

鼎湖山苗圃和主要森林土壤 CO₂ 排放 和 CH₄ 吸收对模拟 N 沉降的短期响应

莫江明, 方运霆, 徐国良, 李德军, 薛璟花

(中国科学院华南植物园鼎湖山森林生态系统定位研究站, 广东 肇庆 526070)

摘要:研究了鼎湖山生物圈保护区苗圃(幼苗)、马尾松、混交林和季风常绿阔叶林(季风林)土壤 CO₂ 排放和 CH₄ 吸收的一些特征及其对模拟 N 沉降增加的响应。结果表明,土壤 CO₂ 日(白天)平均排放量的大小顺序为(平均值±标准误):苗圃(258±62 mg·m⁻²·h⁻¹)>季风林(177±42 mg·m⁻²·h⁻¹)>马尾松林(162±39 mg·m⁻²·h⁻¹)>混交林(126±30 mg·m⁻²·h⁻¹)。土壤 CH₄ 日(白天)平均吸收量的大小顺序为:马尾松林(-0.15±0.02 mg·m⁻²·h⁻¹)>季风林(-0.08±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)>混交林(-0.07±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)>苗圃(-0.05±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)。低 N(50 kg N·hm⁻²·a⁻¹)和中 N(100 kg N·hm⁻²·a⁻¹)处理对苗圃、马尾松林和混交林样地土壤 CO₂ 日平均排放量的影响均不明显,高 N(150 kg N·hm⁻²·a⁻¹)处理对苗圃土壤 CO₂ 的日平均排放量也无显著影响,但倍高 N(300 kg N·hm⁻²·a⁻¹)处理显著促进苗圃样地土壤 CO₂ 的排放。然而,所有 N(低 N、中 N 和高 N)处理均显著促进季风林土壤 CO₂ 日平均排放量,且这种促进作用随 N 处理水平的升高而增加。N 处理显著促进季风林和马尾松林土壤对 CH₄ 吸收速率,但对混交林土壤 CH₄ 吸收则无明显的影响。在苗圃样地,除倍高 N 外,N 处理对土壤 CH₄ 吸收速率也无显著作用,但倍高 N 处理使苗圃土壤发生功能转变,即从 CH₄ 汇转变为 CH₄ 源。

关键词: N 沉降; CO₂ 排放; CH₄ 吸收; 响应; 全球变化; 南亚热带

The short-term responses of soil CO₂ emission and CH₄ uptake to simulated N deposition in nursery and forests of Dinghushan in subtropical China

MO Jiang-Ming, FANG Yun-Ting, XU Guo-Liang, LI De-Jun, XUE Jing-Hua (Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong, 526070, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(4): 682~690.

Abstract: The anthropogenic emission of nitrogen (N) compounds is increasing globally. In China, the emission of reactive N increased from $1.4 \times 10^7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ in 1961 to $6.8 \times 10^7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ in 2000. Currently this leads to deposition of 30~73 kg·hm⁻²·a⁻¹ in some forests of southern China. The possible impacts of elevated N input on vegetation, N cycling, acidification, and N leaching in tropical and subtropical forests have only been addressed in few studies. In China, the first such studies were carried out in the Dinghushan reserve (an IGBP-GCTE site) based on the design and methods used in the European NITREX project. The principal goal of this study was to measure the effects of nitrogen deposition on soil CO₂ emission and CH₄ uptake in soils of a nursery, pine forest (PF), pine and broadleaf mixed forest (MF), and monsoon evergreen broadleaf forest (MEBF) in the UNESCO/MAB Dinghushan Biosphere Reserve (DHSBR) in southern China. The nursery was dominated by the seedlings of three plant species (*Schima superba*, *Cryptocarya concinna* and *Castanopsis chinensis*).

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30270283);广东省自然科学基金资助项目(021524);中国科学院知识创新工程领域前沿资助项目;中国科学院华南植物研究所所长基金资助项目

收稿日期:2004-04-17;**修订日期:**2004-12-18

作者简介:莫江明(1964~),男,广州人,博士,研究员,主要从事生态系统生态学、恢复生态学和自然保护区管理研究。E-mail: mojm@scib.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 30270283); Provincial Natural Science Foundation of Guangdong, China (No. 021524); Director Foundation of South China Institute of Botany, CAS; and Field Frontiers Project of CAS Knowledge Innovation Program

Received date:2004-04-17;**Accepted date:**2004-12-18

Biography: MO Jiang-Ming, Ph. D., Professor, mainly engaged in ecosystem ecology, restoration ecology and management of natural reserve. E-mail: mojm@scib.ac.cn

The N addition treatments (in three replicates) were: Control, T50 (50 kg N · hm⁻² · a⁻¹), T100 (100 kg N · hm⁻² · a⁻¹), T150 (150 kg N · hm⁻² · a⁻¹), and T300 (300 kg N · hm⁻² · a⁻¹). The first three treatments were applied to the mixed and pine forests, the first four treatments to the evergreen broadleaf forest, and all five treatments to the nursery. The treatments were applied to 20 m × 10 m plots surrounded by a 10 m wide buffer strip. All plots and treatments were laid out randomly. NH₄NO₃ solution was sprayed monthly by hand onto the floor of these plots as 12 equal application over the whole year and beginning in July 2003. For this nursery experiment 15 plots (3.5 m × 8 m) were set up surrounded by a 3.5 m wide buffer strip. All plots and treatments were also laid out randomly. NH₄NO₃ solution was sprayed twice every month by hand onto the floor of these plots as 12 equal application over the whole year and beginning in January of 2003.

To examine the short-term responses of soil respiration and CH₄ uptake to N additions, one static chamber was established in each of the plots. Air was sampled from each plot at the time of 8, 10, 12, 14, 16 and 18 hr on the day after nitrogen additions (14~18 October, 2003), and analyzed for CO₂ and CH₄ using gas chromatography (Agilent 4890D) equipped with flame ionization detection (FID) within 24 h. The flux was calculated from a linear regression of concentration versus time using the three data points from each chamber.

The daily mean soil CO₂ emission rates in control plots exhibited the following order: seedlings (258 ± 62 mg · m⁻² · h⁻¹) > MEBF (177 ± 42 mg · m⁻² · h⁻¹) > PF (162 ± 39 mg · m⁻² · h⁻¹) > MF (126 ± 30 mg · m⁻² · h⁻¹), while the daily mean soil CH₄ uptake rates were PF (-0.15 ± 0.02 mg · m⁻² · h⁻¹) > MEBF > (-0.08 ± 0.01 mg · m⁻² · h⁻¹) > MF (-0.07 ± 0.01 mg · m⁻² · h⁻¹) > seedlings (-0.05 ± 0.01 mg · m⁻² · h⁻¹). Nitrogen addition at all levels significantly stimulated soil CO₂ emission in MEBF in comparison with those in control plots, and its effect increased with the levels of nitrogen addition. However, there was no significant effect of nitrogen addition at any level of treatment on soil CO₂ emission in PF and MF. Neither was there a significant effect of nitrogen addition at any levels except for T300 on soil CO₂ emission in seedlings. Nitrogen addition at T300 significantly increased soil CO₂ emission rates in comparison with those in control plots. Nitrogen addition at all levels significantly stimulated soil CH₄ uptake rates in both MEBF and PF in comparison with those in control plots. However, there was no significant effect of nitrogen addition at any levels of treatment except for T300 on soil CH₄ uptake in seedlings. Nitrogen addition at T300 significantly changed the soil function from "CH₄ sink" to "CH₄ source" in the nursery.

