

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.11.012

污水厂尾水复合型人工湿地深度脱氮除磷效能研究

李 姣¹, 龚本洲^{1,2}, 张 影¹, 位文强¹, 曹 猛¹, 周 健¹

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 2. 长江勘测规划设计
研究有限责任公司, 湖北 武汉 430010)

摘 要: 针对现有污水厂尾水人工湿地深度处理过程中存在的脱氮碳源缺乏和除磷效能较低的问题,构建规模为100 m³/d的基于轻质填料的人工湿地-电解、人工湿地-微藻耦合的污水厂尾水深度脱氮除磷中试系统,考察了电压、水力负荷对系统脱氮除磷效能的影响。结果表明:电压、水力负荷对系统的脱氮效能影响显著,而对除磷效能影响不显著。在温度为(20±4)℃、电压为15 V、水力负荷为0.35 m³/(m²·d)、进水BOD₅/TN为0.3~0.4的条件下,系统出水NH₄⁺-N、TN和PO₄³⁻-P浓度分别为0.93、1.50和0.04 mg/L,去除率分别为65.17%、87.91%和93.65%,达到地表水环境质量Ⅳ类标准;其中,一级、二级人工湿地对NH₄⁺-N、TN和PO₄³⁻-P去除的分担率分别为25.47%、63.17%、79.37%和39.70%、24.74%、14.28%。一级人工湿地-电解耦合系统在氮、磷去除过程中起主要作用,其中优势的反硝化功能菌属主要有Arenimonas、Hyphomicrobium、Rivibacter、Hydrogenophaga和Thauera。

关键词: 人工湿地; 污水厂尾水; 脱氮除磷; 电解; 微藻

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)11-0075-07

Performance of Two-stage Constructed Wetland for Advanced Nitrogen and Phosphorus Removal from Wastewater Treatment Plant Effluent

LI Jiao¹, GONG Ben-zhou^{1,2}, ZHANG Ying¹, WEI Wen-qiang¹, CAO Meng¹, ZHOU Jian¹

(1. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment <Ministry of Education>, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research, Wuhan 430010, China)

Abstract: In view of the shortage of carbon sources for denitrification and low phosphorus removal efficiency of constructed wetland for advanced treatment of effluent from the existing wastewater treatment plants, this paper established a pilot system with scale of 100 m³/d consisting of first-stage constructed wetland coupled with electrolysis and second-stage constructed wetland coupled with microalgae packing with lightweight media for advanced phosphorus and nitrogen removal from wastewater treatment plant, and investigated the effects of voltage and hydraulic load on phosphorus and nitrogen removal efficiency of the system. Voltage and hydraulic load had significant effects on the nitrogen removal efficiency of the system, but had no significant effects on the phosphorus removal efficiency. When the temperature, voltage, hydraulic load and BOD₅/TN ratio were (20±4)℃, 15 V, 0.35 m³/(m²·d) and 0.3~0.4,

基金项目: 长江勘测规划设计研究有限责任公司科研项目(CX2019Z28)

通信作者: 周健 E-mail: zhoujian126@126.com

respectively, the NH_4^+-N , TN and $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ in effluent were 0.93 mg/L, 1.50 mg/L and 0.04 mg/L, respectively, and their removal rates were 65.17%, 87.91% and 93.65%, respectively, which met the class IV limit specified in surface water quality standard. Among them, the removal rates of NH_4^+-N , TN and $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ in the first-stage constructed wetland were 25.47%, 63.17% and 79.37%, respectively, while those in the second-stage constructed wetland were 39.70%, 24.74% and 14.28%, respectively. The first-stage constructed wetland coupled with electrolytic system played a major role in nitrogen and phosphorus removal, and the dominant denitrifying functional bacteria were *Arenimonas*, *Hyphomicrobium*, *Rivibacter*, *Hydrogenophaga* and *Thauera*.

