

潜流湿地处理不同浓度有机污水的差异分析

王晟¹, 徐祖信¹, 李怀正²

(1. 同济大学环境科学与工程学院水环境综合整治研究所, 上海 200092; 2. 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 通过供氧平衡及物质平衡理论分析和实证研究, 探讨根系泌氧、水中自带溶解氧、植物吸收营养物在湿地净化中的贡献, 并通过落空运行来启动大气复氧。结果表明, 当处理 IV 类以下地表水时, 根系泌氧和水中携氧可使基质内为好氧环境, 出水 $DO > 0$; 植物吸收和介质吸附可使 N、P 去除稳定。当处理生活污水时, 植物供氧不足, 基质内为缺氧/厌氧环境, 氨氧化细菌和亚硝酸氧化菌数量只有氨化细菌的 1/1 000~1/100, 出水 $DO \approx 0$, 使基质易堵塞; 植物吸收和介质吸附有限, 氮去除率 $\leq 20\%$; 磷去除率随介质吸附容量的饱和而逐渐下降, 运行前 3 个月去除率为 54%, 运行 1a 以后降低到 5%。潜流湿地处理生活污水时污染负荷远大于植物供氧和吸收营养物的上限, 是其存在技术局限的根本原因。启动大气复氧是湿地工艺改进的一个重要方向, 预沉-常规湿地对 COD、 NH_4^+-N 、TN、TP 的去除率为 79%、34%、36%、34%, 预沉-落空湿地则为 79%、88%、14%、69%, 必须合理利用大气复氧才能实现去除总氮的最终目的。

关键词: 潜流湿地; 人工湿地; 物质平衡; 供氧平衡; 大气复氧

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)11-2194-07

Difference Between Subsurface Wetlands for Different Water Treatment

WANG Sheng¹, XU Zu-xin¹, LI Hua-zheng²

(1. Institute of Aquatic Environment Integrated Rehabilitation, School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Academy of Environmental Science, Shanghai 200233, China)

Abstract: By analysis of oxygen balance and material balance as well as empirical study, contribution of root oxygenation, water-carried oxygen and plant absorbance of nutrient in subsurface wetlands (SW) was examined, and free drainage in substrate was also adopted to check its effect on air transfer. The results showed that plant play important role when SW treating surface water with low concentration of contaminants. In such case, root oxygenation and water-carried oxygen sustains the substrate aerobic and so effluent $DO > 0$; N and P removal is stable for plant absorbance and media adsorption. However, in the case of higher load, namely domestic wastewater, role of root oxygenation becomes $\leq 20\%$ and effluent $DO \approx 0$. It is also found that amount of nitrate and nitrite bacteria are only 1/1 000~1/100 of ammonifying bacteria in saturated substrate, which has strong negative effect on anti-clogging and nitrogen removal. Nitrogen removal percentage is often $\leq 20\%$. Phosphorous initial removal percentage is 54%, but decreases to 5% after a year operation for the consumption of absorption capacity. Because pollutants load is too high for root oxygenation and plant absorbance and media absorption, limitations do exist in SW for domestic wastewater treatment. It is necessary to take use of air-reoxygenation in SW. The results showed that COD、 NH_4^+-N 、TN and TP removal percentage of SW with high water lever was 79%, 34%, 36% and 34% and those of SW with free drainage was 79%, 88%, 14%, 69%, which suggest that only air transfer is used properly, total nitrogen removal could be achieved in single-stage wetland.

Key words: subsurface wetland; constructed wetland; material balance; oxygen balance; air transfer

潜流人工湿地水处理技术具有运行费用低、维护管理简单、对周边环境影响小、可以分散化与小型化建设的特点。潜流湿地技术被引入我国应用的时间不长, 从 1990 年深圳白泥坑第 1 座潜流湿地算起只有 10 多年的时间, 在技术上还存在一定的局限性^[1]。目前对潜流湿地净化机理的研究多以定性为主, 由于缺乏系统的定量研究的成果, 潜流湿地中各功能单元在污水处理过程中的贡献率还很模糊。本研究通过物质平衡分析, 对潜流湿地技术的局限性作了理论探讨, 并提出了改进的思路。

