

述评与讨论

污水处理厂升级改造中的认识误区

郝晓地, 方晓敏, 李天宇, 吴远远

(北京建筑大学城市雨水系统与水环境教育部重点实验室 中—荷污水处理技术研发中心, 北京 100044)

摘要: 脱氮除磷是污水处理厂升级改造的核心内容。长期以来,我国在技术应用时普遍存在认识偏差甚至是错误,使得污水处理工艺路线选择常常走偏,导致脱氮除磷运行时难以达标排放。在日益严格的排放标准以及严峻的环保监管形势下,污水处理厂升级改造成为必然。在这个问题上,采用新技术、延长流程似乎已经成为升级改造的趋势,很少有人回过头来琢磨既有工艺的“天生”缺陷。其实,我国对欧洲国家已研究、应用了20多年的反硝化除磷(DPB)作用仍停留在学术重复和改名阶段,深思熟虑的工程应用几乎不存在,以至于 A^2/O 成为脱氮除磷的主流工艺。事实上, A^2/O 工艺本身便可聚集DPB,只不过效果较UCT要差。因此,变型为UCT便可实现反硝化除磷(与硝化细菌并不存在泥龄矛盾),无需向无助于生物除磷的多级 A/O 、MBR、MBBR等方向发展,也可以弃用生物脱氮+化学除磷的常规处理模式。

关键词: 污水处理; 升级改造; 脱氮除磷

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** B **文章编号:** 1000-4602(2018)04-0010-06

Misunderstandings on Upgrading Wastewater Treatment Plants

HAO Xiao-di, FANG Xiao-min, LI Tian-yu, WU Yuan-yuan

(Sino-Dutch R & D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Key Laboratory of Urban Stormwater System and Water Environment <Ministry of Education>, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China)

Abstract: Nutrient removal is the core content of upgrading wastewater treatment plants. There have extensively been many misunderstandings or mistakes on the upgrading technology for a long time, which has made the choice of process route of sewage treatment often deviate. As a result, there is difficulty achieving the discharge standards of nitrogen and phosphorus on operation. Under the circumstance of increasingly strict discharge standards and monitoring from environmental protection, upgrading of wastewater treatment plants becomes inevitable. In this regard, the adoption of new technologies and the prolongation of the process seem to have become a trend of upgrading, and few people have come back to figure out the “natural” defects of the existing process. Actually, we have still been remaining the academically repeating and renaming phase in the field of denitrifying phosphorus removal which have been studied and applied for at least 20 years in European countries. The deliberate project cases are rarely

seen in China so that A^2/O has actually become the main-stream process in nutrient removal. In practice, A^2/O itself can accumulate denitrifying phosphorus removing bacteria (DPB), but its performance is worse than UCT in accumulating DPB. For this reason, retrofitting A^2/O to UCT would accumulate more DPB (no conflict with nitrifying bacteria). Thus, there is no necessity to develop multiple A/O , MBR, MBBR which have no P-removal performance, and the conventional biological nitrogen removal plus chemical phosphorus removal could be abandoned.

Key words: wastewater treatment; upgrading; nitrogen and phosphorus removal

为满足严格的排放标准,既有污水处理厂普遍面临升级改造的窘境。其中,脱氮除磷成为升级改造的核心技术内容。脱氮除磷理论与实践,早在 20 世纪末的欧洲(特别是荷兰)已经十分成熟,以“反硝化除磷(DPB)”为基础的同步脱氮除磷工艺(BCFS)早已大规模应用于工程实践^[1,2]。与此同时,厌氧氨氧化(ANAMMOX)现象被发现并得到实验证实,它与反硝化除磷一起预示着可持续污水处理技术时代的到来^[3~5]。

我国对脱氮除磷技术应用的时间几乎与欧洲同步, A/O 、 A^2/O 、倒置 A^2/O 等工艺从 20 世纪末就已经开始应用,以至于到目前形成了以 A^2/O 及其变型为主的脱氮除磷工艺。然而,在实际应用中发现, A^2/O 脱氮效果较好,但生物除磷普遍较差,出水 TP 很难达到 1.0 mg/L 以下,不得不靠后端化学除磷方式满足 TP < 0.5 mg/L 这样的严格排放标准。对此,国内工程界甚至学术界形成了各种各样的认识和论点,像“脱氮与除磷存在泥龄矛盾”、“生物脱氮简单、化学除磷容易”、“多级 AO 好于 A^2/O ”、“MBR(A^2/O + 膜分离)可产生优质出水”、“MBBR 适合升级改造”等,还有怀疑生物除磷理论不成熟的偏激观点。