Key words: N deposition; CO₂ emission; CH₄ uptake; response; global change; subtropics

文章编号: 1000-0933(2005)04-0682-09 中图分类号: Q178 文献标识码: A

全球变化包括全球大气成分变化、全球气候变化、土地利用和土地覆盖的变化、人口增加、荒漠化和生物多样性变化,而其中大气成分变化最引人注目,因为它是直接或间接引起气候和环境变化等其它全球性变化的变化^[1]。因此,温室气体的研究是当前全球变化研究的焦点之一。森林土壤是陆地生态系统的重要组成部分,了解森林土壤中温室气体的排放和吸收(温室气体的源与汇的情况)及其影响因素,对于评价森林生态系统对全球气候变化的贡献十分必要,同时也是制订温室气体减排技术措施的重要理论基础^[2, 3]。CO₂ 和 CH₄ 是造成温室效应最重要的两种温室气体,且它们在大气中的浓度正以惊人的速率不断增加^[3]。近年来,学者们对森林土壤 CO₂ 和 CH₄ 的排放和吸收及其影响因素进行了一些研究,但这些研究主要集中在温带森林而对热带和亚热带森林土壤 CO₂ 和 CH₄ 的排放和吸收情况的研究报道较少^[2~7]。

此外,由于近年来工业化生产、石化燃料燃烧排放、毁林开荒和土壤氮素转换过程中的氮流失,特别是农业大规模施肥等,使进入陆地生态系统的氮不断增加。目前,一些国家和地区大气氮沉降速度比工业前至少增加了 3~10 倍^[8, 9]。据估计,全球仅以湿沉降形式进入地面的氮素就达 0.5~1.4 × 10⁶ t · a⁻¹,已与生态系统的自然固氮量(Natural fixation of N₂)接近,而且氮沉降的速度仍然在逐年上升^[10~12]。20 世纪 90 年代,活性氮(Reactive Nitrogen, 氮沉降的来源)产生速度约为 1.4 × 10⁸ t · a⁻¹,预计未来半个世纪其速度上升到 9 × 10⁸ t · a⁻¹,且大约一半出现在亚洲^[12]。氮排放源由原来集中在欧洲和北美发达国家地区向全球迅速扩展,使氮沉降全球化^[12, 13]。这些氮沉降增加,目前已造成了河口、海口和江湖等水域氮富营养化和陆地生态系统氮超负荷。无疑,这将对全球陆地生态系统产生深远的影响,因而引起了科学家和公众的广泛关注^[10, 14, 15]。

然而,我国也同样存在高氮沉降问题。据报道,广东鼎湖山保护区的降水氮沉降量达 35.57 和 38.4 kg N · hm⁻² · a⁻¹^[16, 17]。一般认为,当无机 N 氮沉降在一定范围内,大部分被保留在生态系统中,25 kg N · hm⁻² · a⁻¹ 是一个临界点,超过该值时,造成过饱和。也有实验证明, N 沉降在 10~25 kg N · hm⁻² · a⁻¹ 的范围内,被研究的森林生态系统的 N 输出将作出强烈的反应^[18]。以上谈及的我国森林氮沉降量是临界点的两倍多,如此之高的氮沉降势必会影响森林生态系统功能的正常发挥。况

且,随着我国社会经济、工农业的进一步发展,氮沉降量可能还会继续升高^[12]。据报道,从1961年至2000年,我国活性氮的排放从 $1.4 \times 10^7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ 升至 $6.8 \times 10^7 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$,预计在2030年将上升至 $1.05 \times 10^8 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[19]。广州市1988年降水氮沉降量为 $45.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,到1990年升至 $72.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[20]。同时,由于气候和水分供应的极大差异会导致经济发展的不平衡,氮沉降的分布状况、增加的速度及其影响存在巨大的区域性差异^[12]。总体而言,我国已成为全球三大氮沉降集中区之一(分别为欧洲、美国和中国),氮沉降的现状和未来的发展趋势已引起了国际社会的高度关注^[19, 21, 22]。

国外一些学者已开展了一些关于氮沉降对温带森林生态系统结构和功能影响的研究,并初步认为氮沉降对森林生态系统特性和过程产生广泛的影响,包括改变生物多样性、生态系统的初级生产力和养分循环,改变氮素转换和损失的速度,加速土壤酸化和水酸化,甚至导致森林衰退等^[10, 14, 23~26]。那么,大气氮沉降与森林土壤温室气体(CO_2 和 CH_4 等)排放的关系如何呢?遗憾的是,目前国际上有关氮沉降与温室气体排放关系方面的研究仅见于欧美一些温带森林,所得的研究结论非常有限。同时,对于热带和亚热带森林则极少报道,在我国该方面的研究则更是未见报道^[7]。

为此,本研究选择我国鼎湖山苗圃(Seedlings; SD)、马尾松林(*Pinus massoniana*; PF)、马尾松针阔叶混交林(简称混交林; MF)和季风常绿阔叶林(简称季风林; MEBF)为对象,通过模拟氮沉降试验,初步探讨南亚热带森林土壤 CO_2 排放和 CH_4 吸收的一些特征及其对氮沉降增加的响应。本研究不仅有利于了解氮沉降如何引起温室效应气体的变化,而且对于进一步了解氮沉降对森林生态系统的影响和机理也具有重要的意义。

1 材料与方法

1.1 样地概况

本研究在广东鼎湖山生物圈保护区分布的3种主要森林类型和苗圃地(见下样地设计部分)进行。这3种林型为马尾松(*Pinus massoniana*; PF)林、马尾松针阔叶混交林(简称混交林; MF)和季风常绿阔叶林(简称季风林; MEBF),这些样地也是中国科学院鼎湖山森林生态系统定位长期研究的对象。保护区位于广东省中部,东经 $112^\circ 33'$,北纬 $23^\circ 10'$,属亚热带季风性气候型。年平均降雨量为1927 mm,其中75%分布在3月至8月份,而12月至2月仅占6%。年平均相对湿度为80%。年平均温度为 21.4°C ,最冷月(1月)和最热月(7月)的平均温度分别为 12.6°C 和 28.0°C ^[27]。保护区降水中的氮沉降量在1994年和1999年测得为 35.57 和 $38.4 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[16, 17],目前还没有干湿沉降量的数据。

