## DOI: 10.20103/j.stxb.202301160111

雷芊芊,张翎,胡荣桂,王砚,赵劲松,林杉,姜炎彬.植物种类对野芷湖湖岸带土壤反硝化作用的影响.生态学报,2024,44(3):1116-1129. Lei Q Q, Zhang L, Hu R G, Wang Y, Zhao J S, Lin S, Jiang Y B.Effects of plant species on soil denitrification in the lakeshore zone of Yezhi Lake.Acta Ecologica Sinica,2024,44(3):1116-1129.

# 植物种类对野芷湖湖岸带土壤反硝化作用的影响

雷芊芊,张 翎,胡荣桂,王 砚,赵劲松,林 杉,姜炎彬\*

华中农业大学资源与环境学院,武汉 430070

摘要:反硝化作用是湖岸带有效去除氮素的关键氮循环过程,受到植物、土壤理化性质及微生物等因素的影响。为探究湖岸带 不同植物对土壤反硝化作用的影响,通过调查测定野芷湖湖岸带9种常见植物的根际与非根际土壤的反硝化功能基因丰度和 反硝化潜势,分析其与土壤理化性质的关系,阐明植物种类影响反硝化作用的机制。研究结果表明:(1)种植植物会改变湖岸 带土壤的理化指标,植物根际土的硝态氮(NN)、铵态氮(AN)、总碳(TC)、总氮(TN)和可溶性有机碳(DOC)含量等显著高于非 根际土,其中柳树、黄素馨、喜旱莲子草根际土的TC、DOC、TN、NN显著高于其他物种,桂树的根际和非根际土的pH均显著低 于其他物种;(2)植物根际土的微生物反硝化功能基因(*narG、napA、nirS、nirK*和*nosZ*)丰度显著高于非根际土,其中柳树、黄素 馨、喜旱莲子草根际土的基因丰度显著高于其他物种,pH、TN、NN和DOC等对反硝化功能基因丰度影响较大;(3)根际土的反 硝化潜势显著高于非根际土,其中柳树、桂树、黄素馨根际土的反硝化潜势显著高于其他物种,黄素馨非根际土的反硝化潜势也 较高,pH、DOC、TN 以及*napA、nirS、norB*基因丰度等对土壤的反硝化潜势显著高于其他物种,黄素馨非根际土的反硝化潜势也 较高,pH、DOC、TN 以及*napA、nirS、norB*基因丰度等对土壤的反硝化潜势具有显著影响。本研究说明植物根际微环境更有利于 反硝化微生物的生长与繁殖,湖岸带种植植物时可考虑不同的常绿和落叶乔木、灌木、草本植物的合理配置来提高湖岸带的氮 素截留能力,以减少由过量氮素进入水生生态系统导致的面源污染。

关键词:植物;反硝化潜势;湖岸带;反硝化功能基因;土壤理化性质

# Effects of plant species on soil denitrification in the lakeshore zone of Yezhi Lake

LEI Qianqian, ZHANG Ling, HU Ronggui, WANG Yan, ZHAO Jinsong, LIN Shan, JIANG Yanbin\* College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

**Abstract**: The lakeshore zone is a transitional zone between aquatic ecosystem and terrestrial ecosystem, which can reduce the impact of nonpoint source pollution. Plants are key parameters to prevent and control nitrogen migration into the lakeshore zone. Denitrification is a key process in the nitrogen cycle for the effective removal of nitrogen in the lakeshore zone, which can be affected by plant species, soil physicochemical properties, and microorganisms. In order to explore the effects of plant species on soil denitrification and the mechanism, the soil denitrification potential and denitrifying functional gene abundance of rhizosphere and non-rhizosphere of nine common plant species in the lakeshore zone of Yezhi Lake, and their relations with soil physicochemical properties were elucidated. The results showed that: (1) different plant species planting in the lakeshore zone changed the soil physicochemical properties. The contents of ammonium (NN), nitrate (AN), total carbon(TC), total nitrogen (TN), and soluble organic carbon (DOC) in the rhizosphere soils of all sampled species were significantly higher than those in the non-rhizosphere. The TC, DOC, TN, and NN in the rhizosphere soils of *Salix babylonica*, *Jasminum nudiflorum*, and *Alternanthera philoxeroides* were significantly higher than those of other plant species, while the pH of both rhizosphere and non-rhizosphere soils of *Osmanthus fragrans* were significantly lower. (2) The abundances of soil denitrifying functional genes, including *narG*, *napA*, *nirS*, *nirK*, and *nosZ* in the rhizosphere soils were

收稿日期:2023-01-16; 网络出版日期:2023-07-21

基金项目:国家自然科学基金项目(U2240222);武汉市应用基础前沿项目(2020020601012284)

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author.E-mail: jiangyanbin@ mail.hzau.edu.cn

significantly higher than those in the non-rhizosphere. The gene abundances in the rhizosphere soils of *S. babylonica*, *J. nudiflorum*, and *A. philoxeroides* were significantly higher than those of other plant species. pH, TN, NN, and DOC had significant impacts on the abundance of soil denitrification functional genes. (3) The soil denitrification potentials of the rhizosphere soils  $(0.44-1.99 \text{ mg N kg}^{-1}\text{h}^{-1})$  were much higher than those of non-rhizosphere soils  $(0.14-0.48 \text{ mg N kg}^{-1}\text{h}^{-1})$ , with the rhizosphere soil denitrification potential of *S. babylonica*, *O. fragrans*, and *J. nudiflorum* significantly higher among the nine plant species, and the soil denitrification potential of *J. nudiflorum* was the highest in the non-rhizosphere soils. pH, DOC, TN, *napA*, *nirS*, and *norB* significantly affected the soil denitrification potential of the Yezhi lakeshore zone. The study indicates that denitrifying microorganisms grow vigorously in the plants' rhizosphere microenvironment, and plant species enhance the soil denitrification intensity of the lakeshore zone significantly and differently. Various species of evergreen and deciduous trees, shrubs and herbs were suggested in the planting arrangement of lakeshore zone, so as to increase the nitrogen retention capacity of lakeshore zone and reduce the nonpoint source pollution caused by excessive nitrogen entering the aquatic ecosystem.

Key Words: plant; denitrification potential; lakeshore zone; denitrifying functional genes; soil physicochemical properties

湖岸带是湖泊陆地生态系统和水生生态系统之间的过渡带,湖岸带又称为湖岸缓冲带,与河岸缓冲带相 似,它们所处的地理位置都是距离湖水或者河水几米到几十米的具有植被覆盖的区域,具有较为独特的土壤、 植被、地形地貌、水文特征以及复杂的生态过程。由于其特定的地理条件和季节性的环境变化,湖岸带发挥着 重要的生态功能,如稳定水库堤岸,减少土壤侵蚀、涵养水源、防止重金属进入水生环境等<sup>[1-2]</sup>。过量氮素流 人相邻湖泊河流等水体,是水生生态系统富营养化的直接原因之一,会对全球生态系统造成负面影响<sup>[3-4]</sup>。 湖岸带对即将进入水体中的污染物(如氮素),具有拦截或使污染物浓度降低的作用,是有效控制陆地生态系统污染进入水生生态系统的最后一道防线,是控制湖水水质最直接有效的天然屏障<sup>[5]</sup>。

湖岸带对氮素的截留能力受多种因素的共同影响,包括湖岸带源区农田的化肥施用量、岸带宽度、坡度、 土壤质地、植被类型、源区与缓冲区的面积比、降雨条件等。植物是湖岸带具有阻控氮素迁移作用的关键,植 被带可增加地表径流的阻力,降低水流速度,增加地表径流下渗量,使大多数颗粒发生淀积,截留地表径流中 污染物,降解、吸收沉积污染物质等。湖岸带的植被群落一般分为林地植被、草地植被、灌木植被和混合植被 等类型,不同植被类型对水体中的氮、磷以及沉积物等均有显著的去除效果,且对土壤的氮素去除效果存在 差异<sup>[6]</sup>。

