

doi: 10.11838/sfsc.1673-6257.19317

生态沟渠对小流域农田排水中氮磷的拦截效果研究

田 昌¹, 陈 敏², 周 旋^{3*}, 石敦杰¹, 荣湘民^{1*}, 谢桂先¹, 彭建伟¹, 文 炯⁴

(1. 湖南农业大学资源环境学院, 湖南 长沙 410128; 2. 浏阳市永安镇农业技术服务站, 湖南 浏阳 410323; 3. 湖南省农业科学院土壤肥料研究所, 湖南 长沙 410125; 4. 岳阳市农业科学研究院, 湖南 岳阳 414000)

摘 要: 农田养分大量流失已成为农业面源污染的主要来源之一, 研究自然降雨排水条件下生态沟渠对稻作区小流域农田排水中氮(N)、磷(P)的拦截效应具有重要意义。以流入湘北津市市毛里湖区的生态沟渠为研究对象, 连续2年系统研究多级植物组合截留后N、P的沿程变化规律及拦截效率。结果表明: 生态沟渠对稻作区小流域农田排水中TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和TP均有一定的拦截净化作用。2016年和2017年生态沟渠对农田排水中TN平均拦截率分别为58.49%、47.61%, 对NH₄⁺-N平均拦截率分别为77.29%、69.72%, 对NO₃⁻-N平均拦截率分别为58.77%、47.79%, 对TP平均拦截率分别为67.07%、54.47%。总体认为, 生态沟渠能有效拦截农田排水中N、P, 减轻周围环境接纳水体的污染负荷。

关键词: 生态沟渠; 农田排水; 氮磷拦截

畜禽养殖业和种植业等农业源的氮(N)、磷(P)排放是区域水体富营养化的重要养分来源^[1-2], 严重影响水体质量且威胁生态系统^[3]。研究表明, 国外地表水中50%以上N、P源自于农田径流, 而我国农业面源N、P占30%~60%以上^[4]。因此, 研究农业面源污染阻控技术具有重要意义。农田排水沟渠系统为农田与水体过渡带, 具有排水和生态湿地双重功效, 是农田N、P等面源污染物的汇聚地^[5], 也是富营养化水体的营养物质输出源, 已成为研究农业面源污染防控技术的关键^[6]。

农田排水沟渠(宽深一般都在2 m以下)是南方丘陵农业区最常见的农田排灌设施, 沟网密度大, 面积一般占总土地的3%左右^[7]。传统土沟渠虽有一定吸附N、P作用, 但保土能力差, 易引起水土流失; 混凝土沟渠只能排水, 无N、P拦截消纳功能^[8-10]。生态沟渠是将自然排水沟渠进行改造, 在满足农田排涝防滞前提下, 增加沟渠

植被覆盖量^[11], 以沟渠植物吸收、拦截作用和水、底泥中化学转化、微生物作用等方式有效拦截和转化沟渠中N、P等污染物, 减少其进入河流和湖泊^[8, 12]。研究表明, 生态拦截型沟渠系统对农田径流中TN、TP的拦截效率均较好^[13-14], 但运行效果易受进水N、P浓度、水力负荷、水深、植物种类以及水力停留时间、污染负荷、季节温度等因素影响^[3]。因此, 必须因地制宜选用生态沟渠拦截集成技术, 才能取得较好治理效果^[10]。

农田沟渠系统承担着农业小流域非点源污染物向地表水体运移的重要作用, 其污染物的输出直接影响接纳水体质量, 组成的运输通道对污染物拦截作用不可忽视^[15], 因此, 了解沟渠系统对N、P的拦截规律尤为重要^[16]。目前针对生态沟渠去除N、P机理的研究主要是在室内模拟及野外控制排水条件下进行, 而针对水稻生长期自然降雨条件下生态沟渠对农田径流排水中N、P拦截的研究较少。为此, 本文以湘北常德市津市市毛里湖水稻耕作区小流域为研究对象, 将该区域的一段自然农田排水沟渠改造为生态沟渠, 于2016~2017年连续监测水稻生长时期内自然降雨条件下生态沟渠对稻田降雨径流N、P的拦截效果, 分析沟渠N、P浓度的沿程变化规律, 旨在为农田排水N、P的沟渠拦截、生态沟渠的优化运行及推广建设、构建农业面源污染防控生态工程提供理论依据。