保护区面积约 1100 hm^2 ,其中分布在海拔250~300m的季风常绿阔叶林约占20%,分布在海拔200m左右的混交林约占50%,在50~200m的马尾松林约占20%^[28, 29]。季风常绿阔叶林分布在保护区的核心区,保存较完好,已有400多年的保护历史,是南亚热带代表性的森林类型^[31, 32]。混交林为人工种植的马尾松因一些阔叶树种入侵而自然形成的过渡类型的针叶、阔叶混交林,林龄约为70a。马尾松林为人工种植于1930年左右,种植后常受人为活动干扰(主要为收割凋落物和林下植被),林龄与混交林的基本一致^[28, 29]。

季风常绿阔叶林为锥栗(*Castanopsis chinensis*)、荷木(*Schima superba*)、厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)群落。林冠重叠、稠密,种类丰富,结构复杂,垂直结构可分为六层,即乔木3个亚层,幼树灌木层、草本苗木层,层间植物层。层间植物主要是木质藤本植物和少量的附生植物。乔木层主要由锥栗、荷木、厚壳桂、黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)、华润楠(*Machilus chinensis*)和红车(*Syzygium rehderianum*)等树种组成,其它层树种主要有:杖枝省藤(*Calamus rhabdocladus*)、罗伞树(*Ardisia quinqueгона*)和沙皮蕨(*Hemigramma decurrens*)等^[28, 29]。

混交林群落结构较简单,仅可分成4层。乔木分2个亚层,主要树种有马尾松、荷木、锥栗、黄果厚壳桂、红皮紫陵(*Craibiodendron kwangtungense*)、山樟樟(*Lindera metcalifiana*)和天料木(*Homalium cochinchinense*)等。灌木1层,以阳性灌木桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)占优势。草本及苗木1层,以芒萁(*Dicranopteris linearis* var. *dichotoma*)和黑莎草(*Gahnia tristis*)为主,极少发现有马尾松幼苗^[28, 29]。

马尾松林主要以马尾松树种为主,还有少量的桉树(*Eucalyptus robusta*)。因长期受人为干扰(收割凋落物和林下层,每年2~3次),该马尾松林退化较严重,林分结构简单,乔木仅1层且林冠稀疏,但林下层植物(乔木层林冠以下除马尾松和桉树外的灌木、草本以及蕨类植物)较稠密。林下层树种主要以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、芒萁(*Dicranopteris linearis*)、毛毡(*Melastoma sanguineum*)、岗松(*Baeckea frutescens*)等为主^[28, 29]。

季风常绿阔叶林样地的母岩为沙页岩。土壤为赤红壤,土层较深(60~90cm)。混交林样地的母岩为沙岩^[31, 32]。土壤为砖红壤性红壤,土层厚薄不均,一般在30~60cm之间。马尾松林样地的母岩也为沙岩。土壤也为砖红壤性红壤,土层较浅,一般不超过30cm。各样地(包括苗圃样地)的土壤理化性质见表1^[28, 29]。3种森林样地的坡度在20~30°,坡向均为东北坡向。

1.2 实验设计

为了增加研究结果的可比性,根据本地地区的氮沉降情况,本研究实验设计参照欧洲NITREX项目^[30, 31]和北美Harvard Forest^[32, 33]等类似研究的设计,分两部分组成。其中一部分在森林实施,另一部分在苗圃地实施。2002年10月25日,建立森林

试验样地。在季风常绿阔叶林样地建立 12 个 10m×20m 样方;混交林与马尾松林各建立 9 个 10m×20m 样方。样方之间留有足够宽的地带(约 10m 宽),以防止相互之间造成干扰。各样方内又分为 8 个 5m×5m 的小样方,并编上号。实验分 4 个处理组,分别为 Control(对照;0 kg N·hm⁻²·a⁻¹)、T50(低氮处理;50 kg N·hm⁻²·a⁻¹)、T100(中氮处理;100 kg N·hm⁻²·a⁻¹)和 T150(高氮处理;150 kg N·hm⁻²·a⁻¹)(不包括大气沉降的氮量),每个处理组分成 3 个重复(即同一林分同一处理由随机选择的 3 个样方组成)。考虑到季风常绿阔叶林植物可能对氮的需求量较大,设置 4 个处理即 Control、T50、T100 和 T150,混交林和马尾松林则分别设置 3 个处理即 Control、T50 和 T100。从 2003 年 7 月开始,每个月月初喷施 NH₄NO₃,全年平均喷施。方法是根据氮处理水平,将每个样方每次所需要喷施的 NH₄NO₃ 溶解在 20L 水中(全年所增加的水量相当于新增降水 1.2mm)后,以背负式喷雾器在林地人工来回均匀喷洒。对照样方则喷洒同样多的水,以减少不同处理间因外加的水而造成对森林生物地球化学循环的影响^[34]。除了施氮处理外,各样地的其余处理措施均保持一致^[34]。

2002 年 10 月 25 日在建立森林样地的同时建立苗圃试验样地。将荷木、锥栗和黄果厚壳桂的 1 年生幼苗栽于鼎湖山保护区的苗圃中。苗圃土壤在移栽幼苗之前经过充分混匀。实验分 5 个处理组,分别为 Control(对照;0 kg N·hm⁻²·a⁻¹)、T50(低氮处理;50 kg N·hm⁻²·a⁻¹)、T100(中氮处理;100 kg N·hm⁻²·a⁻¹)和 T150(高氮处理;150 kg N·hm⁻²·a⁻¹)和 T300(倍高氮处理;300 kg N·hm⁻²·a⁻¹)(不包括大气沉降的氮量)。考虑到苗圃样地操作方便,因此较季风常绿阔叶林样地多设置倍高氮处理。每个处理组分成 3 个重复,每个重复每种树苗移栽 40 株。不同处理之间留有足够深的壕沟,防止相互之间造成干扰。从 2003 年 1 月开始,每月月中和月底分两次向土壤(包括幼苗全株)均匀喷施 NH₄NO₃,全年平均喷施,喷施方法与在森林的相同。整个实验期间,幼苗在自然条件下生长,但为了实验的顺利进行,每月除草 1 次^[35]。

1.3 样品采集、处理和测定

2003 年 11 月,在苗圃和 3 个森林样地的每个小样方中分别取 3 钻深度为 0~10cm 的土柱组成一个混合土壤样品,每个样方共 4 个混合样品。3 个森林(30 个样方)合计共 120 个样品,苗圃(15 个样方)共 60 个样品。所有样品野外取好后,立即带回实验室,手捡粗根、石块和其它杂物后,过 2mm 孔径的筛。再取约 10g 土壤用 50ml 1mol/L KCl 溶液浸提,分别用靛酚兰比色法和铍铜锅还原-重氮化偶比色法测定铵态氮和硝态氮含量^[36]。

