



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202002103

中图分类号 X523

文献标识码 A

夏斌, 盛晓琳, 许枫, 等. A²O 与人工湿地组合工艺处理长三角平原地区农村生活污水的效果[J]. 环境工程学报, 2021, 15(1): 181-192.

XIA Bin, SHENG Xiaolin, XU Feng, et al. Performance of A²O combined with constructed wetland on treating rural domestic sewage in plain areas of Yangtze River delta region, China[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(1): 181-192.

A²O 与人工湿地组合工艺处理长三角平原地区农村生活污水的效果

夏斌^{1,2}, 盛晓琳², 许枫³, 施君源³, 黄召伟^{1,2}, 刘锐^{2,*}

1. 上海师范大学环境与地理科学学院, 上海 200030

2. 浙江清华长三角研究院生态环境研究所, 浙江省水质科学与技术重点实验室, 嘉兴 314006

3. 嘉兴市住房和城乡建设局, 嘉兴 314000

第一作者: 夏斌(1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制工程。E-mail: 813278284@qq.com

*通信作者: 刘锐(1973—), 女, 博士, 研究员。研究方向: 水污染控制工程。E-mail: 1393612924@qq.com

摘要 对嘉兴海宁的 28 座 A²O+水平流人工湿地 (horizontal flow constructed wetland, HFCWs) 和 46 座 A²O+垂直流人工湿地 (vertical flow constructed wetland, VFCWs) 进行采样, 测试了进出水 COD、NH₃-N、TN、TP 和 SS, 评价了出水稳定性及稳定达标率, 比较研究了 2 种组合工艺对农村生活污水的处理效果及设计和运行问题。结果表明: A²O+VFCWs 的出水稳定达标率高于 A²O+HFCWs; A²O+VFCWs 的出水水质稳定性在冬季较好, 但在夏季较差。A²O+VFCWs 组合工艺对 COD、NH₃-N、TN 和 TP 的平均去除率, 在冬季为 (82.0±18.5)%、(94.8±8.8)%、(49.3±16.8)% 和 (50.9±16.8)%, 在夏季为 (72.5±13.2)%、(80.0±16.9)%、(30.0±17.8)% 和 (30.7±18.9)%, 对污染物去除起主要作用的单元是 VFCWs。而 A²O+HFCWs 组合工艺, 对 COD、NH₃-N、TN 和 TP 的平均去除率在冬季为 (59.3±21.4)%、(79.1±19.9)%、(42.3±17.3)% 和 (25.0±10.2)%, 在夏季为 (62.2±18.0)%、(58.1±30.8)%、(40.6±20.0)% 和 (28.9±15.7)%, 对污染物去除起主要作用的单元是 A²O。A²O+VFCWs 的 A²O 单元对 TN 和 TP 的平均去除率, 在冬季为 (20.7±16.3)% 和 (15.6±10.2)%, 在夏季为 (20.4±11.9)% 和 (12.6±13.9)%, 而 A²O+HFCWs 的 A²O 单元对 TN 和 TP 的平均去除率, 在冬季为 (33.2±16.3)% 和 (25.0±10.2)%, 在夏季为 (31.3±24.1)% 和 (21.9±17.4)%, 2 种组合工艺中的 A²O 单元去除效果均不理想, 可能与进水碳氮比太低, 且排泥少有关。A²O+VFCWs 的 A²O 单元对各污染物去除率明显低于 A²O+HFCWs, 主要原因是有效容积偏小且溶解氧控制不够。A²O+VFCWs 的 VFCWs 单元对 COD、NH₃-N、TN 和 TP 的平均去除率, 在冬季为 (58.8±25.4)%、(61.4±24.4)%、(22.7±8.5)% 和 (27.4±21.2)%, 比 HFCWs 分别高出 16.0%、36.9%、1.3% 和 9.5%, 在夏季为 (59.9±25.0)%、(71.6±26.5)%、(38.3±32.8)% 和 (39.2±32.9)%, 比 HFCWs 高出 28.8%、52.6%、10.5% 和 5.0%, 这主要得益于 VFCWs 较低的设计水力负荷和较低的出水口位置。综合上述结果, 建议该县级市从结构和运行 2 方面着手进行提升改造。

关键词 农村生活污水; A²O; 水平流人工湿地; 垂直流人工湿地; 脱氮除磷

人工湿地对污水中的氮、磷污染物有很好的去除效果, 而且具有投资成本低、维护管理方便和不产生二次污染等优点^[1], 在农村生活污水治理领域具有广阔的应用前景。目前, 人工湿地在农

收稿日期: 2020-02-19; 录用日期: 2020-05-09

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07206-004)

村生活污水中的应用以潜流式为主,包括水平流人工湿地 (horizontal flow constructed wetland, HFCWs) 和垂直流人工湿地 (vertical flow constructed wetland, VFCWs), 设计时通常参考国家环保部发布的《人工湿地污水处理工程技术规范》(HJ 2005—2010)。该规范主要适用于城镇污水厂出水深度处理, HFCWs 与 VFCWs 水力负荷建议取值为 $0.015\sim 0.5\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $0.2\sim 0.8\text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$; 针对农村水质水量变化大、地区之间差别大的情况, 参数取值的适宜性尚需探讨。

长三角平原地区人口密度高、环境负荷大、土地资源紧缺, 且位于太湖流域, 环境敏感性高, 近年来对农村生活污水治理与达标排放的要求越来越严格, 处理工艺也因此由最初的单纯厌氧池或单纯人工湿地系统慢慢演变为生物处理+人工湿地组合工艺。在生物处理+人工湿地组合工艺中, 生物处理被认为担任去除有机污染物、悬浮物和脱氮除磷的主要角色, 普遍采用在市政污水处理效果较好的 A^2O (anaerobic-anoxic-oxic) 工艺。污水经生物处理后, 可降低后续人工湿地单元的进水浓度, 在进一步去除氮磷、稳定出水水质的同时, 减少湿地的占地面积^[2]。农村生活污水的水量和水质受季节、时段的影响变化大^[3], 设施进水碳氮比低、运行过程中溶解氧控制调整难^[4-7], 这些因素均将增加 A^2O 和人工湿地在处理农村生活污水中充分硝化和高效脱氮除磷方面的难度, 从而影响设施效果的发挥。

本研究以嘉兴海宁的农村生活污水处理设施为研究对象, 实地抽检了 11 个乡镇内 28 座 A^2O 与 VFCWs 组合工艺 ($\text{A}^2\text{O}+\text{VFCWs}$) 设施和 46 座 A^2O 与 HFCWs 组合工艺 ($\text{A}^2\text{O}+\text{HFCWs}$) 设施, 运用统计学方法比较了 2 种组合工艺处理农村生活污水的出水稳定性及稳定达标率, 分析了 A^2O 单元和人工湿地单元对污染物去除的各自贡献率, 剖析了 2 种组合工艺的设计与运行问题, 旨在为组合工艺今后脱氮除磷的性能提升提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究对象概况

