

文章编号: 1004-8227(2008)06-0920-07

大九湖泥炭藓湿地对磷、铜污染物净化作用的模拟研究

胡鸿兴, 何伟, 刘巧玲, 胡万辉, 沈虹, 任晓迪, 石宇鹏, 杨阳
田艳萍, 雷卫国, 彭博, 张五州, 刘玲, 钟鑫, 陈修, 秦蓓蓓
张南南, 毛娜, 江丽, 贾明元, 沈娟, 古南辉, 陈文方

(武汉大学神农架及长江流域生态考察队, 湖北 武汉 430072)

摘要: 在大九湖泥炭藓沼泽湿地采用野外实地模拟方法, 就泥炭藓湿地对铜、磷两种污染物的净化能力进行了研究。结果表明, 磷污染物浓度分别为 10, 100, 1 000 mg/L 时, 两小时后泥炭藓湿地对该污染物的净化率分别为 93.9%, 69.5%, 66.3%; 同样的浓度梯度下, 对铜污染物的净化率分别为 100.0%, 97.6%, 88.0%。泥炭藓湿地对污染物具有很强的净化能力, 其泥炭层部分在湿地净化污染物中起到重要作用。利用拟一级动力学模型、修改上限的拟一级动力学模型、拟二级动力学模型、Elovich 模型、双常数速率模型、抛物线扩散模型等 6 个模型对泥炭藓湿地的净化进行动态研究, 其中后 4 个模型均可模拟湿地净化的动态过程。长期预测以拟二级动力学模型为最佳。

关键词: 神农架大九湖; 泥炭藓湿地; 净化率; 动力学; 净化机理
文献标识码: A

泥炭藓沼泽作为全球储碳量最丰富的湿地类型, 其底层泥炭是由泥炭藓等植被腐烂后经过漫长的物理化学作用形成的。该湿地除了是碳“汇”外, 还有助于为河流提供安全清洁的水源^[1]。大九湖作为堵河上游南水北调中线工程水源重要的涵养地, 湿地质量直接影响堵河的水质, 其植被有巨大的蓄水(包括地下水)、保土、保肥、减灾增产、调节气候等功能, 同时, 泥炭藓湿地底部泥炭又是十分重要的资源, 在农业、工业、能源、环境和医疗等领域有着十分广泛的应用^[2]。它的价值体现在处理酸性矿山废水^[3]、处理城市生活污水和工业废水^[4]、吸附重金属及有机化合物以及泥炭作为土壤一部分吸附重金属保护植被^[5]。

对于泥炭净水的报道较多, 而对泥炭藓湿地净水能力的研究还未见报道, 本文在野外实地模拟条件下研究湿地净化污染水体的生态功能, 利用动力学模型^[6~8]探究湿地净水的动态过程, 为保护和合理利用大九湖湿地及长江流域的水源区提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 时间与地点

时间: 2007年8月(实地模拟)至9月(实验室分析)。**地点概况:** 大九湖位于神农架林区西部, 西通重庆, 北通陕西, 南达巴东, 与长江三峡相接^[9]。实地模拟选取的湿地为泥炭藓沼泽一字号公路边 150 m 处, 北纬 31°29'18.4", 东经 110°0'10.5", 低于路面 1.5 m, 在盆地边缘, 一侧为山丘, 地表平坦、低洼, 温度 22.6±5.3℃, 湿度 99%±1%。主要自然植被类型为红穗苔草—泥炭藓群落(Com. *Carex argyi*-*Sphagnum palustre*)、葱状灯心草—红穗苔草群落(Com. *Juncus caninus*-*Carex argyi*)、长叶地榆群落(Com. *Sanguisobra officinalis*)^[10]、大金发藓—泥炭藓群落(*Polytrichum communei*-*Sphagnum palustre*)。

收稿日期: 2008-01-07 修回日期: 2008-03-10

基金项目: 联合国环境署全球环境基金(G.E.E)(编号: 02-2°3°1)资助项目(2004~2008)

作者简介: 胡鸿兴(1935~), 男, 湖北省武汉人, 教授, 主要从事湿地生态及保护生物学研究。E-mail: eelak e88@vip. 163. com

1.2 填充物及模拟装置

1.2.1 泥炭藓湿地

选取大九湖泥炭藓长势中等的湿地作为实验地, 挖取体积为 $30 \pm 2 \text{ cm} \times 40 \pm 2 \text{ cm} \times 15 \pm 1 \text{ cm}$ 的泥炭藓及其腐根, 其底层铺厚 $5 \pm 0.5 \text{ cm}$ 的泥炭层, 作为泥炭藓湿地的一部分。

1.2.2 泥炭

除去泥炭藓层及腐根层, 挖取泥炭, 体积为 $30 \pm 2 \text{ cm} \times 40 \pm 2 \text{ cm} \times 5 \pm 0.5 \text{ cm}$, 对泥炭层的净化作用进行模拟。

