

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.15.013

缺氧区与好氧区 HRT 之比对污泥膨胀的影响

鲁文娟¹, 王浩龙¹, 袁林江²

(1. 陕西铁路工程职业技术学院 道桥与建筑学院, 陕西 渭南 714000; 2. 西安建筑科技大学
环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

摘要: 采用人工模拟生活污水研究了缺氧区与好氧区水力停留时间之比分别为 1:3、1:2、2:1 时, 连续流 A/O 脱氮系统的净化效果与污泥沉降性的变化, 探讨了系统中缺氧区与好氧区的水力停留时间之比与污泥膨胀之间的联系。结果表明, 当缺氧区与好氧区的水力停留时间之比由 1:3 增大到 1:2 时, 系统的脱氮率由 50% 提高到 80%, 污泥的 SVI 值由 250 mL/g 降低至 110 mL/g, 这在很大程度上改善了污泥的沉降性, 抑制了污泥膨胀的发生。之后又以缺氧区与好氧区水力停留时间之比为 2:1 运行, 脱氮率最大达到 88%, 污泥的 SVI 值却停留在 180~210 mL/g 之间。研究发现, 在这 3 个阶段, 缺氧区水力停留时间不同, 颗粒态基质在缺氧区的降解程度也不同, 残留到好氧区的剩余基质浓度影响着系统中的主导丝状菌, 因此也影响着污泥的絮体结构和沉降性能。研究结果还表明, 可以通过改变缺氧区、好氧区的水力停留时间来影响系统的优势菌群, 从而改善污泥膨胀情况。

关键词: 缺氧区; 好氧区; 水力停留时间; 污泥膨胀

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)15-0077-06

Effect of Ratio of Hydraulic Retention Time between Anoxic Zone and Aerobic Zone on Sludge Bulking

LU Wen-juan¹, WANG Hao-long¹, YUAN Lin-jiang²

(1. School of Railroad Bridge and Architecture, Shaanxi Railway Institute, Weinan 714000, China; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract: Variations in purification performance and sludge settleability in a continuous flow A/O denitrification system fed with synthetic wastewater were investigated when ratios of anoxic zone hydraulic retention time to aerobic zone hydraulic retention time were 1:3, 1:2 and 2:1, respectively, and relationship between ratio of anoxic hydraulic retention time to aerobic hydraulic retention time and sludge bulking in the system were explored. When the ratio increased from 1:3 to 1:2, nitrogen removal efficiency of the system increased from 50% to 80%, and sludge volume index (SVI) decreased from 250 mL/g to 110 mL/g, which greatly improved the sludge settleability and inhibited the sludge bulking. Then, the ratio was adjusted to 2:1, the maximum nitrogen removal efficiency reached 88%, and the value of SVI was between 180 mL/g and 210 mL/g. In the three stages, degradation degree of particle substrate in the anoxic zone was different with different anoxic hydraulic retention time, and the residual substrate concentration in the aerobic zone affected the dominant filamentous bacteria in the system, so it also affected the floc structure and settling performance of the sludge. In addition, dominant microbial community could be affected by changing the anoxic and aerobic hydraulic residence time in the system,

so as to improve the sludge bulking.

Key words: anoxic zone; aerobic zone; hydraulic retention time; sludge bulking

自活性污泥法创建以来,由于其能处理多变的废水、对有机物的去除率高以及无需添加化学试剂就能去除氮和磷的优点,在城市生活污水处理系统中具有重要作用^[1]。但是活性污泥法因各种原因会发生污泥膨胀现象,使出水水质难以达标甚至导致处理失败。厌氧阶段具备类似于选择器的功能,在这种系统中不易发生污泥膨胀^[2],传统活性污泥系统若改建为生物脱氮、生物除磷或者脱氮除磷系统后污泥丝状膨胀现象就可以得到有效控制。

