

水力负荷对生态槽深度处理农村生活污水的影响

褚其英¹, 肖继波¹, 王慧明², 褚淑祎¹

(1. 浙江农林大学 环境与资源学院, 浙江 临安 311300; 2. 浙江农林大学 林业与生物技术学院, 浙江 临安 311300)

摘要: 研究水力负荷对生态槽深度处理农村生活污水效果的影响。结果表明: 出水溶解氧随水力负荷增大而降低, 当水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时, 出水溶解氧在 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上; 当水力负荷增至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, 溶解氧降至 $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。水力负荷增大不利于化学需氧量的去除, 当水力负荷由 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 增至 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, 化学需氧量平均去除率降低 16.70%。随水力负荷增大, 出水氨氮、总氮和总磷均呈上升趋势, 水力负荷达 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时, 出水氨氮和总磷分别升至 $1.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仍分别可达 GB 3838-2002 《地表水环境质量标准》Ⅳ类和Ⅲ类水体标准。但总氮尚难以达到 GB 3838-2002 之Ⅴ类水标准。图 6 表 3 参 18

关键词: 环境生物学; 生态槽; 生活污水; 水力负荷; 深度处理; 去除率

中图分类号: S181; X171 文献标志码: A 文章编号: 2095-0756(2013)06-0914-07

Hydraulic loading rate for rural domestic sewage treatment with an eco-tank

CHU Qiyang¹, XIAO Jibo¹, WANG Huiming², CHU Shuyi¹

(1. School of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, Zhejiang, China;

2. School of Forestry and Biotechnology, Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, Zhejiang, China)

Abstract: To evaluate the effect of a hydraulic loading rate on an advanced treatment of rural domestic sewage, an eco-tank consisting of three rectangular tanks ($2.0 \text{ m} \times 0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$) was sequentially connected with a floating aquatic plant of either *Pistia stratiotes*, *Hydrocotyle leucocephala*, or *Myriophyllum aquaticum* planted in each. Water samples were collected daily and analyzed for water quality properties including dissolved oxygen, chemical oxygen demand (COD), ammonium nitrogen (N), nitrate-N, nitrite-N, total-N, and total phosphorus(P). Results showed that effluent dissolved oxygen concentration declined with an increase in hydraulic loading rate. When hydraulic loading rates were $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ and $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, effluent dissolved oxygen concentration was more than $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. However, as the hydraulic loading rate increased to $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, dissolved oxygen dropped below $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The increase in hydraulic loading rate did not promote COD removal. When the average hydraulic loading rate increased from $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ to $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, the average COD removal efficiency dropped 16.70%. Also, effluent concentrations of ammonium-N, total-N, and total P increased with an increase in the hydraulic loading rate. When the hydraulic loading rate was $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, effluent concentrations of ammonium-N increased to $1.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ meeting the fourth class national environmental quality standard for surface water, and total P increased to $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ meeting the

收稿日期: 2013-05-06; 修回日期: 2013-06-26

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07101-006-08); 浙江省科技重大专项(2009C03006-3); 浙江省温州市招投标项目(F-GB 201106130119, Z100602217); 浙江省大学生创新基金资助项目(2013R412010); 浙江农林大学科研发展基金资助项目; 浙江农林大学大学生创新训练计划资助项目(201203002)

作者简介: 褚其英, 从事环境生物技术研究。E-mail: 529292037@qq.com。通信作者: 褚淑祎, 讲师, 从事面源污染控制技术和环境生物技术研究。E-mail: chusy@zafu.edu.cn

third class standard. However, total-N concentration did not reach the fifth class surface water standard. Thus, the Eco-tank was efficient in removing aqueous pollutants as the hydraulic loading rates varying from $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ to $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$. [Ch, 6 fig. 3 tab. 18 ref.]

