

硝态氮浓度对亚热带土壤反硝化潜力和产物组成的影响^①

刘 阳^{1,2}, 张金波³, 蔡祖聪^{1,3*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008;

2 中国科学院大学, 北京 100049; 3 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023)

摘 要: 在实验室条件下, 采用密闭、淹水、充 N_2 的严格厌氧培养方法研究了 NO_3^- -N 浓度对亚热带土壤反硝化潜力和产物组成的影响。研究表明, 在 NO_3^- -N 浓度为 10~200 mg/kg 范围内, 该土壤的反硝化势变化于 0.024~0.224 mg/(kg·h) 之间, 随着 NO_3^- -N 浓度的增加而呈显著线性增加($R^2 = 0.94$, $P < 0.01$)。 N_2O 始终是反硝化的主要产物, 占反硝化产物的 56%~92%; NO 是次要产物, 占 6%~40%。在野外原位状态下, 土壤的还原条件难以达到供试实验室条件, 由此估计, 亚热带森林土壤反硝化的主要产物并非 N_2 , 而是 N_2O 和 NO , 这可能是该类土壤虽反硝化作用弱, 但 N_2O 排放量大的主要原因。

关键词: 乙炔抑制; 厌氧培养; 反硝化; 硝态氮浓度

中图分类号: S153

土壤中的反硝化作用, 包括生物反硝化和化学反硝化, 其中生物反硝化居主导地位。生物反硝化作用是在厌氧条件下, 由特定的微生物利用同一个呼吸电子传递系统, 以 NO_3^- 作为电子受体, 将其逐步还原成 N_2 的过程^[1]。反硝化过程的生化通式可以表示为: $2NO_3^- \rightarrow 2NO_2^- \rightarrow 2NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ ^[2]。反硝化过程是土壤氮素损失的主要途径之一, 同时产生氮氧化物, 是大气的重要污染源^[3-6]。但在生态学意义上, 反硝化作用是防止系统活性氮失稳的一种自平衡机制, 对维持生态系统氮平衡具有重要意义。

已有的研究表明, 亚热带森林土壤反硝化作用弱^[7], 但是, 热带、亚热带陆地生态系统却是 N_2O 的主要排放源^[8]。实验室培养研究表明, 我国亚热带森林土壤的 N_2O 主要来自于异养硝化和反硝化过程^[9]。因此, 研究亚热带森林土壤反硝化速率及其产物组成有助于解释这一看似矛盾的现象。

诸多因素影响反硝化作用及其产物, 包括土壤水分含量、氧气的有效性、温度、pH、有机碳和 NO_3^- -N 含量等^[10-13]。进行反硝化速率及其产物测定时, 通常需要加入一定量的 NO_3^- 。本文研究了 NO_3^- 起始浓度对亚热带森林土壤反硝化速率及其产物的影响, 以阐明土壤 NO_3^- 含量变化对反硝化速率及其产物的影响规

律, 为从实验室培养条件下的测定结果推断土壤中实际发生的反硝化速率及其产物提供参考。

1 材料与方法

1.1 采样地点及土壤样品采集

供试土样采自我国福建省万木林自然保护区(118°08'~118°09'E, 27°02'~27°03'N), 位于福建省建瓯市房道镇境内, 属亚热带季风气候, 四季温暖湿润, 平均气温 18.7℃, 年无霜期 270~290 天, 年平均降水量 1670 mm, 年平均相对湿度 81%, 年平均日照时数 1812.7 h。2009 年 9 月, 采集了细柄阿丁枫天然林土壤作为供试样本。该供试土样有机碳含量为 68.2 g/kg, 总氮含量为 3.9 g/kg, 碳氮比为 17.7, pH 为 4.6, 无定形铁含量为 3.9 g/kg。采样时, 在区域内随机选取 4 个约 4 m×4 m 的采样区, 采集 0~20 cm 土壤样品, 土壤样品充分混匀后过 2 mm 筛装入塑料自封袋中立即运回实验室, 放入 4℃ 冷库中保存备用。

1.2 厌氧培养方法

采用吕海霞等^[14]的方法测定反硝化速率及其产物。设置 5 个添加 NO_3^- 浓度, 分别为 10, 20, 40, 100, 200 mg/kg, 标记为 N10、N20、N40、N100、

