



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202010091

中图分类号 X703

文献标识码 A

边德军, 赵乐欣, 王宁, 等. 超长污泥龄对 MPR 工艺脱氮除磷效果的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1735-1743.

BIAN Dejun, ZHAO Lexin, WANG Ning, et al. Effects of ultra-long sludge retention time on denitrification and phosphorus removal by MPR process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(5): 1735-1743.

超长污泥龄对 MPR 工艺脱氮除磷效果的影响

边德军^{1,2,*}, 赵乐欣¹, 王宁¹, 聂泽兵², 王帆¹, 艾胜书¹, 朱遂一^{1,2}

1. 长春工程学院, 吉林省城市污水处理重点实验室, 长春 130012

2. 东北师范大学, 吉林省城市污水处理与水质保障科技创新中心, 长春 130117

第一作者: 边德军(1967—), 男, 博士, 教授。研究方向: 城市污水处理。E-mail: cgcxybiandj@163.com

*通信作者

摘要 针对高 MLSS 下系统的稳定运行及脱氮除磷效果, 采用微压内循环生物相反应器 (MPR) 处理模拟城市污水, 探究了超长污泥龄 (SRT) 在 50、70、90 d 时, MPR 不断减少剩余污泥排放量下的脱氮除磷效果。结果表明, 当 SRT 由 50 d 提升至 90 d 时, MPR 工艺的脱氮能力得到增强, TN 的平均去除率由 75.97% 提高到 84.60%。在延长 SRT 后, MPR 工艺对 TP 的去除速率有所降低, 但 TP 的去除率仍可稳定保持在 97% 以上, 超长 SRT 对 TP 的去除效果影响不显著。在 SRT 为 90 d 时, 系统稳定期的平均 MLSS 为 13 252 mg·L⁻¹, SVI 为 70 mL·g⁻¹。此时系统脱氮除磷效果最佳, COD、NH₄⁺-N、TN、TP 平均出水质量浓度分别为 24.73、0.49、6.99、0.07 mg·L⁻¹, 出水优于 GB 18918-2002 一级 A 标准。以上结果表明, 在超长 SRT 下, MPR 系统不仅可长期稳定运行, 还可保障较高的脱氮除磷效果。

关键词 微压内循环生物相反应器 (MPR); 超长污泥龄; 脱氮除磷; 城市污水

目前, 活性污泥法仍是应用最为广泛的污水处理技术。在我国城镇化和环境保护协同发展的趋势下, 污水处理成为绿色发展理念下重要的一环, 而剩余污泥的处理处置成为污水处理的一大难题。剩余污泥处理和处置所需的费用高达整个污水处理厂投资和运行费用的 25%~65%^[1]。在现有的污水处理厂中, 为保证生化系统的脱氮除磷效果, 污泥龄 (sludge retention time, SRT) 一般控制在 12~20 d^[2-3]。然而, 较短的 SRT 会产生大量的剩余污泥, 预计在 2020—2025 年, 我国污泥年产量将突破 6×10⁷ t^[4], 这将给污水处理厂带来巨大的经济负担。近些年, 污泥减量化已成为研究的热点, 且其也是解决污泥问题的理想途径之一^[5]。SRT 作为处理工艺的重要参数, 直接影响生化系统的脱氮除磷能力^[6]。传统的研究观点^[7-8]认为, 较长的 SRT 不利于磷的去除。然而, 左宁等^[9]发现, SRT 为 50 d 时, 排富磷污水除磷的 LSP 和 PNR 系统可以同时获得良好的污泥减量^[10]与除磷效果。韩玮等^[2]研究了厌氧/好氧交替运行的 SBR 系统, SRT 为 48 d 时仍能保证出水 TP 质量浓度长期稳定达标。这为延长 SRT, 减少剩余污泥的排放, 并保证系统较高的脱氮除磷效果提供了可行性。但是, 目前有关在超长 SRT 的条件下, 如何使系统长期稳定运行以及如何保障系统脱氮除磷效果等研究还较少见报道。

收稿日期: 2020-10-19; 录用日期: 2021-01-26

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51878067); 吉林省科技发展计划项目 (20180201020SF, 20200201005JC)

本研究采用微压内循环生物反应器^[11-12](micro-pressure inner-loop bioreactor, MPR)开展了研究。MPR是一种新型多菌群生物反应器,与传统的SBR工艺相比,特殊的流态与传质特性使其溶解氧(dissolved oxygen, DO)由内向外逐渐升高,在单一池体内可实现同时具有中心厌氧、中部缺氧、外部好氧的生化反应环境。这丰富了系统微生物的种类,使多功能菌群分区,在协同作用下,为系统同步去除有机物和脱氮除磷提供了良好环境^[13-15],也为系统在高MLSS下的长期稳定运行提供有利条件。本研究以人工配置的模拟城市污水为研究对象,在不断减少剩余污泥排放的目标下,探究了MPR系统在超长SRT下长期运行的脱氮除磷效果及稳定性,以期MPR工艺的实际工程应用及污泥减量化等研究提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行方式