1.2.3 模拟装置

模拟箱(图1)改装于家用整理箱(规格: $30 \text{ cm} \times 40 \text{ cm} \times 26 \text{ cm}$, 壁厚 0.2 cm , 上海金樽日用品有限公司), 底部侧壁打孔, 用外径为 $3.5 \pm 0.1 \text{ cm}$ 的胶塞堵住孔; 然后在橡胶塞上打孔, 从孔中穿入玻璃管, 玻璃管箱内部分用纱布包紧(以防泥炭小颗粒堵住出水口), 箱外部分套上乳胶管, 乳胶管上配止水夹以防箱内外水进出改变箱中水的体积; 箱底层铺有 $3.5 \pm 0.5 \text{ cm}$ 厚的鹅卵石(模拟泥炭层底部母质层), 再覆上纱布以防泥炭大颗粒进入鹅卵石层。

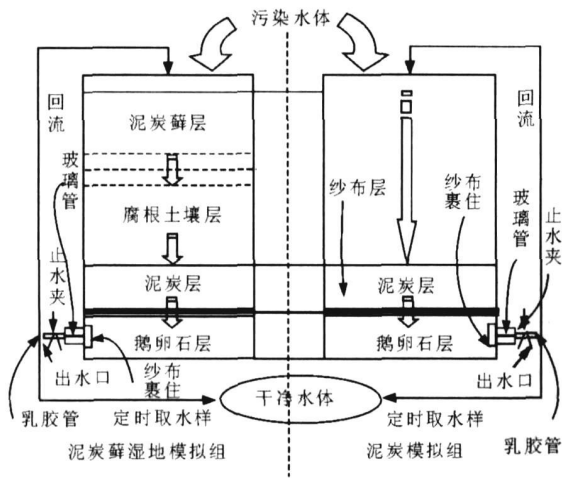


图1 泥炭藓湿地净化作用模拟装置图

Fig. 1 Simulation Device of the Purification Effects of the Sphagnum Wetland

1.3 方法

1.3.1 实验试剂、器材与仪器

(1)试剂: 污染物 I (35 g/L (含磷量) KH_2PO_4 溶液)、污染物 II (40 g/L (含铜量) $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ 溶液)、 1 mol/L 硫酸、 $1+9$ 硝酸。

(2)器材与仪器: 自制模拟箱、聚乙烯试管(带盖)、玻璃试管(带盖)、铁锹、米尺、喷壶、量筒、计时器、纱布、UV-2000型紫外可见分光光度计(上海精

密仪器仪表有限公司)、TAS-990型火焰原子吸收光谱仪(北京普析通用公司)。

表1 模拟实验组设置

Tab. 1 Simulation Experiment Setting

污染物	各污染物浓度(mg/L)				
	0	10	100	1 000	
泥炭(T)	P	$T_{\text{P}0}$	$T_{\text{P}10}$	$T_{\text{P}100}$	$T_{\text{P}1000}$
	Cu	$T_{\text{Cu}0}$	$T_{\text{Cu}10}$	$T_{\text{Cu}100}$	$T_{\text{Cu}1000}$
泥炭藓湿地(W)	P	$W_{\text{P}0}$	$W_{\text{P}10}$	$W_{\text{P}100}$	$W_{\text{P}1000}$
	Cu	$W_{\text{Cu}0}$	$W_{\text{Cu}10}$	$W_{\text{Cu}100}$	$W_{\text{Cu}1000}$

1.3.2 净化动力学测定

根据材料及污染物的不同浓度设置各实验组, 编号如表1。

现场配制浓度分别为 $0, 10, 100, 1000 \text{ mg/L}$ 的磷、铜污染物溶液 10 L , 配制水体为泥炭藓湿地井水, 将污染物加入到模拟箱中, 计时, 捏开止水夹, 用塑料瓶(300 mL)接流出的污水, 再将污水倒入模拟箱中回流(图1), 回流期间分别于 $20, 40, 60, 80, 100, 120 \text{ min}$ 在底部接取净化了的污染水体 10 mL 于带盖试管中, 立即加入 1 mol/L 浓硫酸酸化至 $\text{pH} < 2$ (对磷), 对铜则是加入 $1+9$ 硝酸酸化至 $\text{pH} < 2$, 固定, 贴上标签。

1.4 分析方法

1.4.1 水样分析

分别采用钼酸铵分光光度法^[11]和原子吸收光谱法^[12]分析磷、铜。

1.4.2 数据分析

在评价泥炭藓湿地及泥炭对污染物的净化能力和泥炭在其中的贡献时, 引入参数净化率(Purification Rate, P)和泥炭贡献率(Contribution Rate, C), 计算公式如下:

$$\text{净化率}(P)\% = \frac{\text{起始污染物含量} - 2\text{h后水体污染物含量}}{\text{起始污染物含量}} \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{泥炭贡献率}(C)\% = \frac{\text{泥炭净化率}}{\text{泥炭藓湿地净化率}} \times 100\% \quad (2)$$