①基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-QN405)、国家自然科学基金重点项目(40830531)和土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(0812000030)资助。

* 通讯作者(zccai@issas.ac.cn)

作者简介: 刘阳(1989—), 男, 江苏盐城人, 硕士研究生, 主要从事碳氮循环与全球变化研究。E-mail: liuyang@issas.ac.cn

N200。操作过程如下：每一 NO₃⁻添加浓度，称取 9 份相当于 10 g 烘干土重的新鲜土，将土样装入 250 ml 的三角瓶，加入一定量的浓度为 1 g/L 的 KNO₃ 溶液，使之达到设计的 NO₃⁻添加浓度，再加入 10 ml 去离子水，密封，抽真空，充 N₂，反复 3 次，使培养瓶上部空气完全被氮气取代。取其中 3 份抽取上部空间气体 25 ml，然后注入用硫酸处理过的乙炔 25 ml，使培养瓶上部气体中乙炔浓度达到 10% (v/v)。振荡 15 min(250 r/min)，使乙炔充分扩散至土壤中。为使加乙炔和不加乙炔的处理具有可比性，未加乙炔处理也振荡 15 min。全部处理置于 25℃ 的培养箱中培养 6 h，采集气体样本，测定培养开始后 6 h 内的 N₂O 和 NO 产生量。采气前先用手摇动 30 s，再用 20 ml 的注射器反复抽提培养瓶中气体 3 次，使其充分混合，然后用 2 ml 的注射器采集培养瓶上部空间气体 1 ml，用高纯氮稀释 18.5 倍，用于 N₂O 浓度的测定；用 20 ml 的注射器采集 40 ml 气体用于 NO 浓度的测定。取样完成后，向培养瓶中充入 41 ml 的高纯氮气，使培养瓶内的气压维持在 1 atm。在加入 NO₃⁻后的 24, 48, 72, 96, 144, 192 和 240 h，重复加乙炔过程和以后各步骤，采集气体样本。在第一次和最后一次气体采样后，即加入 NO₃⁻后 6(0 + 6) 和 246 (240 + 6)h 后，分别从不加乙炔的处理中任取出 3 瓶，用于测定 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量。N₂O 和 NO 产生量、NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 含量均为 3 次重复。

1.3 土壤性质及气体样品测定方法

向培养瓶中加入 2.5 mol/L KCl 溶液 40 ml(使最

终浓度为 2 mol/L)，置于摇床上(25℃、250 r/min)震荡 1 h，提取并测定 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量。土壤 pH (水土比 2.5 : 1)，用 DMP-2 mV/pH 计测定。土壤有机碳和全氮采用德国生产的 Elementar 碳氮元素分析仪测定。游离氧化铁的测定采用《土壤农业化学分析方法》介绍的方法^[15]。NO 浓度采用美国热电公司生产的氮氧化物分析仪(Thermo Scientific，model42i NO-NO₂-NO_x Analyzer)测定。N₂O 浓度采用日本岛津公司生产的气相色谱仪(Shimadzu，Gas Chromatograph GC-14B)测定。检测器为 ⁶³Ni 电子捕获检测器(ECD)，色谱柱为 80/100 目 Porapak Q 的填充柱。进样器、检测器以及填充柱的温度分别为 100℃、300℃ 和 65℃。

1.4 数据处理

数据处理中关于气体产物的计算及说明参照吕海霞等^[14]的方法，反硝化过程中，N₂ 的产生量为加乙炔和未加乙炔处理 N₂O 产生量的差值，N₂O 和 NO 产生量是未加乙炔处理的测定值。方程的拟合和相应参数的获取均在 Origin 8.5 中进行，相关性分析在 SPSS 16.0 中进行。

2 结果与分析

2.1 培养前后 NO₃⁻ 浓度变化

当培养结束(246 h)，土壤中 NO₃⁻ 浓度降低至 5.97 ~ 8.77 mg/kg，处理之间不再有显著差异(表 1)。伴随着 NO₃⁻ 浓度的降低，NH₄⁺ 浓度增加，且二者呈显著相关($R^2 = 0.96$ ， $P < 0.01$)。

表 1 培养过程中无机氮浓度的变化及 CO₂ 的累积排放量
Table 1 Change of inorganic nitrogen concentration during incubation and CO₂ accumulative emission