其实,上述论点都是基于对脱氮除磷(特别是反硝化除磷)理论的表现认识或片面理解,仍然将脱氮与除磷分离看待的结果。基于反硝化除磷理论,脱氮与除磷是一体的,是一种细菌(DPB,可以将 NO_3^- 或 O_2 分别作为电子受体)在缺氧环境下发生的同步脱氮除磷现象^[1,2]。生物除磷通过排泥去除细胞内多聚磷酸盐(poly-P)固然需要较短的污泥龄(SRT),而硝化受细菌世代时间限制必须采用长 SRT^[2]。但在工程应用中,其实磷细菌与硝化细菌所需的最低 SRT 并无多大差别^[2]。MBR 和 MBBR 在生物净化机理上根本无助于生物除磷。

针对国内学术、工程界上述有关脱氮除磷的错

误论点,逐一通过既有理论、实验数据、数学模拟予以详细解释并澄清。

1 脱氮与除磷存在泥龄矛盾

传统观点认为,硝化菌(AOB/NOB)所需最小 SRT 比磷细菌(PAOs/DPB)长;如果 SRT 满足硝化菌的生长条件,磷细菌则不能较多地排出系统,导致除磷效果变差。这是脱氮除磷存在泥龄矛盾的认识出发点。之前通过对 BCFS 反硝化除磷系统各温度下磷细菌与硝化菌最小 SRT 模拟实验时发现,虽然磷细菌(PAOs/DPB)所需的最小 SRT 比硝化菌短,但两者差别不大,仅有 1 d 之差,如图 1^[2] 所示。换句话说,工程上可将磷细菌与硝化菌最小 SRT 视为一致,即不存在泥龄矛盾,这与 Brdjanovic 等^[6] 实验发现十分相符。这就是说,同步脱氮除磷系统中, SRT 并不能取得太短,否则磷细菌也无法生长繁殖,低 SRT 排泥除磷也就失去了意义。图 1 显示,低温($T < 10\text{ }^\circ\text{C}$)下,磷细菌生长受温度影响较大,以至于低温时磷细菌最小 SRT 变得比硝化菌还要长。

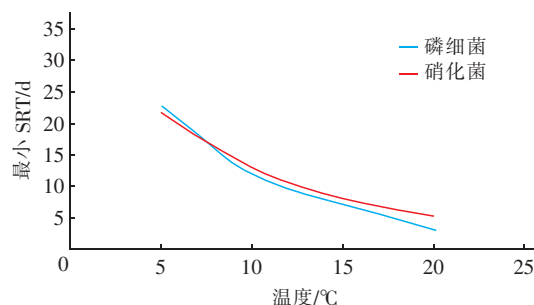


图 1 反硝化除磷系统中硝化菌与磷细菌最小 SRT 比较
Fig. 1 Comparison of minimum SRT between nitrifying bacteria and phosphorus bacteria in denitrifying phosphorus removal system

可见,脱氮与除磷存在泥龄矛盾其实是一种主观臆断,是仅从两种细菌各自世代时间比较而得出的错误判断。这也是为什么独立于反硝化除磷的硝化双污泥 A_2N 系统^[2] 在荷兰只实验演示而没有实

