王京凡, 杨庆, 刘秀红, 等. 污水处理厂碳中和运行技术研究进展[J]. 净水技术, 2023, 42(3):28-38,188.
WANG J F, YANG Q, LIU X H, et al. Research progress on operation of carbon neutral technology in WWTP[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(3):28-38,188.

污水处理厂碳中和运行技术研究进展

王京凡,杨 庆*,刘秀红,王锴晗,董余凡,程 蓉,徐宗泽
(北京工业大学城镇污水深度处理与资源化利用技术国家工程实验室,北京 100124)

摘 要 全球变暖导致的自然灾害频发是当今世界关注的主要问题之一,各国纷纷制定了各自的碳中和目标。污水处理行业本应是绿色家族的一员,但如今却是碳排放和耗能大户,其低碳转型迫在眉睫。文中从节能和开源两个角度详细介绍了实现污水处理厂碳中和运行低碳转型的技术;如节能方面可以应用低能耗的碳氮两段法(新型 AB 工艺)、提高设备性能和设备运行的供需平衡;开源方面可以开发污水中的化学能和物理热能。研究可以为实现污水处理行业低碳转型提供借鉴。

关键词 污水处理 碳中和 有机物化学能 厌氧氨氧化 水源热泵
中图分类号: X703 **文献标识码**: A **文章编号**: 1009-0177(2023)03-0028-12
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.03.004

Research Progress on Operation of Carbon Neutral Technology in WWTP

WANG Jingfan, YANG Qing*, LIU Xiuhong, WANG Kaihan, DONG Yufan, CHENG Rong, XU Zongze
(*National Engineering Laboratory for Advanced Municipal Wastewater Treatment and Reuse Technology, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China*)

Abstract The frequent occurrence of natural disasters caused by global warming is one of the major issues for the world concern today, and various countries have formulated their own carbon neutral targets. The wastewater treatment sector should have been a member of the environmental protection family, but it is actually a carbon emission and energy consumption hub which deviates from the green target, its low-carbon transition is imminent. In this paper, from the perspective of energy saving and source exploring, the technology of achieving carbon neutral operation and low-carbon transformation of wastewater treatment plant is introduced in detail. For example, in terms of energy saving, carbon and nitrogen two-stage method (new AB process) with low energy consumption can be applied, and the balance between supply and demand of equipment performance and equipment operation can be improved. Source exploringe can exploit chemical energy and physical heat energy in wastewater. This paper can provide reference for low-carbon transformation of wastewater treatment industry.

Keywords wastewater treatment carbon neutral chemical energy in organics anammox water source heat pump

2021 年河南暴雨导致的洪涝灾害给人类敲响一记警钟:如果继续任由全球变暖肆意发展,人类未来的境遇将不堪设想。温室气体排放存在于生产生活的各个环节,而且其与极端天气出现的连锁反应较长,导致常常选择性忽视温室气体排放的后果。但逃避解决不了问题,为了控制全球变暖的发展趋势,2016 年 4 月 22 日全世界 178 个缔约方共同签署了《巴黎协定》,长期目标是将全球平均气温升幅控制在 2 ℃以内。各国积极响应纷纷制定碳中和目标,我国在 2020 年 9 月提出二氧化碳(CO_2)排放力争 2030 年前达到峰值,努力争取 2060 年前实现碳中和[1]。

在气候变化产生影响的温室气体中,最主要的是 CO_2,因此,在讨论温室气体排放的时候,常用“碳

[收稿日期] 2021-12-16
[基金项目] 国家自然科学基金项目(51978008);国家自然科学基金创新群体项目(62021003)
[作者简介] 王京凡(1998—),女,硕士,研究方向为城镇污水深度处理与资源化利用技术,E-mail:wjf980313@163.com。
[通信作者] 杨庆(1979—),男,博士,教授,研究方向为城镇污水深度处理与资源化利用技术,E-mail:yangqing@bjut.edu.cn。

排放”一词作为代表。据统计,污水处理行业的电力消耗占全球的 3%[1],一座中型规模的污水处理厂(规模为 10 万 m^3/d)每日的 CO_2 排放量等同于 6 000 辆轿车每日的排放量[2]。随着社会的发展,污水处理总量与处理标准会持续上升,污水处理行业的能耗需求也随之增加,及时扭转这一趋势迫在眉睫。近年来,污水处理厂的设计和运行越来越注重在不影响出水质量的前提下,尽量减少能源消耗,如实施低碳新工艺(厌氧氨氧化工艺),提高设备性能和设备运行的供需平衡。仅是被动节能无法实现污水处理厂的碳中和运行,污水中蕴藏着丰富的化学能和物理热能,因此,还可以主动开发污水中的能源。污水处理是耗能行业,能量输出看似天方夜谭,但是国际上早已有污水处理厂碳中和运行并向外输出能量获利的先例,如奥地利 Strass 污水处理厂[3]。

本文首先明确城市污水处理厂的碳排放源,后从“节能”和“开源”两个角度详细介绍了实现污水处理厂碳中和运行的技术。

1 城市污水处理厂的碳排放源

1.1 直接排放

污水处理厂直接排放的温室气体有 3 种:CO_2、甲烷(CH_4)、氧化亚氮(N_2O)。谢淘等[4]评价了北方某座污水处理厂的温室气体排放,结果表明该厂温室气体直接排放占总排放的 60%以上。

非 CO_2 的温室气体(CH_4 和 N_2O)的温室效应增温潜势比 CO_2 大很多,根据联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)报告,CH_4 温室效应增温潜势是 CO_2 的 25 倍,N_2O 温室效应增温潜势是 CO_2 的 296 倍[5-6]。污水处理厂是非 CO_2 温室气体排放的主要贡献者,据估计,在 2005 年—2030 年相当于全球非 CO_2 温室气体总排放的 4.6%~5.2%[1]。

1.1.1 CO_2 的直接排放

IPCC 于 2006 年发布了最新温室气体指南《IPCC 国家温室气体清单指南》,其中将 CH_4 和 N_2O 列为城市污水处理厂直接排放的温室气体[6],CO_2 的直接排放未被列入。原因是这部分碳元素一般被认为来源于植物光合作用,起因是大气中 CO_2 被吸收、固定到植物中所形成的有机碳,这部分碳被称为生源碳,是大气中原本就存在的 CO_2[6-7]。然而,污水处理厂进水中不只有生源碳,如洗涤剂、化妆品和药物等最初来源为石油化工产品,并非原生态的自然原料,这部分碳不应与生源碳混为一谈,称为化石碳。且尽管生源碳来自于大气碳库,但目前大气碳库早已非原生态下的碳存量,所以很难将生源碳和化石碳划分清晰[6]。鲍志远[8]计算了 4 座污水处理厂化石源 CO_2 排放量,占总 CO_2 排放的 29.59%~51.80%,因此,忽略化石碳的直接排放会造成温室气体碳足迹计算的缺失。

污水处理过程中 CO_2 的直接排放有 3 个途径:一是进水中 COD_{Cr} 的好氧降解;二是微生物的内源呼吸作用;三是反硝化过程[8-10],主要来源是好氧细菌的降解活动[11]。Shahabadi 等[12]估算了某一食品加工废水处理厂的 CO_2 排放,结果表明 CO_2 直接排放占总 CO_2 排放量的 38%。

