

未来污水处理能源自给新途径——碳源捕获及碳源改向

刘智晓^{1,2}

(1. 北京首创股份有限公司, 北京 100028; 2. 首创爱华<天津>市政环境工程有限公司, 天津 300060)

摘要: 传统活性污泥处理过程是“以能消能”、“污染物转嫁”, 处理过程能耗高(消耗化石燃料)并排放大量温室气体(GHG); 与此同时, 污水中 COD 蕴含的巨大有机化学能(约 $1.5 \sim 1.9 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$) 远远未被挖掘及利用, 未来污水处理的发展方向是朝着营养物、能源及再生水“三厂合一”模式转变。污水处理过程实现“能量平衡”、“碳中和”的运行关键一是厌氧消化剩余污泥; 二是在前端最大程度上实现对进水中有机碳源的捕获/分离, 并采用高效厌氧消化与热电联产(CHP)耦合技术实现 COD 有机化学能向电能的转化, 这些年已出现碳源捕获(COD Capture)与碳源改向(Carbon Redirection)技术, 国外已经有工程化案例。在量化解析污水中化学潜能的基础上, 提出了“碳源捕获”1.0→2.0→3.0 技术路线图, 综述了目前主要的污水“碳源捕获”热点技术, 展示了面向未来的可持续污水处理技术路线图, 以期为国内污水厂“碳中和”运行及未来可持续污水厂及生态再生水厂开发提供借鉴。

关键词: 碳源捕获; 碳源改向; 高负荷活性污泥法; 能量中和污水处理厂; 主流自养脱氮工艺; 低温厌氧氨氧化

中图分类号: TU99 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2017)08-0043-10

Carbon Capture and Carbon Redirection: New Way to Optimize the Energy Self-sufficient of Wastewater Treatment

LIU Zhi-xiao^{1,2}

(1. Beijing Capital Co. Ltd., Beijing 100028, China; 2. Capital Aihua <Tianjin> Municipal and Environmental Engineering Co. Ltd., Tianjin 300060, China)

Abstract: Activated sludge processes are commonly used for efficient treatment of municipal wastewater. The essential mechanism of traditional activated sludge processes is respective transform of pollutants and energy. However, the issue of these processes is the high energy consumption (fossil fuel) and emission of much greenhouse gases (GHG). And the potential organic chemical energy (about $1.5 \sim 1.9 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$) contained in wastewater has not been explored and utilized. So the wastewater cannot be simply considered as ‘waste’, but a valuable resource full of energy, valuable materials and clean water. The direction of future wastewater treatment plant is to put the nutrients, energy and reuse water in one plant, e. g. ‘three plants in one’ mode. The wastewater treatment plant (WWTP) would be changed from energy consuming to energy neutral or even energy producing. The first key point of wastewater treatment process is sludge anaerobic digestion; the second is the capture/separation of influent organic carbon to the maximum extent, and adoption of coupling technology of high efficient sludge anaerobic digestion and cogeneration of heat and power (CHP), which can realize the conversion of COD organic chemical energy to electrical energy. Recently COD capture and carbon redirection technology

has emerged around the world. And the projects with COD capture and carbon redirection have been built abroad. Based on the quantify analysis of chemical potential energy, various technology pathways from 1.0 to 3.0 through 2.0 were summarized. Then, the current ‘carbon capture’ technology was put forward. Based on this, the future sustainable wastewater treatment technology route map has been displayed. We are expecting to provide references for the domestic wastewater treatment plant ‘carbon neutral’ operation, for the development of future sustainable WWTP and ecological recycling water plant.

Key words: COD capture; carbon redirection; high-rate activated sludge; energy-neutral wastewater treatment plant; mainstream of autotrophic nitrogen removal process; low temperature Anammox

活性污泥法诞生 100 年以后,人们开始重新梳理污水处理的发展历程,展望下一个百年污水处理技术发展方向,从物质循环、生态伦理学及社会学角度对传统活性污泥技术的发展历程进行思辨,污水处理过程的高能耗及高“碳足迹”^[1]是常规活性污泥工艺的技术缺欠,沿用百年的活性污泥法逐渐被一些耦合资源和能源回收的概念路线所取代^[2]。经典污水处理基本工序“预处理+活性污泥+厌氧消化”在解决环境污染方面,以可持续观点看已经不再是“最优”反而变成一个“次优”解决方案。世界范围内,对“污水”的认知已经从“废物处理”对象转向“资源及能源回收”的载体,一些发达国家、世界范围内领先的环境公司已经制定了面向 2030 年甚至是 2040 年的技术发展路线图,纵览这些技术路线无一例外都是瞄准了对污水中资源回收、能耗自给与碳中和的未来可持续技术发展路线^[3],国内外学者基于过往研究经历,对以碳源捕获及碳源改向技术为基础的新型 A/B 工艺进行了研究与开发,近几年也纷纷提出了具有独特风格的面向未来的能量平衡或碳中和技术路线^[4]。

1 污水中蕴含有机化学能潜力分析

污水中的有机物主要来源于灰水、粪便、尿液及手纸,根据荷兰的经验,上述四种来源贡献的污水 COD 的比例分别为 36%、34%、7% 和 23%^[5]。传统的污水处理是通过“以能消能”的方式将污染物矿化或进行污染物转化(菌体及生物量)等,也就是进水中 COD 大部分被好氧转化为 CO_2 ,一部分以剩余污泥等方式排除系统,小部分被厌氧消化过程转化为甲烷;未来可持续的污水处理系统,有机碳源的物质流向恰恰与常规模式相反,大部分进水中的 COD 被“截获”而“改道”,直接通过厌氧消化转化为甲烷,只有小部分进行好氧降解(见图 1)。

