

污染物在人工复合生态床中的迁移转化途径

付国楷¹, 张 驰¹, 张 智¹, 张 媛¹, 郭 旋², 林 洁¹

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045;

2. 哈尔滨工业大学 市政与环境学院, 哈尔滨 150090)

摘 要: 构建了处理能力为 $4.5 \text{ m}^3/\text{d}$ 的 3 级阶梯型人工复合生态床生活污水处理中试装置, 运用质量平衡的分析方法对稳态运行阶段系统内污染物迁移转化途径进行了量化研究。结果表明, 系统对 COD_{cr} 的平均去除率为 87.14%, 其中通过微生物异化作用和同化作用去除比例分别为 68.45% 和 18.69%; 系统对 TN 的平均去除率为 60.21%, 微生物反硝化、微生物同化和植物吸收三者的去除率分别为 53.64%、5.39% 和 1.18%; 系统对 TP 的平均去除率为 59.36%, 基质吸附、微生物同化和植物吸收三者的去除率分别为 43.55%、12.26% 和 3.55%。微生物对污染物的去除起主要作用, 基质吸附是磷去除的主要途径。

关键词: 人工复合生态床; 生活污水; 质量平衡; 迁移; 转化

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2010)02-0122-06

Transportation and Transformation of Pollutants in a New Type Constructed Wetland

FU Guo-kai¹, ZHANG Chi¹, ZHANG Zhi¹, ZHANG Yuan¹, GUO Xuan², LIN Jie¹

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China; 2. School of Municipal and Environment Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, P. R. China)

Abstract: A three-stage series-operational pilot scale constructed wetland was built for domestic wastewater treatment with inflow of $4.5 \text{ m}^3/\text{d}$. The mass balance method was adopted to quantify the transportation and transformation of pollutants in constructed wetland during steady-state operation. It was shown that the average removal rate of COD_{cr} was 87.14%, in which 68.45% contributed by dissimilation and 18.69% contributed by assimilation. The average removal rate of TN was 60.21% and the contributions of denitrification and microbial assimilation or plant assimilation were 53.64%, 5.39% and 1.18%, respectively. The average removal rate of TP was 59.36% and the contributions of substrates adsorption and microbial assimilation or plant assimilation were 43.55%, 12.26% and 3.55%, respectively. In conclusion, microorganisms played a key role in the removal of pollutants and substrates adsorption was the main approach to phosphorus removal.

Key words: constructed wetlands; domestic wastewater; mass balance; transportation; transformation

人工复合生态床(简称生态床)是在传统人工湿地的基础上,以提高系统负荷、减少占地面积以及填

料费用、强化系统自复氧能力等为目的发展起来的一种污水生态处理工艺^[1-2]。一般认为,污染物在生

收稿日期: 2009-12-12

基金项目: 国家“十一五”科技重大专项(2009ZX07315-002-03); 三峡库区生态环境教育部重点实验室访问学者基金(KLVF-2007-6)

作者简介: 付国楷(1979-), 男, 博士, 主要从事水污染控制与水体修复研究, (Email) fuguokai@163.com。

态床中的迁移转化涉及3方面的过程:一是在生态床水环境中的扩散-混合、沉淀-溶解、吸附-解析、降解等,二是在基质中的吸附-解析和生物降解,三是植物对污染物的吸收和污染物在植物体内的迁移及在生物链中的传递^[3-5]。归结起来污染物去除主要途径为基质颗粒或植物根茎的物理截留和吸附、微生物同化和异化作用、植物吸收、气相物质的挥发等。

现有研究表明,生态床对有机物的去除主要通过生物降解作用,去除效率在55%~90%之间,随着池型、有机负荷、停留时间及有机物表征方法的差异而有所波动^[1,6-7]。另有报道表明,生态床在持续运行和厌氧条件下易发生堵塞现象,积累在床体内的有机固体颗粒可达进水总量的58%~82%,仅有20%~40%的有机物被最终降解^[8-9]。