实验系统满足: (1)大九湖丰水期挖取的泥炭藓湿地含水饱和; (2)实验在一个密闭的体系中, 无水体流失; (3)6次采样总体积(60 mL , 每次 10 mL)占实验系统总体积(10 L)的比为 $0.6\% (< 1\%)$, 实验前后污染物溶液体积变化可以忽略不计, 因此在计算净化率时, (1)中的含量可直接换成浓度计算。

对湿地净化的动态过程研究采用拟一级动力学模型、拟二级反应动力学模型、抛物线扩散模型、修正的Elovich模型、双常数速率模型。

拟一级动力学模型^[6] (Model 1)

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$$

修改上限的拟一级动力学模型 (Model 2)

$$\ln(q'_e - q_t) = \ln q'_e - k'_1 t$$

拟二级动力学模型^[6] (Model 3)

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

Elovich 模型^[6] (Model 4)

$$q_t = k_3^{-1} \ln(a_1 k_3) + k_3^{-1} \ln t$$

双常数速率模型^[5,9] (Model 5)

$$\ln q_t = a_2 + k_4 \ln t$$

抛物线扩散模型^[5,9] (Model 6)

$$q_t = a_3 + k_5 t^{1/2}$$

式中: $q_t = \frac{(C_0 - C_t)V}{A}$, q_t 为 t min 泥炭藓湿地

净化污染物量 (mg/cm^2 , 由于湿地净化量与湿地质量的联系无太大意义, 故用单位面积上的净化量表示湿地上层 25 cm 的净化污染物量); C_0 为污染物起始浓度 (mg/L); C_t 为 t 时污染物的浓度 (mg/L); V 为体积 (mL); A 为面积 (cm^2); q_e 为净化平衡时的净化污染物的量; k_1, k_2, k_3, k_4, k_5 分别为 5 个模型的速率常数, k_3 为 Elovich 模型的解吸附速率, a_1, a_2, a_3 分别为后 3 个模型的常数项。

采用 Origin 软件进行数据处理和绘图。

2 结果与讨论

2.1 泥炭藓湿地及泥炭对不同污染物的净化效果

2.1.1 相同浓度下泥炭藓湿地及泥炭对两种污染物的净化能力

实验中发现 W_{P1000} 模拟箱中的泥炭藓变黄, 高浓度磷污染物 1 000 mg/L 对泥炭藓有一定影响, 表现为植株叶片变黄, 然而, 湿地植被部分的破坏只是暂时影响了净化进程, 前 1 h 湿地的净化能力与泥炭的净化能力相当, 随后 1 h 湿地非泥炭部分的净化能力表现出来, 湿地的净化能力要强于泥炭的净化能力(图 2)。

20 min 后, 铜浓度已很低(图 3)。100 min 时 W_{Cu10} 组中铜浓度已降到 0.02 mg/L , 120 min 时火焰原子吸收光谱仪已不能检出其浓度, 其含量与空白对照组铜含量接近, 为国家地表水 I 类水质标准 ($\leq 0.01 \text{ mg}/\text{L}$), T_{Cu10} 组中的铜浓度 0.75 mg/L 和 T_{Cu100} 组中的铜浓度 0.58 mg/L 在 2 h 后也符合国家地表水 II 类水质标准 ($\leq 1 \text{ mg}/\text{L}$)。

2.1.2 同一净化基质下泥炭藓湿地及泥炭对不同浓度的两种污染物的净化速率

净化速率为单位时间内湿地净化污染物的量, 是反映湿地净化动态过程的一个重要参数。表 2 列出了不同取样时间段泥炭藓湿地对不同污染物的净化速率。不同取样时间相比, 0 ~ 20 min 的净化速率均最大, 是其他时间段的十倍至百倍。前 20 min 出现如此高的净化速率, 这与泥炭对污染物的吸附密切相关, 对比同浓度的泥炭藓湿地与泥炭净化污染物的速率, 有的时间段泥炭的净化速率甚至超过泥炭藓湿地的净化速率。不同浓度梯度相比, 各浓度梯度净化速率与起始浓度值呈正相关。对 120 min 内各采样点数据进行线性拟合, 该时间段净化速率可用线性拟合曲线斜率的绝对值来表示(表 2, 20 ~ 120 min)。可以发现, 泥炭藓湿地的净化速率大于泥炭的净化速率。可见, 泥炭藓湿地的泥炭藓层及腐根土壤层对净化含磷水体也有较大作用。 W_{Cu10} 组的净化速率为 0.009 $\text{mg}/\text{L} \cdot \text{min}$, W_{Cu100} 组的净化速率为 0.013 $\text{mg}/\text{L} \cdot \text{min}$, T_{Cu10} 组的净化速率为 0.003 $\text{mg}/\text{L} \cdot \text{min}$, 据此可认为净化速率为 0 $\text{mg}/\text{L} \cdot \text{min}$, 其净化作用已经达到平衡。

