

黄河口不同恢复阶段湿地土壤 N_2O 产生过程对氮输入响应

孙志高^{1*} 孙文广²

(¹福建师范大学地理研究所/湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007; ²路易斯安那州立大学植物、环境与土壤科学系, 巴图鲁日 70803)

摘要 以黄河口生态恢复前后未恢复区(R_0)、2007年恢复区(R_{2007})和2002年恢复区(R_{2002})的芦苇湿地为研究对象,研究了不同形态氮输入对湿地土壤 N_2O 产生过程的影响与贡献.结果表明:硝态氮(NO_3^- -N)输入对恢复区湿地土壤 N_2O 总产生量的影响远远大于铵态氮(NH_4^+ -N),但两者均抑制了 R_0 土壤的 N_2O 总产生量.尽管 NO_3^- -N输入对 R_{2002} 表层土壤 N_2O 总产生量的影响明显大于 R_{2007} ,但二者的 N_2O 产生量均随氮输入量的增加而增加.恢复区湿地土壤的反硝化作用和硝化细菌反硝化作用受 NO_3^- -N输入的影响明显,而 R_0 土壤产生 N_2O 的生物过程受其影响并不显著.尽管 NH_4^+ -N输入对湿地土壤 N_2O 的总产生量影响不大,但其输入整体促进了 R_0 土壤的硝化细菌反硝化作用、 R_{2007} 土壤的硝化作用和 R_{2002} 土壤的非生物作用.比较而言, NO_3^- -N输入对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 湿地土壤 N_2O 产生的非生物作用主要表现为抑制, NH_4^+ -N输入则整体提高了 R_0 和 R_{2002} 湿地土壤非生物作用的 N_2O 产生量,这与不同形态氮输入对土壤pH的调节作用密切相关.研究发现, NO_3^- -N输入大大增加了湿地土壤的 N_2O 总产生量,改变了原有湿地土壤生物作用和非生物作用的贡献模式,故生态恢复工程导致的营养盐输入(NO_3^- -N)应受到特别关注.

关键词 恢复湿地; N_2O ; 硝化-反硝化作用; 氮输入; 黄河口

Effects of exogenous nitrogen on N_2O production processes in wetland soils of different restoration phases in the Yellow River estuary. SUN Zhi-gao^{1*}, SUN Wen-guang² (¹*Institute of Geography/Ministry of Education Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China*; ²*School of Plant, Environment and Soil Science, Louisiana State University, Baton Rouge 70803, USA*).

Abstract: The effects of exogenous nitrogen on N_2O production processes in the soils of un-restoration wetland (R_0), restoration wetland since 2007 (R_{2007}) and restoration wetland since 2002 (R_{2002}) of the Yellow River estuary were studied, and the contributions of different processes in N_2O production were determined. Results showed that the N_2O production of restoration wetland soils (R_{2002} and R_{2007}) with NO_3^- -N addition was much higher than that with NH_4^+ -N addition, but both NH_4^+ -N and NO_3^- -N additions demonstrated inhibition on the N_2O production of soils in R_0 . Although the effect of NO_3^- -N addition on the total N_2O production of topsoil in R_{2002} was significantly higher than those in R_{2007} , the values in R_{2002} and R_{2007} were greatly increased with increasing NO_3^- -N addition. The denitrification and nitrifier denitrification processes in restoration wetland soils (R_{2002} and R_{2007}) were greatly affected by NO_3^- -N addition, but no significant influence on the non-biological processes of soil in R_0 was observed. Although NH_4^+ -N addition did not produce significant effects on the total N_2O production of wetland soils, the nitrifier denitrification process in R_0

本文由国家自然科学基金面上项目(41371104, 41171424)、福建省“闽江学者奖励计划”项目和福建省高等学校“新世纪优秀人才计划”项目资助。This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (41371104, 41171424), the Award Program for Minjiang River Scholar in Fujian Province and the Program for New Century Excellent Talents in Fujian Province Universities.

2015-08-13 Received, 2016-01-25 Accepted.

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

soil, the nitrification process in R_{2007} soil and the non-biological process in R_{2002} soil were generally stimulated. In R_0 and R_{2002} soils, the N_2O produced by non-biological processes was generally elevated with NH_4^+-N addition, while with NO_3^--N addition, the non-biological processes generating N_2O in R_0 , R_{2002} and R_{2007} soils were generally inhibited, which was closely correlated with the regulation of soil pH caused by the import of exogenous nitrogen. This study found that the enrichment of NO_3^--N greatly enhanced the total N_2O production of wetland soils and significantly altered the original contribution patterns of biological and non-biological processes to N_2O production. Thus, special attention should be paid on the influences of nutrient import (particularly NO_3^--N enrichment) induced by ecological restoration project on N_2O production of wetland soils.

Key words: restoration wetland; nitrous oxide (N_2O); nitrification-denitrification; exogenous nitrogen; Yellow River estuary.

N_2O 是仅次于 CO_2 和 CH_4 的重要温室气体, 增温效应显著, 其在过去 100 年中对全球温室效应的贡献达 4%~7%^[1]. 滨海湿地作为陆地和海洋过渡区的重要组成部分, 是海岸带一个非常重要的生态类型. 硝化-反硝化作用是滨海湿地土壤氮循环的重要过程, 其对土壤 N_2O 的产生具有重要影响. 目前, 大多数研究认为滨海湿地 N_2O 的生成主要来自生物过程, 如硝化作用、硝化细菌反硝化作用和反硝化作用, 其中硝化细菌反硝化作用是硝化作用的一个特殊过程^[2]. Bouwman^[1] 指出, 土壤微生物主导的硝化-反硝化作用所产生的 N_2O 约占全球大气中 N_2O 总量的 90%. 但也有研究表明, 土壤中的部分 N_2O 可能来自非生物作用, 如铁的还原作用^[3]. 生物作用和非生物作用作为导致生态系统氮气体损失 (N_2 、 N_2O 等) 的重要机制, 其对 N_2O 释放的贡献常因碳氮输入强度、类型以及土壤理化性质等而存在较大差异^[4-5].

氮输入增加对滨海湿地土壤硝化-反硝化作用以及全球变暖的影响已成为当前国内外研究的热点. 总体而言, 国外已对外源氮输入条件下滨海湿地 N_2O 排放过程、生成机制及影响因素进行了较多研究, 且研究对象已涉及海湾湿地^[4,6]、滨岸盐沼^[7] 或红树林沼泽^[5,8]. 与之相比, 国内研究主要集中在外源氮输入条件下滨海湿地 N_2O 排放通量以及硝化与反硝化潜势方面, 且主要围绕闽江口湿地^[9-10] 开展了一定的研究, 而对于滨海湿地 N_2O 生成过程对氮输入响应的研究还鲜有报道. 黄河口滨海湿地是河口与渤海相互作用形成的重要湿地类型. 当前, 关于黄河口滨海湿地 N_2O 排放特征及影响因素已开展了一些研究^[11-12], 但针对外源氮输入条件下湿地土壤 N_2O 生成机制还未见报道.

