

生化-双膜法处理渗滤液：污染物转化与能耗结构分析

邢丁予¹, 徐田田², 于仲谋¹, 孙飞云¹, 罗芷晴², 冯亮¹, 王芮^{1,*}

(1. 哈尔滨工业大学(深圳) 生态环境学院, 广东 深圳 518055;

2. 深圳利源水务设计咨询有限公司, 广东 深圳 518032)

摘要: 针对南方某环境园区内“一级缺氧-好氧(Anoxic-Oxic)/二级厌氧-好氧(Anaerobic-Oxic)-膜生物反应器-纳滤-反渗透(两级 AO-MBR-NF-RO)”渗滤液处理工艺, 基于长期监测与全流程采样分析, 构建了碳、氮、磷的物料平衡与能耗结构模型, 揭示了污染物的迁移转化路径及能量利用效率。结果表明, 在生化处理单元中碳、氮、磷的有效去除率分别为 83.31%、84.11% 和 93.10%, 深度处理单元中超过 95% 的残余污染物被截留, 工艺整体去除效果稳定高效。物料平衡分析显示, 碳、磷平衡率均超过 96%, 氮存在约 10% 的物料损耗, 主要原因是高回流比(1 500%)下缺氧区溶解氧干扰导致硝化反硝化不完全。处理每立方米渗滤液的总电能消耗为 40.44 kW·h。能耗结构分析表明, 生化处理单元设备输入能量占比 53.37%, 主要用于生物反应; 深度处理单元设备输入能量占比高达 93.75%, 主要用于污染物的相态转移, 但 2 个单元均存在能耗高、能量利用效率低的问题。基于物料能耗结构分析, 提出了优化进水分配、调控回流比与溶解氧、引入节能脱氮工艺等改进方向, 为渗滤液处理工艺的精细化控制与节能降耗提供科学依据。

关键词: 垃圾渗滤液; 生化-双膜法; 物料平衡; 能耗结构; 节能降耗

中图分类号: X703

文献标识码: A

Biochemical-Dual Membrane Process for Leachate Treatment: Analysis of Pollutant Transformation and Energy Consumption Structure

Xing Dingyu¹, Xu Tiantian², Yu Zhongmou¹, Sun Feiyun¹,

Luo Zhiqing², Feng Liang¹, Wang Rui^{1,*}

(1. School of Ecology and Environment, Harbin Institute of Technology (Shenzhen), Shenzhen 518055, China;

2. Shen Zhen Liyuan Water Design & Consultation Co., Ltd., Shenzhen 518032, China)

Abstract: Landfill leachate, a highly contaminated wastewater, poses significant threats to surrounding ecosystems if not properly treated. The biochemical-dual membrane process, typically comprising a two-stage anoxic/oxic (A/O) membrane bioreactor (MBR) followed by nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO), has become a mainstream technology for leachate treatment in China due to its high efficiency and stable effluent quality. However, challenges such as high energy consumption and secondary concentrate pollution call for a comprehensive diagnostic approach beyond conventional indicator evaluations. To systematically assess operational efficiency and identify energy-saving potential, this study established a dual-perspective framework integrating material flow and energy

收稿日期: 2026-03-06

修回日期: 2026-05-09

接受日期: 2025-05-11

DOI: 10.20078/j.eep.20260501

基金项目: 广东省自然科学基金资助项目(2026A1515010835); 国家自然科学基金资助项目(42277376); 深圳市科技计划资助项目(JCYJ20241202123500002, GXWD20231129145629002, JCYJ20240813110406010)

第一作者: 邢丁予(1986—), 女, 吉林吉林人, 副教授, 主要研究方向为新型膜制备及应用、废水特征污染物处理及污水资源化等。

E-mail: xingdingyu@hit.edu.cn

*通讯作者: 王芮(1994—), 女, 湖北荆门人, 博士后, 主要研究方向为膜分离过程与优化、污水处理与资源化等。

E-mail: wangrui0894@163.com

consumption analyses. Focusing on a full-scale "two-stage A/O-MBR-NF-RO" process in a Southern China environmental park, detailed carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P) mass balance models were developed alongside an energy consumption structure model based on long-term monitoring and full-process sampling. The results indicated that the effective removal rates of COD, total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) in the biological treatment units were 83.31%, 84.11%, and 93.10%, respectively. The subsequent NF-RO units intercepted over 95% of the residual pollutants, ensuring that the final effluent consistently met discharge standards. Material balance analysis revealed that the balance rates for C and P exceeded 96%, indicating high data reliability; however, nitrogen exhibited a material loss of approximately 10%. This loss was primarily attributed to incomplete nitrification-denitrification caused by dissolved oxygen (DO) interference in the anoxic zones under a high reflux ratio. The specific electrical energy consumption for treating the leachate was determined to be 40.44 kW·h/m³. Energy structure analysis showed that energy consumption in the biological treatment unit accounted for 53.37% of the total, mainly utilized for biochemical reactions. In contrast, energy consumption in the advanced treatment unit constituted 93.75% of its respective subsystem's input, primarily consumed for phase transfer of pollutants. Both units faced challenges of high energy consumption and low energy utilization efficiency. Based on these analyses, improvement strategies were proposed with quantitative metrics. These included optimizing the nitrification recycle ratio from 1 500% to a range of 800%–1 000% and controlling the DO concentration in the anoxic zone to below 0.2 mg/L. Furthermore, the partial introduction of an energy-efficient anammox-based process was recommended. Quantitative predictions indicated that implementing these measures could enhance the TN removal efficiency to 88%–90%, reduced the energy consumption of recycle pumps by approximately 30%, decrease aeration energy demand by about 60%, and eliminate the need for external carbon sources, leading to a 20%–30% reduction in the overall energy consumption of the biochemical unit. This study provides a scientific basis for refined operational control and energy-saving retrofits in leachate treatment processes.

