

厌氧消化与两级串联 SNAD-IFAS 组合工艺处理垃圾渗滤液研究

徐晓晨^{*1}, 冯 骁¹, 杨 蒙², 牛明泽², 陈 捷¹, 杨凤林¹, 靳文尧³

(1. 大连理工大学 环境学院 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 辽宁 大连 116024;

2. 大连东泰有机废物处理有限公司, 辽宁 大连 116000;

3. 大连大学 环境与化学工程学院, 辽宁 大连 116622)

摘要: 利用厌氧反应器(UASB)与固定生物膜-活性污泥(IFAS)反应器探究厌氧消化、同时亚硝化-厌氧氨氧化-反硝化(SNAD)工艺对垃圾渗滤液的处理效果. 控制 UASB 的温度为 32 ℃, pH 为 8.0~8.3, 在水力停留时间(HRT)为 24 h 时 COD 去除率为 44.9%, 出水碳氮比在 1.3:1 左右, 完全可以满足后续 SNAD 工艺需求. 两级串联 SNAD-IFAS 反应器共运行 96 d, UASB 出水稀释后作为 SNAD 工艺的进水. 独立调控两池的温度、DO 浓度、pH, SNAD1 池分别为 32 ℃、0.1~0.2 mg·L⁻¹、7.8~8.0, SNAD2 池分别为 32 ℃、0.08~0.14 mg·L⁻¹、7.5~7.8. 在进水 TN 和 COD 浓度分别为 602.3 mg·L⁻¹ 和 878.1 mg·L⁻¹ 时, SNAD 工艺对 TN 和 COD 的去除率分别达到 83.3% 和 39.4%. 高通量测序结果表明反应器内具有典型的 SNAD 工艺微生物群落结构, 亚硝化菌(AOB)主要存在于活性污泥中, 厌氧氨氧化细菌(AnAOB)和反硝化菌(DNB)主要富集在生物膜上. SNAD1 池与 SNAD2 池的生物膜均以 AnAOB 作为优势菌种, 其丰度分别达到 26.21% 和 30.82%.

关键词: 垃圾渗滤液; 厌氧消化; SNAD-IFAS; 脱氮除碳; 微生物群落结构

中图分类号: X52

文献标识码: A

doi: 10.7511/dllgxb202006002

0 引言

垃圾渗滤液作为一种典型的高氨氮浓度、低碳氮比、组成成分复杂的难降解废水, 若不经妥善处理会对环境和人体造成严重伤害^[1], 因此对其进行经济高效的处理十分关键. 厌氧消化作为垃圾渗滤液处理的常用方法, 可以有效去除其中大部分有机物. 但该过程会将有机氮转化为氨氮, 使出水中氨氮浓度升高^[2], 所以通常要与好氧工艺耦合完成脱氮过程. 传统的脱氮工艺如硝化-反硝化工艺, 具有曝气量大, 需要外加碱度以及碳源等弊端^[3], 因此运行成本十分昂贵. 短程硝化-厌氧氨氧化理论的提出极大地解决了这一问题, 该过程利用亚硝化菌(AOB)在好氧条件下将一部分氨氮转化为亚硝态氮, 然后在厌氧条件下利用厌氧氨氧化菌(AnAOB)将生成亚硝氮与剩余的氨氮反应生成氮气. 相较于全程硝化, 短程硝化可节

省 40% 碳源、25% 的曝气量并且不需外加碱度^[4]. 近年来, 以短程硝化-厌氧氨氧化为核心的工艺如 CANON、SHARON 等已经广泛应用于垃圾渗滤液处理, 并取得了阶段性成果. 但该系统对于有机废水具有高度敏感性, 同时存留 11% 的 NO₃⁻-N, 也导致出水不能达到国家水质排放标准, 因此其工程应用仍然具有一定局限性^[5]. 为此, Chen 等^[6]于 2009 年提出同时亚硝化-厌氧氨氧化-反硝化(SNAD)工艺, 在 CANON 工艺的基础上引入反硝化完成脱氮除碳一体化. SNAD 工艺的优势在于巧妙地利用 AOB、AnAOB 以及反硝化菌(DNB)之间的协同作用. 在微氧条件下, AOB 利用 DO 和 COD 完成亚硝化, 既产生亚硝氮作为厌氧氨氧化过程的底物, 又消除了外界环境对 AnAOB 的抑制作用. 在缺氧和厌氧环境下, 通过厌氧氨氧化过程完成大部分脱氮同时生成硝

态氮,DNB 利用 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与一部分 COD 完成脱氮除碳全过程。