但是也有研究表明,脱氮除磷系统有助于丝状菌微生物与絮体微生物的竞争^[3]。Parker等^[4]对北美21个具有选择器的城市污水处理厂进行了调查研究,结果发现具有后置选择器的污水处理厂污泥的SVI值明显改善,而且出水水质也比未加选择器的出水水质好。生物脱氮除磷系统(BNRAS)比传统的活性污泥系统更易遭受泡沫和污泥膨胀的困扰。Andreasen等^[5]对丹麦100个具有脱氮除磷功能的污水处理厂的污泥沉降性能进行调查后发现,在引入脱氮除磷环节后,污泥的沉降性能普遍变差,25%的污水处理厂SVI平均值都大于150 mL/g。这似乎与污泥膨胀的选择器理论预测结果不相符,然而对丹麦和捷克的污水处理厂与北美污水处理厂进行比较发现,具有厌氧区的生物营养去除系统比北美具有厌氧选择器的污水处理厂的SVI值高许多,其中一个主要区别在于:北美污水处理厂不同于丹麦和捷克的污水处理厂,北美任何一个具有厌氧选择器的污水处理厂的设计都不考虑对氮的高效去除。北美所有污水处理厂都缺乏具有混合液回流的缺氧区,而大多数欧洲国家都具有内部混合液回流系统。Parker等^[4]的研究结果表明,10个具有缺氧选择器的污水处理厂中,只有4个的SVI值低于150 mL/g,然而11个具有厌氧选择器的污水处理厂中,有10个的SVI值都低于150 mL/g,总体而言,厌氧选择器的作用明显优于缺氧选择器的作用。Lakay等人^[6]在两套间歇脱氮系统发现,好氧系统占总体积70%的系统比占30%的系统污泥沉降性要低很多。Casey等人^[7]的研究结果表明,以好氧容积占35%为界限,污泥沉降性能都随着容积的变化而变化。可见缺氧池与好氧池的容积比与污泥膨

胀之间存在着一定的关系。

西安市北石桥污水处理厂(厌氧选择池+DE氧化沟工艺)和邓家村污水处理厂(多段进水A²O工艺)近年来的实测结果显示,这些脱氮除磷系统的污泥常处于膨胀状态^[8]。我国其他地区的脱氮除磷污水处理厂也常常受到污泥膨胀的困扰。Wanner等人^[9]发现,缺氧状况能够抑制像Type021N型和*Sphaerotilus natans*等丝状菌的生长,并且还发现严重的丝状膨胀要比非丝状培养状况的反硝化速率、硝酸盐呼吸速率低很多。因此,探究脱氮系统中缺氧区担当的角色,对揭示生物脱氮系统中污泥沉降性能的变化规律、了解脱氮系统污泥膨胀机制具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图1所示。该装置由有机玻璃制成,以连续流的方式运行,进水流量为18 L/d。反应器的总有效容积为6 L,沉淀池的有效容积为1.7 L,水力停留时间(HRT)为8 h,系统pH值在6.5~8.5之间,溶解氧为4.0 mg/L,反应器在室温下运行(20~25℃),进水、回流污泥和内循环的流量由蠕动泵控制,回流污泥和内循环的循环比分别为100%和200%。

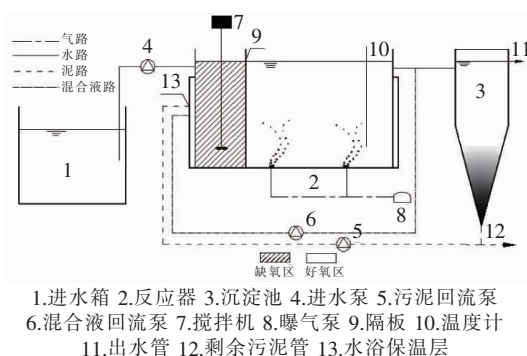


图1 A/O装置示意

Fig.1 Schematic diagram of A/O reactor

1.2 反应器的启动及污水水质

反应器的接种污泥取自西安市第四污水处理厂A²/O工艺的回流污泥,接种污泥的MLSS为8 800 mg/L,SVI值为300 mL/g,污泥处于膨胀状态。镜检观察到有大量诺卡氏菌属和少量球衣菌属存在。