Key words: constructed wetland; effluent from wastewater treatment plant; nitrogen and phosphorus removal; electrolysis; microalgae

至2020年,我国已建成10 113座城镇污水处理厂,日处理能力约 $2.28 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{d}$,城镇污水处理率已达到90%以上,按现有《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准,排放尾水中携带的大量氮、磷污染物会对环境容量低的敏感接纳水体造成严重威胁^[1-2]。

污水厂尾水中氮形态主要为硝态氮,可用于脱氮的有机碳源严重不足^[3],成为尾水深度脱氮的瓶颈。近年来,反硝化生物滤池、人工湿地等技术被用于尾水的深度处理^[4-5]。通过补充碳源,污水厂尾水在反硝化生物滤池中可实现高效深度脱氮,但存在除磷效能低、运行管理复杂、处理成本高的弊端。人工湿地具有环境友好、经济、易于管理等优势^[6],但是,采用传统人工湿地进行尾水深度脱氮存在有机碳源缺乏、脱氮除磷效能低等突出问题^[7]。

近年来,利用电化学辅助人工湿地强化尾水的深度脱氮除磷工艺成为研究热点^[8],其不仅可以通过电解系统阴极产生的氢气及阳极产生的 Fe^{2+} 富集自养反硝化功能菌属脱氮,而且可以利用铁阳极电离出的 Fe^{2+} 及其衍生物进行同步除磷,具有良好的应用前景。Gao等^[8]采用以石英砂和生物陶瓷为基质的人工湿地-电解耦合系统对污水厂尾水进行深度脱氮除磷效能研究,在电流密度为 $0.07 \text{ mA}/\text{cm}^2$ 、水力停留时间为12 h时,TN、TP去除率分别在75.5%和90%以上。此外,利用微藻光合作用固定 CO_2 、吸收氮和磷的特性,构建废水微藻净化系统,无需投加碳源和除磷药剂,可实现对尾水中氮、磷的深度去除^[9]。Kube等^[9]采用固定化藻类的流化床处理尾水,当水力停留时间为12 h时,TN、TP去除率分别为46%、89%。目前,相关研究主要为小试,

鲜见工程应用的报道。

笔者针对污水厂尾水传统人工湿地深度脱氮除磷过程中存在的碳源缺乏、除磷效能低、填料容易堵塞等问题,构建了规模为 $100 \text{ m}^3/\text{d}$,基于轻质填料的人工湿地-电解(一级)、人工湿地-微藻(二级)耦合的复合型人工湿地深度脱氮除磷中试系统,采用生物亲和性良好的天然纤维轻质填料,解决了以砾石、石英砂为基质的传统人工湿地易堵塞、短流、填料更换困难等问题。研究重点考察了电压、水力负荷对人工湿地-电解耦合系统深度脱氮除磷效能,以及复合型人工湿地组合系统处理效能的影响,并利用16S rRNA高通量测序技术,探究了轻质填料人工湿地-电解耦合系统的微生物种群结构及微生物作用机制,旨在为污水厂尾水深度脱氮除磷的研究开辟新路径。

1 材料与方法

1.1 中试系统

污水厂尾水复合型人工湿地中试系统见图1,规模为 $100 \text{ m}^3/\text{d}$ 。人工湿地采用素土夯实,其上敷设高密度聚乙烯土工膜,进水管上设电磁阀、流量计,在湿地底部设置UPVC上向流布水系统,湿地基质层采用天然纤维轻质填料,通过集水渠收集出水。其中,一级人工湿地面积为 90 m^2 ,采用人工湿地-电解耦合系统,填料层高为0.8 m,电极采用长度为100 cm的铁棒,阳极、阴极直径分别为20、10 mm,采用双阴极布置方式,通电后恒压运行;二级人工湿地面积为 60 m^2 ,采用人工湿地-微藻耦合系统,填料层高为0.7 m,采用固定在人工湿地表面的麻布作为微藻固着的载体。人工湿地表面种植风车草、美人蕉、芦苇、菖蒲等水生植物。

