

利用充氧和回流强化波形潜流人工湿地的脱氮效果

任拥政, 章北平*, 海本增

(华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074)

摘要: 为提高人工湿地对氨氮的去除能力, 在本实验中将传统波形潜流人工湿地进行改造, 于第 2 个波形区间内安装曝气管, 改善湿地内氧气分布状况, 提高湿地的硝化效果, 并与传统波形潜流人工湿地进行对照试验. 结果表明, 由于大部分 COD 在第 2 波形区间充氧过程中得到去除, 因此在第 3 波形区间硝化菌成为优势菌种, 使湿地中硝化程度达到 90% 以上, 出水中 COD 值大幅下降, 耐进水冲击负荷的能力明显加强. 在第 2 阶段将湿地出水按 50% 的回流比回流湿地起端, 原污水在湿地起端和 1/3 处分别进水, 证明 1/3 处进水总氮去除率最高, 达到 50% 左右, 水力负荷在 $0.8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时, COD 有机负荷达到 $56 \sim 112 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 氨氮负荷达到 $20 \sim 28 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

关键词: 波形潜流人工湿地; 充氧; 回流; 脱氮; 硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)12-2700-05

Removal Nitrogen in Wavy Subsurface-flow Constructed Wetland Utilizing Aeration and Recirculation

REN Yong-zheng, ZHANG Bei-ping, HAI Ben-zeng

(School of Environmental Science & Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China)

Abstract: To improve the removal rates of ammonium nitrogen in the constructed wetlands, the traditional wavy subsurface-flow constructed wetland (W-SFCW) was modified to install the aeration tube in the second wave interval to improve the DO and the nitrification rates within the constructed wetlands. It was found that as most of COD had been removed in the second wave interval, nitrifying bacteria become dominant in the third wave interval, which led to the nitrification extent reaching more than 90%, and the ability to endure the impact of hydraulic loading was enhanced. Recirculation rates of 50% were adopted to evaluate the effect on TN removal. It showed that with effluent recirculation the average removal efficiencies of TN obviously increased to 50% when the wastewater entered 1/3 of the wetland not infall. The hydraulic loading of wetland reached $0.8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, and COD organic loading was $56 \sim 112 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, and the ammonium loading rate was $20 \sim 28 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$.

Key words: wavy subsurface-flow constructed wetland; aeration; recirculation; removal TN; nitrification

人工湿地脱氮的主要途径是依靠微生物的硝化与反硝化^[1~4], 而其它的去除途径如植物吸收与氨氮挥发的去除量是非常少的^[5~7]. 在运行的大部分人工湿地中, 对 BOD 和 TSS 的去除率非常高, 而对氮的去除率却是比较低的, 主要原因是湿地中供氧不足所引起的^[8~10]. 人工湿地中获得氧气的能力被认为是湿地去除 BOD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的关键限制性因素^[11], 但是最近的研究指出, 湿地中污染物与微生物之间不充分的接触也是限制 BOD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除的因素^[12].

当人工湿地出水回流, 好氧生物活动消耗后剩余的氧气随着出水的回流在原水中重新分配, 这种出水回流的运行方式, 加强了污水中污染物与湿地内附着在植物根系与填料表面生物膜的相互接触, 将会对湿地去除污染物带来很大的益处^[13,14]. He 等^[15]研究了养猪废水的处理, 经兼性氧化塘流出的废水间歇地流入垂直流人工湿地, 水力负荷是 0.4

m^3/d , 在处理过程中采用的出水回流, 研究数据表明, 与不回流的人工湿地处理效率相比, 回流人工湿地对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的平均去除率有明显的上升^[15].

同样, 为了提高湿地中的溶解氧, 加强湿地的硝化功能, Michal 等^[16]将污水处理厂的二级出水引入了垂直流人工湿地, 在系统中增加了充氧泵提高湿地中的氧含量; 王晟等^[17]提出动态浸润线及序批式潜流人工湿地工艺, 孙亚兵等^[18]利用改进的自动增氧型潜流人工湿地处理模拟生活污水.

