

外源氮对滨海围垦稻田土壤 N_2O 还原速率的影响机制研究

饶旭东, 谢 晴, 薛梦琪, 周 聪, 张耀鸿*

(南京信息工程大学, 气象灾害预报预警与评估协同创新中心 /

江苏省农业气象重点实验室, 江苏 南京 210044)

摘 要: 滨海湿地位于海陆交错带, 具有很高的生态价值; 近百年来的人类活动深刻改变了湿地土壤的 N_2O 排放通量。为探明外源氮对滨海围垦稻田土壤 N_2O 还原潜力的影响, 选取长江口崇明岛东滩芦苇湿地和围垦区不同围垦年限 (19、27、51、86 年) 的稻田土壤为研究对象, 添加不同形态外源氮后研究湿地土壤 N_2O 还原速率的变化情况。结果表明, 无氮添加条件下芦苇湿地土壤 N_2O 还原速率最高, 为 $36.6 \mu g \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$, 相比围垦 19 年稻田土壤提高了 103%; 添加硝态氮条件下围垦 86 年稻田土壤 N_2O 还原速率最高, 是围垦 19 年稻田土壤的 3.9 倍, 添加铵态氮和硝态氮条件下稻田土壤 N_2O 还原速率年增长率分别为 0.37 和 $0.69 \mu g \cdot g^{-1} \cdot d^{-1} \cdot 年^{-1}$, 比无氮处理分别高出 140% 和 343%。对于同一样地土壤而言, 外源氮输入对其 N_2O 还原速率的影响效应各异。其中, 与无氮对照相比, 添加铵态氮条件下芦苇湿地土壤的 N_2O 还原速率降低了 32%, 而添加硝态氮条件下围垦 86 年稻田土壤的 N_2O 还原速率增加了 91%。相关性分析发现, 稻田 N_2O 还原速率与土壤有机碳、总氮呈显著正相关, 而与电导率、 SO_4^{2-} 呈显著负相关。因此, 在围垦区水稻生产中, 不同形态氮肥施用对稻田土壤的 N_2O 还原过程产生重要的影响效应。

关键词: 滨海稻田; 外源氮; 围垦; N_2O 还原

N_2O 是仅次于 CO_2 和 CH_4 的第三大温室气体, 其百年尺度上的增温潜势约为 CO_2 的 298 倍^[1], 对温室效应的贡献约为 6%^[2], 对全球气候变化产生重要影响。农业土壤是最重要的 N_2O 来源; 研究发现, 农业生产活动排放的 N_2O 占人类活动总排放量的 52%^[3]。然而, 排放到大气中的 N_2O 气体是土壤 N_2O 产生与消耗过程的综合结果。目前, 绝大多数研究主要关注于不同土壤中 N_2O 的净排放通量, 而忽略了 N_2O 净消耗量的潜力。事实上, 土壤不仅可以是大气 N_2O 的源, 也可以消耗大气 N_2O , 成为大气 N_2O 的汇。土壤中 N_2O 的消耗过程包括 N_2O 在土壤剖面内扩散传输中被截留的物理过程以及微生物参与的生化代谢过程。其前者受到土壤结构、土壤水气状态等物理特性的影响。后者是指含有氧化亚氮还原酶基因 (*nosZ*) 的微生物将 N_2O

还原为 N_2 的过程, 是土壤 N_2O 消耗的唯一生物途径。土壤类型、含水量、土壤发育程度、有机碳含量、农作物生长等对这类土壤微生物具有深刻的影响效应, 进而对土壤 N_2O 的消耗潜力也会产生重要的影响。例如, 研究发现不同类型土壤 N_2O 的消减潜力差别很大, 其中红壤对 N_2O 的消耗速率高达 $3.7 mg \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ ^[4]。淹水或厌氧的环境有利于土壤 N_2O 的吸收, 水稻田土壤具有很强的 N_2O 消耗能力^[5]。然而, 不同发育程度的湿地土壤 N_2O 消耗潜力及影响要素还缺乏深入了解。

随着我国区域经济的发展, 对土地的需求越来越迫切, 滩涂围垦改农田成为解决土地问题的有效途径^[6]。崇明岛东滩是中国长江口规模最大、发育最完善的河口型滩涂湿地, 在中华人民共和国成立后经历过多次大规模的围垦造田工程^[7]。围垦后的湿地不再受潮汐影响, 随后的农作物种植、翻耕、施肥等农业管理措施, 形成了一系列不同熟土化进程的围垦区湿地。不同围垦年代的湿地土壤, 代表了土壤发育的不同时期。其土壤母质本底相对一致、具有完善的年代发育序列, 其土壤发育的空间变化可以反映时间尺度上的变化。许多研究发现, 随着围垦年限增加、熟土化进程的推进, 湿地土壤

收稿日期: 2021-05-04; 录用日期: 2021-08-22

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42175138, 41671247, 41103039); 江苏省研究生科研创新计划项目 (KYCX22_1222)。