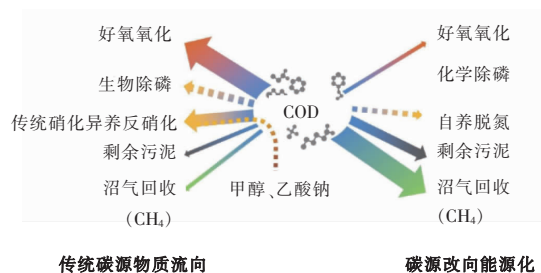


图 1 污水碳源常规处理工艺与能源化回收两种途径下 COD 物质流对比

Fig. 1 Comparison of COD mass flow between conventional treatment and carbon redirection

污水处理过程电耗约占全社会用电消耗总量的 1%~3%,但与此同时,污水中所蕴含的巨大“化学能”和“热源”远未被提取和利用。对于污水中蕴含的化学能,国外很多研究者进行了不同角度的研究及定量评估,评估基准是设定典型生活污水 COD 为 500 mg/L,所含的化学能有两种表征方式,方式一以单位 COD 所含的能量为基础,根据 Heidrich 等的研究结论,这个数值范围为 17.7~28.7 kJ/gCOD,而对于该基准浓度污水,实际处理能耗约为 0.45 kW·h/m³,相当于 1 620 kJ/m³,折合处理能耗平均为 3.20 kJ/gCOD^[6]。另一种方式是 COD 化学潜能折合到吨水电耗^[7],折算方法:0.5 gCOD/L × 0.25 gCH₄/gCOD × 1 000 L/m³ = 125 gCH₄/m³ 污水,125 gCH₄/m³ × 50.1 kJ/gCH₄ × 3.6 W·h/kJ = 22.55 kW·h/m³ 污水。

对于 COD 为 500 mg/L 的典型生活污水,其所含的污水“理论最大有机化学能”为 22.55 kW·h/m³,理论最大有机化学能是指污水所含 COD 全部被提取并甲烷化,采用常规工艺,只有很少一部分 COD 被甲烷化,即使是提取这极少部分的 COD 用

于甲烷化并产能,这部分能量也是非常可观的,可提取的化学能范围是 $1.5 \sim 1.9 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$,这个数值也与 McCarty 等人的研究结果相近^[8],对于 COD 为 500 mg/L 的生活污水,其蕴含的化学潜能是 $1.93 \text{ kW} \cdot \text{h}/\text{m}^3$ 。

以上两种能量表征方式,结果都表明污水中所蕴含的有机化学能是对其进行处理所需能耗的近 5 倍,污水中所蕴含的如此巨大的能量,如果捕获提取其中部分 COD 化学能^[9]甚至是热能并就地转换为电能,理论上可以实现能耗的完全自给甚至可以变成能量输出。有充分的理论依据表明,未来的污水厂不是能源的消耗者,而应该成为能源供应方。

2 “碳源捕获”工艺单元技术路线

2.1 “碳源捕获”1.0→2.0→3.0 版理念的提出

过去主流污水处理技术路线都是基于“污染物降解”及出水指标稳定达标的过程控制,在消耗大量能源的同时排放了大量温室气体(CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等),而未来可持续技术发展路线显然是对污水中的能量和 N、P 及有价值化学物质的提取。能量提取主要是基于 COD 有机化学能的厌氧产甲烷化过程,实际上污泥厌氧消化在国外已经得到广泛应用,厌氧消化(AD)是实现 COD 甲烷能源化并进而通过热电联产 CHP 提取能量的前提,然而,我国仅有 50 余座污水厂建设有污泥厌氧消化设施,能正常运行的又微乎其微,能源化则更少。

新加坡乌鲁班丹再生水厂^[10]采用了“碳源捕获 1.0 版”技术路线,其工艺流程见图 2。

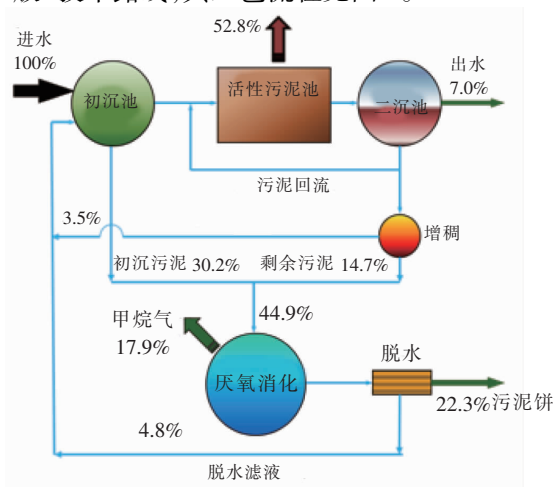


图2 新加坡 UluPandan 厂“碳源捕获 1.0 版”技术路线

Fig. 2 “1.0 version” technology roadmap of carbon capture and redirection

对于“预处理 + 活性污泥 + 厌氧消化”的经典污水处理过程,进水 COD 大部分被活性污泥段降解氧化以气体形式释放(这部分约占进水 COD 的 30% ~ 55%),还有相当一部分以剩余污泥(WAS)形式排除系统(约占进水 COD 的 15% ~ 25%),甲烷化 COD 约占 15% ~ 20%,其余 7% ~ 10% 随出水排放。从常规工艺中碳的消耗及利用轨迹可以看出,即便采用了污泥厌氧消化,被能源化利用的 COD 比例及效率仍较低,乌鲁班丹厂进水 COD 只有 17.9% 被转换为甲烷。将这种常规的利用初沉污泥和二沉污泥进行混合厌氧消化产甲烷并通过 CHP 进行能量提取的方式称为“碳捕获 1.0 版”,这种“AD-CHP”联用模式在欧洲等国污水厂被普遍采用。

