

试验研究

DOI: 10.19965/j.cnki.iwt.2021-0093

填料电加热强化低温下厌氧氨氧化脱氮效能研究

谢 飞, 赵博玮, 周爱娟, 岳秀萍

(太原理工大学环境科学与工程学院, 山西太原 030024)

[摘要] 选取热裂解废弃轮胎作为生物填料, 通过对填料外加低电压形成并联的方式, 研究了新型电加热填料法对低温下 UASB 厌氧氨氧化脱氮效能的强化作用。实验结果表明, 相较传统加热方式, 填料电加热缩短了热传质途径, 提高了微生物环境温度, 进而提高了脱氮效能。在 10 ℃ 的低温环境下, 填料电加热方法能够将厌氧氨氧化的总氮去除率由 16.9% 提高至 74.9%, 填料周围温度能够稳定维持在 (32 ± 2) ℃ 的范围内, 更适合微生物代谢和生长。相较于传统外部电加热丝方式, 填料电加热对于能量的利用率提高了 17.5%。此外, 通电过程中轮胎内芯的铁单质会以 $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 的形式释放至水环境中, 促进了铁氨氧化、铁氧化和自养反硝化等反应的发生, 丰富了脱氮路径。填料电加热技术可为低温生物脱氮领域提供新的研究方向, 具有较强的应用前景。

[关键词] 低温生物脱氮; 厌氧氨氧化; 铁氨氧化; 填料电加热; 废弃轮胎

[中图分类号] X703 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2021)10-0054-07

Enhancing the nitrogen removal of anammox at low temperature by electric heating of filler

XIE Fei, ZHAO Bowei, ZHOU Aijuan, YUE Xiuping

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030024, China)

Abstract: Using pyrolysis waste tire as biological filler, the enhancement effect of a new electric heating filler method on anaerobic ammonia oxidation denitrification of UASB at low temperature was studied by adding low voltage to the filler to form a parallel connection. The experimental results showed that compared with the traditional heating method, the electric heating of filler shortened the heat mass transfer path, improved the microbial ambient temperature, and then improved the denitrification efficiency. Under the low temperature environment of 10 ℃, the filler electric heating method could increase the total nitrogen removal rate of anaerobic ammonia oxidation from 16.9% to 74.9%. The temperature around the filler could be stably maintained in the range of (32 ± 2) ℃, which was more suitable for microbial metabolism and growth. Compared with the traditional external electric heating wire method, the energy utilization rate of filler electric heating increased 17.5%. In addition, the iron in the tire core was released into the water environment in the form of $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ during power on, which promoted the occurrence of iron ammonia oxidation, iron oxidation and autotrophic denitrification, and enriches the denitrification path. The filler electric heating technology can provide a new research direction for the field of low-temperature biological nitrogen removal, and has a strong application prospect.

Key words: low-temperature biological nitrogen removal; Anammox; Feammox; electric heating filler; waste tire

氮污染是引起水体富营养化的主要原因之一^[1], 而温度是生物脱氮效率的重要影响因素。受到污水处理厂地理位置和季节变化的影响, 低温环境抑制

脱氮效率的现象普遍存在, 尤其是对于我国的北方区域, 以东北地区为例, 年均气温约为 5 ℃^[2], 低水温使得生物处理出水氨氮和总氮很难达标。研究表

[基金项目] 国家重点研发计划项目(2019YFC0408601, 2019YFC0408602); 国家自然科学基金项目(52070139)

明,长期的低温环境会导致微生物群落的结构发生改变、生长速率下降、生理特性恶化等;低温环境下,微生物体内酶活性降低,对基质的利用速率降低,导致生物活性降低^[3]。端正花等^[4]通过细菌相对丰度检测发现,低温下微生物优势种群发生改变,污泥沉降性能降低。贲岳等^[5]研究发现,低温下微生物的吸附能力和代谢能力均会受到较大影响,造成污水处理效果降低。因此,如何在低温条件下提高污水生物脱氮效果,改善出水水质是废水处理和工作中亟待解决的难题^[6]。