作者简介: 饶旭东 (1996-), 硕士研究生, 主要从事土壤温室气体排放研究。E-mail: 1440877009@qq.com。

通讯作者: 张耀鸿, E-mail: yhzhang@nuist.edu.cn。

的盐分含量下降、pH 值降低、 SO_4^{2-} 浓度减小、有机碳含量增加, 表现为土壤综合肥力增加、可耕性增强^[8-10]。在土壤氮转化方面, 李玲等^[11]发现, 闽江河口湿地围垦后表层沉积物 N_2O 的产生潜力没有发生明显变化。李小飞等^[12]认为, 崇明东滩湿地中低潮滩土壤的硝酸盐还原潜力较高, 可能与土壤可溶性有机碳密切相关。林黎等^[13]则发现, 河口湿地围垦后土壤理化性质的变化强烈影响着土壤微生物的群落结构和数量。郭俊丽^[14]发现, 外源 N_2O 添加可使不同母质土壤的 N_2O 消耗速率提高, 显著提高 N_2 排放量。那么, 在滨海滩涂围垦改稻田这一熟土化过程中, 不同发育进程的湿地土壤 N_2O 消耗潜力如何变化? 以及化学氮肥施用对其有何影响? 这些科学问题的探索对于深入了解农田土壤 N_2O 消耗潜力的演替特征至关重要。

基于此, 本研究以长江口崇明岛东滩自然湿地和围垦后的稻田土壤为研究对象, 以空间代替时间的方法, 研究外源氮对不同围垦年限土壤 N_2O 还原过程的影响, 阐明土壤发育进程对湿地土壤 N_2O 消耗潜力的影响特征, 为我国农田温室气体减排提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集

供试土壤采自上海市崇明岛东滩湿地和围垦区稻田 ($31^\circ 27' \sim 31^\circ 51' \text{N}$, $121^\circ 09' \sim 121^\circ 54' \text{E}$), 该地区属于亚热带季风气候, 年均气温为 15.3°C , 年均降水量为 1003.7 mm 。本研究选取东滩湿地保护区的高滩位芦苇湿地, 作为围垦 0 年的对照样点, 以 LW 表示。根据 Cui 等^[15]的文献说明, 在围垦区内选取围垦 19、27、51、86 年的稻田土壤作为不同围垦年限的稻田样点, 分别记作 WK19、WK27、WK51、WK86。采样时, 在每个样区以 S 形走线设置 6 个采样点, 每个点间隔 $10 \sim 15 \text{ m}$, 然后用土钻取 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 表层鲜土, 将该 6 个点的土壤均匀混合成 1 个混合样本, 重复 3 次。将土样装入密封袋, 放入冰盒中运回实验室, 于 4°C 下保存。

1.2 土壤理化性质测定

将采回的土壤样品进行本底理化性质的分析测定。土壤有机碳 (SOC) 用浓硫酸-重铬酸钾消煮、硫酸亚铁滴定法测定。土壤全氮 (TN) 用凯氏定氮法测定。土壤铵态氮 (NH_4^+-N) 和硝态氮 (NO_3^--N) 含量采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 溶液浸提后,

AA3 流动分析仪测定。土壤 pH 以水土比 2.5:1 混匀静置后, 用数字酸度计测定。土壤电导率 (EC) 以水土比 5:1 浸提溶液用电导率仪测定。土壤硫酸根 (SO_4^{2-}) 使用离子色谱法测定。

1.3 试验处理及培养

选取上述 5 种不同围垦年限的土壤, 研究 4 个不同形态氮添加处理下湿地土壤的 N_2O 还原速率。外源氮添加处理分别为 (1) 添加 NH_4^+-N , (2) 添加 NO_3^--N , (3) 添加尿素, 氮最终浓度均为 $5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 以及不添加氮 (添加去离子水) 的对照处理, 每个处理重复 3 次。采用厌氧培养方法分析土壤的 N_2O 还原速率。具体步骤为: 取 2.00 g 鲜土放入 12 mL 的 Labco 顶空瓶中, 加入 2 mL 去离子水, 抽真空-充氩气重复进行 3 次。室温 25°C 避光预培养 3 d; 预培养结束后再进行抽真空-充氩气操作 3 次, 向培养瓶中打入 2 mL N_2O 气体, 再加入 $20 \mu\text{L}$ 氮溶液, 使培养瓶中氮最终浓度为 $5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。充分摇晃形成均匀泥浆, 分别在加入底物后第 0、2、4、7、14 和 21 d, 测定培养瓶中的顶空 N_2O 浓度。

1.4 土壤 N_2O 还原速率测定

每次采气前充分摇晃培养瓶, 用微量采样器采集 $100 \mu\text{L}$ 顶空气体转入 12 mL 的 Labco 顶空瓶中, 采集之后补充相同量高纯氩气以保持培养瓶内气压的平衡。采集的气体用气相色谱仪 (Agilent 7890B) 分析 N_2O 浓度, 仪器参数为: 前检测器温度 250°C , H_2 、空气和尾吹气 N_2 流量分别为 50 、 450 和 $25 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 后检测器温度为 250°C , 尾吹气氩甲烷流量为 $2.000 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$, 柱箱温度为 50°C , 镍转化炉温度为 375°C 。土壤 N_2O 还原速率通过分析培养期间瓶内 N_2O 浓度的变化情况进行计算, 计算公式如下:

$$P = \frac{dc}{dt} \times \frac{V}{W} \times \frac{MW}{MV}$$

式中: P 是 N_2O 的还原速率, $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; dc/dt 为培养期间培养瓶上部气相 N_2O 浓度变化率, $\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; V 为培养瓶上部气体体积, L ; W 为培养的鲜土质量, g ; MW 为 N_2O 摩尔质量, $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$; MV 为标准状态下气体摩尔体积, $22.4 \text{ L} \cdot \text{mol}^{-1}$ 。

