



文章栏目：专论

DOI 10.12030/j.cjee.202112158 中图分类号 X703 文献标识码 A

郝晓地, 李季, 张益宁, 等. 污水处理行业实现碳中和的路径及其适用条件分析[J]. 环境工程学报, 2022, 16(12): 3857-3863. [HAO Xiaodi, LI Ji, ZHANG Yining, et al. Analysis on the path and applicable conditions of carbon neutrality in wastewater treatment industry[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(12): 3857-3863.]

污水处理行业实现碳中和的路径及其适用条件分析

郝晓地¹, 李季¹, 张益宁¹, 李爽², 王征戌²

1. 北京建筑大学城市雨水系统与水环境省部共建教育部重点实验室, 中一荷未来污水处理技术研发中心, 北京 100044; 2. 北京首创生态环保集团股份有限公司, 北京 100044

摘要 节能降耗、厌氧消化产甲烷、工艺相关的能源利用等策略可有助于碳减排, 但这些常规方法的潜力距碳中和目标仍有相当距离。国外诸多案例表明, 污水余温热能利用技术是污水处理领域实现碳中和运行的可行方案。在总结污水处理领域碳减排策略的基础上, 评价分析其对碳中和的贡献。通过对国内案例计算分析余温热能潜力并与有机 (COD) 能转化率进行比较发现, 污水中蕴含的余温热能潜力为有机能的 9 倍。余温热能利用可使污水处理厂达到碳中和目标, 还可将剩余热能 (约 75%~85%) 向外以供热/制冷形式输出, 或用于原位低温干化污泥, 实现污水处理厂向“能源工厂”的转型。

关键词 污水处理; 节能减排; 能源中和; 碳中和; 有机能; 余温热能

根据第 21 届联合气候变化大会通过的《巴黎气候协定》, 我国提出到 2030 年实现“碳达峰”、2060 年实现“碳中和”的“双碳”目标。在污水处理过程中, 由于大量药剂, 以及曝气、污泥脱水设备、水泵等的电耗非常大, 因此, 污水处理行业在保护水环境的同时, 实际为高耗能产业。同时, 一些污水处理过程还伴有 CH₄、N₂O 等温室气体排放。据估算, 全球污水处理行业的整体温室气体贡献率约为 1%~3%^[1-2]。因此, 污水处理过程的碳排放问题不可小觑。

以实现碳中和 (Carbon neutrality) 或能量自给自足 (Energy self-sufficiency) 为目标, 多个国家污水处理碳中和运行制定了相关政策。荷兰提出 NEWs 概念, 将未来污水处理厂描述为“营养物 (Nutrient)”、“能源 (Energy)”、“再生水 (Water)”三厂 (Factories) 合一运行的模式; 新加坡国家水务局推行“NEWater”计划, 并制定水行业能源自给自足的三阶段目标, 其远期目标为完全实现能源自给自足, 甚至向外提供能量; 美国以“Carbon-free Water”为目标, 期望实现对水的取用、分配、处理、排放全过程以实现碳中和; 日本发布“Sewerage Vision 2100”, 宣布本世纪末将完全实现污水处理过程中能源的自给自足。

而已有国家通过不同手段已实现了污水处理厂的“能量中和”或“碳中和”运行^[3-8]。奥地利 Strass 污水处理厂利用初沉池可截留进水悬浮物 (SS) 中近 60% 的 COD, 并以 A/B 工艺最大化富集剩余污泥, 将初沉与剩余污泥共厌氧消化并热电联产 (CHP) 后可实现 108% 的能源自给率^[3]。美国

收稿日期: 2021-12-23; 录用日期: 2022-10-31

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (52170018)

