

# 人工湿地用于污水深度处理的反应动力学

付国楷<sup>1</sup>, 王敏<sup>1</sup>, 张智<sup>1</sup>, 周琪<sup>2</sup>

(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. 同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

**摘要:**比较3种不同形式人工湿地(潜流、表面流和组流)对城市污水厂二级生物处理出水中污染物的去除效果,并采用一级反应动力学模型进行模拟。结果表明,潜流湿地对有机物、总氮、总磷的去除效率高于其它2种湿地,其标准温度下反应动力学常数( $K_{A20}$ )分别为0.29、0.20和0.28 m/d;表流湿地对氨氮的去除效率最高,其 $K_{A20}$ 值为0.12 m/d。温度变化对3种人工湿地中有机物和总磷去除的影响不明显,对氨氮和总氮的去除有明显影响,尤其对表面流湿地影响最为显著。3种人工湿地对污染物的去除效率均随着水力负荷的增大而显著下降,污染物的面积去除量将随着面积负荷的不断提高逐渐趋于定值,因此人工湿地宜在低负荷工况下运行。

**关键词:**人工湿地;污水处理;反应动力学

中图分类号:X703.1 文献标志码:A 文章编号:1674-4764(2012)04-0111-07

## Reaction Kinetics of Three Types of Constructed Wetland for Advanced Domestic Wastewater Treatment

FU Guokai<sup>1</sup>, WANG Min<sup>1</sup>, ZHANG Zhi<sup>1</sup>, ZHOU Qi<sup>2</sup>

(1. Key Lab of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China;

2. State Key Lab of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, P. R. China)

**Abstract:** The removal efficiencies of different pollutants in subsurface flow constructed wetland (SSFW), surface flow constructed wetland (SFW) and combination flow constructed wetland (CFW) treating sewage plant effluent were comparatively analysed. The results were analyzed by using a reaction kinetics model. It is shown that COD, TN, TP are more effectively removed in SSFW than in other two types of wetland, and the kinetic constants are 0.29, 0.20, 0.28 m/d respectively. The SFW has higher removal rate on ammonia and the kinetic constant is 0.12 m/d. Temperature change greatly affects the kinetic constants of ammonia and total nitrogen removal reaction, whilst the influence on COD and TP are not significant. The pollutants removal efficiencies decrease greatly with the increase of hydraulic loading and areal loading. The increment of areal removal mass is reduced with the increase of areal loading in three types of wetland. It is strongly recommended that the constructed wetland be operated on low pollutants loading condition.

**Key words:** constructed wetland; wastewater treatment; reaction kinetics

城镇污水处理厂大多采用二级生物处理工艺削减污染物,由于工艺本身的局限性,出水污染物浓度很难再进一步降低,若将二级出水排至自净能力有

限或已受到污染的水体,仍会造成水环境污染<sup>[1]</sup>。在水资源问题日益严峻的形势下,污水处理系统应考虑有机物和氮、磷营养盐的联合去除,因此,应大

收稿日期:2011-12-01

基金项目:国家“十一五”科技重大专项(2009ZX07315-002-03)

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,(E-mail)fuguokai@163.com。

力开发高效低耗的深度处理工艺以适应更高的水质标准,同时考虑污水再生利用。常见的深度处理工艺有微滤、超滤、臭氧氧化+生物过滤、湿地和土壤渗滤等,前 3 种工艺的运行成本较高,且需要专业的操作管理人员,使其在发展中国家的推广受到限制<sup>[2-4]</sup>。人工湿地通过生物降解、吸附、过滤、沉淀和植物吸收作用净化污水,可适应低浓度污染物去除的要求,具有投资省、维护管理简便等特点,从而得到广泛应用<sup>[5-6]</sup>。

