

模拟氮沉降对南亚热带两种乔木幼苗 生物量及其分配的影响

李德军^{1,2,3} 莫江明^{1*} 方运霆¹ 李志安¹

(1 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)

(2 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640) (3 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 探讨了南亚热带季风常绿阔叶林两种优势树种荷木 (*Schima superba*) 和黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*) 幼苗的生物量及其分配对氮沉降增加的响应。实验分为对照 (CK)、T₅、T₁₀、T₁₅ 和 T₃₀ 5 个处理, 每个处理设置 3 次重复。所施氮肥为 NH₄NO₃, 以溶液方式喷施, 5 个处理浓度分别为 0、0.12、0.24、0.36、0.72 mol N L⁻¹。每月喷施 2 次, 5 个样方 1 年喷施的总氮量分别相当于氮沉降率 0、5、10、15、30 g N m⁻² a⁻¹。经过 11 个月的施氮处理, 两种幼苗对氮沉降的响应存在差异, 其中黄果厚壳桂幼苗的基径、株高、全株生物量和相对生长速率除最高处理 T₃₀ 外, 均高于对照, 但荷木幼苗的基径、全株生物量和相对生长速率除 T₁₀ 外, 均小于对照。氮处理也对生物量的分配产生了明显的影响, 两种幼苗的叶重比以 T₃₀ 最低, 表明高氮处理不利于幼苗叶片的生长; 枝重比均以 T₃₀ 最高, 反映了高氮处理的幼苗生物量分配到枝干的比例最高; 根重比和根冠比均以对照样方幼苗的最高, 表明氮处理抑制根的生长, 分配到根部分的生物量下降。总的来看, 经过 11 个月的处理, 除最高处理 T₃₀ 外, 氮处理仍对黄果厚壳桂幼苗的生长有促进作用, 而对荷木幼苗的生长则趋向于一定程度的抑制效应, 表明黄果厚壳桂幼苗更能耐受高氮条件。

关键词 南亚热带 氮沉降 树苗 生物量 分配

EFFECTS OF SIMULATED NITROGEN DEPOSITION ON BIOMASS PRODUCTION AND ALLOCATION IN SCHIMA SUPERBA AND CRYPTOCARYA CONCINNA SEEDLINGS IN SUBTROPICAL CHINA

LI De-Jun^{1,2,3} MO Jiang-Ming^{1*} FANG Yun-Ting¹ and LI Zhi-An¹

(1 Dinghushan Forest Ecosystem Research Station, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Zhaoqing, Guangdong 526070, China)

(2 State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China)

(3 Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract To better understand the effects of elevated nitrogen deposition on biomass production and allocation in seedlings of *Schima superba* and *Cryptocarya concinna*, the dominant species in subtropical monsoon evergreen broadleaved forests in China, a simulated nitrogen deposition field experiment was conducted. *S. superba* and *C. concinna* seedlings were exposed to five nitrogen treatments using NH₄NO₃ solutions of 0, 0.12, 0.24, 0.36 and 0.72 mol N L⁻¹. Solutions were applied twice a month from January through November, 2003, equivalent to nitrogen deposition rates of 0, 5, 10, 15 and 30 g N m⁻² a⁻¹. Each treatment was divided into three subplots and 40 seedlings of each of the two species were transplanted into each subplot. The two species responded differently to the different rates of nitrogen deposition. The stem base diameter, height, whole-plant biomass and relative growth rate of *C. concinna* seedlings grown in 5, 10, 15 g N m⁻² a⁻¹ treatments were all higher than those in the control plot; however, the stem base diameter, height, whole-plant biomass and relative growth rate of treated *S. superba* seedlings were lower than those in the control plot with the exception of the 10.0 treatment. The leaf-weight ratio of seedlings of the two species was the lowest in the highest treatment, implying that the high N deposition was harmful to the foliage. The branch-and-stem weight ratio of seedlings of both species was the highest in the highest treatment indicating that the biomass allocated to branches and stems increased under high N deposition. The root-weight ratio and the root to shoot ratio of seedlings in the control plots were the highest, demonstrating that the ratio of biomass allocated to roots decreased under the conditions of elevated nitrogen deposition. Overall, except for the highest N treatment, ni-

收稿日期: 2004-01-05 接受日期: 2004-12-20

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

* 通讯作者 Author for correspondence E-mail: mjmm@scib.ac.cn



trogen additions enhanced the growth of *C. concinna* but had the opposite effect on *S. superba* individuals, indicating that *C. concinna* seedlings were more resistant to high nitrogen loads.