收稿日期: 2019-07-13; 录用日期: 2019-11-18

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0800500); 省教育厅重点项目(19A219); 省自然科学基金项目(2019JJ50233); 湖南农业大学“双一流”建设项目(SYL201802004)。

作者简介: 田昌(1986-), 男, 湖南浏阳人, 实验师, 博士, 主要从事农业面源污染防控研究。E-mail: chtian12@126.com。

通讯作者: 荣湘民, E-mail: rongxm2005@126.com; 周旋, E-mail: zhouxuan_123@126.com。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验沟渠位于湖南省常德市津市市毛里湖农区 (111° 46' ~ 112° 40' E, 29° 11' 30" ~ 29° 39' 40" N), 该区域属于亚热带季风气候, 年均气温 16.7℃, 年降水量 1 200 ~ 1 900 mm, 无霜期 272 d, 适宜水稻、棉花、油料等作物生长。试验前对该自然排水沟渠按工艺要求进行工程改造及拦截植物种植, 生态沟渠的水源基本来自于农田排水。

1.2 试验设计

该区域水稻种植模式为一季中稻, 当地农民习惯方式的 N 和 P₂O₅ 用量分别为 225 和 112.5 kg · hm⁻², 其中 60% N 和 100% P₂O₅ 作基肥与土混施肥, 40% N 作追肥 (分蘖肥) 表面撒施。生态沟渠从上游至下游依次种植绿狐尾藻、珍珠梅、海寿花、狐尾藻 + 海寿花、自然植被 (茭白、芦苇等), 总长度 658.2 m (图 1)。各植物种植区均由水泥砌成堰和波浪形挡板隔开。2016 ~ 2017 年 4 ~ 8 月定期监测生态沟渠上游与下游水中 N、P 浓度。

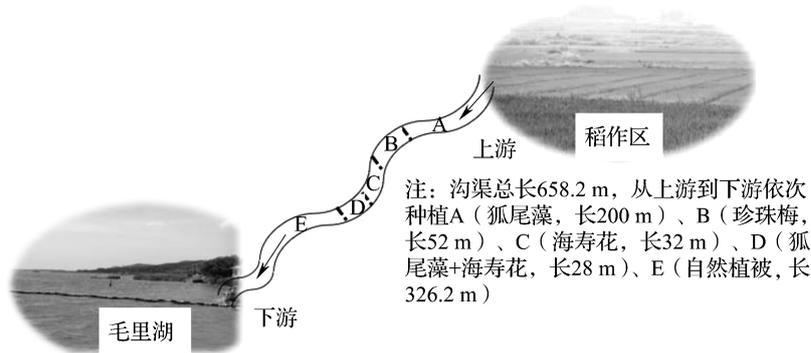


图 1 生态沟渠示意图

1.3 样品采集

该区域 4~5 月为南方梅雨季节, 沟渠中有一定水流量; 5~9 月为中稻生长季 (但 9 月中下旬中稻收获, 9 月上中旬基本无农田排灌水和降雨产生径流, 沟渠中无水样)。两年的中稻移栽和施基肥、追肥 (分蘖肥)、排水晒田及收获时间分别为 2016 年 5 月 31 日、6 月 10 日、7 月 1 日、9 月 20 日和 2017 年 6 月 3 日、6 月 12 日、7 月 5 日、9 月 26 日。本研究分别于 2016、2017 年 4 ~ 8 月的 10、20、30 日在沟渠上、下游取水样, 其中上游水样即狐尾藻进水口, 下游水样即自然植被出水口, 监测期间水位均有 5 cm 以上, 其余时间沟渠基本枯竭少水。2016 年共采集水样 13 次 (2016 年 7 月 20 日和 30 日受汛期影响未取样); 2017 年共采集水样 15 次。

