

土壤酸化对温室气体排放影响的培育实验研究

欧阳学军^{1,2}, 周国逸^{1*}, 黄忠良¹, 彭闪江³, 刘菊秀¹, 李炯¹ (1.中国科学院华南植物园, 广东 广州 510650; 2.中国科学院研究生院, 北京 100039; 3.广东省佛山市环境保护研究所, 广东 佛山 528031)

摘要: 利用不同 pH 值的模拟酸雨(SAR)淋洗处理 42 个月获得具有不同累积酸化程度土壤, 对其进行室内培养并研究了土壤温室气体 CO₂、CH₄ 和 N₂O 的排放特征。结果表明, 一定的酸化累积促进 CO₂ 排放, 而累积到某值时(如 pH3.05 的 SAR 淋洗 42 个月)又抑制 CO₂ 的排放; 而 CH₄ 和 N₂O 的排放基本上随酸化累积程度的加深而增加。相关分析显示, 土壤 pH 值不是造成不同累积酸化程度土壤温室气体排放差异的直接原因; CO₂ 和 CH₄ 排放差异主要是由于酸化累积过程导致土壤碳、氮以及其他养分元素含量的差异造成的, 而导致 N₂O 排放差异的产生原因却十分复杂。

关键词: 温室气体; 模拟酸雨; 土壤培养; 土壤酸化

中图分类号: X511 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2005)04-0465-06

The incubation experiment studies on the influence of soil acidification on greenhouse gases emission. OUYANG Xue-jun^{1,2}, ZHOU Guo-yi^{1*}, HUANG Zhong-liang¹, PENG Shan-jiang³, LIU Ju-xiu¹, Li Jiong¹ (1.South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 2.Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 3.Foshan City Institute of Environmental Protection, Guangdong Province, Foshan 528031, China). *China Environmental Science*, 2005,25(4): 465~470

Abstract: Soil possessing different degree of cumulation acidification was obtained utilizing leach treatment of simulated acid rain (SAR) of different pH value for 42 months; it was incubated indoors and its emission characteristic of greenhouse gases—CO₂, CH₄ and N₂O was studied. Definite acidification cumulation promoted the emission of CO₂, but also inhibited the emission when the cumulation reached certain value such as leaching with SAR of pH 3.05 for 42 months. The emission of CH₄ and N₂O increased basically with acidification cumulation degree. The correlation analysis showed that soil pH value was not the direct cause creating the difference of soil greenhouse gases emission with different degree of cumulation acidification. The difference of CO₂ and CH₄ emission was created mainly from the differences of the contents soil carbon, nitrogen and other nutrition elements induced by acidification cumulation process; but the cause of inducing the difference of N₂O emission was very complicated.

Key words: greenhouse gases; simulated acid rain; soil incubation; soil acidification

CO₂、CH₄、N₂O 是大气中 3 种主要的温室气体, 目前它们的浓度年增加量分别为 1.5mL/m³, 4μL/m³, 0.8μL/m³[1]。土壤是大气 CO₂、CH₄、N₂O 最主要的源和汇, 对其在大气中的浓度调控起着关键的作用[2]。全球每年由土壤释放的 CO₂ 量为 68×10¹⁵gC, 远高于因燃烧而释放的 CO₂ 量(5.2×10¹⁵gC)[3], 排放到大气中的 CH₄ 和 N₂O 分别约有 1/3 和 2/3 来自土壤[4]。因此, 研究影响土壤吸收或排放 CO₂、CH₄、N₂O 的控制因子或机制, 对理解其在土壤与大气间的交换动态、建立区域温室气体动态模型和预测全球气候变化下土壤 CO₂、

CH₄、N₂O 排放都有重要的意义。酸雨或酸沉降导致的环境酸化与危害是上世纪和本世纪最大的环境问题之一。而酸雨作为影响土壤性质的重要因子, 如何通过影响土壤性质进而影响温室气体排放则研究的很少。本研究目的在于通过对不同 pH 值模拟酸雨淋溶土壤的培养, 探讨土壤累积酸化对温室气体排放的影响和可能机制。