Key words Subtropics, Nitrogen deposition, Tree seedlings, Biomass production, Allocation

在过去几十年中,化石燃料燃烧、化肥生产和使用以及畜牧业集约化经营等人类活动向大气排放了大量的氮化物,导致氮化物在大气中累积并向陆地和水域生态系统沉降(Vitousek *et al.*, 1997),并且,随着经济发展的全球化,氮沉降增加也呈现出全球化趋势(Matson *et al.*, 2002)。在欧洲畜牧业和工业发达的地区氮沉降超过了 $25 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (Binkley *et al.*, 2000)。在严重污染的地区如荷兰,森林穿透雨中的氮普遍超过 $50 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,有些地区甚至超过 $100 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (van Breemen & van Dijk, 1988)。在美国东北部,当前氮沉降率比本底水平增加了 10~20 倍 (Magill *et al.*, 1997)。事实上,我国许多地区也存在高氮沉降现象,如珠江三角洲北缘的鼎湖山自然保护区 1989~1990 年度和 1998~1999 年度的降水氮沉降分别为 35.57 和 $38.4 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (黄忠良等, 1994; 周国逸和闫俊华, 2001), 黑龙江帽儿山森林定位站降水氮沉降为 $12.9 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (刘世荣, 1992)。这些数字均高于或远远高于森林在生长季节对氮的需求量(约 $5 \sim 8 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (郝吉明等, 2001)。以上谈及的鼎湖山自然保护区森林氮沉降量如此之高,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 (Galloway & Cowing, 2002)。据报道,从 1961~2000 年,我国活性氮的排放从 $1.4 \times 10^{10} \text{ kg a}^{-1}$ 升至 $6.8 \times 10^{10} \text{ kg a}^{-1}$, 预计在 2030 年将上升至 $1.05 \times 10^{11} \text{ kg a}^{-1}$ (Zheng *et al.*, 2002)。广州市 1988 年降水氮沉降量为 $45.6 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 到 1990 年升至 $72.6 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (任仁等, 2002)。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 (Galloway & Cowing, 2002)。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 (Townsend *et al.*, 1996; Fenn *et al.*, 1998; Zheng *et al.*, 2002; 李德军等, 2003)。

在欧美的一些地区,氮沉降已造成许多陆地和水域生态系统氮饱和,给生态环境带来了严重的冲击 (Vitousek *et al.*, 1997), 比如,影响森林植物生长

(McNulty *et al.*, 1996), 影响森林植物组成和多样性 (Fenn *et al.*, 1998; Thimonier *et al.*, 1994), 影响森林碳吸收 (Nadelhoffer *et al.*, 1999; Bowden *et al.*, 2004) 及改变森林土壤 N_2O 和甲烷的通量 (Castro *et al.*, 1994)。基于此,欧、美等国的生态学者近 20 年来就氮沉降对温带森林生态系统和植物的影响进行了研究,但对热带森林生态系统和植物的相关报道不多。由于热带森林的氮状况、气候条件和土壤性质等与温带森林存在差异 (Hall & Matson, 1999; Matson *et al.*, 1999)。如绝大多数热带森林植物生长并不受氮限制,而是受其它营养如磷、钙限制 (Vitousek, 1984), 人为引起的氮沉降增加可能不会促进热带森林植物生长,甚至会通过引起土壤酸化和磷及盐基阳离子的可利用性降低而对植物生长不利 (Matson *et al.*, 1999)。