际工程应用的主要原因。

2 生物脱氮+化学除磷乃低碳源污水之策

化学除磷过程见图2,图中箭头处数据分别为Fe/P(Al/P)物质的量之比。

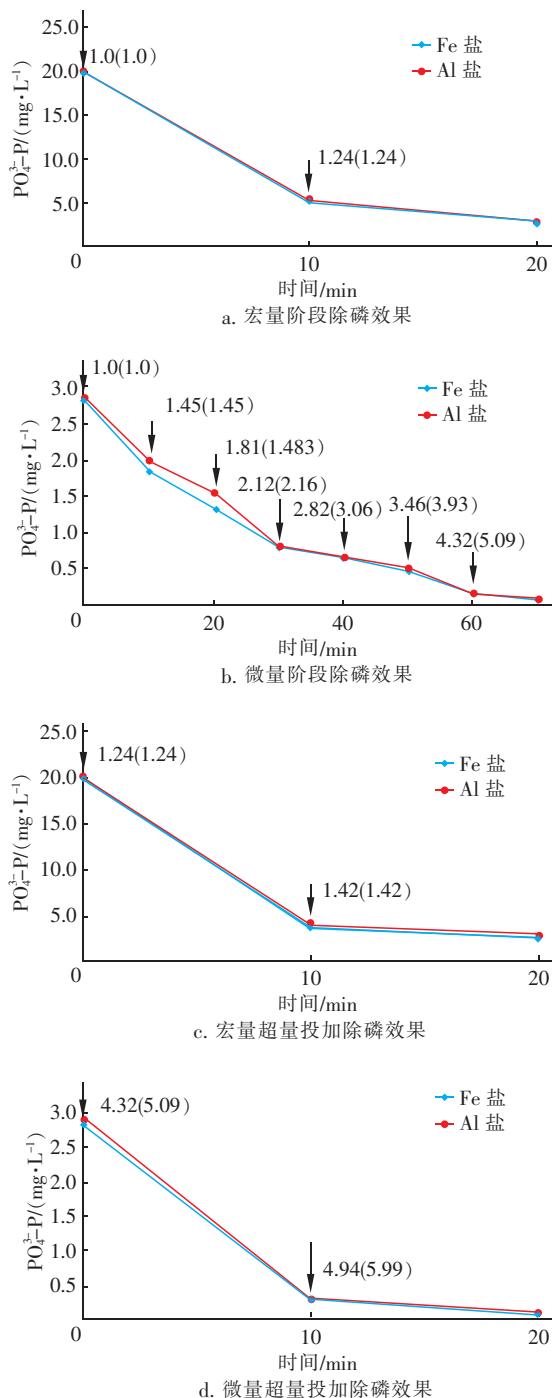


图2 化学除磷过程

Fig.2 Chemical process of phosphorus removal

化学除磷具有宏量效果好、微量效果差的特点。根据化学反应动力学,初始 PO_4^{3-} 浓度越高,化

学反应所需的金属离子与P物质的量之比就越低,反之,则越高。图2(a)显示,以Fe/P与Al/P物质的量之比为1:1向初始磷浓度为20 mgP/L的市政出水中分别投加 $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 和 $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$,约10 min后 $PO_4^{3-}-P$ 即可达到5.4 mg/L;继续投加除磷药剂后 PO_4^{3-} 下降也不再明显(至2.85 mgP/L)。图2(b)显示,要想将 PO_4^{3-} 从2.85 mgP/L降至0.1 mgP/L以下(满足Ⅳ类水体 $TP \leq 0.3$ mg/L所需出水溶解性 PO_4^{3-} 最低浓度,另外0.2 mgP/L含在初始SS中),Fe/P与Al/P投加物质的量之比将分别上升至4.32和5.09。

上述阶段性投加化学药剂固然可以节省药剂投加量,但所需反应时间较长。当然,可以采用反应开始便投加大量药剂,以缩短反应时间,如图2(c)[按图2(a)末端物质的量之比投加]、图2(d)[按图2(b)末端物质的量之比投加]所示。换句话说,如果采用化学除磷方式将污水中2~5 mg/L的 $PO_4^{3-}-P$ 降至Ⅳ类水体标准,过量投加化学药剂所带来的运行成本以及制造、运输药剂间接产生的 CO_2 排放量显然与污水处理节能降耗的目标背道而驰。

生物除磷具有微量效果极佳的显著特点,在完全满足磷细菌生长条件(厌氧→缺氧/好氧动态循环生长环境)以及所需环境条件(保证存在还原转化所需乙酸碳源)的前提下,磷细菌在缺氧(DPB)或好氧(PAOs/DPB)环境中几乎可以将水环境中的溶解性 PO_4^{3-} 全部吸收到细胞内形成poly-P,泥水分离后上清液中溶解性 PO_4^{3-} 可降至“0”这样的低水平。

