



## 洞庭湖区典型沟塘反硝化脱氮能力及其影响因素

龙广丽, 严星, 夏永秋, 刘鑫, 文炯, 彭芝, 荣湘民

引用本文:

龙广丽, 严星, 夏永秋, 刘鑫, 文炯, 彭芝, 荣湘民. 洞庭湖区典型沟塘反硝化脱氮能力及其影响因素[J]. *农业环境科学学报*, 2023, 42(4): 842–851.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0761>

---

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 池塘水力停留时间和氮素分层滞留能力分析

文雯, 张名瑶, 钟泳林, 高绣纺, 吕明权, 吴胜军

农业环境科学学报. 2022, 41(10): 2277–2286 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0329>

#### 九江江河口养虾塘氧化亚氮排放通量及影响因素

金宝石, 谢建国, 闫鸿远, 杨平, 曾从盛

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2031–2038 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0248>

#### 温度对农田黑土氮初级转化速率的影响

郎漫, 李平, 魏玮

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 815–822 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1133>

#### 典型农业流域池塘甲烷浓度及扩散排放特征

张欣悦, 肖启涛, 刘臻婧, 廖远珊, 谢晖, 邱银国, 齐天赐, 徐向华, 段洪涛

农业环境科学学报. 2023, 42(4): 931–942 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0887>

#### 洱海北部表流人工湿地氮截留的长效性及影响因子

梁启斌, 侯磊, 李能发, 陈鑫, 王克勤

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1585–1593 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1324>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

龙广丽, 严星, 夏永秋, 等. 洞庭湖区典型沟塘反硝化脱氮能力及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(4): 842-851.

LONG G L, YAN X, XIA Y Q, et al. Denitrification capacity and its influencing factors in typical ditches and ponds in the Dongting Lake area , China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023, 42(4): 842-851.

## 洞庭湖区典型沟塘反硝化脱氮能力及其影响因素

龙广丽<sup>1</sup>, 严星<sup>2</sup>, 夏永秋<sup>2</sup>, 刘鑫<sup>1</sup>, 文炯<sup>3</sup>, 彭芝<sup>3</sup>, 荣湘民<sup>1\*</sup>

(1.湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2.中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 3.岳阳市农业科学研究院, 湖南岳阳 414000)

**摘要:**为探究洞庭湖区典型沟塘反硝化脱氮规律,本研究于2020年9月至2021年8月,采集洞庭湖流域不同类型沟塘上覆水样及表层柱状沉积物,通过近似原位的培养方法并结合膜进样质谱法测定了不同沟塘的反硝化速率。结果表明:沟塘反硝化速率存在显著的时空异质性,反硝化速率范围为 $22.10\sim238.02 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,均值为 $91.12 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ,春、夏季节的反硝化速率大于秋、冬季节。不同类型的沟塘反硝化速率也存在显著差异,表现为农沟>支沟>池塘>干沟,有植被沟渠>无植被沟渠。偏最小二乘回归分析(PLSR)表明,水体中硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)浓度和溶解性有机碳(DOC)浓度及沉积物中DOC含量均会对反硝化速率产生显著影响( $P<0.05$ ),其中水体 $\text{NO}_3^-$ -N浓度是反硝化作用的主要限制因素。研究表明,研究区沟塘湿地可去除33.44%的水体氮负荷,从而大幅减少了向下游水域输入的氮污染风险,这对于缓解洞庭湖流域面源污染有重要作用。

**关键词:**反硝化速率;沟塘;脱氮能力;面源污染

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)04-0842-10 doi:10.11654/jaes.2022-0761

### Denitrification capacity and its influencing factors in typical ditches and ponds in the Dongting Lake area , China

LONG Guangli<sup>1</sup>, YAN Xing<sup>2</sup>, XIA Yongqiu<sup>2</sup>, LIU Xin<sup>1</sup>, WEN Jiong<sup>3</sup>, PENG Zhi<sup>3</sup>, RONG Xiangmin<sup>1\*</sup>

(1. College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Yueyang Academy of Agricultural Sciences, Yueyang 414000, China)

**Abstract:** To investigate the denitrification pattern of denitrification in typical ditches and ponds in Dongting Lake area, based on a near-*in situ* incubation method combined with membrane inlet mass spectrometry, this study investigated the patterns of denitrification rates in ditches and ponds wetlands in the Dongting Lake basin and the influencing factors in the overlying water and sediments from September 2020 to August 2021. The results showed that there was significant spatial and temporal heterogeneity in denitrification rates in the ditches and ponds of Dongting Lake. Denitrification rates ranged from  $22.10 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$  to  $238.02 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , with a mean value of  $91.12 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . The denitrification rates in spring and summer were higher than those in autumn and winter. The types of ditches and ponds also showed significant differences in denitrification rates, with the highest rate in agricultural ditches, followed by branch ditches, ponds, main ditches, vegetated ditches, and non-vegetated ditches. Partial least squares regression (PLSR) analysis showed that nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ -N) concentration, dissolved organic carbon(DOC) in the water column, and sediment DOC significantly affected denitrification rates ( $P<0.05$ ), with nitrate nitrogen concentration the most significant limiting factor for denitrification. The ditch and pond wetlands can remove 33.44% of nitrogen load in the study region, significantly reducing nitrogen input to downstream waters, thereby playing an important role in mitigating non-point source pollution in the Dongting Lake watershed.

**Keywords:** denitrification rate; ditch and pond; nitrogen removal capacity; non-point source pollution

收稿日期:2022-07-27 录用日期:2022-11-03

作者简介:龙广丽(1998—),女,湖南衡阳人,硕士研究生,主要研究方向为植物营养学。E-mail:1774667500@qq.com

\*通信作者:荣湘民 E-mail:rongxm2005@163.com

基金项目:国家自然科学基金联合基金项目(U19A2050)

Project supported: The Joint Funds of the National Natural Science Foundation of China(U19A2050)

面源污染已经成为当今我国水环境污染的主要问题,其造成的湖泊氮、磷富营养化及地下水体污染问题日益严重<sup>[1]</sup>。研究表明,我国有60%以上的河流和湖泊因面源污染的影响,水质呈富营养状态,其中氮、磷是最常见的污染物<sup>[2]</sup>。据2020年公布的《第二次全国污染源普查公报》显示,农业源总氮排放和总磷排放分别占水体污染物总量的46.25%和67.22%,已成为多数河流和湖泊水体的主要污染源。洞庭湖是我国第二大淡水湖,其河网区域河流众多,水流平缓,水环境承载力低。随着农业迅速发展,地区种植密度提高,施肥量增大,洞庭湖流域水系水污染问题日益突出<sup>[3]</sup>。

沟渠-池塘系统是农业生态系统中的一种湿地,是农业面源污染物的第一个汇聚点<sup>[4]</sup>。在农业面源氮进入水系之前,农田周围广泛分布的自然或人工改造的池塘和沟渠,能通过吸收、净化作用减少向下游水域输入的氮污染负荷<sup>[5-6]</sup>。研究表明,沟塘在水体氮素去除中具有巨大潜力,但同时也存在较大变异,去除率从负值到近100%不等<sup>[7-9]</sup>。水体氮素去除途径主要包括植物吸收、土壤吸附、反硝化作用(Denitrification)等,前两者都只是将氮素短暂固定,并没有从根本上将氮素从水体中去除,而反硝化作用通过将水体中氮氧化物还原成氮气从而将其永久性去除<sup>[10]</sup>。研究表明在淡水生态系统中,反硝化作用对全球脱氮的贡献约为20%<sup>[11]</sup>。因此反硝化作用被认为是水体氮素去除的主要自然途径以及氮循环的重要过程<sup>[12]</sup>。

