

DOI :10.3876/j.issn.1000-1980.2011.03.005

人工曝气对垂直潜流人工湿地运行效率的影响

李春华¹,王蔚卿^{2,3},倪利晓^{2,3},李晓东^{2,3},李 勇^{2,3},赵新磊^{2,3}

(1.江西省水利规划设计院,江西 南昌 330029;
2.河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室,江苏 南京 210098;
3.河海大学环境学院,江苏 南京 210098)

摘要:为了进一步提高人工湿地系统的运行效能,通过设置 4 组不同曝气强度的单元垂直潜流人工湿地反应器,对基质内人工曝气对湿地运行效率的影响以及在不同温度条件下对保持湿地运行稳定性上的作用进行了试验研究.结果表明:当气水比为 6 时,反应器内部的溶解氧环境最为适宜,整体的运行效率达到最优,其 COD 去除率为 67.10%,NH₃-N 去除率为 62.08%,TN 去除率为 60.19%,TP 去除率为 94.97%.适当的人工曝气能够较好地保持垂直潜流湿地在不同季节条件下的运行稳定性.

关键词:垂直潜流人工湿地;人工曝气;气水比;溶解氧

中图分类号:X703.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1000-1980(2011)03-0259-05

人工湿地(constructed wetlands)是 20 世纪 70 年代末发展起来的一种新型废水生物处理技术,其所具有的能耗低、处理效果好、运行费用低廉及容易管理等特点使其被世界各国广泛应用于城市及乡村生活污水的处理中^[1-3].人工湿地对有机物的降解、氮化合物的脱氮作用以及磷化合物的转化主要是由微生物新陈代谢活动来完成的^[4-6],这些微生物均需要适宜的溶解氧环境才能够有效地发挥作用,故而人工湿地系统的处理效率在很大程度上受到其内部的溶解氧水平的制约.传统的人工湿地,特别是潜流型湿地,主要通过植物根部对氧气的输送作用来获得溶解氧.然而,一些研究发现相对于实际的污水污染物负荷,植物根系所提供的溶解氧水平是远远不够的^[7].本文通过试验研究,针对单纯植物床潜流湿地供氧能力不足的情况,探讨通过人工曝气增强供氧措施对垂直潜流人工湿地处理效率的改善情况.

1 试验材料与方法

1.1 垂直潜流湿地单元反应器

试验设置 4 组单元垂直潜流人工湿地反应器,均由高 100 cm、内径 45 cm 的均质塑料桶制作而成,反应器的结构如图 1 所示.反应器桶底充填厚度为 5 cm 的砾石作为集水区,其上充填厚度为 60 cm 的粗砂.桶壁距填料层顶端 5 cm、25 cm 及 45 cm 处设有 3 组取样口,并以此为基础将湿地基质分为上层、中层及下层.湿地植物为香蒲,栽种密度为 10 株/m².进水由反应器顶部进入湿地基质.出水口位于桶底,并通过高度为 50 cm 的竖直管段进行水位控制.试验期间的进水负荷控制在 0.5 m³/(m²·d).曝气系统由盘式曝气器及微型气泵组成,盘式曝气器直径为 10 cm,表面平均孔隙率为 0.5,放置于距填料床顶端 25 cm 的中部,并通过反应器外的微型气泵供气.

