

林地改为茶园对土壤净硝化速率及 N₂O 排放的影响^①

崔静雅¹, 颜明娟², 吴晓荣³, 王慎强⁴, 倪康⁵, 蔡祖聪^{6,7,8,9}, 张金波^{6,7,8,9*}, 程谊^{4*}

(1 南京师范大学环境学院, 南京 210023; 2 福建省农业科学院土壤肥料研究所, 福州 350013; 3 宝鸡文理学院地理与环境学院, 陕西宝鸡 721013; 4 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; 5 中国农业科学院茶叶研究所, 杭州 310008; 6 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 7 虚拟地理环境教育部重点实验室(南京师范大学), 南京 210023; 8 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点, 南京 210023; 9 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023)

摘要:以我国江南茶区(安徽、浙江)和华南茶区(福建)典型茶园土壤及各自相邻的林地土壤为研究对象, 在 25 °C 和 60%田间持水量条件下, 通过 28 d 的室内培养试验, 研究了林地改为茶园后对土壤净硝化速率及 N₂O 排放规律的影响。结果表明: 安徽地区林地改种茶园显著抑制了净硝化速率; 与安徽地区的林地和茶园土壤相比, 浙江和福建地区林地和茶园土壤净硝化速率很低(N, <0.2 mg/(kg·d)), 且林地改为茶园后对土壤净硝化速率没有显著影响。安徽地区植茶年限超过 10 a 的茶园土壤 N₂O 累积排放量均显著低于邻近的林地土壤, 而植茶年限为 10 a 的茶园土壤与邻近的林地土壤差异不显著。浙江和福建茶园土壤 N₂O 累积排放量均高于各自对照的林地土壤。安徽地区土壤的 N₂O 累积排放量与 pH 呈显著的正相关关系, 这表明林地改为茶园后, 随着植茶年限的增加和氮肥的施用, pH 降低抑制了净硝化速率, 进而降低 N₂O 排放。

关键词: 种植年限; 茶园; 林地; 净硝化速率; N₂O 累积排放量

中图分类号: S153 **文献标识码:** A

我国是传统的茶叶种植大国。2013 年, 我国茶园种植面积为 258 万 hm², 产量为 189 万 t, 种植面积和产量均占世界首位^[1]。茶叶是我国重要的经济作物, 在产业结构调整、发展高效农业和增加农民收入方面起着举足轻重的作用, 在南方很多山区成为支柱产业。茶树是典型的喜酸好铝作物, 能在 pH 为 4.5~6.0 的土壤中生长, 其最适宜 pH 为 5.5, 因而适合在热带亚热带的酸性土壤中种植^[2-3]。自然土壤植茶后, 由于茶园自身物质循环(即茶树凋落物和修剪叶还园)和茶树根系代谢, 茶园土壤随着植茶年龄的增加, pH 显著下降, 钙、镁等盐基离子和微量元素相对缺乏, 而铝、氟和多酚类物质逐渐在茶园土壤中富集, 形成了独特的茶园土壤生态系统^[4-6]。

早在 20 世纪初, 人们已经认识到酸性土壤的硝化作用较弱, 甚至缺失^[7]。当这些土壤开垦成为茶园后, 其耐酸耐铝毒、喜铵厌硝的特性无疑决定其与其他热带、亚热带生态系统存在不同的微生物以

及氮循环特性。一方面, 随着茶园种植年限的增加, 严重的土壤酸化和铝毒极可能导致微生物活性和数量的下降, 因而抑制硝化作用并降低 N₂O 排放^[8]; 另一方面, 长期大量施用氮肥又很可能促进氨氧化细菌的生长及改善磷素营养状况, 进而显著地促进硝化作用并提高 N₂O 排放^[9-10]。然而, 目前仍不清楚林地改为茶园后, 硝化作用究竟是被抑制还是刺激? 茶树是典型的喜铵厌硝植物, 显然, 土壤硝化作用不利于茶树对氮素的吸收利用。目前, 我国茶园氮肥施用量最高可达 N 2 600 kg/hm², 主要产茶区平均达 N 553 kg/hm², 且有不断增加的趋势^[11], 这不仅会引起茶园土壤酸化、氮肥利用率下降, 还会造成严重的生态环境问题, 比如地表水体富营养化、地下水硝酸盐累积^[12-13]和温室气体 N₂O 排放增加^[14]等。因此, 迫切需要不断深化茶园土壤氮素循环及其环境效应的研究。

