.2 mg/L,间歇进水生物系统出水中亚硝态氮质量浓度远高于硝态氮,亚硝态氮积累基本维持在 50%~90%,说明该生物系统中成功实现了短程硝化反应.为了进一步确认该生物系统中短程硝化反应的进行,采用 PCR 技术对污泥菌群进行测序,随机挑选 100 个克隆测序,将测序结果与 GenBank 数据库 BLAST 进行比对,分析硝化菌种及其所占比例,结果如表 5 所示.

表 5 间歇进水生物反应器菌种分析

Tab.5 Proportions of AOB and NOB in an intermittent flow reactor

序号	菌种名称	序列号	占比/%
1	<i>Nitrosomonas europaea</i> ATCC19178	NR_040879.1	34
2	<i>Nitrosomonas stercoris</i>	AB_900133.1	25
3	<i>Nitrospina moscoviensis</i> X82558	NR_117368.1	13
4	<i>Nitrosospora</i> sp. PM2	FN_394323.1	7
5	<i>Micrococcus mobilis</i>	KU_860096.1	4
6	<i>Alkaliphilus metalliredigens</i> QYMF	NC_009633.1	2
7	<i>Anaerolinea thermophila</i> UNI-1	NC_014960.1	2
8	<i>Paracoccus denitrificans</i> PD1222	NC_008687.1	2
9	<i>Aromatoleum aromaticum</i> EbN1	NC_006513.1	1
10	<i>Thauera</i> sp. MZ1T	NC_011662.2	1
11	<i>Anoxybacillus flavithermus</i> WK1	NC_011567.1	1
12	<i>Burkholderia xenovorans</i> LB400	NC_007952.1	1
13	<i>Dehalococcoides</i> sp. BAV1	NC_009455.1	1
14	<i>Delftia acidovorans</i> SPH-1	NC_010002.1	1
15	<i>Desulfotobacterium hafniense</i> DCB-2	NC_011830.1	1
16	<i>Flavobacterium johnsoniae</i> UW101	NC_009441.1	1
17	<i>Nitrococcus mobilis</i> L35510	NR_114606.1	1
18	<i>Magnetospirillum magneticum</i> AMB-1	NC_007626.1	1
19	<i>Methylibium petroleiphilum</i> PM1	NC_008825.1	1

从表 5 可知,污泥中微生物种群较为丰富,共检测出 19 种菌种.其中,*Nitrosomonas europaea* ATCC19178、*Nitrosomonas stercoris*、*Nitrospina moscoviensis* X82558、*Nitrosospora* sp. PM2、*Micrococcus luteus* NCTC 2665、*Alkaliphilus metalliredigens* QYMF、*Anaerolinea thermophila* UNI-1 及 *Paracoccus denitrificans* PD1222 菌属共 8 种细菌占据了整个细菌群落的绝大部分,是系统中的主要功能菌种,而其他劣势菌种占比相对较小(11%).

在主要功能菌种中,*Nitrosomonas europaea* AT-

CC19178、*Nitrosomonas stercoris* 和 *Nitrosospira* sp. PM2 均属于 AOB 菌群, 共占比达 66%, 是该系统中最优势的菌种. 这 3 类菌群的主要功能是将氨氮氧化为亚硝态氮, 促进亚硝态氮积累, 是生物系统实现短程硝化反应最主要的菌群. 另外, *Nitrosospira moscoviensis* X82558 占比也高达 13%, 这类菌群属于亚硝酸盐氧化菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB), 主要功能是将亚硝态氮转化为硝态氮, 这说明生物系统中 NOB 并没有完全被淘汰, 反应器中同时存在部分全程硝化反应.

3 结 论

1) 在 pH 为 6.5~8.5 时, 氨氮降解符合米氏模型, 而 COD 降解适用于抑制 Aiba 动力学模型. 随 pH 增加, 氨氮和 COD 的最大降解速率与饱和常数均先增加后降低, pH 为 7.5 时达到最大值. 这说明短程硝化反应中, 氨氮与 COD 降解受 pH 影响较大, 最佳 pH 应控制为 7.5~8.0.

2) 间歇进水生物反应器微生物中 3 种 AOB 菌群 *Nitrosomonas europaea* ATCC19178、*Nitrosomonas stercoris* 和 *Nitrosospira* sp. PM2 的总占比达 66%, 说明 AOB 菌群是最主要的优势菌群, 这类菌群有利于短程硝化反应去除氨氮.

参 考 文 献

[1] AZIZ S Q, AZIZ H A, YUSOFF M S, et al. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 18: 404-413.

[2] PENG Y Z, ZHANG S J, ZENG W, et al. Organic removal by denitrification and methanogenesis and nitrogen removal by nitrification from landfill leachate [J]. *Water Research*, 2008, 42: 883-892.

