

奚望, 薛同站, 李卫华, 等. 厌氧氨氧化应用于城市主流污水处理工艺的研究进展[J]. 净水技术, 2022, 41(1): 31-39, 76.

XI W, XUE T Z, LI W H, et al. Research progress of application of Anammox in mainstream process for urban sewage treatment[J].

Water Purification Technology, 2022, 41(1): 31-39, 76.



扫我试试?

厌氧氨氧化应用于城市主流污水处理工艺的研究进展

奚望¹, 薛同站^{1,2,*}, 李卫华^{1,2}, 沈晓伟¹

(1. 安徽建筑大学环境与能源工程学院, 安徽合肥 230601; 2. 环境污染控制与废弃物资源化利用安徽省重点实验室, 安徽合肥 230601)

摘要 厌氧氨氧化(Anammox)技术作为近年来新兴的自养脱氮工艺,具有无需外加碳源、低污泥产量、低能耗等优势。文中总结了厌氧氨氧化应用于主流污水处理工艺时面临的困难挑战,分析了厌氧氨氧化处理污水的最新研究进展,阐述了厌氧氨氧化菌(AnAOB)的截留、硝酸盐氧化菌(NO₃⁻)的抑制、有机物的不利影响等问题的具体解决方案。在节能减排的时代要求下,为实现能源回用、资源回收的废水处理模式,提出了可能实现能源自给的工艺组合,为实现主流厌氧氨氧化工艺工程化应用提供科学借鉴。

关键词 短程硝化 厌氧氨氧化 能源自给 主流污水处理工艺 短程反硝化

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)01-0031-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.01.005

Research Progress of Application of Anammox in Mainstream Process for Urban Sewage Treatment

XI Wang¹, XUE Tongzhan^{1,2,*}, LI Weihua^{1,2}, SHEN Xiaowei¹

(1. School of Environmental and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China;

2. Anhui Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Resource Reuse, Hefei 230601, China)

Abstract As an emerging autotrophic nitrogen removal process in recent years, Anammox technology has the advantages of no additional carbon source, low sludge output, and low energy consumption. Article summarizes the difficulties and challenges faced by Anammox when applies to mainstream wastewater treatment processes, and analyzes the latest research progress in the treatment of mainstream wastewater by Anammox. It elaborates the interception of Anammox bacteria (AnAOB), the inhibition of nitrite oxidizing bacteria(NO₂⁻), and the adverse effects of organic matter and other specific solutions. Under the requirements of era of energy saving and emission reduction, in order to realize energy reuse and resource recovery wastewater treatment mode, a process combination that may realize energy selfsufficiency is proposed, which provides a scientific reference for realizing the engineering application of mainstream Anammox process.

Keywords short-cut nitrification anaerobic ammonia oxidation (Anammox) energy self-sufficiency mainstream process of sewage treatment partial denitrification

近些年来,城市污水中氮素污染物的去除以及越来越严格的氮排放标准已成为困扰人们的一大难

[收稿日期] 2020-02-08

[基金项目] 安徽省住房和城乡建设科学技术计划项目(2020YF37);安徽高校自然科学基金项目(2020A0469);国家自然科学基金(51978003);中国长江三峡集团有限公司科研项目;长江中游地区村镇污水处理模式研究(202003082)

[作者简介] 奚望(1997—),男,硕士,主要研究方向为污水脱氮除磷,E-mail:18755161807@163.com。

[通信作者] 薛同站(1972—),男,副教授,研究方向为水污染控制与废水资源化,E-mail:xtongzan@126.com。

题。目前,通过硝化/反硝化的常规生物脱氮(BNR)被广泛应用,并作为许多生活和工业废水处理设施实现脱氮的有效方法,但该过程需要消耗大量的能源。城市污水中的有机物含有大量的化学能,若能将有机物进行产能回收则可实现污水厂能源自给自足,将污水处理厂建成集水资源再生、能源回用及资源回收的多功能可持续水厂成为全球污水处理厂的发展目标^[1]。基于厌氧氨氧化工艺的新型生物脱氮技术已成为一种有吸引力的能源、资源高效管理的解决方案。

厌氧氨氧化工艺是荷兰代尔夫特大学的 Mulder 和 Van de Graaf 在一个中试反硝化流化床中发现的一种新型经济高效的生物脱氮技术^[2]。其基本原理是在厌氧条件下厌氧氨氧化菌(anaerobic ammonium oxidizing bacteria, AnAOB)利用亚硝态氮(NO_2^- -N)作为电子受体,将氨氮氧化成 N_2 的自养生物转化过程^[3]。与常规的生物脱氮方法相比,其优势在于不需要曝气,充分降低充氧电耗;无需有机碳源,节约了外加碳源所需的运行费用;不涉及异养型的反硝化菌,降低了剩余污泥产量。厌氧氨氧化对反应底物浓度有严格的要求(理论比为氨氮: NO_2^- -N = 1:1.32),前置部分亚硝化技术生成 NO_2^- -N 为厌氧氨氧化的发生提供了前提,即部分亚硝化-厌氧氨氧化(partial nitrification-anammox, PN/A)。全球范围内,厌氧氨氧化污水处理工程已达百余座,已建成的厌氧氨氧化工程大多应用于中温、高氨氮废水的处理,例如污泥消化液、垃圾渗滤液、焦化废水、饲料加工废水等^[4],但主流 PN/A 污水处理工程仅有新加坡樟宜污水厂、奥地利 Strass 污水厂。尽管已经进行了广泛的研究,但实现 PN/A 在城市污水中的应用仍是一个很大的挑战。目前大规模应用的报道较少,仍需要对厌氧氨氧化进行大量研究,从而提出可操作的具体应用方案。

1 污水主流处理工艺厌氧氨氧化的挑战

AnAOB 的倍增时间长,在最适温度下典型倍增时间大约为 11 d,远大于氨氧化细菌(AOB)(0.3~1.5 d)和亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻) (0.5~1.8 d)的倍增时间,较慢的生长速率导致厌氧氨氧化的启动时间比较长^[5-6]。其次与城市污水的不利特征有关,包括低温、高 C/N(4~12)、含量低且变化的氨氮(30~