采用静态封闭箱式技术对土壤排放通量进行原位测定。取样箱由底箱和盖箱组成,其中盖箱为内径 25cm,高 30cm 不锈钢的圆柱体;底箱高度为 10cm,而外径与盖箱内径相同。2003 年 9 月 15~19 日,分别在森林和苗圃的每个样方埋下 1 个气体取样底箱(埋入土壤 5cm)。2003 年 10 月 14~19 日,分别在对 3 个森林和苗圃进行喷氮后的第 2 天,取样测定 8:00、10:00、12:00、14:00、16:00 和 18:00 时的排放速率。于每次观测准时时将盖箱安置于底箱上,在采集箱刚插入土壤、插入后 0.5h 和 1h 分别用注射器抽取 100ml 箱内气体样品,同时测定土壤表层温度。气样带回实验室后,用 Agilent 4890D 气相色谱仪测定其浓度,其中 CO₂ 和 CH₄ 采用氢离子化(FID)检测器。以单位时间气样浓度的变化作为该时间段的气体排放速率^[37, 38]。

气体通量的计算公式:
$$F[\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})] = D \times H \times \Delta c / \Delta t$$

式中, F 为通量, D 和 H 分别为气体密度和盖箱高度, $\Delta c / \Delta t$ 单位时间其它浓度变化量。

1.4 统计分析

利用 SPSS12.0 软件进行 ANOVA 统计分析,然后以 LSD 多重检验法检验土壤 pH、有效氮、CO₂ 排放和 CH₄ 吸收速率在不同植被类型间和处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 有效氮

因为对照样地无进行任何 N 沉降处理,完全处于自然状态,所以各样地有效氮的变化在一定程度上反映了本地区土壤的情况。从图 1 可见,对照样地有效氮含量随其组成和林地不同而异。土壤铵态氮平均含量的大小变化顺序为:马尾松林>季风林>苗圃>混交林,其中马尾松林的铵态氮含量显著高于其余样地的铵态氮含量($p < 0.05$),其余样地间的差异均不显著。硝态氮含量的大小变化顺序为:季风林>苗圃>马尾松林>混交林,其中季风林的硝态氮含量显著高于其余样地的硝态氮含量($p < 0.05$),苗圃土壤的硝态氮含量也显著高于马尾松林和混交林的硝态氮含量($p < 0.05$)。总有效氮含量的大小顺序为:季风林>马尾松林>苗圃>混交林,其中季风林的总有效氮含量显著高于其余样地的总有效氮含量($p < 0.05$),马尾松或苗圃的总有效氮含量也显著高于混交林的总有效氮含量($p < 0.05$)。总之,土壤铵态氮的含量以马尾松林的最高,硝态氮和总效氮的含量则以季风林的最高,而所有类型的有效氮含量均以混交林的最低。

经施氮处理试验后,除了马尾松林低氮处理样地土壤铵态氮含量略低于对照样地外,3 种森林土壤铵态氮含量均趋向高于对照样地,且马尾松林中氮处理样地和季风林高氮处理样地的铵态氮含量还显著高于对照样地的铵态氮含量($p < 0.05$, 图 1)。与铵态氮含量的响应相类似,土壤硝态氮含量在 3 种森林中均趋向氮处理样地高于对照样地,但其差异均未达显著水平。在苗圃样地,氮沉降对土壤有效氮含量的影响表现更明显,且硝态氮含量较铵态氮含量随氮沉降水平升高而增加的速率更快。处理

样地土壤铵态氮和硝态氮含量均显著高于对照样地($p<0.05$,图1),且其差异随氮处理水平的升高而增加。低氮、中氮、高氮和倍高氮处理样地较对照样地土壤铵态氮含量分别增加146%、155%、212%和295%,硝态氮含量则分别增加200%、420%、384%和467%(图1)。各样地土壤总有效氮的含量对氮处理的响应与硝态氮的响应十分相似(图1)。总之,外加氮处理在一定程度上增加了各样地土壤有效氮的含量,但其增加的程度随样地和有效氮类型(硝态氮、铵态氮和总有效氮)的不同而异。

2.2 CO₂ 排放及其对 N 沉降的响应

2.2.1 CO₂ 排放特征 对照样地土壤 CO₂ 排放量的日(白天)变化随试验样地不同而异(图2)。幼苗(苗圃)样地土壤 CO₂ 排放量的日变化相类似,基本上呈缓慢上升的变化。苗圃样地土壤 CO₂ 排放量的日变化幅度最大(排放量最大与最小的比值为1.9),其余3种森林样地土壤 CO₂ 排放量的日变化幅度均较小,其大小顺序为:混交林(排放量最大与最小的比值为1.4)>马尾松林(排放量最大与最小的比值为1.3)>季风林(排放量最大与最小的比值为1.2)。

不同样地土壤 CO₂ 日(白天)平均排放量的大小顺序为:幼苗样地($258\pm62\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)>季风林($177\pm42\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)>马尾松林($162\pm39\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)>混交林($126\pm30\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$),且排放量最高的幼苗样地与所有森林样地间的差异均达显著水平($p<0.01$,图2),森林样地(季风林、混交林和马尾松林)之间比较,季风林显著高于混交林($p<0.05$,图2)。

2.2.2 CO₂ 排放对 N 沉降的响应 N 处理对土壤 CO₂ 排放量的影响随样地不同而异。在幼苗样地,土壤 CO₂ 日(白天)平均排放量在低 N(T50; $291\pm27\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)、中 N(T100; $307\pm21\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)甚至高 N(T150; $296\pm11\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)处理样地与对照样地(Control; $279\pm21\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)之间均无显著差异(图2),但倍高 N(T300; $436\pm14\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)处理样地土壤 CO₂ 的排放量则显著高于对照及其余所有样地土壤 CO₂ 的排放量($p<0.01$;图2),表明倍高 N 处理显著促进幼苗样地土壤 CO₂ 的排放。

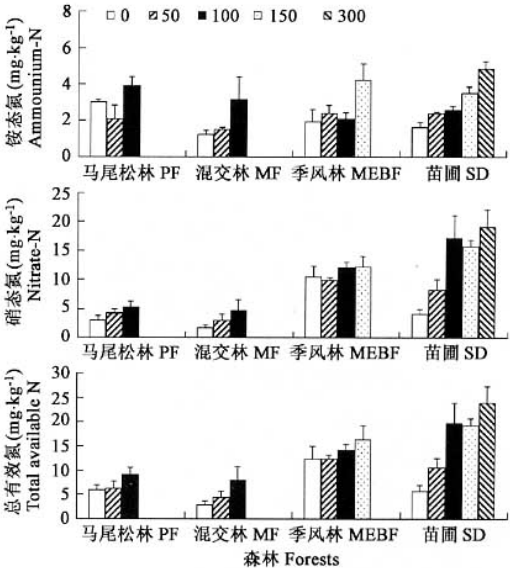


图1 鼎湖山苗圃(SD)、马尾松林(PF)、混交林(MF)和季风林(MEBF)不同处理样有效氮含量的比较($n=3$)

