

文章编号: 1000-5641(2018)06-0059-09

垂直流人工湿地强化农村生活污水脱氮试验研究

崔 贺^{1,2}, 陆昕渝^{1,2}, 常越亚^{1,2}, 黄民生^{1,2},
李 丹^{1,2}, 何 岩^{1,2}, 曹承进^{1,2}

(1. 华东师范大学 生态与环境科学学院, 上海 200241;

2. 华东师范大学上海市城市化生态过程与生态恢复重点实验室, 上海 200241)

摘要: 以“陶粒”单一填料和“陶粒+沸石”组合填料的两种垂直流人工湿地试验装置为研究对象, 评价两种试验装置用于农村生活污水的脱氮性能, 并结合湿地植物对 TN 去除的贡献率及微生物群落多样性解析其脱氮机理, 以期为该湿地系统服务于农村生活污水强化脱氮的工程化应用提供理论依据. 结果表明: 采用“陶粒+沸石”组合填料的垂直流人工湿地对污水中 NH_4^+-N 及 TN 的平均去除率高于采用“陶粒”单一填料的垂直流人工湿地的 23% 和 25%, 且其出水的 NH_4^+-N 及 TN 浓度均满足一级 B 标准(GB 18918—2002)的要求; 两种垂直流人工湿地中植物吸收对污水中 TN 去除的贡献率均低于 0.5%, 因此填料吸附和微生物净化是该湿地系统脱氮的主要途径; 采用“陶粒+沸石”组合填料的垂直流人工湿地中的微生物群落结构具有更高的多样性; 组合填料式人工湿地的植物根系及填料中具备丰富的硝化和反硝化功能菌群, 从而为该湿地系统应用于农村生活污水的强化脱氮提供了有力保障.

关键词: 垂直流人工湿地; 填料组合方式; 农村生活污水; 强化脱氮; 微生物群落

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **DOI:** 10.3969/j.issn.1000-5641.2018.06.007

Enhanced denitrification for rural domestic sewage by a vertical flow constructed wetland

CUI He^{1,2}, LU Xin-yu^{1,2}, CHANG Yue-ya^{1,2}, HUANG Min-sheng^{1,2}, LI Dan^{1,2},
HE Yan^{1,2}, CAO Cheng-jin^{1,2}

(1. School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University,
Shanghai 200241, China;

2. Shanghai Key Laboratory for Urban Ecological Processes and Eco-Restoration,
East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: Two pilot-scale vertical flow artificial wetlands with “ceramic” as a single filler and “ceramic+zeolite” as composite fillers were studied, and their respective denitrification performance for rural domestic sewage was evaluated. To understand the denitrification mechanism of the two wetlands, the contribution rate of nitrogen removal by plant

收稿日期: 2018-09-04

基金项目: 国家自然科学基金(41877477); 国家科技重大专项(2018ZX07208008)

第一作者: 崔 贺, 男, 博士研究生, 研究方向为水环境治理与修复. E-mail: 2625367386@qq.com.

通信作者: 黄民生, 男, 教授, 博士生导师, 研究方向为水环境治理与修复.

E-mail: mshuang@des.ecnu.edu.cn.

absorption and the diversity of the microbial community were analyzed. The object of this study was to provide a theoretical basis for the application of this wetland design to enhance denitrification at rural domestic sewage treatment plants. The results show that the mean removal rate of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN by the vertical flow artificial wetland with “ceramic+zeolite” as composite fillers was 23% and 25% higher, respectively, than that of “ceramic” as single filler; the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN concentration of the “ceramic+zeolite” wetland both attained Grade 1-B (GB 18918—2002). The contribution rate of plant absorption for nitrogen removal in the two wetlands was both less than 0.5%. Hence, nitrogen removal was primarily dependent on adsorption by the filler materials and purification by microorganisms. The biofilm of plant roots and fillers in the wetland with “ceramic+zeolite” composite filler had better microbial community diversity. The concentration of bacteria with nitrogen removal capability (nitrification and denitrification) in the two vertical flow constructed wetlands were substantial, enabling enhanced denitrification of rural domestic sewage.

Keywords: vertical flow constructed wetland; fillers combination; rural domestic sewage; enhanced denitrification; microbial community

0 引言

近年来, 国家已逐步加大对农村地区生活污水厂建设的投入^[1]. 然而, 现有农村生活污水厂普遍存在技术和资金短缺、监管不到位及运行维护不善的问题, 致使多数污水厂不能正常运转, 农村生活污水的水质未经有效净化便直接排放, 特别是氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)及总氮(TN)的过量排放问题尤为突出^[2]. 农村生活污水中氮素的超量排放是造成农村地区水环境恶化和水生态退化的主要原因之一^[3-4]. 因此, 亟需对现有非正常运转的农村生活污水厂进行强化脱氮改造, 以使其出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TN 达到一级 B 标准(GB 18918—2002)的要求($\text{NH}_4^+\text{-N} \leq 8 \text{ mg/L}$, $\text{TN} \leq 20 \text{ mg/L}$).