1.4 样品测定指标及分析方法

水样过滤后, NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 浓度采用 SmartChem 200 全自动间断化学分析仪测定。TN 浓度采用碱性过硫酸钾氧化 - 紫外分光光度法、TP 浓度采用钼酸铵分光光度法测定 [5]。

1.5 计算公式

N、P 拦截率: $R (\%) = (C_{in} - C_{out}) / C_{in} \times 100$
 式中 R 为排水沟段 N、P 污染物拦截率 (%); C_{in}

为进水口 N、P 污染物质量浓度 (mg · L⁻¹); C_{out} 为出水口 N、P 污染物质量浓度 (mg · L⁻¹)。

1.6 数据处理与分析

采用 Excel 2003 进行数据处理和分析。

2 结果与分析

2.1 降水量

如图 2 所示, 稻田施肥时期人为排灌水及大雨形成的地表径流会造成 N、P 污染物进入沟渠, 是我国南方农业面源污染主要成因, 观测此时期小流域沟渠水体 N、P 污染物基本变化规律, 有助于防控农业面源污染。2016 年稻季降水量为 1 179.1 mm, 较大降雨发生在 7 月, 达 323.5 mm。2017 年稻季降水量为 970.3 mm, 较大降雨发生在 6 月, 达 194.0 mm。

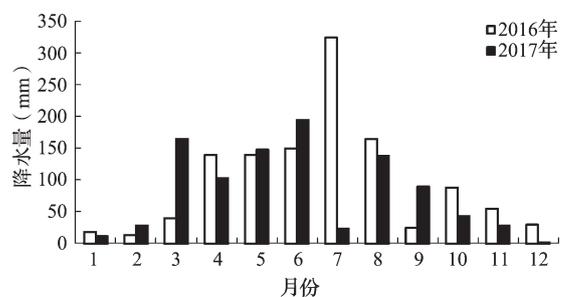


图 2 月累计降水量

2.2 农田排水中 TN 浓度

如图 3 所示,生态沟渠 TN 浓度沿程逐渐降低,沿程 TN 拦截效果比较稳定。2016 年沟渠上游 TN 浓度介于 $1.04 \sim 3.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $2.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中, 11 次高于国家地表水环境质量标准 V 类 (总氮 $\leq 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 2 次达 V 类, 5 月 30 日出现峰值。下游 TN 浓度介于 $0.66 \sim 1.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $1.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 13 次采样中, 1 次达 V 类, 5 次达国家地表水环境质量标准 IV 类 (总氮 $\leq 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 7 次达国家地表水环境质量标准 III 类 (总氮 $\leq 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。监测期间生态沟渠对 TN 拦截率为 $31.73\% \sim 76.86\%$, 平均

58.49% 。2017 年沟渠上游 TN 浓度介于 $1.41 \sim 2.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $1.96 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中, 6 次高于 V 类, 8 次达 V 类, 1 次达 IV 类, 5 月 20 日出现峰值。下游 TN 浓度介于 $0.65 \sim 1.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $1.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 15 次采样中, 1 次达 V 类, 6 次达 IV 类, 8 次达 III 类。监测期间生态沟渠对 TN 拦截率为 $34.19\% \sim 61.07\%$, 平均值为 47.61% 。2016 和 2017 年 6、7、8 月平均拦截率分别为 56.73% 、 56.90% 、 67.99% 和 41.85% 、 50.25% 、 44.75% 。说明生态沟渠对水体中 TN 有较好的拦截效果, 且随时间进行其拦截效率逐渐提高。