100 mg/L)、高水力负荷。微生物的代谢活性往往受温度的影响较大。Tomaszewski 等^[7] 研究表明,35 °C 是 AnAOB 生物代谢最快,繁殖周期最短的最适温度。温度从 30 °C 降到 10 °C 时,AnAOB 活性降低约 10 倍^[8]。在温度小于 20 °C 时,特别是在小于 15 °C 时,会出现脱氮效率低、出水质量差、不能保持长期稳定的脱氮情况。低温同时降低了 AOB 和 NOB 的活性和生长速度,但对 AOB 的影响比 NOB 更大,在温度低于 20 °C 时,差异越大^[9]。处于弱势的 AnAOB 对亚硝酸盐的竞争力弱于 NOB,导致主流条件下 NOB 的抑制更加困难。城市生活污水的高 C/N 可能导致异养细菌的繁殖,降低 AOB 及 AnAOB 的竞争优势。根据 Monod 方程,低氨氮浓度也降低了 AnAOB 的生长速率和活性^[10]。较短的水力停留时间(HRT)使得 AnAOB 的保留更具挑战性。考虑到主流废水中含氮量变化、高出水水质的要求,以较低的成本去除厌氧氨氧化反应所产生的硝酸盐仍需解决。

尽管存在以上这些挑战,但 Cheng 等^[11] 探究了主流条件下 PN/A 的脱氮性能,预设温度为 25 °C,后降至 15 °C 的方法,系统最高脱氮效率达到 $(7.0 \pm 0.3) \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,是迄今为止最高脱氮效率的主流 PN/A。在纽约一污水处理厂中,发现其缺氧段搅拌机上自发富集了大量的 AnAOB,该污水处理厂脱氮性能也明显提升^[12],这两则案例表明了厌氧氨氧化应用于主流污水处理系统的可行性。厌氧氨氧化反应所需的代谢基质为 NH_4^+ 和 NO_2^- ,城市污水中的氮素以氨氮和有机氮形式存在, NO_2^- 需要经过氨化作用产生,因此,实现 NO_2^- -N 的稳定积累是厌氧氨氧化应用于主流城市污水的难点。将硝化反应控制在第一阶段,AOB 将氨氮氧化为 NO_2^- -N,使 AOB 处于优势地位,形成亚硝酸盐大量积累的短程硝化技术较为成熟并被广泛采用;同时短程反硝化提供 NO_2^- -N 的技术相较短程硝化更易控制,日益受到学者们的关注。

2 PN/A

为了促进 PN/A 在主流污水处理工艺中的实际应用,根据国内外学者的研究进行总结,可以从以下 2 个方面进行:AOB、AnAOB 的有效保留,NOB 的抑制。

2.1 生物量的控制

主流条件降低了 AnAOB、AOB 的活性和生长速

度,同时使 NOB 和异养菌难以控制。AnAOB 是 PN/A 工艺的基本组成部分,但其生长缓慢,易受低温和 DO 的影响,这就要求 PN/A 系统具备良好的生物保留能力,实现功能菌种的大量滞留与富集,克服低温、高 C/N、高水力负荷、短 HRT 等不利条件,维持 PN/A 系统长期稳定运行所需要的生物量。

生物膜和颗粒系统比悬浮自由生长系统有更佳生物截留效果。AnAOB 优先选择生长在生物膜、聚集体中,固着生长方式使它们能够抵抗不利的环境条件。Zhang 等^[13]研究表明,在生物膜或聚集体较厚的反应器应对低温和 NO_2^- -N 积累耐受性能较强,有利于减少生物损失。卢欣欣等^[14]采用移动床生物膜反应器构建了悬浮、生物膜双污泥系统,发现 AnAOB 在生物膜中富集对系统脱氮起到重要作用,通过 140 d 运行, TN 的去除率达到 79%。Trojanowicz 等^[15]研究表明,同时容纳悬浮生长和生物膜的混合系统是实现高效生物量控制的更好选择,并且比纯生物膜的系统更有利。实现部分亚硝化是 PN/A 中试规模的主要瓶颈。悬浮污泥比生物膜污泥具有更高的硝化能力, AOB 优先生长于悬浮污泥中,而 AnAOB 在生物膜中丰度更高^[16]。Malovany 等^[17]通过在 MBBR 中引入悬浮生物,形成一体式固定膜活性污泥反应器(IFAS), TN 去除负荷提高了 3 倍, TN 去除率从 36% 提高到 70%。Gustavsson 等^[18]在运行 1 000 d 的中试规模试验中发现,以 MBBRs 建立的 PN/A 系统在处理城市污水时具有长期稳定性,氮去除速率达到 $0.45 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, AnAOB 富集在颗粒污泥和聚集体中,即使在主流条件下能够维持较高的生物活性和相对丰度。值得注意的是,生物载体、颗粒污泥在不同的反应器构造、水利冲击条件下均会出现一定的流失,需要利用载体截留装置,水力旋流器回收这部分生物量, Strass 污水处理厂利用水力旋流器保留厌氧氨氧化颗粒保持生物量的平衡^[19]。近几十年,膜材料的研发投入不断加大,技术瓶颈不断突破,期望借助于多孔膜良好的截留效果可以实现 AnAOB 的高效富集和零流失。

生物强化是保持反应器内足够 AnAOB 和 AOB 生物量的另一种选择,这个方法也可用于加速启动和恢复失败的 PN/A 系统^[20]。生物强化可以通过以下 2 种方式实现。(1) 将含有 AnAOB 的污泥从侧流反应器输送到主流反应器。(2) 将 AnAOB 从

主流出水中分离出来,将剩余污泥(主要含 AOB)从侧流水中分离出来,返回主流反应器。除生物强化外,通过周期性地向主流 PN/A 反应器加入高浓度氨废水,例如厌氧消化上清液,可促进 AnAOB 的生长。在 Strass 污水厂,从 500 m^3 的侧流反应器以每周 40 m^3 的速率对主流反应器进行生物强化,这有助于主流 PN/A 抑制 NOB,而不影响侧流反应器的性能,并且侧流反应器中厌氧氨氧化颗粒的量得到了增加^[19]。

AnAOB、AOB 的生物量稳定是 PN/A 实现高效脱氮的关键因素,通过内部、外部双重控制加强两者的有效富集,但还需深入细菌及微生物等层面进行研究,推动 PN/A 在主流污水处理工艺的工程化应用。