近年来,作为新型高效生物脱氮技术的厌氧氨氧化(Anammox)工艺,因其具备无需供养、无需外加碳源、剩余污泥产量少和氮去除负荷较高等优势,已成为国内外研究的热点^[7]。厌氧氨氧化的反应原理是以亚硝酸氮(NO_2^- -N)为电子受体,将氨氮(NH_4^+ -N)氧化为氮气(N_2)^[8],实现对水体中氮污染物的去除。但是该过程会伴随约 11.2%的硝酸盐副产物产生^[9]。因此,如何去除硝酸盐副产物成为近年关于厌氧氨氧化研究的另一热点问题。为避免高浓度有机物对厌氧氨氧化菌可能产生的抑制作用,同时节约成本,厌氧氨氧化的自养耦合工艺受到广泛研究,如将铁还原氨氧化反应(Feammox,即 Fe^{3+} 通过微生物作用将氨氮氧化,同时将 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} 的微生物过程)与厌氧氨氧化进行耦合^[10]。Sen QIAO 等^[11]采用电化学技术强化传统厌氧氨氧化过程,通过外加 1.5 V 的直流电压,为自养反硝化菌提供电子,提高了对副产物硝酸盐的去除。Fei XIE 等^[12]将铁碳微电解技术与厌氧氨氧化过程进行耦合,通过形成无数个微小的原电池将硝态氮还原成为氨氮,去除硝酸盐的同时能够为厌氧氨氧化过程补充氮底物。

厌氧氨氧化菌对低温环境的适应能力较差。研究表明,厌氧氨氧化菌的最适生长温度一般为 30~40 °C^[13],当温度低于 15 °C 时会出现亚硝酸盐的积累,从而影响厌氧氨氧化脱氮效能的稳定性^[14]。J. DOSTA 等^[15]采用序批式活性污泥法(SBR)研究了温度对厌氧氨氧化菌的影响,结果表明,当温度从 30 °C 缓慢降至 15 °C 时,反应器失去稳定性。目前,国内外针对提高低温下厌氧氨氧化脱氮效率的研究,主要集中在调控运行参数和驯化耐低温菌群等方面^[16],但实际的强化效果和菌种的培养周期均难以满足工程化应用需求。

废弃轮胎作为一种废弃材料产生量极大,且超过 50%的废弃轮胎没有被处理和处置,多堆积在垃圾填埋场。由于直接燃烧废弃轮胎不仅污染空气、严重影响生存环境,而且违反国际空气污染条例,因此,对于废弃轮胎的回收利用具有重要的意义。Meng HU 等^[17]的研究表明,废弃轮胎具有较强的固定微生物能力,能够将微生物吸附在其粗糙的表面,并为微生物提供更加稳定的代谢和生长环境。Wei CHEN 等^[18]将废弃轮胎置于 800 °C 的高温环境中,将裂解生成的轮胎炭制作成电极材料。研究表明,该材料特殊的网状碳结构使得其导电性能和固定微生物的能力均强于传统的石墨电极。铁碳微电解是通过铁碳之间形成的微小原电池将废水中的硝态氮还原生成氨氮^[19]。热解后的轮胎碳片内部为铁网结构,能够起到支撑定型的作用,而外部的热解炭与铁网紧密连接,可形成铁碳微电床。

本研究以提高低温条件下厌氧氨氧化过程的脱氮效率为主要目标,选取热裂解废弃轮胎作为生物填料,固定厌氧氨氧化菌等脱氮微生物在其表面生长,并采用外加低电压电源加热的方式,利用电流产生的热效应直接对生物填料进行加热,从而提高功能菌群代谢和生存的环境温度。与常用的电加热丝、热盘管等加热方式相比,该技术能够提高热能与微生物之间传质效率,在低温条件下无需加热整个反应器内的水体,而是仅对吸附在填料表面的功能微生物加热,大幅减少了能源消耗和散热损失。由于裂解后的轮胎自身已经形成了铁-碳微电解系统,能够将部分硝酸盐还原成为氨氮,且产生的铁离子会释放到水环境中,促进 Feammox、还原硝酸盐的铁氧化反应(NDFO)和自养反硝化等,从而进一步提高了脱氮效能。本研究通过回收利用废弃材料,开发出一套新型低耗能的填料电加热技术,用以强化低温下厌氧氨氧化的脱氮效能。该项研究可为低温废水生物处理提供新的研究思路和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 实验装置

本研究采用上流式厌氧污泥床(UASB),如图 1 所示。装置总体积为 2 L(200 mm×100 mm×100 mm),填料的体积填充比为 9.6%。同时设置规格完全相同的平行对照实验,UASB 反应器与进水桶一起置于

低温恒温箱内,精准模拟外部温度环境。2个反应器均由底部进水、顶部出水,外部均覆盖黑色隔热保温层,用以遮光和减少器壁散热损失。反应器内部各放置5片相同尺寸(80 mm×80 mm×6 mm)附着功能微生物的轮胎填料,各填料间相隔2 cm,由蠕动泵控制水力停留时间(HRT)为24 h。实验组(R1)外接低压直流电源以提供稳定电压,并通过温度探针和温度控制器控制填料周围温度和通电时间。对照组(R2)则在反应器外部缠绕电加热丝(电功率为50 W),同样配有温度探针和温控装置。