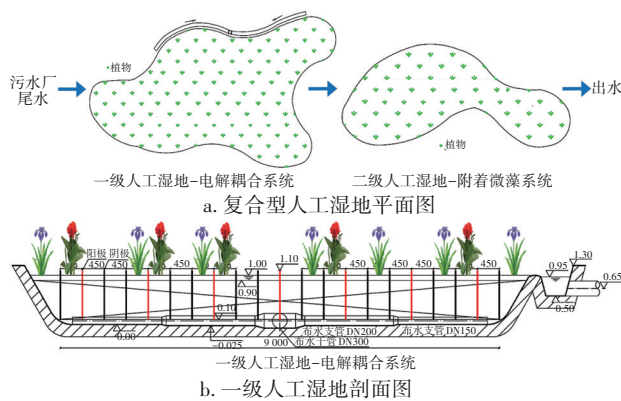


图1 复合型人工湿地中试系统示意

Fig.1 Schematics of two-stage constructed wetland

1.2 试验水质

试验用水来自某污水处理厂强化二级处理出水,其水质指标达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级B标准。试验期间进水水质如下:COD为15~40 mg/L, BOD₅为3~6 mg/L, SS为4~17 mg/L, TN为10~14 mg/L, NH₄⁺-N为2~4 mg/L, TP为0.3~1 mg/L。

1.3 试验方法

试验期间采集进水、一级湿地出水、二级湿地出水水样,采用《水和废水监测分析方法》(第4版)中方法测定 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、TN、PO₄³⁻-P、总铁等水质指标。

1.3.1 复合型人工湿地启动方法

一级人工湿地接种脱水污泥1 g/L,在温度为(30±3)℃、电压为15 V、水力负荷为0.7 m³/(m²·d)的条件下启动运行;一级人工湿地出水进入二级人工湿地,后者采用自然挂膜,在温度为(30±3)℃、水力负荷为0.7 m³/(m²·d)的条件下启动运行。

1.3.2 脱氮除磷效能影响因素研究方法

分阶段考察电压、水力负荷对复合型人工湿地脱氮除磷效能的影响。阶段1:在温度为(20±4)℃、电压为10 V(一级)、水力负荷为0.70 m³/(m²·d)的条件下运行;阶段2:在温度为(20±4)℃、电压为15 V(一级)、水力负荷为0.70 m³/(m²·d)的条件下运行;阶段3:在温度为(20±4)℃、电压为15 V(一级)、水力负荷为0.35 m³/(m²·d)的条件下运行。

2 结果与讨论

2.1 复合型人工湿地启动

复合型人工湿地启动阶段 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN、PO₄³⁻-P的逐日变化如图2所示。