本研究以我国江南茶区和华南茶区典型茶园土

基金项目: 国家自然科学基金项目(41671231, 41571294)、国家重点研发计划项目(2017YFD0800103, 2017YFD0200106)和土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放课题(Y412201421)资助。

* 通讯作者(zhangjinbo@njnu.edu.cn; ycheng@issas.ac.cn)

作者简介: 崔静雅(1992—), 女, 江苏南通人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤氮素循环及其环境效应。E-mail: cuijingya04@163.com

壤及其邻近的林地土壤为研究对象,采取室内培养试验,研究林地改为茶园对茶园土壤的净硝化速率及 N₂O 排放规律的影响,为茶园合理施肥和减少温室气体的排放提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 供试土壤

供试茶园土壤分别采自安徽省宣城市(119°08'E, 30°59'N)、浙江省杭州市(120°09'E, 30°14'N)和福建省建瓯市(119°32'E, 27°27'N)的耕层土壤。安徽省宣城市、浙江省杭州市、福建省建瓯市茶园土壤分别发育于第四纪红色黏土、石灰岩和花岗岩。在安徽采集植茶 10、20、30、40、60 a 的土壤(分别记为 AH10、AH20、AH30、AH40、AH60),在浙江采集植茶 15、50、100 a 的土壤(分别记为 ZJ15、ZJ50、ZJ100),在

福建采集植茶 22、35 a 的土壤(分别记为 FJ22、FJ35),同时采集附近同一母质并具有相似地形地貌特征的林地土壤作为对照,安徽、浙江和福建森林土壤分别记为 AHCK、ZJCK 和 FJCK。同一地区的茶园每年施肥时间和施肥用量基本是相同的,安徽茶园在每年 2 月中旬、5 月下旬和 7 月上旬分别施用尿素-N 225、150 和 150 kg/hm²,在 10 月底前后施用有机肥-N 138 kg/hm² 和复合肥-N 112.5 kg/hm²;浙江茶园在每年的 2 月和 5 月施用尿素-N 225 kg/hm² 或硫酸铵-N 225 kg/hm²,在 9 月或 10 月施用有机肥-N 103.5 kg/hm² 或复合肥-N 120 kg/hm²;福建茶园只在每年 11 月施用复合肥-N 114 kg/hm²。每种土壤取 3 个空间重复样品之后混匀,采样深度为 0~20 cm。新鲜样品采集后,尽快运回实验室,过 2 mm 筛后于 4℃ 保存备用。供试土壤的理化性质见表 1。

表 1 供试土壤的理化性质
Table 1 Physico-chemical properties of tested soils

土壤	pH	全氮(g/kg)	全碳(g/kg)	C/N
AHCK	4.59 ± 0.01 a	1.98	22.50	11.36
AH10	4.62 ± 0.06 a	1.75	16.70	9.54
AH20	3.95 ± 0.04 d	1.68	15.10	8.99
AH30	4.05 ± 0.01 c	1.58	15.40	9.75
AH40	3.92 ± 0.04 d	1.88	20.20	10.74
AH60	4.43 ± 0.01 b	2.13	23.30	10.94
ZJCK	4.37 ± 0.02 a	2.97	33.30	11.21
ZJ15	3.54 ± 0.01 d	3.72	42.30	11.37
ZJ50	3.72 ± 0.02 c	2.47	30.10	12.19
ZJ100	3.76 ± 0.00 b	1.23	13.80	11.22
FJCK	4.71 ± 0.01 a	0.85	6.20	7.29
FJ22	3.93 ± 0.01 c	2.68	34.40	12.84
FJ35	4.07 ± 0.01 b	2.00	21.00	10.50