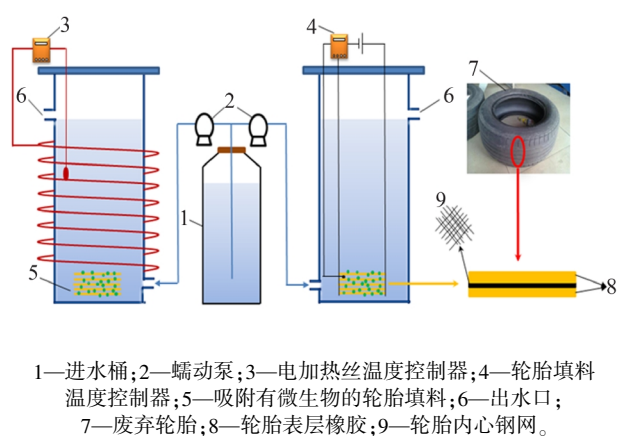


图1 UASB 反应示意

Fig. 1 Schematic diagram of UASB

1.2 接种污泥及填料制备

实验所用接种污泥(200 mL)取自实验室长期培养的以厌氧氨氧化菌为主要脱氮功能微生物的反应器,污泥为砖红色,其在进水 NH_4^+-N 为 100 mg/L、 NO_2^--N 为 132 mg/L、pH 为 7 ± 0.2 、HRT 为 24 h、温度为 $(30\pm 1)^\circ\text{C}$ 的条件下稳定运行时间超过 1 a, MLSS 为 8 985 mg/L, MLVSS 为 4 981 mg/L^[12]。实验所用废弃轮胎(普利司通 BATTILAX BT-39 tubeless)取自某市某汽车修理厂,被切割机切成片状(80 mm×60 mm×10 mm),经去离子水和稀盐酸交替反复冲洗 30 min 后,晾干,再置于 800°C 的管式炉中加热 2 h^[19],炉膛内部提前通入流量为 300 mL/min 的氮气以提供无氧环境。如图 1 所示,轮胎片外部主要成分为橡胶,经过热解碳化后形成表面粗糙、不光滑的轮胎炭材料;内部钢丝包含单质铁,与热解后的轮胎炭紧密连接,每片填料内阻约为 $3.4\ \Omega$,形成铁-碳微电解生物填料。将处理后的填料置于厌氧氨氧化污泥中 30 d,吸附和固定微生物在其表面,备用。

1.3 厌氧序批式培养实验运行工况

本实验进水营养物主要包括: NH_4^+-N 100 mg/L, NO_2^--N 132 mg/L, KH_2PO_4 25 mg/L, KHCO_3 125 mg/L, $\text{CaCl}_2\cdot\text{H}_2\text{O}$ 300 mg/L, $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 200 mg/L, FeSO_4 62.5 mg/L, EDTA 62.5 mg/L, 微量元素 I 1 mL/L, 微量元素 II 1 mL/L。微量元素 I 包括:EDTA 5 g/L, FeSO_4 5 g/L; 微量元素 II 包括:EDTA 15 g/L, $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.43 g/L, $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.24 g/L, $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.99 g/L, $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.25 g/L, $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.22 g/L, $\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.19 g/L, $\text{Na}_2\text{SeO}_4\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 0.21 g/L, H_3BO_3 0.014 g/L^[8]。实验分为 4 个阶段:阶段 I, R1 和 R2 反应器内均加入 5 片附着有厌氧氨氧化生物膜的填料,调节恒温箱内温度为 30°C , 反应器稳定运行 10 d, 使得菌群适应环境,并监测进出水水质变化。阶段 II, 将恒温箱内部温度降低至 10°C 以模拟低温环境,稳定运行 10 d, 监测低温条件下反应器的脱氮效能。阶段 III(恢复期)和阶段 IV(稳定期),保持恒温箱内部温度为 10°C , R1 外加直流电源提供稳定电压(5 V), 将填料以并联方式连接,并借助温控装置控制电路开断路,控制填料加热时间,保持其周围 1~2 cm 处的温度为 $(32\pm 2)^\circ\text{C}$; R2 则采用外加电热丝的加热方式,将反应器温度维持在 30°C 。运行期间,每天对出水温度和污染物浓度变化进行监测并记录。

