# 低溶解氧条件下分段进水生物脱氮工艺系统性能研究

### 王伟<sup>1</sup>,彭永臻<sup>\*1,2</sup>,王淑莹<sup>1</sup>

(1. 北京工业大学 环境与能源工程学院,北京 100022; 2. 哈尔滨工业大学 市政与环境工程学院, 哈尔滨 150090)

摘 要:采用三段式分段进水生物脱氢工艺在低溶解氧(DO)下处理低 COD/TN(COD/TN=2.0~3.0) 小区生活污水。研究了低 DO下系统对 COD、氨氮和总氮(TN)的去除效果,并考察了系统的污泥沉降 性能。结果表明,低 DO下,系统对 COD 的去除效果稳定,平均去除率 87.9%。系统水力停留时间(HRT) 为 10 h 时,氨氮去除率大于 98%。为节省能源,将 HRT 降至 8 h,氨氮去除率仍大于 95%,出水氨氮均 小于 5 mg/L。由于低 DO下系统形成了稳定的同步硝化反硝化(SND),使得 COD/TN 仅为 2.0~3.0 的条 件下,系统的 TN 去除率可达 80%以上,平均去除率为 72.4%。此外,90 d 的运行中,污泥沉降性能较好, 镜检未发现丝状菌。

关键词:分段进水;生物脱氮;低 DO;低 COD/TN; SND; SVI

随着能源短缺问题日益严重,开发高效、低能耗的污水处理技术显得尤为重要。分段进水生物 脱氮工艺被证明是一种高效的污水生物脱氮技术。通常,它无需设置硝化液内回流设施;同普通的 脱氮除磷工艺相比,该工艺具有较多的污泥储量和较长的 SRT;并具有所需池容较小、脱氮效率高、 运行管理方便等优点<sup>[1-3]</sup>。但是,由于该工艺缺氧区和好氧区交替布置,从好氧区到缺氧区携带的 DO 是必须考虑的重要问题。若控制不利,大量溶解氧被携带到缺氧区,必然会消耗缺氧区易降解 有机物,影响反硝化菌活性,降低反硝化速率。对低 COD/TN 污水,需增加碳源投量,以保证处理 效果。此外,维持高 DO 浓度意味着要维持较高的曝气量。有资料表明,用于脱氮的污水生物处理 系统,曝气费用可达整个水厂能耗的 50%以上<sup>[4]</sup>。因此,在满足出水要求的情况下,采用适当方式 降低曝气量对降低运行成本是非常有意义的。过去 10 余年的诸多研究表明,控制较低的 DO 浓度还 利于 SND 的发生<sup>[5,6]</sup>。SND 的发生会大大提高处理效果,减小池容<sup>[7]</sup>。作者在考察溶解氧对分段进 水生物脱氮工艺的影响的试验中也发现,低 DO 条件下系统对营养物的去除效率明显高于高 DO 情 况,且出现明显的 SND 现象,污泥沉降性较好<sup>[8]</sup>。但是系统是否可以长期在低 DO 下运行而处理效 果稳定、污泥沉降性能良好却是一个有待研究的问题。基于上述背景,本研究采用三段式分段进水 生物脱氮工艺处理低 COD/TKN 小区生活污水,控制系统长期在低 DO 条件下运行,考察系统对营 养物的去除效果及污泥沉降性能,并对系统发生的 SND 现象进行分析。

1 材料与方法

#### 1.1 试验装置

分段进水系统试验装置见图 1。装置有效容积 66 L, 距池底 15 cm 处设置多个取样口。采用鼓风机曝气,以粘砂块作为微孔曝气器,鼓风机出口处及曝气池进口处均设置转子流量计控制曝气量。 4 台蠕动泵分别用来控制进水量及回流污泥量。反应器采用隔板分成 3 个段。每段包括一个缺氧区和两个好氧区。回流污泥回流到系统首端,不设硝化液内回流设施。第1 段缺氧区主要对回流污泥中硝酸盐氮进行反硝化,第1 段进水 Q<sub>1</sub> 为反硝化提供碳源,混合污水进入第1 段好氧区进行硝化反应,将进水 Q<sub>1</sub> 中的氨氮转化成硝酸盐氮,并将剩余有机物氧化去除。此硝化混合液再进入到第2 段 缺氧区进行反硝化,第2段进水 Q2再为反硝化提供碳源,以后各段以此类推,最后一段好氧区主要 将 Q3中的氨氮转化成硝酸盐氮并将剩余有机物氧化去除。