Fig. 1 Comparisons of soil available N in different nitrogen treatments of seedlings (SD), pine (PF), mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in subtropical China ($n=3$)

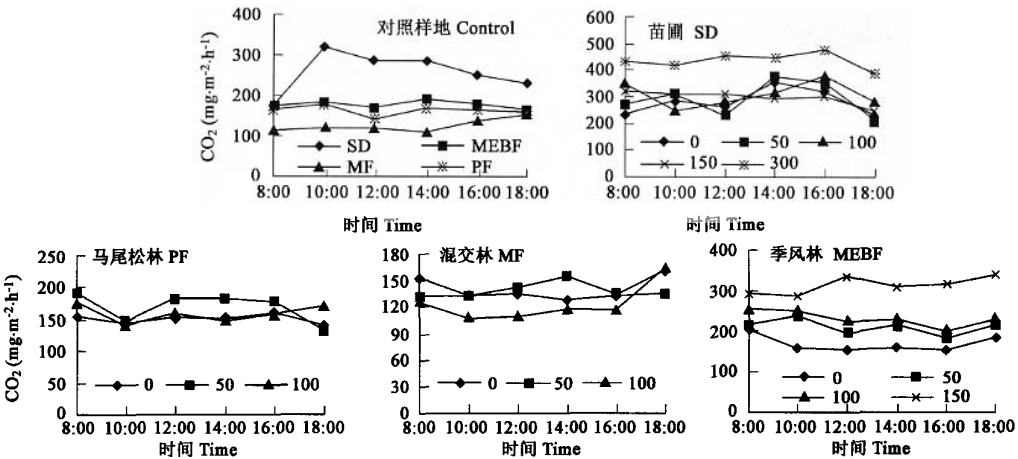


图2 鼎湖山苗圃(SD)、马尾松林(PF)、混交林(MF)和季风林(MEBF)不同处理样地土壤 CO₂ 排放变化($n=3$)

Fig.2 Changes of soil CO₂ emission in different nitrogen treatments of seedlings (SD), pine (PF), mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in subtropical China ($n=3$)

在马尾松林中,土壤 CO₂ 日平均排放量在低 N(T50; $169\pm10\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)和中 N(T100; $159\pm6\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)处理样地与对照样地(Control; $151\pm3\text{ mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)之间也均无显著差异(图2)。与马尾松林相类似,混交林土壤 CO₂ 日平均排

放量在低 N(T50: $139 \pm 4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)和中 N(T100: $124 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)处理样地与对照样地(Control: $140 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)之间无显著的差异(图 2)。以上现象表明,这两种森林中低 N 和中 N 处理对土壤 CO₂ 排放量的影响均不明显。

与以上 3 种样地不同,季风林所有 N 处理样地土壤 CO₂ 日平均排放量均极显著地高于对照样地的 CO₂ 日平均排放量($p < 0.01$, 图 2)。同时,土壤 CO₂ 日平均排放量随 N 处理水平的升高而增加(图 2),各样地土壤 CO₂ 排放量的大小顺序为:高 N(T150: $314 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>中 N(T100: $232 \pm 8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>低 N(T50: $211 \pm 8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>对照(Control: $170 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$),且高 N 处理样地(T150)土壤 CO₂ 日平均排放量还极显著地高于其余所有样地的 CO₂ 排放量($p < 0.01$, 图 2)。由此可见,施 N 处理对季风林土壤 CO₂ 的排放具有明显的促进作用,并且这种促进作用随 N 沉降水平的升高而增强,但对苗圃、马尾松林和混交林样地土壤 CO₂ 排放的影响则不明显。

2.3 CH₄ 吸收及其对 N 沉降的响应

2.3.1 CH₄ 吸收特征 从图 3 可见,对照样地土壤 CH₄ 吸收量的日(白天)变化也随试验样地不同而异。幼苗(苗圃)和混交林样地土壤 CH₄ 吸收量从 8:00~16:00 呈增加-减少-增加-减少的变化(注:图中数字为负值),但高峰期出现的时间各异;季风林土壤 CH₄ 吸收量呈减少-增加-减少-增加的变化;然而,马尾松林土壤 CH₄ 吸收量始终呈现增加变化。苗圃样地土壤 CH₄ 吸收量的日变化幅度最大(吸收量最大与最小的比值为 13.4),其余 3 种森林样地土壤 CH₄ 吸收量的日变化幅度均较小,其大小顺序为:马尾松林(吸收量最大与最小的比值为 2.9)>混交林(吸收量最大与最小的比值为 2.7)>季风林(吸收量最大与最小的比值为 1.8)。季风林和幼苗样地土壤 CH₄ 吸收量最大值发生在 14:00 左右,最低分别在 12:00 和 18:00 左右,混交林土壤 CH₄ 吸收量最大和最小值分别发生在 12:00 和 18:00 左右,马尾松林土壤 CH₄ 吸收量的最大和最小值分别发生在 16:00 和 8:00 左右。

不同样地土壤 CH₄ 日(白天)平均吸收量的大小变化顺序为:马尾松林($-0.15 \pm 0.02 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>季风林($-0.08 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>混交林($-0.07 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)>幼苗样地($-0.05 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。马尾松林土壤 CH₄ 日平均吸收量极显著地高于所有样地土壤 CH₄ 日平均吸收量($p < 0.01$, 图 3),且除了 8:00 外所有观测时间的 CH₄ 吸收量均显著高于其余样地相应取样时间的土壤 CH₄ 吸收量,但其余各样地之间的差异均不明显(图 3)。

