

潜流人工湿地除氮的生态动力学模拟

刘晓娜, 丁爱中*, 程莉蓉, 郑 蕾, 左丽丽, 陈海英

(北京师范大学水科学研究院 水沙科学教育部重点实验室, 北京 100875)

摘要 对某潜流人工湿地建立生态动力学模型, 利用 MATLAB 编程模拟湿地中氮素的迁移转化过程, 确定了主要除氮机制。模拟结果显示, 该模型能较好地模拟出水中有机氮、氨氮和硝态氮浓度的变化趋势和范围。进一步进行氮素质量平衡分析可知, 该人工湿地的主要除氮机制为硝化、反硝化和植物吸收, 有机氮、氨氮和硝态氮的总去除率为 60.53%, 其中反硝化过程去除 43.10%, 植物吸收去除 13.98%, 沉淀去除 3.45%。

关键词 人工湿地 除氮 生态动力学模型 模拟 去除机制

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2011)01-0166-05

Simulation of Nitrogen Removal in Subsurface Flow Constructed Wetland

LIU Xiao-na, DING Ai-zhong, CHENG Li-rong, ZHENG Lei, ZUO Li-li, CHEN Hai-ying

(Key Laboratory of Water and Sediment Science, Ministry of Education, College of Water Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract As a new technology of sewage treatment, constructed wetland has been accepted in many countries because of its high nitrogen-removal efficiency, low cost, simple operation, landscaping and so on. However, it is difficult to quantify the different nitrogen-removal processes, thus unable to attribute nitrogen-removal rate to substrate, plants and microorganism without mathematical model. We established an eco-dynamic model for a subsurface flow constructed wetland to investigate and quantify nitrogen transfer processes between water, matrix and plant. In the model, mineralization, nitrification, denitrification, plant take-up, microbial assimilation, precipitation, regeneration and decay processes were considered. Mass balance method is the core in building the mathematical model. The state variables in the model are aqueous species nitrogen (Org-N, NH₄-N, NO₃-N), nitrogen in matrix (N-gravel) and nitrogen in plant (N-Plants). MATLAB programming was used to solve the mathematical model. The key mechanism of nitrogen removal was identified based on the simulation results. It was showed that the calibrated model could generally reproduce the patterns of concentration variations for organic nitrogen, NH₄-N and NO₃-N. Further mass balance analysis showed that the major nitrogen removal mechanisms in the constructed wetland were nitrification, denitrification and plant uptake. The total removal efficiency for organic nitrogen, NH₄-N and NO₃-N was 60.53%, of which denitrification process accounted for 43.10%, plant uptake 13.98%, sedimentation removal 3.45%.

Keywords constructed wetland; nitrogen removal; eco-dynamic model; simulation; removal mechanism

近年来, 城市化水平的提高带来了大量的生产和生活污水, 同时全球湖泊富营养化程度也越来越严重。传统的污水生化处理工艺由于能耗高、运行维护费用高、工程建设投资高、除氮效率不高等特点, 很难得到大范围的推广。人工湿地作为一种新型生态污水处理技术, 主要依靠系统内基质-植物-微生物间的

物理、化学和生物过程实现污水净化, 具有除氮效率高、投资低、操作简单、增加绿地面积、改善和美化环境等特点, 已被很多国家所认可^[1]。

目前, 人工湿地的设计和运行大都建立在经验的基础上^[2], 对脱氮过程涉及的各种作用缺乏定量化的计算, 因而对诸如基质、植物和微生物对除氮的贡献率、脱氮过程中的限制性因素等问题还不是很清楚。运用数学模型来模拟湿地生态系统是定量化的重要方法, 目前常用的有 4 种模型: 衰减方程模型、一级动力学模型、Monod 模型以及生态动力学模型。其中生态动力学模型以箱式模型理论为基础, 将复杂湿地生

收稿日期: 2010-07-03

基金项目: 国家“十一五”科技支撑计划重大项目(2006BAJ04A07)、(2006BAJ08B01)

作者简介: 刘晓娜(1985—)女, 山东烟台人, 硕士研究生, 主要从事地下水污染物迁移模拟方面研究。E-mail: liuxiaona8518@163.com

