



第 18 卷 第 6 期 2024 年 6 月 Vol. 18, No.6 Jun. 2024

(www) http://www.cjee.ac.cn

n 🙆 E-m

E-mail: cjee@rcees.ac.cn

(010) 62941074

DOI 10.12030/j.cjee.202402052 中图分类号 X703 文献标识码 A

老龄垃圾渗滤液 PND-SdAD 耦合工艺深度脱氮

梁慧宇¹,殷万成²,潘杨锐³,周子轩³,陈奔¹,赵晴³,孙连鹏¹,赵欣⁴,徐兴泉⁴, 廖嘉俊⁴,郭五珍⁵,吕慧^{1,∞}

1.中山大学环境科学与工程学院,广州 510275; 2.桂林理工大学环境科学与工程学院,桂林 541006; 3.广州大 学土木工程学院,广州 510006; 4.中山公用城市排水有限公司,中山 528400; 5.佛山市绿能环保有限公司,佛山 528000

摘 要 针对老龄垃圾渗滤液具有低碳/氮比 (C/N) 水质特征和传统生物硝化反硝化工艺存在的高曝气能耗与碳源投加 量大的问题,本研究通过构建中试规模短程硝化反硝化 (partial nitrification and denitrification, PND)-硫驱动自养反硝化 (sulfur-driven autotrophic denitrification, SdAD) 耦合工艺,以期实现老龄垃圾渗滤液在低曝气能耗和零碳源投加条件下 的深度脱氮。中试试验结果表明,PND工艺单元稳定运行阶段可对老龄垃圾渗滤液原液 (36.0±0.8)% 的总氮 (total nitrogen,TN) 去除效果,随后 SdAD 自养工艺单元可进一步去除老龄垃圾渗滤液原液 (12.9±0.4)% 的 TN。耦合工艺出 水渗滤液 TN 质量浓度为 (38.7±4.6) mg·L⁻¹,满足国家生活垃圾填埋场污染物控制标准 (GB16889-2008) 中 TN 的排放要 求。同时,PND-SdAD 耦合工艺出水渗滤液生物毒性降低约 64.6%,毒性等级可由高毒降至低毒,有效降低了老龄垃 圾渗滤液的排放风险。此外,综合运行成本分析表明,该耦合工艺垃圾渗滤液吨水综合处理成本仅为 24.4 元。 关键词 老龄垃圾渗滤液;短程硝化反硝化;硫自养反硝化;零碳源脱氮

随着国家经济发展以及人民生活水平的提高,城市生活垃圾的产量增长迅速。截至 2019 年,我国 196 个大、中型城市生活垃圾产量已达 2.4×10⁹ t,较 2018 年同期增长 14.3%^[1]。卫生填埋作为城市生活垃圾 的主要处置方式之一,被国内外广泛采用^[2-3]。然而生活垃圾在填埋过程中由于垃圾发酵、地表水及地下水的 渗透作用,导致垃圾填埋场生成大量高污染性的有毒有害有机废水,即垃圾渗滤液^[4]。垃圾渗滤液作为一类 含高质量浓度氨氮 (NH₄⁺-N) 的有机难处理废水,具有显著的低碳/氮比 (C/N) 水质特征^[5]。特别是填埋场老 龄垃圾渗滤液的 C/N 通常低于 3.0^[6],若采用传统硝化反硝化生物处理工艺往往需要大量的曝气能耗投入及 有机碳源补充,不仅运行成本高昂且易造成大量温室气体排放^[7]。此外,由于老龄垃圾渗滤液中除含有高质 量浓度 NH₄⁺-N 外,还赋存大量抗生素抗性基因、药物及个人护理品、全氟化合物等大量新污染物,从而使 得老龄垃圾渗滤液生物毒性较高,严重影响垃圾渗滤液生物脱氮工艺的稳定性^[8]。

近些年随着生物脱氮技术的快速发展,涌现出许多新型生物脱氮工艺,如短程硝化反硝化 (partial nitrification and denitrification, PND)、厌氧氨氧化以及硫驱动自养反硝化 (sulfur-driven autotrophic denitrification, SdAD)等工艺^[9-10]。PND工艺可通过优化反应系统中游离氨 (free ammonia, FA)及溶解氧 (dissolved oxygen, DO)质量浓度,进而将硝化反应控制在短程硝化阶段,使老龄垃圾渗滤液中的 NH₄⁺- N 仅氧化为亚硝态氮 (NO₂⁻-N) 而不继续氧化为硝态氮 (NO₃⁻-N),随后通过短程反硝化反应将 NO₂⁻-N 还原 为氮气 (N₂)^[11]。尽管较传统硝化反硝化工艺,PND 工艺可节省约 25% 的曝气需氧量及 40% 的有机碳源消 耗^[12],但短程反硝化过程仍需补充有机碳源才能实现老龄垃圾渗滤液的高效深度脱氮。自养反硝化工艺则可 无需有机碳源,仅通过无机电子供体即可实现垃圾渗滤液中硝态氮 (NO_x⁻-N,包括 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N) 的高 效脱除^[10]。其中厌氧氨氧化自养反硝化工艺可利用 NH₄⁺-N 为电子供体,NO₂⁻-N 为电子受体,在厌氧条件下 实现 NO₂⁻-N 与 NH₄⁺-N 同步去除^[13]。由于 PND 工艺能实现渗滤液中 NH₄⁺-N 向 NO₂⁻-N 的部分硝化,因

收稿日期: 2024-02-20; 录用日期: 2024-05-20

基金项目: 2021 年佛山市社会领域科技攻关专项 (2120001008746)