第一作者: 郝晓地 (1960—), 男, 博士, 教授, haoxiaodi@bucea.edu.cn; *通信作者

Sheboygan 污水处理厂利用厂外高浓度食品废弃物与剩余污泥厌氧共消化并热电联产实现产电量与耗电量比值达 90%~115%、产热量与耗热量比值达 85%~90%^[4]。德国 Bochum-Ölbachtal 污水处理厂通过节能降耗与热电联产实现能源中和率 96.9%、碳中和率 63.2%^[9]。德国 Köhlbrandhöft/Dradenau 污水处理厂通过厌氧消化与污泥干化焚烧实现能源中和率 >100%，并实现 42.3% 的碳中和率^[10]。希腊 Chania 污水处理厂通过厌氧消化实现 70% 的能源中和率，碳中和率达到 58.5%^[11]。德国布伦瑞克市 Steinhof 污水处理厂通过剩余污泥单独厌氧消化并热电联产获得 79% 的能源中和率，再通过补充出水农灌、污泥回田等手段额外实现了 35% 的碳减排量，使碳中和率高达 114%^[2]。芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂通过热电联产与余温热能回收最终实现高达 640% 能源中和率与 332.7% 碳中和率^[12-13]。

以上案例表明，为实现碳中和目标，国外污水处理厂大都采取超量有机物厌氧消化并热电联产的方案。然而，我国市政污水处理厂普遍存在碳源低下的情况，故该思路可能无法实现。这就需要全方位分析污水自身潜能及利用方式来制定适宜于我国污水处理领域的碳中和规划。在国内，基于碳中和的污水处理运行机制研究才刚起步。在技术层面，各种节能降耗、能量回收方式直接或间接补偿污水处理碳排放量似乎是实现污水处理碳中和的重要方式^[4-6,9,13]。基于此，本文从能量中和与碳中和基本概念入手，梳理污水处理行业的碳减排策略，同时探讨其能量潜力、技术路径及可操作性等，以期为我国污水处理领域选择适宜的碳中和路径提供参考。

1 污水处理的碳减排途径及案例分析

1) 通过技术升级实现节能减排。污水处理过程碳排放分直接碳排放与间接碳排放^[14]。其中，按联合国政府间气候变化专门委员会 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 规定由污水中生源性 COD 产生的 CO₂ (直接排放)^[15] 不应纳入污水处理碳排放清单，而甲烷 (CH₄)、氧化亚氮 (N₂O) 及污水 COD 中化石成分^[14] 产生的 CO₂ 则应纳入污水处理直接碳排放清单。因此，间接碳排放包括：电耗 (化石燃料) 碳排放，即污水、污泥处理全过程涉及的能耗；以及药耗碳排放，指污水处理所用碳源、除磷药剂等在生产与运输过程中形成的碳排放。

在污水、污泥处理过程中，直接产生的 CH₄、N₂O 是节能减排中应重点关注的物质。控制污水处理过程中产生的 CH₄ 有 2 种方式：一是严防其从污泥厌氧消化池中逃逸，二是在污水处理其他单元及管道中避免沉积物聚积的死角，也要注意沉砂池 (需选用曝气沉砂池或旋流沉砂池) 去除沙粒表面有机物是否被撇除干净。对 N₂O 的控制则比 CH₄ 显得难度要大，N₂O 主要产生于硝化和反硝化过程。目前，有关 N₂O 形成的机理研究已渐清晰，硝化过程是 N₂O 形成的主因，反硝化过程对 N₂O 形成的作用为次因^[16-17]。根据 N₂O 产生机理，提高硝化过程溶解氧 (DO) 浓度，增加反硝化过程有效碳源量有助于抑制 N₂O 的形成^[18-20]，然而这势必会增加碳排放量。