* 通讯作者: 丁爱中 E-mail: ading@bnu.edu.cn

态系统内发生的主要过程(如各种生物、物理、化学过程)划分为许多独立的“箱子”,再对每个“箱子”分别进行动力学描述和建立质量平衡方程^[3-6]。因此,生态动力学模型能更准确地描述湿地的内在运行机制、反映湿地的运行状况,可以为人工湿地的优化设计和运行提供指导。

本文针对文献[7]中提到的潜流人工湿地,尝试建立一个生态动力学模型,以考察人工湿地植物、基质和水中氮素的相互转化。主要内容是对湿地单元作质量平衡分析,识别氮素的源与汇,确定湿地除氮的有效途径,在生态系统的层面上更好理解湿地的整个运行过程。

1 材料与方法

1.1 概念模型

本文潜流人工湿地尺寸为4 m×1.5 m×1.2 m,理论水力停留时间为4 d,进水量为0.8 m³·d⁻¹,水力负荷0.13 m³·d⁻¹。填料厚度为1 m,采用级配填料,细砂粒径为1~3 mm,砾石粒径为20~30 mm,填料孔隙度为40%。试验湿地结构见图1。种植植物为香蒲,种植密度为25~30株·m⁻²。为了防止污染地下水和当地土壤,底部和侧面采用混凝土防渗,湿地运行8个月。

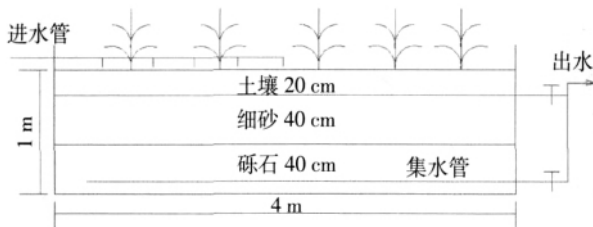


图1 中试人工湿地示意图

Figure 1 Scheme of the constructed wetland

本研究选择有机氮、氨氮和硝态氮作为生态动力学模型的状态变量,其存在形式分为水中(Org-N, NH₄-N,

NO₃-N)、基质中(N-gravel)和植物中(N-Plants)。考虑到氮转化过程主要包括矿化、硝化、反硝化、植物吸收、微生物同化、沉淀和再生、植物腐败等,同时还考虑了水中悬浮生物量、植物根部附着生物量及基质的作用。潜流人工湿地除氮生态动力学概念模型见图2。

1.2 数学模型

湿地系统内的质量平衡的一般表达式为:

$$Q_i C_i + V \sum_{k=1}^n (R_c)_k = Q_o C_o + V \frac{dC_o}{dt} \quad (1)$$

式中:Q_i, Q_o分别为进水、出水流量, m³·d⁻¹; C_i, C_o分别为进水、出水浓度, mg·L⁻¹; V为湿地总体积, m³; R_c为体积反应速率, g·m⁻³·d⁻¹; k为反应数, 无量纲。

对于湿地系统中不同形态的氮组分, 上式中的

$\sum_{k=1}^n (R_c)_k$ 分别代表其对应的转化过程, 对于本次模拟选择的有机氮、氨氮、硝酸盐氮、基质中氮和植物中氮, 其对应的质量平衡方程分别为:

有机氮(ON):

$$\frac{d(ON)_o}{dt} = \frac{Q_i}{V} ON_i - \frac{Q_o}{V} ON_o + R_{p1} + R_{p2} + R_d - R_m - R_s \quad (2)$$

式中:(ON)_i, (ON)_o分别为进水、出水中的有机氮浓度, mg·L⁻¹; R_{p1}, R_{p2}分别为微生物的氨、硝酸盐吸收速率, g·m⁻³·d⁻¹; R_d, R_m分别为植物腐败速率、有机氮矿化速率, g·m⁻³·d⁻¹; R_s为氨的再生速率, g·m⁻³·d⁻¹。

氨氮(NH₄-N):

$$\frac{d(NH_4-N)}{dt} = \frac{Q_i}{V} (NH_4-N)_i - \frac{Q_o}{V} (NH_4-N)_o - R_{p1} - R_n - R_{M1} + R_r + R_m \quad (3)$$

式中:(NH₄-N)_i, (NH₄-N)_o分别为进水、出水中的NH₄-N浓度, mg·L⁻¹; R_n为硝化速率, g·m⁻³·d⁻¹; R_{M1}为植物的氨吸收速率, g·m⁻³·d⁻¹; R_r为有机氮沉淀到基质中的速率, g·m⁻³·d⁻¹。