垂直流人工湿地作为一种新兴的污水生态处理技术, 在水力负荷率、污染物净化性能、运维管理等方面具备明显优势^[5-6], 现已广泛应用于农村地区的生活污水净化及地表水体修复领域. 然而, 采用垂直流人工湿地作为现有非正常运转的农村生活污水厂的后续工艺进行强化脱氮的研究还鲜见报道. 另外, 国内外对垂直流人工湿地的试验研究多集中在单一填料的净化特性, 而将不同填料进行组合的湿地的净化性能研究得尚不透彻. 例如: 陶粒和沸石, 这两种填料不仅廉价易得, 而且陶粒能够通过其表面的多孔结构促进生物膜的生长与微生物的代谢活性, 沸石则因其良好的氨氮吸附性能常被用于污水中氨氮的去除^[7-8]. 然而, 将陶粒和沸石作为垂直流人工湿地组合填料的试验研究较少, 且对于组合填料的净化机制尚不十分明确.

因此, 本研究选取垂直流人工湿地用于农村生活污水的强化脱氮试验, 并选取陶粒和沸石作为其组合填料, 通过研究该湿地系统对农村生活污水的脱氮性能, 并结合湿地植物对 TN 去除的贡献率及微生物群落结构多样性解析该湿地系统的脱氮机理, 以期为该湿地系统服务于农村生活污水强化脱氮的工程化应用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行条件

试验设置了 2 组平行的垂直流人工湿地中试装置: 湿地 1(W1)和湿地 2(W2)(如图 1(a)

和(b)所示). 本试验于 2015 年 4 月底在室外开展. 两个湿地系统的表面积均为 0.70 m^2 ($L \times D=1.00\text{ m} \times 0.70\text{ m}$), 净容积均为 0.49 m^3 ($L \times W \times H=1.00\text{ m} \times 0.70\text{ m} \times 0.70\text{ m}$), 均选取菖蒲作为其栽培植物(W1 和 W2 各种植了 20 株), 并采用穿孔配水管于填料上表面均匀布水(如图 1(c)所示), 且湿地水位低于填料上表面 2~5 cm. W1 和 W2 的出水重力自流至各自的出水池($L \times W \times H=0.70\text{ m} \times 0.30\text{ m} \times 0.70\text{ m}$), 出水池的水体通过蠕动泵匀速泵出. W1 只填充 70 cm 陶粒, W2 上层填充 45 cm 陶粒、下层填充 25 cm 沸石. 上述陶粒和沸石均购置于江苏省昆山市. W1 和 W2 的填料种类、配比及规格详见表 1.

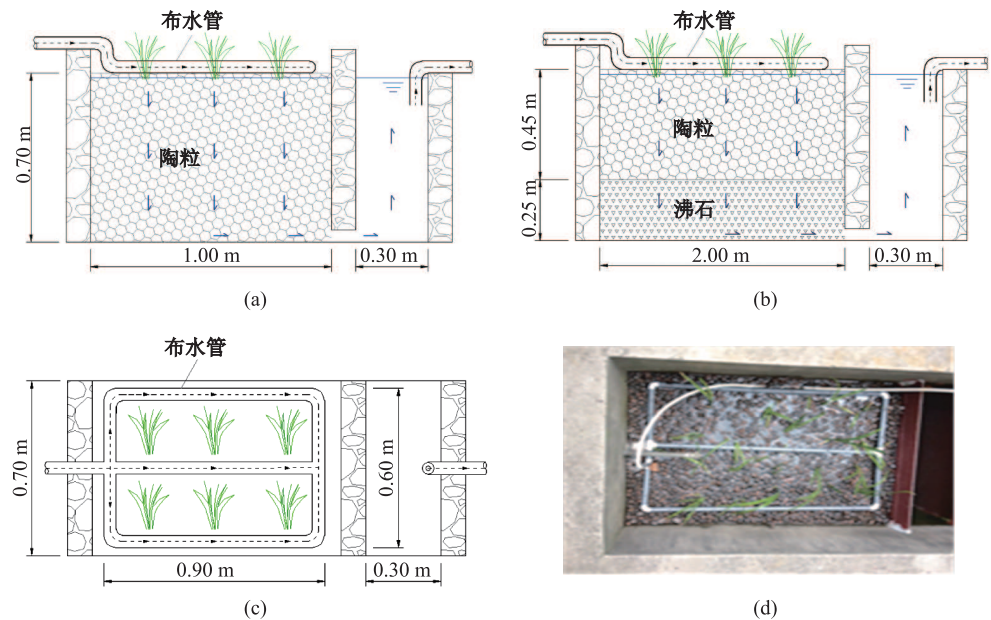


图 1 W1 和 W2 构造示意图和实物图

Fig. 1 Schematic diagram and photo of structure for W1 and W2

表 1 垂直流湿地的填料类型、配比及规格

Tab. 1 Filler type, proportion and specification for the vertical flow wetlands					
湿地编号	填料材质	填充高度/m	质量/kg	粒径/mm	孔隙率/%
W1	生物陶粒	0.7	235	20~30	75
W2	生物陶粒	0.45	150	20~30	75
	天然斜发沸石	0.25	45	5~10	50