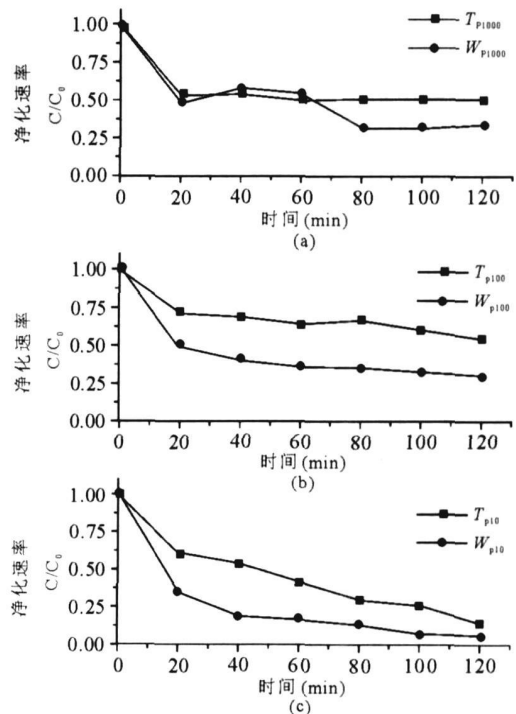


图 2 泥炭藓湿地与泥炭对同浓度磷污染物的净化速率

Fig. 2 Purification of Sphagnum Wetland and Turf to Phosphate in the Same Concentration

表 2 泥炭藓湿地与泥炭对不同污染物不同时间段的净化速率(mg/L · min)

Tab. 2 Purification Rates of Sphagnum Wetland and Turf Using Different Pollutants at Different Sampling Intervals

实验组	取样时间(min)							R ²
	0~20	20~40	40~60	60~80	80~100	100~120	20~120	
T _{P10}	0.198	0.032	0.060	0.062	0.018	0.057	0.046	0.985
T _{P100}	1.398	0.160	0.220	0.100	0.300	0.280	0.156	0.900
T _{P1000}	23.312	0.333	1.997	0.499	0.166	0.166	0.342	0.551
W _{P10}	0.325	0.080	0.012	0.017	0.030	0.007	0.026	0.869
W _{P100}	2.516	0.459	0.220	0.000	0.160	0.120	0.169	0.870
W _{P1000}	25.475	4.326	1.664	11.148	0.166	0.998	2.520	0.625
T _{Cu10}	0.482	0.007	0.007	0.001	0.002	0.001	0.003	0.869
T _{Cu100}	4.289	0.197	0.034	0.364	0.075	0.069	0.122	0.854
T _{Cu1000}	37.284	2.867	0.482	1.554	1.099	0.723	1.270	0.948
W _{Cu10}	0.422	0.001	0.000	0.022	0.012	0.008	0.009	0.871
W _{Cu100}	4.896	0.043	0.018	0.007	0.003	0.004	0.013	0.777
W _{Cu1000}	36.533	2.251	1.340	1.340	0.214	0.214	0.954	0.824

2.1.3 泥炭藓湿地及泥炭对两种污染物的净化率
依据 1.4.2 中的公式可以得到 2 h 后净化率。

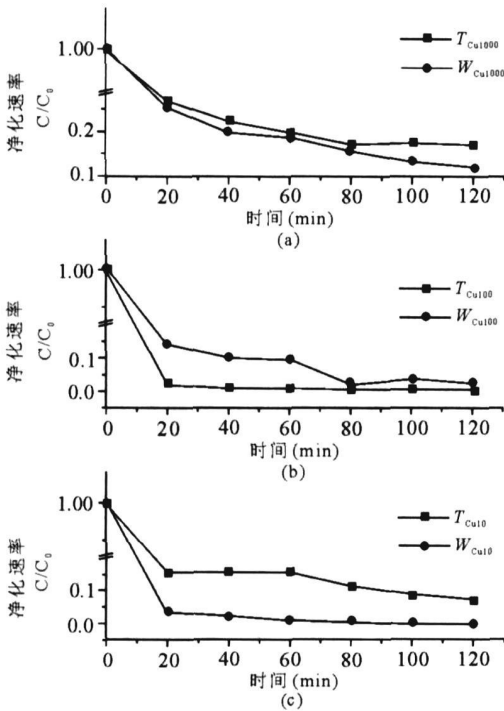


图 3 泥炭藓湿地与泥炭对同浓度铜的净化速率
Fig. 3 Purification of Sphagnum Wetland and Turf to Bluestone in the Same Concentration