反硝化作用是多种微生物共同作用的结果,受诸多环境因素影响。水体硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)浓度通常被认为是反硝化过程的主要决定因素<sup>[13-14]</sup>,在 $\text{NO}_3^-$ -N浓度充足的条件下,反硝化速率也会在一定程度上受到溶解性有机碳(DOC)和温度( $T$ )的限制<sup>[15]</sup>。其他因素如水体pH、溶解氧(DO)、水力停留时间和水生植物也是影响反硝化作用的重要因素<sup>[16-17]</sup>。不同类型湿地由于水体环境不同,影响反硝化速率的因素也不同,因此深入研究影响沟塘反硝化速率的主要因素,对进一步了解沟塘脱氮能力具有重要意义。

目前,对于水体沉积物反硝化脱氮能力的研究,大部分集中于河口湿地、河流和湖泊等大型水体<sup>[18-20]</sup>。在平原河网区,农田沟塘错综密集分布,水力条件复杂,对其反硝化脱氮的研究还比较缺乏。同时,反硝化的主要产物 $\text{N}_2$ 在空气中的背景浓度很高,从而使得反硝化速率难以精确定量,过去测定反硝化速率的方法多为间接测定(如乙炔抑制法),这类测定

方法存在较大的不确定性<sup>[21]</sup>。

基于以上问题,本研究以洞庭湖流域不同类型农田沟塘为研究对象,通过近似原位的培养方法并结合膜进样质谱法(MIMS)直接测定 $\text{N}_2:\text{Ar}$ 浓度比以量化不同沟塘的反硝化速率,并探究沟塘反硝化脱氮能力以及影响反硝化速率的主要环境因子,从而有助于更为深入地了解农田沟塘系统的氮素转化机制。本研究对评估洞庭湖区沟塘湿地氮素的去除能力具有重要意义,同时也可为洞庭湖流域水体氮污染治理提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

试验区位于洞庭湖流域的岳阳市现代农业科技园(29°26'N, 113°09'E, 图1)。区域气候属亚热带季风气候,春、夏季节湿润多雨,秋、冬季节干燥少雨。温度范围从1月的1℃至8月的36℃,年均气温16.4~17.0℃,年降水量1 100~1 400 mm。4—8月是该地区

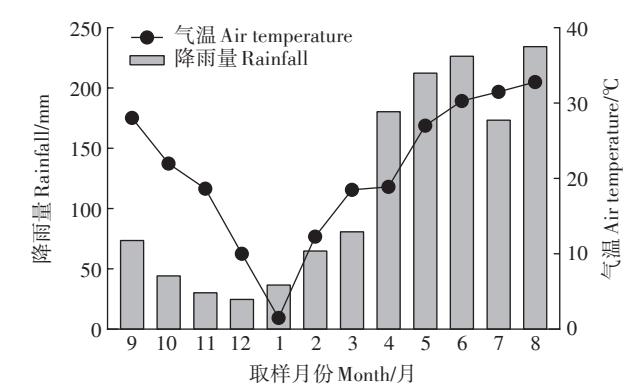
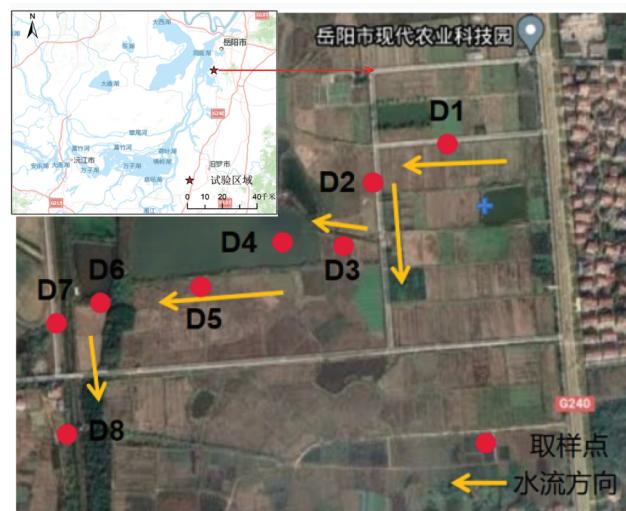


图1 采样点位置示意图及月均温度与降雨量变化

Figure 1 Sampling point location diagram and monthly average rainfall and temperature variation

的雨季,降雨量占全年降雨量的60%以上,其中6—8月以暴雨为主。农作物种植方式主要以双季稻和稻油轮作为主,年施氮量约为 $400 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

## 1.2 样品采集与理化性质分析

在2020年9月至2021年8月期间,在岳阳市现代农业科技园选取3个农沟(水体来源主要是农田排水)D1、D2、D5,2个支沟(多处水流汇集处,连接农沟与干沟)D3、D6,两个干沟(沟渠水体总出口,河流入水口)D7、D8,以及1个大型池塘D4(图1),进行为期一年的监测取样(每月1次)。其中9—11月为秋季,12—次年2月为冬季,3—5月为春季,6—8月为夏季。试验期间,用内径8 cm、外径9 cm、高30 cm的无扰动的沉积物采样器采集沟渠表面0~10 cm的原位沉积物土样,用塑料桶采集50 L原位上覆水,样品带回实验室进行室内培养。用无菌采水袋采集200 mL上覆水进行水体理化性质测定。每个样点采集3个重复,现场采用便携式多参数水质监测仪(YSI Exomultiparameter probe,美国)测定水样pH、DO和温度。上覆水过0.45 μm微孔滤膜后,用流动分析仪(Skalar Analytical, Breda, 荷兰)测定滤液的铵态氮( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ )、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和DOC浓度。水样总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定,总磷(TP)采用过硫酸钾消解-分光光度法测定<sup>[22]</sup>。沉积物风干并经KCl浸提后用连续流动分析仪测定可溶性总氮(TDN)、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量,沉积物风干并经去离子水浸提过滤后用TOC分析仪(Shimadzu 1020, 日本)测定DOC含量<sup>[23]</sup>。反硝化速率采用膜进样质谱法测定。

## 1.3 反硝化速率测定及计算方法

### 1.3.1 室内原位培养

为了尽量模拟沟渠原位环境,试验采用原状沉积物柱流动培养法(图2),将沟渠原位沉积物柱样垂直置于装满原位上覆水的模拟培养装置中,不盖盖子避光静置培养8~12 h让环境稳定。培养时将实验室温度调节至与野外取样时一致。准备取样时,盖上柱样盖子,连接盖子上的进水管与出水管,进水管与位于较高处的装有原位上覆水的塑料瓶相连,以补充因取样而损失的水量,出水管则用于取样,整个培养装置保持气密性,不能有气泡产生。通电启动模拟装置中部的电动磁棒,中间磁棒的转动可以带动柱样盖子下小型磁棒的转动,以此模拟沟渠中水的流动并且混匀水样。取样时打开进水管和出水管的止水夹,等流动培养的进出水循环稳定后,以第一次取样时间为0 h,然后在第2、4、6、8小时分别采样,每个水样取3个平