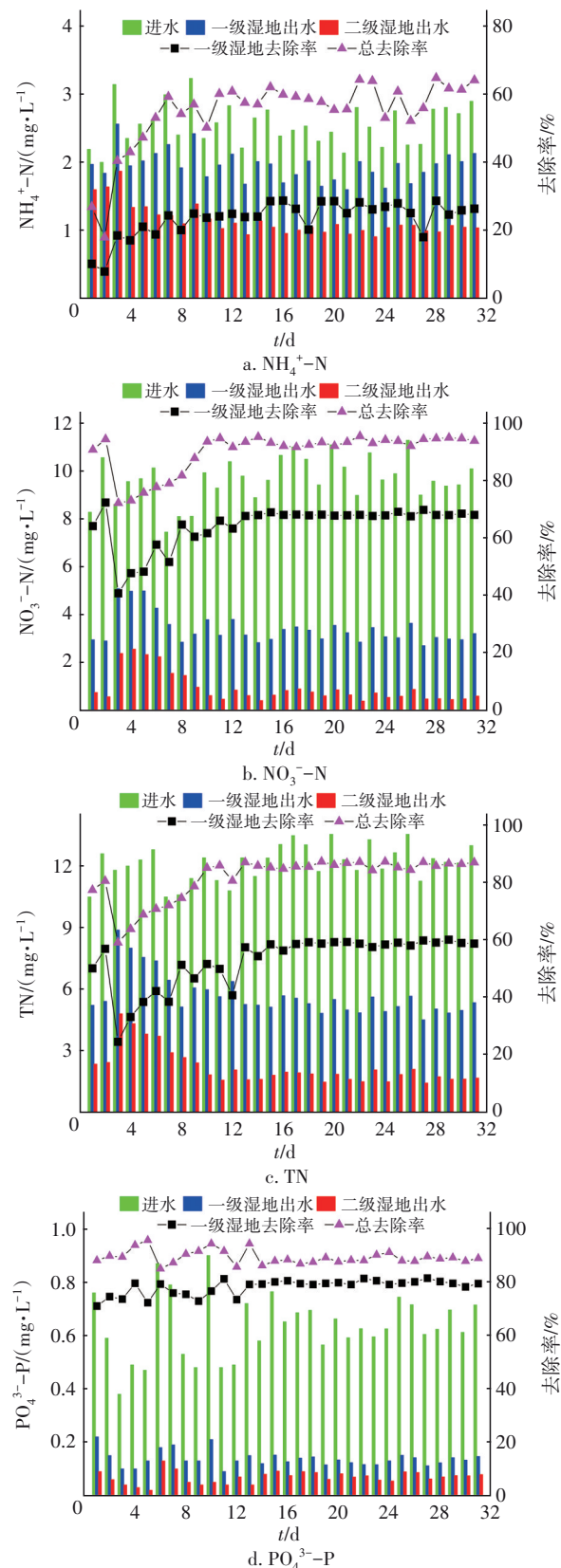


图2 复合型人工湿地启动阶段氮、磷逐日变化

Fig.2 Daily change of nitrogen and phosphorus during two-stage constructed wetland start-up period

由图2(a)~(c)可知,随着人工湿地运行时间的增加,复合型人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN的去除率呈现先增加后降低、之后又逐渐增加的规律。分析认为,在启动初期,接种污泥含有部分碳源,使得系统的氮去除率升高;之后,由于接种污泥中碳源耗尽,且系统内自养脱氮微生物还未得以富集,导致脱氮效能降低;但随着系统运行时间的增加,自养脱氮功能菌属逐渐得到有效富集,人工湿地的脱氮效能逐渐提高,最终趋于稳定。在人工湿地稳定运行阶段,复合型人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN的总去除率分别为59.42%、93.57%、86.02%;其中,一级和二级人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN去除的分担率分别为26.16%、68.30%、58.77%和33.26%、25.27%、27.25%。试验结果表明,一级人工湿地对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除的分担率较高,一方面人工湿地-电解耦合系统可以形成较低的ORP,为反硝化作用提供有利的缺氧条件,同时,阴极产生的 H_2 、阳极电离出的 Fe^{2+} 等作为电子供体,可以促进自养反硝化菌群的富集,在无有机碳源的条件将硝态氮

还原为氮气^[8];另一方面,一级人工湿地可以通过植物的吸收作用去除氨氮。二级人工湿地主要利用以二氧化碳为碳源的微藻吸收水中的氨氮、硝态氮等营养物质,通过微藻的光合作用实现对尾水中氮的去除^[10]。

由图2(d)可知,复合型人工湿地稳定运行后,二级人工湿地出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均浓度降至 $(0.08\pm 0.01)\text{ mg/L}$,总去除率达到88.59%。其中,一级人工湿地对磷去除的分担率为79.87%,二级人工湿地对磷去除的分担率为8.72%。在稳定运行阶段,一级人工湿地-电解耦合系统出水中总铁平均浓度为 $(9.89\pm 0.54)\text{ mg/L}$,铁阳极电离出的亚铁离子及其衍生物可通过沉淀或吸附反应,在尾水磷的深度去除中发挥主要作用^[8];同时,系统中固着的微藻吸收磷用于自身的生长,从而促进磷的去除。

2.2 脱氮除磷效能影响因素

2.2.1 电压对一级人工湿地-电解系统的影响

电压对一级人工湿地-电解耦合系统脱氮除磷效能的影响见表1。

表1 不同阶段复合型人工湿地的脱氮除磷效能

Tab.1 Nitrogen and phosphorus removal performance of two-stage constructed wetland during different stages