1.4 测试与计算方法

NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 等多项水质指标均按照《水和废水监测分析方法》进行测定^[20],铁离子/亚铁离子浓度和 pH 分别用邻菲罗啉分光光度法和 pH 测定仪进行检测。依据参考文献[21]计算游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)浓度。

对接种污泥进行高通量测序,采用美国 MOBIO 公司生产的 Power soil DNA 提取试剂盒提取活性污泥的总 DNA。聚合酶链反应(PCR)扩增采用先前研究中描述的方法^[22]。用细菌通用引物 907R(5'-CCGT-CAATTCMTTTRAGTTT-3')和 515F(5'-GTGCCA-GCMGCCGCGG-3')对 16S rRNA 基因 V4-V5 区进行 PCR 扩增。在 Illumina Miseq 测序平台(中国上海 Biozeron)上,通过热测序鉴定 PCR 产物的组成。

本实验选择 UASB,反应器内部环境较为稳定,可视为稳流传热。基于进出水温度变化,可按公式(1)计算每个周期(24 h)内 R1 和 R2 水温上升所需提供的热量。

$$Q=Cm(T_2-T_1) \quad (1)$$

式中: Q ——热量,kJ;

C ——水的比热容,即 1 kg 的物质温度上升 1 °C 所需的热量,kJ/(kg·°C);

m ——物质的质量,kg;

T_1 、 T_2 ——进、出水温度,°C。

不同电加热方式所提供的能量可依据公式(2)计算。

$$W=Pt \quad (2)$$

式中: W ——产生能量,J;

P ——电加热功率,W;

t ——单位周期内通电时间,s。

2 结果与讨论

2.1 UASB 处理效果

不同阶段 R1 和 R2 反应器的氮去除效果如图 2 所示,经计算具体的 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 TN 的去除效率,以及副产物 NO_3^--N 的产量见表 1。

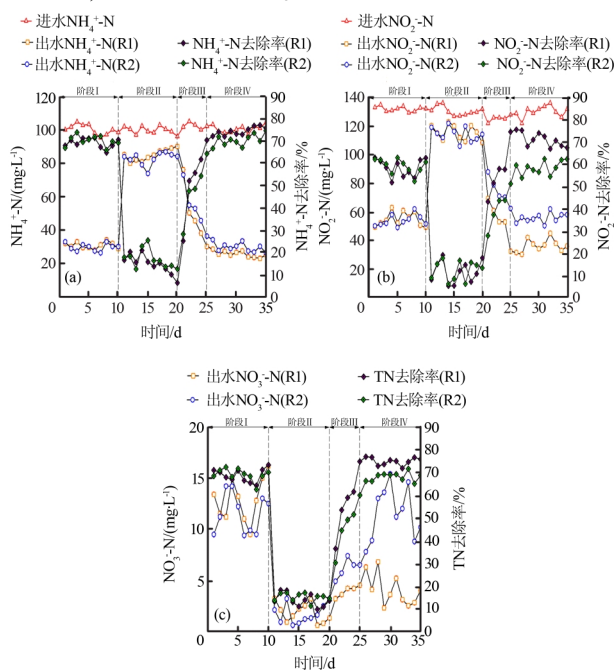


图 2 UASB 反应器氮素去除效果

Fig. 2 Nitrogen removal effects of UASB reactor

由图 2 可知,在阶段 I,R1 和 R2 的 NH_4^+-N 和 NO_2^--N 平均去除质量比为 1.30,接近厌氧氨氧化过程的 1.32,证明该污泥氮代谢过程主要以厌氧氨氧化为主。在阶段 II,将反应器置于 10 °C 的低温环境, NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的去除率急剧下降,导致

R1 和 R2 的总氮去除率分别由阶段 I 的 68.7% 和 69.0% 下降至 16.9% 和 15.1%。氮去除率的急剧下降是由于功能微生物生长的环境温度过低,酶活性降低,抑制了菌种的生理过程。在阶段 III(5 d),将 R1 内并联的轮胎填料与外接直流电源连通,具有较低内阻的填料能够将电能转化为热能,从而对生长在其表面的微生物进行加热,使得微生物处于适宜的温度环境。该阶段主要为菌群活性的恢复期,当微生物再次适应中温环境后,氮去除率逐渐回升至阶段 I 的正常水平。在阶段 III,R2 通过外部电加热丝的加热方式将温度控制在 30 °C,可以看到 R2 的脱氮率总体低于 R1,这可归因于填料电加热促进了铁离子释放到溶液中,从而促进了 Feammox 和 NDFO 等脱氮反应的进行,提高了脱氮效率。在阶段 IV,R1 和 R2 的氮去除率与阶段 I 相近,证明功能菌群的脱氮能力在本次实验过程中变化很小,且经过 10 d 的低温环境并未对微生物造成不可逆的抑制作用。R1 在经过阶段 III 的短暂恢复后,总氮去除率显著提高至 74.9%,较阶段 II 低温下的总氮去除率提高 58.0%;此外,R1 相较于 R2 在该阶段的总氮去除率进一步有 7.6% 的提升,主要是由 R1 内部 NO_2^--N 和 NO_3^--N 的去除率较高引起的。