在湖岸带的除氮过程中,氮素可以通过各种途径发生转化<sup>[7]</sup>,包括土壤储存、地下水以及微生物的同化、 硝化过程、反硝化过程等方式转化为 N<sub>2</sub>从而排出系统<sup>[8-9]</sup>。反硝化过程是一种发生在变动的氧化环境中、在 微生物参与下的一种使 NO<sub>3</sub>转化成为气态产物 NO,N<sub>2</sub>O 和 N<sub>2</sub>的过程,是湖岸带有效去除氮素的关键氮循环 过程。反硝化作用的 4 个反应过程,分别由 4 种独立的细胞内酶进行催化:*narG* 和 *napA* 基因编码的硝酸盐还 原酶,*nirS* 与 *nirK* 编码的亚硝酸还原酶,*norB* 编码 的 NO 还原酶,*norZ* 编码的 N<sub>2</sub>O 还原酶,这些功能基因也都 可以用来表征反硝化微生物<sup>[10]</sup>。显而易见,反硝化作用会明显受到反硝化细菌数量和活性的影响<sup>[11]</sup>。植物 则会通过改变土壤的理化性质和微生物活性等间接影响土壤的反硝化速率。植物地上部分凋落物和死根输 入土壤后均可作为土壤碳源,影响反硝化作用的进行<sup>[12-13]</sup>。根系分泌物的释放可以刺激微生物活动和有机 质的分解,并促进微生物对有机质的吸收,加速氮循化速率<sup>[14-15]</sup>。研究表明,植被覆盖与否以及不同植被类 型下河岸带土壤的反硝化速率具有明显差异<sup>[16]</sup>:如韩晓丽等<sup>[17]</sup>对比了河岸带 8 种不同植被类型土壤反硝化 菌群结构和功能,结果发现土壤理化性质在不同植被类型中存在显著性差异,沙棘林和柳树林下的土壤反硝 化酶活性要显著高于五花草甸、山杨林等其他 6 种植被类型;Li 等<sup>[16]</sup>发现灌木覆盖区的河岸带土壤反硝化速 率高于草地覆盖区,且与土壤的活性氮含量密切相关。由此可见,不同植物类型对土壤反硝化作用的影响主 要是通过改变土壤理化因子、反硝化细菌群落结构等,而对于不同植物如何影响湖岸带的反硝化作用,其机制 尚不明确。

本研究通过对武汉市野芷湖湖岸带柳树(Salix babylonica)、桂树(Osmanthus fragrans)、樟树 (Cinnamomum camphora)、红叶石楠(Photinia fraseri)、黄素馨(Jasminum nudiflorum)、白车轴草(Trifolium repens)、喜旱莲子草(Alternanthera philoxeroides)、萱草(Hemerocallis fulva)、狼尾草(Pennisetum alopecuroides)等 9种常见的乔木、灌木和草本植物种类的根际和非根际土壤的反硝化潜势和反硝化功能基因(narG、napA、 nirS、nirK、nosZ和 norB)进行分析,探讨植物种类对土壤理化性质及反硝化作用的影响,进而阐明植物影响土 壤反硝化作用的可能机制。研究结果可为利用湖岸带控制面源污染的植被种植优化设计提供参考。

## 1 试验地概况

本研究试验采样地在野芷湖(114°20.07—21.78′E,30°28.05—29.01′N)近湖岸带。野芷湖位于湖北省武 汉市洪山区,占地面积 2.06 km<sup>2</sup>,湖岸线长近 15 km;地处中北亚热带季风气候,年均气温 15.8—17.5℃,年均 降水量 1150—1190 mm,全年无霜期平均 240—250 d;土壤为 Q3 发育的黄棕壤,土层厚度超过 1 m。沿湖有 高校、企事业单位及居民小区等,生活污水排入其中,湖泊呈富营养状态。岸带植被以人工种植植物为主,其 中乔木层主要种植有柳树、樟树、桂花、池杉(*Taxodium distichum* var. *imbricatum*)等,灌木层主要种植有红叶石 楠、黄素馨、石榴(*Punica granatum*)等,草本层种植有白车轴草、萱草,伴生喜旱莲子草、狼尾草等。

## 2 研究方法

## 2.1 样品采集

本研究于 2021 年 5 月在野芷湖近湖岸带进行采样。在距湖边 5 m 内选取 3 个样地,每个样地中包含 9 种典型的植物种类:柳树、桂树、樟树、红叶石楠、黄素馨、白车轴草、喜旱莲子草、萱草、狼尾草,9 种植物分别 属于乔木(柳树、桂树、樟树)、灌木(红叶石楠、黄素馨)和草本(白车轴草、喜旱莲子草、萱草、狼尾草)。选择 生长状况较为一致的植株作为取样植物,分别进行根际土和非根际土样的采集。(1)根际土的采集:选择 3 棵相似大小的优势植物,将草本植物植株整棵连同土壤挖出(0—20 cm),用刷子刷下附着于根系表面的土壤 作为根际样品;采集乔木与灌木植物的根际土壤样品时,选择 3 棵相似大小的植株,先将植物根部表面的凋落 物及其他杂物清除,采集附着于根表面 2 mm 以内的土壤作为根际土。(2)非根际土的采集:在采集根际土壤 样品的植株附近的无植被覆盖处采集同深度土壤作为非根际土壤,每种植物非根际土壤采集 3 个样品。

采集的土壤样品分为三部分:一部分鲜土用于土壤含水量(SWC)、pH、铵态氮(AN)、硝态氮(NN)和可溶 性有机碳(DOC)含量的测定;一部分样品自然风干后,仔细挑除土壤中混入的植物残根和石块等杂物,磨碎 后用于总碳(TC)、总氮(TN)和总有机碳(SOC)含量测定;一部分土壤于无菌密封袋中保存,放入液氮内冰冻 3 min 再放置于冰盒带回实验室,转入-80℃超低温冰箱中保存,用于后续微生物功能基因分析。

## 2.2 测定指标及方法

# 2.2.1 土壤理化指标的测定

鲜土样品的 SWC 采用铝盒烘干法测定,pH 采用玻璃电极法(水土比 2.5:1)测定,AN 采用靛酚蓝比色法测定,NN 采用紫外分光光度法测定,DOC 采用连续总有机碳分析仪测定。风干土样采用碳氮元素分析仪测定土壤 TC 和 TN,总有机碳分析仪测定 SOC。

## 2.2.2 反硝化功能基因丰度的测定

采用试剂盒法(硅基质吸附柱)对超低温保存土壤样本提取总 DNA,针对需要检测的基因(narG、napA、nirS、nirK、nosZ、norB),设计引物并合成调试(表1)。将目的基因 PCR 产物,克隆至普通载体上,提取质粒准备定量,并测序验证。将质粒标准品按照实验要求,按照 10 倍梯度稀释,并计算具体质粒拷贝数。建立荧光定量 PCR 体系,最后进行绝对定量拷贝数计算。

norB

nosZ

反向引物

正向引物

反向引物

正向引物

反向引物

GCCTCGATCAGRTTGTGGTT

GGGCTBGGGCCRTTGCA

TACTAYGARCCCTGGACTTACRA

GAAGCGRTCCTTSGARAACTTG

ATGCGYGGSAWRTAGAAGWAMAMSA

2.3	反硝化潜势测定

引物序列

CGTAGAAGAAGCTGGTGCTGTT

TGGACVATGGGYTTYAAYC

ACYTCRCGHGCVGTRCCRCA

GTSAACGTSAAGGARACSGG

GASTTCGGRTGSGTCTTGA

土壤反硝化潜势的测定参考乙炔抑制法<sup>[18]</sup>。分别称取5g9种植物的根际与非根际土壤样品(风干土) 各 18 份,分别放入 125 mL 带塞玻璃小瓶中,加超纯水调节土壤含水率为 20%,置于 25 ℃培养箱中活化 3 d, 活化结束后,添加 KNO,使土样含氮量调节为 70 mg NO,-N kg-1。加塞密封玻璃小瓶,将小瓶抽真空后,注入 9:1体积混合的 N<sub>2</sub>-C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>气体,使瓶内压强达到标准大气压恒温培养 96 h。培养的第 0、6、24、48、72、96 h,分 别取3份土壤样品作为重复,测定其NN含量。

