

doi: 10.3969/j.issn.2095-4565.2013.05.010

人工湿地强化脱氮系统运行条件优化研究

王敏^{1,2} 陶敏^{1,2*} 屈娟娟^{1,2} 李秀^{1,2} 王启烁³⁽¹⁾湖北理工学院 环境科学与工程学院 湖北黄石 435003; ⁽²⁾湖北理工学院

矿区环境污染控制与修复湖北省重点实验室 湖北黄石 435003;

⁽³⁾中国科学院水生生物研究所 湖北武汉 430072)

摘要: 微生物的硝化与反硝化作用是人工湿地脱氮的主要途径,如何调控与优化湿地沿程溶解氧浓度和污水碳氮比对于提高人工湿地脱氮效果至关重要。为此,在人工湿地前端埋设曝气管、后端增设碳源投加管,构建了一种人工湿地强化脱氮系统,并选择曝气速率、曝气运行/停止时间比、碳源投加量、进水方式进行正交试验,开展了人工湿地碳氧联合调控脱氮研究。结果表明,各因素的影响大小依次为:曝气运行/停止时间比 > 曝气速率 > 碳源投加量 > 进水方式;最优运行条件为:曝气速率为 $2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$,曝气运行/停止时间比为 8 h/16 h,碳源投加量为 $0.025 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,进水方式为 $0.25 \text{ L} \times 4$ 。

关键词: 人工湿地; 曝气; 碳源; 正交试验; 脱氮效果

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 2095-4565(2013)05-0034-05

Study on Optimization of Operating Condition in Constructed Wetland Enhanced Nitrogen Removal System

Wang Min^{1,2}, Tao Min^{1,2*}, Qu Juanjuan^{1,2}, Li Xiu^{1,2}, Wang Qishuo⁽¹⁾School of Environmental Science and Engineering, Hubei Polytechnic University, Huangshi Hubei 435003;⁽²⁾Key Laboratory of Mine Environmental Pollution Control & Remediation, Hubei Polytechnic University,Huangshi Hubei 435003; ⁽³⁾Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan Hubei 430072)

Abstract: Nitrification and denitrification of microorganism is the main way for nitrogen removal in constructed wetlands, so it is very important for improving nitrogen removal to optimize oxygen distribution and ratio of carbon and nitrogen within wetlands. Therefore, a new enhancing nitrogen removal constructed wetland was built where there were aeration pipes at the bottom of nitrification chamber and carbon addition pipes in the denitrification chamber. Four operating parameters such as aeration rate (q), ratio of aeration and stop time (t_R/t_S), mass of carbon addition (m) and way of influent (w) were chosen to undertake the orthogonal experiment in order to get optimum operating condition of the constructed wetland. The results showed that the comparison of four operating parameters influencing pollutants removal efficiency were as follows: $t_R/t_S > q > m > w$. The optimum operating conditions were obtained as follows: $q = 2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$, $t_R/t_S = 8\text{h}/16\text{h}$, $m = 0.025 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, $w = 0.25 \text{ L} \times 4$.

Key words: constructed wetland; aeration; carbon resource; orthogonal experiment; nitrogen removal efficiency

收稿日期: 2013-05-22

基金项目: 湖北省教育厅科学技术研究项目(项目编号: Q20114401); 江苏省科技厅产学研联合创新项目(项目编号: BY2011193); 湖北理工学院大学生科技创新专项研究项目(项目编号: 11cx24)。

作者简介: 王敏(1988—)男,湖北黄冈人,2010级环境工程专业本科生。

* 通讯作者: 陶敏(1982—)男,湖北武汉人,讲师,博士,研究方向: 人工湿地与水体修复研究。

人工湿地是一种生态污水处理工艺,具有处理效果好、投资省及运行费用低等优点,已广泛应用于生活污水、工业废水等污水处理以及受污染地表水体修复^[1-3]。当前,运行的大部分人工湿地对总悬浮颗粒物(TSS)、有机物的去除率较高,而对氮的去除率相对较低^[4-5]。据研究表明,潜流人工湿地内溶解氧浓度偏低,整体处于缺氧/厌氧环境,不能满足硝化作用的要求^[6-7],同时湿地后端反硝化脱氮时存在碳源不足的现象,限制了反硝化速率,导致湿地脱氮效果较差^[8]。因此,如何调控与优化湿地沿程氧分布状态和污水碳氮比,促进硝化与反硝化反应的充分进行,对于提高人工湿地脱氮效果十分重要。