Keywords: Landfill leachate; Biochemical-dual membrane process; Material balance; Energy consumption structure; Energy saving and consumption reduction

0 引 言

随着我国城镇化进程发展,垃圾渗滤液的处理压力日益加剧^[1-2]。调查显示,1 t城市固体废物在其生命周期中可产生 0.05~0.28 t的垃圾渗滤液^[3-4]。当前,渗滤液处理技术主要分为生物处理法^[5-6]、物化处理法^[7-9]和组合工艺处理法^[10-12]。其中,“生化-双膜”组合工艺因具有处理效率高、出水水质好、占地面积小等优势,已成为国内主流技术,并广泛应用于渗滤液处理项目^[13-15]。该工艺通常采用“两级 AO-MBR”作为生物脱氮核心单元,通过厌氧/好氧交替运行实现有机物的降解和氮、磷的去除,再结合纳滤(NF)和反渗透(RO)工艺保障出水水质稳定达标,同时对浓缩液进行减量化处置。然而,该工艺中膜系统高能耗问题日益凸显,制约其可持续发展^[16-18]。因此,深入解

析工艺全流程的物质转化规律与能量利用效率,对实现工艺的精细化运行和节能减排具有重要意义。

物料流分析是评价污水处理厂运行状况的有效方法,通过对碳、氮、磷等关键元素的平衡分析,不仅能验证实验数据的可靠性,还有助于理解各反应器的运行机理和处理效率^[19]。蔡健明等^[20]通过构建物料平衡系统推导量化了多种反硝化脱氮途径和效率。方政等^[21]针对 AO 工艺,构建了碳、氮、磷元素平衡系统,分析了污染物去除效率并提出工艺参数优化方案。然而,现有研究多局限于生物处理单元,较少涉及包含膜分离和浓缩液处理的全流程物料流分析,且多数研究缺乏对工艺长期运行稳定性的考量。

能耗结构分析以物料流为基础,可以反映污水处理过程中的能量利用效率,通过量化能量流动,清晰解析能耗需求,成为在达标排放基础上实

现节能降耗的重要依据^[22-23]。输入能量一般包含电能和进水化学潜能,污水中有机物化学能可采用 COD 进行折算^[24-25]。然而,目前针对渗滤液处理全流程,特别是包含浓缩液处理单元的能耗结构分析研究较为鲜见。

本研究以南方某环境园“两级 AO-MBR-NF-RO”渗滤液处理工艺为对象,开展为期 360 天的运行监测与全流程采样分析,构建碳、氮、磷物料平衡及能耗结构分析模型,揭示污染物在生化单元和深度处理单元的迁移转化路径,量化各单元的能量消耗结构,综合评估工艺运行效能,并基于分析结果提出优化建议,旨在为渗滤液深度处理工艺的精细化运维与节能降耗提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 渗滤液处理工艺概况

南方某环境园采用“两级 AO-MBR-NF-RO”工艺处理渗滤液。NF 浓缩液经物料膜减量并提取腐殖酸后回流,RO 浓缩液采用填埋气驱动的浸没燃烧蒸发技术处理。关键工艺参数:一级 A 池容积 5 800 m³(水力停留时间(HRT)为 4.8 d),一级 O 池容积 8 326 m³(HRT 为 6.5 d),二级 A 池 1 200 m³(HRT 为 1.0 d),二级 O 池 1 200 m³(HRT 为 1.0 d),硝化液回流比 1 500%,污泥回流比 20%,混合液悬浮固体(MLSS)浓度为 8.0 kg/m³。进水水质:COD 4 042~9 014 mg/L(投加碳源后设计进水 COD 为 22 000 mg/L,实际运行中因碳源投加量根

据水质动态调节,生化进水 COD 平均约为 16 160 mg/L),NH₄⁺-N 3 134~5 812 mg/L, TN 3 577~8 022 mg/L, TP 35~60 mg/L,悬浮物(SS)1 020~1 500 mg/L。出水需满足《生活垃圾填埋场污染控制标准》(GB 16889—2024)。

输入能量主要由进水有机物化学能及设备消耗电能构成:前者按 13.94 kJ/g COD 折算^[26],电能按 1 kW·h 对应 11 000 kJ 能量折算,污泥热值按 22.20 kJ/g(以挥发性悬浮固体(VSS)计)估算^[25]。根据反硝化需求计算外加碳源(甲醇)的投加量,其提供的 COD 当量(1 g 甲醇≈1.5 g COD)纳入进水总碳输入中统一核算。

1.2 采样点布设与监测方法

基于渗滤液处理工艺长期运行数据,开展系统性水质采样分析,共设置 10 个关键工艺监测节点(图 1)。具体包括两级 AO-MBR 生化处理单元的 7 个节点(生化进水、一级 A 池出水、一级 O 池出水、二级 A 池进水、二级 A 池出水、二级 O 池出水、UF 池出水)、深度处理单元的 3 个节点(NF 系统出水、RO 系统出水、硝酸盐回流液)。每日 12:00~14:00 采用时间比例混合采样法采集日均综合水样。水质指标(COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TP)检测方法参考《水和废水监测分析方法》(第四版)。CO₂ 采用气相色谱-火焰离子化检测器(GC-FID,安捷伦 7890B)检测,CH₄ 采用 GC-FID(岛津 GC-2014)检测,N₂O 采用气相色谱-电子捕获检测器(GC-ECD,赛默飞 Trace 1310)检测。

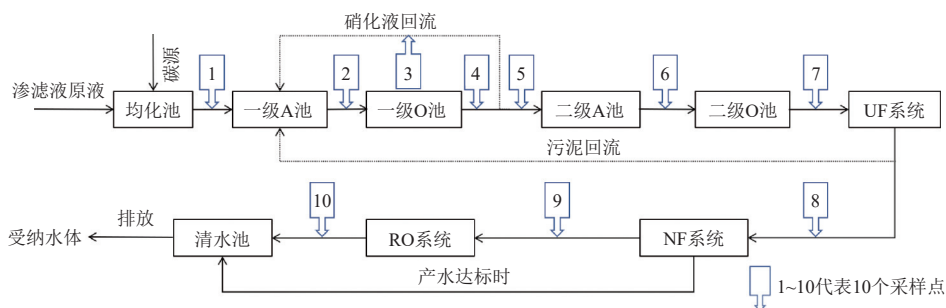


图 1 采样点设置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of sampling points

1.3 物料流分析方法

碳、氮、磷的物料平衡分析基于质量守恒原理构建^[20, 27]。在碳平衡中,反硝化过程消耗的 COD 根据异养反硝化理论需氧量核算:每还原 1 g NO₃⁻-N 为 N₂ 约消耗 2.86 g COD。硝化过程本身不消耗 COD,但好氧异养菌的代谢活动会消耗部分 COD,其消耗量根据 COD 进出水实测差值及

物料衡算确定。以 COD 为核算指标构建物料平衡,其表达式见式(1):

$$M_{\text{COD,in}} = M_{\text{COD,anaer}} + M_{\text{COD,aer}} + M_{\text{COD,off}} + M_{\text{COD,w}} \quad (1)$$

式中: $M_{\text{COD,in}}$ 为进水 COD 负荷(kg/d); $M_{\text{COD,anaer}}$ 为反硝化消耗的 COD 负荷(kg/d); $M_{\text{COD,aer}}$ 为硝化消耗的 COD 负荷(kg/d); $M_{\text{COD,off}}$ 为出水 COD 负荷