SNAD 工艺虽然具有经济、高效的优势,但是由于难以控制亚硝化阶段以及 AnAOB 增殖时间较长(10~14 d)^[7],该工艺仍未广泛应用于实际工程中.目前很多学者已经对 SNAD 工艺的反应机理和影响因素进行研究,但大多数停留在模拟废水阶段^[8-9],对垃圾渗滤液实际废水的研究较少.此外,目前常见的 SNAD 反应器类型如厌氧反应器(UASB)、SBR、CSTR 等可以用来培养悬浮污泥絮体,但均存在污泥流失的现象,不易于 AnAOB 的富集.固定生物膜-悬浮污泥(IFAS)反应器中同时存在悬浮污泥与生物膜,利用填料作为生长载体,有效保护了 AnAOB 的生长环境.同时利用悬浮污泥与生物膜中具有不同传质阻力的特点,可以满足功能菌群对不同反应条件的需求,有效提高微生物的降解能力.相比于传统活性污泥法,SNAD-IFAS 工艺具有生物停留时间长、处理负荷高、抗冲击负荷强等优点^[10].

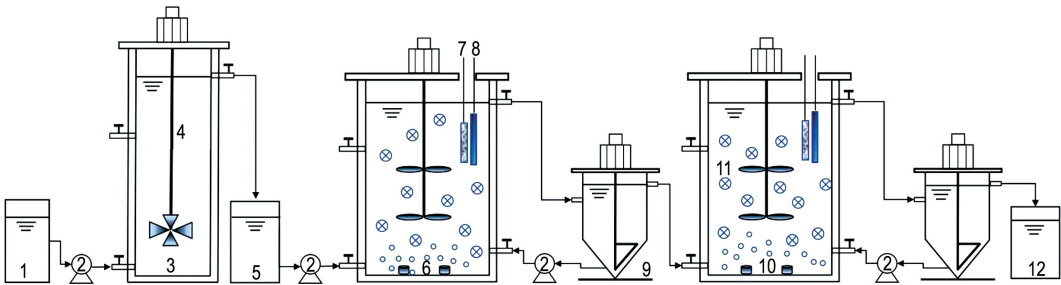
本次实验旨在探究厌氧消化与两级串联

SNAD-IFAS 组合工艺对垃圾渗滤液的处理能力;对各工艺单元的运行参数进行调控与优化;对 SNAD 系统内微生物群落结构进行分析,期望为该工艺处理垃圾渗滤液的实际应用提供理论基础和技术支持。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置如图 1 所示,由 UASB 与两级串联 SNAD-IFAS 组合而成,反应器材质均为树脂玻璃. UASB 有效容积为 10 L,反应器顶部设有机机械搅拌装置,转速控制在 10 r/min. SNAD1 池与 SNAD2 池的有效容积均为 15 L,后续分别设有容积为 5 L 的二沉池;内部设有长 26 cm 的四叶搅拌器,转速控制在 30 r/min;外部覆盖水浴层,通过水浴加热使温度稳定在 32 ℃;底部布有微孔曝气头,通过空气压缩机曝气,利用转子流量计调节气量;为了防止强光照射对 AnAOB 的生长产生抑制作用,反应器均用遮光布进行避光。



1 厌氧进水桶;2 蠕动泵;3 UASB 反应器;4 搅拌器;5 厌氧出水桶;6 SNAD1 池;
7 pH 计;8 DO 仪;9 二沉池;10 SNAD2 池;11 K1 型填料;12 SNAD 出水桶

图 1 实验装置示意图

Fig.1 Schematic diagram of experimental devices

1.2 实验用水及污泥接种

垃圾渗滤液的主要水质指标如表 1 所示,受季节及工厂运行效果的影响,不同批次的实验用水水质略有不同.在进水之前,实验用水均保存在 4 ℃ 的冰箱中以防止有机物自然降解。

UASB 中接种的厌氧污泥以及 IFAS 反应器中接种的活性污泥和微生物填料均取自大连东泰夏家河污泥处理厂. UASB、SNAD1 池、SNAD2 池内污泥接种比分别为 30%、15%、15%,接种后

反应器内污泥浓度 (MLSS) 分别为 13 082. 3、1 578. 1、1 520. 4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. SNAD1 池、SNAD2 池内投加 K1 型填料,其内径、厚度、比表面积分别为 10 mm、8 mm、700~750 m^2/m^3 。

1.3 检测项目与分析方法

氨氮($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^- \text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- \text{-N}$)、总氮(TN)、悬浮固体(SS)、污泥浓度(MLSS)、挥发性有机污染物(MLVSS)、总溶解性固体(TDS)、碱度等指标根据水质分析标准进

表 1 垃圾渗滤液水质指标

Tab. 1 Characteristics of water quality in landfill leachate

检测项目	数值
$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	1 000~1 550
$\rho(\text{NO}_2^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	≤ 5
$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	≤ 5
$\rho(\text{COD})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3 000~5 000
$\rho(\text{BOD}_5)/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	100~250
$\rho(\text{TN})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	1 050~1 650
$\rho(\text{TDS})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	12 000~15 000
碱度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	8 000~10 000
pH	7.8~8.1