间接排放主要是能耗和药耗。由于在污水处理厂运行中最直接反映的是能耗，而药耗形成的碳排放一般在污水处理以外的行业 (化工、运输等) 产生 (但应计入污水处理碳排放清单)，故污水处理厂并不关心。图 1 为不同国家污水处理能耗以及所对应的碳排放量^[21]。不同地区能耗差异较为明显，但大数国家的处理能耗为 0.5~0.6 kW·h·m⁻³；我国平均处理能耗为 0.31 kW·h·m⁻³，巴西和印度处理能耗仅有 0.22 kW·h·m⁻³，而丹麦、比利时、萨摩亚 (1.4 kW·h·m⁻³) 等国家污水处理平均能耗超过 1.0 kW·h·m⁻³。然而，碳排放量结果显示，瑞士、巴西单位水处理碳排量最低，仅为 0.05 kg CO₂-eq·m⁻³，墨西哥最高，达 0.76 kg CO₂-eq·m⁻³，我国则处于中等水平 (平均值约 0.28 kg CO₂-eq·m⁻³)。高能耗一般伴随着那里有着严格的出水排放标准。图 1 表明，上述高能耗国家碳排放量水平却处于与我国一样的中等水平 (≤0.4 kg CO₂-eq·m⁻³)。这说明以上国家的污水处理大都利用了污泥厌氧消化与热电联产、甚至余温热能等清洁能源利用方式，从而抵消了一部分碳排放量。

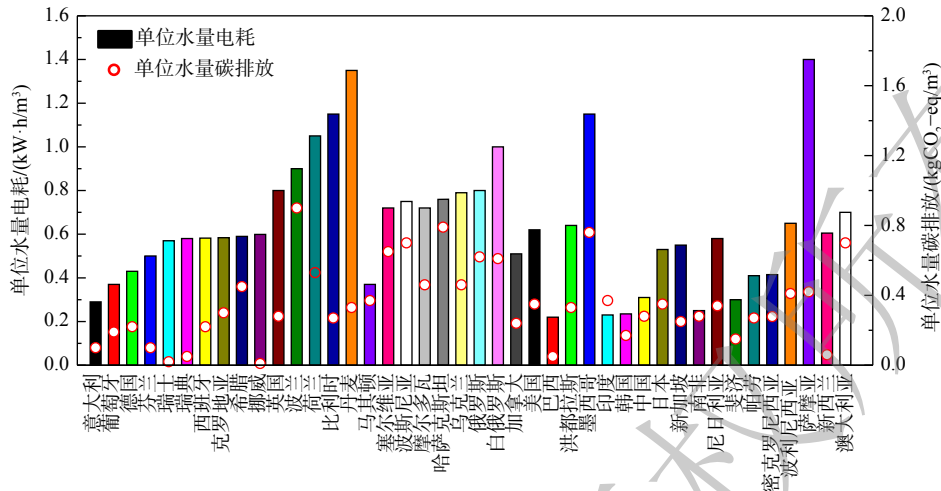


图 1 不同国家地区污水处理厂能耗与碳排放量

Fig. 1 Energy consumption and carbon emissions of sewage treatment plants in different countries and regions

药耗碳排放因工艺本身使用的药剂所产生，因此，应考虑减少碳源与化学除磷药剂投加量，以减少此类间接碳排放。因此，强化生物脱氮除磷技术以减少对碳源和药剂的依赖，将是今后污水处理的主流。如德国 Bochum-Ölbachtal 污水处理厂通过对原有前置反硝化工艺进行改造，不仅出水可满足严格排放标准，而且能耗也从原来的 0.47 kW·h·m⁻³ 降至 0.33 kW·h·m⁻³[9]。

另外，通过模型软件对工艺流程进行优化，或基于在线数据实现实时的参数调整也可实现污水处理工艺的节能降耗。欧盟开发“ENEWATER”项目，用于污水处理厂能量在线平衡分配。该项目可采用模糊逻辑、人工神经网络及随机森林等机器学习技术，对实际污水处理厂的水泵、鼓风机等设备进行优化，可不同程度降低污水处理厂运行能耗，最高节能可达 80%[22]。然而，“零能耗”的污水处理工艺是很难实现的，除非采用基于自然的处理系统 (nature-based solutions, NBS)。因此，仅仅靠节能降耗这种间接碳减排方式，尚不能完全实现碳中和运行的目标。

2) 污泥厌氧消化产 CH₄ 以实现能源转化。在碳中和目标提出后，剩余污泥的厌氧消化重获关注。上述从污水中获取有机 (COD) 能源来弥补污水处理中的能耗，成为实现碳中和目标的有效思路。然而，污泥厌氧消化所能回收的有机能量取决于进水中有机物浓度 (BOD/COD) 的多寡及厌氧消化有机物能源转化效率[23]，尚不能完全照搬。