Key words: environmental biology; eco-tank; domestic sewage; hydraulic loading rate; advanced treatment; removal efficiency

中国农村主要以溪河、水库、湖泊、塘坝地表水和地下水等自然水体为饮用水源。随农村现代化水平的不断提高,生活污水排放量日益增加,农村水环境受到了严重污染^[1]。农村生活污水具有水量小、有机物浓度高、日变化系数大及相对分散等特点^[2-3],主要采用厌氧生物处理、好氧生物处理、人工湿地、稳定塘、土地渗滤等技术进行处理^[4-6],这些技术在农村生活污水处理中发挥了重要作用。但相当一部分处理设施效果不稳定,实际出水难以稳定达到 GB 18918-2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准。即使出水水质满足该标准要求,因其与饮用水源要求的 GB 3838-2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类标准差距较大,故对地处饮用水源地的农村而言,大量农村生活污水尾水的排放将对农村饮用水安全构成严重威胁。利用水生植物及其根系负载生物膜的吸收、降解作用,并通过收获植物移除污水中的污染物,作为一种简单易行且运行维护成本低廉的技术在富营养化水体治理方面得到了广泛应用^[7-8]。由于其比传统的生物脱氮除磷方法简单,利用水生植物去除污水中的氮、磷已成为近年来国际上许多学者研究的重要方向^[9-11]。针对当前农村生活污水处理存在的问题,结合农村经济能力和污水处理管理水平,构建了以浮水植物为主体的深度处理农村生活污水尾水的生态槽系统,考察了不同水力负荷下,生态槽深度处理农村生活污水效果,以为该工艺实际工程应用提供理论指导和技术支撑。

1 材料与方 法

1.1 材 料

试验用水生植物均采自浙江省临安市,分别为大藻 *Pistia stratiotes*, 圆币草 *Hydrocotyle leucocephala* 和粉绿狐尾藻 *Myriophyllum aquaticum*。生活污水尾水取自浙江省临安市太湖源镇南庄村埋地式污水处理池出水井,污水化学需氧量为 $31.60\sim 79.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮为 $6.75\sim 10.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总氮为 $7.32\sim 12.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 总磷为 $0.39\sim 1.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.2 试 验 方 法

生态槽系统由水箱、蠕动泵和生态槽构成(图1)。水箱尺寸为 $0.5 \text{ m}\times 0.5 \text{ m}\times 1.0 \text{ m}$ 。生态槽由3只 $2.0 \text{ m}\times 0.5 \text{ m}\times 0.5 \text{ m}$ 的塑料槽(PVC板焊接)串联而成,底部均敷设直径 $5\sim 8 \text{ cm}$, 厚 10 cm 的卵石,总有效容积为 1.15 m^3 ;各槽水深由出水堰控制为 45 cm ,且各槽进水区和槽体中间用距槽底 10 cm 的挡板隔开以防短流;1号,2号和3号槽分别种植大藻、圆币草和粉绿狐尾藻,3种植物的净种植面积均为 0.85 m^2 。将水生植物放置在充满生活污水尾水的生态槽中静态驯养 10 d 左右,采用蠕动泵连续进水,进水流量控制为 $130\sim 140 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,每天 $12:00$ 时采集进水及1~3号槽出水,测定化学需氧量和氨氮。 13 d 后,3号槽出水化学需氧量和氨氮分别稳定在 $20.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,取出1~3号槽水生植物,自然晾干并称量后放入槽内。严格控制进水流量分别为 $135.00, 230.00, 330.00 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$,即分别控制水力负荷为 $52.90, 90.20, 129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$,各水力负荷下连续运行 10 d 。每天上午 $12:00$ 时测定进水及1~3号槽出水口溶解氧,同时取水样,测定化学需氧量、氨氮、总氮、硝态氮、亚硝态氮、总磷等指标。生态槽系统放置在简易温室大棚,试验期间水温为 $11.0\sim 27.7 \text{ }^\circ\text{C}$ 。试验时间为2011年10月15日-12月6日。

1.3 分 析 方 法

水样采集后于当天测定,化学需氧量、氨氮和总磷参照《水和废水监测分析方法:第4版》^[12];溶解氧采用 HI9147-04 便携式溶解氧测定仪现场测定;总氮采用德国耶拿 multi N/C 2100 总