生态床脱氮集合了植物吸收、微生物异化和同化、基质沉淀吸附以及氨氮挥发的综合作用^[10]。一般认为,基质对氮的吸附不具有持续性,仅仅为微生物同化、降解和植物吸收提供中介作用^[11]。氮直接挥发量对总氮去除的贡献很小^[3],氮挥发量在有限的停留时间下可以忽略不计。因此微生物硝化反硝化作用和植物吸收才是氮去除的主要途径^[12-13]。不同的研究条件下,2种去除途径所占的比例有所不同。刘超翔的研究表明,硝化反硝化去除的总氮为40%左右,植物吸收比例为10%~19%^[1];Chung的研究表明,硝化反硝化去除的总氮为20%~31%,植物吸收比例仅为2.6%~3.1%^[14]。Harberl和Perfler认为,通过反硝化去除的总氮在50%~60%左右^[15]。Rogers和Breen则认为植物吸收去除的总氮可达50%^[16-17]。Gersbeg等预测植物去除总氮比例为12%~16%^[18]。Tanner认为植物的吸收和存储仅占湿地总氮去除量的2%~8%^[19]。张荣社的研究表明植物吸收的总氮在5%左右^[20]。植物吸收作用所占比例大小可能与原水水质有关,在低浓度条件下,植物吸收对总氮去除的贡献更大。但是微生物同化作用对总氮去除的贡献未见报道。

磷的去除主要依靠3方面的作用:基质的物理化学作用(物理吸附、化学沉淀、物理化学吸附),植物吸收、微生物同化作用^[21-22]。刘超翔的研究表明,基质对总磷的吸附占进水总量的50%,植物吸收占9%~16%^[1]。张荣社的研究表明,在35%左右的总磷去除比例中,植物吸收只占总磷去除量的4.5%^[20]。徐和胜等的研究表明,在88%的总磷去除率中,植物吸收的贡献为9.1%^[22]。Geary和

Moore认为,在高负荷下总磷去除率为28%,其中基质吸附为除磷的主要途径,而植物吸收量只有2%~5%^[23]。Kim的研究也表明,植物吸收的磷在5%以下^[24]。Chung的研究表明,在54%~68%的总磷去除率中,植物吸收的贡献仅为1%^[14]。

由上可见,不同条件下(气候、池型、负荷、流态、基质和植物种类等)污染物在生态床内的去除效率及其迁移转化途径有较大差异,导致数学模型的建立相对困难^[25],在工程实践中也多采用经验性的设计方法。多数文献也仅针对某种单一污染物的迁移途径进行探讨,或者就生态床的某个组成部分(微生物、基质、植物)对污染物的去除贡献进行讨论,全面系统地阐明主要污染物的转化途径以及床体各组成部分对污染物降解的贡献比例的文献较少,降低了试验数据的可对比性和可重复性。

该研究拟通过中试规模实验,采用质量平衡分析方法^[26],对生态床内几种主要污染物的转化途径进行量化研究,以厘清系统内污染物的来源、迁移、转化和归趋,总结该工艺对污染物的去除规律和提高其除污能力的方法。

1 试验材料与方法

1.1 试验装置与工艺流程

试验装置(如图1所示)主要由3级阶梯型生态床和设于2、3级之间的集水堰组成,各床体内自上而下依次是植物、粗砂层、基质层、砾石承托层、混凝土底板,采用穿孔管布水和集水,具体构建参数见表1。系统采用连续进出水,原水在第1级床体内由上至下流经床体,通过集水堰进入第2级,经下向流和上向流动后进入第3级床体,在第3级床体内下向流动后出水。

表1 3级人工复合生态床构建参数

项目	第1级	第2级	第3级
结构尺寸/m	1.0×1.0×1.3	1.5×1.0×1.6	2.0×1.0×1.1
基质类型	陶粒	陶粒、石灰石	钢渣
基质厚度/m	0.7	0.9	0.5
基质粒径/mm	5~20	5~20	5~20
承托层厚度/m	0.3	0.2	0.1
砾石粒径/mm	30~60	30~60	30~60
植物种类	风车草	美人蕉	菖蒲
植物间距/m	0.25	0.25	0.25
有效面积/m ²	1	1.5	2
有效容积/m ³	1	1.95	1.6
设计处理能力/(m ³ ·d ⁻¹)	4.5	4.5	4.5
设计负荷/(m·d ⁻¹)	1.0	1.0	1.0