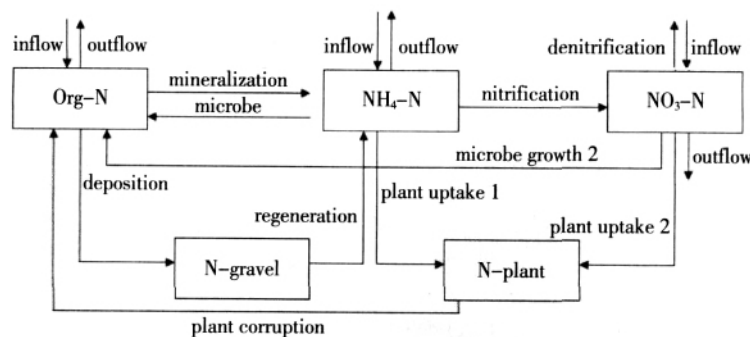


图2 湿地概念模型

Figure 2 Conceptual model of wetland

硝酸盐氮($\text{NO}_3\text{-N}$)质量平衡的主要过程包括硝化、反硝化、植物和微生物的同化吸收:

$$\frac{d(\text{NO}_3\text{-N})}{dt} = \frac{Q_i}{V}(\text{NO}_3\text{-N})_i - \frac{Q_o}{V}(\text{NO}_3\text{-N})_o + R_n - R_{dn} - R_{p2} - R_{M2} \quad (4)$$

式中: $(\text{NO}_3\text{-N})_i$ 、 $(\text{NO}_3\text{-N})_o$ 分别为进水、出水中的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; R_{dn} 为反硝化速率 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$; R_{M2} 为植物的硝酸盐吸收速率 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

基质中氮质量平衡主要是沉淀和氨氮再生的过程:

$$\frac{d(N_{\text{amr}})}{dt} = R_s - R_r \quad (5)$$

植物中有机氮的质量平衡主要受植物对硝酸盐和氨的吸收以及植物的腐败过程的影响:

$$\frac{d(N_{\text{plants}})}{dt} = R_M + R_{M2} - R_d \quad (6)$$

质量平衡方程(2)~(6)中涉及到的各反应过程,其反应速率采用不同的反应动力学方程来描述。

矿化(R_m): 有机氮的矿化是通过生物降解将有机氮转化为氨实现的,矿化速率 R_m 采用了有机氮浓度的一级动力学进行模拟。

硝化(R_n): 硝化考虑了系统中悬浮生物量和生物膜生物量的活动,认为生物膜生物量为亚硝化单胞菌,附着在基质表面和植物根区。悬浮细菌硝化用 Monod 模型来模拟,生物膜硝化使用 Polprasert 和 Agarwalla^[8]建立的生物膜模型。硝化速率 R_n 的计算采用了上述两种模型联合的硝化模型。

反硝化(R_{dn}): 认为生物膜生物量的活动同等程度地影响反硝化和硝化。 R_{dn} 的计算采用了 Arrhenius 动力学模型和前述生物膜模型的联合模型。

微生物吸收氨(R_{p1}): 自养细菌吸收氨氮或硝态氮,但优先吸收氨^[9],为了模拟微生物对氨的吸收速率,假定只要系统中存在就会被吸收。悬浮的和生物膜的微生物对氨完全吸收。吸收速率 R_{p1} 采用了 Monod 动力学模型与上述生物膜模型的联合模型。

微生物吸收硝态氮(R_{p2}): 本模型假定微生物全部消耗完系统中的氨之后才消耗硝酸盐。吸收速率 R_{p2} 同样采用了 Monod 动力学模型与生物膜模型的联合模型。

有机氮沉淀和再生(R_s , R_r): 由于沉淀作用,氮在土壤(基质)中积累,最终转化为氨,并假定再生速率服从一级动力学。湿地单元中的基质和植物通过减少有机氮的沉淀时间影响沉淀速率。同时,由于植物有效根区深度仅占沉淀深度的 1/5,可忽略植物对沉淀