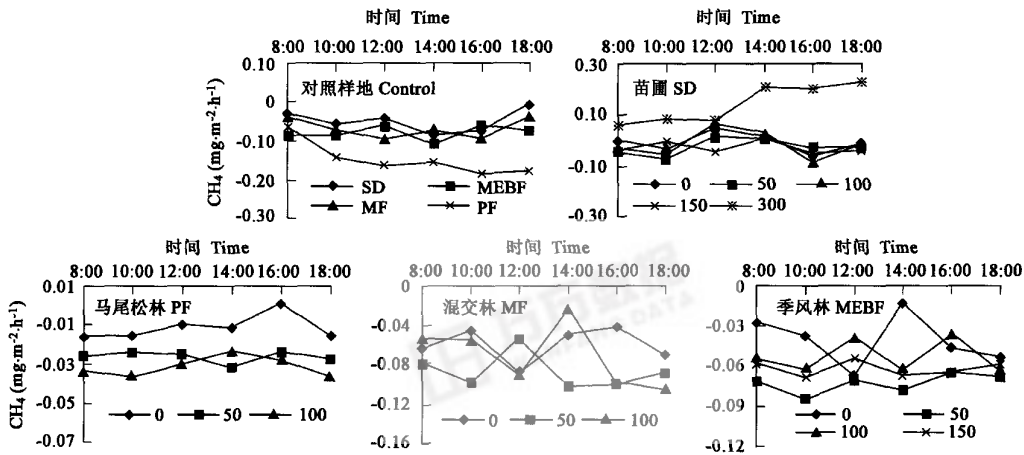


图 3 鼎湖山苗圃(SD)、马尾松林(PF)、混交林(MF)和季风林(MEBF)土壤不同处理样地 CH₄ 吸收变化($n=3$)

Fig. 3 Changes of soil CH₄ uptake in different nitrogen treatments of seedlings (SD), pine (PF), mixed (MF) and monsoon evergreen broadleaf (MEBF) forests in subtropical China ($n=3$)

2.3.2 CH₄ 吸收对 N 沉降的响应 与对土壤 CO₂ 日平均排放量的影响比较,施氮处理对各样地土壤 CH₄ 吸收的影响效果相对较强,但这种影响的效果也随样地不同而异(图 3)。在幼苗样地,土壤 CH₄ 日平均吸收量在对照样地(Control: $-0.01 \pm 0.02 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)与低 N(T50: $-0.02 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)、中 N(T100: $-0.01 \pm 0.02 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)和高 N(T150: $-0.03 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)处理样地之间均无显著差异(图 3),说明这 3 种水平的 N 沉降对幼苗样地土壤 CH₄ 吸收均无明显的影响。然而,当 N 处理达倍高(T300)水平时,样地土壤则从吸收 CH₄ 转变为向大气排放 CH₄(T300: $0.14 \pm 0.03 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$),尤其是从 12:00 至 18:00 之间(图 3)。可见,倍高 N 沉降使苗圃土壤发生功能转变,即从 CH₄ 汇转变为 CH₄ 源。

在马尾松林样地,土壤 CH₄ 日平均吸收量在低 N(T50: $-0.03 \pm 0.001 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)和中 N(T100: $-0.03 \pm 0.002 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)处理样地均显著高于对照样地(Control: $-0.01 \pm 0.003 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; $p < 0.05$; 图 3)。与马尾松林相类似,季

风林土壤 CH₄ 日平均吸收量在低 N(T5: -0.07±0.003 mg·m⁻²·h⁻¹)和高 N(T15: -0.06±0.002 mg·m⁻²·h⁻¹)处理样地均显著高于对照样地(Control: -0.04±0.008 mg·m⁻²·h⁻¹; *p*<0.05; 图 3),中 N 处理样地(T100: -0.05±0.005 mg·m⁻²·h⁻¹)趋向高于对照样地,但其差异不显著。然而,混交林土壤 CH₄ 日平均吸收量在低 N(T50: -0.09±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)和中 N(T100: -0.07±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)处理样地与对照样地(Control: -0.06±0.01 mg·m⁻²·h⁻¹)之间均无显著差异。以上现象表明,施 N 处理促进季风林和马尾松林土壤对 CH₄ 的吸收,但对混交林土壤吸收 CH₄ 则无明显的影响。

3 讨论

虽然人们对土壤 CO₂ 排放进行了较多的研究,但对全球 CO₂ 排放量尤其是对于热带和亚热带森林的估计仍然存在较多的不确定性,其主要原因是忽视了影响土壤 CO₂ 排放的植被类型之间的差异。本研究结果进一步证明了土壤 CO₂ 排放存在植被类型之间的差异。在本研究中,不同类型植被的对照样地之间土壤 CO₂ 日(白天)平均排放量的大小变化顺序为:苗圃>季风林>马尾松林>混交林(图 2)。这与不同植被类型之间植物根生物量、土壤微生物量、土壤有机质和容重等的大小顺序基本相适应^[39, 40]。由于土壤 CO₂ 主要来源于植物根系和土壤生物(主要为微生物)呼吸以及有机质的矿化分解^[41],因此不难理它们的量和土壤的通气条件是土壤 CO₂ 排放的主要影响因素。

施 N 处理对季风林土壤 CO₂ 的排放具有明显的促进作用,并且这种促进作用随 N 沉降水平的升高而增强,但对苗圃、马尾松林和混交林样地土壤 CO₂ 排放的影响则不明显。其原因可能有如下两方面:(1)土壤氮的供应状况。从过去的研究结果看,季风林生态系统比马尾松林和混交林生态系统更加富氮^[29]。本研究的马尾松林和混交林样地均起源于马尾松人工林,虽然混交林样地得到较好的保护而比较早的发展为混交林,但其土壤特性尤其是全 N 含量(表 1)仍然十分相似。季风林由于受到 400 多年的保护,其土壤养分状态明显优于马尾松林、混交林和苗圃(表 1)^[29]。本研究中对对照样地结果也表明了土壤总有效氮均高于其余所有类型样地土壤的总有效氮含量(图 1)。(2)季风林在植物根系生物量、土壤生物(主要为微生物)量和土壤有机质方面均明显高于其余各类型林地。尤如前面已提及,土壤 CO₂ 主要来源于植物根系和土壤生物(主要为微生物)呼吸以及有机质的矿化分解^[41],有效氮水平增加有利于有机质的分解以及增加生态系统的生物生产量^[39],从而使季风林土壤 CO₂ 排在施氮较短的时间内(马尾松林、混交林和季风林施氮 3 个月,苗圃为 11 个月)就表现出明显的增加。

表 1 鼎湖山苗圃、马尾松林、混交林和季风常绿阔叶林土壤理化性质(平均值,标准差)

Table 1 Soil properties in seedlings, pine, mixed and monsoon evergreen broadleaf forests of Dinghushan in subtropical China (mean, SE in parenthesis)

森林类型 Forest type	土层深 Soil depth (cm)	有机质 Organic matter (%)	全 N Total N (%)	碳氮比 C/N	pH	容重 Bulk density (g/cm ³)	含水量 Moisture content(%)
苗圃 Seedlings ^[26]	0~10	2.24 (0.24)	1.30 (0.14)	5.86 (0.89)	6.29 (0.12)	—	—
马尾松林 PF ^[29]	0~20	2.73 (0.17)	0.09 (0.01)	16.79 (0.94)	4.03 (0.02)	1.41 (0.04)	24.90 (1.10)
混交林 MF ^[29]	0~20	3.45 (0.35)	0.10 (0.01)	18.90 (0.97)	3.86 (0.02)	1.30 (0.04)	25.97 (0.91)
季风林 MEBF ^[29]	0~20	5.35 (0.58)	0.19 (0.01)	15.91 (0.86)	3.79 (0.06)	1.21 (0.03)	38.57 (1.19)

