

文章编号: 1009-6094(2005)06-0011-05

有机碳源对低碳氮比生活 污水好氧脱氮的影响*

高景峰, 彭永臻, 王淑莹

(北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100022)

摘要: 利用间歇式生物膜反应器研究了有机碳源对低碳氮比(COD/TN在3左右)实际生活污水好氧脱氮的影响。处理实际生活污水的实验结果表明, 在好氧条件下总氮平均去除率为80%。投加葡萄糖进行5个碳氮比的对比实验, 随着COD/TN的升高, 好氧总氮去除率由67%(COD/TN=1.63)逐渐上升至93.6%(COD/TN=8.43); 但是当COD/TN超过8.43后, 总氮去除率提高的并不明显(当COD/TN为8.89时, 总氮去除率为96.8%)。最后进行了不含有有机碳源的实验, 其好氧总氮平均去除率为24%。综合分析表明, 同时硝化反硝化和好氧脱氮共同导致了SBBR处理低碳氮比生活污水的好氧脱氮。此外, 在所有实验过程中, 好氧脱氮终点在DO和pH的变化曲线上有相应的跃升点。利用该特征点可以实时控制好氧脱氮的反应时间, 并有利于实现短程好氧脱氮。

关键词: 环境工程; 低碳氮比; 实际生活污水; 好氧脱氮; 同时硝化反硝化; 好氧脱氮; 实时控制

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A

0 引言

低碳氮比废水脱氮所面临的主要问题是难以以最低的成本提高其总氮去除率。近年来同时硝化反硝化(Simultaneous Nitrification and Denitrification, SND, 又称同步硝化反硝化)及好氧脱氮(Aerobic Deammonification)等新型脱氮技术为低碳氮比废水经济高效脱氮提供了可能。

最早提出SND现象的是Robertson和Kuenen^[1]。在许多实际工程中也发现了SND现象, 如SBR^[2]、生物转盘^[3]、流化床^[4]及氧化沟^[5]等。对SND生物脱氮的机理目前有微环境理论^[5,6]和生物学理论^[7~9]两种解释。微环境理论目前得到了最广泛的支持, 但是其最大缺陷是反硝化缺乏有机碳源, SND脱氮效率较低。关于生物学理论, 目前国内外对好氧反硝化菌分离的报道并不多。阮文权等^[10]利用好氧颗粒污泥实现SND。Meyer等^[11]利用聚磷菌完成SND, 以期实现同时脱氮除磷。

Hippen于1997年发现了好氧脱氮工艺^[12](或称之为全程自养脱氮工艺, Autotrophic Ammonia Removal), Siegrist^[13]及杨虹^[14]等也有研究报道。同时近几年又出现了几种不需要有机碳源的全程自养脱氮工艺, 如一体化全程自养脱氮(Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite, 简称

CANON^[15])、限氧自养硝化-反硝化生物脱氮系统(Oxygen Limited Autotrophic Nitrogen and Denitrification System, 简称OLAND^[16])和厌氧氨氧化(Anaerobic Ammonium Oxidation, 简称ANAMMOX^[17])。研究者对自养脱氮从工艺、微生物学和生理学等方面进行了研究; 但是关于其有毒中间产物如NO、N₂O等形成和防止、分离鉴定其相关微生物、工艺的长期稳定运行等方面尚需做进一步的研究。

好氧脱氮技术指在同一反应器中, 相同的操作条件下(好氧条件下), 硝化、反硝化反应同时进行, 发生“超量”的总氮亏损。好氧脱氮技术的实现不仅克服了传统生物脱氮的缺点, 而且具有节省碳源, 实现单级脱氮, 减少占地面积和基建投资等优点; 但是关于其稳定实现及其机理还有待进行系统深入地研究。本文利用SBBR处理低碳氮比的实际生活污水, 探讨有机碳源对好氧脱氮的影响, 并同时考察DO和pH作为该过程自动控制参数的可行性。