图2 室内培养系统及装置示意图<sup>[21]</sup>  
Figure 2 Schematic diagram of indoor culture system and device<sup>[21]</sup>

行。取样瓶为体积12 mL的细长螺口瓶(Labco Limited, 英国)。取样过程中要保证螺口瓶内没有气泡产生,如有气泡,需要重新取样。取样后用移液枪向样品中加入100 μL饱和ZnCl<sub>2</sub>抑制微生物反应,随后采用MIMS测定水中溶解的N<sub>2</sub>量,如不能立即测定,需将样品放入冰箱4℃冷藏保存<sup>[24]</sup>。

### 1.3.2 计算方法

#### (1) 反硝化速率

膜进样质谱仪具有测定精度高、速度快、所需样品量少、灵敏性高的特点<sup>[25]</sup>,通过MIMS测定水体中溶解N<sub>2</sub>的精度可达0.03%<sup>[26]</sup>。Ar是惰性气体,其在大气中十分稳定,在水中的溶解度主要受盐度和温度控制,因此可以通过水样中N<sub>2</sub>:Ar计算水样中N<sub>2</sub>的浓度。通过N<sub>2</sub>:Ar的比值计算N<sub>2</sub>浓度([N<sub>2</sub>])的公式如下:

$$[\text{N}_2] = [\text{N}_2 : \text{Ar}]_{\text{SA}} \times f_c \times [\text{Ar}]_{\text{T}}$$

$$f_c = [\text{N}_2 : \text{Ar}]_{\text{F}} / [\text{N}_2 : \text{Ar}]_{\text{ST}}$$

式中:f<sub>c</sub>为校正因子;[N<sub>2</sub>:Ar]<sub>F</sub>和[Ar]<sub>F</sub>分别代表将标准水样的盐度及温度数值代入到Weiss方程<sup>[27]</sup>中得到的标准水样的理论值;[N<sub>2</sub>:Ar]<sub>ST</sub>为标准水样通过MIMS测定得到的3次结果的平均值;[N<sub>2</sub>:Ar]<sub>SA</sub>为样品水样N<sub>2</sub>:Ar的实测值。

利用不同取样时间的[N<sub>2</sub>]和取样时间作图,得到回归线性方程:y=ax+b,其斜率a为净氮气产生速率( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ),再结合上覆水体积和沉积物柱样横截面积,即可计算出反硝化速率( $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ )<sup>[28]</sup>。

#### (2) 田间年径流氮素损失率

田间年径流氮素损失率计算公式为<sup>[29]</sup>:

$$L = 0.06R^{0.75} \times N_{\text{rate}}^{0.11}$$

式中: $L$ 是氮素径流损失率, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; $R$ 为年径流深度,mm; $N_{\text{rate}}$ 为年施氮量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

### (3) 年脱氮量

沟塘底泥的年脱氮量可以通过下列公式计算<sup>[30]</sup>:

$$W = d_n \times A \times D$$

式中: $W$ 是脱氮量, $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ ; $A$ 是沟塘面积, $\text{hm}^2$ ,沟渠一般为农田的2%; $d_n$ 是平均反硝化速率, $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ; $D$ 是径流在沟塘系统中的滞留时间,190 d(与该地区每年的降雨日数相同),池塘则为365 d。

## 1.4 数据处理与分析

采用Excel 2010进行数据的统计和计算,采用SPSS 26进行沟渠反硝化速率的数据分析,运用T检验以及单因素方差分析(ANOVA)(LSD:样本数相同的差异性比较;Tukey:样本数不一致的差异性比较)进行数据间差异性比较。反硝化速率与环境因子的相关性通过Pearson相关系数法进行分析,偏最小二乘回归分析(PLSR)通过SPSS 26中的PLS扩展模块完成。利用Excel 2010和Origin 2018软件制图。

## 2 结果与分析

### 2.1 沟塘沉积物和上覆水理化性质的变化

沟塘沉积物理化性质如表1所示。 $\text{NO}_3^-$ -N和含水量的变化较小,范围分别为 $1.91\sim 2.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $27.44\%\sim 49.31\%$ 。 $\text{NH}_4^+$ -N和TDN的分布规律类似,皆以D3含量最高,可能由于除农业活动外,该取样点还存在大量福寿螺,福寿螺排泄物以及农田径流在沉积物中累积 $\text{NH}_4^+$ -N,使D3氮素含量高于其他沟渠。含水量和DOC含量总体表现为存在植被的沟渠显著大于无植被存在的沟渠,植被的枯枝落叶可以增加土壤DOC的含量,其中D3的植被覆盖度最高,所以DOC

含量远大于其他沟渠,达到了 $105.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

表2列出了8条沟塘上覆水各形态氮含量及其他理化指标。沟渠水体pH总体为中性,各沟渠间差别较小。水体DO浓度范围为 $4.24\sim 7.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,水体DOC浓度和DO浓度在D5处最高,可能由于D5存在一个干湿交替的过程,有研究认为干湿交替可能通过破坏土壤团聚体而增加DOC的浓度<sup>[31]</sup>,并且干湿交替过程可能通过增加土壤的通气性而增加水体DO浓度。TN和 $\text{NH}_4^+$ -N浓度表现出相似的特征,均以D2浓度最高,D4浓度最低。 $\text{NO}_3^-$ -N浓度则总体表现出农沟>支沟>干沟>池塘(图3)。

洞庭湖流域4—8月是雨季,降雨量占全年的60%,4—5月和10—11月是农业耕作期,在人类活动和气候因素影响下,不同沟塘的水体氮素浓度会产生季节的动态变化。由图4可以看出,水体 $\text{NO}_3^-$ -N浓度在 $0.17\sim 2.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,D1、D2、D3的 $\text{NO}_3^-$ -N浓度表现为春、秋季大于夏、冬季,且春季显著大于夏季,而D4、D5却表现出冬季最大的特点,其他取样点则没有表现出显著的季节性差异。水体 $\text{NH}_4^+$ -N浓度在 $0.16\sim 3.72 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,总体表现为夏、冬季大于春、秋季。

### 2.2 反硝化速率时空变异规律

反硝化速率试验结果表明(图5),沟塘反硝化速率范围为 $22.10\sim 238.02 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,具有明显的时空异质性,春、夏季的反硝化速率大于秋、冬季。其中反硝化速率最大值出现在2021年春的D3,为 $238.02 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,最小值出现在2020年冬的D5,为 $22.10 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。8个取样点的年平均反硝化速率范围为 $65.7(\text{D5})\sim 142.4(\text{D3}) \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (图6)。不同沟渠的平均反硝化速率存在显著性差异,D2、D3取样点反硝化速率显著大于其他取样点(D1除外)。不同类

表1 沟塘特征及沉积物理化性质(均值±标准误差)

Table 1 Characteristics of ditches and ponds and sedimentary physical and chemical properties (Mean±SE)