行测定^[11]；COD 浓度利用重铬酸钾滴定法测定^[12]；pH、温度、溶解氧利用在线监测仪(WTW, Multi 3430, Germany)测定。

1.4 高通量测序

实验第 50 d 和第 96 d 分别取 SNAD1 池及 SNAD2 池中的活性污泥和生物膜进行高通量测序分析,分别记为 s_1 、 s_2 、 b_1 、 b_2 (第 50 d 1 池污泥、2 池污泥、1 池生物膜、2 池生物膜), S_1 、 S_2 、 B_1 、 B_2 (第 96 d 1 池污泥、2 池污泥、1 池生物膜、2 池生物膜)。所有微生物样品均在 8 000 r/min 的条件下离心 20 min,封装于 10 mL 离心管,贮存于 -20 ℃ 冰箱中。微生物的 16S rRNA 中 V3~V4 基因片段(329 bp)利用 338F 和 806R 引物进行扩增。

2 结果与讨论

2.1 厌氧消化运行效果分析

厌氧消化作为前端处理工艺,主要作用是去除渗滤液中的 COD,同时降低出水中的碳氮比以防止高浓度有机物对 SNAD 中 AnAOB 的活性产生抑制作用。首先通过调节进水流量,确定了 UASB 反应器最佳水力停留时间(HRT)。实验阶段控制 UASB 内温度为 32 ℃,pH 为 8.0~8.3,搅拌转速约为 10 r/min,设置 HRT 分别为 12、24、36、50 h,运行结果如图 2 所示。4 个阶段反应器内 COD 去除率分别为 16.7%、44.9%、45.2%、44.9%,说明 HRT 达到 24 h 后,延长 HRT 不会进一步提高 COD 去除效果。因此在后续实验中,反应器的 HRT 设置为 24 h。在该条件下 UASB 内进出水氨氮浓度变化不大,说明有机

氮转化为氨氮效果不明显。这是因为老龄垃圾渗滤液在填埋过程中绝大部分有机氮已经转化为氨氮,剩余的难降解有机物可生化性较差^[13]。在稳定运行阶段 UASB 内进水 COD 浓度为 $(3\ 680.2\pm 203.4)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水 COD 浓度为 $(2\ 028.3\pm 85.6)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;进出水氨氮、总氮浓度几乎没有变化,分别为 $(1\ 452.7\pm 70.3)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(1\ 503.7\pm 33.6)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此时出水碳氮比在 1.3:1 左右。作为 SNAD 工艺的进水,严格控制 UASB 中出水的碳氮比十分关键,因为高浓度有机物会导致异养菌大量繁殖,影响 AnAOB 的主体地位^[14]。研究表明,当碳氮比为 0.8 时具有良好的反硝化-厌氧氨氧化协同作用;若持续高于 1.6 则可对 AnAOB 的活性产生抑制作用^[15]。但同样有研究发现,可生物利用的 COD 对 SNAD 系统会产生较大影响,而难降解有机物的存在不会对 AnAOB 的活性产生明显抑制作用^[16]。实验中 UASB 的出水绝大部分为难降解有机物,实际碳氮比远小于 1.3:1,因此完全可以满足后续 SNAD 工艺的进水需求。

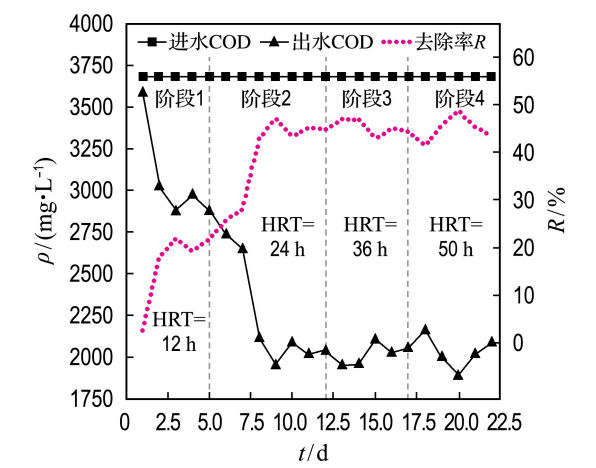


图 2 不同 HRT 下 UASB 内进出水 COD 浓度及去除率

Fig. 2 Concentrations and removal efficiencies of COD in UASB under different HRT

2.2 SNAD-IFAS 反应器启动与调控策略

SNAD-IFAS 反应器共运行 96 d,进水量为 $10\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,SNAD1 池与 SNAD2 池的 HRT 均为 36 h。实验过程中均以 UASB 出水作为 SNAD 反应器的进水,通过调整稀释倍数以满足进水负荷的需求。