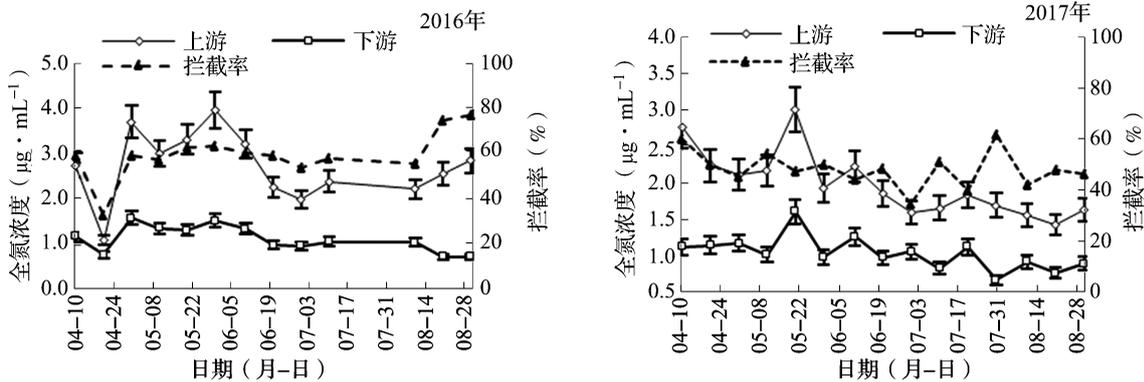


图 3 沟渠上、下游水体中 TN 浓度的动态变化

2.3 农田排水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度

如图 4 所示,生态沟渠对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除主要通过沟渠底泥的吸附、沟渠植物的吸收、硝化作用以及降雨过程中的稀释作用^[9]。生态沟渠 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度沿程逐渐降低, 沿程的拦截效果比较稳定。2016 年沟渠上游 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $0.83 \sim 1.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $1.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中, 5 次达国家地表水环境质量标准 V 类 (氨氮 $\leq 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 5 次达国家地表水环境质量标准 IV 类 (氨氮 $\leq 1.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 3 次达国家地表水环境质量标准 III 类 (氨氮 $\leq 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 5 月 30 日出现峰值。下游 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $0.14 \sim 0.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。13 次采样中, 1 次达 III 类, 11 次达国家地表水环境质量标准 II 类 (氨氮 $\leq 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 1 次达国家地表水环境质量标准 I 类 (氨氮 $\leq 0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。监测期间生态沟渠对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 拦截率为 $33.38\% \sim 83.14\%$, 平均 77.29% 。2017 年沟渠上游 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $0.47 \sim 1.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 0.85

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中, 3 次达 IV 类, 11 次达 III 类, 1 次达 II 类, 5 月 20 日出现峰值。下游 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 $0.13 \sim 0.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。15 次采样中, 13 次达 II 类, 2 次达 I 类。监测期间生态沟渠对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 拦截率为 $34.82\% \sim 82.34\%$, 平均 69.72% 。说明生态沟渠对水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有较好的拦截效果。

2.4 农田排水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度

由图 5 可知, 2016 年上游水体 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $0.19 \sim 1.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 下游为 $0.11 \sim 0.54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 5 月 30 日出现峰值。监测期间生态沟渠对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 拦截率达 $42.43\% \sim 82.41\%$, 平均 58.77% 。2017 年沟渠上游水体 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度为 $0.52 \sim 0.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 下游为 $0.22 \sim 0.61 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $0.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 5 月 20 日出现峰值。监测期间生态沟渠对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 拦截率达 $33.91\% \sim 66.32\%$, 平均 47.79% 。说明生态沟渠对水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 有较好的拦截效果。