2.2 铁释放、pH、FA 和 FNA 浓度的变化

本研究对 R1 和 R2 内不同阶段铁元素释放、pH、FA 和 FNA 浓度的变化进行了同步监测,结果如表 2 所示。

结果表明,对于 R1 和 R2,阶段 I 中出水 pH 相对于进水 pH 为 7 略有增加,这是因为厌氧氨氧化过程是一个产碱生物过程,在消耗氢离子的同时还还原亚硝态氮;阶段 II 出水的 pH 与进水几乎没有变化,这是由于受低温的影响,微生物活性受到很大抑制,使得厌氧氨氧化过程消耗的氢离子较少;由于在实验开始前 R1 和 R2 所用的热解轮胎碳已置于水环境中较长时间,暴露在溶液中的铁网已几乎被完全氧化,因此在阶段 I 和阶段 II 的 R1 和 R2 出水中并未检测到铁元素的释放。在阶段 III 和阶段 IV 中,作为对照组 R2 通过外加热丝的加热方式将反应器内水温提升至 30 °C,使得厌氧氨氧化菌逐渐恢复生物活性进行氮代谢,出水 pH 则由于厌氧氨氧化的产碱特性而分别升高至 7.33 和 7.67;R1 内接近阴极的内部铁网会在通电的情况下发生电解铁反应,将

表 1 反应器在不同阶段的氮去除效果

		R1				R2			
阶段	运行时间/d	NH ₄ ⁺ -N 平均去除率/%	NO ₃ ⁻ -N 平均去除率/%	平均出水 NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	TN 平均去除率/%	NH ₄ ⁺ -N 平均去除率/%	NO ₃ ⁻ -N 平均去除率/%	平均出水 NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	TN 平均去除率/%
I	1~10	69.2	58.5	12.9	68.7	70.3	59.2	11.6	69.0
II	11~20	14.7	11.6	1.8	13.8	16.9	12.3	1.7	15.1
III	21~25	48.8	52.6	3.8	52.5	44.7	38.2	6.1	43.8
IV	26~35	74.2	72.3	4.1	74.9	70.0	56.7	11.1	67.3

表 2 反应器内不同阶段 pH、Fe²⁺/Fe³⁺浓度、FA 和 FNA 浓度的变化

		Table 2 Variation of pH, Fe ²⁺ /Fe ³⁺ concentration, FA and FNA concentrations in reactors at different stages					
反应器	阶段	出水 pH	平均 Fe ²⁺ /Fe ³⁺ 质量浓度/(mg·L ⁻¹)	平均 FA 质量浓度/(mg·L ⁻¹)		平均 FNA 质量浓度/(μg·L ⁻¹)	
				进水	出水	进水	出水
R1	I	7.77	0	0.97	0.40	0.97	10.58
	II	7.07	0		0.22		111.67
	III	7.16	17.95/7.40	0.22	0.39	149.97	33.11
	IV	7.45	10.33/6.22		0.41		10.37
R2	I	7.85		0.97	0.46	0.97	8.71
	II	7.09	0		0.23		105.73
	III	7.33		0.22	1.21	149.97	23.02
	IV	7.67			1.46		7.69

部分氧化铁电离成为零价铁单质,其反应产物主要为亚铁离子和氢气,由于溶液 pH 处于弱碱环境,部分生成的亚铁离子会与溶液中的 OH⁻ 结合形成沉淀,达到稳定溶液 pH 的效果,阳极的铁网则更易发生失电子反应而被氧化,进而形成板结的铁氧化物。