第一作者:梁慧宇 (1992—),男,硕士研究生,研究方向为污水生物处理工程,lianghy55@mail2.sysu.edu.cn; ⊠通信作者: 吕慧 (1982—),男,博士,教授,研究方向为污水处理及资源化,lvhui3@mail.sysu.edu.cn 此,当前许多研究尝试将 PND 工艺与厌氧氨氧化工艺相结合,以达到零碳源投加老龄垃圾渗滤液深度脱氮的效果^[14-15]。LI 等^[16] 采用短程硝化-厌氧氨氧化耦合工艺处理老龄垃圾渗滤液,结果表明在未补充任何有机 碳源条件下,耦合工艺可实现约 85.0% 的总氮 (total nitrogen, TN) 去除。但受限于厌氧氨氧化自养脱氮工 艺自身缺陷,其理论上会产生约进水总氮 11% 的 NO₃⁻-N^[17],从而导致出水中含有较多的 NO₃⁻-N 无法被彻 底反硝化去除,使得短程硝化-厌氧氨氧化耦合工艺总氮去除效果不佳。

$$1.1S^{0} + NO_{3}^{-} + 0.76H_{2}O + 0.4CO_{2} + 0.08NH_{4}^{+} \rightarrow 0.08C_{5}H_{7}O_{2}N + 1.1SO_{4}^{2-} + 0.5N_{2} + 1.28H^{+}$$
(1)

$$S^{0}+1.78NO_{2}^{-}+0.02H_{2}O+0.16HCO_{3}^{-}+0.01CO_{2}+0.03NH_{4}^{+} \rightarrow 0.03C_{5}H_{7}O_{2}N+0.99H^{+}+0.89N_{2}+SO_{4}^{2-}$$
(2)

与厌氧氨氧化工艺利用 NH₄⁺⁻N 作为电子供体不同, SdAD 工艺在缺氧条件下可利用硫化物 (S⁰、S²⁻、S₂O₃²⁻等) 作为电子供体进行自养反硝化,其中单质硫 (S⁰) 作为电子供体的脱氮反应公式如式 (1)~(2) 所示^[18]。S⁰ 作为 SdAD 自养反硝化电子供体具有以下优势: 1) S⁰ 作为石化行业副产物,价格低廉且易获取; 2) S⁰ 可充当生物滤池填料,在脱氮的同时能有效过滤渗滤液中的大颗粒杂质; 3) 工艺脱氮稳定性高、耐负荷冲击等^[19-20]。因此, SdAD 工艺通常采用 S⁰ 填充床反应器将低 C/N 废液中的 NO_x⁻⁻N 还原为 N₂^[21]。LI 等^[22] 采用 PND 耦合以 S⁰ 为电子供体的 SdAD 工艺处理低 C/N 废水,在高 FA 质量浓度调控下 PND 工艺 出水 NO₂⁻⁻N 积累率可达 89.5%,随后 SdAD 工艺能实现约 70% 的 NO₂⁻⁻N 去除效果。然而,目前 PND-SdAD 耦合工艺对处理具有高生物抑制性的老龄垃圾渗滤液的脱氮性能仍有待研究。

鉴于此,本研究以佛山市白石坳垃圾填埋场老龄垃圾渗滤液为研究对象,采用中试规模的新型 PND-SdAD 耦合工艺对其进行零碳源投加深度脱氮。考察了 PND-SdAD 耦合工艺在垃圾渗滤液实际处理工程中的 脱氮处理效能,优化了各工艺单元控制条件,分析了各工艺单元微生物种群多样性,评估了各工艺单元出水 生物毒性,并对耦合工艺综合运行费用进行初步核算,以期为老龄垃圾渗滤液等低 C/N 废水深度脱氮的实际 工程应用提供相关实验基础和技术支持。

1 材料及方法

1.1 中试概况

中试项目总占地面积约 500 m³,所处理垃圾渗滤液取自佛山市白石坳垃圾填埋场 1#调节池,垃圾渗滤液原液水质参数:COD为 (12 985.1±1 702.9) mg·L⁻¹,NH₄⁺-N为 (3 502.9±396.7) mg·L⁻¹,NO₃⁻-N为 (37.2±4.9) mg·L⁻¹,TN为 (3 623.5±471.4) mg·L⁻¹。中试项目所用装置为本研究团队设计开发的新型组合工艺,如图 1 所示,反应装置主体结构由不锈钢制成。其中 PND 工艺单元由缺氧 (anoxia, A) 池与间歇式反应器 (sequencing batch reactor,SBR) 结构的短程硝化池两部分构成,其中 PND-A 池长 1 m,宽 2 m,有效高度约 3.5 m,有效容积约 6.5 m³,PND-SBR 池长为 3 m,宽 2 m,有效高度约 3 m,有效容积约 17.5 m³,PND 工艺单元总有效容积约 24 m³;SdAD 反应器采用上流式填充床结构,本研究中共平行安装 2 套 SdAD 反应器,单套 SdAD 反应器长 2 m,宽 1.8 m,有效高度 3.5 m,内部填料高度约 2.5 m,填料空



(a) 为中试反应装置示意图

(b) 为中试装置现场图

图 1 PND-SdAD 组合工艺中试装置 Fig. 1 The pilot-scale equipment of combined PND-SdAD process. 隙率 45%,填料床有效容积约 4 m³,本研究两套 SdAD 反应器总有效容积为 8 m³。