在海宁市 11 个乡镇随机选取 74 座 A^2O 与人工湿地组合工艺设施, 开展现场调研和水质检测 (表 1), 其中冬季和夏季各抽检 $\text{A}^2\text{O}+\text{VFCWs}$ 设施 8 和 21 座, $\text{A}^2\text{O}+\text{HFCWs}$ 设施 16 和 29 座, 设计处理规模覆盖 $10\sim 80\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 。冬季交予第 3 方运维企业的设施数量为 504 座, 其中, $30\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下 (包含 $30\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$) 为 401 座, 超过 $30\text{ t}\cdot\text{d}^{-1}$ 设施数量为 103 座, 夏季交予 3 方运维企业的设施数量增多, 达到

表 1 2 种组合工艺的冬季和夏季水质

Table 1 Water quality of the two combined processes in winter and summer

季节	工艺类型	抽检设施/座	沿程水质	$\text{NH}_3\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{TN}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{TP}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{COD}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\text{SS}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
冬季	$\text{A}^2\text{O}+\text{HFCWs}$	16	A^2O 进水	28.4±14.1	38.4±19.1	2.7±1.2	40.7±29.6	15.4±15.0
			A^2O 出水	13.6±12.2	26.0±12.8	2.3±1.1	30.2±26.3	16.6±23.2
			湿地出水	6.8±7.5	20.4±9.1	2.0±0.9	16.1±9.2	9.6±19.0
	$\text{A}^2\text{O}+\text{VFCWs}$	8	A^2O 进水	36.2±27.1	46.6±28.8	3.7±2.8	45.8±44.2	107.4±189.7
			A^2O 出水	31.4±26.9	40.0±24.2	3.2±2.2	44.1±41.5	16.1±24.0
			湿地出水	4.0±3.1	33.1±21.4	1.9±0.9	12.8±2.9	13.1±17.3
夏季	$\text{A}^2\text{O}+\text{HFCWs}$	29	A^2O 进水	45.2±17.3	53.4±18.6	5.1±1.8	144.8±64.3	94.0±44.4
			A^2O 出水	25.1±20.6	41.3±20.0	4.3±1.6	64.713 3.8	33.4±16.0
			湿地出水	24.0±19.0	35.7±19.3	3.8±1.5	53.0±29.5	27.0±19.4
	$\text{A}^2\text{O}+\text{VFCWs}$	21	A^2O 进水	38.2±27.3	46.6±27.0	4.9±2.9	102.8±84.2	68.9±61.2
			A^2O 出水	32.1±26.2	40.9±36.4	4.3±2.7	99.5±132.9	49.3±43.5
			湿地出水	11.3±17.0	36.4±21.5	3.9±2.5	28.0±24.3	17.8±17.6

了 796 座, 其中 30 t·d⁻¹ 以下 (包含 30 t·d⁻¹) 为 604 座, 超过 30 t·d⁻¹ 设施数量为 192 座。2 个季度调研选取比例均是按照地区处理规模 30 t·d⁻¹ 以下 (包含 30 t·d⁻¹) 按 5% 的比例随机抽取, 超过 30 t·d⁻¹ 按照 10% 随机抽取。2 种组合类型工艺流程如图 1 所示。

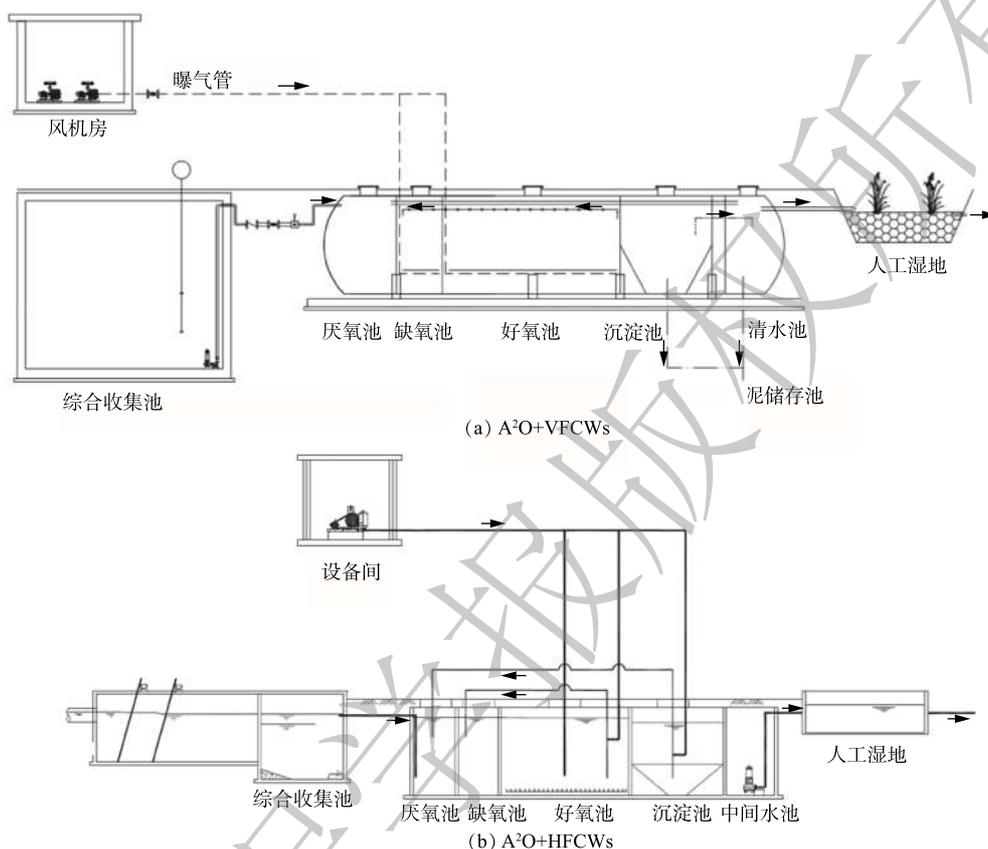


图 1 2 种组合工艺流程图

Fig. 1 Flow chart of two combination processes

A²O 单元的厌氧池、缺氧池和好氧池中均填充弹性填料, 填充率为 55%~70%, 好氧池后设有二沉池, 二沉池的污泥液通过气提泵回流至厌氧池, 排泥较少。A²O+HFCWs 的 A²O 单元有效容积随设计处理规模变化而变化, 水力停留时间约为 24 h; A²O+VFCWs 的 A²O 单元不论设计规模, 池容积固定为 12 m³, 水力停留时间为 3.6~14.4 h。2 种组合工艺前端 A²O 池内曝气均采用涡漩风机, 设计规模为 30 t·d⁻¹ 以下的处理设施, 曝气量为 0.225 m³·min⁻¹; 设计规模为 50 t·d⁻¹ 的处理设施, 曝气量为 0.59 m³·min⁻¹; 设计规模为 80 t·d⁻¹ 的处理设施, 曝气量为 0.67 m³·min⁻¹。