收稿日期: 2004-10-08

基金项目: 中国科学院创新工程重要方向项目(KSCX2-SW-120); 中国科学院创新工程重大项目子专题(KZCX1-SW-01)资助

* 责任作者, 研究员, gyzhou@scib.ac.cn

1 材料与方法

1.1 研究地概况

广东省肇庆市鼎湖山自然保护区(N23°10', E112°34')面积 1145hm²,属南亚热带季风气候,年平均气温 21.0 ,年平均相对湿度为 80%,年平均降雨量为 1927.3mm,干湿季明显,4~9 月为雨季,10~3 月为旱季.最冷月(1 月)和最热月(7 月)的平均气温分别为 12.6 和 28.0 [5].土壤主要由砂岩和砂页岩发育而成.本次试验所取的土壤和幼苗均来自该区内分布的季风常绿阔叶林和马尾松林,林下土壤均为酸性强的赤红壤[6].

1.2 土壤和幼苗的累积酸化处理

挖取层深 0~10cm 土壤,各自混匀,以 6kg/盆装盆,其中季风常绿阔叶林土壤装 60 盆,马尾松林土壤 20 盆.选取大小相近的荷木(*Schima superba*)、黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)、肖蒲桃(*Acmera acuminatisima*)和马尾松(*Pinus massoniana*)幼苗各 20 株,种植在装有幼苗原生土壤的盆中.幼苗成活后分成 5 组,每组每种 4 盆.用天然湖水与 1:1 的硫酸和硝酸混合液调配成对照(CK,用湖水)和 pH 值分别为 4.40、4.00、3.52、3.05 的模拟酸雨(SAR),按组往盆内土壤表面直接淋洗,每周一次.

1.3 土壤的取样和培养

土壤淋洗 42 个月后,在盆内钻取土约 400g,混匀,捞出石头和根,过 2mm 筛并分成 2 份,分别用于测定土壤活性碳、氨态氮、硝态氮和土壤培养风干后的 pH 值、有机碳和全氮.每盆一个土样.取新鲜土壤 60g 放入塑料小烧杯中,调节其含水率为饱和持水量的 60%,与一个装有 10mL 蒸馏水的小烧杯一同放入 1.2L 的 PVC 直筒瓶中,密封,然后送入 25 恒温暗室培养.8 个空白用 60g 玻璃珠.在培养的第 5,12,20,30,45,65d 用医用塑料注射器从直筒瓶边引出的塑料管抽取气体样品以测定瓶内温室气体的浓度.每次抽取气体样品后打开塑料薄膜和暗室的门窗,开风扇通风 2h,以保证直筒瓶内的气体与外界完全交换.

1.4 样品分析

土壤活性碳用 KMnO₄ 氧化,比色法测定[7].氨态氮、硝态氮用 2mol/L 氯化钾提取,比色法测定[8].土壤 pH 值用 1mol/L 氯化钾浸提(水土比为 2.5:1)后用 pH 计测定.土壤有机碳和全氮(2 次平均)分别用重铬酸钾外加热氧化法[9]和半微量开氏法[10]测定.CO₂、CH₄ 和 N₂O 浓度用 Agilent 公司 HP4890D 气相色谱仪测定.取样后 24h 内测完.结果均以 105 恒重为基准.

1.5 统计分析

用 SPSS11 软件进行相关分析和单因素方差(ANOVA)统计分析,然后用 Games-Howell 或 LSD 多重检验法检验气体排放速率和累积排放量在不同时段和不同处理间的差异显著性.

2 结果与分析

2.1 酸化累积对土壤基本性质的影响

随着模拟酸雨 pH 值的降低,土壤酸化累积程度的提高,土壤 pH 值呈显著下降趋势;土壤活性碳[7]含量呈下降趋势,但不明显,不同处理间无统计上差异;土壤有机碳和全氮随土壤酸化累积程度的增加呈现先增加后下降,不同处理间也无统计上差异;土壤碳氮比(C/N)则随土壤酸化累积程度的增加而显著下降.模拟酸雨 pH3.05 处理显著地提高土壤氨态氮的含量($P<0.05$),对照土壤中的硝态氮含量($P<0.05$)则显著高于模拟酸雨处理的土壤(表 1).这说明土壤酸化累积对土壤 pH 值和碳氮含量产生了一定程度的影响.