1.2 中试装置运行方案

垃圾渗滤液原液首先进入 PND-A 池,渗滤液原液中可降解有机污染物可与 PND-SBR 池硝化回流液中 NO,⁻-N 发生反硝化反应, 脱除渗滤液部分 NO,⁻-N; 随后 PND-A 池渗滤液溢流至 PND-SBR 池, 渗滤液中 的 NH₄⁺-N 在 PND-SBR 池进行短程硝化反应转化为 NO₂⁻-N,在批次反应结束后,静置沉淀 1 h 通过滗水器 出水。中试 PND 工艺单元在本研究开展前期需完成微生物接种及启动工作,其接种启动运行方案如下: PND 工艺单元接种取自佛山市白石坳垃圾填埋场渗滤液处理一厂生物脱氮工艺回流污泥 8 m³,并加入 16 m³ 垃圾渗滤液稀释液 (渗滤液原液:自来水=1:3),混合均匀后 PND 工艺单元内污泥质量浓度约 7 300 mg·L⁻¹。启动期 1~5 d, PND 工艺单元进行闷曝 (无进/排水操作);随后在启动期 6~80 d 内逐步提高反应器 处理负荷,其中 6~29 d,反应器渗滤液处理量调整至 1 m³·d⁻¹; 30~80 d,反应器渗滤液处理量逐渐增加至 3 m³·d⁻¹。此外, 整个 PND 工艺单元启动期内, 对反应器曝气量进行动态调整, 以控制 DO 质量浓度在 0.5~1.0 mg·L⁻¹。完成污泥接种及启动工作的 PND 工艺单元,其在 I~IV 运行阶段进行工艺控制参数优化。 阶段 I(81~206 d), 批次反应运行时间 24 h(第 1 阶段进水搅拌 6 h, 第 2 阶段曝气充氧 17 h, 第 3 阶段沉淀 排水 1 h),参数控制:回流速度~1.5 m³·h⁻¹,曝气量 30~34 m³·h⁻¹,DO 质量浓度 1.2~1.6 mg·L⁻¹;阶段 II(207~257 d)优化工艺曝气强度,批次反应运行时间 24 h(第 1 阶段进水搅拌 6 h,第 2 阶段曝气充氧 17 h, 第 3 阶段沉淀排水 1 h), 参数控制: 回流速度~1.5 m³·h⁻¹, 曝气量 24~28 m³·h⁻¹, DO 质量浓度 0.8~1.2 mg·L⁻¹; 阶段 III(258~328 d) 缩减工艺反应时间, 批次反应运行时间减少至 20 h(第 1 阶段进水搅拌 4 h, 第 2 阶段曝气充氧 15 h, 第 3 阶段沉淀排水 1 h),参数控制:回流速度~1.5 m³·h⁻¹,曝气量 30~ 34 m³·h⁻¹, DO 质量浓度 1.2~1.6 mg·L⁻¹; 阶段 IV(329~406 d) 进一步优化工艺反应时间,反应运行时间缩减 至 18 h(第 1 阶段进水搅拌 4 h, 第 2 阶段曝气充氧 13 h, 第 3 阶段沉淀排水 1 h), 参数控制: 回流速度 ~1.5 m³·h⁻¹, 曝气量 30~34 m³·h⁻¹, DO 质量浓度 1.2~1.6 mg·L⁻¹。此外, PND 工艺单元的出水将作为 SdAD 工艺单元的进水。PND-SBR 工艺单元通过滗水器将出水滗出至沉淀池后,沉淀池上部渗滤液以连续 流方式进入 SdAD 工艺单元进行自养深度脱氮,进而使垃圾渗滤液中残余的 NO_x-N 还原为 N₂。SdAD 工艺 单元接种污泥取自于中试 PND 工艺单元,接种后 SdAD 工艺单元污泥质量浓度约 3 000 mg·L⁻¹,且污泥接 种后逐步调整 SdAD 工艺单元处理量以实现 PND-SdAD 耦合工艺的稳定运行。

1.3 分析方法

1) 水样常规水质指标。各工艺单元出水定期采样,水样品经 0.45 um 尼龙滤膜过滤后,其相关常规水质 指标均按照文献^[23] 操作。其中 NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法;NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法;TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD) 采用哈希 DRB200 快速消解仪测定;pH 及 DO 均由便携式分析仪 (SX836,三信) 测定。

2) 生物毒性检测。本研究通过水质急性毒性检测试剂盒 (金达清创环境科技有限公司,北京) 检测其生物 毒性,并以费氏弧菌 (*V.fischeri*) 的发光抑制率作为渗滤液生物毒性指标。收集各工艺单元出水样本加入到培 养好的 *V.fischeri* 菌液中震荡 10 s 后,置于空气中暴露 15 min,测定 *V.fischeri* 菌的发光抑制率,发光抑制 率计算方法见式 (3) 并根据文献^[24] 通过不同发光抑制率强度判别渗滤液急性毒性风险等级 (0≤L<30 为低 毒; 30≤L<50 为中毒; 50≤L<70 为重毒; 70≤L<100 为高毒; L=100 为剧毒)。

$$L = \left(\frac{I_0 - I_t}{I_0}\right) \times 100\% \tag{3}$$

式中: L 为发光抑制率; Io 空白对照组暴露 15 min 后的发光强度; I, 为测试组暴露 15 min 后的发光强度。

3) 微生物多样性分析。通过 PowerSoil DNA 试剂盒 (12888-100, MOBIO, USA) 提取生物样品中的总 DNA,采用 PCR 技术对微生物 16S rRNA 的 V3~V4 高可变区域进行扩增,引物序列为 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3'),最后采用 PacBio Sequel II 平台完成测序,本研究已将微生物 DNA序列上传至 National Center for Biotechnology Information 数据库,项目编号: PRJNA1086255。

$$Q = \frac{17}{14} \frac{C_{\rm NH_4^*-N} \times 10^{pH}}{\exp\left(\frac{6334}{273 + T}\right) + 10^{pH}}$$
(4)

式中: Q为水样中 FA 质量浓度, mg·L⁻¹; $C_{NH_4^+-N}$ 为水样中游离 NH₄⁺-N 质量浓度, mg·L⁻¹; T 为温度, \mathfrak{C}_{\circ}

4) FA 质量浓度计算方法。老龄垃圾渗滤液中的 NH₄⁺-N 因 pH 值的不同,存在离子态与分子态的两种 形式。FA 是渗滤液中 NH₄⁺-N 分子态形式浓度,可通过公式 (4)^[25] 计算得出。

5) 硫酸盐产率计算方法。SdAD 工艺单元中硫驱动自养反硝化反应的硫酸盐产率可通过 SO₄²⁻-S 的生成 量与 TN 去除量间的比值体现,由 R 表示,其计算方法见式 (5)。

$$R = \frac{C_{\pm \pi \text{SO}_{4}^{2}-\text{S}} - C_{\pm \pi \text{SO}_{4}^{2}-\text{S}}}{C_{\pm \pi \text{TN}} - C_{\pm \pi \text{TN}}}$$
(5)

式中: $C_{\# \times SO_4^2-S}$ 与 $C_{\# \times SO_4^2-S}$ 为 SdAD 工艺单元反应器进水与出水中的 SO₄²⁻-S 质量浓度, mg·L⁻¹; $C_{\# \times TN}$ 与 $C_{\# \times TN}$ 为 SdAD 工艺单元反应器进水与出水中的 TN 质量浓度, mg·L⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 PND 工艺单元运行效能及稳定性