从生物脱氮除磷工艺角度来看, A^2/O 或UCT完全按磷细菌所需动态生长环境所设计,可以聚集大量磷细菌。只是在工程实践中,我国很多地区污水中较低的C/P、C/N比可能会限制磷细菌的正常生长。然而,从 A^2/O 或UCT中所发现的反硝化除磷现象通过DPB细菌将生物脱氮与除磷“合二为一”,无形中相当于增加了一倍脱氮除磷所需碳源。因此,低碳源污水脱氮除磷工艺首先要考虑的就是创造DPB的最大富集条件。在此方面,UCT明显好于 A^2/O ,这已被模拟试验所证实^[7]。即便DPB在同步脱氮除磷上具有节省一倍碳源之功效,现实污水处理过程中仍会遇到碳源不足的现象。这个问题固然可以通过在厌氧池中投加碳源(如乙酸)方式加以解决,但亦可以采取厌氧池上清液侧流磷回收

相对增加 C/P、C/N 比的方法获得同样的效果^[7]。

因此,将脱氮与除磷分别以生物和化学方式隔离并非低碳源污水脱氮除磷的上策,其结果将以较大化学药剂投加量以及相应的碳排放作为代价。

3 多级 A/O 比 A²/O 脱氮除磷效果好

多级 A/O 工艺以 Bardenpho 工艺为代表,随后又衍生出多点进水的多级 A/O 工艺,如图 3 所示。

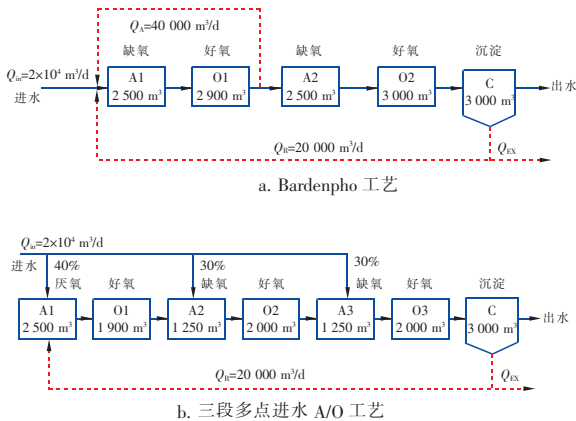


图 3 典型多级 A/O 工艺流程

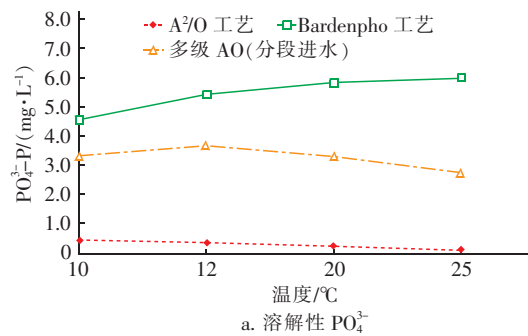
Fig. 3 Typical multi-stage A/O process

Bardenpho 工艺出现于 20 世纪 70 年代,当时还未发现反硝化除磷现象。该工艺在设计原理上将脱氮与除磷分隔设置,通过前置反硝化方式将污水中大部分氨氮在 O1 池硝化回流至 A1 池而脱氮。第二级 A/O 原理上是除磷,即通过 A2 池释磷、O2 池吸磷。然而,这种工艺在第一级 A/O 中已消耗(A1 反硝化、O1 碳氧化)大部分进水碳源(特别是 VFAs),留给第二级 A/O 的碳源所剩无几(特别是磷细菌所需的 VFAs),因此,磷细菌在这种情况下难以生长、繁殖,除磷也就无从谈起。显然,Bardenpho 要想具备同步脱氮除磷功能需要进水中的碳源非常充足,在满足反硝化(A1)和直接碳氧化(O1)的需要后仍有碳源(VFAs)剩余,这样才能保证 A2 中磷细菌对乙酸的摄取,进而使 O2 产生吸磷作用。