(kg/d); $M_{\text{COD,w}}$ 为剩余污泥 COD 负荷(kg/d)。

剩余污泥中 COD、TN、TP 的折算系数均基于 MLSS 浓度的实测值, 分别为 1.006 4 mg COD/mg MLSS、0.068 mg TN/mg MLSS、0.03 mg TP/mg MLSS。进入系统的 TN 经微生物转化后, 以气相(N_2)、液相(出水)和固相(剩余污泥)形式输出。氮素物料平衡方程见式(2):

$$M_{\text{TN,in}} = M_{\text{TN,anaer}} + M_{\text{TN,aer}} + M_{\text{TN,off}} + M_{\text{TN,w}} \quad (2)$$

式中: $M_{\text{TN,in}}$ 为进水 TN 负荷(kg/d); $M_{\text{TN,anaer}}$ 为反硝化消耗的 TN 负荷(kg/d)(以 N_2 形式); $M_{\text{TN,aer}}$ 为硝化消耗的 TN 负荷(kg/d); $M_{\text{TN,off}}$ 为出水 TN 负荷(kg/d); $M_{\text{TN,w}}$ 为剩余污泥 TN 负荷(kg/d)。

磷在系统中无气态迁移, 主要随出水和剩余污泥输出。其物料平衡方程见式(3):

$$M_{\text{TP,in}} = M_{\text{TP,off}} + M_{\text{TP,w}} \quad (3)$$

式中: $M_{\text{TP,in}}$ 为进水 TP 负荷(kg/d); $M_{\text{TP,off}}$ 为出水 TP 负荷(kg/d); $M_{\text{TP,w}}$ 为剩余污泥 TP 负荷(kg/d)。

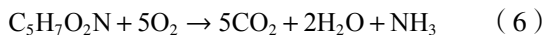
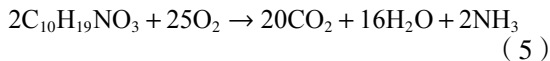
针对“NF-RO”系统的深度处理单元同样进行相应元素流向分析, 流向分析见式(4):

$$M_{\text{COD,off}} = M_{\text{COD,RO}} + M_{\text{COD,NF}} \quad (4)$$

式中: $M_{\text{COD,off}}$ 为进入 NF-RO 系统的 COD 总负荷(kg/d); $M_{\text{COD,RO}}$ 和 $M_{\text{COD,NF}}$ 分别为进入 RO 和 NF 浓缩液的 COD 负荷(kg/d)。TN 和 TP 在深度处理单元流向的计算与 COD 类似。

1.4 关键温室气体排放分析

本研究对温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O)的排放核算采用“模型计算为主, 实测验证为辅”的方法。其中, CO_2 和 CH_4 的排放依据 Monteith 静态核算模型进行理论计算^[28], 这 2 个过程的化学反应分别见式(5)(6); N_2O 排放机理复杂且受工况影响波动大, 故采用文献推荐的排放系数(N_2O -N 占进水 TN 的 3.52%)进行估算, 并以实测数据为参考进行验证。



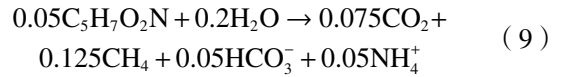
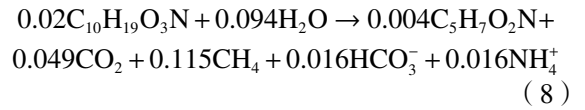
该过程产生的生物源和化石源 CO_2 直接排放量($M_{\text{O,CO}_2}$)如式(7)所示:

$$M_{\text{O,CO}_2} = (1.1aQ_0 - 1.1c_{y_0}Y_0Q_0) \times (c(\text{TOC}_{\text{O},0}) - c(\text{TOC}_{\text{O},e})) \times 2.67 \times 10^{-3} + 1.947Q_0 \times HRT_0 \times c(\text{MLVSS}_0) \times K_d \times 10^{-3} \quad (7)$$

式中: a 为碳的氧当量, 取 1.47; Q_0 为好氧池进水

流量(m^3/d); c 为细菌细胞的氧当量, 取 1.42; y_0 为好氧池 MLVSS 与 MLSS 浓度比, 取 0.60; $c(\text{TOC}_{\text{O},0})$ 和 $c(\text{TOC}_{\text{O},e})$ 分别为好氧生物反应池进、出水 TOC 浓度(mg/L), 平均为 846.8 和 552.5 mg/L; Y_0 为好氧池污泥产率系数, 取 0.68; HRT_0 为水力停留时间(d), 取 6.5 d; $c(\text{MLVSS}_0)$ 为混合液挥发性悬浮固体浓度(mg/L), 取 4 066 mg/L; K_d 为衰减系数, 取 0.05 d^{-1} 。

厌氧过程由 TOC 削减和微生物内源代谢产生 CO_2 的化学反应式分别如式(8)(9)所示:



厌氧过程不考虑投加碳源情况下产生的 CO_2 直接排放量($M_{\text{A,CO}_2}$)见式(10):

$$M_{\text{A,CO}_2} = 0.27Q_A(c(\text{TOC}_{\text{L},0}) - c(\text{TOC}_{\text{A},e})) \times 2.67 \times 10^{-3} + 0.58Q_A \times HRT_A \times c(\text{MLVSS}_A) \times K_d \times 10^{-3} \quad (10)$$

式中: Q_A 为厌氧池进水流量, 为 $800 \text{ m}^3/\text{d}$; $c(\text{TOC}_{\text{L},0})$ 为渗滤液原液进水 TOC, 平均浓度为 1 586.1 mg/L; $c(\text{TOC}_{\text{A},e})$ 为厌氧生物反应池出水 TOC, 平均浓度为 846.8 mg/L; HRT_A 为厌氧池水力停留时间, 取 4.8 d; $c(\text{MLVSS}_A)$ 为厌氧池混合液挥发性悬浮固体浓度, 取 3 922 mg/L。

