



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.201811083 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

张玲玲, 杨永强, 张权, 等. 组合型人工湿地对二级好氧单元出水的深度处理[J]. 环境工程学报, 2019, 13(7): 1592-1601.
ZHANG Lingling, YANG Yongqiang, ZHANG Quan, et al. Advanced treatment of secondary aerobic unit effluent by combined constructed wetlands[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(7): 1592-1601.

组合型人工湿地对二级好氧单元出水的深度处理

张玲玲^{1,2}, 杨永强^{1,*}, 张权^{1,2}, 孙晓文^{1,2}, 吴世军¹, 陈繁荣¹

1. 中国科学院广州地球化学研究所, 矿物学与成矿学重点实验室/广东省矿物物理与材料研究开发重点实验室, 广州 510640
2. 中国科学院大学, 北京 100049

第一作者: 张玲玲(1992—), 女, 硕士研究生。研究方向: 水污染控制及修复。E-mail: zhanglingling_09@126.com

*通信作者: 杨永强(1978—), 男, 博士, 副研究员。研究方向: 水污染控制技术。E-mail: yqyang@gig.ac.cn

摘要 经过好氧处理后, 污水中有机碳通常被降解去除进而影响后续反硝化的进行。为了解决反硝化因缺少碳源受到抑制的问题, 设计了3组人工湿地作为好氧单元出水的深度处理系统, 并添加原污水作为反硝化碳源。3组人工湿地均由潮汐流人工湿地和潜流人工湿地叠置而成, 编号分别为CW1、CW2和CW3, 其中CW1、CW3为下行-上行复合流, CW2为下行单向流; CW2、CW3表层种植美人蕉(*Canna indica*), CW1不种植物。在水力负荷为 $30 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ 的条件下, 3组人工湿地对有机物的去除率都在70%左右。CW1对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP的平均去除率分别为71.2%、51.7%和35.9%; CW2对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的处理效果最好, 对TN的去除效果最差, 平均去除率分别为91.5%和38.3%; CW3能够明显提高TN和TP的处理效果, 平均去除率分别为69.9%和62.2%。复合流和种植美人蕉能够明显提高系统对污染物的综合处理性能, 这对于优化人工湿地设计以及低C/N生活污水的深度脱氮均有重要的借鉴意义。

关键词 潮汐流; 潜流人工湿地; 美人蕉; 生活污水; 深度脱氮

随着社会经济的迅速发展, 我国农村水体环境日益恶化, 严重影响了美丽乡村建设和农村经济的可持续发展^[1-2]。农村生活污水排放点多而分散, 水量水质波动大, 且处理规模普遍较小; 此外, 农村生活污水排放标准日趋严格, 这就要求污水处理工艺具有建设和运行费用低、运行维护简便、脱氮除磷效果好等特点^[3]。

微生物的好氧硝化和缺氧反硝化作用被认为是污水脱氮的主要途径^[4]。然而, 在好氧去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的同时, 有机物被大量消耗, 使反硝化脱氮由于缺少有机碳源被严重抑制。因此, 在对好氧单元出水进行后置反硝化脱氮时, 需要添加有机碳源。常见的有机碳源包括甲醇、乙酸钠、葡萄糖等工业碳源^[5-6]、固体农业碳源^[7-8]以及原污水^[9-10]等。与前2类碳源相比, 以原污水作为有机碳源无需药剂费, 且运行维护方便, 但是引入原污水同时会将 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 带入后置反硝化单元, 可能导致出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 超标。因此, 前人研究大多将原污水的添加比例控制在50%以内^[9,11]。然而, 对于低COD/TN(C/N)生活污水, 加入的原污水比例低, 提供的有机碳源少, 难以取得较好的反硝化脱氮效果。因此, 研发能同时高效去除 NO_3^- -

收稿日期: 2018-11-13; 录用日期: 2019-03-27

基金项目: 广州市产学研协同创新重大专项项目(201604020017); 广东省应用型科技研发专项项目(2017B020236003); 广东省科技计划项目(2017B030314175)

N和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的深度处理工艺具有重要的意义。

潮汐流人工湿地(TFCW)是一种具有新型供氧机制的人工湿地,它通过周期性淹水-排水在系统内营造了缺氧和好氧交替的环境,从而取得了良好的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除效果^[12]。然而,显著强化的传氧能力使TFCW在宏观上处于好氧环境,进水中的碳源优先被氧化而不能被用于反硝化过程,导致TFCW的TN去除率低于70%^[13]。淹水和排水周期是影响潮汐流人工湿地缺氧和好氧条件的重要参数,进而影响系统的脱氮效率。为了达到理想的处理效果,潮汐流人工湿地通常采用长周期模式(高于6h)^[12,14-15],短周期潮汐流人工湿地处理效果如何还未见报道。另一方面,植物在人工湿地去除污染物方面发挥了重要作用^[6],然而,植物对潮汐流人工湿地脱氮的影响暂时还不清楚。