实际上,“碳捕获 1.0 版”技术路线中,初沉污泥和剩余活性污泥混合进入厌氧消化过程的 COD 约占进水总量的 40% ~ 60%,但是却只有不到 1/5 的 COD 实现甲烷化,这个转化效率是很低的。因此优化厌氧消化过程,提高污水中 COD 甲烷转化率及产率,成为“碳捕获 1.0 版”技术的关键步骤。近 10 ~ 20 年来,一些污泥厌氧消化预处理技术得到开发和应用,如污泥超声破解技术、污泥热水解技术(TH),主要目的是提高厌氧消化池的负荷率(减小消化池池容),提高污泥的分解性能,并进而提高沼气产率尤其是甲烷的含量。为了进一步提高厌氧消化过程的甲烷产量,提高污水厂运行能耗自给率,将有机废物如食品、厨余废物引入污泥厌氧消化过程,即厌氧协同消化技术,近些年来逐渐被应用。这种通过强化消化系统进泥的预处理,或通过引入外源有机废物提高厌氧消化系统沼气产率进而提高污水厂能耗自给程度的模式,可以称为“碳源捕获 2.0 版”。“碳源捕获 2.0 版”模式已经具有了“污泥增量”的意义,这里所指的污泥增量不是指增加剩余污泥的数量,而是特指通过技术手段增加进入厌氧消化系统或者进一步提升厌氧消化池有机负荷率的方法和途径,实现了“1 + 1 > 2”的效果^[11]。

正是认识到了污水中蕴藏的巨大有机化学能,在传统“预处理 - 活性污泥 - 厌氧消化”技术路线基础上,进一步提升对进水中有机碳源的网捕截获、提取效率,削减或者降低进水中有机碳源到后续活性污泥段,使 COD 在污水处理过程中的碳足迹由“污染物降解途径”转向到“能源化利用途径”,最大

程度实现能源化的同时又使后续生化曝气过程的能耗降至最低,实现了对常规污水处理中 COD 轨迹的转移,即“碳源改向”^[12],也可称之为“碳源转移”,提取后的 COD 进入后续“AD-CHP”,进一步能源化,目前这种模式逐渐成为近几年来国内外专家的研究热点。基于污泥增量及碳源改向的碳源提取模式工艺技术路线总体上采用“A-B”构型,A 段碳源浓缩提取工艺主要有以生物絮凝为主要作用的高负荷活性污泥工艺(HRAS)^[13]、化学强化一级处理(CEPT)、厌氧生物膜反应器(AnMBR)等;由于 A 段将污水中绝大部分 COD 通过“网捕截获”转移到能源化途径,进入 B 段的污水呈现低碳高氮的特性,导致有机碳源严重缺乏,常规生物脱氮工艺已无法实现对 TN 的有效去除,因此 B 段未来的发展趋势是采用自养生物脱氮技术,如短程硝化-厌氧氨氧化技术,也就是在主流采用厌氧氨氧化技术。将采用新型“A-B”工艺,即“高效碳捕获+主流厌氧氨氧化+高效厌氧消化”的技术路线,称之为污水处理“碳捕获 3.0 版”(见图 3)。

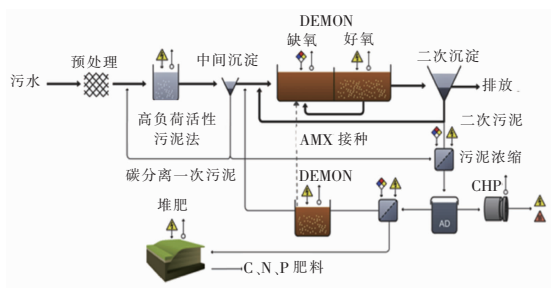


图3 “碳捕获 3.0 版”技术路线(基于 A/B 工艺构型的碳捕获-主流自养脱氮技术路线)

Fig.3 “3.0 version” technology roadmap of carbon capture and redirection(based on new A/B process configuration)

2.2 “碳源捕获”技术路线及性能

2.2.1 高负荷活性污泥工艺(HRAS)

高负荷活性污泥工艺其实早在 1923 年就被提出,1977 年 Böhnke 等人提出通过 A/B 工艺回收污水中的有机物用于厌氧消化产沼气,这应该是 A/B 工艺中 A 段捕获有机物改道转向能源化的早期论述。常规 A/B 法主要缺点是由于 A 段高效去除碳源导致 B 段碳源不足而无法实现充分异养反硝化过程,近些年在国内外应用案例逐渐减少。但是随着对污水碳源回收并能能源化理念的提出,A/B 工艺重新焕发生机,“COD 捕获/储存”就是基于借鉴“A/B 工艺”吸附-生物氧化两段式构型,以 A 段为

基础强化生物絮凝过程而开发出旨在高效捕获富集进水中 COD 而实现“污泥增量”。1997 年荷兰代尔夫特大学 Mark van Loosdrecht 教授团队系统提出了基于 A/B 工艺构型的 A 段污泥增量、后续进行自养脱氮耦合污泥能源化理念及技术路线。A 段采用低 SRT(≤ 1 d)、较短的 HRT(~ 30 min)及较低的 DO(≤ 1 mg/L)实现对颗粒性、胶体状及部分溶解性 COD 的快速吸附及浓缩富集,为后续“碳改向”及厌氧消化单元提供有机能源。进水中 60%~75% 的 COD 组分通过生物絮凝及吸附作用得到快速去除,出水呈现低 C 高 N 特性,这种低 C/N 比废水为后续的主流自养脱氮提供了理想的基质。

HRAS 工艺实际应用中可选择三种反应器形式实现,分别是连续流完全混合式(CSTR)、接触-稳定工艺(CS)、推流式反应器(PFR),具体见图 4^[14]。不同构型反应器对 COD 的捕获率取决于活性污泥对 COD 的网捕、絮凝、吸附及储存能力,实际上反应器形式还会影响“泥水”分离特性,且上述因素也会互相影响;同时对 COD 不同组分的去除效率也有较大的差异。CS 工艺对 COD 的捕获效率高于其他反应器模式,泥水分离特性亦优于其他反应器,加之对 COD 的氧化矿化水平较低,从物料平衡角度看更能获得较高的 COD 捕获率。