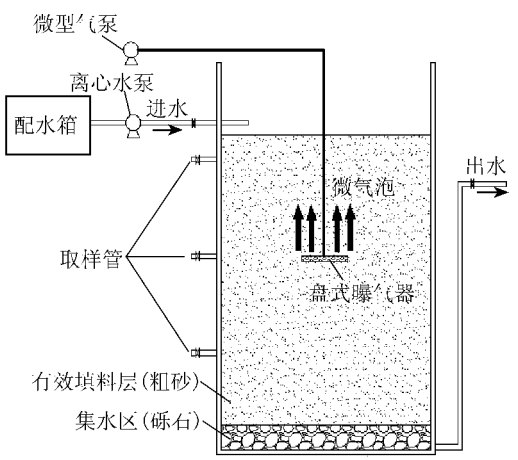


图 1 单元垂直潜流反应器
Fig. 1 Reactor for vertical subsurface flow constructed wetlands

1.2 试验水质

试验进水为模拟废水,以乙醇作为碳源,氯化铵作为氮源,磷酸二氢钾作为磷源.水质情况如下: $\rho(\text{COD})=(204.5\pm41.7)\text{mg/L}$, $\rho(\text{TN})=(20.3\pm5.4)\text{mg/L}$, $\rho(\text{NH}_3\text{-N})=(19.8\pm3.6)\text{mg/L}$, $\rho(\text{TP})=(4.1\pm1.4)\text{mg/L}$.

1.3 试验方法

1.3.1 监测项目及分析方法

试验中以曝气气水比(gas-water ratio)作为衡量空气流量的指标.4组反应器的气水比分别为0(未曝气组),3(低曝气组),6(中曝气组),9(高曝气组).随着日间光合作用的增强,根系输氧量增加,其周围基质的溶解氧浓度逐渐提升.夜间光合作用停止,根系输氧作用接近停滞的同时,呼吸作用增强,使基质溶解氧水平降低^[8].试验选择于夜间基质溶解氧含量相对较低时段进行曝气,曝气自19:00开始,时间为12 h.由于曝气点位于基质中层,且向上曝气,故将基质的中上层划为富氧区(rich region),上层及中层取样口出水为富氧区出水.定期测定反应器进出水以及各取样口水样的COD, TN, TP, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 等污染物的去除率以及富氧区与出水溶解氧浓度和沿程氧化还原电位(ORP).测定方法均采用国标规定的方法.

1.3.2 季节稳定性分析方法

污染物在人工湿地中被去除的过程,就是微生物所产生的多种酶催化一系列生物氧化还原反应的过程^[9],而微生物生境温度的高低,直接影响其对污染物去除的效果.一般湿地内微生物的适宜温度在20~30℃之间.试验自2009年12月至2010年7月,其中2009年12月至2010年3月的月均温均不超过15℃,低于微生物的适宜温度,可将此段时间定为低温阶段,而4—7月的月均温则在20~30℃之间,与微生物的适宜温度类似,可将此段时间定为高温阶段.通过对比人工湿地在不同温度阶段的污染物去除率以及低温阶段相对于高温阶段去除率的衰减度来确定人工曝气对保持湿地系统稳定性的实际效果.

2 试验结果及分析

2.1 溶解氧变化

当水体中的溶解氧质量浓度高于2 mg/L时,标志着水体处于好氧状态,有利于硝化作用的顺利进行并抑制丝状菌的大量生长.从图2可以看出,在未曝气组中,富氧区的溶解氧质量浓度仅为1.5 mg/L,基质整体处于缺氧状态.各曝气组富氧区溶解氧质量浓度均高于2 mg/L,并随着气水比的上升而增加.出水溶解氧的质量浓度也随着气水比的增加而增加.值得注意的是,当气水比达到9时,出水溶解氧质量浓度较另外3组有了明显的增加,这是由于曝气过量所产生的大量残余溶解氧所致.

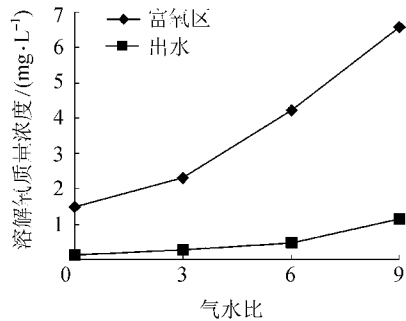


图2 富氧区及出水溶解氧质量浓度
Fig. 2 Concentration of dissolved oxygen in rich region and outlet

从表1可以看出,各组反应器的ORP值沿反应器深度方向都经历了先小幅上升再大幅下降的过程.硝化细菌作为一种好氧微生物,在ORP为200~400 mV时才能较好地发挥作用.未曝气组的富氧区ORP值远低于这一范围,而各曝气组反应器则较好地满足了要求.值得注意的是,当气水比达到9时,基质底层的ORP值高于-100 mV,其还原态程度较低,不利于反硝化细菌的正常活动,会抑制反硝化过程的进行.

