

树皮填料补充碳源人工湿地脱氮初步试验研究

姜应和¹, 李超^{1,2*}

(1. 武汉理工大学土木工程与建筑学院, 武汉 430070; 2. 济南市市政工程设计研究院有限责任公司, 济南 250101)

摘要:人工湿地可应用于城市污水厂出水深度处理和农业污染治理, 但反硝化碳源不足问题制约了其脱氮能力. 本试验利用树皮作为垂直流人工湿地强化反硝化脱氮填料, 分析了水力负荷、硝酸盐负荷以及 pH 对人工湿地脱氮效果的影响. 结果表明, 人工湿地可以达到预期的反硝化水平, 反硝化速率随水力负荷、硝酸盐负荷的增加而增大, 去除率随两者的增加而减小, 在进水 NO_3^- -N 50 mg/L, 水力负荷 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时, 出水 NO_3^- -N 为 9 mg/L 左右, 硝酸盐去除率可以达到 80%; 人工湿地反硝化最适 pH 值范围在 7~8 之间, 超出此范围, 反硝化会受到抑制.

关键词:人工湿地; 反硝化; 水力负荷; 硝酸盐负荷; pH 值; 树皮; 碳源

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2011)01-0158-07

Preliminary Study on Denitrification Capacity of Constructed Wetlands Filled by Bark

JIANG Ying-he¹, LI Chao^{1,2}

(1. School of Civil Engineering and Architecture, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China; 2. Ji'nan Municipal Engineering Design and Research Institute Company Limited, Ji'nan 250101, China)

Abstract: Constructed wetlands have been widely used for the treatment of outlets of municipal wastewater treatment plants, treatment of agricultural pollution etc, adequate carbon is a very good source for denitrification and it is very crucial for improving the removal rate of nitrate nitrogen in constructed wetlands. An attempt has been made to workout for the nitrate removal by the integrated vertical constructed wetland, the bark was used for carbon source, the results shows the denitrifying bacteria in the constructed wetlands can utilize the carbon source very well, produced by bark to remove nitrate nitrogen. The efficiency of denitrification increases with the increase of the hydraulic loading and the influent nitrate loading, but the rate of the nitrate nitrogen removal decreases. At the condition of influent NO_3^- -N of 50 mg/L and the hydraulic loading of $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, the removal rate of nitrate nitrogen in the wetland system is around 80%. The suitable pH is 7 to 8 and when the pH is out of this range, it restricts the denitrification process.

Key words: constructed wetland; denitrification; hydraulic loading; nitrate loading; pH; bark; carbon source

人工湿地因其耗能低、管理方便等优点被广泛应用于城市污水厂尾水处理^[1]、城市湖泊治理^[2]、工业废水^[3]以及农村污水处理^[4]等方面. 但其脱氮效率(尤其是对低碳高氮废水处理方面^[5])有待进一步提高. 进入人工湿地系统中的氮可以通过氨挥发、植物吸收、微生物硝化/反硝化作用以及介质吸附等过程得到去除^[6]. 其中通过反硝化去除的氮量占投配总氮量的 47%~48% 左右^[7], 硝化/反硝化是脱氮的主要途径. 目前国内外关于提高人工湿地脱氮效率的研究有很多, 郭亚平等^[8]分析了湿地植物对氮的直接吸收以及间接协同作用脱氮情况; 杨敦等^[6]将潮汐流的概念引入人工湿地中, 氨氮的去除率可以达到 93.1%; 孙亚兵等^[4]采用自动曝气潜流人工湿地处理农村污水, 氨氮去除率可达 88.9%; 任拥政等^[9]利用充氧和回流强化人工湿地脱氮效果, 硝化效果达到 90% 以上. 但能否提供充足的反硝化碳源成为总氮去除率进一步提高的瓶颈^[10,11].

反硝化常用外加碳源有甲醇、有机酸等, 新型碳源有污泥分解产物、制酒废水、PBS、奶厂废水、养猪废水、废报纸、纤维素等^[12~29], 本试验拟采用树皮作为人工湿地填料及反硝化外加碳源以强化人工湿地脱氮功能, 这是因为树皮中纤维素含量高^[30]且表面粗糙可供微生物生长.