1) PND 工艺单元启动阶段运行效能。PND 工艺单元启动期运行效能如图 2 所示,启动期第 1 天时反应 器渗滤液中 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 及 NO₃⁻-N 质量浓度分别为 674.9、1.4、102.8 mg·L⁻¹。启动期前 1~5 d 内通 过低 DO 质量浓度条件下的闷曝,PND 工艺单元中 NH₄⁺-N 质量浓度由 674.9 mg·L⁻¹迅速降至 356.8 mg·L⁻¹,同时 NO₃⁻-N 质量浓度由 102.8 mg·L⁻¹ 增加至 294.6 mg·L⁻¹,而 NO₂⁻-N 质量浓度无明显积累。这 一结果可能是由于 PND 工艺单元接种污泥来源于填埋场渗滤液处理一厂,接种污泥中存在一定的亚硝酸盐 氧化菌 (nitrite oxidizing bacteria, NOB),闷曝硝化过程所产生的 NO₅⁻-N 被快速转化为 NO₃⁻-N,因此未形

成较好的 NO₂⁻⁻N 累积。闷曝结束后 6~29 d, PND 工艺单元处理量提高至 1 m³·d⁻¹, 出水 NO₃⁻⁻N 质 量浓度呈现先增加后下降的趋势,且出水 NO₂⁻⁻ N 质量浓度由 1.9 mg·L⁻¹提升至 247.6 mg·L⁻¹。 随后 30~80 d内, PND 工艺单元处理量由 1.5 m³·d⁻¹逐步提升至 3 m³·d⁻¹,反应器出水 NO₃⁻⁻ N 质量浓度呈现降低趋势,且出水 NO₂⁻⁻N 质量浓 度逐渐升高至第 80 天时 688.3 mg·L⁻¹。此外, PND 工艺单元启动阶段反应器 TN 去除率随运行 时间逐渐提高,可由第 1 天时 21.4% 提高到 80 天 时 61.6%。上述结果表明,启动阶段通过低 DO 质量浓度 (0.5~1.0 mg·L⁻¹)及逐步提高处理负 荷的条件下,PND 工艺单元经 80 d 的启动运行可 实现高质量浓度 NO₂⁻⁻N 累积及具备良好的脱氮能 力,实现了 PND 工艺单元反应器的启动。







2) PND 工艺单元运行效能。本研究完成 PND 工艺单元污泥接种启动后,通过 4 个运行阶段优化反应器的运行效能,结果如图 3 所示。其中阶段 I 调整 PND-SBR 池曝气量,控制池中 DO 质量浓度在 1.2~1.6 mg·L⁻¹。反应器在 81~147 d,出水 NH₄⁺-N 质量浓度由 852.6 mg·L⁻¹(第 81 天) 快速降至 38.2 mg·L⁻¹(第 147 天),且 NO₂⁻-N 积累率由 44.2%(第 81 天)上升至 92.5%(第 147 天)。随后 148~206 d 期间内,反应器出水渗滤液中 NH₄⁺-N 及 NO₂⁻-N 质量浓度稳定,且无 NO₃⁻-N 积累,TN 去除率可达 (83.9±1.5)%。阶段 II 为进一步探究 PND 工艺单元 DO 质量浓度和反应器短程硝化反硝化运行效能的影响,降低 PND-SBR 池 B Q 质量浓度在 0.8~1.2 mg·L⁻¹。发现 PND 工艺单元反应器在阶段 II (207~257 d) 内未能实现稳定的短程硝化效果,出水 NH₄⁺-N 质量浓度在 23.5~194.6 mg·L⁻¹ 区间内剧烈波



Fig. 3 The operating efficiency of PND process reactor.

动,且 NO₂⁻⁻N 积累率和 TN 去除率分别降至 (80.2±6.4)% 与 (80.6±2.3)%。该结果表明,相较于阶段 I 的 DO 质量浓度 (1.2~1.6 mg·L⁻¹),阶段 II 的 PND-SBR 池中 DO 质量浓度不足,池中渗滤液 NH₄⁺-N 无法在 24 h 的序批次反应内实现高效短程硝化反硝化。因此,本研究 PND-SBR 池适宜的曝气量应调节至 30~34 m³·h⁻¹, DO 质量浓度控制在 1.2~1.6 mg·L⁻¹。阶段 III 与阶段 IV控制 DO 质量浓度在 1.2~1.6 mg·L⁻¹ 条件 下,进一步优化单个批次反应周期的运行时间。其中阶段 III 在单个周期 20 h 内反应效果稳定,渗滤液中的 NH₄⁺-N 可稳定进行短程硝化反应。因此,阶段 IV进一步缩短批次运行时间至 18 h,PND-SBR 池中渗滤液 NH₄⁺-N 仍可实现稳定短程硝化,出水 NH₄⁺-N 质量浓度为 (50.2±17.8) mg·L⁻¹, NO₂⁻-N 积累率达到 (84.9±3.6)%,TN 去除率为 (86.0±0.8)%。综上,本中试研究的 PND 工艺单元阶段 IV 为最佳运行阶段,序批 次反应操作为第 1 阶段进水搅拌 4 h,第 2 阶段曝气充氧 13 h,第 3 阶段沉淀排水 1 h,调节曝气量为 30~34 m³·h⁻¹,DO 质量浓度为 1.2~1.6 mg·L⁻¹,该操作条件下可实现中试 PND 工艺单元高效稳定运行。此 外,本研究 PND 工艺单元阶段 IV 出水 COD 值整体波动较小 (图 3(b)),平均值为 (3 626.4±420.2) mg·L⁻¹,较进水 COD 值 (11 061.5±807.7) mg·L⁻¹ 去除率约为 67.2%。由此可见,在阶段 IV 老龄垃圾渗滤液中的可降 解有机污染物也已被大量消耗,难以继续满足 PND 工艺单元后续进一步脱氮的碳源需求。

3) PND 工艺单元序批次稳定运行关键参数分析。图 4 显示 PND 工艺单元在不同运行阶段单周期批次反应中 (分析开展于反应器运行第 180、220、320 及 380 天时)PND-SBR 池氮素及 FA 质量浓度变化规律。总的来看,图 4 中不同运行阶段 PND-SBR 池中垃圾渗滤液的 NH₄⁺-N 质量浓度均由第 1 阶段进水搅拌开始随时间逐渐增加至峰值后下降,这是由于含高质量浓度 NH₄⁺-N((3 502.9±396.7) mg·L⁻¹) 的渗滤液原液由 PND-