为了提高菌群的适应能力,以低负荷的方式启动反应器,使 SNAD 进水氨氮和 COD 浓度分别为 $200.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $281.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 控制 SNAD1 池与 SNAD2 池的温度、回流比分别为 32°C 、1:1. 在两级串联 SNAD-IFAS 反应体系中,SNAD1 池内氨氮浓度和 pH 明显高于 SNAD2 池. 为了防止 SNAD1 池内游离铵(FA)浓度过高对 AnAOB 的活性产生抑制作用,反应器内需要更多 DO 以完成亚硝化作用;而 SNAD2 池进水为 SNAD1 池处理后的出水,氨氮浓度较低并且含有剩余的亚硝氮,因此控制其处于低 DO 水平以充分进行厌氧氨氧化过程. 独立调节曝气量使两池 DO 浓度分别为 $0.10 \sim 0.12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.05 \sim 0.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,运行结果如图 3 所示. 第 1~5 d 菌群仍处于适应期,一部分细菌未能适应渗滤液水质而被淘汰,导致 SNAD1 池和 SNAD2 池均出现出水 COD 浓度略高于进水的情况(图 3(e)). 在此期间 SNAD1 池的 TN 去除率可以达到 60%以上,而 SNAD2 池的微生物活性明显受到抑制,出水 TN 甚至会高于进水(图 3(d)). 原因是 SNAD2 池内 DO 浓度过低,AOB 等好氧菌因缺氧而进行内源呼吸致细胞死亡,同时 AnAOB 也因为缺乏亚硝氮无法进行厌氧氨氧化作用. 为解决此问题,提高 SNAD2 池内 DO 浓度至 0.1 mg/L ,随即该池内 TN 去除率显著增加. 至第 7 d 时 SNAD1 池和 SNAD2 池的 TN 去除率分别可达到 64.3%和 62.3%(图 3(d)).

第 20 d 时,SNAD 反应器进水氨氮和 COD 浓度分别提高至 $400.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $536.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 此时 SNAD1 池和 SNAD2 池的 pH 分别为 7.98 和 7.73,FA 浓度分别为 $13.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 调节两池 DO 浓度分别为 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TN 去除率分别可达到 61.9%和 77.3%(图 3(d)). 第 21~23 d 时,进水氨氮浓度提高至 $534.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,进水负荷提高过快导致系统崩溃,两池的 TN 去除率均明显下降. 为了解除高浓度氨氮对微生物活性的抑制作用,逐级降低进水负荷考察反应器恢复情况. 至第 41 d 时进水氨氮浓度降低为 $210.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,两池的运行效果逐渐恢复,开始缓慢提高进水负荷. 第 48 d 系统恢复稳定运行,此时进水氨氮和 COD 浓度分别为 $340.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $455.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,

SNAD1 池和 SNAD2 池的 pH 分别为 7.79 和 7.52,DO 浓度为 $0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TN 去除率分别可达到 44.9%和 73.0%(图 3(d)). 系统经过 25 d 才能恢复稳定运行,分析原因主要有以下 3 个方面:进水负荷和 pH 骤然提高导致反应器内 FA 浓度超过 $35.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,研究表明 FA 浓度超过 $30.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时便可能对 AnAOB 的活性产生抑制作用^[17];垃圾渗滤液中含有复杂的重金属离子和有毒有害物质,可以破坏微生物酶结构,影响其生化功能^[18];骤然减少稀释倍数导致反应器进水中盐度达到 $7\,000 \sim 8\,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,有些微生物未能及时适应高盐环境,细胞可能脱水死亡. 以上影响因素中,短期 FA 抑制可以通过降低负荷解除,但是毒害物质和高盐环境则可能导致微生物群落结构产生不可逆的破坏. 因此在处理垃圾渗滤液时,更适宜采取缓慢提高负荷的方式,使微生物充分适应水质. 后续实验采取该方式运行,处理效率逐渐提高,微生物未表现出敏感性. 第 93~96 d 时进出水 TN 浓度分别为 $602.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $100.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,COD 浓度分别为 $878.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $532.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,两级串联 SNAD-IFAS 系统对氨氮、TN 和 COD 的去除率分别达到 97.8%、83.3%和 39.4%(图 3(a)、(d)、(e)).

2.3 SNAD-IFAS 系统微生物群落结构分析

为了考察系统内微生物的群落结构,分别对 SNAD1 池及 SNAD2 池的活性污泥和生物膜在门级(Phylum)和属级(Genus)进行分析. 如表 2、3 所示,活性污泥和生物膜均以 SNAD 系统中常见的 Chloroflexi、Proteobacteria、Bacteroidetes 作为主要优势菌种. Proteobacteria 和 Bacteroidetes 常见于有机废水处理中,尤其 Bacteroidetes 可以处理一些高分子羧基化合物^[19]. 异养反硝化菌 Chloroflexi 可以起到骨架支撑的作用^[20]. 活性污泥和生物膜的门级微生物最主要区别在于 Planctomycetes 的分布情况. 如表 3 所示,与 AnAOB 有关的 Planctomycetes 只存在于生物膜上而几乎不存在于活性污泥中,其丰度分别从 22.63%(b₁)和 16.73%(b₂)提高至 31.02%(B₁)和 36.11%(B₂). 说明 SNAD-IFAS 系统中形成的生物膜可以高效富集 Planctomycetes,使其成为优势菌种.