在人工湿地中, 如果只采用湿地出水回流, 则硝化不够彻底, 如果只进行湿地充氧曝气, 则无法进行反硝化. 因此将湿地局部充氧提高其硝化效率, 而出水回流与原水一起流入湿地提高其反硝化效率, 则

收稿日期: 2006-12-28; 修订日期: 2007-04-02

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601110); 武汉市青年科技晨光计划项目(20045006071-23)

作者简介: 任拥政(1975~), 男, 博士研究生, 讲师, 主要研究方向为水处理新技术, E-mail: renyz@163.com

* 通讯联系人, E-mail: bpzhangpro@163.com

可以改善湿地内部的微生物、溶解氧、pH 值,从而提高湿地脱氮的效率。

波形潜流人工湿地 (wavy subsurface-flow constructed wetland, W-SFCW)是开发的新型人工湿地,与普通湿地相比,W-SFCW 充分发挥了人工湿地垂直方向上不同层次的功能,增加了污染物与湿地填料之间的充分接触,对污染物的去除明显提高,但是对氨氮和总氮的去除仍不彻底^[19]。因此本研究通过在湿地中局部充氧与出水回流来强化氨氮的硝化和反硝化过程,处理城市污水取得了较好的效果,对于分散式污水达标处理与深度处理方面有着广泛的用途。

1 材料与方法

1.1 实验材料

本实验的小试装置由 2 个平行的波形潜流人工湿地组成,该湿地建设在武汉沌口污水处理厂内,该污水处理厂位于武汉沌口新技术开发区内,进水为工业废水与居民生活污水的混合水,经过污水厂沉砂池沉淀的出水,流入小试的兼性生化反应器,停留时间为 8h,兼性生化反应器的出水水质指标见表 1。波形潜流人工湿地的平面布置图见图 1。每个湿地面积 0.48 m²(0.3 m×1.6 m),湿地填料深度为 0.85 m,填料由砂子(2~5 mm)、炉渣(12~20 mm)、砾石(10~20 mm)和卵石(10~20 mm)按一定的级配组成,填料在湿地中的分布见图 2。在湿地的表面种植水生植物美人蕉与香蒲,种植密度为 30 株/m²。

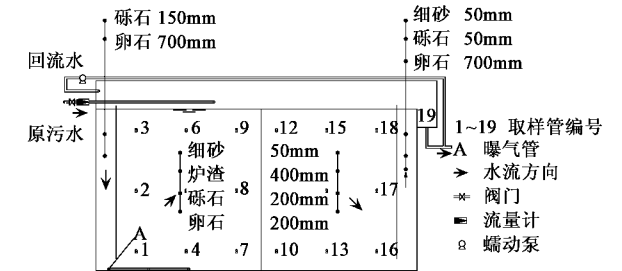
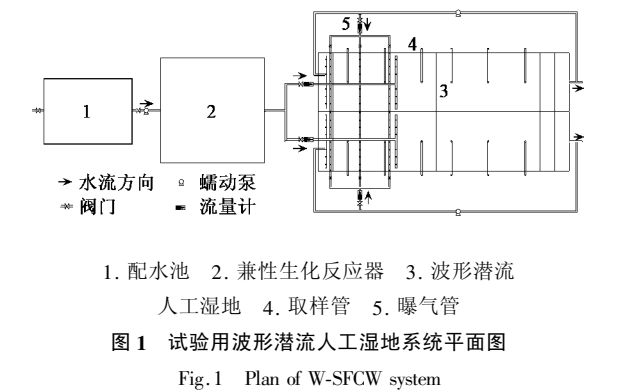
表 1 兼性生化反应器的出水水质指标/mg·L⁻¹

Table 1 Effluent COD of facultative biochemical reactor/mg·L⁻¹

项目	数值	项目	数值
COD	70~140	NH ₄ ⁺ -N	25~35
TP	2~3	NO ₃ ⁻ -N	0.12~0.59
pH	7.8	NO ₂ ⁻ -N	0.38~0.42

1.2 试验运行

波形潜流人工湿地在没有充氧与回流的常规情况下运行了将近 1 a,此后,湿地中的充氧装备开始运行,出水的 COD 和 NH₄⁺-N 含量大幅度下降,但是 TN 的去除率不高,此状态稳定运行 1 个月后,为了加强反硝化,提高 TN 的去除率,在湿地中引入了回流装置,湿地的出水回流至湿地起始端,兼性生化的出水进入湿地的 1/3 处,TN 的去除率由此得到大幅度提升。在试验过程中为了控制湿地流量,采用蠕动泵(BT00-600, 0~1 020 mL/min)精确控制。



1.3 分析方法

水样的测定在运行的全过程均每天取样,每星期分析 1 次沿程 18 个点的水样。温度和溶解氧 DO 利用电极现场测定,仪器为 LDOHQ-1(HACH),其它参数测定根据 APHA (1992)的标准方法分析,分析的指标主要有 COD、NH₄⁺-N、TP、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N。