A 池逐渐溢流至 PND-SBR 池中,导致 PN-SBR 池中 NH₄⁺-N 的质量浓度快速增加,在进水搅拌结束后,由 于 PND-SBR 与 PND-A 池间存在回流,使得 PND-SBR 池的 NH4+N 质量浓度在第1阶段进水搅拌结束后 仍持续升高。随后第 2 阶段曝气充氧, PND-SBR 池中 NH₄⁺-N 经短程硝化作用逐步转化为 NO₂⁻-N, NH₄⁺-N 质量浓度快速下降。同时,渗滤液 NO--N 质量浓度在单周期批次实验过程中随运行时间呈现下降-升高-下 降的变化趋势。这主要是由于进水搅拌阶段存在渗滤液稀释补充,且 PND-SBR 池内部分 NO,-N 可与进水 中补入的可降解有机污染物发生短程反硝化反应,从而导致 NO,-N 质量浓度在反应开始时有所下降;随着 曝气充氧阶段进行,NH₄⁺-N 被逐步转化为 NO,⁻-N,从而使得池内渗滤液 NO,⁻-N 质量浓度随时间逐步升 高;最后渗滤液中的 NH4+-N 已被大量转化, NO,--N 质量浓度得不到进一步提高, 而短程反硝化反应的存在 使得 NO,-N 质量浓度在批次反应末期进一步降低。值得注意的是, PND-SBR 池在不同反应阶段的单周期 批次实验中,均无明显 NO₃-N 质量浓度积累,其原因是各阶段反应周期内生成的高质量浓度 FA 对 NOB 起到有效抑制^[11],避免了渗滤液中 NO₂⁻-N 向 NO₃⁻-N 的转化。图 4(a)~(d) 中 PND-SBR 池阶段 I、阶 段Ⅱ、阶段Ⅲ、阶段Ⅳ中 FA 质量浓度分别为 0.4~28.7、2.9~39.4、0.8~28.3、0.4~26.8 mg·L⁻¹,在上述 FA 质量浓度变化区间内, FA 质量浓度始终存在由低到高再降低的变化趋势。有研究发现当 FA 质量浓度高 于 3.1 mg·L⁻¹ 以上时即可实现稳定的短程硝化反应^[26]。本研究 PND-SBR 池单周期批次反应内 FA 质量浓度 大部分反应时间均高于 3.1 mg·L⁻¹ 以上,使得 PND-SBR 池内 NOB 受到严格抑制,且促使池内氨氧化菌 (ammonia oxidizing bacteria, AOB) 丰度升高,从而确保 NO₂-N 的高效积累。





2.2 SdAD 工艺运行效能

由于老龄垃圾渗滤液具有低 C/N 的特点, PND 工艺单元出水渗滤液中的耗氧有机物 (以 COD 计) 难以 满足对 NO_x--N 的进一步深度去除,因此,本研究采用以 S⁰ 为电子供体的 SdAD 工艺单元对 PND 工艺单元 出水垃圾渗滤液进行深度自养脱氮。图 5(a) 所示在整个 305 d 的运行期间内, SdAD 工艺单元进水 NO₂--N 质量浓度为 (455.9±68.5) mg·L⁻¹,出水 NO₂--N 去除率可达 98.5% 左右。结果表明, PND 工艺单元出水 垃圾渗滤液中所含高质量浓度 NO₂--N 未对 SdAD 工艺单元中脱氮功能微生物产生抑制,这可能是由于硫氧

化菌 (sulfur oxidizing bacteria, SOB) 对 NO₂⁻-N 有较强的耐受性^[27]。同时,SdAD 工艺单元也对渗滤液中 NO₃⁻-N 实现较为高效的去除,去除率达 97.1% 左右。由此可见,自养 SdAD 工艺单元无需外部有机碳源补 入即可对 PND 工艺单元出水垃圾渗滤液中的 NO_x⁻-N 实现高效稳定的去除,其在处理 PND 工艺单元阶段 N出水时的稳定运行阶段 (228~305 d), TN 去除效率可达 (92.9±1.1)%。此外,SdAD 工艺单元稳定运行阶 段出水 NH₄⁺-N 质量浓度为 (33.4±3.9) mg·L⁻¹ 较进水 (50.2±17.8) mg·L⁻¹ 略微下降。这可能是由于 PND 工 艺单元出水渗滤液中残余的部分 NH₄⁺-N 被 SOB 同化利用以维持自身生长;且 SdAD 工艺单元微生物利用 渗滤液中的 DO 对 NH₄⁺-N 进行硝化,从而导致 SdAD 工艺单元出水 NH₄⁴-N 质量浓度略微下降的现象。由 图 5(b) 可见,SdAD 工艺单元进/出水中 COD 变化趋势相似,整体呈现随时间延长逐步降低的趋势,且整个运行阶段出水 COD 值为 (4 002.6±745.3) mg·L⁻¹,较进水 COD((4 617.1±814.9) mg·L⁻¹) 降低了约 13.3%,表明 SdAD 反应单元中仍有部分有机污染物参与反硝化反应。此外,整个 SdAD 工艺单元由于硫自养反硝化反应所产生的硫酸盐,使出水中 SO₄^{2⁻-S 质量浓度为 (661.2±68.9) mg·L⁻¹ 较进水 (275.8±39.5) mg·L⁻¹ 升高了 约 239.7%。且 SdAD 工艺单元出水垃圾渗滤液高效深度脱氮是基于异养反硝化与自养反硝化的协同作用。}



(a) SdAD工艺单元进水与出水渗滤液中NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N质量浓度及TN去除率