2.2 不同酸化累积程度土壤 CO₂ 排放特征

在整个培养过程中,各处理土壤 CO₂ 的排放速率均呈下降趋势.其中显著的下降变化出现在本次培养的最初和最后阶段(图 1).最初 5d CO₂ 的排放速率大小顺序为 pH4.00>pH3.52>CK>pH4.40>pH3.05,显著性差异出现在模拟酸雨 pH3.05 处理土壤与对照土壤、pH3.52 和 4.00 处理的土壤($P<0.05$)之间.在 12, 20, 30, 45d 取样测得的排放速率均以 pH3.52 处理的土壤最高,pH3.05 处理的土壤或对照土壤最低($P<0.05$).而在 65d 取样测得的排放速率大小顺序为

pH3.52>pH3.05>pH4.00>CK>pH4.40, 显著性差异出现在 pH3.52 处理土壤与对照土壤和 pH4.40 处理土壤之间。

表 1 不同酸化累积程度(培养前)土壤 pH 值和碳、氮库状况

Table 1 pH value, carbon and nitrogen characteristics in soil with different acid accumulative degree

处理	pH 值	活性碳(mg/kg)	有机碳(%)	NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	TN(%)	C/N
CK	3.31 a(0.08)	935.5 a(153.4)	2.04 a(0.78)	2.86 b(1.61)	4.65 a(1.76)	0.097 a(0.041)	21.9 a(3.2)
pH4.40	3.28 ab(0.17)	922.2 a(160.5)	2.25 a(0.77)	3.05 b(1.78)	2.446 b(1.11)	0.107 a(0.037)	21.6 a(4.5)
pH4.00	3.22 bc(0.07)	897.5 a(155.0)	2.32 a(0.80)	3.14 b(1.40)	1.99 b(1.74)	0.121 a(0.035)	19.0 b(2.4)
pH3.52	3.15 c(0.04)	913.4 a(128.1)	2.15 a(0.72)	2.96 b(1.98)	1.49 b(0.54)	0.112 a(0.031)	19.1 b(3.1)
pH3.05	2.97 d(0.09)	854.5 a(116.4)	1.87 a(0.63)	6.98 a(2.75)	2.03 b(1.12)	0.109 a(0.026)	17.1 b(3.4)

注: 同一列标记不同字母为差异显著($P<0.05$), 相同字母为差异不显著, 括号内为标准差

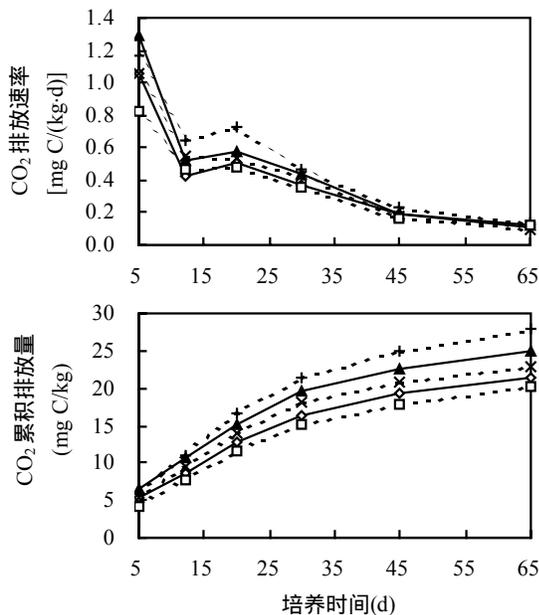


图 1 不同处理土壤 CO₂ 排放速率和累积排放量

Fig.1 CO₂ emission and cumulative release from soils treated with different pH value simulated acid rain

— CK —x— pH4.40 — pH4.00 —+— pH3.52
—o— pH3.05

不同 pH 值模拟酸雨处理土壤 CO₂ 65d 的累积排放总量在 20.24~27.81mgC/kg 之间, 其大小顺序为 pH3.52>pH4.00>pH4.40>CK>pH3.05 (图 1), 显著性差异出现在 pH3.52 处理土壤与对照、pH4.40 和 pH3.05 处理土壤之间及 pH4.00 与 pH3.05 处理土壤之间. 这说明, 一定的酸化累积促进土壤 CO₂ 排放, 而累积到某值时(如 pH3.05 的模拟酸雨淋洗 42 个月)又具有抑制性.