采样点 Site	沟塘特征 Ditches and ponds characteristic	含水量 Water content/%	$\text{NO}_3^-$ -N/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+$ -N/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	TDN/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	DOC/ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
D1	水泥沟,泥土,少量植被,农沟	45.50	$2.71 \pm 0.32$	$59.35 \pm 9.17$	$105.09 \pm 12.45$	$69.11 \pm 15.35$
D2	水泥沟,沙土,无植被,农沟	27.44	$2.28 \pm 0.28$	$32.37 \pm 5.42$	$56.45 \pm 6.81$	$34.23 \pm 2.85$
D3	土沟,泥土,大量植被,支沟	49.31	$2.66 \pm 0.28$	$115.06 \pm 18.89$	$195.01 \pm 27.86$	$105.08 \pm 15.45$
D4	小池塘,泥土,无植被	31.31	$2.05 \pm 0.29$	$35.77 \pm 11.01$	$61.19 \pm 17.04$	$32.34 \pm 4.39$
D5	土沟,泥土,无植被,农沟	44.25	$2.33 \pm 0.31$	$64.71 \pm 3.15$	$107.84 \pm 12.88$	$71.64 \pm 14.33$
D6	土沟,沙土,少量植被,支沟	38.88	$2.10 \pm 0.30$	$54.54 \pm 5.71$	$89.10 \pm 6.45$	$65.31 \pm 16.28$
D7	土沟,泥土,无植被,干沟	29.69	$1.91 \pm 0.23$	$22.73 \pm 3.44$	$39.71 \pm 4.61$	$25.63 \pm 1.78$
D8	土沟,泥土,无植被,干沟	29.19	$1.94 \pm 0.21$	$24.82 \pm 7.33$	$41.72 \pm 8.31$	$23.44 \pm 2.85$

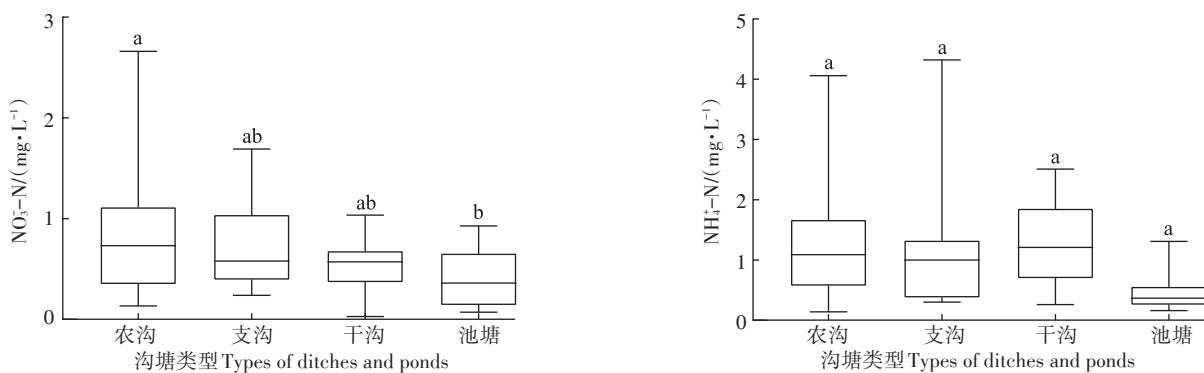
注:均值为各取样点12个月样品的平均值。下同。

Note: The mean value is the average of 12-month samples from each sampling site. The same below.

表2 上覆水各形态氮浓度及其他理化性质(均值±标准误差)

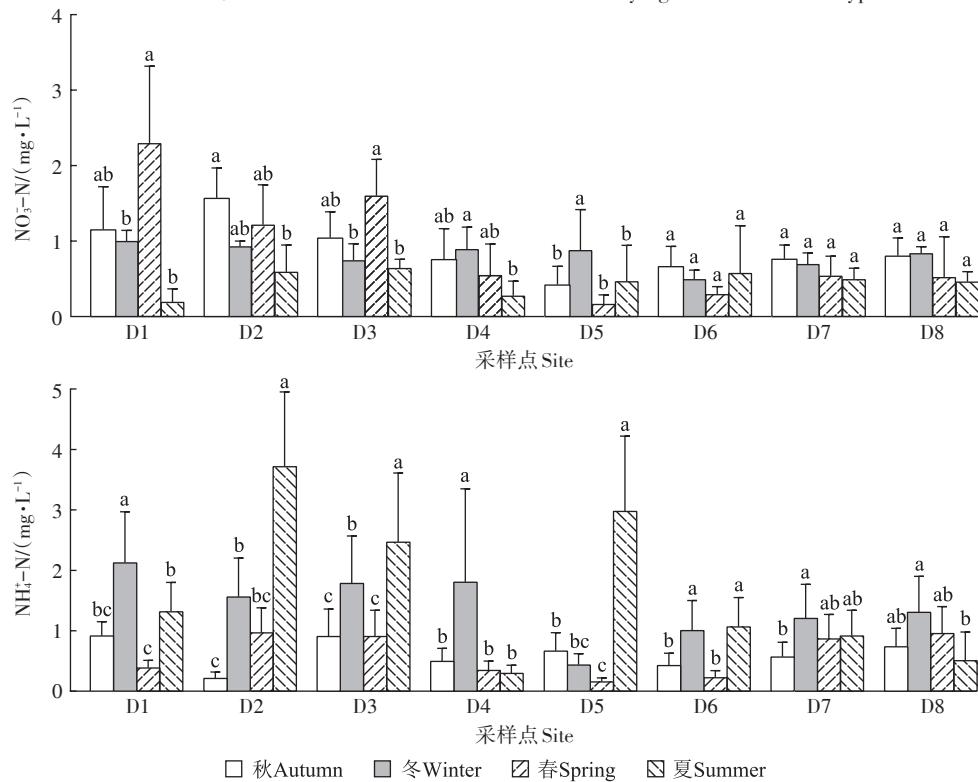
Table 2 Nitrogen concentration and other physical and chemical properties of various forms of water (Mean±SE)

采样点 Site	$\text{NO}_3^-$ -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	$\text{NH}_4^+$ -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )	DOC/(mg·L <sup>-1</sup> )	DO/(mg·L <sup>-1</sup> )	pH
D1	0.95±0.20	0.91±0.19	2.38±0.31	0.17±0.02	8.45±1.35	5.80±1.03	7.44±0.11
D2	1.13±0.13	1.78±0.21	3.21±0.36	0.19±0.04	5.61±0.75	7.43±0.69	7.62±0.12
D3	1.01±0.12	1.32±0.28	2.62±0.41	0.12±0.04	7.90±1.58	4.24±0.65	7.34±0.03
D4	0.41±0.07	0.45±0.09	1.45±0.19	0.07±0.01	8.43±0.80	6.83±0.79	7.77±0.05
D5	0.45±0.09	1.11±0.31	1.90±0.40	0.07±0.01	11.20±1.70	7.70±0.85	7.32±0.15
D6	0.47±0.08	0.73±0.18	1.67±0.20	0.07±0.02	10.30±1.20	5.04±0.75	7.28±0.11
D7	0.54±0.05	1.12±0.19	2.22±0.21	0.05±0.01	8.18±0.71	5.91±0.74	7.37±0.04
D8	0.56±0.07	1.45±0.18	2.31±0.22	0.05±0.01	7.56±0.58	5.96±0.76	7.27±0.05



不同小写字母表示处理间差异显著( $P<0.05$ )。下同。

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ( $P<0.05$ ). The same below.