2 种类型湿地设计深度为 1.2 m, 底部均有防渗膜 (两布一膜) 做防渗处理, 以地面为参考面, HFCWs 和 VFCWs 出水口高度为 -0.2 m 和 -0.9 m, HFCWs 和 VFCWs 设计水力负荷分别约为 0.93 m³·(m²·d)⁻¹ 和 0.36 m³·(m²·d)⁻¹, 在相同处理规模情况下的 HFCWs 面积比 VFCWs 小, 水力停留时间短。HFCWs 填料类型为轻质页岩陶粒, VFCWs 填料类型为砂石颗粒, 粒径在 1~3 cm。湿地植物包括美人蕉 (*Canna indica*)、菖蒲 (*Acorus calamus* L)、旱伞草 (*Phyllostachys heteroclada* Oliver)、花叶芦竹 (*Arundo donax*)、芦苇 (*Phragmites australis*) 和香蒲 (*Typha orientalis* Presl) 等挺水植物, 按密度 9~25 株·m⁻² 种植, 生长情况良好, 无死苗、缺苗情况。

1.2 排放标准

采样区域目前执行农村生活污水污染物排放地方标准, 具体如下: 化学需氧量 (chemical

oxygen demand, COD) $\leq 100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、氨氮 (ammonia nitrogen, $\text{NH}_3\text{-N}$) $\leq 25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、悬浮物 (suspended solids, SS) $\leq 30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、总磷 (total phosphorus, TP) $\leq 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，未对出水总氮 (total nitrogen, TN) 进行要求。但是预计不久的将来，会对一部分排入敏感水体的设施提升排放要求，根据修订标准的征求意见稿，预计的标准修订为 COD $\leq 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ $\leq 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、SS $\leq 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP $\leq 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TN $\leq 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.3 水样采集与分析测试

调研区域每个站点取样数量为3个，未设置平行样，但在每批水质测试时设置质控样；冬季采样日期为2018年12月，日均气温6℃，采样期间存在持续性降雨；夏季采样时间为2019年5月末至7月，日均气温为28℃，采样前3d无降雨。冬季和夏季每个处理设施均依次从集水井、A²O的二沉池和出水井采集3瓶水样于550 mL塑料瓶中密封保存，分别作为A²O单元的进水、A²O单元的出水（亦即湿地单元进水）、以及湿地出水。测试指标为COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP、SS，按国标方法^[8]进行，试剂无特别说明均为分析纯。水样采集后立即放置于4℃冷藏保存， $\text{NH}_3\text{-N}$ 和TN在24 h内、TP在48 h内、COD和SS在72 h内完成分析测试。

1.4 数据统计分析

1) 出水水质稳定性分析采用标准差系数法 (V_σ)，显示处理设施出水各污染指标浓度在中心位置处的集中程度，计算方法如式(1)所示。

$$V_\sigma = \frac{\sqrt{\frac{\sum(X_i - X)^2}{N}}}{X} \quad (1)$$

式中： X 为各水质指标平均值； X_i 为各水质指标监测值； N 为样本数量。

2) 出水稳定达标率分析采用偏差系数法和NIKU等^[9]开发的模型计算。偏差系数 (β)，指出水水质各污染指标浓度与规定排放标准浓度的偏离程度，指示判断出水浓度是否集中在小于或大于规定排放标准值的方向上。计算方法如式(2)所示。

$$\beta = \frac{\sum(X_i - X_s)^3}{N} \left[\sqrt{\frac{\sum(X_i - X_s)^2}{N}} \right]^{-3} \quad (2)$$

式中： β 为偏差系数； X_s 为排放标准值浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

在NIKU等^[9]开发的模型计算法中，稳定达标率是指在一定的样本数量中出水浓度符合排放标准浓度的样本数量百分比，计算方法如式(3)所示。

$$m_x = \phi X_s \quad (3)$$

式中： m_x 为平均出水浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； ϕ 为稳定达标系数，是指达到设计出水标准的系数；稳定达标系数可用式(4)计算得到。

$$\phi = \sqrt{\delta^2 + 1} \cdot \exp[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(\delta^2 + 1)}] \quad (4)$$

式中： δ 为变异系数，是标准偏差与平均出水浓度的比值； α 为不符合排放标准的概率， $1-\alpha$ 为符合排放标准的概率； $Z_{1-\alpha}$ 为标准正态变量，可由式(5)计算得到，可根据 $Z_{1-\alpha}$ 值得到稳定达标率。不同稳定达标系数和不同变异系数下出水浓度达标概率如图2所示。

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln X_s - [\ln m_x - 0.5 \ln(\delta^2 + 1)]}{\sqrt{\ln(\delta^2 + 1)}} \quad (5)$$

冬季和夏季2种组合类型的A²O和人工湿地对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP和COD平均去除率，采用单因素方差方法进行差异显著性分析，分析软件为Excel 2019。

2 结果与分析

2.1 2 种组合工艺的出水稳定性和稳定达标率分析

1) 出水稳定性。2 种组合工艺在冬季和夏季的出水标准差系数如图 3 所示。有研究^[10-11]表明, 标准差系数 $V_{\sigma} \leq 0.5$ 是正常波动范围, $0.5 < V_{\sigma} \leq 1.0$ 是可接受的波动范围, $V_{\sigma} > 1.0$ 则认定为异常波动。在冬季, A²O+VFCWs 出水标准差系数分别为 NH₃-N(0.74)、TN(0.60)、TP(0.44) 和 COD(0.43), 而 A²O+HFCWs 出水标准差系数则相应为 NH₃-N(1.06)、TN(0.43)、TP(0.44) 和 COD(0.55)。与 A²O+HFCWs 相比, A²O+VFCWs 出水稳定性明显较好, 特别是 NH₃-N 和 COD, 浓度标准差系数分别低了 0.32 和 0.12。