2.2 NOB 的抑制

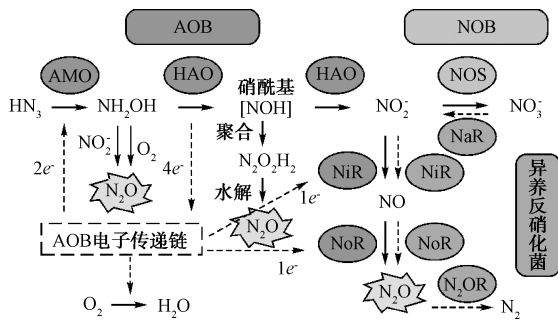
2.2.1 基于 DO 的控制方法

通过控制 DO 浓度和调节曝气模式是实现部分亚硝化的常用方法。基于 AOB 对氧的半饱和系数高于 NOB,在较低的 DO 浓度环境下,NOB 竞争氧的能力弱, AOB 更容易占据优势地位,从而实现 NO_2^- -N 的积累。Wang 等^[21]研究发现,当 DO 从 1.4 mg/L 降至 0.7 mg/L 时, NO_2^- -N 积累率逐渐升高。为了抑制 NOB 的活性,还可以通过间歇曝气的方式进行供氧,在缺氧条件下恢复曝气, AOB 的活性恢复早于 NOB^[22]。张杰等^[23]基于 SBR 反应器采用 4 min 曝气, 2 min 停曝的曝气模式并将 DO 浓度控制在较低水平 ($1.3 \sim 1.7 \text{ mg/L}$), 实现了亚硝化的稳定运行, NO_2^- -N 积累率达到 92%。Chen 等^[24]在两级 PN/A 系统中控制间歇曝气比在 (30 min/15 min) ~ (30 min/30 min), 抑制 NOB 的同时总无机氮 (total inorganic nitrogen, TIN) 的去除率高达 96.62%。

城市污水的处理中,考虑到进水中氨氮、碱度、COD 的波动,所采用 DO 含量存在较大的波动,远远超出了理论值。据报道,通过低 DO 和 FA 联合控制的方式,可以完全抑制高氨氮废水中的 NOB,但在城市污水中这种方法不适用^[25]。所以基于 DO 的控制策略需要与其他控制策略相结合,以保持长期的 NOB 抑制。在单级反应工艺中,亚硝化反应产酸、厌氧氨氧化反应耗酸的反应特性,存在 pH 上升与下降动态过程,可通过 pH 的变化来控制亚硝化的始终, Klaus 等^[26]通过改变 pH 变化来控制曝气的

始终,这种控制策略依据在连续曝气反应器中 pH 与氨氮去除之间的线性关系而应用。在曝气阶段,当 pH 下降达到最小值时,曝气终止;在停曝阶段,当 pH 达到最大值时,开始曝气。王元月等^[27]通过 DO、pH 和氨氮联合控制模式,设置氨氮留存含量为 30 mg/L,作为曝气阶段的终止点,后续搅拌阶段通过厌氧氨氧化反应将剩余 NO_2^- -N 完全去除,对 TN 的去除率稳定在 90% 以上,实现了 PN/A 一体式 SBR 工艺自动化运行。

但间歇曝气的主要缺点是促进 N_2O 的排放。氧化亚氮(N_2O)是一种化学性质稳定温室气体,所产生的温室效应是 CO_2 的 320 倍^[28-29]。 N_2O 是当前最严重的臭氧层破坏气体并会造成气候风险的原因^[30]。 N_2O 通过 3 种不同的生物途径产生,如图 1 所示。(1)产生释放 N_2O 的不稳定中间体羟胺(NH_2OH)。(2)还原亚硝酸盐和随后的 NO 作为替代电子受体,然后在好氧条件下释放 N_2O 和 N_2 。(3)异养反硝化菌的反硝化作用^[31]。据报道,在间歇曝气反应器中, N_2O 的排放量占 PN/A 总去除氮的 2.7%^[32],且曝气量和 DO 是影响 N_2O 产生的重要因素。目前,需要更多的研究来评估 N_2O 的排放程度,并通过优化操作条件尽量减少 N_2O 的产生。



注:AMO为氨单加氧酶;HAO为羟胺氧化还原酶;NiR为亚硝酸盐还原酶;NoR为NO还原酶;NaR为硝酸盐还原酶; N_2OR 为 N_2O 还原酶;NOS为亚硝酸盐氧化还原酶

图1 AOB与异养反硝化菌产生 N_2O 的代谢途径^[33]

Fig. 1 Metabolic Pathway of N_2O Generation by Ammonia-Oxidizing Bacteria and Heterotrophic Denitrifying Bacteria^[33]

2.2.2 抑制剂添加

研究发现,NOB在长期运行中出现对游离氨(free ammonia, FA)、游离亚硝酸(free nitrous acid, FNA)的耐受性,需要不断改变控制浓度。一些化学试剂的添加能够有效抑制NOB的活性,实现反应器

的快速启动及恢复。

Li等^[34]进行了羟胺的梯度投加试验(2.5、3.5、4.5 mg/L),发现当投加量为4.5 mg/L时,在进水氨氮含量为70.5 mg/L下,在19 d时 NO_2^- -N积累率增加到93.3%,系统中的NOB被淘汰。Sui等^[35]在投加 NH_2OH 和 N_2H_4 消除 NO_3^- -N积累的对比试验中得出结论,添加 NH_2OH 的效果更佳,增强了功能基因hao的活性表达,对NOB的抑制更加持续稳定。Wang等^[36]在处理高氨氮废水时,初始含量为75 mg/L,通过梯度增加甲酸含量(0~50 mmol)探究对部分亚硝化的短期、长期影响,当甲酸含量为30 mmol时,通过27 d的运行,亚硝酸盐积累率(NAR)由0.3%增长到90%以上,在停止添加甲酸后,NAR仍保持在91.3%的较高水平,并指出甲酸在PN工艺中作为NOB的选择抑制剂,具有长期、可持续的稳定性。

虽然通过投加抑制剂能快速实现 NO_2^- -N的快速积累,但需要注意外源投加造成的二次污染,并避免对后续厌氧氨氧化造成不良影响。因此,需要开发更高效、环保的抑制剂,继续加强主流PN/A系统中AOB、AnAOB、NOB活性及生物丰度的试验研究。