1 材料与方法

1.1 人工湿地模型

人工湿地模型采用有机玻璃制作, 内径 10 cm, 高 60 cm, 填料高度 55 cm, 其中树皮高度 50 cm, 碎石高度 5 cm, 放置于温控箱内, 温控箱尺寸为 $L \times B \times H$ 为 80 cm × 80 cm × 100 cm.

收稿日期: 2010-01-21; 修订日期: 2010-06-23

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07317-002)

作者简介: 姜应和(1963~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制理论与应用, E-mail: jyhe123@163.com

* 通讯联系人, E-mail: lichao_whut@126.com

1.2 分析方法

温度采用 SWQ-I_A 智能数字恒温控制器调控;进水采用 BT1-100G 恒流泵计量;pH 采用 Thermo MODEL868 型 pH 器测定;接种污泥采用 7312-1 型电动搅拌器搅拌. 分析项目包括进出水 COD、NO₃⁻-N、pH. COD 采用重铬酸钾法测定;NO₃⁻-N 采用酚二磺酸光度法测定.

1.3 人工湿地启动

(1)树皮挂膜

取沙树树皮剪成长约 2~3 cm、宽约 1~2 cm 的小块,洗净后风干. 另取沙湖污水厂回流污泥作为接种污泥,将树皮浸泡在污泥中搅拌 11 h, 沉淀 40 min,排水 20 min,另补充 2 L 人工配水,1 d 运行 2 个周期,挂膜 1 周后树皮由棕色变为黑色,移入人工湿地模型.

挂膜期人工湿地进水人工配制,其中各种主要营养成分浓度为:NaAC 200 mg/L (COD 为 156 mg/L)、KH₂PO₄ 20 mg/L (磷源为 4.5 mg/L) 和 NaNO₃ 70 mg/L (氮源 11.5 mg/L),并配以足量的微量元素营养液.

(2)人工湿地微生物驯化

从人工湿地下端进水、上端出水,温度控制为 25℃,水力负荷为 0.5 m³/(m²·d) (HRT 1.1 d),进水采用人工配水,其成份初期同挂膜期,后期 NaNO₃ 含量提高到 300 mg/L (氮源为 49.5 mg/L),并逐步减少 NaAC 含量直至为 0. 经 1 个月左右驯化后出水 NO₃⁻-N 达到稳定,驯化期结束.

2 结果与分析

2.1 人工湿地启动

人工湿地启动期的微生物驯化阶段共分为 4 个周期,每周期运行天数以及各周期内所投加的主要营养物质如表 1 所示.

表 1 不同周期营养物控制值 / mg·L⁻¹

周期	日期(月-日)	主要营养物浓度		
		NaAC	NaNO ₃	KH ₂ PO ₄
1	03-26 ~ 04-02	200	70	20
2	04-02 ~ 04-06	100	70	20
3	04-06 ~ 04-12	50	300	20
4	04-12 ~ 04-27	0	300	20

驯化阶段运行 7 d 后开始对模型进出水进行取样检测,每隔 1 d 取样 1 次,当水力负荷为

0.5 m³/(m²·d) 时,湿地内水力停留时间为 1.1 d,由于在各个周期进水水质相对稳定,故每隔 1 d 取样一次可基本消除出水较进水滞后所带来的取样误差,驯化阶段净化结果如图 1 所示.

金雪标等^[31]指出如不考虑细胞合成,去除 1 kg NO₃⁻-N 理论计算 COD 消耗量为 2.86 kg. 事实上如考虑细胞合成以及工艺方法等因素,反硝化需碳量高于理论值,一般 C/N 比为 3~4 较为合适. 由图 1 可知,周期 1 内进水 COD 为 161~172 mg/L, NO₃⁻-N 为 10.5~14.1 mg/L,该周期中进水碳源充足(C/N>10),NO₃⁻-N 去除率接近 100%,这表明湿地内反硝化充分,与此同时,进出水 COD 较为接近,表明树皮填料已流出足量的 COD. 在后续的 3 个周期中,逐步提高原水 NO₃⁻-N 浓度并降低其 COD 浓度,直至周期 4 进水 NO₃⁻-N 提高至 50 mg/L 左右,进水碳源值降低为 0,出水 NO₃⁻-N 稳定在 31.0~33.2 mg/L,去除率稳定在 33.6%~41.4%,结果表明,人工湿地中反硝化菌数量已经稳定并且能够有效地利用纤维素分解菌的产物进行反硝化,已经达到微生物培养、驯化的目的,证明以树皮作为脱氮碳源是可行的.