在夏季, A²O+VFCWs 出水标准差系数分别为 NH₃-N(1.45)、TN(0.57)、TP(0.62) 和 COD(0.81), 而 A²O+HFCWs 出水标准差系数分别为 NH₃-N(0.81)、TN(0.53)、TP(0.38) 和 COD(0.54)。A²O+HFCWs 出水的各指标标准差系数在夏季与冬季相差不大, 甚至比冬季略有改善; 而 A²O+VFCWs 出水的各指标标准差系数在夏季则普遍大幅度升高, 显示出水水质的稳定性变差。将 2 种组合工艺进行比较, 则发现夏季 A²O+VFCWs 出水各指标的标准差系数均比 A²O+HFCWs 大, 出水稳定性较差。

2) 出水稳定达标率和偏差系数。2 种组合工艺的稳定达标率和偏差系数如表 2 所示。利用 NIKUS 模型进行分析发现在冬季 2 种组合工艺的出水稳定达标率相差不大, 其中 NH₃-N 和 COD 的稳定达标率接近 100%, TP 与 SS 的稳定达标率在 90% 以上。由于该地区雨污分流不彻底, 降雨时雨水通过管网汇入, 稀释了进水浓度, 此外, 部分雨水又通过人工湿地表面进入 2 级处理单元, 降低了出水浓度, 在两者的共同作用下, 导致出水浓度降低, 从而间接提高了设施冬季稳定达标率。在夏季, A²O+VFCWs 出水 NH₃-N、TP、COD 和 SS 稳定达标率比冬季略有下降, 分别为 89.8%、44.5%、98.1% 和 85.3%, 比 A²O+HFCWs 高出 22.7%、12.2%、5.0% 和 27.2%。进一步用偏差系数法分析发现在冬季 2 种组合工艺的出水偏差系数均小于 0, 这说明其出水浓度集中小于规定浓度排放值, 出水稳定达标率较高; 在夏季, A²O+HFCWs 出水 NH₃-N、TP、SS 与 A²O+VFCWs 出水 TP 偏差系数均大于 0, 2 种组合工艺对部分污染物的稳定达标率较低。

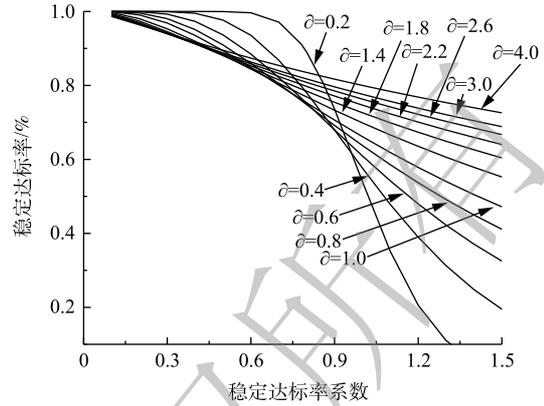


图 2 稳定达标率、稳定达标率系数与不同变异系数的关系

Fig. 2 Dependence of the standard compliance rate and the coefficient of the standard compliance rate on the variation coefficient

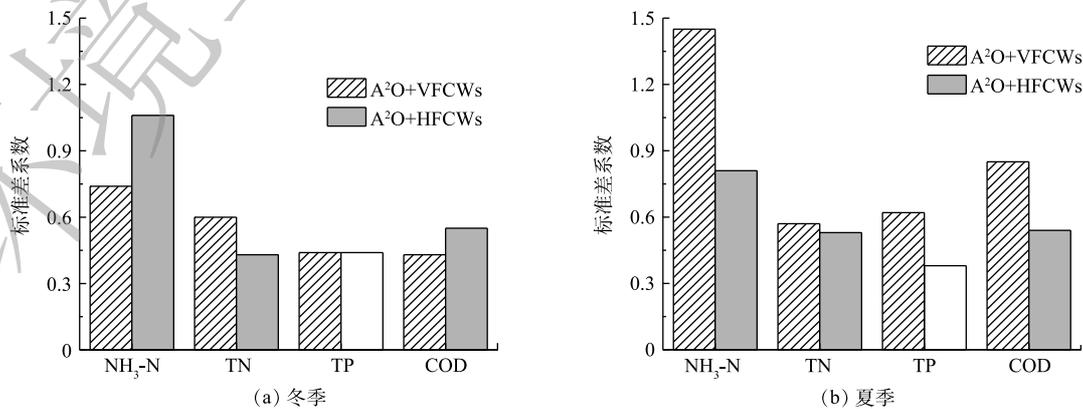


图 3 2 种组合工艺在冬夏两季的出水标准差系数

Fig. 3 Standard deviation coefficients of effluents from the two combined processes in winter and summer

表2 2种组合工艺出水在冬夏两季的稳定达标率与偏差系数

Table 2 Stable compliance rates and deviation coefficients of effluents from the two combined processes in winter and summer

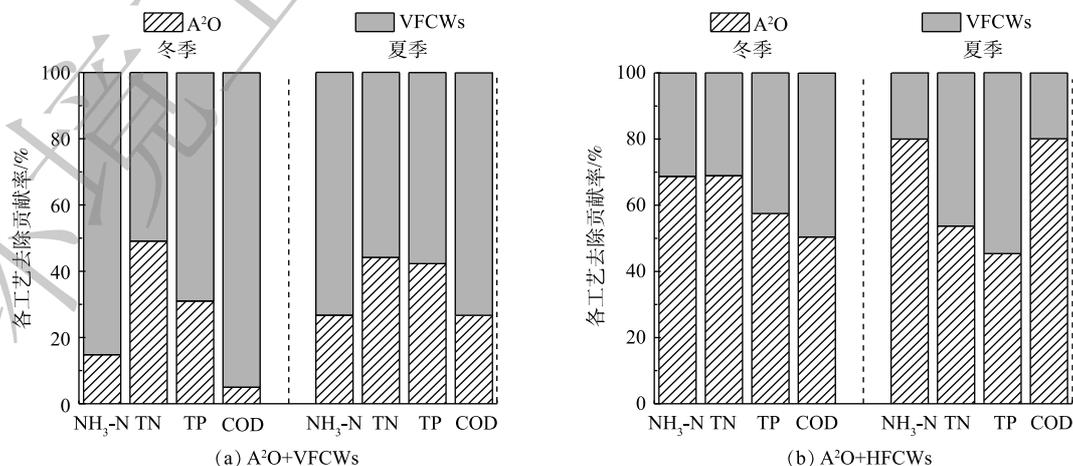
季节	工艺名称	稳定达标率/%				偏差系数			
		NH ₃ -N	TP	COD	SS	NH ₃ -N	TP	COD	SS
冬季	A ² O+VFCWs	99.9	88.7	100	93.8	-1.02	-1.21	-0.82	-0.77
	A ² O+HFCWs	97.2	86.5	100	90.8	-1.01	-1.48	-0.75	-0.77
夏季	A ² O+VFCWs	89.8	44.5	98.1	85.3	-1.15	1.13	-1.09	-1.12
	A ² O+HFCWs	66.3	32.3	93.1	58.0	0.28	1.16	-1.27	0.37