反应器进水采用人工模拟的生活污水,具体水质:尿素为 41.67 mg/L、 NH_4Cl 为 20.83 mg/L、 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 为 7.34 mg/L、快速降解有机物浓度为 4.40 mg/L;缓慢降解有机物包括无水乙酸钠、土豆淀粉(颗粒态物质)、蛋白胨、全脂奶粉和酵母膏,浓度分别为 79.37、122、17.41、96.86 和 52.24 mg/L。矿物质组成: $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 41.02 mg/L、 CaCl_2 为 5 mg/L、 NaHCO_3 为 25 mg/L、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 10 mg/L。微量元素组成:KI 为 60 $\mu\text{g/L}$ 、 H_3BO_3 为 300 $\mu\text{g/L}$ 、 $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 为 100 $\mu\text{g/L}$ 、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 49.15 $\mu\text{g/L}$ 、 $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为 105.34 $\mu\text{g/L}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为 702.99 $\mu\text{g/L}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 379.78 $\mu\text{g/L}$ 。

整个试验阶段,MLSS 约为 3 500 mg/L,有机负荷约为 0.40 kg/(kgSS · d)。污泥龄为 20 d 左右,反应系统在第 60 天(约 3 个污泥龄)达到稳定状态。随后整个试验阶段持续 220 d,共分为 3 个阶段:第一阶段,缺氧区与好氧区的容积比为 1:3(第 1~69 天);第二阶段,为了提高脱氮效率,将缺氧区与好氧区容积比增至 1:2(第 70~150 天);第三阶段,为进一步探索较大缺氧区对系统的影响,将容积比增加至 2:1(第 151~220 天)。

1.3 分析项目及方法

COD 采用重铬酸钾法测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;亚硝态氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定;硝态氮采用紫外分光光度法测定;MLSS 和 MLVSS 采用重量法测定;DO 采用便携式溶解氧仪测定。

2 结果与讨论

2.1 缺氧池容积变化对污泥沉降性能的影响

缺氧池与好氧池的容积直接关系到水力停留时间,图 2 为不同缺氧、好氧水力停留时间比下污泥的沉降性能,当缺氧区与好氧区的水力停留时间之比为 1:3 时,即第一阶段,污泥的 SVI 值基本在 250~300 mL/g 之间,镜检观察到污泥絮体结构松散、碎小,絮体周围长有大量丝状菌[见图 3(a)];在缺氧、好氧水力停留时间比为 1:2 时,即第二阶段,污泥絮体变得密实[见图 3(b)],丝状菌也在慢慢地被淘汰,污泥 SVI 值由开始的 260 mL/g 降低到了 150 mL/g 以下,污泥沉降性能良好。这种状态稳定 30 多天后,系统中加入了反硝化抑制剂(丙烯基硫脲),影响了系统原有的状态,之后污泥的 SVI 值升

到 250 mL/g;在缺氧、好氧水力停留时间比为 2:1 时进入第三阶段,系统中污泥的 SVI 值经过 20 d 后由 250 mL/g 降低至 180~210 mL/g 之间,镜检观察到污泥絮体相对比较密实,絮体周围生长了少量丝状菌[见图 3(c)]。

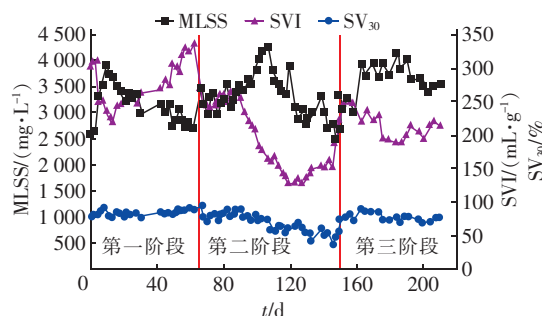


图 2 不同缺氧区与好氧区水力停留时间下 MLSS、SVI 和 SV_{30} 的变化

Fig. 2 Changes of MLSS, SVI and SV_{30} at different HRT of anoxic zone and aerobic zone