目前,许多研究学者利用氧强化措施增强了人工湿地的硝化能力和有机物氧化分解能力^[9-12];也通过外加碳源促进了湿地的反硝化作用^[8,13-14]。然而,对于强化脱氮湿地系统的构建及运行优化等方面的研究并不多。因此,本试验构建了一种人工湿地强化脱氮系统,并探讨其最优碳氧联合调控运行条件,为人工湿地技术优化奠定科学基础。

1 材料与方法

1.1 试验系统

人工湿地小试系统由进水池(0.05 m × 0.2 m × 0.3 m)、硝化池(0.15 m × 0.2 m × 0.3 m)、反硝化池(0.15 m × 0.2 m × 0.3 m)和出水池(0.05 m × 0.2 m × 0.3 m)组成;硝化池底部埋有曝气管,曝气管一端封闭,另一端与增氧泵相连;反硝化池垂直插有碳源投加管,其侧壁开有小孔,人工湿地强化脱氮系统示意图如图1所示。湿地填料上部为0.2 m厚的细沙层,下部为0.05 m厚的砾石层。湿地栽种植物为美人蕉。

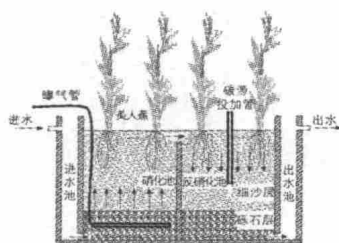


图1 人工湿地强化脱氮系统示意图

进水是利用黄石磁湖水添加葡萄糖、氯化铵而配置的含氮污水,主要进水水质指标见表1。人工湿地进水水力负荷为 $1 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$,水力停留时间为24 h。

表1 进水水质指标

水质指标	浓度范围	平均值
水温($^{\circ}\text{C}$)	24.7~32.5	28.8
pH	7.35~8.32	7.92
电导率($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	355~466	387
电阻率($\text{M}\Omega \cdot \text{cm}^{-1}$)	0.0021~0.0028	0.0026
ORP(mV)	-98.6~-21.5	-52.8
DO($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	2.02~5.35	3.84
COD($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	149.4~192.1	169.4
TN($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	4.32~11.48	6.12
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	2.77~8.27	4.57
$\text{NO}_3^- - \text{N}$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.016~0.030	0.023

1.2 试验方法

结合潜流人工湿地的结构特点和湿地沿程碳、氧分布状态等因素,选择曝气速率(q)、曝气运行/停止时间比(t_R/t_S)、碳源投加量(m)、进水方式(w)等因素,设计了4因素3水平 $L_9(3^4)$ 正交试验,正交试验设计如表2所示。曝气速率采用气体流量计控制,曝气时间为人工控制,投加碳源为2.5 g/L的葡萄糖溶液,进水方式分为单次或多批次进水,如“0.25 L × 4”表示分4次进水,每次进水0.25 L,进水时间分别为8:00、12:00、16:00、20:00。在每组不同条件下湿地稳定运行7~10 d,每天监测进出水的水质指标。

表2 正交试验设计

试验序号	A: q ($\text{L} \cdot \text{h}^{-1}$)	B: t_R/t_S (h:h)	C: m ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	D: w (L)
1	1.25	2/22	0.017	0.25 × 4
2	1.25	4/20	0.025	0.50 × 2
3	1.25	8/16	0.034	1.00 × 1
4	2.50	2/22	0.034	0.50 × 2
5	2.50	4/20	0.017	1.00 × 1
6	2.50	8/16	0.025	0.25 × 4
7	5.00	2/22	0.025	1.00 × 1
8	5.00	4/20	0.034	0.25 × 4
9	5.00	8/16	0.017	0.50 × 2

1.3 分析指标及测定方法

水温、pH值、电导率、电阻率、氧化还原电位(ORP)、溶解氧(DO)等采用 Thermo Orion Five-Star 便携式测定仪测定,化学需氧量(COD)、总氮(TN)、氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)等化学指标按照国家标准方法进行测定^[15]。