图3 不同类型沟塘上覆水  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度的差异Figure 3 Differences between  $\text{NO}_3^-$ -N and  $\text{NH}_4^+$ -N concentrations in the overlying water of different types of ditches and ponds图4 沟塘上覆水  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度的季节变化Figure 4 Seasonal variation of  $\text{NO}_3^-$ -N and  $\text{NH}_4^+$ -N concentrations in the overlying water of the ditches and ponds

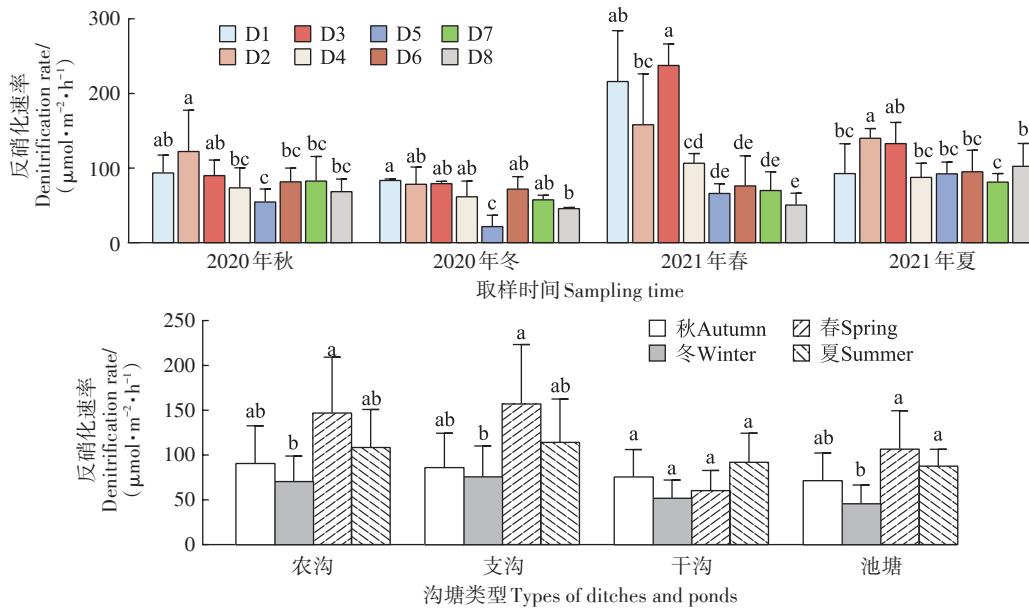


图5 沟塘反硝化速率季节变化

Figure 5 Seasonal variation of denitrification rate in ditches and ponds

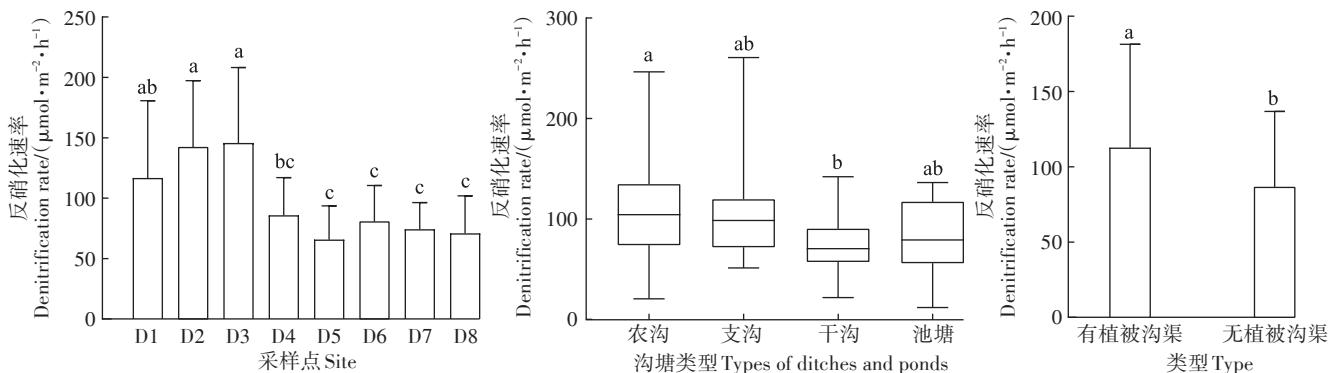


图6 沟塘年平均反硝化速率以及不同类型沟塘反硝化速率差异

Figure 6 Average annual denitrification rate and differences in denitrification rate of different types of ditches &amp; ponds

型的沟渠反硝化速率也存在差异,总体而言,有植被沟渠(D1、D3、D6)>无植被沟渠(D2、D5、D7、D8),农沟>支沟>池塘>干沟。

### 2.3 反硝化速率影响因素

反硝化速率与环境因子的PLSR分析如表3所示,其中 $r$ 表示环境因子与反硝化速率的相关系数, $F_{VIP}$ (Variable importance plot)表示自变量(环境因子)对因变量(反硝化速率)的贡献度, $F_{VIP}$ 越高则贡献度越大。从表3可以看出,反硝化速率与上覆水 $\text{NO}_3^-$ -N浓度、TN浓度、沉积物DOC含量呈显著正相关,而与上覆水DOC浓度呈显著负相关。同时可以看出上覆水 $\text{NO}_3^-$ -N的 $F_{VIP}$ 值最大,即上覆水 $\text{NO}_3^-$ -N对反硝化速率的影响最大,上覆水TN、DOC和沉积物DOC、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、TDN的 $F_{VIP}$ 值皆大于0.5,表明它们也是影响反硝化速率的重要因素。

### 2.4 沟塘年脱氮量及脱氮能力

根据沟塘年脱氮量公式计算得到该地区沟渠年脱氮量为0.24 t,池塘年脱氮量为0.72 t(表4)。根据《2017年湖南省水资源公报》<sup>[32]</sup>可知洞庭湖区径流系数为0.44,结合园区降雨量可得径流深度为607 mm。该地区年氮肥投入量为400 kg·hm<sup>-2</sup>,计算可得田间氮素径流损失量为28.67 kg·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>,结合该地区农田总面积(100 hm<sup>2</sup>)可知,该农业园区每年通过径流损失的氮素为2.87 t。计算得到沟渠反硝化脱氮系数为8.36%,池塘反硝化脱氮系数为25.08%,该农业园区每年通过沟塘湿地系统反硝化作用可去除33.44%的水体氮素输入。

## 3 讨论

### 3.1 沟塘水体氮素时空差异及其产生原因

水体 $\text{NO}_3^-$ -N浓度在不同沟塘中呈现出较大的时

表3 反硝化速率与上覆水和沉积物理化指标的PLSR分析

Table 3 PLSR analysis of denitrification rate with overlying water and sediment physicochemical indicators

项目 Item	上覆水 Overlying water							沉积物 Sediment			
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	DOC	pH	DO	T	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TDN	DOC
反硝化速率 Den rate	r <i>F</i> <sub>VIP</sub>	0.641** 2.760	0.084 0.151	0.392* 0.719	-0.382* 1.198	0.004 0.271	-0.012 0.298	0.119 0.384	0.023 0.672	0.126 0.800	0.162 0.851
											0.290* 0.915

注: \*表示在0.05水平上显著相关, \*\*表示在0.01水平上极显著相关。n=96。

Note: \* indicates significant correlation at 0.05 level, \*\* indicates highly significant correlation at 0.01 level. n=96.