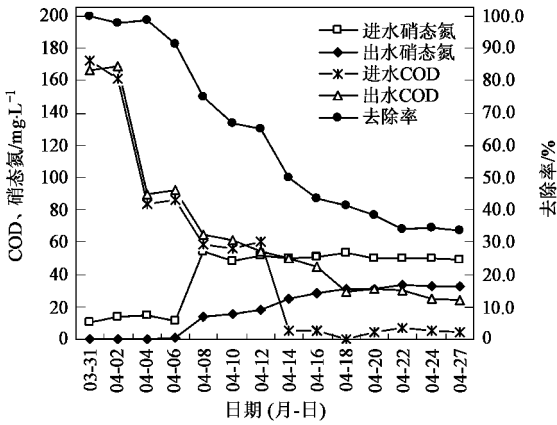


图 1 人工湿地驯化期进出水水质变化

Fig. 1 Variation of the influent and outlet in wetland during stage of start-up

2.2 水力负荷对反硝化作用的影响

当温度为 25℃,进水 NO₃⁻-N 为 50 mg·L⁻¹ 左右,水力负荷由 0.5 m³/(m²·d) 逐步降为 0.1 m³/(m²·d) 时,试验结果如图 2 所示. 在水力负荷为 0.4~0.5 m³/(m²·d) 时,出水 NO₃⁻-N 变化不大,当水力负荷继续下降时,出水 NO₃⁻-N 阶梯式下降趋势比较明显,当水力负荷为 0.1 m³/(m²·d) 时,出水 NO₃⁻-N 为 9 mg·L⁻¹ 左右,NO₃⁻-N 去除率可以达到

80%左右. 这表明随着水力负荷的减小, 水力停留时间的不断延长, 木质纤维素水解时间充裕, 所分解出的可供反硝化菌利用的碳源增加, 所以 NO_3^- -N 去除率也随之增大.

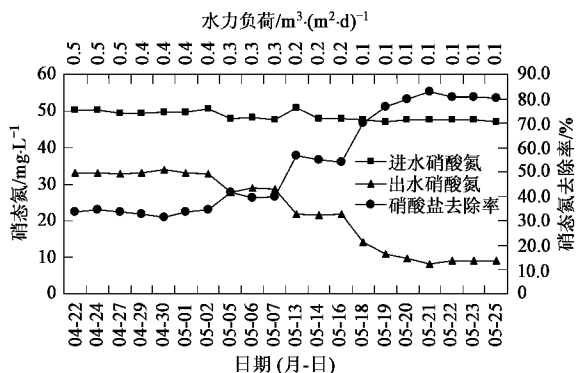


图2 不同水力负荷时的反硝化效果

Fig. 2 Comparison of denitrification at different hydraulic loadings

假定硝酸盐生物还原过程符合 Monod 一级反应动力学方程, 即:

$$\frac{dc}{dt} = -kc$$

积分得:

$$c_e = c_0 e^{-kt} \quad (1)$$

式中, c_e 为出水硝态氮浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; c_0 为进水硝态氮浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; t 为时间, d ; k 为硝态氮生物还原系数, d^{-1} .

将式(1)转化为如下形式:

$$\ln \frac{c_0}{c_e} = kt \quad (2)$$

以 HRT 为横坐标, $\ln \frac{c_0}{c_e}$ 为纵坐标可拟合直线, 如图 3 所示, 斜率 k 值为 0.27.

将式(1)变形可得:

$$\eta = \frac{c_0 - c_e}{c_0} = 1 - e^{-kt} \quad (3)$$

式中, η 为去除率, %.

由式(3)可知, 随着水力负荷的减小, 水力停留时间的延长, 硝态氮去除率随之增加, 这与图 2 所示的结果相吻合.