1.1.2 N_2O 的直接排放

传统活性污泥工艺脱氮要经过进水氨氮硝化过程和反硝化过程,这两个过程都是产生 N_2O 的主要途径。硝化过程中发生的硝化细菌反硝化作用是活性污泥系统产生 N_2O 的主要途径,尤其是在缺氧或低氧条件下更为明显[13]。在硝化过程中另一个产生 N_2O 的途径是,硝化细菌将 NH_2OH 氧化为 NO_2^- 的过程中产生副产物 N_2O,或者由亚硝酸盐或氨氧化中间产物羟胺的化学分解作用产生。反硝化过程中 N_2O 是中间产物,在 N_2O 还原酶的活性因外界因素的影响降低或失活的情况下,N_2O 还原受阻,导致 N_2O 的积累与排放[13]。赵丛[5]对山东省诸城市某污水处理厂各处理构筑物中 N_2O 释放量进行了测定,结果表明厌氧池、缺氧池、好氧池和污泥浓缩池是 N_2O 的主要释放来源。

1.1.3 CH_4 的直接排放

污水中的 CH_4 来源于产甲烷菌厌氧降解有机物[13],产甲烷菌一般为专性厌氧菌,所以在厌氧的环境下有可能产生 CH_4。

在污水收集和输送的管道中,污水处在厌氧环境[7-8],这给产甲烷菌厌氧降解有机物制造了条件,使污水处理厂的进水中携带了大量溶解态 CH_4,可能会在后续搅拌和曝气的过程中排放。根据赵丛[5]对山东省诸城市某污水处理厂各处理构筑物中 CH_4 释放量测定结果,最高 CH_4 通量出现在曝气沉砂池中。鲍志远[8]对厌氧好氧(AO)工艺运行的污水处理厂进行温室气体的监测,结果表明 CH_4 在好氧池中排放量最大,非曝气单元的排放量较低,可

能是由于 AO 工艺缺少严格的厌氧环境。张星等[14]对南京市某污水处理厂的各个构筑物进行了采样分析,结果表明氧化沟、厌氧区、旋转沉砂池、二沉池和缺氧区是该污水厂的主要 CH_4 释放构筑物。因此,好氧处理单元和厌氧处理单元都是重要的 CH_4 的排放源。

1.2　间接排放

污水处理厂的间接碳排放来源于电耗和药耗。

电能主要来源于煤炭的燃烧,会间接排放 CO_2。污水处理厂主要耗电设备有曝气设备、污泥处理设备、提升泵。曝气设备是污水处理厂最大的电能消耗来源,占总电能消耗的 49%~60%,污泥浓缩过程占 11%、厌氧消化占 9%、提升泵占 8%[15]。总的来说,污水处理厂超过一半的碳排放可以归因于电力消耗[1]。

药耗主要有外加碳源、絮凝剂和助凝剂、液氯、控制酸碱度消耗的碱[8]。每种药剂在其生产及运输等过程中也会有温室气体的排放,用其相应的碳排放系数进行衡量[4]。

2　城市污水处理厂碳中和运行技术

为实现城市污水处理厂碳中和运行,节能是必要的,如应用低能耗的碳氮两段法(新型 AB 工艺),提高设备性能和设备运行的供需平衡。除了被动节能,污水中还蕴藏着有丰富的能源,如化学能和物理热能(图 1)。

2.1　节约能源

2.1.1　工艺

传统活性污泥法是将污水中的有机物通过曝气

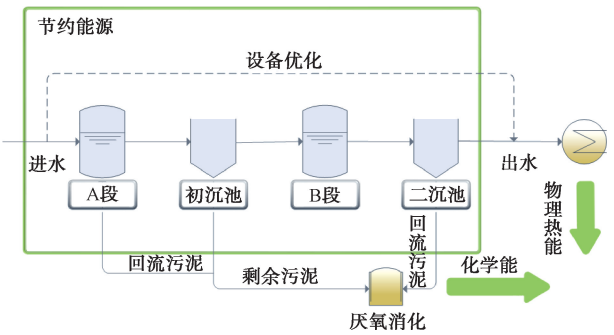

图 1　城市污水处理厂的碳中和运行技术路线

Fig. 1　Technical Route of Carbon Neutral Operation in WWTPs

转化为生物质和 CO_2,其结果是“以能消能”“转嫁污染”[16],虽然传统活性污泥法从 20 世纪初得到推广应用,100 多年来一直作为污水处理行业的主流技术,但是显然其与现在追求的可持续发展观念背道而驰。未来可持续的工艺是新型 AB 工艺,即 A 段负责高效碳捕获,目的是使污水中的有机物在生物氧化之前被捕获,后续用于能量回收,经 A 段处理后的污水呈现低碳氮比的特性,所以在 B 段实施低碳源需求新技术(厌氧氨氧化技术),进一步去除污水中的污染物。

新型 AB 工艺现在大多停留在实验室规模和中式规模的研究,近年国内外学者对新型 AB 工艺的成功实践如表 1 所示。

2.1.1.1　高效碳捕获

典型城市污水处理厂中初沉池的出水化学需氧量(COD)/总氮(TN)一般为 7~10,这对于厌氧氨氧

表 1　近年国内外学者对新型 AB 工艺的成功实践

Tab. 1　Successful Practices of New AB Process by Domestic and Foreign Scholars in Recent Years

年份	第一段(A 段)	第二段(B 段)	出水 COD_{Cr}/(mg·L^{-1})	TN 去除率	参考文献
2020 年	厌氧工艺	一段式 PN/AMX	65	65%	[17]
2019 年	厌氧工艺	两段式 PN/AMX	40	74%~87%	[18]
2019 年	高负荷活性污泥法(HRAS)	一段式 PN/AMX	<50	57%~88%	[19]
2018 年	厌氧工艺	两段式 PN/AMX	<30	34%	[20]
2017 年	HRAS+化学药剂	一段式 PN/AMX	<50	44%	[21]
2016 年	厌氧工艺	两段式 PN/AMX	40	80%	[22]
2016 年	HRAS	一段式 PN/AMX	<50	73%	[23]
2015 年	HRAS	一段式 PN/AMX	<30	33%~46%	[24]
2015 年	HRAS	一段式 PN/AMX	<50	70%~75%	[25]
2015 年	HRAS	两段式 PN/AMX	<50	13.4%	[26]

注:PN/AMX 为短程硝化厌氧氨氧化工艺。

化反应来说明显过高,预先去除 COD_{Cr} 对于创造适宜的 COD_{Cr}/TN 是必要的[27]。碳捕获技术可分为生物捕集、化学捕集、物理捕集。

(1)生物捕集

①HRAS

HRAS 的本质是限定参数下的活性污泥工艺[2]。与传统活性污泥法相比(表 2),HRAS 需要控制较低的污泥龄(SRT)、水力停留时间(HRT)和溶解氧(DO)[2,28-29]。HRAS 在中试规模中对 COD_{Cr} 捕获率为 25%~50%[27],小试规模下能达到 55%的 COD_{Cr} 捕获率[2]。HRAS 具有有机物的矿化率低、富集有机物污泥的产量大和污泥产 CH_4 潜势高等特点。

HRAS 出现于 1923 年,因其耗能较低,曾经被广泛应用,但是其高效捕捉 COD_{Cr} 的能力导致后续传统反硝化脱氮碳源不足,因此,HRAS 被逐渐淘汰。随着可持续发展的深入人心和厌氧氨氧化反应的出现(厌氧氨氧化恰好需要低碳氮比),HRAS 重新焕发生机[30-31]。碳中和运行的先驱奥地利 Strass 污水处理厂采用 HRAS 捕获了进水中 60.7%的 COD_{Cr}[3]。