2 结果与分析

2.1 湿地在充氧状态下的运行

2.1.1 氧气分布与 pH

波形潜流人工湿地在常规运行状态下,湿地中溶解氧浓度非常低,其值介于 0~0.5 mg/L,这样的溶解氧水平无法在湿地中形成有效的硝化反应,因此在 W-SFCW 进水口处每隔 200 mm 设置 1 根曝气管,曝气管底部以 60°的夹角开 2 排曝气孔,孔径 2 mm,曝气管与充氧泵连接。由于外界强制充氧,改变了湿地溶解氧的分布状态,2 种状态下溶解氧在湿地中的沿程变化见图 3。

2.1.2 COD 去除

在湿地的进水区域设置曝气管,不仅可以增加进水中的溶解氧含量,而且可以刺激好氧微生物的生长,大幅度降低出水中 COD 的含量。当湿地进水负荷为 0.8 m³/(m²·d)时,曝气 W-SFCW 与普通 W-

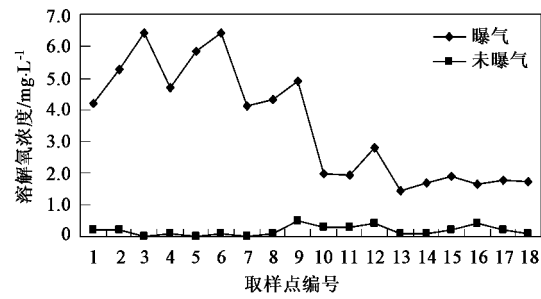


图3 湿地在曝气与未曝气2种状态下的溶解氧变化
Fig.3 Variety of wetland DO in the condition of aeration and non-aeration

SFCW出水COD的比较见图4、5.在普通W-SFCW湿地中,出水浓度与进水浓度的变化有一定的相关性,当进水浓度增大时,出水浓度也相应升高,而当进水浓度达到120 mg/L以上时,出水浓度大多高于60 mg/L,其去除率范围为17.65%~71.43%,平均去除率为39.18%.当曝气W-SFCW开始运行时,COD开始快速下降,并且表现得非常稳定,可以耐受进水负荷的冲击而没有出现太大的波动,其去除率范围为39.74%~80.12%,平均去除率为62.12%.2种状态下相比,COD平均去除率提高了22.94%.

2.1.3 硝化过程

在普通W-SFCW中,由于溶解氧浓度比较低,微

生物对氨氮的硝化过程难以进行,因此氨氮的去除非常有限,如图6所示,出水中氮的主要形态以氨氮为主,硝态氮的含量特别低.在曝气W-SFCW中,由于外界强制充氧,使湿地中溶解氧含量比较高,而且即使在出水口处也有大约2 mg/L的溶解氧含量,可以满足氨氮硝化过程对溶解氧的需求,因此氨氮的去除从开始曝气运行起,呈直线下降的趋势,到第14 d开始,出水中的氨氮小于3.5 mg/L.

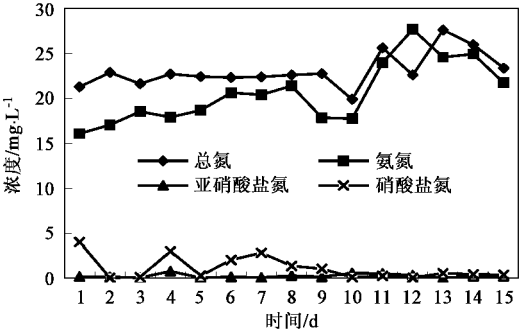


图6 普通状态下的W-SFCW
Fig.6 W-SFCW in general condition

在污水中的氮素物质平衡主要基于进水与出水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 之间的形态转化关系,从图7、8可以看出,虽然氮的形态相比于传统湿地状态下发生了丰富的变化,但是总氮的去除率并不高,平均只有10%左右,这表明湿地中氮素的去除主要是依靠生物作用下的硝化与反硝化进程,而植物的吸收、氨氮的挥发及填料的吸附等作用对氨氮的去除是非常有限的,甚至可以忽略它的作用.