土壤的反硝化潜势取培养期间最大的净反硝化速率值,净反硝化速率的计算公式为:

净反硝化速率 = 
$$\frac{C_{n+1} - C_n}{T}$$

式中,净反硝化速率为培养期间 NN 含量变化速率(mg N kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>); $C_{n+1}$ 、 $C_n$ 为第 n+1次、第 n 次 NN 浓度(mg N/kg),由于最大的净反硝化速率值在本试验中仅出现在0—24 h,因此仅采用其中0、6、24 h 的 NN 含量;T 为 两次取样间隔时间.h。

2.4 数据处理与分析

本研究采用单因素方差分析(One-way ANOVA)不同植物种类根际土与非根际土的土壤理化性质和反硝 化功能基因丰度(narG\_napA\_nir S\_nirK\_nosZ\_norB)间的差异;通过 Pearson 相关性分析和冗余分析(RDA)确 定土壤理化性质、反硝化功能基因丰度和反硝化潜势之间的关系;通过通径分析确定土壤理化性质和反硝化 功能基因丰度对反硝化潜势的贡献度。方差分析、Pearson 相关分析和 RDA 在 R 4.1.3 中完成,通径分析在 SPSS 25.0 中进行。

# 3 结果与分析

## 3.1 不同植物根际与非根际土壤的理化性质

对野芷湖湖岸带9种植物根际土的土壤理化性质进行分析,结果如表2所示:这些植物根际土的SWC为 17.44%—24.55%,其中桂树和柳树的显著高于萱草和狼尾草;pH 值范围在 6.04—7.95 之间,其中桂树的 pH 值呈酸性(6.04),且显著低于其他植物种类(P<0.05);NN 含量为 4.03—13.74 mg/kg,其中黄素馨(12.67 mg/ kg)、白车轴草(13.60 mg/kg)、喜旱莲子草(13.74 mg/kg)的显著高于其他植物种类(P<0.05);AN 含量为 1.10—7.30 mg/kg,最高的为樟树,萱草最低;TN 含量为 0.10%—0.25%,黄素馨最高(0.25%),是樟树的 2.5 倍,喜旱莲子草的根际土的 TN 含量也较高,为 0.21%; TC 含量为 0.83%—2.27%,其中最高的黄素馨 2.27%, 是樟树的 2.43 倍; DOC 含量为 1.79—3.69 mg/kg, 其中喜旱莲子草(3.43 mg/kg)、黄素馨(3.69 mg/kg)、狼尾 草(3.17 mg/kg)的 DOC 含量较高。SOC 的含量为 7.89—15.58 g/kg,其中最高的植物为喜旱莲子草 15.58 g/kg,而萱草(7.89 g/kg)、狼尾草(8.12 g/kg)和黄素馨(8.43 g/kg)的 SOC 含量较低。

9种植物非根际土的土壤理化性质如下:SWC 为 11.62%—23.60%,其中桂树和柳树的显著高于喜旱莲 子草和狼尾草;pH值范围在6.21—7.94之间,桂树的显著低于其他植物种类非根际土(P<0.05);NN含量为

基因

Gene

narG

napA

nirS

反向引物

正向引物

反向引物

正向引物

反向引物

		Table 2 Rhizosph	here and non-rhize	osphere soil physico	ochemical properti	ies of different plar	nt species		
植物 Plant species	土壤 Soil	土壤含水量 SWC/%	Hq	硝态氮 NN/(mg/kg)	铵芯氮 AN/(mg/kg)	总氮 TN/%	总碳 TC/%	可溶性有机碳 DOC/(mg/kg)	有机碳 SOC/(g/kg)
树树	根际土	22.51±2.65Aab	7.92±0.15Aa	11.09±3.14Aab	$1.69\pm0.08$ Ae	$0.17 \pm 0.003 { m Ac}$	$1.57\pm0.013\mathrm{Ac}$	2.82±0.56Abcd	12.35±0.61Ab
Salix babylonica	非根际土	23.60±0.71Aa	7.65±0.23Aab	$3.09\pm0.07$ Bd	$0.85\pm0.16Bb$	$0.10{\pm}0.00\mathrm{Bd}$	$0.64{\pm}0.015\mathrm{Bd}$	$0.92\pm0.22$ Bbcd	$5.51\pm0.27\mathrm{Bc}$
桂树	根际土	24.55±1.01ab	$6.04\pm0.05\mathrm{Ae}$	$6.28{\pm}1.27\mathrm{Abc}$	$1.39\pm0.08\mathrm{Ae}$	$0.18\pm0.007\mathrm{Ac}$	$1.36\pm0.020\mathrm{Ad}$	$2.77\pm0.12$ Abcd	$11.96{\pm}0.41\mathrm{Ab}$
Osmanthus fragrans	非根际土	23.24±1.25Aa	$6.21\pm0.35Ae$	$5.02\pm0.12\mathrm{Bac}$	$0.91\pm0.35Bb$	$0.15\pm0.013\mathrm{Bb}$	$1.07 \pm 0.006 Bb$	$1.21\pm0.19Bb$	$9.29\pm0.33\mathrm{Ba}$
樟树	根际土	$18.10\pm1.69\mathrm{Acd}$	$6.67\pm0.04\mathrm{Ad}$	$4.03\pm2.63\mathrm{Ac}$	7.30±0.16Aa	$0.10 \pm 0.006 \text{Af}$	$0.83 \pm 0.034 \text{Af}$	$1.79\pm0.26\mathrm{Ae}$	$8.74{\pm}0.77{\rm Acd}$
Cinnamomum camphora	非根际土	20.30±0.30Aab	$7.19\pm0.20\mathrm{Acd}$	$4.20{\pm}1.61\mathrm{Abcd}$	1.72±0.35Bab	$0.09 \pm 0.003 \text{Af}$	$0.47\pm0.002Bf$	$0.75\pm0.21$ Bcd	4.30±0.05Bd
红叶石楠	根际土	$19.42\pm0.78$ Abcd	6.69±0.36Ad	$7.17{\pm}1.78\mathrm{Abc}$	6.25±0.26Aab	$0.16{\pm}0.003\mathrm{Ad}$	$1.35\pm0.008\mathrm{Ad}$	$2.51{\pm}0.29\mathrm{Acde}$	$10.13 \pm 0.98  {\rm Ac}$
Photinia fraseri	非根际土	21.48±0.92Aab	$7.38{\pm}0.10\mathrm{Abcd}$	$3.21\pm0.24$ Bcd	1.36±0.74Bab	$0.11\pm0.007 \mathrm{Bd}$	$0.68{\pm}0.044\mathrm{Bd}$	$0.54\pm0.09Bd$	$4.49{\pm}0.21\mathrm{Bd}$
黄素馨	根际土	$18.99\pm2.32$ Abcd	7.70±0.16Aa	12.67±2.00Aa	$4.24{\pm}1.20\mathrm{Ad}$	$0.25 \pm 0.002 Aa$	2.27±0.006Aa	3.69±0.09Aa	$8.43{\pm}0.91\mathrm{Ad}$
Jasminum nudiflorum	非根际土	23.17±8.47Aa	7.94±0.20Aa	$8.99{\pm}1.05\mathrm{Ba}$	2.13±0.95Ba	$0.18\pm0.008Ba$	$1.41{\pm}0.043\mathrm{Ba}$	2.82±0.15Aa	$9.11\pm0.06$ Aa
白车轴草	根际土	$18.62{\pm}3.56\mathrm{Abcd}$	$7.25{\pm}0.10{\rm Ac}$	13.60±1.23Aa	$4.97{\pm}0.13\mathrm{Acd}$	$0.18\pm0.002\mathrm{Ac}$	$1.57\pm0.009{\rm Ac}$	2.33±0.45Ade	$13.15\pm0.44$ Ab
Trifolium repens	非根际土	18.10±2.33Aabc	$7.33\pm0.04\mathrm{Abcd}$	$3.51 \pm 1.38 Bbcd$	1.19±0.36Bab	$0.10{\pm}0.002\mathrm{Ade}$	$0.47 \pm 0.006 Be$	$0.55\pm0.28Bd$	$3.63\pm0.04\mathrm{Be}$
喜早莲子草	根际土	22.04±0.3.28Aabc	$7.51\pm0.02$ Ab	13.74±3.99Aa	$1.41{\pm}0.00\mathrm{Ae}$	$0.21\pm0.000\mathrm{Ab}$	$2.11{\pm}0.011\mathrm{Ab}$	3.44±0.23Bab	$15.58{\pm}0.95{\rm Aa}$
Alternanthera philoxeroides	非根际土	$11.62{\pm}5.86{\rm Ac}$	$7.57{\pm}0.06\mathrm{Aabc}$	$4.49{\pm}0.74\mathrm{Bbcd}$	1.67±0.44Aab	$0.12\pm0.003 \mathrm{Bc}$	$0.81{\pm}0.021\mathrm{Bc}$	$1.16\pm0.19$ Abc	$6.25{\pm}0.53\mathrm{Bb}$
萱草	根际土	$17.51\pm0.45\mathrm{Ad}$	7.95±0.02Aa	$7.89{\pm}0.47\mathrm{Abc}$	$1.10\pm0.19\mathrm{Ae}$	$0.14\pm0.008\mathrm{Ae}$	$1.16\pm0.035 \mathrm{Ae}$	$2.98\pm0.50$ Aabed	7.89±0.59Ad
Hemerocallis fulva	非根际土	21.16±2.95Aab	$7.43\pm0.22\mathrm{Abcd}$	$5.30\pm0.73$ Bb	$1.05\pm0.29$ Ab	$0.11{\pm}0.004\mathrm{Bcd}$	$0.57\pm0.004 \mathrm{Bcd}$	$0.87\pm0.29\mathrm{Bbcd}$	$4.80{\pm}0.28\mathrm{Bd}$
狼尾草	根际土	$17.44\pm0.85\mathrm{Ad}$	$7.13\pm0.07$ Ac	$5.34\pm0.55\mathrm{Ac}$	$5.38\pm0.95\mathrm{Abc}$	$0.14\pm0.002$ Aef	$1.06\pm0.010$ Aef	$3.17\pm0.61$ Aabc	$8.12\pm0.36\mathrm{Ad}$
Pennisetum alopecuroides	非根际土	$15.56\pm0.49\mathrm{Abc}$	$7.09\pm0.12$ Ab	$3.89{\pm}1.05\rm{Bbcd}$	$0.83\pm0.04Bb$	$0.14\pm0.007 \text{Ab}$	$0.85{\pm}0.068\mathrm{Bb}$	$1.29\pm0.21$ Ba	$6.43\pm0.34Bb$
不同大写字母表示在同种植	物根际和非根际土间	差异显著(P<0.05);不同	小写字母表示不同植	<b>1</b> 物间根际或非根际土	:回差异显著(P<0.0;	5); SWC:土壤含水量	i soil water content;NN	V:硝态氮 nitrate nitrogen	n;AN:铵态氮 amn
mitrogen; TN: 总氮 total mitrogen; Tu	C:总碳 total carbon;D	OC:可溶性有机碳 dissolv	red organic carbon; SC	C:有机碳 soil organic	carbon				