W1 和 W2 的进、出水流量(Q)均为 $0.21\text{ m}^3/\text{d}$, 水力负荷率(HLR)= $0.30\text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 水力停留时间(HRT)= 56 h . W1 和 W2 的进水水质采用南岛试验基地的非正常运转的厌氧/好氧(A/O)系统出水(用于模拟非正常运转的农村生活污水厂出水, 该出水水质劣于我国城镇污水厂的一级 B 排放标准), 其主要水质指标为 NH_4^+-N $23.9\sim36.9\text{ mg/L}$, 硝酸盐氮(NO_3^--N) $2.8\sim6.8\text{ mg/L}$, TN $35.7\sim47.8\text{ mg/L}$, 化学需氧量(COD_{Cr}) $84.9\sim99.6\text{ mg/L}$. 本试验于该系统稳定运行 1 个月后启动.

1.2 样品采集与检测方法

自 2015 年 5 月至 2016 年 9 月, 每隔两周对 W1 和 W2 的出水池进行水样采集(采样深度约为水面下 20 cm). 水样的 COD_{Cr} 、 TN 、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 NO_2^--N 的测定于 24 h 内在实验

室完成. 采样期间避开降雨(雨停 24 h 后), 以避免雨水对该湿地系统进、出水水质的影响. 上述指标的测定方法参照《水和废水监测分析方法》(第四版). 无特别说明外, 所用试剂均为分析纯, 实验用水为新鲜去离子水.

在本试验过程中, 定期记录植物高度, 并对生长初期、生长旺盛期以及衰亡期的植物样本做分析. 此外, 在试验的始末阶段, 分别对 W1 和 W2 栽培的植物进行采集. 样本采集利用“S”形采样法选取 5 株植株作为一个样本, 共计 2 个样本. 测定上述样本的氮含量, 并依照相关文献所述方法计算植株吸收对污水中 TN 去除的贡献率^[9].

湿地单元共计 5 个生物膜样本, 其中湿地 1 菖蒲根系样本记为 W1R, 湿地 2 菖蒲根系样本记为 W2R, 湿地 1 中陶粒顶面以下 10 cm 深度的陶粒生物膜样本记为 W1U, 湿地 2 中陶粒顶面以下 10 cm 深度的陶粒生物膜样本记为 W2U, 湿地 2 中沸石顶面以下 10 cm 深度的沸石生物膜样本记为 W2D. 根系表面采样方法: 用剪刀剪掉根部(小心根系表面附着物), 放入自封袋, 立即带回实验室冷藏; 快速用事先准备好的锥形瓶装好适量无菌水与样品, 振荡, 待根系表面附着物振荡脱落入锥形瓶后, 倒入离心管离心, 取离心管下部固体物, 冷冻; 填料采样方法: 湿地填料用小铁铲采取, 其余步骤和上述根系表面采样方法相同. 以上采样器材在使用前均经过无菌处理, 同时联系生工生物工程(上海)股份有限公司尽快取样.

1.3 微生物群落多样性分析

生工生物工程(上海)股份有限公司采用 Power Soil DNA 分离试剂盒提取 5 个样品中的 DNA. 采用 1% 的琼脂糖凝胶电泳检测提取的细菌总 DNA. 对 16S rRNA 基因的 V3—V4 高变区片段进行 PCR 扩增, 引物序列为 515F(GTGCCAGCMGCCGCGGTAA)和 909R(CCCCGYCAATTCMTTTRAGT). 随后在该公司的 Illumina MiSeq 平台上进行高通量测序分析, 得到原始图像数据文件经 CASAVA 碱基识别分析转化为原始测序序列, 结果以 FASTQ 文件格式储存. 利用 Mothur 对原始序列进行校正, 去除序列中的嵌合体, 得到优化序列; 在 97% 的相似性水平上将序列划分可操作分类单元(operational taxonomic units, OTUs); 采用 RDP Classifier 贝叶斯算法对 97% 相似水平的 OTU 代表序列进行分类分析, 并在门和属水平上统计每个样品的群落组成^[10].

1.4 数据处理

数据统计分析采用 Excel 2016 软件, 图表绘制采用 Origin 9.1 软件, 并用 SPSS 20.0 软件对各项指标进行 Pearson 相关性分析及 ANOVA 方差分析.