FA 和 FNA 的浓度主要受到 pH、温度和氮素浓度的影响。Yanlong ZHANG 等^[23]的研究表明,当进水 FA 质量浓度从 1 mg/L 提升至 18 mg/L 时,厌氧氨氧化的总氮去除率可从 85%降低至 72%,即 FA 质量浓度高于 1 mg/L 时,可能会对厌氧氨氧化产生抑制作用。由表 2 可知,R2 在阶段Ⅲ和Ⅳ的 FA 质量浓度分别为 1.21、1.46 mg/L,推测可能对其总氮去除率产生一定抑制。FNA 是影响厌氧氨氧化过程的另一主要因素。Haiyuan MA 等^[24]研究发现,即使 FNA 在较低浓度(17 μg/L)时,对氮去除效率仍有 10%的抑制作用,且浓度越高抑制程度越明显。本实验设置的阶段Ⅱ的环境温度较低,导致 R1 和 R2 在此阶段的 FNA 质量浓度分别升高至 111.67、105.73 μg/L,由此推测 FNA 是抑制该阶段 R1 和 R2 氮去除的另一个原因。

2.3 脱氮路径分析

反应器 R1 内的生化脱氮路径如图 3 所示。

由图 3 可以看出,其脱氮过程主要仍以原污泥的厌氧氨氧化过程为主,将大部分氨氮和亚硝态氮转

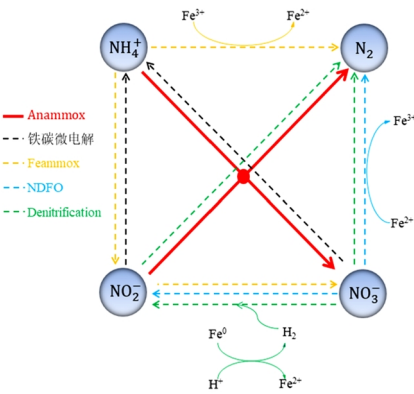


图 3 反应器 R1 的生化脱氮路径

Fig. 3 Bio-chemical nitrogen removal path of reactor R1

化成氮气排出,并产生少量硝态氮。通电条件下,热解轮胎内芯的铁组分会被电解释放出 Fe²⁺,进而促进了 NDFO 反应的发生,即在将 Fe²⁺氧化为 Fe³⁺的同时还原硝酸盐和亚硝酸盐。电解过程产生的 Fe²⁺还可作为自养反硝化过程电子供体,硝态氮和亚硝态氮则作为电子受体被还原。电解过程会使得部分铁单质暴露出来与水和碳化后的轮胎表面接触,形成无数微小的铁碳微电床,可将部分硝态氮直接还原成为氨氮,为原厌氧氨氧化过程补充氮基质。此外,上述过程中会伴随 Fe³⁺产生,其可作为 Feammox 的电子受体,将部分氨氮直接转化为亚硝态氮。综上,厌氧氨氧化过程由于 Fe²⁺、Fe³⁺和铁单质的参与,