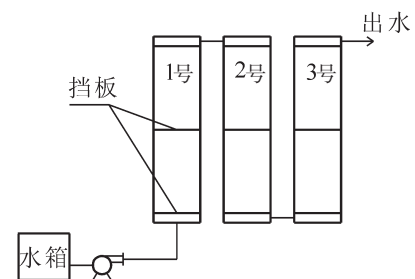


图1 生态槽系统平面示意图

Figure 1 Schematic diagram of eco-tank system

有机碳/总氮分析仪测定；硝态氮和亚硝态氮采用美国戴安 ICS1500 型离子色谱仪测定。

1.4 数据处理

所有实验数据均为 3 个平行样均值。采用 Origin 8.5 对数据进行分析 and 作图。

2 结果与分析

2.1 水力负荷对生态槽进出水溶解氧的影响

溶解氧间接表示生态槽深度处理生活污水过程中水生植物根部泌氧、根系挂膜进程及生物降解的程度^[13]。水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，进水及各生态槽出水溶解氧变化较为平缓；生活污水尾水经 1 号槽处理后，溶解氧平均由 $0.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 升至 $2.46 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；经 2 号槽，溶解氧升至 $4.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；然经 3 号槽，溶解氧有所降低(图 2)。水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，各生态槽出水溶解氧均相应降低，2 号和 3 号槽出水溶解氧分别平均降至 $3.55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；然 14 d 和 18 d 时，2 号和 3 号槽溶解氧出现峰值。其原因可能与天气有关。14, 17, 18 d 为晴天，气温高，日照强。光照强度是水生植物光合作用的重要因素。光照增强，光合作用增大，植物根系泌氧能力增强，从而有效提高水体溶解氧^[14]。水力负荷增至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，各生态槽出水溶解氧显著降低，1 号，2 号，3 号槽出水溶解氧平均降至 $0.60, 0.24, 0.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，1 号，2 号，3 号槽出水溶解氧依次为 2 号 > 3 号 > 1 号。2 号槽种植圆币草，该植物水下根茎发达，茎节上生长出一细长的柄露出水面，故气水交换面积大，由于植物的根系泌氧和气水交换作用^[13]，溶解氧显著提高。而 1 号槽承载的有机污染负荷最大，长达 15 cm 的大藻须根在水面下形成了纵横交错的网状结构，对污水中的颗粒状和胶体状有机物起到了良好的过滤和截留作用，大量有机物沉积、吸附在根系表面，故耗氧速度相对较快，槽中溶解氧较低。随着水力负荷增大，单位时间各生态槽所承载的有机污染负荷增加。由于有机物降解耗氧，水体溶解氧降低显著。当水力负荷增至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，各生态槽出水溶解氧平均降至 $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，此时，槽内基本处于兼氧或厌氧状态。因此，当水力负荷高达 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，宜配套曝气设施对生态槽进行人工增氧。

2.2 水力负荷对生态槽进出水化学需氧量的影响

水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，出水化学需氧量平均由 $62.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $15.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率达 74.50%；水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ，进水化学需氧量分别平均为 $54.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $53.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，3 号槽出水化学需氧量分别平均为 $23.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $23.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，平均去除率分别为 57.80% 和 55.90%(图 3)。水力负荷从 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 增至 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ ，化学需氧量平均去除率降低 16.70%。然水力负荷提高为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时，其去除率基本与水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时相同。

水力负荷增大，污水在生态槽内停留时间缩短，部分吸附在生物膜表面的有机物还来不及降解就被水流带出系统，使化学需氧量去除率下降。但 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 水力负荷条件下，化

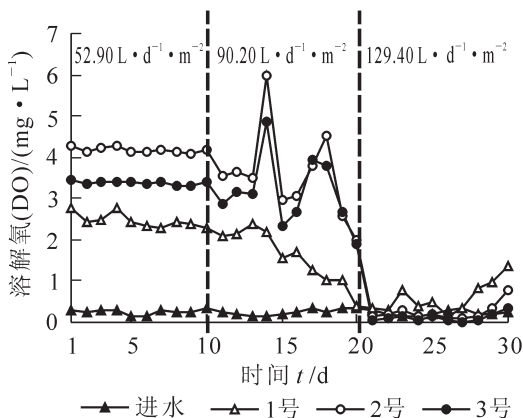


图 2 不同水力负荷条件下溶解氧的动态变化
Figure 2 Dynamic variation of dissolved oxygen under different hydraulic loading rates

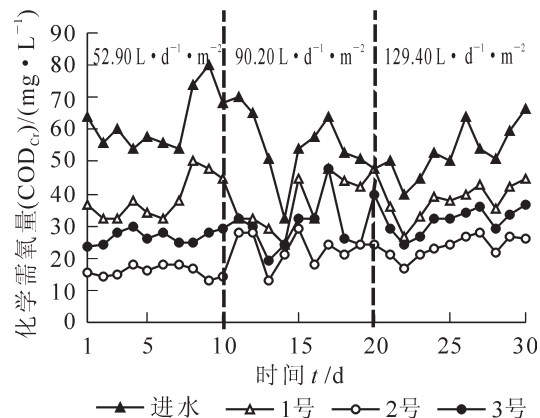


图 3 不同水力负荷条件下化学需氧量的动态变化
Figure 3 Dynamic variation of chemical oxygen demand under different hydraulic loading rates