2 结果与分析

2.1 湿地对污水中 NH_4^+ -N 的去除性能

为评价 2 种垂直流人工湿地系统的实际运行效果, 本文将试验运行按照季节分为 5 个阶段, 分别是: 2015 年夏、2015 年秋、2015 年冬、2016 年春及 2016 年夏. 图 2(a)展示了湿地系统各阶段的 NH_4^+ -N 平均浓度及其去除率. NH_4^+ -N 的进水浓度波动较大, 且冬季和春季的进水 NH_4^+ -N 浓度明显高于夏季和秋季. 在试验过程中, W1 出水的 NH_4^+ -N 浓度均未达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)规定的一级 B 标准, 而 W2 出水的 NH_4^+ -N 在 2015 年夏、秋季可满足一级 A 标准, 在 2015 年冬季仍可满足一级 B 标准.

试验结果还显示: W2 对 NH_4^+ -N 的去除率始终高于 W1, 且 W1 和 W2 对 NH_4^+ -N 的去除率具有显著差异性($p < 0.05$). 这表明添加沸石填料的试验组能够明显提高垂直流人工湿地对 NH_4^+ -N 的去除效果. 然而 W1 和 W2 在试验的最后阶段对 NH_4^+ -N 的去除率均有明显下降(W1 降低至 25%, W2 降低至 58%), 可能的原因是湿地填料发生了堵塞. 垂直流人工湿地填料层的堵塞会造成其渗透系数急剧下降, 严重影响填料的吸附效果^[11]. 综合而言, 采用“陶粒+沸石”组合

填料的垂直流人工湿地对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均去除率高于采用“陶粒”单一填料的垂直流人工湿地的 23%, 其原因主要是沸石填料的加入强化了湿地系统对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附作用。

2.2 湿地对污水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除性能

图 2(b)展示了 W1 和 W2 在各试验阶段的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 进出水平均浓度变化趋势。进水的浓度仅为进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的 0.1~0.3 倍, 说明进水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量较低。但由第 2.1 节的分析结果可知, W1 和 W2 中均存在强烈的硝化作用, 这为水体中氮素的反硝化提供了反应基质($\text{NO}_3^-\text{-N}$)。试验各阶段 W1 和 W2 出水的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度没有显著性差异($p < 0.05$), 表明“陶粒+沸石”的填料组合相比单一陶粒填料对垂直流人工湿地系统的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 去除并无明显影响。

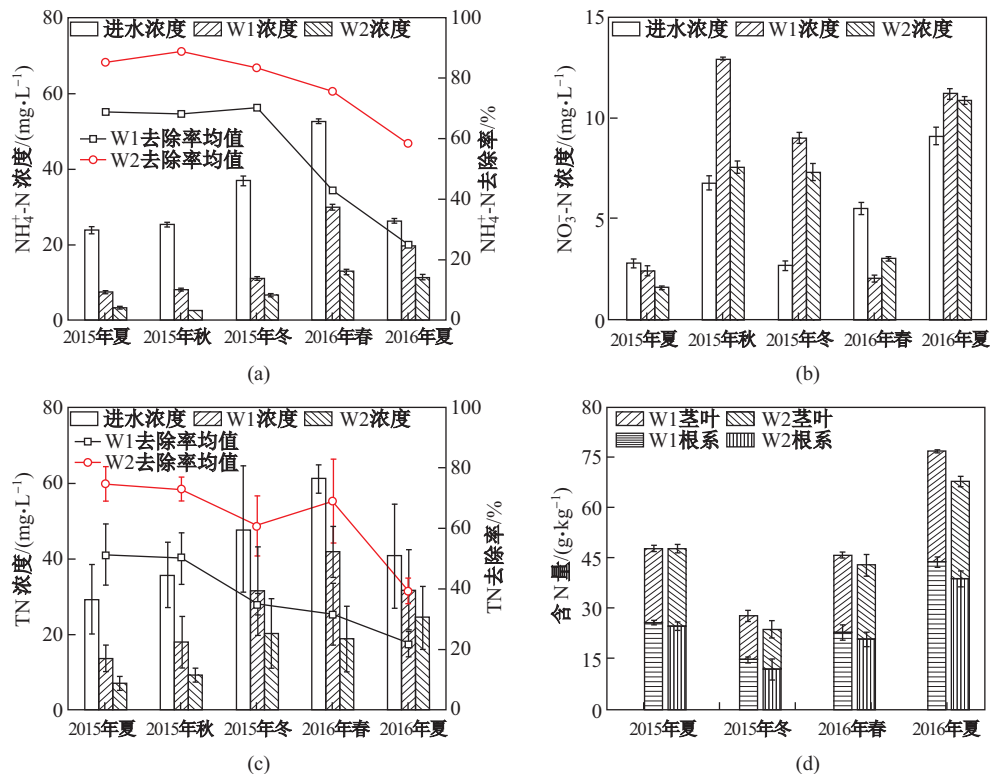


图2 W1 和 W2 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (a)、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b) 和 TN (c) 的去除性能及菖蒲不同生长阶段的茎、叶的含 N 量 (d)