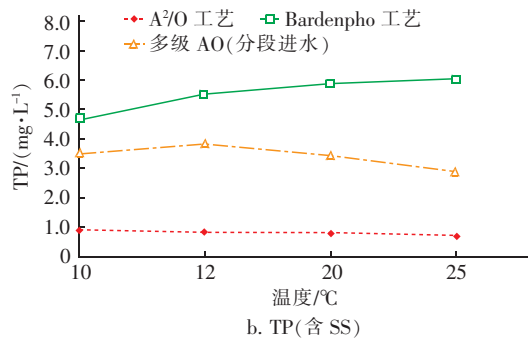
多点进水的多级 A/O 工艺在设计上将碳源分段进入三个厌氧(实为缺氧)池,但在“厌”氧池内发生的主要还是常规反硝化作用。首先,污泥回流中的 NO_3^- 在 A1 中反硝化而与磷细菌抢夺碳源,接下来 O1 池硝化产生的 NO_3^- 会进入 A2,以此类推。结果,这个工艺其实与 Bardenpho 类似,主要以硝化和反硝化为主,磷细菌也很难获得优势生长。

基于之前模拟 A²/O 时的相同水质、水量以及

反应池体积^[7],分别对图 3 所示的两种工艺进行模拟。结果显示,以出水 SS = 5 mg/L 为共同基准,A²/O 与 Bardenpho 及三段多点进水 A/O 工艺的出水 COD 完全相同, NH_4^+ 类似(低温时多点进水要好),TN 以 Bardenpho 为最好(较其他两工艺低 1~2 mgN/L)。然而,在出水磷上三种工艺差别明显不同(见图 4)。Bardenpho 工艺几乎没有除磷作用,多点进水工艺具有一定的除磷效果,但远逊于 A²/O。如果将 A²/O 变型为 UCT,除磷效果则会更好^[7]。



a. 溶解性 PO_4^{3-} P



b. TP (含 SS)

图 4 A²/O、Bardenpho 与多级 A/O 工艺出水模拟比较

Fig. 4 Simulated effluent comparison among A²/O, Bardenpho and multiple A/O processes

4 MBR 为低氮、磷出水之选

A²/O + 膜过滤(MBR)目前似乎已成为我国污水处理升级改造的“标配”。很多决策者将出水达标和缓解黑臭水体的宝全部“押”在了 MBR 上。事实上,MBR 对生物净化功能(特别是脱氮除磷)的强化作用几乎没有,只是可以聚积较高的生物量而已。相反,曝气池较高的生物量意味着较低的排泥量,这对以排除剩余污泥而产生的生物除磷作用十分不利。况且,膜只能截留不溶解的 SS,如果前端吸磷效果不佳,溶解性 PO_4^{3-} 将无法被截留。对 A²/O 和 UCT 模拟结果显示^[7],UCT 在除磷效果方面远好于 A²/O,只要保持出水 SS ≤ 5 mg/L,出水 TP 甚至可以达到北京地标中的 A 标准(0.3 mgP/L)。而从传统

二沉池出水 $SS = 10 \text{ mg/L}$ 降至 $SS \leq 5 \text{ mg/L}$ 只需传统砂滤即可。有关 MBR 在能耗、占地、费用、清洗等方面的综合评价表明, MBR 并不是一种称得上具有可持续性的工艺^[8]。有鉴于此, 荷兰仅有的几座 MBR 工艺在经历了几年高能耗以及清洗(膜污染)导致的高昂运行费后已被拆除, 继而回归传统活性污泥+砂滤方式工艺。

5 MBBR 适合升级改造

轻质悬浮型填料的出现使得生物膜技术获得了空前的发展, 人们寄希望于向曝气池中定向投加悬浮填料, 以期在悬浮增长的生物量(活性污泥)基础上再获得 1 倍以上的增殖生物量(生物膜), 这也就促进了 MBBR 工艺的出现和应用。理论上讲, 单位体积内的生物量增加, 要么可以减小反应器的体积, 要么可以增加反应器对污染负荷的处理能力。所以, MBBR 应运而生。

对污水处理各种细菌所需要的生长环境来说, 填料投入 A^2/O 好氧、缺氧池倍增生物量后可强化碳氧化、硝化、反硝化作用。但将填料投入厌氧池, 只可能有助于颗粒有机物的水解、酸化作用, 并不会促进磷细菌的倍增, 因为磷细菌是一种“动态”细菌, 需要顺序存在厌氧→缺氧/好氧的环境才能生长。投入厌氧池的填料显然难以实现这种环境上的需要, 所以, 磷细菌不会像常规异养菌(OHO)、硝化菌那样增量繁殖。只有采用向 SBR 反应器中投加填料的方式才有可能同时获得 PAOs/DPB、OHO 和 AOB/NOB 倍增的机会。因此, 填料在 A^2/O 等连续流工艺生物除磷方面的强化作用仅局限于水解、酸化, 不会对磷去除产生明显改进。