项 目		进水/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	一级湿地出水/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	二级湿地出水/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	一级湿地 去除率/%	二级湿地 去除率/%	总去除率/%
阶段1	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2.58 ± 0.55	1.95 ± 0.50	1.25 ± 0.30	24.42	27.13	51.55
	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	0.06 ± 0.03	0.41 ± 0.13	0.15 ± 0.05	—	—	—
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	9.03 ± 1.10	4.57 ± 1.20	2.57 ± 0.80	49.39	22.15	71.54
	TN	11.70 ± 1.10	6.26 ± 0.80	3.97 ± 0.70	46.50	19.57	66.07
	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.62 ± 0.23	0.14 ± 0.10	0.04 ± 0.03	77.42	16.13	93.55
阶段2	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2.45 ± 0.60	2.00 ± 0.40	1.32 ± 0.20	18.37	27.75	46.12
	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	0.12 ± 0.04	0.51 ± 0.05	0.21 ± 0.12	—	—	—
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	9.35 ± 1.30	3.75 ± 0.80	1.67 ± 0.60	59.89	22.24	82.14
	TN	11.92 ± 0.90	5.48 ± 0.80	3.20 ± 0.71	54.03	19.12	73.15
	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.60 ± 0.25	0.12 ± 0.07	0.05 ± 0.02	80.00	11.67	91.67
阶段3	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2.67 ± 0.50	1.99 ± 0.50	0.93 ± 0.30	25.47	39.70	65.17
	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	0.12 ± 0.06	0.48 ± 0.15	0.09 ± 0.05	—	—	—
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	9.62 ± 0.80	2.82 ± 0.50	0.48 ± 0.30	70.69	24.32	95.01
	TN	12.41 ± 1.20	4.57 ± 0.60	1.50 ± 0.50	63.17	24.74	87.91
	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.63 ± 0.23	0.13 ± 0.10	0.04 ± 0.03	79.37	14.28	93.65

由表1可知,随着电压增加,一级人工湿地-电解耦合系统的脱氮效能提高。当电压从10 V增加至15 V时,一级人工湿地-电解耦合系统出水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN的平均浓度分别从 (4.57 ± 1.20) 、 $(6.26\pm 0.80)\text{ mg/L}$ 降至 (3.75 ± 0.80) 、 (5.48 ± 0.80)

mg/L , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN的去除率分别从49.39%、46.50%提高至59.89%、54.03%,分别提高了10.50%、7.53%,但系统对氨氮的去除率从24.42%降低至18.37%。分析认为,增加电压有利于提高系统对硝态氮的去除效能。随着电压升高,电流密度增大,

阴极可产生更多的氢气,阳极可电离出更多的亚铁离子,从而为自养反硝化提供更多的电子供体,强化了自养反硝化过程;此外,电压增大,有利于加强电化学还原去除硝态氮的作用。随着电压升高,一级人工湿地对氨氮的去除效能降低,这是因为电解过程会产生氨氮副产物^[11],且电压越高,电解过程产生的氨氮越多。

由表 1 还可知,当电压从 10 V 增加至 15 V 时,一级人工湿地-电解耦合系统出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度从 $(0.14\pm0.10)\text{ mg/L}$ 降低为 $(0.12\pm0.07)\text{ mg/L}$,去除率由 77.42% 提高至 80.00%;同时,当电压为 10、15 V 时,系统出水中总铁平均浓度分别为 (4.39 ± 1.02) 、 $(6.80\pm1.52)\text{ mg/L}$ 。随着电压增加,系统内 Fe/P 增大,更高浓度的溶解性铁为去除磷酸盐提供了更多的结合位点,从而提高了系统对磷的去除效能。

试验结果表明,当电压从 10 V 增加至 15 V 时,平均电流从 0.23 A 提高至 0.28 A,单位水耗电量从 $0.06\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 提高至 $0.10\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$ 。电压升高会导致电能消耗增加、处理成本提高,因此,不再继续提高电压。