HRAS 应在最大限度地捕获污水中 COD_{Cr} 的同时,最大限度地减少 COD_{Cr} 矿化量(损失量)。低 DO 浓度似乎是控制 COD_{Cr} 氧化损失的有效手段,但 Jimenez 等[32]的试验结果显示,DO 质量浓度在 0~0.5 mg/L 时,随着 DO 的升高 COD_{Cr} 的捕获量显著增加;DO 质量浓度在 0.5~2 mg/L 时,随着 DO 的升高 COD_{Cr} 的捕获量缓慢上升,且 DO 越高混合液的胞外聚合物(EPS)含量越高。大量研究[2,33]表明,碳捕获率与 EPS 的产量呈现正相关。并且在较低的 DO 条件下,污泥中微生物种类较少[34],多种丝状细菌适合在低 DO 条件下生长,导致污泥难以沉降[33]。因此,依靠 DO 浓度来控制 COD_{Cr} 氧化损失是不明智的。研究表明,SRT 与 COD_{Cr} 矿化量有关,Jimenez 等[32]的试验结果还显示,运行 SRT 越短,系统中 COD_{Cr} 矿化损失量越少,这与 Meerburg 等[35]的试验结果一致。

在高负荷率和短 SRT 下产生的污泥具有较差的沉降特性,一些作者[36]指出 HRAS 系统较差的沉降特性是主要的运行缺陷之一,Cagnetta 等[37]将 HRAS 与溶气气浮(DAF)结合使用,成功地改善了 HRAS 系统的固液分离能力。

高负荷-再生法/高负荷接触-稳定工艺(HRCS/HiCS)结合了“吸附-再生”工艺(CS)和 HRAS 的优势。HRCS 的装置形式是 HRAS 的基础上再设置一个池子,用于在与进水接触之前对回流污泥进行曝气,使污泥处于“盛宴-饥饿”状态,回流污泥在与废水(盛宴)接触之前,在一个稳定阶段(饥饿)曝气,被间歇喂食的污泥提高了活性污泥吸附容量、COD_{Cr} 去除率和絮凝能力[2,28,38-39]。据报道,实验室规模的 HRCS 可以捕获 55%~(70%~80%)的 COD_{Cr}[38]。Dolejš 等[39]在中试规模采用 HRCS 工艺对原污水进行生物絮凝,在不使用化学药剂沉淀的情况下,高达 76%的 COD_{Cr} 被捕获到污泥中,46%的 COD_{Cr} 用于随后的厌氧消化,能量回收潜力达到每克进水 COD_{Cr} 生成 0.33~0.37 g CH_4。

表 2 传统活性污泥法与 HRAS 运行参数的比较[2]

Tab. 2 Comparison of Operation Parameters of Traditional Activated Sludge Process and HRAS[2]

工艺类型	SRT/d	污泥负荷率/[g BOD_5·(g VSS)$^{-1}$·d^{-1}]	DO/(mg·L^{-1})	HRT/h
传统活性污泥法	3~15	0.2~0.6	2	4~12
HRAS	0.2~2	2~10	0.5~1	0.5~1

②厌氧工艺

经过厌氧处理的出水通常可获得低于 2.5 的 COD_{Cr}/TN,COD_{Cr} 去除率为 60%~92%,可以为后续的 B 段处理提供一个理想的环境[27]。厌氧工艺不需曝气,污泥的生长率仅为活性污泥工艺的 10%~20%[40],并且不同于 HRAS 的是可以将进水中被捕获的 COD_{Cr} 直接产生沼气。

厌氧工艺的反应器形式有上流式厌氧污泥床(UASB)、膨胀颗粒污泥床(EGSB)、厌氧流化床生物反应器(AFBR)等[27]。实验室规模的 UASB 总 COD_{Cr} 去除率为 65%~90%,用于主流城市污水处理;大规模的单级 UASB 系统可以去除城市污水中 45%~75%的总 COD_{Cr};实验室规模的 AFBR 总 COD_{Cr} 去除率为 88%[28]。

Gu 等[20]研究开发了一种新型的一体化 A-2B 工艺,以 AFBR 为 A 级,序批式反应器(SBR)为 B1

级,厌氧氨氧化移动床生物膜反应器(MBBR)为 B2 级。A 级的出水一部分进入 B1 级,另一部分与 B1 级的出水混合进入 B2 级,实现了稳定、可持续的厌氧氨氧化,脱氮率为 74%。详细的质量平衡清楚地显示,A 段 COD_{Cr} 捕获率为 92%,进水中 58%的 COD_{Cr} 直接转化为 CH_4,减少了至少 75%的剩余污泥。

溶解 CH_4 是厌氧工艺不可忽视的问题,据报道,20%~50%的 CH_4 被溶解在处理过的污水中,溶解的 CH_4 将导致城市废水处理厌氧过程的能量效率降低,并增加其释放到环境中的风险[41]。为此,一些技术如下流式悬挂海绵反应器、脱气膜、闪蒸室等,已经开发用于溶解 CH_4 的回收或去除[27]。

(2)化学捕集

化学捕集常称为化学强化一级处理(CEPT/CEPS)。CEPT 的原理是投加絮凝剂中和污水中胶体表面的负电荷使胶体脱稳,促进形成更大的絮凝体、增加沉降速率。CEPT 可看作是初沉工艺的强化形式。一项对美国 100 家污水处理厂的调查结果[28]表明,CEPT 可去除 80%~90%的总悬浮固体(TSS)、50%~80%的 BOD_5 和 45%~80%的 COD_{Cr},增加了近 45%的污泥产量。

CEPT 的 COD_{Cr} 捕集效果取决于化学絮凝剂的种类、投加量及进水水质。无机絮凝剂如明矾和氯化铁($FeCl_3$)是 CEPT 工艺中最常用的絮凝剂[30]。Dong 等[42]评估了 7 种不同类型的聚合物与 $FeCl_3$ 结合,确定了一个最佳组合:15 mg/L $FeCl_3$ 和 0.5 mg/L 聚合氯化铝(PAC),对总 COD_{Cr}、可溶性 COD_{Cr}、TSS 和总磷(TP)的去除率分别为 76%、58%、89%和 84%。

可溶性 COD_{Cr} 难以通过 CEPT 去除,即几乎所有可溶性 COD_{Cr}(至少占城市污水总 COD_{Cr} 的 30%)都可能进入 B 段,并且据报道添加化学混凝剂会对废污泥后续厌氧消化效率产生不利影响[35]。

(3)物理捕集

物理捕集主要有膜分离、DAF、动态滤池技术。

膜分离是以具有选择性透过功能的薄膜为分离介质,以压力差、浓度差、电势差等为推动力,使原料中的一种或多种组分选择性优先透过膜,从而达到对混合物分离和产物提取、浓缩、捕集等目的[43]。根据膜孔径大小的不同可以分为微滤(MF)、超滤(UF)、纳滤(NF)和反渗透(RO),膜污染和膜能耗这两个突出问题阻碍了膜分离的大规模工程应用[30,38]。

DAF 原理是由气体(通常是空气)使液体过饱和而产生直径为 10~100 μm 的空气微气泡,微气泡与污水中的颗粒物黏附,在密度差的作用下气泡携带颗粒物上浮到水面,它在去除颗粒方面非常有效。据报道,两级 DAF 和双介质过滤的组合可使悬浮固体(SS)和 COD_{Cr} 去除率分别达到 99%和 75%~85%[44]。