2.2 污染物去除特性

4组反应器中主要污染物的去除率见表2.

表1 各反应器沿床深方向ORP值

Table 1 ORP values of various reactors along depth

气水比	ORP值/mV			
	基质上层	基质中层	基质下层	出水
0	87	104	-256	-381
3	104	135	-167	-244
6	183	215	-104	-198
9	339	387	63	-46

表2 各反应器主要污染物去除率

Table 2 Removal rates of main pollutants for various reactors

气水比	污染物去除率/%			
	COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN	TP
0	53.29	29.95	28.77	77.95
3	57.86	37.14	38.33	81.26
6	67.10	62.08	60.19	94.97
9	68.08	63.00	57.72	95.07

2.2.1 COD 去除特性

从表 2 可以看出,曝气组反应器的表现要略好于未曝气组.与未曝气组相比,曝气组反应器对 COD 的去除率均有一定程度的提高,分别为 8.6% (低曝气组)、25.9% (中曝气组)和 27.8% (高曝气组),这说明随着曝气量的增强,基质内部的溶解氧环境得到了改善,微生物在好氧环境下活性增强,有机污染物的利用更加充分,从而使其去除率得到提高.而当气水比超过 6 时,曝气对 COD 的去除率的增强效果并没有得到明显的提升(不到 2%),这可能是因为当溶解氧比较充足时,相对固定的进水有机污染物浓度成为制约去除率进一步提升的主要因素.这也从一个侧面说明了在进水有机污染物浓度一定的情况下,微生物对于溶解氧的需求量存在阈值.综合以上分析,可以发现人工曝气对 COD 的去除率增强效果是有限的.

2.2.2 氮的去除特性

a. $\text{NH}_3\text{-N}$.表 2 显示,曝气组反应器对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除表现要明显好于未曝气组,后者的平均 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率不到 30%,而与此同时,人工曝气反应器的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率则相对其提升了 24.0% (低曝气组)、107.3% (中曝气组)及 110.4% (高曝气组).对比以上数据可以发现,人工曝气对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除具有显著的增强作用,这种增强作用随着曝气强度的增加而提高.表 3 则显示了各反应器沿

表 3 各反应器沿床深方向 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度

Table 3 $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration of various reactors along depth

气水比	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$				
	进水	基质上层	基质中层	基质下层	出水
0	20.34	17.41	12.86	11.53	10.37
3	19.78	15.51	10.79	6.30	5.04
6	20.15	10.27	6.36	3.77	1.30
9	20.07	13.84	4.21	1.66	0.75

深度方向 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度的分布.在未曝气组中,基质顶层的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度几乎没有变化,而到植物根系所在的中层才有所降低.这种现象由两种因素引起.首先,进水中溶解氧的不足使填料床的顶层处于缺氧的环境,抑制了硝化及亚硝化作用,使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度在顶层几乎没有变化;其次,存在于基质中层的植物根系对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的吸收,以及其输送的有限的溶解氧对硝化、反硝化过程的刺激作用,使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度有所降低.然而有研究证明植物根系对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除作用是十分有限的,在湿地对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的转化吸收过程中并不起主导作用^[10-11].而在底层,反硝化作用占据主导地位,故 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度没有明显变化.与此同时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的质量浓度在曝气组基质的中上层即得到了明显的去除,并且随着曝气强度的增加, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的总削减量也随之上升.这说明通过人工曝气增氧,使人工湿地基质中上层处于好氧状态,从而为硝化细菌及亚硝化细菌提供良好的溶解氧环境,使其能够有效地将进水中的大量 $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化为硝酸盐及亚硝酸盐,达到削减 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量的目的.