1 实验材料和方法

1.1 污泥和污水

实验所用污泥来源于北京市高碑店污水处理厂; 实验用水为北京工业大学家属区排放的生活污水, 水质指标见表1。

1.2 实验装置

实验所用SBBR为圆柱形, 高36 cm, 直径30 cm, 总有效容积25 L, 有机玻璃制。反应器内部填充瑞琪生物填料, 其物理性能见表2。载体挂膜后的填充率为32%。采用鼓风机曝气, 用转子流量计调节并维持曝气量在0.25 m³·h⁻¹, 用温控仪和加热器调控水温在(30±1)℃。SBBR的运行方式为: 瞬间进水(5 min)—曝气(700 min)—排水(5 min)。没有缺氧或厌氧阶段, 容积交换率为3/4。1天2个周期。

1.3 检验分析项目

使用德国WTW Multi 340i及相应传感器在线检测DO、pH值和温度; COD_{Cr}、MLSS、TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N和碱度按标准分析方法进行检验分析; 使用OLYMPUS BX51/52及OLYMPUS C-4040 ZOOM数码相机进行微生物相观察。

2 实验结果和讨论

2.1 生活污水处理

反应器接种活性污泥后, 每日2个周期运行, 进行挂膜, 定期镜检、监测出水氨氮和COD。经3周运行, 出水氨氮为0 mg·L⁻¹, 镜检发现生物膜上有大量的丝状细菌和原生动物(固着型钟虫属), 挂膜成功。

图1为挂膜成功后15 d中对SBBR反应器进行的随机的1个周期的跟踪监测。反应开始时反应器内的COD质量浓度和TN质量浓度分别为147 mg·L⁻¹和54 mg·L⁻¹, COD/TN=2.72。如此低的COD/TN要达到较高的脱氮效果很难(COD/TN≥7才能取得较好的总氮去除率)。碳源不足(COD/TN在4~7之间)也是目前我国城市污水处理厂所面临的主要问题。但是从图1(a)可以看出, 在整个好氧过程中随着时间的推移, 氨氮逐渐被氧化, 在480 min左右, 氨氮降至0 mg·L⁻¹; 而此时出水总氮为12 mg·L⁻¹, 好氧条件下总氮的去除率达到76%, 并且出水氨氮和总氮均达到我国最新颁布的污水排放

* 收稿日期: 2005-06-06

作者简介: 高景峰, 博士, 副教授, 从事污水处理研究。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50508001); 北京市教育委员会科技发展计划面上项目(KM200510005020); 湖北省废物地质处置与环境保护重点实验室开放研究基金资助项目(HBWDEP-2003-04); 北京工业大学校青年基金项目(97005013200303)

表1 实际生活污水水质指标

Table 1 Quality of real domestic wastewater

项目	pH 值	碱度(以 CaCO ₃ 计) /(mg L ⁻¹)	COD _{Cr} 质量 浓度/(mg L ⁻¹)	BOD ₅ 质量 浓度/(mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 质量 浓度/(mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N 质量 浓度/(mg L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ -P 质量 浓度/(mg L ⁻¹)
平均值	7.4	380	180	130	80	1.08	10.2

表2 瑞琪生物填料物理性能

Table 2 Characteristics of Rich carrier

材料	密度/ (g cm ⁻³)	丝直径/ mm	孔隙率/ %	压缩强度/ kPa	断裂伸长率/ %	连续耐热温度/ °C	耐酸碱 稳定性
聚丙烯类	0.9~0.92	1.5~0.8	90~95	41.2~49.2	3.60~3.97	80~100	稳定