因生活水平、食物结构、无化粪池设置等原因，欧美等国家地区污水处理厂的进水 COD 普遍高于我国，COD 大于 600 mg·L⁻¹ 的情况非常普遍。因此，通过初沉池以悬浮固体 (suspended solid, SS) 形式截留大部分 COD，以及剩余污泥厌氧共消化并热电联产可获得较高的有机能源转化率。另外，以上通过污泥厌氧消化并热电联产实现碳中和和案例大多还通过外源有机物添加 (厨余垃圾或食品废物) 以保证入水有机物的浓度，从而保证其实现碳中和运行目标[3,24]。然而，我国市政污水的进水 COD 普遍偏低，COD 一般为 100~300 mg·L⁻¹，甚至难以满足基本脱氮除磷对碳源的需求，以至于为保留碳源而不设初沉池已成为主流工艺设计思路。这也使得仅依靠剩余污泥厌氧消化转化有机能源无法实现碳中和运行目标，即使存在热水解等手段强化污泥厌氧消化，在最佳运行状况下也难突破 50%CH₄ 的增产率[25]。

表 1 为几个污水处理厂污泥有机能源回收过程中 COD 平衡数据，展示了污泥厌氧消化有机能源转化率。数据表明，进水 COD 中有机能最终只有不到 15% 可通过厌氧消化与热电联产转化为电或热。如进水 COD 为 400 mg·L⁻¹ (理论电当量 1.54 kW·h·m⁻³) 的市政污水在完成脱氮除磷目的后所产

生的剩余污泥经中温厌氧消化产 CH_4 并热电联产, 转化率仅 13%, 即实际转化电当量仅为 $0.20 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ [23,26]。

3) 与污水处理相关的清洁能源工艺。既然仅靠节能降耗和污泥厌氧消化并热电联产很难实现碳中和目标, 那可考虑通过吸收/捕捉 CO_2 (如植树造林) 或在污水处理工艺或厂区使用清洁能源来达到碳减排目的。因此, 传统意义上的可再生能源成为首要选择。近年来, 微型发

表 1 污水处理过程 COD 能源转化率

Table 1 COD energy conversion rate in sewage treatment process

污水处理厂 编号	COD平衡当量				参考文献
	进水	污泥	CH_4 (热)	电能(CHP)	
1 [#]	100%	66%	25%	13%	[26]
2 [#]	100%	59%	30%	10%	[27]
3 [#]	100%	58%	26%	—	[28]
4 [#]	100%	NA	40%	14%	[29]

电机、光伏能、风能等新型能源用于英国、土耳其和澳大利亚等国的污水处理厂, 产生的新能源大约可弥补 7%~60% 的污水处理厂能耗。POWER 等[30] 将微型发电机技术成功用于英国和爱尔兰等国的污水处理厂, 产生约 50% 的电能, 用于弥补厂区能耗。澳大利亚的污水处理厂充分利用太阳能、风能和污水水力发电技术, 最终产生能源可满足该水厂 69% 的运行能耗[6]。希腊的克里特岛某污水处理厂利用光伏发电项目减排 25%、风力发电环节减排 25%、人工种植林固碳减排至少 30%, 并辅以污泥厌氧消化能源回收方来实现碳中和目标[5]。

具有可行性清洁能源还有太阳能。然而, 受限于污水处理厂的地理位置、自然环境(光照、风速)等条件, 经详细测算, 即使将太阳能光伏发电板铺满整个污水处理厂最多也只能弥补约 10% 的污水处理能耗[26], 距离碳中和目标仍有差距。

4) 通过余温热能利用回收能源的相关技术。污水中被忽视的另外一种潜能——水热(余温热能)实际上潜力巨大, 可通过热交换(水源热泵)方式回收并加以利用[23,26]。污水余热($<30\text{ }^\circ\text{C}$)排放约占城市总废热排放量的 40%, 且其流量稳定, 具有冬暖夏凉的特点[31-32]。

