

热冲击法实现包埋活性污泥稳定亚硝化

陈光辉,李 军*,邓海亮,侯爱月,曾金平,张彦灼

(北京工业大学 建筑工程学院 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室,北京 100124)

摘 要:亚硝化是一种节能的工艺,在处理高氨氮质量浓度和低 C/N 比污水时具有较高的可行性,通过热冲击的方式处理包埋活性污泥,成功实现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累。研究中发现,在 60 ℃ 温度下热冲击 10 min,亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)活性就将完全消失,而氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB)仍有一定活性。PCR-DGGE 发现,热冲击后包埋颗粒内残留的 NOB 主要是 *Candidatus Nitrospira defluvii*,只有当生物量达到一定值后时才能显现出硝化性能。研究还对 60 和 70 ℃ 热冲击后的包埋颗粒进行了连续流实验,发现热冲击后的包埋颗粒均能维持稳定的亚硝化,但温度越高,达到亚硝化所需的时间越长。在维持 65 d 的稳定亚硝化后,反应器内开始出现 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累,重新对包埋颗粒进行热冲击,反应器可以再次实现稳定的亚硝化。

关键词:亚硝化;热冲击;包埋颗粒;活性污泥

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

Stably Nitrification Process Using Heat-shocked Immobilized Activated Sludge

CHEN Guanghui, LI Jun*, DENG Hailiang, HOU Aiyue, ZENG Jinping, ZHANG Yanzhuo

(Key Lab. of Beijing for Water Quality Sci. and Water Environment Recovery Eng.,

College of Architecture and Civil Eng., Beijing Univ. of Technol., Beijing 100124, China)

Abstract: The heat-shock method was used to treat immobilized activated sludge, and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ accumulation was successfully achieved. The investigation of the temperature and processing time of the heat shock revealed that nitrite oxidizing bacteria (Nitrite oxidizing bacteria, NOB) was completely deactivated when heated at 60 ℃ for 10 min, while ammonia oxidizing bacteria (Ammonia oxidizing bacteria, AOB) still exhibited some activity. PCR-DGGE revealed that NOB residue after heat shock were *Candidatus Nitrospira defluvii*, which only when the biomass reach a certain value to appear nitrification performance. Two different temperatures were used to heat shock the immobilized granules, after which continuous-flow experiments were conducted. It was discovered that all two groups of heat shocked immobilized granules could remain stably nitrification, but the higher the temperature the longer the time was required for start stable nitrification. However, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ accumulation occurred in the reactor after stably nitrification for 65 d. Therefore, the immobilized granules were heat-shocked again, and nitrite nitrogen accumulation recurred in the reactor.

Key words: nitrification; heat shock; immobilized granules; activated sludge

传统全程硝化过程分为氨氧化过程(ammonia oxidation process, AOP)和亚硝酸盐氧化过程(nitrite oxidation process, NOP),相比传统的全程硝化工艺,亚硝化(短程硝化)将氨氮氧化过程控制在 AOP 阶段,减少了曝气量,降低了能耗,同时在反硝化阶段可以减少碳源消耗,加快脱氮效率^[1],在处理高氨氮质量浓度和低 C/N 比污水时具有较高的经济、技

术可行性^[2],具有广泛的应用前景^[3-5]。但硝化细菌生长缓慢,容易流失,并且在连续流条件下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累不稳定^[6],限制了亚硝化技术的应用。

包埋固定化技术是现代生物工程领域中一项新兴的微生物固定化技术,它通过包埋材料将游离细胞或者酶定位于限定的区域,制作成包埋菌颗粒,使其保持活性并可反复利用,具有良好的微生物截留

收稿日期:2014-12-17

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2014ZX07201-011)