由于反硝化阶段需要补充外部电子供体, 该园区需投加甲醇等外加碳源。甲醇在提供电子驱动反硝化的同时, 自身被氧化代谢产生 CO_2 。考虑该部分 CO_2 ($M_{\text{FCO}_2,\text{DNF}}$)来源于化石原料, 须计入直接碳排放, 其排放量的理论计算见式(11):

$$M_{\text{FCO}_2,\text{DNF}} = 1.375M_{\text{CH}_3\text{OH}} \quad (11)$$

式中: $M_{\text{CH}_3\text{OH}}$ 为渗滤液处理反硝化阶段外加甲醇总质量, 取 5 000 kg/d。

基于 TOC 降解量核算的 CH_4 排放系数(M_{CH_4} 以 $\text{kg CH}_4/\text{m}^3$ 计)可通过式(12)确定:

$$M_{\text{CH}_4} = 0.25Q_A(c(\text{TOC}_{\text{A},0}) - (\text{TOC}_{\text{A},e})) \times 2.67 \times 10^{-3} - 0.36y_A Y_A Q_A \times (c(\text{TOC}_{\text{A},0}) - (\text{TOC}_{\text{A},e})) \times 2.67 \times 10^{-3} + 0.35Q_A \times HRT_A \times c(\text{MLVSS}_A) \times K_d \times 10^{-3} \quad (12)$$

式中: Y_A 为厌氧池污泥产率系数, 通常取 0.08; $c(\text{TOC}_{\text{A},0})$ 为厌氧生物反应池进水 TOC 浓度(mg/L), 平均浓度为 4 040.7 mg/L; y_A 为厌氧池 MLVSS 与 MLSS 浓度比, 取 0.68。

2 结果与讨论

2.1 污染物全过程去除路径分析

COD 沿程变化如图 2(a) 所示。在 COD 整体去除效能方面,生化处理单元贡献了 93.94% 的削减量。具体而言,一级 AO 工艺作为主要负荷削减单元,可将进水中的高浓度有机物降解至

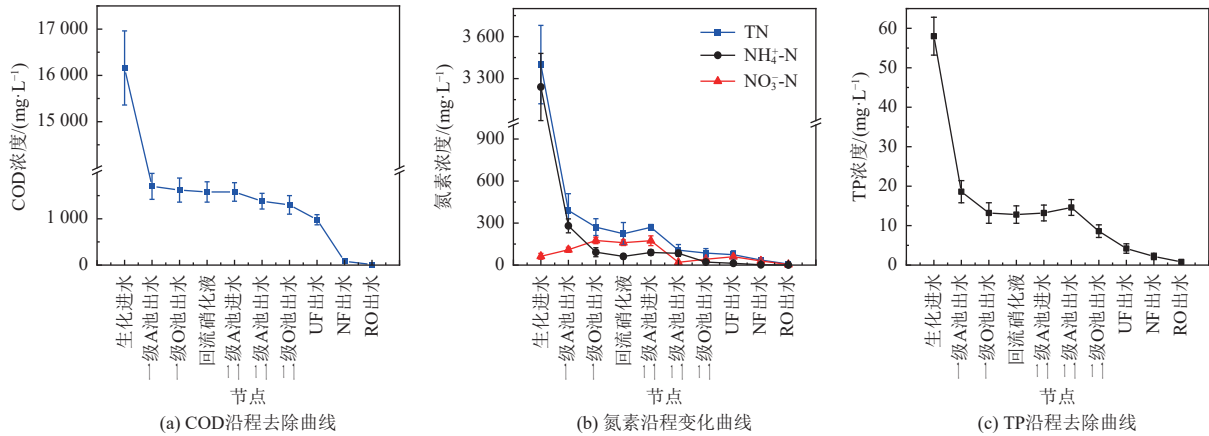


图 2 污染物沿程去除情况

Fig. 2 Removal of pollutants along the treatment process

氮素沿程转化规律如图 2(b) 所示。在厌氧池 (A 池) 内,随着硝态氮通过反硝化作用转化为 N₂ 逸出体系, NH₄⁺-N 占比相对上升。生化处理单元对 TN 和 NH₄⁺-N 的削减率分别高达 97.76% 与 97.72%; 后续深度处理单元进一步去除了残余的 1.96% TN 和 0.38% NH₄⁺-N。最终,出水中 TN 浓度稳定在 7.5 mg/L 左右, NH₄⁺-N 趋近于完全去除。

TP 的去除路径如图 2(c) 所示,两级 AO 工艺承担了主要除磷负荷,实现了 85.17% 的 TP 削减。经过深度处理单元的末端截留作用,RO 系统出水中 TP 浓度降至极低水平,仅为 0.08 mg/L。

2.2 关键温室气体排放

经计算可得,一级 O 池 CO₂ 产量为 2 296.24 kg/d,二级 O 池 365.02 kg/d,好氧段合计 2 661.26 kg/d。一级 A 池 CO₂ 产量为 863.13 kg/d,二级 A 池 106.97 kg/d,厌氧段合计 970.10 kg/d。外加甲醇 (5 000 kg/d) 导致的化石源 CO₂ 排放 6 875.00 kg/d。生化单元 CO₂ 直接排放总量为 10 506.36 kg/d。在污水厌氧处理场景下,CH₄ 的生成主要源于两大代谢途径:一是进水中有机物的厌氧消化降解,二是微生物内源呼吸过程中的碳转化。依据 IPCC 指南及静态经验模型,厌氧池 CH₄ 理论产量为 2 141.49 kg/d,实际测量仅 266.55 kg/d,主要是因为

1 700 mg/L,其中一级 O 池出水部分回流至前端 A 池进行混合稀释与反硝化;二级 AO 工艺协同超滤膜分离单元,进一步贡献了 3.96% 的去除率。后续深度处理单元将残余 COD 降至 10 mg/L。经统计,最终仅有 0.06% 的 COD 随总排口出水进入受纳水体。

该工艺厌氧段 DO 控制在 0.2~0.5 mg/L,主要用于反硝化脱氮而非产甲烷,导致实际产甲烷效率远低于理论值,仅为典型厌氧工艺的 5%~10%。N₂O-N 占进水 TN 的 3.52%,计算得 N₂O 产量为 211.18 kg/d,单位水量 N₂O 产率为 0.26 kg/m³ (图 3)。浓缩液处理系统采用填埋气驱动浸没燃烧蒸发,填埋气组成(体积分数): CH₄ 50%、CO₂ 38%、N₂ 10%、其他 2%。按完全燃烧计算,利用填埋气产生 CO₂ 38 216.97 kg/d,折合 47.77 kg/m³。