2.2.3 含氮化合物控制

一定浓度的FA、FNA浓度对AOB和NOB均有抑制作用,与AOB相比,NOB对FA更敏感,FA对AOB的抑制起始含量为10~150 mg/L,对NOB的抑制起始含量为0.1~6 mg/L^[37]。当FNA含量大于0.2 mg/L时,NOB被完全抑制,而AOB对FNA的抑制含量为0.5~0.63 mg/L^[38]。韩晓宇等^[37]利用FA与FNA的联合抑制方法处理污泥消化液,使亚硝酸盐氮的积累率保持在90%以上实现稳定的亚硝化。通常反应器中较高的FA、FNA主要源于进水中较高的氨氮浓度,这也是部分亚硝化在高氨氮废水中易实现的原因。但在低氨氮条件下传统的FA、FNA控制作用明显减弱。但Wang等^[39]开发了FA冲击技术,通过对AOB、NOB反复投加厌氧污泥消化液来提供高浓度FA,在限氧的条件下建立主流部分亚硝化,使溶解氧含量为0.2 mg/L,使生物膜上AOB活性远高于NOB,经过2个月的运行,实现了对NOB选择性抑制,NAR接近100%;将部分亚硝化的出水与氨氮废水按合适比例混合,进入厌氧氨氧化反应器进行脱氮。

对于低氨氮废水,较难通过FA、FNA控制实现

部分亚硝化。但可以使反应器中的剩余氨浓度保持在较低水平,一定浓度的剩余氨使 AnAOB 与 NOB 竞争亚硝酸盐,使 AOB 与 NOB 竞争氧气^[40]。Poot 等^[41]在主流条件下验证了控制残留氨浓度对 NOB 的抑制是有效的,在温度为 20 ℃、DO 含量小于 4 mg/L 下,将残留氨含量控制在 2~5 mg/L,并保持长期的耗氧速率和氨氧化速率。

基于 FN、FNA 的控制方法,在经济效应和环境保护方面具有良好前景,还需进一步加强研究两者长期的共同作用及系统功能菌对其的适应性。积极借鉴高氨氮废水的处理经验,在主流 PN/A 中进行系统优化、创新。残留氨在侧流 PN/A 中虽然不是关键控制因素,但在主流废水处理中对微生物之间的相互作用及 NOB 的抑制是至关重要的。目前,残留氨浓度对 NOB 抑制稳定性已被广泛证实,但其控制策略仍处于发展阶段,控制积累尚不明晰,需要进一步深入研究残留氨浓度对微生物相互作用及 NOB 的抑制机制。

尽管学者们做了大量的研究,但在主流条件下的实现 NOB 的抑制还是有很多困难。例如未能保持较低的 DO 浓度,不仅导致 NOB 过度生长,对 AnAOB 也有抑制作用。Strous 等^[42]发现,在 0.5%、1.0%、2.0% 的空气饱和度下,AnAOB 被完全抑制,

之后在完全厌氧的情况下,被抑制的 AnAOB 活性得到恢复,说明 DO 对 AnAOB 的抑制是可逆的,所以一个好的控制策略不仅要解决 NOB 的抑制问题,还需要保持较低的 DO 为 AnAOB 提供生长条件。单一的控制策略很难完成 NOB 在主流污水处理工艺中的抑制,需要多种抑制策略相联合才能达到目的。

3 短程反硝化与厌氧氨氧化工艺耦合

作为 AnAOB 生长的关键底物,NO₂-N 不仅可以短程硝化产生,还可以通过短程反硝化产生^[43-44],并且通过反硝化产生 NO₂ 的过程更为稳定和可控。NO₃ 在反硝化菌的作用下发生不完全反硝化产生 NO₂ 的过程称为短程反硝化,将 NO₃ 还原产物定格在 NO₂,形成 NO₂ 的大量积累。短程反硝化和厌氧氨氧化这 2 个过程的反应物和产物可以形成互补,短程反硝化不仅可以消耗厌氧氨氧化反应产生的 NO₃,同时可以为厌氧氨氧化反应提供代谢必需的电子供体 NO₂。短程反硝化与厌氧氨氧化耦合工艺的开发,为生物脱氮提供了新的方向。短程反硝化将硝酸盐还原为亚硝酸盐过程中 N₂O 的产生量较低,有效降低温室气体排放。目前,对于短程反硝化以及与厌氧氨氧化的耦合工艺的研究仍处在小试规模,表 1 列举了耦合工艺实验室成功启动案例。

表 1 反硝化耦合厌氧氨氧化处理效果
Tab. 1 Effect of Denitrification Coupled with Anammox Treatment

工艺形式	碳源	NO ₂ -N 积累率	TN 去除率	厌氧氨氧化去除 TN 效率	参考文献
SBR	醋酸	95.8%	93.6%	95%	[45]
SBR	乙醇	95.0%	90.0%	89%~95%	[45]
SBR+USB	污水	85.6%	96.0%	/	[46]
SBR+SBR	污水	63.5%	69.0%	30%	[47]
UASB	醋酸	90.0%	89.0%	92%	[48]
SBR+UASB	葡萄糖	85.2%	91.3%	/	[49]

短程反硝化与厌氧氨氧化耦合工艺可以是一体式也可以是分段式。一体式短程反硝化耦合厌氧氨氧化工艺是指反硝化菌与 AnAOB 在同一反应器内驯化培养,该工艺的特点是反硝化产生的 NO₂ 能及时被 AnAOB 消耗,反应器抗冲击负荷能力强,占地面积小,但需要控制 C/N、pH、DO、电子供体种类等外界环境和操作条件来保证短程反硝化与厌氧氨氧化的平衡,总体来说两类微生物共存的难点已经取

得较好的控制,在耦合工艺应用方面有较大的应用潜力。分段式工艺是将反硝化菌与 AnAOB 分别放在独立的反应器内培养,有效避免 2 种菌种对底物和空间的竞争,并能降低流入后置厌氧氨氧化反应器内的有机物浓度。Ji 等^[50]在处理城市污水时发现耦合工艺能稳定有效的主要原因是厌氧氨氧化脱氮占主导地位,厌氧氨氧化的贡献率为 77.2%,远高于反硝化 22.8% 的贡献率。更有研究发现,C/NO₃ 对