速率的影响,并假定基质(砾石)形状为球形,根据文献[5]公式计算有机氮沉淀速率 R_s 。

植物对氨的吸收(R_M): 植物对氨的吸收速率采用一级动力学进行模拟,且吸收量与无机氮浓度成比例,采用文献[5]提到的公式计算 R_M 。

植物对硝态氮的吸收(R_{M2}): 与植物对氨的吸收类似。

植物腐败(R_d): 假定腐败速率服从一级动力学方程。

在采用以上动力学模型时,会涉及到比较多的参数,除少数参数为实测值外,大部分采用文献参考值^[5,8,10-14]。

1.3 模型求解及参数优化

模型求解采用四阶龙格库塔解法,采用 MATLAB 独立编程实现。在各参数的经验值的基础上,对模型进行拟合并校正参数。拟合后的大部分参数都在经验值范围内。表 1 列出了部分模型参数及相应的校正值。

表 1 部分参数及校正值

Table 1 Part of parameters and adjusted values

参数	描述	参考值	校准值
$D_{r,20}$	20 °C 时反硝化速率常数 d^{-1}	0~1.0 ^[15]	0.98
r_{min}	矿化速率 d^{-1}	0.000 5~0.143 ^[10]	0.1
L_f	生物膜厚度 μm	$(1.46\sim 1.62)\times 10^{-3}$ ^[8]	1.62×10^{-3}
D_f	生物膜层的扩散系数 $\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$	5.26×10^{-5} ^[16]	5.26×10^{-5}
α	吸附系数	0.000 8~0.012 ^[14]	0.009
r_{reg}	氨氮再生速率常数 d^{-1}	0.085 ^[5]	0.085
α_{c1}	基质的生物膜面积/体积 $\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$	5.76~20.83 ^[8]	6.5
α_{c2}	植物的生物膜面积/体积 $\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$	1.67~1.93 ^[5]	1.8

2 结果与分析

2.1 模拟与实测结果对比分析

图 3~图 5 对比了出水中有机氮、氨氮和硝态氮浓度的实测值和模拟值,表明模型基本上能反映该人工湿地出水中 3 种主要氮形态的浓度变化趋势。

模拟结果和实测值仍存在差异。本文采用 Nash-Sutcliffe^[17]模型计算了模型的效率系数,效率系数 R 的值越接近 1,表明实测值与模拟值越接近。

$$R = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m (Q_{s_i} - Q_{m_i})^2}{\sum_{i=1}^m (Q_{s_i} - \bar{Q}_s)^2} \right] \times 100\% \quad (7)$$