针对以上问题,本研究设计了潮汐流与垂直潜流人工湿地叠置的新型人工湿地,对1个好氧单元出水进行深度脱氮,并添加一定比例原污水($\text{C/N}\approx 2.70$)作为有机碳源,该好氧单元为高负荷地下渗滤系统^[17]。本研究通过对人工湿地在短周期(3h)运行模式下进出水污染物浓度的分析,评价了系统结构(单向流和双向复合流)、植物以及填料深度对人工湿地脱氮除磷的影响。研究结果对于人工湿地结构优化以及低C/N污水深度处理效果改善方面均有较好的借鉴意义。

1 材料与方法

1.1 实验装置系统

实验系统主体包括原污水池、高负荷地下渗滤系统、人工湿地系统。高负荷地下渗滤池和原污水池长×宽×高均为 $1\text{ m}\times 1\text{ m}\times 1\text{ m}$,人工湿地实验装置共3组(编号分别为CW1、CW2和CW3),长×宽×高均为 $0.6\text{ m}\times 0.5\text{ m}\times 1\text{ m}$ 。实验流程和人工湿地装置如图1所示。人工湿地填料层组成相同,从上至下依次为20 cm厚的矿物填料层(粒径为3~6 mm、堆积密度 $\rho = 1\ 030\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)、50 cm厚的碎石层(粒径为7~12 mm)和10 cm厚的碎石承托层(粒径为20~40 mm)。CW1不种植物,CW2和CW3种植美人蕉(*Canna indica*),初始株高约为50 cm,初始种植密度为 $13\text{ 株}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

CW1和CW3为折板式潮汐潜流人工湿地,池体置隔板将其一分为二。隔板底部设有一个高5 cm、

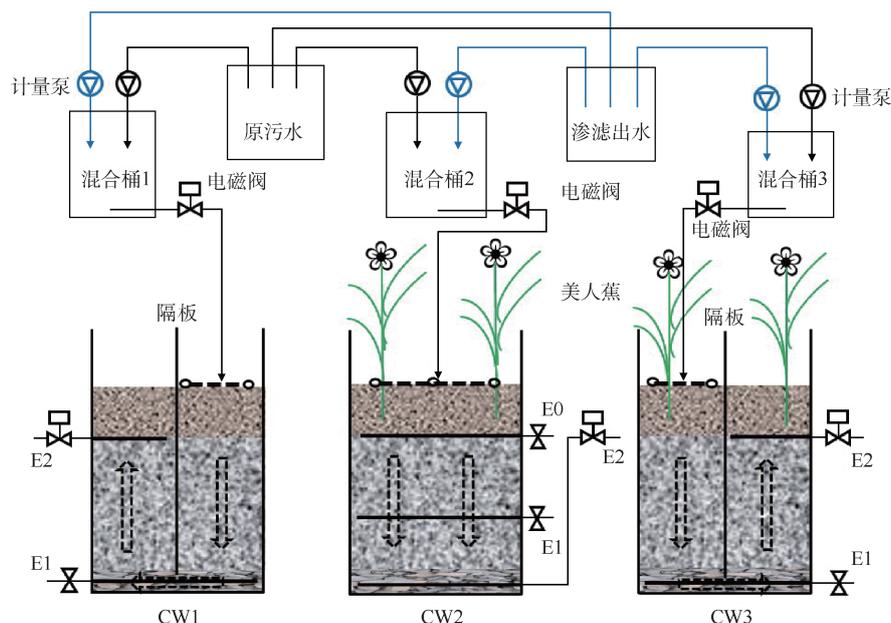


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental devices

长 10 cm 的孔洞, 两边通过此孔相通, 水流模式为下行-上行流(设单侧底部采样口 E1)。CW2 为潮汐流人工湿地, 池体未设置隔板, 水流模式为下行流(设干湿交替层采样口 E0 和淹水中段采样口 E1)。上述采样口(E0 和 E1)安装球阀, 便于采集不同填料深度的出水。人工湿地最终出水口 E2 均设置在矿物填料层与碎石层界面高度, 安装常闭电磁阀。进水开始 30 min 之后电磁阀开启, 系统开始排水, 排水完毕后电磁阀关闭。矿物填料层通过排水过程中吸入空气为该层供氧, 由此在表层营造了潮汐流运行模式, 而之下的填料层则保持饱和淹水模式。

人工湿地作为后置反硝化单元, 对高负荷地下渗滤出水进行深度处理, 并添加原污水为反硝化脱氮提供有机碳源。人工湿地采用间歇性进水模式, 进水频率为 8 次·d⁻¹, 每次进水时间为 5 min, 进水量为 11.25 L, 水力负荷为 30 cm·d⁻¹。本实验装置于 2017 年 9 月 10 日开始运行, 经过大约 2 个月的挂膜和试运行后正式开始采样分析, 并于 2018 年 1 月 12 日结束。

本实验原污水为中国科学院广州地球化学研究所居民区生活污水, 由设置于污水调节池的潜污泵将其抽至原污水池中备用。原污水、渗滤系统出水以及 3 组人工湿地进水的指标见表 1。由于原污水占比为 70%、好氧单元出水仅占 30%, 因此, 人工湿地进水中氮的主要形态是 NH₄⁺-N(20.02~27.70 mg·L⁻¹)和 NO₃⁻-N(4.95~10.70 mg·L⁻¹)。原污水 C/N 平均值为 2.70, 其与好氧单元出水混合后, 3 组人工湿地进水的 C/N 进一步降低至 2 左右, 均属于低 C/N 污水。