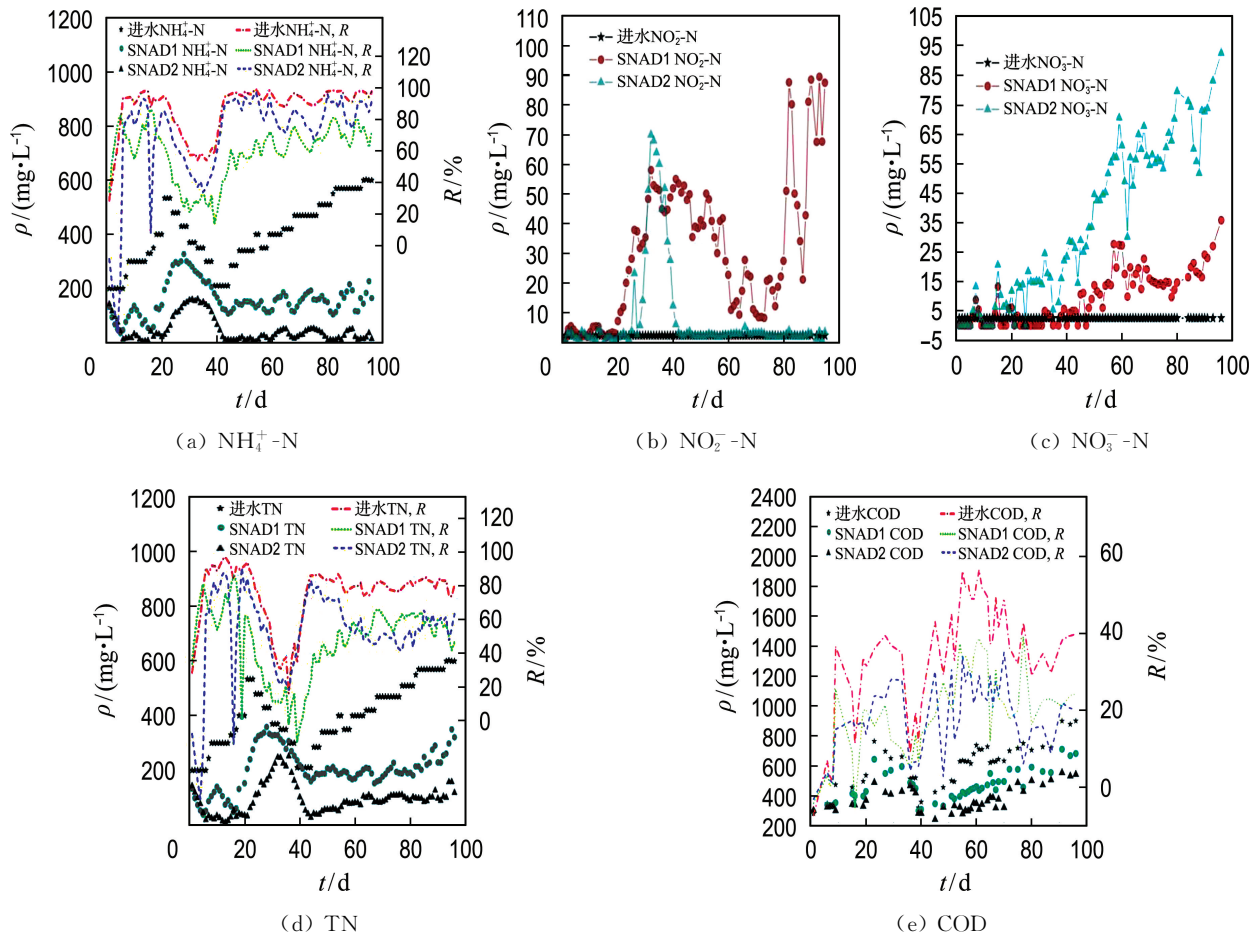


图 3 两级串联 SNAD-IFAS 系统污染物浓度及去除率

Fig. 3 Concentration and removal efficiency of contaminant in two-stage tandem-type SNAD-IFAS system

表 2 SNAD 反应器活性污泥门级微生物丰度

Tab. 2 Microbial abundance of activated sludge on phylum level in SNAD reactor

门级	$A_{s_1}/\%$	$A_{s_2}/\%$	$A_{B_1}/\%$	$A_{B_2}/\%$
Chloroflexi	28.98	37.52	10.75	47.00
Proteobacteria	21.47	20.69	36.04	18.23
Deinococcus-Thermus	23.01	21.33	25.15	4.12
Bacteroidetes	13.42	4.94	9.80	12.18