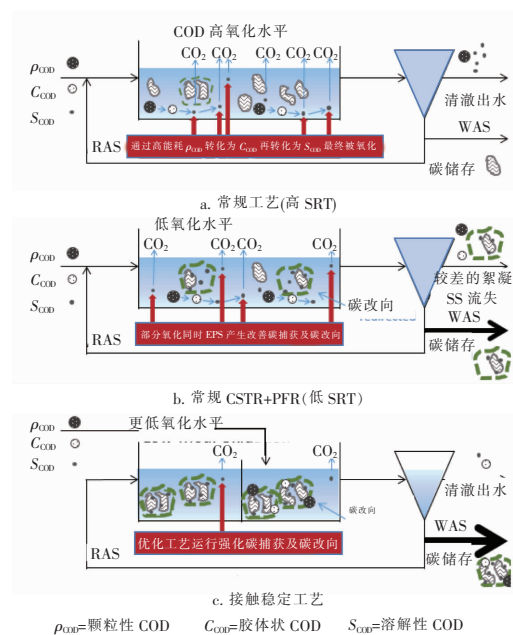


图4 HRAS 工艺构型及运行特性比较

Fig.4 Comparison of three process configurations and operation characteristic

研究表明,生物絮凝过程是影响活性污泥对颗

粒性、胶体性及溶解性 COD 快速捕获/吸附/储存的关键影响因子,因此 HRAS 实现“碳源捕获”及“碳源改向”功效的本质是要强化对进水有机碳源的“絮凝管理”,为了强化活性污泥的生物吸附效率,高负荷接触-稳定工艺相对 CSTR 及 PF 构型具有更高的效率^[14],尤其是对颗粒性与胶体状 COD 的捕捉,这主要是因为 CS 工艺通过回流活性污泥(RAS)曝气提供了使其处于“饥饿”状态的“稳定段”,这种对 RAS 再曝气过程可以强化其生物絮凝活性,到后续低 DO 情况下“泥-水”混合反应器可实现对进水 COD 的快速捕捉、吸附进食,强化了对进水 COD 的捕获率。SRT 是 A 段最重要的工艺参数,研究表明,当总 SRT ≤ 1.1 d 时,CS 工艺对 COD 的总捕获率可达 59%,对应进水中 COD 约 0.46 ~ 0.55 gCOD/gCOD 通过 A 段实现“碳改向”转向厌氧产 CH₄ 能源化途径。A 段 SRT 对进水 COD 中不同组分的去除效率影响较为显著;而 de Graaff 等人的研究表明,A 段 SRT 只需要 0.3 d 即可获得最高的污泥产率,SRT 延长将会导致 COD 的进一步矿化;A 段 HRT 只需 15 min 对溶解性 COD(S_{COD})即可获得理想的去除率^[15]。

2.2.2 CEPT 工艺

对于碳源捕获 3.0 技术路线,A 段除了要最大限度地捕获颗粒性及胶体状 COD 外,还要考虑采取物化手段辅助生化工艺增强 S_{COD} 向 ρ_{COD} 或者 C_{COD} 的转化,进一步捕获、浓缩与富集。化学强化一级处理工艺作为二级处理的预处理工序,旨在投加混凝剂通过混合絮凝过程强化对进水中 COD、SS 及营养盐的去除。CEPT 工艺对 SS、COD、TP、TN 的去除率可达 80% ~ 90%、30% ~ 70%、80% ~ 95%、20% ~ 25%,这要显著高于初沉池效率^[16],CEPT 尤其是可以强化对颗粒性有机物(ρ_{COD})的捕获和去除,去除率可达 85%^[17],CEPT 工艺的主要缺点是对溶解性 COD 的去除能力有限。因此,CEPT 工艺与 A/B 工艺中 A 段的 HARS 结合,会进一步提升 A 段的 COD 捕获率。根据荷兰四座采取 A/B 工艺污水厂 A 段的 COD 捕获效率分析^[15],发现 A 段可以捕获进水 COD 可达 53% ~ 74%,其中有 24% ~ 48% 形式以 A 段 WAS 形式排出,而另外一部分 19% ~ 50% 的 COD 以污泥形式进入 B 段,可见,A 段除了提高进水 COD 向活性污泥转化的效率,更要重视裹挟 COD 的“饱食”后这部分污泥的分离效率,这是影响后续

COD 甲烷化能源化的重要影响因素。A 段泥水分离不佳,这主要是 A 段形成的絮体结构松散稀疏、沉淀性能欠佳使沉淀池泥水分离特性较弱所致,因此,投加混凝剂不但可以提高对 COD 的捕获效率,而且还可以提高絮体在沉淀池内的沉速,有助于提高 A 段对 COD 最大程度上的浓缩与富集;A 段沉淀池的水力学性能保证设计也是重要因素。

2.2.3 精密筛分过滤工艺

为最大程度截留进水中 COD,德国 KWB 组织联合 Hydrotech、威立雅等水务公司启动旨在回收污水中能源的应用研究项目,提出了面向 2030 年“碳中和技术路线”,即“CARISMO”概念工艺(Carbon is money,碳就是钱),主要技术路线是“絮凝+微筛+后续生物膜过滤”,所采用的精细过滤装置为转鼓式筛网过滤机,孔隙为 100 μm ^[18];前段采用“化学絮凝+微筛”方式,铝盐投加量为 15 ~ 20 mg/L,微筛过程可大幅截留原污水中的颗粒性、胶体性与溶解态 COD。“CARISMO”技术可以从污水中“榨取”82% 的 COD 进行能源化过程,远远高于常规模式。

3 以“碳源捕获”为基础的能源自给工艺

以“碳浓缩”为基础的能源自给污水处理工艺以其可持续的“碳中和”运行特性,近几年受到了国内外众多研究机构、学者及水务公司的关注并进行了大量研究。继 1997 年 Mark van Loosdrecht 教授团队系统提出了基于 A/B 工艺构型的“A 段污泥增量+自养脱氮+污泥能源化”理念及技术路线后,国内学者北京建筑大学郝晓地教授于 2003 年提出了基于 A/B 工艺的旨在实现 COD 及磷回收的可持续技术路线,明确提出了在 A 段实现污泥产率最大化也就是“污泥增量”理念,B 段采用 BCFS 工艺或者 CANON 工艺^[19],这是目前所看到的国内学者最早在国际上提出的基于未来可持续污水处理技术路线图。