动态滤池工作原理是砂床作为絮凝反应器和过滤器同时工作,由于不需要任何浓缩、沉淀、浮选步骤,可使处理厂空间要求减少 70%~80%。根据水力加载率、过滤器设计和介质特性的不同,SS 的去除效率可能为 50%~90%[45]。

2.1.1.2　低碳新技术

经 A 段高效碳捕获后,传统污水处理工艺因碳源不足而无法实现后续充分异养反硝化过程,而厌氧氨氧化恰好不需要有机碳源。厌氧氨氧化是微生物直接以 HCO_3^- 或 CO_2 作为碳源,将 NH_4^+ 和 NO_2^- 转变成 N_2 的过程,它被认为是传统污水处理工艺规则的改变者[27](图 2)。

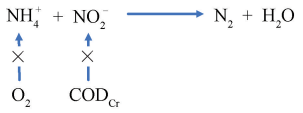

图 2　厌氧氨氧化原理示意图

Fig. 2　Schematic Diagram of Principle of Anammox

20 世纪 80 年代末期厌氧氨氧化现象在荷兰被发现,荷兰代尔夫特理工大学进行了厌氧氨氧化菌的富集与证实,这成为了污水处理领域的里程碑事件,很快世界范围内开始了相关研究[46]。其优势有:不需投加碳源;节省 60%的需氧量[15,47];剩余污泥的产量减少 80%[47],节省污泥处置费用;温室气体产量少[12]。

实现厌氧氨氧化反应,NO_2^- 的产生是先决条件。目前有两种 NO_2^- 的产生途径,一是短程硝化(PN),二是短程反硝化(PDN),PN 与 PDN 对比如表 3 所示。Zhang 等[48]认为 PN/AMX 在曝气相关能耗、污泥产率和 COD_{Cr} 利用率方面均优于短程反硝化厌氧氨氧化(PDN/AMX),表明 PN/AMX 可能比 PDN/AMX 更具经济可行性。李健伟等[49]则认为 PDN/AMX 是一项具有较强可行性的新型污水处理工艺技术,有助于城市污水处理中 AAO 工艺的脱氮。

表 3 PN 与 PDN 对比
Tab. 3 Comparison between PN and PDN

工艺	原理	特点	COD_{Cr}/TN
PN	氨氧化菌将 NH_4^+ 氧化为 NO_2^-	完全自养的脱氮过程,不需要有机物	0.5 以下[50]
PDN	反硝化菌将 NO_3^- 还原为 NO_2^-	硝酸盐向亚硝酸盐转换的异养反硝化需要 COD_{Cr}	2.0~3.0[51]

目前基于厌氧氨氧化原理的污水生物脱氮工艺主要有 3 种:一段式 PN/AMX 工艺、两段式 PN/AMX 工艺、PDN/AMX 工艺。截至 2014 年,在欧洲、亚洲和北美,已有 200 多家基于厌氧氨氧化原理的污水处理厂成功运营[52],但都是应用在处理高氨氮废水,如污泥厌氧消化液(即侧流处理)和垃圾渗滤液方面[53]。基于厌氧氨氧化原理的主流城市污水处理厂应用较少,目前较为成功的应用是新加坡樟宜回用水厂、奥地利的 Strass 污水处理厂以及中国西安第四污水处理厂(表 4)。限制厌氧氨氧化工艺在主流城市污水处理厂应用的技术瓶颈:抑制厌氧氨氧化菌的竞争性微生物亚硝酸盐氧化菌(NOB)的生长[15];厌氧氨氧化菌大量富集为工程所用;获得高标准的脱氮效果[49]。

表 4 基于厌氧氨氧化原理的主流城市污水处理厂工艺应用
Tab. 4 Application of Process Based on Anammox in Main Urban WWTP

污水处理厂	工艺	自养脱氮过程的贡献率	出水 TN/(mg·L^{-1})	参考文献
奥地利 Strass 污水处理厂	DEMON	不稳定	≤13.2	[3, 54]
新加坡樟宜回用水厂	CANON	62%	<5	[3]
中国西安第四污水处理厂	PDN/AMX	15.90%	<10	[55]

厌氧氨氧化技术符合现在污水处理行业低碳节能的发展目标,拥有广阔的应用前景,但限制其在主流城市污水应用的技术瓶颈在短时间内难以突破。与其追求实现城市污水完全的自养脱氮,还有两条不错的选择:一是主流部分厌氧氨氧化,即异养耦合自养脱氮过程,不仅有可能实现污水生物脱氮系统的高效处理和出水达标,同时还可能显著降低工程建设的造价、处理能耗和运行维护费用等[49];二是厌氧氨氧化技术与传统生物脱氮技术进行组合,即将厌氧氨氧化反应池与传统脱氮除磷反应池串联或并联,使二者的优势互补,工艺流程相对简单,不但适用于新建工程,也适合于提标改造工程,具有较强的可操作性[56]。

2.1.2 设备

污水处理中最耗能的设备是曝气系统和泵送装置[57]。曝气系统能耗占污水处理过程总能耗的 49%~60%,泵送装置占 8%[15]。因此,设备节能方面主要集中在优化曝气和改善泵送。

例如,用超细气泡扩散器替代传统扩散器可实现 10%~20%的曝气相关节能[27];美国的 Gresham 污水处理厂通过安装两台高效涡轮鼓风机和超细气泡空气扩散器,节约了 6.5% 以上的电能[58]。Gruneck 污水处理厂从高压涡轮桨轮鼓风机系统升级为 Aerzen 转叶鼓风机系统,节约了 8% 的能源[59]。

除了提高设备本身的性能,设备运行的供需平衡也很关键。许多污水处理厂存在“小马拉大车”或“大马拉小车”的现象。

当今主流的曝气过程控制方式是 DO 作为后馈参数控制曝气,实践证明这种控制模式存在诸多缺欠。欧美等发达国家近些年开始采用基于营养盐信号的后馈或前馈/后馈闭环控制,在改善出水水质的同时,可以降低 15%~30%的运行能耗,并提高处理过程稳定性[60]。

采用变频调速技术是泵送系统最节能的流量控制方法,从小型污水处理厂(70 000 kW·h/a)到大型污水处理厂(2 800 000 kW·h/a)均能有效节能。但是如果没有正确选择和应用变频器反而会浪费能量,低于满负荷的 75%运行时,变频器的效率可能非常低[61]。

2.2 开发能源

只降低废水处理过程中的能耗无法实现污水处理厂的碳中和运行,必须还要主动利用污水中的能源。

2.2.1 污水中的有机能源(COD_{Cr})

城市污水处理厂的进水中含有大量的 COD_{Cr},为了使出水达到排放标准,需要去除污水中的

COD_{Cr}。传统的污水处理工艺将进水中 COD_{Cr} 大部分好氧转化为 CO_2,COD_{Cr} 实际上含有大量化学能,与其将 COD_{Cr} 用“以能消能”方式去除,不如转化为能源物质(如 CH_4)加以利用。CH_4 是一种燃烧热较高的清洁能源,其热值为 8.4×10^4 kJ/kg,在燃烧时可以同时提供电能和热能[16]。