20 世纪 80 年代以来, 黄河流域水量的年际变化较大. 根据利津水文站 1980—2007 年实测资料统

计, 黄河流域利津水文站最大年径流量为 $491 \times 10^8 \text{ m}^3$ (1983 年), 此后年径流量持续下降到 $200 \times 10^8 \text{ m}^3$ 左右, 由此导致河水漫滩几率减少, 侧渗补给到黄河口两岸湿地的水量也呈明显减少趋势, 使得保护区内部分湿地严重退化. 为此, 黄河水利委员会自 1999 年开始对黄河水量实行统一调度, 以引黄补水为主要手段对退化湿地进行恢复. 2002 年以来通过引黄补水实施的湿地恢复工程不但为退化湿地定期 (每年调水调沙期间) 输入了充足淡水, 而且也为其补充了大量氮营养 (外源氮输入增加). 已有研究表明, 生态恢复工程可使退化湿地土壤氮和有机质含量、pH 值、质地和氧化还原电位等发生很大变化^[13-14]. 特别是外源氮输入增加可显著影响土壤硝化和反硝化过程, 进而对土壤 N_2O 释放量产生深刻影响. 目前, 关于黄河口生态恢复工程引起的氮输入增加对湿地土壤 N_2O 生成机制的影响研究还未见报道. 鉴于此, 本文应用 Wrage 等^[15] 于 2004 年报道的研究方法, 通过室内控制试验, 研究了不同氮输入类型和梯度下不同恢复阶段湿地土壤的 N_2O 生成机制及贡献, 分析了外源氮输入对 N_2O 排放过程的影响. 研究结果将有助于评估黄河口生态恢复工程对湿地温室气体源/汇功能的影响, 并为下一步生态工程调控湿地 N_2O 排放和氮转化过程提供科学依据.

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域

研究区位于山东省黄河三角洲国家级自然保护区内 ($37^{\circ}40'—38^{\circ}10' \text{ N}$, $118^{\circ}41'—119^{\circ}16' \text{ E}$). 保护区属暖温带季风气候区, 具有明显的大陆性季风气候特点, 雨热同期, 四季分明, 冷热干湿界限极为明显. 该区年平均气温 $12.1 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 无霜期 196 d, $\geq 10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 的年有效积温约 $4300 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 年均蒸发量

1962 mm, 年均降水量为 551.6 mm, 70% 的降水集中于 7、8 月。区域内地势十分平坦(平均坡降为 1/8000~1/12000), 生态格局时空变化迥异, 湿地类型多样, 植被以草甸为主。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集与处理 试验区位于山东黄河三角洲自然保护区大汶流管理站和黄河口管理站所辖区域内(图 1)。按照“典型性、代表性、一致性”的原则, 设置未恢复区(取样前一直处于退化状态, R₀)、2002 年恢复区(自 2002 年开始生态恢复, 采样时已恢复 10 年, R₂₀₀₂)和 2007 年恢复区(自 2007 年开始生态恢复, 采样时已恢复 5 年, R₂₀₀₇) 3 个典型芦苇湿地样地。在各采样区内采集 3 个典型土壤剖面, 采样深度为 0~20 cm, 采样间隔为 10 cm。然后对 3 个剖面样品进行等层次混合, 共采集 12 个土壤样品。将采集的土样带回实验室, 自然风干后拣去石块、植物残根等杂物, 用球磨机磨碎, 分成 2 份: 一份用于土壤理化性质测定(表 1); 另一份用于培养试验。土壤 pH 值采用酸度计(PHS-3D)测定(水土比 2.5 : 1), 电导率(水溶性盐总量 EC)采用电导法(DDS-307 电导率仪)测定(水土比 5 : 1), 总氮(TN)采用元素分析仪测定, NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 用 2 mol · L⁻¹ 的 KCl 浸提后通过连续流动分析仪(Bran-Lubee AAA3)测定, 有机碳采用高温外热重铬酸钾容量法测定, 土壤粒度采用激光粒度仪测定, 按国际制分类。

1.2.2 试验方法 称取 10 g 过 2 mm 孔筛的 3 种供试土样(每种分 0~10 和 10~20 cm 两个土层), 分别放入 300 mL 血清瓶中。加适量去离子水调整到 80% 田间持水量(WHC), 并基于当前湿地年均输入氮量设置 4 个硝态氮(NO₃⁻-N)输入梯度: 对照(0 mg · kg⁻¹, N₀)、低氮(0.01 mg · kg⁻¹, N₁)、中氮(0.02 mg · kg⁻¹, N₂)和高氮(0.03 mg · kg⁻¹, N₃)。用橡胶塞塞住瓶口, 橡胶塞中间打一小孔, 内插玻璃



图 1 黄河三角洲自然保护区位置及恢复区样点

Fig.1 Location of the Yellow River Natural Reserve and experimental sites of wetland restoration.

管, 管外再套一段硅橡胶软管, 用合适的硅橡胶塞塞紧硅橡胶软管通气口, 作为气体取样口, 瓶塞周围及小孔处涂上硅胶防止漏气。置于 25 °C 的培养箱中预培养 1 d 后, 按照表 2 所示添加抑制剂后继续在 25 °C 恒温培养箱内培养 24 h。分别在添加抑制剂后培养的第 0、6 和 24 小时抽取定量气体, 立刻用 Agilent 7890 气相色谱仪测定 N₂O 含量。试验设 3 个重复, 共 288 份, 研究 NO₃⁻-N 输入对 N₂O 生成过程的影响。采用同样方法, 设置 4 个铵态氮(NH₄⁺-N)输入梯度: 对照(0 mg · kg⁻¹, N₀)、低氮(0.01 mg · kg⁻¹, N₁)、中氮(0.02 mg · kg⁻¹, N₂)和高氮(0.03 mg · kg⁻¹, N₃), 设 3 个重复, 共 288 份, 研究 NH₄⁺-N 输入对土壤 N₂O 生成过程的影响。

1.2.3 计算方法 N₂O 产生量采用下式计算:

$$N_2O_{Ni} = N_2O_o - N_2O_{Ao}$$

$$N_2O_{De} = N_2O_A - N_2O_{Ao}$$

$$N_2O_{ND} = N_2O_C - N_2O_{Ni} - N_2O_{De} - N_2O_{Ao} = N_2O_C - N_2O_o - N_2O_A + N_2O_{Ao}$$

$$N_2O_{OS} = N_2O_{Ao}$$

式中: N₂O_{Ni}、N₂O_{De}、N₂O_{ND}、N₂O_{OS} 分别表示硝化作

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of wetland soils in different restoration phases