荷兰、比利时、奥地利的多位学者近几年纷纷提出了基于能量最大化、磷回收及处理过程最低碳排放为基准的“未来新型污水处理厂”、“能量自给污水处理厂”概念构型^[7,20],概念路线也是采用 A/B 工艺构型^[21](见图 5),A 段采用碳捕获工艺,通过生物絮凝或者 CEPT 等工艺浓缩进水碳源,提取的碳源通过厌氧消化生产甲烷转入能源化 CHP 途径,或者进一步厌氧发酵生产生物塑料、生物柴油或者制取其他中等链脂肪酸;B 段工艺采用主流短程亚

硝化-厌氧氨氧化(PN/A)工艺或者“藻菌共生系统”通过微藻的快速生长来吸收氮、磷,并将微藻用

于能源化或者生物肥料的制取,实现了碳源的能源化、氮及磷资源的回收及闭环利用。

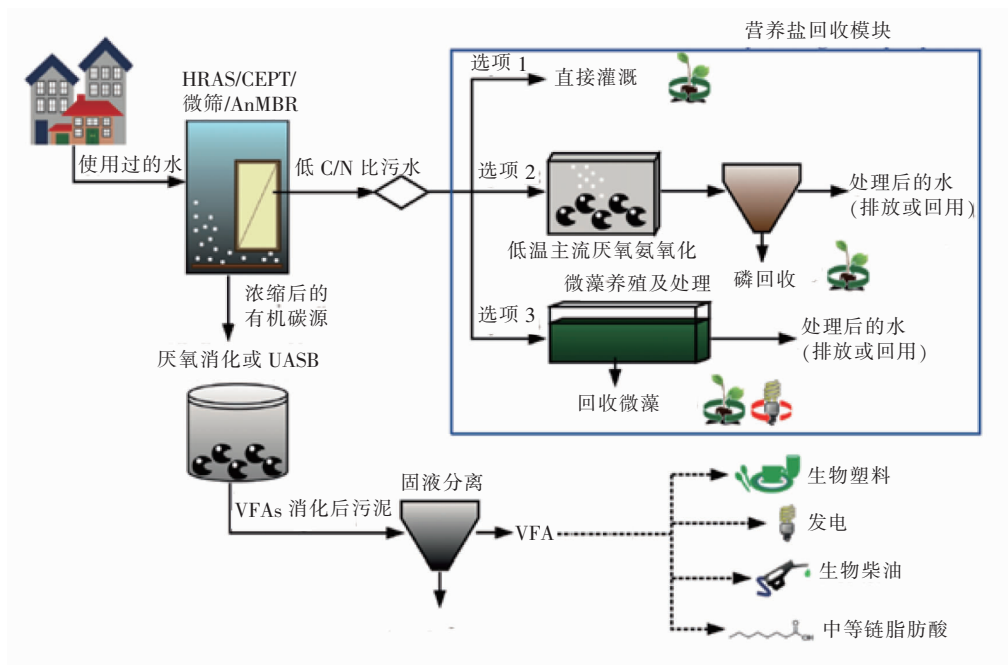


图 5 基于新型 A/B 构型能量/资源耦合回收理念的未来污水处理工艺概念路线

Fig. 5 Conceptual route based on new A/B process for energy and resource coupling recovery

挪威科技大学 Ødegaard 教授 2016 年提出了基于 MBBR 技术为主体的面向未来的“能量中和”污

水处理厂技术路线图^[4], 基于 MBR 的 COD 捕获-主流自养脱氮工艺路线具体见图 6。

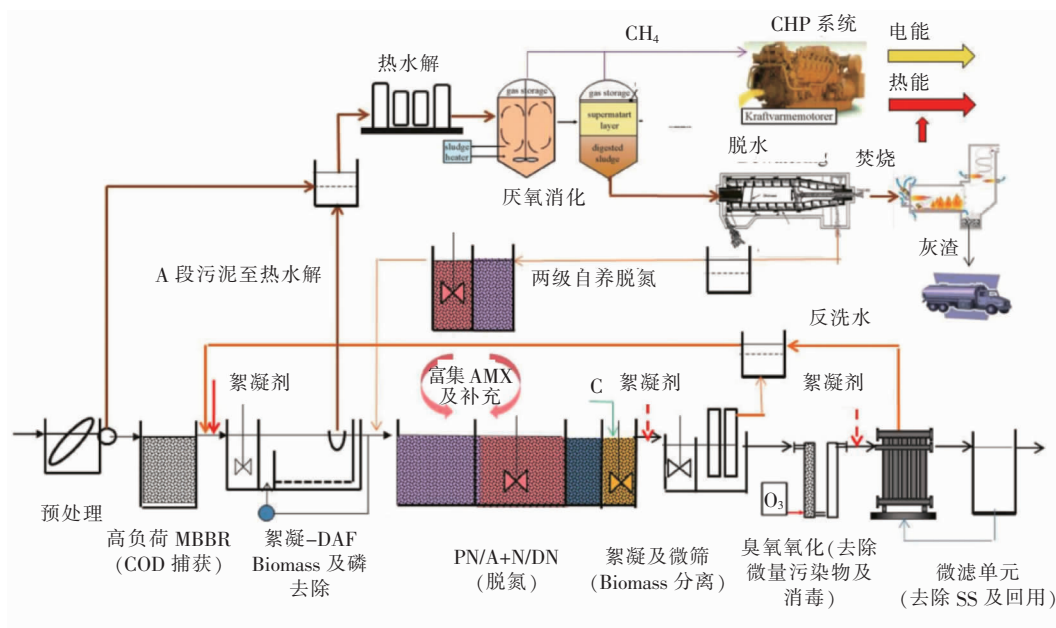


图 6 基于 MBBR 的 COD 捕获-主流自养脱氮工艺路线

Fig. 6 Example flow diagram based on COD capture and de-ammonification for nitrogen removal in the main-stream used MBBR