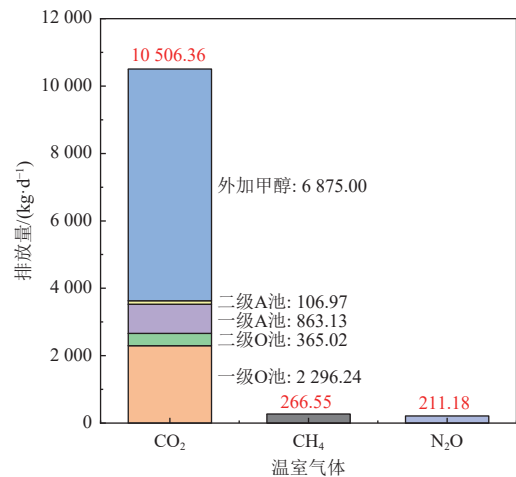


图 3 主要温室气体排放构成

Fig. 3 Composition of major greenhouse gas emissions

2.3 物料流分析

2.3.1 碳

将相关数值代入公式(1),得到碳元素在生化处理单元中的物料平衡分析计算结果。进入系统的碳 $M_{\text{COD,in}}$ 为 12 928.00 kg/d, 离开系统的碳有 4 种形式: $M_{\text{COD,1级缺氧}}$ 为 9 464.19 kg/d, $M_{\text{COD,2级缺氧}}$ 为 192.00 kg/d; $M_{\text{COD,1级好氧}}$ 为 1 036.80 kg/d, $M_{\text{COD,2级好氧}}$ 为 76.80 kg/d; $M_{\text{COD,off}}$ 为 607.62 kg/d; $M_{\text{COD,w}}$ 为 1 449.22 kg/d。碳(COD)在本工艺中的平衡率为 99.22%, 基本达到完全平衡, 造成数据偏差未达到 100% 完全平衡的可能原因包括: 渗滤液水质波动大, 实际生化反应过程并非处于完全稳态条

件, 以及取样和检测过程中存在的系统误差。图 4 (a)(b)分别为渗滤液中 COD 在各工艺段进出水中的含量变化和去除分布图。以进水 COD 为基准计算各流向比例: 一级缺氧段占 73.21%, 二级厌氧段占 1.49%, 缺氧/厌氧段合计去除 COD 占进水的 74.70%, 是 COD 削减的主要途径; 好氧段合计占 8.61% (其中一级好氧 8.02%、二级好氧 0.59%), 主要因自养型硝化菌不消耗 COD, 异养菌对残余易降解有机物氧化有限。即生化反应对碳元素总去除量占进水的 83.31%, 出水占 4.70%, 剩余污泥占 11.21%。

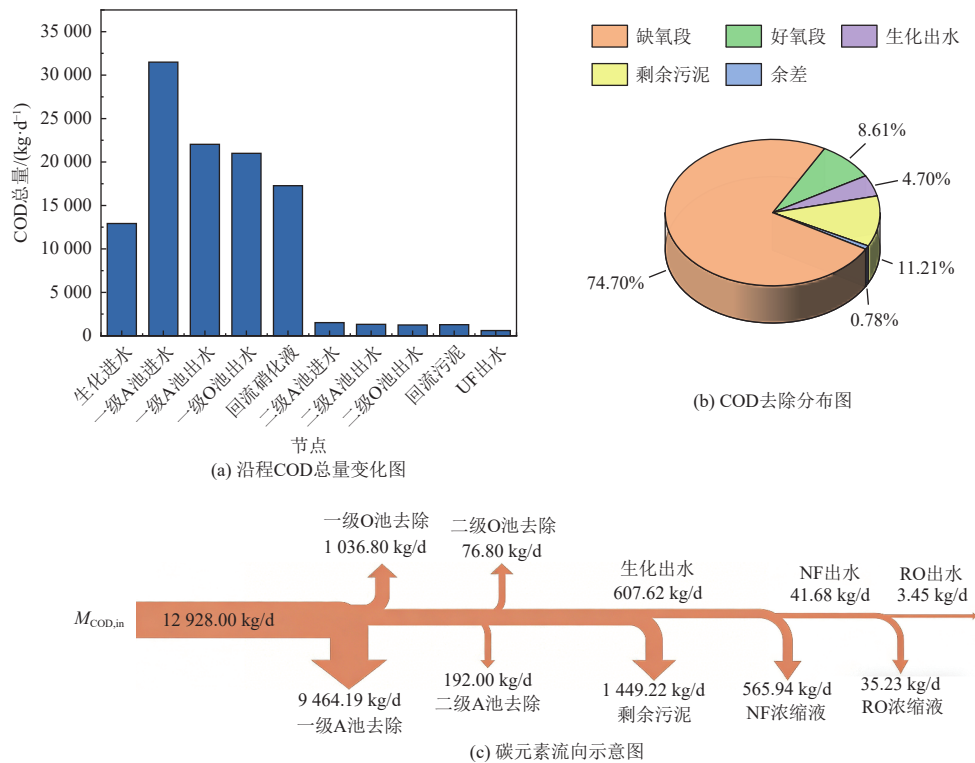


图 4 生化处理单元 COD 去除情况

Fig. 4 COD removal in the biochemical treatment unit

深度处理单元中, NF 系统进水 COD 负荷为 607.62 kg/d, 主要来自生化处理单元出水。该负荷在 NF 系统中被分离为两部分: 一部分(41.68 kg/d, 占 6.86%)随 NF 清液进入 RO 系统继续处理; 另一部分(565.94 kg/d, 占 93.14%)被 NF 膜截留进入浓缩液(图 4(c))。一级物料膜对 NF 浓缩液 COD 去除率 77.98%, 二级物料膜去除率 91.33%。浓缩液浓缩比例为 69.76%, 实现大幅减量。RO 系统进水 COD 为 41.68 kg/d(来自 NF 清液), 经 RO 分离后: 出水 COD 为 3.45 kg/d(占 8.92%), 浓缩液 COD 为 35.23 kg/d(占 91.08%)。系统产水率

为 75%, 由此计算出浓缩液的理论 COD 浓度应为 306 mg/L。实际检测值为 296 mg/L, 二者之间的平衡率达到了 96.92%。这表明浓缩液中 COD 的富集情况与理论计算值高度吻合, 系统内的碳元素流向符合质量守恒定律。

2.3.2 氮

系统进水 TN 为 2 070.00 kg/d。氮元素的迁移转化路径如下: 一级 A 池通过反硝化作用去除 559.38 kg/d, 二级 A 池去除 148.22 kg/d; 一级 O 池硝化过程 TN 变化量为 1 251.94 kg/d, 二级 O 池为 19.49 kg/d; 出水带走 45.88 kg/d; 剩余污泥带走

97.92 kg/d。总体氮平衡率为 89.39% (图 5), 该平衡率基于进出水差值法修正后的反硝化去除总量 (2 287.68 kg/d) 计算, 反映了系统内 TN 的实际转化情况。生化处理单元对氮的有效去除率为 84.11%