微压内循环生物反应器(MPR)工艺原理及实验装置如图1所示。反应器材质为有机玻璃板。上部提升部分尺寸为130 mm×90 mm×400 mm的长方体,呈敞开式,起抬高水位和气体排出作用。下部主反应区尺寸为直径900 mm、高90 mm的圆柱体,提升部分使主反应区处于微小压力状态。反应器有效容积为40 L。底部单侧设置穿孔曝气管。单侧曝气延长了气泡的行程,使气泡与污水的接触时间变长,从而提高了氧的传质效率,增加了氧的利用率。在曝气驱动下,混合液在反应器内形成了稳定的循环流。由于污水与气泡主要在曝气侧和反应器顶部接触,因此,在曝气充氧、流速梯度和氧传质作用下,一定程度上可减少氧和其他基质的传质阻力,并使MPR系统形成较为稳定的DO分区。从外环区域到中心区域,DO浓度逐渐降低,形成外环好氧、中部缺氧、中心厌氧的3种氧环境。反应器通过空气压缩机进行曝气,利用转子流量计控制曝气量为 $1.6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 。pH计和DO仪的探头置于反应器内,实现反应过程中pH、DO及温度的实时监测。反应器进水温度为 $(19 \pm 1) \text{ }^\circ\text{C}$,通过调节室温控制进水温度。反应器等间距设有取样口(其中3为排水孔,4为测样孔,5为排泥孔)。

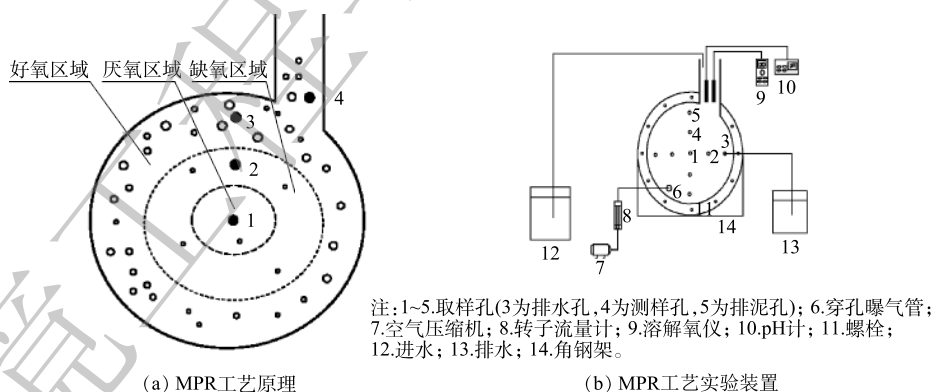


图1 MPR工艺原理及实验装置图

Fig. 1 MPR process principle and experimental device diagram

反应器采用间歇运行方式,在1 d内运行2个周期,每周期为12 h,由10 min进水、480 min曝气、180 min沉淀、10 min排水、40 min闲置组成。排水比为0.4,日处理水量32 L。在曝气停止前30 min,分别排泥800、570和445 mL,将SRT控制在50、70和90 d。实验接种的活性污泥来自长春市某污水处理厂。在实验运行前,活性污泥经过了约30 d的污泥驯化。反应器初始MLSS浓度控制为 $(4\ 000 \pm 200) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.2 实验水质

本实验用水为人工模拟城市污水,通过投加淀粉、乙酸钠(CH_3COONa)、氯化铵(NH_4Cl)、磷

酸二氢钾 (KH₂PO₄)、牛肉膏、蛋白胨、高岭土配置而成。实验进水中微量元素由牛肉膏、蛋白胨提供，进水水质见表 1。

1.3 分析方法

COD 采用重铬酸钾法，TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法，NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法，TP 采用钼酸铵分光光度法，MLSS 采用重量法，SV 采用 100 mL 量筒 30 min 沉降法。操作方法均按照国家的水与废水检测标准^[16]进行。pH 使用雷磁 PHSJ-4A 酸度计，DO 使用德国 WTW 的 Oxi3310 便携式溶解氧仪检测。

2 结果与讨论

2.1 不同 SRT 对 MPR 中 MLSS、SVI 变化的影响

图 2 为不同 SRT 下 MPR 中 MLSS 及 SVI 的变化情况。表 2 为不同 SRT 下污泥增长及排放情况。由图 2(a) 和图 2(b) 可知，随着 SRT 的增加，MLSS 随之增加，系统的污泥负荷 (Ns) 降低。在 3 个阶段中，平均 Ns 分别为 0.07、0.04、0.03 kg·(kg·d)⁻¹，系统一直处于低负荷运行状态。由表 2 可知，在系统稳定期，3 个阶段平均 MLSS 分别为 5 128、9 215、13 252 mg·L⁻¹，平均污泥增长速率分别为 32.16%、90.39%、44.36%。SRT 在 70 d 内，充足的营养物质供应，使微生物处于增殖期，MLSS 增长较快。SRT 在 90 d 内，平均 Ns 为 0.03 kg·(kg·d)⁻¹，内源呼吸和原位消化减弱了微生物的代谢作用，导致 MLSS 增长速率降低。对比一般污水厂控制的 SRT(12~20 d)，MPR 在 3 个阶段下分别运行了 50、50、60 d，分别可减少 60~127、72~138、93~173 L 的剩余污泥排放。此外，由图 2(a) 可

表 1 实验进水水质

Table 1 Water quality of experimental influent

数值类型	COD/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	pH
浓度范围	353~537	38~54	23~34	2.4~4.3	7.8~8.2
平均值	426	44.9	29.2	3.31	8