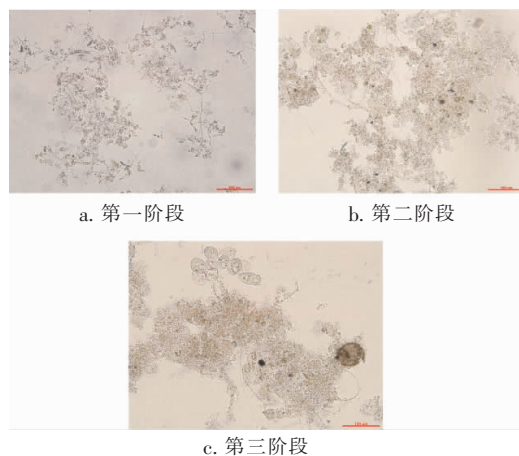


图 3 不同阶段系统污泥形态的变化

Fig. 3 Change of morphology in different periods

图 4 为不同缺氧区与好氧区水力停留时间下系统的脱氮效果。

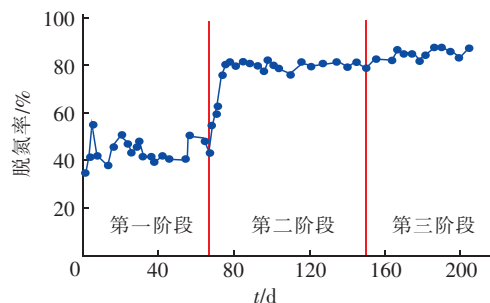


图 4 不同缺氧区与好氧区水力停留时间下系统的脱氮效果

Fig. 4 Efficiency of nitrogen removal at different HRT of anoxic zone and aerobic zone

从图 4 可以看出,脱氮率随着缺氧区容积的增大而升高,分别在 50%、80% 和 85% 左右,其中第三阶段的脱氮率达到最大。脱氮率对污泥的沉降性具有一定的改善作用,从污泥镜检结果来看,脱氮率的提高也影响着系统中微生物的形态结构。

图 5 为不同缺氧区与好氧区水力停留时间下缺氧区和出水溶解性 COD 的变化曲线。可知,进水中的溶解性 COD 在缺氧阶段就已经被完全利用,溶解性 COD 去除率均在 89% 以上。

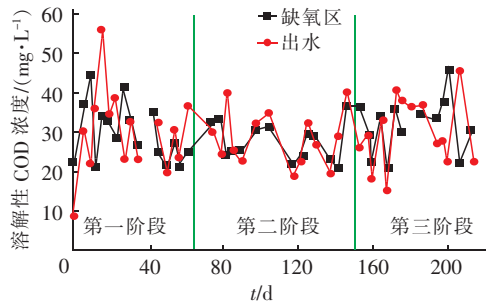


图 5 不同缺氧区与好氧区水力停留时间下缺氧区和出水中溶解性 COD 浓度的变化

Fig. 5 Variations of COD in anoxic zone and effluent at different HRT of anoxic zone and aerobic zone

图 6 为不同缺氧区与好氧区水力停留时间下氨氮和亚硝态氮浓度的变化。可以看出,缺氧区氨氮浓度基本在 3~7 mg/L 之间,出水氨氮浓度低于 1 mg/L。第一阶段和第三阶段缺氧区的亚硝态氮浓度均高于第二阶段,出水亚硝态氮浓度低于 0.1 mg/L。缺氧区亚硝态氮浓度对污泥的沉降性具有一定影响。

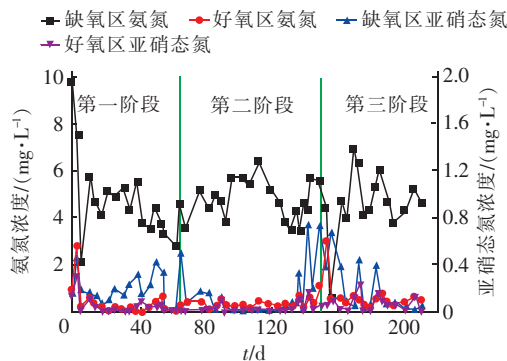


图 6 不同缺氧区与好氧区水力停留时间下氨氮和亚硝态氮浓度的变化

Fig. 6 Variations of ammonia nitrogen and nitrite nitrogen at different HRT of anoxic zone and aerobic zone