表 1 原污水、渗滤系统出水以及人工湿地进水水质
Table 1 Water quality of raw sewage, SWIS effluent and CWs influent

水样	pH	COD/(mg·L ⁻¹)	TOC/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	TN/(mg·L ⁻¹)	TP/(mg·L ⁻¹)	COD/TN
原污水	7.58±0.10	92.52±24.58	18.75±5.09	32.93±2.87	0.56±0.43	34.22±3.05	2.52±1.00	2.7
渗滤系统出水	5.47±0.70	16.66±3.04	3.04±0.63	3.64±2.66	25.13±3.57	28.87±2.74	0.95±0.47	0.58
CW1 进水	7.46±0.10	58.58±12.52	11.72±2.59	23.48±2.71	7.13±1.43	30.77±2.30	1.98±0.86	1.9
CW2 进水	7.51±0.09	61.95±13.31	12.42±2.76	24.13±2.62	6.43±1.66	31.33±2.40	2.02±0.87	1.98
CW3 进水	7.51±0.11	59.63±13.23	11.94±2.74	23.69±2.70	7.27±1.53	30.81±2.20	1.97±0.82	1.94

1.2 实验方法及主要试剂

在人工湿地进水之前采集原污水、渗滤系统出水和人工湿地进水, 待人工湿地排水时分别采集各出水口的出水。水质分析方法如下: COD 采用重铬酸钾滴定法(HJ/T 399-2007); TP 采用钼酸铵分光光度法(GB 11893-1989); NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法(HJ 535-2009); NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法(HJ/T 346-2007); TN、TOC 采用 720 °C 催化燃烧氧化/NDIR 检测法(岛津 TOC-V_{CPH}+TN 分析仪); pH 采用数显 pH 计测量。用于水质分析的化学试剂主要包括基准试剂邻苯二甲酸氢钾、氯化铵、硝酸钾等以及优级纯试剂重铬酸钾、硫酸等。

收割基质表面 10 cm 以上的美人蕉茎和叶部分分别进行总氮分析。称取适量茎和叶(干重)采用 H₂SO₄-H₂O₂ 消解法^[18]进行消解, 消解液定容后采用岛津 TOC-V_{CPH}+TN 分析仪对样品总氮进行测定。美人蕉总氮含量计算方法见式(1)。

$$n = mc \quad (1)$$

式中: n 为植物体内总氮含量, g; m 为植物干重, kg; c 为植物体内总氮浓度, g·kg⁻¹。

人工湿地硝化量 Q 和反硝化量 Q_F 的计算方法见式(2)和式(3)。

$$Q = (C_0 - C_i) Vt/S \quad (2)$$

$$Q_F = Q + (C_0 - C_i) Vt/S \quad (3)$$

式中: Q 为人工湿地硝化量,以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度计; Q_F 为人工湿地反硝化量,以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度计; C_0 为进水浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; C_t 为相应出水口浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V 为进水体积, L ; t 为进水频次, $\text{次}\cdot\text{d}^{-1}$; S 为湿地表面积, m^2 。

1.3 填料表征及吸附实验

1.3.1 材料表征

表层潮汐流湿地填料采用的是河南某矿物制品厂生产的矿物填料,为了查明该矿物填料的主要矿物组分和化学组成,可进行X射线衍射(XRD)和X射线荧光光谱(XRF)分析。

1.3.2 矿物填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附实验

称取3份5 g新鲜填料分别置于3个装有100 mL不同浓度(25、50和100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) NH_4Cl 溶液的锥形瓶中,恒温振荡,在开始振荡的第0.25、0.5、1、2、4和8小时取上清液离心过滤,测其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度。填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附量及其去除率的计算见文献中的方法^[19]。

2 结果与讨论

2.1 填料表征及其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附实验

XRD结果表明此填料的主要组成是高岭石、石英和方石英(图2)。XRF数据显示,填料的主要化学成分为 SiO_2 (74.30%)、 Al_2O_3 (23.36%)和 Fe_2O_3 (1.41%),与XRD测试结果相符。填料中铝含量较高,但是其对磷酸根和氨氮的吸附性能主要与存在形态有关。根据XRD结果,铝主要存在于高岭石中,而高岭石对氮、磷的吸附能力有限^[20-21]。在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始浓度为25、50和100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的情况下,填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均吸附量分别为0.05、0.11和0.19 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,吸附量相对较小,且吸附量随 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始浓度的增加而增大(见图3)。基于25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 吸附实验结果,表层填料每周期的最小 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 吸附量约为2 470 mg,而每次进水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的含量约为270 mg,因此,表层填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有足够的吸附能力。