1 材料与方法

1.1 生产试验湿地

生产试验湿地位于上海市崇明县森林园区污水处理站, 其水处理流程为集水井 → 调节池 → 沉淀池 (可按一级强化运行) → 潜流湿地。湿地采用垂直下行流形式, 构造见图 1。湿地平面呈矩形, 面积从 114~214m² 不等, 基质厚度 800mm, 由下至上依次是 150mm 大砾石、100mm 小砾石、300mm 粗砂、250mm 当地泥土与粗砂混合物。湿地底标高 0.0m, 集水系统标高 0.10m, 布水系统标高 0.65m, 湿地顶标高 0.8m。湿地种植芦苇, 种植密度 8 根茎/m²。

收稿日期: 2005-09-26; 修订日期: 2005-11-11

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601020); 上海市博士后科研计划项目(05R214141)

作者简介: 王晟(1977~), 男, 博士后, 主要研究方向为生态环境工程学, E-mail: swang_sh@sohu.com

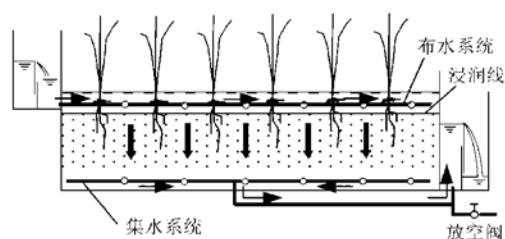


图 1 下行流湿地构造示意

Fig. 1 Sketch map of down flow wetland

1.2 采样监测

水质监测根据 GB18918-2002 的要求, 采混合平均样. 由于没有自动取样器, 考虑到可操作性, 采样日从 08:00~18:00 每隔 2h 取样, 共 6 次的混合平均样来代表当日进、出水水质. 水样全部委托上海市崇明县环境监测站分析, 分析指标为 COD、 NH_4^+-N 、TN、TP. 溶解氧测量采用 HACH 公司 HQ20 溶氧测定仪.

进行微生物检测的 2 块湿地分别按间歇流(4d 进水/4d 停水)和连续流方式运行, 采样点分别布置在布水区(距表面 25cm); 基质区(距表面 50cm)和集水区(距表面 60~65cm). 采样步骤为: 插支撑板→支撑板外开挖→撤去支撑板采样, 采样工具用纯净水冲洗、火焰灭菌后抛去表面基质, 取内部基质装入灭菌后的密封袋, 放入便携式冰箱中当天送实验室分析. 分析项目和方法为: 氨化细菌数、反硝化细菌数、铵氧化细菌数、亚硝酸氧化菌数、MPN 法^[2,3], 检测委托华东师范大学环境科学系微生物实验室完成.

2 结果与讨论

2.1 物理模型

图 2 是潜流湿地物质迁移转化的示意图. 潜流湿地的 3 个净化功能单元是植物、介质和微生物. 有 3 条途径可以向基质充氧: ①植物根系泌氧; ②人工曝气; ③大气复氧.

第①条植物泌氧途径是自然过程, 能够向基质不断充氧, 根据文献, 植物供氧及吸收营养物质强度见表 1.

第②条人工曝气途径通过向污水中曝气充氧后, 使氧气随水流进入湿地, 因此其供氧强度受到水中饱和溶解氧水平的限制, 在一般技术经济可承受的条件下曝气后污水中的溶解氧 $\leq 6 \text{ mg/L}$.

第③条大气复氧途径中, 水平流、上行流、复合

垂直流以及按图 1 高浸润线方式运行的下行流湿地, 水流与大气接触面积少, 水气无交错流动, 故大气传氧效率低, 几乎不存在有效大气复氧. 图 1 高浸润线方式运行的下行流湿地进水期间, 饱和浸润线以下的基质孔道被水充满; 轮休期间(停止进水), 饱和浸润线以下的基质孔道仍然被水充满, 轮休复氧效果差.

表 1 植物供氧及吸收营养物质的强度/ $\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ Table 1 Strength of oxygenation and absorbance by plant/ $\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$

文献来源	充氧能力	吸收氮素	吸收磷素
[4]	0~3.0	0.03~0.3	
[5]		0.44	0.04

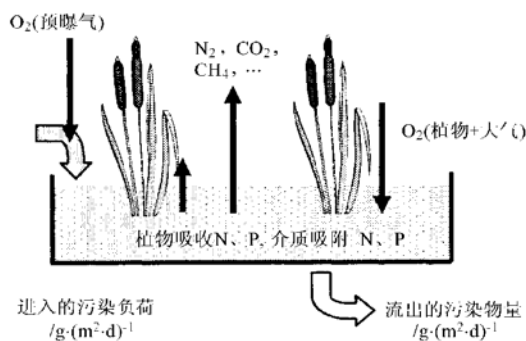


图 2 潜流湿地物质迁移转化物理模型

Fig. 2 Physical model of material balance in subsurface wetlands

2.2 物质平衡

2.2.1 有机物

污水中的有机物主要通过附着生长在介质和根系表面微生物降解, 因此氧是其中关键的影响因素. 潜流湿地的供氧强度可按下式计算:

$$O_t = O_p + O_m + O_a$$

$$= O_p + q \cdot \text{DO}_{\text{in}} + O_a \quad (1)$$

式中, O_t 为湿地总供氧强度, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; O_p 为植物供氧强度, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 见表 1; O_m 为人工曝气供氧强度, $O_m = q \cdot \text{DO}_{\text{in}}$, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; q 为水力负荷, $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; DO_{in} 为水中自带或曝气之后溶解氧浓度, mg/L ; O_a 为大气复氧强度, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 根据前面分析等于 0.

潜流湿地不可能反冲洗, 那么湿地要保持孔隙通畅就必须把截留颗粒有机质及微生物残体都分解掉. 所以, 在不存在有效大气复氧的情况下, 完全通过好氧途径降解有机物贡献的去除率为:

$$R_0 = \frac{O_p + q \cdot DO_{in}}{q \cdot BOD_{L,in}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, R_0 为完全通过好氧途径降解贡献的有机物去除率, 数值上等于供氧强度/ BOD_L 负荷; $q \cdot BOD_{L,in}$ 表示 BOD_L 负荷, 单位 $g/(m^2 \cdot d)$. 取 $BOD_{5,in}/BOD_{L,in} = 0.68$, 有:

$$R_0 = \frac{O_p/q + DO_{in}}{1.47 BOD_{5,in}} \times 100\% \quad (3)$$

式中, $q \cdot BOD_{5,in}$ 表示 BOD_5 负荷, 单位 $g/(m^2 \cdot d)$. 由式(3)可知, q 越小、 $BOD_{5,in}$ 越小, 而 O_p 越大、 DO_{in} 越大, R_0 就越大, 基质内越接近好氧环境. 取植物泌氧强度为表 1 中上限值, 即 $3.0 g/(m^2 \cdot d)$; 取水体自带溶解氧或者人工曝气后的 DO_{in} 为 $5 mg/L$, 将

式(3)绘制如图 3 所示.

图 3(a) 是潜流湿地处理地表水时, 供氧强度/ BOD 负荷随水力负荷的变化曲线, 图中 4 条曲线分别对应 II、III、IV、V 类地表水 (GB3838-2002). 由图可见, 当处理 II、III、IV 类水时, 有机物都通过好氧途径去除, 基质内可保持为好氧环境, 出水 $DO > 0$; 当处理 V 类水时, 水力负荷超过 $1.3 m^3/(m^2 \cdot d)$ 后, 好氧途径贡献的理论去除率小于 50%, 基质内将出现缺氧/厌氧环境. 图 3(b) 是潜流湿地处理生活污水时, 供氧强度/ BOD 负荷随进水 BOD_5 的变化曲线, 图中 5 条曲线分别对应水力负荷 0.1、0.3、0.5、0.7、1.0 $m^3/(m^2 \cdot d)$. 由图可见, 能通过好氧途径去除的有机物有限, 基质内应是典型的缺氧/厌氧环境,

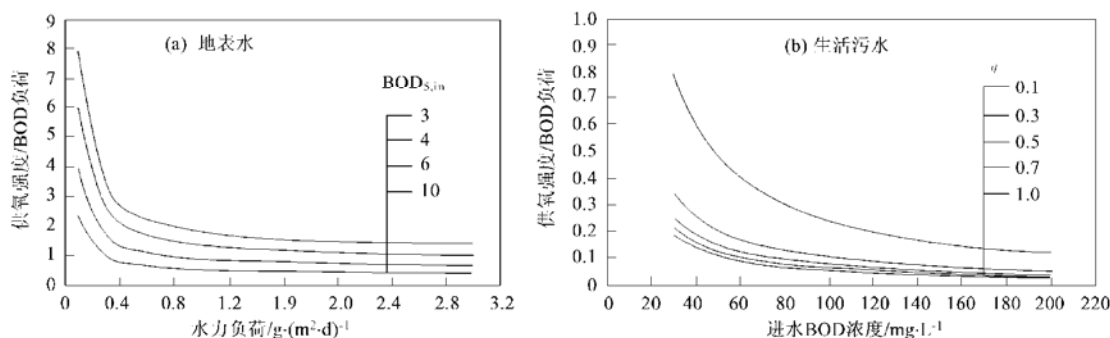


图 3 潜流湿地供氧强度/ BOD 负荷

Fig. 3 Ratio of oxygenation strength to BOD load in subsurface wetland

出水 $DO \approx 0 mg/L$.