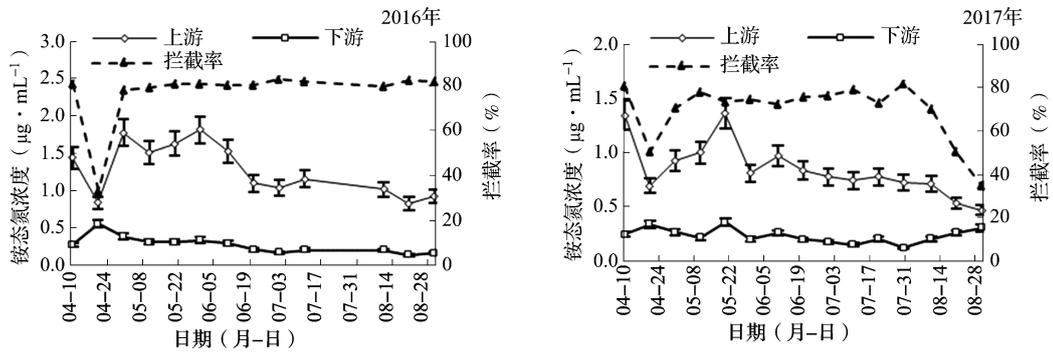


图4 沟渠上、下游水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化

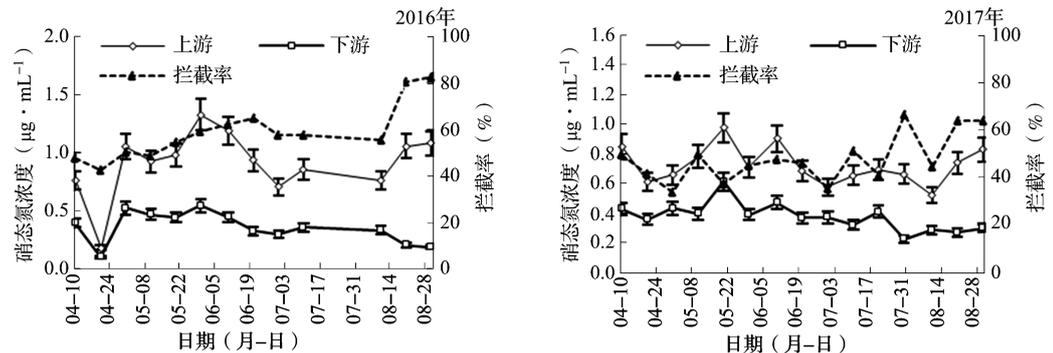


图5 沟渠上、下游水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化

2.5 农田排水中 TP 浓度

生态沟渠入水口 P 质量浓度主要受农田施肥、降雨、植物腐烂等外界因素影响而出现较大变化。TP 浓度变化趋势出现小幅波动，但整体为降低趋势，TP 浓度出现小幅升高现象是由于此渠段底泥沉积物 P 的再释放，增加水体中 TP 浓度。由图 6 可知，2016 年沟渠上游 TP 浓度为 $0.10 \sim 0.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均 $0.21 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中，8 次达国家地表水环境质量标准 IV 类（总磷 $\leq 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），4 次达到国家地表水环境质量标准 III 类（总磷 $\leq 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），1 次达国家地表水环境质量标准 II 类（总磷 $\leq 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ），5 月 20 日或 6 月 30 日出现峰值。下游 TP 浓度为

$0.04 \sim 0.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均 $0.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。13 次采样中，均达 II 类。监测期间生态沟渠对 TP 拦截率为 $53.54\% \sim 74.47\%$ ，平均 67.07% 。2017 年沟渠上游 TP 浓度为 $0.09 \sim 0.25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。其中，1 次达 IV 类，12 次达 III 类，2 次达 II 类标准，5 月 10 日出现峰值。下游 TP 浓度为 $0.04 \sim 0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，平均 $0.07 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在 15 次采样中，全部达 II 类。监测期间生态沟渠对 TP 拦截率为 $30.57\% \sim 70.03\%$ ，平均 54.47% 。2016 和 2017 年 6、7、8 月平均拦截率分别为 69.12% 、 69.99% 、 71.96% 和 52.31% 、 44.62% 、 50.88% 。说明生态沟渠对水体中 TP 有较好的拦截效果，且存在拦截效果的年际差异。