1.5 数据处理分析

试验数据用 SPSS 22.0 和 Excel 2010 进行统计分析, 其中显著性差异用单因素方差分析和 LSD 检验; Pearson 相关性分析检验土壤 N_2O 还原速率与土

壤理化性质之间的关系。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质变化特征

芦苇湿地 (LW) 的土壤有机碳 (SOC) 含量为 $13.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 围垦稻田 SOC 含量范围为 $9.55 \sim 18.34 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (表 1)。而滩涂湿地 WK19 土壤 SOC 含量下降明显, 比 LW 湿地显著降低了 29.42% ($P < 0.05$); 其后随着围垦年限增长 SOC 显著增加 ($P < 0.05$), 表现为 WK27、WK51 和 WK86 均显著高于 LW ($P < 0.05$)。湿地土壤总氮 (TN) 含量范围为 $0.77 \sim 1.20 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中 LW 样点的土壤 TN 显著高于 WK19、WK27 和 WK51 土

壤 ($P < 0.05$), 而与 WK86 则无显著差异。土壤铵态氮 (NH_4^+-N) 和硝态氮 (NO_3^--N) 含量分别为 $5.46 \sim 23.37$ 和 $8.86 \sim 18.67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, WK51 土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量均显著高于其他样点土壤 ($P < 0.05$), 而 WK19 土壤则显著低于其他土壤 ($P < 0.05$)。WK 土壤 pH 值显著低于 LW 土壤 ($P < 0.05$), 且随围垦年限增加, pH 值下降。LW 土壤的电导率 (EC) 为 $4.80 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, 围垦后 EC 显著降低 62% ~ 85% ($P < 0.05$), 且随围垦年限增加而显著降低 ($P < 0.05$)。WK 土壤硫酸盐 (SO_4^{2-}) 含量范围为 $196.07 \sim 328.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 且随围垦年限增加而降低, 相对于 LW 土壤, WK 土壤的 SO_4^{2-} 显著降低 43% ~ 66% ($P < 0.05$)。

表 1 不同围垦年限土壤理化性质

采样点	有机碳 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总氮 ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	NH_4^+-N ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	NO_3^--N ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	pH 值	电导率 ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$)	硫酸盐 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
LW	$13.53 \pm 0.21\text{d}$	$1.20 \pm 0.03\text{a}$	$15.77 \pm 1.13\text{b}$	$10.83 \pm 0.79\text{c}$	$7.67 \pm 0.02\text{a}$	$4.80 \pm 0.18\text{a}$	$578.27 \pm 16.75\text{a}$
WK19	$9.55 \pm 1.34\text{e}$	$0.77 \pm 0.15\text{c}$	$5.46 \pm 0.91\text{c}$	$8.86 \pm 1.07\text{d}$	$7.44 \pm 0.04\text{b}$	$1.84 \pm 0.16\text{b}$	$328.10 \pm 26.09\text{b}$
WK27	$15.29 \pm 0.06\text{c}$	$1.00 \pm 0.06\text{b}$	$14.48 \pm 0.79\text{b}$	$11.79 \pm 0.70\text{c}$	$7.38 \pm 0.11\text{bc}$	$1.59 \pm 0.03\text{c}$	$299.93 \pm 35.45\text{b}$
WK51	$16.89 \pm 0.42\text{b}$	$0.84 \pm 0.03\text{c}$	$23.37 \pm 2.37\text{a}$	$18.67 \pm 0.66\text{a}$	$7.32 \pm 0.06\text{cd}$	$1.31 \pm 0.03\text{d}$	$226.03 \pm 20.55\text{c}$
WK86	$18.34 \pm 0.02\text{a}$	$1.12 \pm 0.04\text{ab}$	$16.25 \pm 0.91\text{b}$	$14.11 \pm 0.55\text{b}$	$7.25 \pm 0.07\text{d}$	$0.74 \pm 0.06\text{e}$	$196.07 \pm 18.69\text{c}$

注: 同一列不同字母表示各采样点在 0.05 水平上存在显著差异。

2.2 培养过程中 N_2O 浓度变化特征

高浓度的 N_2O 底物供应可反映出所试土壤的最

大 N_2O 还原潜力。培养起始各处理的顶空 N_2O 浓度均高于 $850 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (图 1)。随着厌氧培养进行