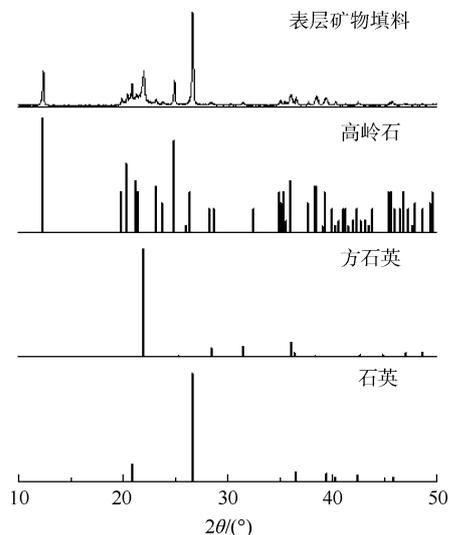


图2 填料的XRD表征图谱

Fig. 2 X-ray diffraction (XRD) patterns of filter material

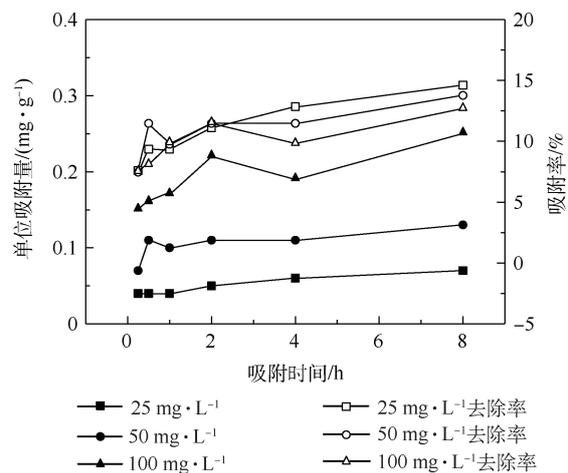


图3 表层填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附效果

Fig. 3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ adsorption capacities of top filter material

2.2 人工湿地污染物去除性能

由表2可知,3组人工湿地最终出水COD浓度均低于20 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均去除率分别为69.3%、71.9%和69.9%,低于《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)III类标准限值。3组人工湿地对TOC的去除率均超过70%(图4),表明对有机碳的去除率均较高,且相对稳定。横向对比来看,潮汐潜流人工湿地

表2 人工湿地各出水口出水水质

Table 2 Water quality of each effluent of three CWs

人工 湿地	出水 口	pH	硝化量/ ($\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$)	反硝 化量/ ($\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$)	NO_3^- -N 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NH_4^+ -N		TN		COD		TP	
						浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	去除 率/%						
CW1	E1	7.43±0.18	3.97	3.62	8.29±1.39	10.24±2.13	56.4	17.45±2.43	43.3	19.17±2.43	67.3	1.44±0.60	27.5
	E2	7.50±0.17	5.01	4.48	8.91±1.18	6.77±0.68	71.2	14.88±1.08	51.7	17.99±1.12	69.3	1.27±0.51	35.9
	E0	6.65±0.17	6.88	3.94	16.21±2.18	1.21±0.35	95.0	19.19±0.57	38.7	19.33±1.41	68.8	1.47±0.61	27.0
CW2	E1	7.38±0.15	6.53	4.05	14.69±2.12	2.38±0.89	90.1	16.99±1.68	45.8	18.36±1.97	70.4	1.14±0.44	43.7
	E2	7.38±0.17	6.62	3.69	16.20±2.03	2.06±0.73	91.5	19.33±0.61	38.3	17.42±1.54	71.9	1.04±0.39	48.7
CW3	E1	7.38±0.16	4.43	5.15	4.88±1.86	8.92±4.09	62.4	13.16±3.84	57.3	20.25±3.98	66.0	0.98±0.55	50.4
	E2	7.39±0.16	5.65	6.37	4.88±2.13	4.85±1.85	79.5	9.28±1.89	69.9	18.15±2.23	69.6	0.74±0.34	62.2

(CW2)对COD和有机碳的去除率略高于折板式潮汐潜流人工湿地(CW1和CW3)。与其他采用人工湿地处理污水处理厂二级出水的研究相比,本研究对COD的去除率均高于表面流人工湿地(53%)^[22]和垂直流-水平流组合人工湿地(67.21%)^[23]。

在进水 NH_4^+ -N平均浓度约为 $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下,3组人工湿地对 NH_4^+ -N均具有较好的去除效果,最终出水的平均浓度分别为6.77、2.06和 $4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,CW2和CW3出水 NH_4^+ -N浓度低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级A标准限值。CW1和CW3对 NH_4^+ -N平均去除率分别为71.2%和79.5%,与已有研究结果^[23-24]接近,但显著低于CW2对 NH_4^+ -N的去除率(91.5%)。由表2可知,3组人工湿地最终出水的硝化量(NH_4^+ -N的去除负荷)分别为5.01、6.62和 $5.65 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,远高于前人利用四级串联潮汐流人工湿地处理污水处理厂二级出水的研究(除氮量为 $0.53 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$)^[25]。这与两者的进水污染物负荷相差较大有关。