(其中缺氧段占 40.64%, 好氧段占 43.47%), 其中 10.61% 的氮在系统中损耗。硝化过程虽然无法直接去除 TN, 但为反硝化提供电子受体^[29-30]。

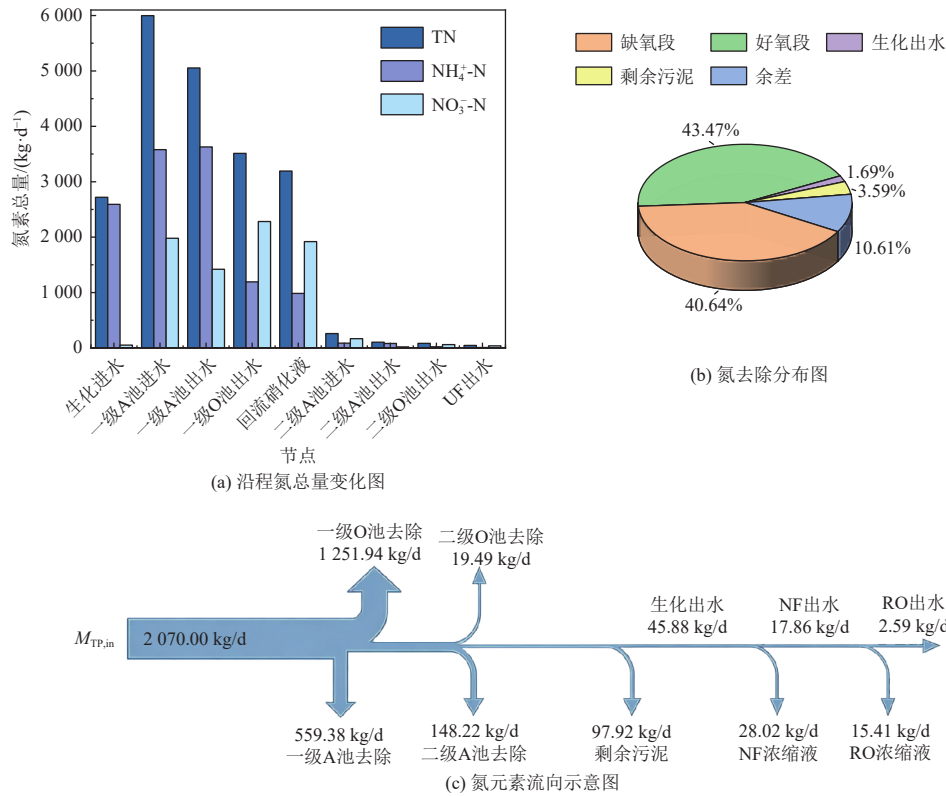


图 5 生化处理单元氮去除情况

Fig. 5 Nitrogen removal in the biochemical treatment unit

深度处理单元中, NF 系统进水 TN 负荷为 45.88 kg/d, 经 NF 系统分离后, TN 负荷约 17.86 kg/d (38.93%) 随 NF 清液进入 RO 系统继续深度处理, 其余 28.02 kg/d (61.07%) 被 NF 膜截留进入浓缩液。膜系统对 TN 去除率仅 60.30%, 脱氮效果不明显。RO 系统进水 TN 负荷为 17.86 kg/d (即 NF 清液带入), 经 RO 系统进一步分离后, 出水 TN 为 2.59 kg/d (13.02%), 浓缩液中 TN 为 15.41 kg/d (77.48%)。计算得深度处理系统中氮平衡率为 90.50%, 基本达到平衡。

2.3.3 磷

将相关数值代入公式(3), 可以得到磷元素物料平衡分析计算结果。进入系统的磷 ($M_{TP,in}$) 为 46.40 kg/d。离开系统的磷有 2 种形式: $M_{TP,off}$ 为 1.36 kg/d; $M_{TP,w}$ 为 43.20 kg/d。磷在生化处理单元中的平衡率为 96.03%, 不足 100% 的原因可能是动态变化的剩余污泥产量。图 6(a)(b) 分别为磷

在生化单元总量变化和去除分布图。A 池厌氧释磷 69.23 kg/d, O 池好氧吸磷 122.35 kg/d, 好氧吸磷/厌氧释磷比值为 1.77 : 1.00, 符合生物除磷典型比例范围, 表明聚磷菌代谢活性良好, 释磷和吸磷过程处于动态平衡中。通过剩余污泥排出的磷占进入系统总磷量的 93.10%, 只有 2.94% 的磷随生化出水进入深度处理单元。

深度处理单元中, NF 系统进水 TP 负荷为 1.36 kg/d, 来自生化处理单元出水。该负荷在 NF 系统中的分配如下: 约 0.58 kg/d (占 42.65%) 随 NF 清液进入 RO 系统, 约 0.74 kg/d (占 54.41%) 被截留进入 NF 浓缩液。随后, RO 系统进水 TP 负荷为 0.58 kg/d (即 NF 清液带入), 经 RO 分离后, 出水 TP 仅 0.05 kg/d (占 8.62%), 浓缩液中 TP 为 0.47 kg/d (81.03%)。磷在深度处理单元平衡率均接近 100%, 同时, 磷在该深度处理单元中浓度变化不大, 在浓缩液中也保持在 10 mg/L 以下。