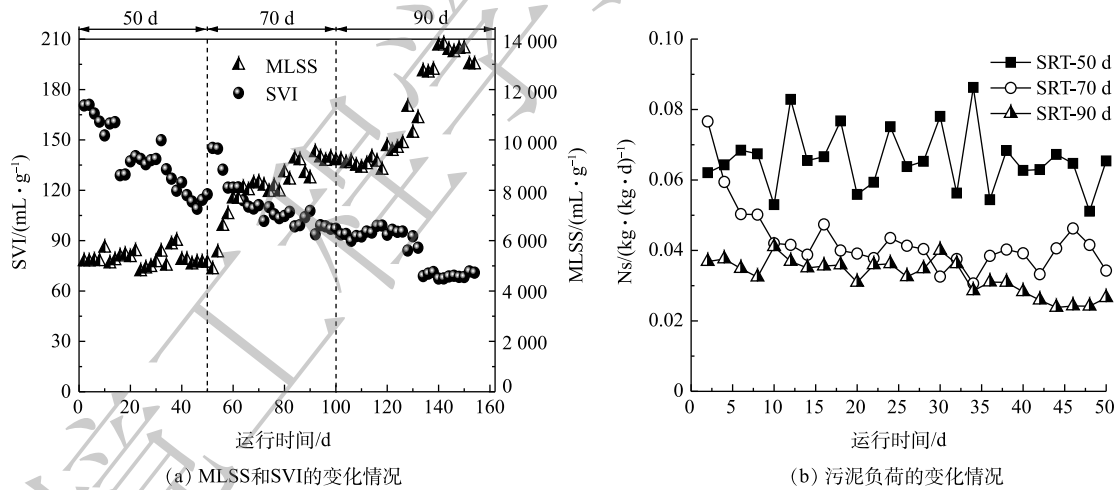


图 2 MPR 中 MLSS、SVI 及污泥负荷的变化情况

Fig. 2 Changes of MLSS, SVI and sludge load in MPR

表 2 各阶段污泥增长及排放情况

Table 2 Sludge growth and discharge at each stage

SRT/d	运行时间/d	初始MLSS/(mg·L ⁻¹)	稳定期平均MLSS/(mg·L ⁻¹)	增长速率/%	相应减少剩余污泥排放量/L
50	50	3 880	5 128	32.16	60~127
70	50	4 840	9 215	90.39	72~138
90	60	9 180	13 252	44.36	93~173

注：减少剩余污泥量相对于一般污水处理厂控制的SRT在12~20 d(Ns在0.07~0.4 kg·(kg·d)⁻¹)。

知,MPR系统中的SVI整体呈现出先下降后趋于稳定的趋势,在运行初期SVI值达到 $170\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$,在136 d后稳定在 $70\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 左右。这是因为,随着SRT的延长,MLSS有所增加,活性污泥不断成熟,形成紧而密实的较大污泥絮体,从而改善了系统的沉降性能。且反应器中较高的MLSS使微生物处于内源代谢期,活性污泥的活性难以处于较高的水平,这也有利于污泥沉降。詹咏等^[17]发现,在一定范围内,SRT越长,污泥絮凝越好。沉降性能的提升可保证MPR系统的长期稳定运行。

2.2 MPR内不同区域的DO分布规律

图3为MPR不同氧分区的DO的历时变化。反应器在单侧曝气作用下,污泥混合均匀,逐渐稳定,形成明显的氧分区(厌氧、缺氧、好氧)环境。由图3可知,厌氧区的DO浓度一直保持在 $0.03\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,这有利于厌氧细菌的生长繁殖。缺氧区的DO浓度在330 min前一直保持在 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,在330 min后出现拐点,此后逐渐上升,稳定在 $1.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。缺氧区主要是缺氧型细菌在发挥作用。好氧区的DO浓度在300 min前一直保持在 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,300 min出现拐点,此后迅速上升,稳定在 $4.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。这说明好氧区的DO较充足,能够满足好氧微生物的代谢活动。出口的DO浓度在300 min前一直保持在 $0.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,300 min出现拐点,在450 min后稳定在 $4.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。以上结果表明,MPR系统内存在明显的氧分区,DO由厌氧区到好氧区呈现递增的趋势,这不仅提高了氧的利用率,为保障系统较高的脱氮除磷效果提供了良好的环境,且丰富了系统微生物的种类,为系统长SRT、高MLSS下的稳定运行提供了有利条件。

2.3 不同SRT对MPR中COD去除效果的影响

图4为不同SRT条件下MPR中COD的去除情况。3个运行阶段反应器的COD平均出水值分别为 26.17 、 25.25 、 $24.73\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,相应的平均去除率分别为 93.83% 、 93.99% 、 94.24% 。随着SRT的增加,MLSS亦增加, N_s 则有所降低^[18],MPR系统对COD的去除能力有所提升。当SRT为90 d时,微生物对有机物有了充分的利用,反应器出水达到最佳去除效果。这是因为,较高的MLSS使系统一直处于低负荷运行状态,一定程度上增强了系统微生物对耗氧有机物的分解代谢能力,为后续的脱氮除磷过程提供了物质保障。同时MPR独特的流态使活性污泥处于不同DO区域,耗氧有机物的降解主要发生在好氧区域,而对于难降解的有机物,可以在厌氧区或缺氧区域完成酸化水解,这保证了系统COD的去除率不受影响。此外,在整个实验运行期间,反应器进水COD值波动较大,但出水较为稳定,COD的平均去除率稳定维持在 93% 以上且有一定提升,这表明超长SRT有利于MPR工艺对COD的去除。