Fig. 2 For wetlands W1 and W2, the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (a), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (b), and TN (c) removal performance and N content in the stems and leaves and the roots of calamus in different growing stages (d)

湿地系统对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的去除主要依靠反硝化菌群的反硝化作用^[12]。由试验结果可知, W1 出水的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度大于 W2; 由于出水的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 主要是由进水本身含有的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和硝化菌硝化作用生成的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 组成, 这说明 W1 的硝化能力大于 W2, 而 W2 的反硝化能力强于 W1。Zhao 等研究发现, C/N 在 2.5~5.0 时人工湿地对污水中氮素的去除效果最好^[13]。本试验湿地系统的进水 COD_{Cr} 浓度偏低(大多阶段 C/N 低于 2.5)。污水厂进水中往往由于缺少碳源而限制湿地对硝酸盐氮的反硝化作用^[14]。在 C/N 条件极为不利的条件下, W2 的反硝化能力仍然较高, 这一方面可能是由于植物根系分泌物和植物根系的腐烂物为异养反硝化菌提供了碳源, 另一方面可能是由于下层沸石较小的孔隙率减弱了水体复氧效应, 从而使下层水体更易在缺氧环境下

发生反硝化。

2.3 湿地对污水中 TN 的去除性能

图 2(c)展示了 W1 和 W2 在 5 个季度中的 TN 平均浓度及去除率变化趋势。TN 进水的平均浓度与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水平均浓度呈正相关($r=0.963^{**}$, $p=0.008$), 主要原因是湿地系统进水中的氮素以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主要赋存形态。试验结果显示, W1 出水的 TN 仅在前两个阶段(2015 年夏、秋季)达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)规定的一级 B 标准, 而 W2 出水 TN 在 2015 年夏、秋季可满足一级 A 标准, 在 2015 年冬季及 2016 年春季可满足一级 B 标准。

湿地对污水 TN 的去除途径主要包括填料吸附、植物吸收及微生物作用^[17]。在试验各阶段中, W2 对 TN 的去除效果始终优于 W1($p<0.05$), 这一方面是由于 W2 填充的沸石促进了对污水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的大量吸附^[18], 另一方面可能是由于 W2 分层填充的结构更利于硝化-反硝化和厌氧氨氧化等微生物的生长^[19]。综合来看, 采用“陶粒+沸石”组合填料的垂直流人工湿地对污水中 TN 的平均去除率高于采用“陶粒”单一填料的垂直流人工湿地的 25%, 其原因主要是 W2 中沸石填料对污水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 具有较好的吸附效果。

另外, W1 和 W2 进出水的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度在试验全程中均较低($<0.1\text{ mg/L}$)。亚硝酸盐积累意味着微生物对污水中氮素的硝化及反硝化作用不完全^[20]。由此可见, 本研究垂直流湿地系统中微生物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的转化作用进行地较为完全。

本研究的湿地系统在第一年脱氮效率较高, 但次年便有明显下降, 其原因可能是长期运行后湿地填料出现了吸附饱和或堵塞现象, 以及植物残体腐败导致了二次污染。由此可见, 为了确保湿地系统的长期稳定运行, 应每年对湿地填料进行一次翻新, 并对湿地植物进行一次收割。相比农村生活污水厂的维护, 上述湿地维护方案较为简便, 因此具有在农村地区推广的可行性。

2.4 植物对湿地脱氮的贡献率

菖蒲因其根系发达, 泌氧能力好, 再生能力强, 具有较强的耐寒、耐污及吸收污染物的性能, 所以非常适合作为湿地的栽培植物^[21]。图 2(d)展示了 W1 和 W2 的菖蒲不同生长阶段的茎、叶含 N 量变化趋势。2015 年试验开始时菖蒲幼苗的茎叶和根的 N 含量分别为 20.96 g/kg 和 26.45 g/kg 。2015 年冬季收割时菖蒲已经枯黄, W1 茎叶和根的 N 含量分别为 13.55 g/kg 和 14.26 g/kg , W2 茎叶和根的 N 含量分别为 10.76 g/kg 和 13.33 g/kg 。2016 年间, 经过越冬期之后, 菖蒲重新萌芽生长, 其植株体内 N 含量逐渐升高。2016 年夏季菖蒲生长旺盛时, W2 和 W1 的茎叶的干重分别为 0.19 kg/m^2 和 0.18 kg/m^2 , N 的积累量分别为 4.08 g/m^2 和 3.80 g/m^2 。

通过分析可知, 即使 W2 中菖蒲的氮素积累量相对高于 W1, 但是其吸收对污水中 TN 去除的贡献率却低于 W1, 这间接说明 W2 中 N 的去除更多的依赖于填料吸附和微生物作用。通过计算, 两种垂直流人工湿地对污水中 TN 去除的贡献率均低于 0.5%, 因此填料吸附和微生物净化是该湿地系统脱氮的主要途径, 而该系统的植物栽培应更多地考虑其导水导流作用、根系微生物富集作用及生态效益和景观价值。