反硝化菌和 AnAOB 之间的竞争起关键性作用, 通常调节一体式和短程反硝化反应器进水 C/N 为 2~3, 更有利于形成稳定的微生物代谢环境^[51]。

西安第四污水处理厂实际改造后的新工艺的处理效果在行业内受到广泛关注。主体工艺为 AAO+MBBR, 通过向缺氧池和厌氧池投放填料, 改造后的出水水质达到一级 A 类标准, 其出水 TN 含量基本保持在 10 mg/L 以下^[52]。对填料以及悬浮污泥, 厌氧区和缺氧区的微生物进行高通量分析, 载体具有较高的厌氧氨氧化活性, 填料表面生物膜的颜色逐渐变为微红色, 高度浓缩在缺氧区的生物载体上。随后, 采用同位素跟踪法进一步证实了在缺氧环境下的厌氧氨氧化反应, 并且测定结果表明厌氧氨氧化占脱氮的比例达到 30% 左右。这项实际应用工程是世界范围内首个在常温水温条件下实现了厌氧氨氧化反应的生产性规模装置, 为厌氧氨氧化实际应用工程提供可靠依据^[53]。在主流 PN/A 和短程反硝化大量实际应用之前, 向污水厂的缺氧和厌氧单元中以生物膜形式加入厌氧氨氧化菌生物量, 可

以提高污水处理效果, 并降低处理成本。

4 针对能源回收的厌氧氨氧化工艺

城市污水中 C/N 比过高, 不适合直接应用 PN/A, AnAOB 在高浓度有机碳存在的情况下与反硝化细菌产生竞争不利于其生长。为了排除水体中有机物对厌氧氨氧化的影响, 实现污水厂高效能源回收效率, 需对城市污水中的有机物进行预处理。Jun 等^[54]提出 2 种可运用于厌氧氨氧化的工艺组合, 工艺流程如图 2 所示。工艺一中, A 段捕捉水体中的有机物并回收污水中的化学能和可利用能源, B 段通过自养代谢途径处理剩余的营养物质。若 A 段产生的能量弥补 B 段的能耗, 就可以实现能量的自给自足。工艺二中, A 段捕获水体中的有机碳并实现能源回收; B1 段接收一部分生活污水和 A 段的出水, 在充氧的条件下完成短程硝化和反硝化过程; A 段的出水(含有氨氮)和 B1 的出水(含有亚硝酸盐)共同加入 B2 段, 发生厌氧氨氧化反应。在整个 A、B 工艺流程中, A 段中有机物的去除效果对 B 段厌氧氨氧化有重要影响。A 段的预处理有以下几种方式。

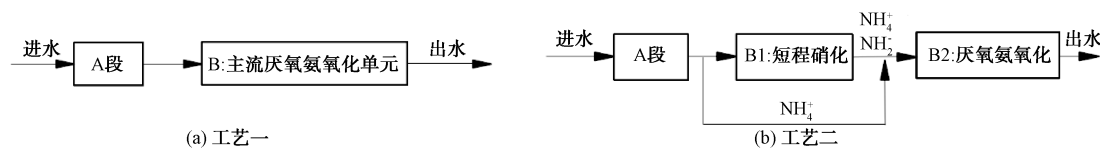


图 2 2 种实用的主流厌氧氨氧化工艺组合

Fig. 2 Combination of Two Practical Mainstream Anammox Processes

厌氧消化技术对 PN/A 的应用具有很强的实际意义, 已成为一种有前景的技术。杨舒茗等^[55]将厌氧膜生物反应器 AnMBR 作为预处理工艺, 在 AnMBR 中 COD 去除率为 96%, 其中 80.3% 的 COD 在此段转化为甲烷, TN 平均去除率 78%。因为城市污水的底物强度和温度较低, 溶解的甲烷占厌氧处理产生的甲烷总量的一大部分^[56], 所以厌氧甲烷氧化与反硝化耦合巧妙地解决甲烷溶解的问题, 当系统中同时存在 NO_2^- 和 NO_3^- 时, 反硝化型厌氧甲烷氧化过程优先利用亚硝酸盐作为电子受体, 该过程被称为依赖亚硝酸盐型的厌氧甲烷氧化 (N-DAMO), 在去除溶解的甲烷中发挥重要作用^[57]。但需要注意的是, 厌氧反应器中产生的硫化物会对反应器中微生物的活性产生一定影响, 如何降低硫化物对 PN/A 的抑制作用需要进一步的研究探讨。

高负荷活性污泥 (HRAS) 具有较高的 COD 捕

获能力, 是目前应用最广泛的碳浓缩处理工艺, 具有占地面积小、能耗低等优势。HRAS 工艺中的 SRT、HRT 通常分别为 1~4 d、2~4 h, 具体工艺参数取决于当地温度和废水特征。HRAS 工艺可将进水中的颗粒性、胶体性以及溶解性物质富集浓缩于剩余污泥中, 通过厌氧消化或焚烧的方式来实现污水中的碳转向。在 HRAS 工艺中, 颗粒性 COD 与胶体性 COD 是通过生物絮凝作用吸附于絮体之上, 再经过固液分离过程得到去除, 其处理效果与胞外聚合物 (EPS) 的产生有密切关系; 而溶解性 COD (SCOD) 则通过是胞内物质贮存的形式加以去除, 溶解氧、SRT、HRT 等参数对胶体和颗粒 COD 的去除效果明显, 而对可溶性 COD 的去除无显著影响^[58]。最新的研究结果表明, HRAS-PN/A 系统在满足能量自给的情况下, 净能量产量达到 4 918 kW·h/d, 出水水质符合欧盟标准 [COD、TN、总悬浮固体 (TSS) 含

量分别为 125、15、35 mg/L], 并且与传统的活性污泥系统相比, 运营成本降低了 107%^[59]。

化学强化一级处理 (CEPT) 是通过在污水中加入化学物质 (如金属盐、聚合物), 通过混凝、絮凝作用去除污水中的 COD、SS、TP 以及重金属等^[60]。CEPT 对溶解性 COD 去除没有明显效果。因此, 在考虑将 CEPT 用作预处理之前, 应对这些因素进行全面评估, 例如原废水的特性、废水中的 SCOD、污泥的消化性能、污泥的脱水和处置成本等。