去除每克 COD_{Cr} 大约需要 1.5 kW·h 电能[57],同时产生 0.3~0.5 g 的污泥[28],反之将 1 g COD_{Cr} 转化为 CH_4 的理论化学能为 13.9 kJ[16]。这表明如果如前所述 A 段尽可能地捕获 COD_{Cr},而不是如传统活性污泥法将其去除,并将剩余污泥厌氧消化产 CH_4,其好处是:回收能源;减少与曝气有关的能源消耗;减少剩余污泥的产生[15]。

郝晓地等[16]以北京某市政污水处理厂为例计算其化学能转化,案例污水处理厂的进水 COD_{Cr} 质量浓度为 400 mg/L,将初沉与剩余污泥进行厌氧消化产 CH_4 并实施热电联产,产能为 11 805 kW·h,厌氧消化池的实际能耗为 66 945 kW·h,能量产出远高于厌氧消化池的能量投入。

厌氧消化回收 COD_{Cr} 在欧美已广泛应用,奥地利 Strass 污水处理厂通过利用剩余污泥厌氧产 CH_4,运行能量平衡率能够达到 108%,即该污水处理厂仅通过回收剩余污泥中的有机能源一项便能满足其全部能源消耗[62]。尽管污泥厌氧消化能量回收产 CH_4 的核心技术已发展成熟,但它只安装在大中型污水处理厂经济上是可行的[38],我国目前仅有不到 5%数量的城市污水处理厂采用污泥厌氧消化系统[63]。

许多现有的厌氧消化池负荷不足,且单一基质的厌氧消化存在一些与基质特性有关的缺陷[59]。将有机废物(如厨余垃圾、油脂)与污泥混合进行厌氧共消化,有助于调整厌氧消化基质,增加有机负荷、沼气产量和能量回收,更有效地利用沼气池容积和减少生物固体产量,减少投资[58,64]。Gruneck 污水处理厂通过添加食物垃圾共同消化使能源自给率增加 16%[65],Strass 污水处理厂通过厨余垃圾与污泥的共消化提升 CH_4 产气量,到 2014 年能量补偿率达到 200%,不仅可以满足污水处理厂自身的运行,还能对外输出电能获得经济效益[3]。

但是厌氧消化过程的整体能源效率较低,只有 30%~50%的总 COD_{Cr} 能被降解成沼气[20],这意味着若没有足够的外源有机废物进行共消化,仅利用污水中的 COD_{Cr} 较难实现污水处理厂的碳中和运行。并且污泥厌氧消化后仍有大量的残渣要处理,厌氧处理不当(如 CH_4 泄露)可能会影响邻近环境。实现高效稳定的 CH_4 产出,还有很多技术上的瓶颈需要突破。

2.2.2　污水中的物理热能

污水中化学能的开发一直备受关注,厌氧消化产 CH_4 已是老生常谈。但是我国市政污水处理厂有机物浓度普遍偏低,一般仅为欧洲国家的 1/2[62],事实上污水中余温热能较化学能实际可利用量更大。

污水中的物理热能是一种重要的可再生能源,污水余温约占城市总废热排放量的 40%[66]。污水排放出口温度(平均温度为 27 ℃)比自来水温度高出 2~17 ℃[67],且污水四季水温波动不大、流量大而稳定。当 COD_{Cr} 质量浓度为 400 mg/L 时,热能与化学能的比值约为 3[16]。以我国为例,污水处理厂至少 50%的能耗可以从热能中回收,完全有可能抵消化学能利用的不足造成的碳中和目标无法实现[64]。

郝晓地等[16]以北京某市政污水处理厂为例,计算将水源热泵系统从污水中获取的热能与污泥厌氧消化产 CH_4 后热电联产转化的化学能,有机物化学能可满足碳中和运行能量需求的 53.2%,碳中和赤字能量(46.8%)利用不足 15%的出水量中热能即可获得满足。

在 20 世纪七八十年代,欧洲国家及日本就已开始利用污水中的热能[68],世界范围内现有至少 500 个污水源热泵应用实例。

污水余温热能利用有原位利用和集中利用两种方式。

(1)原位利用

原位利用可分为管道原位利用、居家原位利用。

居家原位利用是指在用户端安装家庭热交换器,污水经过热交换器所获得的热量直接供家庭使用。管道原位利用是指在市政管道中安装热交换器,获得的热量供周围建筑物使用。目前国内外污水余温热能利用以原位利用为主[66]。

瑞士研究人员报告[67]称,超过 15%的建筑热能通过下水道系统流失。在法国,建筑物出口的废水温度为 27~35 ℃,在进入污水处理厂之前,温度垂

直下降到 13 ℃[69]。原位利用可以降低这部分的热损失。但是原位利用使得污水处理厂进水温度下降,低温不利于脱氮过程,可能会影响污水处理厂的正常运行。不同国家制定了各自的污水进水最低温度标准,以确保污水处理厂的高效运行,例如瑞士规定污水处理厂进水水温不得低于 10 ℃[70]。

在巴黎南特尔的一个低碳区建设过程中,将热交换器集成到下水道网络中,建设了一个 800 m 长的集中供热网络。Guo 等[69]评估发现热泵系统温室气体减排约 75%,CO_2 排放量比燃气供暖少 4 倍。Wong 等[71]分析了香港高层住宅淋浴水热回收情况,将单通逆流热交换器水平安装在淋浴排水下方,用于预热冷水,结果表明可回收 4%~15%的淋浴热水热量。

需要注意的是若污水含污染物较多,污垢会在热交换器表面堆积,它增加了热交换器的热阻,一般称为污垢阻力。由于污垢阻力,热交换器的传热性能下降,节能较少,并增加了设备的维护成本[72]。挪威从 1980 年开始便专注于建设管道原位利用的污水热能热泵系统,并开发了淋水式热交换器,用以解决热交换器堵塞问题[73]。因此,原位利用需要足够的清洁技术,以保持热交换器有效传热[67]。

(2)集中利用

集中利用是指从污水处理厂出水中提取热能供污水处理厂内部、周边住宅或企业利用。

污水处理厂进水温度较高,但是进水含有大量污染物会影响热交换器的性能。出水中的污染物含量很低,研究发现出水比进水有更大的潜热值,且从出水中提取热能不会对污水处理过程造成任何影响,所以选择出水进行热能的利用[72]。

因远距离传输热损失较大,集中利用受限于短距离利用(3~5 km)[74],这使废水中只有一小部分可用热量被利用。Chae 等[57]在韩国的 Kiheung Respia 污水处理厂利用回收的热量提供了污水处理厂区域内建筑物所需的供热需求,但是供热需求仅使用了出水中可用热量的 2.2%。由此可见污水中的许多可用热量仍未被利用,污水处理厂热能利用的稳定出路是如今需要关注的问题。

利用污水处理厂出水进行热能交换早已不是技术难题,荷兰等欧洲国家早在 20 世纪七八十年代便建成超过 50 个污水处理厂余温热能利用工程[75]。

被热泵交换出的热能温度一般在 50~80 ℃,属于低品位能源,不能用于发电,只能被就近直接利用,这只能很有限地利用污水中的余温热能。原位利用解决了远程输送导致热损失的问题,但是存在热交换器堵塞、损坏等问题,并且在冬季很可能导致污水处理厂进水温度低而影响后续生物处理的正常运行。

基于此,未来污水余温热能的利用方向应是在出水集中利用的基础上,应用利用污水余温热能干化污泥的技术,干化后的污泥可用于焚烧发电。这实现了低品位热能向高品位热能的“华丽转变”[73],使集中利用不再受距离限制,污水中余温热能有了大而稳定的出路。此外,污水处理厂多建在郊区,可以在其附近发展种植业,为农业大棚供热。