将式(3)变形可得:

$$n = Q(c_0 - c_e) = Qc_0(1 - e^{-kt}) = \frac{V}{t}c_0(1 - e^{-kt}) \quad (4)$$

式中, n 为脱氮速率, $\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$; Q 为进水流量, $\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$;

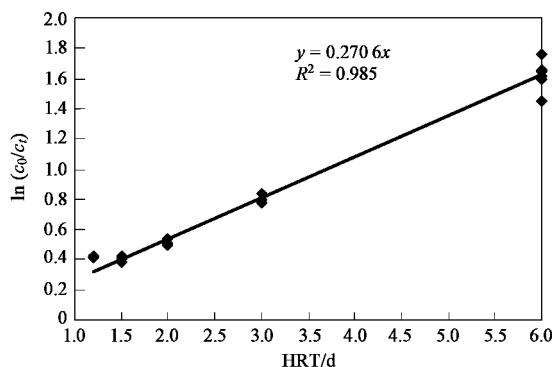


图3 $\ln(c_0/c_i)$ 与 HRT 关系

Fig. 3 Comparison of $\ln(c_0/c_i)$ at different HRT

V 为湿地容积, L .

由式(4)对 t 求导可知:

$$\begin{aligned} n' &= \frac{Vc_0}{t^2} [(kt + 1)e^{-kt} - 1] \\ &= \frac{Vc_0}{t^2} \left(\frac{kt + 1}{e^{kt}} - 1 \right) \end{aligned} \quad (5)$$

令:

$$y = x + 1 - e^x \quad (6)$$

由式(6)对 x 求导得 $y' = 1 - e^x$.

当 $x > 0$ 时 $y' < 0$, 即 y 随 x 递减.

当 $x = 0$ 时 $y = y' = 0$

所以当 $x > 0$ 时, $y < 0$, $x + 1 < e^x$.

$$\text{即 } \frac{x + 1}{e^x} - 1 < 0$$

令 $x = kt$

$$\text{即 } \frac{kt + 1}{e^{kt}} - 1 < 0$$

由于 $k > 0$, 所以当 $t > 0$ 时, $n' < 0$, n 为 t 的递减函数, 即脱氮速率随水力负荷的增大 (HRT 减小) 而增大, 这是由于水力负荷增大, 营养物质的运输、转换也随之加快所致; 随着水力负荷的减小 (HRT 增加), 虽然碳源增加, 但系统内物质更新转换的速度大幅下降, 碳源从纤维素分解菌输送到反硝化菌的速率降低, 导致反硝化菌利用底物的效率降低, 所以脱氮速率降低.

如图 4 所示, 出水 COD 较高于进水 COD, 这主要是由木质纤维素被分解所引起的, 在分解产物中, 可生物降解的有机碳源已经被反硝化菌所消耗, 出水所增加的 COD 基本代表纤维素分解菌所生成的难生物降解产物. 在水力负荷为 $0.1 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时出水 COD 略有增加, 这是因为随着水力停留时间的

增加,木质纤维素分解更充分,COD 溶出量也随之增大.

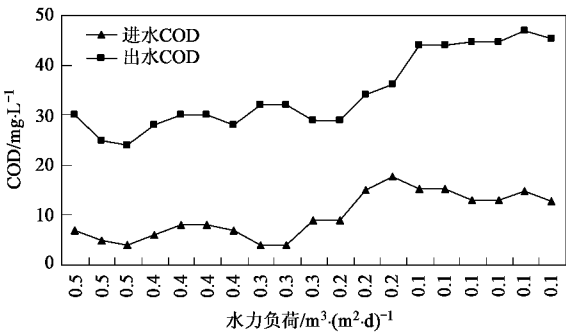


图 4 不同水力负荷时的进出水 COD

Fig. 4 Comparison of COD at different hydraulic loadings

2.3 进水硝酸氮负荷对反硝化作用影响

温度为 25℃,水力负荷控制为 $0.3\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,之所以选择 $0.3\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 的水力负荷是因为从上一节的分析可知,水力负荷过大,例如 $0.5\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 偏高,在进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在 $34\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,被转换的硝酸盐量较小;当水力负荷过小,例如 $0.1\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在 $9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,出水硝酸盐很低,当改变进水硝酸盐负荷时,出水硝酸盐变化不会太明显,因此选择较为适中的水力负荷 $0.3\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,使出水硝酸盐具有随之变化的空间,以利于对比研究.试验结果如图 5 所示.当进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在 $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,此后逐级减少进水硝酸盐量,出水硝酸盐也呈现阶梯式减少趋势,去除率则逐级上升,当进水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为 $9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,去除率可达到 55% 左右.