现阶段人工湿地设计主要基于经验,没有统一标准和规范,缺乏有力的工艺参数指引,用于优化湿地系统脱氮除磷的设计参数和与之相关的研究很少。运用数学模型模拟湿地处理系统是量化研究的重要方法,较常见的有一级动力学模型、Monod 模型及黑箱模型。其中,一级动力学模型因其简便应用最为广泛,Monod 模型在模拟生物反应过程方面具有一定优势,但其相关模型参数难以准确测定,黑箱模型则过于粗糙。总的来说,目前还没有一种模型能够很好的描述湿地系统内部复杂的反应机理及其相互关系<sup>[7-8]</sup>。一级动力学模型可以较好的描述人工湿地中 COD、TN 和 TP 的分解过程<sup>[9-10]</sup>; Trang 等采用一阶反应动力学模型评价热带地区人工湿地的处理能力,当水力负荷为 62 mm/d 时, COD、SS 和 TP 的去除速率常数分别达到 30、51、84 m/a<sup>[12]</sup>。Ouyang 等利用一阶反应模型研究垂直流人工湿地中脱氮动力学,出水 TN 模拟值与实测值线性相关( $R^2=0.6929$ ),出水氮浓度占进水氮浓度的 54%,吸附、沉淀脱氮量占 22%,反硝化脱氮量仅占 18%,并指出出水回流可改善脱氮效果<sup>[11]</sup>。

人工湿地的处理效果以及一级动力学模型中的反应速率常数( $k_A$ )受气候条件、湿地结构和原水水质的影响较大,在不同环境条件下由单一湿地形式得出的模型参数在工程设计中没有较大的指导意义<sup>[12]</sup>。笔者通过构建潜流湿地、表流湿地和潜流/表流组合湿地处理系统,同时考察 3 种湿地对二级出水中有机质、氮、磷等污染物的去除效果和机理。

## 1 试验材料与方 法

### 1.1 试验装置

中试系统由潜流湿地(SSFW)、表面流湿地(SFW)、潜流/表流组合湿地(CFW)3 个单元并联组成,3 个单元占地面积相等。其中潜流湿地和表流湿地有效面积均为 37.7 m<sup>2</sup>;组合湿地前半段为潜流湿地,有效面积 17.7 m<sup>2</sup>,后半段为表流湿地,有效面积 15.6 m<sup>2</sup>。各单元沿长度方向每隔 3.6 m 设 1 个取样点。湿地中试模型剖面图见图 1,构建参数见表 1。

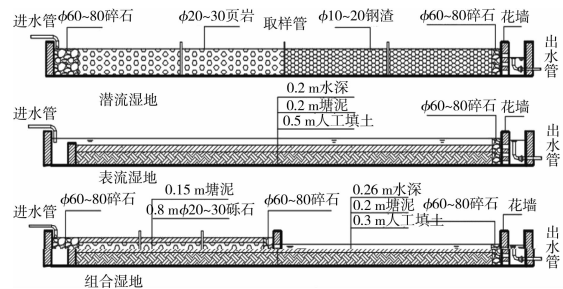


图 1 人工湿地剖面图

### 1.2 运行工况

人工湿地采用连续进水方式,原水来自二级生物处理系统出水,其 COD、氨氮、TN、TP 分别为 31.0~42.1、0.32~6.44、12.59~25.04、1.25~2.70 mg/L, pH 值 6.74~7.43。试验分 A(3 月—5 月)、B(6 月—8 月)、C(9 月—11 月)3 个阶段进行,每阶段运行 0.16、0.32、0.48 m/d 3 个水力负荷,共 9 个工况,每个工况运行 30 d,对应水温分别为 9.6~16.2、16.3~23.5、23.2~24.8、24.3~28.1、28.2~29.3、25.3~27.4、26.0~22.5、23.8~18.1、22.1~13.8℃,由此考察不同负荷条件下湿地系统对各污染物的去除效果和影响因素。

### 1.3 数据检测及分析方法

沿各取样点垂直方向取混合水样,采样频率为 3 d/次,参考《水和废水监测分析方法》(第四版)测定 COD、TN、NH<sub>3</sub>-N、TP、pH 等指标。