注：表中同列不同小写字母表示同一区域的不同土壤 pH 间差异达到 $P < 0.05$ 显著水平。

1.2 试验方法

对于每种土壤,称取相当于 20 g 干土重的新鲜土样于一组 250 ml 的三角瓶中,每组设置 3 个重复,25℃ 室内预培养 1 d。然后向每个三角瓶中加入含 N 100 mg/kg 的(NH₄)₂SO₄ 溶液 1 ml,用移液管均匀滴入,以尽可能均匀分布于土壤。同时加入蒸馏水,调节土壤含水量至 60%田间持水量。用硅胶塞将三角瓶密封,继续在 25℃ 下恒温培养 28 d,每天去塞通气 1 h 左右,每 3 d 补水 1 次以补充因蒸发导致的水分损失。

培养第 1、3、5、7、10、14、21、28 天采集气体样品。采集气体样品之前,需要提前 24 h 进行换气密封。换气前用南大 704 硅胶将硅胶塞与三角瓶的空隙密封好,待硅胶干燥之后,用真空泵抽取三角瓶

中的气体 30 s,接着通入新鲜空气,使三角瓶中的气体与外界的气体平衡,再次进行上述操作,如此反复 3 次,确保三角瓶中充满新鲜的空气。在最后一次通入空气时,采集此时的空气于 20 ml 的真空瓶中,作为初始气体浓度,记录采样时间。密封培养 24 h 之后,随机取出 3 个土壤样品作为重复,用注射器抽气 5 次以确保三角瓶上的气体充分混匀,立即采集 20 ml 的气体,注入 20 ml 的真空瓶中用于测定 N₂O 的浓度。

同时,分别在添加氮肥后的第 7、14、21、28 天,随机取出 3 个土壤样品作为重复,按液土比 5:1 向三角瓶中加入 100 ml 的 2 mol/L KCl 溶液,振荡,过滤,收集滤液于塑料瓶中,并于 4℃ 下低温保存用于测定土壤中 NO₃-N 浓度。

1.3 测定项目与方法

土壤 pH 用电位法(水土比为 2.5:1)测定; KCl 溶液提取后的滤液用 Skalar 连续流动分析仪测定 NO_3^- -N 浓度; N_2O 浓度用气相色谱仪(Agilent Technologies 7890A)测定。

1.4 计算方法及数据处理

净硝化速率计算公式为:

$$N = [(\text{NO}_3^-)_{t_2} - (\text{NO}_3^-)_{t_1}] / (t_2 - t_1) \quad (1)$$

式中: N 为净硝化速率(N , $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$); $[\text{NO}_3^-]_{t_2}$ 和 $[\text{NO}_3^-]_{t_1}$ 分别是培养 t_2 d 和 t_1 d 时 NO_3^- 的含量(N , mg/kg)。

N_2O 排放速率计算公式为:

$$F = \rho \times dc/dt \times V \times 273 / (273 + T) / W \quad (2)$$

式中: F 为气体的排放速率(N , $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$); ρ 为标准状况下 N_2O 的密度(N , kg/m^3); dc/dt 为单位时间内三角瓶内气体浓度增加量($\text{mg}/(\text{L}\cdot\text{d})$); V 代表三角瓶中气体的有效空间体积(ml); T 代表培养温度($^\circ\text{C}$); W 代表干土的质量(kg)。两次排放通量测定间隔时间内的 N_2O 排放量用两次测定的平均排放通量乘以时间间隔计算。在某一培养时段的 N_2O 总的排放量则为 N_2O 累积排放量。

文中给出的 pH、净硝化速率和 N_2O 排放数据均

为 3 次重复的平均值。采用 SPSS 20.0 软件对数据进行单因素方差分析和相关性分析, 用 Duncan(SSR) 方法分析处理间平均数在 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 水平的差异显著性, 用 Origin 软件作图。