表 3 SNAD 反应器生物膜门级微生物丰度

Tab. 3 Microbial abundance of biofilm on phylum level in SNAD reactor

门级	$A_{b_1}/\%$	$A_{b_2}/\%$	$A_{B_1}/\%$	$A_{B_2}/\%$
Proteobacteria	30.90	37.99	38.37	21.22
Planctomycetes	22.63	16.73	31.02	36.11
Chloroflexi	29.12	21.68	18.31	21.72
Bacteroidetes	10.16	16.81	6.91	13.48

属级分析结果如图 4 所示,SNAD 系统中常

见的 AOB(*Nitrosomonas*)与 NOB(*Nitrospira*)主要存在于活性污泥中,AnAOB(*Candidatus-Kuenenia*, *Candidatus-Brocadia*)与 DNB(*Denitratisoma*)则主要存在于生物膜上.这种空间分布主要是受传质阻力的影响,活性污泥中传质阻力较小,有利于好氧菌如 AOB 和 NOB 获得充足的 DO 和 COD;而 AnAOB 倾向于生长在生物膜的里层,是因为较大传质阻力可以有效保护其免受外界环境的抑制作用^[21].如图 4(a)所示,从活性污泥角度分析,SNAD1 池中的 AOB 在第 96 d 的丰度(5.91%)明显高于第 50 d(1.66%),并且两阶段 NOB 丰度均低于检测限($<0.01\%$),说明 AOB 有效富集的同时 NOB 生长被有效控制.而 SNAD2 池由于以微氧的方式运行导致 s_2 与 S_2 中 AOB 丰度偏低,分别为 0.21% 和 1.24%.该池中 NOB 丰度从 1.60% 提高至 6.28%,说明 NOB 活性未得到有效抑制.研究表

明,FA 浓度在 $0.1\sim1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时开始对 NOB 的活性产生抑制作用,在超过 $6.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时可以完全抑制^[22].而本次实验中由于 SNAD2 池内氨氮浓度经常处于较低水平($10.0\sim20.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),pH 为 $7.5\sim7.8$,使得 FA 浓度低于 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,因此无法对 NOB 起到完全抑制作用.如图 4(b)所示,从生物膜角度分析,SNAD1 池与 SNAD2 池均以 AnAOB 作为优势菌种,第 50 d 时其丰度分别为 21.18%和 13.71%,第 96 d 时分别达到 26.21%和 30.82%,说明采用 IFAS 的方式有利于 AnAOB 生长.此外,B₁ 与 B₂ 中 DNB 的丰度分别为 9.11%和 1.99%,这个结果表明 DNB 可以和 AnAOB 共生于生物膜.研究表明,DNB 通常生长在 AnAOB 外部,不仅可以分解利用 COD,保护 AnAOB 的生长环境,同时可以去除厌氧氨氧化过程产生的硝态氮,因此适当浓度的 DNB 有利于 AnAOB 的富集^[23].以上结果表明,利用 IFAS 反应器膜泥混合的特点,可以满足功

能菌群对不同生长环境的需求,使其得到高效稳定富集.

由于时间原因,本实验两级串联 SNAD-IFAS 工艺未能实现处理不经稀释的垃圾渗滤液厌氧出水,在以后的实验中可以通过延长 SNAD-IFAS 反应器的反应停留时间或者增加污泥浓度来进一步提高其进水 COD 和 TN 的浓度,实现厌氧消化与两级串联 SNAD-IFAS 组合工艺联用,为垃圾渗滤液的处理提供更有效的工艺方案.

3 结 论

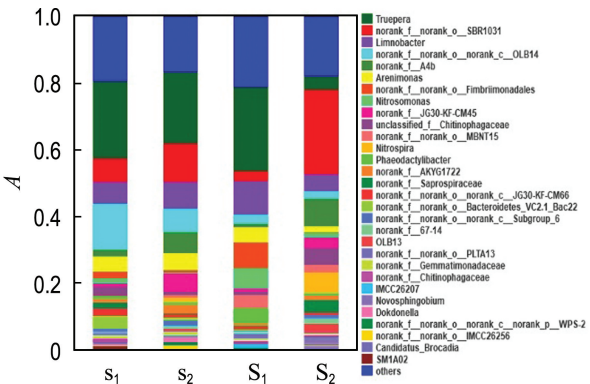
(1)利用 UASB 对垃圾渗滤液进行厌氧消化.控制温度、pH、搅拌速度分别为 $32\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $8.0\sim8.3$ 、 10 r/min ,在 HRT 为 24 h 时达到最佳去除效率,此时进出水 COD 浓度分别为 $(3\ 680.2\pm203.4)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $(2\ 028.3\pm85.6)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率在 44.9%左右,出水碳氮比在 1.3:1 左右,完全可以满足后续 SNAD 工艺的进水需求.