此节中所讨论的是底物浓度对反硝化脱氮的影响,由于浓度变化幅度较大,不能单一的假设其符合高浓度相或低浓度相公式,所以直接用 Monod 公式进行表达,即:

$$\frac{dc}{dt} = -v_{\max} \frac{cX}{K_s + c} = -K \frac{c}{K_s + c} \tag{7}$$

式中,假设微生物量 X 不变, K 为 $v_{\max} \cdot X$, $\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$; c 为底物浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; K_s 为饱和常数, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

将式(7)变形积分得:

$$c_0 - c_e = Kt - K_s \ln \frac{c_0}{c_e} \tag{8}$$

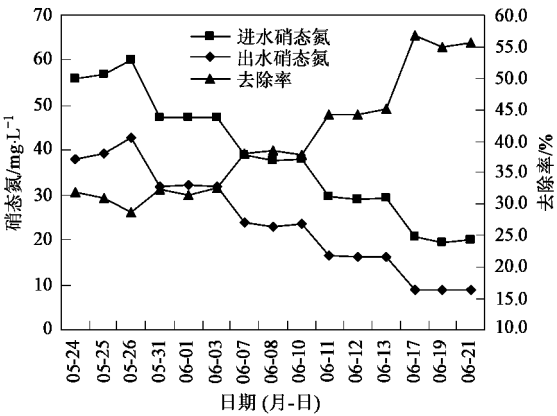


图 5 不同进水硝酸盐负荷时的反硝化效果

Fig. 5 Comparison of denitrification at different nitrate loadings

以 $\ln \frac{c_0}{c_e}$ 为横坐标, $(c_0 - c_e)$ 为纵坐标拟合直线,斜率即为 $-K_s$,截距即为 Kt ,如图 6 所示,可知 K_s 为 11.93,当水力负荷为 $0.3\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,HRT 为 1.83 d,又由截距为 20.63 可得出 K 为 11.27.

则该反应器的脱氮速率为:

$$-\frac{dc}{dt} = \frac{11.27c}{11.93 + c} \tag{9}$$

式(9)变形得:

$$-\frac{dc}{dt} = \frac{11.27}{\frac{11.93}{c} + 1} \tag{10}$$

由式(10)可知,脱氮速率随底物浓度的增大而增大.

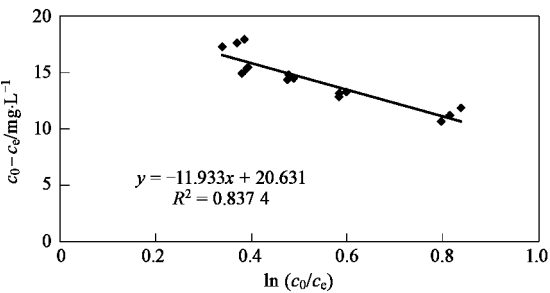


图 6 $\ln(c_0/c_e)$ 与 $c_0 - c_e$ 关系

Fig. 6 Comparison of $(c_0 - c_e)$ at different $\ln(c_0/c_e)$

如图 7 所示,在进水 COD 变化不大的情况下,出水 COD 变化亦不明显,说明进水硝酸盐负荷的改变不会影响纤维素菌的活性,即碳源的供给量基本不变,所以在公式推导中假设反硝化生物量 X 基本不变,而另一方面脱氮效率随着进水硝酸盐的增大而增大,说明在高硝酸盐负荷的情况下,反硝化菌更

能有效的利用有限的碳源进行反硝化,反硝化碳源利用率(即反硝化过程所用碳源量占细菌生命活动所用的总碳源量的比值)随进水硝酸盐负荷的增大而增大.