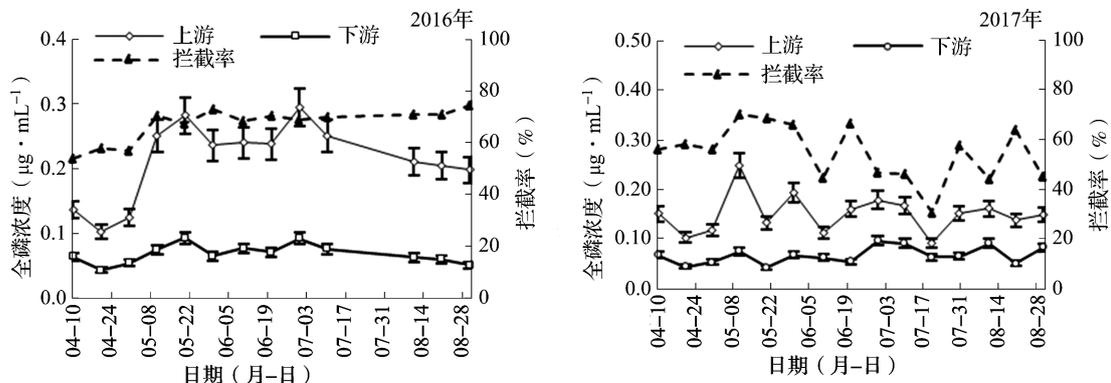


图6 沟渠上、下游水体中 TP 含量的动态变化

2.6 沟渠 N、P 平均拦截率

由图 7 可知, 连续 2 年沟渠水体 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP 的平均拦截率分别为 53.02%、73.51%、53.28%、60.77%。说明生态沟渠有较好自净能力, 能在一定程度上拦截农田径流 N、P, 并降低污染水体风险。

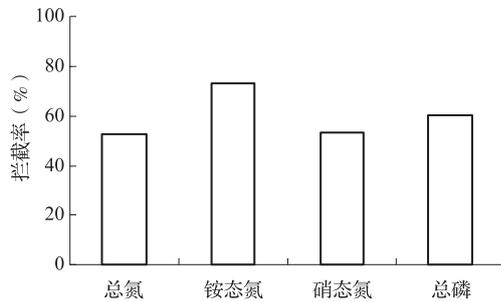


图 7 沟渠 N、P 平均拦截率

3 讨论

生态阻控技术是充分合理利用沟渠系统栽植水生植物, 水生植物可直接吸收水层和底泥中 N、P, 增强对泥沙 N、P 的滞留, 加速水气界面 N 素交换和传递, 有利于沟渠水体中 N 素去除^[17]; 且其发达的根系强泌氧作用, 可为微生物提供大量氧气, 有效促进湿地 N 素转化, 显著缩短无机 N 素在湿地中寄宿时间^[18]。植物茎秆亦可通过减缓径流流速来使颗粒态 N、P 沉积而达到拦截效果^[19]。张树楠等^[20]发现, 生态沟渠对 TN、TP 的拦截率分别为 29.3% ~ 69.2% 和 34.2% ~ 72.8%。陆宏鑫等^[5]发现, 在低、中、高不同浓度废水中, 生态沟渠对 TN、TP 的拦截率分别为 20.22%、36.64%、71.00% 和 90.96%、49.53%、62.31%。陈海生等^[21]研究认为, 杭嘉湖地区生态沟渠对 TN、TP 拦截率分别为 39.53%、39.58%, 其效果较自然沟渠高 20 多个百分点。本研究认为, 沟渠中 N 的输移形态以无机 N 主, 占比 78.93%(2016 年) 和 75.39%(2017 年)。两年 4 ~ 8 月监测期间, 生态沟渠对水中 TN 拦截率分别为 58.49%、47.61%, 对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 拦截率分别为 77.29%、69.72%, 对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 拦截率分别为 58.77%、47.79%, 对 TP 拦截率分别为 67.07%、54.47%。较优于前期盆栽试验结果^[22]。植物沟渠随水体在沟渠中停留时间增加, TN 浓度逐渐下降。由于底泥和挺水植物存在, 植物沟渠使水体中 N、P 等污染物发生较复杂的物理、化学和生物作用, 并使水体中 N、P 污染物通过植物吸收、微生物降