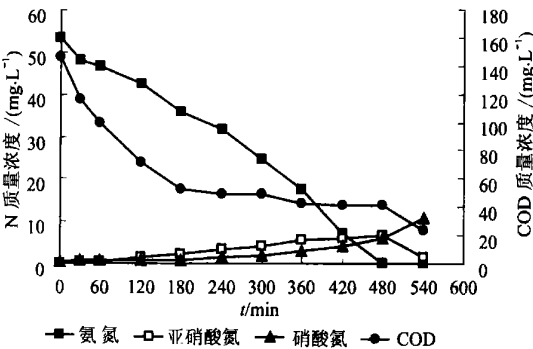
标准(GB 18918—2002)。亚硝酸氮和硝酸氮的质量浓度自始至终一直都低于 10 mg L⁻¹。从图 1(b)中可以看出,好氧总氮亏损在整个曝气过程中一直发生,也就是说硝化和反硝化在同一反应器同一时间发生,可以说发生了好氧脱氮。为验证是否在反应器中存在供氧不均匀而导致局部区域反硝化,同时在反应器内不同部位放置 3 个同型号的 DO 传感器。结果表明,反应器内供氧均匀。好氧脱氮可能的原因有 3 个: 1) SND; 2) 好氧脱氮; 3) 两者兼而有之。

从图 1(c)中可以看出,在 SBBR 好氧运行过程中(30~480 min)DO 质量浓度皆在 4~5 mg L⁻¹之间。当氨氮去除结束(480 min,A 点),DO 质量浓度突然跃升或上升速率加快;同时 pH 值由下降转化为上升,两者共同指示了好氧脱氮的结束。由此说明 DO 质量浓度、pH 值不仅可以作为 SBR 传统脱氮^[18,19]的自动控制参数,还可以作为 SBBR 好氧脱氮结束的自动控制参数。不论是何种原因导致好氧脱氮现象发生,硝化的终点(对应着图 1 中的 DO 质量浓度和 pH 值的特征点——A 点)与好氧脱氮的终点重合,硝化与反硝化同时进行。此外从图 1(a)中还可以看出,在 480 min 之后,亚硝酸氮质量浓度迅速变化至 0 mg L⁻¹,而同时硝酸氮质量浓度相应升高。这说明过量曝气有利于全程脱氮而不利于短程脱氮的维持,应用 DO 质量浓度和 pH 值的特征点(A 点)及时结束反应,尽可能的保证充分利用亚硝酸氮进行好氧脱氮,避免能源浪费。

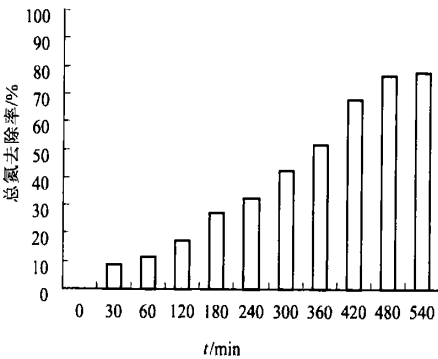
2.2 无有机碳源配水条件下好氧脱氮实验

上述实验结果表明发生了明显的好氧脱氮,但其究竟是由于 SND 还是由于好氧脱氮造成的还需进一步的实验证明。因此,根据原水水质特点,配制不含有机碳源的废水,投加氯化铵使反应器内的氨氮含量与生活污水相似,约为 73 mg L⁻¹,碳酸氢钠和氯化铵的比值为 8;投加适量的磷酸二氢钾作为磷源,并投加少量微量元素 5 mL L⁻¹。微量元素的组成: MgSO₄·7H₂O, 20 g L⁻¹; Na₂MbO₄·2H₂O, 1.2 g L⁻¹; CaCl₂·2H₂O, 12 g L⁻¹; FeSO₄·7H₂O, 3 g L⁻¹; CoCl₂·6H₂O, 3.8 g L⁻¹; MnSO₄·H₂O, 10 g L⁻¹; ZnSO₄·7H₂O, 3.4 g L⁻¹; CuSO₄·5H₂O, 0.25 g L⁻¹; NiSO₄·6H₂O, 12 g L⁻¹。

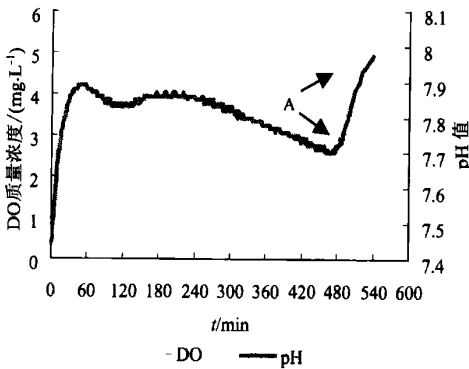
使用生活污水及配水(无有机碳源)这一系列实验的总氮去除率见图 2。由该图可以看出,5 个周期的配水实验(无有机碳源)中,总氮去除率平均维持在 73%左右,与处理实际生活污水的平均总氮去除率 80%相比,下降 7%。但是随着无有机碳源配水实验的进行,生物膜发生了明显的脱落,因此结