表 1 人工湿地构建参数

湿地类型	尺寸 L/m×B/m×H/m	填料	填料厚度/m	平均孔隙率/%	有效水深/m	有效面积/m <sup>2</sup>	种植植物
SSFW	14.5×2.6×1.0	页岩	0.7	43	0.70	18.85	芦苇
		钢渣	0.7	42	0.70	18.85	
SFW	14.5×2.6×1.0	素土/塘泥	0.5 / 0.2	-	0.20	37.70	菖蒲
CFW	14.5×2.6×1.0	砾石	0.8	43	0.80	17.70	香根草
		素土/塘泥	0.3 / 0.2	-	0.26	15.60	茭白

污染物的降解采用一级动力学模型模拟(忽略背景浓度),计算人工湿地面积反应速率常数  $k_A$  [13]:

$$C_e = C_o \cdot e^{-k_A/q} \quad (1)$$

式中:  $C_o$ 、 $C_e$  分别为进水、出水中污染物浓度, mg/L;  $q$  为水力负荷, m/d;  $k_A$  为面积反应速率常数, m/d。

根据 Arrhenius 方程计算温度影响常数  $\theta$  [14]:

$$k_{A,T} = k_{A,20} \times \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

式中:  $k_{A,T}$  为  $T$  °C 时的面积反应速率常数, m/d;  $k_{A,20}$  为 20 °C 下的面积反应速率常数, m/d;  $\theta$  为温度影响常数;  $T$  为水温, °C。

## 2 结果与分析

### 2.1 有机物的去除

在进水 COD 浓度稳定的条件下,潜流湿地、表面流湿地、组合湿地对 COD 的去除效率均随水力负荷(HLR)的增加而下降;面积反应速率常数受水力负荷和温度的影响不明显,如表 2 所示。COD 面积去除量对面积负荷的变化类似于 Monod 曲线,在低负荷条件下面积去除量随着面积负荷增大迅速上升,之后在中高负荷条件下上升平缓,最后将趋向定值,如图 2 所示。在相同的面积负荷条件下,潜流湿地面积去除量最高,组合湿地次之,而表面流湿地面积去除量明显低于其它 2 种湿地。试验条件下潜流湿地的最大 COD 面积去除量达到 10.7 g/(m<sup>2</sup>·d),组合流湿地达到 9.1 g/(m<sup>2</sup>·d),而表面流湿地仅有 5.4 g/(m<sup>2</sup>·d)。

3 种池型中潜流湿地对 COD 的去除能力最强,在水力负荷为 0.16 m/d 时,3 个试验阶段其 COD 平均去除率可达 75%,组合湿地次之,表流湿地最弱。这可能是由于潜流湿地具有更长的水力停留时间以及固液两相有更大接触面积的原因。