学需氧量去除率基本一致,表明生态槽抗水力负荷冲击能力较强。分析各槽化学需氧量去除效果,随着水力负荷增加,1号槽的化学需氧量去除率下降,2号和3号槽去除率均升高,说明,低水力负荷下,2号和3号槽仍有较强的化学需氧量去除潜能。当水力负荷达到 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,生态槽出水化学需氧量小于 $30.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,仍可达GB 3838-2002《地表水环境质量标准》IV类水标准。随水力负荷提高,化学需氧量平均去除负荷增大(表1)。其中1号和3号槽增加较为显著。大藻须根长达15 cm,成束状;粉绿狐尾藻根系直达槽底,均在水面下形成了空间立体网状结构^[15],故大藻和粉绿狐尾藻负载生物膜量较大,对有机物的去除能力较强。1号槽承载的有机污染负荷最高,因此去除负荷相应最大。

表1 不同水力负荷下各生态槽对化学需氧量的平均去除负荷

Table 1 Average chemical oxygen demand removal rates of each eco-tank under different hydraulic loading rates

生态槽	化学需氧量去除负荷/($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		
	水力负荷 52.90	90.20	$129.40 (\text{L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2})$
1号	3.79	4.60	6.04
2号	1.89	1.87	2.50
3号	1.72	2.08	3.03

2.3 水力负荷对生态槽进出水氨氮和总氮的影响

水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$,进水氨氮为 $7.36\sim 9.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,经生态槽处理后,出水氨氮为 $0.10\sim 0.83 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均为 $0.28 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;随水力负荷增大,各生态槽出水氨氮均呈上升趋势,水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,3号槽出水氨氮分别平均升至 0.70 和 $1.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图4),均可达GB 3838-2002《地表水环境质量标准》IV类水体标准,即氨氮 $\leq 1.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。出水总氮随水力负荷的提高相应增大,水力负荷为 $52.90, 90.20$ 和 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,生态槽出水总氮分别平均为 $3.53, 3.94$ 和 $4.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图5),均难以达到GB 3838-2002之V类水标准。

试验期间对各生态槽进出水的硝态氮和亚硝态氮质量浓度进行测定,发现其值均较低,分别小于 $0.31 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,远低于氨氮,说明生态槽深度处理生活污水过程中,氨氮的去除主要通过植物的吸收作用,而非微生物的硝化作用。随水力负荷提高,槽内水流速度上升,污水与植物根系接触时间缩短^[16],故生态槽出水氨氮和总氮随水力负荷的增大而相应升高,然水力负荷达 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水氨氮仍可达GB3838-2002IV类水标准,说明该系统对氨氮具有良好的去除能力。水体中氮的形态包括氨氮、硝态氮、亚硝态氮和有机氮。由于硝态氮和亚硝态氮质量浓度均较低,故而总氮和氨氮差值表示有机氮质量浓度。从图4和图5可知:生态槽出水中存在一定质量浓度的有机氮。试验过程中观察到少量植物根、茎、叶出现腐烂现象。由此可见:由于少量植物腐烂导致氮重新释放进入水体,引起二次污染^[17]。因此,为控制总氮,采用生态槽深度处理生活污水尾水需配套强化脱氮措施。后续实验将在这一方面作进一步研究。

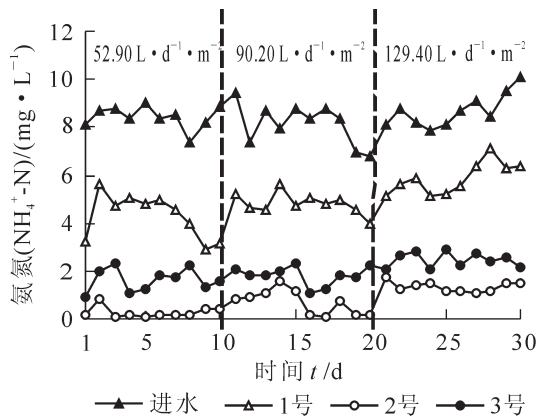


图4 不同水力负荷条件下氨氮的动态变化

Figure 4 Dynamic variation of ammonium nitrogen under different hydraulic loading rates