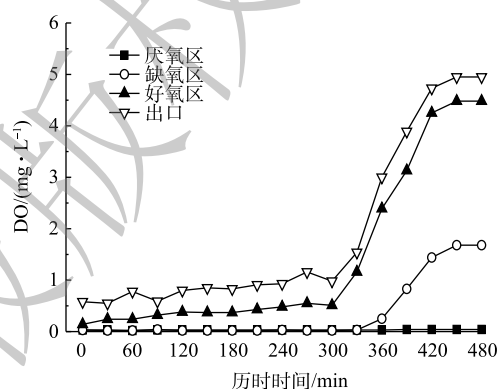


图3 MPR不同氧分区DO历时

Fig. 3 DO duration in different oxygen zones of MPR

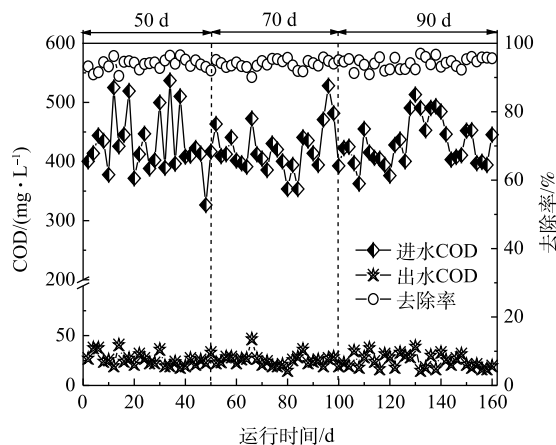


图4 MPR中COD的去除效果

Fig. 4 COD removal effect by MPR

2.4 不同 SRT 对 MPR 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果的影响

图 5 为不同 SRT 下 MPR 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果变化情况。3 个运行阶段反应器的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均出水浓度分别为 0.64、0.63、0.49 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，相应平均去除率分别为 97.92%、97.77%、98.21%。由图 5 可知，随着 SRT 的增加， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果有所提升，平均出水浓度由 SRT 在 50 d 下的 0.64 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 SRT 在 90 d 下的 0.49 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这是因为，延长 SRT 保证了硝化菌的数量， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在 AOB(氨氧化菌)作用下被氧化成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ，继而在 NOB(亚硝酸盐氧化菌)的作用下转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ，完成硝化反应。此外，MPR 单侧曝气延长了气泡的行程，使气泡与污水的接触时间变长，为气泡与污水接触的区域提供了较充足的 DO。在曝气充氧、流速梯度及氧传质的作用下，系统的 DO 转移效率增强，保障了系统硝化反应的条件，使超长 SRT 下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果未受到影响。

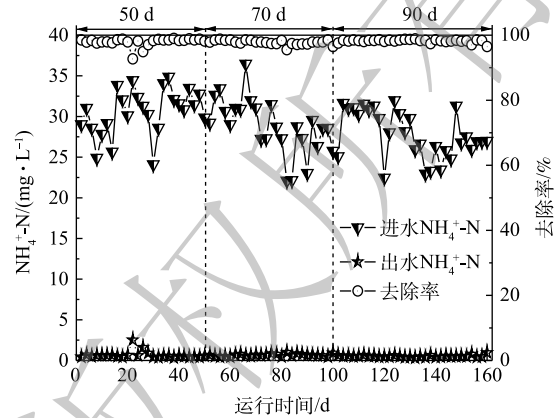


图 5 MPR 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

Fig. 5 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal effect by MPR

2.5 不同 SRT 对 MPR 中 TN 去除效果的影响

图 6 为不同 SRT 下 MPR 对 TN 去除效果的影响。TN 平均出水浓度分别为 11.23、7.09、6.99 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，相应平均去除率分别为 75.97%、83.38%、84.60%。由图 6 可知，当 SRT 为 50 d 时，TN 的去除效果较差。由于反硝化反应所需的反硝化菌数量较少，系统滞留了大量 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 未被转化，反硝化成为 MPR 脱氮的限制条件，因而此时系统脱氮效果较差；当 SRT 为 70 d 时，MPR 对 TN 的去除能力得到提升，TN 的出水浓度逐渐降低；当 SRT 为 90 d 时，系统平均 MLSS 达到 13 252 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，TN 的平均出水浓度为 6.99 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，系统达到了最佳脱氮效果。这是因为，随着 MLSS 增加，微生物数量增加，有机底物和 DO 得到了充分的利用，系统 DO 浓度整体降低，使中心厌氧区域进一步扩大，这为反硝化菌的增殖提供了有利环境，从而增强了反硝化作用。此外，反硝化反应中可利用的碳源较为广泛，而 MPR 工艺独特的厌氧、缺氧、好氧生化反应环境^[11]，使多功能菌群分区，在协同作用下，可降解部分难降解的有机物，为生物脱氮提供所需的碳源^[19]。以上结果表明，超长 SRT 有利于 MPR 系统的脱氮。