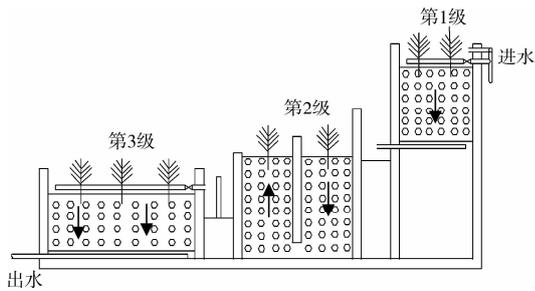


图 1 3级生态床试验装置示意图

1.2 原水水质

以重庆大学学生宿舍生活污水为试验对象,原水经格栅、调节池后进入生态床。调节池后进入系统的平均水质情况为:水温为 $8.2\sim 29.8^{\circ}\text{C}$, pH 值为 $6.8\sim 7.9$, COD_{cr} 为 $67\sim 185\text{ mg/L}$, NH_4^+-N 为 $19.17\sim 44.54\text{ mg/L}$, TN 为 $22.92\sim 58.35\text{ mg/L}$, TP 为 $0.87\sim 4.01\text{ mg/L}$ 。

1.3 取样方法

系统启动期末和稳态运行期末,在各级床体填料层中选择 4 个具有代表性的位点(平面矩形对角平分线交点以下),分层(20、40、60、70 cm,从填料层顶部算起)采样,然后将同一层次样品混合均匀,同一格 4 个位点样品混合后,冰箱冷藏备用。连续检测 3 d,每天 1 次,取平均值。

系统启动完成后,于 2007 年 11 月生长季末收获各处理单元植物的地上部分;稳定运行期末的 2008 年 10 月底对植物进行全株收割。分别检测其总生物量和氮磷含量。

1.4 检测和分析方法

1) 常规理化指标 DO、水温、 COD_{cr} 、 NH_4^+-N 、TN、TP 按照文献^[27]进行测定,每周 1 次。

2) 植物生物量、植物氮、磷含量检测参照文献^[28]。

3) 基质附着生物量(MLVSS)的检测采用灼烧

法。取样基质在 605°C 灼烧前后差值则为活性生物量,同时得到混合基质样品中活性微生物质量比例,由此推算整个系统中微生物总量。

4) 微生物中氮、磷含量的检测参照植物氮、磷含量检测方法进行,并结合 3) 的结果推算整个系统中活性微生物体内氮磷总量。

5) 微生物对有机物同化量根据 McCarty 提出的细菌化学实验式 $\text{C}_{60}\text{H}_{87}\text{O}_{23}\text{N}_{12}\text{P}$ 按比例计算,即同化有机物(COD_{cr})按 1.42 MLVSS 计^[29]。

2 试验结果与分析

2.1 系统启动期污染物去除情况

2007 年 2 月系统正式运行,期间于 4 月份进行了植物种植,5 月份开始取样检测,直至 10 月份第一次植物收割为止,可视为系统启动运行期。系统通过 6 个月的启动期,其运行逐渐趋于稳定。在进水 COD_{cr} 、TN、TP 平均浓度分别为 115 mg/L 、 38 mg/L 和 2.5 mg/L ,水力负荷为 $1.0\text{ m}^3/\text{d}$ 的条件下,出水浓度分别降至 23 mg/L 、 15.8 mg/L 和 1.1 mg/L ,系统对 COD_{cr} 、TN、TP 的去除率稳定在 80% 、 58% 和 56% 左右。

2.2 有机物的迁移转化

系统经过启动期后进入稳定运行期,稳定期自 2007 年 10 月 30 日至 2008 年 10 月 30 日,共 1 a 时间。有机物进入系统后,其迁移转化实质上是水力弥散过程^[3],首先会被基质或植物根茎吸附截留,然后在酶作用下发生降解,经过同化及异化作用得以去除,部分产物挥发至大气中,部分被植物或微生物吸收进入生物链富集^[30]。运用稳态箱式模型对有机污染物的迁移转化行为进行研究的方法,计算期内整个系统进、出水污染物总量如表 2 所示,系统活性微生物增量及其氮、磷同化量如表 3 所示。

表 2 进出水污染物总量计算表(2007 年 11 月—2008 年 10 月)