生 态 学 报

表2 不同植物根际和非根际土壤理化性质

http://www.ecologica.cn

3.09—8.99 mg/kg,其中黄素馨的显著高于其他植物种类(P<0.05),且是柳树的近3倍;AN含量为0.83—2.13 mg/kg,总体差异不明显;TN含量为0.09%—0.18%,仍然是黄素馨的最高,是樟树的2倍;TC含量为0.47%—1.41%,也是黄素馨的最高(1.41%),是樟树的3倍;DOC含量为0.29—2.82 mg/kg,其中黄素馨(2.82 mg/kg)、狼尾草(1.29 mg/kg)的DOC含量较高;SOC的含量为3.63—9.29 g/kg,其中最高的为桂树9.29 g/kg,白车轴草(3.63 g/kg)、樟树(4.30 g/kg)、红叶石楠(4.49 g/kg)和萱草(4.8 g/kg)非根际土的SOC含量显著较低。

植物根际土和非根际土的理化性质比较结果表明:除 SWC 和 pH 在根际和非根际间差异不明显外,几乎 所有植物根际土的 NN、AN、TN、TC、DOC 和 SOC 均显著高于非根际土(P<0.05)。

3.2 不同植物根际与非根际土壤的反硝化功能基因

3期

对9种植物种类的根际土反硝化功能基因丰度进行分析(图1),结果发现 narG 和 nirK 基因丰度总体较





**Fig.1** Abundance of denitrifying functional genes in rhizosphere soils of different plant species 不同小写字母表示各指标在不同植物间差异显著(*P*<0.05)

http://www.ecologica.cn

44 卷

高,平均达到 5.52×10<sup>7</sup>拷贝数/g 和 1.69×10<sup>7</sup>拷贝数/g,而 napA 和 norB 基因丰度仅为 4.34×10<sup>5</sup>拷贝数/g 和 1.47×10<sup>5</sup>拷贝数/g。喜旱莲子草与黄素馨根际土的 narG 基因丰度较高,分别为 1.16×10<sup>8</sup>拷贝数/g、9.5×10<sup>7</sup>拷贝数/g,显著高于其他植物种类(P<0.05);高旱莲子草根际土的 napA 基因丰度(1.14×10<sup>6</sup>拷贝数/g)和 nirK 基因丰度(3.63×10<sup>7</sup>拷贝数/g)均为最高,且显著高于其他植物种类(P<0.05);nirS 基因丰度则为柳树的显著高于其他物种(6.74×10<sup>6</sup>拷贝数/g,P<0.05);norB 基因丰度差异不大,其中黄素馨的最高(1.97×10<sup>5</sup>拷贝数/g);高旱莲子草、黄素馨、柳树根际土的 nosZ 基因丰度 5.13×10<sup>6</sup>拷贝数/g 以上,显著高于其他植物种类(P<0.05)。

非根际土反硝化功能基因丰度结果见图 2, narG 和 nirK 基因丰度平均较高,分别为 2.58x10<sup>7</sup>拷贝数/g 和 2.59×10<sup>6</sup>拷贝数/g,而 napA 和 norB 基因丰度仅为 3.31×10<sup>4</sup>拷贝数/g 和 7.06×10<sup>4</sup>拷贝数/g。桂树的 narG 基因 丰度最高且显著高于其他植物种类(8.51×10<sup>7</sup>拷贝数/g,P<0.05);狼尾草的 napA 的基因丰度(8.12×10<sup>4</sup>拷贝数/g)和 nirS 基因丰度(4.16×10<sup>5</sup>拷贝数/g)均显著高于其他植物种类(P<0.05);黄素馨的 nirK(5.56×10<sup>6</sup>拷贝数/g)和 norZ 基因丰度(1.65×10<sup>6</sup>拷贝数/g)显著高于其他植物种类(P<0.05);桂树的 norB 基因丰度