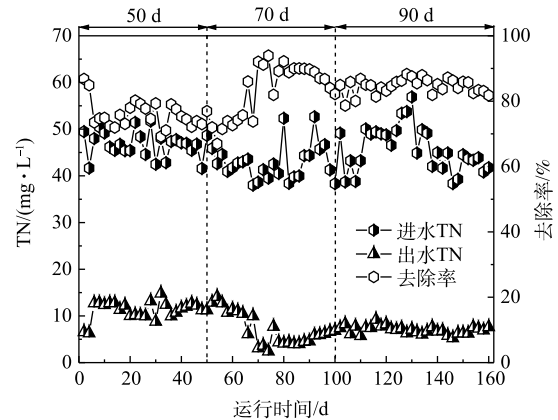


图 6 MPR 中 TN 的去除效果

Fig. 6 TN removal effect by MPR

2.6 不同 SRT 对 MPR 中 TP 去除效果的影响

图 7 为不同 SRT 下 MPR 中 TP 去除情况。根据生物除磷的原理，生物除磷主要通过微生物的同化作用和 PAOs 的过量吸磷，再经过剩余污泥排放完成除磷。传统观点认为，SRT 越长，反应器污泥系统富集的磷越多，去除效果会越差^[20]。各阶段 TP 的平均出水浓度分别为 0.07、0.08、0.07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率分别为 97.54%、97.53%、97.83%。在 SRT 由 50 d 提升至 90 d 的过程中，系统一直处于低负荷运行状态，但 TP 的去除效果未受到影响，MPR 工艺对磷仍可保持高效的去除率。结合图 2

可知, MLSS 升高, PAOs 数量亦随之增加, 使系统 PAOs 体内的 β -PHA(聚羟基烷酸) 总量增加, 得到了更多的吸磷驱动力^[2], 聚磷能力增强。此外, 随着 MLSS 的升高, 单位有机质浓度有所升高, 排放单位体积的剩余污泥的 TP 浓度亦随之增加, 系统的除磷能力增强。同时, MPR 工艺单一池体形成的独特生化反应环境也有利于磷的去除。以上结果表明, 在超长 SRT 下, MPR 工艺可保证 TP 稳定高效的去除。

2.7 不同 SRT 下 MPR 中 COD 和 DO 的历时变化

不同 SRT 条件下 MPR 典型周期内 COD 历时和 DO 历时变化见图 8。由图 8 可知, 曝气 60 min 后, COD 值便达到 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 随后持续缓慢降低, 表明 MPR 工艺对 COD 有较强的去除能力。3 个历时阶段, 出水 COD 浓度整体呈现降低趋势, SRT 为 90 d 的出水 COD 值低于 70 d, 70 d 低于 50 d。其原因有 2 方面: 一方面是污泥吸附与稀释作用, 在未曝气时, 3 个阶段系统 COD 分别从 422.9、429.5、 $439.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 246.8、179.1、 $87.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这表明 MLSS 随着 SRT 的延长而升高, 微生物量有所增加, 导致污泥吸附作用变强; 另一方面, 曝气初期, 微生物处于饥饿状态, MLSS 越高, 微生物量越大, 对耗氧有机污染物(以 COD 计)的降解能力越强。从 DO 历时来看, 在 0~330 min 内, 对于 3 个运行阶段, 其 DO 浓度分别由 0.51、0.56、 $0.48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 1.42、0.98、 $0.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均在 330 min 时发生 DO 的突跃, 完成了对耗氧有机污染物(以 COD 计)的降解。以上结果表明, 在超长 SRT 下, 随着 SRT 的增加, 系统 DO 利用率亦增加, 对耗氧有机污染物(以 COD 计)的降解能力得到增强。

2.8 不同 SRT 下 MPR 内各形态氮的转化历时

不同 SRT 下 MPR 典型周期内各形态氮的转化历时见图 9。MPR 运行的 3 个阶段, 在前 300 min 均有 TN 的去除: 当 SRT 为 50 d 时, 在前 180 min 内, NO_3^- -N 变化不大, 质量浓度维持在 $0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 当 SRT 为 70 d 和 90 d 时, 在前 300 min 内, NO_3^- -N 变化不大, 所对应的质量浓度分别维持在 $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在 300 min 后 TN 均变化不大。当 SRT 为 50 d 时, 在 180 min 后, NO_3^- -N 开始累积; 当 SRT 为 70、90 d 时, 在 300 min 后, NO_3^- -N 开始累积, 均于 450 min 达到峰值。在 3 个阶段, NO_2^- -N 含量在 150 min 前均为 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 分别在 150、180、210 min 后开始累积, 于 240、330、390 min 达到峰值。而反应过程中 NH_4^+ -N 一直在降低。在历时过程中, 出水 TN 和 NH_4^+ -N 浓度在 SRT 为 50 d 时最高, 在 SRT 为 70 d 时最低。由图 9 可知: 在超长 SRT 下, SRT 由 50 d 提升至 70 d, 系统脱氮能力增强; SRT 由 70 d 提升至 90 d, 脱氮能力受到了一定限制。以上结果表明, 一定程度上延长 SRT, 有利于增强系统的脱氮能力。由图 9(c) 和图 9(d) 可知, 当 SRT 为 70 d 时, 在前 180 min 内, NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 的浓度几乎为 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此时脱氮是由 SND(同步硝化反硝化)完