2.5 微生物群落结构的脱氮机理

为探究垂直流人工湿地降解污染物的微生物作用机制, 本研究通过对 W1 和 W2 中 5 个植物根系及填料生物膜样本进行高通量测序, 共得到 395 930 条优质序列, 平均长度为 419.75 bp 。以 97% 相似度划分, 共得到 31 266 个 OTUs。各样品文库的覆盖率(Coverage)范围为 94%~95%, 说明样品中基因序列被检出的概率很高, 本次测序结果能够代表湿地填料和植物根系表面细菌群落的真实情况。表 2 为 5 个样品中的优质序列、OTU 数量及多样性指数。Chao1 指数用来反应物种丰度, 可以用来估计 OTUs 数目; Shannon 指数用来反应物种的多样性, Shannon 指数越高, 表示其微生物群落的多样性越高。

W1R 和 W2R 的微生物丰度和多样性相对低于 W1U 和 W2U, 这可能是由于根际环境相

对单调而使微生物的种类相对集中^[22]. 填料结构的差异引起了湿地系统中微生物种群丰度和多样性差异, W2R 的微生物丰度和多样性相对高于 W1R; W2U 的微生物丰度和多样性相对高于 W1U, W2U 的微生物丰度和多样性相对高于 W2D, 这可能是由于湿地下部厌氧环境分布集中而有利于厌氧功能微生物的集中分布^[23]. 有研究表明, 微生物多样性对维持生态系统的稳定性和抗扰性有很大作用, 微生物多样性越丰富其维稳和抗扰能力越强^[24]. 因此, 采用“陶粒+沸石”组合填料的垂直流人工湿地比采用“陶粒”为单一填料的垂直流人工湿地更有利于湿地植物根系和填料上微生物的群落结构稳定性.

表 2 W1 和 W2 中 5 个样本的优质序列、OTUs、Chao1、Coverage 和 Shannon 指数

Tab. 2 Parameters of qualified sequence of OTUs, Chao1, Coverage and Shannon indices of five samples from W1 and W2

样品	序列	97% 相似水平(Similarity)			
		OTUs	Chao1 指数	覆盖率/%	Shannon 指数
W1R	72 890	5 648	21 657	94	5.05
W2R	70 831	5 440	16 570	95	5.81
W1U	86 383	6 749	27 048	94	6.15
W2U	82 530	6 515	22 729	94	6.36
W2D	83 296	6 914	23 267	94	6.03

为了揭示填料及植物根系样品中微生物的菌群结构, 将 97% 相似水平的 OTU 代表序列在属水平上进行分类统计. 通过图 3 可知 W1 和 W2 的 5 个样本列出了 50 个属类, 包括不动杆菌属(*Acinetobacter*)、柠檬酸杆菌属(*Citrobacter*)、黄杆菌属(*Cloacibacterium*)、乳球菌属(*Lactococcus*)、产吡啶金黄杆菌(*Chryseobacterium*)等. 其中, 不动杆菌属(*Acinetobacter*)是 5 个样品中的优势菌种. 已有研究表明, 不动杆菌属(*Acinetobacter*)可进行“好氧反硝化”作用^[25]. 由图 3 可知, 不动杆菌属(*Acinetobacter*)在 W1R 中的占比明显高于 W2R, 表明 W1 的植物根系中含有比例更高的“好氧反硝化”相关菌种. 这可能是因为 W1 的陶粒层较厚且陶粒孔隙率较大, 更有利于植物根系生长. 不动杆菌属(*Acinetobacter*)在 W1U 和 W2U 中的占比在 5 个微生物样品中最低, 而在 W1D 中的占比则较高, 这表明该菌属更容易在沸石表面生长. 因此, 沸石填料的加入有利于垂直流人工湿地中“好氧反硝化”相关菌种的富集.

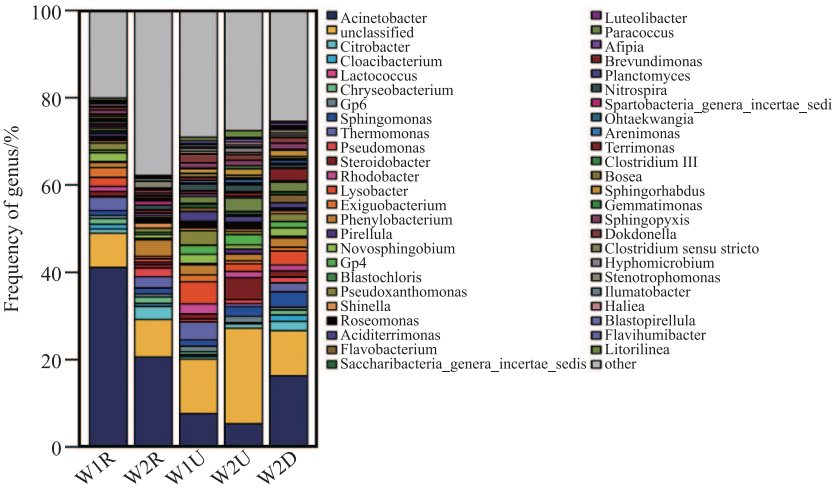


图 3 W1 和 W2 中 5 个样本在属面上的群落组成

Fig.3 Bacterial community composition at the genus level of five samples from W1 and W2