样点 Site	土壤深度 Soil depth (cm)	颗粒组成 Grain size			电导率 Electrical conductivity (dS · m ⁻¹)	pH	TN (g · kg ⁻¹)	SOC (g · kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg · kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg · kg ⁻¹)
		黏粒 Clay (<2 μm)	粉粒 Silt (2~20 μm)	砂粒 Sand (>20 μm)						
R ₀	0~10	6.31	46.07	47.62	4.33	7.97	0.54	2.37	6.75	7.26
	10~20	5.46	41.12	53.42	1.32	7.98	0.43	1.01	9.22	5.04
R ₂₀₀₇	0~10	6.31	46.83	46.86	0.16	7.64	0.68	4.64	9.83	5.37
	10~20	5.99	42.57	51.44	0.18	8.27	0.49	2.05	7.94	5.36
R ₂₀₀₂	0~10	7.96	65.42	26.62	0.20	7.88	0.10	6.12	11.88	5.59
	10~20	7.25	55.98	36.78	0.16	7.97	0.72	3.71	12.41	3.28

TN: 总氮 Total nitrogen; SOC: 土壤有机碳 Soil organic carbon. 下同 The same below.

表 2 抑制剂及其对 N₂O 产生过程的影响Table 2 Inhibitors used and their effects on soil processes generating N₂O

影响过程 Affected process	对照 Control (C)	加少量 C ₂ H ₂ With small concentration of C ₂ H ₂ (0.1 kPa) (A)	加大量 O ₂ With mass concentration of O ₂ (100 kPa) (O)	加少量 C ₂ H ₂ 和大量 O ₂ With small concentration of C ₂ H ₂ in O ₂ (AO)
硝化作用 Nitrification	+	-	+	-
硝化细菌反硝化作用 Nitrifier denitrification	+	-	-	-
反硝化作用 Denitrification	+	+	-	-
非生物作用 Non-biological process	+	+	+	+

+: 此过程可以发生 Process could take place; -: 此过程被抑制 Process was blocked.

用、反硝化作用、硝化细菌反硝化作用和非生物作用的 N₂O 产生量;下标 C、A、O 和 AO 的含义详见表 2. 不同恢复阶段湿地不同过程 N₂O 贡献的百分数为该过程 N₂O 产生量与总产生量比值.正值表示该过程土壤释放 N₂O, 负值表示存在其他过程与该过程竞争反应基质,使得该过程表观上吸收 N₂O.

利用添加抑制剂后 0、6 和 24 h 测定的 N₂O 排放速率($\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1}$),应用 Slope 函数,求得 N₂O 浓度随时间变化的回归曲线斜率(dc/dt),选择拟合优度 $|R| > 0.90$ 的数值,按下式计算 N₂O 产生率:

$$P = \frac{dc}{dt} \times \frac{V}{M_v} \times \frac{M_w}{W} \times \frac{273}{T}$$

式中: P 为 N₂O 产生率($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$); dc/dt 为血清瓶内 N₂O 浓度随时间变化的回归曲线斜率($\mu\text{L} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$); V 为血清瓶内气体体积(L); W 为干土质量(g); M_w 为 N₂O 的分子量(g); M_v 为标准状态下 1 mol 气体的体积(L); T 为培养温度(K).

1.3 数据处理

运用 Origin 8.0 软件对数据进行作图和计算,采用 SPSS 16.0 软件对不同恢复阶段(R₀、R₂₀₀₂ 和 R₂₀₀₇)以及不同氮(NO₃⁻-N 或 NH₄⁺-N)输入处理间的数据差异进行单因素方差分析(One-way ANOVA),显著性水平设定为 $\alpha = 0.05$.

2 结果与分析

2.1 N₂O 生成过程对硝态氮输入响应

NO₃⁻-N 输入梯度对 R₀、R₂₀₀₇ 和 R₂₀₀₂ 湿地表层土壤 N₂O 总产生量的影响显著且差异较大(图 2).随着 NO₃⁻-N 输入量的增加,R₀的 N₂O 总产生量除在中氮处理下略有增加外,其他氮输入处理反而降低.与之不同,R₂₀₀₇的 N₂O 总产生量在高氮处理下增加 3.7 倍,而 R₂₀₀₂的 N₂O 总产生量在低氮、中氮和高氮处理下分别增加 25.9、101.6 和 169.4 倍.方差分析表明,不同恢复阶段(R₀、R₂₀₀₇ 和 R₂₀₀₂)湿地土壤

N₂O 总产生量在不同氮输入处理间的差异并不显著($P > 0.05$).具体而言,氮输入处理对不同恢复阶段湿地土壤 N₂O 生成过程的影响差异较大.低氮处理下,R₀的硝化作用和反硝化作用占主导作用,而硝化细菌反硝化作用表现为很大的削弱作用;R₂₀₀₂的反硝化作用、硝化细菌反硝化作用和非生物作用均增加明显,尤其是反硝化作用增加 10.71 倍,并在 N₂O 产生过程中发挥主导作用.与之相比,R₂₀₀₇的硝化作用和非生物作用受到明显抑制.中氮处理下,R₀除硝化细菌反硝化作用略有提高外,其他过程均受到明显抑制;R₂₀₀₂的硝化作用和硝化细菌反硝化作用均明显增加,分别增加 306.48 和 84.50 倍;而 R₂₀₀₇的反硝化作用增加 4.86 倍,并在 N₂O 产生过程中发挥主导作用.高氮处理下,R₀的硝化作用和非生物作用增加且占主导作用,而 R₂₀₀₇和 R₂₀₀₂的反硝化作用均增加明显,二者的 N₂O 产生量分别占总产生量的 100.0% 和 93.0%.

湿地亚表层土壤的 N₂O 产生量受 NO₃⁻-N 输入的影响较表层土壤低(图 2).与表层土壤完全不同,R₀、R₂₀₀₇和 R₂₀₀₂的 N₂O 总产生量在低氮、中氮和高氮处理下均明显降低.具体而言,氮输入处理对不同恢复阶段湿地土壤 N₂O 生成过程的影响明显不同.低氮处理下,R₀和 R₂₀₀₂的硝化细菌反硝化作用和非生物作用均受到明显促进,硝化作用略有增加且占主导作用;R₂₀₀₇不同 N₂O 生成过程的响应程度较为一致,均受到明显抑制.中氮处理下,R₂₀₀₂的硝化作用增加明显,并与非生物作用一起发挥着主导作用;R₀和 R₂₀₀₇均表现为硝化作用、反硝化作用和硝化细菌反硝化作用受到明显抑制.高氮处理下,R₂₀₀₇硝化细菌反硝化作用和非生物作用的 N₂O 产生量升高,而 R₀和 R₂₀₀₂的生物作用(硝化-反硝化作用和硝化细菌反硝化作用)均表现为抑制.方差分析表明,氮输入对 R₀、R₂₀₀₇和 R₂₀₀₂土壤反硝化作用、硝化细菌反硝化作用和非生物作用下的 N₂O 产生量均存在显著影响($P < 0.05$).