Fig.2 Abundance of denitrifying functional genes in non-rhizosphere soils of different plant species

 $(1.58 \times 10^{5}$ 拷贝数/g)显著高于其他植物种类(P < 0.05)。

总体而言,9种植物根际土的反硝化功能基因丰度均明显高于非根际土。其中,根际土 narG 的基因丰度 均值为 2.58×10<sup>7</sup>拷贝数/g,是非根际土的 2.14 倍;根际土 napA 的基因丰度均值为 3.31×10<sup>4</sup>拷贝数/g,是非根 际土的 13.11 倍;根际土 nirS 的基因丰度均值为 2.05×10<sup>5</sup>拷贝数/g,是非根际土的 10.43 倍;根际土 nirK 的基 因丰度均值为 2.59×10<sup>6</sup>拷贝数/g,是非根际土的 6.51 倍;根际土 norB 的基因丰度均值为 7.06×10<sup>4</sup>拷贝数/g, 是非根际土的 2.08 倍;根际土 nosZ 的基因丰度均值为 9.05×10<sup>5</sup>拷贝数/g,是非根际土的 3.6 倍。乔木中,柳 树根际土的 napA、nirK、nirS、nosZ 基因拷贝数较高,灌木中,黄素馨的 narG、napA、nirK、nirS、norB、nosZ 基因丰 度均较高,草本植物中,喜旱莲子草根际土的 narG、napA、nirK、nirS、nosZ 基因丰度较高。非根际土的反硝化 微生物功能基因丰度也分别是属于乔木、灌木、草本植物的桂树、黄素馨和喜旱莲子草显著高于其他植物(P< 0.05)。土壤理化性质对根际土反硝化功能基因丰度影响的 RDA 结果如图 3 所示,土壤理化性质的总解释率 为 65.1%(P<0.05),其中第一轴和第二轴分别解释 58.3%和 3.5%,pH 的影响最大,占比 44.3%,其次分别是 TN(14.9%)、NN(13.2%)和 DOC(12.1%);pH、NN 和 DOC 主要积极影响了 nirS、nirK、napA 和 nosZ 基因丰度, 而 TN 则对 narG 有重要正向作用。土壤理化性质对非根际土反硝化功能基因丰度影响的 RDA 结果如图 3 所 示,土壤理化性质的总解释率为 64.5%(P<0.05),其中第一轴和第二轴分别可以解释 59.1%和 3.2%,SOC 重 要性占比最高(44.3%),其后依次为 TN(25.9%)、DOC(19.4%);SOC 对 narG、napA 和 norB 有重要正向作用, 而 TN 和 DOC 则积极影响了 nirS、nirK 和 nosZ 基因丰度。







## 3.3 不同植物根际与非根际土壤的反硝化潜势及其影响因素

不同植物的根际土和非根际土反硝化潜势如图 4 所示,根际土反硝化潜势的范围为 0.44—1.99 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>,非根际土反硝化潜势的范围为 0.14—0.48 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>。在不同植物根际土中,柳树、桂树、黄素馨的 反硝化潜势较高,分别为 1.99 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>、1.84 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>、1.94 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>,且与其他植物的呈显著性差 异(P<0.05)。不同植物非根际土的反硝化潜势中,黄素馨和狼尾草的较高,同为 0.48 mg N kg<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>,与其他植物的差异显著(P<0.05),且是白车轴草的 3.41 倍。对比根际土和非根际土的反硝化潜势发现,柳树根际土是 非根际土的 8.20 倍,桂树是 8.71 倍、黄素馨 4.03 倍,红叶石楠 3.69 倍,喜旱莲子草 5.58 倍,白车轴草 3.11 倍,

其他植物种类根际与非根际间差异不显著。

1124



图 4 不同植物种类根际土与非根际土的反硝化潜势

Fig.4 Denitrification potential in rhizosphere and non-rhizosphere soils of different plant species

9种植物根际土反硝化潜势与SWC、TN 呈显著正相关(P<0.05),相关系数分别为0.423和0.467,与其他 土壤理化性质均无明显相关关系,所以在SWC与TN含量较高的植物根际土壤中,反硝化潜势会较快。非根 际土的反硝化潜势与理化性质之间均无显著相关关系。将根际土和非根际土作为整体考虑,土壤的反硝化潜 势与NN、TN、TC、DOC、SOC含量呈显著正相关(P<0.01)。反硝化潜势与功能基因的相关性分析结果显示, 根际土反硝化潜势与nirS呈显著正相关(r=0.43,P<0.01);非根际土反硝化潜势与napA显著正相关(r= 0.42,P<0.05);而根际土和非根际土整体的反硝化潜势与六种反硝化功能基因均有显著相关关系(P<0.01), 其中 nosZ 相关系数最大,为0.69(表3)。

Table 5 C	<sup>5</sup> Correlations of son dentrification potential with son physicoencinical properties and dentrifying functional genes							
上海地毛	反硝化潜势 Soil denitrification pontential			上海地氏	反硝化潜势 Soil denitrification pontential			
工場住顶 Soil property	根际 Rhizosphere	非根际 Non- rhizosphere	总体 Total	工	根际 Rhizosphere	非根际 Non- rhizosphere	总体 Total	
SWC	0.423 *	0.045	0.171	SOC	0.037	0.229	0.529 **	
pH	-0.038	0.009	-0.05	narG	0.07	0.04	0.33 *	
NN	0.131	0.169	0.478 **	napA	0.23	0.42 *	0.58 **	
AN	-0.265	0.083	0.266	nirS	0.43 *	0.15	0.65 **	
TN	0.467 *	0.326	0.634 **	nirK	0.10	0.31	0.55 **	
TC	0.364	0.294	0.658 **	norB	-0.28	-0.12	0.36 **	
DOC	0.275	0.361	0.662 **	nosZ	0.35	0.20	0.69 **	

表 3	反硝化潜势与土壤理化性质及反硝化功能基因间的相关性

Completions of soil depityification notantial with soil physicashamical

\*表示变量在 P<0.05 水平上相关性显著; \*\*表示 P<0.01 水平上相关性显著

为进一步明确不同植物种类影响土壤反硝化潜势的机制,先对反硝化潜势与土壤理化性质和反硝化功能 基因丰度进行逐步回归分析,其目的是消除各个因子之间相互作用关系而造成的混淆。不同植物种类土壤反 硝化潜势与土壤因子及反硝化功能基因丰度的逐步回归方程系数检验如表 4 所示,去除共线性诊断 VIF < 10 的因子后,五个因子 pH、nirS、SOC、norB 和 TN 的偏回归系数的显著性均小于 0.05,多元决定系数  $R^2 = 0.72$ (P<0.01)。剩余因子  $e = \sqrt{1 - R^2} = 0.529$  数值较大,说明对于土壤根际土反硝化潜势影响的自变量可能还 有其他因素未考虑。随后,根据逐步回归分析结果进行通径分析(图 5),可以直观的看到自变量对因变量(反

1125

硝化潜势)的作用关系以及自变量对因变量的贡献值,pH、SOC、TN、nirS和 norB对反硝化潜势产生了直接影响,TN 直接作用系数的绝对值最大为 0.74,说明 TN 对反硝化潜势的直接作用最大,其次分别为 nirS、SOC、pH、norB,其中 SOC 和 pH 为负效应。

植物非根际土的反硝化潜势与相关土壤因素的逐步回归分析结果(表 4)显示,DOC、norB 和 napA 对反硝 化潜势的影响显著(P<0.05),多元决定系数  $R^2=0.60(P<0.01)$ 。剩余因子  $e = \sqrt{1-R^2} = 0.63$  数值较大,说 明对于土壤非根际土的反硝化潜势影响的也还有其他因素未曾纳入考虑。通径分析结果(图 5)显示,自变量 (DOC、norB、napA)对因变量(反硝化潜势)产生直接影响,其中 norB 直接作用系数的绝对值最大,为-0.82,说 明 norB 基因丰度对反硝化潜势的直接作用最大,且为负效应,而 napA 和 DOC 为正效应。