2.2.2 水力负荷对复合型人工湿地效能的影响

水力负荷对复合型人工湿地脱氮除磷效能的影响见表 1。可知,水力负荷对复合型人工湿地脱氮效能影响显著。当水力负荷从 $0.70\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 降低至 $0.35\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,复合型人工湿地对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN 的总去除率分别从 46.12%、82.14%、73.15% 提高至 65.17%、95.01%、87.91%,分别提高了 19.05%、12.87%、14.76%。水力负荷降低相当于增加了人工湿地的水力停留时间,有利于提高系统的脱氮效能^[8]。

由表 1 可知,水力负荷对复合型人工湿地磷酸盐的去除效能影响不显著。当水力负荷从 $0.70\text{ m}^3/$

$(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 降低至 $0.35\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的总去除率从 91.67% 提高至 93.65%,仅增加 2%;一级人工湿地对磷酸盐的去除率基本不变,二级人工湿地对磷酸盐的去除率略有升高。分析认为,当水力负荷为 $0.70\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,一级人工湿地出水中总铁浓度分别为 (6.80 ± 1.52) 、 $(7.52\pm0.89)\text{ mg/L}$,一级人工湿地-电解耦合系统可以电离出足够的铁离子,满足磷酸盐去除的需求;水力负荷降低、水力停留时间增加有利于微藻对磷的吸收,促进了二级人工湿地除磷效能的提升。

上述试验结果表明,当电压为 15 V、水力负荷为 $0.35\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ 时,出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的平均浓度分别为 0.93、1.50、0.04 mg/L,基本达到地表水环境质量Ⅳ类标准;系统的耗电量为 $0.20\text{ kW}\cdot\text{h}/\text{m}^3$,处理成本相较于投加碳源的方式降低了 30%~50%。

2.3 微生物种群

为探究系统微生物种群结构的变化,采集接种污泥和一级人工湿地-电解系统稳定运行后的污泥(取湿地上、中、下混合样)为送检的生物样品,离心后于 $-40\text{ }^\circ\text{C}$ 下保存,送至生物公司进行 16S rRNA 高通量测序,对 V3-V4 区域进行扩增,利用 Illumina 平台对 PCR 产物进行测序,利用 Silva 数据库进行分析。

一级人工湿地-电解耦合系统的微生物多样性指数见表 2。接种污泥及一级人工湿地-电解耦合系统生物样品的 Coverage 指数分别为 0.991 073、0.986 089,说明测试结果代表了样品中微生物的真实情况。相较于接种污泥,人工湿地-电解耦合系统稳定运行后,生物样品的 Sobs、Ace 和 Chao 指数均升高,说明其微生物群落丰富度有所提高;生物样品的 Shannon 指数升高、Simpson 指数降低,说明其微生物群落多样性有所提高。

表 2 微生物多样性指数

Tab.2 Microbial diversity index

样 品	Sobs	Shannon	Simpson	Ace	Chao	Coverage
接种污泥	897	4.896 84	0.036 293	1 083.383 960	1 116.009 259	0.991 073
人工湿地-电解	1 163	5.385 86	0.012 569	1 519.418 355	1 545.139 241	0.986 089

门水平上的微生物群落结构及相对丰度如图 3 所示。接种污泥中优势菌门主要有 *Chloroflexi* (56.96%)、*Actinobacteria* (13.13%)、*Proteobacteria* (10.86%)、*Bacteroidetes* (5.99%)、*Acidobacteria*

(5.36%)、*Patescibacteria* (2.62%) 等。系统稳定运行之后,一级人工湿地-电解耦合系统优势菌门主要为 *Proteobacteria* (44.25%)、*Chloroflexi* (22.19%)、*Actinobacteria* (10.77%)、*Acidobacteria*

(6.46%)、*Firmicutes* (3.81%)、*Bacteroidetes* (3.05%)。与接种污泥相比,一级人工湿地-电解耦合系统阴极区优势菌门的种类变化不大,而相对丰度发生了变化。其中,*Proteobacteria* 成为阴极区最主要的优势菌门,与接种污泥相比,其相对丰度由10.86%增加至44.25%。有关研究表明,许多具有反硝化功能的菌属属于 *Proteobacteria* 菌门^[12],由此可知系统中部分优势菌门具有反硝化功能。