2 结果与分析

2.1 pH

如表 1 所示, 林地和茶园土壤都呈现比较低的 pH, 均处于 3.54 ~ 4.71, 茶园土壤的 pH 基本都小于各自邻近的林地土壤。这表明, 林地改为茶园后, 土壤 pH 降低。

2.2 净硝化速率

如图 1 所示, 林地改为茶园之后对硝化作用的影响因地区而有所差别。在安徽地区, 土壤净硝化速率的顺序为 $\text{AHCK} > \text{AH10} > \text{AH60} > \text{AH30} > \text{AH20} > \text{AH40}$, 这表明, 林地改为茶园抑制了硝化作用的进行。相关性分析表明安徽茶园土的净硝化速率与土壤 pH 呈显著的正相关关系($R^2 = 0.93$, $P < 0.01$)。在浙江和福建地区, 土壤硝化作用微弱, 净硝化速率均小于 $0.2 \text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 并且茶园土壤和各自邻近的林地土壤之间无显著差异, 这表明, 林地改为茶园之后对土壤净硝化速率没有显著影响。

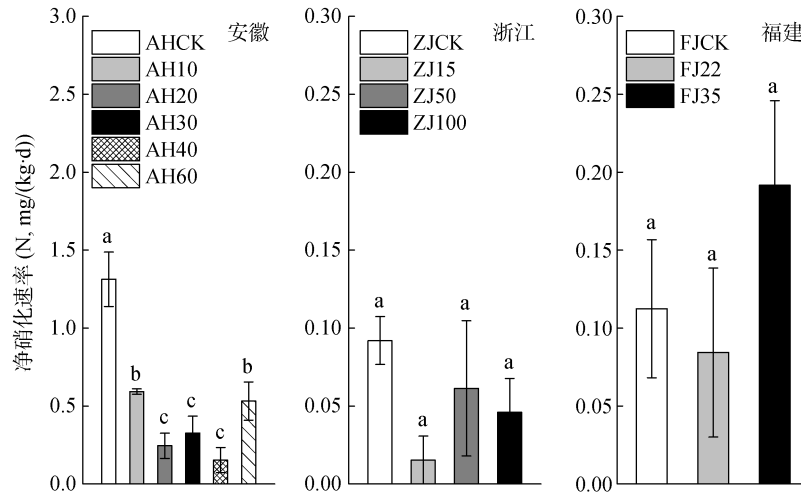


图 1 茶园土壤和各自邻近林地土壤的平均净硝化速率

Fig. 1 Average net nitrification rates of soils in tea gardens and adjacent woodlands

2.3 N_2O 排放

如图 2 所示, N_2O 累积排放量随培养时间的延长而逐渐增加, 林地改为茶园后对 N_2O 累积排放量的影响因地区差异而有所不同。在安徽地区, 培养 28 d 后, 林地土壤的 N_2O 累积排放量均高于植茶年限超过 10 a 的茶园土壤, 但低于植茶年限为 10 a 的茶园土壤。在浙江地区, 28 d 的 N_2O 累积排放量以 ZJ50 最高(114.64 $\mu\text{g}/\text{kg}$), ZJ15 仅次之(97.51 $\mu\text{g}/\text{kg}$), ZJ100

最低(32.82 $\mu\text{g}/\text{kg}$), 分别为 ZJCK 的 4.35 倍、3.70 倍和 1.24 倍, 这表明浙江地区的林地改为茶园之后强烈地刺激了 N_2O 排放。同样地, 在福建地区, 培养 28 d 后, FJ22 和 FJ35 N_2O 累积排放量分别为 FJCK 的 4.08 倍和 3.29 倍, 这表明福建地区的林地改为茶园之后刺激了 N_2O 排放。相关性分析表明安徽土壤的 N_2O 累积排放量与土壤 pH 呈显著的正相关关系($R^2 = 0.873$, $P < 0.05$)。