2.3 不同酸化累积程度土壤 CH₄ 排放特征

由图 2 可见, 对照土壤、pH4.40 和 pH4.00 处理的土壤 CH₄ 排放速率在培养过程中由最初的负排放(吸收)逐渐转变为正排放, 随后再转为负排放; 而 pH3.52 和 pH3.05 的 SAR 处理的土壤在最初也由负排放(吸收)逐渐转变为正排放, 随后就一直保持正排放.

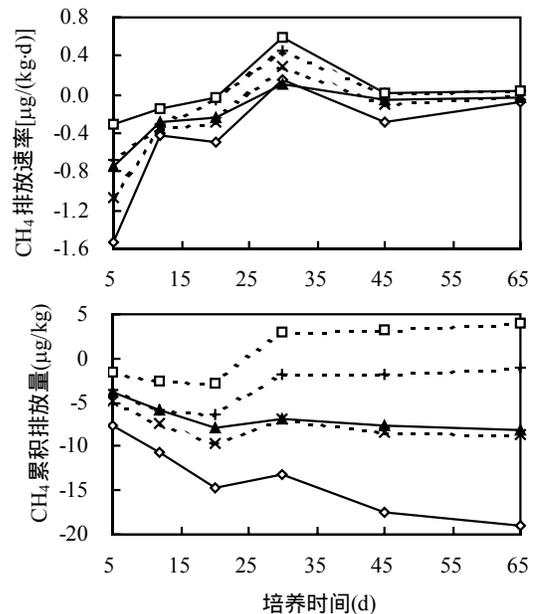


图 2 不同处理土壤 CH₄ 排放速率和累积排放量

Fig.2 CH₄ emission and cumulative release from soils treated with different pH value simulated acid rain

注同图 1

CH₄ 的平均排放速率明显受土壤不同酸化累积程度的影响. 在各个取样时段, pH3.05 的

SAR 处理的土壤始终保持最大,pH3.52 的次之(第 6~12d 除外),而对照土壤最小(第 21~30d 除外),基本上随 SAR pH 值的提高而降低(图 2).除第 6~12d 和第 13~20d 各处理土壤间 CH_4 平均排放速率无显著性差异外,其他时段,pH3.05 处理的土壤(对照土壤)均显著高于(低于)一个或多个其他处理土壤($P<0.05$).

不同 pH 值处理土壤的 CH_4 累积排放总量在 $-18.90\sim 3.90\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间,除了 pH3.05 的 SAR 处理的土壤为净排放(为正值)外,其他处理均为净吸收(负值),其大小顺序为 $\text{pH}3.05>\text{pH}3.52>\text{pH}4.00>\text{pH}4.40>\text{CK}$,显著性差异出现在 pH3.05 与 pH4.40、pH4.00 处理的土壤和对照土壤之间以及 pH3.52 处理的土壤与对照土壤之间($P<0.05$).

可见,土壤 CH_4 (即吸收)排放基本上随其酸化累积程度的增加而增加.

2.4 不同酸化累积程度土壤 N_2O 排放特征

由图 3 可见,不同 pH 值 SAR 处理土壤 N_2O 排放速率基本上呈现波动式下降趋势.对照土壤、pH4.40 和 pH4.00 的 SAR 处理的土壤,在第 6~12d 和 21~30d 的平均速率呈现负值,而 pH3.52 和 pH3.05 的 SAR 处理的土壤在整个培养中均没有出现负值.