尽管我国部分地区的氮沉降水平已经很高,但遗憾的是,国内这方面的研究还很缺乏。作为氮沉降对植物影响研究的一部分,前期我们初步报道了 3 种南亚热带森林主要优势树种的幼苗生长(包括成活率)和光合作用对模拟氮沉降的响应 (李德军等, 2004), 本文进一步报道其中两种树苗的生物量及其分配的响应,为我国开展相关的研究和探讨全球变化尤其在氮沉降增加的背景下南亚热带森林动态及其保护和环境管理提供参考。

1 材料和方法

1.1 样地背景

本研究在鼎湖山生物圈保护区进行。保护区位于广东省中部, $112^{\circ}33' \text{ E}$, $23^{\circ}10' \text{ N}$, 属亚热带季风性气候。年平均降雨量为 1927 mm , 其中 75% 集中在 3~8 月, 而 12 月到次年 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 (黄展帆和范征广, 1982)。年太阳总辐射约 $4655 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 年平均日照时数为 1433 h (侯爱敏等, 2002)。土壤由泥盆纪厚层变质砂岩、砂页岩发育形成, 主要土壤类型有赤红壤、红壤等 (何宜康, 1983)。季风常绿阔叶林为本地代表性的森林类型, 其乔木层的优势树种有黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*)、荷木 (*Schima superba*) 等。

由于工农业的发展,华南地区的大气污染相当严重,成为我国酸雨出现的高频区和严重地区,自1985至1990年,广东省降水pH值逐年下降,同时酸雨频率逐年上升。鼎湖山所在的肇庆地区又是广东省酸雨污染较为严重的地区之一,1991~1997年间降水pH的年均值均低于全省平均水平(侯爱敏等,2002)。氮是酸雨的主要组分,1989~1990年度和1998~1999年度的降水氮沉降分别为35.57和38.4 kg N·hm⁻²·a⁻¹,处于全国较高水平(黄忠良等,1994;周国逸和闫俊华,2001)。

1.2 实验设计

实验样地面积22 m×23 m,实验前将样地土壤充分混匀,深度30 cm,划分成5列,每列又划分成3个小样方(面积3.5 m×8 m),样方之间留有足够深的排水沟。2002年10月25日,将从华南农业大学苗圃场购买的大小较一致的荷木和黄果厚壳桂的一年生幼苗移栽入样地中,株距30 cm,行距40 cm。每个小样方中移栽每种树苗40株。实验采用单因素随机区组设计,共5个处理水平:CK(对照)、T₅、T₁₀、T₁₅和T₃₀,每个处理3个重复。从2003年1月开始,每月月中和月底分两次向5个样方的幼苗全株喷施NH₄NO₃溶液,浓度分别为0、0.12、0.24、0.36和0.72 mol N L⁻¹,每次将氮肥溶解在10 L自来水中用背式喷雾器喷施,对对照样方喷施等量的自来水。来回喷施多次,保证均匀。5个样方全年的施氮量折成氮沉降率分别相当于0、5、10、15和30 g N·m⁻²·a⁻¹(注:不包括大气沉降的氮量)。这些施氮量是基于本地区的氮沉降量和国际上同类研究的情况而确定(Bowden *et al.*, 2004)。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。

1.3 实验方法

全株生物量及其分配 2003年1月施氮前每种幼苗随机抽取10棵测定干重(M₁)。施氮11个月后,在每个处理的每个重复中,随机选定3株幼苗,以水冲刷的方式将根部小心提取出来,尽量减少细根的损失。将全收获的幼苗洗净,测定株高、基径(Stem base diameter, SBD)、主根长度和最大侧根长度之后80℃烘干至恒重,测定全株干重(M₂)以及叶、枝干和根(指地下部分)干重。计算叶重比为叶干重/全株干重(Leaf weight ratio, LWR (g·g⁻¹))、枝重比为枝干干重/全株干重(Stem and branch weight ratio, SBWR (g·g⁻¹))、根重比为根干重/全株干重(Root

weight ratio, RWR (g·g⁻¹))和根冠比为根干重/地上部分干重(Root/shoot ratio, R/S)。

相对生长速率 按以下公式计算: $R = [\ln(M_2/M_1)]/t$, 其中M₁、M₂分别表示前后两次取样时间时的生物量,t表示前后两次取样之间的时间间隔。