3 结论与展望

污水中含有丰富的淡水、能源和营养物,而不是“废物”,污水处理厂不应再被认为是污染去除系统,而应是资源和能源回收工厂[38]。实现污水处理厂碳中和运行的方案有如下几点。

(1)应用新型 AB 工艺。即 A 段负责高效碳捕获,目的是使污水中的有机物在生物氧化之前被捕获,后续用于能量回收,经 A 段处理后的污水呈现低碳氮比的特性,所以在 B 段实施低碳源需求新技术(厌氧氨氧化技术),进一步去除污水中的污染物。

(2)污水处理中最耗能的设备是曝气系统和泵送装置。曝气系统能耗占污水处理过程总能耗的 49%~60%,泵送装置占 8%,可以通过提高设备性能和设备运行的供需平衡来减少能耗。

(3)城市污水处理厂的进水中含有大量的 COD_{Cr},为了使出水达到排放标准,需要去除污水中的 COD_{Cr}。传统的污水处理工艺将进水中 COD_{Cr} 大部分好氧转化为 CO_2,COD_{Cr} 实际上含有大量化学能,与其将 COD_{Cr} 用“以能消能”方式去除,不如转化为能源物质(如 CH_4)加以利用。

(4)污水中的物理热能是一种重要的可再生能源。污水余温约占城市总废热排放量的 40%,污水排放出口温度(平均温度为 27 ℃)比自来水温度高出 2~17 ℃,且污水四季水温波动不大、流量大而稳定。

研究者们应当跳出传统污水处理技术的象牙塔,攻坚克难,实现我国“2030 年前达到峰值,2060

年前实现碳中和”的承诺。经济发展固然重要,但若没有了赖以生存的家园何谈发展,在减少碳排放这件事上拖延只会让人类最后自食恶果,亡羊补牢、犹未晚也。

参考文献

[1] LU L, GUEST J S, PETERS C A, et al. Wastewater treatment for carbon capture and utilization[J]. Nature Sustainability, 2018, 1(12): 750-758.

[2] 郭超然, 黄勇, 朱文娟, 等. 城市污水有机物回收——捕获技术研究进展[J]. 化工进展, 2021, 40(3): 1619-1633.
GUO C R, HUANG Y, ZHU W J, et al. Organics recovery from municipal wastewater: Research advances in capture technologies[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2021, 40(3): 1619-1633.

[3] 郝晓地, 程慧芹, 胡沅胜. 碳中和运行的国际先驱奥地利 Strass 污水厂案例剖析[J]. 中国给水排水, 2014, 30(22): 1-5.
HAO X D, CHENG H Q, HU Y S. International pioneer of carbon-neutral operation of wastewater treatment: A case study at Strass in Austria[J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(22): 1-5.

[4] 谢淘, 汪诚文. 污水处理厂温室气体排放评估[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2012,52(4): 473-477.
XIE T, WANG C W. Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants[J]. Journal of Tsinghua University(Science and Technology), 2012,52(4): 473-477.

[5] 赵丛. 污水处理过程中温室气体甲烷和氧化亚氮的释放量研究[J]. 低碳世界, 2019,9(1): 5-6.
ZHAO C. Study on the release of greenhouse gases methane and nitrous oxide during wastewater treatment[J]. Low Carbon World, 2019, 9(1): 5-6.

[6] 郝晓地, 王向阳, 曹达啟, 等. 污水有机物中化石碳排放 CO_2 辨析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(2): 13-17.
HAO X D, WANG X Y, CAO D Q, et al. Analysis of CO_2 emission from fossil carbon in organics from wastewater[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(2): 13-17.

[7] 张秀梅. 考虑碳排放的中小城镇污水处理系统规划研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2014.
ZHANG X M. Study on the planning of sewage treatment system with considering carbon emissions inmedium and small towns[D]. Chengdu: Southwest Jiaotong University, 2014.

[8] 鲍志远. 典型城市污水处理工艺温室气体排放特征及减排策略研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2019.
BAO Z Y. Study on characteristics and mitigation strategies of greenhouse gases emissionsfrom typical domestic wastewater treatment processes[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2019.

[9] 王向阳. 污水处理碳足迹核算及环境综合影响评价研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2019.
WANG X Y. Study on calculating carbon footprint and assessing the total environmentalimpact of wastewater treatment[D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2019.

[10] 陈诗龙. UCT 工艺污水处理厂二氧化碳排放特性[D]. 镇江: 江苏大学, 2019.
CHEN S L. CO_2 emission characteristics of UCT process wastewater treatment plant[D]. Zhenjiang: Jiangsu University, 2019.

[11] 解清杰, 韩鹏飞, 陈诗龙, 等. CAST 工艺污水处理厂 CO_2 排放特性分析[J]. 环境科技, 2019,32(3): 39-44.
XIE Q J, HAN P F, CHEN S L, et al. The characteristics of CO_2 emissions in sewage treatment plant with CAST process[J]. Environmental Science and Technology, 2019,32(3): 39-44.

[12] SHAHABADI M B, YERUSHALMI L, HAGHIGHAT F. Estimation of greenhouse gas generation in wastewater treatment plants-Model development and application[J]. Chemosphere, 2010, 78(9): 1085-1092.

[13] 付加锋, 冯相昭, 高庆先, 等. 城镇污水处理厂污染物去除协同控制温室气体核算方法与案例研究[J]. 环境科学研究, 2021(9): 2086-2093.
FU J F, FENG X S, GAO Q X, et al. Collaborative control method and case study of greenhouse gases in urban sewage treatment plants[J]. Research of Environmental Sciences, 2021(9): 2086-2093.

[14] 张星, 陈敏东, 高庆先, 等. 生活污水处理厂甲烷的释放通量及其影响因素[J]. 江西农业大学学报, 2018,40(3): 657-662.
ZHANG X, CHEN M D, GAO Q X, et al. Methane release flux from domestic sewage treatment plants and its influencing factors[J]. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2018,40(3): 657-662.

[15] SARPONG G, GUDE V G. Near future energy self-sufficient wastewater treatment schemes[J]. International Journal of Environmental Research, 2020, 14(4): 479-488.

[16] 郝晓地, 方晓敏, 李季, 等. 污水碳中和运行潜能分析[J]. 中国给水排水, 2018,34(10): 11-16.
HAO X D, FANG X M, LI J, et al. Analysis of potential in carbon-neutral operation of WWTPs[J]. China Water & Wastewater, 2018,34(10): 11-16.

[17] 刘智斌. 厌氧除碳—自养脱氮组合工艺处理城市污水的中试研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2020.
LIU Z B. Pilot study on treatment of municipal wasterwater byanaerobic carbon removal-autotrophic nitrogen removalcombined process[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2020.

[18] 李田. ABR 除碳、亚硝化与厌氧氨氧化耦合工艺脱氮除碳特

性[D]. 苏州:苏州科技大学, 2019.
LI T. Carbon and nitrogen removal characteristics of ABR decarbonization-nitrosation coupled with anammox[D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2019.

[19] 史勤, 常青龙, 谢弘超, 等. 吸附-全程自养脱氮(A-CANON)工艺处理实际市政污水[J]. 中国环境科学, 2019, 39(2): 598-603.
SHI Q, CHANG Q L, XIE H C, et al. The performance of the adsorption(A)-CANON process treatment municipal wastewater [J]. China Environmental Science, 2019, 39(2): 598-603.