图 5 野芷湖岸带植物种类对土壤反硝化潜势影响的通径分析



Tuble 1 Biepwise regression	rest of deminineut	ion potential and s	m fuetors in finzo.	sphere of non thizo:	sphere sons or unit	stent plant species
参数 Parameter	根际土 Rhizosphere soil	标准化系数 Standard coefficient	显著性 Significance	非根际土 Non-rhizosphere soil	标准化系数 Standard coefficient	显著性 Significance
因子 Factors	pH	-0.545	0.005	DOC	-0.545	0.024
	nirS	0.698	0.000	norB	-0.819	0
	SOC	-0.641	0.000	napA	0.739	0.001
	norB	-0.377	0.016			
	TN	0.738	0.000			
决定系数(R <sup>2</sup> ) Coefficient of determination		0.72			0.60	
显著性(P) Significance		< 0.01			< 0.01	
回归方程	Y = 5.926 - 0.55 pH + 0.70 nirS - 0.64 SOC - 0.38  norB + 0.70 nirS - 0.64 SOC - 0.70 nirS			Y = 0.253 + 0.402 DOC - 0.819 norB + 0.739 napA		
Regression equation	0.74TN					

表 4 不同植物根际土和非根际土的反硝化潜势与土壤因子的逐步回归检验

tion notantial and sail factors in rhizasnhara or non rhizasnhara sails of diff

# 4 讨论

## 4.1 不同植物对土壤理化性质影响的差异

土壤的理化性质会受到种植植物与否的显著影响。本研究结果表明湖岸带不同植物根际土与非根际土的土壤理化性质差异明显,总体表现为根际土的各碳氮组分含量如 TC、DOC、SOC、TN、AN、NN 等均显著高于非根际土。植物根际土壤是受植物根系分泌物影响的狭窄土壤区,植物根系会产生大量分泌物,这些根系分泌物大部分由蛋白质和粘液等化合物组成,包括初级代谢物如氨基酸、糖、羧酸盐等,次生代谢物如索格酮、黄酮类化合物、香豆素等<sup>[19]</sup>。植物根系从土壤中吸收的营养物质以及根系分泌的糖类、有机酸、酚类、氨基酸和

44 卷

生物碱等,会影响根际土壤 pH、TN、NN、AN 和有机质等理化因子,使得根际理化性质显著区别于非根际<sup>[20]</sup>。同时,植物通过光合作用固定的碳可以作为根系分泌物释放到根际,并与根系分泌的其他代谢物质,如糖类、有机酸、氨基酸、激素、胞外酶等,为微生物提供足够能源,使根际微生物数量及代谢活性远高于非根际土壤,这些微生物会加速凋落物的分解,增加土壤中的碳氮养分含量<sup>[21]</sup>。

植物种类也是影响土壤理化性质的重要因素。本研究中,木本植物中柳树与黄素馨,草本植物喜旱莲子草的根际土 TC、DOC、TN 和 NN 含量要显著高于其他几种植物;非根际土中,黄素馨的所有碳氮组分的含量也显著高于其他植物,桂树和狼尾草的 TC、SOC、TN 较高,柳树和喜旱莲子草的 SWC 较高;桂树的根际和非根际土的 pH 则均显著低于其他物种。该结果说明植物种类不同,其在根系形态、根冠比、凋落物、对养分利用等的差异可能会影响其根际或非根际土壤的理化性质<sup>[22]</sup>。所采样的植物中,黄素馨根系发达,能产生大量不定根,因此可能产生更多的根系分泌物,从而增加其根际以及附近土壤的碳氮养分含量。此外,柳树与黄素馨均为落叶植物,在气温降低时会产生大量凋落物,其凋落物中的有机碳会被微生物群落所固定,并留存于土壤当中,因此增加了土壤中的碳氮含量。喜旱莲子草匍匐生长,其根系发达且根系生物量较大<sup>[23]</sup>,地下根茎常可深达 50—60 cm,若土壤湿度适宜,其每个茎节处生长出须根,均可发育成为一个新的植株,因此其庞大的根部会为土壤中固定较多的碳。喜旱莲子草的地上部分繁茂,肉质贮藏根还可产生大量的不定芽<sup>[24]</sup>,相关研究表明在氮素匮乏的生境,喜旱莲子草也会通过提高根部微生物含量的比重来积蓄养分供自身繁殖,以适应植物资源的短缺<sup>[25]</sup>。由于喜旱莲子草的根际 NN 浓度较高,氮素会通过促使喜旱莲子草叶片以及茎的生长并形成新分枝,从而提高光合作用,同时进行了生物量的累积,使资源利用效率明显提高。

4.2 不同植物对土壤反硝化功能基因丰度影响的差异

植物根系分泌物有益于土壤微生物生长而吸引其在根际聚集<sup>[26]</sup>。本研究发现同一种植物根际土的反硝 化功能基因丰度均显著大于非根际土反硝化功能基因丰度,这说明种植植物可以显著增加土壤反硝化功能微 生物的丰度。肖力婷等<sup>[27]</sup>对种植黑麦草与清耕的试验地进行分析发现,相较于清耕的试验地,种植黑麦草的 土壤增加了 nosZ 和 nirK 基因丰度。孙红英等<sup>[28]</sup>研究发现混种千屈菜、海寿花与芦苇显著提高了 nirS 基因绝 对丰度。杨滨娟等<sup>[29]</sup>研究发现紫云英与油菜混播提高了土壤 nirS 、nirK 、nosZ 基因丰度。这可能是由于植物 根系分泌物所提供的糖类等物质能促进微生物生长发育,同时反硝化过程需要碳源作为电子供体参与反应。 不同植物的种植对土壤尤其是根际土的微生物群落组成和数量会产生重要影响。研究者们发现不同植物、品 种、生长发育时期等均会影响根系分泌物和根际微生物的组成和数量<sup>[30]</sup>。本研究中,喜旱莲子草、黄素馨、柳 树的根际土 narG 、napA 、nirK 、nirS 和 nosZ 的基因丰度显著较高于其他植物,非根际土则无明显规律,这可能是 由于不同植物根系分泌物的组成和数量不同,导致了反硝化细菌组成和数量上的差异。

反硝化微生物功能基因丰度受多种直接或间接因素的影响,包括土壤含水率、pH、碳含量、土壤质地以及 土地利用类型等<sup>[31-32]</sup>。不同生态系统中影响反硝化微生物丰度的关键因素可能不同,如热带森林土壤中, NN、MBC和TN是反硝化细菌群落的主要影响因子<sup>[33]</sup>;AN、NO<sup>-</sup>2、总磷、NN和溶解氧影响了景观水体中反硝 化微生物的多样性<sup>[34]</sup>。在本研究中,*nirS、nirK、nosZ*等基因丰度与TN、NN、DOC、SOC等呈正相关关系,这表 明土壤中碳源的增高可能有利于反硝化关键基因丰度的增加,而NN会对这些反硝化细菌的生长繁殖则会起 到促进作用<sup>[35]</sup>。

# 4.3 不同植物对土壤反硝化潜势影响的差异

植物对于氮素的吸收作用被认为是减少氮污染的重要途径,有研究结果表明,植物对土壤反硝化作用影响显著<sup>[36]</sup>。本研究通过对9种植物根际土与非根际土进行厌氧培养实验,发现除樟树、萱草外,其余7种植物根际土的反硝化潜势均大于非根际土的反硝化潜势,说明植物根际微环境的土壤反硝化能力一般要优于非根际。其主要原因可能是根系分泌氧导致根系中存在氧梯度,氧的存在对反硝化过程不利,但对氨氧化以及硝化有促进作用<sup>[37]</sup>,这为反硝化微生物提供了更多的 NN,同时根系分泌的物质和有机质碎片也是反硝化菌的养分来源<sup>[38]</sup>,植物根际为土壤提供了更多的碳源(包括根系分泌物与根部残留物等)<sup>[39]</sup>。所以,根际土的