无论是使用 NIKUS 模型法还是偏差系数法，均表明 A²O+VFCWs 的稳定达标率高于 A²O+HFCWs。在冬季，2种组合工艺的稳定达标率均较高，差别不大；在夏季，A²O+VFCWs 的出水 TP 稳定达标率变差，A²O+HFCWs 则是出水 NH₃-N、TP 和 SS 稳定达标率均变差。夏季出水稳定性下降，这一结论与环境工程学和人工湿地科学研究不一致，通过现场调查发现，该地区农村普遍存在雨污分流不彻底情况，夏季存在强降雨过程，瞬时冲击负荷过大，导致污泥流失，从而影响设施的处理效果。

2.2 整个工艺及各处理单元污染物去除效果

A²O 与人工湿地对各污染物去除贡献率占比如图 4 所示。对整个工艺去除效果进行分析，发现 A²O+VFCWs 组合工艺对 COD、NH₃-N、TN 和 TP 的平均去除率，在冬季为 (82.0±18.5)%、(94.8±8.8)%、(49.3±16.8)% 和 (50.9±16.8)%，在夏季为 (72.5±13.2)%、(80.0±16.9)%、(30.0±17.8)% 和 (30.7±18.9)%，对污染物去除起主要作用的单元是 VFCWs；而对于 A²O+HFCWs 组合工艺，对 COD、NH₃-N、TN 和 TP 的平均去除率在冬季为 (59.3±21.4)%、(79.1±19.9)%、(42.3±17.3)% 和 (25.0±10.2)%，在夏季为 (62.2±18.0)%、(58.1±30.8)%、(40.6±20.0)% 和 (28.9±15.7)%，对污染物去除起主要作用的单元是 A²O。在 A²O+VFCWs 工艺中，各污染物主要由 VFCWs 去除，贡献率为 51%~95%。而在 A²O+HFCWs 工艺中，对 NH₃-N、TN 和 COD 起主要作用的为 A²O，贡献率为 53%~80%。

1) A²O 去除效果及问题分析。2种组合工艺的 A²O 单元对各污染物去除率如图 5 所示。对调研处理设施的 A²O 单元各污染物平均去除率做单因素方差分析，发现无论在冬季还是夏季，NH₃-N 去除效果差异显著 ($P < 0.01$)；而 TN 差异不显著 ($P > 0.05$)；TP 冬季差异显著 ($P < 0.01$)，夏季则差异显著 ($0.01 < P < 0.05$)；COD 冬季差异不显著 ($P > 0.05$)，夏季差异显著 ($P < 0.01$)。A²O+HFCWs 中的 A²O 单

图4 2种组合工艺的A²O与人工湿地单元在冬夏两季的污染物去除占比Fig. 4 Pollutant removal ratio of A²O and constructed wetland units in the two combined processes in winter and summer

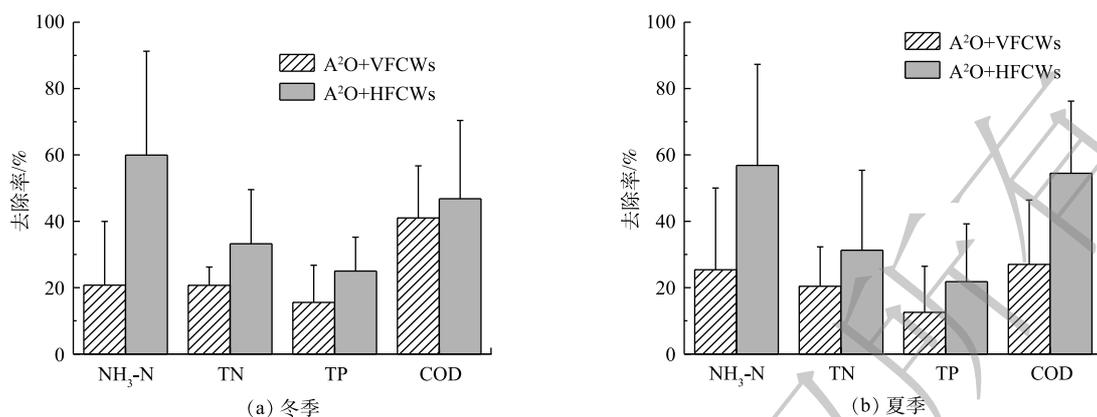


图 5 2 种组合工艺的 A²O 单元在冬夏两季对各污染物的去除效率

Fig. 5 Pollutant removal of A²O units in the two combined processes in winter and summer

元对 NH₃-N、TN、TP 和 COD 的去除率在冬季为 (59.9±31.3)%、(33.6±16.3)%、(25.0±10.2)% 和 (46.8±23.6)%，在夏季为 (56.8±30.4)%、(31.3±24.1)%、(21.8±17.4)% 和 (54.5±21.8)%，比 A²O+VFCWs 的 A²O 单元分别高出 39.2%、12.5%、9.4%、5.8%(冬季) 和 31.4%、10.9%、9.2%、27.4%(夏季)，其中，A²O+HFCWs 中的 A²O 单元对 TN、TP 的去除效果也比 A²O+VFCWs 略好。

A²O+VFCWs 的 A²O 单元对各污染物去除效果均远不如 A²O+HFCWs 的 A²O 单元，主要是与水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 差异有关。据调研结果，该地区 A²O+HFCWs 的 A²O 单元设计 HRT 在约 24 h，而 A²O+VFCWs 的 A²O 单元 HRT 约 3.6~14.4 h。2 种组合工艺进水浓度差异小，在 HRT 降低后，微生物与污染物的接触不充分，导致污染物去除效果不佳，这是引起 A²O 单元污染物去除效果差异的最主要的原因^[12]。此外，A²O+VFCWs 中的 A²O 单元好氧池供氧不足也是影响污染物去除效果的重要因素。对各组合工艺 A²O 单元的好氧池氧化还原电位 (oxidation-reduction potential, ORP) 检测，发现 A²O+HFCWs 的 A²O 单元好氧池 ORP 值为 94~144 mV，基本满足氧化和硝化条件；而 A²O+VFCWs 的 A²O 单元好氧池 ORP 为 10~77 mV，比硝化所需 ORP 低出较多^[13]。同时，各组合工艺 A²O 单元对 COD 和 NH₃-N 的去除效果其实均不是很高，低于 A²O 单元在市政污水 88.0% 和 85.0% 的去除效果，这与农村生活污水进水水质水量具有时间上非均匀性^[14]、2 种组合工艺前端调节池过小、间歇进水瞬时水量冲击大有关。