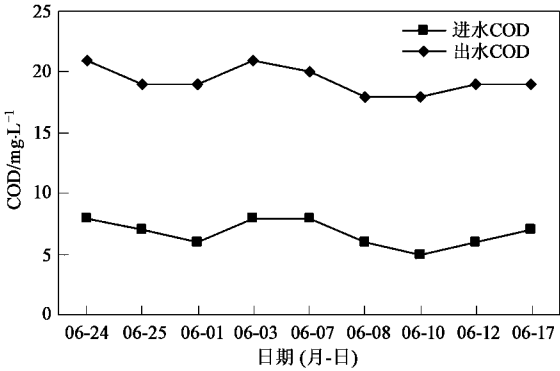


图 7 不同硝酸盐负荷时的进出水 COD

Fig. 7 Comparison of COD at different nitrate loadings

2.4 进水 pH 值对反硝化作用影响

王伟东等^[32]研究表明纤维素分解产物中乳酸和乙酸占绝大部分,从而导致系统中 pH 值的下降,当少量纤维素被分解时,由于细菌自身消耗产物的作用,pH 值先下降后缓慢回升,随着纤维素量逐渐增大,系统内最低 pH 值减小,回升速度变慢,当纤维素量占总培养基量的 5% 时,pH 值下降为 5 后不再回升. 另一方面,反硝化过程中,还原 1 mg 硝态氮能产生 3.75 mg 的碱度^[33]. 如图 8 所示,在进水 pH 从 8.6 左右逐渐降到 6.5 左右时,出水 pH 略微降低,但基本保持在 7.5 左右. 这表明模型内纤维素分解菌所产生的酸度可与反硝化菌所产生的碱度中和,并对反应器内的 pH 值起到了一定的调节作用.

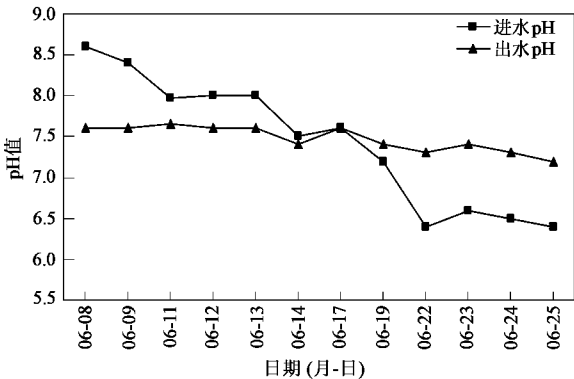


图 8 进出水 pH 值变化

Fig. 8 Comparison of outlet pH at different influent pH

当温度为 25℃,水力负荷为 $0.3 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 进水 pH 值在 7~8 之间时,如图 9、10 所示,出水 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 保持在 $30.1 \sim 32.6 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,除氮量为

$33.8 \sim 35.8 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$ 之间;当 pH 值超出此范围时,出水硝酸盐明显升高,硝酸盐去除率明显降低,除氮量下降到 $24.7 \sim 29.8 \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$. 之所以如此,是因为当 pH 值超出 7~8 范围时,纤维素分解菌活性降低,所分解出的可供反硝化菌利用的碳源减少,且反硝化菌本身活性也有所降低所致.