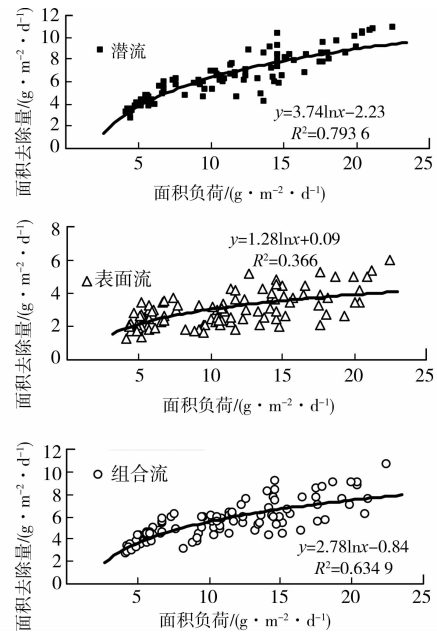


图 2 COD 面积负荷对去除量的影响

### 2.2 氨氮的去除

3 种湿地对氨氮的去除效率受到水温和水力负荷的影响。在相同的水温条件下,湿地系统对氨氮的去除效率随着水力负荷的增加而降低,在相同的水力负荷条件下,湿地系统对氨氮的去除效率和面积反应速率常数随着水温的上升而提高,如表 3 所示。水温低于 15 °C 时,相同负荷条件下组合流湿地氨氮去除效率最高,潜流湿地效率最低,表面流湿地居中;水温高于 15 °C 时,表面流湿地氨氮去除效率最高,潜流湿地效率最低,组合流湿地居中。总体来看表流湿地的氨氧化能力最强,其  $k_A$  最高达到 0.186 m/d,约为同水平下潜流湿地或组合湿地的 2 倍,但受温度影响最为显著,低温条件难以保证处理效果。

在较小的温度变化区间内,3 种湿地氨氮面积去除量对面积负荷的变化规律与有机物类似,如图 3

表 2 COD 去除率及其反应速率常数

试验阶段	HLR/ (m·d <sup>-1</sup> )	出水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )			去除率/%			$k_A$ /(m·d <sup>-1</sup> )		
		SSF	SF	CF	SSF	SF	CF	SSF	SF	CF
A	0.16	6.3	21.0	9.4	82.1	40.8	73.5	0.28	0.08	0.21
	0.32	12.4	24.7	16.9	64.1	28.7	51.2	0.33	0.11	0.23
	0.48	18.6	28.3	20.9	47.1	19.4	40.3	0.31	0.10	0.25
B	0.16	8.1	17.0	8.0	74.2	45.9	74.5	0.22	0.10	0.22
	0.32	12.6	23.7	15.5	60.1	24.6	50.7	0.29	0.09	0.23
	0.48	16.8	23.7	19.2	45.9	23.5	38.1	0.29	0.13	0.23
C	0.16	8.4	21.4	10.4	78.9	46.3	73.9	0.25	0.10	0.22
	0.32	17.1	30.6	19.4	58.3	25.1	52.6	0.28	0.09	0.24
	0.48	21.2	32.5	24.6	49.7	22.8	41.6	0.33	0.12	0.26

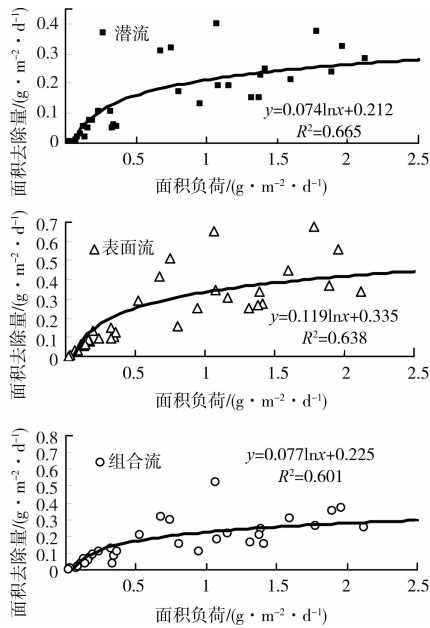


图 3 NH<sub>3</sub>-N 面积负荷对去除量的影响 (20~25 °C)

所示,所不同的是表面流湿地最大的氨氮面积去除量

达到了 0.68 g/(m<sup>2</sup>·d),而潜流湿地仅有 0.42 g/(m<sup>2</sup>·d)。

### 2.3 总氮的去除

3 种湿地的脱氮能力依次为 SSFW > CFW > SFW,总氮去除率随 HLR 的升高显著降低,见表 4。对照表 3 可知,SFW 可将大部分氨氮转化为硝态氮,但不能提供适宜兼性厌氧菌生长的环境,故反硝化脱氮能力最差。据报道,曝气可促进氨氧化和反硝化,当控制湿地中 DO 为 0.2~0.6 mg/L 时,氨氮和总氮去除率均可达 86% 以上<sup>[15-16]</sup>。一阶动力学模拟结果表明,温度升高对脱氮有明显的促进作用,当水温 ≥ 28 °C 时,SSFW 的 k<sub>A</sub> 最高达到 0.28 m/d;当水温 ≤ 15 °C 时,k<sub>A</sub>=0.116 m/d,相应的 θ 值为 1.058,这与 Leverenz 等研究结果一致,同时,湿地植物可以减轻低温对系统处理效果产生的负面影响<sup>[17]</sup>。