表4 沟塘反硝化脱氮能力

Table 4 Denitrification and denitrification capacity of ditches and ponds

湿地类型 Wetland type	平均反硝化速率 Mean denitrification rate/ (μmol·m <sup>-2</sup> ·h <sup>-1</sup> )	面积 Area/hm <sup>2</sup>	年脱氮量 Annual nitrogen removal capacity/ (t·a <sup>-1</sup> )		反硝化脱氮系数 Coefficient of N removal by denitrification/%
			沟渠	池塘	
沟渠	98.08	2.0	0.24		8.36
池塘	82.63	3.6	0.72		25.08

间和空间异质性,主要与农田施肥量、施肥时间、降雨以及空间汇流关系等有关。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度在空间上表现出农沟>支沟>干沟,池塘最小的特点。位于农田源头的农沟接收了大量由农田径流损失的氮素,氮素浓度表现出沿沟渠水流方向递减的趋势,池塘的存在也大幅度稀释了水体中的氮素浓度。在时间上,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度存在明显的季节动态变化。D1、D2、D3作为农田源头沟渠,沟渠水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度受施肥影响最大。该地区采用水稻-油菜轮作模式,在4—5月(春季)和10—11月(秋季)施肥量较多,高氮负荷的农田地表径流排入沟渠后,引起水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度的升高。而6—8月(夏季)多强降雨,大量雨水的汇入对水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N的稀释作用增强,使沟渠水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度显著降低<sup>[33]</sup>,同时夏季高温使反硝化作用增强也会导致水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度降低<sup>[34]</sup>。池塘(D4)和农沟(D5)的水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度表现出冬季最大的特点,可能是由于冬季较低的水温使DO渗透深度加深,从而使硝化作用增强,反硝化作用减弱,进而导致沉积物向水体释放更多的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N<sup>[35]</sup>。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度表现出夏、冬季大于春、秋季。冬季的低温会使土壤吸附性以及硝化反应减弱,使水中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N累积<sup>[36]</sup>。而在夏季,一方面可能是由于在强降雨的冲刷下,表层土壤中的氮迁移进入水体,由于沉积物中NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量远高于NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量,因此NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N是氮素主要迁移形态,进而导致水体NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度升高<sup>[37-38]</sup>;另一方面可能是由于夏季底泥中的矿化作用强于硝化作用而导致水体NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N浓度升高。

### 3.2 沟塘反硝化速率变异的影响因素

总体上,不同沟塘的反硝化速率差异性较为明显,表现为有植被沟渠>无植被沟渠,农沟>支沟>池

塘>干沟。植被的存在有助于提高土壤DOC储量<sup>[39]</sup>,即有植被的沟渠土壤DOC大于无植被的沟渠。PLSR分析表明(表3),土壤DOC与反硝化速率呈显著正相关,土壤中的DOC可以刺激土壤微生物活性,同时提供更多的电子供体,促进反硝化作用的发生<sup>[40]</sup>。并且植物的根际会释放氧气,在根部周围形成可发生硝化作用的好氧微区<sup>[41]</sup>。硝化作用产生的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N在扩散到缺氧沉积物中时会迅速进行反硝化作用,从而促进硝化-反硝化作用的发生<sup>[42]</sup>。同时植物的根际分泌物可以提高反硝化细菌的活性。因此有植被存在的沟渠反硝化速率较大<sup>[43]</sup>。

不同级别沟渠反硝化速率的时空差异性主要与水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度的时空差异性有关。水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N是反硝化细菌活动的电子受体,作为底物直接参与反硝化过程,其浓度高低直接影响反硝化速率,被认为是限制水体中反硝化作用的最主要因素<sup>[44-46]</sup>。Deng等<sup>[47]</sup>的分析表明,水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度可以解释反硝化作用变异的70%。本文中沟渠反硝化速率表现为农沟>支沟>池塘>干沟,与其水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度(农沟>支沟>干沟>池塘)表现类似,PLSR分析也表明沟塘反硝化速率与水体上覆水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度显著正相关,且相关性最强,表明水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度是影响反硝化最主要的因素(表3)。此外本研究还发现,尽管夏季温度较高,但是农沟D1、支沟D3和池塘D4的春季反硝化速率显著高于夏季(图4),主要由于这3个点春季的水体NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度显著高于夏季,表明NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度对反硝化速率的影响高于温度的影响。而其他点的NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度整体处于较低水平,在季节上则没有表现出显著的变化,即当上覆水NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度较低时,温度的改变

不会显著影响反硝化速率。这也进一步说明了水体  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度是反硝化速率的最大限制因素。这与赵锋等<sup>[48]</sup>在太湖地区研究的春、夏季反硝化速率的现象类似,虽然夏季温度较高,但是春季的反硝化速率却大于夏季,主要是由于夏季的低  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度限制了反硝化速率。

### 3.3 沟塘系统的反硝化速率及脱氮能力

相较于一些湖泊、入海河口和海湾,沟塘湿地系统具有较高的反硝化速率(表5),因此通常被认为是缓解农业氮素污染的重要场所<sup>[49]</sup>。研究结果显示,沟渠的反硝化脱氮系数为 8.36%,远小于池塘的 25.08% (表4)。沟渠相较于池塘脱氮效率低的原因可能有以下方面:沟渠面积普遍比较小且分散,一般只有农田面积的 2%,相对于大面积的河流湖泊,沟渠的脱氮能力有限,如 Zhao 等<sup>[17]</sup>估计太湖地区河网去除的氮约占进入河流系统的总水生氮负荷的 43%,Seitzinger 等<sup>[50]</sup>对美国东部 16 条河流的研究发现其脱氮效率在 37%~76%;大量研究证明水力停留时间长,不仅有利于沉积物沉积,而且有利于反硝化作用的发生,因此氮素去除率较高<sup>[51]</sup>。沟渠的水力停留时间短、水流速度快也限制了沟渠的脱氮能力。

表5 不同类型沉积物的反硝化速率

Table 5 Denitrification rates of different types of sediments

沉积物类型 Sediment type	反硝化速率 Denitrification rate/( $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ )	数据来源 Data source
农田沟渠	99.63	本研究
农田池塘	82.61	本研究
淀山湖	28.93	[55]
太湖稻田沟渠	10.71	[4]
太湖入湖河流	约 208	[27]
鄱阳湖湖沼沉积物	28.72	[43]
天目湖流域茶园塘	83.45	[41]
长江入海河口	3.64	[56]
Capano 海湾	约 28	[57]

沟塘湿地系统去除了该地区 33.44% 的氮负荷,在一定程度上起到了氮素污染净化器的作用。研究表明天然湿地、水库和湖泊的平均氮素去除率分别为 17.5%、31.8% 和 44.0%<sup>[52]</sup>,Shen 等<sup>[5]</sup>的研究结果指出沟塘湿地的氮素去除率平均为 38.7%,Li 等<sup>[53]</sup>对长江中下游地区研究的结果得出沟塘系统可以减少稻田 39% 的氮素输出,表明沟塘系统在农田面源氮污染中起着重要作用。沟塘系统具有较高的反硝化速率和脱氮率,表明沟塘系统在水体氮素去除上具有巨大的应用潜力。作为农业氮素污染进入河流的渠道,沟塘

湿地系统的消纳作用极为重要<sup>[54]</sup>。因此,为使沟塘湿地系统成为氮素污染的有效汇,需要进行人工管理。种植植物已被证明是减少农业排水中氮的最有效管理措施之一<sup>[8]</sup>,通过种植水生植被来增强反硝化作用以及降低沟渠水体流速可增强沟渠脱氮效率。此外,合理的排灌管理对沟塘的养分去除和净化功能也十分重要,在农田周围适当增加排水沟渠和池塘,可以有效减缓农田面源污染氮负荷。