(2)SNAD-IFAS 反应器共运行 96 d,稀释 UASB 出水作为系统的进水.SNAD1 池与 SNAD2 池的 pH 分别为 $7.8\sim8.0$ 、 $7.5\sim7.8$,DO 浓度分别为 $0.1\sim0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.08\sim0.14\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,控制两池温度、HRT、回流比分别为 $32\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、36 h、1:1.稳定运行阶段系统进水 TN 和 COD 浓度分别为 $602.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $878.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率分别可达 83.3%和 39.4%.

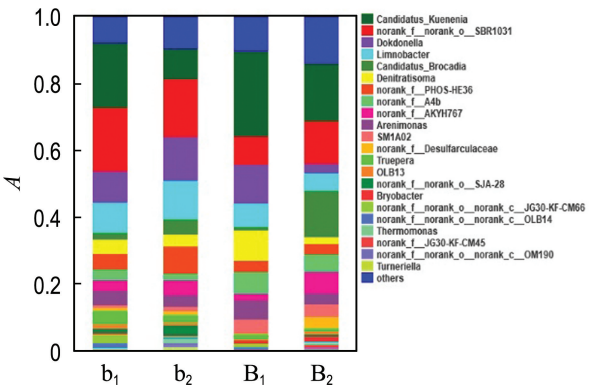
(3)SNAD-IFAS 反应器高效富集了 AOB、AnAOB、DNB 等功能菌群.AOB 主要存在于活性污泥中,AnAOB 和 DNB 主要存在生物膜上.SNAD1 池与 SNAD2 池的生物膜均以 AnAOB 作为优势菌种,丰度分别达到 26.21%和 30.82%.

参考文献:

[1] FARAH N A, CHRISTOPHER Q L. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review [J]. *Desalination*, 2012, **287**: 41-54.
[2] BOHDZIEWICZ J, KWARCIAK A. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment [J]. *Desalination*, 2008, **222**(1/2/3): 128-134.
[3] GUO Jianhua, PENG Yongzhen, YANG Qing, et al. Theoretical analysis and enhanced nitrogen removal performance of step-feed SBR [J]. *Water*



(a) 活性污泥



(b) 生物膜

图 4 SNAD 反应器 Genus 级微生物群落结构
Fig. 4 The microbial community structure on Genus level in SNAD reactor

- Science Technology**, 2008, **58**(4): 792-802.
- [4] WU Lina, XU Yingying, SHI Xiao, *et al.* Advanced treatment of landfill leachate by combined process of partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation [J]. **Research of Environmental Science**, 2016, **29**(4): 587-593.
- [5] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. **Applied and Environmental Microbiology**, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [6] CHEN Huihui, LIU Sitong, YANG Fenglin, *et al.* The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal [J]. **Bioresource Technology**, 2009, **100**(4): 1548-1554.
- [7] VAN NIFTRIK L A, FUERST J A, DAMSTE J S S, *et al.* The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria [J]. **FEMS Microbiology Letters**, 2004, **233**(1): 7-13.
- [8] LIANG Yuhai, LI Dong, ZHANG Xiaojing. Microbial characteristics and nitrogen removal of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process treating low C/N ratio sewage [J]. **Bioresource Technology**, 2014, **169**: 103-109.
- [9] DU Rui, PENG Yongzhen, CAO Shenbin, *et al.* Advanced nitrogen removal with simultaneous anammox and denitrification in sequencing batch reactor [J]. **Bioresource Technology**, 2014, **162**: 316-322.
- [10] HUANG Chunkai, SHI Yijing, MOHAMED G E D, *et al.* Treatment of oil sands process-affected water (OSPW) using ozonation combined with integrated fixed-film activated sludge (IFAS) [J]. **Water Research**, 2015, **85**: 167-176.
- [11] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [S]. Washington D C: APHA, 2005.
- [12] WEN Jianping, PAN Lei, DU Liping, *et al.* The denitrification treatment of low C/N ratio nitrate-nitrogen wastewater in a gas-liquid-solid fluidized bed bioreactor [J]. **Chemical Engineering Journal**, 2003, **94**(2): 155-159.
- [13] IACONI C D, RAMADORI R, LOPZE A. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate [J]. **Biochemical Engineering Journal**, 2006, **31**(2): 118-124.
- [14] CHEN Jianwei, JI Qixing, ZHENG Ping, *et al.* Floatation and control of granular sludge in a high-rate anammox reactor [J]. **Water Research**, 2010, **44**: 3324-3328.
- [15] 王 凡, 刘 凯, 林 兴, 等. 不同 TOC/NH₄⁺-N 对厌氧氨氧化脱氮效能的影响 [J]. 环境科学, 2017, **38**(8): 3415-3421.
- WANG Fan, LIU Kai, LIN Xing, *et al.* Effect of different TOC to NH₄⁺-N ratios on nitrogen removal efficiency in the ANAMMOX process [J]. **Environmental Science**, 2017, **38**(8): 3415-3421. (in Chinese)
- [16] 郑冰玉, 张树军, 张 亮, 等. 一体化厌氧氨氧化工艺处理垃圾渗滤液的性能研究 [J]. 中国环境科学, 2014, **34**(7): 1728-1733.
- ZHENG Bingyu, ZHANG Shujun, ZHANG Liang, *et al.* Study on the performance of integrated ANAMMOX process treating landfill leachate [J]. **China Environmental Science**, 2014, **34**(7): 1728-1733. (in Chinese)
- [17] LI Shan, CHEN Youpeng, LI Chun. Influence of free ammonia on completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process [J]. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, 2012, **167**(4): 694-704.
- [18] 徐晓晨, 周 亮, 王 超, 等. SNAD-MBBR 处理垃圾渗滤液厌氧出水的脱氮研究 [J]. 中国给水排水, 2018, **34**(23): 21-25.
- XU Xiaochen, ZHOU Liang, WANG Chao, *et al.* Nitrogen removal from anaerobic effluent of landfill leachate by SNAD-MBBR process [J]. **China Water and Wastewater**, 2018, **34**(23): 21-25. (in Chinese)
- [19] ZHONG Zhenxing, WU Xiaohui, LAN Gao, *et al.* Efficient and microbial communities for pollutant removal in a distributed-inflow biological reactor (DBR) for treating piggery wastewater [J]. **RSC Advances**, 2016, **6**(98): 95987-95998.
- [20] MIURA Y, WATANABE Y, OKABE S. Significance of chloroflexi in performance of submerged membrane bioreactors (MBR) treating municipal wastewater [J]. **Environmental Science and Technology**, 2007, **41**(22): 7787-7794.