2.2 不同缺氧区容积下优势丝状菌的兴衰

在第一阶段,对污泥进行革兰氏染色、纳氏染色

和微生物形态鉴定,结果表明优势丝状菌为 Type0092 型(见图 7),此外系统中还有少量的 Type0041 型丝状菌。

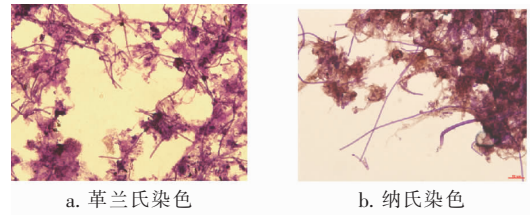


图 7 第一阶段丝状菌染色照片

Fig. 7 Photos of filamentous bacteria staining in the first stage

第二阶段运行半个月之后对污泥进行染色鉴定,Type0092 型丝状菌被厚厚的菌胶团所覆盖而埋藏于污泥絮体中,同时 Type1851 型丝状菌迅速生长并在系统中占据主导地位(见图 8)。20 d 后这种生长在絮体外部的丝状菌变得很少,污泥絮体结构相对比较密实。

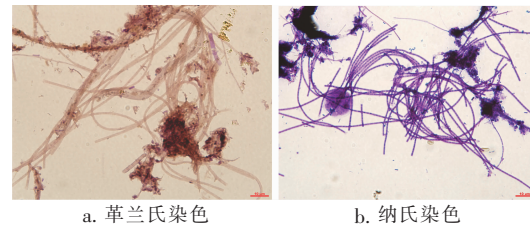


图 8 第二阶段丝状菌染色照片

Fig. 8 Photos of filamentous bacteria staining in the second stage

第三阶段中的污泥絮体较为密实,对污泥进行革兰氏染色、纳氏染色和微生物形态鉴定,可见 *Microthrix parvicella* (微丝菌) 和 Type0803 型丝状菌从絮体表面伸出(见图 9)。

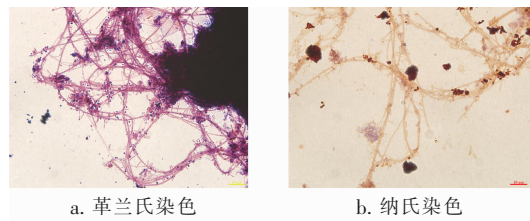


图 9 第三阶段丝状菌染色照片

Fig. 9 Photos of filamentous bacteria staining in the third stage

3 讨论

3.1 优势丝状菌的生长对污泥沉降性能的影响

由试验结果可以看出,不同缺氧、好氧水力停留时间下都伴随着不同优势丝状菌的生长。A/O 脱

氮系统的第一阶段,其缺氧区水力停留时间为 2 h (好氧区为 6 h),脱氮率为 50% 左右,污泥不能形成大的絮体结构,污泥絮体碎小。接种污泥中大量诺卡氏菌属和浮游球衣菌属被淘汰,主导丝状菌变为 Type0092 型,伴有少量的 Type0041 型丝状菌,这两种丝状菌都是在低 F/M 环境下生长的丝状菌。此时系统处于膨胀状态,污泥的 SVI 值一直保持在 250 ~ 300 mL/g。推断这是由于系统采用复杂基质,其中含有 30% 左右的土豆淀粉这种颗粒态缓慢降解有机物,有研究表明^[10],Type0092 型和 Type0041 型丝状菌能以缓慢降解物质甚至颗粒态物质为基质生长。Tsai 等人^[11]推测,相对于好氧条件,颗粒态物质在缺氧和厌氧条件下降解速率非常缓慢。由于反硝化菌为异养菌,在缺氧阶段大多数溶解态有机物被消耗殆尽,于是在好氧区大多数有机物只能由土豆淀粉这种复杂基质水解提供。此时进水中土豆淀粉经缺氧区进入好氧区后逐渐水解为溶解态有机物。但是由于水解产物浓度过低,这就为 Type0092 型和 Type0041 型丝状菌的生长创造了有利条件。