1.4 数据统计分析

统计软件为SPSS10.0,处理间差异显著性分析采用Duncan氏多重比较。图表制作工具为Microsoft Excel。

2 结果与分析

2.1 基径和株高

经过11个月的氮处理,荷木幼苗的基径以T₁₀最大,与其它各样方差异显著($p < 0.05$),其它3个处理样方幼苗的基径均小于对照,但差异不明显。黄果厚壳桂幼苗的基径除T₃₀样方外,其它各处理样方均高于对照,其中T₁₅最大,显著高于对照和T₃₀($p < 0.05$),但与T₅和T₁₀差异不明显(图1)。

随处理水平增加,两种幼苗的株高均呈现出先升后降的趋势(图2)。荷木幼苗株高在T₁₀处理达到最大值,与CK、T₅和T₃₀3样方差异均显著($p < 0.05$),但与T₁₅差异不明显。黄果厚壳桂幼苗株高T₁₅处理最高,与其它各样方差异明显($p < 0.05$)。

2.2 生物量及分配

荷木幼苗的全株生物量除T₁₀外,均小于对照;而黄果厚壳桂幼苗的全株生物量除T₃₀外,均高于对照(表1)。两种幼苗的全株生物量均趋向于E组最低。荷木幼苗的全株生物量T₁₀高出对照67.64%,而T₅、T₁₅和T₃₀3个处理样方则分别是对照的70.92%、94.24%和60.10%。黄果厚壳桂幼苗的全株生物量T₁₅是对照的两倍多,T₅和T₁₀也分别比对照高出41.64%和37.15%,而T₃₀只有对照的85.38%。

叶重比、枝重比和根重比反映了生物量在叶、枝和根3种器官之间分配的比例。从表1可以看出,荷木幼苗叶重比以T₁₅样方最高,黄果厚壳桂幼苗则以T₅样方最高,但两种幼苗的叶重比均以T₃₀样方最低,表明高氮处理不利于幼苗叶片的生长。对于枝重比,荷木幼苗各氮处理样方均高于对照,两种幼苗均以T₃₀样方最高,反映了T₃₀样方的幼苗生物量分配到枝干的比例最高。根重比均以对照最高,T₁₅最低。

根冠比反映了生物量在地上和地下部分之间分

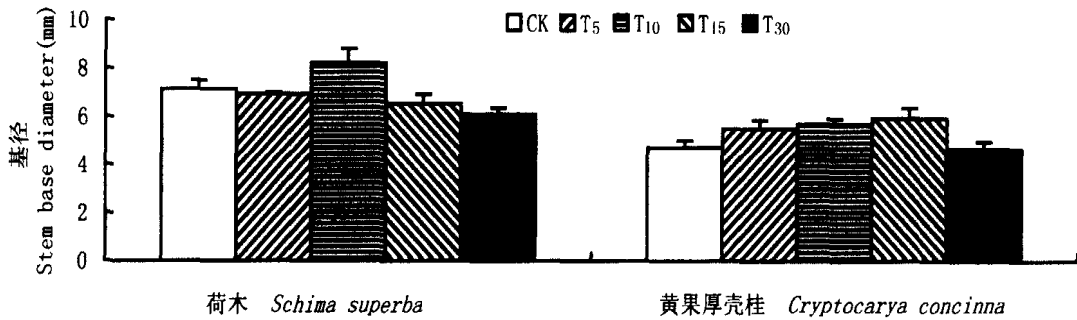


图1 模拟氮沉降对幼苗基径的影响

Fig. 1 Effects of nitrogen deposition on stem base diameter of the subtropical tree seedlings
 CK: 0 T₅: 5 g N m⁻² a⁻¹ T₁₀: 10 g N m⁻² a⁻¹ T₁₅: 15 g N m⁻² a⁻¹ T₃₀: 30 g N m⁻² a⁻¹