月份	天数/ d	平均进水浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)			平均出水浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)			均水力 负荷/ ($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$)	有效 面积/ m^2	进水总量/kg			出水总量/kg		
		COD	TN	TP	COD	TN	TP			COD	TN	TP	COD	TN	TP
11	30	105.41	45.90	3.14	14.20	16.21	1.29	0.75	4.5	10.67	4.65	0.32	1.44	1.64	0.13
12	31	119.22	30.69	3.09	19.50	15.53	1.21	0.80	4.5	13.30	3.43	0.34	2.18	1.73	0.14
1	31	106.60	26.38	3.04	19.83	14.80	1.15	0.50	4.5	7.44	1.84	0.21	1.38	1.03	0.08
2	29	104.30	25.21	2.98	11.90	11.94	1.14	0.50	4.5	6.81	1.64	0.19	0.78	0.78	0.07
3	31	127.43	31.32	2.67	20.10	15.10	1.08	0.75	4.5	13.33	3.28	0.28	2.10	1.58	0.11
4	30	138.10	37.19	2.72	21.24	16.20	1.12	0.75	4.5	13.98	3.77	0.28	2.15	1.64	0.11
5	31	120.73	33.45	2.19	13.00	13.11	0.86	0.80	4.5	13.47	3.73	0.24	1.45	1.46	0.10
6	30	96.84	38.01	2.45	10.30	10.30	0.97	0.80	4.5	10.46	4.11	0.26	1.11	1.11	0.10
7	31	57.80	32.58	2.56	8.33	8.38	0.94	0.50	4.5	4.03	2.27	0.18	0.58	0.58	0.07

续表 2

月份	天数/ d	平均进水浓度/(mg·L ⁻¹)			平均出水浓度/(mg·L ⁻¹)			均水力 负荷/ (m·d ⁻¹)	有效 面积/ m ²	进水总量/kg			出水总量/kg		
		COD	TN	TP	COD	TN	TP			COD	TN	TP	COD	TN	TP
8	31	98.82	29.72	2.47	9.40	9.45	1.15	0.50	4.5	6.89	2.07	0.17	0.66	0.66	0.08
9	30	165.81	37.10	2.73	16.30	16.31	1.21	0.85	4.5	19.03	4.26	0.31	1.87	1.87	0.14
10	31	132.10	38.94	2.55	14.21	14.20	1.09	0.86	4.5	15.85	4.67	0.31	1.70	1.70	0.13
合计										135.26	39.71	3.10	17.40	15.80	1.26

表 3 系统内活性微生物量及其氮、磷同化量计算表

格编号	填料种类	空隙率/ %	容重/ (g·cm ⁻³)	单格有效 容积/ m ³	启动期末 MLVSS 比例/%	稳态运行期末 MLVSS 比例/%	微生物 增量/ kg	含氮百 分比/ %	含磷百 分比/ %	总含 氮量/ kg	总含 磷量/ kg
A1	陶粒	62.00%	0.72	1	1.87	4.82	8.07	12.5	2.15	1.01	0.17
A2	陶粒+石灰	60.70%	0.792 5	1.95	0.51	1.48	5.89	11.7	2.01	0.69	0.12
A3	钢渣	68.00%	2.26	1.6	0.18	0.51	3.84	11.4	2.23	0.44	0.09
合计							17.8			2.14	0.38

由表 2 可见,计算期内系统进水 COD_{cr} 总量为 135.26 kg,出水 COD_{cr} 总量为 17.40 kg,占进水总量的 12.86%。由表 3 知计算期内系统 MLVSS 增量为 17.80 kg,由此同化有机物量为 25.28 kg。根据质量平衡,可知异化有机物量为 92.58 kg。有机物迁移转化质量平衡见表 4 和图 5 所示。

表 4 有机物质量平衡表

项目	进水	出水	微生物同化	微生物异化
质量/kg	135.26	17.40	25.28	92.58
比例/%	100.00	12.86	18.69	68.45