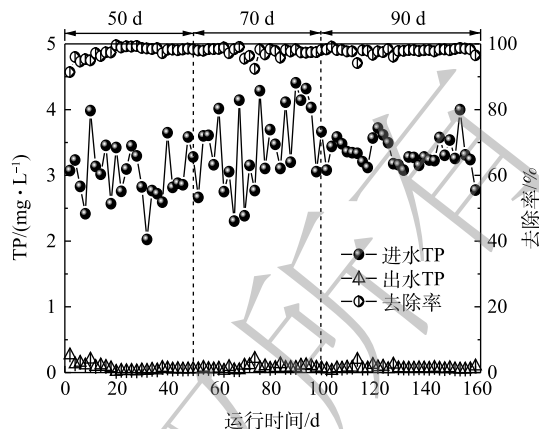


图 7 MPR 中 TP 的去除效果

Fig. 7 TP removal effect by MPR

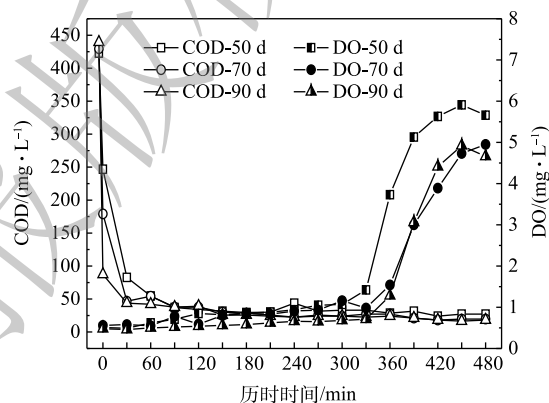


图 8 典型周期内 COD 及 DO 历时变化

Fig. 8 COD and DO changes with time in a typical period

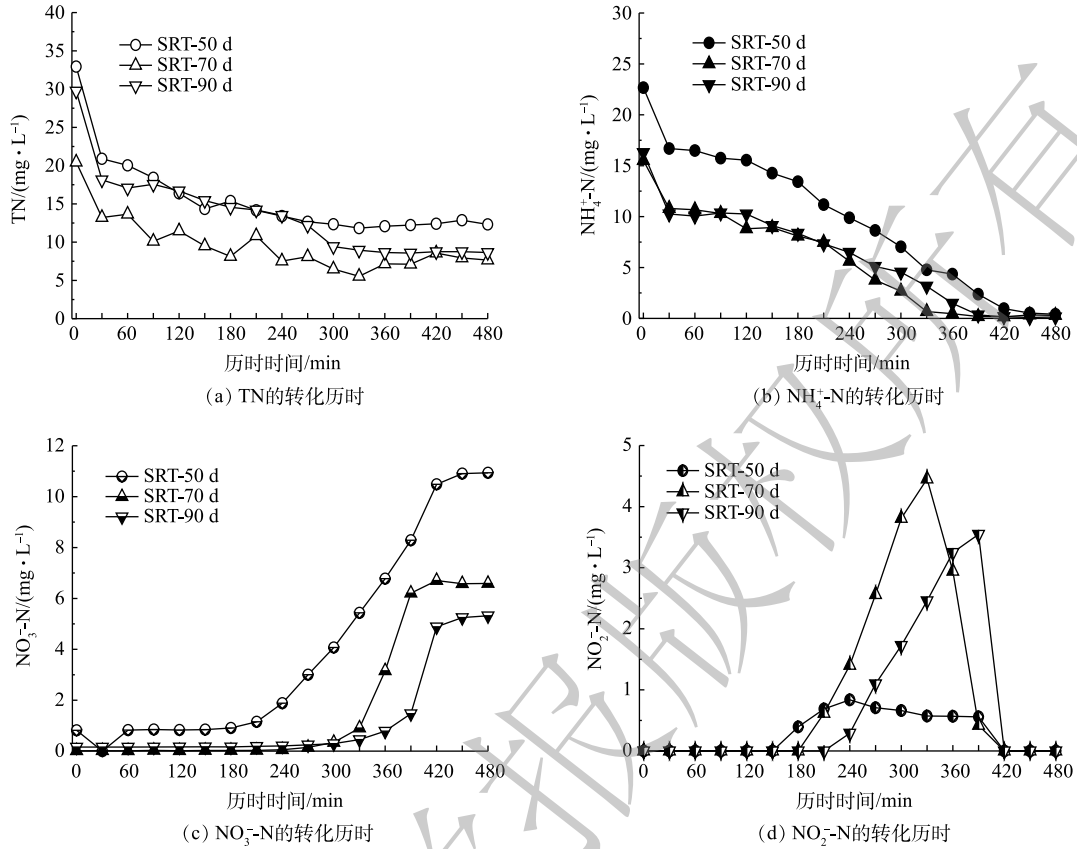


图 9 典型周期内各形态氮的转化历时

Fig. 9 Transformation of each nitrogen form in a typical period

成。而 3 个运行阶段分别在 150、180、210 min 前 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 未形成持续累积，这表明此时段内一直伴随着 SND 作用。3 个运行阶段在 450 min 时 NH₄⁺-N 均出现氨谷，NO₂⁻-N 含量为 0 mg·L⁻¹，NO₃⁻-N 含量分别为 10.91、6.58、5.25 mg·L⁻¹。这说明此时硝化反应彻底，系统内滞留部分 NO₃⁻-N 未被转化成氮气，反硝化作用限制了脱氮能力。而 NO₃⁻-N 含量随着 SRT 的延长而降低，这表明延长 SRT 有利于提高 MPR 的反硝化能力。