作者简介:陈光辉(1986—),男,博士生.研究方向:污水处理与资源化. E-mail:ghui0066@163.com

* 通信联系人 E-mail:jgljun@bjut.edu.cn

效果^[7-8]。

通过包埋固定化技术制作亚硝化包埋菌颗粒,能有效防止菌体流失,提高细菌生物量,同时加强系统的抗负荷冲击能力,有利于亚硝化的稳定运行。实现包埋颗粒的亚硝化,主要有2种方式,一种是直接通过分离纯化培养氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria,AOB)进行包埋固定化,制作成亚硝化包埋菌,这样虽然可以实现亚硝化,但AOB培养周期太长,且成本太高,不适合实际应用^[9];另一种是将普通的活性污泥制成包埋菌颗粒,经过培养驯化,使包埋颗粒具有亚硝化功能。活性污泥成本较低,且容易获得,适合进行包埋固定化,但与普通的亚硝化污泥驯化一样,包埋颗粒的亚硝化驯化过程比较长,并且包埋颗粒中不但有AOB,同时还有亚硝酸盐氧化菌(Nitrite oxidizing bacteria,NOB),因此亚硝化效果并不稳定。

作者利用活性污泥制作包埋菌颗粒,并采用一种新的方式——在一定温度下将包埋颗粒进行“热冲击”来实现稳定亚硝化,对热冲击的温度和时间进行研究,并通过分子生物学手段(PCR-DGGE)研究热冲击后包埋颗粒内AOB和NOB的变化,最后对热冲击后的包埋颗粒进行了长期的连续流实验,观察包埋颗粒亚硝化性能的稳定性,以期为基于包埋固定化的新型亚硝化工艺提供理论依据。

1 实验

1.1 包埋颗粒的制备

试验用包埋污泥取自北京某污水处理厂二沉池,取出的污泥经4 000 r/min转速离心浓缩10 min,弃清液,得浓缩污泥。以质量百分比计,取10%的水性聚氨酯(WPU)溶液与等体积浓缩污泥混合,加入0.24% N,N-亚甲基双丙烯酰胺和1.5%过硫酸钾(KPS),并迅速搅拌,约30 min后混合液凝胶成固态,将固态胶体切割成3 mm×3 mm×3 mm立方体,既得包埋固定化颗粒,将制得的包埋颗粒活化培养一周^[10]后备用。包埋剂(WPU)和交联剂/引发剂(N,N-亚甲基双丙烯酰胺、KPS)均为分析纯。

1.2 实验水质

实验用水采用人工配水,主要成分组成见表1,其中NH₄⁺-N和NO₂⁻-N分别由NH₄Cl和NaNO₂提供,根据实际需要添加。

表1 人工模拟废水成分组成
Tab.1 Compositions of artificial wastewater

主要成分	质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	主要成分	质量浓度/ (mg·L ⁻¹)
NaHCO ₃	585	NH ₄ Cl	191
CaCl ₂	11	NaNO ₂	246
MgSO ₄ ·7H ₂ O	42	NaCl	25
NaH ₂ PO ₄ ·12H ₂ O	58	KCl	34

1.3 热冲击对包埋颗粒的影响

分别在40、50、60和70℃的恒温水浴锅中加入100 mL活化后的包埋颗粒,然后在第10、20、40和60 min从水浴锅中各取出25 mL包埋颗粒,测定包埋颗粒的氨氧化(AOP)性能和亚硝酸盐氧化(NOP)性能。

AOP性能的测定:将取出的25 mL包埋颗粒放入300 mL三角瓶中,加入200 mL人工废水,人工废水中添NH₄Cl使NH₄⁺-N初始浓度为50 mg/L,不添加NaNO₂,其余成分同表1,三角瓶中放有曝气头,通过空气泵充分曝气。将三角瓶和曝气装置一同放入22℃恒温培养箱中,反应过程中通过NaOH调节pH保持在8.0左右,48 h后取样测定NH₄⁺-N浓度。

NOP性能的测定:NOP性能测定过程中,人工废水中添加NaNO₂使NO₂⁻-N初始浓度维持在50 mg/L,不添加NH₄Cl,调节三角瓶中pH保持在7.1左右,其余方法同AOP性能的测定,48 h后取样测定NO₂⁻-N浓度。实验设置3组平行,取平均值。