问题是 MBBR 在实际过程中真的能对 COD、N 去除产生明显强化作用吗? 之前笔者进行的 SBR 加填料(德国 Mutag BioChip™ 填料, 圆片形, 直径 = 22 mm, 厚度 = 1 mm, 比表面积 $> 3\,000 \text{ m}^2/\text{m}^3$) 试验表明^[9], 加填料 SBR 反应器近 1 年后生物膜生物量确实持续增长, 最终使该反应器内的总生物量(生物膜+活性污泥)增加到未加填料 SBR 反应器(仅有活性污泥, $MLVSS = 1\,400 \sim 1\,800 \text{ mg/L}$) 的 2.9 倍。但两个反应器对 COD、N 和 P 的去除率几乎处于相同的处理水平, 均能使模拟生活污水($COD = 200 \sim 400 \text{ mg/L}$, $TN = 40 \sim 80 \text{ mg/L}$, $TP = 8 \sim 16 \text{ mg/L}$) 处理后达到国家一级 A 标准, 并没有观察到两个反应器在净化效果上的明显差别。即使在非稳态工

况下运行, 两个反应器对 COD、N 和 P 的去除率也没有出现明显预期差别。

在将填料和活性污泥分别从反应器取出的小试观察中发现, 单位生物膜生物量的有机物降解能力、硝化/反硝化速率以及生物强化吸/放磷量均远远低于单位活性污泥生物量^[9]。相反, 添加填料反应器中悬浮增长活性污泥出现了严重的细化现象, 导致沉降性能明显下降($SVI = 220 \text{ L/mg}$; 未加填料反应器悬浮污泥 $SVI = 50 \text{ L/mg}$)。这显然是因为填料间的摩擦、剪切作用导致絮状活性污泥破碎的结果。对生物膜生物量灼烧灰分检测后发现, 残留灰分竟占生物膜生物干质量的 66.8%^[9]。进一步分析表明, 这部分灰分主要是在生物膜上形成的磷酸盐等沉淀物。这意味着, 生物膜生物量成分中仅有 1/3 是可能实际增加的生物量。如此计算, 生物膜上所增加的近 2 倍生物量实际 VSS 增量仅为悬浮污泥的 0.67 倍, 表观测得的生物量的 2/3 都是对生物净化不起作用的无机成分。

对填料生物膜上活菌/死菌荧光染色分析显示, 生物膜中的活菌比例仅为 79%, 远小于悬浮污泥 94% 的活菌比例^[9]。也就是说, 生物膜 VSS 成分中约 1/5 的细菌是非活性的, 这是细菌长时间滞留(长 SRT)于生物膜产生的结果。这就使生物膜上所增加的有效生物量进一步减少, 较悬浮污泥仅增加了 0.53 倍的有效生物量。

上述试验采用的是“微观比表面积填料(微孔填料: Mutag BioChip™, 海绵填料)”, 易形成生物量和无机物的沉积“堵孔”现象。那么“表观比表面积填料(微表面填料: 拉西环填料, 柱状填料 Kaldnes, 球型填料)”实际生物量以及净化情况是否要好些? 调研发现, 表观比表面积填料, 虽然比表面积只有微观比表面积填料的 1/400 ~ 1/5, 但是它们的比表面组成几乎全部是有效的, 附着在填料上的生物膜老化后可自行脱落, 空出的比表面积立刻可以生长新的生物膜, 这就使得生物膜中的活菌细胞比例较高, 且生物膜不密实, 扩散阻力很小, 有利于微生物的新陈代谢^[9]。

总之, MBBR 添加表观比表面积填料会有助于生物膜生长、老化脱落、避免有机物沉积, 产生的生物增加量也有助于生物净化作用。然而, 对市政污水而言, 传统活性污泥法只要保持 $3\,000 \sim 4\,000 \text{ mg/L}$ 的 MLSS, 就可实现对 COD、N、P 的有效去除,

无需额外再去投加填料而增加生物量,除非进水中各种污染物浓度超高。然而,所添加的填料无助于生物除磷(像 A^2/O 这样的连续流工艺),反而会导致悬浮污泥的破碎、细化,造成二沉困难,最后只得求助于后端膜分离(MBR)来解决出水 SS 分离问题。这会使工艺流程延长而耗能,导致运行管理复杂。