热能衡算表明, 若提取处理后出水 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 温差, 实际可产生 $1.77 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ 电当量(热)和 $1.18 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ 电当量(冷)[23]。这是上述实际可转化有机能($0.20 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$)的 9 倍, 亦表明有机能与热能分别为污水总潜能的 10% 和 90% [23,29,33]。因此, 污水余温热能蕴含量巨大, 不仅能完全满足污水处理自身碳中和运行(案例污水处理平均能耗约 $0.37 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$)需要, 而且还有更多余热(约 85%)可外输供热或自身使用(如用以进行污泥的低温干化), 能形成大量可进行碳交易的碳汇。

污水热能的有效利用可使污水处理厂转变成“能源工厂”。芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂的案例[12]表明, 该厂 2020 年的总耗能为 $21.0 \text{ GWh}\cdot\text{a}^{-1}$, 通过热能回收等主要手段使能源回收总量高达 $211.4 \text{ GWh}\cdot\text{a}^{-1}$, 产能几乎为运行能耗的 10 倍。其污泥厌氧消化产能仅占 3.7%, 只能满足 36.8% 的运行能耗($0.31 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$), 而余温热能回收占比达 95%。

2 各种碳减排策略的适用条件分析

现有研究表明, 污泥厌氧消化有机能源转化率普遍不高, 仅靠此路径很难实现碳中和目标, 且厌氧消化至少还有 50% 有机质需进行进一步的稳定处理[23-24,27], 因此, 在污泥处理中跳过厌氧消化, 而直接干化、焚烧污泥应该是污泥处置与能源回收的上策[34], 也成为国内外普遍采用的方法。前文提及的进水 COD 为 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的案例[23,26], 若采用直接干化焚烧工艺来处理污泥, 其有机能转化率可升至 $0.50 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ (电当量), 远远高于厌氧消化的 $0.20 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$, 扣除污水处理厂运行能耗($0.37 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$)后, 可盈余电当量 $0.12 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ 。若再进一步考虑出水的热能利用, 按上述热能实际转化计算, 水源热泵提取 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 温差后, 可获得热能 $1.77 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ (电当量), 再扣除污泥干化能耗 $0.61 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$, 可盈余热能 $1.16 \text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ (电当量)(见图 2)。因此, 污泥焚烧热能与余温热能回收可实现污水处理自身能源中和、甚至碳中和运行, 还可使其变成能源工厂, 向社会输