2 结果与讨论

2.1 正交试验结果

正交试验结果如表3所示,人工湿地强化脱氮系统对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除效率为78.45%~91.39%,去除效果好且稳定,表现出良好的反硝化能力;其对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率都维持在65%以上,表明有机物降解和硝化效果较好;该强化系统对TN的平均去除率为76.2%,高于同类型常规人工湿地的脱氮效率^[3]。

表3 各运行条件下人工湿地系统的净化效果分析

试验 序号	去除率(%)			
	COD	TN	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$
1	65.37(7.15)	65.92(6.07)	68.21(5.06)	82.26(1.09)
2	67.82(9.82)	68.37(3.21)	79.72(6.35)	88.07(1.77)
3	76.37(7.47)	72.02(3.15)	86.85(5.23)	78.45(3.50)
4	68.81(5.99)	70.58(5.60)	72.18(4.04)	87.71(2.41)
5	86.58(5.93)	82.62(4.73)	88.27(4.80)	83.64(4.56)
6	76.52(6.40)	86.79(6.78)	85.92(8.09)	91.39(1.54)
7	71.35(4.73)	78.17(3.89)	71.17(4.96)	89.28(6.49)
8	72.29(5.24)	83.03(2.32)	88.79(5.09)	87.47(6.20)
9	80.41(6.93)	78.18(3.05)	94.65(6.03)	80.32(1.34)

注:括号内为标准方差。

2.2 各因素对污染物去除效率的影响分析

由表3中的数据可以得出各因素对污染物去除率的极差,各因素极差统计结果见表4。从表4中可以看出,COD和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率受运行/停止时间比(B)的影响较大,TN去除率的主要影响因素是曝气速率(A),而碳源投加量(C)对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率的影响最大。综合考虑各污染物的去除效果,各因素的影响

大小为: $B > A > C > D$ 。COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率与各因素的关系如图2所示。

表4 各因素极差统计结果

水质 参数	极差				主次排序	优选 组合
	A	B	C	D		
COD	7.45	9.26	5.56	0.95	$B > A > C > D$	$A_2B_3C_1D_2$
TN	11.23	7.44	2.57	6.20	$A > B > D > C$	$A_2B_3C_2D_1$
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	6.61	18.62	4.77	5.45	$B > A > D > C$	$A_3B_3C_1D_2$
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	4.65	3.03	7.51	1.89	$C > A > B > D$	$A_2B_1C_2D_1$

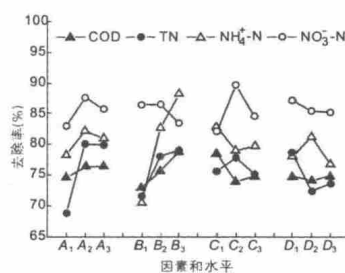


图2 COD、TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率与各因素的关系

2.2.1 曝气速率

常规人工湿地中氧气的来源有大气自然复氧、植物根系泌氧和进水所携带的氧,但由于潜流人工湿地长期处于饱水状态,氧的传质速率低,湿地内常处于缺/厌氧状态^[7,16]。利用强化曝气可以有效改善湿地内溶解氧水平,其中曝气速率是氧调控的关键因素之一,曝气速率过大,运行成本将增加;曝气速率过小,处理效果改善不明显。由图2可知,曝气速率对TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、COD的去除率影响显著,各污染物去除率随曝气速率的增大而先增大后减小,较佳曝气速率为 $2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$ 。

关于人工湿地适宜曝气速率的研究较多,鄢璐^[17]等研究表明,水平潜流人工湿地的最佳气水比为4:1~8:1;李想等^[18]通过曝气与非曝气垂直流人工湿地的对比研究发现,较佳气水比为6:1;陶敏等^[19]研究发现复合垂直流人工湿地较佳气水比为10:1;Ouillet-Plamondon等^[10]在利用潜流人工湿地处理高浓度COD污水时,气水比高达96:1。本试验较佳曝气速率为 $2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$,处理水量为 $1 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$,按每天曝气8h计算,气水比为20:1,与同类型湿地相比