(a) 氨氮、硝酸氮、亚硝酸氮和 COD 的变化曲线



(b) 总氮去除率变化图



(c) DO 和 pH 变化曲线

图1 SBBR 处理实际生活污水 1 个反应周期内各参数的变化规律
Fig.1 Track study results of aerobic nitrogen removal in SBBR treating real domestic wastewater

束了该系列实验。

配水实验(无有机碳源)第 1 周期的跟踪检测结果见图 3。反应整体情况与图 1 类似,唯一不同的是废水中不含有有机碳源;但是从图中仍可以看出,随着反应的进行,在好氧条件下发生了明显的总氮去除,而且硝化反应在第 360 min 结束,比使用生活污水进行好氧脱氮提高了 2 h。这说明有机碳源严重影响着硝化速率,但是有机碳源的缺乏对总氮去除率的影响不大。总氮去除率在第 360 min 为 68%,其后的 2 h 内又去除 7%。图 3(b)的 A 点指示了硝化的结束,也同时指示了好氧脱氮的结束。

从 3 个方面能够解释在这种条件下发生的总氮亏损现象:1) SND。生物膜外部硝化,反硝化菌在生物膜内部利用胞内储存物——聚羟基脂肪酸酯(PHAs^[20])或老化的生物膜作为有机碳源进行反硝化。2)好氧脱氮。3)两者兼而有之。但是因为该部分实验周期较少,不能下结论。

2.3 有机碳源(COD/ TN)对好氧脱氮的影响

为了进一步探讨有机碳源对 SBBR 中好氧脱氮的影响,并考虑到使用实际生活污水反应时间过长(不利于跟踪监测),将生活污水稀释一半进行实验。在稀释后的污水中投加葡萄糖调节污水中有机碳源含量,使得 COD/ TN 分别为 1.63, 3.9, 7.64, 8.43 和 8.89,考察有机碳源对好氧脱氮的影响。

不同 COD/ TN 时,好氧总氮去除率见图 4。由图 4(a)可以看出,随着 COD/ TN 的升高,总氮去除率由 67%(COD/ TN = 1.63)逐渐上升至 83.2%(COD/ TN = 7.64),93.6%(COD/ TN = 8.43),96.8%(COD/ TN = 8.89);但是当 COD/ TN 超过 8.43 后,总氮去除率提高的并不明显。COD/ TN = 8.43 时 SBBR 的跟踪监测结果见图 5,反应整体情况与图 1 类似。再次印证好氧脱氮在好氧情况下全程进行,并且进一步说明 DO 质量浓度和 pH 值可以作为好氧脱氮的控制参数。从这一系列的实验可以看出,有机碳源促进了反硝化效率的提高,好氧脱氮的一个原因是 SND,即在同一反应器中,相同的操作条件下(好氧条件下),硝化、反硝化反应同时进行。研究人员把 3 种情况导致的好氧条件下的总氮亏损,称为好氧脱氮:1)硝化细菌如 *Nitrosomonas europaea* 和 *Nitrosomonas eutropha* 利用羟胺、氢气及有机物质作为电子供体,将亚硝酸盐还原成氮气;2)一些反硝化菌在有氧条件下同时利用氧与硝酸盐进行反硝化;3)一些细菌彼此合作,进行序列反应,把氮转化成氮气,如 *Nitrosomonas europaea* 将氨氧化为亚硝酸氮,接着 *Brocadia anammoxidans* 把氮和亚硝酸盐转化成氮气^[21]。本文认为 SND 更符合微环境理论。生活污水中的有机碳源被生物膜上的细菌吸附,并存在细菌胞内的储存(储存为聚羟基脂肪酸酯-PHAs),生物膜外部进行硝化反应,生物膜内部的细菌利用吸附的以及胞内储存的碳源将硝化产生的亚硝酸氮和硝酸氮反硝化,同时一部分老化的生物膜也可以作为碳源用于反硝化。利用这些碳源进行反硝化速率较慢。从图 2 可以看出,用实际生活污水进行实验,总氮平均去除率 80%;不投加有机碳源进行实验,总氮平均去除率 73%。这充分说明生物膜对有机碳源的吸附,或者有机碳源在细胞内储存成为 PHAs。不然如此低的 COD/ TN,甚至不投加有机碳源的情况下,不可能得到如此高的总氮去除率。同时也说明极可能存