增加了氮代谢途径,提高了总氮去除率。

2.4 污泥群落分析

本实验所用种泥取自长期培养的厌氧氨氧化活性污泥,采用 Illumina 高通量测序分析法,从原始污泥中提取样品,研究其微生物群落结构,结果如图 4 所示。

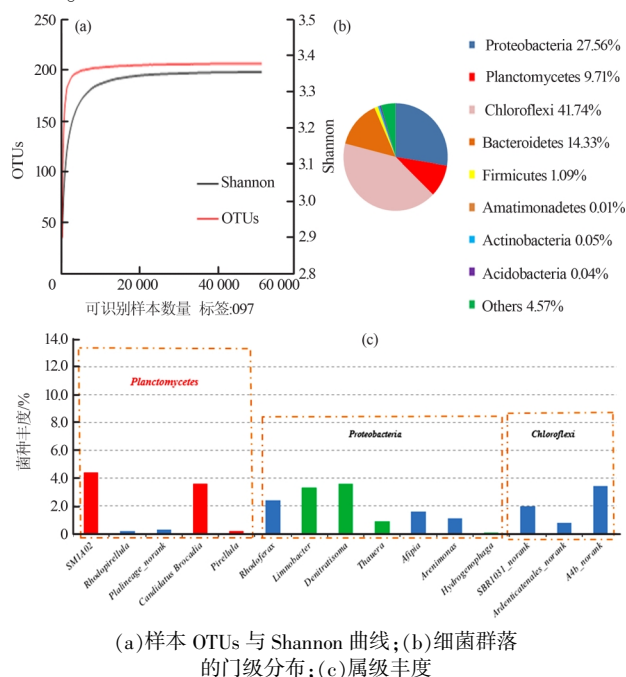


图 4 污泥群落分析结果

Fig. 4 Analysis results of sludge community

由图 4(a)可知,有效序列约 51 427 个,剔除低质量序列后平均长度为 376 bp,在 Shannon 指数为 3.37 时,产生了约 198 个 OTU。测序结果共得出 8 个主要门[见图 4(b)],其中 Chloroflexi 占比最多,为 41.74%,其次是 Proteobacteria (27.56%)、Bacteroidetes (14.33%)、Planctomycetes (9.71%)、Firmicutes (1.09%)、Actinobacteria (0.05%)、Acidobacteria (0.04%) 和 Armatimonadetes (0.01%)。反应器中的主要功能微生物是厌氧氨氧化菌(AnAOB),属于 Planctomycetes 门,是主要的脱氮菌种。Chloroflexi 门下的微生物有助于建立严格的厌氧环境,并通过将其胞外蛋白降解为氨基酸来促进厌氧氨氧化菌菌群的聚集^[25]。

由属级微生物群落测试结果[见图 4(c)]可知,厌氧氨氧化菌属占总数的 3.61%。特别需要注意的是,SM1A02 属是占比最高的菌种,且与已鉴定出的厌氧氨氧化菌属属于同一门。此外,有研究表明,SM1A02 能够经常被检测到,并与各种厌氧氨氧化细

菌共存^[12]。在蛋白质细菌门中,反硝化菌 *Denitratisoma* 占总 OTUs 的 3.58%,被认为是异养反硝化细菌,可以将接种污泥中部分失去活性的微生物作为碳源进行反硝化,去除水体中的硝酸盐和亚硝酸盐。此外,自养反硝化菌 *Thauera*、*Limnobacter* 和 *Hydrogenophaga* 分别占 0.88%、3.32% 和 0.08%,其可利用铁单质被氧化产生的 H_2 作为能源,碳酸氢盐作为碳源进行反硝化过程^[26]。

2.5 电加热填料机理及耗能分析

本研究中的 R2 反应器主要是通过传统的外部缠绕电加热丝加热,该方式通过对容器器壁加热,进而加热内部溶液,内部溶液贴壁部分温度较高而中间温度较低,导致微生物受热不均匀,影响其代谢和生长。电加热丝加热方式的热损失率较高,主要包括加热丝与外部空气散热损失、反应器器壁散热损失和整体溶液升温损失。而 R1 反应器则通过电加热填料,直接加热附着在其表面的微生物,加热效果更为均匀,有利于充分利用所产生的热能。相较于对照组,电加热填料主要是对反应器局部加热,无需对多余部分的溶液加热,很大程度上降低了能耗,提高了对能量的利用率。

根据监测数据,R1 和 R2 的出水平均温度分别为 25.5 °C 和 29.8 °C,每小时平均通电时间分别为 49.5 min 和 27.5 min,经计算将 R1 和 R2 的水溶液加热至上述温度所需能量分别为 130.2 kJ 和 166.3 kJ, R1 所需能量比 R2 减少 21.7%。R1 和 R2 耗电产能量分别为 502.7 kJ 和 1 980 kJ, R1 较 R2 节省 74.6% 用电能耗。经计算, R1 和 R2 对于能量的有效利用率分别为 25.9% 和 8.4%,证明电加热填料较传统外部电加热丝加热的方式可提高 17.5% 的热能利用率,更为节能。