b. $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$.表 4 及表 5 显示了各反应器 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 沿床深方向的质量浓度分布情况.从图中可以看出,两者的质量浓度分布具有相似性,均是由顶层开始迅速积累,并在中层达到峰值,随后开始下降.在人工湿地基质中,硝化细菌及亚硝化细菌存在着共生的关系.作为进水中唯一氮源的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 首先被转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$,而后才为硝化细菌所利用转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$.亚硝化作用及硝化作用作为一个连续统一的整体,造成了 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在质量浓度分布上的相似性.同时,由于两类细菌对环境条件及溶解氧的质量浓度的要求接近,故而人工曝气强度对其影响也相似.在 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的积累阶段,随着曝气强度的增加,两者积累的速率也随之提高.在高曝气组与中曝气组中,两者的积累速率几乎一致,这说明由于进水中作为底物的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的质量浓度相对固定使曝气强度对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 积累的促进作用受到制约.在两者的转化阶段,人工曝气对其转化效率的影响则随着气水比的增加而显示出一定的抑制作用.当气水比为 3 和 6 时,这种抑制作用并不明显,而当气水比达到 9 时,曝气所提供的溶解氧大大超过了亚硝化细菌及硝化细菌正常活动的需求量,造成基质下层过量的溶解氧残余,破坏了底层厌氧环境从而明显抑制反硝化细菌对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的转

表 4 各反应器沿床深方向 $\text{NO}_2\text{-N}$ 质量浓度

Table 4 $\text{NO}_2\text{-N}$ concentration of various reactors along depth

气水比	$\rho(\text{NO}_2\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$				
	进水	基质上层	基质中层	基质下层	出水
0	0.034	1.350	2.120	0.053	0.048
3	0.017	2.310	3.340	1.090	0.077
6	0.016	3.400	5.830	1.240	0.130
9	0.026	3.450	6.030	3.570	2.470

表 5 各反应器沿床深方向 $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量浓度

Table 5 $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration of various reactors along depth

气水比	$\rho(\text{NO}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$				
	进水	基质上层	基质中层	基质下层	出水
0	0.012	1.450	2.950	0.430	0.040
3	0.028	2.900	5.730	1.320	0.130
6	0.008	4.330	7.800	1.700	0.330
9	0.017	3.360	10.500	6.570	2.120

化作用,使 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的出水质量浓度偏高.

c. TN . 表 2 同样说明了曝气组反应器对 TN 的去除效率要明显好于未曝气组. 人工曝气对 TN 去除率的提高具有显著的促进作用. 值得注意的是,高曝气组的 TN 去除率相比中曝气组反而下降了 2.47%,这说明曝气对 TN 去除的促进作用存在限制. 结合上述对反应器中各种主要形态氮的分析可以得出,过高的曝气强度在促使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 大量转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的同时,其过量的溶解氧残余会破坏基质底层的厌氧还原态环境,抑制了反硝化进程的进行,使部分硝酸盐及亚硝酸盐不能得到转化脱除,造成出水中含有大量的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$,从而降低了 TN 的去除率.

2.2.3 TP 的去除特性

对比表 2 中各反应器对 TP 的去除率可以发现,人工曝气对 TP 去除率的提高具有一定的促进作用. 有研究指出,人工湿地基质颗粒对磷的吸收是其去除的主要途径^[12],其中,最重要的停留机制是配位交换反应,在该反应中 PO_4^{3-} 从 Fe 、 Al 等水合氧化物中取代水或羟基,从而在水合氧化物配位层中形成单原子螯合配位体或双核配位化合物. 如在好氧条件下,中性或酸性环境中, Fe^{3+} 与磷络合成稳定化合物,但在厌氧条件下, Fe^{3+} 被还原为 Fe^{2+} ,磷被释放出来^[13-14]. 故吸附作用的强弱取决于磷与基质颗粒的接触时间与面积,以及基质的氧化还原状态. 在人工曝气条件下,盘式曝气器所产生的微气泡与下行水流混合,增加了基质间微流体的湍流程度,水体对基质颗粒的包覆度增加,从而有效提高了基质颗粒与水体中磷的接触面积及接触时间. 同时,大量的溶解氧使基质处于好氧状态,从而使水体中的磷与基质颗粒中所包含的 Fe 及 Al 等能够形成大量稳定化合物并最终滞留于基质表面.