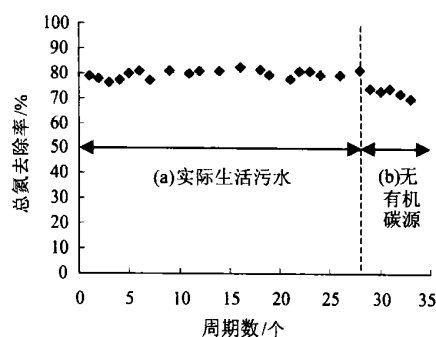
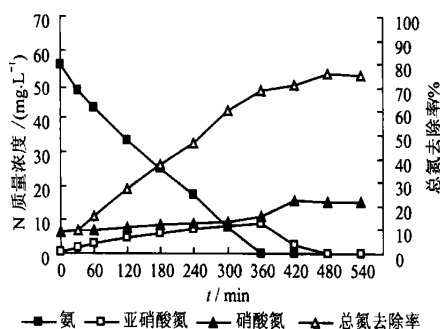
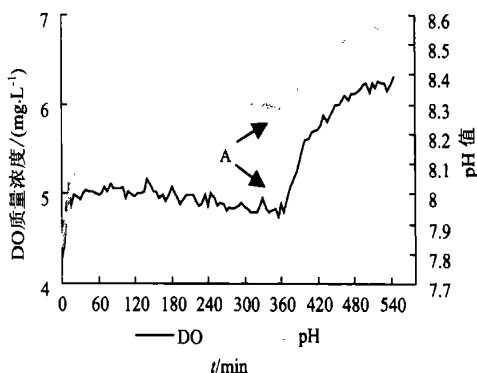


图 2 SBBR 反应器好氧条件下总氮去除率
Fig. 2 Aerobic total nitrogen removal rate of SBBR



(a) 氨氮、硝酸氮、亚硝酸氮和总氮去除率的变化曲线



(b) DO 和 pH 变化曲线

图 3 配水无碳源条件下, SBBR 一个反应周期内各参数的变化规律

Fig. 3 Track study results of SND in SBBR without carbon

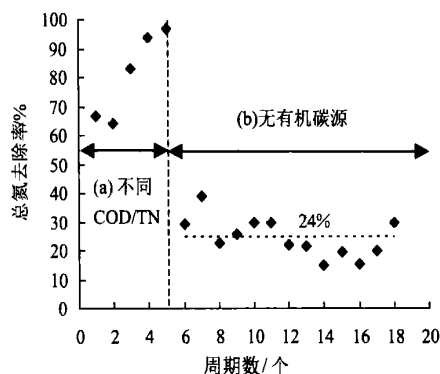
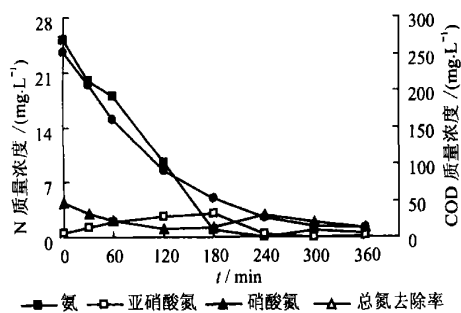
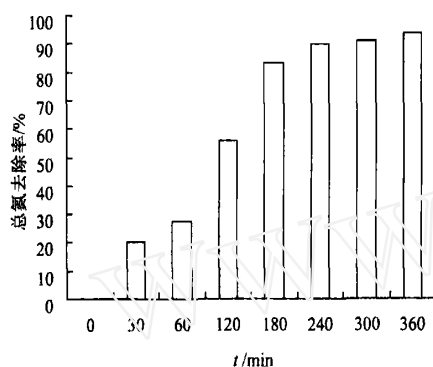