表 3 泥炭藓湿地与泥炭对不同污染物的净化率

Tab. 3 Purification Ratios of the Sphagnum Wetland and Turf Using Different Pollutants

污染物浓度(mg/L)	P			平均值	Cu			平均值
	10	100	1 000		10	100	1 000	
泥炭藓湿地净化率(%)	93.9	69.5	66.3	76.6	100.0	97.6	88.0	95.2
泥炭净化率(%)	85.2	45.1	49.1	59.8	92.5	99.4	82.9	91.6
泥炭贡献率(%)	90.7	64.9	74.1	76.6	92.5	101.8	94.2	96.2

从表 3 的数据可以看出,泥炭藓湿地对水体的净化能力要强于泥炭对污染水体的净化能力,同时泥炭又是泥炭藓湿地净化水体的重要部分。磷污染物浓度为 10 mg/L 的条件下,泥炭净化水体的贡献率达到 90.7%,其平均贡献率也超过 70%;而铜污染条件下,泥炭净化水体的平均贡献率甚至达到 96.2%。

2.2 泥炭藓湿地对磷、铜污染物净化的比较

20 min 时(图 2 和图 3),磷污染条件下各浓度 C/C₀ 的平均值为 0.446,而铜的平均值仅为 0.144,表明泥炭藓湿地对铜的净化效率更高,20 min 就可以使其浓度降到起始的 14.4%,而磷的各浓度 C/C₀ 平均值 120 min 后才到 23.5%(> 14.4%),此时铜的各浓度 C/C₀ 平均值已降到 4.8%。泥炭藓湿地对不同类污染物有不同的净化效率,而且对重金属类污染物(如铜)的净化效率比对非金属类无机污染物(如磷酸盐、硝酸盐等)的净化效率要高。

20 min 以后,在各个浓度梯度,磷的净化速率都大于铜的净化速率。铜的净化速率随浓度和时间而减缓,C/C₀ 平均值的变小,表明泥炭藓湿地对铜污染物的净化已经接近或者达到平衡位置。120 min 时,各浓度磷的平均净化率为 76.6%,而铜的这一值

为 95.2%，铜的净化率接近上限值 100%。这表明泥炭藓湿地对铜的净化能力要强于磷的净化能力，这是由铜归宿的多元性所决定。从泥炭对泥炭藓湿地净化磷、铜污染物的贡献率看(表 2)，泥炭在泥炭藓湿地净化铜污染物中发挥的作用要大于其在泥炭藓湿地净化磷污染物中发挥的作用。

2.3 泥炭藓湿地净化污染物的动力学研究

对于一个吸纳污染物的系统来说，吸附是净化的一部分，净化系统还包括稀释系统、化学络合、生物富集系统。净化动力学是吸附动力学的一个扩展，本文采用吸附动力学的模型探讨泥炭藓湿地的净化动力学。净化动力学方程能评价泥炭藓湿地的净化效率。

首先用拟一级动力学模型、拟二级动力学模型对实验数据进行拟合，由于净化系统在 2 h 中还没有完全达到平衡，故 q_e 是通过拟合得到的估计值。

表 4 泥炭藓湿地净化不同污染物动力学模型拟合参数

Tab. 4 Parameters of Kinetic Equation of the Purification (the Sphagnum Wetland) to Different Pollutants

实验组	$q_{120,e}$ mg/cm ²	拟一级动力学模型					修改上限的拟一级动力学模型					拟二级动力学模型			
		q_e mg/cm ²	k_1 min ⁻¹	R^2	$D_{120,c}$ %		q_e mg/cm ²	B mg/cm ²	k_1 min ⁻¹	R^2	$D_{120,c}$ %		q_e mg/cm ²	k_2 cm ² /mg ² ·min	R^2
W _{P10}	0.078	0.075 1	0.060 1	0.902	4.1	0.083 3	0.803 6	0.016 8	0.964	0.1	0.085 6	1 592.8	0.998	0.7	
W _{P100}	0.579	0.552 4	0.066 7	0.897	4.7	0.833 3	0.684 0	0.004 4	0.910	1.1	0.619 6	4.203 8	0.998	1.4	
W _{P1000}	5.522	5.293 8	0.045 5	0.226	4.5	8.333 3	0.454 6	0.006 0	0.643	4.3	6.851 7	0.003 1	0.883	1.0	
W _{Cu10}	0.083	0.082 7	0.175 4	0.719	0.8	0.083 3	2.523 6	0.035 1	0.971	0.2	0.084 1	1 684.1	1.000	0.1	
W _{Cu100}	0.813	0.789 5	0.112 9	0.564	2.9	0.833 3	1.563 9	0.018 9	0.792	0.3	0.843	1.669 4	0.998	0.2	
W _{Cu1000}	7.335	7.049 8	0.102 3	0.711	3.9	8.333 3	1.266 3	0.007 3	0.980	0.3	7.618 5	0.002 3	0.999	0.9	