1.4 分子生物学分析

将包埋颗粒在60℃下热冲击10 min,之后取热冲击前后的包埋颗粒进行PCR-DGGE:首先将包埋颗粒用研钵研碎,经超声波破碎仪(AMPLITUDE 50%)破碎60 s,提取DNA。AOB采用巢式PCR方法:第1轮以提取到的DNA作为模板,采用引物对CTO189fA/B/C以及CTO654r进行扩增,反应体系见文献[11];第2轮以第1轮的PCR产物为模板,以细菌通用引物F357-GC/R518进行第2轮扩增,反应体系见文献[12]。NOB同样采用巢式PCR:第1轮以提取到的DNA作为模板,采用引物对FGPS1269/FGPS872进行扩增,反应体系见参考文献[13],第2轮PCR同AOB第2轮。PCR引物序列信息及反应程序如表2所示。

表 2 PCR 扩增引物及反应程序

Tab.2 Primers and PCR conditions used for the study

目标菌群	引物	序列	反应程序
AOB	CTO189fA	GGAGAAAAGCAGGGGATCG	94 ℃ 预变性 5 min,94 ℃ 变性 45 s,57 ℃ 退火 45 s, 72 ℃ 延伸 90 s,共进行 35 个循环,72 ℃ 延伸 10 min
	CTO189fB	GGAGGAAAGCAGGGGATCG	
	CTO189fC	GGAGGAAACTAGGGGATCG	
	CTO654r	CTAGCYTTGTAGTTTCAAACGC	
NOB	FGPS1269	TTTTTTGAGATTTGCTAG	94 ℃ 预变性 3 min,94 ℃ 变性 1 min,50 ℃ 退火 1 min, 72 ℃ 延伸 2 min,共进行 30 个循环,72 ℃ 延伸 3 min
	FGPS872	CTAAAACTCAAAGGAATTGA	
总菌	F357 - GC	CGCCCCCGCGCCCCGCGC	94 ℃ 预变性 5 min,94 ℃ 变性 1 min,65 ℃ 退火 1 min, 72 ℃ 延伸 1 min,共进行 20 个循环,每个循环降低 0.5 ℃ , 94 ℃ 变性 1 min,55 ℃ 退火 1 min,72 ℃ 延伸 1 min, 共进行 10 个循环;72 ℃ 延伸 8 min
		CCGGCCCCGCGCCCCGCGC	
		CCCCTACGGGAGGCAGCAG	
		R518	ATTACCGCGGCTGCTGG

采用美国 Bio-Rad 公司生产的 DCodeTM DGGE 系统对 PCR 扩增产物进行分离。电泳条件:凝胶变性梯度 35% ~ 55%,电压 130 V,电泳缓冲液为 1 × TAE,电泳温度 60 ℃,电泳时间 8 h。电泳结束后,用 Gel Red 核酸凝胶染料染色 30 min,在凝胶成像系统(Gel DocTMXR + ,Bio-Rad)中进行拍照,之后切取图谱中主要条带,经克隆后送往测序公司进行测序。

1.5 连续流实验

连续流实验采用 2 L 有机玻璃反应器,如图 1 所示。

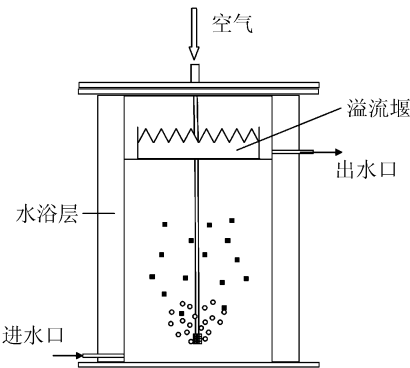


图 1 连续流反应器

Fig.1 Continuous tank reacto

反应器上部设有溢流堰,底部进水,上部溢流出水,出水口出设有格网,防止包埋颗粒随水流出,反应器内设有曝气装置,充分曝气保持 DO 在 4 mg/L 以上。反应器外部设有水浴层,通过水浴控制反应器内温度保持在 21 ℃。将包埋颗粒分别在 60 和 70 ℃ 下热冲击处理 10 min,之后按体积填充率 10% 投加到反应器中,同时取未经热冲击处理的包埋颗