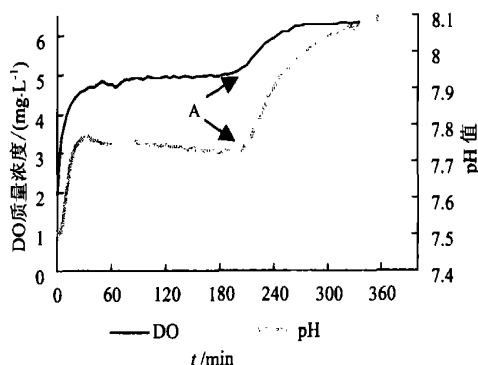
图 4 SBBR 反应器好氧条件下总氮去除率
Fig. 4 Aerobic total nitrogen removal rate of SBBR



(a) 氨氮、硝酸氮、亚硝酸氮和 COD 的质量浓度的变化曲线



(b) 总氮去除率变化图



(c) DO 质量浓度和 pH 值变化曲线

图5 COD/ TN 为 8.43 时, SBBR 后个反应周期内各参数的变化规律

Fig.5 Track study results of SND in SBBR, COD/ TN=8.43

在着其他原因,因此进行了下面的实验。

从以上结果可以看出,在反应过程中 DO 质量浓度平均皆在 4 mg L^{-1} 以上,好氧脱氮在 6 h 左右结束。同样的生活污水,使用同样条件的 SBR 反应器, $\text{MLSS} = 1849 \text{ mg L}^{-1}$, 可以在 3 h 完成硝化。这说明生物膜的好氧硝化速率在本实验条件下不及活性污泥。同时,好氧脱氮如果是 SND 导致的,其可利用的有机碳源并非易降解碳源,也有可能好氧脱氮并非完全是 SND 所导致的。

2.4 不加有机碳源的实验验证

在不同 COD/ TN 实验结束后,按照与不同 COD/ TN 实验条件类似的氮氮含量配制不含有机碳源的废水进行实验,进一步探查好氧脱氮的原因和机理。实验中,投加氯化铵使废水中氨氮质量浓度为 42 mg L^{-1} ,碳酸氢钠和氯化铵的比值为

8;投加适量的磷酸二氢钾作为磷源,并投加少量微量元素 5 mL L^{-1} 。微量元素的组成同前。

好氧总氮去除率见图 4(b)。在该实验条件下,好氧总氮平均去除率为 24%,最大值为 39%,最小值为 14%。与前述使用生活污水中的有机碳源及葡萄糖作为有机碳源的好氧总氮去除率相比下降很大(43%);与处理实际生活污水的好氧总氮去除率 80%相比,降低了 37%。

在该条件下好氧脱氮其可能的原因就是发生了好氧脱氮现象。因为该段实验之前为不同 COD/ TN 的实验,实验中反硝化菌除了利用葡萄糖进行反硝化,葡萄糖的利用还促使反硝化菌“超量”利用胞内储存的碳源,出现了“协同利用碳源”现象。因此投加葡萄糖作为碳源促进好氧脱氮效率提高之后,实验转至无有机碳源的时候,好氧总氮去除率大幅下降。但即使如此,在好氧条件下总氮去除率平均仍可达 24%,除去同化消耗部分氮,可以说发生了好氧脱氮现象。目前,关于好氧脱氮的机理主要有两种解释^[21]:一是“协同硝化-反硝化模式”,即亚硝化细菌与厌氧氨氧化菌协同完成。在生物膜的表层,亚硝化菌利用氧气将氨氧化为亚硝酸盐;在生物膜内部,氨和亚硝酸盐进行厌氧氨氧化而被去除。二是“独自硝化-反硝化模式”。在生物膜的表层,硝化细菌(主要是亚硝化菌)利用氧气将氨氧化为亚硝酸盐;在生物膜内部,同一细菌以体内贮存的 NADH_2 作为电子供体,把亚硝酸盐还原成氮气,羟胺是最主要的中间产物。因此,有待进一步的实验校验哪一种机理更合理。