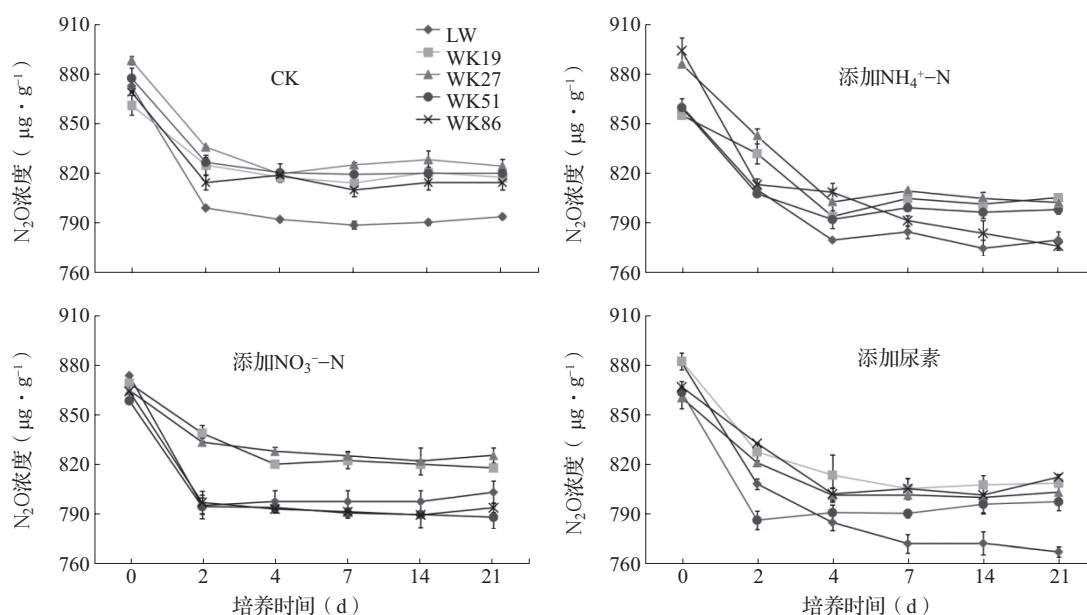


图 1 不同氮添加处理后 N_2O 浓度随厌氧培养时间的变化规律

N_2O 浓度均呈现明显下降的趋势。总体而言,在整个培养过程中第 0 ~ 2 d N_2O 浓度下降最为明显,之后第 4 ~ 21 d 保持较为稳定,直至培养结束,说明培养期间的前 2 d 各土壤样品表现出最大消耗潜力。此外,无氮对照 CK 处理中,第 2 d 后 LW 土壤的 N_2O 浓度明显低于其他 4 种土壤。添加 NO_3^- -N 处理中,第 2 d 后 WK19 和 WK27 土壤的 N_2O 浓度明显高于其他 3 种土壤。

2.3 湿地土壤的 N_2O 还原速率

根据上述结果,选取第 0 ~ 2 d 的 N_2O 浓度变化计算出湿地土壤的 N_2O 还原潜力。发现 CK 处理及添加 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和尿素处理下, N_2O 还原速率分别为 18.0 ~ 36.6、11.5 ~ 39.5、15.2 ~ 59.5 和 17.2 ~ 38.9 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (图 2)。无氮 CK 处理下,围垦稻田土壤 N_2O 还原速率分别为 18.0、26.0、25.3 和 31.2 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,芦苇湿地土壤 N_2O 还原速率显著高于围垦稻田土壤,是围垦稻田土壤的 1.2 ~ 2.0 倍 ($P < 0.05$)。添加 NH_4^+ -N 处理下,WK86 土壤的 N_2O 还原速率显著高于其他土壤 ($P < 0.05$),WK19 土壤显著低于 LW 土壤的 N_2O 还原速率 ($P < 0.05$),而 WK27、WK51 土壤与 LW 土壤之间没有显著差

异。添加 NO_3^- -N 处理下,LW 土壤的 N_2O 还原速率显著高于 WK19、WK27 和 WK51 土壤,WK86 土壤的 N_2O 还原速率比 WK19 土壤显著增加了 291.2% ($P < 0.05$)。添加尿素处理下,LW 与 WK51 土壤的 N_2O 还原速率分别为 36.9 和 38.9 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,两者之间没有显著差异,但显著高于其他 3 个样地土壤 ($P < 0.05$),而且 WK86 土壤的 N_2O 还原速率最低,为 17.2 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

对于每一个土壤而言,添加外源氮对 N_2O 还原速率的效应各异。WK86 土壤在添加氮后变化最为明显,其中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 处理下的 N_2O 还原速率相对无氮 CK 处理显著升高了 27% 和 91%,而添加尿素处理下土壤 N_2O 还原速率显著降低了 45% ($P < 0.05$)。氮添加处理均增加了 WK51 土壤的 N_2O 还原速率,其中以添加尿素最为显著,提高了 54.1%。相反,WK27 土壤在氮添加条件下均显著下降,其中以 NO_3^- -N 效应最为显著。对于 LW 和 WK19 土壤而言,添加 NH_4^+ -N 处理显著抑制了 LW 土壤的 N_2O 还原速率,而添加尿素处理则显著提高了 WK19 土壤的 N_2O 还原速率。