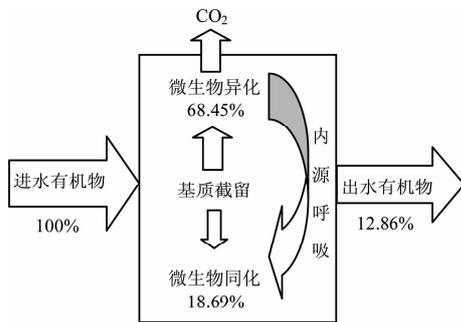


图 5 有机物迁移途径示意图

实验中,3 级生态床系统对有机物有较好的去除效果,出水有机物仅占整个系统输入量的 12.86%,有 68.45%的有机物通过微生物异化作用得到去除。整个系统由于利用地形高差强化了复氧能力,转变为生物细胞的有机物比例较低,仅为进水有机物总量的 18.69%,低于文献报道值^[8-9],说明系统内有机物的积累较少,在整个试验过程中未出现基质堵塞的现象。

2.3 氮的迁移转化

忽略氨氮挥发量和基质吸附量,根据总氮质量平衡,有:进水总氮量=植物吸收量+微生物同化量+

反硝化排出量+出水总氮量。

由表 2 可知,计算期内系统进水总氮量为 39.71 kg,出水总氮量为 15.80 kg,占进水总量的 39.79%。由表 3 可知,微生物对总氮的同化量为 2.14 kg,占进水总量的 5.39%。植物生物量及其氮、磷吸收量如表 5 所示,由表可见,3 种植物对氮的吸收量之和为 0.471 5 kg,占进水总量的 1.18%。剩余的部分可以认为是由微生物反硝化作用去除,占进水总氮量的 53.64%。总氮迁移转化质量平衡见表 6 和图 6 所示。

表 5 三种植物对氮磷的同化量

植物名称	菖蒲	美人蕉	风车草
生物量/(kg·m ⁻²)	1.30	6.05	9.87
含氮百分比/%	3.47	3.33	0.80
含磷百分比/%	0.62	0.74	0.30
总含氮量/g	90.18	302.41	78.93
总含磷量/g	16.17	66.79	29.89

表 6 总氮质量平衡表

项目	进水	出水	微生物同化	反硝化脱氮	植物吸收
质量/kg	39.71	15.80	2.14	21.30	0.47
比例/%	100.00	39.79	5.39	53.64	1.18

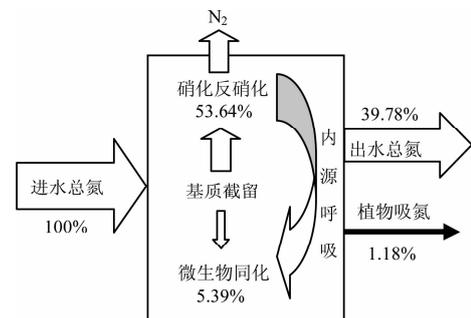


图 6 总氮迁移途径示意图

由此可见,3级生态床对总氮的有较高的去除效果,总去除率达到 60.21%,微生物异化作用对氮去除的贡献率最高,达 53.64%,说明系统利于硝化反硝化细菌的生长繁殖。植物直接吸收的贡献率最低,只有 1.18%,与 Chung 的研究结果接近^[14]。研究结果证实了硝化反硝化是氮去除的主要途径,植物吸收只占总氮去除的一小部分,甚至低于微生物同化作用 5.4%的贡献比例。但是植物的水力疏导、氧的传输和微环境的营造等间接作用不可忽视^[17,30]。

同时由表 5 可见,相对风车草来说,菖蒲和美人蕉的氮、磷含量更高,同时美人蕉具有较大的生物量,因此直接吸收的氮、磷总量最多。

2.4 磷的迁移转化

根据总磷质量平衡,有:进水总磷量=植物吸收量+微生物同化量+基质吸附量+出水总磷量。

由表 2 可见,计算期内系统进水总磷量为 3.10 kg,出水总磷量为 1.26 kg,占进水总量的 40.64%。由表 3 可知,微生物对总磷的同化量为 0.38 kg,占进水总量的 12.26%。由表 5 可见,3种植物对磷的吸收量之和为 0.11 kg,占进水总量的 3.55%。基质本身吸附磷量为进出水总磷量差值减去植物吸收量和微生物同化量,为 1.35 kg,占进水总量的 43.55%。总磷迁移转化质量平衡见表 7 和图 7 所示。