其数值较大,这可能是本试验采用的曝气管孔径较大的缘故。

2.2.2 曝气运行/停止时间比

微生物的硝化与反硝化作用是人工湿地脱氮的主要途径,硝化作用要求好氧环境,而反硝化作用需要缺氧环境。因此,选择适宜的曝气运行/停止时间比,创造时空动态变化的好氧/缺氧环境,有利于硝化与反硝化反应的充分进行,对于提高湿地脱氮效果十分重要。由图2可以看出,除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 以外,其他污染物去除率随曝气运行/停止时间比的增大而增大,因而较佳的曝气运行/停止时间比为8 h/16 h,这与陶敏等^[19]的研究结果是一致的。

前期研究结果表明,连续曝气会导致湿地出水中硝态氮浓度的急剧增加,从而使湿地脱氮效果下降^[20]。Nivala等^[1]采用12 h/12 h的间歇增氧方式,显著降低了出水中硝态氮的积累。Tao等^[11]的研究也表明采用间歇强化曝气不仅显著增强了湿地的硝化能力,而且反硝化作用没有受到抑制。本试验系统利用中间隔板构成硝化池和反硝化池,在空间上形成相对独立的好氧和缺氧区域;同时通过8 h/16 h的间歇曝气方式,在时间上形成交替变化的好氧/缺氧环境,有利于湿地同步硝化/反硝化脱氮,因而具有较高的脱氮能力。

2.2.3 碳源投加量

许多学者研究发现,人工湿地在好氧阶段对有机物降解效果较好,导致湿地反硝化阶段碳源不足;当有机碳源不足时,微生物会通过消耗自身的原生质进行内源反硝化,使得细胞物质减少,反硝化细菌的活性降低^[21-22]。因此,在人工湿地反硝化阶段补充适宜的有机碳源十分必要。由图2可知,碳源(葡萄糖)投加量对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、COD的去除率影响较显著, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN去除率随碳源投加量的增大而先增大后减小,而COD去除率随碳源投加量的增大而减小,因此较佳碳源(葡萄糖)投加量为 $0.025 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

污水C/N对湿地反硝化作用有着重要的影响,许多学者围绕外加碳源最佳C/N展开了大量研究。阎宁等^[23]研究表明以葡萄糖作为外加碳源的最佳C/N为6:1~7:1;连小莹等^[24]研究也发现潜流人工湿地较佳C/N为

6:1;余丽华等^[8]利用通气管直接向湿地内部投加葡萄糖,最佳C/N降为4.3:1。本试验进水COD均值为 169.4 mg/L ,TN均值为 6.12 mg/L ,C/N为27.7,可见进水为“高碳低氮”污水;但是由图2可以发现,投加碳源葡萄糖后,反硝化效率明显增加,这可能是由于投加简单有机物葡萄糖增强了反硝化细菌的活性所致^[25]。

2.2.4 进水方式

由于进水中携带溶解氧,因而进水方式对湿地沿程溶解氧分布影响较大,有研究表明间歇进水有利于湿地复氧,可促进有机物好氧分解和氨氮的硝化^[26]。由图2可知,进水方式对TN去除率影响较显著,当分4批次间歇进水时,TN去除率最高。本试验在人工湿地前端(硝化池)进行氧调控、后端(反硝化池)进行碳源投加,并通过分批次进水、推流式运行形成湿地前端硝化反应-后端反硝化反应,因而分批次间歇进水方式具有较好的脱氮效果。

综上所述,最优运行条件组合为 $A_2B_3C_2D_1$,即曝气速率为 $2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$,曝气运行/停止时间比为8 h/16 h,碳源投加量为 $0.025 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,进水方式为 $0.25 \text{ L} \times 4$ 。

3 结论

构建了一种人工湿地强化脱氮系统,对曝气速率、曝气运行/停止时间比、碳源投加量、进水方式进行了 $L_9(3^4)$ 正交试验,综合考虑各污染物的去除率,各因素的影响大小依次为:曝气运行/停止时间比 > 曝气速率 > 碳源投加量 > 进水方式。高脱氮效果的最优运行条件为:曝气速率为 $2.5 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1}$,曝气运行/停止时间比为8 h/16 h,碳源投加量为 $0.025 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,进水方式为 $0.25 \text{ L} \times 4$ 。

参考文献

- [1] Nivala J, Hoos M B, Cross C, et al. Treatment of landfill leachate using an aerated horizontal sub-surface-flow constructed wetland [J]. Science of Total Environment, 2007, 380(1-3): 19-27.
- [2] Zhang D Q, M Gersberg R, Keat T S. Constructed