土壤 N_2O 排放速率明显受不同酸化累积程度的影响.在各个取样时段,pH3.52 或 pH3.05(第 6~12d 和 45~65d)的 SAR 处理的土壤保持最大,对照土壤始终最小,并显著的高于(低于)一个或多个其他处理土壤($P<0.05$).基本上保持随 SAR pH 值的提高而土壤 N_2O 排放速率增加的趋势.

不同 pH 值模拟酸雨处理土壤 N_2O 65d 的累积排放总量在 $-0.29\sim 11.91\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间,且只有对照土壤为净吸收(负值),其大小顺序为 $\text{pH}3.52>\text{pH}3.05>\text{pH}4.00>\text{pH}4.40>\text{CK}$ (图 3),除了 pH3.05 与 pH3.52 处理的土壤以及 pH4.40 与 pH4.00 处理的土壤间无差异显著性外,其他的处理间均存在显著性差异($P<0.05$).可见,土壤 N_2O 的排放也基本上随酸化累积程度的增加而显著增加.

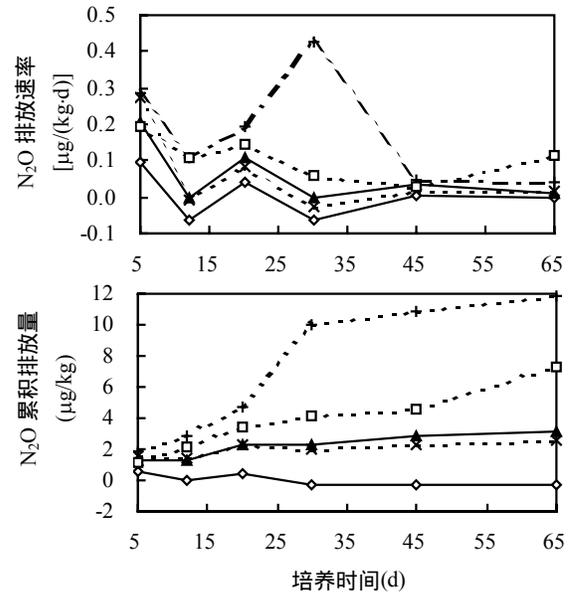


图 3 不同处理土壤 N_2O 排放速率和累积排放量
Fig.3 N_2O emission and cumulative release from soil treated with different pH value simulated acid rain

注同图 1

3 讨论

土壤培养过程中排放的 CO_2 几乎全部是微生物分解土壤中的有机成分产生的,分解过程主要受微生物、环境条件和土壤性质 3 者的相互作用控制^[11],因此, CO_2 排放速率随培养时间的延长而降低(图 1),反映了土壤中易分解有机物随培养的进行而减少;处在一致培养条件下的土壤 CO_2 排放差异主要是由微生物和土壤性质的相互作用差异造成的.微生物群落主要受土壤性质的影响^[12],可见,土壤性质差异是土壤 CO_2 排放差异的主要因素.由表 2 可见,最初的 CO_2 排放速率和 65d 的累积排放量都与土壤有机碳含量显著相关,与培养之初氨态氮、硝态氮以及有效氮含量显著负相关,而与培养之初土壤 pH 值和活性碳含量无显著相关性;最初的 CO_2 排放速率与土壤全氮含量不相关,而与碳氮比显著相关; CO_2 累积排放量与碳氮比不相关,而与全氮含量显著相关.这反映出高有机碳含量将会有高 CO_2 排放;高氮(包括有效氮和全氮)含量可能对 CO_2 的排放有抑制效应,高的碳氮比促进 CO_2 排放,而土壤 pH 值并不直接影响 CO_2 的排放.另外,酸雨淋溶

直接导致土壤营养元素含量改变^[13],这也可能影响微生物群落的活动,从而间接影响 CO₂ 的排放。可见,本研究中模拟酸雨对土壤 CO₂ 排放的影响与土壤 pH 值并无直接关系,而是土壤酸化累积过程导致土壤碳、氮以及其他养分元素活化或流失等变化后综合作用的结果。