## 4 结论

(1) 洞庭湖区流域典型沟塘反硝化速率存在显著的时空异质性,反硝化速率为  $22.10\sim238.02 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ,春、夏季的反硝化速率大于秋、冬季。

(2) 不同类型的沟塘反硝化速率有显著差异,总体表现为农沟>支沟>池塘>干沟,有植被沟渠>无植被沟渠。

(3) 水体  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度、DOC 浓度和沉积物 DOC 含量均会对反硝化速率产生显著影响,其中水体  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度是反硝化作用的最主要限制因素。

(4) 沟塘湿地可去除 33.44% 的水体氮负荷,从而大幅减少了向下游水域输入的氮污染负荷,对缓解洞庭湖流域面源污染有重要作用。

## 参考文献:

- [1] 杨林章,冯彦房,施卫明,等.我国农业面源污染治理技术研究进展[J].中国生态农业学报,2013,21(1):96~101. YANG L Z, FENG Y F, SHI W M, et al. Review of the advances and development trends in agricultural non-point source pollution control in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(1):96~101.
- [2] 庞靖鹏.非点源污染分布式模拟[D].北京:北京师范大学,2007:1~2. PANG J P. Distributed non-point source pollution modelling[D]. Beijing: Beijing Normal University, 2007:1~2.
- [3] 丁学谦,吴群,文高辉,等.2005—2019年洞庭湖平原耕地面源污染迁移轨迹及空间格局[J].农业工程学报,2021,37(15):258~266. DING X Q, WU Q, WEN G H, et al. Migration trajectory and spatial pattern of cultivated land non-point source pollution in Dongting Lake Plain from 2005 to 2019[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(15):258~266.
- [4] SHE D L, ZHANG L, GAO X M, et al. Limited N removal by denitrification in agricultural drainage ditches in the Taihu Lake region of China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(3):1110~1119.
- [5] SHEN W Z, LI S S, MI M H, et al. What makes ditches and ponds more efficient in nitrogen control?[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2021, 314:107409.
- [6] ZHANG W S, LI H P, ANTHONY D, et al. Nitrogen transport and retention in a headwater catchment with dense distributions of lowland ponds[J]. Science of the Total Environment, 2019, 683:37~48.

- [7] 侯静文, 崔远来, 赵树君, 等. 生态沟对农业面源污染物的净化效果研究[J]. 灌溉排水学报, 2014, 33(3): 7–11. HOU J W, CUI Y L, ZHAO S J, et al. Purification effect of ecological ditch on agricultural non-point source pollutants[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2014, 33(3): 7–11.
- [8] LIU J T, QIU C Q, XIAO B D, et al. The role of plants in channel-dyke and field irrigation systems for domestic wastewater treatment in an integrated eco-engineering system[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 16: 235–241.
- [9] ZIMMO O R, VANDER S, GIJZEN H J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds [J]. *Water Research*, 2004, 38: 913–920.
- [10] YU K, DELAUNE R D, BOECKX P. Direct measurement of denitrification activity in a gulf coast freshwater marsh receiving diverted Mississippi River water[J]. *Chemosphere*, 2006, 65(11): 2449–2455.
- [11] SEITZINGER S P, HARRISON J A, BOHLKE J K, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis[J]. *Ecological Applications*, 2006, 16(6): 2064–2090.
- [12] FERNANDES S, JAVANAUD C, MICHOTTEY D, et al. Coupling of bacterial nitrification with denitrification and anammox supports N removal in intertidal sediments (Arcachon Bay, France)[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2016, 179: 39–50.
- [13] HERRMAN K S, BOUCHARD V, MOORE R H. Factors affecting denitrification in agricultural headwater streams in Northeast Ohio, USA [J]. *Hydrobiologia*, 2008, 598: 305–314.
- [14] LI X B, QIA Y Q, LI X F, et al. Sediment denitrification in waterways in a rice-paddy-dominated watershed in eastern China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13: 783–792.
- [15] KNOWLES R. Denitrification[J]. *Microbiological Reviews*, 1982, 46: 43–70.
- [16] LAN T, HAN Y, CAI Z C, et al. Denitrification and its product composition in typical Chinese paddy soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(1): 89–98.
- [17] ZHAO Y Q, QIA Y Q, LI B L, et al. Influence of environmental factors on net N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production in sediment of freshwater rivers[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 21(16): 9973–9982.
- [18] 丁浩, 徐慧敏, 苏芮, 等. 若尔盖花湖沉积物氨氧化与反硝化功能基因丰度垂向分布特征及其环境响应[J]. 环境科学学报, 2019, 39(10): 3482–3491. DING H, XU H M, SU R, et al. Vertical distribution and environmental response of the abundance of ammonia-oxidizing and denitrifying functional genes in sediments of Huahu Lake in Zoige[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(10): 3482–3491.
- [19] FRANCIS C A, OMULLAN G D, CORNWELL J C, et al. Transitions in nirS type denitrifier diversity, community composition, and biogeochemical activity along the Chesapeake Bay estuary[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2013, 4: 237.
- [20] 康丽娟, 许海, 朱广伟, 等. 太湖主要环湖河道沉积物反硝化潜力及其控制因子[J]. 环境科学学报, 2021, 41(4): 1393–1400. KANG L J, XU H, ZHU G W, et al. Sediment denitrification potential and its influencing factors in the main rivers of Lake Taihu[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(4): 1393–1400.
- [21] 李晓波, 夏永秋, 郎漫, 等. N<sub>2</sub>:Ar法直接测定淹水环境反硝化产物N<sub>2</sub>的产生速率[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(6): 1284–1288. LI X B, XIA Y Q, LANG M, et al. N<sub>2</sub>: Ar technique for direct determination of denitrification rate of aquatic ecosystems using membrane inlet mass spectrometry[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(6): 1284–1288.
- [22] 国家环境保护总局, 水和废水监测分析方法编委会. 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. State Environmental Protection Administration. Methods for monitoring and analysis of water and wastewater[M]. 4th Edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [23] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 106, 146. LU R K. Methods of soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science & Technology Press, 2000: 106, 146.
- [24] 黄晶. 基于高光谱遥感反演浅层富营养化水体反硝化估算模型的研究[D]. 南昌: 华东交通大学, 2021: 16–17. HUANG J. Estimation model of denitrification in shallow eutrophic water based on Hyperspectral remote sensing inversion[D]. Nanchang: East China Jiaotong University, 2021: 16–17.
- [25] HOU L, YIN G, LIU M, et al. Effects of sulfamethazine on denitrification and the associated N<sub>2</sub>O release in estuarine and coastal sediments [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(1): 326–333.
- [26] KANA T, DARKANGELO C, HUNT M D, et al. Membrane inlet mass spectrometer for rapid high-precision determination of N<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, and Ar in environmental water samples[J]. *Analytical Chemistry*, 1994, 66(23): 4166–4170.
- [27] WEISS R F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater[J]. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 1970, 17(4): 721–735.
- [28] 赵永强. 太湖地区河网湿地脱氮能力研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014: 31–32. ZHAO Y Q. Nitrogen removal capacity of river network in the Taihu Lake region of China[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014: 31–32.
- [29] ZHANG Y F, WU H, YAO M G, et al. Estimation of nitrogen runoff loss from croplands in the Yangtze River basin: a meta-analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 272: 116001.
- [30] SEITZINGER S P, NIELSEN L P, CAFFREY J, et al. Denitrification measurements in aquatic sediments: a comparison of three methods[J]. *Biogeochemistry*, 1993, 23: 147–167.
- [31] 王融融, 余海龙, 李诗瑶, 等. 干湿交替对土壤呼吸和土壤有机碳矿化的影响述评[J]. 水土保持研究, 2022, 29(1): 78–85. WANG R R, YU H L, LI S Y, et al. Review on the effect of soil alternate drying-rewetting cycle on soil respiration and soil organic carbon mineralization[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2022, 29(1): 78–85.
- [32] 2017湖南省水资源公报[J]. 湖南水利水电, 2019(1): 80–111. 2017 Hunan Provincial water resources bulletin[J]. *Hunan Hydro & Power*, 2019(1): 80–111.
- [33] TIAN W, XIAO W F, HUANG Z L, et al. Interflow pattern govern nitrogen loss from tea orchard slopes in response to rainfall pattern in Three Gorges Reservoir area[J]. *Agricultural Water Management*,