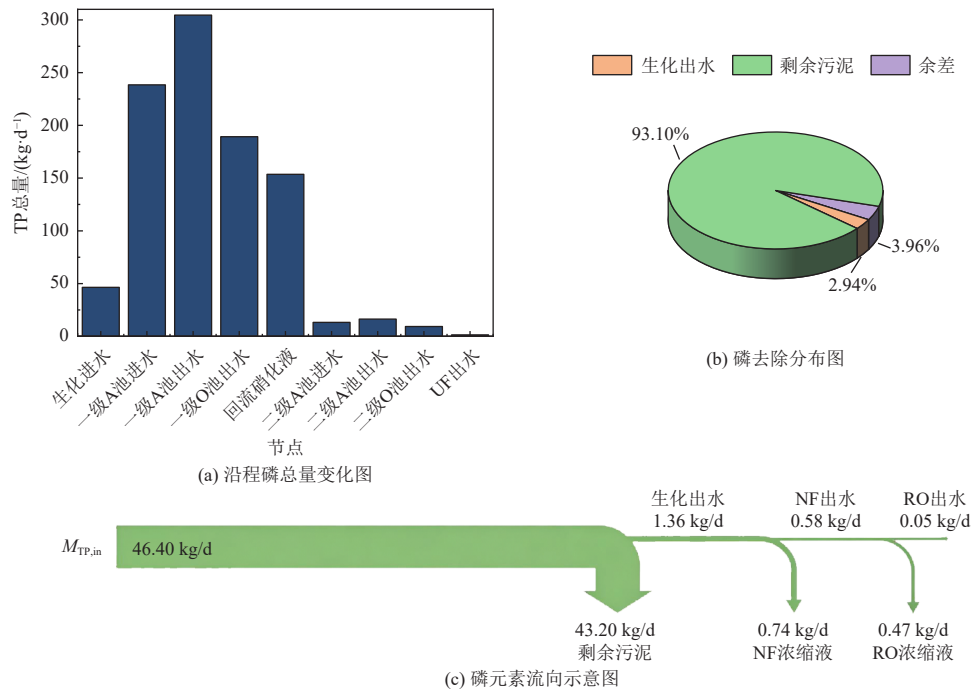


图 6 生化处理单元磷去除情况

Fig. 6 Phosphorus removal in the biochemical treatment unit

2.4 能耗结构分析

生化处理单元能量平衡见表 1。由表可知,设备输入能量占比(53.37%)高于进水有机物内能(46.63%),说明生化单元稳定运行依赖高耗能设备供能。能量输出以耗散为主(92.57%),出水及污泥内能仅占 7.43%,表明能量主要用于生物反应,但转化效率较低。根据全流程能耗统计,处理每立方米渗滤液的总电能消耗为 40.44 kW·h。

表 1 生化处理单元能量流向

项目	能量/(kJ·d ⁻¹)	比例/%	总计/(kJ·d ⁻¹)
输入	进水有机物内能	46.63	3.86×10 ⁸
	设备输入能量	53.37	
输出	出水有机物内能	2.19	3.86×10 ⁸
	剩余污泥内能	5.24	
	耗散能量	92.57	

深度处理单元能量平衡见表 2。由表可见,设备总输入能量占比高达 93.75%,其中浓缩液处理设备贡献了 62.38%,是能耗主体,反映出膜系统存在机械能转化损失、膜污染导致跨膜压差升高等效率瓶颈。

2.5 基于物料能耗分析的节能降耗建议

基于物料流分析,生物处理单元中,缺氧段/厌氧段贡献了 74.70% 的 COD 去除,是碳素削减的

表 2 深度处理单元能量流向

Table 2 Energy flow in the advanced treatment unit

项目	能量/(kJ·d ⁻¹)	比例/%	总计/(kJ·d ⁻¹)
输入	进水有机物内能	6.25	1.35×10 ⁸
	NF-RO设备输入能量	24.36	
	膜浓缩设备输入能量	7.01	
	浓缩液处理设备输入能量	62.38	
输出	出水有机物内能	0.19	1.26×10 ⁸
	浓缩液内能	6.52	
	耗散能量	93.29	

主要途径,而好氧段去除率偏低,存在碳源无效消耗问题:氮元素平衡率仅 89.39%,约 10.61% 的氮在系统中损耗,主要源于 1 500% 的高回流比将过量溶解氧带入缺氧区,干扰了反硝化过程。定量预测分析表明,若将硝化液回流比从当前的 1 500% 优化至 800%~1 000%,预计可将缺氧区溶解氧干扰降低 40%~60%,从而提升反硝化效率,使系统总氮去除率从 84.11% 提升至 88%~90%,同时可降低回流泵电耗约 30%。建议采用分段进水策略优先保障缺氧段碳源需求,同时优化硝化液回流比,并将缺氧区溶解氧控制在 0.2 mg/L 以下,以改善脱氮环境、减少氮损耗。

能耗结构分析显示,生化单元设备输入能量

占比 53.37%，其中曝气系统为主要耗能环节；深度处理单元设备输入能量占比高达 93.75%，能量耗散率达 93.29%，远超常规工艺水平。建议实施精确曝气控制以降低生化单元电耗，并考虑引入厌氧氨氧化组合工艺，从源头减少曝气需求和外加碳源投加。初步估算，若部分引入厌氧氨氧化工艺，预计可减少约 60% 的曝气需求和 100% 的外加碳源，从而降低约 20%~30% 的生化单元能耗，并显著减少剩余污泥产量。同时可在 MBR 出水与 NF 系统之间增设硫自养反硝化单元，利用残余硝酸盐进行自养脱氮，提高膜系统产水率、减少浓缩液产量，从而降低后续高能耗的浸没燃烧蒸发单元负荷，实现全过程节能降耗。

3 结 论

针对南方某园区“两级 AO-MBR-NF-RO”渗滤液处理工艺的全流程监测与能耗结构分析，得出以下结论。

(1)物料迁移特征：生化单元对碳、氮、磷的去除率分别为 83.31%、84.11% 和 93.10%；深度处理单元截留率超 95%，保障系统稳定运行。碳、磷平衡率超 96%，基本闭合；氮存在约 10% 损耗，源于高回流比(1 500%)下缺氧区溶氧干扰导致反硝化不完全。

(2)能耗分布特征：生化单元设备输入能量占比 53.37%，深度处理单元达 93.75%，其中 62.38% 集中于浓缩液处理。两单元能量耗散率分别为 92.57% 和 93.29%，反映曝气效率低、膜分离能耗高等问题。

(3)优化建议：建议分段进水优化碳源分配、降低回流比、控制缺氧区溶解氧；引入厌氧氨氧化、硫自养反硝化等低碳工艺，从源头削减曝气能耗与碳源投加，降低浓缩液负荷。

参考文献 (References) :