通以上 4 部分实验充分说明,好氧脱氮是由 SND 和好氧脱氮两者共同导致的。

3 结论

本文利用 SBBR 反应器,在只有好氧条件没有缺氧/厌氧条件的情况下,分别处理了低碳氮比的实际生活污水、投加葡萄糖调整碳氮比的稀释污水、不含有机碳源的模拟配水,系统考察了有机碳源对好氧脱氮的影响。

1) 处理低碳氮比(COD/ TN 平均在 3 左右)的实际生活污水,在不投加任何外碳源的情况下,其好氧总氮去除率平均可达 80%。

2) 不同碳氮比的对比实验结果表明,随着 COD/ TN 的升高,好氧总氮去除率逐渐上升,但是当 COD/ TN 超过 8.43(该条件下总氮去除率为 93.6%)后,总氮去除率提高的并不明显。

3) 不含有机碳源的实验,其好氧总氮平均去除率为 24%。

综合分析表明 SND 是好氧脱氮的一个主要原因。好氧条件下反硝化菌在生物膜内部利用胞内储存物或老化的生物膜作为有机碳源进行反硝化,其速率较慢,微环境理论得到初步验证。好氧脱氮是另一个原因,但是需要对其进行微生物学方面的论证,以证明其实际机理。总之 SND 和好氧脱氮两者共同导致了 SBBR 处理低碳氮比生活污水的好氧脱氮。在所有实验过程中,DO 质量浓度和 pH 值变化曲线的特征点对应着好氧脱氮的终点。利用该特征点可以实时控制好氧脱氮的反应时间,有利于短程好氧脱氮的维持。

References(参考文献):

- [1] Robertson L A and Kuenen J G. Aerobic denitrification—a controversy revived[J]. *Archives of Microbiology*, 1984, 139(4): 351 ~ 354
- [2] Irvine R L, Murthy D V S, Arora M L, et al. Analysis of full-scale SBR operation at Grundy Centre, Iowa[J]. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 1987, 59(3): 132 ~ 138
- [3] Gupta S K, Raja S M and Gupta A B. Simultaneous nitrification and denitrification in a rotating biological contactor [J]. *Environmental Technology*, 1994, 15: 145 ~ 153
- [4] Sen P and Dentel S K. Simultaneous nitrification-denitrification in a fluidized bed reactor[J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38 (1): 247 ~ 254
- [5] Daigger G T and Littleton H X. Study on the mechanism of simultaneous nitrification/ denitrification and biological phosphorus removal in Orbal oxidation ditch[J]. *China Water and Wastewater* (中国给水排水), 1999, 15(3): 1 ~ 7
- [6] Pochana K and Keller J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(6): 61 ~ 68
- [7] Robertson L A and Kuenen J G. Nitrogen removal from water and waste [A]. In: Jones C W, ed. *Microbial Control of Pollution* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1992. 227 ~ 267
- [8] Gupta A B. Thiosphaera pantotropha: a sulphur bacterium capable of simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1997, 21: 589 ~ 595
- [9] Robertson L A, Van Nie E W J, Torremans R A M, et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of Thiosphaera pantotropha[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54(11): 2812 ~ 2818
- [10] Ruan Wenquan (阮文权), Bian Qingrong (卞庆荣) and Chen Jian (陈坚). Effect of COD and DO on nitrogen removal process in SND aerobic granular sludge [J]. *Applied and Environmental Biology* (应用与环境生物学报), 2004, 10(3): 366 ~ 369
- [11] Meyer R L, Zeng R J, Gugliano V, et al. Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 2005, 52(3): 329-338
- [12] Hippen A, Rosenwinkel K H, Baumgarten G, et al. Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters [J]. *Water Science and Technology*, 1997, 35(10): 111 ~ 120
- [13] Siegrist H, Reithaer S, Koch G, et al. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon[J]. *Water Science and Technology*, 1998, 38(8-9): 241 ~ 248
- [14] Yang Hong (杨虹), Li Daotang (李道棠) and Zhu Zhangyu (朱章玉). Study on the character of carrier suspending bed reactor for autotrophic ammonia removal [J]. *Shanghai Environmental Science* (上海环境科学), 2001, 20(8): 369 ~ 371
- [15] Third K A, Olav Sliemers A, Kuenen J G and Jetten M S M. The CANON system (Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2001, 24(4): 588 ~ 596
- [16] Kuai L and Verstraete W. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, 64(11): 4500 ~ 4506
- [17] Mulder A, van de Graaf A A, Robertson L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1995, 16(3): 177 ~ 183
- [18] Peng Y Z, Gao J F, Wang S Y, et al. Use pH and ORP as fuzzy control parameters of denitrification in SBR process [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(4-5): 131 ~ 137
- [19] Peng Y Z, Gao J F, Wang S Y, et al. Use of pH as fuzzy control parameter for nitrification under different alkalinity in SBR process [J]. *Water Science and Technology*, 2003, 47(11): 77 ~ 84
- [20] Third K A, Burnett N and Cord-Ruwisc R. Simultaneous nitrification and denitrification using stored substrate (PHB) as the electron donor in an SBR [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 83(6): 706 ~ 720
- [21] Zheng Ping (郑平), Xu Xiangyang (徐向阳) and Hu Baolan (胡宝兰). *New Theory and Technology of Biological Nitrogen Removal in Wastewater Treatment* (新型生物脱氮理论与技术) [M]. Beijing: Science Press, 2004