[3] BERNET N, SANCHEZ O, DABERT P, et al. Effect of solid hold-up on nitrite accumulation in a biofilm reactor-molecular characterization of nitrifying comm-unities [J]. *Water Science and Technology*, 2004, 49(11/12): 123-130.

[4] BOUGARD D, BERENT N, CHENEY D, et al. Nitrification of a high strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: Effect of temperature on nitrite accumulation [J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(1): 106-113.

[5] PENG Y, ZHU G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2006, 1: 15-26.

[6] HELLINGA C, SCHELLEN J W, MULDER M C, et al. The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water [J]. *Water Science and Technology*, 1998, 37: 135-142.

[7] RUIZ G, JEISON D, CHAMY R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. *Water Research*, 2003, 37(6): 1371-1377.

[8] FDZ-POLANCO F, VILLAVARDE S, GARCIA P A. Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: Activation and free ammonia inhibition [J]. *Water Science and Technology*, 1994, 30

(11): 121-130.

[9] YOON H J, KIM D J. Nitrification and nitrite accumulation characteristics of high strength ammonia wastewater in a biological aerated filter [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2003, 78: 377-383.

[10] KIM D J, LEE D I, JURG K. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH [J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97: 459-468.

[11] WIEMANN U. Biological nitrogen removal from waste-water [J]. *Advances in Biochemical Engineering-Biotechnology*, 1994, 51: 113-154.

[12] KATARZYNA K, LEDAKOWICZ S. Kinetics of nitrogen removal from sanitary landfill leachate [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2006, 29(5/6): 291-304.

[13] ZUMFT W G. Cell biology and molecular basis of denitrification [J]. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 1997, 61(4): 533-616.

[14] COELHO M A Z, RUSSO C, ARAUJO O Q F. Optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal [J]. *Water Research*, 2000, 34(10): 2809-2817.

[15] GODON J J, ZUMSTEIN E, DABERT P, et al. Molecular microbial diversity in an anaerobic diversity in an anaerobic digester as determined by small-subunit r-DNA sequence analysis [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1997, 63(7): 2802-2813.

[16] WATANABE K, TERAMOTO M, HARAYAMA S, et al. An outbreak of non-flocculating catabolic populations caused the breakdown of a phenol-digesting activated-sludge process [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65(7): 2813-2819.

[17] MICHAELIS L, MENTEN M. Diekinetik der invertin-wirkung [J]. *Biochemische Zeitschrift*, 1913, 49: 333-369.

[18] AIBA S, SHODA M, NAGATANI M. Kinetics of product inhibition in alcohol fermentation [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1968, 10: 845-864.

[19] 李冬, 苏庆岭, 梁瑜海, 等. 碱度和 pH 值对 CANON 工艺脱氮效果的影响 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(3): 13-18.

LI Dong, SU Qingling, LIANG Yuhai, et al. Effect of alkalinity and pH value on performance of completely autotrophic Nitrogen removal over nitrite process [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(3): 13-18.

[20] 吕斌, 杨开, 周培疆, 等. 晚期垃圾渗滤液实现短程硝化影响因素分析 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2006, 38(6): 931-934.

LÜ Bin, YANG Kai, ZHOU Peijiang, et al. Factors effecting shortcut nitrification for treatment of advanced stage landfill leachate [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2006, 38(6): 931-934.

[21] 左剑恶, 杨洋, 蒙爱红. 高氨氮浓度下的亚硝化过程及其影响因素研究 [J]. *环境污染与防治*, 2003, 25(6): 332-335. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2003.06.005.

ZUO Jianwu, YANG Yang, MENG Aihong. Study on short-cut nitrification process and its affecting factors under high ammonia concentration condition [J]. *Huanjing Wuran Yu Fangzhi*, 2003, 25(6): 332-335. DOI: 10.15985/j.cnki.1001-3865.2003.06.005.

[22] 杨宏, 姚仁达. pH 和硝化细菌浓度对氨氮氧化速率的影响 [J]. *环境工程学报*, 2017, 11(5): 2660-2665.

YANG Hong, YAO Renda. Effects of pH level and nitrifying bacteria concentration on ammonia oxidation rate [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(5): 2660-2665.

[23] 尹军, 谭学军, 王雪峰, 等. 有机物降解和硝化过程中污泥摄氧速率的变化 [J]. *中国环境科学*, 2007, 27(4): 524-528.

YIN Jun, TAN Xuejun, WANG Xuefeng, et al. Variation of oxygen uptake rate in organic matter biodegradation and nitrification [J]. *China Environmental Science*, 2007, 27(4): 524-528.