- [1] Kabir M S, Wang Hong, Luster Teasley S, et al. Microplastics in landfill leachate: Sources, detection, occurrence, and removal[J]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2023, 16: 100256.
- [2] Wijekoon P, Koliyabandara P A, Cooray A T, et al. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 421: 126627.
- [3] 古创, 吴志跃, 乔玮, 等. AnMBR 工艺对高钙垃圾渗滤液处理中的污泥特性分析 [J]. *净水技术*, 2026, 45(1): 126-132+149.
- [4] Sun Haoyu, Hu Jinwen, Wu You, et al. Leachate from municipal solid waste landfills: A neglected source of microplastics in the environment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133144.
- [5] Bhambore N, Suresh Kumar M. Municipal solid waste generation, management scenarios, and leachate treatment using sequencing batch biofilter granular reactor[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022, 167: 454-468.
- [6] Singh V, Ormeci B, Mishra S, et al. Simultaneous partial Nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD)—A review of critical operating parameters and reactor configurations[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 433: 133677.
- [7] Yang Yongyuan, Ricoveri A, Demeestere K, et al. Advanced treatment of landfill leachate through combined Anammox-based biotreatment, O₃/H₂O₂ oxidation, and activated carbon adsorption: Technical performance, surrogate-based control strategy, and operational cost analysis[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 430: 128481.
- [8] Kanmani S, Dileepan A G B. Treatment of landfill leachate using photocatalytic based advanced oxidation process—A critical review[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 345: 118794.
- [9] Ghosh A, Paul T, Mishra A, et al. Enhancing municipal solid waste stabilization through sustainable aerobic landfill technologies[J]. *Journal of Environmental Management*, 2026, 398: 128427.
- [10] Wang Jiachen, Qiao Zhen. A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2024, 12: 1439128.
- [11] 张彦龙, 韩业钜. 垃圾填埋场渗滤液特性及处理技术 [J]. *广东化工*, 2023, 50(21): 121-122+95.
- [12] Zhang Yanlong, Han Yeju. A critical review focusing on landfill leachate for its characteristics and treatment[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2023, 50(21) : 121-122+95.
- [13] 姜元臻, 周松伟, 汪晓军, 等. 厌氧氨氧化组合工艺处理老龄垃圾渗滤液工程研究 [J]. *中国给水排水*, 2025, 41(3): 78-83.
- [14] Jiang Yuanzhen, Zhou Songwei, Wang Xiaojun, et al. Treatment of aged landfill leachate via anammox combined process[J]. *China Water & Wastewater*, 2025, 41(3) : 78-83.
- [15] 潘永强, 于丹丹, 杜春安, 等. 基于生化双膜工艺的油田采出水处理与资源化 [J]. *环境工程学报*, 2021, 15(2): 530-536.
- [16] Pan Yongqiang, Yu Dandan, Du Chun'an, et al. Prepara-

- tion of boiler water by biochemical double membrane process treating oilfield produced water[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(2): 530-536.
- [14] 王艳秋, 廉昇阳, 梁旭, 等. 生化和膜组合工艺在升级改造垃圾渗滤液处理工程中的应用 [J]. *环境工程*, 2016, 34(11): 35-39+89.
Wang Yanqiu, Lian Shengyang, Liang Xu, et al. Application of biochemical-membrane technique in upgrading landfill leachate treatment project[J]. *Environmental Engineering*, 2016, 34(11): 35-39+89.
- [15] Kim S, Jun B M, Jung B, et al. Removal of contaminants of emerging concern by membranes in water and wastewater: An updated review[J]. *Environmental Engineering Research*, 2025, 30(1): 240103.
- [16] Nazia S, Sahu N, Jegatheesan V, et al. Integration of ultra-filtration membrane process with chemical coagulation for proficient treatment of old industrial landfill leachate[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 412: 128598.
- [17] Teng Chunying, Zhou Kanggen, Peng Changhong, et al. Characterization and treatment of landfill leachate: A review[J]. *Water Research*, 2021, 203: 117525.
- [18] Sato Y, Zeng Qian, Meng Liao, et al. Importance of combined electrochemical process sequence and electrode arrangements: A lab-scale trial of real reverse osmosis landfill leachate concentrate[J]. *Water Research*, 2021, 192: 116849.
- [19] Ren Liang, Ding Lu, Guo Qinghua, et al. Characterization, carbon-ash separation and resource utilization of coal gasification fine slag: A comprehensive review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 398: 136554.
- [20] 蔡健明, 操家顺, 周碧波. 高效脱氮除磷耦合技术物料平衡系统的构建 [J]. *环境工程学报*, 2013, 7(10): 3844-3848.
Cai Jianming, Cao Jiashun, Zhou Bibo. Mass balance system regeneration of efficient nitrogen and phosphorus removal coupling technique[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(10): 3844-3848.
- [21] 方政, 冯守帅, 杨海麟, 等. 倒置 A/O 工艺处理城市生活垃圾渗滤液过程中关键元素的物料流向 [J]. *环境工程学报*, 2017, 11(4): 1987-1993.
Fang Zheng, Feng Shoushuai, Yang Hailin, et al. Material flow of key elements in the treatment of municipal solid waste leachate by inverted A/O process[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(4): 1987-1993.
- [22] 乔伟. 基于物质流-能量流分析的固废资源化利用协同处理优化研究 [D]. 吉林: 东北电力大学, 2025: 4-5.
- Qiao Wei. Research on optimization of solid waste resource utilization co-treatment based on material flow-energy flow analysis[D]. Jilin: Northeast Dianli University, 2025: 4-5.
- [23] 胡丹丹. 重庆城市污水处理物质流和能量流分析及监测优化研究 [D]. 重庆: 重庆大学, 2024: 5-8.
Hu Dandan. Research on material flow and energy flow analysis and monitoring optimization of urban wastewater treatment in Chongqing[D]. Chongqing: Chongqing University, 2024: 5-8.
- [24] Zaborowska E, Czerwionka K, Mąkinia J. Integrated plant-wide modelling for evaluation of the energy balance and greenhouse gas footprint in large wastewater treatment plants[J]. *Applied Energy*, 2021, 282: 116126.
- [25] Pan Xinyu, Zhao Yumeng, Lin Xinlu, et al. Towards sustainable urban water system: A strategic approach to advance decarbonizing water management[J]. *Engineering*, 2025, 50: 31-39.
- [26] 韦朝海, 周红桃, 黄晶, 等. 污水的内含能及污水处理过程的耗能与节能 [J]. *土木与环境工程学报(中英文)*, 2019, 41(5): 151-163.
Wei Chaohai, Zhou Hongtao, Huang Jing, et al. Embodied energy of wastewater and energy consumption and saving in its treatment processes[J]. *Journal of Civil and Environmental Engineering*, 2019, 41(5): 151-163.
- [27] Evans B, Khoury M, Vamvakieridou Lyrroudia L, et al. A modelling testbed to demonstrate the circular economy of water[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023, 405: 137018.
- [28] 柴春燕. 城镇污水处理厂温室气体排放规律及热岛效应研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017: 30-35.
Chai Chunyan. Study on the characteristics of greenhouse gas emissions and heat island effect of municipal wastewater treatment plants[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017: 30-35.
- [29] Choi M S, Hwang Y, Lee T J. Nitrogen removal using a membrane bioreactor with rubber particles as the fouling reducer[J]. *Applied Sciences*, 2021, 11(8): 3578.
- [30] 霍达. 垃圾焚烧渗沥液厌氧氨氧化耦合硫自养反硝化强化脱氮的研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2022: 3-4.
Huo Da. Study on enhanced efficient nitrogen removal from leachate by coupling anaerobic ammonia oxidation with sulfur autotrophic denitrification[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2022: 3-4.