2.3 PND-SdAD 耦合工艺处理老龄垃圾渗滤液污染物去除贡献分析

PND-SdAD 耦合工艺作为低耗、零碳源投加的深度脱氮工艺,渗滤液中的 NH4+-N、TN、COD 等污染

物去除效果分析见图 6。其中 PND 工艺单元在第IV 阶段,通过调节 DO 及 FA 质量浓度,不仅能达到 (98.6±1.7)% 的 NH₄⁺-N 去除效果及 (84.9±3.6)% 的 NO₂⁻-N 积累,还可以充分利用渗滤液中有机污染物实现 (86.0±0.8)% 的 TN 去除,且脱氮速率约为 0.52 kg·(m³·d)⁻¹。本研究采用的 PND 工艺处理老龄垃圾渗滤液较 前人 50% 左右的 TN 去除效果^[29]具有更好的脱氮效率,主要是由于本研究老龄垃圾渗滤液中不定期有新鲜 垃圾渗滤液补入,新鲜渗滤液能较大程度赋存可降解的有机污染物作为短程反硝化的有机碳源。此外,本研 究 PND 工艺单元的 NO₂^{--N} 积累效果显著,渗滤液中的氮素可较大程度上通过 NO₂^{--N} 的短程反硝化反应去 除。随后,PND 工艺单元出水经 SdAD 工艺单元进行深度脱氮,由于 PND 工艺单元出水渗滤液中可降解有 机物已在 PND 工艺单元中被充分利用,SdAD 工艺单元渗滤液中 COD 的去除率仅为 (4.8±0.1)%。因此,SdAD 工艺单元主要依靠无机 S⁰ 为电子供体来实现 NO_x^{--N} 的去除,SdAD 工艺单元对渗滤液原液 TN 去除 率的贡献为 (12.9±0.4)%,且脱氮速率为 0.23 kg·(m^{3·}d)⁻¹。综上,PND-SdAD 耦合深度脱氮工艺,在低耗 能、零碳源投加条件下,可实现垃圾渗滤液约 98.9% 的 TN 去除,出水 TN 质量浓度为 (38.7±4.6) mg·L⁻¹,满足国家《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB16889-2008) 中 TN 低于 40 mg·L⁻¹ 的排放要求。



图 6 PND-SdAD 耦合工艺稳定运行阶段污染物去除贡献分析



2.4 微生物多样性分析

图 7(a) 所示为 PND 工艺单元反应器接种污泥和不同阶段下的污泥在属水平上微生物群落结构分布。各 反应阶段污泥中所富集的 Nitrosomonas 菌属,是常见的好氧 AOB 菌属之一,可将 NH₄⁺-N 转化为 NO₅⁻-N^[30]。其在第1天(接种污泥)及不同运行阶段下的丰度分别为0%、9.7%(阶段1,第205天)、4.8%(阶段 Ⅱ, 第 256 天)、12.8%(阶段Ⅲ, 第 328 天)及 12.9%(阶段Ⅳ, 第 406 天), 且阶段 I~Ⅳ污泥样品中未发现 NOB 菌属。上述结果表明, PND 工艺单元在低 DO 及高 FA 质量浓度 (>3.1 mg·L⁻¹) 条件下, 有利于反应 器中 AOB 菌属的高度富集,并抑制 NOB 菌属的生长,从而确保 PND 工艺单元出水实现 NO₂-N 的高效积 累。此外,在 PND 工艺单元反应器中, truepera 也发挥了重要作用,作为一种重要的异养反硝化脱氮菌 属,可利用垃圾渗滤液中的有机污染物将 NO,-N 还原为 N,,从而实现 PND 工艺单元的高效脱氮^[31]。 图 7(b) 所示 SdAD 工艺单元在运行期间, Thiobacillus 与 Sulfurimonas 菌属丰度分别由第 1 天 (接种污 泥)的 0% 提升至 7.9% 与 11.8%(第 100 天), 25.3% 与 22.8%(第 195 天)及第 300 天时的 31.9% 与 34.8%。 Thiobacillus 与 Sulfurimonas 作为 SdAD 工艺单元反应器运行期间污泥中的优势菌属,是主要硫自养反硝化 菌属,可利用 S⁰ 作为电子供体将 NO_x⁻-N 还原为 N₂^[32]。同时, truepera、Comamonas 及 Thauera 等其他反 硝化菌菌属的协同作用,不仅有效保证 SdAD 工艺单元的深度脱氮性能,也可充分利用垃圾渗滤液中的有机 污染物并降低 S⁰的消耗。上述研究表明,在 PND-SdAD 耦合工艺反应器中, PND 工艺单元中的 AOB(Nitrosomonas)和 SdAD 工艺单元中的 SOB(Thiobacillus 与 Sulfurimonas)关键功能菌占据重要地位, 并在脱氮过程中发挥了关键作用。





PND-SdAD process reactors.

2.5 各工艺单元出水渗滤液生物毒性变化

垃圾渗滤液原液经 PND-SdAD 耦合工艺处理后,渗滤液中大量有机污染物及 NH₄⁺-N 被微生物降解转 化,且渗滤液中固体杂质经 SdAD 工艺单元填料床截留,出水渗滤液色度得到显著改善,结果如图 8(a) 所 示。此外,图 8(b) 为 PND-SdAD 工艺出水渗滤液生物毒性的变化,本研究所采用的老龄垃圾渗滤液原液的 发光抑制率高达 (92.4±3.7)%,属高毒水体,对于生物工艺的微生物种群有着较强的毒害作用。垃圾渗滤液 原液经 PND 工艺处理后出水生物毒性有所降低,发光抑制率从垃圾渗滤液原液的 (92.4±3.7)% 降至 PND 工 艺单元出水的 (76.2±0.4)%,但其水质毒性等级仍为高毒,这可能是由于渗滤液原液中的 NH₄⁺-N 转化为 NO₂⁻-N,而 NO₂⁻-N 具有较高生物抑制性^[33],从而导致 PND 工艺单元出水垃圾渗滤液依然保持较高的生物 毒性。PND 工艺单元出水经 SdAD 工艺单元进一步处理,出水渗滤液的发光细菌的抑制率从 (76.2±0.4)% 减 少至 (27.8±1.3)%,水质毒性等级从高毒降为低毒。这可归因于 SdAD 工艺单元出水渗滤液中有机污染物进 一步降低、NO₂⁻-N 被高效脱除及渗滤液中大颗粒杂质被填料床有效截留等原因,从而使 SdAD 工艺单元对 垃圾渗滤液的生物毒性具有明显改善作用。因此,采用 PND-SdAD 耦合工艺处理垃圾渗滤液,耦合工艺出 水渗滤液对 V_fischeri 菌的发光抑制率可降低 64.6%,水质毒性等级从高毒降至低毒级别,极大的降低了垃 圾渗滤液排放风险。此外,本研究 PND-SdAD 耦合工艺处理具有较高生物毒性的老龄垃圾渗滤液时,其高 毒老龄垃圾渗滤液未对耦合工艺脱氮性能造成显著影响,表明该工艺对处置垃圾渗滤液具有较好的适应性。





Fig. 8 Comparison of water quality of effluent from each process unit and raw landfill leachate.