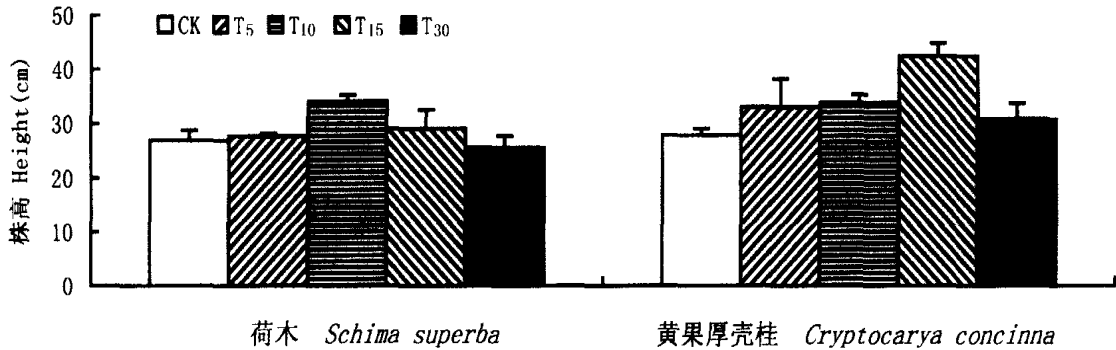


图2 模拟氮沉降对幼苗株高的影响

Fig. 2 Effects of nitrogen deposition on the seedling height
 CK、T₅、T₁₀、T₁₅、T₃₀: 同图1 See Fig. 1

表1 模拟氮沉降对幼苗生物量及其分配的影响

Table 1 Effects of N deposition on biomass and its allocation among leaves, stem and branches and root

	全株生物量 WPW(g)	叶重比 LWR (g g ⁻¹)	枝重比 SBWR (g g ⁻¹)	根重比 RWR (g g ⁻¹)	根/冠 R/S
荷木 <i>Schima superba</i>					
CK	7.07(0.31) ^b	0.30(0.02) ^a	0.37(0.01) ^c	0.34(0.02) ^a	0.53(0.06) ^a
T ₅	5.01(0.60) ^b	0.24(0.04) ^{ab}	0.49(0.05) ^{ab}	0.27(0.01) ^b	0.40(0.02) ^b
T ₁₀	11.85(1.39) ^a	0.29(0.03) ^a	0.41(0.01) ^{bc}	0.30(0.02) ^{ab}	0.42(0.04) ^{ab}
T ₁₅	6.66(1.24) ^b	0.31(0.02) ^a	0.46(0.03) ^{ab}	0.23(0.01) ^b	0.31(0.02) ^b
T ₃₀	4.25(0.27) ^b	0.21(0.01) ^b	0.51(0.02) ^a	0.28(0.02) ^{ab}	0.41(0.04) ^{ab}
黄果厚壳桂 <i>Cryptocarya concinna</i>					
CK	4.59(0.73) ^b	0.31(0.04)	0.39(0.02) ^{ab}	0.30(0.03) ^a	0.44(0.05) ^a
T ₅	6.51(1.22) ^{ab}	0.36(0.03)	0.36(0.02) ^b	0.28(0.02) ^{ab}	0.38(0.05) ^a
T ₁₀	6.30(1.05) ^b	0.34(0.01)	0.42(0.01) ^a	0.24(0.01) ^{bc}	0.32(0.02) ^b
T ₁₅	9.62(2.04) ^a	0.36(0.01)	0.43(0.02) ^a	0.21(0.02) ^c	0.29(0.02) ^b
T ₃₀	3.92(1.09) ^b	0.30(0.01)	0.44(0.01) ^a	0.26(0.02) ^{abc}	0.36(0.02) ^{ab}

表内数据为平均值(标准误),字母表示处理间差异显著性($p < 0.05$) Mean value is given, SE in the parenthesis, and the letters mean significantly different among the N treatments at $p = 0.05$ level

WPW: Whole plant weight LWR: Leaf weight ratio SBWR: Stem and branch weight ratio RWR: Root weight ratio R/S: Ratio of root to shoot (weight of above ground part)