粒作为对照组进行试验。实验水力停留时间为 3 h,采用人工配水,主要成分见表 1,每天定时取样测定进出水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 指标,并按式(1)计算 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率:

$$\eta_{\text{Nit}} = \frac{\rho_{\text{出水}}(\text{NO}_2 - \text{N})}{\rho_{\text{出水}}(\text{NO}_2 - \text{N}) + \rho_{\text{出水}}(\text{NO}_3 - \text{N})} \quad (1)$$

1.6 水质分析方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$:纳氏试剂光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$:麝香草酚分光光度法^[14];pH/DO/温度:WTW/Multi 3420 测定仪。

2 结果与讨论

2.1 热冲击对包埋颗粒的影响

图 2 是热冲击温度和时间对包埋颗粒 NOP 性能的影响,从图中可以看出,没有进行热冲击的对照组,经过 48 h, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 基本被全部去除,而热冲击后的包埋颗粒 NOP 过程受到影响, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除率降低。热冲击温度对包埋颗粒 NOP 性能影响明显,随着热冲击温度的升高,包埋颗粒 NOP 性能下降, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率降低,当热冲击温度达到 60 ℃ 以上时,基本检测不到 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除,包埋颗粒失去 NOP 能力。热冲击时间对包埋颗粒 NOP 性能也有一定影响,在 40 ℃ 时,热冲击 10 min,包埋颗粒在 48 h 对 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率约为 85%,而增长热冲击时间, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率也有所降低,当热冲击时间为 60 min 时, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率降低到 64%,但当热冲击温度达到 60 ℃ 以上时,无论热冲击时间有多长,都检测不到 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除,包埋颗粒的 NOP

过程被完全抑制。

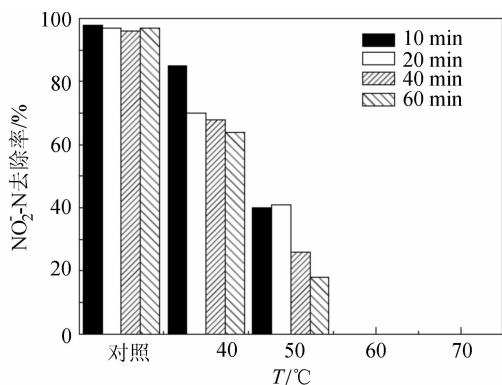


图2 热冲击对包埋颗粒NOP性能的影响

Fig. 2 Effects of heat-shock condition on NOP performance of immobilized granules

在AOP性能测试实验中发现,热冲击会对包埋颗粒的AOP性能产生一定影响,但并不会完全抑制,即使在较高的温度下热冲击60 min以上,包埋颗粒仍然具有一定的AOP能力。图3是在不同温度下热冲击60 min后,包埋颗粒对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率变化。从图中可以看出,在对照组和热冲击温度为40 °C时,经过48 h,全部的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均被去除;当温度大于50 °C以后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率有所减低,但仍能达到50%以上;当温度升高到70 °C时,经过60 min热冲击处理,包埋颗粒仍有42.3%的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率。因此,从实验结果可以看出,当热冲击温度达到60 °C以上,热冲击10 min就可以同时实现保留包埋颗粒氨氧化(AOP)性能而抑制亚硝酸盐氧化(NOP)性能,从而实包埋颗粒的亚硝化。

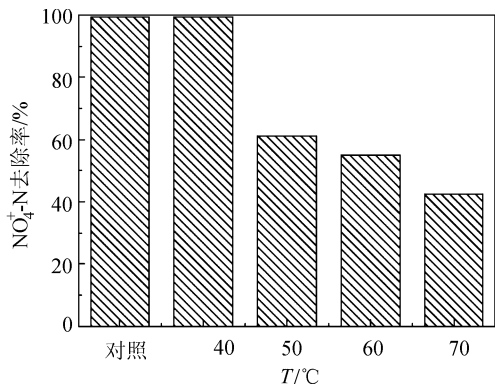


图3 温度对包埋颗粒AOP性能的影响(60 min)

Fig. 3 Effects of treatment temperature on AOP performance of immobilized granules(60 min)