2.2 N_2O 生成过程对铵态氮输入响应

NH_4^+-N 输入梯度对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 湿地表层土壤 N_2O 总产生量的影响差异较大(图 3)。随着 NH_4^+-N 输入的增加, R_0 的 N_2O 总产生量反而降低;

除 R_{2007} 在高氮处理下降低 33.1% 外, 其与 R_{2002} 的 N_2O 总产生量整体均呈增加趋势。具体而言, NH_4^+-N 输入对 R_0 N_2O 生成过程的影响较小, 其在高氮处理下的硝化作用和反硝化作用有所降低, 而硝化细菌

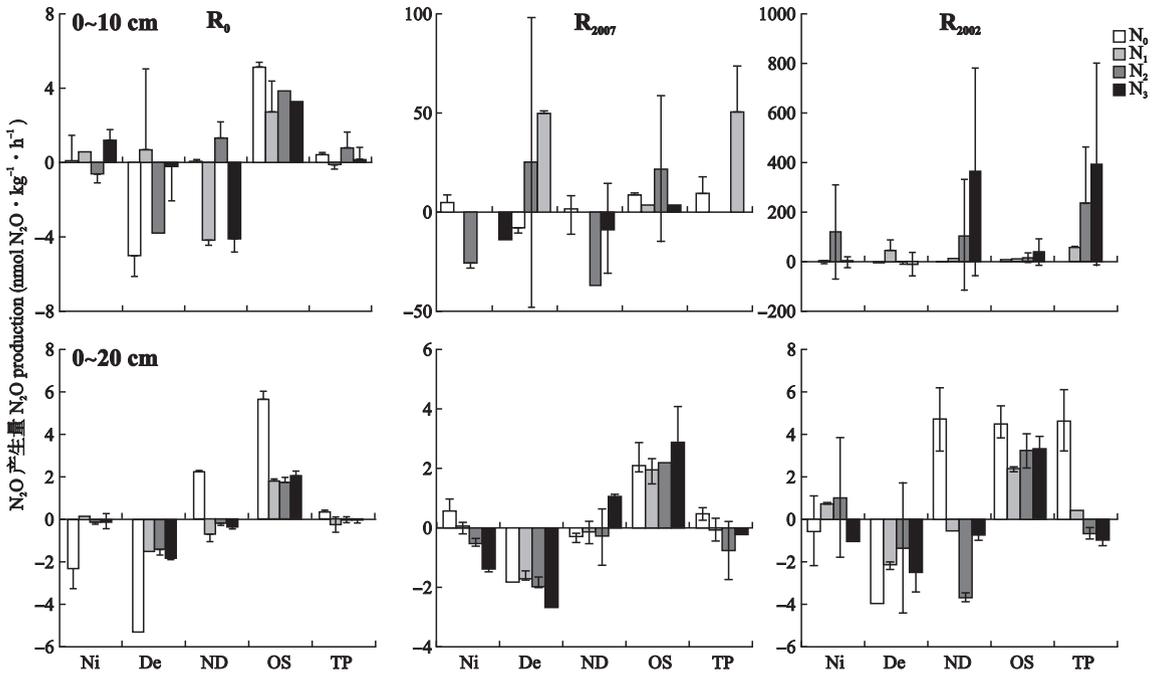


图 2 硝态氮输入对湿地土壤 N_2O 产生过程的影响

Fig.2 Effects of $NO_3^- -N$ addition on wetland soil processes generating N_2O .

Ni: 硝化作用 Nitrification; De: 反硝化作用 Denitrification; ND: 硝化细菌反硝化作用 Nitrifier denitrification; OS: 非生物源 Non-biological process. TP: 总产生量 Total production. 下同 The same below.

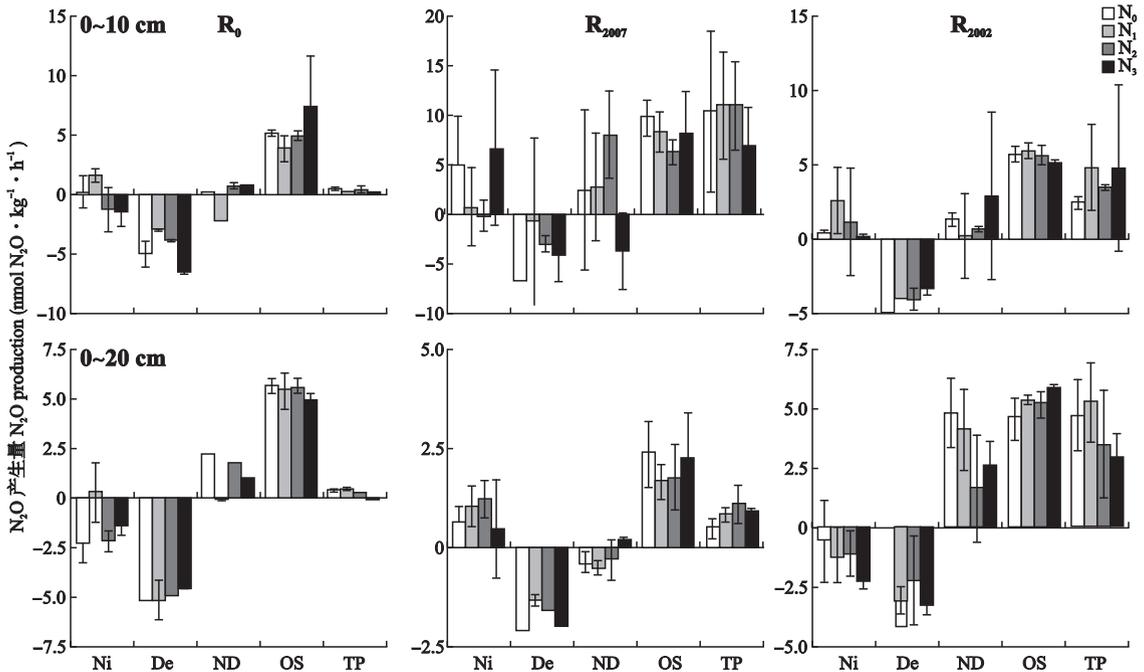


图 3 铵态氮输入对湿地土壤 N_2O 产生过程的影响

Fig.3 Effects of $NH_4^+ -N$ addition on wetland soil processes generating N_2O .

反硝化作用和非生物作用有所增强.与之相比, R_{2007} 和 R_{2002} 的 N_2O 生成过程受 NH_4^+-N 输入的影响较大.不同氮输入处理对 R_{2007} N_2O 产生过程的影响不尽一致,中氮处理下, R_{2007} 的硝化作用和非生物作用有所降低,而硝化细菌反硝化作用增强明显; R_{2002} 的 N_2O 生成过程在高氮处理下的表现与 R_{2007} 在中氮处理下的规律一致,均是硝化作用和非生物作用有所降低,而硝化细菌反硝化作用增强明显.方差分析表明,氮输入仅对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 土壤反硝化作用下的 N_2O 产生量存在显著影响($P<0.05$).