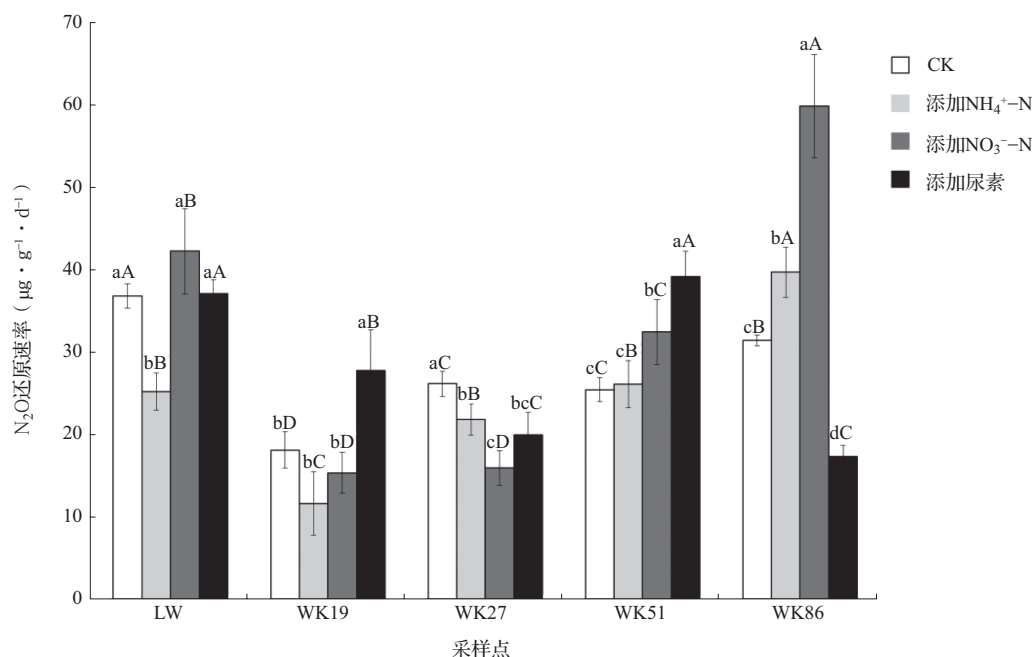


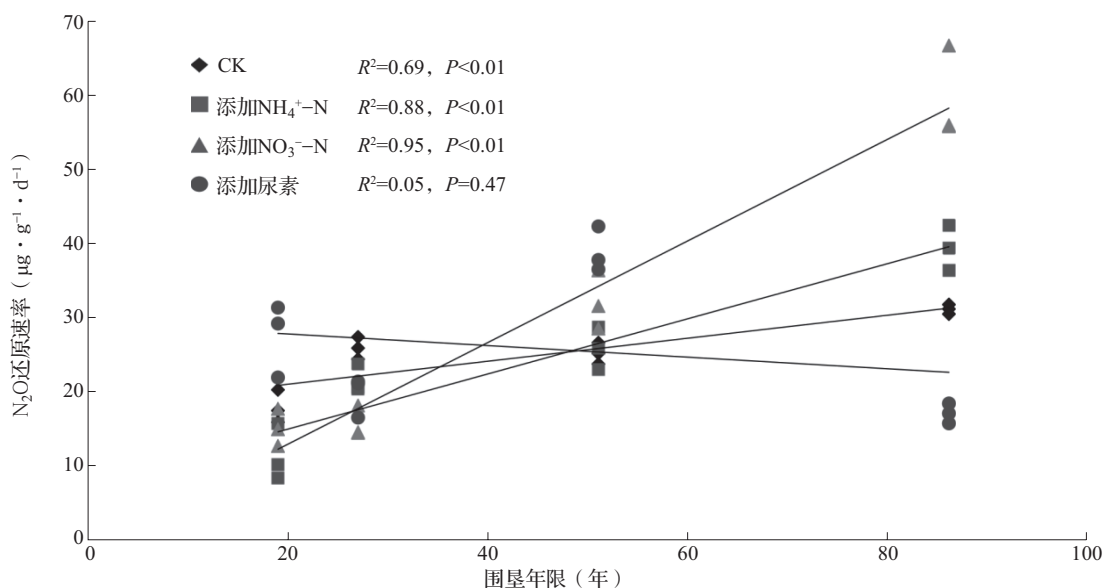
图 2 氮添加处理下各土壤的 N_2O 还原速率

注:不同大写字母表示同一氮处理下不同土壤的差异显著 ($P < 0.05$),不同小写字母表示同一土壤的不同氮处理的差异显著 ($P < 0.05$)。

2.4 回归分析及相关性分析

对稻田土壤的 N_2O 还原速率与围垦年限进行了回归分析 (图 3)。结果表明,无氮 CK 处理以及添

加 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 处理下,土壤的 N_2O 还原速率与围垦年限呈极显著的线性正相关 ($P < 0.01$),表明随着围垦年限的增长稻田土壤的 N_2O 还原速率

图3 土壤 N_2O 还原速率与围垦年限的关系

持续增加。其中添加 NO_3^- -N 处理的 N_2O 还原速率年增长率最高, 为 $0.69 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$, 添加 NH_4^+ -N 处理的年增长率为 $0.37 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{年}^{-1}$, 分别比 CK 处理高出 343% 和 140%。相反, 添加尿素处理下稻田土壤的 N_2O 还原速率虽随围垦年限增加呈下降趋势, 但未达到显著水平。

将稻田 N_2O 还原速率与土壤理化性质进行相关性分析, 结果见表 2。CK、添加 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 处理下, 稻田 N_2O 还原速率与 SOC、TN 均呈显