- wetlands in China [J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35: 1367 – 1378.
- [3] Zhang T, Xu D, He F, et al. Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990 – 2010 [J]. *Ecological Engineering* 2012, 47: 189 – 197.
- [4] Green M, Safrai I, Agami M. Constructed wetlands for river reclamation: Experimental design start – up and preliminary results [J]. *Bioresource Technology*, 1996, 55(2): 157 – 162.
- [5] Reed S C, Brown D. Subsurface flow wetlands – A performance evaluation [J]. *Water Environmental Research*, 1995, 67: 244 – 248.
- [6] Richardson J L, Vepraskas M J. Wetland soils: genesis hydrology landscapes and classification [M]. Florida: CRC Press, 2001: 228 – 235.
- [7] 张甲耀, 夏盛林, 熊凯, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统的研究 [J]. *环境科学*, 1998, 19(4): 36 – 39.
- [8] 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.
- [9] Green M, Friedler E, Safrai I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump [J]. *Water Research*, 1998, 32(12): 3513 – 3520.
- [10] Ouellet – Plamondon C, Chazarenc F, Comeau Y, et al. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate [J]. *Ecological Engineering*, 2006, 27(3): 258 – 264.
- [11] Tao M, He F, Xu D, et al. How artificial aeration improved the sewage treatment of an integrated vertical – flow constructed wetland [J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2010, 19(1): 181 – 189.
- [12] 任拥政, 章北平, 海本增. 局部充氧提高波形潜流人工湿地除污效能的研究 [J]. *中国给水排水*, 2007, 23(11): 28 – 31.
- [13] 刘刚, 闻岳, 周琪. 补充生物质强化水平潜流湿地去除硝酸盐氮研究 [J]. *中国给水排水*, 2009, 25(21): 13 – 16.
- [14] 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.
- [15] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 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: 210 – 284.
- [16] Tanner C C, Kadlec R H. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface – flow treatment wetlands [J]. *Water Science Technology*, 2003, 48(5): 191 – 198.
- [17] 鄢璐, 王世和, 钟秋爽, 等. 强化供氧条件下潜流型人工湿地运行特性 [J]. *环境科学*, 2007, 28(4): 736 – 741.
- [18] 李想, 崔莉凤. 曝气增强垂直潜流型人工湿地脱氮效果研究 [J]. *北京工商大学学报(自然科学版)*, 2009, 27(1): 6 – 10.
- [19] 陶敏, 付贵萍, 贺锋, 等. 复合垂直流人工湿地氧调控条件优化研究 [J]. *水处理技术*, 2010, 36(10): 57 – 60.
- [20] Jamieson T S, Stratton G W, Gordon R, et al. The use of aeration to enhance ammonia nitrogen removal in constructed wetlands [J]. *Canadian Biosystems Engineering*, 2003, 45: 109 – 114.
- [21] Rittman B E, McCarty P L. 环境生物技术原理与应用 [M]. 文湘华, 王建龙, 译. 北京: 清华大学出版社, 2004: 144 – 172.
- [22] 王凯军, 陈世朋, 董娜, 等. 微型复合垂直流人工湿地处理农村灰水试验研究 [J]. *中国给水排水*, 2008, 24(17): 40 – 43.
- [23] 阎宁, 金雪标, 张俊清. 甲醇与葡萄糖为碳源在反硝化过程中的比较 [J]. *上海师范大学学报(自然科学版)*, 2002, 3: 41 – 44.
- [24] 连小莹, 李先宁, 谢祥峰, 等. C/N 及氮源形式对潜流式人工湿地脱氮效果的影响 [J]. *电力环境保护*, 2008, 24(2): 27 – 29.
- [25] Garcia – Montiel D C, Melillo J M, Stuedler P A, et al. Carbon limitations to nitrous oxide emissions in a humid tropical forest of the Brazilian Amazon [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 38: 267 – 272.
- [26] 吴振斌, 詹德昊, 张晟, 等. 复合垂直流构建湿地的设计方法及净化效果 [J]. *武汉大学学报(工学版)*, 2003, 36(1): 12 – 16.

(责任编辑 高 嵩)