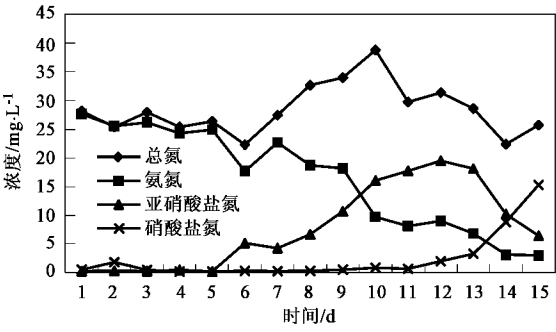


图7 曝气状态下的W-SFCW
Fig.7 W-SFCW in aeration condition

2.2 湿地在充氧回流状态下的运行

从图7、8中可以看出,充氧只能改变湿地的硝化状态,并不能提高湿地的反硝化去除率,而且由于湿地的前端充氧,COD的降解速度很快,到出水口

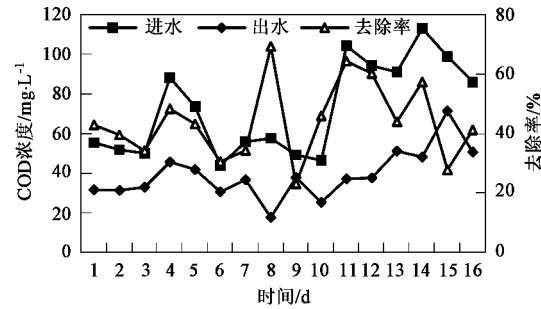


图4 普通状态下的W-SFCW
Fig.4 W-SFCW in general condition

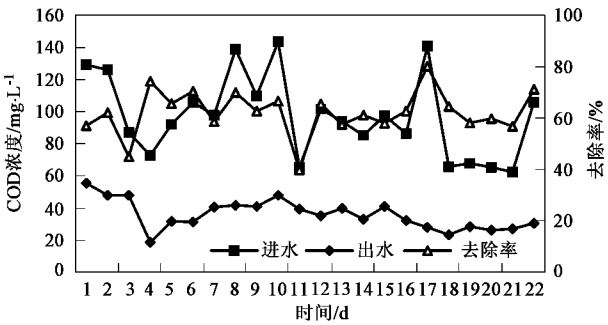


图5 曝气状态下的W-SFCW
Fig.5 W-SFCW in aeration condition

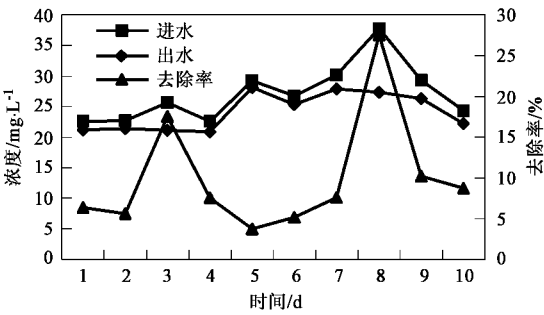


图 8 曝气状态下湿地对 TN 的去除

Fig.8 TN removal of wetland in aeration condition

时只有 30 mg/L 左右(图 5),这样低的 COD 不足于提供反硝化时所需要的碳源,因此在试验中将湿地的出水回流,回流比 50%,为了强化湿地出水的硝化作用,将回流水进于湿地的首端,而原污水在距湿地首端的 1/3 处进水.这样,回流水由于所含有机物相对较低,自养型硝化菌可以成为优势菌种,可以在充氧条件下继续硝化,当硝化后的水在湿地 1/3 处与原污水混合,有机物的降解迅速消耗掉回流水的溶解氧,在湿地的第 3 个区间,可以形成缺氧的环境,而原污水提供充足的碳源,可以为反硝化的顺利进行提供充足的环境条件.从图 9 中可以看出,回流后 TN 的去除率上升得很快,在第 9 d 时就已经达到 50% 左右,并且呈现稳定运行的特征.

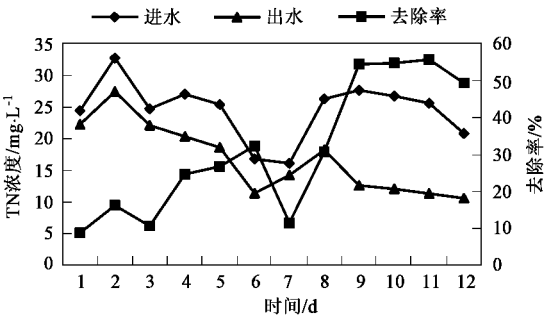


图 9 充氧回流状态下湿地对 TN 的去除

Fig.9 TN removal of wetland in aeration and recirculation

3 讨论

在 W-SFCW 中,共分为 4 个波形区间,在单独充氧状态下,第 1 波为配水区,第 2 波局部曝气,承担大部分 COD 的去除与部分硝化过程,第 3 波在剩余溶解氧的作用下,完成污水中的氨氮硝化过程.在湿地中可能由于前端有机物的大量降解而后端的碳