2 种组合工艺对 TN 去除效率均不高。一方面与进水 COD/TN 低 (1.0~2.4)、碳源不足限制反硝化有关^[15]，也与硝化不充分有关；另一方面，农村生活污水处理设施的 A²O 混合液回流往往使用气提泵从二沉池底部把污泥液回流至厌氧池，气提泵由于设计不精细，流量往往很难调节，产生回流量不准确、厌氧池和缺氧池溶解氧过高、不利于反硝化等问题。此外，碳源不足不仅影响脱氮，也影响除磷的效果^[16]。A²O 的除磷作用主要通过排泥实现，对于我国农村生活污水碳氮比很低的情况，活性污泥产量低，通过排泥进行生物除磷的潜力非常有限。

2) 人工湿地去除效果及影响脱氮除磷效果分析。2 种类型组合工艺的人工湿地单元在冬季和夏季对各污染物的去除效果如图 6 所示。对调研处理设施 VFCWs 和 HFCWs 2 种类型人工湿地中各污染物平均去除率做单因素方差分析，发现在冬季 VFCWs 和 HFCWs 对 TN、TP 和 COD 污染物去除效果均差异不显著 ($P>0.05$)，而 NH₃-N 去除效果差异显著 ($0.01<P<0.05$)；但在夏季 NH₃-N 和 COD 去除效果差异显著 ($P<0.01$)，而 TN 和 TP 去除效果均差异不显著 ($P>0.05$)。VFCWs 的各污染物去除率均高于 HFCWs。VFCWs 单元对 NH₃-N、TN、TP、COD 的去除率在冬季为 (61.4±24.4)%、(22.7±8.5)%、(27.4±21.2)% 和 (58.7±25.4)%，在夏季为 (71.6±26.5)%、(38.3±32.8)%、(39.2±32.9)% 和 (59.6±25.1)%，比 HFCWs 分别高出 34.9%、1.3%、10.0%、

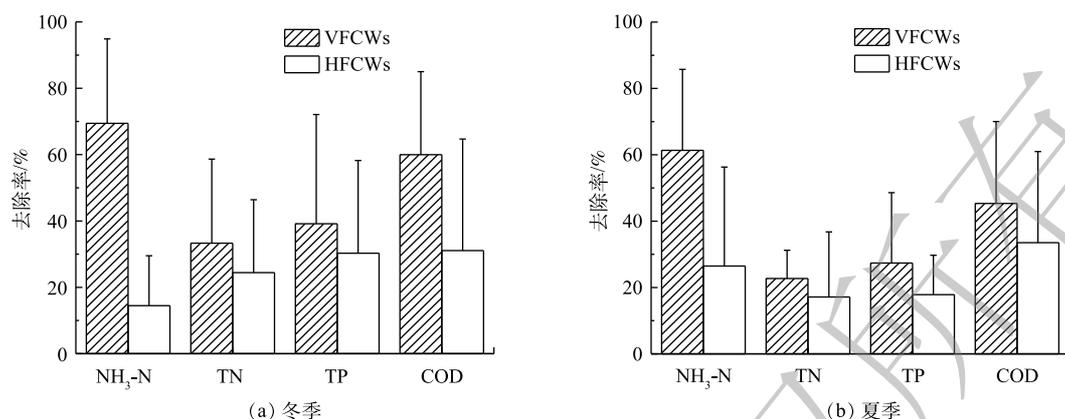


图6 2种组合工艺的人工湿地单元在冬夏两季对各污染物的去除率

Fig. 6 Pollutant removal of constructed wetlands units in the two combined technologies in winter and summer

16.1%(冬季)和54.9%、10.5%、5.6%、28.9%(夏季)。

与HFCWs相比,VFCWs对NH₃-N、TN、TP、COD的去除率均有所提高,特别是对NH₃-N和COD的去除率有明显提高。这首先是因为VFCWs设计得足够大,水力负荷较低,而HFCWs的设计负荷相对偏高。水力负荷低有利于延长水力停留时间,还有利于增加湿地内部的溶解氧^[17-18],从而提高了对NH₃-N和COD的去除效果。王鹏等^[19]发现,当水力负荷由0.153 m³·(m²·d)⁻¹降低至0.032 m³·(m²·d)⁻¹时,湿地内部溶解氧增加了0.20 mg·L⁻¹,COD去除率提高了20.0%。此外,由于2种类型人工湿地进出水方式不同,VFCWs的进出水方式更有利于形成好氧环境,从而增加NH₃-N和COD的去除率。VFCWs采用上部进水、下部出水的方式,出水口位置比进水口低0.7 m,而HFCWs进水方式为左进右出,出水口比进水口位置仅低0.1 m。有研究^[20]显示,当湿地出水口位置由中部0.5 m降低至底部0 m时,则NH₃-N去除率可提高26.0%以上,这与湿地内部非饱和区形成好氧环境有关^[21],湿地内部溶解氧浓度增加^[22-23],有助于NH₃-N的去除。HFCWs要想提高污染物去除效果,也可以通过从调节湿地内部水位、优化饱和区和非饱和区的分布和湿地内部添加曝气等途径入手。

2种类型人工湿地对TN去除率较低,主要与湿地进水碳源供给不足和湿地内部供氧条件受到限制有关,湿地内硝化、反硝化不充分,导致脱氮效果较差^[24],这与龙翠芬等^[25]的研究结果相差较大。这是由于调研区内人工湿地处理的是A²O尾水,COD/TN较低,仅为1.4~2.4。丁怡等^[26]的研究结果也表明,进水碳氮比在3以下时,湿地对TN的去除率较低,只有35.0%左右。WANG等^[27]把植物秸秆添加到人工湿地基质层来缓释碳源,在处理碳氮比为3的生活污水时,TN去除率提高到了51.8%。夏艳阳等^[28]研究复合垂直流-水平流人工湿地的脱氮效果,通过在垂直流出水增加25%体积比的化粪池污水,TN去除率提高了11.0%。今后,如何针对低碳氮比农村生活污水提高湿地的TN去除效果,还需要持续开展深入的研究。