湿地亚表层土壤的 N_2O 产生量受 NH_4^+-N 输入的影响亦较大(图3). R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 的 N_2O 总产生量均在低氮处理下增加明显,相对于对照处理分别增加28.3%、76.9%和11.2%;中氮和高氮处理则对 R_0 和 R_{2002} 的 N_2O 生成过程产生明显抑制作用.具体而言, R_0 的硝化作用 N_2O 产生量在低氮处理下有所增加,而硝化细菌反硝化作用和非生物作用的 N_2O 产生量却明显降低.与之相比, R_{2007} 的各 N_2O 生成过程在低氮和中氮处理下的响应程度较为一致,即硝化作用的 N_2O 产生量升高,非生物作用的 N_2O 产生量降低,而硝化细菌反硝化作用和反硝化作用对 N_2O 产生的抑制作用亦得到明显缓解. R_{2002} 的 N_2O 各产生过程对不同氮输入处理的响应程度差异较大,硝化细菌反硝化作用对 N_2O 的产生均表现为明显抑制,而非生物作用对 N_2O 产生的贡献却明显增强.

3 讨 论

3.1 氮输入水平对湿地土壤 N_2O 生成过程的影响

3.1.1 硝态氮输入与 N_2O 生成过程 湿地土壤中 N_2O 的产生是由土壤中可利用性氮、土壤 O_2 含量、参与硝化-反硝化作用的可利用性底物共同决定.本研究表明, $NO_3^- -N$ 输入水平对湿地土壤 N_2O 总产生量的影响存在明显差异. R_{2002} 表层土壤的 N_2O 总产生量受 $NO_3^- -N$ 输入的影响很大,其在不同氮输入水平下的 N_2O 总产生量增加明显(图2).相比而言, $NO_3^- -N$ 输入对 R_{2007} 表层土壤 N_2O 总产生量的影响尽管较小,但总体呈增加趋势.这与国内外的相关研究结果基本一致. Muñoz-Hincapié 等^[5]在加勒比海东北岸波多黎各红树林湿地的研究发现,沉积物的 N_2O 通量随 $NO_3^- -N$ 含量的升高而逐渐增加. Aelion 等^[16]对美国南卡罗来那滨海平原 N_2O 排放的研究也表明,随着 $NO_3^- -N$ 浓度的增加, N_2O 产生速率和转化效率均增加.万晓红等^[17]构建人工模拟

湿地系统进行外加氮($NO_3^- -N$)试验的研究也指出, $NO_3^- -N$ 是 N_2O 产生的直接根源,是湿地 N_2O 产生和排放最为重要的影响因子,随着 $NO_3^- -N$ 输入量的增加,湿地 N_2O 排放通量亦呈指数增加趋势. $NO_3^- -N$ 输入对 N_2O 产生促进作用的原因主要在于:一方面 $NO_3^- -N$ 为反硝化作用发生的直接基质,随着氮输入的增加,反硝化作用进行强烈,从而促进反硝化作用过程产生 N_2O ;另一方面, $NO_3^- -N$ 输入后土壤微生物活性提高,促进了硝化-反硝化作用进行,导致了一部分氮以 N_2O 的形式排放.与表层土壤相比, R_{2002} 和 R_{2007} 亚表层土壤的 N_2O 总产生量低且在不同氮输入水平下均受到明显抑制.表层较高的 N_2O 产生量主要取决于以下两方面:一是 R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤的SOC含量均明显高于亚表层土壤(表1),较高的SOC含量在 $NO_3^- -N$ 输入条件下,硝化-反硝化反应基质充足,为其提供了充足能量;二是由于 R_{2002} 和 R_{2007} 表层土壤 $NO_3^- -N$ 含量高于亚表层土壤,其反硝化潜势较强,在较高的 $NO_3^- -N$ 输入条件下, N_2O 产生量随之增加.本研究还表明,相比 R_{2007} 和 R_{2002} , R_0 不同土层的 N_2O 总产生量在不同氮输入水平下均受到明显抑制(表层中氮输入水平除外).原因与 R_0 土壤的含盐量较高(远远高于 R_{2007} 和 R_{2002} ,表1),而较高的盐分可对硝化-反硝化作用产生一定的抑制作用^[18].相关研究还表明,反硝化作用是 N_2O 产生的主要过程^[15].当无氮输入时,土壤 $NO_3^- -N$ 是反硝化作用的限制因子,但当 $NO_3^- -N$ 含量达到一定数值后,水分和碳源将会转换成反硝化作用的限制因子,在这种状态下土壤氮的反硝化量与输氮量无关^[19-20]. R_0 土壤的 N_2O 总产生量在不同氮输入水平下受到抑制可能也与其SOC含量明显低于 R_{2007} 和 R_{2002} 有关.较高的有机碳含量为微生物活动提供了大量所需能源和基质,从而有助于 N_2O 的产生^[21].然而, $NO_3^- -N$ 持续增加并不能一直促进 N_2O 产生,当其达到一定量时反而会对反硝化损失速率产生一定的抑制作用.本研究亦发现, R_{2007} 的表层土壤在高氮处理下的 N_2O 总产生量受到明显抑制,这可能是由于较高的 $NO_3^- -N$ 输入短时间内强烈刺激了土壤微生物的生长,加速了土壤有机碳的矿化作用,大量消耗土壤中的有效碳源,明显改变了土壤的碳氮比.与此同时,土壤中的有效氧得以大量消耗,进而使其成为微生物生长的限制因素,最终抑制了 N_2O 的生成.