2.2.2 氮去除

污水中氮在潜流湿地中主要通过植物吸收、介质吸附、微生物硝化反硝化反应去除. 潜流湿地的单位面积除氮速率可以用下式来计算:

$$N_R = N_p + N_m + N_b \quad (4)$$

式中, N_R 为湿地除氮速率, $g/(m^2 \cdot d)$; N_p 为植物吸收强度, 取值为 $0.03 \sim 0.3 g/(m^2 \cdot d)$, 见表 1; N_m 为介质吸附速率, $g/(m^2 \cdot d)$, 不同介质差异很大; N_b 为微生物去除途径, $g/(m^2 \cdot d)$.

以上 3 条途径对氮的总去除率写为:

$$R_N = \frac{N_p + N_m + N_b}{q \cdot N_{in}} \times 100\% \quad (5)$$

由式(5)计算植物贡献的氮去除率, 见表 2. 由表 2 可见, 当处理低浓度地表水时 ($N_{in} < 0.5 mg/L$), 植物吸收贡献的去除率大, 此时介质吸附容量可以长期保持、且由于基质内为好氧环境, NH_4^+-N 硝化作用充分, 但是基质内缺乏反硝化环

境, TN 去除只能依靠植物吸收和介质吸附, 去除率相对较低. 当处理生活污水时 ($N_{in} > 10 mg/L$), 植物吸收贡献的去除率有限, 此时介质吸附容量将随时间逐渐耗竭. 一种被广泛接受的观点是由于植物泌氧作用, 根区附近存在好氧区和厌氧区, 在这个微生态环境中分别通过硝化和反硝化反应实现脱氮, 但是, 在这种观念指导下设计的几个以除氮为主的潜流人工湿地工程相继运行失败^[4]. 实际上, 由于植物泌氧和人工曝气不是有效的充氧单元, 所以在基质内不可能形成具合理比例的好氧区和厌氧区, 而表现为典型的缺氧/厌氧环境.

表 3 是对生活污水处理生产试验湿地基质微生物监测的结果, 尽管间歇流湿地比连续流湿地微生物量更大, 但是两者都表现为氨化细菌是优势细菌, 硝化细菌、反硝化细菌量少, 使微生物脱氮过程得不到有效启动. 由式(5)可知, 由于 $N_b \approx 0$, N_m 在运行一段时间后也趋近于 0, 所以生产试验湿地监测 N_R 通常小于 20%.

表 2 植物贡献的氮去除率/ %

Table 2 Contribution of plant on nitrogen removal in subsurface wetland/ %

N_{in}	$q/ m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$									
	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1
0.5	600.0	300.0	200.0	150.0	120.0	100.0	85.7	75.0	66.7	60.0
2	150.0	75.0	50.0	37.5	30.0	25.0	21.4	18.8	16.7	15.0
5	60.0	30.0	20.0	15.0	12.0	10.0	8.6	7.5	6.7	6.0
10	30.0	15.0	10.0	7.5	6.0	5.0	4.3	3.8	3.3	3.0
20	15.0	7.5	5.0	3.8	3.0	2.5	2.1	1.9	1.7	1.5

表 3 微生物监测结果

Table 3 Microbiological mass in substrate

运行方式	距表面深度/ cm	氨化细菌数 / 个 $\cdot g^{-1}$	反硝化细菌数 / 个 $\cdot g^{-1}$	铵氧化细菌数 / 个 $\cdot g^{-1}$	亚硝酸氧化细菌数 / 个 $\cdot g^{-1}$
间歇流	25	48 000 000	16 000	480 000	480 000
	50	11 000 000	2 200	280 000	50 000
	65	4 700 000	31	47 000	26 000
连续流	25	27 000 000	10 000	270 000	100 000
	50	1 000 000	1 000	10 000	1 000
	60	1 000 000	160	27 000	1 600