如图 11 所示,当进水 pH 值在 7~8 之间时,出

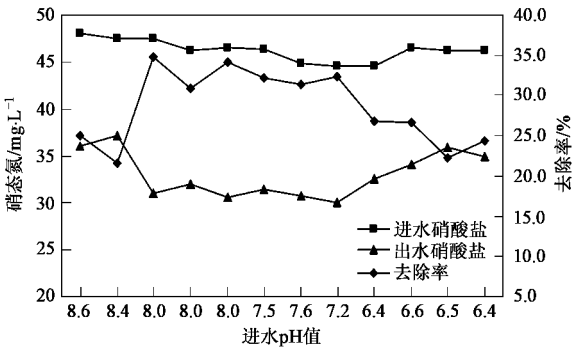


图 9 不同进水 pH 值时反硝化效果

Fig. 9 Comparison of denitrification at different influent pH

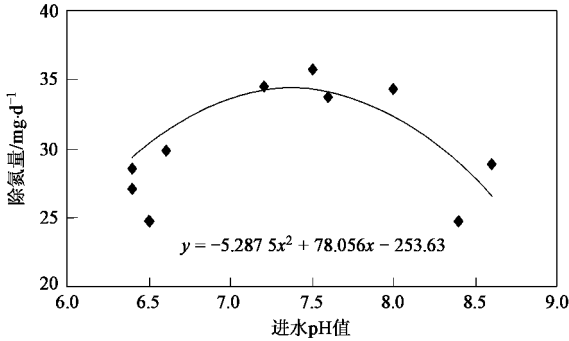


图 10 除氮量与进水 pH 值关系

Fig. 10 Comparison of denitrification capacity at different influent pH

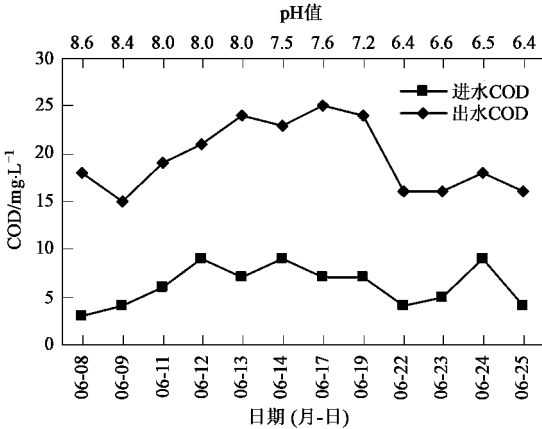


图 11 不同 pH 值时的进出水 COD

Fig. 11 Comparison of COD at different pH

水 COD 在 20~25 之间,当 pH 值超出此范围时,出水 COD 下降到 15~20 之间,由此可见,当 pH 值超出 7~8 时纤维素分解菌活性降低,分解产物相对减少,与之前分析吻合。

3 结论

(1)以树皮作为人工湿地的填料具有强化脱氮的功效,树皮既可作为反硝化碳源,又可为细菌提供了附着的场所。

(2)出水硝酸盐浓度以及反硝化速率随水力负荷的降低而降低,去除率随之增大。当水力负荷为 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,出水 NO_3^- -N 稳定在 9 mg/L 左右, NO_3^- -N 去除率可以达到 80% 左右。进出水 COD 差值为纤维素菌所产生的难降解产物,在一定程度上反应了纤维素菌的活性。

(3)硝酸盐去除率随着进水硝酸盐负荷的降低逐渐升高,而脱氮效率随之降低。进水硝酸盐负荷对纤维素菌的活性影响不大,反硝化菌在高硝酸盐负荷下更能有效的利用碳源进行反硝化,反硝化碳源利用率与进水硝酸盐负荷变化趋势一致。

(4)树皮填料人工湿地系统内,纤维素分解菌所产生的酸度可中和反硝化菌所产生的碱度,并对反应器内的 pH 值有一定的调节能力。当 pH 值在 7~8 之间时,反硝化效果较佳,pH 值超出此范围,纤维素分解菌和反硝化菌活性降低,反硝化效果受到影响。

(5)从人工湿地进出水 COD 比较可以得出,人工湿地出水中难降解物质有所增加,且色度增大,需后接强化除磷人工湿地或其它工艺进一步处理。

参考文献:

- [1] 项学敏,杨洪涛,周集体,等. 人工湿地对城市生活污水的深度净化效果研究:冬季和夏季对比[J]. 环境科学,2009,30(3):713-719.
- [2] 聂志丹,年跃刚,金相灿,等. 3 种类型人工湿地处理富营养化水体中试比较研究[J]. 环境科学,2007,28(8):1675-1680.
- [3] Cooper P F, McBarnet W, O'Donnell D, et al. The treatment of run-off from a fertiliser plant for nitrification, denitrification and phosphorus removal by use of constructed wetlands: a demonstration study[J]. Water Science and Technology,2010,61(2):355-363.
- [4] 孙亚兵,冯景伟,田园春,等. 自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水的研究[J]. 环境科学学报,2006,26(3):404-408.
- [5] 赵联芳,朱伟,赵建. 人工湿地处理低碳氮比污染河水时的脱氮机理[J]. 环境科学学报,2006,26(11):1821-1827.
- [6] 杨敦,周琪. 人工湿地脱氮技术的机理及应用[J]. 中国给水排水,2003,9(1):23-24.
- [7] 陆松柳,胡洪营. 人工湿地的反硝化能力研究[J]. 中国给水排水,2008,24(7):63-65.
- [8] 郭亚平,吴晓芙,胡曰利. 湿地植物在城镇污水处理系统中的作用特性研究[J]. 环境科学与技术,2009,32(2):141-146.
- [9] 任拥政,章北平,海本增. 利用充氧和回流强化波形潜流人工湿地的脱氮效果[J]. 环境科学,2007,28(12):2700-2704.
- [10] 余丽华,贺锋,徐栋,等. 碳源调控下复合垂直流人工湿地脱氮研究[J]. 环境科学,2009,30(11):3300-3305.
- [11] 刘超翔,胡洪营,张建,等. 不同深度人工复合生态床处理农村生活污水的比较[J]. 环境科学,2003,24(5):92-96.
- [12] Kampas P, Parsons S A, Pearce P, et al. Mechanical sludge disintegration for the production of carbon source for biological nutrient removal[J]. Water Research,2007,41:1734-1742.
- [13] Magri A, Flotats X. Modelling of biological nitrogen removal from the liquid fraction of pig slurry in a sequencing batch reactor[J]. Biosystems Engineering,2008,101:239-259.
- [14] Bernet N, Habouzit F, Moletta R. Use of an industrial effluent as a carbon source for denitrification of a high-strength wastewater[J]. Applied Microbiology and Biotechnology,1996,46:92-97.
- [15] 周海红,王建龙,赵璇. pH 对以 PBS 为反硝化碳源和生物膜载体去除饮用水源水中硝酸盐的影响[J]. 环境科学,2006,27(2):290-293.
- [16] 周海红,王建龙. 利用可生物降解聚合物同时作为反硝化微生物的碳源和附着载体研究[J]. 中国生物工程杂志,2006,26(2):95-98.
- [17] Modina O, Fukushi K, Yamamoto K. Denitrification with methane as external carbon source[J]. Water Research,2007,41:2726-2738.
- [18] Sage M, Daufin G, Gésan-Guizieu G. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system[J]. Water Research,2006,40:2747-2755.
- [19] Ovez B, Ozgen S, Yuksel M. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arundo donax* as the carbon source[J]. Process Biochemistry,2006,41:1539-1544.
- [20] Volokita M, Belkin S, Abeliovich A, et al. Biological denitrification of drinking water using newspaper[J]. Water Research,1996,30(4):965-971.
- [21] Mavrogianopoulos G, Vogli V, Kyritsis S. Use of wastewater as a nutrient solution in a closed gravel hydroponic culture of giant reed[J]. Bioresource Technology,2008,82:103-107.
- [22] Boley A, Müller W R, Haider G. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems[J]. Aquacultural Engineering,2000,22:75-85.
- [23] Ovez B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source[J]. Process Biochemistry,2006,41:1289-1295.
- [24] Elefsiniotis P, Li D. The effect of temperature and carbon source

on denitrification using volatile fatty acids [J]. Biochemical Engineering Journal,2006 ,**28**:148-155.

[25] Kohler-Staub D, Frank S, Leisinger T. Dichloromethane as the sole carbon source for *Hyphomicrobium* sp. Strain DM2 under denitrification conditions [J]. Biodegradation,1995 , **6**: 229-235.

[26] 蔡碧靖. 反硝化脱氮补充碳源选择与研究[D]. 上海:同济大学,2008.

[27] Llabres L, Pavan P, Battistionl P, *et al.* The use of organic fraction of municipal solid waste hydrolysis products for biological nutrient removal in wastewater treatment plants [J]. Water Research, 1999 ,**33**(1):214-222.

[28] Park J, Craggs R, Sukias J. Treatment of hydroponic wastewater by denitrification filters using plant prunings as the organic carbon source[J]. Bioresource Technology, 2008 ,**99**: 2711-2716.

[29] Kim T H,Nam Y K,Park C,*et al.* Carbon source recovery from waste activated sludge by alkaline hydrolysis and gamma – ray irradiation for biological denitrification [J]. Bioresource Technology, 2009 ,**100**: 5694-5699.

[30] Mwaikambo L, Ansell M. The determination of porosity and cellulose content of plant fibers by density methods[J]. Journal of Materials Science Letters, 2001 ,**20**: 2095-2096.

[31] 金雪标,阎宁. 三种反硝化工艺比较[J]. 给水排水,2003 ,**29**(1):32-34.

[32] 王伟东,王小芬,刘长莉,等. 木质纤维素分解菌复合系 WSC-6 分解稻秆过程中的产物及 pH 动态[J]. 环境科学, 2008 , **29**(1) 219-224.

[33] 张自杰. 排水工程[M]. (第四版). 北京: 中国建筑工业出版社, 2000. 313-314.