本研究还表明,湿地土壤 N_2O 产生的生物作用

(硝化作用、硝化细菌反硝化作用和反硝化作用) 和非生物作用各个过程对 NO_3^- -N 输入水平的响应程度并不一致。研究发现, 恢复区湿地土壤的反硝化作用和硝化细菌反硝化作用受 NO_3^- -N 输入的影响非常明显。不同 NO_3^- -N 输入水平下, R_{2002} 土壤的 N_2O 产生主要以反硝化作用和硝化细菌反硝化作用为主, 但 NO_3^- -N 输入对 R_0 湿地土壤生物过程的影响不大。Seitzinger 等^[22] 的研究认为, 反硝化潜势由 NO_3^- -N 含量和土壤有机碳的可利用性这两方面来决定。 R_{2002} 不同土层 SOC 含量高于 R_0 和 R_{2007} , 所以其反硝化潜势较强, 但 NO_3^- -N 又是反硝化作用的直接基质, R_{2002} 不同土层的 NO_3^- -N 含量低于 R_0 和 R_{2007} , 由此使得其反硝化作用并没有充分表现出来。因此, NO_3^- -N 输入为 R_{2002} 土壤的反硝化作用提供了大量反应基质, 促进了其 N_2O 的产生。相关研究也得到类似结论。Ding 等^[23] 指出, 细菌的反硝化潜势在 NO_3^- -N 不受限制的情况下由沉积物中的有机碳含量决定, 这也可能是导致 NO_3^- -N 输入对 R_{2007} 土壤反硝化作用影响不大的原因。由于 R_{2007} 土壤的 SOC 含量较 R_{2002} 低, 不能满足较高氮输入条件下参与反硝化作用微生物所需的能量, 由此可能导致 R_{2007} 土壤的反硝化作用对 NO_3^- -N 输入响应并不明显。本研究还发现, NO_3^- -N 输入对 R_0 湿地土壤生物过程的影响并不明显, 原因可能主要有 3 方面: 一是 R_0 的 EC 较高, 不利于参与反硝化作用的微生物活动; 二是 R_0 的 SOC 含量低, 不能为 R_0 湿地土壤反硝化作用微生物活动提供所需的能源和基质; 三是 R_0 本身 NO_3^- -N 含量较高, 当 NO_3^- -N 输入时, 并不能显著刺激其反硝化过程。本研究还表明, NO_3^- -N 输入对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 湿地土壤非生物作用的影响主要表现为抑制。这主要是由于 NO_3^- -N 输入为湿地土壤硝化-反硝化作用提供了大量直接反应基质, 从而使得参与硝化-反硝化作用的微生物活性增强, 减小了用于非生物作用的反应基质。

综上所述, NO_3^- -N 输入大大增加了湿地土壤的 N_2O 总产生量, 改变了原有土壤生物作用和非生物作用的贡献模式, 故生态恢复工程导致的 NO_3^- -N 养分输入应受到特别关注。

3.1.2 铵态氮输入与 N_2O 生成过程 研究表明, NH_4^+ -N 输入对不同湿地土壤 N_2O 总产生量的影响不尽一致。低氮水平下, R_{2002} 的 N_2O 总产生量均显著增加, 且其值高于中氮和高氮处理。这主要是由于在较高 SOC 条件下, 微生物活动所需的能量丰富, 添

加的 NH_4^+ -N 可较快转化为 NO_3^- -N, 为反硝化作用提供底物, 进而促进反硝化过程产生更多的 N_2O 。当过多的 NH_4^+ -N 输入时, 其转化为 NO_3^- -N 也相对较多, 但消耗的能量随之增多, 所以在一定的 SOC 条件下, 用于硝化-反硝化作用的能量就会减少, 从而不利于 N_2O 的产生。与 R_{2002} 相比, 不同氮输入水平下 R_{2007} 土壤的 N_2O 总产生量尽管增加较小, 但整体表现为随氮输入量的增多而增加, 这与其 SOC 含量低于 R_{2002} , 微生物所需的能量较少有关。本研究亦表明, 相比 R_{2007} 和 R_{2002} , R_0 的 N_2O 总产生量在 NH_4^+ -N 输入条件下明显受到抑制, 原因可能主要有 3 方面: 一是输入的 NH_4^+ -N 转化为硝化-反硝化作用的底物 NO_3^- -N 需要消耗大量能量, SOC 可为微生物作用提供较多的能量, 但 R_0 土壤的 SOC 含量较低, 明显低于 R_{2007} 和 R_{2002} (表 1); 二是本研究的培养时间较短, 仅为 24 h, 由此使得输入的 NH_4^+ -N 并不能很快的转化为反硝化作用所需的 NO_3^- -N, 从而不能促进 N_2O 的产生; 三是 R_0 土壤的 EC 相对较高, 不利于硝化-反硝化作用的进行, 从而抑制 N_2O 的产生。

本研究还发现, NH_4^+ -N 输入条件下, R_{2007} 土壤的硝化作用明显增强, 且其对 N_2O 的产生贡献率也显著增加。相关研究表明, 土壤 NO_3^- -N 含量的高低是表征土壤硝化作用强弱的重要参数, 所以其值越高硝化潜力越强^[9]。本研究中, R_{2007} 土壤的 NH_4^+ -N 含量明显高于 R_{2002} 和 R_0 (表 1), 所以其硝化潜力很大, NH_4^+ -N 输入后, 其转化的 NO_3^- -N 也显著增加, 在较高的硝化潜力下, 其硝化作用产生的 N_2O 明显增加。另有研究表明, 硝化细菌的最适 pH 为 7.7~8.1, 过高的 pH 会降低细菌活性, 进而影响土壤硝化作用^[24]。本研究中, 生态恢复工程导致 R_{2007} 表层土壤的 pH 值有所降低 (表 1), 适宜硝化作用进行, 从而促进其硝化作用 N_2O 的产生。 NH_4^+ -N 输入条件下, R_0 土壤的生物作用 (硝化作用、反硝化作用和硝化细菌反硝化作用) 受氮输入的影响并不明显, 这主要是由于其 EC 较高, 不利于硝化-反硝化作用的进行。本研究亦发现, NH_4^+ -N 输入条件下, R_0 土壤的硝化细菌反硝化作用明显增强。这与 Wrage 等^[2] 的研究结果一致, 即高的 NH_4^+ -N 含量、低有机碳和氧气含量以及低 pH 环境下有利于硝化细菌反硝化作用的进行。本研究还表明, NH_4^+ -N 输入整体提高了 R_{2002} 土壤非生物作用的 N_2O 产生量。已有研究表明, NH_4^+ -N 与 MnO 反应生成的 N_2O 量远高于 NO_2^- 分解产生的 N_2O 量^[25]。孙文广等^[26] 的研究表明, 黄河

口地区 Mn 含量较高,沉积物中 Mn 含量均值为 $451.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.因而,在土壤具有较高 MnO 条件下, NH_4^+ -N 输入可为湿地土壤的非生物作用提供所需基质,从而导致其非生物作用产生的 N_2O 量增多.另外, NO_2^- 可在碱性土壤中进行短暂积累,在酸性或弱酸性土壤中更容易被迅速分解掉^[27].通常认为,pH 是调控土壤中非生物作用(化学反硝化)的一个主要因素^[25],因而低的 pH 可能会大大增加非生物作用的 N_2O 产生量.Nägele 等^[28]的研究发现,pH=4 时土浆产生的 N_2O 和 NO 分别有 6% 和 71% 来自于非生物作用(化学反硝化).由于本研究中 NH_4^+ -N 的输入可能会使土壤呈弱酸性,因而使其非生物作用的 N_2O 产生量大大增加,这与孙伟^[29]的研究结果一致,低 pH 土壤的 N_2O 产生基本均来自纯化学过程.

综上所述,尽管 NH_4^+ -N 输入对湿地土壤 N_2O 的总产生量影响不大,但其输入却能明显增加硝化作用和硝化细菌反硝化作用的 N_2O 产生量.因而,在湿地 NH_4^+ -N 输入增加情况下硝化细菌反硝化作用的 N_2O 产生量不容忽视.