2.2 分子生物学分析

将包埋颗粒在60 °C下热冲击10 min,之后对热冲击前后的包埋颗粒进行DGGE凝胶成像,如图4所示,H1、H2分别是热冲击前后AOB的变化,H3、

H4分别是热冲击前后NOB的变化,图谱中条带的分布与亮度能大体反映细菌的种类与生物量。从图4(a)的2条泳道中可以观察到6条不同的条带(1~6),比较H1和H2可以发现热冲击后条带1和条带3消失,而条带2、4、5、6亮度没有变化,表明热冲击对AOB种群多样性和生物量影响不大;从图4(b)2条泳道中可以观察到7条不同的条带(7~13),对比H3和H4可以发现,H4中条带亮度均变暗,7~12条带基本消失不见,说明热冲击后NOB生物量降低,种类减少。对H2和H4中条带进行切胶、PCR扩增,克隆测序,发现H2中细菌分别与 *uncultured Nitrosomonas sp* (HQ821461.1), *Pseudoxanthomonas sp* (KJ666165.1), *Nitrosomonas sp.* HP8 (HF678378.1) 和 *uncultured Nitrosomonas sp* (KJ023572.1) 最相似,表明这几种菌在60 °C以上仍能保持较高的活性;H4中的细菌经测序后发现,均与 *Candidatus Nitrospira defluvii* (NR_074700.1) 相似,相似率达到99%,说明包埋颗粒中NOB经热冲击后虽然大部分消失,但仍有一部分存在。

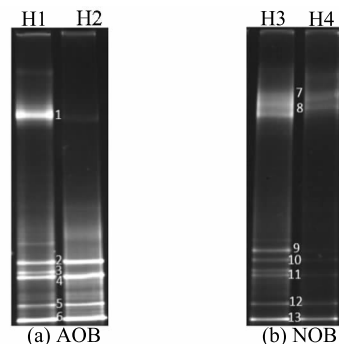


图4 AOB、NOB热冲击前后DGGE结果

Fig. 4 DGGE results of AOB and NOB that before and after heat-shock

2.3 连续流实验

将包埋颗粒分别在60和70 °C下热冲击处理20 min,然后以没有经过热冲击处理的包埋颗粒作为对照组进行连续流实验,结果如图5所示。图5(a)是没有经热冲击处理的包埋颗粒的硝化过程。

从图5中可以看出,包埋颗粒表现出良好的硝化性能,第1 d就出现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除,并且去除率逐渐升高,到第26 d,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度为1.86 mg/L,氨氮去除率达到95.7%。在试验初期,未处理的包埋颗粒也表现出一定的亚硝化性能,在第7 d,反应器中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率达到65.1%,这主要是由于包埋材料的存在,会影响氧气的传质效率,导致包埋颗粒内的氧浓度较低,引起 $\text{NO}_2^- - \text{N}$