第二阶段,缺氧区水力停留时间延长至 2.7 h (好氧区为 5.3 h)。反应器运行半个月后,Type0092 型和 Type0041 型丝状菌逐渐被淘汰,而 Type1851 型丝状菌大量生长。在此过程中污泥絮体逐渐变大且较为密实,所以沉降性相对第一阶段有所改善。10 多天以后,随着系统的脱氮率由 50% 升至 80% 左右,松散的污泥絮体以丝状菌为骨架生长,形成了较为密实的菌胶团。丝状菌在这种环境下处于竞争劣势,因此污泥沉降性大大改善,SVI 值降至 125 ~ 150 mL/g。尽管土豆淀粉类复杂基质在缺氧条件下的降解速率非常缓慢,但是适当延长缺氧池的水力停留时间可以促进这类物质的降解。Type1851 型丝状菌常在低 F/M 环境下生长,偏好于简单的糖类和溶解性淀粉。由于缺氧时间的延长,有较多的土豆淀粉类物质被水解为简单的糖类。这些糖类一部分促使 Type1851 型丝状菌生长,另一方面为反硝化菌提供了更多碳源,这两种菌相互竞争,最后,由于缺氧区不利于 Type1851 型丝状菌生长,反硝化菌占据优势,进而表现出系统脱氮效率的提高和污泥沉降性能的改善。

第三阶段,缺氧区水力停留时间延长至 5.3 h (好氧区为 2.7 h)。由于缺氧区水力停留时间很长,大多数复杂基质包括土豆淀粉、全脂奶粉被水

解,为反硝化提供了更加充足的有机物,此时系统脱氮率上升至 85% 左右,系统中优势丝状菌为 *Microthrix parvicella* (微丝菌) 和少量的 Type0803 型,丝状菌数量与第一阶段相当,但是污泥絮体的密实性相对第二阶段变差,污泥沉降性略有升高之后稳定在 180 ~ 220 mL/g 之间。推测为在缺氧区多种细菌协同作用将进水中复杂的基质水解。Nielsen 等^[12]曾经指出,*Microthrix parvicella* 可以在缺氧条件下以硝酸盐和亚硝酸盐为电子受体吸收和储存油酸这样的长链脂肪酸。因此,缺氧区较长的水力停留时间促进了微丝菌的生长。

3.2 缓慢降解有机物对系统中微生物的影响

在该系统中,进水中含有大量的土豆淀粉和全脂奶粉这种缓慢降解有机物,前人的研究表明^[13],污泥沉降性、反硝化过程和进水中缓慢降解有机物三者密切相关。其中,缓慢降解有机物必须被水解后才能扩散至胞外,最终到达微生物细胞。在该系统中,缓慢降解有机物似乎促进了丝状菌的生长,这种现象与 Casey 等人^[7]提出的 NO 假说相符:NO 假说认为,活性污泥系统中的菌胶团和丝状菌同时竞争生长限制性基质。在脱氮系统中,菌胶团和丝状菌之间竞争是由好氧条件下菌胶团抑制的程度而决定的。在缺氧条件下,菌胶团将经历反硝化过程中的每一步,直至将硝酸盐还原为氮气。当进水中缓慢降解有机物的浓度较高时,由于其提供电子的速率较低,反硝化的中间产物 NO 会在菌胶团体内累积。在随后的好氧条件下,菌胶团菌胞内的 NO 会与好氧呼吸有关的酶相互反应,进而抑制其好氧呼吸。与菌胶团相比,丝状菌只能将硝酸盐还原为亚硝酸盐,而不会在胞内积累 NO。因此丝状菌在好氧条件下不会被抑制,而是大量繁殖,进而导致污泥的沉降性变差。

当缺氧区与好氧区的容积比为 1 : 3 时,缺氧区的水力停留时间(2 h)不足以水解足够的缓慢降解有机物,因此在反硝化过程中,缓慢降解有机物提供的电子较少,大量的 NO 将积聚在菌胶团内,进而抑制其在好氧条件下的生长。而未被水解的缓慢降解有机物将进入好氧区,从而刺激了 Type0092 型和 Type0041 型丝状菌的生长。当缺氧区与好氧区的容积比增大至 1 : 2 或 2 : 1 时,由于缓慢降解有机物的水解仅与时间有关,此时的水解时间较为充足。大量水解生成的快速降解有机物在缺氧条件下被反

硝化菌利用,进而提高了脱氮效率。此外,由于Type1851型丝状菌倾向于利用简单的糖类和溶解性淀粉,这类丝状菌在短期内大量增殖,缓慢降解有机物水解产生大量快速降解有机物可以缓解累积的NO对菌胶团的抑制作用,同时减少进入好氧区的缓慢降解有机物。因此增大缺氧区容积可削弱丝状菌的竞争优势,这在一定程度上缓解了污泥膨胀。