#### 1.2 运行参数

试验是在污泥培养驯化稳定的基础上进行的。固体停留时间(SRT)14~18 d, 温度 22~25°C, HRT 8~10 h, 污泥回流比为 0.75, 进水流量比  $Q_1: Q_2: Q_3 = 0.3: 0.4: 0.3$ , 每段缺氧区与好氧区体 积比为 1:2。反应器内平均污泥浓度为 3800 mg/L。试验中控制总的空气流量为 0.3~0.5 m<sup>3</sup>/h, 每 个好氧格室设置 DO 在线测定仪,控制前两段好氧区 DO 浓度为 0.4~0.7 mg/L,第三段的好氧第一 格室的 DO 浓度为 1.0~1.5 mg/L, 好氧第二格室 DO 浓度为 0.4~0.7 mg/L,以脱除出水中携带的溶 解氧,减少从二沉池携带到第一段缺氧区的溶解氧,提高第一段缺氧区的反硝化能力。



1.3 试验用水

试验用水为北京某大学家属区化粪池生活污水。水质为: COD<sub>Cr</sub> 160.8 ~ 323.5 mg/L, 平均值 226.6 mg/L; 氨氮 35.2 ~ 78.5 mg/L, 平均值 56.8 mg/L; 进水总氮(TN) 37.1 ~ 80.9 mg/L, 平均值 58.6 mg/L, 进水硝酸盐氮为 0.07 ~ 1.85 mg/L, 亚硝酸盐氮为 0.08 ~ 0.24 mg/L。此生活污水的典型特点是进水 COD<sub>Cr</sub>/TN 较低, 仅为 2 ~ 3。

1.4 分析项目及方法

COD、氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、MLSS 等采用国家规定的水质测定标准方法<sup>[9]</sup>。TN 采用 德国耶拿 multi N/C 3000 分析仪测定, DO 采用 WTW-level2 型溶解氧在线仪测定, pH 和 ORP 采用 WTW-730i 在线测定仪。

2 结果与讨论

2.1 对 COD 的去除效果

分段进水工艺中,原水进入到每一段的缺氧区,为反硝化提供碳源,混合污水再进入到好氧区,进行硝化反应。试验所用生活污水 COD/TN 非常低,原水中碳源通常不足以使反硝化进行彻底。原水经过缺氧区之后,大部分易降解有机物均已被利用。因此,DO 浓度对 COD<sub>Cr</sub> 去除的影响通常不明显。但低 DO 时,由于好氧区发生同步硝化反硝化,使原水中的有机物被利用得更加充分,COD<sub>Cr</sub> 的去除效果往往要略好于高 DO 时。

图 1 是系统在低 DO 下对 COD 的去除效果。试验进水 COD<sub>Cr</sub>为 160.8 ~ 323.5 mg/L,平均值为

226.6 mg/L。出水 COD<sub>Cr</sub>为 15.6~37.6 mg/L, 平均值为 26.9 mg/L。图中可以看出, COD<sub>Cr</sub>的去除率 稳定在 85% ~ 95%, 平均去除率为 87.9%, 出水 COD<sub>Cr</sub> 浓度完全能够满足国家《污水排放标准》 (GB18918-2002) 污水厂的一级排放标准。

2.2 对氨氮的去除效果

污水硝化过程是需氧过程。一般情况下,建议硝化过程的 DO 浓度控制在 2.0 mg/L 以上,以保 证硝化速率和硝化效果,并减小池容<sup>[10,11]</sup>。本试验中,控制各好氧格室(除第三段好氧第一格室外) DO 浓度为 0.4~0.7 mg/L,最高 DO 浓度不超过 1.0 mg/L。系统对氨氮的去除效果见图 3。