处理	NO ₃ ⁻ 含量(mg/kg)		NH ₄ ⁺ 含量(mg/kg)		CO ₂ 累积排放量 (mg/kg)
	处理前	处理后	处理前	处理后	
N10	7.09(1.17)	5.97(0.86)	44.61(0.32)	53.95(2.53)	1 534(140)
N20	22.40(1.12)	6.72(0.56)	44.24(5.04)	62.72(3.12)	1 552(71)
N40	39.39(4.83)	7.84(1.48)	46.11(3.81)	65.89(1.71)	1 362(44)
N100	90.53(2.26)	8.77(1.17)	35.47(7.31)	72.24(2.02)	1 622(47)
N200	170.24(2.96)	8.59(1.97)	41.63(3.97)	92.59(4.56)	1 583(32)

注：括号内数据为标准差。

2.2 N₂O、NO 和 N₂ 的生成速率

在厌氧培养过程中，有大量的 N₂O 气体产生。所有处理的 N₂O 排放在培养期间都只出现了一个峰值。随着初始 NO₃⁻-N 浓度的增加，排放峰值出现的时间延后(图 1)。N10 处理的 N₂O 排放峰值出现在培养开始后 6 h，N20 和 N40 处理的 N₂O 排放峰值出现在培养开始后的 30 h，N100 和 N200 处理的 N₂O 排

放峰值分别出现在 102 h 和 150 h(图 1)。

NO 的排放速率较低并且在培养过程保持相对稳定(图 1)。由加乙炔和未加乙炔处理 N₂O 排放量差值计算得出的 N₂ 排放速率很小，处理之间呈无规律的变化。

2.3 反硝化速率

由于培养过程中消失的 NO₃⁻ 并不一定全部参与

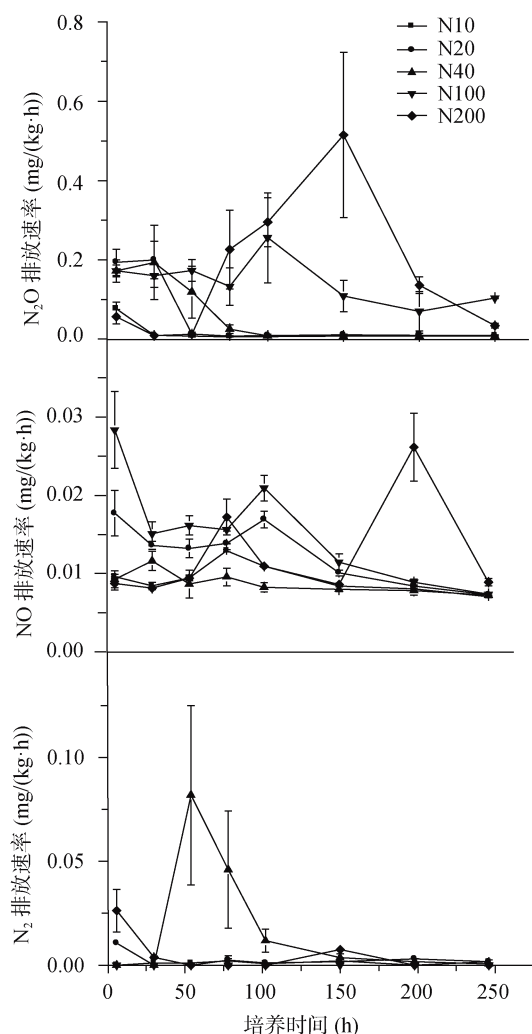


图 1 培养过程中 N_2O 、 NO 和 N_2 的排放速率
Fig. 1 N_2O , NO and N_2 emission rates during incubation

反硝化过程, 所以, 本研究采用气态产物的产生总量 (Nt , 即 N_2O 、 NO 和 N_2 之和) 表征土壤反硝化速率^[7, 16]。反硝化产物随培养时间 (t) 而变化的规律因初始 NO_3^- -N 浓度而异 (图 2), N200 和 N100 处理呈 S 型增长曲线, 培养最初阶段反硝化产物累积速率较小, 随后为一较快增长阶段, 在培养的最后阶段又趋于平缓, 可得到如下拟合公式:

$$\text{N200: } \text{Nt} = 59.71 - 58.31 / (1 + (t/144.47)^{4.31}) (P < 0.01)$$

$$\text{N100: } \text{Nt} = 57.04 - 55.78 / (1 + (t/160.13)^{1.57}) (P < 0.01)$$

低浓度处理组 N10 、 N20 和 N40 反硝化产物累积速率与培养时间的关系表现为直线或对数形式, 随着培养时间的增加, 反硝化产物累积量速率下降, 对应的拟合方程分别为:

$$\text{N10: } \text{Nt} = 0.95 + 0.20 \times t (P < 0.01)$$

$$\text{N20: } \text{Nt} = -3.61 + 3.13 \times \ln(t - 1.18) (P < 0.01)$$

$$\text{N40: } \text{Nt} = -13.11 + 5.84 \times \ln(t + 4.77) (P < 0.01)$$

以培养期间反硝化产物平均累积速率表征反硝化速率, 供试土壤的反硝化速率变化于 $0.024 \sim 0.224 \text{ mg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$ 之间, 与 NO_3^- -N 起始浓度呈显著的线性相关 (图 3, $P < 0.01$)。 NH_4^+ -N 的含量在培养前后也发生了显著变化 (表 1), 增加量与反硝化产物累积排放量呈显著的线性相关 ($P < 0.01$)。

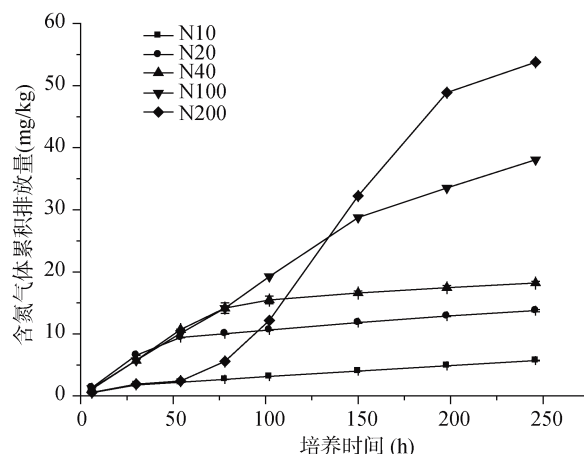


图 2 培养过程中含氮气体累积排放量
Fig. 2 Nitrogenous gases accumulative emission during incubation

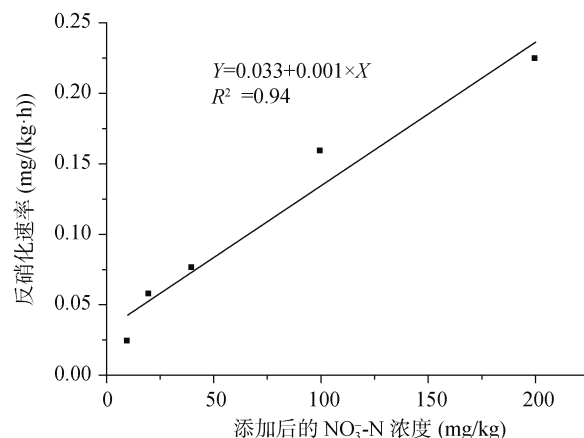


图 3 反硝化速率与 NO_3^- -N 浓度的关系
Fig. 3 The relationship between denitrification rate and nitrate concentration

2.4 $\text{N}_2\text{O}/\text{Nt}$ 、 NO/Nt 和 N_2/Nt

$\text{N}_2\text{O}/\text{Nt}$ 在 N200 处理中随培养时间有明显的增加, 在 N100 中则始终保持在较高的水平 ($>85\%$); $\text{N}_2\text{O}/\text{Nt}$ 在较低浓度处理 (N10 、 N20 和 N40) 中随培养时间均有明显的减少 (图 4)。 NO/Nt 的变化规律在较低浓度处理 (N10 、 N20 和 N40) 中与 $\text{N}_2\text{O}/\text{Nt}$ 相反, 在 N100 中则始终保持在较低的水平 ($<15\%$), 在 N200 中随培养时间有明显的下降。 $\text{N}_2\text{O}/\text{Nt}$ 的排放峰值总体在高 NO_3^- -N 加入的处理中出现得较晚, NO/Nt 则与之相反 (图 4)。