表 7 总磷质量平衡表

项目	进水	出水	微生物同化	植物吸收	基质吸附
质量/kg	3.1	1.26	0.38	0.11	1.35
比例/%	100.00	40.64	12.26	3.55	43.55

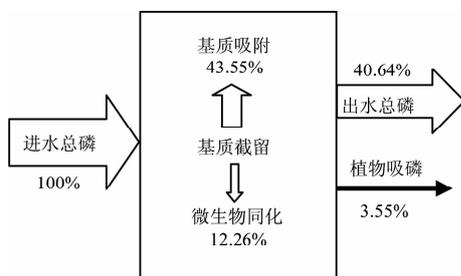


图 7 总磷迁移途径示意图

由此可见,生态床对磷的去除主要途径是基质吸附,其次为微生物同化作用。植物吸收对磷去除的贡献是有限的。但是随着运行时间的延长,基质吸附饱和和基质孔隙率的下降,系统整体除磷效率将逐渐下降,而植物吸收所占除磷比例将可能上升。磷最终从系统中的去除,依赖于植物收割和饱和基质的更换。同时由表 3 可见,微生物体内平均磷含量为 2.13%,近似于按照理论化学式 $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ 计算的磷含量,说明生态床内未存在明显的聚磷菌

过量吸磷的现象,这与以往认为的生态床中存在好氧、厌氧交替环境导致微生物过量吸磷的观点有所不同。

3 结论

1)进入生态床中的有机物、氮、磷在微生物、植物、基质三者的联合作用下进行迁移和转化。生态床对有机物的总体去除率达到 87.14%,其中微生物异化为有机物主要去除途径,其贡献率为 68.45%,其次微生物同化去除有机物比例为 18.69%。

2)生态床对总氮的总体去除率达到 60.21%,其中微生物反硝化为总氮主要去除途径,其贡献率为 53.64%,微生物同化和植物吸收去除总氮比例分别为 5.39%和 1.18%。

3)生态床对总磷的总体去除率达到 59.36%,基质吸附、微生物同化、植物吸收三者的贡献率分别为 43.55%、12.26%、3.55%。

4)总体而言,微生物对污染物的去除起主要作用,其次基质吸附是磷去除的主要途径,而植物吸收对污染物的直接去除贡献不大,但是植物的水力疏导、氧的传输和微环境的营造等间接作用不可忽视。

参考文献:

- [1] 刘超翔,胡洪营.人工复合生态床处理低浓度农村污水[J].中国给水排水,2002,18(7):1-4.
LIU CHAO-XIANG, HU HONG-YING, Use of new type constructed wetland for treatment of low strength rural sewage[J] China Water & Wastewater, 2002, 18(7):1-4.
- [2] COMIN F A. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff[J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 35(5):255-261.
- [3] 王世和. 人工湿地污水处理理论与技术[M]. 北京, 科学出版社, 2007:94-101.
- [4] ST-LOUISE V L, RUDD J W, KELLY C A, et al. Production and loss of methyl mercury and loss of total mercury from boreal forest catchments containing different types of wetlands[J]. Environ. Sci. Tech. 1996, 30(9):2719-2729.
- [5] 金卫红,付融冰,顾国维.人工湿地中植物生长特性及其对 TN 和 TP 的吸收[J]. 环境科学研究, 2007, 20(3) 75-80.
JIN WEI-HONG, FU RONG-BING, GU GUO-WEI. Plant Growth Characteristics and Nutrient Uptake from Eutrophic Water in Constructed Wetlands[J]. Research of Environmental Sciences, 2007, 20(3):75-80.
- [6] 谢龙,汪德燿,戴昱.水平潜流人工湿地有机物去除模型研究[J]. 中国环境科学, 2009, 29(5):502-505.
XIE LONG, WANG DE-GUAN, DAI YU. Modelling organic matter removal in horizontal subsurface constructed wetland[J]. China Environmental Science,