源不足,限制反硝化作用的进行,可考虑增加碳源来解决此问题^[20~23].通过沿程试验表明,经过第 1 波与第 2 波湿地的处理,原水中的 COD 已经大大减少,C:N 已经降到 2:1~3:1,有利用硝化细菌和亚硝化细菌的生长,因此在第 3 波硝化与亚硝化细菌成为优势菌种,完成污水中氨氮的大部分硝化过程,从而使出水中的氨氮浓度小于 3.5 mg/L(图 7).但是局部充氧不能提高总氮的去除率,主要是因为碳源在硝化之前已降解到很低的水平,而较高的溶解氧浓度也不利于反硝化的进行,因此必须在充氧的基础上引入回流措施进行反硝化.从图 9 可以看出,回流在起始端,而原污水进水在湿地沿程的 1/3 处,脱氮效果比较好,整个过程总氮的去除达到 50% 左右.从原污水进水不同位置的沿程分析(图 10、11)可以看出,如果回到湿地的起始端与回流液一起进入湿地,COD 降低得非常快,不利于为后续的反硝化过程提供较充足的碳源,整个过程硝化程度非常高,但反硝化去除率却很低.而当进原污水进到湿地 1/3 处时,为后端的反硝化补充了一定的碳源,TN 随着沿程水流而逐渐降低.沿程试验表明,由于充氧后湿地中溶解氧的影响以及回流后原水有机物浓度的降低,要想获得更高的 TN 去除率是非常困难的.在运行过程中,进水为原污水,COD 与氨氮均出现一定的波动,但是曝气 W-SFCW 与普通 W-SFCW 相比,耐冲击负荷明显提高,出水水质比较稳定.作为去除 COD 与氨氮的湿地,曝气 W-SFCW 运行负荷相比其它湿地较高,水力负荷达到 0.8 m³/(m²·d),COD 有机负荷达到 56~112 g/(m²·d),氨氮负荷达到 20~

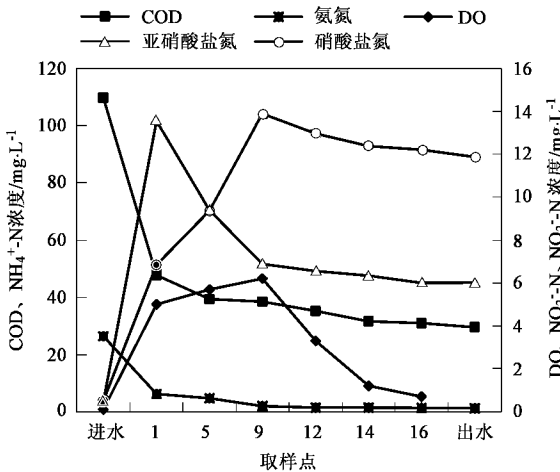


图 10 原污水进到起始端时各种物质浓度的沿程变化

Fig.10 Concentration variety of materials when wastewater entered at the beginning of wetland

28 g/(m²·d). 填料深度为 0.85m, 与其它湿地相比要大一些, 而更深的深度和更高的水力负荷还有待进一步实验.

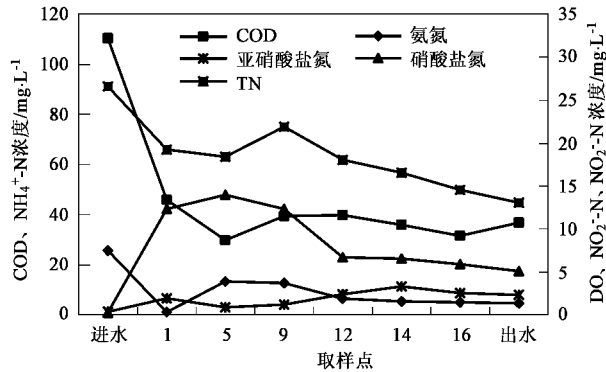


图 11 原污水进到 1/3 处时各种物质浓度的沿程变化

Fig. 11 Concentration variety of materials when wastewater entered at 1/3 length of wetland

4 结论

(1) 在波形潜流人工湿地的前端设置充气管, 整个湿地的溶解氧浓度得到改善, 而且硝化过程和 COD 的去除得到加强, 硝化率达到 90% 左右, 出水 COD 浓度在 30 mg/L 左右, 而且整个系统耐冲击负荷的能力明显提高, 出水水质稳定.