VFCWs对TP的去除率比HFCWs略高,但是两者对TP去除效果均不明显。有文献报道湿地内部基质吸附占湿地对TP去除总量的85.0%以上^[29],而植被吸收占1.4%~41.2%^[30]。本研究区域的2种组合工艺均建于2015—2017年,湿地已运行1~2 a,其中轻质页岩陶粒和砂石颗粒对TP吸附饱和量为190.3 mg·kg⁻¹和28.3 mg·kg⁻¹^[31]。以设计处理规模为30 t·d⁻¹为例,按照设计进出水浓度和基质填充量计算,人工湿地运行1 a后,2种基质已达到208.6 mg·kg⁻¹和36.5 mg·kg⁻¹,这说明现有的基质已经达到吸附饱和,对磷吸附的潜力已降低。袁东海等^[32]的研究结果表明,砂石基质达到吸附饱和后,磷素释放比例较大,增加出水TP超标的风险。因此,需要定期更换湿地内部填料基质,或在湿地末端出水口使用铁碳填料^[33]和黄铁矿基质^[34],可强化湿地除磷效果。

3) 2种组合工艺运维管理情况。2种组合工艺分布于11个乡镇,由5家不同的运维公司进行运维。由于浙江省陆续出台《农村生活污水处理设施第三方运维管理导则(试行)》、《农村生活污水处理设施运行维护技术导则》等文件,各运维公司需要按照上述导则的要求进行运维管理。各地方政府则不断加强对设施的运维监管,把农村生活污水处理效果与政府工作绩效考核挂钩,杜绝了处理设施“晒太阳”的情况。分别对同种工艺类型在不同乡镇的污染物去除效果做单因素方差分析,发现无论是A²O+VFCWs还是A²O+HFCWs,虽然由不同公司设计和运维,但同种组合工艺在不同乡镇的污染物去除效果之间差异不显著($P>0.05$),表明不同公司的设计和运维差异并未足以导致处理效果之间的显著性差异。

此外,各运维企业对生态处理运维效果好,但对生物处理系统的运维效果较差,其主要原因是运维队伍技术力量不足。现场调研中发现,人工湿地的运维情况较好,湿地无堵塞、植物生长良好,但A²O工艺的运维均存在共性问题。A²O工艺的运维均存在的问题主要归为以下2点:一是因调节池内液位计控制不够精确,存在瞬时进水量过大,导致池内微生物流失和水力负荷过大,水力停留时间减小;二是A²O内溶解氧控制不好,厌氧和缺氧池中氧化还原电位太高,而好氧池中溶解氧供给不足、氧化还原电位低,从而影响脱氮除磷效果。

3 结论

1) A²O+VFCWs的出水稳定达标率在冬夏两季均比A²O+HFCWs高。A²O+VFCWs出水的水质稳定性在冬季较好,但在夏季波动较大,稳定性有所降低。

2) 在A²O+VFCWs组合工艺中,VFCWs对污染物去除起主要作用;而在A²O+HFCWs组合工艺中,则是A²O对污染物去除起主要作用。

3) 由于进水碳氮比太低和排泥较少等原因,A²O+VFCWs中的A²O单元对TN和TP的平均去除率,在冬季为(20.7±16.3)%和(15.6±10.2)%,在夏季为(20.4±11.9)%和(12.6±13.9)%,而A²O+HFCWs中的A²O单元对TN和TP的平均去除率,在冬季为(33.2±16.3)%和(25.0±10.2)%,在夏季为(31.3±24.1)%和(21.9±17.4)%。这是因为A²O+VFCWs的A²O单元的有效容积偏小,且溶解氧控制不足,导致其对各污染物的去除率均明显低于A²O+HFCWs组合工艺中的A²O单元。

4) A²O+VFCWs的VFCWs单元对COD、NH₃-N、TN和TP的平均去除率,在冬季为(58.8±25.4)%、(61.4±24.4)%、(22.7±8.5)%和(27.4±21.2)%,比HFCWs分别提高了16.0%、36.9%、1.3%和9.5%,在夏季为(59.9±25.0)%、(71.6±26.5)%、(38.3±32.8)%和(39.2±32.9)%,比HFCWs提高了28.8%、52.61%、10.5%和5.0%。这主要得益于VFCWs较低的设计水力负荷和较低的出水口位置设计有关。

5) 该地区的A²O+人工湿地组合工艺,在处理农村生活污水方面存在很大的提升改造空间。可以从增大反应单元容积、优化反应器结构,以及优化控制溶解氧、回流比等条件着手,分别提升A²O单元和人工湿地单元的污染物去除效果,充分发挥农村污水处理设施的作用与功能。

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] 桂双林,王顺发,吴永明,等.生物滤塔-人工湿地组合工艺对农村生活污水净化效果研究[J]. *环境工程学报*, 2011, 5(10): 2312-2314.

- [3] 黄锦楼, 陈琴, 许连煌. 人工湿地在应用中存在的问题及解决措施[J]. 环境科学, 2013, 34(1): 401-408.
- [4] 匡武, 王翔宇, 周其胤, 等. 提高低C/N值农村生活污水中TN的去除效果[J]. 环境工程学报, 2015, 9(9): 4252-4258.
- [5] 孟红, 李传松, 周健, 等. C/N值对序批式深床反硝化人工湿地脱氮的影响[J]. 中国给水排水, 2016, 32(13): 1-5.
- [6] YU G, PENG H, FU Y, et al. Enhanced nitrogen removal of low c/n wastewater in constructed wetlands with co-immobilizing solid carbon source and denitrifying bacteria[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 280: 337-344.
- [7] 王宁宁, 赵阳国, 孙文丽, 等. 溶解氧含量对人工湿地去除污染物效果的影响[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2018, 48(6): 24-30.
- [8] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [9] NIKU S, SCHROEDER E D, SAMANIEGO F J. Performance of activated sludge processes and reliability-based design[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1979, 51(12): 2841-2857.
- [10] 苏魏, 杜鹏飞, 陈吉宁. 城市污水处理厂运行稳定性评估方法初探[J]. 环境污染治理技术与设备, 2005, 6(8): 84-87.
- [11] 何雪梅, 吴义锋. 统计模型在污水处理厂试运行评价中的应用[J]. 工程与建设, 2006, 20(5): 521-523.
- [12] 安芳娇, 赵智超, 黄利, 等. HRT对厌氧氨氧化协同异养反硝化脱氮的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4302-4309.
- [13] 周慧芳, 刘正辉, 李德豪, 等. 一体化OCO工艺脱氮除磷效果优化的ORP调控策略[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(6): 61-65.
- [14] 侯京卫, 范彬, 曲波, 等. 农村生活污水排放特征研究述评[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(2): 964-967.
- [15] 宋小燕, 刘锐, 董宝刚, 等. 低温条件下SBR处理养猪沼液脱氮性能研究[J]. 环境科学学报, 2017, 37(3): 1013-1020.
- [16] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及ORP的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [17] ÁVILA C, MATAMOROS V, REYES-CONTRERAS C, et al. Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470-471: 1272-1280.
- [18] DECEZARO S T, WOLFF D B, PELISSARI C, et al. Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 668: 988-995.
- [19] 王鹏, 董仁杰, 吴树彪, 等. 水力负荷对潜流湿地净化效果和氧环境的影响[J]. 水处理技术, 2009, 35(12): 48-52.
- [20] LU S, GAO X, WU P, et al. Assessment of the treatment of domestic sewage by a vertical-flow artificial wetland at different operating water levels[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 208: 649-655.