2.2.3 磷去除

污水中磷在潜流湿地中主要通过植物吸收、介质吸附、微生物同化去除。潜流湿地的单位面积除磷速率可以用下式来计算:

$$P_R = P_p + P_m + P_b \tag{6}$$

式中, P_R 为湿地除磷速率, $g/(m^2 \cdot d)$; P_p 为植物吸收强度, 取值为 $0.04 g/(m^2 \cdot d)$, 见表 1; P_m 为介质吸附速率, $g/(m^2 \cdot d)$, 不同介质差异很大; P_b 为微生物同化途径, $g/(m^2 \cdot d)$, 由于潜流湿地不排除剩余污泥, 可以忽略。

以上 3 条途径对磷的去除率写为:

$$R_p = \frac{P_p + P_m}{q \cdot P_{in}} \times 100\% \tag{7}$$

由式(7) 计算植物贡献的磷去除率, 见表 4。介

质除磷以化学吸附和沉淀为主要机理, 通过介质中的阳性金属离子把 PO_4^{3-} 固定在介质表面^[6]。化学吸附是单分子层^[7], 所以湿地除磷能力将随着介质吸附位的消耗而降低。由表 4 可见, 当处理低浓度地表水时($P_{in} < 0.2 mg/L$, II 类水), 植物吸收贡献的去除率比较大, 此时, 介质吸附位消耗速度慢, 除磷效果能长时间维持。当处理生活污水时($P_{in} > 2 mg/L$), 植物贡献去除率 $< 10\%$, R_p 主要通过 P_m 实现, 由于污染负荷高, 介质吸附位消耗速度快, 除磷效果一般只能维持 1~ 2a 左右。图 4 是生产试验湿地在不同时期除磷效果的去除率。运行前 3 个月, 进水平均值 $3.7 mg/L$, 出水平均值 $1.72 mg/L$, 去除率 54% ; 运行 1a 后, 进水平均值 $1.12 mg/L$, 出水平均值 $1.07 mg/L$, 去除率仅有 5% 。

表 4 植物贡献的磷去除率/ %

Table 4 Contribution of plant on phosphorous removal/ %

P_{in}	$q/ m^3 \cdot (m^2 \cdot d)^{-1}$									
	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1
0.2	200.0	100.0	66.7	50.0	40.0	33.3	28.6	25.0	22.2	20.0
0.4	100.0	50.0	33.3	25.0	20.0	16.7	14.3	12.5	11.1	10.0
2	20.0	10.0	6.7	5.0	4.0	3.3	2.9	2.5	2.2	2.0
5	8.0	4.0	2.7	2.0	1.6	1.3	1.1	1.0	0.9	0.8
7	5.7	2.9	1.9	1.4	1.1	1.0	0.8	0.7	0.6	0.6

3 实例分析

3.1 地表水处理实例

汪俊三采用潜流湿地处理玉溪 IV 类湖水^[8], 工艺流程为富营养化湖水→一级水生物塘→一级植物碎石床→二级水生物塘→二级植物碎石床→植物渗滤床→出水, 系统总面积 1 000 m², 进水量 1 000 m³/d. 湖水中本身具有一定的 DO 值, 各单元进水平均 DO_{in} ≥ 3 mg/L, 由此计算得湿地各单元的充氧强度见表 5. 供氧强度达到 2 位数是因为湿地单级水力负荷高, 携入溶解氧量成倍提高所致.

5 级串连湿地系统原水中高锰酸盐指数 = 5.1 mg/L, 出水高锰酸盐指数 = 3.3 mg/L, 共去除了 1.8 mg/L; 原水 BOD₅ = 3.1 mg/L, 出水 BOD₅ = 1.2 mg/L, 共去除了 BOD₅ 1.9 mg/L. 去除的高锰酸盐指数和 BOD₅ 量相近, 说明有机质全部通过生化途

径去除, 即颗粒和溶解有机质都得到了有效降解. 整个系统去除的 BOD_L = 2.79 g/(m²·d), 这个值不仅远远小于表 5 中的潜流湿地供氧强度, 而且也小于植物供氧强度. 所以, 监测湿地进出水 DO 几乎不变化, 基质内为典型好氧环境. 整个湿地系统进水 NH₄⁺-N = 0.375 mg/L, 出水 NH₄⁺-N = 0.172 mg/L, 去除率 54.13%, 系统总的 NH₄⁺-N 去除速率为 0.203 g/(m²·d), 该值小于植物吸收氮强度的上限值(见表 1). 此外, 由于基质内为好氧环境, 硝化作用明显, 但是缺乏稳定的反硝化环境, TN 依靠植物吸收, 相比 NH₄⁺-N 的去除率较低. 整个湿地系统进水 TP = 0.077 mg/L, 出水 TP = 0.024 mg/L, 去除率 68.83%, 系统 TP 去除速率为 0.053 g/(m²·d), 该值略大植物吸收磷强度(见表 1), 因此介质吸附容量可以长期保持.