在相同的总氮面积负荷条件下,潜流湿地面积去除量最高,最高可达 3.5 g/(m<sup>2</sup>·d),组合流湿地次之,最高可达 2.7 g/(m<sup>2</sup>·d),表面流湿地总氮面积去除量最低,最高值也仅有 2.1 g/(m<sup>2</sup>·d)。

表 3 氨氮去除率及其反应速率常数

试验阶段	HLR/ (m·d <sup>-1</sup> )	出水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )			去除率/%			k <sub>A</sub> /(m·d <sup>-1</sup> )		
		SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW
A	0.16	5.0	4.5	4.4	23.0	29.7	32.0	0.042	0.056	0.062
	0.32	3.4	3.1	3.5	19.2	25.5	16.0	0.068	0.094	0.056
	0.48	2.7	2.4	2.7	14.3	22.9	15.4	0.074	0.125	0.080
B	0.16	2.6	1.8	2.5	42.3	60.4	43.7	0.088	0.148	0.092
	0.32	3.1	2.4	3.2	28.4	44.1	26.4	0.107	0.186	0.098
	0.48	2.8	2.6	2.9	20.6	27.1	18.4	0.110	0.152	0.098
C	0.16	1.2	0.9	1.1	41.9	57.7	44.9	0.087	0.137	0.095
	0.32	0.3	0.2	0.3	15.2	31.6	23.6	0.053	0.121	0.086
	0.48	0.8	0.8	0.8	9.7	15.5	12.6	0.049	0.081	0.065

表 4 TN 去除率及其反应速率常数

试验阶段	HLR/ (m·d <sup>-1</sup> )	出水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )			去除率/%			k <sub>A</sub> /(m·d <sup>-1</sup> )		
		SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW
A	0.16	12.1	18.3	13.77	51.6	27.0	45.0	0.116	0.050	0.096
	0.32	8.6	11.5	10.32	42.4	22.9	30.9	0.177	0.083	0.118
	0.48	9.5	11.6	10.35	34.3	19.6	28.4	0.202	0.105	0.160
B	0.16	3.3	7.0	4.89	78.0	53.7	67.6	0.242	0.123	0.180
	0.32	6.8	10.3	8.75	58.3	36.8	46.1	0.280	0.147	0.198
	0.48	10.7	14.1	12.36	41.0	22.1	31.5	0.253	0.120	0.182
C	0.16	4.6	9.2	6.76	73.7	47.8	61.7	0.214	0.104	0.153
	0.32	7.4	9.4	8.15	41.7	25.6	35.7	0.173	0.095	0.141
	0.48	9.2	10.8	9.99	26.8	14.6	20.6	0.150	0.076	0.111

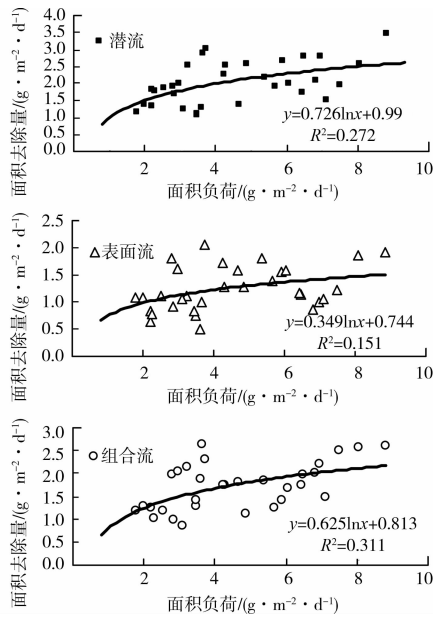


图 4 TN 面积负荷对去除量的影响 (20~25 °C)