实验组	$q_{120,e}$ mg/cm ²	Elovich 模型				双常数速率模型				抛物线扩散模型			
		a_1 cm ² /mg ² ·min	k_3 cm ² /mg	R^2	$D_{120,c}$ %	a_2 mg/cm ²	k_4 mg/cm ² ·min	R^2	$D_{120,c}$ %	a_3 mg/cm ²	k_5 mg/cm ² ·min	R^2	$D_{120,c}$ %
W _{P10}	0.078	0.046 9	77.160 5	0.966	0.6	-3.477 8	0.197 3	0.953	1.5	0.041 5	0.003 5	0.928	2.0
W _{P100}	0.579	0.673 9	11.875 1	0.970	0.1	-1.356 8	0.170 4	0.961	0.5	0.336 2	0.022 7	0.931	1.1
W _{P1000}	5.522	1.551 8	0.943 8	0.497	0.8	0.622 2	0.223 5	0.468	1.6	2.201 1	0.314 5	0.577	2.3
W _{Cu10}	0.083	1.00×10 ¹⁶	574.713	0.980	0.2	-2.584 6	0.021 3	0.979	0.2	0.078 5	0.000 5	0.939	0.4
W _{Cu100}	0.813	547.145 5	17.096 9	0.882	0.2	-0.570 2	0.076 5	0.890	0.3	0.643 9	0.016 1	0.884	0.9
W _{Cu1000}	7.335	812.311 3	1.641 6	0.979	0.5	1.557 6	0.090 2	0.982	0.3	5.522	0.167 8	0.978	0.3

考虑到泥炭藓湿地系统不仅净化污染物，同时还会释放污染物，这两者在平衡时，净化和释放的速率几乎接近。依据 Elovich 模型，可以得到污染物从泥炭藓湿地系统游离的速率(表 4)，该值随污染物浓度升高而下降，同样是由于在高浓度下，系统也容易丢失污染物。由该模型还可以得到湿地净化的初始净化速率，湿地对铜的初始净化速率要远远大于磷。

在研究湿地质量传输过程时，采用抛物线扩散模型，如果截距 a_3 为 0，该模型的拟合效果很差。

拟一级动力学模型的拟合度并不理想 ($R^2 = 0.226 \sim 0.902$)，很可能是由于净化尚未达到平衡， q_e 比实际的要小；通过调整 q_e 值 ($= q_{max}$) 得到的修改上限的拟一级动力学模型，拟合度明显加强 ($R^2 = 0.643 \sim 0.980$)。尽管修改后的一级动力学模型能在一定程度上反映净化的动态过程，但湿地的净化毕竟不是由单一因素所决定，而是存在多个净化位点，因此这个模型也不能很好地反映泥炭藓湿地这一非均相体系。拟二级动力学模型的拟合度十分理想 ($R^2 = 0.883 \sim 1.000$)，这表明泥炭藓湿地净化机理的复杂性，从该模型得到的参数分析，浓度梯度升高一个数量级，速率常数下降 3 个数量级；污染物浓度越大，单位时间净化一定量的污染物所需要的泥炭藓湿地面积越小，这是高浓度下，系统更容易捕获污染物的结果。

若 a_3 不为 0，则拟合效果较好，这很可能是由于湿地水体的稀释作用使湿地在初始时就获得了一个净化值。

表 4 中 $q_{120,e}$ 为 120 min 时实测值， $q_{20,c}$ 为模型预测值，通过预测值对实测值的偏差可以用来评价模型拟合的效果，6 个模型 $D_{120,c}$ 的平均值分别为 3.5%，1.5%，0.7%，0.4%，0.7%，1.2%，可见拟合 R^2 值大的模型其拟合效果不一定很好。将各时刻实测值与预测值进行 t 检验， P 值范围分别为：0.004 6 ~ 0.995 3，0.186 3 ~ 0.925 4，0.726 3 ~

0.861 0, 0.984 8 ~ 1.000 0, 0.868 0 ~ 0.997 5, 0.981 2 ~ 1.000 0, 用 Elovich 模型的拟合效果很好。因此, 泥炭藓湿地的净化符合拟二级动力学模型、Elovich 模型、双常数速率模型、抛物线扩散模