土壤排放或吸收甲烷直接与土壤产甲烷菌和甲烷氧化菌的活动紧密相关。甲烷产生需要极端还原条件、充足的底物供应和适宜产甲烷菌的生长环境^[14]。而在有 O₂ 和甲烷的环境中,甲烷氧化菌氧化 CH₄ 的过程很容易发生^[15]。由于本次培养的土壤 pH 值(2.9~3.4)明显低于产甲烷菌的最佳 pH 值(6.9~7.2)范围^[16],加上良好的通气条件,因此,培养过程中各处理土壤均以甲烷氧化菌的活动为主,土壤主要吸收甲烷(图2)。而培养过程中甲烷吸收速率的降低,可能同样与土壤中易分解有机物不断消耗相关。至于在培养第21~30d出现甲烷的排放,仍找不到合理的解释^[14]。相关分析表明(表2),培养之初土壤硝态氮、有机碳、全氮、活性有机碳都促进土壤对甲烷的吸收(呈显著负相关),氨态氮对甲烷的吸收有抑制效果(呈显著正相关),而土壤 pH 值不直接影响甲烷的排放。可见,本研究中土壤 pH 值降低也不是抑制土壤甲烷吸收的直接原因,SAR 仍然是通过影响土壤的理化性质间接影响甲烷的吸收。

本研究 N₂O 排放基本上表现出随土壤 pH 值的降低而增加,与很多其他的研究结果^[20]基本相

似。N₂O 主要来源于微生物过程,如硝化和反硝化^[17]。Šimek 等^[18]认为反硝化作用是大多数土壤产生 N₂O 气体的主要机制,而局部的 O₂ 压力、硝酸根(或亚硝酸根)和有效有机碳含量是控制这一过程的主要因子^[23],其它因子均通过直接或间接的影响以上提到的主要因素来影响反硝化。

相关结果(表2)可以说明 N₂O 的排放与土壤 pH 值没有直接关系^[17],然而很难说明所测定的某个土壤性质是导致不同酸化累积土壤 N₂O 排放差异的原因,因为没有哪个因子与 N₂O 的排放有稳定的相关关系;同时也很难说明反硝化作用是产生 N₂O 气体的主要机制,因为反硝化过程正是 NO₃⁻ 被转化为 N₂O 和 N₂ 的过程,硝态氮含量越高, N₂O 排放的速率应该越高,累积排放量越多。这可能说明本次培养过程 N₂O 的排放并不主要由反硝化作用产生的,而是来自土壤的硝化作用。因为培养前土壤有效氮以氨态氮为主(表1),培养 65d 后,硝态氮和氨态氮含量分别是培养前的 5.48~19.82 倍和 1.54~3.12 倍,培养后的土壤有效氮含量变为以硝态氮为主,因此,本次培养过程氮的转化以硝化作用为主。而在酸性土壤中, N₂O 的排放可以以硝化作用为主,而不是反硝化作用^[20,21]。然而, N₂O 主要由硝化作用产生也不能解释培养后硝态氮含量及其 65d 的增量与 N₂O 排放速率以及累积排放量之间的不相关。这说明模拟酸雨导致不同酸化累积土壤间的 N₂O 排放差异的产生十分复杂。

表 2 土壤性质与温室气体排放速率和累积排放量的相关系数

Table 2 Correlation coefficient between soil properties and emission as well as cumulative release of greenhouse gases

气体排放指标	气体种类	pH 值	活性碳	有机碳	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	有效氮	全 N	C/N
第 1~5d 的 排放速率	CO ₂	0.17	0.16	0.30*	-0.31**	-0.24*	-0.40**	0.19	0.25*
	CH ₄	-0.14	-0.64**	-0.60**	0.34**	-0.57**	-0.03	-0.46**	-0.30**
	N ₂ O	-0.14	0.22	0.27*	-0.05	-0.31*	-0.23	0.25*	0.01
培养 65d 的累 积排放量	CO ₂	-0.05	0.19	0.38**	-0.31**	-0.26*	-0.42**	0.29*	0.22
	CH ₄	-0.18	-0.60**	-0.55**	0.43**	-0.59**	0.027	-0.44**	-0.20
	N ₂ O	-0.40**	0.09	0.17	0.19	-0.40**	-0.09	0.23	-0.10