著 (或极显著) 正相关。相反, CK、添加 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 处理下, 稻田 N_2O 还原速率与土壤 EC、 SO_4^{2-} 均呈显著 (或极显著) 负相关。土壤 NH_4^+ -N 含量与稻田 N_2O 还原速率在无氮 CK 和 NH_4^+ -N 添加条件下呈显著正相关, 土壤 pH 值与稻田 N_2O 还原速率在添加 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 条件下呈显著负相关。值得注意的是, 添加尿素条件下稻田 N_2O 还原速率与土壤理化性质的相关性均未达到显著水平。

表 2 围垦稻田 N_2O 还原速率与土壤理化性质相关分析

处理	有机碳	总氮	铵态氮	硝态氮	pH 值	EC	SO_4^{2-}
CK	0.941**	0.896**	0.642*	0.551	-0.562	-0.828**	-0.669*
添加 NH_4^+ -N	0.907**	0.824**	0.618*	0.580*	-0.629*	-0.912**	-0.772**
添加 NO_3^- -N	0.738**	0.662*	0.455	0.485	-0.630*	-0.929**	-0.793**
添加尿素	-0.085	-0.535	0.413	0.551	0.283	0.322	0.088

注: * 和 ** 分别表示 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 。

3 讨论

3.1 滨海湿地土壤理化性质的变化特征

大规模围垦活动下, 滨海滩涂湿地受到干扰, 会深刻影响湿地土壤的理化性质^[16]。本研究中, 芦苇湿地 SOC 相较于围垦 19 年稻田土壤高出 42%。Davidson 等^[17]认为由于湿地的大部分有机碳没有被土壤固定, 在向陆地性农田转变的过程中, 好氧条件增强导致有机碳的损失。随后由于盐分逐

渐下降开始种植农作物、施肥和农作物残渣以及耕作管理措施使有机碳开始恢复^[10, 18], Mitra 等^[19]和 Iost 等^[20]也有同样的报道。本研究发现, 围垦 86 年 SOC 含量最高, 且该稻田 SOC 含量超过芦苇湿地碳水平的 36%; 而芦苇湿地土壤的 TN 含量是围垦稻田土壤的 1.1 ~ 1.6 倍, 可能与芦苇湿地表层存在丰富的固氮微生物有关^[21]。土壤 pH 值、EC 和 SO_4^{2-} 均表现为芦苇湿地显著高于围垦稻田, 且随围垦年限增加而呈逐渐下降的趋势。这与以往

的研究报道一致^[8-10, 22], 表明围垦后湿地土壤由海洋性特征向陆地性特征演变, 将可能会对土壤 N_2O 还原过程产生深刻影响。

3.2 滨海湿地土壤 N_2O 还原潜力的特征比较

无氮添加处理下, 湿地土壤的 N_2O 还原速率反映了原状土壤的 N_2O 消耗潜力。本研究发现, 在围垦稻田中, 86 年稻田的 N_2O 还原潜力最高, 比 19 年稻田高出 73.7%。相关性分析发现围垦稻田 N_2O 还原速率与 SOC 呈极显著正相关。厌氧反硝化作用通常被认为是调控土壤 N_2O 消耗还原的主要过程^[23], 在反硝化过程中, 有效碳源的供应能够促进土壤反硝化微生物的生长, 从而促进对 N_2O 的吸收量显著增加^[24]。而且, SOC 激活了微生物的呼吸作用, 加快了土壤中 O_2 的消耗, 从而形成厌氧环境, 促进 N_2O 还原成 N_2 。此外, 当土壤中 NO_3^- -N 含量很低时, N_2O 就可能成为反硝化作用的唯一电子受体而被还原为 N_2 。而在围垦 86 年稻田中的 NO_3^- -N 含量显著高于 19 年稻田, 并不有利于 N_2O 的还原过程。事实上, 针对有机碳和氮素对 N_2O 还原的综合影响而言, 有机碳与硝态氮的比值可能更好地反映出两者对 N_2O 还原过程的整体影响效应。本试验中围垦 86 年稻田的有机碳与硝态氮的比值高于围垦 19 年稻田, 可能是 N_2O 还原速率存在差异的重要原因。不仅如此, 土壤中 SO_4^{2-} 作为重要的电子受体进行 SO_4^{2-} 还原作用, 将与 N_2O 还原过程产生强烈的竞争作用^[25]。而围垦 86 年稻田中最低的 SO_4^{2-} 浓度极大地降低了对 N_2O 还原过程的底物电子竞争, 有利于 N_2O 被还原为 N_2 。

值得注意的是, 本研究发现芦苇湿地的 N_2O 还原速率显著高于围垦稻田。这可能与芦苇湿地处于低潮滩区域, 土壤含水量较高, 长期处于极度厌氧状态有关。以往研究报道土壤处于极度缺氧的环境中, N_2O 还原酶活性较高, 有利于 N_2O 还原成 N_2 ^[26]。而且, 芦苇湿地的 pH 值较高, 有报道认为偏碱性 pH 值较高的土壤中 N_2O 还原酶活性较强, 促进 N_2O 还原为 N_2 ^[27]。此外, 芦苇生长期根系分泌到土壤中的活性有机碳可能不同于水稻根系, 导致 N_2O 还原微生物的活性产生差异。聂文婷^[28]研究发现, 添加葡萄糖和蔗糖会增加 N_2O 的排放量, 而添加柠檬酸则会降低微生物活性, 使 N_2O 排放量低于其他碳源。