2.9 不同 SRT 下 MPR 中 TP 历时

不同 SRT 下 MPR 典型周期内 TP 历时变化见 图 10，磷的释放与吸收率见表 3。结合 图 8 和 图 9 可知，在 0~60 min 内，MPR 系统处于低溶解氧状态 (<0.5~0.6 mg·L⁻¹)，系统发生释磷作用。在 60~330 min 内，MPR 系统处于好氧状态 (>0.5 mg·L⁻¹)，系统同时发生了有机物的降解、硝化反硝化、好氧吸磷。MPR 工艺具有良好的同步去除有机物和脱氮除磷效果^[21]。本实验中，当 SRT 为 50 d 时，曝气 60 min 时系统污泥中释磷含量为 12.8 mg·L⁻¹，当 SRT 为 70 d 和 90 d 时，曝气 30 min 时系统污泥中释磷含量分别为 15.2 mg·L⁻¹ 和 13.2 mg·L⁻¹。3 个阶段磷的释放量与进水 TP 浓度的比值分别为 3.41、4.23、4.20，当 SRT 为 70 d 和 90 d 时，磷的释

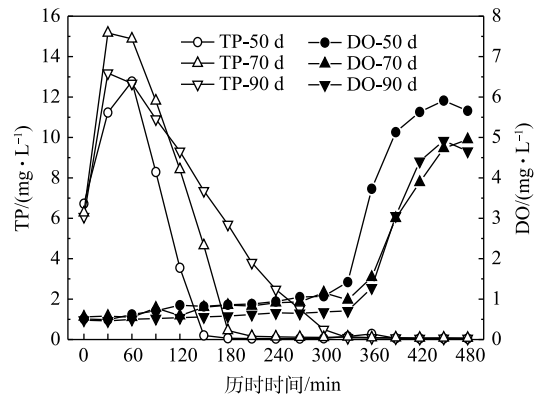


图 10 典型周期内 TP 及 DO 的历时变化

Fig. 10 TP and DO changes with time during a typical period

放量较多, 此时系统的 PAOs 具备较强的储磷能力。当 SRT 为 50 d 时, 在 60~180 min 内, DO 浓度由 $0.62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $0.86 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相应的 TP 浓度由 $12.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $0.065 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 于 180 min 基本完成吸磷; 当 SRT 为 70 d 时, 在 30~210 min 内, DO 浓度由 $0.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $0.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相应的 TP 浓度由 $15.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $0.16 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 于 300 min 完成吸磷 (TP 浓度为 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$); 当 SRT 为 90 d 时, 在 30~330 min 内, DO 浓度由 $0.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $0.71 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相应的 TP 浓度由 $13.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至 $0.09 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 于 330 min 基本完成吸磷。在 3 个运行阶段中, MPR 系统的吸磷速率分别为 6.37 、 5.01 和 $2.62 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。以上结果表明, 在超长 SRT 下, 随着 SRT 的增加, 反应过程中 DO 浓度下降, 好氧吸磷完成的时间延后, 吸磷速率降低。MPR 系统长期处于低负荷运行状态, 影响了 PAOs 细胞内聚 β -PHB(聚羟基丁酸) 的含量, 使磷的吸收速率下降^[22]。而较高的 MLSS 维持了 PAOs 的数量, 保证了磷的去除效果不受影响。

3 结论

1) 在本研究的 3 个阶段中, 出水污染物浓度均优于 GB 18918-2002 中一级 A 标准。当 SRT 为 90 d 时, MPR 系统稳定期的平均 MLSS 为 $13\ 252 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 为 $70 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 活性污泥沉降性能良好; 此时脱氮除磷效果最佳, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、TP 平均出水值分别为 24.73、0.49、6.99、 $0.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均去除率分别为 94.24%、98.21%、84.60%、97.83%。

2) 当 SRT 由 50 d 提升至 90 d 时, MLSS 升高, N_s 降低, 耗氧有机污染物 (以 COD 计) 的降解能力增强, 同时 MPR 独特的工艺构造使 DO 转移效率增强, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率有所提升, 而系统 DO 浓度整体降低, TN 去除率得到了明显的提升, TN 的平均去除率由 75.97% 提高到 84.60%。

3) MPR 系统中磷的释放量与进水 TP 浓度的比值随着 SRT 的延长而升高, 系统的 PAOs 具备较强的储磷能力, 同时随着 MLSS 的升高, 排放单位体积的剩余污泥的 TP 浓度增加, 系统的除磷能力增强, 对 TP 的去除效果影响不显著, 平均去除率可稳定保持在 97% 以上。

参考文献

- [1] ZHAO Q L, KUGEL G. Thermophilic/mesophilic digestion of sewage sludge and organic waste[J]. *Journal of Environment Science and Health*, 1996, A31(9): 2211-2231.
- [2] 韩玮, 袁林江, 柴璐. 长污泥龄污水生物除磷系统的除磷效果[J]. *安全与环境学报*, 2012, 12(5): 17-22.
- [3] GE H Q, BATSTONE D J, KELLER J. Operating aerobic wastewater treatment at very short sludge ages enables treatment and energy recovery through anaerobic sludge digestion[J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6546-6557.
- [4] 戴晓虎. 城镇污水处理厂污泥稳定化处理的必要性和迫切性的思考[J]. *给水排水*, 2017, 53(12): 1-5.
- [5] LIU Y, TAY J H. Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process[J]. *Biotechnology Advances*, 2001, 19(2): 97-107.
- [6] 许劲, 孙俊怡. 生物除磷脱氮系统设计中的污泥龄[J]. *重庆建筑大学学报*, 2005, 27(5): 83-86.
- [7] 许小平, 陶晓武, 杜敬, 等. 污泥龄对 A^2/O 工艺脱氮除磷的影响分析[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(21): 69-71.
- [8] BRDJANOVIC D, YAN LOOSDRECHT M C M, VERTEEG P, et al. Modeling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder[J]. *Water Research*, 2000, 34(3): 846-858.
- [9] 左宁, 吉芳英, 万小军, 等. 污泥龄对LSP&PNR污泥减量新工艺运行效能的影响[J]. *环境工程学报*, 2008, 2(1): 105-109.
- [10] LIU J J, YUAN Y, ZHANG Q, et al. Enhanced nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor with sludge fermentation products as carbon source[J]. *Bioresource Technology*,