CK、T₅、T₁₀、T₁₅、T₃₀: 同图1 See Fig. 1

配的情况(表1)。两种幼苗的根冠比均以对照最高,其中,荷木幼苗的根冠比 T₅ 和 T₁₅ 分别比对照减少了 23.76% 和 40.51%,黄果厚壳桂幼苗的根冠比

T₁₀ 和 T₁₅ 分别比对照减少了 26.42% 和 34.75%。结合根重比,可以看出氮处理对根的生长不利,分配到根部的生物量下降。

2.3 主根长度和最大侧根长度

荷木幼苗的主根长度和最大侧根长度均以 T₁₀ 样方最大,且主根长度 T₁₀显著高于对照、T₅ 和 T₁₅ 3 样方 ($p < 0.05$),但最大侧根长度无明显差异(表 2)。黄果厚壳桂幼苗的主根长度和最大侧根长度均以对照最大,且随氮处理强度增大而依次递减,最大侧根长度对照显著大于 T₁₀ ($p < 0.05$),极显著大于 T₁₅和 T₃₀ ($p < 0.01$),但主根长度各样方之间差异不显著(表 2)。

2.4 相对生长速率

两种幼苗的相对生长速率变化趋势与全株生长量的变化趋势相似(图 3,表 1)。对照、T₅、T₁₀、T₁₅和 T₃₀各样方荷木幼苗的相对生长速率分别为 0.11、0.07、0.16、0.10 和 0.06,其中 T₁₀比对照高 45.59%,差异明显 ($p < 0.05$);比 T₅、T₁₅ 和 T₃₀ 分别高 119.07%、59.69%和 179.81%,差异均极显著 ($p < 0.01$)。对照、T₅、T₁₀、T₁₅和 T₃₀各样方黄果厚壳桂幼苗的相对生长速率分别为 0.11、0.14、0.14、0.18 和 0.09,其中,T₁₅明显高于对照和 T₃₀ ($p < 0.01$),但与 T₅ 和 T₁₀差异不显著。

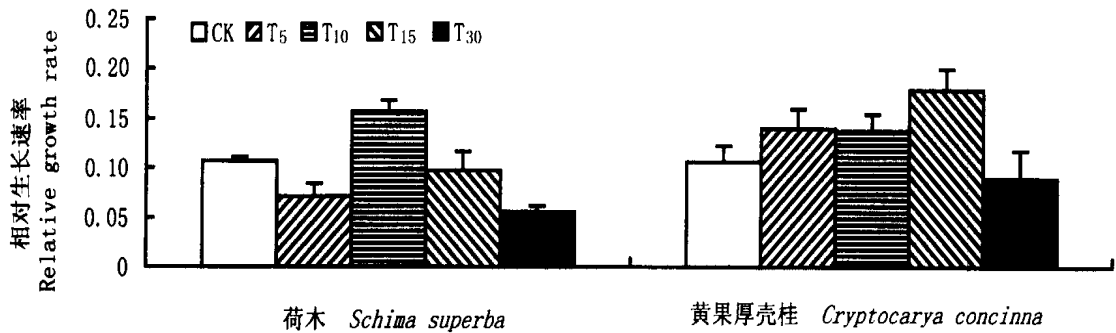


图 3 模拟氮沉降对幼苗相对生长速率的影响

Fig. 3 Effects of nitrogen deposition on relative growth rates of the subtropical tree seedlings
CK, T₅, T₁₀, T₁₅, T₃₀: 同图 1 See Fig. 1