- 2009,29(5):502-505.
- [7] TANNER C C, SUKIAS J P S, UPSDELL M P. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, 40(3): 147-154.
- [8] TANNER C C, SUKIAS J P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1995,32(3):229-239.
- [9] ZHAO LIAN-FANG, ZHU WEI, TONG WEI. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009,21(6):750-757.
- [10] 刘春常,安树青,夏汉平,等. 几种植物在生长过程中对人工湿地污水处理效果的影响[J]. *生态环境*,2007, 16(3): 860-865.
LIU CHUN-CHANG, AN SHU-QING, XIA HAN-PING, et al. Effects of several plants species in their growth on the treatment of constructed wetlands [J] *Ecology and Environment*,2007, 16(3): 860-865.
- [11] 张政,付融冰,顾国维,等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. *生态环境*,2006,15(6):1385-1397.
ZHANG ZHENG, FU RONG-BING, GU GUO-WEI, et al. Analyse of nitrogen removal pathways and their effect factors in constructed wetland[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(6): 1385-1390.
- [12] 黄钰铃, 罗广成, 李靖. 人工湿地生态系统氮循环试验研究[J]. *灌溉排水学报*,2007,26(4):93-97.
HUANG YU-LING, LUO GUANG-CHENG, LI JING. Experiment of nitrogen cycle in constructed wetland ecosystem [J]. *Journal of Irrigation and Drainage*,2007,26(4):93-97.
- [13] IWA. *Constructed wetlands for pollution control: processes performance, design and operation* [R]. London, UK: IWA Publishing, 2000: 61-65.
- [14] CHUNG A K C, WU Y, TAM N F Y, et al. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater [J]. *Ecological Engineering*, 2008, 32(1):81-89.
- [15] HARBERL R, PERFLER R. Nutrient removal in the reed bed system[J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1991, 23(4/5/6):729-737.
- [16] ROGERS K H, BREEN A J, CHICK A J. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants [J]. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 1991, 63(7): 934-941.
- [17] BREEN P E. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment [J]. *Water Research*, 1991, 24(6): 689-697.
- [18] GERSBEG R M, ELKINS B V, LYON S R, et al. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands [J]. *Water Research*, 1986, 20(3): 363-368.
- [19] TANNER C C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 2001, 44(11): 9-17.
- [20] 张荣社,李广贺,周琪,等. 潜流湿地中植物对脱氮除磷效果的影响中试研究[J]. *环境科学*,2005,26(4):83-86.
ZHANG RONG-SHE, LI GUANG-HE, ZHOU QI, et al. Effects of plants on nitrogen phosphorus removal in subsurface constructed wetlands [J]. *Environmental Science*, 2005,26(4):83-86.
- [21] LANTZKE I R, HERITAGE A D, PISTILLO G. Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow[J]. *Wat. Res.*, 1998,32(4):1280-1286.
- [22] 徐和胜,付融冰,褚衍洋. 芦苇人工湿地对农村生活污水磷素的去除及途径[J]. *生态环境*,2007,16(5):1372-1375.
XU HE-SHENG, FU RONG-BING, CHU YAN-YANG. Phosphorus removal from rural domestic wastewater and removal pathways analysis using reed wetlands [J]. *Ecology and Environment*, 2007,16(5):1372-1375.
- [23] GEARY P M, MOORE J A. Suitability of a treatment wetland for dairy wastewater [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1999,40(3): 179-185.
- [24] KIM S Y, GEARY P M. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants[J]. *Water Sci Tech.*, 2001, 44(11/12): 61-67.
- [25] DIEDERIK P L, ROUSSEAU, PETER A VANRO-LLEGHEM, NIELS DE PAUW. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review[J]. *Water Research*,2004,38:1484-1493.
- [26] PETER F BREEN . A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment [J]. *Wat. Res.*, 1990,24(6):689-697.
- [27] 国家环境保护总局. *水和废水检测分析方法* [M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [28] 鲁如坤. *土壤农业化学分析方法* [M]. 北京:中国农业出版社,1999:308-315.
- [29] 顾夏生. *废水生物处理数学模式* [M]. 2版. 北京:清华大学出版社,1993:85-87.
- [30] 韩照祥. 植物修复污染水体和土壤的研究进展[J]. *水资源保护*,2007, 23(1):9-12.
HAN ZHAO-XIANG. Development of phytoremediation technique on water and soil pollution [J]. *Water Resources Protection*,2007, 23(1):9-12.

(编辑 胡英奎)