2.6 综合运行成本分析

为评估 PND-SdAD 耦合工艺经济性,本研究对其进行综合运行成本估算,详见表 1。中试 PND-SdAD 耦合工艺每日可稳定处理约 4 m³ 老龄垃圾渗滤液,吨水综合运行费用为 24.4 元。其中电费占总运行

费用的 83.2%, 主要因 PND 工艺单元需大量曝 气, 从而导致耦合工艺能耗成本占比较高。在 SdAD 过程中采用 S⁰ 作为电子供体, 其吨水深度 脱氮成本仅为 3.1 元, 较传统生物反硝化碳源电子 供体成本显著降低。由于传统生物反硝化为保证脱 氮效果, 需过量投加可溶性有机碳源 (如, 甲醇、 乙酸钠、葡萄糖等) 以提高垃圾渗滤液的可生化 性^[34], 且处理过程中未被微生物利用的溶解性有机 碳源会随出水流失, 造成不必要的有机碳源浪费。 本研究所使用不溶性 S⁰ 作为电子供体, 可根据渗 滤液中氮素浓度进行消耗, 有效避免电子供体损 失, 从而降低垃圾渗滤液运行成本。

表1 垃圾渗滤液中试 PND-SdAD 耦合工艺深度 脱氮综合运行成本

 Table 1 Comprehensive operating cost of pilot-scale

 PND-SdAD combined process for advanced

 nitrogen removal from landfill leachate

项目	单价	消耗量	运行费用/(元·t ⁻¹)
电费	0.89 元·(kWh) ⁻¹	91.2 kWh \cdot d ⁻¹	20.3
电子供体成本	2.4 元·kg ⁻¹	$5.09 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$	3.1
药剂费	8 元·kg ⁻¹	$0.5 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$	1
合计			24.4

3 结论

1) 中试 PND 工艺单元在第 1 阶段进水搅拌 4 h、第 2 阶段曝气充氧 13 h、第 3 阶段沉淀排水 1 h 的批 次运行条件下,控制回流速度 1.5 m³·h⁻¹,曝气量 30~34 m³·h⁻¹,DO 质量浓度 1.2~1.6 mg·L⁻¹,可实现约 0.52 kg·(m³·d)⁻¹ 的脱氮速率及 (86.0±0.8)% 的 TN 去除效果。随后通过 SdAD 工艺单元可对 PND 工艺单元 出水渗滤液中的氮素进行深度去除,其脱氮速率约为 0.23 kg·(m³·d)⁻¹,并对老龄垃圾渗滤液原液的 TN 去除 率贡献为 (12.9±0.4)%。

2) 本研究在低 DO 及高 FA 质量浓度的环境下, PND 工艺单元中的 Nitrosomonas 实现高度富集, 从而 保证 PND 工艺单元短程硝化反应的稳定。SdAD 工艺单元中的 SOB(Thiobacillus 与 Sulfurimonas) 菌属占据 重要地位,并在脱氮过程中发挥了关键作用。

3) PND-SdAD 耦合工艺稳定运行可实现垃圾渗滤液约 98.9% 的 TN 去除效果,出水渗滤液 TN 质量浓 度为 (38.7±4.6) mg·L⁻¹,满足《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB16889-2008) 中对 TN 的排放要求。同时 耦合工艺出水渗滤液对 V.fischeri 菌的发光抑制率整体可降低 64.6%,水质毒性等级由高毒降至低毒,能有 效降低老龄垃圾渗滤液的排放风险。

4) PND-SdAD 耦合工艺作为绿色、高效的生物脱氮工艺,其渗滤液吨水处理的综合成本约为 24.4 元, 具有较好的经济性,为我国全面推进美丽中国建设提供技术支持。

参考文献

- [1] 中华人民共和国生态环境部. 2020年全国大、中城市固体废物污染环境防治年报[R]. 北京, 中华人民共和国生态环境部, 2020, 9-10.
- [2] MUKHERJEE C, DENNEY J, MBONIMPA E G, et al. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2020, 119: 109512.
- [3] 黄林, 杨磊. 我国城市生活垃圾处理现状与展望[J]. 可持续发展, 2022, 12(5): 1347-1354.
- [4] NAVEEN B P, MAHAPATRA D M, SITHARAM T G, et al. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate[J]. Environmental Pollution, 2017, 220(Pt A): 1-12.
- [5] TENG C, ZHOU K, PENG C, et al. Characterization and treatment of landfill leachate: A review [J]. Water Research, 2021, 203: 117525.
- [6] KULIKOWASKA D and KLIMIUK E. The effect of landfill age on municipal leachate composition [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(13): 5981-5985.
- [7] ITOKAWA H, HANAKI K and MATSUO T. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low COD/N ratio condition[J]. Water Research, 2001, 35(3): 657-664.
- [8] YI X, TIAN N H, YIN T, et al. Removal of selected PPCPs, EDCs, and antibiotic resistance genes in landfill leachate by a full-scale constructed wetlands system [J]. Water Research, 2017, 121: 46-60.
- [9] ZHANG R C, XU X J, CHEN C, et al. Interactions of functional bacteria and their contributions to the performance in integrated autotrophic and heterotrophic denitrification[J]. Water Research, 2018, 143: 355-366.
- [10] CAPUA F D, PIROZZI F, LENS P N L, et al. Electron donors for autotrophic denitrification [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 362: 922-937.
- [11] DUAN H, YE L, LU X, et al. Overcoming nitrite oxidizing bacteria adaptation through alternating sludge treatment with free nitrous acid and free

ammonia[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(4): 1937-1946.