由表2可知,折板式潮汐潜流人工湿地CW1和CW3最终出水 NO_3^- -N平均浓度分别为 $8.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.88 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,显著低于潮汐潜流人工湿地CW2($16.20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。由于 NO_3^- -N是出水中氮的主要赋存形态,人工湿地对 NO_3^- -N的去除差异直接决定了其对TN的去除效果。3组人工湿地对TN的去除效果为CW3(69.9%)>CW1(51.7%)>CW2(38.3%),对应浓度分别为9.28、14.88和 $19.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。CW3和CW1出水TN浓度低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级A标准限值。相关研究表明,理想情况下反硝化去除 $1 \text{ g} \text{ NO}_3^-$ -N需要 $4\sim 5 \text{ g}$ 有机碳源^[26]。当进水C/N>5时,人工湿地取得了良好的TN去除率,且随着C/N增加,去除率逐渐升高^[27-28];当C/N约为1.5时,组合人工湿地系统对TN去除率低于30%^[9]。3组人工湿地进水C/N约为2,有机碳难以满足彻底的反硝化需求,而且由于在湿地表层营造了间歇性好氧环境,进一步减少了反硝化的可利用碳源。由表2可知,CW1和CW2的反硝化量(NO_3^- -N去除负荷)低于其硝化量,说明其反硝化去除的 NO_3^- -N小于硝化新生成的 NO_3^- -N,因此,出水的 NO_3^- -N浓度高于进水浓度;而CW3反硝化量为 $6.37 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$,高于其硝化量,反硝化脱氮效果较好。

由图4可知,3组人工湿地出水中TP受进水浓度的影响较大($P<0.05$)。CW1、CW2和CW3最终出水中TP平均浓度分别为1.27、1.04和 $0.74 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中,CW3出水TP浓度低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级B标准限值。人工湿地对TP的去除主要通过化学沉淀、填料吸附、植物吸收以及微生物同化,其中基质吸附是湿地除磷的主要途径^[29],因此,选择对磷吸附能力强的填料将提升本研究人工湿地的除磷效果。