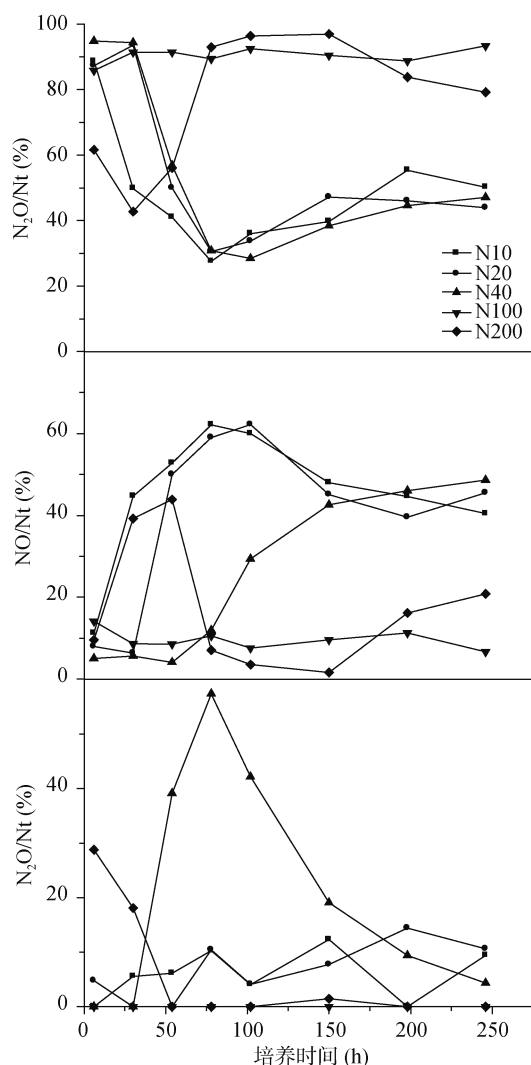


图 4 培养过程中 N_2O 、 NO 和 N_2 在含氮气体产物中所占的比例

Fig. 4 Ratio of N_2O , NO and N_2 to total nitrogenous gases during incubation

N10 处理的 N_2O 总排放量占含氮气体总排放量的比例最低(56%), N200 最高(92%), 其他 3 个处理介于这二者中间, 所有处理的 N_2O 排放量占含氮气体总排放量的比例均维持在较高水平。 N_2O 总排放量占含氮气体总排放量的比例与初始 NO_3^- -N 含量显著相关($P < 0.05$)。不同处理中 NO 占含氮气体总排放量的比例都较低(6% ~ 40%), 与初始 NO_3^- -N 含量之间呈显著负相关($P < 0.01$)。 N_2 总排放量占含氮气体总排放量的比例在 N40 达到了最大的 20%, 在 N100 中则没有被检测到。

3 讨论

本研究结果表明, 福建万木林自然保护区典型亚热带森林土壤反硝化势与土壤 NO_3^- -N 的含量之

间呈显著线性相关, 很多其他学者也报道了类似的结果^[17-18]。土壤有机碳、水分含量、pH、 NO_3^- 和 NH_4^+ 浓度、温度等均是影响反硝化作用的因素^[19-20,13]。本实验测得的反硝化速率在 0.024 ~ 0.224 mg/(kg·h)之间, 远低于 Wang 等^[17]在同等底物浓度下(100 mg/kg)温带季风气候区钙质土的反硝化速率 2.3 mg/(kg·h), 也低于 Swerts 等^[21]报道的黏性粉砂壤土的反硝化速率 8.364 mg/(kg·h)。其他一些学者报道的土壤反硝化速率介于 0.275 ~ 0.583 mg/(kg·h)之间^[19, 22], 也比本文的反硝化速率高, 表明该亚热带土壤具有反硝化速率低的特点。考虑到反硝化速率与起始 NO_3^- -N 浓度呈显著正相关的事实(图 3), 可以推测, 该土壤在野外原位状态下的反硝化速率应该更低于实验室测定的速率。

在本实验条件下, N_2O 始终是反硝化的主要产物, NO 和 N_2 是反硝化的次要产物。在相似条件下, 文献报道的反硝化产物中 N_2O 所占比例介于 0.13 ~ 0.32^[23], 0.07 ~ 0.28^[24], 0.13 ~ 0.27^[17], 0.06 ~ 0.52 之间^[7], 均低于该亚热带土壤反硝化产物中 N_2O 的比例(0.56 ~ 0.92)。文献报道的供试土壤有较高的有机碳含量和 pH, 这可能是这些土壤反硝化产物中 N_2O 比例较低的主要原因^[25-28]。但是不同生物气候条件下发育生成的土壤参与反硝化作用的微生物群落及其反硝化酶系统可能也存在差异, 这需要进行进一步的研究。