(2) 将湿地出水按 50% 的回流比回流到湿地起始端, 原污水进到湿地的 1/3 处, 获得了较好的 TN 去除率, 达到 50% 左右. 而回流水会降低进水的 COD 含量, 以及湿地中由于充氧而提高了溶解氧浓度都不利于总氮的进一步去除.

(3) 当水力负荷达到 0.8 m³/(m²·d) 时, COD 有机负荷达到 56 ~ 112 g/(m²·d), 氨氮负荷达到 20 ~ 28 g/(m²·d).

参考文献:

- [1] Stottmeister U, Wiebner A, Kusch P, et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment[J]. *Biotechnology Advances*, 2003, **22**(122): 93 ~ 117.
- [2] 卢少勇, 张彭义, 余刚, 等. 农田排灌水的稳定塘-植物床复合系统处理[J]. *中国环境科学*, 2004, **24**(5): 605 ~ 609.
- [3] 白军红, 欧阳华, 邓伟, 等. 湿地氮素传输过程研究进展[J]. *生态学报*, 2005, **25**(2): 326 ~ 333.
- [4] 梁威, 吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷去除机制研究进展[J]. *环境科学动态*, 2000, (3): 32 ~ 37.
- [5] 高拯民, 李宪法, 王绍堂, 等. 城市污水土地处理利用设计手册[M]. 北京: 中国标准出版社, 1990.
- [6] Vymazal J, Brix H, Cooper P F, et al. Removal mechanisms and types of constructed wetlands[C]. In: Vymazal J, Brix H, Cooper P F, et al. (eds). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*[M]. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 17 ~ 66.
- [7] Vymazal J. Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow—can we determine the key process? [C]. In: Vymazal J ed. *Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands*[M]. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. 1 ~ 17.
- [8] Green M, Safrai I, Agami M. Constructed wetlands for river reclamation—Experimental design and start-up [J]. *Bioresour Technol*, 1996, **55**: 157 ~ 162.
- [9] Reed S C, Brown D. Subsurface flow wetlands—a performance evaluation[J]. *Water Env Res*, 1995, **67**(2): 244 ~ 248.
- [10] U.S. EPA. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment[M]. Office of Water, EPA, 1993.
- [11] Cooper P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid CW treatment systems[J]. *Wat Sci Tech*, 1999, **40**: 1 ~ 9.
- [12] Hunt P G, Matheny T A, Szogi A A. Denitrification in constructed wetlands used for treatment of swine wastewater[J]. *J Environ Qual*, 2003, **32**: 727 ~ 735.
- [13] Sun G, Gray K R, Biddlestone A J. Treatment of agricultural wastewater in downflow reed beds: experimental trials and mathematical model [J]. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 1998, **69**: 63 ~ 71.
- [14] Sun G, Gray K R, Biddlestone A J, et al. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system[J]. *Wat Sci Tech*, 1999, **40**: 139 ~ 146.
- [15] He L S, Liu H L, Xi B D, et al. Effects of Effluent Recirculation in Vertical-flow Constructed Wetland on Treatment Efficiency of Livestock Wastewater[A]. *IWA World Water Congress*, 2006.
- [16] Green M, Friedler E, Safrai I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump[J]. *Wat Res*, 1998, **32**(12): 3513 ~ 3520.
- [17] 王晨, 徐祖信, 李怀正. 潜流湿地处理生活污水时的强化方法[J]. *环境科学*, 2006, **27**(12): 2432 ~ 2438.
- [18] 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.
- [19] 何成达, 谈玲, 葛丽英. 波式潜流人工湿地处理生活污水的试验研究[J]. *农业环境科学学报*, 2004, **23**(4): 766 ~ 769.
- [20] Verhoeven J T A, Meuleman A F M. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations [J]. *Ecological Engineering*, 1999, **12**(1-2): 5 ~ 12.
- [21] Gerke S, Baker L A, Xu Y. Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse[J]. *Wat Res*, 2001, **35**(16): 3857 ~ 3866.
- [22] Fleming-Singer M S, Horne A J. Enhanced nitrate removal efficiency in wetland microcosms using an episodiment layer for denitrification[J]. *Environment Science Technology*, 2002, **36**: 1231 ~ 1237.
- [23] Horne A J. Nitrogen removal from wastetreatment pond or activated sludge plant effluents with free-surface wetlands[J]. *Water Science Technology*, 1995, **31**(12): 341 ~ 351.