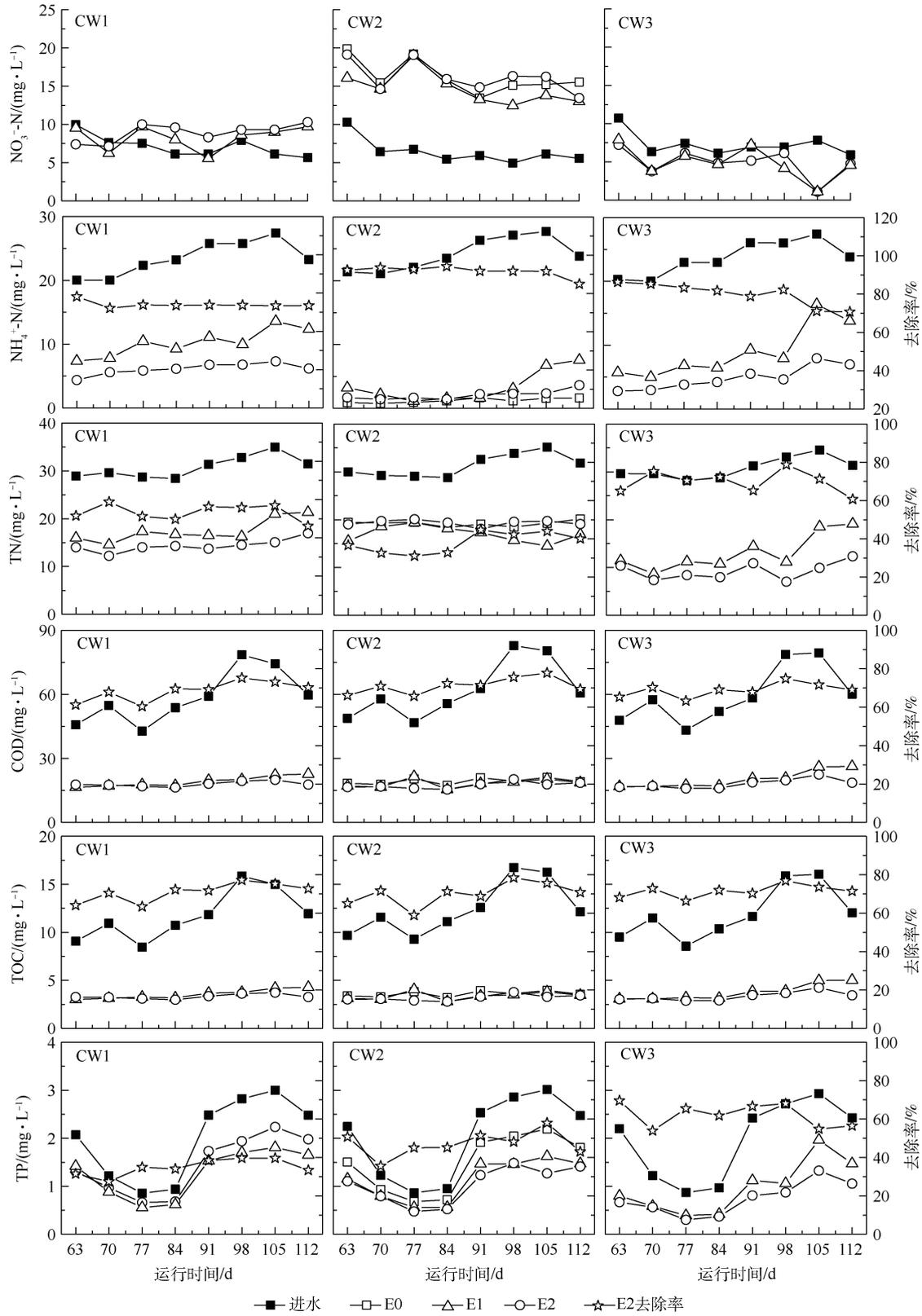


图4 3组人工湿地各出水口出水水质及最终去除率

Fig.4 Water quality of every outlet and final removal efficiency of three CWs

2.3 湿地植物对人工湿地处理性能的影响

CW1和CW3池体结构和填料组成相同,两者区别在于是否种植美人蕉。本研究探讨了植物对折板式潮汐潜流人工湿地处理效果的影响。由表2可知,CW1和CW3对有机物的去除效果没有差异,最终出水COD和TOC平均去除率均保持在70%左右,表明基质的吸附截留和微生物的降解对有机物具有良好的去除效果,而美人蕉对有机物的去除效果影响较小。与CW1相比,CW3对TP的平均去除率增加了26.3%。本实验表明,美人蕉对TP也有较好的吸收作用,能够明显提高人工湿地的除磷效果,这与之前的研究结果^[30]一致。

由表2可知,CW3对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和TN的平均去除率优于CW1,表明美人蕉对系统脱氮具有一定的促进作用。对收割美人蕉TN含量(干重)的分析表明,美人蕉茎和叶TN浓度分别为 $14.85\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $28.41\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。即使不扣除美人蕉初始含氮量,CW3中植物吸收的TN含量为5.38 g,仅占实验周期内TN去除量的2.24%。有研究表明植物吸收量占潜流人工湿地脱氮量的10.2%^[31],而在垂直流人工湿地中仅占3.03%~5.35%^[32]。与上述研究相比,植物吸收对本研究脱氮贡献更小,这与系统较高的水力负荷($30\text{ cm}\cdot\text{d}^{-1}$)和污染物去除负荷有关。除了植物吸收作用外,根际效应以及植物根系泌氧和分泌有机物能够促进硝化和反硝化作用,进而提升该系统的脱氮效果^[33]。

2.4 湿地结构对人工湿地处理性能的影响

CW2和CW3填料组成相同且均种植美人蕉,池体结构的差异导致了湿地类型的不同。在运行模式完全相同的条件下,比较了潮汐潜流人工湿地(CW2)和折板式潮汐潜流人工湿地(CW3)对污染物去除效果的差异。由表2可知,CW2对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 处理效果明显优于CW3,但是,其对 $\text{NO}_3\text{-N}$ 及TN的去除率远不及CW3。

由于CW3采用单侧布水,当进水体积相同时,其单侧填料所承受的水力负荷及污染物负荷增加;同时,“U”型推流的水流模式会使一半的进水直接进入单侧饱和淹水层,该部分污水还未与干湿交替层填料充分接触就进入缺氧区,其携带的有机物为反硝化反应提供碳源,从而增强了系统的脱氮效果,同时其携带的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 在缺氧区也无法得到有效去除;此外,该部分污水进入出水侧后会有一部分进入表层潮汐流人工湿地进行硝化作用,但是仍有部分直接排出系统,因此导致CW3对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除率低于CW2。CW2进水均匀分散于整个湿地表面,水中的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 被填料充分吸附,并在落干后进行硝化反应。CW2充分发挥了潮汐流湿地排水复氧的优势,因此取得了良好的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 去除效果。然而,由于表层潮汐流湿地营造的好氧环境对有机物的消耗,使得反硝化所需有机碳严重短缺,导致CW2对TN的去除效果较差。

CW2和CW3对有机物的去除效果差别不大,但后者对TP去除率明显高于前者,主要是由于设置隔板改变了污水在湿地内部的流向,在不增加填料用量的条件下,CW3系统内水流路径约是CW2的2倍,使污水与填料充分接触,从而增强了填料对TP的吸附作用^[34]。

2.5 填料深度对人工湿地处理性能的影响

为了查明填料深度对不同类型人工湿地处理效果的影响,除了最终出水口E2外,还在3组人工湿地不同层位填料设置了出水口(CW1和CW3的E1,CW2的E0和E1)。由表2可知,虽然CW1和CW3脱氮除磷的差异较大,但是系统内沿着水流方向污染物的变化趋势相同。从出水口E1到E2, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和TN的浓度明显降低, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度几乎不变,表明污水经过出水侧的淹水层及干湿交替层时发生了反硝化及硝化反应。CW1和CW3进水侧(即从顶部到E1的下行流)污染物去除量明显高于出水侧(即从E1到E2的上行流),说明污染物的去除主要集中在进水侧。CW1和CW3进水侧对污染物去除的贡献均超过75%,其中对COD和TOC的贡献超过90%。即使如此,出水侧对氮、磷的进一步去除也是系统最终出水达到相应排放标准的重要保证。CW1和CW3的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度分别由 $10.24\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $8.92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (E1)降

低至 $6.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $4.85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (E2)。

CW2 系统内部污染物随填料深度的变化趋势与 CW1 和 CW3 明显不同。沿水流方向 E0、E1 和 E2 出水中的有机物、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 TN 浓度变化不大,且硝化效果在干湿交替层已经达到最佳,E0 出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均浓度为 $1.21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均去除率达到 95.0%,表明干湿交替层发生了明显的硝化作用。随填料深度增加,系统对 TP 的去除率不断上升,由 27.0%(E0) 升高至 48.7%(E2)。因此,适当减少 CW2 底部淹水层填料厚度对该系统脱氮及去除有机物影响不大。