式中: Q_{s_i} 、 Q_{m_i} 、 \bar{Q}_s 分别为第 i 次的实测流量值、模拟流量值、实测流量平均值

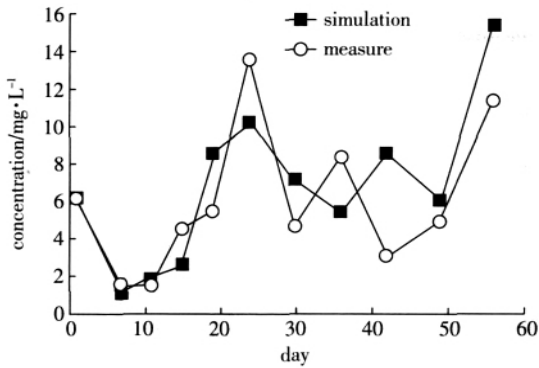


图3 有机氮模拟值与实测值对比

Figure 3 Simulated and measured concentration of Org-N

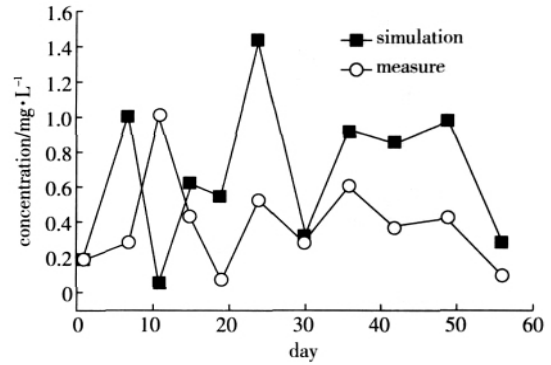


图5 硝态氮模拟值与实测值对比

Figure 5 Simulated and measured concentration of NO₃-N

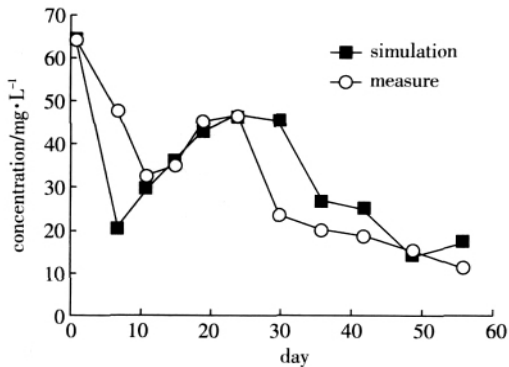


图4 氨氮模拟值与实测值对比

Figure 4 Simulated and measured concentration of NH₄-N

经计算模型效率系数约为 52.3%，不算太高，其原因可能有：

(1) 实测值的测定存在一定误差以及数据量较少。除测量误差之外，由于湿地运行过程中出现所种植物异常死亡的现象，只利用了两个月的湿地运行数据。数据量过少也可能是导致 R 不够高的原因。

(2) 参数拟合时采用的经验值局限可能造成结果

有所偏差。其原因可能是部分参考值只适用于一定条件下，如反硝化速率常数在 20 °C 时的经验值范围为 0~1.0 d⁻¹ [15]，而实际工程应用时温度条件可能有差别。另外，湿地的水力、地质等条件各异。因此笔者认为文献中给出的数值仅供参考。要想取得比较准确的参数，除了参考以往文献外，还需要进行物理、化学、生物等实验，了解特定湿地条件下微生物的性质、反应活性、基质条件等，这样才能获取比较准确的适合具体场地的模型参数。

2.2 氮质量平衡

各状态变量间的质量平衡如图 6 所示。氮转化的一个主要方式就是有机氮颗粒沉淀吸附到基质上，约有 0.506 gN·m⁻³·d⁻¹ 的有机氮通过沉淀被去除，但其中 0.055 gN·m⁻³·d⁻¹ 的氮素又再生回到水中，因此累积到砾石床中的氮量只有 0.451 gN·m⁻³·d⁻¹。有机氮矿化为氨氮的质量通量为 0.085 gN·m⁻³·d⁻¹，由于本实验中进水有机氮浓度较低，有机氮矿化速率对氮素的去除影响较小。微生物同化吸收氨氮量为 0.484

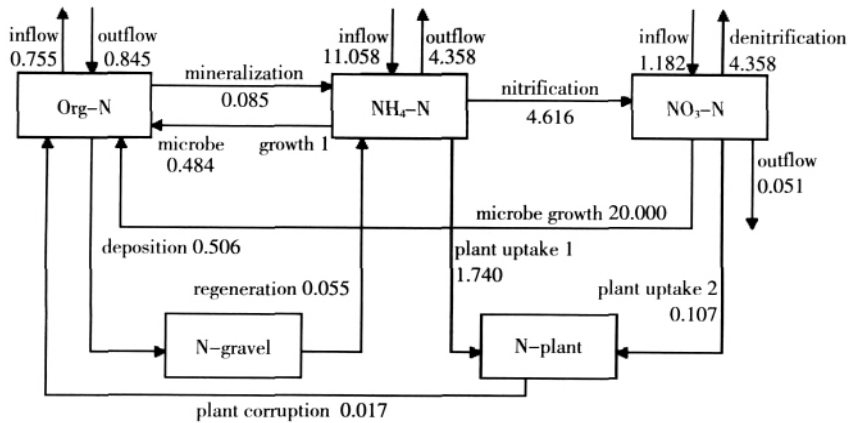


图6 氮质量通量图

Figure 6 Mass flux of nitrogen

$\text{gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 不考虑微生物对硝态氮的吸收。氨氮硝化量是 $4.616\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 硝态氮反硝化量为 $5.640\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 。植物吸收氨氮量为 $1.740\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 吸收硝态氮量为 $0.107\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 植物腐败的氮通量为 $0.017\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, 意味着通过植物收割可以永久去除的氮量为 $1.83\text{ gN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

通过氮质量平衡可以看出, 在该人工湿地中主要除氮机制是硝化、反硝化和植物吸收。有机氮、氨氮和硝态氮的总去除率为 60.53%, 其中反硝化过程去除率 43.10%, 植物吸收去除率 13.98%, 沉淀去除率 3.45%。