2.4 磷的去除

人工湿地磷去除率随 HLR 的升高显著降低, 见表 5。整个运行期间 3 种湿地的平均除磷率分别为 61.2%、33.6%、37.5%, 对应的  $k_A$  值为 0.276、0.112、0.130 m/d; 由于进水  $C/P=6.6$  较低, 湿地生物除磷能力较弱, 磷主要通过吸附、截留、沉淀等方式去除<sup>[18]</sup>。由于页岩和钢渣的磷吸附能力较强, 优于砾石和塘泥, 因此在所采用的基质类似的条件下, 组合湿地对总磷的去除仅略优于表面流湿地, 而采用页岩和钢渣为基质的潜流湿地除磷效率则有大幅提高。当 HLR 为 0.16 m/d 时, 不同温度条件下 SSFW 的除磷率分别为 81.7%、83.6%、77.7%, 说明温度对湿地除磷效果无显著影响。

3 种湿地对总磷的面积去除量随着面积负荷的升高而加大, 但是页岩和钢渣为基质的潜流湿地总磷面积去除量最高可达 0.65 g/(m<sup>2</sup>·d), 以砾石和塘泥为基质的组合湿地总磷面积去除量最高为 0.36 g/(m<sup>2</sup>·d), 而表面流湿地最高值为 0.33 g/(m<sup>2</sup>·d)。

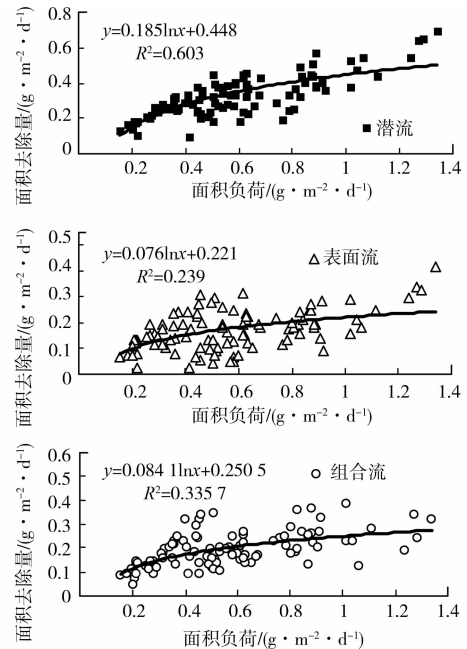


图 5 TP 面积负荷对去除量的影响

2.5 动力学常数

将试验期间不同污染物的所有数据计算  $k_A$  值, 并对应当日水温采用 Arrhenius 公式模拟, 得到标准温度下的反应速率常数  $k_{A,20}$  及温度影响常数  $\theta$ , 如表 6 所示。在污染物浓度较低时, 3 种湿地系统对有机质、氮、磷的去除符合一级动力学方程。温度对 3 种形式人工湿地中有机物和磷的去除影响不明

表 5 TP 去除率及其反应速率常数

试验阶段	HLR/ (m·d <sup>-1</sup> )	出水浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )			去除率/%			$k_A$ /(m·d <sup>-1</sup> )		
		SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW	SSFW	SFW	CFW
A	0.16	0.38	1.07	0.94	81.7	49.0	54.9	0.272	0.108	0.128
	0.32	0.63	1.17	1.15	64.7	34.3	35.7	0.333	0.135	0.141
	0.48	0.74	1.04	0.95	40.9	16.7	23.6	0.253	0.087	0.129
B	0.16	0.24	0.65	0.72	83.6	55.3	50.4	0.289	0.129	0.112
	0.32	0.66	1.23	1.09	57.7	21.8	30.2	0.276	0.079	0.115
	0.48	1.01	1.37	1.25	42.4	22.0	29.2	0.265	0.119	0.166
C	0.16	0.60	1.28	1.07	77.7	52.5	60.4	0.240	0.119	0.148
	0.32	1.09	1.72	1.62	54.0	27.7	31.9	0.248	0.104	0.123
	0.48	1.26	1.85	1.91	47.7	23.3	20.8	0.311	0.127	0.112