表 2 主根最大长度和侧根长度
Table 2 Length of taproots and lateral roots

	侧根最大长度 Maximum length of lateral roots (cm)	主根长度 Taproot length (cm)
荷木 <i>Schima superba</i>		
CK	13.99(1.25)	6.37(0.34) ^b
T ₅	10.68(2.28)	6.47(1.33) ^b
T ₁₀	16.08(5.88)	10.70(3.39) ^a
T ₁₅	11.00(1.67)	6.03(0.35) ^b
T ₃₀	11.10(1.89)	7.49(0.04) ^{ab}
黄果厚壳桂 <i>Cryptocarya concinna</i>		
CK	21.07(2.26) ^a	14.24(1.78)
T ₅	17.29(0.62) ^{ab}	13.11(1.60)
T ₁₀	14.20(1.89) ^{bc}	12.11(1.89)
T ₁₅	12.83(0.48) ^{bc}	12.04(0.79)
T ₃₀	10.68(2.83) ^c	10.62(2.88)

CK, T₅, T₁₀, T₁₅, T₃₀: 同图 1 See Fig. 1 表内数据为平均值(标准误),字母表示处理间差异显著性 ($p < 0.05$) Mean value is given, SE in the parenthesis, and the letters mean significantly different among the N treatments at $p = 0.05$ level

3 讨论

从对温带森林植物的研究得到的数据来看,一定量的氮沉降可以增加植物的生产力,当输入的氮

量超过了植物和微生物对氮的需求时,氮沉降就会减少植物生产力(Aber *et al.*, 1998;李德军等, 2003)。从本研究的结果来看,上述从温带森林得到的结论也适用于南亚热带森林植物。如,无论以基径、株高,还是以全株生物量,或者是以相对生长速率来衡量,均以中等程度氮处理的幼苗生长得最好,当氮输入量继续增加后,幼苗生长反而受到抑制,表现在基径、株高、全株生物量和相对生长速率均减少。

氮沉降适当增加促进植物生长或生物量累积不足为奇,因为氮本来是大多数陆生植物生长的主要限制因子,这一点在其它研究中也得到了证实(Hätenschwiler & Körner, 1998; Berger & Glatzel, 2001; Nakaji *et al.*, 2001, 2002)。而过量的氮沉降抑制生长的原因可能与植物体内营养失衡及由此而引发的一系列不良生理生态反应有关(Nakaji *et al.*, 2001)。

本研究的两种幼苗对氮的响应不同,黄果厚壳桂幼苗更能耐受高氮条件。如全株生物量,黄果厚壳桂幼苗除 T₃₀外,其它各处理组均高于对照,而荷木幼苗除 T₁₀外,其它各处理组均小于对照。说明经

过 11 个月的处理, 荷木幼苗的生长普遍受到了抑制。造成两种幼苗对氮沉降响应差异的原因可能与体内养分状况和氮代谢过程改变等因素有关, 我们将对此进行更深入的研究。

结合 7 月的数据(李德军等, 2004) 分析, 以上现象更清楚。经过 11 个月的处理, 除 T₃₀ 外, 氮处理对黄果厚壳桂幼苗的生长仍有促进作用, 而对荷木幼苗的生长则趋向于一定程度的抑制效应。如, 在 7 月调查时, T₁₀ 样方的黄果厚壳桂幼苗的基径比 T₁₅ 的高 7.11%, 株高 T₁₅ 比 T₁₀ 高 0.12%; 在 11 月时, 则基径 T₁₅ 比 T₁₀ 高 5.72%, 株高 T₁₅ 比 T₁₀ 高 25.29%。对于荷木幼苗, 7 月时, 除 T₃₀ 外, 其它处理样方幼苗的基径均高于对照, 11 月时, 除 T₁₀ 外, 其它各处理样方幼苗的基径均小于对照; 7 月时, T₅、T₁₀、T₁₅ 和 T₃₀ 样方幼苗的株高分别比对照的高 12.55%、17.99%、9.09% 和 2.15%, 11 月份, T₅、T₁₀ 和 T₁₅ 3 样方幼苗的株高分别比对照高 2.97%、26.80%、8.45%, T₃₀ 比对照下降 4.78%。