前人研究结果还表明,森林土壤 CH₄ 吸收速率主要受温度和水份影响。如,在实验室条件下,长白山阔叶红松林土壤 CH₄ 吸收速率主要受温度影响,在一定范围内,CH₄ 吸收速率随温度的升高而增加^[6]。Lessard 等在加拿大一温带森林研究时发现,土壤 CH₄ 吸收速率与土壤含水量存在显著的负相关关系^[4]。由于受土壤温度和水分影响的原因,森林土壤 CH₄ 吸收速率往往呈现明显的季节性变化特点^[2]。还有研究表明,土壤通气性好常有利于土壤对 CH₄ 的吸收。如董云社等在一温带森林的研究结果表明,去掉枯枝落叶和腐殖质显著增加土壤 CH₄ 吸收^[5]。Smith 等在一温带森林的研究中发现,土壤 CH₄ 的吸收速率与土壤容重之间存在显著的负相关^[42]。在本研究中,土壤 CH₄ 吸收量的日(白天)变化幅度以苗圃样地最大,森林样地的变化幅度较小(图 3),这一结果很可能也主要受温度和水分作用引起。这是由于与苗圃比较,森林土壤由于受植被的保护,其温度和水分等的日变化幅度较小是显而易见的^[43, 44]。这种观点同样可以解释森林土壤 CH₄ 吸收量的日(白天)变化幅度大小变化顺序(马尾松林>混交林>季风林,图 3)的原因。此外,总的来说,外加 N 处理显著促进森林土壤对 CH₄ 吸收速率(混交林除外,图 3)。这与 Goldman 等在温带森林的研究结果报道基本相符,但与其它一些研究报道则相反^[3, 41~48]。由此可见,土壤氮的供应情况也是影响土壤 CH₄ 吸收速率的重要因素之一。在研究期间 3 种森林类型比较(马尾松林、混交林和季风林),季风林和马尾松林土壤对 CH₄ 吸收速率对氮沉降响应较强的原因可能与以上讨论的季风林土壤 CO₂ 排放对氮沉降响应较强的机理相类似。因为总有效氮含量的大小顺序为:季风林>马尾松林>苗圃>混交林(见图 1)。然而,从目前有限的研究中还不很清楚施氮处理如何影响土壤对 CH₄ 的吸收。Gundersen 等认为,施氮处理可能是通过减少自氧型 NH₄⁺ 的氧化来影响土壤对 CH₄ 的吸收^[49]。这有待今

后的进一步研究。

由于氮沉降全球化并已成为全球变化的重要特征之一的原因,国外尤其是欧美地区的学者们越来越关注氮沉降与温室气体的关系。本研究是我国首次探讨氮沉降与森林土壤 CH₄ 吸收和 CO₂ 释放关系方面的专门研究,从其初步的结果可见,尽管施氮处理对土壤 CO₂ 排放和土壤 CH₄ 吸收速率的影响随植被类型不同而异,但土壤氮的供应情况不但影响森林土壤 CO₂ 排放和土壤 CH₄ 吸收速率同时也影响其对氮沉降的响应的效果。由此可以推断未来我国氮沉降增加肯定会对我国的温室气体排放产生深刻的影响,这有待进一步研究。

References:

- [1] Vitousek P M. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 1994, **75** (7): 1861~1876.
- [2] Sun X Y. CH₄ emission flux of forest soils in lower mountain area, Beijing. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, **9**(3):173~176.
- [3] Butterbach-Bahl B K, Breuer L, Gasche R, *et al.* Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition. *Forest Ecology and Management*, 2002, **167**: 123~134.
- [4] Lessard R, Rochetter P, Topp E, *et al.* Methane and carbon dioxide fluxes from poorly drained adjacent cultivated and forest sites. *Canadian Journal of Soil Science*, 1994, **74**: 139~146.
- [5] Dong Y S, Peng G B, Li J. Seasonal variations of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from temperate forest soil. *Acta Geographica Sinica*, 1996, **51**(supplement):120~128.
- [6] Zhang X J, Xu H, Chen G X. Important factors controlling rates of N₂O emission and CH₄ oxidation from forest soil. *Environmental Science*, 2002, **23**(5):8~12.
- [7] Wang Z P, Hu C S, Yang J R. Effect of inorganic on CH₄ oxidation in soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(2):305~309.
- [8] Hall S J, Matson P A. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 1999, **400**: 152~155.
- [9] Hall S J, Matson P A. Nutrient status of tropical rain forests influences soil N dynamics after N additions. *Ecological Monographs*, 2003, **73**(1): 107~129.
- [10] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications*, 1997, **7** (3): 737~750.
- [11] David M. Holding a nitrogen grudge. *Science*, 1998, **279**: 1308.
- [12] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 2002, **31**: 64~71.
- [13] Matson P A, McDowell W H, Townsend A R, *et al.* The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 1999, **46**: 67~83.
- [14] Moffat A S. Global nitrogen overload problem grows critical. *Science*, 1998, **279**: 988~989.
- [15] Socolow R H. Nitrogen management and the future of food: Lessons from the management of energy and carbon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 1999, **96**: 6001~6008.
- [16] Huang Z L, Ding M M, Zhang Z P, *et al.* The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan. *Acta Phytocologica Sinica*, 1994, **18**(2): 194~199.
- [17] Zhou G Y, Yan J H. The influence of region atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(12): 2002~2012.
- [18] Wright R F, Roelofs J G M, Bredemeier M, *et al.* NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 1995, **71**: 163~169.
- [19] Zheng X, Fu C, Xu X, *et al.* The Asian nitrogen case study. *Ambio*, 2002, **31**: 79~87.
- [20] Ren R, Mi F J, Bai N B. A chemometrics analysis on the data of precipitation chemistry of China. *Journal of Beijing Polytechnic University*, 2002, **26** (2): 90~95.
- [21] Townsend A R, Braswell B H, Holland E A, *et al.* Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*, 1996, **6**: 804~814.
- [22] Fenn M A, Poth M A, Aber J D, *et al.* Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 1998, **8**: 706~733.
- [23] Li D J, Mo J M, Fang Y T, *et al.* Impact of nitrogen deposition on forest plants. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23** (9): 1891~1900.
- [24] Xu G L, Mo J M, Zhou G Y, *et al.* Relationship of soil fauna and N cycling and its response to N deposition. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23** (11): 2453~2463.
- [25] Fang Y T, Mo J M, Gundersen P, *et al.* Nitrogen transformations in forest soils and their responses to atmospheric nitrogen deposition: a review. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(7):1523~1531.
- [26] Xue J H, Mo J M, Li J, *et al.* Effects of nitrogen deposition on ectomycorrhizal Fungi. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(8): 1785~1792.
- [27] Huang Z F, Fan Z G. The climate of Dinghushan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**:11~13.
- [28] Wang Z H, He S, Song S, *et al.* The vegetation of Dinghushan Biosphere Reserve. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 77~141.
- [29] Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 2003, **175**(3): 573~583.
- [30] Wright R F, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management*, 1998, **101**: 1~7.
- [31] Gundersen P, Emmett B A, Kjonaas O J, *et al.* Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 1998, **101**: 37~55.