N_2O 占反硝化产物的比例随起始 NO_3^- -N 浓度的提高而增加的关系($P < 0.05$)表明, 在野外原位无外加 NO_3^- -N 的条件下, N_2O 占反硝化产物的比例可能较实验条件下低。但是, 野外原位条件下, 土壤的还原性难以达到本实验条件下的程度。文献报道的结果表明, 反硝化产物中 N_2O 的比例随着还原条件增强或氧气浓度降低而降低^[23, 29-31]。这可能抵消添加 NO_3^- -N 对 N_2O 比例的影响。由此不难推测, 亚热带土壤反硝化作用弱但反硝化产生的 N_2O 排放量大, 其原因在于反硝化产物中 N_2O 的比例大。

本实验中发现 NH_3 -N 含量在厌气培养后明显增加, 且其增加量与 NO_3^- -N 减少量之间有着很好的正相关关系($r = 0.984$, $P < 0.01$)。从文献报道的结果可知, 3 个过程可能增加 NH_4^+ -N 含量: ①DNRA 过程; ② NO_3^- 的微生物同化和再矿化; ③硝酸盐刺激有机氮的矿化^[32-33]。在本实验条件下, 难以区分这 3 个过程对 NH_4^+ 的相对贡献。由于第一和第二个过程都有利于亚热带多雨地区土壤保持无机氮, 因此, 这是一个值得进一步研究的现象。

参考文献：

- [1] Firestone MK. Biological denitrification[A]//Stevenson FJ. Nitrogen in Agricultural Soils[M]. Agronomy Monograph No. 22, Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, 1982: 289–326
- [2] Payne WJ. Denitrification[M]. New York/Chichester/Brisbane/Toronto: John Wiley & Sons, 1981
- [3] Sala OE, Chapin II IFS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kingzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oosterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH. Global biodiversity scenarios for the year 2100[J]. Science, 2000, 287(5459): 1 770–1 774
- [4] Stevens CJ, Dice NB, Mountford O, Gowing DJ. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands[J]. Science, 2004, 303(5665): 1 876–1 879
- [5] Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited[J]. Bioscience, 1998, 48 (11): 921–934
- [6] Richter DD, Markewitz D. Understanding Soil Change: Soil Sustainability over Millennia, Centuries, and Decades[M]. New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2001: 182–205
- [7] Zhang JB, Cai ZC, Cheng Y, Zhu TB. Denitrification and total nitrogen gas production from forest soils of Eastern China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(12): 2 551–2 557
- [8] Mosier A, Wassmann R, Verchot L, King J, Palm C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms[J]. Environment, Development and Sustainability, 2004, 6(1/2): 11–49
- [9] Zhang JB, Cai ZC, Zhu TB. N₂O production pathways in the subtropical acid forest soils in China[J]. Environment Research, 2011, 111(5): 643–649
- [10] Firestone MK, Firestone RB, Tiedje JM. Nitrous oxide from soil denitrification: Factors controlling its biological production[J]. Science, 1980, 208(4445): 749–751
- [11] Cartaxana P, Lloyd D. N₂, N₂O and O₂ profiles in a tagus estuary salt marsh[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, 48(6): 751–756
- [12] Hofstra N, Bouwman AF. Denitrification in agricultural soils: Summarizing published data and estimating global annual rates[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2005, 72(3): 267–278
- [13] Heinen M. Simplified denitrification models: Overview and properties[J]. Geoderma, 2006, 133(3/4): 444–463
- [14] 吕海霞, 周鑫斌, 张金波, 蔡祖聪. 长白山 4 种森林土壤反硝化潜力及产物组成[J]. 土壤学报, 2011, 48(1): 39–46
- [15] 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
- [16] Yu K, Struwe S, Kjoller A, Chen G. Denitrification rate determined by nitrate disappearance is higher than determined by nitrous oxide production with acetylene blockage[J]. Ecological Engineering, 2008, 32(1): 90–96
- [17] Wang R, Feng Q, Liao T, Zheng X, Butterbach-Bahl K, Zhang W, Jin C. Effects of nitrate concentration on the denitrification potential of a calcic cambisol and its fractions of N₂, N₂O and NO[J]. Plant and Soil, 2013, 363(1/2): 175–189
- [18] Scholefield D, Hawkins JMB, Jackson SM. Use of a flowing atmosphere incubation technique to measure the effects of denitrification controls applied to intact cores of a clay soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1997, 29(9/10): 9–10
- [19] Šimek M, Cooper JE, Pícek T, Šantrůčková H. Denitrification in arable soils in relation to their physico-chemical properties and fertilization practice[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32(1): 101–110
- [20] Pu G, Xu Z, Saffigna PG. Fate of ¹⁵N-labelled nitrate in a wet summer under different residue management regimes in young hoop pine plantations[J]. Forest Ecology and Management, 2002, 170(1/3): 285–298
- [21] Swerts M, Merckx R, Vlassak K. Denitrification, N₂-fixation and fermentation during anaerobic incubation of soils amended with glucose and nitrate[J]. Biology and Fertility of Soils, 1996, 23(3): 229–235
- [22] Pal L, Stres B, Danevčič T, Leskovec S, Mandić-Mulec I. Transformations of mineral nitrogen applied to peat soil during sequential oxic/anoxic cycling[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 42(8): 1 338–1 346
- [23] Ciarlo E, Conti M, Bartoloni N, Rubio G. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions[J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 43(6): 675–681
- [24] Ciarlo E, Conti M, Bartoloni N, Rubio G. Soil N₂O emission and N₂O/(N₂O+N₂) ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture[J]. Biology and Fertility of Soils, 2008, 44(7): 991–995
- [25] Smith MS, Tiedje JM. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1979, 11(3): 261–267
- [26] Dendooven L, Bonhomme E, Merckx R, Vlassak K. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions[J]. Biology and Fertility of Soils, 1998, 27(1): 5–8
- [27] Liu B, Mørkved PT, Frostegård A, Bakken LR. Denitrification gene pools, transcription and kinetics of NO, N₂O and N₂ production as affected by soil pH[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2010, 72(3): 407–417
- [28] Čuhel J, Šimek M. Proximal and distal control by pH of denitrification rate in a pasture soil[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2011, 141(1/2): 230–233
- [29] Elmi AA, Madramootoo C, Hamel C, Liu A. Denitrification and nitrous oxide to nitrous oxide plus dinitrogen ratios in the soil profile under three tillage systems[J]. Biology and Fertility of Soils, 2003, 38(6): 340–348