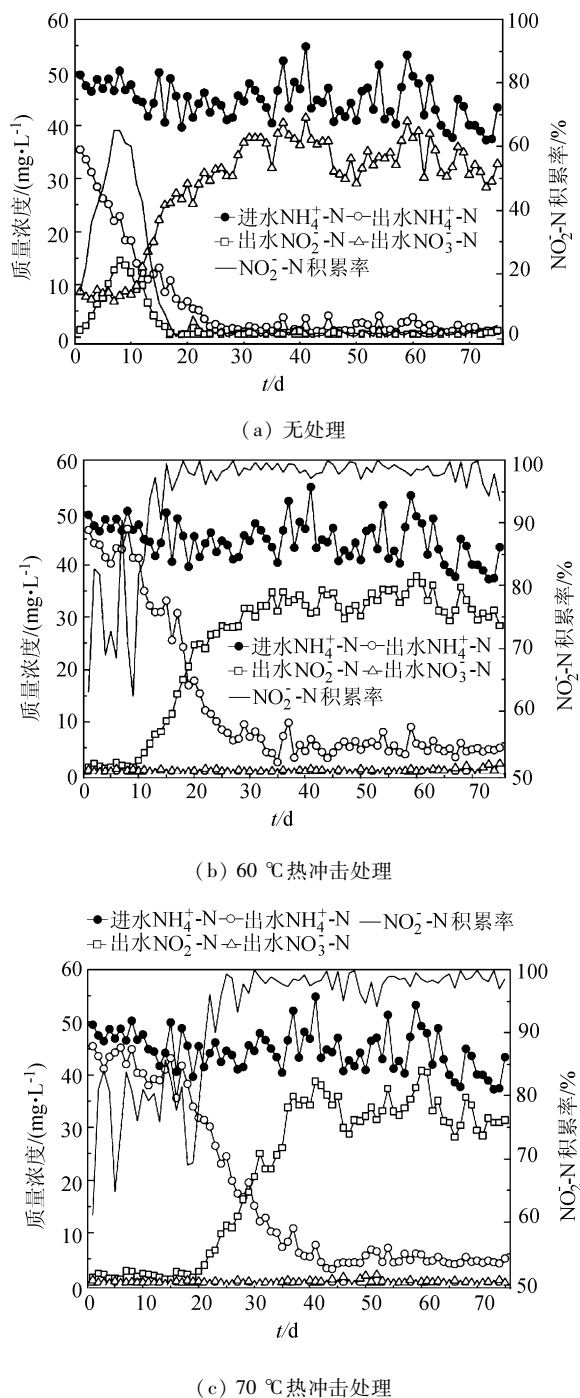


图 5 热冲击对包埋颗粒硝化过程的影响

Fig. 5 Effects of heat-shock on nitrification process of immobilized granules

的积累,之后随着时间增长,包埋颗粒的传质效率升高,硝化性能逐渐加强,在第 17 d 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的质量浓度降低到 0.845 mg/L,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度升高到 25.27 mg/L,基本所有 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 都转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。

包埋颗粒经 60 °C 热冲击处理后,如图 5(b) 所示,在第 12 d 开始出现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的稳定去除,出水

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 基本为 0, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率稳定在 90% 以上;经过 70 °C 的热冲击处理的包埋颗粒,如图 5(c) 所示,同样能实现稳定的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累,但相比 60 °C 热冲击处理,反应器启动阶段的时间更长,直到第 20 d 才开始出现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的稳定去除。总体来说,相比未进行热冲击处理的包埋颗粒,热冲击后的包埋颗粒均能达到 90% 以上的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率,并维持稳定运行,但是热冲击温度越高,达到稳定亚硝化所需的时间越长。在图 5 中还可以看出,没有经过热冲击处理的反应器内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水质量浓度在 1 mg/L 以下,而热冲击后的包埋颗粒,很难将出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 降低到 4 mg/L 以下,说明热冲击同样对包埋颗粒的氨氧化性能产生一定影响。

2.4 讨论

对于热冲击实现包埋颗粒亚硝化的原因,可以通过 PCR - DGGE 实验进行分析,经 60 °C 热冲击 10 min 后,如图 4(a),虽然 AOB 泳道中有 2 条条带消失,但其余条带亮度基本没有变化,说明热冲击后大部分 AOB 菌仍保持活性,因此包埋颗粒仍具有一定 AOP 性能;经过热冲击后 NOB 泳道中的条带大部分消失,剩余的一部分 NOB 经测序发现,主要为 *Candidatus Nitrospira defluvii*。有研究显示, *Candidatus Nitrospira defluvii* 能在 28 ~ 44 °C 范围内保持活性,最适温度为 42 °C^[15],在本研究中,在经过 60 °C 热冲击后,仍有一小部分 *Candidatus Nitrospira defluvii* 存活。Lücker 等^[16]发现 *Candidatus Nitrospira defluvii* 与厌氧氨氧化菌 (Anammox) 有着相似的亚硝酸盐氧化还原酶 (nitrite oxidoreductase, NXR),并且具有明显的基因转移现象,与其他已知的亚硝酸盐氧化菌具有明显的区别,因此分析 *Candidatus Nitrospira defluvii* 和厌氧氨氧化菌一样,只有达到一定的生物量时才能显现出活性^[17],而热冲击后包埋颗粒中 NOB 的生物量很低,不表现 NOP 性能,因此热击后包埋颗粒实现了亚硝化。