- [21] 刘国臣, 王福浩, 梁家成, 等. 不同水位垂直流人工湿地中植物及微生物特征[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2019, 49(2): 98-105.
- [22] 马剑敏, 张永静, 马顷, 等. 曝气对两种人工湿地污水净化效果的影响[J]. 环境工程学报, 2011, 5(2): 315-321.
- [23] 赵军, 薛宇, 李晓东, 等. 复合人工湿地去除生活污水中的有机物和氮[J]. 环境工程学报, 2013, 7(1): 26-30.
- [24] 王凯军, 陈世朋, 董娜, 等. 微型复合垂直流人工湿地处理农村灰水试验研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(17): 40-43.
- [25] 龙翠芬, 郑离妮, 唐晓丹, 等. 农户庭院型人工湿地对农村生活污水的净化效果[J]. 环境工程学报, 2012, 6(8): 2560-2564.
- [26] 丁怡, 王玮, 王宇晖, 等. 不同进水碳氮比对水平潜流人工湿地脱氮效果的影响[J]. 工业水处理, 2014, 34(10): 29-32.
- [27] WANG R, ZHAO X, LIU H, et al. Elucidating the impact of influent pollutant loadings on pollutants removal in agricultural waste-based constructed wetlands treating low C/N wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 273: 529-537.
- [28] 夏艳阳, 崔理华, 黄小龙. 污水碳源对复合垂直流-水平流人工湿地脱氮效果的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(1): 638-644.
- [29] 李海波, 杨瑞崧, 李晓东, 等. 水淬渣人工湿地强化除磷作用研究[J]. 环境科学, 2009, 30(8): 2302-2308.
- [30] 李林锋, 年跃刚, 蒋高明. 植物吸收在人工湿地脱氮除磷中的贡献[J]. 环境科学研究, 2009, 22(3): 337-342.
- [31] 汤显强, 李金中, 刘学功, 等. 人工湿地填料磷去除效果的影响因素分析[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 748-752.
- [32] 袁东海, 景丽洁, 高士祥, 等. 几种人工湿地基质净化磷素污染性能的分析[J]. 环境科学, 2005, 26(1): 51-55.
- [33] ZHENG X, JIN M, ZHOU X, et al. Enhanced removal mechanism of iron carbon micro-electrolysis constructed wetland on C, N, and P in salty permitted effluent of wastewater treatment plant[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 21-30.
- [34] GE Z, WEI D, ZHANG J, et al. Natural pyrite to enhance simultaneous long-term nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland: Three years of pilot study[J]. *Water Research*, 2019, 148: 153-161.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Performance of A²O combined with constructed wetland on treating rural domestic sewage in plain areas of Yangtze River delta region, China

XIA Bin^{1,2}, SHENG Xiaolin², XU Feng³, SHI Junyuan³, HUANG Zhaowei^{1,2}, LIU Rui^{2,*}

1. School of Environmental and Geographical Sciences, Shanghai Normal University, Shanghai 200030, China

2. Department of Environment in Yangtze Delta Region Institute of Tsinghua University, Zhejiang Provincial Key Laboratory of Water Science and Technology, Jiaxing 314006, China

3. Bureau of Housing and Urban-Rural Development of Jiaxing, Jiaxing 314000, China

*Corresponding author, E-mail: 1393612924@qq.com

Abstract Samples from 28 A²O combined with horizontal flow constructed wetlands (A²O-HFCWs) and 46

A²O combined with vertical flow constructed wetlands (A²O-VFCWs) in Haining County, Jiaxing City were collected, chemical oxygen demand (COD), ammonia nitrogen (NH₃-N), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and suspended solids (SS) in the influent and effluent were determined. Then the stability of effluent quality and compliance rate were evaluated, the comparisons between these two processes on the performance of rural domestic sewage treatment, and the problems of design and operation, were conducted. The results showed that: The compliance rates of A²O-VFCWs were higher than those of A²O-HFCWs. The effluent stability of A²O-VFCWs was good in winter, but poor in summer. The average removal rates of COD, NH₃-N, TN and TP by A²O+VFCWs were (82.0±18.5)%, (94.8±8.8)%, (49.3±16.8)%, and (50.9±16.8)% in winter, respectively, while they were (72.5±13.2)%, (80.0±16.9)%, (30.0±17.8)%, and (30.7±18.9)% in summer, respectively. The main unit being responsible for pollutants removal was VFCWs. For A²O+HFCWs, the average removal rates of COD, NH₃-N, TN and TP by A²O+VFCWs were (59.3±21.4)%, (79.1±19.9)%, (42.3±17.3)% and (25.0±10.2)% in winter, respectively, while they were (62.2±18.0)%, (58.1±30.8)%, (40.6±20.0)% and (28.9±15.7)% in summer, respectively. The main unit being responsible for pollutants removal was A²O. The average TN and TP removal rates of A²O unit in A²O+VFCWs were (20.7±16.3)% and (15.6±10.2)% in winter, (20.4±11.9)% and (12.6±13.9)% in summer, respectively, which were significantly lower than those of A²O unit in A²O+HFCWs: (33.2±16.3)% and (25.0±10.2)% in winter, (31.3±24.1)% and (21.9±17.4)% in summer, respectively. The reason was the small effective volume and insufficient dissolved oxygen control. The removal efficiencies of A²O unit in these two combined processes were not ideal, which may be related to the low ratio of carbon to nitrogen and insufficient sludge discharge. The average removal rates of COD, NH₃-N, TN and TP of VFCWs unit in A²O+VFCWs were (58.8±25.4)%, (61.4±24.4)%, (22.7±8.5)%, and (27.4±21.2)% in winter, which were 16.0%, 36.9%, 1.3%, and 9.5% higher than those of HFCWs, respectively; they were (59.9±25.0)%, (71.6±26.5)%, (38.3±32.8)%, and (39.2±32.9)% in summer, which were 28.8%, 52.6%, 10.5%, and 5.0% higher than those of HFCWs, respectively. The main reasons were the lower design hydraulic load and lower outlet level of VFCWs. To sum up, the county-level city was suggested to improve the performance of A²O or constructed wetland by upgrading structure of the units and optimizing operation strategies.

Keywords rural domestic sewage; A²O; horizontal flow constructed wetland; vertical flow constructed wetland; nitrogen and phosphorus removal