6 结语

日益严格的污水处理排放标准以及环境监管、执法力度不仅导致既有污水厂普遍面临升级改造的紧迫形势,而且对新建污水处理工艺设计也提出了工艺选择问题。在污水处理升级改造或新厂建设方面,业主、设计者往往追求所谓新技术、新工艺,以至于形成了传统工艺难以满足严格排放标准的“共识”。对市政污水处理来说,脱氮除磷是关键,至于 COD 需达超低排放标准(30 mg/L)只是排放标准制定不科学的问题(荷兰出水 COD 允许 120 mg/L ,但 BOD_5 却要求为 1 mg/L ;惰性 COD 进入水体不会耗氧,也不会对健康构成危害)。在脱氮除磷方面,普遍低碳源是我国污水的特征,但这不等于说传统工艺就不能应对低碳源下的脱氮除磷问题。

20 世纪末从反硝化除磷(DPB)现象在欧洲偶然发现、到学术确认、直至广泛应用至少已有 20 年的历史。反硝化除磷可将原本认为彼此分离的脱氮(反硝化)和吸磷(好氧)在缺氧环境下(以 NO_3^- 作为电子受体)合二为一,即,脱氮除磷在 DBP 的作用下其实是一个过程,是一份碳源即可完成的生化过程,这就为低碳源污水脱氮除磷带来了福音。此外,低碳源污水还可通过厌氧上清液侧流磷沉淀/回收方式充分发挥其宏量效果好、生物除磷微量效果佳的特点,只靠投加少量化学药剂便可解决低碳源和磷回收问题,起到事半功倍的效果。

因此,回归传统工艺,例如 A^2/O 特别是 UCT、反硝化除磷及侧流磷回收等都可以轻易实现,完全可弃用前端投加碳源(脱氮),后端投加化学药剂(除磷)的常规脱氮除磷方式,也不需要无限延长流程(多级 AO、后端深 V 滤池等),更不需要 MBR 或 MBBR 这些无助于生物除磷的所谓新工艺助力。

参考文献:

- [1] van Loosdrecht M C M, Brandse F A, Vries A C D. Upgrading of wastewater treatment processes for integrated

nutrient removal – the BCFS[®] process [J]. Water Sci Technol, 1998, 37(9): 209–217.

- [2] Hao X D, van Loosdrecht M C M, Meijer S C F, et al. Model-based evaluation of two BNR processes: UCT and A_2N [J]. Water Res, 2001, 35(12): 2851–2860.
- [3] Jettten M S M, Horn S J, van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system [J]. Water Sci Technol, 1997, 35(9): 171–180.
- [4] Hao X D, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. Model-based evaluation of temperature and inflow variation on a partial nitrification-Anammox biofilm process [J]. Water Res, 2002, 36(19): 4839–4849.
- [5] van Loosdrecht M C M, Hao X D, Jettten M S M, et al. Use of Anammox in urban wastewater treatment [J]. Water Sci Technol, 2004, 4(1): 87–94.
- [6] Brdjanovic D, Logemann S, van Loosdrecht M C M, et al. Influence of temperature on biological phosphorus removal: Process and molecular ecological studies [J]. Water Res, 1998, 32(4): 1035–1048.
- [7] 郝晓地,李天宇, van Loosdrecht M C M, 等. A^2/O 工艺用于污水处理厂升级改造的适用性探讨 [J]. 中国给水排水, 2017, 33(21): 18–24.
- [8] 郝晓地,李季,曹达啟. MBR 工艺可持续性量化评价 [J]. 中国给水排水, 2016, 32(7): 14–23.
- [9] 郝晓地,安兆伟,孙晓明,等. 悬浮填料强化污水生物处理的实际作用揭示 [J]. 中国给水排水, 2013, 29(8): 5–9.



作者简介:郝晓地(1960–),男,山西柳林人,教授,从事市政与环境工程专业教学与科研工作,主要研究方向为污水生物脱氮除磷技术、污水处理数学模拟技术、可持续环境生物技术,现为国际水协期刊《Water Research》区域主编(Editor)。

E-mail: haoxiaodi@bucea.edu.cn

收稿日期: 2017–10–11