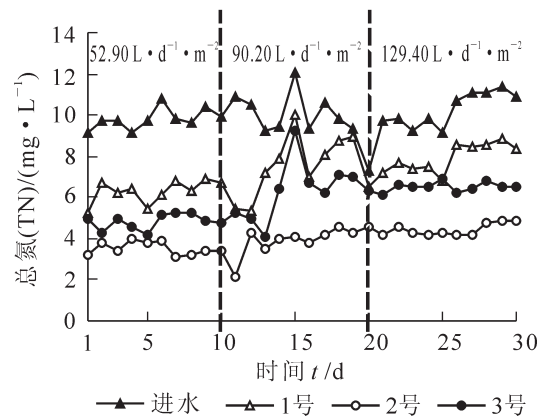


图5 不同水力负荷条件下总氮的动态变化

Figure 5 Dynamic variation of total nitrogen under different hydraulic loading rates

随水力负荷提高,各生态槽对氨氮和总氮的去除负荷增大(表2)。水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,1~3号槽对氨氮的去除负荷遵循1号>2号>3号,随氨氮质量浓度降低而减少。然当水力负荷升至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,2号槽的氨氮去除负荷迅速增至最大。因此,不同水力负荷下,各生态槽对氨氮的去除贡献不同;生态槽系统中大藻和圆币草对氨氮具有较强的吸收能力。各槽总氮去除负荷与氨氮略有区别,水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,各槽对总氮去除负荷为1号>3号>2号。对表2中氨氮和总氮去除负荷进行对比分析可知,虽然2号槽氨氮去除负荷较大,但由于有机氮的重新释放,总氮去除负荷较低,3号槽通过粉绿狐尾藻吸收氨氮和有机氮,总氮去除负荷高。

表2 不同水力负荷下生态槽对氨氮和总氮的平均去除负荷

Table 2 Average removal rates of ammonium nitrogen and total nitrogen on eco-tank under different hydraulic loading rates

氮	生态槽	氮去除负荷/($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		
		水力负荷 52.90	90.20	$129.40(\text{L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2})$
氨氮	1号	0.66	0.90	1.09
	2号	0.43	0.81	1.33
	3号	0.21	0.30	0.43
总氮	1号	0.56	0.63	0.91
	2号	0.24	0.32	0.55
	3号	0.20	0.65	0.82

2.4 水力负荷对生态槽进出水总磷的影响

由于大藻、圆币草和粉绿狐尾藻发达根系的截留吸附作用及植物的吸收作用,水力负荷分别为 52.90 , 90.20 , $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,生态槽对总磷均可取得较好处理效果,3号槽出水总磷分别平均为 0.06 , 0.07 , $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (图6),低于GB 3838-2002之Ⅲ类水体标准要求的 $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。水力负荷主要通过改变水在系统内的传质阻力来影响根系对颗粒性物质的截留吸附作用,一般增加水力负荷不利于提高系统的截留吸附效果^[18]。试验水力负荷范围内,虽有部分小颗粒物质随水流绕过根系冲出系统,体现为出水总磷质量浓度随水力负荷的增大而升高,但总磷的去除仍可维持在较高水平,水力负荷为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水总磷平均为 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率达 89.60% 。随水力负荷提高,各槽对总磷的去除负荷皆增大。但3个水力负荷下,3槽的去除负荷均遵循1号>2号>3号(表3)。当水力负荷从 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 增至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$,1号和2号槽总磷去除负荷迅速升高,说明大藻和圆币草对磷有良好的去除效果。

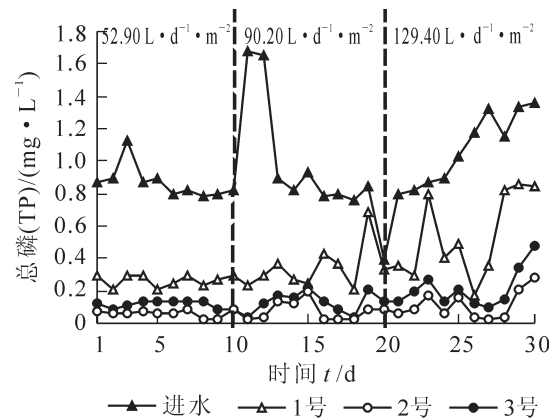


图6 不同水力负荷条件下总磷的动态变化

Figure 6 Dynamic variation of total phosphorus concentrations under different hydraulic loading rates