在 W1 和 W2 填料及植物根系中具有硝化功能的菌属主要包括亚硝化菌属(*Nitrobacter*)和硝化螺菌属(*Nitrosospira*)和亚硝化单胞菌属(*Nitrosomonas*)等^[26]. W1R、W1U、W2R、W2U 和 W2D 中具有硝化功能的相关菌属占比分别为 1%、2%、1%、2% 和 1%, 因此具有硝化功能的菌属主要集中在两种垂直流人工湿地的陶粒表面. W1 和 W2 填料及植物根系中具有反硝化功能的菌属主要包括不动杆菌属(*Acinetobacter*)、陶厄氏菌属(*Thauera*)及红环菌科的两个菌属(*Dechloromonas* 和 *Denitratisoma*)^[27]. W1R、W1U、W2R、W2U 和 W2D 中具有反硝化功能的相关菌属占比分别为 42%、22%、10%、8% 和 18%, 因此具有反硝化功能的相关菌属主要集中在两种垂直流人工湿地的植物根系上, 且沸石表面的反硝化菌属占比明显高于陶粒, 这可能与沸石的表面结构及所处水位的环境条件有关, 具体机理仍需进一步探讨. 综上, 组合填料式垂直流人工湿地的植物根系及填料生物膜中含有丰富的硝化及反硝化相关菌属, 这为该湿地系统应用于农村生活污水的强化脱氮提供了有力保障.

3 结 论

(1) 相比采用“陶粒”单一填料的垂直流人工湿地, 采用“陶粒+沸石”组合填料能够将垂直流人工湿地对农村生活污水中 NH_4^+-N 及 TN 的去除率分别提升 23% 和 25%, 且其出水的 NH_4^+-N 及 TN 浓度均能达到一级 B 标准(GB 18918—2002).

(2) 两种垂直流人工湿地中的植物吸收对污水中 TN 去除的贡献率均低于 0.5%, 因此填料吸附和微生物净化是该湿地系统脱氮的主要途径, 而该系统的植物栽培应更多地考虑其导水导流作用、根系微生物富集作用及生态效益和景观价值.

(3) 相比采用“陶粒”单一填料的垂直流人工湿地, 采用“陶粒+沸石”组合填料能够促进湿地系统中植物根系及填料上的微生物群落多样性, 因而更有利于微生物群落结构的稳定性.

(4) 组合填料式人工湿地的植物根系及填料中具备丰富的硝化和反硝化功能菌群, 从而为该湿地系统应用于农村生活污水的强化脱氮提供了有力保障.

[参 考 文 献]

- [1] 高立洪, 蒋滔, 杨小玲, 等. 农村生活污水常见处理技术及设备现状分析[J]. 农业技术与装备, 2017(9): 81-85.
- [2] CHEN Y, WEN Y, ZHOU Q, et al. Effects of plant biomass on denitrifying genes in subsurface-flow constructed wetlands[J]. Bioresource Technology, 2014, 157: 341-345.
- [3] QIN B, GAO G, ZHU G, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, 58(9): 961-970.
- [4] 张曼雪, 邓玉, 倪福全. 农村生活污水处理技术研究进展[J]. 水处理技术, 2017(6): 5-10.
- [5] 李亚静, 朱文玲, 黄柱坚, 等. 垂直流人工湿地脱氮过程的生态动力学模拟与分析[J]. 农业环境科学学报, 2015(4): 776-780.
- [6] 徐文杰, 姜磊, 王其东, 等. 垂直流与水平流人工湿地污水净化效果的对比研究[J]. 环境保护与循环经济, 2013(4): 35-37.
- [7] 史鹏博, 朱洪涛, 孙德智. 人工湿地不同填料组合去除典型污染物的研究[J]. 环境科学学报, 2014(3): 704-711.
- [8] 卢少勇, 万正芬, 李锋民, 等. 29 种湿地填料对氨氮的吸附解吸性能比较[J]. 环境科学研究, 2016(8): 1187-1194.
- [9] 张镭. 土壤植物物理化分析教程[M]. 北京: 中国林业出版社, 2011.
- [10] QUAST C, PRUESSE E, YILMAZ P, et al. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools[J]. Nucleic Acids Research, 2013, 41: 590-596.
- [11] 王振, 张彬彬, 向衡, 等. 垂直潜流人工湿地堵塞及其运行效果影响研究[J]. 中国环境科学, 2015(8): 2494-2502.
- [12] CAO W, ZHANG Y. Removal of nitrogen (N) from hypereutrophic waters by ecological floating beds (EFBs) with various substrates[J]. Ecological Engineering, 2014, 62: 148-152.
- [13] ZHAO Y J, LIU B, ZHANG W G, et al. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(6): 1693-1700.
- [14] 赵德华, 吕丽萍, 刘哲, 等. 湿地植物供碳功能与优化[J]. 生态学报, 2018(16): 1-8.
- [15] 于君宝, 侯小凯, 韩广轩, 等. 多介质人工湿地对生活污水中氮和磷的去除效率研究[J]. 湿地科学, 2013, 11(2): 233-239.
- [16] 张新颖, 吴志超, 王志伟, 等. 天然斜发沸石粉对溶液中 NH_4^{+} 的吸附机理研究[J]. 中国环境科学, 2010, 30(5): 609-614.