综上所述,改变缺氧区水力停留时间能够在一定程度上改善污泥膨胀,这主要是因为系统脱氮效率提高,菌胶团的代谢选择能力增强。在复杂基质条件下菌胶团相比于丝状菌具有竞争优势,并且这一改善作用与污泥中丝状菌的种类有关。在这种交替的缺氧、好氧环境中,缺氧池容积不仅影响着缺氧区的水力停留时间,也影响着系统中的微环境,进而对污泥菌群产生影响。

4 结论

在缺氧区与好氧区水力停留时间之比为1:2条件下,系统的运行效果最佳,该条件既能保证处理效果,也能确保污泥沉降性能良好。改变缺氧区与好氧区的水力停留时间,可以影响基质的降解速率,进而影响污泥菌群和优势丝状菌的种类。

参考文献:

- [1] MARTINS A M, PAGILLA K, HEIJNEN J J, *et al.* Filamentous bulking sludge—a critical review [J]. Water Research, 2004, 38(4): 793–817.
- [2] EIKEBOOM D H. Filamentous organisms observed in activated sludge [J]. Water Research, 1975, 9(4): 365–388.
- [3] CHUDоба J, GRAU P, OTTOVA V. Control of activated-sludge filamentous bulking—II. Selection of microorganisms by means of a selector [J]. Water Research, 1973, 7(10): 1398–1406.
- [4] PARKER D, APPLETON R, BRATBY J, *et al.* North American performance experience with anoxic and anaerobic selectors for activated sludge bulking control [J]. Water Science and Technology, 2004, 50(7): 221–228.
- [5] ANDREASEN K, SIGVARDSEN L. Experiences with sludge settleability in different process alternatives for nutrient removal [J]. Water Science and Technology, 1996, 33(12): 137–146.
- [6] LAKAY M T, HULSMAN A, KETLEY D, *et al.* Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 7: exploratory experimental investigation [J]. Water SA, 1999, 25(11): 383–396.
- [7] CASEY T G, WENTZEL M C, EKAMA G. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 11: a biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms [J]. Water SA, 1999, 25(4): 443–451.
- [8] 陈爆. 西安市北石桥污水处理厂污泥膨胀原因甄别与研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2009.
- CHEN Bao. The Identification of Bulking Sludge in Beishiqiao Wastewater Treatment Plant, Xi'an [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2009 (in Chinese).
- [9] WANNER J, CHUDоба J, KUCMAN K, *et al.* Control of activated sludge filamentous bulking—VII. Effect of anoxic conditions [J]. Water Research, 1987, 21(12): 1447–1451.
- [10] 杨雄, 彭永臻, 宋姬晨, 等. 进水中碳水化合物分子大小对污泥沉降性能的影响 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(2): 448–456.
- YANG Xiong, PENG Yongzhen, SONG Jichen, *et al.* Effect of influent carbohydrates with different molecule-size on sludge settleability [J]. China Environmental Science, 2015, 35(2): 448–456 (in Chinese).
- [11] TSAI M W, WENTZEL M C, EKAMA G A. The effect of residual ammonia concentration under aerobic conditions on the growth of *Microthrix parvicella* in biological nutrient removal plants [J]. Water Research, 2003, 37(12): 3009–3015.
- [12] NIELSEN P H, ROSLEV P, DUEHOLM T E, *et al.* *Microthrix parvicella*, a specialized lipid consumer in anaerobic-aerobic activated sludge plants [J]. Water Science & Technology, 2002, 46(1/2): 73–80.
- [13] MARTINS A M P, PICIOREANU C, HEIJNEN J J, *et al.* Three-dimensional dual-morphotype species modelling of activated sludge flocs [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 5632–5641.

作者简介: 鲁文娟 (1987—), 女, 陕西西安人, 硕士, 讲师, 主要研究方向为脱氮除磷系统中生态结构对污泥膨胀的作用及其控制技术。

E-mail: 156130637@qq.com

收稿日期: 2020-12-13

修回日期: 2021-01-25

(编辑: 任莹莹)