表 3 各阶段 MPR 系统磷的释放与吸收率

Table 3 Phosphorus release and absorption rate of MPR system at each stage

SRT/d	进水TP/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	释放量与进水 TP浓度比值	吸磷速率/ ($\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$)
50	3.74	3.41	6.37
70	3.58	4.23	5.01
90	3.14	4.20	2.62

- 2017, 244(1): 1158-1165.
- [11] 边德军. 微压内循环多生物相反应器研制及性能[D]. 长春: 东北师范大学, 2015.
- [12] 任庆凯. 微压内循环生物反应器的流场特性研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2017.
- [13] BIAN D J, ZHOU D D, HUO M X, et al. Improving oxygen dissolution and distribution in a bioreactor with enhanced simultaneous COD and nitrogen removal by simply introducing micro-pressure and swirl[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2015, 99(20): 8741-8749.
- [14] 边德军, 沈国, 艾胜书, 等. 曝气量对微压内循环多生物相反应器同步脱氮除磷的影响[J]. *东北师范大学学报*, 2019, 51(4): 152-159.
- [15] REN Q K, YU Y, ZHU S Y, et al. Characterization of a novel micro-pressure swirl reactor for removal of chemical oxygen demand and total nitrogen from domestic wastewater at low temperature[J]. *Biodegradation*, 2017, 28(2/3): 145-157.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [17] 詹咏, 张焕焕, 冯青青, 等. 不同泥龄对活性污泥絮凝特性的影响[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(11): 5836-5842.
- [18] MOUSSA M S, HOOIJMANS C M, LUBBERDING H J, et al. Modelling nitrification, heterotrophic growth predation in activated sludge[J]. *Water Research*, 2005, 39(20): 5080-5098.
- [19] 陈滨, 许立群, 周鹏飞, 等. 低负荷状态下CAST工艺脱氮特性的研究[J]. *四川环境*, 2010, 29(1): 12-16.
- [20] 徐宇峰. 低氧活性污泥法除污及污泥减量研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2014.
- [21] LIU S L, DAIGGER G T, LIU B T, et al. Enhanced performance of simultaneous carbon, nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in an anaerobic-aerobic-anoxic sequencing batch reactor (AOA-SBR) system by alternating the cycle times[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 1-8.
- [22] 毕学军, 张波, 丁日堂, 等. 长期低负荷运行对污水生物除磷的影响[J]. *中国给水排水*, 2002, 18(7): 83-85.

(责任编辑: 曲娜)

Effects of ultra-long sludge retention time on denitrification and phosphorus removal by MPR process

BIAN Dejun^{1,2,*}, ZHAO Lexin¹, WANG Ning¹, NIE Zebing², WANG Fan¹, AI Shengshu¹, ZHU Suiyi^{1,2}

1. Jilin Provincial Key Laboratory of Municipal Wastewater Treatment, Changchun Institute of Technology, Changchun 130012, China

2. Science and Technology Innovation Center for Municipal Wastewater Treatment and Water Quality Protection, Northeast Normal University, Changchun 130117, China

*Corresponding author, E-mail: ccgxybiandj@163.com

Abstract In this study, aiming at the stable operation of the system and the effect of denitrification and phosphorus removal under the high MLSS, the Micro-Pressure Inner-Loop Bioreactor (MPR) was used to treat simulated urban sewage, and its effects of denitrification and phosphorus removal under the condition of the continuous reduction of residual sludge discharge at SRTs of 50, 70 and 90 days. The results showed that when SRT increased from 50 d to 90 d, the denitrification performance of MPR process was strengthened, and the average removal rate of TN increased from 75.97% to 84.60%. At the same time, after SRT was extended, the TP removal rate of MPR process decreased, but the TP removal rate was stably over 97%, and ultra-long SRT had slight effect on TP removal. When SRT was 90 d, the average MLSS and SVI during stability period of the system were 13 252 mg·L⁻¹ and 70 mL·g⁻¹, respectively. At this time, the system had the best performance on denitrification and phosphorus removal. The average effluent mass concentrations of COD, NH₄⁺-N, TN, TP were 24.73, 0.49, 6.99, 0.07 mg·L⁻¹, respectively, and the water quality of effluent was better than the GB18918-2002 grade A standard. The study shows that under the ultra-long SRT, the MPR system can not only run stably for a long time, but also ensure high denitrification and phosphorus removal effects.

Keywords micro-pressure inner-loop bioreactor (MPR); sludge retention time; denitrification and phosphorus removal; municipal sewage