1127

反硝化速率更快,说明植物可以通过影响土壤理化性质显著影响反硝化作用,且植物的根际效应显著提高了 反硝化速率。与此同时,不同植物根际土的反硝化潜势中,柳树、桂树、黄素馨的较高,而非根际土中黄素馨和 狼尾草的较高,这可能是不同植物的根系分泌物差异和土壤性质的综合效应。

种植植物会改变土壤的理化性质,而土壤理化性质中可以直接影响反硝化生物群落导致反硝化速率瞬时 变化的调节因子包括 NN 浓度、C 利用率、O<sub>2</sub>浓度、SWC 等<sup>[40-41]</sup>。SWC 是影响土壤反硝化作用的一个重要因 素,它可以通过改变土壤的透气性进而影响气体扩散与微生物活动,调节 N<sub>2</sub>O、N<sub>2</sub>、NO 的排放<sup>[42]</sup>。本研究中, 9 种植物根际土的反硝化潜势与 SWC 呈显著正相关关系,这是由于反硝化过程是在厌氧环境下由微生物介 导所发生的一系列氮转化过程,O<sub>2</sub>浓度可以随土壤含水率的改变而发生变化。相关研究表明,在超过土壤水 分的阈值下,反硝化速率会随着土壤含水率的上升而急剧增加<sup>[43-44]</sup>。DOC 浓度的高低也会直接影响土壤的 反硝化速率,通径分析发现,非根际土的 DOC 对反硝化潜势的直接影响系数为 0.40,这是由于反硝化微生物 利用最多的是 DOC<sup>[40]</sup>。NN 作为反硝化过程的反应底物,其浓度高低直接决定反硝化作用的强烈程度。一 般而言,反应底物浓度越高,就越能促进反硝化作用的进行,本研究中总反硝化潜势与 NN 含量呈显著正相 关,这与前人的研究结果一致。Li<sup>[16]</sup>等在对比硝酸盐不同的河岸带的反硝化酶活性后发现硝酸盐含量丰富 的河岸带系统中,反硝化酶活性显著高于硝酸盐胁迫的河岸带系统,该结果说明土壤 NN 含量是影响河岸带 反硝化酶活性的主要因素。土壤 pH 是影响反硝化作用的另一个关键调控因子,Beven 等<sup>[45]</sup>认为反硝化作用 的最佳 pH 值范围是 7.0—8.0,而在酸性条件下反硝化速度较慢<sup>[46-47]</sup>,本研究中根际土 pH 与反硝化潜势呈 负相关关系,部分植物根系分泌物能引起根际土壤的酸化,土壤 pH 值的下降会使 N<sub>2</sub>O 在反硝化反应中的释 放量明显增大<sup>[48]</sup>,在 pH 值小于 4.4 的情况下,N<sub>2</sub>O 的释放以反硝化作用为主<sup>[49]</sup>。

反硝化作用是在微氧条件发生的微生物作用,其反应速率还受到土壤微生物数量和活性的影响<sup>[10]</sup>,因此 反硝化功能基因丰度也是影响反硝化作用的直接因素。本研究发现土壤的反硝化潜势与6种反硝化功能基 因(*narG*、*napA*、*nirS*、*nirK*、*nosZ*、*norB*)均呈显著相关关系,说明了包含有编码反硝化四个反应过程还原酶基因 的反硝化微生物群落可能均参与了湖岸带土壤的反硝化作用。这些微生物的丰度也受土壤理化性质变化的 影响,如植物根际土的反硝化功能基因与土壤理化性质的相关关系显示 *narG*、*napA*与 *nosZ* 功能基因丰度与 根际土的 TC 含量显著正相关,这可能是因为土壤碳含量除了影响反硝化作用和 N<sub>2</sub>O:N<sub>2</sub>比值外,土壤 C 的性 质与有效性还会影响反硝化酶活性和微生物群落组成<sup>[50]</sup>。

## 5 结论

本研究通过对武汉市野芷湖湖岸带9种植物种类下土壤的反硝化作用及其影响因素进行研究,得出以下 主要结论:(1)种植植物会改变湖岸带土壤的理化指标,植物根际土的 NN、AN、TC、TN 和 DOC 等显著高于非 根际土,其中柳树、黄素馨、喜旱莲子草根际土的 TC、DOC、TN、NN 显著高于其他物种,桂树的根际和非根际 土的 pH 均显著低于其他物种;(2)植物根际土的微生物反硝化功能基因(*narG、napA、nirS、nirK* 和 *nosZ*)丰度 显著高于非根际土,其中柳树、黄素馨、喜旱莲子草的反硝化功能基因丰度显著高于其他物种,且 *narG* 和 *nirK* 基因丰度高于其他基因,pH、TN、NN 和 DOC 等对反硝化功能基因丰度影响较大;(3)所有物种根际土反硝化 潜势均显著高于非根际土,是其1.7—8.8 倍,且柳树、桂树、黄素馨根际土反硝化潜势显著高于其他物种,黄素 馨和狼尾草非根际土的反硝化潜势显著较高,pH、DOC、TN 以及 *napA、nirS、norB* 基因丰度等对土壤的反硝化 潜势具有显著影响。本研究说明了植物根际微环境更有利于反硝化微生物的生长与繁殖,不同植物种植后土 壤的反硝化作用强度不同,且种植不同的常绿和落叶的乔木、灌木、草本植物会提高湖岸带对氮素的截留 能力。

## 参考文献(References):

<sup>[1]</sup> Bing H J, Wu Y H, Zhou J, Sun H Y, Wang X X, Zhu H. Spatial variation of heavy metal contamination in the riparian sediments after two-year

flow regulation in the Three Gorges Reservoir, China. Science of the Total Environment, 2019, 649: 1004-1016.