表6 3种湿地一阶反应速率常数及温度的影响

指标	COD		TN		NH <sub>3</sub> -N		TP	
	$k_{A,20} / (\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$	$\theta$	$k_{A,20} / (\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$	$\theta$	$k_{A,20} / (\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$	$\theta$	$k_{A,20} / (\text{m}\cdot\text{d}^{-1})$	$\theta$
SSFW	0.29	不明显	0.20	1.058	0.075	1.056	0.28	不明显
SFW	0.10	不明显	0.10	1.074	0.120	1.077	0.11	不明显
CFW	0.23	不明显	0.15	1.048	0.081	1.040	0.13	不明显

显,但是对总氮和氨氮的去除影响较大。总体来说,潜流湿地对污染物的去除效率更高,但是表面流湿地对于氨氮具有更高的去除效率。

根据标准温度下反应速率常数和温度影响常数,可以计算不同气候条件下所需要的湿地面积,用于指导实际工程设计。但是根据不同目标污染物计算将得到不同的结果。对于处理污水厂尾水的人工湿地来说,若出水水质目标为地表水Ⅳ类标准,限制性污染物将为TN,因此建议根据TN反应速率常数和当地的温度条件来计算湿地面积,同时采用TP数据来进行校核。另外也有资料表明,若湿地运行得当,还可显著降低出水大肠埃希氏菌含量<sup>[19]</sup>。

### 3 结论

1) 3种池型人工湿地对污染物的去除可以采用一级反应动力学模型模拟,并计算得到其标准温度下的反应速率常数 $k_{A,20}$ 及温度影响常数 $\theta$ ,此结果可以为不同条件下人工湿地的类型选择和精确化设计提供参考。

2) 对于有机物、总氮、总磷的去除来说,潜流湿地优于其它2种湿地,其 $k_{A,20}$ 值分别为0.29、0.20和0.28 m/d,但是表流湿地对氨氮的去除效率更高,其 $k_{A,20}$ 值为0.12 m/d。

3) 温度对人工湿地中氨氮和总氮去除有明显影响,其中对表面流湿地影响最大,其温度影响常数 $\theta$ 分别为1.077和1.074;温度对有机物和总磷的影响不明显。

4) 3种人工湿地对污染物的去除效率均随着水力负荷的增大而显著下降,湿地对污染物的面积去除量随着面积负荷的提高,将平缓上升后趋于定值,因此人工湿地宜在低负荷工况下运行。

#### 参考文献:

[1] 杨长明,马锐,山城幸,等. 组合人工湿地对城镇污水处理尾水中有机物的去除特征研究[J]. 环境科学学报, 2010, 30(9): 1804-1810.  
YANG Changming, MA Rui, Miyuki Yamashiro, et

al. A pilot-scale study on removal characteristics of organic substances in municipal sewage plant effluent by a hybrid constructed wetland [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(9): 1804-1810.

- [2] Wang S, Ma J, Liu B, et al. Degradation characteristics of secondary effluent of domestic wastewater by combined process of ozonation and biofiltration [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 150(1): 109-114.
- [3] de Koning J, Bixio D, Karabelas A, et al. Characterisation and assessment of water treatment technologies for reuse [J]. Desalination, 2008, 218(1/2/3): 92-104.
- [4] Taebi A, Droste R L. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent [J]. Journal of Environmental Management, 2008, 88(4): 688-696.
- [5] 韩瑞瑞,袁林江,孔海霞. 复合垂直流人工湿地净化污水厂二级出水的研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25(21): 50-52.  
HAN Ruirui, YUAN Linjiang, KONG Haixia. Purification of secondary effluent from WWTP by integrated vertical-flow constructed wetland [J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(21): 50-52.
- [6] Lai D Y F, Lam K C. Phosphorus sorption by sediments in a subtropical constructed wetland receiving stormwater runoff [J]. Ecological Engineering, 2009, 35(5): 735-743.
- [7] Kumar J L G, Zhao Y Q. A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands [J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(3): 400-406.
- [8] 刘晓娜,丁爱中,程莉蓉,等. 潜流人工湿地除氮的生态动力学模拟[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1): 166-170.  
LIU Xiaona, DING Aizhong, CHENG Lirong, et al. Simulation of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetland [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(1): 166-170.
- [9] 杨旭,于水利,臧淑英,等. 微污染饮用水源水潜流人工湿地预处理的效能研究[J]. 环境科学学报, 2010, 30