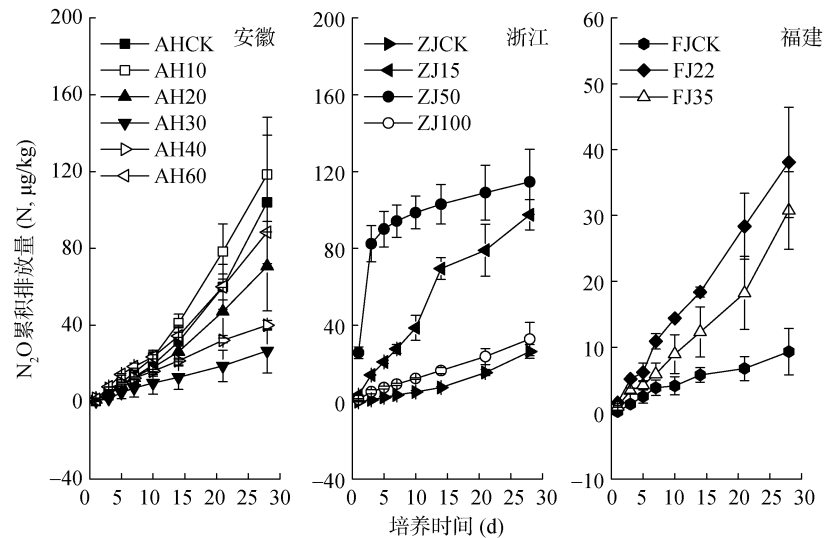


图 2 茶园土壤和各自邻近林地土壤的 N₂O 累积排放量
Fig. 2 Cumulative N₂O emissions of soils in tea gardens and adjacent woodlands

3 讨论

本研究表明,林地改为茶园后,土壤 pH 降低,这与前人的研究结果相一致^[15-16]。这主要是因为:林地改为茶园后,为了满足高品质茶叶的需求,人们大量施用铵态氮肥,铵态氮是硝化过程的底物,长期施用可以刺激氨氧化细菌从而促进硝化,硝化致酸,从而降低土壤 pH^[17-18];其次,茶树根系分泌大量苹果酸、柠檬酸、草酸等有机酸和多酚类物质,对铝具有很强的络合能力,促进了固定态铝的活化,活化的铝可以吸附羟基或与 H⁺ 交换,这些均可导致土壤酸化;另外有机酸通过羧基解离 H⁺,提供土壤酸化的 H⁺^[19]。

硝化作用是指在微生物的作用下铵态氮转化为硝态氮的过程。研究表明,对于中性和碱性土壤,大量施用铵态氮肥可以刺激氨氧化细菌的生长,从而提高硝化速率^[9,10,18,20-21],而对于酸性土壤,施用氮肥大量刺激了氨氧化古菌的生长^[22-23]。对酸性茶园土壤的研究也证实自养硝化主要是由氨氧化古菌完成的^[24],这表明施用氮肥刺激自养硝化作用主要是由于氨氧化古菌种群的增加引起的^[25]。与此不同,本研究中安徽地区的林地改为茶园后反而抑制了土壤净硝化速率。一般而言,土壤 pH 是影响硝化作用的关键因子之一^[26-28],提高 pH 可以刺激硝化而酸化则抑制硝化^[29-31]。本研究表明安徽茶园的净硝化速率与土壤 pH 呈显著的正相关关系,这意味着林地改为茶园后 pH 下降是导致净硝化速率降低的原因之一。那么这也意味着氮肥对硝化的刺激作用已经被 pH 下降引起的抑制作用所完全抵消。然而,本研究中浙江和福建茶区林地和茶园土壤净硝化速率均已经接近于零,且

林地改为茶园却对土壤净硝化速率没有影响。先前的研究已经证实 pH 低于 5 的土壤较难发生微生物氧化铵态氮为硝态氮过程^[32]。本研究中浙江和福建茶区林地和茶园土壤 pH 均低于 5,可见,低 pH 已经抑制了这两个茶区的土壤硝化速率,以致硝化过程基本缺失,不再受植茶年限和氮肥的影响。