Effect of organic carbon on aerobic nitrogen removal in treatment of low COD/ TN domestic wastewater

GAO Jing-feng, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: The present article aims to introduce the author's research on the effect of organic carbon on the aerobic nitrogen removal in the treatment of low COD/ TN domestic wastewater. Low COD/ TN is one of the most difficulties for achieving high TN removal rate in wastewater treatment. In order to investigate the effect of organic carbon on the aerobic nitrogen removal, it is necessary to treat real domestic wastewater (average COD/ TN ratio was about 3) in Sequencing Batch Biofilm Reactor (SBBR). When doing the experiments, a cycle run of SBBR usually consists of filling, aeration and decant with no settling or anoxic/ anaerobic stages setup. The results of the treatment show that at the end of aeration the average TN removing rate can be as high as 80%. When glucose is added in diluted domestic wastewater to adjust the COD/ TN ratio in five levels (1.63, 3.9, 7.64, 8.43 and 8.89), with the increase of COD/ TN, the TN removing rate would increase from 67% (COD/ TN = 1.63) to 93.6% (COD/ TN = 8.43). When COD/ TN ratio is larger than 8.43, the TN removal rate will in turn increase slower (that is, when TN removal rate is 96.8%, COD/ TN = 8.89). And, finally, when the synthetic wastewater with no organic carbon is treated; the average TN removal rate is only 24%. All the results show that the existence of Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND) proves to be the main reason that has caused the aerobic nitrogen removal. Denitrifier in the anoxic microzone of the biofilm may use the stored substrate, such as PHAs etc, as organic carbon, but the rate of denitrification is lower than that of the traditional denitrification. The physical explanation of SND in the biofilm can be approved that there are DO concentration gradients arising from diffusion limitations. Another reason is aerobic deammonification. Both of them account for the microbiological experiments. In all the experiments, at the end of aerobic nitrogen removal, DO jumped quickly and pH turned from decrease to increase. The two points on DO and pH profiles could be used to control the end of aerobic nitrogen removal.

Key words: environment engineering; low COD/ TN ratio; real domestic wastewater; aerobic nitrogen removal; simultaneous nitrification and denitrification (SND); aerobic deammonification; real time control

CLC number: X703.1

Document code: A

Article ID: 1009-6094(2005)06-0011-05