2.3 人工曝气增强型湿地的季节稳定性分析

从表 6 可以发现,在低温阶段,各组反应器对除磷以外的其他污染物质的去除率相对于高温阶段,均有不同程度的下降,这是由于低温下微生物的活性降低所致,当气水比为 3 时,反应器的表现与未曝气组相比并无明显的改善,而当气水比为 6 和 9 时,反应器则显示了良好的温度适应性,其充足的溶解氧供应保证了在低温阶段也能够对各种主要污染物具有较高的去除效率.

表 7 显示了各组反应器在低温阶段下对不同污染物的去除率相对高温阶段的衰减度. 从表 7 可以看出,气水比为 6 和 9 的反应器对氮素及磷素在不同气温下的去除率相对于未曝气组保持了较高的稳定性,而 COD 的去除率则与未曝气组相比差别不大. 这说明,湿地中硝化作用及反硝化作用对溶解氧具有较高的敏感度,通过在低温条件下的增氧刺激,可以帮助其维持较高的污染物去除效率. 磷素的去除主要是通过填料的吸附作用,温度及溶解氧含量的变化对其影响不大. 进水中的有机污染物质主要通过兼性厌氧菌的氧化还原作用去除,此类细菌对温度的适应性较高,对溶解氧含量变化亦不十分敏感,故在不同温度及溶解氧环境下的表现差异并不显著.

3 结 语

通过基质内人工曝气增氧的方式可以显著增强垂直潜流人工湿地反应器对各种主要污染物的去除效率,当气水比为 6 时,反应器对各种主要污染物均具有较好的去除效率,其 COD 去除率为 67.10%, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率为 62.08%, TN 去除率为 60.19%, TP 去除率为 94.97%,反应器整体运行状态得到了优化. 合理的人工曝气还可以使反应器在低温的不利条件下,保持较高的污染物去除效率以及相对较低的去除率的衰减度,这对解决低温条件下人工湿地运行效率低下的问题不失为一个有益的方法. 随着一系列内外环境因素的变化,反应器所需要的合理曝气量也在发生改变,如何对曝气方式及强度进行优化选择,使其在合理经济的条件下满足湿地溶解氧需求是今后需要探讨和研究的方向.

表 6 不同温度条件下主要污染物去除率

Table 6 Removal rates of main pollutants under different temperatures				
气水比	污染物去除率/%			
	COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN	TP
0(低温)	47.76	21.75	20.48	72.26
0(高温)	58.83	38.15	37.07	83.65
3(低温)	48.64	22.04	24.15	79.34
3(高温)	67.08	52.24	52.52	83.17
6(低温)	58.41	48.87	46.13	94.49
6(高温)	75.80	75.29	72.62	95.46
9(低温)	59.51	51.45	45.22	94.74
9(高温)	76.65	73.38	62.45	95.39

表 7 各反应器低温条件下污染物去除率衰减度

Table 7 Decay rates of removal rates of main pollutants under low temperature				
气水比	衰减度/%			
	COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN	TP
0	19	43	45	14
3	27	58	54	5
6	23	35	36	1
9	22	30	28	1

参考文献:

- [1] DRIZO A, FROST C A, GRACE J, et al. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems[J]. *Water Research*, 1999, 33(17): 3595-3602.
- [2] KRISTIANSEN R. Sand filter trenches for purification of septic tank effluent: part 1: the clogging mechanism and soil physical environment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1981, 10(3): 353-364.
- [3] LUEDERIZ V, ECKERT E, LANGE W M. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 18(2): 157-171.
- [4] SOTTMEISTER U, WIESSNER A, KUSCHK P, et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment[J]. *Biotechnology Advances*, 2003, 22(1/2): 93-117.
- [5] LIU Wen-xin, DAHAB M F, SURAMPALLI R Y. Nitrogen-transformations modeling in subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Water Environment Research*, 2005, 77(3): 246-258.
- [6] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究[J]. *环境科学学报*, 1999, 19(3): 323-327. (ZHANG Jia-yao, XIA Sheng-lin, QIU Ke-ming et al. Nitrogen removal by a subsurface flow constructed wetlands wastewater treatment system and nitrogen-transformation bacteria[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(3): 323-327. (in Chinese))
- [7] RONALDE D, REZA P. Effects of soil oxidation to reduction conditions on internal oxygen transport, root aeration, and growth of wetland plants[C]//Proceedings of a Conference on Sustainability of Wetlands and Water Resources. Clinton, Mississippi, USA: University of Mississippi, 2000: 139-145.
- [8] 沈耀良, 王宝贞. 人工湿地系统的除污机理[J]. *江苏环境科技*, 1997, 10(3): 1-6. (SHEN Yao-liang, WANG Bao-zhen. Purification mechanism of constructed wetland system[J]. *Jiangsu Environmental Science and Technology*, 1997, 10(3): 1-6. (in Chinese))
- [9] 李今, 马剑敏, 张征, 等. 复合垂直流人工湿地中基质生物膜的特性[J]. *长江流域资源与环境*, 2006, 15(1): 54-57. (LI Jin, MA Jian-min, ZHANG Zhen, et al. Biofilm characteristics of the substrate in integrated vertical-flow constructed wetland[J]. *Resources and Environment in the Yangzi Basin*, 2006, 15(1): 54-57. (in Chinese))
- [10] VYMAZAL J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience[J]. *Ecol Eng*, 2002, 18(5): 633-646.
- [11] SCHOLZ M. Wetland systems to control urban runoff[M]. Amsterdam: Elsevier, 2006.
- [12] 汤显强, 黄岁樑. 人工湿地去污机理及其国内外应用现状[J]. *水处理技术*, 2007, 33(2): 9-13. (TANG Xian-qiang, HUANG Sui-liang. Mechanisms of pollutant removal in constructed wetlands and their applications both at home and abroad[J]. *Technology of Water Treatment*, 2007, 33(2): 9-13. (in Chinese))
- [13] SCHOLZ M, LEE B H. Constructed wetlands: a review[J]. *Int J Environ Stud*, 2005, 62(4): 421-447.
- [14] 张兵之, 吴振斌, 徐光来. 人工湿地的发展概况和面临的问题[J]. *环境科学与技术*, 2003, 26(增刊 2): 87-90. (ZHANG Bing-zhi, WU Zheng-bing, XU Guang-lai. General development and problem for constructed wetlands[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 26(Sup 2): 87-90. (in Chinese))

Influences of artificial aeration on performance of vertical-flow constructed wetlands

LI Chun-hua¹, WANG Wei-qing^{2,3}, NI Li-xiao^{2,3}, LI Xiao-dong^{2,3}, LI Yong^{2,3}, ZHAO Xin-lei^{2,3}

(1. Jiangxi Provincial Hydraulic Planning and Design Institute, Nianchang 330029, China;

2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes of Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;

3. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: In order to promote the practical performance of constructed wetlands, four pilot-scale vertical subsurface flow constructed wetlands with different aeration intensities were installed to study the influences of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetlands as well as their function in the steady operation of the constructed wetlands under different temperatures. The results show that when the water-gas ratio is 6, the environment for the dissolved oxygen in the reactors is the most satisfactory, and the whole operation efficiency is the best. The removal rates of COD, NH₃-N, TN and TP are 67.10%, 62.08%, 60.19% and 94.97%, respectively. Suitable artificial aeration can keep the operation stability of the vertical-flow constructed wetlands in different seasons.

Key words: vertical-flow constructed wetland; artificial aeration; water-gas ratio; dissolved oxygen