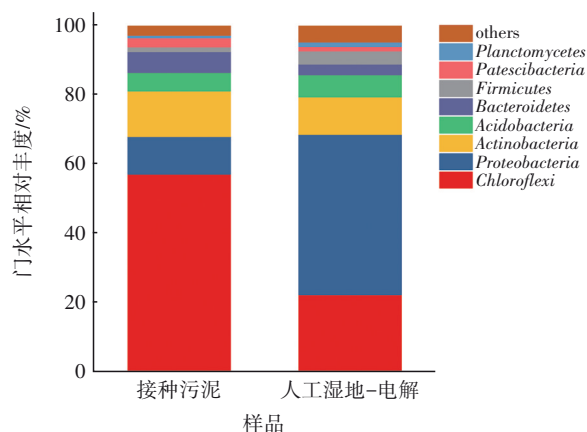


图3 微生物群落结构(门水平)

Fig.3 Microbial community structure at phylum level

为进一步解析系统内微生物的作用机制,对一级人工湿地-电解耦合系统生物样品及接种污泥在属水平上的微生物群落结构进行分析,结果如图4所示。

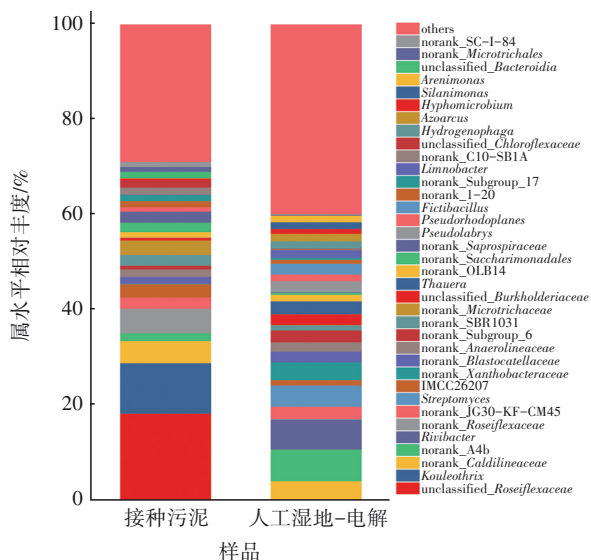


图4 微生物群落结构(属水平)

Fig.4 Microbial community structure at genus level

由图4可知,系统中具有反硝化功能的优势菌属有 *Rivibacter* (6.28%)、*norank_Xanthobacteraceae*

(3.73%)、*unclassified_Burkholderiaceae* (2.27%)、*Pseudorhodoplanes* (1.40%)、*Thauera* (2.71%)、*Hydrogenophaga* (1.56%)、*Silanimonas* (1.42%)、*Arenimonas* (1.39%)、*Hyphomicrobium* (1.02%)等。其中 *Hyphomicrobium* 为铁型反硝化菌属; *Thauera*、*Hydrogenophaga* 属于氢自养反硝化菌属;在人工湿地-电解耦合系统中, *Arenimonas* 可直接利用来自阳极的电子进行硝态氮的还原^[13];其他菌属被报道为异养反硝化菌属。上述结果表明,系统成功富集了多种反硝化功能菌属,通过铁自养反硝化、氢自养反硝化及异养反硝化菌属的多种脱氮路径的协同作用,实现了一级人工湿地的高效脱氮。

接种污泥中反硝化优势功能菌属有 *unclassified_Burkholderiaceae* (0.55%)、*Hyphomicrobium* (0.45%)、*Pseudorhodoplanes* (0.93%)等, *Thauera*、*Arenimonas*、*Hydrogenophaga* 的相对丰度均低于0.1%。与接种污泥相比,一级人工湿地-电解耦合系统中反硝化功能菌属得到了有效富集,从而提高了其脱氮效能。

3 结论

① 在温度为(30±3)℃、电压为15 V、水力负荷为0.70 m³/(m²·d)的条件下,复合型人工湿地运行10 d启动完成,系统对NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN、PO₄³⁻-P的平均去除率分别为59.42%、93.57%、86.02%、88.59%。