表3 不同水力负荷下生态槽对总磷的平均去除负荷

Table 3 Average total phosphorus removal rates of eco-tank under different hydraulic loading rates

生态槽	总磷去除负荷/($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)		
	水力负荷 52.90	90.20	$129.40 (\text{L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2})$
1号	0.10	0.17	0.21
2号	0.02	0.06	0.13
3号	0.01	0.02	0.04

3 结论

生态槽出水溶解氧随水力负荷增大而降低。当水力负荷为 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水溶解氧在 $3.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,满足 GB 3838-2002《地表水环境质量标准》Ⅳ类水标准,且1号,2号,3号槽出水溶解氧依次为2号>3号>1号。当水力负荷高达 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水溶解氧降至 $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,宜配套曝气设施对生态槽进行人工增氧。

低水力负荷下,水力负荷增大不利于化学需氧量去除。当水力负荷平均由 $52.90 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 增至 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$,化学需氧量平均去除率降低 16.70%。而高水力负荷条件下,化学需氧量的去除受水力负荷影响较小。水力负荷为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,化学需氧量去除率基本与水力负荷为 $90.20 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 条件下相同。然随水力负荷提高,化学需氧量平均去除负荷增大。试验水力负荷范围内,出水化学需氧量均可达 GB 3838-2002《地表水环境质量标准》Ⅳ类水标准。

随水力负荷增大,各生态槽出水氨氮和总氮均呈上升趋势。当水力负荷增至 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水氨氮平均升至 $1.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,仍可达 GB 3838-2002《地表水环境质量标准》Ⅳ类水体标准。然总氮达 $4.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,难以达到 GB 3838-2002 之Ⅴ类水体标准。随水力负荷提高,各生态槽对氨氮和总氮的去除负荷依次增大。当水力负荷为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,氨氮和总氮的去除负荷分别达 $2.85 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $2.28 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

出水总磷质量浓度随水力负荷的增大而升高,但总磷的去除仍可维持在较高水平,水力负荷为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,出水总磷平均为 $0.11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,低于 GB 3838-2002 之Ⅲ类水体标准要求的 $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。随水力负荷增大,总磷的去除负荷也相应提高。当水力负荷为 $129.40 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 时,总磷的去除负荷达 $0.37 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 。

参考文献:

- [1] 杨少平,李田. 漂浮植物塘处理农村分散生活污水的强化措施研究[J]. 环境污染与防治, 2012, **34**(6): 16-22.
YANG Shaoping, LI Tian. Research on the effect of enhanced measures in floating aquatic macrophytes systems for treatment of rural decentralized domestic wastewater [J]. *Environ Poll & Control*, 2012, **34**(6): 16-22.
- [2] 潘碌亭,王文蕾,余波. 接触氧化-强化混凝工艺处理崇明农村生活污水特性[J]. 农业工程学报, 2011, **27**(9): 242-246.
PAN Luting, WANG Wenlei, YU Bo. Characteristics of rural domestic sewage processed with contact oxidation-enhanced coagulation in Chongming Island [J]. *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2011, **27**(9): 242-246.
- [3] 吴磊,吕锡武,李先宁,等. 厌氧/跌水充氧接触氧化/人工湿地处理农村生活污水[J]. 中国给水排水, 2007, **23**(3): 57-59.
WU Lei, LÜ Xiwu, LI Xianning, et al. Combined process of anaerobic /waterfall aeration contact oxidation /constructed wetland for rural sewage treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2007, **23**(3): 57-59.
- [4] 李军状,罗兴章,郑正,等. 蚯蚓生态滤池处理农村生活污水现场试验研究[J]. 环境污染与防治, 2008, **30**(12): 11-16.
LI Junzhuang, LUO Xingzhang, ZHENG Zheng, et al. Study on rural sewage treatment by animalcule-earthworm e-cofilter in field tests [J]. *Environ Poll & Control*, 2008, **30**(12): 11-16.
- [5] 张文艺,姚立荣,王立岩,等. 植物浮岛湿地处理太湖流域农村生活污水效果[J]. 农业工程学报, 2010, **26**(8): 279-284.
ZHANG Wenyi, YAO Lirong, WANG Liyan, et al. Effects of rural domestic sewage treatment in Taihu Lake Valley by wetland of plant floating island [J]. *Trans Chin Soc Agric Eng*, 2010, **26**(8): 279-284.
- [6] LIANG Hanwen, GAO Min, LIU Junxin, et al. A novel integrated step-feed biofilm process for the treatment of decentralized domestic wastewater in rural areas of China [J]. *J Environ Sci*, 2010, **22**(3): 321-327.
- [7] 周元清,李秀珍,唐莹莹,等. 不同处理水芹浮床对城市河道黑臭污水的脱氮效果及其机理研究[J]. 环境科学学报, 2011, **31**(10): 2192-2198.
ZHOU Yuanqing, LI Xiuzhen, TANG Yingying, et al. Effect and mechanism of nitrogen removal in urban malodor-