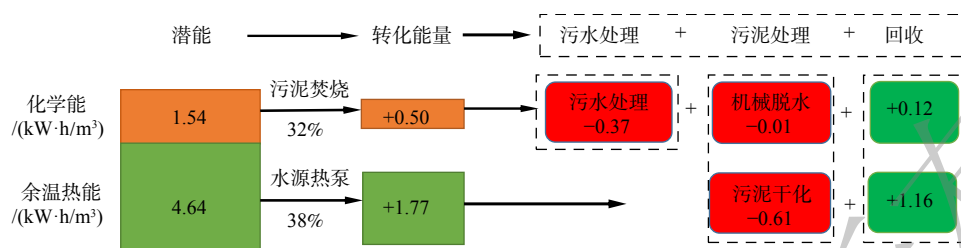


图 2 污水处理厂能量回收与平衡

Fig. 2 Energy recovery and balance in sewage treatment plants

电、供热。

以上案例表明, 污水处理仅靠节能降耗难以实现碳中和, 还应通过开源来达到目标。利用光伏发电、剩余污泥化学能厌氧消化回收与水源热泵余温热能回收方式, 分别核算 3 种能量回收方式对运行能耗的贡献率。结果表明, 若进水 COD 为 $400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 污水化学能通过厌氧消化产 CH_4 并热电联产 (combined heat and power, CHP) 最多仅可弥补约一半的污水处理运行能耗, 剩余一半能量赤字仍需靠其他途径来补充。若利用出水余温热能, 仅需要 $<10\%$ 热能或 $<15\%$ 冷能交换 (通过碳交易) 便可弥补能量赤字, 间接实现碳中和目标。剩余约 90% 热能或 85% 冷能则可用于周边建筑物空调、温室供暖等, 以减少外部的化石能源 (煤电、油电) 消耗。相比之下, 光伏发电可获得的能量则显得有些“微不足道”, 最多也就能提供 $<10\%$ 的运行能耗。因此, 污水处理厂若考虑余温热能回收不仅可实现碳中和运行目标, 亦可向厂外供热/冷, 从而实现向能源工厂的转变。这种认知在颠覆传统能量利用观念的同时, 也揭示了污水化学能的利用局限, 表明可将 COD 的利用向高附加值产品 (如藻酸盐、PHA 等) 资源化方向转变, 而无需再去刻意强调污泥厌氧消化产 CH_4 [23]。

余温热能的回收与应用并无障碍, 唯一的设备水源热泵已较成熟。热能利用的最大问题是这是一种低品位热能 ($60\sim 80\text{ }^\circ\text{C}$), 只适合热量的直接利用, 尚不能用于发电。在作为热源外输冬季供暖时, 较低的水温又决定了热量的有效输送半径不能太大, 仅适用于 $3\sim 5 \text{ km}$ 的输送半径。而且在余温热能的实际利用中, 政府部门的决策与规划最为重要。个别北欧国家的作法值得借鉴, 其热能利用已涵盖建筑供暖、温室加温、人工养鱼等多个方面。如瑞典首都斯德哥尔摩建筑物中有 40% 采用水源热泵技术供热, 其中 10% 热源来自污水处理厂出水 [35]; 芬兰 Kakolanmäki 污水处理厂对出水余温热能予以回收利用, 并向图尔库市居民供热、制冷, 形成了大量碳汇 [12-13]; 荷兰于 2021 年在乌特勒支 De Stichtse Rijnlanden 污水处理厂建成 25 MW 水源热泵系统, 为周边 $10\ 000$ 户家庭提供供热服务 [36]。奥地利学者通过全生命周期影响评价 (life cycle impact assessment, LCIA) 方法得出, 该国总共 173 个污水处理厂中约 $3/4$ 的出水潜热可被利用, 并在厂区周围有稳定的热源用户 [37]。

尽管对污水处理厂余温热能的近距离外输利用可大大提高工艺的能耗利用, 然而在现状难以调整的已规划区域, 若外部无法利用这部分热能, 则只能在污水处理厂内部进行利用。如将余温热能可原位用于低温干化污泥, 随后将污泥集中运送至具有邻避效应的焚烧厂集中焚烧利用。这样便可将不能发电的低品位热能间接转化为可高温发电的高品位热能 [34,38-40]。另外, 在冬季寒冷的北方城市, 还可考虑用出水余温热能加热前端进水, 以确保在冬季维持生物处理效率。

3 结语

“碳中和”已成为的热词。污水处理厂固然可通过节能降耗、污泥厌氧消化、太阳能等方式很大程度上减少碳排放量。然而, 由于我国污水存在有机质含量低的特点, 要通过这些常规手段实现真正的碳中和目标差距较大。尽管污水余温热能的利用是使污水处理厂转型为“能源工厂”的

有效手段,但在我国污水余热热能尚未被视为清洁能源,更未被列入碳交易清单。因此,除了在常规“降碳”技术上下功夫,还应在管理层面,从整个污水处理领域的整体规划、污水处理厂的设计布局,以及碳汇政策等多方面着手,来选择适合我国国情的污水处理厂碳中和路径。