- [2] Schilling K E, Jacobson P J, Wolter C F. Using riparian Zone scaling to optimize buffer placement and effectiveness. Landscape Ecology, 2018, 33 (1): 141-156.
- [3] Camargo J A, Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. Environment International, 2006, 32(6): 831-849.
- [4] Howarth R W, Marino R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. Limnology and Oceanography, 2006, 51(1): 364-376.
- [5] Lee K H, Isenhart T M, Schultz R C. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. Journal of Soil and Water Conservation, 2003, 58(1): 1-8.
- [6] Hefting M M, Clement J C, Bienkowski P, Dowrick D, Guenat C, Butturini A, Topa S, Pinay G, Verhoeven J T A. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. Ecological Engineering, 2005, 24(5): 465-482.
- [7] VerhoevenJ T A, Arheimer B, Yin C Q, Hefting M M. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends in Ecology & Evolution, 2006, 21(2): 96-103.
- [8] Lowrance R, Altier L S, Newbold J D, Schnabel R R, Groffman P M, Denver J M, Correll D L, Gilliam J W, Robinson J L, Brinsfield R B, Staver K W, Lucas W, Todd A H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay Watersheds. Environmental Management, 1997, 21(5): 687-712.
- [9] Korom S F. Natural denitrification in the saturated zone: a review. Water Resources Research, 1992, 28(6): 1657-1668.
- [10] Saggar S, Jha N, Deslippe J, Bolan N S, Luo J, Giltrap D L, Kim D G, Zaman M, Tillman R W. Denitrification and NO: N production in temperate grasslands: processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. Science of the Total Environment, 2013, 465: 173-195.
- [11] Pei Y S, Yang Z F, Tian B H. Nitrate removal by microbial enhancement in a riparian wetland. Bioresource Technology, 2010, 101 (14): 5712-5718.
- [12] De Deyn G B, Cornelissen J H C, Bardgett R D. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. Ecology Letters, 2008, 11(5): 516-531.
- [13] Jones D L, Hodge A, Kuzyakov Y. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. New Phytologist, 2004, 163(3): 459-480.
- [14] Fontaine S, Bardoux G, Abbadie L, Mariotti A. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. Ecology Letters, 2004, 7(4): 314-320.
- [15] Bengtson P, Barker J, Grayston S J. Evidence of a strong coupling between root exudation, C and N availability, and stimulated SOM decomposition caused by rhizosphere priming effects. Ecology and Evolution, 2012, 2(8): 1843-1852.
- [16] Li Y J, Chen Z L, Lou H J, Wang D Q, Deng H G, Wang C. Denitrification controls in urban riparian soils: implications for reducing urban nonpoint source nitrogen pollution. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(17): 10174-10185.
- [17] 韩晓丽,黄春国,张芸香,郭晋平. 文峪河上游河岸带不同植被类型土壤 nirS 反硝化菌群结构及功能. 生态学报, 2020, 40(6): 1977-1989.
- [18] Robertson G P. Standard soil methods for long-term ecological research. New York: Oxford University Press, 1999.
- [19] Bais H P, Weir T L, Perry L G, Gilroy S, Vivanco J M. The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. Annual Review of Plant Biology, 2006, 57: 233-266.
- [20] 马源, 张德罡. 草地根际过程对养分循环调控机制研究进展. 草业学报, 2020, 29(11): 172-182.
- [21] de la Fuente Cantó C, Simonin M, King E, Moulin L, Bennett M J, Castrillo G, Laplaze L. An extended root phenotype: the rhizosphere, its formation and impacts on plant fitness. The Plant Journal, 2020, 103(3): 951-964.
- [22] 杨乐, 樊妙春, 上官周平. 根际土壤氮循环过程研究概述. 陕西林业科技, 2022, 50(5): 116-122.
- [23] 王震宇,刘利华,温胜芳,彭昌盛,邢宝山,李锋民.2种湿地植物根表铁氧化物胶膜的形成及其对磷素吸收的影响.环境科学,2010, 31(3):781-786.
- [24] 高建明, 张世清, 陈河龙, 刘巧莲, 易克贤. 喜旱莲子草的利用现状及展望. 热带生物学报, 2014, 5(4): 405-408.
- [25] 张运春, 欧春予, 张桥英. 氮添加对不同密度入侵植物喜旱莲子草生长的影响. 生态环境学报, 2020, 29(9): 1745-1751.
- [26] 史刚荣. 植物根系分泌物的生态效应. 生态学杂志, 2004, 23(1): 97-101.
- [27] 肖力婷,杨慧林,黄文新,付学琴.生草栽培对南丰蜜橘园土壤酶活性及氮循环功能微生物的影响.应用与环境生物学报,2021,27(6): 1476-1484.
- [28] 孙红英,辛全伟,林兴生,罗海凌,林辉,严少娟,刘文莉,兰思仁.人工湿地植物种类及多样性对甲烷释放及功能基因丰度的影响.生态学报,2019,39(22):8565-8574.
- [29] 杨滨娟,李萍,胡启良,黄国勤.紫云英与油菜混播对稻田土壤 N<sub>2</sub>O 排放及相关功能基因丰度的影响.中国农业科学, 2022, 55(4):

743-754.

- [30] 吴林坤,林向民,林文雄.根系分泌物介导下植物-土壤-微生物互作关系研究进展与展望.植物生态学报,2014,38(3):298-310.
- [31] 刘秋丽. 模拟降水量对土壤水氮运移及氨挥发特性的影响. 水资源开发与管理, 2020, 48(1): 39-44.
- [32] 李健, 曲植, 张立鑫, 李铭江, 陆江岳. 添加碳源对不同 pH 水稻土中反硝化关键功能基因的影响. 南京信息工程大学学报: 自然科学版, 2022, 14(4): 473-483.
- [33] 曹乾斌,王邵军,陈闽昆,曹润,王平,左倩倩,赵爽,杨波.不同恢复阶段热带森林土壤 nirS 型反硝化微生物群落结构及多样性特征. 生态学报, 2021, 41(2): 626-636.
- [34] 张艺冉,李再兴,孙悦,周石磊. 耐冷好氧反硝化菌脱氮技术研究进展. 环境工程, 2019, 37(12): 22-28+48.
- [35] 尹昌, 范分良, 李兆君, 宋阿琳, 朱平, 彭畅, 梁永超. 长期施用有机和无机肥对黑土 nirS 型反硝化菌种群结构和丰度的影响. 环境科学, 2012, 33(11): 3967-3975.
- [36] Vilas M P, Marti C L, Adams M P, Oldham C E, Hipsey M R. Invasive macrophytes control the spatial and temporal patterns of temperature and dissolved oxygen in a shallow lake: a proposed feedback mechanism of macrophyte loss. Frontiers in Plant Science, 2017, 8: 2097.
- [37] Zheng Y L, Hou L J, Liu M, Yin G Y, Gao J, Jiang X F, Lin X B, Li X F, Yu C D, Wang R. Community composition and activity of anaerobic ammonium oxidation bacteria in the rhizosphere of salt-marsh grass *Spartina alterniflora*. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100(18): 8203-8212.
- [38] Zhang Z X, Zhang W Z, Yang H C, Sheng R, Wei W X, Qin H L. Elevated N<sub>2</sub>O emission by the rice roots: based on the abundances of *narG* and bacterial *amoA* genes. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(2): 2116-2125.
- [39] Henry S, Texier S, Hallet S, Bru D, Dambreville C, Chèneby D, Bizouard F, Germon J C, Philippot L. Disentangling the rhizosphere effect on nitrate reducers and denitrifiers: insight into the role of root exudates. Environmental Microbiology, 2008, 10(11): 3082-3092.
- [40] Cornwell J C, Kemp W M, Kana T M. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls, and ecosystem level controls, a review. Aquatic Ecology, 1999, 33(1): 41-54.
- [41] Xiong W, Li Z G, Liu H J, Xue C, Zhang R F, Wu H S, Li R, Shen Q R. The effect of long-term continuous cropping of black pepper on soil bacterial communities as determined by 454 pyrosequencing. PLoS One, 2015, 10(8): e0136946.
- [42] Wu D, Horn M A, Behrendt T, Müller S, Sörgel M. Soil HONO emissions at high moisture content are driven by microbial nitrate reduction to nitrite; tackling the HONO puzzle. ISME J, 2019, 13(7); 1688-1699.
- [43] de Klein C A M, van Logtestijn R S P. Denitrification and N<sub>2</sub>O emission from urine-affected grassland soil. Plant and Soil, 1994, 163(2): 235-241.
- [44] Hefting M M, Bobbink R, de Caluwe H. Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones. Journal of Environmental Quality, 2003, 32(4): 1194-1203.
- [45] Beven K J, Kirkby M J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. Hydrological Sciences Bulletin, 1979, 24(1): 43-69.
- [46] Parkin T B, Sexstone A J, Tiedje J M. Adaptation of denitrifying populations to low soil pH. Applied and Environmental Microbiology, 1985, 49 (5): 1053-1056.
- [47] Weier K L, Gilliam J W. Effect of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic coastal plain soils. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(5): 1202-1205.
- [48] 王锐,陈士勇,陈志青,崔培媛,卢豪,杨艳菊,张海鹏,张洪程.根系分泌物对根际土壤关键氮转化过程的影响.作物杂志,2021(6): 1-8.
- [49] Yin H J, Wheeler E, Phillips R P. Root-induced changes in nutrient cycling in forests depend on exudation rates. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 78: 213-221.
- [50] Van Kessel J S, Reeves J B. On-farm quick tests for estimating nitrogen in dairy Manure. Journal of Dairy Science, 2000, 83(8):1837-1844.