2.6 新型人工湿地适用性探讨及研究展望

本研究目的是采用新型人工湿地利用原污水有机碳对好氧单元出水进行深度脱氮。实验结果表明,种植美人蕉的折板式潮汐潜流人工湿地(CW3)成功营造了缺氧-好氧交替的环境,有效利用了低 C/N 原污水中有机碳进行反硝化脱氮,取得了良好的脱氮效果,出水中 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度均低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级 A 标准限值,而 TP 也低于一级 B 标准限值,实现了低成本脱氮目标。该新型人工湿地系统结构简单、水力负荷较高、能耗低、运行维护较简便,在农村生活污水深度脱氮除磷领域具有较好的应用前景。

针对折板式潮汐潜流人工湿地可继续开展研究,以进一步提升其效能并查明其脱氮路径。1) 本实验所用原污水属于低 C/N 生活污水,该系统对较高 C/N(C/N \approx 6)的生活污水处理效果还有待进一步研究;2) 优化湿地填料,本实验所用填料对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TP 吸附能力较小,更换对两者吸附能力强的填料(例如沸石、钢渣等)预计将提升处理效果;3) 人工湿地进中原污水与好氧单元出水比例为 7:3,若将好氧单元出水设为 1,则原污水掺加比例约为 233%,远高于一般组合人工湿地分步进水/旁路进水等深度脱氮研究的掺加比例,但其能否直接处理生活污水有待深入研究;4) 为进一步揭示人工湿地的净化机理,可对湿地填料进行微生物多样性和功能基因分析,查明系统内脱氮功能基因丰度及微生物群落结构。

3 结论

1) 折板式潮汐潜流人工湿地(CW1、CW3)和潮汐潜流人工湿地(CW2)均对有机物有较好的去除效果,COD 和 TOC 去除率均维持在 70% 左右。

2) 与潮汐潜流人工湿地(CW2)相比,折板式潮汐潜流人工湿地(CW3)能够有效提升系统的深度处理性能,对 TN 和 TP 的去除率分别提高了 31.6% 和 13.5%,但是对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率降低了 12.0%。

3) 与结构相同的 CW1 相比,种植美人蕉的 CW3 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 以及 TP 的去除效果明显提升,去除率分别提高了 8.3%、18.2% 和 26.3%,表明湿地植物能够提升系统的硝化和反硝化效果,并且对 TP 也有很好的去除作用。

4) 潮汐潜流人工湿地(CW2)适当减少底部淹水层填料厚度对脱氮和去除有机物的影响不大。对于单侧水力负荷较高的 CW1 和 CW3 来说,污染物的去除也主要集中在进水侧。

5) 种植美人蕉的折板式潮汐潜流人工湿地(CW3)利用原污水有机碳对二级好氧单元出水进行深度脱氮,能够取得良好的硝化和反硝化效果,最终出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度低于《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准限值。

参考文献

- [1] 段先月,唐朝春,吴庆庆,等.农村污水现状及处理技术研究进展[J].水处理技术,2018,44(9):27-31.
- [2] ZOU J, GUO X S, HAN Y P, et al. Study of a novel vertical flow constructed wetland system with drop aeration for rural wastewater treatment[J]. Water, Air & Soil Pollution, 2012, 223(2): 889-900.
- [3] 易齐涛,李慧,章磊,等.厌氧/生物滤池/潜流人工湿地组合工艺处理农村生活污水效果评估[J].环境工程学报,2016,