参考文献

- [1] LARSEN T A. CO₂-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective[J]. *Water Research*, 2015, 87: 513-521.
- [2] JIM F. Encouraging energy efficiency in US wastewater treatment[J]. *Water* 21, 2011, 11(3): 32-34.
- [3] 郝晓地,金铭,胡沅胜. 荷兰未来污水处理新框架——NEWs及其实践[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(20): 7-15.
- [4] 郝晓地,任冰倩,曹亚莉. 德国可持续污水处理工程典范——Steinhof厂[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(22): 6-11.
- [5] 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.
- [6] 郝晓地,魏静,曹亚莉. 美国碳中和运行成功案例——Sheboygan污水处理厂[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(24): 1-6.
- [7] VOUDOUBAS J. Irrigation of tree plantations with treated sewage effluents and use of the produced biomass for pellets production—A case study in Crete-Greece[J]. *Journal of Chemical Engineering and Chemistry Research*, 2015, 2: 824-831.
- [8] ALI S M H, LENZEN M, SACK F, et al. Electricity generation and demand flexibility in wastewater treatment plants: benefits for 100% renewable electricity grids[J]. *Applied Energy*, 2020, 268: 114960.
- [9] MARNER S T, SCHRÖTER D, JARDIN N. Towards energy neutrality by optimising the activated sludge process of the WWTP Bochum-Ölbachtal[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(12): 3057-3063.
- [10] BEHÖRDE F U, Klima, energie und agrarwirtschaft. Abwasserreinigung des klärwerkverbundes köhlbrandhöft/dradenau in hamburg - welcome to the geoss information exchange datahub [EB/OL] (2019-06-20) [2021-07-12]. <https://cloud.csiss.gmu.edu/udd/en/dataset/abwasserreinigung-des-klarwerkverbundes-kohlbrandhoft-dradenau-in-hamburg>.
- [11] VOUDOUBAS J. Creation of zero carbon emissions wastewater treatment plants—a case study in Crete, Greece[J]. *Energy and Environment Research*, 2018, 8(1): 64-72.
- [12] Turun seudun puhdistamo Oy, Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon Tarkkailutkimus Vuosiraportti 2020[EB/OL][2021-2-25]. <https://www.turunseudunpuhdistamo.fi/>.
- [13] 郝晓地,赵梓丞,李季等. 污水处理厂的能源与资源回收方式及其碳排放核算:以芬兰Kakolanmäen污水处理厂为例[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(9): 2849-2857.
- [14] 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.
- [15] IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories[M]. Japan: IGES, 2006.
- [16] KIM S W, MIYAHARA M, FUSHINOBU S, et al. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101: 3958-3963.
- [17] TALLEC G, GARNIER J, BILLEN G, et al. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: Effect of oxygenation level[J]. *Water Research*, 2006, 40: 2972-2980.
- [18] YU R, KAMPSCHREUR M J, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 1313-1319.
- [19] 王淑莹,委燕,马斌,等. 控制污水生物处理过程中N₂O的释放[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(7): 78-84.
- [20] 付昆明,张晓航,刘凡奇,等. 葡萄糖碳源条件下C/N对反硝化和N₂O释放性能的影响[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(4): 1279-1288.
- [21] WANG H, YANG Y, KELLER A A, et al. Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa[J]. *Applied Energy*, 2016, 184: 873-881.
- [22] NAKKASUNCHI S, HEWITT N J, ZOPPI C, et al. A review of energy optimization modelling tools for the decarbonisation of wastewater treatment plants[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 279: 123811.
- [23] HAO X, LI J, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Energy recovery from wastewater: Heat over organics[J]. *Water Research*, 2019, 161: 74-77.
- [24] 郝晓地,李季,曹达敬. 污水处理碳中和运行需要污泥增量[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(12): 1-6.
- [25] 郝晓地,张璇蕾,刘然彬,等. 剩余污泥转化能源的瓶颈与突破技术[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(18): 1-7.
- [26] HAO X D, LIU R B, HUANG X. Evaluation of the potential for operating carbon neutral WWTPs in China[J]. *Water Research*, 2015, 87: 424-431.
- [27] FERNÁNDEZ-ARÉVALO T, LIZARRALDE I, FDZ-POLANCO F, et al. Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations[J]. *Water Research*, 2017, 118: 272-288.
- [28] SCHAUM C, LENSCH D, BOLLE P Y, et al. Sewage sludge treatment:

- evaluation of the energy potential and methane emissions with COD balancing[J]. *Journal Water Reuse Desalination*, 2015, 5: 437-445.
- [29] FRIJNS J, HOFMAN J, NEDERLOF M. The potential of (waste)water as energy carrier[J]. *Energy Conversion Management*, 2013, 65: 357-363.
- [30] POWER C, MCNABOLA A, COUGHLAN P. Development of an evaluation method for hydropower energy recovery in wastewater treatment plants: case studies in Ireland and the UK[J]. *Sustain Energy and Technology*, 2014, 7: 166-177.
- [31] CIPOLLA S S, MAGLIONICO M. Heat recovery from urban wastewater: Analysis of the variability of flow rate and temperature in the sewer of Bologna, Italy[J]. *Energy Procedia* 2014, 45, 288–297. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.01.031>
- [32] ARIF H, EMRAH B, ORHAN E, et al. A key review of wastewater source heat pump (WWSHP) systems[J]. *Energy Conversion and Management* 2014, 88, 700–722. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.08.065>.
- [33] MCCARTY P L, JAEHO B, JEONGHWAN K. Domestic wastewater treatment as a net energy producer-can this be achieved?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(17): 7100-7106.
- [34] HAO X D, CHEN Q, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Sustainable disposal of excess sludge: Incineration without anaerobic digestion[J]. *Water Research*, 2020, 170: 115298.
- [35] AVERFALK H, INGVARSSON P, PERSSON U. Large heat pumps in Swedish district heating systems[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, 79: 1275-1284.
- [36] Heat pump at Utrecht sewage treatment plant. [https://www.eneco.com/what-we-do/sustainable-sources/heat-pump-at-utrecht-sewage-treatment-plant/\[EB/OL\], 2020](https://www.eneco.com/what-we-do/sustainable-sources/heat-pump-at-utrecht-sewage-treatment-plant/[EB/OL], 2020).
- [37] NEUGEBAUER G, STGLEHNER G. Realising energy potentials from wastewater by integrating spatial and energy planning[J]. *Sustainable Sanitation Practice*, 2015, 22: 15-21.
- [38] GROSS T S C. Thermal drying of sewage sludge[J]. *Water Environment Journal*, 2010, 7: 255-261.
- [39] MURAKAMI T, SUZUKI Y, NAGASAWA H, et al. Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery[J]. *Fuel Processing Technology*, 2009, 90: 778-783.
- [40] 郝晓地, 张益宁, 李季, 等. 污水处理能源中和与碳中和案例分析[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(20): 1-8.

(责任编辑: 靳炜)

Analysis on the path and applicable conditions of carbon neutrality in wastewater treatment industry

HAO Xiaodi¹, LI Ji¹, ZHANG Yining¹, LI Shuang², WANG Zhengshu²

1. Sino-Dutch R&D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies/Beijing Advanced Innovation Centre of Urban Design, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China; 2. Beijing Capital Eco-Environment Protection Group Co., Ltd., Beijing 100044, China

Abstract Strategies such as energy conservation, anaerobic digestion and methanogenesis, and process-related energy use can contribute to carbon emission, but the potential of these conventional approaches is still far from carbon neutrality. Many cases abroad indicated that waste water heat energy utilization technology was a feasible scheme to achieve carbon neutrality in wastewater treatment. Based on the summary of carbon reduction strategies in the field of wastewater treatment, the contribution to carbon neutrality was evaluated and analyzed. By calculating and analyzing the waste heat energy potential of domestic cases and comparing with the conversion rate of organic energy (COD), it was found that the waste heat energy potential contained in sewage was 9 times that of organic energy. The use of residual heat energy can make the waste water treatment plants (WWTP) achieve carbon neutrality, and also export the residual heat energy (about 75% ~85%) outward for outside heating/cooling, or for in situ low temperature desiccating sludge to realize the transformation of WWTP into “energy plants”.

Keywords wastewater treatment; energy conservation and emission reduction; energy neutral; carbon neutral; organic energy; remaining heat