本研究表明,安徽茶区林地改为茶园抑制了土壤 N₂O 排放,而浙江和福建茶区则相反。土壤中 N₂O 排放主要来源于硝化作用和反硝化作用^[33-36],本研究是在好氧的条件下进行的,硝化可能是 N₂O 排放的主要来源^[37-38]。本研究表明,安徽茶区林地改为茶园抑制了净硝化速率,这很好地解释了林地改为茶园抑制土壤 N₂O 排放。但是,对于浙江和福建茶区,土壤净硝化速率基本为零,因此无法通过净硝化速率分析林地改为茶园强烈地刺激了 N₂O 排放的原因。好氧条件下,净硝化是初级硝化和硝态氮同化过程综合作用的结果^[39]。浙江和福建茶区林地和茶园土壤有可能出现闭合的硝态氮循环,即初级硝化速率与硝态氮同化速率相等,因而净硝化速率为零。前人的研究发现土壤中 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 浓度很低,并不表明土壤中没有发生矿化和硝化过程,可能只是因为矿化和硝化产生的 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 已经被微生物同化所抵消^[40-41]。可见,浙江和福建茶区林地改为茶园可能已经提高了土壤初级硝化速率进而促进 N₂O 排放,只是同步提高了初级硝态氮同化速率,最终表现出来林地改为茶园对净硝化没有影响但促进 N₂O 排放。因此,将来的研究需要利用 ¹⁵N 同位素稀释法结合管道漏气模型测定土壤的初级硝化速率,并准确区分茶园土壤的 N₂O 来源^[42]。

4 结论

本研究结果表明,林地改为茶园后,土壤 pH 降低。林地改为茶园对土壤的硝化作用和 N_2O 排放规律的影响因地区差异而有所不同。安徽林地改为茶园显著抑制了净硝化速率和土壤 N_2O 累积排放量;浙江和福建林地改为茶园大量刺激了 N_2O 排放,但对净硝化速率无明显影响。可见,林地改为茶园后土壤净硝化速率降低或者缺失,将降低土壤硝态氮累积,进而可能减少硝态氮淋溶和径流损失的风险。因此本研究预测即使在热带亚热带地区多雨的条件下,茶园土壤硝态氮损失依然可能较少。

参考文献:

- [1] 农业部种植业管理司经济作物处. 2013 年全国茶园面积、产量、产值统计[J]. 茶叶科学, 2014, 34(3): 267
- [2] 林智, 吴洵, 俞永明. 土壤 pH 值对茶树生长及矿质元素吸收的影响[J]. 茶叶科学, 1990(2): 27-32
- [3] 吴洵. 茶园土壤管理与施肥技术[M]. 2 版. 北京: 金盾出版社, 2009: 9-18
- [4] Han W Y, Kemmitt S J, Brookes P C. Soil microbial biomass and activity in Chinese tea plantations of varying stand and productivity[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39(7): 1468-1478
- [5] Pansombat K, Kanazawa S, Horiguchi T. Microbial ecology in tea soils: I. Soil properties and microbial populations[J]. Soil Science & Plant Nutrition, 1997, 43(2): 317-327
- [6] Oh K, Kato T, Li Z P, et al. Environmental problems from tea cultivation in Japan and a control measure using calcium cyanamide[J]. Pedosphere, 2006, 16(6): 770-777
- [7] Boer W D, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2001, 33(7): 853-866
- [8] Cheng Y, Zhang J B, Wang J, et al. Soil pH is a good predictor of the dominating N_2O production processes under aerobic conditions[J]. Journal of Plant Nutrition & Soil Science, 2015, 178(3): 370-373
- [9] Zhang J B, Cai Z C, Yang W Y, et al. Long-term field fertilization affects soil nitrogen transformations in a rice-wheat-rotation cropping system[J]. Journal of Plant Nutrition & Soil Science, 2012, 175(6): 939-946
- [10] Zhang J B, Zhu T B, Cai Z C, et al. Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations[J]. European Journal of Soil Science, 2012, 63(1): 75-85
- [11] 韩文炎, 李强. 茶园施肥现状与无公害茶园高效施肥技术[J]. 中国茶叶, 2002, 24(6): 29-31
- [12] Kiml Y G, Ryul H S, Leel J H. Nitrogen leaching volume based on soil property and fertilization method in Jeju Island's tea plantations[C]//Proceedings of the International Tea Symposium. Session II Production. Japan, 2002: 187-190
- [13] Watanabe I, Tokuda S, Nonaka K. Nutrients leaching losses from lysimeter-grown tea plants fertilized at two rates of nitrogen[J]. Chagyo Kenkyu Hokoku, 2002(94): 1-6
- [14] Tokuda S, Hayatsu M. Nitrous oxide emission potential of 21 acidic tea field soils in Japan[J]. Soil Science & Plant Nutrition, 2001, 47(3): 637-642
- [15] 马立锋, 石元值, 阮建云. 苏、浙、皖茶区茶园土壤 pH 状况及近十年来的变化[J]. 土壤通报, 2000, 31(5): 205-207
- [16] 范利超, 韩文炎, 李鑫, 等. 茶园及相邻林地土壤 N_2O 排放的垂直分布特征[J]. 应用生态学报, 2015, 26(9): 2632-2638
- [17] 王敬, 程谊, 蔡祖聪, 等. 长期施肥对农田土壤氮素关键转化过程的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(2): 292-304
- [18] Shen J P, Zhang L M, Zhu Y G, et al. Abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea communities of an alkaline sandy loam[J]. Environmental Microbiology, 2008, 10(6): 1 601-1 611
- [19] 张永利, 孙力. 茶园土壤酸化及其改良措施[J]. 茶业通报, 2011, 33(4): 158-161
- [20] Chu H Y, Fujii T, Morimoto S, et al. Population size and specific nitrification potential of soil ammonia-oxidizing bacteria under long-term fertilizer management[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2008, 40(7): 1960-1963
- [21] Di H J, Cameron K C, Shen J P, et al. Nitrification driven by bacteria and not archaea in nitrogen-rich grassland soils[J]. Nature Geoscience, 2009, 2(2): 621-624
- [22] Leininger S, Urich T, Schloter M, et al. Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils[J]. Nature, 2006, 44(7104): 806-809
- [23] Lu L, Han W Y, Zhang J B, et al. Nitrification of archaeal ammonia oxidizers in acid soils is supported by hydrolysis of urea[J]. Isme Journal, 2012, 6(10): 1978-1984
- [24] Yao H Y, Gao Y M, Nicol G W, et al. Links between ammonia oxidizer community structure, abundance, and nitrification potential in acidic soils[J]. Applied & Environmental Microbiology, 2011, 77(13): 4618-4625
- [25] Cheng Y, Wang J, Zhang J B, et al. Mechanistic insights into the effects of N fertilizer application on N_2O -emission pathways in acidic soil of a tea plantation[J]. Plant and Soil, 2015, 389(1/2): 45-57
- [26] 王敬, 张金波, 蔡祖聪. 太湖地区稻麦轮作农田改葡萄园对土壤氮转化过程的影响[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 166-176
- [27] Ste-Marie C, Paré D. Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1999, 31(11): 1579-1589
- [28] Yao H Y, Campbell C D, Qiao X R. Soil pH controls nitrification and carbon substrate utilization more than urea or charcoal in some highly acidic soils[J]. Administration & Technique of Environmental Monitoring, 2011, 47(5): 515-522