3.2 氮输入类型对湿地土壤 N_2O 生成过程的影响

本研究表明, NO_3^- -N 输入对湿地土壤 N_2O 总产生量的影响远远大于 NH_4^+ -N 输入,这与不同恢复阶段湿地土壤 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 本身背景值存在明显差异有关.本研究表明,不同恢复阶段湿地土壤的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量整体表现为 NO_3^- -N < NH_4^+ -N (表 2),这也导致了其响应不同氮输入类型的程度存在一定差异.反硝化潜势由 NO_3^- -N 含量和土壤有机碳的可利用性这两方面来决定, NO_3^- -N 又是反硝化作用的直接基质.不同湿地土壤的 NO_3^- -N 含量较低,由此使得其反硝化作用并没有充分表现出来,而当大量 NO_3^- -N 输入后,其反硝化作用明显增加. NH_4^+ -N 含量亦可影响硝化-反硝化作用,由于不同恢复阶段湿地土壤的 NH_4^+ -N 含量较高,所以其硝化-反硝化作用的进行并不受 NH_4^+ -N 限制,当 NH_4^+ -N 输入后,其对硝化-反硝化作用的影响并不显著.相关研究亦得到类似结果.万小红等^[17]构建人工湿地模拟白洋淀芦苇湿地对外加氮响应的试验结果表明,外源氮可影响湿地系统的 N_2O 排放量.其中, NO_3^- -N 的影响远大于 NH_4^+ -N,原因主要取决于两方面:一是因为硝酸盐是 N_2O 产生的主要影响因子,增加 NO_3^- -N 进入湿地系统的浓度可在一定程度上增强 N_2O 的排放;二是湿地 N_2O 的排放主要发

生在反硝化作用过程中,外源 NO_3^- -N 直接促进了反硝化作用的进行,进而可促进 N_2O 的产生.本研究中, NO_3^- -N 为反硝化作用发生的直接基质,随 NO_3^- -N 输入的增加,反硝化作用反应强烈,进而促进 N_2O 的产生.由于输入的 NH_4^+ -N 转化为硝化-反硝化作用的底物 NO_3^- -N 需经过一定的反应过程,所以其对于 N_2O 产生的影响相对于 NO_3^- -N 而言较弱.另外,本研究培养时间较短,仅为 24 h,由此使得输入的 NH_4^+ -N 并不能很快转化为反硝化作用所需的 NO_3^- -N,从而不能促进 N_2O 产生.

本研究还表明,恢复区湿地土壤反硝化作用和硝化细菌反硝化作用受 NO_3^- -N 输入的影响很大. R_{2002} 土壤在不同 NO_3^- -N 输入水平下的 N_2O 产生主要以反硝化作用和硝化细菌反硝化作用为主,而在不同 NH_4^+ -N 输入水平下,土壤 N_2O 的各产生过程对 NH_4^+ -N 输入的响应并不明显,反硝化作用甚至还对 N_2O 的产生存在较大的削弱作用.原因在于:一是外源氮形态的差异可影响湿地中环境因子的改变,进而影响湿地土壤 N_2O 产生的生物作用过程.土壤 pH 是影响反硝化过程的一个重要因素,反硝化细菌最适 pH 值范围是 6~8.在低 pH 土壤中, N_2O 的生成主要来自于异养微生物的硝化作用^[29]. NH_4^+ -N 输入可能会使湿地土壤 pH 降低,因而抑制了反硝化过程的 N_2O 产生.二是外源氮形态可影响其进入湿地土壤后的迁移与转化,进而影响到硝化-反硝化作用的反应基质. NH_4^+ -N 进入土壤后,其含量可通过吸附、转化和硝化等作用迅速减少,最终达到湿地土壤 NH_4^+ -N 含量的平衡.相关研究表明,大量的 NH_4^+ -N 输入后, NO_3^- -N 含量也会发生明显变化,但这一变化在第 2 天才达到最高值.由于本研究在实验室内仅培养 24 h,所以等量的 NH_4^+ -N 含量产生的硝化-反硝化基质在 24 h 内可能远远小于等量的 NO_3^- -N.

本研究亦发现,氮输入类型亦可对湿地土壤产生 N_2O 的非生物作用产生不同程度的影响. NO_3^- -N 输入对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 土壤非生物作用 N_2O 产生的影响主要表现为抑制,而 NH_4^+ -N 输入整体提高了 R_0 和 R_{2002} 土壤非生物作用的 N_2O 产生量.这可能主要是因为不同形态氮输入调节了土壤 pH,进而影响了土壤的非生物作用(纯化学过程)反应速率.相关研究表明,随着 pH 的降低,通过纯化学反应生成的 N_2O 占 N_2O 释放总量的比例升高.本研究的 NO_3^- -N 添加主要使用 KNO_3 溶液,其对于土壤 pH 影响不

大,而 NH_4^+-N 添加试验主要采用 NH_4Cl 溶液,降低了土壤 pH,有利于非生物作用产生 N_2O 。另外,非生物作用(化学反硝化)的强弱亦受 NO_2^- 的积累、有机质以及还原态金属离子等因素的影响^[30],而不同氮输入类型的添加可显著改变土壤 NO_2^- 含量,从而影响非生物作用的 N_2O 产生量。Munro^[31] 研究指出,在土壤 pH 介于 6.93~7.85 时, NH_4^+-N 能够迅速氧化成 NO_2^- ,而进一步氧化为 NO_3^- 的速率很慢。因而当 NH_4^+-N 输入后, NO_2^- 积累较多, NO_2^- 分解产生的 N_2O 量亦增多。

4 结 论

NO_3^- -N 输入对恢复区湿地土壤 N_2O 总产生量的影响远远大于 NH_4^+-N 输入,但不同氮形态输入均抑制了 R_0 土壤的 N_2O 总产生量。尽管 NO_3^- -N 输入对 R_{2002} 表层土壤 N_2O 总产生量的影响明显大于 R_{2007} ,但二者的 N_2O 产生量均随氮输入量的增加而增加。

不同 NO_3^- -N 输入条件下,恢复区湿地土壤的反硝化作用和硝化细菌反硝化作用受其输入的影响明显,而 R_0 土壤产生 N_2O 的生物过程受其影响并不显著。尽管 NH_4^+-N 输入对湿地土壤 N_2O 的总产生量影响不大,但其输入整体促进了 R_0 土壤的硝化细菌反硝化作用、 R_{2007} 土壤的硝化作用以及 R_{2002} 土壤的非生物作用。