磁混凝技术是一种高效的碳源分离技术, 不仅停留时间短 (5~60 min), 对污染物 (COD、SS、TP 等) 具有较高的去除效果。可显著降低后续工艺的处理负荷, 促进碳源回收提高出水水质可作为厌氧氨氧化的预处理工艺。经磁混凝预处理后的生活污水 COD 去除率达到 60% 左右, C/N 降低至 2~3, 较低的有机物有利于厌氧氨氧化反应的进行^[61-62]。狄斐等^[63]采用 PN/A 工艺处理经磁混凝预处理后的生活污水, 该系统中 COD 去除率为 74.42%, 最高实现 TN、氨氮去除率为 86.28% 和 95.45% 的效果。

最后, 强化生物除磷 (EBPR) 是一种同时去除生活污水中有机碳和磷的方法。在传统的生物养分去除中, 有机碳源不仅被聚磷菌 (PAO) 摄取用于除磷, 还可以被反硝化细菌消耗用于除氮。更有学者通过生物电化学系统作为 PN/A 的预处理单元不仅可以发电, 还可以通过电流刺激提高脱氮率^[64]。

未来的城市主流污水处理中, 有机碳和磷被作为能源大量回收利用, 氮成为主要的污染物, PN/A 工艺能够有效减少对有机碳的依赖, 有机物的预处理工艺的研究与开发将为 PN/A 的工程化、规模化应用提供广阔前景。

5 结论与展望

厌氧氨氧化是一种经济高效的脱氮工艺, 在城市主流污水处理的脱氮领域具有广阔应用前景。该工艺在侧流工艺中稳定运行具有突出的脱氮优势, 主流处理工艺已在实验室稳定运行, 但对于现场应用, 仍受限于低温、低氨氮、高有机物浓度等因素。目前, 国内外对于城市污水处理中厌氧氨氧化以及短程硝化、短程反硝化耦合工艺的研究仍处于小试阶段, 而且对于其中微生物反应机理的研究尚不明

确, 未来需要从以下几个方面展开研究。

(1) 主流厌氧氨氧化工艺中微生物群落结构复杂, 采用分子生物学测试、建立模型的方法解析厌氧氨氧化菌与其他功能菌的共存模式和微生物群落变化机制。

(2) 实际污水成分复杂, 进水污染物存在波动, 会影响耦合工艺系统稳定性, 由菌种适应的条件不统一, 需要对耦合系统的稳定性进一步研究。

(3) 随着耦合工艺的快速发展, 新型生物反应器的构建和运行需要不断创新突破, 优化现有反应器运行方式, 构建适合 AnAOB 及其功能菌适宜的生存环境, 是未来研究的主要方向之一。

(4) 对耦合工艺中不同环境影响参数进行研究, 为反应器运行优化提供了参考, 但反应参数的最优设置未必就是耦合系统处理效果的最佳组合, 因此, 需要通过建立数学模型模拟多个常用参数, 从而得出更准确的优化运行方法。

参考文献

- [1] ROELEVELD P, ROORDA J, SCHAAFSMA M. News: The dutch roadmap for the WWTP of 2030 [EB/OL]. (2011-01-11) [2020-02-28]. http://www.stowa.nl/bibliotheek/publicaties/NEWS__The_Dutch_roadmap_for_the_wwtp_of_2030,2011-01-11.
- [2] MULDER A, VAN DE GRAAF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, 16(3): 177-184.
- [3] WANG J, LIANG J, SUN L, et al. Achieving reliable partial nitrification and anammox process using polyvinyl alcohol gel beads to treat low-strength ammonia wastewater[J]. Bioresource Technology, 2021, 324: 124669-124669. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.124669.
- [4] 李进, 吴莉娜, 闫志斌, 等. 主流部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺脱氮功能菌群的控制策略研究[J]. 环境工程, 2021, 39(8): 45-54, 61.
- [5] IN 'T ZANDT M H, DE JONG A E E, SLOMP C P, et al. The hunt for the most-wanted chemolithoautotrophic spookmicrobes [J]. Fems Microbiology Ecology, 2018, 94(6). DOI: 10.1093/femsec/fiy064.
- [6] PARK M R, PARK H, CHANDRAN K. Molecular and kinetic characterization of planktonic *Nitrospira* spp. selectively enriched from activated sludge[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(5): 2720-2728.
- [7] TOMASZEWSKI M, CEMA G, ZIEMBIŃSKA-BUCZYŃSKA A. Influence of temperature and pH on the anammox process: A