3.2 生活污水处理实例

表 5 玉溪湿地的供氧强度¹⁾
Table 5 Oxygenation strength in Yuxi Wetland

处理单元	长/m	宽/m	平面面积/m ²	单元水力负荷 /m ³ ·(m ² ·d) ⁻¹	供氧强度 /g·(m ² ·d) ⁻¹	植物泌氧贡献 / %
生物塘	13.00	10.80	140.40	7.12	24.37	12.31
碎石床	13.00	22.30	289.90	3.45	13.35	22.47
生物塘	13.00	9.20	119.60	8.36	28.08	10.68
碎石床	13.00	23.80	309.40	3.23	12.70	23.63
渗滤床	13.00	10.80	140.40	7.12	24.37	12.31
总面积	—	—	999.70	1.00	—	—

1) 植物充氧强度取表 1 中的上限值 3.0 g/(m²·d)

本生产试验湿地中因为湿地入口堰板有跌水, 进水溶解氧为 2.0 mg/L, 平均水力负荷 0.5 m³/(m²·d), 可计算供氧强度为 2 × 0.5 + 3 = 4 g/(m²·d). 经监测, 沉淀池出水 B/C = 0.35, 进水 COD = 70 mg/L, 可计算 BOD_L 负荷 = 18 g/(m²·d), 该值比供氧强度大 1 个数量级, 因此基质内为缺氧/厌氧环境, 监测出水 DO ≈ 0 mg/L, 出水 COD 均值 45 mg/L. 基质内缺乏硝化细菌(见表 3), NH₄⁺-N 去

除率低, 具体数值为进水平均 7.4 mg/L, 出水平均 6.1 mg/L, 平均去除率 18%, 该值与复合垂直流湿地的 NH₄⁺-N 去除率 16.5% 接近^[9]. TN 去除情况与 NH₄⁺-N 相仿. 运行初期, TP 的去除能力良好; 但是运行 1a 以后, 几乎丧失了去除能力, 见图 4.

综上, 潜流湿地水处理技术用于低浓度地表水处理时并无局限性; 当该技术用于生活污水处理时, 由于充氧能力相比污染负荷不足, 以及介质吸附容

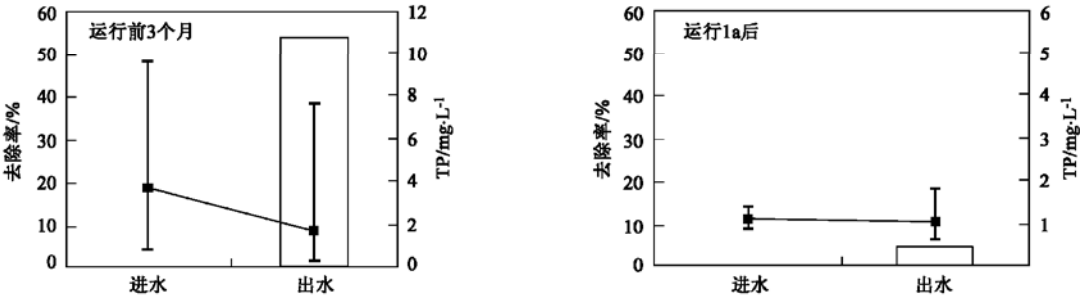


图 4 运行时间对除磷的影响

Fig. 4 Influence of operation time on phosphorous removal in subsurface wetland

量消耗而在多方面表现出局限性: ①有机质去除速率低, 造成基质孔道易被来不及分解的截留有机质堵塞^[10]; ②基质内缺乏微生物脱氮环境, 造成除氮效果差; ③介质除磷效果逐渐衰减, 在运行 1~2a 以后几乎丧失除磷能力^[11].

4 大气复氧

由上面分析可知, 启动大气复氧是重要的工艺改进方向. 将图 1 中下行流湿地的放空阀打开, 使其落空运行, 则介质饱和浸润线将下降至集水系统上 15cm 范围内, 而在饱和浸润线以上的介质孔道内将出现非满流状态, 一方面和大气有更多的接触机会, 另一方面水流向下流动有助于抽吸大气进入基质.