- [32] Aber J D, McDowell W, Nadelhoffer K J, *et al.* Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited. *Bioscience*, 1998, **48**: 921~934.
- [33] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, *et al.* Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological applications*, 1997, **7**(2): 402~415.
- [34] Mo J M, Xue J H, Fang Y T. Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(7):1513~1420.
- [35] Li D J, Mo J M, Fang Y T, *et al.* Effects of simulated nitrogen deposition on growth and photosynthesis of *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna* seedlings. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24**(5):876~882.
- [36] Liu G S, Jiang N H, Zhang L D, *et al.* *Soil physical and chemical analysis and description of soil profiles*. Beijing: Standards Press of China, 1996. 121~265.
- [37] Keller M, Reiners W A. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, **8**: 399~409.
- [38] Magill A H, Aber J D, Hendricks J J, *et al.* Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Application*, 1997, **7**(2): 402~415.
- [39] Yi W M, Ding M M, Liao L Y, *et al.* The research of soil microbial characteristics in the Dinghushan biosphere reserve and Dainbai artificial vegetation station. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1984, **2**: 59~68.
- [40] Deng B Q, Lu L C. Study of microbes and biochemical activity of different forest soils in Dinghushan biosphere reserve 1. Microbial activity and biomass in relation to mineralization of carbonaceous matter of different forest soils. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1986, **4**: 53~63.
- [41] Steudler P A, Melillo J M, Bowden R D, *et al.* The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in Puerto Rican wet forest. *Biotropica*, 1991, **23**(4a):356~363.
- [42] Smith K A, Dobble K E, Ball B C, *et al.* Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology*, 2000, **6**: 791~803.
- [43] Wu H S, Deng H Z, Chen H T, *et al.* Physico-geographical feature of Dinghushan and their dynamic analyses. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 1~10.
- [44] Huang W F, Shen X P. The climatic ecological environments in the region of Dinghushan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem*, 1982, **1**: 17~24.
- [45] Steudler P A, Bowden R D, Melillo J M, *et al.* Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature*, 1989, **341**: 314~316.
- [46] Adamsen A P S, King G M. Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: Rates, vertical zonation and response to water and nitrogen. *Apply Environment Microbiology*, 1993, **59**: 485~490.
- [47] Sitaula B K, Bakken L R. Nitrous oxide release from spruce forest soil, relation with nitrification, methane uptake, temperate, moisture and fertilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 1993, **25**: 1415~1421.
- [48] Goldman M B, Groffman P M, Pouyat R V, *et al.* Methane uptake and a availability in forest soils along an urban to rural gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, **27**: 281~286.
- [49] Gundersen P, Rasmussen L. Nitrification in forest soil: effect from nitrogen deposition on soil acidification and aluminium release. *Reviews of Environmental Contamination Toxicology*, 1990, **113**:1~45.

参考文献:

- [2] 孙向阳. 北京低山区森林土壤中 CH₄ 排放通量的研究. *土壤与环境*, 2000, **9**(3):173~176.
- [5] 董云社, 彭公炳, 李俊. 温带森林土壤排放 CO₂、CH₄、N₂O 时空特征. *地理学报*, 1996, **51**(增刊):120~128.
- [6] 张秀君, 徐慧, 陈冠雄. 影响森林土壤 N₂O 排放和 CH₄ 吸收的主要因素. *环境科学*, 2002, **23**(5):8~12.
- [7] 王智平, 胡春胜, 杨居荣. 无机氮对土壤甲烷氧化作用的影响. *应用生态学报*, 2003, **14**(2):305~309.
- [16] 黄忠良, 丁明懋, 张祝平, 等. 鼎湖山季风常绿阔叶林的水文学过程及其氮素动态. *植物生态学报*, 1994, **18**(2): 194~199.
- [17] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖山区域大气降水特征和物质元素输入对森林生态系统存在和发育的影响. *生态学报*, 2001, **21**(12): 2002~2012.
- [20] 任仁, 米丰杰, 白乃彬. 中国降水化学数据的化学计量学分析. *北京工业大学学报*, 2000, **26**(2): 90~95.
- [23] 李德军, 莫江明, 方运霆, 等. 氮沉降对森林植物的影响. *生态学报*, 2003, **23**(9): 1891~1900.
- [24] 徐国良, 莫江明, 周国逸, 等. 土壤动物与 N 素循环及对 N 沉降的响应. *生态学报*, 2003, **23**(11): 2453~2463.
- [25] 方运霆, 莫江明, Gundersen P, 等. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应. *生态学报*, 2004, **24**(7):1523~1531.
- [26] 薛璟花, 莫江明, 李炯, 等. 氮沉降对外生菌根真菌的影响. *生态学报*, 2004, **24**(8): 1785~1792.
- [27] 黄展帆, 范征广. 鼎湖山的气候. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, **1**: 11~23.
- [28] 王铸豪, 何少颐, 宋绍敏, 等. 鼎湖山的植被. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, **1**: 77~141.
- [34] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应. *生态学报*, 2004, **24**(7):1513~1420.
- [35] 李德军, 莫江明, 方运霆, 等. 模拟氮沉降对三种亚热带树苗生长和光合作用的影响. *生态学报*, 2004, **24**(5):876~882.
- [36] 刘光崧, 蒋能惠, 张连第, 等主编. *土壤理化性质分析和土壤剖面描述*. 北京: 中国标准出版社, 1996. 121~265.
- [39] 蚁伟民, 丁明懋, 廖兰玉, 等. 鼎湖山自然保护区及电白人工林土壤微生物特性的研究. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1984, **2**: 59~68.
- [40] 邓邦权, 吕禄成. 鼎湖山自然保护区不同林型下土壤微生物生物化学过程强度的研究. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1986, **4**: 53~63.
- [43] 吴厚水, 邓汉增, 陈华堂, 等. 鼎湖山自然地理特征及其动态分析. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, **1**: 1~10.
- [44] 黄伟峰, 沈雪苹. 鼎湖山地区的气候生态环境. *热带亚热带森林生态系统研究*, 1982, **1**: 17~24.