- review and meta-analysis[J]. *Chemosphere*, 2017, 182: 203–214. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.05.003.
- [8] CAO Y, VAN LOOSDRECHT M C M, DAIGGER G T, et al. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2017(4): 1365–1383. DOI: 10.1007/s00253-016-8058-7.
- [9] ZHU G D, WANG S Y, MA B, et al. Anammox granular sludge in low-ammonium sewage treatment: Not bigger size driving better performance[J]. *Water Research*, 2018, 142: 147–158. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.048.
- [10] POOT V, HOEKSTRA M, GELEIJNSE M A A, et al. Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge [J]. *Water Research*, 2016, 106: 518–530. DOI: 10.1016/j.watres.2016.10.028.
- [11] CHENG Y F, ZHANG Z Z, LI G F, et al. Anammox granules acclimatized to mainstream conditions can achieve a volumetric nitrogen removal rate comparable to sidestream systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(20): 12959–12966.
- [12] PARK H, BROTTO H A C, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Discovery and metagenomic analysis of an anammox bacterial enrichment related to *Candidatus "Brocadia carolinensis"* in a full-scale glycerol-fed nitrification-denitrification separate centrate treatment process[J]. *Water Research*, 2017, 111: 265–273. DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.011.
- [13] ZHANG K, LYU L, YAO S, et al. Effects of vibration on anammox-enriched biofilm in a high-loaded upflow reactor[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 685: 1284–1293. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.06.082.
- [14] 卢欣欣, 王怡, 黄瑞雪. MBBR 一体式耦合短程硝化-厌氧氨氧化处理污泥水[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(7): 1827–1833.
- [15] TROJANOWICZ K, PLAZA E, TRELA J. Pilot scale studies on nitrification-anammox process for mainstream wastewater at low temperature[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(4): 761–768.
- [16] WELLS G F, SHI Y, LAURENI M, et al. Comparing the resistance, resilience, and stability of replicate moving bed biofilm and suspended growth combined nitrification-anammox reactors [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(9): 5108–5117.
- [17] MALOVANYI A, TRELA J, PLAZA E. Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitrification/anammox process [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 478–487. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.08.123.
- [18] GUSTAVSSON D J I, SUAREZ C, WILÉN B M, et al. Long-term stability of partial nitrification-anammox for treatment of municipal wastewater in a moving bed biofilm reactor pilot system [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 714: 136342–136342. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136342.
- [19] WETT B, PODMIRSEG S M, GÓMEZ-BRANDÓN M, et al. Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application [J]. *Water Environment Research*, 2015, 87(12): 2084–2089.
- [20] LI X J, STEPHANIE K, CHARLES B, et al. Status, challenges, and perspectives of mainstream nitrification-anammox for wastewater treatment [J]. *Water Environment Research*, 2018, 90(7): 634–649.
- [21] WANG J L, YANG N. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions[J]. *Process Biochemistry*, 2004, 39(10): 1223–1229.
- [22] LI J P, DAVID E, MICHAEL N, et al. Long-term partial nitrification in an intermittently aerated sequencing batch reactor (SBR) treating ammonium-rich wastewater under controlled oxygen-limited conditions[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2011, 55(3): 215–222.
- [23] 张杰, 劳会妹, 李冬, 等. 高频曝停下曝时间对亚硝化颗粒污泥性能的影响[J]. *环境科学*, 2020, 41(1): 360–367.
- [24] CHEN Y Z, ZHAO Z C, LIU H, et al. Achieving stable two-stage mainstream partial-nitrification/anammox (PN/A) operation via intermittent aeration [J]. *Chemosphere*, 2020, 245: 125650 – 125650. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125650.
- [25] TIAGO R, FREDERIC G, MAËL R, et al. Effects of extremely low bulk liquid DO on autotrophic nitrogen removal performance and NOB suppression in side-and mainstream one-stage PNA [J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2018, 93(10): 2931–2941.
- [26] KLAUS S, BAUMLER R, RUTHERFORD B, et al. Startup of a partial nitrification-anammox MBBR and the implementation of pH-based aeration control[J]. *Water Environment Research*, 2017, 89(6): 500–508.
- [27] 王元月, 魏源送. 新型控制模式下短程硝化/厌氧氨氧化法处理污泥水[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(17): 24–27.
- [28] PARK K, INAMORI Y, MOTOYUKI M, et al. Emission and control of nitrous oxide from a biological wastewater treatment system with intermittent aeration[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2000, 90(3): 247–252.
- [29] WILLEM L. Climate change 2007: The physical science basis [J]. *South African Geographical Journal*, 2010, 92(1): 86–87.
- [30] RAVISHANKARA A R, JOHN S D, ROBERT W P. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century[J]. *Science*, 2009, 326(5949): 123–125. DOI: 10.1126/science.1176985.
- [31] ZHANG X M, ZHEN H H, WU G X. Greenhouse gas emission

- and mitigation in municipal wastewater treatment plants [M]. UK: IWA Publishing, 2017.
- [32] BLUM J M, JENSEN M M, SMETS B F. Nitrous oxide production in intermittently aerated partial nitrification-anammox reactor: Oxidic N_2O production dominates and relates with ammonia removal rate[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 335: 458–466. DOI: 10.1016/j.cej.2017.10.146.
- [33] 王淑莹, 委燕, 马斌, 等. 控制污水生物处理过程中 N_2O 的释放[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(7): 78–84.
- [34] LI J, ZHANG L, LIU J, et al. Hydroxylamine addition and real-time aeration control in sewage nitrification system for reduced start-up period and improved process stability [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122183–122183. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122183.
- [35] SUI Q, WANG Y, WANG H, et al. Roles of hydroxylamine and hydrazine in the in-situ recovery of one-stage partial nitrification-anammox process: Characteristics and mechanisms[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 707: 135648–135648. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135648.
- [36] WANG J, MENG F, LI W. The short-and long-term effects of formic acid on rapid nitrification start-up [J]. *Environment International*, 2020, 135: 105350–105350. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105350.
- [37] 韩晓宇, 张树军, 甘一萍, 等. 以 FA 与 FNA 为控制因子的短程硝化启动与维持[J]. *环境科学*, 2009, 30(3): 809–814.
- [38] 张宇坤, 王淑莹, 董怡君, 等. 游离氨和游离亚硝酸对亚硝态氮氧化菌活性的影响[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(5): 1242–1247.
- [39] WANG Z, ZHANG S, ZHANG L, et al. Restoration of real sewage partial nitrification-anammox process from nitrate accumulation using free nitrous acid treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 251: 341–349. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.12.073.
- [40] AGRAWAL S, SEUNTJENS D, COCKER P D, et al. Success of mainstream partial nitrification/anammox demands integration of engineering, microbiome and modeling insights [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2018, 50: 214–221. DOI: 10.1016/j.copbio.2018.01.013.
- [41] POOT V, HOEKSTRA M, GELEIJNSE M A A, et al. Effects of the residual ammonium concentration on NOB repression during partial nitrification with granular sludge [J]. *Water Research*, 2016, 106: 518–530. DOI: 10.1016/j.watres.2016.10.028.
- [42] 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.
- [43] DU R, PENG Y Z, CAO S B, et al. Advanced nitrogen removal from wastewater by combining anammox with partial denitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 179: 497–504. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.12.043.
- [44] MA B, WANG S Y, CAO S B, et al. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances [J]. *Bioresource technology*, 2016, 200: 981–990. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.10.074.
- [45] DU R, CAO S B, LI B K, et al. Performance and microbial community analysis of a novel DEAMOX based on partial-denitrification and anammox treating ammonia and nitrate wastewaters[J]. *Water Research*, 2017, 108: 46–56. DOI: 10.1016/j.watres.2016.10.051.
- [46] CAO S, DU R, PENG Y, et al. Novel two stage partial denitrification (PD) – Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 362: 107–115. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124810.
- [47] WANG X X, ZHAO J, YU D S, et al. Evaluating the potential for sustaining mainstream anammox by endogenous partial denitrification and phosphorus removal for energy-efficient wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 284: 302–314. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.03.127.
- [48] DU R, CAO S B, LI B K, et al. Synergy of partial-denitrification and anammox in continuously fed upflow sludge blanket reactor for simultaneous nitrate and ammonia removal at room temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 274: 386–394. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.11.101.
- [49] CHU G Y, YU D S, WANG X X. Comparison of nitrite accumulation performance and microbial community structure in endogenous partial denitrification process with acetate and glucose served as carbon source [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 320: 124405–124405. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124405.
- [50] JI J T, PENG Y Z, LI X Y. A novel partial nitrification-synchronous anammox and endogenous partial denitrification (PN-SAEPD) process for advanced nitrogen removal from municipal wastewater at ambient temperatures [J]. *Water Research*, 2020, 175: 115690–115690. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115690.
- [51] DU R, CAO S B, LI X C, et al. Efficient partial-denitrification/anammox (PD/A) process through gas-mixing strategy: System evaluation and microbial analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 300: 122675–122675. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122675.
- [52] 钱亮, 贺北平, 刘瑞东, 等. 西安市第四污水处理厂一期工程升级改造经验总结[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(2): 74–78.