NO_3^- -N 输入对 R_0 、 R_{2007} 和 R_{2002} 湿地土壤 N_2O 产生的非生物作用主要表现为抑制,而 NH_4^+-N 输入整体提高了 R_0 和 R_{2002} 湿地土壤非生物作用的 N_2O 产生量。 NO_3^- -N 输入显著增加了湿地土壤的 N_2O 总产生量,改变了原有湿地土壤生物作用和非生物作用的贡献模式,故生态恢复工程导致的 NO_3^- -N 养分输入应受到特别关注。

参考文献

[1] Bouwman AF. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere// Bouwman AF, ed. Soil and the Greenhouse Effect, Proceedings of the International Conference on Soils and the Greenhouse Effect. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 1990

[2] Wrage N, Velthof GL, Van Beusichem ML, et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, **33**: 1723-1732

[3] Sun W-G (孙文广), Sun Z-G (孙志高), Gan Z-T (甘卓亭), et al. Contribution of different processes in wetland soil N_2O production in different restoration pha-

ses of the Yellow River estuary, China. *Environmental Science (环境科学)*, 2014, **35**(8): 3110-3119 (in Chinese)

[4] Liikanen A, Ratilainen E, Saarnio S, et al. Greenhouse gas dynamics in boreal, littoral sediments under raised CO_2 and nitrogen supply. *Freshwater Biology*, 2003, **48**: 500-511

[5] Muñoz-Hincapié M, Morell JM, Corredor JE. Increase of nitrous oxide flux to the atmosphere upon nitrogen addition to red mangroves sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **44**: 992-996

[6] Schiller CL, Hastie DR. Exchange of nitrous oxide within the Hudson Bay lowland. *Journal of Geophysical Research*, 1994, **99**: 1573-1588

[7] Moseman-Valtierra S, Gonzalez R, Kroeger KD, et al. Short term nitrogen additions can shift a coastal wetland from a sink to a source of N_2O . *Atmospheric Environment*, 2011, **45**: 4390-4397

[8] Milton MH, Morell JM, Corredor JE. Increase of nitrous oxide flux to the atmosphere upon nitrogen addition to red mangroves sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, **44**: 992-996

[9] Mu X-J (牟晓杰), Liu X-T (刘兴土), Tong C (全川), et al. Effects of human disturbance on nitrification and denitrification potential in the Min River estuarine wetland. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 2013, **33**(8): 1413-1419 (in Chinese)

[10] Zhang Y-X (张永勋), Zeng C-S (曾从盛), Huang J-F (黄佳芳), et al. Effects of human-caused disturbance on nitrous oxide flux from *Cyperus malaccensis* marsh in the Minjiang River estuary. *China Environmental Science (中国环境科学)*, 2013, **33**(1): 138-146 (in Chinese)

[11] Sun ZG, Wang LL, Tian HQ, et al. Fluxes of nitrous oxide and methane in different coastal *Suaeda salsa* marshes of the Yellow River estuary, China. *Chemosphere*, 2013, **90**: 856-865

[12] Sun ZG, Wang LL, Song HL, et al. Spatial and temporal variations of nitrous oxide flux between coastal marsh and the atmosphere in the Yellow River estuary of China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, **21**: 419-433

[13] Cui BS, Yang QC, Yang ZF, et al. Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, 2009, **35**: 1090-1103

[14] Dong K-K (董凯凯), Wang H (王慧), Yang L-Y (杨丽原), et al. Change characteristics of soil carbon and nitrogen contents in the Yellow River Delta soil after artificial restoration. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 2011, **31**(16): 4778-4782 (in Chinese)

[15] Wrage N, Velthof GL, Laanbroek HJ, et al. Nitrous oxide production in grassland soils: Assessing the contribution of nitrifier denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, **36**: 229-236

[16] Aelion CM, Shaw JN, Wahl M. Impact of suburbanization on ground water quality and denitrification in coas-

- tal aquifer sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1997, **213**: 31-51
- [17] Wan X-H (万晓红), Wang Y-C (王雨春), Lu J (陆瑾), *et al.* Study on nitrogen transformation and N₂O emission flux in Baiyangdian wetland. *Journal of Hydraulic Engineering* (水利学报), 2009, **40**(10): 1167-1174 (in Chinese)
- [18] Li J-B (李建兵), Huang G-H (黄冠华). Effect of NaCl on ammonia volatilization, nitrification and denitrification in silt loam soil. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2006, **25**(4): 945-948 (in Chinese)
- [19] Paul EA, Clark FE. *Soil Microbiology and Biochemistry*. San Diego, CA: Academic Press, 1996
- [20] Paul JW, Beauchamp EG. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 1989, **69**: 49-61
- [21] Aulakh MS, Rennie DA, Paul EA. Gaseous nitrogen losses from cropped and summer fallow soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 1982, **62**: 187-195
- [22] Seitzinger SP, Kroeze C, Styles RV. Global distribution of N₂O emissions from aquatic systems: Natural emissions and anthropogenic effects. *Chemosphere: Global Change Science*, 2000, **2**: 267-279
- [23] Ding WX, Yagi K, Cai ZC, *et al.* Impact of long-term application of fertilizers on N₂O and NO production potential in an intensively cultivated sandy loam soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2010, **212**: 141-153
- [24] Sun Y-J (孙英杰), Wu H (吴昊), Wang Y-N (王亚楠). The influence factors on N₂O emissions from nitrification and denitrification reaction. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 2011, **20**(2): 384-388 (in Chinese)
- [25] Bremner JM, Blackmer AM, Waring SA. Formation of nitrous oxide and dinitrogen by chemical decomposition of hydroxylamine in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1980, **12**: 263-269
- [26] Sun W-G (孙文广), Gan Z-T (甘卓亭), Sun Z-G (孙志高), *et al.* Spatial distribution characteristics of Fe and Mn contents in the new-born coastal marshes in the Yellow River estuary. *Environmental Science* (环境科学), 2013, **34**(11): 275-282 (in Chinese)
- [27] Cleemput O, Baert L. Nitrite: A key compound in N loss processes under acid conditions? *Plant and Soil*, 1984, **76**: 233-241
- [28] Nägele W, Conrad R. Influence of pH on the release of NO and N₂O from fertilized and unfertilized soil. *Biology and Fertility of Soils*, 1990, **10**: 139-144
- [29] Sun W (孙伟). Effects of Soil pH Variations on the Mechanism of N₂O Emission. Master Thesis. Yangzhou: Yangzhou University, 2008 (in Chinese)
- [30] Cai Y-J (蔡延江), Ding W-X (丁维新), Xiang J (项剑). Mechanisms of nitrous oxide and nitric oxide production in soils: A review. *Soils* (土壤), 2012, **44**(5): 712-718 (in Chinese)
- [31] Munro PE. Inhibition of nitrifiers by grass root extracts. *Journal of Applied Ecology*, 1996, **3**: 231-238

作者简介 孙志高, 男, 1979年生, 博士, 研究员, 博士生导师. 主要从事河口湿地生物地球化学过程研究. E-mail: zhi-gaosun@163.com

责任编辑 肖红