在添加不同形态外源氮后, 各个土壤的 N_2O 还原潜力发生改变。其中, NO_3^- -N 对围垦稻田 N_2O

还原速率的促进效应明显高于 NH_4^+ -N, 且在围垦 86 年稻田土壤中表现最为突出。添加 NO_3^- -N 条件下, NO_3^- -N 可作为底物促进反硝化微生物活性, 包括 N_2O 还原微生物, 可进一步促进 N_2O 被还原。汪方圆等^[29]对本试验区域进行研究, 发现 *nosZ I* 基因是围垦稻田土壤 N_2O 还原过程的主要贡献者; 而该基因存在于典型的反硝化型微生物中。因此, 添加 NO_3^- -N 可促进反硝化过程各个反应步骤, 同时也有利于 *nosZ I* 基因介导的 N_2O 还原过程。同时也发现, 在围垦 19、27 年稻田中添加 NO_3^- -N 后, N_2O 还原速率均有不同程度地降低。这可能是因为该稻田土壤中有有机碳较低, 提供的电子较少, 导致外源 NO_3^- -N 与 N_2O 争夺电子, 进而 N_2O 还原过程被抑制。另外, NH_4^+ -N 是大多数微生物氮源吸收的偏好形态。当土壤中添加 NH_4^+ -N 时, 会产生较强的微生物吸收固持作用, 导致参与硝化和反硝化作用的底物氮素减少, 这可能是导致添加 NH_4^+ -N 对 N_2O 促进效应低于 NO_3^- -N 的重要原因。尽管添加 NO_3^- -N 对稻田土壤 N_2O 还原速率的正效应最高, 但它本身是阴离子, 不易被土壤胶体吸附而随水流失; NH_4^+ -N 的正效应虽然低于 NO_3^- -N, 但是容易被土壤胶体吸附, 易被土壤微生物吸收利用。从氮素利用率和生态效应两个方面综合比较而言, 施加 NH_4^+ -N 对土壤 N_2O 还原速率的综合效应优于 NO_3^- -N。需要指出的是, 本试验采样厌氧培养试验研究不同外源氮输入对土壤 N_2O 还原潜力的影响效应, 没有对相关微生物的功能基因进行分析。在此基础上, 可进一步设置培养试验研究功能基因 *nosZ* 的不同亚群在 N_2O 还原过程中的相对贡献, 揭示其微生物机制, 从而建立土壤 N_2O 还原潜力与反硝化微生物丰度和群落结构的内在关系。

4 结论

滨海湿地围垦改为稻田后, 显著降低了土壤 pH 值、EC 值和 SO_4^{2-} 含量。

无外源氮添加条件下芦苇湿地土壤 N_2O 还原速率显著高于围垦稻田土壤。

添加 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 极大提高了围垦 86 年稻田土壤 N_2O 的还原速率。

致谢: 在本试验的野外采样过程中, 上海崇明东滩湿地自然保护区给与了大力支持和协助, 在此表示衷心感谢!

参考文献:

- [1] Janssens-Maenhout G, Crippa M, Guizzardi D, et al. EDGAR v4.3.2 Global Atlas of the three major greenhouse gas emissions for the period 1970–2012 [J]. *Earth System Science Data*, 2019, 11 (3): 959–1002.
- [2] Wuebbles D J. Atmosphere nitrous oxide: no laughing matter [J]. *Science*, 2009, 326: 56–57.
- [3] Tian H, Xu R, Canadell J G, et al. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks [J]. *Nature*, 2020, 586: 248–256.
- [4] 秦红灵, 陈安磊, 盛荣, 等. 稻田生态系统氧化亚氮 (N_2O) 排放微生物调控机制研究进展及展望 [J]. *农业现代化研究*, 2018, 39 (06): 922–929.
- [5] 王玲, 邢肖毅, 秦红灵, 等. 淹水水稻土消耗 N_2O 能力及机制 [J]. *环境科学*, 2017, 38 (4): 1633–1639.
- [6] 刘彦随, 李进涛. 近 30 年中国沿海围垦土地利用格局及其驱动机制 [J]. *中国科学: 地球科学*, 2020, 50 (6): 761–774.
- [7] 王开运. 长江口生态系统修复技术和决策管理 [M]. 北京: 科学出版社, 2013.
- [8] Laudicina V A, Hurtado M D, Badalucco L, et al. Soil chemical and biochemical properties of a salt-marsh alluvial Spanish area after long-term reclamation [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2009, 45 (7): 691–700.
- [9] Agboola J I, Ndimele P E, Odunuga S, et al. Ecological health status of the Lagos wetland ecosystems: implications for coastal risk reduction [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2016, 183: 73–81.
- [10] 崔军. 河口湿地围垦后长期耕作下土壤理化性质演变、碳固定机制及细菌群落演替的研究 [D]. 上海: 复旦大学, 2011.
- [11] 李玲, 杨平, 谭立山, 等. 闽江河口短叶茳芩湿地及围垦养虾塘的沉积物 CH_4 和 N_2O 产生潜力 [J]. *生态学杂志*, 2020, 39 (2): 645–654.
- [12] 李小飞, 侯立军, 刘敏. 崇明东滩湿地土壤硝酸盐异化还原成铵过程及其影响因素 [J]. *环境科学学报*, 2019, 39 (4): 1284–1294.
- [13] 林黎, 崔军, 陈学萍, 等. 滩涂围垦和土地利用对土壤微生物群落的影响 [J]. *生态学报*, 2014, 34 (4): 899–906.
- [14] 郭俊丽. 典型水稻土壤 N_2O 消纳能力及其微生物响应机制 [D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2020.
- [15] Cui J, Chang L, Li Z, et al. Long-term changes in topsoil chemical properties under centuries of cultivation after reclamation of coastal wetlands in the Yangtze Estuary, China [J]. *Soil & Tillage Research*, 2012, 123: 50–60.
- [16] 宋红丽, 刘兴土. 围填海活动对我国河口三角洲湿地的影响 [J]. *湿地科学*, 2013, 11 (2): 297–304.
- [17] Davidson E A, Janssens I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change [J]. *Nature*, 2006, 440: 165–173.
- [18] 张徐. 华东典型滩涂围垦区土壤理化性质短时间尺度演变特征 [D]. 南京: 南京大学, 2016.
- [19] Mitra S, Wassmann R, Vlek P. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock [J]. *Current Science*, 2005, 88 (1): 25–35.
- [20] Iost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P.R. China [J]. *Geoderma*, 2007, 142 (3–4): 245–250.
- [21] 廖成章. 外来植物入侵对生态系统碳、氮循环的影响: 案例研究与整合分析 [D]. 上海: 复旦大学, 2007.
- [22] 丁宁宁, 王保松, 梁珍海, 等. 江苏大丰麋鹿保护区不同改良措施对滩涂土壤的改良效应研究 [J]. *土壤*, 2011, 43 (3): 487–492.
- [23] 续勇波, 蔡祖聪. 亚热带土壤氮素反硝化过程中 N_2O 的排放和还原 [J]. *环境科学学报*, 2008, 28 (4): 731–737.
- [24] Blackmer A M, Bremner J M. Potential of soil as a sink for atmospheric nitrous oxide [J]. *Geophysical Research Letters*, 1976, 3 (12): 739–742.
- [25] Hubert C, Nemati M, Jenneman G, et al. Corrosion risk associated with microbial souring control using nitrate or nitrite [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2005, 68 (2): 272–282.
- [26] 宋雅琦, 王玲, 李昆, 等. 土壤微生物还原 N_2O 机制及其研究进展 [J]. *环境科学与技术*, 2019, 42 (9): 82–90.
- [27] Saleh-Lakha S, Shannon K E, Henderson S L, et al. Effect of pH and temperature on denitrification gene expression and activity in *Pseudomonas mandelii* [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75 (12): 3903–3911.
- [28] 聂文婷. 几种土地利用方式对土壤 N_2O 与 CO_2 排放的影响 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2013.
- [29] 汪方圆, 张耀鸿, 饶旭东, 等. 围垦对滨海稻田土壤 N_2O 还原潜力的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39 (11): 2668–2674.

Effects of exogenous nitrogen on N₂O reduction rate in coastal paddy soil

RAO Xu-dong, XIE Qing, XUE Meng-qi, ZHOU Cong, ZHANG Yao-hong* (Collaborative Innovation Center for Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters/Jiangsu Provincial Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing Jiangsu 210044)

Abstract: The coastal wetland which is located in the marine-terrestrial interlaced zone, has high ecological values. In recent hundred years, human activities have profoundly changed the N₂O flux of coastal wetlands. In order to explore the effect of exogenous nitrogen on potential of N₂O reduction in the coastal wetlands, the variation of N₂O reduction rate was studied in reed wetland in Chongming Island, Yangtze River Estuary and reclaimed paddy field with different reclamation years (19, 27, 51 and 86 years) after adding different exogenous nitrogen. The results showed that the reduction rate of N₂O in the reed wetland soil was the highest under the condition of no nitrogen addition with value of $36.6 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, which was 103% higher than that in the paddy field with 19 reclamation years. Under the condition of adding nitrate nitrogen, the N₂O reduction rate of the paddy field with 86 reclamation years was the highest, which was 3.9 times that of the paddy field with 19 reclamation years. Under the condition of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen addition, the annual growth of N₂O reduction rate were 0.37 and $0.69 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$, respectively, which were 140% and 343% higher than that in no nitrogen treatment. For the same soil, the effect of exogenous nitrogen input on N₂O reduction rate was different. The N₂O reduction rate of reed wetland soil under ammonium nitrogen addition was 32% lower than that of no nitrogen treatment, whereas the rate of the paddy field with 86 reclamation years soil increased by 91% under nitrate nitrogen addition. The correlation analysis showed that N₂O reduction rate was positively correlated with soil organic carbon and total nitrogen, but negatively correlated with soil conductivity and sulfate. Therefore, in the rice production in the reclamation area, different forms of nitrogen fertilizer application have an important effect on N₂O reduction process of coastal paddy soils.

Key words: coastal paddy field; exogenous nitrogen; reclamation; N₂O reduction