3 结论

(1) 初步建立了某潜流人工湿地氮的生态动力学模型, 考察了湿地中氮的基本转化过程。对湿地单元进行了质量守恒分析, 确定了氮素的主要去除机制。

(2) 对建立的生态动力模型进行了 MATLAB 编程, 采用四阶龙格库塔法求解。模拟结果显示该模型能基本反映出水中有机氮、氨氮和硝态氮的浓度变化趋势。

(3) 对氮质量平衡分析发现, 该人工湿地主要除氮机制是硝化、反硝化和植物吸收。有机氮、氨氮和硝态氮的总去除率为 60.53%, 其中反硝化去除率为 43.10%, 植物吸收去除率为 13.98%, 沉淀去除率为 3.45%。因此, 为提高除氮效率, 应促进有机氮矿化作用和硝化作用。

(4) 目前生态动力学模型还处于初期的研究发展阶段, 不同学者依据模型基本概念从不同角度来研究人工湿地系统, 在选择动力学方程、模型参数等方面还没有统一的认识。加上一些模型参数的实验方法还不成熟, 使得许多模型参数不得不采用经验值或者已发表文献中的参考值, 也会影响模拟结果。虽然存在上述诸多问题, 但生态动力学模型能考察污染物的各个降解途径, 利用单独的参数和动力学方程进行描述, 其优势远远大于衰减方程和一级动力学方程。随着研究的深入及发展, 生态动力学模型也会逐渐完善, 更清楚地展现人工湿地内部运行机制, 从而能更好地指导人工湿地系统的设计和管理。

参考文献:

[1] Laber J. Constructed wetland system for storm water treated [J]. *Environ Sci Health*, 2000, 35(8): 1279-1288.

- [2] Kadlec R H. The inadequacy of first-order treat wetland models[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 15(1-2): 105-119.
- [3] 张军, 周琪. 表面流人工湿地磷循环生态动力学模型及实现方法[J]. *四川环境*, 2004, 23(1): 88-91.
ZHANG Jun, ZHOU Qi. Ecological dynamic model and realization methods of phosphorus in surface flow constructed wetland[J]. *Sichuan Environment*, 2004, 23(1): 88-91.
- [4] Liu W. Subsurface flow constructed wetlands performance evaluation, modeling, and statistical analysis[D]. Lincoln: University of Nebraska, 2002.
- [5] Mayo A W, Bigambo T. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development[J]. *Physics and Chemistry of the Earth*, 2005, 30(11-16): 658-667.
- [6] Wang Yanhua, Zhang Jixiang, Kong Hainan, et al. A simulation model of nitrogen transformation in reed constructed wetlands[J]. *Desalination*, 2009, 235(1-3): 93-101.
- [7] 左丽丽, 丁爱中, 郑蕾, 等. 去除预处理生活污水的潜流人工湿地中试除氮性能[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(9): 1063-1067.
ZUO Li-li, DING Ai-zhong, ZHENG Lei, et al. Nitrogen removal of pretreated domestic wastewater by pilot-scale subsurface flow constructed wetland[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2009, 22(9): 1063-1067.
- [8] Polprasert C, Agarwalla B K. A facultative pond model incorporating biofilm activity[J]. *Water Environment Research*, 1994, 66(5): 725-732.
- [9] Shin H K, Polprasert C. Ammonia nitrogen removal in attached growth ponds[J]. *Environmental Engineering Division*, 1988, 114(4): 847-863.
- [10] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes[J]. *Ecological Model*, 1997, 105(1): 1-21.
- [11] Jorgensen S E, Nielsen S N, Jorgensen L A. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology[M]. Amsterdam: Elsevier, 1991: 1263.
- [12] Ferrara R A, Hermann D P F. Dynamic nutrient cycle model for waste stabilization ponds[J]. *Environmental Engineering Division*, 1980, 106(1): 37-55.
- [13] Charley R C, Hooper D G, Mcleee A G. Nitrification kinetics in activated sludge at various temperatures and dissolved oxygen concentrations[J]. *Water Research*, 1980, 14(10): 1387-1396.
- [14] Polprasert C, Khatiwada N R. An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment [J]. *Water Research*, 1998, 32(1): 179-185.
- [15] Bacca R G, Arnett R C. A Limnological model for eutrophic lakes and impoundment[R]. Battele, Inc., Pacific Northwest Laboratories, Richland, 1976.
- [16] Rittman B E, McCarty P L. Evaluation of steady-state-biofilm kinetics [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1980, 22(11): 2359-2373.
- [17] Nash J E, Sutcliffe J V. River flow forecasting through conceptual models, Part I: A discussion of principles[J]. *Hydrology*, 1970, 10(3): 282-290.