- 2022, 269:107684.
- [34] 马娟, 彭永臻, 王丽, 等. 温度对反硝化过程的影响以及 pH 值变化规律[J]. 中国环境科学, 2008(11):1004–1008. MA J, PENG Y Z, WANG L, et al. Effect of temperature on denitrification and profiles of pH during the process[J]. *China Environmental Science*, 2008(11): 1004–1008.
- [35] JANTTI H, HIETANEN S. The effects of hypoxia on sediment nitrogen cycling in the Baltic Sea[J]. *Ambio*, 2012, 41(2):161–169.
- [36] 邬明伟, 李兆富, 李恒鹏, 等. 太湖上游大溪水库流域营养盐输移时空特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12):2375–2382. WU M W, LI Z F, LI H P, et al. Analysis on temporal and spatial characteristics of nutrient export in Daxi Reservoir watershed in the upstream of Taihu Lake area, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12):2375–2382.
- [37] 郑晓通. 天津地区稻田排水沟渠氮磷排放特征及其吸附去除研究[D]. 天津: 天津大学, 2018: 35–36. ZHENG X T. Nitrogen and phosphorus discharging patterns and adsorption measures study on farmland drainage ditch in Tianjin[D]. Tianjin: Tianjin University, 2018:35–36.
- [38] 王圣瑞, 焦立新, 金相灿, 等. 长江中下游浅水湖泊沉积物总氮、可交换态氮与固定态铵的赋存特征[J]. 环境科学学报, 2008, 28(1): 37–43. WANG S R, JIAO L X, JIN X C, et al. Distribution of total, exchangeable and fixed nitrogen in the sediments from shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(1):37–43.
- [39] VERAART A J, DIMITROV M R, SHIRER-UIJL A P, et al. Abundance, activity and community structure of denitrifiers in drainage ditches in relation to sediment characteristics, vegetation and land-use[J]. *Ecosystems*, 2017, 20(5):928–943.
- [40] BATEMAN E J, BAGGS E M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 41:379–388.
- [41] 张丰粟, 王小国. 沟渠 N<sub>2</sub>O 排放研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(1):10–18. ZHANG F S, WANG X G. Research progress on N<sub>2</sub>O emissions from ditches[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(1):10–18.
- [42] RACQUETTI E, LONGHI D, RIBAUDO C, et al. Nitrogen uptake and coupled nitrification–denitrification in riverine sediments with benthic microalgae and rooted macrophytes[J]. *Aquatic Sciences*, 2016, 79:487–505.
- [43] 何鹏. 太湖上游天目湖流域沟塘反硝化脱氮机制及其影响因素研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2021:7–8. HE P. Denitrification mechanism and its influencing factors in ponds of Tianmu Lake basin in the upper reaches of Taihu Lake[D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2021:7–8.
- [44] VERBAENDERT I, BOON N, DE VOS P, et al. Denitrification is a common feature among members of the genus *Bacillus*[J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 2011, 34(5):385–391.
- [45] 唐陈杰, 张路, 杜应旸, 等. 鄱阳湖湿地沉积物反硝化空间差异及其影响因素研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(1):202–209. TANG C J, ZHANG L, DU Y Y, et al. Spatial variations of denitrification in wetland sediments in Poyang Lake and the influencing factors[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(1):202–209.
- [46] 李如忠, 戴源, 刘晓薇, 等. 巢湖十五里河沉积物硝化速率的城乡梯度变化及相关性[J]. 环境科学学报, 2019, 39(3):688–695. LI R Z, DAI Y, LIU X W, et al. Gradient variation and correlation of sediment nitrification rates in urban and rural areas of Shiwuli River, Chaohu Lake basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39 (3): 688–695.
- [47] DENG D, PAN Y, LIU G, et al. Seeking the hotspots of nitrogen removal: a comparison of sediment denitrification rate and denitrifier abundance among wetland types with different hydrological conditions [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737:140253.
- [48] 赵锋, 许海, 詹旭, 等. 太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素[J]. 环境科学, 2021, 42(5):2296–2302. ZHAO F, XU H, ZHAN X, et al. Spatial differences and influencing factors of denitrification and anammox rates in spring and summer in Lake Taihu[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(5):2296–2302.
- [49] 王子聪, 许海, 詹旭, 等. 天目湖流域沟塘湿地脱氮速率的时空差异[J]. 环境科学研究, 2022, 35(4):979–988. WANG Z C, XU H, ZHAN X, et al. Temporal and spatial characteristics of nitrogen removal in ditches and ponds in Tianmu Lake basin[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2022, 35(4):979–988.
- [50] SEITZINGER S P, STYLES R V, BOYER E W, et al. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U. S. A[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57:199–237.
- [51] MISITI T M, HAJAYA M G, PAVLOSTATIS S G. Nitrate reduction in a simulated free-water surface wetland system[J]. *Water Resources*, 2011, 45(17):5587–5598.
- [52] CHENG F Y, BASU N B. Biogeochemical hotspots: role of small water bodies in landscape nutrient processing[J]. *Water Resources Research*, 2017, 53(6):5038–5056.
- [53] LI S S, LIU H B, ZHANG L, et al. Potential nutrient removal function of naturally existed ditches and ponds in paddyregions: prospect of enhancing water quality by irrigation and drainage management[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 718:137–418.
- [54] NSENGA KUMWIMBA M N, MENG F, ISEYEMI O, et al. Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): design, mechanism, management strategies, and future directions[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639:742–759.
- [55] 吴佳栩, 范儒, 王敏琛, 等. 淀山湖沉积物的反硝化脱氮能力及其环境意义[J]. 环境科学学报, 2018, 38(3):867–874. WU J X, FAN R, WANG M C, et al. Denitrification ability of surficial sediments in Dianshan Lake and its environmental implications[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(3):867–874.
- [56] LIU C, HOU L J, LIU M, et al. Coupling of denitrification and anaerobic ammonium oxidation with nitrification in sediments of the Yangtze Estuary: importance and controlling factors[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2019, 220:64–72.
- [57] HOU L J, LIU M, CARINI S A, et al. Transformation and fate of nitrate near the sediment–water interface of Copano Bay[J]. *Continental Shelf Research*, 2012, 35:86–94.

(责任编辑:李丹)