型。但考虑到要进行长期预测及湿地净化的上限, 拟二级动力学模型外的几个拟合效果好的模型预测值都将趋于无限大, 与实际不符, 故拟二级动力学模型为最佳(图 4)。

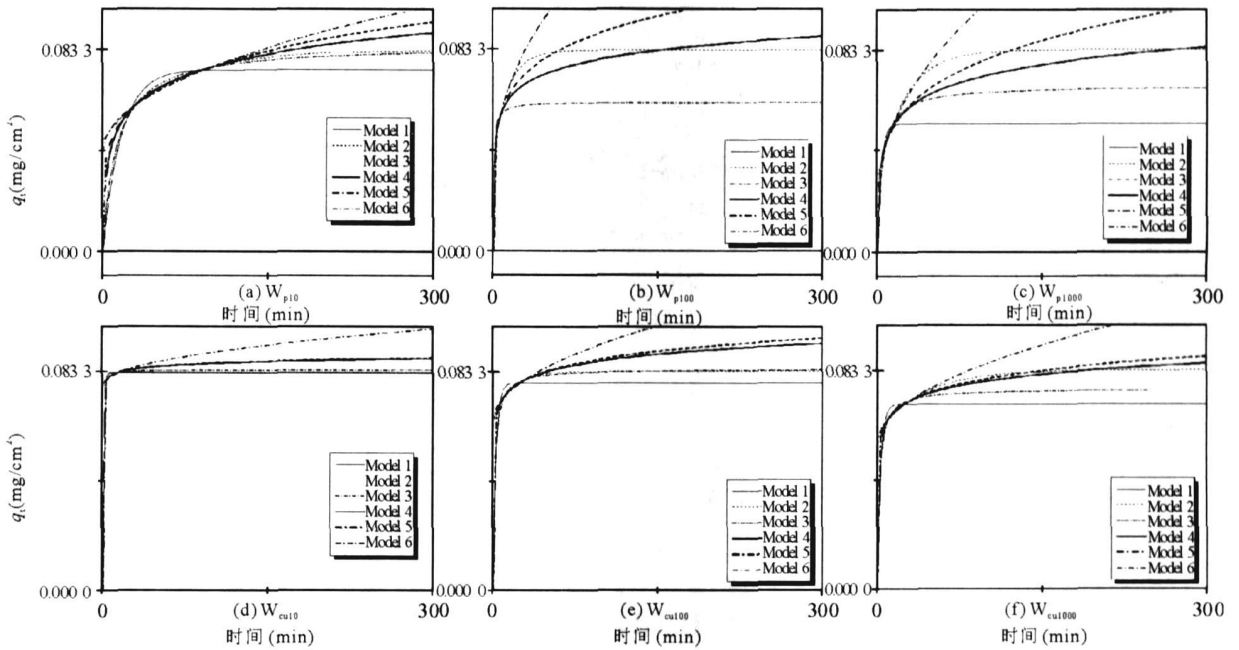


图 4 6 个模型对泥炭藓湿地净化不同污染物的长期预测

Fig. 4 Prediction of the Purification (the Sphagnum Wetland) to Different Pollutants Using Six Models

2.4 泥炭藓湿地的净化机理探讨

大九湖泥炭藓湿地的净化是泥炭藓湿地化学、物理和生物等众多因素共同作用的结果(图 5)。湿地的净化部分包括基质部分和生物体部分。基质部分有土壤层(无机质和有机腐殖层)、泥炭层、砾石层等; 生物部分有泥炭藓的叶片、根(存活根和腐根)、微生物等。

对磷(PO_4^{3-})的净化主要是泥炭藓叶片的吸收, 微生物的吸收和土壤、泥炭与砾石层的吸附。对铜(二价)的净化主要是泥炭藓叶片和根的富集吸收, 土壤有机腐殖质的络合作用、泥炭的物理吸附作用等^[13, 14]。

3 结论

研究证实了泥炭藓湿地对污染水体强大的净化能力, 泥炭在湿地净化水质中扮演着重要角色。泥炭藓湿地对铜的净化效率要高于磷, 并且泥炭藓湿地对铜的净化速率, 在低浓度(2 h)达到平衡。

在对泥炭藓湿地的净化进行动态研究中拟二级动力学模型、Elovich 模型、双常数速率模型、抛物线扩散模型等模型均可模拟湿地净化的动态过程。从长期预测考虑, 拟二级动力学模型为最佳。

大九湖泥炭藓湿地作为天然湿地, 由于人类不合理的开发利用, 沼泽湿地面积日益减少, 部分沼泽草甸化, 泥炭藓被大量采集出售^[15]。泥炭藓一旦遭到不可恢复的破坏, 湿地的泥炭资源也将失去来源和改变性质, 大九湖湿地净化水体的生态功能也将丧失, 而作为南水北调中线工程水源重要的涵养地, 其水质也难以保障, 因此保护和合理利用大九湖泥炭藓湿地迫在眉睫。