前 50 天的运行中, HRT 为 10 h, 系统硝化效果非常好, 除个别情况外, 氨氮去除率均为 100%。 分析低 DO 情况下系统硝化效果仍然很好的原因主要有三个:① 原水投加到各段缺氧区, 可降解 COD 在缺氧区大部分作为反硝化碳源被利用掉, 进入好氧区的可降解 COD 浓度非常低, 这对于自 养菌的生长非常有利, 自养菌数量多、活性好。② 好氧区有机物较少, 异养菌利用溶解氧代谢有机 物的活动大大减少, 导致污泥絮体耗氧速率大大降低, 故混合液无需维持较高的 DO 浓度也能达到 较高的硝化速率。③ Lo 等人的研究表明<sup>[12]</sup>, 低负荷长 SRT 系统, 在 DO 低至 0.5 mg/L 时硝化也能 彻底完成。分段进水中, 污泥储量较大, 易维持较长的 SRT, 这对提高系统硝化效果也有一定作用。

然而,将氨氮去除率长期维持在 100%显然不合理。某些情况下,会有很大的曝气浪费。因此, 试验进行 50 d 时,加大进水负荷,控制 HRT 为 8 h。图 3 可以看出,在负荷变化的最初阶段,氨氮 去除率出现了明显波动。这可能是由于系统内原有硝化菌无法承担突然加大的负荷,短时间内无法 适应的缘故。但是,一段时间后,系统的氨氮去除率又趋向平稳。这是因为降低系统 HRT,对于系 统原有的硝化菌来说是氨氮负荷加大,但另一方面,负荷的加大,也为硝化菌的生长提供了更多的 底物,一定的底物浓度范围内,底物浓度增加将增大硝化菌的比增长速率。当然,负荷也不能无限 的加大,否则会导致系统 SRT 的改变,从而改变系统的菌种结构,影响处理效果。图中可以看出, 在 HRT 为 8 h 的稳定阶段,尽管不能保证氨氮去除率均为 100%,但平均去除率可达 95%以上,出 水氨氮均小于 5 mg/L。图 4 为不同 HRT 下氨氮在各反应区的降解情况 (D 代表缺氧区,N 代表好氧 区)。图中可以看出,HRT 为 10 h 时,在每一段的好氧第一格室氨氮浓度就已降到很低的水平,这 必然导致很大的容积浪费。而 HRT 为 8 h 时,每一段出水均含有少量氨氨,显然不存在能量和体积 的浪费。因此,在保证出水满足要求的情况下,使出水中含有少量的氨氨是减少曝气能耗、降低运 行费用的有效控制策略。

2.3 对 TN 的去除效果

图 5 为系统对 TN 的去除效果。试验过程中,进水 TN 浓度为 37.1~80.9 mg/L,平均值为 58.6

mg/L, 出水 TN 浓度为 6.1~36.2 mg/L, 平均为 16.8 mg/L, TN 去除率维持在 52.8%~89.1%, 平均 去除率为 72.4%。图中可以看出, 低 DO 下, 系统对 TN 的去除效果比较稳定, 在第 65~90 d, TN 去除率还略有上升, 平均去除率达到了 78.3%。这与相同水质、高 DO 时的试验结果相比(TN 去除率为 40%~60%)<sup>[8]</sup>, 系统的 TN 去除率提高了 20%~30%, 主要原因是系统形成了稳定的 SND。 对于 SND 的成因及其对系统 TN 去除的贡献在下文详述。



- 2.4 同步硝化反硝化 (SND) 的作用及成因
- 2.4.1 TNsnd 同 TN 去除率的关系

试验发现,在每一段的好氧区存在明显的 TN 损失。好氧区的 TN 损失被认为是同化作用和 SND 作用的共同结果。每一段好氧区通过 SND 去除的氮占进入该好氧区的 TN 百分比用 TNsnd 表示,由下式计算:

$$TNsnd = \frac{TNd.eff-TNn.eff-TNn.a}{TD1d.eff} \times 100\%$$

INGER

- 式中 TNd.eff 一每一段缺氧区出水 TN 浓度, mg/L
  - TNn.eff 一每一段好氧区出水 TN 浓度, mg/L
  - TNn.a 一好氧区通过同化作用去除的 TN, mg/L

试验结果表明,系统 TNsnd 为 5.5%~42%,平均值为 24%;在第 60~90 d,平均 TNsnd 为 33.6%。 图 6 为系统 TNsnd 与 TN 去除率的关系。图中可以看出,尽管 TNsnd 与 TN 去除率不能一一对应, 但两者阶段性变化趋势相同。这也说明, SND 对 TN 去除率的贡献不容忽视。