- 10(5): 2394-2400.
- [4] 张亚琼, 崔丽娟, 李伟, 等. 潮汐流人工湿地基质硝化反硝化强度研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(3): 480-483.
- [5] 郑晓英, 乔露露, 王慰, 等. 碳源对反硝化生物滤池运行及微生物种群的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(5): 1434-1442.
- [6] 曹相生, 钱栋, 孟雪征. 乙酸钠为碳源时的污水反硝化规律研究[J]. 中国给水排水, 2011, 27(21): 76-79.
- [7] 邵留, 徐祖信, 金伟, 等. 农业废物反硝化固体碳源的优选[J]. 中国环境科学, 2011, 31(5): 748-754.
- [8] 李乐乐, 张卫民, 何江涛, 等. 玉米秸秆碳源释放特征及反硝化效果[J]. 环境工程学报, 2015, 9(1): 113-118.
- [9] 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.
- [10] TORRIJOS V, GONZALO O G, TRUEBA-SANTISO A, et al. Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment[J]. Water Reseach, 2016, 103: 92-100.
- [11] 余灿. 改良 A²O 碳源分流比及外加黄水补充碳源可行性研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2012.
- [12] WANG Z, HUANG M L, QI R, et al. Enhancing nitrogen removal via the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage tidal flow constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2017, 103: 170-179.
- [13] 胡沅胜, 赵亚乾, 赵晓红. 强化总氮去除的改进型潮汐流人工湿地[J]. 中国给水排水, 2015, 31(15): 133-138.
- [14] JU X X, WU S B, ZHANG Y S, et al. Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland system[J]. Water Research, 2014, 59(4): 37-45.
- [15] ZHI W, JI G D. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints[J]. Water Research, 2014, 64: 32-41.
- [16] CUI L H, OUYANG Y, LOU Q, et al. Removal of nutrients from wastewater with *Canna india* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions[J]. Ecological Engineering, 2010, 36(8): 1083-1088.
- [17] YANG Y Q, ZHAN X, WU S J, et al. Effect of hydraulic loading rate on pollutant removal efficiency in subsurface in infiltration system under intermittent operation and micropower aeration[J]. Bioresource Technology, 2016, 205: 174-182.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 2版. 北京: 中国农业科技出版社, 1992: 309-310.
- [19] KIZITO S, LV T, WU S B, et al. Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: Role of media and tidal operation[J]. Science of the Total Environment, 2017, 592: 197-205.
- [20] 干方群, 周健民, 王火焰, 等. 黏土矿物对磷的吸附性能及其在水体净化中的应用[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(增刊): 447-453.
- [21] 杨兴胜. 高岭石和酸化高岭石对 F、NH₃-N、Cr 吸附性能探讨[J]. 中国农学通报, 2014, 30(3): 168-172.
- [22] WU H M, ZHANG J, GUO W S, et al. Secondary effluent purification by a large-scale multi-stage surface-flow constructed wetland: A case study in northern China[J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 1092-1096.
- [23] 祝志超, 缪恒锋, 崔健, 等. 组合人工湿地系统对污水处理厂二级出水的深度处理效果[J]. 环境科学研究, 2018, 31(12): 2028-2036.
- [24] 廖波, 林武. 强化型垂直流人工湿地用于污水处理厂尾水深度处理[J]. 中国给水排水, 2013, 29(16): 74-77.
- [25] 刘昌伟, 薛晨, 杨永哲, 等. 新型潮汐流人工湿地深度处理生活污水的研究[J]. 中国给水排水, 2012, 28(11): 10-13.
- [26] WEI C J, WU W Z. Performance of single-pass and by-pass multi-step multi-soil-layering systems for low-(C/N)-ratio polluted river water treatment[J]. Chemosphere, 2018, 206: 579-586.

- [27] ZHU H, YAN B X, XU Y Y, et al. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 63: 58-63.
- [28] 刘庚, 李胜男, 黄磊, 等. COD/N对潜流人工湿地脱氮效能及 N_2O 排放的影响[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(12): 6907-6913.
- [29] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. *Sciences of the Total Environment*, 2007, 380 (1/2/3): 48-65.
- [30] LIMA M X, CARVALHO K Q, PASSIG F H, et al. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions[J]. *Sciences of the Total Environment*, 2018, 630: 1365-1373.
- [31] 尉中伟, 王晓昌, 郑于聪, 等. 水平潜流人工湿地脱氮功效中植物的作用[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(2): 595-602.
- [32] LIU F F, FAN J, DU J, et al. Intensified nitrogen transformation in intermittently aerated constructed wetlands: Removal pathways and microbial response mechanism[J]. *Sciences of the Total Environment*, 2019, 650: 2880-2887.
- [33] WANG J X, TAI Y P, MAN Y, et al. Capacity of various single-stage constructed wetlands to treat domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 115: 35-44.
- [34] 李洁, 吕锡武, 谢静. 水培番茄滤床-折流板式潜流湿地深度净化农村生活污水[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(8): 4018-4024.

(本文编辑:郑晓梅,张利田)

Advanced treatment of secondary aerobic unit effluent by combined constructed wetlands

ZHANG Lingling^{1,2}, YANG Yongqiang^{1,*}, ZHANG Quan^{1,2}, SUN Xiaowen^{1,2}, WU Shijun¹, CHEN Fanrong¹

1. Key Laboratory of Mineralogy and Metallogeny/Guangdong Provincial Key Laboratory of Mineral Physics and Materials, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

* Corresponding author, E-mail: yqyang@gig.ac.cn

Abstract After aerobic treatment, organic carbon is normally depleted which limits the subsequent denitrification. Therefore, three new type constructed wetlands (CWs) named as CW1, CW2 and CW3, combining tidal flow constructed wetland (TFCW) and subsurface flow constructed wetland (SSFCW), were constructed to treat effluent from aerobic unit with raw sewage as organic carbon source. In these three CWs, *Canna indica* was planted on the top surface of CW2 and CW3, down-up compound flow was used in CW1 and CW3, while one-way flow was used in CW2. At hydraulic loading rate of $30 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, COD removal efficiencies by all CWs were about 70%. The average removal efficiencies of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN and TP by CW1 were 71.2%, 51.7% and 35.9%, respectively. CW2 had the best performance on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal (91.5%) and the worst performance on TN removal (38.3%). Comparably, CW3 could remove 69.9% of TN and 62.2% of TP in average, which were higher than CW1 and CW2. Consequently, better comprehensive removal efficiencies of pollutants were achieved in CW3 with compound flow and *Canna indica*, which could provide useful information for optimizing the design of constructed wetlands and the advanced treatment of domestic sewage with low C/N ratio.

Keywords tidal flow; subsurface flow constructed wetland; *Canna indica*; domestic sewage; advanced nitrogen removal