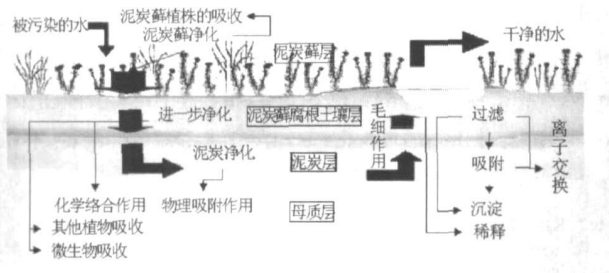


图 5 泥炭藓湿地净化污水模式图

参考文献:

- [1] 陈克林. 湿地保护与全球变暖[J]. 湿地, 2007, 3(2): 3~5.
- [2] 郝月, 杨翔华, 马学良. 泥炭资源的综合利用[J]. 矿产综合利用, 2006, (1): 30~34.
- [3] Bailey S E, Olin T J, Bricka R M. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals[J]. Wat Res, 1999, 33(1): 2469~2479.
- [4] Ho Y S, Wase D A J, Forster C F. Batch nickel removal by peat kinetics and sphagnum moss peat[J]. Wat Res, 1995, 29(5): 1327~1332.
- [5] 王忠强, 孟宪民, 王升忠, 等. 泥炭保护根系对不同 Pb 浓度土壤油菜生长影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(3): 602~605.
- [6] McDowell R W, Sharpley A N. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration[J]. Geoderma, 2003, 112(1-2): 143~154.
- [7] 王圣瑞, 金相灿, 赵海超, 等. 沉水植物黑藻对沉积物磷吸附动力学的影响[J]. 地球化学, 2006, (6): 645~650.
- [8] Unamuno V I R, Visscher A D, Lesage E, et al. Cu sorption on Phragmites australis leaf and stem litter: A kinetic study[J]. Chemosphere, 2007, 6(7): 1136~1143.
- [9] 朱兆泉, 宋朝枢. 神农架自然保护区科学考察集[M]. 北京: 中国林业出版社, 1999. 15~43.
- [10] 彭丹, 刘胜祥, 黎维平, 等. 神农架大九湖泥炭藓 Sphagnum palustre 沼泽特征分析[J]. 贵州科学, 2001, 19(4): 101~104.
- [11] 国家环保总局. 水和废水的监测分析方法(第4版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [12] 水质铜、锌、铅、镉的测定 原子吸收分光光度法[S]. 《中华人民共和国国家标准》GB7475-87.
- [13] 赵艳锋, 朱琨, 李伟玲. 人工湿地净化处理废水的机理探讨与效果研究[J]. 环境科学与管理, 2007, (4): 87~91.
- [14] 吴献花, 侯长定, 王林道, 等. 人工湿地处理污水的机理[J]. 玉溪师范学院学报, 2002, (1): 51~59.
- [15] 付小沫, 刘胜祥, 熊姁. 大九湖国家湿地公园景观生态评价[J]. 南阳师范学院学报, 2006, 6(6): 58~60.

ON SIMULATING THE PURIFICATION EFFECTS OF THE SPHAGNUM WETLAND USING THE WASTEWATER THAT CONTAIN PHOSPHORUS AND CUPRUM IN DAJIUHU

HU Hong-xing, HE Wei, LIU Qiao-ling, HU Wan-hui, SHEN Hong, REN Xiao-di, SHI Yu-peng, YANG Yang, TIAN Yan-ping, LEI Wei-guo, PENG Bo, ZHANG Wu-zhou, LIU Ling, ZHONG Xin, CHEN Chi, QIN Bei-bei, ZHANG Nan-nan, MAO Na, JIANG Li, JIA Ming-yuan, SHEN Juan, GU Nan-hui, CHEN Wen-fang

(Ecological Expedition Team to Shennongjia and the Changjiang River Basin, Wuhan University, Wuhan 430079, China)

Abstract: The purification effects of the sphagnum wetland on the contaminated water were studied. Two kinds of compounds (which are phosphate and bluestone) were used as pollutants in this study and the simulation boxes were introduced into the study. 10 L polluted water was added into every box, using four grads of concentration of each element—0, 100, 1000, 1000 mg/L. The experimental results indicated that: the purification rate of the three kinds of water polluted by the phosphate (concentrations are 10, 100, 100 mg/L, respectively) were 93.9%, 69.5%, 66.3% after two hours' purification of the sphagnum wetland, while purification rate polluted by the bluestone under the same condition were 100.0%, 97.6%, 88.0%. So a conclusion is made that the purification ability of the sphagnum wetland is very high, and the turf plays an important part in purification of the sphagnum wetland. The dynamic processes of the purification of the sphagnum wetland were tested using six kinetic models. The processes could be described well by pseudo-second-order kinetic model, Elovich model, two-constant rate model, hyperbolic diffusion model. However, considering the prediction, pseudo-second-order kinetic model is the best.

Key words: Shennongjia Dajiuhu; sphagnum wetland; purification ratio; kinetics; purification mechanism