解得到净化^[23]。又因沟渠植物在生长发育过程中进行光合作用, 使植物周围形成有氧环境, 有助于硝化细菌生长, 增强拦截氮磷能力。

陈英等^[24]发现, 再力花 + 芦苇 + 黄花水龙、水芹 + 灯心草 + 菖蒲 2 种水生植物组合对水体中 TN、TP 拦截率均不低于 65%。本研究中, 连续 2 年沟渠水体 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP 平均拦截率分别为 53.02%、73.51%、53.28%、60.77%, 其水生植物搭配方式为狐尾藻 + 珍珠梅 + 海寿花 + 自然植被 (茭白、芦苇等)。略低于前人研究结果, 因为不同水生植物在不同生长阶段对污染物的吸收能力不同^[25], 且农田排水沟渠水质变化与季节、沟渠位置的变化有关^[26]。随着拦截植物生长时期推进, 不同植物生物量逐渐增加, 尤其是夏季过后水生植物地上部生物量增加明显, 秋季达最大值, 至冬季后又逐步降低。本研究中, 沟渠对 TN 拦截率随时间的推进和拦截植物的生长而逐渐升高, 但对 TP 的作用规律不明显。前期由于沟段本底 N 浓度较低, 对污染物拦截效应较好, 中期由于沟段负荷增加, 对污染物拦截效果降低甚至有富集效应, 后期由于植物吸收、底泥吸附及农田 N 污染排放相对前期减少, 沟段 N 负荷降低, 拦截效果有所恢复。

4 结论

连续两年试验结果认为, 生态沟渠有效拦截消纳水中 TN、TP, 且对 TP 的拦截效果优于 TN; 对水中 TN 拦截率达 47% 以上, TP 拦截率达 54% 以上。沟渠系统在确保排涝排滞的同时, 有效发挥污染物生态拦截作用, 值得推广应用。今后仍需进一步研究拦截植物不同生长阶段及生态沟渠本身对径流污染物负荷动态变化的特定响应机制。

参考文献:

- [1] 侯朋福, 薛利祥, 周玉玲, 等. 掺混控释肥侧深施对稻田田面水氮素浓度的影响 [J]. 中国土壤与肥料, 2019, (1): 16-21.
- [2] 张英, 武淑霞, 刘宏斌, 等. 基于种养平衡的河南省畜禽养殖分析及其环境污染风险研究 [J]. 中国土壤与肥料, 2019, (4): 24-30, 52.
- [3] Diebel M W, Maxted J T, Robertson D M, et al. Landscape planning for agricultural nonpoint source pollution reduction III: assessing phosphorus and sediment reduction potential [J]. Environmental Management, 2009, 43 (1): 69-83.
- [4] Jiang C L, Fan X Q, Cui G B, et al. Removal of agricultural non-point source pollutants by ditch wetlands: implications for