(下转第76页)

- [8] 王皓,徐相龙,范海涛,等. 利用 OUR 监测不同 SRT 下有机物去除与硝化的分界点[J]. 环境工程学报, 2017(7): 114-120.
- [9] 刘鹏,郑祥,王博,等. 曝气系统中水质条件对氧传质影响的研究进展[J]. 工业水处理, 2014, 34(9): 10-14.
- [10] 姜春莉. 曝气塔中多相流相间作用与传质过程研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2011.
- [11] WAGNER D S, RAMIN E, SZABO P, et al. *Microthrix parvicella* abundance associates with activated sludge settling velocity and rheology-Quantifying and modelling filamentous bulking [J]. Water Research, 2015, 78: 121 - 132. DOI: 10.1016/j.watres.2015.04.003.
- [12] LIU G Q, WANG J M, CAMPBELL K. Formation of filamentous microorganisms impedes oxygen transfer and decreases aeration efficiency for wastewater treatment [J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 189: 502 - 509. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.04.125.
- [13] 王蒙,程文,孙楠,等. 不同高径比下气液两相流流场结构的实验研究[J]. 西安理工大学学报, 2015, 31(4): 434-438.
- [14] 刘玉玲,高升,白凯. 好氧颗粒污泥的培养及其特性研究[J]. 西安理工大学学报, 2011, 27(3): 329-333.
- [15] NASEER R, ABUALHAIL S, LÜ X W. Biological nutrient removal with limited organic matter using a novel anaerobic - anoxic/oxic multi-phased activated sludge process [J]. Saudi Journal of Biological Sciences, 2013, 20(1): 11-21.
- [16] MA Y, SUNDAR S, PARK H, et al. The effect of inorganic carbon on microbial interactions in a biofilm nitrification-anammox process [J]. Water Research, 2015, 70: 246 - 254. DOI: 10.1016/j.watres.2014.12.006.
- [17] HOW S W, CHUA A S M, NGOH G C, et al. Enhanced nitrogen removal in an anoxic-oxic-anoxic process treating low COD/N tropical wastewater: Low-dissolved oxygen nitrification and utilization of slowly-biodegradable COD for denitrification [J]. Science of the Total Environment, 2019, 693: 133526. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.332.
- [18] 张帆. 基于反硝化除磷的中试试验及反硝化聚磷菌脱氮除磷特性[D]. 青岛: 青岛大学, 2019.
- [19] 陶光建,龙向宇,方振东,等. 胞外聚合物在强化生物除磷中的作用研究[J]. 当代化工, 2019, 48(11): 2687-2690.
- [20] 赵乐丹,王少坡,吉茸,等. 强化生物除磷系统中聚磷菌的代谢迁移[J]. 工业水处理, 2018, 38(1): 15-19.

(上接第 39 页)

- [53] 彭永臻. 西安第四污水处理厂短程反硝化和部分厌氧氨氧化现象的缘起、发现、研究与展望[R/OL]. (2018 - 10 - 13) [2020 - 02 - 08]. <http://www.water8848.com/news/201810/13/117650.html>.
- [54] JUN G, QIN Y, YU L. Mainstream anammox in a novel A-2B process for energy-efficient municipal wastewater treatment with minimized sludge production[J]. Water Research, 2018, 138: 1-6. DOI: 10.1016/j.watres.2018.02.051.
- [55] 杨舒茗,雷振,黄兴园,等. AnMBR-厌氧氨氧化耦合污水甲烷回收及自养脱氮的工艺特性研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39(10): 3265-3272.
- [56] SMITH A L, STADLER L B, LOVE N G, et al. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review[J]. Bioresource Technology, 2012, 122: 149-159. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.04.055.
- [57] ETTWIG K F, BUTLER M K, PASLIER D L, et al. Nitrite-driven anaerobic methane oxidation by oxygenic bacteria [J]. Nature, 2010, 464: 543-548. DOI: 10.1038/nature08883.
- [58] 陈珺. 未来污水处理工艺发展的若干方向、规律及应用[J]. 给水排水, 2018, 54(2): 129-141.
- [59] JIA M S, SOLON K, DAAN V, et al. Model-based evaluation of an integrated high-rate activated sludge and mainstream anammox system[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 382: 122878-122878. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122878.
- [60] DIAMANTIS V, VERSTRAETE W, EFTAXIAS A, et al. Sewage pre-concentration for maximum recovery and reuse at decentralized level[J]. Water Science and Technology, 2013, 67(6): 1188-1193.
- [61] 郑利兵,佟娟,魏源送,等. 磁分离技术在水处理中的研究与应用进展[J]. 环境科学学报, 2016, 36(9): 3103-3117.
- [62] 周曼莉. 磁混凝沉淀技术在污水处理中的应用[J]. 环境与发展, 2019, 31(8): 88, 90.
- [63] 狄斐,隋倩雯,陈彦霖,等. 部分亚硝化-厌氧氨氧化处理磁混凝生活污水[J]. 中国环境科学, 2020, 40(11): 4712-4720.
- [64] LI W W, YU H Q, HE Z. Towards sustainable wastewater treatment by using microbial fuel cells-centered technologies[J]. Energy & Environmental Science, 2014, 7: 911-924. DOI: 10.1039/C3EE43106A.