图 5 是下行流生产湿地采用落空运行方式和高浸润线运行方式时净化效果的对比. 由图 5(a) 可见, 落空运行对 COD 的去除没有明显影响. 以集水井水质为基准计算累积去除率, 调节池和沉淀池对 COD 的去除率为 52%, 经过落空湿地与常规湿地后

的去除率相同, 都是 79%. 笔者认为, 去除率相同不代表去除机理相同: 落空运行前, 截留颗粒有机质未得到有效分解, 表现为湿地易壅水; 落空运行后, 截留颗粒有机质的分解速率提高, 加上这种运行方式下水力条件更好, 在运行期间没有发生壅水现象.

由图 5(b) 可见, 落空运行对于 TP 去除存在着显著影响, 其出水 TP 浓度总体上明显低于常规湿地出水. 以集水井水质为基准计算累积去除率, 调节池和沉淀池对 TP 的去除率为 39%, 经常规湿地处理后反而下降到 34%, 而经落空湿地处理后提高了 69%. 落空湿地除磷效果好有 2 个可能原因: ①好氧状态下, 微生物活动更剧烈, 同化吸收了更多的磷; ②好氧状态下, 介质容易把水中的铁固定到介质表面, 同时也就固定了更多的磷. 常规湿地对 TP 没有去除效果甚至出现负去除也存在 2 个可能原因: ①该实验进行时湿地已经运行 1a, 介质吸附容量已近饱和; ②实验在夏季进行, 气温升高增强了吸附态磷的解吸强度, 使其释放到水中.

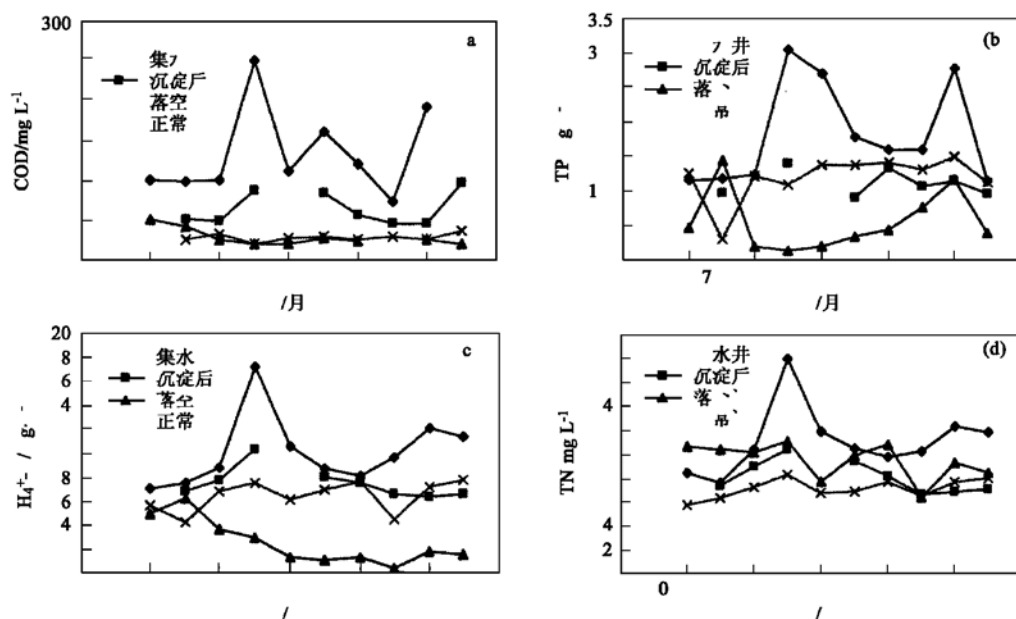


图 5 落空运行对湿地净化效果的影响

Fig. 5 Effect of free drainage on purification

图 5(c) 是落空湿地与常规湿地在 NH_4^+-N 去除方面的对比. 在实验开始之前, 2 块湿地都是采用高浸润线运行. 运行方式改变后的前 2d, 落空湿地与常规湿地的差别并不大; 从第 3d 开始, 由于落空运行有利于大气复氧, 落空湿地对 NH_4^+-N 去除能力开始增强, 并且越来越明显, 其出水中 NH_4^+-N 浓度开始一路走低; 第 5d 以后, 落空湿地出水 NH_4^+-N

保持小于 2 mg/L. 相比之下, 常规湿地对 NH_4^+-N 的去除能力一直不强, 出水 NH_4^+-N 浓度在平均值 6.65 mg/L 上下波动. 以集水井水质为基准计算累积去除率, 调节池和沉淀池对 NH_4^+-N 的去除率为 30%, 经常规湿地处理后只提高了 4%, 总去除率为 34%; 而经落空湿地处理后 NH_4^+-N 去除率提高到 88%, 效果十分明显.