- [17] 李振灵, 丁彦礼, 白少元, 等. 潜流人工湿地基质结构与微生物群落特征的相关性[J]. 环境科学, 2017, 38(9): 3713-3720.
- [18] SVEHLA P, JENICEK P, HABART J, et al. Use of the accumulation of nitrite in biological treatment of waste water[J]. Chemicke Listy, 2009, 103(3): 255.
- [19] 邓志强, 李旭辉, 阎百兴, 等. 富营养化水体中芦苇和菖蒲浮床氮净化能力比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(11): 2258-2263.
- [20] 魏佳明, 崔丽娟, 李伟, 等. 表流湿地细菌群落结构特征[J]. 环境科学, 2016, 37(11): 4357-4365.
- [21] TRUU M, JUHANSON J, TRUU J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands[J]. Science of The Total Environment, 2009, 407(13): 3958-3971.
- [22] XIN X, HE J, WANG Y, et al. Role of aeration intensity on performance and microbial community profiles in a sequencing batch reaction kettle (SBRK) for wastewater nutrients rapid removal[J]. Bioresource Technology, 2016, 201: 140-147.
- [23] 颜薇芝, 张汉强, 余从田, 等. 1 株异养硝化好氧反硝化不动杆菌的分离及脱氮性能[J]. 环境工程学报, 2017(7): 4419-4428.
- [24] HE Y, ZHOU G, ZHAO Y. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of "Old" landfill leachates[J]. Environmental Engineering Science, 2007, 24(8): 1084-1094.
- [25] CHEN Y, ZHAO Z, PENG Y, et al. Performance of a full-scale modified anaerobic/anoxic/oxic process: High-throughput sequence analysis of its microbial structures and their community functions[J]. Bioresource Technology, 2016, 220: 225-232.

(责任编辑: 张 晶)

(上接第 11 页)

- [56] BELL L C, RICHARDSON D J, FERGUSON S J. Periplasmic and membrane-bound respiratory nitrate reductases in *Thiosphaera pantotropha*. The periplasmic enzyme catalyzes the first step in aerobic denitrification [J]. FEBS letters, 1990, 265(1-2): 85-87.
- [57] KUMAR M, LIN J. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-Strategies and issues [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 178(1-3): 1-9.
- [58] BAEK S, YIN C, LEE S. Aerobic nitrate respiration by a newly isolated phenol-degrading bacterium, *Alcaligenes* strain P5 [J]. Biotechnology Letters, 2001, 23(8): 627-630.
- [59] CHEN Q, NI J R. Ammonium removal by *Agrobacterium* sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2012, 113(5): 619-623.
- [60] 李佳. CRI 系统好氧反硝化脱氮实验研究 [D]. 成都: 西南交通大学, 2016.
- [61] 邓康, 黄少斌, 胡婷. 曝气生物滤池好氧反硝化脱氮的研究 [J]. 环境科学, 2010(12): 2945-2949.
- [62] XIA S Q, LI J X, WANG R C, et al. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry [J]. Biochemical Engineering Journal, 2010, 49(3): 370-378.
- [63] BOUCHEZ T, PATUREAU D, DELGENÈS J P, et al. Successful bacterial incorporation into activated sludge flocs using alginate [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(2): 1031-1032.
- [64] 刘雪洁. MBR 中异养硝化—好氧反硝化脱氮性能的研究 [D]. 辽宁 大连: 大连理工大学, 2014.
- [65] YANG L, REN Y X, LIANG X, et al. Nitrogen removal characteristics of a heterotrophic nitrifier *Acinetobacter junii* YB and its potential application for the treatment of high-strength nitrogenous wastewater [J]. Bioresource Technology, 2015, 193: 227-233.
- [66] 丁炜. 固定化微生物原位修复受污染饮用水源水研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [67] 黄廷林, 王莹, 李娜, 等. 原位投菌技术修复微污染源水的中试研究 [J]. 环境工程学报, 2012(7): 2256-2260.

(责任编辑: 张 晶)