3 结论

(1) 在 10 °C 的外部低温条件下,填料电加热的方式可将原厌氧氨氧化体系的总氮去除率由 16.9% 提高至 74.9%。

(2) 部分铁元素通过轮胎铁网的电解过程释放至溶液中,促进了 Feammox、NDFO 和自养反硝化等生物脱氮反应的发生,提高了脱氮效率。

(3) 废弃轮胎经过热裂解后形成原位铁碳微电床,可将部分硝酸盐还原成氨氮,为厌氧氨氧化补充

氮基质。

(4) 相较传统外部电加热丝的加热方式, 通过外接低电压对附着在填料表面的微生物直接加热, 能量的利用率可提高 17.5%。

参考文献

- [1] 肖俊建, 吴明明, 冯超英. 埋地管道外防腐及快速检测技术[J]. 化工生产与技术, 2004(4): 24-26.
- [2] 陆浩良, 田晴, 朱艳彬, 等. 耐低温生物脱氮机制与对策研究进展[J]. 化工进展, 2020, 39(1): 372-379.
- [3] TREMIER A, DE GUARDIA A, MASSIANI C, et al. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted[J]. Bioresource Technology, 2005, 96(2): 169-180.
- [4] 端正花, 潘留明, 陈晓欧, 等. 低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构研究[J]. 环境科学, 2016, 37(3): 1070-1074.
- [5] 贲岳, 陈忠林, 徐贞贞, 等. 低温生活污水处理系统中耐冷菌的筛选及动力学研究[J]. 环境科学, 2008, 29(11): 3189-3193.
- [6] 黄剑明, 赵智超, 郑隆举, 等. 低温下 A²O-BAF 反硝化除磷脱氮特性[J]. 环境科学, 2018, 39(10): 4621-4627.
- [7] 贾方旭, 彭永臻, 杨庆, 等. 厌氧氨氧化菌与其他细菌之间的协同竞争关系[J]. 环境科学学报, 2014, 34(6): 1351-1361.
- [8] STROUS M, HEIJNEN J J, KUENEN J G, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1998, 50(5): 589-596.
- [9] YANG Qing, PENG Yongzhen, LIU Xiuhong, et al. Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities[J]. Environmental Science Technology, 2007, 41(23): 8159-8164.
- [10] 姚海楠, 张立秋, 李淑更, 等. 厌氧铁氨氧化处理模拟垃圾渗滤液的影响因素研究[J]. 环境科学, 2019, 39(9): 2953-2963.
- [11] QIAO Sen, YIN Xin, ZHOU Jiti, et al. Integrating anammox with the autotrophic denitrification process via electrochemistry technology[J]. Chemosphere, 2018, 195: 817-824.
- [12] XIE Fei, MA Xiao, ZHAO Bowei, et al. Promoting the nitrogen removal of anammox process by Fe-C microelectrolysis[J]. Bioresource Technology, 2020, 297: 122429.
- [13] WANG Yingmu, GONG Benzhou, LIN Ziyuan, et al. Robustness and microbial consortia succession of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification(SNAD) process for mature landfill leachate treatment under low temperature[J]. Biochemical Engineering Journal, 2018, 132: 112-121.
- [14] 李祥, 黄勇, 郑宇慧, 等. 温度对厌氧氨氧化反应器脱氮效能稳定性的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1288-1292.
- [15] DOSTA J, FERNANDEZ I, VAZQUEZ-PADIN J R, et al. Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1/2/3): 688-693.
- [16] WU Lina, YAN Zhibin, LI Jin, et al. Low temperature advanced nitrogen and sulfate removal from landfill leachate by nitrite-anammox and sulfate-anammox[J]. Environmental Pollution, 2020, 259: 113763.
- [17] HU Meng, ZHANG Tian, STANSBURY J, et al. Graywater reclamation by a shredded tire biofilter and a membrane bioreactor in series[J]. Journal of Environmental Engineering, 2014, 140: 84-91.
- [18] CHEN Wei, FENG Huajun, SHEN Dongsheng, et al. Carbon materials derived from waste tires as high-performance anodes in microbial fuel cells[J]. Science of The Total Environment, 2018, 618: 804-809.
- [19] 崔颖, 赵博玮, 谢飞, 等. 微生物燃料电池强化铁碳微电解去除低浓度硝态氮技术[J]. 科学技术与工程, 2019, 19(30): 1671-1815.
- [20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 258-284.
- [21] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid[J]. Water Pollution Control Federation, 1976, 48: 835-852.
- [22] ZHOU Aijuan, LIU Wenzong, VARRONE C, et al. Evaluation of surfactants on waste activated sludge fermentation by pyrosequencing analysis[J]. Bioresource Technology, 2015, 192: 835-840.
- [23] ZHANG Yanlong, HE Shilong, NIU Qigui, et al. Characterization of three types of inhibition and their recovery processes in an anammox UASB reactor[J]. Biochemical Engineering Journal, 2016, 109: 212-221.
- [24] MA Haiyuan, NIU Qigui, ZHANG Yanlong, et al. Substrate inhibition and concentration control in an UASB-Anammox process[J]. Bioresource Technology, 2017, 238: 263-272.
- [25] ZHANG Jingxin, ZHANG Yaobin, LI Yang, et al. Enhancement of nitrogen removal in a novel anammox reactor packed with Fe electrode[J]. Bioresource Technology, 2012, 114: 102-108.
- [26] PARK H I, CHOI Y J, PAK D. Autohydrogenotrophic denitrifying microbial community in a glass beads biofilm reactor[J]. Biotechnology Letters, 2005, 27: 949-953.

[作者简介] 谢飞(1989—), 博士。电话: 13513603001, E-mail: 523033278@qq.com。

[收稿日期] 2021-08-10(修改稿)