2.4.2 同步硝化反硝化 (SND) 成因分析

同步硝化反硝化早在 20 多年前就被发现。近年来,许多学者对 SND 进行了研究,并证明硝化和反硝化确实可以发生在同一反应器内<sup>[13-16]</sup>。但 SND 的发生机理到底是物理方面的还是生物方面的

到目前为止却没有定论<sup>[17]</sup>。结合众多的研究成果,对本试验过程发生的 SND 现象进行如下分析:

物理学解释:有人提出<sup>[18]</sup>,由于氧扩散的限制,DO浓度在污泥絮体内部呈倾斜分布,在污泥 絮体中央(或生物膜内部)存在着缺氧微环境,这使得异养反硝化菌以传统的方式产生氮气。显然, 微环境理论是基于传统的自养硝化和缺氧反硝化理论建立起来的。基于传统理论的 SND 主要依赖于 三个影响因素:DO浓度,絮体大小和可利用的有机碳源。Münch 等认为<sup>[5]</sup>,DO浓度为 0.5 mg/L 时, 硝化速率易等于反硝化速率,利于 SND 发生。本试验中控制好氧区 DO浓度为 0.4~0.7 mg/L,硝化 速率与反硝化速率比较接近,另外,由于曝气量较小,好氧区扰动较小,易于形成较大的污泥絮体 颗粒,这两方面可能是 SND 发生的主要原因。

微生物学解释:① Kugleman 等认为<sup>[19]</sup>,进行反硝化的微生物进入好氧段后,在某一段时间内仍保持原有特性,进行反硝化。也就是说,尽管反硝化酶在有氧存在的条件下会失去活性,但是,这只是一种抑制,并且已存在的酶是逐渐被抑制而减少的。② 某些反硝化菌在生理上与传统理论不同<sup>[20,21]</sup>。许多研究发现: SND 往往发生在碳源非常不足的情况下,而 TN 去除量却相当可观。因此,有人认为,对 SND 有贡献的许多微生物是自养型的,其对快速降解有机碳源的需求较少。本试验中,由于原水 COD/TN 非常低,经缺氧区后进入好氧区的可降解有机物已非常少,但 TN 的去除量却相当可观,因此不排除存在某种特殊微生物的可能,但由于实验条件限制,不能得出定论。

2.5 低 DO 下的污泥沉降性能

通常认为,低 DO、完全混合型系统易引起丝状菌污泥膨胀<sup>[22]</sup>。因此,在本研究中,对系统的 污泥沉降比(SV,%)和污泥容积指数(SVI,mg/L)进行了跟踪监测。90 d 的运行中,SVI 值保 持在140~195 mL/g。虽然传统观点认为,SVI100 mL/g 以下,污泥沉淀性能较好,SVI 超过150 mL/g 就与丝状菌繁殖有关<sup>[23]</sup>。但是试验过程中,发现污泥絮体密实,无丝状菌的过量繁殖,泥水分离效

果较好。对此,作者认为, SVI 的测定只是一种经验方法,不能把 SVI100 mL/g 作为污泥沉降性能 好坏的绝对标准。

分析系统在低 DO 下运行而未发生丝状菌膨胀的原因主要是分段进水生物脱氮系统工艺的布置 形式。在分段进水生物脱氮系统中,由于缺氧、好氧交替存在,且缺氧区进水,位于每一个好氧区 之前的缺氧区相当于一个高负荷的缺氧选择器,缺氧区内菌胶团细菌的生长速率较大,并成为优势 菌种,而丝状菌在顺序经过这些缺氧区时不断受到选择,从而被淘汰出反应器<sup>[3]</sup>。

## 3 结论

① 分段进水生物脱氮系统可长期在低 DO 下运行,有机物去除效果和硝化效果良好。平均 COD<sub>Cr</sub> 去除率为 87.9%;系统 HRT 为 10 h 时,氨氮去除率可大于 98%;HRT 为 8 h 时,平均氨氮去除率大于 95%,出水氨氮均小于 5 mg/L,可满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)规定的氨氮一级排放 A 标准 (<5 mg/L)。而曝气能耗相对于传统方法可节省 20%~30%。