此工艺是 Ødegaard 教授基于中国概念厂理念而“量身定做”的, 主要特点是“A 段+B 段+侧流段”都是采用了基于 MBBR 为基础的生物反应器。

其中 A 段为高负荷 MBBR, 对 BOD_5 的去除率可达 85%, 这远高于 CEPT 工艺对 COD 的去除率。B 段及侧流段采用 ANITA™ Mox 工艺, 中试结果表明, 夏

季(23 ℃)B 段对 TN 的平均去除效率为 1.4 gN/(m²·d),冬季(17 ℃)为 0.5~0.8 gN/(m²·d)。侧流段富集的 Anammox 对主流的补充,是通过气提泵实现 MBBR 悬浮载体在“主流-侧流”之间循环,进而达到生物强化的目的。

实践层面,奥地利斯特拉斯(Strass)污水处理厂以主流传统工艺(AB 法)与侧流现代工艺(厌氧氨氧化)相结合方式使剩余污泥产量最大化,通过厌氧消化产甲烷并热电联产,早在 2005 年便实现了能源自给率 108%,完全达到碳中和运行目标。目前,该厂利用剩余污泥与厂外厨余垃圾厌氧共消化,使得能源自给率高达 200%,不仅实现能源自给自足,还可以向厂外供应能源,已成为名副其实的“能源工厂”^[22]。

丹麦 Aarhus 市近些年提出了使整个城市变成碳平衡地区,目前 Aarhus 市已经成为世界上第一个利用从污水处理中回收的能源,实现覆盖本市大部分污水处理和自来水供给的能耗需求的城市^[23]。AarhusVand 公司最近提出了“污水厂 150% 能量”概念^[24],并开始对 Egaa 污水厂进行技术改造,采用的主要处理技术路线及流程见图 7,主要措施包括:预处理段的 COD 高效分离及捕获;主生物处理工序采用 EssDe[®],即低温厌氧氨氧化,“污泥增量”引入外部有机废物采取厌氧协同消化,沼气利用及能源化 CHP 段采用 ORC 有机朗肯循环技术,污泥消化液的处理采取侧流 Anammox 并为主流 EssDe[®]反应器实现 Anammox 菌的接种,同时实现磷回收,“150% 能量”目标计划于 2017 年实现。

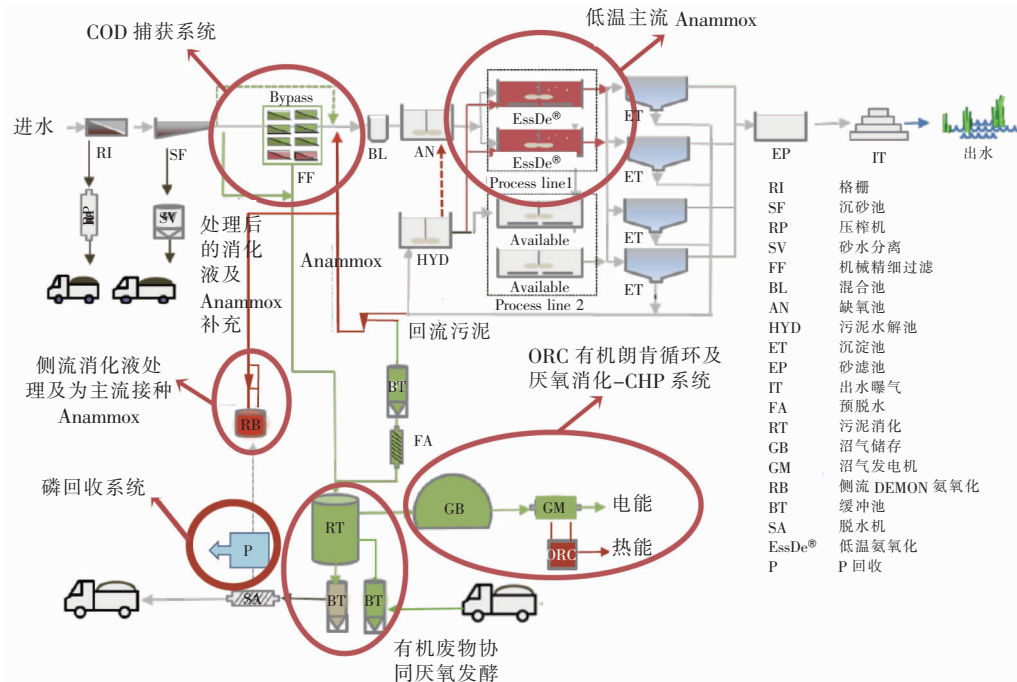


图 7 丹麦 Egaa WWTP 迈向“正能量”污水厂提标改造技术路线

Fig. 7 Flow chart of Egaa WWTP upgrade for positive energy

4 问题及讨论

新型 A/B 工艺被赋予了“捕捉榨取碳源/强化自养脱氮”新的历史使命,目前研究与开发的 A 段“碳源捕获”技术旨在最大限度上将污水厂进水中的有机碳源分离,本质上是通过技术手段使“碳源挪移”实现 COD“改向”,并避免或减少被后续生化过程矿化降解,A 段强化对 COD 的捕获率可达进水总 COD 的 60%~80%,因此进入 B 段的污水呈现高氮低碳特性,这种水质特性通过常规脱氮途径通

常无法满足 TN 排放标准,因此开发了各种对碳源需求较低的生化工艺或自养脱氮工艺,如短程硝化反硝化、部分亚硝化/厌氧氨氧化(PN/A)等,但是目前技术层面尚存下述问题有待研究解决。