[20] GU J, YANG Q, LIU Y. 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.

[21] 曹怀礼. 强化一级处理—部分亚硝化/厌氧氨氧化工艺处理城市污水的研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2017.
CAO H L. Study on treatment of municipal wastewater by strengthen primary treatment-partial nitrification/anaerobic ammonium oxidation process [D]. Heifei: Anhui Jianzhu University, 2017.

[22] 吴鹏, 张诗颖, 宋吟玲, 等. ABR 工艺 ANAMMOX 耦合短程硝化协同脱氮处理城市污水[J]. 环境科学, 2016,37(8): 3108-3113.
WU P, ZHANG S Y, SONG Y L, et al. Nitrogen removal of municipal wastewater by ANAMMOX coupled shortcut nitrification in anaerobic baffled reactor [J]. Environmental Science, 2016,37(8): 3108-3113.

[23] LAURENI M, FALÅS P, ROBIN O, et al. Mainstream partial nitritation and anammox: Long-term process stability and effluent quality at low temperatures[J]. Water Research, 2016, 101: 628-639. DOI: 10.1016/j.watres.2016.05.005.

[24] LOTTI T, KLEEREBEZEM R, HU Z, et al. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater[J]. Environment Technology, 2015, 36(9): 1167-1177. DOI:10.1080/09593330.2014.982722.

[25] LACKNER S, WELKER S, GILBERT E M, et al. Influence of seasonal temperature fluctuations on two different partial nitritation-anammox reactors treating mainstream municipal wastewater[J]. Water Science and Technology, 2015, 72(8): 1358-1363.

[26] MILLER M W, REGMI P, MURTHY S, et al. Combining high-rate activated sludge and shortcut nitrogen removal for efficient carbon and energy utilization [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2015(2): 1-11.

[27] GU J, ZHANG M, LIU Y. A review on mainstream deammonification of municipal wastewater: Novel dual step process [J]. Bioresource Technology, 2020, 299: 122674. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122674.

[28] WAN J F, GU J, ZHAO Q, et al. COD capture: A feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment[J]. Scientific Reports, 2016,6: 25054. DOI: 10.1038/srep25054.

[29] 孟凡静. 典型城镇污水处理厂碳源回收与利用优化研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2018.
MENG F J. Study on optimization of carbonsource recovery and utilization in typical urban wasterwater treatment plants [D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2018.

[30] 万立国. 高负荷生物絮凝膜反应器(HLB-MR)捕集城市污水碳源的效能与机制[D]. 长春: 吉林大学, 2020.
WAN L G. Efficiency and mechanism of high load bioflocculation membranereactor (HLB-MR) for carbon capture from sewage [D]. Changchun: Jilin University, 2020.

[31] 刘智晓. 未来污水处理能源自给新途径——碳源捕获及碳源改向[J]. 中国给水排水, 2017, 33(8): 43-52.
LIU Z X. Carbon capture and carbon redirection: New way to optimize the energy self-sufficient of wastewater treatment [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(8): 43-52.

[32] JIMENEZ J, MILLER M, BOTT C, et al. High-rate activated sludge system for carbon management-Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters[J]. Water Research, 2015, 87: 476-482. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.032.

[33] 江海鑫, 贺艺, 陈洪斌, 等. 高负荷活性污泥法用于生活污水碳源回收的研究述评[J]. 石油规划设计, 2020,31(2): 29-35.
JIANG H X, HE Y, CHEN H B, et al. Research review of carbon recovery from domestic sewage through high-loaded activated sludge process[J]. Petroleum Planning & Engineering, 2020,31(2): 29-35.

[34] 代文臣. 提高碳捕集率和强化产能的城市污水资源化工艺研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2019.
DAI W C. Research on process of municipal wastewater resourcelizationwith enhancing carbon capture efficiency and energy production[D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2019.

[35] MEERBURG F A, BOON N, WINCKEL V T, et al. Live fast, die young: Optimizing retention times in high-rate contact stabilization for maximal recovery of organics from wastewater [J]. Environment Science Technology, 2016, 50(17): 9781-9790.

[36] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge [J]. Water Research, 2007,41(5): 1022-1030.

[37] CAGNETTA C, SAERENS B, MEERBURG F A, et al. High-rate activated sludge systems combined with dissolved air flotation enable effective organics removal and recovery[J]. Bioresource Technology, 2019, 291: 121833. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121833.

[38] SANCHO I, LOPEZ-PALAU S, ARESPACOCHAGA N, et al. New concepts on carbon redirection in wastewater treatment plants: A review[J]. Science of the Total Environment, 2019, 647: 1373-1384. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.070.

[39] DOLEJŠ P, VARGA Z, LUZA B, et al. Maximizing energy recovery from wastewater via bioflocculation-enhanced primary treatment: A pilot scale study[J]. Environmental technology, 2019, 42(14): 2229-2239. DOI: 10.1080/09593330.2019.1697377.

[40] LIU Y J, GU J, LIU Y. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward[J]. Bioresource Technology, 2018, 269: 513-519. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.08.104.

[41] LIU Z H, YIN H, DANG Z, et al. Dissolved methane: A hurdle for anaerobic treatment of municipal wastewater[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(2): 889-890.

[42] DONG T, SHEWA W, MURRAY K, et al. Optimizing chemically enhanced primary treatment processes for simultaneous carbon redirection and phosphorus removal[J]. Water, 2019, 11(3): 547. DOI:10.3390/w11030547.

[43] 黄霞, 张晓健. 水与废水物化处理的原理与工艺[M]. 北京: 清华大学出版社, 2011.
HUANG X, ZHANG X J. Principle and process of physical and chemical treatment of water and wastewater[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2011.

[44] HAARHOFF J. Dissolved air flotation: Progress and prospects for drinking water treatment[J]. Journal of Water Supply: Research and Technology, 2008, 57(8): 555-567.

[45] MAGRAM S F, AZEEM M M A. Evaluation of the performance of dynamic sand filtration under real working conditions[J]. Research Journal of Environmental Sciences, 2008, 2(1): 52-57.

[46] MA W J, LI G F, HUANG B C, et al. Advances and challenges of mainstream nitrogen removal from municipal wastewater with anammox-based processes[J]. Water Environment Research, 2020, 92(11): 1899-1909.

[47] IZADI P, IZADI P, ELDYASTI A. Towards mainstream deammonification: Comprehensive review on potential mainstream applications and developed sidestream technologies[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 279: 111615. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111615.

[48] ZHANG M, WANG S Y, JI B, et al. Towards mainstream deammonification of municipal wastewater: Partial nitrification-anammox versus partial denitrification-anammox[J]. Science of the Total Environment, 2019, 692: 393-401. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.293.

[49] 李健伟, 彭永臻, 张亮. 主流城市污水部分厌氧氨氧化技术的研究与工程化应用[J]. 给水排水, 2020, 56(s2): 5-9.
LI J W, PENG Y Z, ZHANG L. Research and engineering application for mainstream municipal wastewater treatment with partial anammox[J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 56(s2): 5-9.

[50] DAIGGER G T. Oxygen and carbon requirements for biological nitrogen removal processes accomplishing nitrification, nitritation, and anammox[J]. Water Environment Research, 2014, 86(3): 204-209.