在连续流实验中,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度较低,在 50 mg/L 左右,相应的游离氨 (FA) 浓度在 0.48 ~ 0.96 mg/L 之间,远远低于 NOB 的抑制浓度^[18-19],同样实现了稳定的亚硝化,表明热冲击后的包埋颗粒同样适应低氨氮浓度的废水。同时反应过程中并没有控制 pH,反应器内 pH 在 7.1 ~ 7.6 之间;温度为 21 °C,基本维持在室温;整个反应过程中充分曝气,DO 维持在 4 mg/L 以上,这些环境因素均属于此前报道中不利于亚硝化形成的条件^[20-23],而在本研究中同样实现了稳定的亚硝化,因此热击

后的包埋颗粒可以适应不同的环境因素,不需要严格的过程控制,可以适应更多不同类型的污水处理,使得亚硝化工艺的应用范围更加广泛。

对于热冲击,仍然存在一些问题。首先,从图5中可以看出,热冲击后的包埋颗粒需要一定的时间恢复氨氧化性能,在60℃热冲击后,需要10 d左右的时间才出现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的稳定去除,而当温度为70℃时需要20 d的时间,同时对比没有热冲击的包埋颗粒,热冲击后的包埋颗粒很难将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度降低到4 mg/L以下。这主要是由于热冲击对AOB也产生了一定的影响,从图5(a)中可以看出,经过热冲击后,条带1和3消失,经测序发现条带1和条带3分别和 *uncultured beta proteobacterium* (JF514815.1)和*uncultured Nitrosomonas sp.* (GU073372.1)最为相似度,而这2种细菌具有较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 亲和力和^[9],因此当这些细菌消失后,包埋颗粒的氨氧化性能也会受到一些影响。其次,实验后期还发现无论是在60℃还是70℃热冲击,在 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 稳定积累65 d后,都重新出现了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的积累,并且积累率逐渐升高。这主要是由于包埋颗粒中残留的NOB生物量逐渐升高,当达到一定浓度,重新表现出硝化性能,但之后重新对包埋颗粒进行热冲击,经过一段时间恢复后可以重新实现稳定的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累。在实际运行中,可以通过建立多组反应器交叉运行的方式,解决包埋颗粒的性能恢复和需要周期性热冲击的问题。

3 结 论

1)热冲击的温度和时间对AOB和NOB都有影响,但温度的影响较大,在60℃以上加热10 min就可以完全抑制NOB活性,而AOB仍具有一定氨氧化性能,因此通过热冲击可以同时保留包埋颗粒的氨氧化性能而抑制亚硝酸盐氧化性能,从而实包埋颗粒的现亚硝化。

2)热冲击后包埋颗粒内残留的NOB主要是*Candidatus Nitrospira defluvii*,当生物量较低时,并不显现活性,只有当生物量达到一定值后时才能显现生物活性,因此虽然热冲击后包埋颗粒内仍有一部分NOB,但并不显现亚硝酸盐氧化性能。

3)热冲击后包埋颗粒可以在连续流条件下实现65 d的稳定亚硝化, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累率达到90%以上,之后会重新出现 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的积累,可以通过再次热冲击的方式,恢复包埋颗粒的亚硝化性能。过高的热冲击温度不利于包埋颗粒亚硝化性能的恢

复,60℃是较合适的热冲击温度。

4)通过热冲击的方式,可以在不同的在环境因素下实现了包埋颗粒的稳定亚硝化,并且操作简单,不需要严格的过程控制,适合多种不同类型的污水处理,使包埋亚硝化工艺具有更广泛的应用前景。

参考文献:

- [1] Turk O, Mavinic D. Selective inhibition: A novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous waste [J]. *Environmental Technology*, 1987, 8: 419 - 426.
- [2] Wu Lina, Peng Yongzhen, Du Mu, et al. Advanced nitrogen removal via nitrite from mature landfill leachate by the two-stage UASB - A/O - SBR process [J]. *Journal of Sichuan University: Engineering Science Edition*, 2011, 43 (3): 182 - 187. [吴莉娜, 彭永臻, 刘牡, 等. 晚期垃圾渗滤液两级UASB - A/O - SBR工艺短程深度脱氮[J]. *四川大学学报: 工程科学版*. 2011, 43(3): 182 - 187.]
- [3] De Clippeleir H, Yan X, Verstraete W, et al. OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, 90(4): 1537 - 1545.
- [4] Jemaat Z, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, et al. Partial nitrification and o-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor [J]. *Water Research*, 2014, 48: 354 - 362.
- [5] Hu Anhui, Zheng Ping, Hu Baolan. Performance of Three Kinds of Nitrification Sludge [J]. *Journal of Sichuan University: Engineering Science Edition*, 2009, 41 (6): 89 - 96. [胡安辉, 郑平, 胡宝兰. 3种硝化污泥性能的比较研究[J]. *四川大学学报: 工程科学版*, 2009, 41(6): 89 - 96.]
- [6] Zhu Guibing, Peng Yongzhen, Guo Jianhua. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2008, 40(10): 1552 - 1557. [祝贵兵, 彭永臻, 郭建华. 短程硝化反硝化生物脱氮技术[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2008, 40(10): 1552 - 1557.]
- [7] Chen Y, Zhou T, Yao S, et al. Ethanol production by repeated batch and continuous fermentations by *Saccharomyces cerevisiae* immobilized in a fibrous bed bioreactor [J]. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2013, 23(4): 511 -

- 517.
- [8] Qiao S, Tian T, Duan X, Zhou J, et al. Novel single-stage autotrophic nitrogen removal via co-immobilizing partial nitrifying and anammox biomass[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 230: 19 – 26.
- [9] Isaka K, Sumino T, Tsuneda S. Novel nitrification process using heat-shocked nitrifying bacteria entrapped in gel carriers[J]. Process Biochemistry, 2008, 43(3): 265 – 270.
- [10] Zhu G L, Hu Y Y, Wang Q R. Nitrogen removal performance of anaerobic ammonia oxidation co-culture immobilized in different gel carriers[J]. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2009, 59(12): 2379 – 2386.
- [11] Cébron A, Coci M, Garnier J, et al. Denaturing gradient gel electrophoretic analysis of ammonia-oxidizing bacterial community structure in the lower Seine River: Impact of Paris wastewater effluents[J]. Apply Environment Microbiology, 2004, 70(11): 6726 – 6737.
- [12] Muyzer G, De Waal E C, Uitterlinden A G. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA[J]. Apply Environ Microbiology, 1993, 59(3): 695 – 700.
- [13] Degrange V, Bardin R. Detection and counting of Nitrobacter populations in soil by PCR[J]. Apply Environ Microbiology, 1995, 61(6): 2093 – 2098.
- [14] Eaton A D, Franson M A H. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater[M]. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 2005: 2001 – 3710.
- [15] Lebedeva E, Alawi M, Maixner F, et al. Physiological and phylogenetic characterization of a novel lithoautotrophic nitrite-oxidizing bacterium, ‘Candidatus Nitrospira bockiana’[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2008, 58(1): 242 – 250.
- [16] Lückner S, Wagner M, Maixner F, et al. A Nitrospira metagenome illuminates the physiology and evolution of globally important nitrite-oxidizing bacteria[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2010, 107(30): 13479 – 13484.
- [17] Zheng P, Xu X, Hu B. Novel Biological Nitrogen Removal: Theory and Technology[M]. Beijing: Science Press, 2004.
- [18] Anthonisen A, Loehr R, Prakasam T, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. Journal Water Pollution Control Federation, 1976, 48(5): 835 – 852.
- [19] Mauret M, Paul E, Puech-Costes E, et al. Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture[J]. Water Science and Technology, 1996, 34(1): 245 – 252.
- [20] Mannucci A, Munz G, Mori G, et al. Applicability of the Arrhenius model for ammonia oxidizing bacteria subjected to temperature time gradients[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2014(1): 1 – 7.
- [21] Hellinga C, Schellen A, Mulder J, et al. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 135 – 142.
- [22] Tokutomi T. Operation of a nitrite-type airlift reactor at low DO concentration[J]. Water Science & Technology, 2004, 49(5/6): 81 – 88.
- [23] Law Y, Lant P, Yuan Z. The effect of pH on N_2O production under aerobic conditions in a partial nitrification system[J]. Water Research, 2011, 45(18): 5934 – 5944.

(编辑 黄小川)