- [21] XU Xiaochen, WANG Gang, ZHOU Liang, *et al.* Start-up of a full-scale SNAD-MBBR process for treating sludge digester liquor [J]. **Chemical Engineering Journal**, 2018, **343**: 477-483.
- [22] VADIVELU V M, KELLER J, YUAN Z. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched nitrobacter culture [J]. **Water Research**, 2007, **41**(4): 826-834.
- [23] LAN C J, KUMAR M, WANG C C, *et al.* Development of simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in a sequential batch reactor [J]. **Bioresource Technology**, 2011, **102**(9): 5514-5519.

Research on anaerobic digestion combined two-stage tandem-type SAND-IFAS process for treatment of landfill leachate

XU Xiaochen^{*1}, FENG Xiao¹, YANG Meng², NIU Mingze²,
CHEN Jie¹, YANG Fenglin¹, JIN Wenyao³

(1. Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China;
2. Dalian Dongtai Organic Waste Treatment Co., Ltd., Dalian 116000, China;
3. School of Environmental and Chemical Engineering, Dalian University, Dalian 116622, China)

Abstract: An integrated configuration combining up-flow anaerobic sludge bed (UASB) with the simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification-integrated fixed biofilm activated sludge (SNAD-IFAS) was constructed for the treatment of landfill leachate. The temperature and pH of UASB were controlled at 32 °C and 8.0-8.3, respectively. The removal efficiency of COD reaches 44.9% when the hydraulic retention time (HRT) is 24 h and the C and N ratio is around 1.3 : 1 which could meet the requirement of continued SNAD process completely. The two-stage tandem-type SNAD-IFAS reactors were operated for 96 d and it used the diluted effluent of UASB as the influent. The temperature, DO concentration and pH were regulated independently as 32 °C, 0.1-0.2 mg · L⁻¹ and 7.8-8.0 in SNAD1 pond, as 32 °C, 0.08-0.14 mg · L⁻¹ and 7.5-7.8 in SNAD2 pond. In stable phase, the TN and COD removal efficiencies of SNAD process are 83.3% and 39.4% with the concentration of TN and COD reaches 602.3 mg · L⁻¹ and 878.1 mg · L⁻¹, respectively. The result of high-throughput pyrosequencing indicates that the typical microbial community structure of SNAD process is formed in the reactors. Ammonium oxidizing bacteria (AOB) tends to grow in the suspended sludge while the anaerobic ammonium oxidizing bacteria (AnAOB) enriches in biofilms. The biofilms in SNAD1 pond and SNAD2 pond are both dominated by AnAOB, whose abundance attains 26.21% and 30.82%, respectively.

Key words: landfill leachate; anaerobic digestion; SNAD-IFAS; carbon and nitrogen removal; microbial community structure