- lake eutrophication control[J]. *Hydrobiologia*, 2007, 581(1): 319–327.
- [5] 陆宏鑫, 吕伟娅, 严成银. 生态沟渠植物对农田排水水中氮磷的截留和去除效应[J]. *江苏农业学报*, 2013, 29(4): 791–795.
- [6] 胡宏祥, 朱小红, 黄界颖, 等. 关于沟渠生态拦截氮磷的研究[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(2): 141–145.
- [7] 韩例娜, 李裕元, 石辉, 等. 水生植物对农田排水沟渠氮磷迁移生态阻控效果比较研究[J]. *农业现代化研究*, 2012, 33(1): 117–120.
- [8] 周俊, 邓伟, 刘伟龙. 沟渠湿地的水文和生态环境效应研究进展[J]. *地球科学进展*, 2008, 23(10): 1079–1083.
- [9] Fu D F, Gong W J, Xu Y, et al. Nutrient mitigation capacity of agricultural drainage ditches in Tai lake basin [J]. *Ecological Engineering*, 2014, 71: 101–107.
- [10] 于淼, 马国胜, 赵昌平, 等. 氮磷生态拦截集成技术治理湖泊岸区农业面源污染分析研究[J]. *环境科学与管理*, 2015, 40(1): 72–74.
- [11] Gill S L, Spurlock F C, Goh K S, et al. Vegetated ditches as a management practice in irrigated alfalfa [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 144(1–3): 261–267.
- [12] Smith D R. Assessment of in-stream phosphorus dynamics in agricultural drainage ditches [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(12): 3883–3889.
- [13] 杨林章, 周小平, 王建国, 等. 用于农田非点源污染控制的生态拦截型沟渠系统及其效果[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(11): 1371–1374.
- [14] 王忠敏, 梅凯. 氮磷生态拦截技术在治理太湖流域农业面源污染中的应用[J]. *江苏农业科学*, 2012, 40(8): 336–338.
- [15] 徐红灯, 席北斗, 王京刚, 等. 水生植物对农田排水沟渠中氮、磷的截留效应[J]. *环境科学研究*, 2007, 20(2): 84–88.
- [16] 刘泉, 李占斌, 李鹏, 等. 汉江水源区生态沟渠对径流氮、磷的生态拦截效应[J]. *水土保持通报*, 2016, 36(2): 54–58.
- [17] Li E H, Li W, Wang X L, et al. Experiment of emergent macrophytes growing in contaminated sludge: Implication for sediment purification and lake restoration [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 427–434.
- [18] Paresh L, Bill F. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient [J]. *Aquatic Botany*, 2006, 84: 3–16.
- [19] 王丽莎, 李希, 甘蕾, 等. 亚热带丘陵区湿地水生植物组合模式拦截氮磷的研究[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(9): 1577–1583.
- [20] 张树楠, 肖润林, 余红兵, 等. 水生植物刈割对生态沟渠中氮、磷拦截的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(8): 1066–1071.
- [21] 陈海生, 王光华, 宋仿根, 等. 生态沟渠对农业面源污染物的截留效应研究[J]. *江西农业学报*, 2010, 22(7): 121–124.
- [22] 李旭霞, 荣湘民, 谢桂先, 等. 不同水生植物吸收地表水中氮磷能力差异及其机理[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 259–263.
- [23] 姜翠玲, 崔广柏, 范晓秋, 等. 沟渠湿地对农业非点源污染物的净化能力研究[J]. *环境科学*, 2004, 25(2): 125–128.
- [24] 陈英, 邱学林, 吴钰明. 太湖流域农田生态沟渠塘不同水生植物组合净化氮磷效果研究[J]. *江苏农业科学*, 2015, 43(12): 367–369.
- [25] 金树权, 周金波, 朱晓丽, 等. 10种水生植物的氮磷吸收和水质净化能力比较研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(8): 1571–1575.
- [26] Zhang M K, He Z L, Calvert D V, et al. Spatial and temporal variations of water quality in drainage ditches within vegetable farms and citrus groves [J]. *Agricultural Water Management*, 2004, 65(1): 39–57.

Effects of ecological ditch on interception of nitrogen and phosphorus in farmland drainage in small watershed

TIAN Chang¹, CHEN Min², ZHOU Xuan^{3*}, SHI Dun-jie¹, RONG Xiang-min^{1*}, XIE Gui-xian¹, PENG Jian-wei¹, WEN Jiong⁴
(1. College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha Hunan 410128; 2. Yong'an Agro-Tech Extension Center, Liuyang Hunan 410323; 3. Soil and Fertilizer Institute, Hunan Academy of Agricultural Sciences, Changsha Hunan 410125; 4. Yueyang Agricultural Science Institute, Yueyang Hunan 414000)

Abstract: Nutrient loss from farmland has become one of the main sources of agricultural non-point source pollution, and it was of great significant to study the interception effect of ecological ditches on nitrogen (N) and phosphorus (P) in farmland drainage under natural rainfall and drainage conditions. Taking ecological ditches flowing into Mauri Lake area as the research object, the change rule and reducing rate of N and P after interception by multi-stage plant assemblage were systematically studied for two consecutive years. Results showed that the ecological ditch can effectively intercept the nitrogen and phosphorus in farmland drainage in small watershed. In 2016 and 2017, the average reducing rate of total nitrogen in the channel is 58.49% and 47.61%, respectively. The average reducing rate of ammonium nitrogen is 77.29% and 69.72%, respectively. The average reducing rate of nitrate nitrogen is 58.77% and 47.79%, respectively. The average reducing rate of total phosphorus is 67.07% and 54.47%, respectively. It is generally believed that the ecological ditches can effectively intercept and absorb N and P from farmland drainage water, and can reduce the pollution load of the receiving water body in the surrounding environment.

Key words: ecological ditch; farmland drainage; nitrogen and phosphorus interception