- [30] Weier KL, Doran JW, Power JF, Walters DT. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(1): 66–72
- [31] Morley N, Baggs EM. Carbon and oxygen controls on N_2O and N_2 production during nitrate reduction[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42(10): 1 864–1 871
- [32] Ma H, Aelion CM. Ammonium production during microbial nitrate removal in soil microcosms from a developing marsh estuary[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(10): 1 869–1 878
- [33] Caskey WH, Tiedje JM. Nitrate-stimulated mineralization of ammonium in anaerobic soils[J]. Oecologia, 1979, 41(3): 339–341

Effect of Soil Nitrate Concentration on Denitrification Potential and Products' Composition of a Subtropical Soil

LIU Yang^{1,2}, ZHANG Jin-bo³, CAI Zu-cong^{1,3*}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

Abstract: The effects of soil nitrate concentration on denitrification potential and products' composition were studied under laboratory culture, using sealed, submerged and anaerobic incubation method. The results showed that denitrification potential increased with the rise of nitrate concentration and a good linear relationship ($R^2 = 0.94$, $P < 0.01$) presented between them in the range of nitrate concentration of 10 to 200 mg/kg. The denitrification potentials of the experimented samples ranged from 0.024 to 0.224 mg/(kg·h). N_2O was always the dominant product of denitrification, accounting for 56% – 92% of the total denitrification products, and NO was a minor product of denitrification, accounting for 6% – 40%. Soil reduction condition of *in-situ* field should be not as strong as laboratory incubation. Therefore, the main end product of subtropical acid forest soils of China is not N_2 but N_2O and NO . This conclusion may explain the reason why this soil has a large N_2O emission regardless of its low denitrification rate.

Key words: Acetylene inhibition, Anaerobic incubation, Denitrification, Nitrate concentration