② 电压对人工湿地-电解耦合系统脱氮效能影响显著,对除磷效能影响不显著。当电压从10 V增加至15 V时,系统对TN的去除率从66.07%提高至73.15%。

③ 水力负荷对复合型人工湿地脱氮效能影响显著,对除磷效能影响不显著。当水力负荷从0.70 m³/(m²·d)降低至0.35 m³/(m²·d)时,复合型人工湿地对TN的去除率提高了14.76%,而对PO₄³⁻-P的去除率仅提高了2%。

④ 人工湿地-电解耦合系统富集出多种反硝化功能菌属,主要包括 *Rivibacter*、*Hyphomicrobium*、*Hydrogenophaga*、*Thauera*、*Arenimonas*。

参考文献:

- [1] SMITH V H, WOOD S A, MCBRIDE C G, et al. Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua,

- New Zealand [J]. *Inland Waters*, 2016, 6 (2) : 273-283.
- [2] SCHINDLER D W, CARPENTER S R, CHAPRA S C, *et al.* Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50: 8923-8929.
- [3] ZHANG P, PENG Y, LU J, *et al.* Microbial communities and functional genes of nitrogen cycling in an electrolysis augmented constructed wetland treating wastewater treatment plant effluent [J]. *Chemosphere*, 2018, 211: 25-33.
- [4] 孔令为, 邵卫伟, 梅荣武, 等. 浙江省城镇污水处理厂尾水人工湿地深度提标研究[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(2): 39-43.
- KONG Lingwei, SHAO Weiwei, MEI Rongwu, *et al.* Study on constructed wetland for advanced treatment of terminal effluent of wastewater treatment plant in Zhejiang Province [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(2): 39-43 (in Chinese).
- [5] 王楠, 王晓昌, 刘言正, 等. 横流式复合生物滤池用于污水处理厂尾水深度处理[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(22): 117-120.
- WANG Nan, WANG Xiaochang, LIU Yanzheng, *et al.* Application of cross-flow hybrid biofilter to tertiary treatment of effluent from wastewater treatment plant [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(22): 117-120 (in Chinese).
- [6] LI M, WU H, ZHANG J, *et al.* Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: effect of C/N ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 240: 157-164.
- [7] 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.
- HUANG Jinlou, CHEN Qin, XU Lianhuang. Problems and countermeasures in the application of constructed wetlands [J]. *Environmental Science*, 2013, 34 (1) : 401-408 (in Chinese).
- [8] GAO Y, XIE Y, ZHANG Q, *et al.* Intensified nitrate and phosphorus removal in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland [J]. *Water Research*, 2017, 108: 39-45.
- [9] KUBE M, MOHSENI A, FAN L, *et al.* Energy and nutrient recovery by treating wastewater with fluidised-beds of immobilised algae [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 38: 101585.
- [10] CHAN A, SALSALI H, MCBEAN E. Nutrient removal (nitrogen and phosphorous) in secondary effluent from a wastewater treatment plant by microalgae [J]. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 2014, 41(2): 118-124.
- [11] GAO Y, ZHANG W, GAO B, *et al.* Highly efficient removal of nitrogen and phosphorus in an electrolysis integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland amended with biochar [J]. *Water Research*, 2018, 139: 301-310.
- [12] 郭露, 汪晓军, 秦嘉富, 等. 碳源投加方式对短程反硝化性能的影响[J]. *中国给水排水*, 2022, 38 (3) : 74-80.
- GUO Lu, WANG Xiaojun, QIN Jiafu, *et al.* Effect of carbon source dosing mode on partial denitrification performance [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38 (3) : 74-80 (in Chinese).
- [13] ZHANG Z, HAN Y, XU C, *et al.* Effect of low-intensity direct current electric field on microbial nitrate removal in coal pyrolysis wastewater with low COD to nitrogen ratio[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 287: 121465.

作者简介:李姣(1995-),女,湖北襄阳人,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制。

E-mail:274996468@qq.com

收稿日期:2021-01-08

修回日期:2021-01-29

(编辑:沈靖怡)