② 低 DO 下,系统存在稳定的 SND 作用。在 COD/TN 仅为 2~3 的情况下,TN 去除率可达 80% 以上。同传统高曝气量 A/O 工艺相比,在节省 200% ~ 300%内回流的情况下,TN 去除率提高 20% 左右。

③ 由于工艺结构特点,分段进水生物脱氮工艺可长期在低 DO 条件下运行,而不易发生丝状菌 污泥膨胀。

## 参考文献

- Gögün E., et al. Evaluation of nitrogen removal by step feeding in large treatment plants [J]. Wat. Sci.Tech. 1996, 34(1-2): 253-260.
- [2] Larrea L., A.Larrea, E.Ayeasa et al. Development and verification of design and operation criteria for step feed process with nitrogen removal [J]. Wat. Sci. Tech., 2001, 43(1): 261-268.
- [3] 邱慎初, 丁堂堂. 分段进水生物除磷脱氮工艺[J]. 中国给水排水, 2003, 19(4): 32-36.
- [4] J. Ferrer, M.A. Rodrigo, A. Seco, et al. Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. Water Sci. Technol, 1998, 38(3): 209-217.
- [5] E.v. Münch, P.A. Lant and J. Keller. Simulaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. Wat. Res, 1996, 30(2): 277-284.
- [6] K.A. Third, N. Burnett, R. Cord-Ruwisch, 2003. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR. Biotechnol. Bioeng. 83, 706-720.
- [7] K. Pochana, J. Keller. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). Water Sci. Technol., 1999, 39(6): 61-68.
- [8] 王伟, 彭永臻, 王海东, 等. 溶解氧对分段进水生物脱氮工艺的影响[J]. 中国环境科学, 2006, 26(3): 293-297.
- [9] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [10] 李圭白, 张杰. 水质工程学[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005.
- [11] 郑兴灿, 李亚新. 污水除磷脱氮技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998.
- [12] C. K. Lo, C. W. Yu, N. F. Y Tam. et.al., Enhanced nutrient removal by oxidation-reduction potential (ORP) controlled aeration in a laboratory scale extended aeration treatment system. Water Res., 1994, 28(10): 2087-2094.
- [13] S.K. Gupta, S.M. Raja, A.B. Gupta, Simultaneous nitrification and denitrification in a rotating biological contactor, Environ. Technol., 1994, 15: 145-153.
- [14] E.V. Munch, L. Lant, J. Keller, Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. Water Res., 1996, 30(2): 277-284.
- [15] M. Fuerhacker, H. Bauer, R. Ellinger, U. Sree, H. Schmid, F. Zibuschka, H. Puxbaum, Approach for a novel control strategy for simultaneous nitrification-denitrification in activated sludge reactors, Water Res., 2000, 34 (9): 2499-2506.
- [16] T. Watanabe, S. Hashimoto, M. Kuroda, Simultaneous nitrification and denitrification in a single reactor using a bioelectrochemical process, Water Sci. Technol., 2002, 46(4/5): 163-169.
- [17] K. Pochana, J. Keller, Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND), Water Sci. Technol., 1999, 39(6): 61-68.
- [18] N. Puznava, M. Payraudeau, D. Thornberg, Simultaneous nitrification and denitrification in biofilters with real-time aeration control, Water Sci. Technol., 2000, 43(1): 269-276.
- [19] I.J. Kugleman, M. Spector, A. Harvilla, D. Parees, Aerobic denitrification in activated sludge, Environ. Eng. 1991, 312-318.
- [20] Z. Tonkovic, Energetics of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal processes, Water Sci. Technol., 1998, 38(1): 177-184.
- [21] H.X. Littleton, G.T. Daigger, P.F. Strom, R.M. Cowan, Evaluation of autotrophic denitrification, heterotrophic nitrification, and PAOs in full scale simultaneous biological nutrient removal systems, Water Sci. Technol., 2002, 46(1/2): 305-312.
- [22] I. Takács, et al. Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking [J]. Wat. Sci. Tech., 1995, 31(2): 235-243.
- [23] D. S. Parker, D.J.Kinnear, and E.J.Wahlberg. Review of Folklore in Design and Operation of Secondary Clarifiers. Journal of Environmental Engineering, 2001, 127(6): 476-484.