- (4): 768-774.
- YANG Xu, YU Shuili, ZANG Shuying, et al. Efficiency of a subsurface flow constructed wetland in pretreating a micro-polluted drinking water source [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(4): 768-774.
- [10] Langergraber G, Giraldi D, Mena J, et al. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(13): 3931-3943.
- [11] Ouyang Y, Luo S M, Cui L H. Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(3): 453-459.
- [12] Trang N T D, Konnerup D, Schierup H, et al. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 527-535.
- [13] Saeed T, Sun G. The removal of nitrogen and organics in vertical flow wetland reactors: Predictive models [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(2): 1205-1213.
- [14] Rousseau D P L, Vanrolleghem P A, de Pauw N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review [J]. *Water Research*, 2004, 38(6): 1484-1493.
- [15] Zhang L, Zhang L, Liu Y, et al. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater [J]. *Desalination*, 2010, 250(3): 915-920.
- [16] Ong S, Uchiyama K, Inadama D, et al. Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(19): 7239-7244.
- [17] Leverenz H L, Haunschild K, Hopes G, et al. Anoxic treatment wetlands for denitrification [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(11): 1544-1551.
- [18] 贾文林, 吴娟, 武爱国, 等. 碳氮比对人工湿地污水处理效果的影响 [J]. *环境工程学报*, 2010, 4(4): 767-770. JIA Wenlin, WU Juan, WU Aiguo, et al. Effect of influent C/N ratio on performance of wastewater treatment in constructed wetlands [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2010, 4(4): 767-770.
- [19] Boutilier L, Jamieson R, Gordon R, et al. Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands [J]. *Water Research*, 2009, 43(17): 4370-4380.

(编辑 胡英奎)

(上接第104页)

- [12] 孙丽华, 李星, 陈杰, 等. 超滤膜组合工艺处理高藻水库水试验研究 [J]. *工业水处理*, 2010, 30(7): 24-27. SUN Lihua, LI Xing, CHEN Jie, et al. Pilot study of reservoir water treatment with high algae content by UF combined processes [J]. *Industrial Water Treatment*, 2010, 30(7): 24-27.
- [13] Bolto B, Abbt-Braum G, Dixon D, et al. Experimental evaluation of cationic polyelectrolytes for removing natural organic matter from water [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(9): 71-79.
- [14] Shon H K, Vigneswaran S, Kim I S, et al. The effect of pretreatment to ultrafiltration on biologically treated sewage effluent a detailed effluent organic matter (EfOM) characterization [J]. *Water Research*, 2004, 38(17): 1933-1939.
- [15] 董秉直, 张庆元, 冯晶. 粉末活性炭预处理对超滤膜通量的影响 [J]. *环境科学*, 2008, 28(10): 1981-1987. DONG Bingzhi, ZHANG Qingyuan, FENG Jing. Influence of powered activated carbon (PAC) pretreatment on ultrafiltration Membrane flux [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(10): 1981-1987.
- [16] Schafer A I, Schwicker U, Fisher M M, et al. Microfiltration of colloids and natural organic matter [J]. *Journal of Membrane Science*, 2000, (7): 151-172.

(编辑 胡英奎)