- ous river using *Oenanthe javanica* floatingmats [J]. *Acta Sci Circumst*, 2011, **31**(10): 2192 – 2198.
- [8] XIAO Jibo, WANG Huiming, CHU Shuyi, *et al.* Dynamic remediation test of polluted river water by eco-tank system [J]. *Environ Technol*, 2013, **34**(4): 553 – 558.
- [9] 俞建军, 沈燕. 植物过滤器降解杭嘉湖区域农村生活污水效应研究[J]. 农机化研究, 2011(5): 230 – 233.
YU Jianjun, SHEN Yan. Effects of plant filter on degradation of rural domestic sewage in Hangjiahu regions[J]. *J Agric Mech Res*, 2011(5): 230 – 233.
- [10] XIAN Qiming, HU Lixia, CHEN Hancheng, *et al.* Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system [J]. *J Environ Manage*, 2010, **91**(12): 2657 – 2661.
- [11] 侯亚明. 水生植物在污水净化中的应用研究进展[J]. 河南农业大学学报, 2004, **38**(2): 184 – 188.
HOU Yaming. Study progress on purification of sewage by aquatic macrophytes [J]. *J Henan Agric Univ*, 2004, **38**(2): 184 – 188.
- [12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[S]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 211 – 281.
- [13] 宋海亮, 吕锡武, 李先宁, 等. 水生植物滤床处理太湖入湖河水的工艺性能[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2004, **34**(6): 810 – 813.
SONG Hailiang, LÜ Xiwu, LI Xianning, *et al.* Performance of aquatic plant filter bed for the treatment of Taihu Lake inflow water [J]. *J Southeast Univ Nat Sci Ed*, 2004, **34**(6): 810 – 813.
- [14] 聂国朝. 襄阳护城河水体中溶解氧含量研究[J]. 水土保持研究, 2004, **11**(1): 60 – 63.
NIE Guochao. Research on the diurnal variation of dissolved oxygen in natural pond and its correlative factors [J]. *Res Soil Water Conserv*, 2004, **11**(1): 60 – 63.
- [15] ROUSSEAU D P L, LESAGE E, STORY A. Constructed wetlands for water reclamation[J]. *Desalination*, 2008, **218**(1): 181 – 189.
- [16] 张曾胜, 徐功娣, 陈季华, 等. 生物净化槽/强化生态浮床工艺处理农村生活污水[J]. 中国给水排水, 2009, **25**(9): 8 – 11.
ZHANG Cengsheng, XU Gongdi, CHEN Jihua, *et al.* Biological purification tank/enhanced ecological floating rafts process for treatment of rural domestic sewage [J]. *China Water Wastewater*, 2009, **25**(9): 8 – 11.
- [17] 向律成, 郝虎林, 杨肖娥, 等. 多年生漂浮植物对富营养化水体的响应及净化效果研究[J]. 水土保持学报, 2009, **23**(5): 152 – 155, 194.
XIANG Lücheng, HAO Hulin, YANG Xiao'e, *et al.* Response and purification of perennial floating plants in eutrophic waterbody [J]. *J Soil Water Conserv*, 2009, **23**(5): 152 – 155, 194.
- [18] YE Fenxia, LI Ying. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities [J]. *Ecol Eng*, 2009, **35**(7): 1043 – 1050.