- [12] WANG J, LI L, LIU Y, et al. A review of partial nitrification in biological nitrogen removal processes: from development to application[J]. Biodegradation, 2021, 32(3): 229-249.
- [13] TIAN T and YU H Q. Denitrification with non-organic electron donor for treating low C/N ratio wastewaters[J]. Bioresource Technology, 2020, 299: 122686.
- [14] QIU J, LI X, PENG Y, et al. Advanced nitrogen removal from landfill leachate via a two-stage combined process of partial nitrification-anammox (PN-A) and partial denitrification-anammox (PD-A)[J]. Science of Total Environment, 2022, 810: 151186.
- [15] ZHANG F, PENG Y, MIAO L, et al. A novel simultaneous partial nitrification anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for costeffective nitrogen removal from mature landfill leachate[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 313: 619-628.
- [16] LI H, ZHOU S, MA W, et al. Long-term performance and microbial ecology of a two-stage PN-ANAMMOX process treating mature landfill leachate[J]. Bioresource Technology, 2014, 159: 404-411.
- [17] DU R, CAO S, ZHANG H, et al. Flexible nitrite supply alternative for mainstream anammox: Advances in enhancing process stability [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(10): 6353-6364.
- [18] WANG T, LI X, WANG H, et al. Sulfur autotrophic denitrification as an efficient nitrogen removals method for wastewater treatment towards lower organic requirement: A review [J]. Water Research, 2023, 245: 120569.
- [19] ZENG C, SU Q, PENG L, et al. Elemental sulfur-driven autotrophic denitrification for advanced nitrogen removal from mature landfill leachate after PN/A pretreatment[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 410: 128256.
- [20] SAHINKAYA E, KILIC A and DUYGULU, B. Pilot and full scale applications of sulfur-based autotrophic denitrification process for nitrate removal from activated sludge process effluent[J]. Water Research, 2014, 60: 210-217.
- [21] HUANG S, ZHENG Z, WEI Q, et al. Performance of sulfur-based autotrophic denitrification and denitrifiers for wastewater treatment under acidic conditions [J]. Bioresource Technology, 2019, 294: 122176.
- [22] LI Y, CHEN B, ZHANG X, et al. Elemental sulfur autotrophic partial denitrification (S⁰-PDN) with high pH and free ammonia control strategy for lowcarbon wastewater: From performance to microbial mechanism[J]. Chemical Engineering Journal, 2023, 474: 145419.
- [23] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 (第四版)[M]. 北京, 中国环境科学出版社, 2002, 88-284.
- [24] 那广水,张月梅,陈彤,等.发光细菌法评价排污口污水中总有机污染物毒性[J].中国环境监测,2010,26(5):61-64.
- [25] XU H, DENG Y, ZOU J, et al. Nitrification performance and bacterial community dynamics in a membrane bioreactor with elevated ammonia concentration: The combined inhibition effect of salinity, free ammonia and free nitrous acid on nitrification at high ammonia loading rates[J]. Science of Total Environment, 2022, 831: 154972.
- [26] 刘牡, 彭永臻, 吴莉娜, 等. FA 与 FNA 对两级 UASB-A/O 处理垃圾渗滤液短程硝化的影响[J]. 化工学报, 2010, 61(1): 172-179.
- [27] KOSTRYTSIA A, PAPIRIO S, FRUNZO L, et al. Elemental sulfur-based autotrophic denitrification and denitritation: Microbially catalyzed sulfur hydrolysis and nitrogen conversions [J]. Journal of Environmental Management, 2018, 211: 313-322.
- [28] SAHINKAYA E, DURSUM N, KILIC A, et al. Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidizing autotrophic denitrification process for drinking water treatment: control of sulfate production[J]. Water Research, 2011, 45(20): 6661-6667.
- [29] 赵晴,周浩,吕慧,等. AO-SBR 短程硝化反硝化垃圾渗滤液预处理中试应用[J]. 环境工程学报, 2021, 15(2): 545-552.
- [30] 韩梦欣,周明达,汪涵,等. 污水短程硝化体系氨氧化菌与亚硝酸盐氧化菌的生态学研究进展[J]. 微生物学通报, 2023, 50(4): 1621-1638.
- [31] SHI S, HE L, ZHOU Y, et al. Response of nitrogen removal performance and microbial community to a wide range of pH in thermophilic denitrification system [J]. Bioresource Technology, 2022, 352: 127061.
- [32] SHAO M F, ZHANG T and FANG H H. Sulfur-driven autotrophic denitrification: diversity, biochemistry, and engineering applications[J]. Applied Microbiology And Biotechnology, 2010, 88(5): 1027-1042.
- [33] MARC S J, GIJS K and MIKE S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [34] 徐晨璐, 尹志轩, 李春雨, 等. 垃圾渗滤液补充反硝化碳源强化脱氮效果[J]. 环境工程学报, 2019, 13(5): 1106-1112.

(责任编辑:曲娜)

Advanced nitrogen removal from mature landfill leachate by coupled pilot PND-SdAD process

LIANG Huiyu¹, YIN Wancheng², PAN Yangrui³, ZHOU Zixuan³, CHEN Ben¹, ZHAO Qing³, SUN Lianpeng¹, Zhao Xin⁴, XU Xingquan⁴, LIAO Jiajun⁴, GUO Wuzhen⁵, LV Hui^{1,*}

 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Guilin university of technology, Guilin 541006, China; 3. School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 4. Zhongshan Public Urban Drainage Co. Ltd., Zhongshan 528400, China; 5. Foshan Green Energy Environmental Protection Co. Ltd., Foshan 528000, China *Corresponding author, E-mail: lyhui3@mail.sysu.edu.cn

Abstract Aiming at the water quality characteristic of mature landfill leachate with a low carbon-to-nitrogen ratio (C/N), and the challenges faced by the conventional biological nitrification and denitrification processes such as high aeration energy consumption and large amount of carbon source dosage, a pilot-scale partial nitrification and denitrification coupled with sulfur-driven autotrophic denitrification (PND-SdAD) process was implemented to achieve advanced nitrogen removal from mature landfill leachate under the conditions of low aeration energy consumption and zero carbon source addition in this study. The results of the pilot experiment showed that the PND process could achieve a total nitrogen (TN) removal efficiency of (86.0 ± 0.8)% from mature landfill leachate during the stabilized operation stage. Subsequently, the SdAD autotrophic process could further remove TN by ($12.9\%\pm0.4$)% from the mature leachate. The TN mass concentration of leachate effluent from the coupled PND-SdAD process was only (38.7 ± 4.6) mg·L⁻¹, meeting the TN discharge standard of the pollution control standard for the domestic landfill (GB16889-2008). Meanwhile, the biological toxicity of leachate effluent from the coupled PND-SdAD process decreased by approximately 64.6%, and the toxicity level of leachate decreased from high to low, which effectively decreased the risk of leachate discharge. Moreover, based on the economic analysis, the comprehensive operating cost for advanced nitrogen removal from mature landfill leachate by this coupled process was only 24.4 RMB/m³.

Keywords mature landfill leachate; partial nitrification and denitrification; sulfur autotrophic denitrification; zero carbon source denitrification