- [29] Robertson G P. Factors regulated nitrification in primary and secondary succession[J]. *Ecology*, 1982, 63(5): 1561–1573
- [30] Tietema A, Warmerdam B, Lenting E, et al. Abiotic factors regulating nitrogen transformations in the organic layer of acid forest soils: Moisture and pH[J]. *Plant & Soil*, 1992, 147(1): 69–78
- [31] Dancer W S, Peterson L A, Chesters G. Ammonification and nitrification of N as influenced by soil pH and previous N treatments[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1973, 37(1): 67–69
- [32] Weber D F, Gainey P L. Relative sensitivity of nitrifying organisms to hydrogen ions in soils and in solutions[J]. *Soil Science*, 1962, 94(3): 138–145
- [33] 杨艳菊, 蔡祖聪, 张金波. 氧气浓度对水稻土 N₂O 排放的影响[J]. *土壤*, 2016, 48(3): 539–545
- [34] Müller C, Stevens R J, Laughlin R J, et al. Microbial processes and the site of N₂O production in a temperate grassland soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36(3): 453–461
- [35] 蔡延江, 丁维新, 项剑. 农田土壤 N₂O 和 NO 排放的影响因素及其作用机制[J]. *土壤*, 2012, 44(6): 881–887
- [36] Zhu T B, Zhang J B, Cai Z C. The contribution of nitrogen transformation processes to total N₂O emissions from soils used for intensive vegetable cultivation[J]. *Plant & Soil*, 2011, 343(1): 313–327
- [37] Stevens R J, Laughlin R J, Burns L C, et al. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1997, 29(2): 139–151
- [38] Wolf I, Russow R. Different pathways of formation of N₂O, N₂ and NO in black earth soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(2): 229–239
- [39] Davidson E A, Hart S C, Shanks C A, et al. Measuring gross nitrogen mineralization, and nitrification by ¹⁵N isotopic pool dilution in intact soil cores[J]. *European Journal of Soil Science*, 1991, 42(3): 335–349
- [40] Neill C, Piccolo M C, Melillo J M, et al. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ¹⁵N pool dilution[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31(4): 567–572
- [41] Verchot L V, Holmes Z, Mulon L, et al. Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of functional differences between forest types[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(14): 1889–1901
- [42] Zhang J B, Müller C, Cai Z C. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 84: 199–209

Effects of Woodland Transforming into Tea Garden on Soil Net Nitrification Rate and N₂O Emission

CUI Jingya¹, YAN Mingjuan², WU Xiaorong³, WANG Shenqiang⁴, NI Kang⁵,
CAI Zucong^{6,7,8,9}, ZHANG Jinbo^{6,7,8,9*}, CHENG Yi^{4*}

(1 School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2 Institute of Soil and Fertilizer, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou 350013, China; 3 College of Geography and Environment, Baoji University of Arts and Sciences, Baoji, Shaanxi 721013, China; 4 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 5 Tea Research Institute, Chinese Academy of Agriculture Sciences, Hangzhou 310008, China; 6 School of Geographic Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 7 Key Laboratory of Virtual Geographic Environment (Nanjing Normal University), Ministry of Education, Nanjing 210023, China; 8 State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution (Jiangsu Province), Nanjing 210023, China; 9 Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China)

Abstract: An incubation experiment at 25 °C and 60% water holding capacity was conducted to investigate soil net nitrification rate and N₂O emission in typical tea gardens and adjacent woodlands in Anhui, Zhejiang and Fujian provinces. The results indicated that woodland transforming into tea garden significantly decreased soil net nitrification rates in Anhui Province, whereas soil net nitrification rates in tea gardens and adjacent woodlands in Zhejiang and Fujian provinces were very low (N, <0.2 mg/(kg·d)), and were insignificantly different between tea gardens and woodlands. In Anhui Province, soil cumulative N₂O emissions over the 28-day incubation in tea gardens with 10 years more of plantation ages were significantly lower than adjacent woodlands, while there was no difference in soil cumulative N₂O emission between tea garden with 10 years of plantation and adjacent woodland. In Zhejiang and Fujian provinces, soil cumulative N₂O emissions over the 28-d incubation in tea gardens were higher than adjacent woodlands. Soil cumulative N₂O emission had significant positive correlation with pH value in Anhui Province, which indicates that woodland transformed into tea garden decreases soil pH, and thus decreases soil net nitrification rate and N₂O emission in Anhui Province.

Key words: Planting ages; Tea garden; Woodland; Soil net nitrification rate; Soil cumulative N₂O emission