① 进一步优化 A 段工艺,深入研究 A 段高负荷活性污泥工艺条件对进水中不同性质的 COD(VFAs 及溶解性 COD、颗粒或者悬浮态 COD、胶体态 COD)的捕捉特性及影响因子,以及上述不同性质的 COD 于混合状态下在厌氧消化过程中的特性、

甲烷化转化潜能。

此外A段高负荷活性污泥形成的污泥絮体特性与厌氧消化过程具有关联性,但目前不同来源文献参数差异较大,需对上述工艺过程进行优化设计并确定合适的运行控制参数。另外,还需进一步研究突发性进水水质冲击对HARS系统运行特性的影响而导致的A段出水水质波动,进而对后续工艺造成影响。

② 赋予能量回收理念的新型A/B工艺,工艺原理及参数已经完全不同过去常规A/B法,新型B段工艺技术尚不成熟、关键技术瓶颈亟待突破^[25]。例如,低温低浓度条件下主流自养脱氮技术的运行稳定性、厌氧氨氧化活性及效率保持,尤其是低温($\leq 15\text{ }^{\circ}\text{C}$)下Anammox活性及工程尺度反应器的持续运行稳定性。研究显示,当水温由 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 降低到 $10\text{ }^{\circ}\text{C}$,Anammox菌活性降低10倍^[26]。我国很多地区冬季水温 $< 13\sim 15\text{ }^{\circ}\text{C}$,短期寒冷天气水温甚至低于 $11\text{ }^{\circ}\text{C}$,在这种水温条件下,主流反应器内Anammox菌的活性被快速抑制^[27],工程尺度层面如何实现稳定达标,目前技术瓶颈尚未突破。

③ 不同的研究显示,B段反应器内有机物的存在尤其是随着SCOD/N比值(≥ 0.5)的提高会有助于异养反硝化过程从而抑制Anammox^[28],但是最近有研究发现常规硝化反硝化脱氮(N/DN)过程与厌氧氨氧化过程可以有效共存^[29]。

Cao等^[30]在新加坡樟宜再生水厂的试验研究结果及污水厂实地检测结果显示,厌氧氨氧化菌与普通异养反硝化菌可以共存于同一个反应器/生物池内,且对TN的去除有各自贡献,樟宜再生水厂对TN的去除率为89%,其中通过传统途径硝化/反硝化脱氮的贡献率为50%,而Anammox途径贡献率达38%,最近五年的运行数据显示N/DN与PN/A过程对TN的去除贡献几乎接近。显然,这个结论与许多学者研究和追求的方向不同,目前学界努力方向都是设法尽最大程度上削减进入B段的COD,追求完整意义上的主流厌氧氨氧化,樟宜再生水厂生产尺度的验证数据显然颠覆了传统观点,樟宜再生水厂运行结论为两种过程协同存在提供了实践层面的支撑,但上述两种过程在同一个反应器内不同菌群(AOB、NOB、AnAOB及HB)协同发挥作用的机制、影响因子、优化运行调控策略及对其他地域的适应性(新加坡常年污水温度为 $28\sim 32\text{ }^{\circ}\text{C}$),现在结

论尚不明确。但是,这无疑为未来继续深入和开发新型“异养N/DN-自养AMX”混合共存反应器提供了崭新的研究方向。

5 结语

展望基于资源回收与碳平衡理念的未來污水处理厂,我国要因地制宜、构建符合国情的未来污水处理发展技术路线图。要认真梳理和反思以往常规污水处理路径存在的不可持续特性,污水处理过程高耗能并排放大量温室气体(GHG),与此同时,污水中COD蕴含的巨大有机化学能(约 $1.5\sim 1.9\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$)远远未被挖掘及利用,未来污水处理的发展方向是朝着营养物、能源及再生水“三厂合一”模式转变。

研究与开发进水碳源转向及污泥增量技术,对污水中有机碳源实现高效网捕截获、浓缩及分离并转向能源化途径,是提高能量自给效率、最终实现能量平衡及碳平衡运行的物质基础。

对于我国,要首先考虑管网系统完善,如试点取消化粪池、进行雨污分流、完善污水管网系统的建设,提高进水COD浓度,有条件地区逐步恢复和普及厌氧消化系统的建设及运行(行业指导政策、经济补贴要予以支持),为实现“碳源捕获1.0版”提供有效碳源基础。

在“1.0版”运营基础上,逐步考虑向“2.0版”迈进,2.0版是基于“污泥增量”理念,可采用热水解或引入外源有机物实现厌氧协同消化,进一步提高污水厂能量自给水平,实现能量平衡、甚至迈向“正能量”污水厂,对于城市有机废物引进污水厂与污泥协同厌氧消化,涉及到跨部门协作,实现“1+1>2”效果,这方面国家要给予政策支持(有机物储运及自产电能联网等),特别强调的一点是未来排放标准的制定与修订要考虑碳源转向能源化途径后对后续脱氮工艺的影响,高排放标准要与“碳平衡”运行实现目标解耦,优先鼓励碳源的能源化、资源化途径。

碳捕获“3.0版”技术路线是国际公认未来污水处理的发展方向,但“3.0版”实现基础是有赖于后续“B段”低温条件下自养脱氮工艺技术瓶颈的解决及工程尺度上稳定性、可靠性的验证,需要自主完成从小试→中试→生产规模不同尺度上的验证,目前看,“3.0版”还面临诸多技术挑战需要克服,为此,针对“B段”技术瓶颈开发出新型反应器(悬浮、

载体及复合式)及新型生物活性刺激载体,进而进一步提高 Anammox 的数量及活性是未来污水处理的技术发展方向。

致谢:此文撰写过程中,得到美国乔治华盛顿大学(George Washington University)市政与环境工程学院 ArifurRahman 博士、新加坡 PUB 前总工程师曹业始博士、北京建筑大学郝晓地博士/教授的帮助与指导,一并表示感谢。

参考文献:

- [1] Mannina G, Ekama G, Caniani D, *et al.* Greenhouse gases from wastewater treatment – A review of modelling tools[J]. *Sci Total Environ*, 2016, 551/552: 254 – 270.
- [2] van Loosdrecht M C M, Brdjanovic D. Anticipating the next century of wastewater treatment[J]. *Science*, 2014, 344(6191): 1452 – 1453.
- [3] Hao X D, Batstone D, Guest J S. Carbon neutrality: An ultimate goal towards sustainable wastewater treatment plants[J]. *Water Res*, 2015, 87: 413 – 415.
- [4] Ødegaard H. A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR) [J]. *Front Environ Sci Eng*, 2016, 10(4): 7 – 23.
- [5] van der Hoek J P, de Fooij H, Struiker A. Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater[J]. *Resour Conserv Recycl*, 2016, 113: 53 – 64.
- [6] Heidrich E S, Curtis T P, Dolfig J. Determination of the internal chemical energy of wastewater[J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(2): 827 – 832.
- [7] Khiewwijit R, Temmink H, Rijnaarts H, *et al.* Energy and nutrient recovery for municipal wastewater treatment: How to design a feasible plant layout? [J]. *Environ Modell Softw*, 2015, 68: 156 – 165.
- [8] McCarty P L, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer – Can this be achieved? [J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(17): 7100 – 7106.
- [9] Wan J F, Gu J, Zhao Q, *et al.* COD capture: A feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment[J]. *Sci Rep*, 2016, doi:10.1038/srep25054.
- [10] Cao Y S. Mass Flow and Energy Efficiency of Wastewater Treatment Plants[M]. USA: IWA Publishing, 2011.
- [11] Aichinger P, Wadhawan T, Kuprian M, *et al.* Synergistic co-digestion of solid-organic-waste and municipal sewage-sludge: 1 plus 1 equals more than 2 in terms of biogas production and solids reduction [J]. *Water Res*, 2015, 87: 416 – 423.
- [12] Rahman A, Clippeleir H D, Winckel T V, *et al.* Does optimization of carbon redirection always imply energy recovery? [A]. *Proceedings of WEFTEC 2015* [C]. Chicago: WEFTEC, 2015.
- [13] 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 Res*, 2015, 87: 476 – 482.
- [14] Rahman Arifur, Meerburg F A, Ravadagundhi S, *et al.* Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: A promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater [J]. *Water Res*, 2016, 104: 485 – 496.
- [15] de Graaff Marthe S, van den Brand Tessa P H, Roest Kees, *et al.* Full-scale highly-loaded wastewater treatment processes (A-stage) to increase energy production from wastewater: Performance and design guidelines [J]. *Environ Eng Sci*, 2016, 33(8): 571 – 577.
- [16] Ayoub M, Al-AlmRashed I G, El-Morsy A. Energy production from sewage sludge in a proposed wastewater treatment plant [J]. *Civ Eng J*, 2016, 2(12): 637 – 645.
- [17] Meerburg F A, Boon N, Van Winckel T, *et al.* Toward energy-neutral wastewater treatment: A high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics[J]. *Bioresour Technol*, 2015, 179: 373 – 381.
- [18] Remy C, Boulestreau M, Lesjean B. Proof of concept for an innovative energy positive wastewater treatment scheme[J]. *Water Sci Technol*, 2014, 70(10): 1709 – 1716.
- [19] Hao X D, van Loosdrecht M C M. A proposed sustainable BNR plant with the emphasis on recovery of COD and phosphate[J]. *Water Sci Technol*, 2003, 48(1): 77 – 85.
- [20] Schaubroeck T, De Clippeleir H, Weissenbacher N, *et al.* Environmental sustainability of an energy self-sufficient sewage treatment plant: Improvements through DEMON and co-digestion [J]. *Water Res*, 2015, 74: 166 – 179.
- [21] Khiewwijit R. New Wastewater Treatment Concepts towards Energy Saving and Resource Recovery [D]. Wageningen: Wageningen University, 2016.

- [22] 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.
- [23] New Scientist. World's first city to power its water needs with sewage energy[EB/OL]. <https://www.newscientist.com/article/2114761-worlds-first-city-to-power-its-water-needs-with-sewage-energy/>, 2016-10-05.
- [24] Aarhus Vand. First movers at Egaa WWTP produce more electricity than it uses[EB/OL]. http://www.aarhusvand.dk/en/international/new_solutions/first-movers-at-egaa-wwtp-to-produce-50-percent-more-electricity-than-it-uses/, 2016-09-25.
- [25] Cao Y S, van Loosdrecht M C M, Daigger G L. Mainstream partial nitrification-anammox in municipal-wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2017, doi: 10.1007/s00253-016-8058-7.
- [26] Lotti T, Kleerebezem R, Abelleira-Pereira J M, et al. Faster through training: The anammox case[J]. Water Res, 2015,81:261-268.
- [27] Laurenzi M, Falas P, Robin O, et al. Mainstream partial nitrification and anammox: Long-term process stability and effluent quality at low temperatures[J]. Water Res, 2016,101:628-639.
- [28] Xu G J, Zhou Y, Yang Q, et al. The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2015, 99(6):2485-2490.
- [29] Kumar M, Lin J G. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal - Strategies and issues[J]. J Hazard Mater, 2010,178(1/3):1-9.
- [30] Cao Y S, Kwok B H, Noraini A Z, et al. The mainstream partial nitrification-anammox nitrogen removal in the largest activated sludge process and comparisons with other BNR activated sludge process in Singapore[A]. Proceedings of IWA World Water Congress[C]. Lisbon, Portugal: IWA, 2014.



作者简介:刘智晓(1972-),男,山东莒县人,工学博士,高级工程师,主要从事集团化环境及水务项目设计管理,水务项目方案设计、审核与把关、工艺与设备优化,水处理过程优化控制、革新污水生物处理新工艺研究与开发,高效低耗水厂/污水厂提标改造技术等相关领域的工程化应用研究与实践。

E-mail: liuzhixiao@163.com

收稿日期:2017-01-24

加强节约和保护,实现水资源的可持续利用