[51] SI Z, PENG Y, YANG A, et al. Rapid nitrite production via partial denitrification: Pilot-scale operation and microbial community analysis[J]. Environmental Science-Water Research & Technology, 2018(1): 80-86. DOI: 10.1039/C7EW00252A.

[52] CAO Y, VAN L M C M, DAIGGER G T. Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2017,101(4): 1365-1383.

[53] WANG Y, XIE H, WANG D, et al. Insight into the response of anammox granule rheological intensity and size evolution to decreasing temperature and influent substrate concentration[J]. Water Research, 2019, 162: 258-268. DOI: 10.1016/j.watres.2019.06.060.

[54] 夏琼琼, 张文安, 王雅雄, 等. 污水处理厌氧氨氧化工艺研究与应用进展[J]. 水处理技术, 2019,45(5): 1-5.
XIA Q Q, ZHANG W A, WANG Y X, et al. Research and application progress in anammox process for wastewater treatment[J]. Technology of Water Treatment, 2019,45(5): 1-5.

[55] LI J W, PENG Y Z, ZHANG L, et al. Quantify the contribution of anammox for enhanced nitrogen removal through metagenomic analysis and mass balance in an anoxic moving bed biofilm reactor[J]. Water Research, 2019, 160: 178-187. DOI: 10.1016/j.watres.2019.05.070.

[56] 夏琼琼, 郑兴灿, 王雅雄, 等. 主流工艺厌氧氨氧化系统模式与工艺路线研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(11): 11-15.
XIA Q Q, ZHENG X C, WANG Y X, et al. Study on the mode and process route of mainstream deammonification system[J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(11): 11-15.

[57] CHAE K, KANG J. Estimating the energy independence of a municipal wastewater treatment plant incorporating green energy resources[J]. Energy Conversion and Management, 2013, 75: 664-672. DOI: 10.1016/j.enconman.2013.08.028.

[58] SHEN Y W, LINVILLE J L, URGUN-DEMIRTAS M, et al. An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2015, 50: 346-362. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.129.

(下转第 188 页)

[6] BEAUCHEMIN D. Inductively coupled plasma mass spectrometry [J]. Analytical Chemistry, 2021, 82(12): 4455-4486.

[7] 谷善勇, 骆骄阳, 刘好, 等. 铬元素及其形态分析研究进展[J]. 中国中药杂志, 2018, 43(23): 4622-4631.
GU S Y, LUO J Y, LIU H, et al. Research progress of chromium and its speciation analysis [J]. China Journal of Chinese Materia Medica, 2018, 43(23): 4622-4631.

[8] 赵静, 王环, 杲秀珍, 等. 电感耦合等离子体发射光谱法测定饲料中 8 种元素含量的不确定度分析[J]. 饲料研究. 2021, 44(1): 83-87.
ZHAO J, WANG H, GAO X Z, et al. The uncertainty analysis of measurement of 8 elements in feed by inductively coupled plasma emission spectrometry [J]. Feed Research, 2021, 44(1): 83-87.

(上接第 38 页)

[59] MACINTOSH C, ASTALS S, SEMBERA C, et al. Successful strategies for increasing energy self-sufficiency at Grüneck wastewater treatment plant in Germany by food waste co-digestion and improved aeration[J]. Applied Energy, 2019, 242: 797-808. DOI: 10.1016/j.apenergy.2019.03.126.

[60] 刘智晓. 基于在线营养盐控制的污水处理曝气优化及应用[J]. 中国给水排水, 2017,33(12): 24-29.
LIU Z X. Application and aeration optimization in wastewater treatment process on the basis of on-line nutrient control [J]. China Water & Wastewater, 2017,33(12): 24-29.

[61] MAKTABIFARD M, ZABOROWSKA E, MAKINIA J. Achieving energy neutrality in wastewater treatment plants through energy savings and enhancing renewable energy production[J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2018, 17: 655-689. DOI: 10.1007/s11157-018-9478-x.

[62] 郝晓地, 黄鑫, 刘高杰, 等. 污水处理"碳中和"运行能耗赤字来源及潜能测算[J]. 中国给水排水, 2014,30(20): 1-6.
HAO X D, HUANG X, LIU G J, et al. Energy deficits and their potential replenishments of wastewater treatment operation towards carbon neutral[J]. China Water & Wastewater, 2014, 30(20): 1-6.

[63] 曹业始, 郑兴灿, 刘智晓, 等. 中国城市污水处理的瓶颈、缘由及可能的解决方案[J]. 北京工业大学学报, 2020(11): 1290-1302.
CAO Y S, ZHENG Y C, LIU Z X, et al. Bottlenecks and causes,and potential solutions for municipal sewage treatment in China[J]. Journal of Beijing University of Technology, 2020(11): 1290-1302.

[64] GU Y F, LI Y, LI X, et al. Energy self-sufficient wastewater treatment plants: Feasibilities and challenges [J]. Energy Procedia, 2017, 105: 3741-3751. DOI: 10.1016/j.egypro.2017.03.868.

[65] MATA-ALVAREZ J, DOSTA J, ROMERO-GÜIZA M S, et al. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014, 36: 412-427. DOI: 10.1016/j.rser.2014.04.039.

[66] 郝晓地, 饶志峰, 李爽, 等. 污水余温热能蕴含着潜在碳交易额[J]. 中国给水排水, 2021,37(12): 7-13.
HAO X D, RAO Z F, LI S, et al. Potential carbon trading volume of thermal energy contained in wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2021,37(12): 7-13.

[67] CULHA O, GUNERHAN H, BIYIK E, et al. Heat exchanger applications in wastewater source heat pumps for buildings: A key review[J]. Energy and Buildings, 2015, 104: 215-232. DOI: 10.1016/j.enbuild.2015.07.013.

[68] AVERFALK H, INGVARSSON P, PERSSON U, et al. Large heat pumps in Swedish district heating systems[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2017,79: 1275-1284. DOI: 10.1016/j.rser.2017.05.135.

[69] GUO X F, HENDEL M. Urban water networks as an alternative source for district heating and emergency heat-wave cooling[J]. Energy, 2018, 145: 79-87. DOI: 10.1016/j.energy.2017.12.108.

[70] The Swiss Federal Council. Water protection ordinance [EB/OL]. (2020-04-01)[2021-06-30]. https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/en%20(accessed%20on%201%20October%202020).

[71] WONG L T, MUI K W, GUAN Y. Shower water heat recovery in high-rise residential buildings of Hong Kong [J]. Applied energy, 2010, 87(2): 703-709.

[72] NAGPAL H, MURALI M K, SPRIET J, et al. Heat recovery from wastewater—A review of available resource [J]. Water, 2021, 13(9): 1274. DOI:10.3390/w13091274.

[73] 郝晓地, 叶嘉洲, 李季, 等. 污水热能利用现状与潜在用途[J]. 中国给水排水, 2019,35(18): 15-22.
HAO X D, YE J Z, LI J, et al. Status and potential applications of thermal energy from wastewater [J]. China Water & Wastewater, 2019,35(18): 15-22.

[74] HAO X D, LI J, LOOSDRECHT V M C M, et al. Energy recovery from wastewater: Heat over organics [J]. Water Research, 2019, 161: 74-77. DOI: 10.1016/j.watres.2019.05.106.

[75] ĐURĐEVIĆ D, BALIĆ D, FRANKOVIĆ B. Wastewater heat utilization through heat pumps: The case study of city of Rijeka [J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 231: 207-213. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.05.235.