但是,落空运行在创造良好的硝化环境的同时,却使基质内缺乏反硝化环境,不利于TN的去除,见图5(d).以集水井水质为基准计算累积去除率,调节池和沉淀池对TN的去除率为27%,经过常规湿地处理后提高到36%,而经落空湿地处理反而下降到14%,似乎在落空湿地中有氮源释放.

通过这一实验可以证明,与植物泌氧和预曝气使氧气随水流携入湿地这2种方法相比,大气复氧的效果要明显得多,相互之间不在一个可比的级别.但是,大气复氧方式需要进一步合理运用,使基质的好氧区和缺氧区之间比例合理,才能实现脱氮的最终目的.对于本例,由于以GB18918-2002中一级A标准为排放水质目标,其中应使 $\text{NH}_4^+-\text{N} \leq 5 \text{ mg/L}$ 、 $\text{TN} \leq 15 \text{ mg/L}$.常规运行时 NH_4^+-N 超标几率大,采用落空运行方式后,一方面使出水 $\text{NH}_4^+-\text{N} < 2 \text{ mg/L}$;另一方面本项目来水TN浓度较低,沉淀后已小于 15 mg/L ,虽然落空运行对TN的去除效果较差,但是不会影响到TN的达标排放.因此,落空运行能使本例中 NH_4^+-N 和TN指标同时稳定达标,而且对TP去除也有利,更加符合项目实际.

5 结论

(1) 处理水质不同,植物在潜流湿地中的作用不同,这一点是造成对植物作用认识分歧的原因.当处理低浓度地表水时,由于进水浓度低,植物是有效的充氧单元和净化单元,基质内为好氧环境;当处理生活污水时,由于进水浓度高,植物不是有效的充氧单元和净化单元,基质内为典型缺氧/厌氧环境,在多方面表现出局限性.

(2) 潜流湿地处理生活污水时的技术局限为:由于基质内是缺氧/厌氧环境,有机质去除速率低,

造成基质孔道易被来不及分解的截留有机质堵塞;由于基质内缺乏有效微生物脱氮环境,造成脱氮效果差;由于除磷主要依靠介质吸附,其吸附容量在运行过程中逐渐耗竭,使湿地在运行1~2a以后几乎丧失除磷能力.

(3) 合理利用大气复氧是湿地工艺改进的一个重要方向.与植物泌氧和人工曝气使氧气随水流携入湿地这2种方法相比,大气复氧的效果要明显得多,相互之间不在一个可比的级别.但是,大气复氧方式需要进一步合理运用,使基质内好氧区和缺氧区之间比例合理,才能实现脱氮的最终目的.

参考文献:

- [1] 尹炜,李培军,尹澄清,等.潜流人工湿地的局限性与运行问题[J].中国给水排水,2004,20(11):36~38.
- [2] 许光辉,郑洪元.土壤微生物分析方法手册[M].北京:农业出版社,1986.
- [3] [日]土壤微生物研究会.土壤微生物实验法[M].北京:科学出版社,1983.
- [4] USEPA. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters manual. EPA 625-R-99-010, Cincinnati: Office of Research and Development, 2000.
- [5] 刘超翔,胡洪营,张健,等.表面流与潜流式生态床处理农村污水[J].中国给水排水,2002,18(11):5~8.
- [6] Sakadevan K, Bavor H J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems[J]. Water Research, 1998, 32(2): 393~399.
- [7] 梁英教.物理化学[M].北京:冶金工业出版社,1989. 216~218.
- [8] 汪俊三,覃环.高水力负荷人工湿地处理富营养化湖水[J].中国给水排水,2005,21(1):1~4.
- [9] 吴振斌,成水平,贺锋.垂直流人工湿地的设计及净化功能初探[J].应用生态学报,2002,13(6):715~718.
- [10] 詹德昊,吴振斌,徐光来.复合垂直流构建湿地中有机质积累与基质堵塞[J].中国环境科学,2003,23(5):457~461.