注: * 表示显著相关($P < 0.05$), ** 表示极显著相关($P < 0.01$)

4 结语

一定的酸化累积促进 CO_2 排放,而累积到某值时(如 pH 3.05 的模拟酸雨淋洗 42 个月)又抑制其排放,而 CH_4 和 N_2O 的排放基本上随酸化累积程度的增加而增加.土壤 pH 值不是造成不同累积酸化程度土壤温室气体排放差异的直接原因.酸化累积过程导致土壤碳、氮以及其他养分元素含量的差异是土壤 CO_2 和 CH_4 排放差异的主要原因,而导致 N_2O 排放差异的原因却十分复杂.

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2001: Impact, adaptation and vulnerability [R]. U.K. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.
- [2] Mooney H A, Vitousek P M, Matson P A. Exchange of materials between terrestrial ecosystems and the atmosphere [J]. *Science*, 1987, 238:926-932.
- [3] Fernandez I J, Son Y, kraske C R, *et al.* Soil dioxide characteristics under different forest types and after harvest [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1993,57(6):1115-1121.
- [4] Prather M, Derwent R, Ehhalt D, *et al.* Other trace gases and atmospheric chemistry [A]. *Climate change 1994: radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios* [C]. U.K. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.73-126.
- [5] 黄展帆,范征广.鼎湖山的气候 [A]. *热带亚热带森林生态系统研究* [C]. 广州: 科学普及出版社广州分社, 1982.11-16.
- [6] 何宜庚.广东省鼎湖山自然保护区的土壤 [J]. *华南师范大学学报*, 1983,(1):87-97.
- [7] Weil R R, Islam K R, Stine M A, *et al.* Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use [J]. *American Journal of Alternative Agriculture*, 2003,18(1):1-17.
- [8] Anderson J M, Ingram J S I. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods* [M]. England, Wallingford Oxford: CAB International, 1989.
- [9] GB 7857-87,森林土壤有机质的测定及碳氮比的计算 [S].
- [10] GB 7173-87,土壤全氮测定法(半微量开氏法) [S].
- [11] Lavelle P, Spain A V. *Soil ecology* [M]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2001.
- [12] Alexander M. *Introduction to soil microbiology* [M]. second edition. London: John Wiley & Sons, Inc. 1977.
- [13] 刘菊秀,周国逸,罗 燕.鼎湖山季风常绿阔叶林土壤酸化的累积效应 [J]. *环境科学*, 2004,25(5):158-168.
- [14] 丁维新,蔡祖聪.土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响 [J]. *生态学报*, 2002,22(10):1672-1679.
- [15] 丁维新,蔡祖聪.植物在 CH_4 产生、氧化和排放中的作用 [J]. *应用生态学报*, 2003,14(8):1379-1384.
- [16] Wang Z P, Lindau C W, Delaune R D, *et al.* Methane emission and trapment in flooded rice soils as affected by soil properties [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993,16:153-164.
- [17] Šimek M, Cooper J E. The influence of soil pH on denitrification—progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years [J]. *European Journal of Soil Science*, 2002,53(5):345-354.
- [18] Šimek M, Jiřová L, Hopkins D W. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002,34:1227-1234.
- [19] Tiedje J M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium [A]. *Biology of anaerobic microorganisms* [C]. New York: Wiley, 1988.179-244.
- [20] Martikainen P J, De Boer W. Nitrous oxide production and nitrification in acidic soil from a Dutch coniferous forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993,25:343-347.
- [21] Martikainen P J, Lehtonen M, Lang K, *et al.* Nitrification and nitrous oxide production potentials in aerobic soil samples from the soil profile of a Finnish coniferous site receiving high ammonium deposition [J]. *FEMS Microbiology Ecology*, 1993, 13:113-121.

作者简介:欧阳学军(1973-),男,湖南桂阳人,助理研究员,中国科学院华南植物园在读博士,主要研究森林生态系统水化学、碳、氮循环及其全球变化关系等.发表论文 20 篇.