我们的研究还发现, 氮处理对幼苗生长的影响具有累积效应(Cumulative effect), 即低剂量氮处理经过较长时间后会表现出高剂量氮处理经过较短时间所表现出来的症状。如荷木幼苗, 最高氮处理(T₃₀) 对生长的抑制效应早在 4 月就有所体现(李德军等, 2004), 但经过 11 个月处理后, 较低处理组的幼苗也表现出明显的生长受抑制症状。Magill 等(2000) 在哈佛森林的长期施氮实验中也发现了类似现象。由此可以推测, 目前我国一些地区的氮沉降水平已经很高, 如果不采取防治措施, 长此下去, 这些地区的森林植物生长必然要受到负面影响。

以往的研究表明, 氮沉降在一定程度上对地上部分的生长有促进作用, 对根系的生长则不利, 表现在氮沉降增加会使根部生物量生产减少(Persson *et al.*, 1998) 及根系在土层中的分布变浅(Schulze, 1989)。这些结论在本研究中得以进一步证实。如本研究中, 荷木和黄果厚壳桂幼苗的根冠比均以对照最高, 表明受氮处理后, 幼苗的生物量向根部分配的比例减少。又如, 黄果厚壳桂幼苗的主根长度和最大侧根长度均以对照组最高, 随着施氮量增加, 根部受抑制强度也增加。其它研究也支持这一观点, 如在吴楚等(2003) 的研究中, 随外源氮供给浓度从 1 mmol L⁻¹ 增加到 8 mmol L⁻¹ 时, 水曲柳(*Fraxinus mandshurica*) 幼苗的总生物量分配到地下部分的比例减少, 分配到地上部分的比例增加。又如, van Dijk 等(1990) 对几种针叶树种的树苗施氮后发现, 7 个

月后施氮量最高的树苗的细根生物量减少了 36%。在 NITREX 实验中, 当人为减少氮沉降后, 森林的细根生物量及根尖数量都增加了, 也说明了氮沉降抑制了细根的生长(Persson *et al.*, 1998)。有研究发现氮沉降对生物量分配的效应与 CO₂ 浓度升高对生物量分配的效应相反, 如 Hättenschwiler 和 Körner (1998) 研究了氮沉降和 CO₂ 浓度升高对挪威云杉(*Picea abies*) 的影响, 发现氮沉降引起分配到地上部分的生物量增加, 而 CO₂ 浓度升高导致分配到根部的生物量增加, 叶重比减少。而氮沉降增加引起细根生物量生产下降及分布变浅的原因主要是由于土壤的理化性质发生了变化(Schulze, 1989; 李德军等, 2003)。根部生长受抑制对植物的生长和生存是不利的, 因为它会导致根部从土壤中获取水分和养分的能力下降, 引起植物的抗旱力下降和养分供应不足(李德军等, 2003)。

参 考 文 献

- Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer KJ, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems, hypotheses revisited. *BioScience*, 48, 921 - 934.
- Berger TW, Gatzel G (2001). Response of *Quercus petraea* seedlings to nitrogen fertilization. *Forest Ecology and Management*, 149, 1 - 14.
- Binkley D, Son Y, Valentine WD (2000). Do forest receive occult inputs of nitrogen? *Ecosystems*, 3, 321 - 331.
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Stuedler P (2004). Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 196, 43 - 56.
- Castro MS, Peterjohn WT, Melillo JM, Stuedler PA (1994). Effects of nitrogen fertilization on the fluxes of N₂O, CH₄, and CO₂ from soils in a Florida slash pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 9 - 13.
- Fenn ME, Poth MA, Aber JD, Baron JS, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R (1998). Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 8, 706 - 733.
- Galloway JN, Cowling EB (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 31, 64 - 71.
- Hall SH, Matson PA (1999). Nitrogen oxide emission after nitrogen additions in tropical forests. *Nature*, 400, 152 - 155.
- Hao JM(郝吉明), Xie SD(谢绍东), Duan L(段雷), Ye XM(叶雪梅) (2001). *Critical Load of Acid Deposition and Applications* (酸沉降的临界负荷及其应用). Tsinghua University Press, Beijing. (in Chinese)
- Hättenschwiler S, Körner C (1998). Biomass allocation and canopy development in spruce model ecosystems under elevated CO₂ and increased N deposition. *Oecologia*, 113, 104 - 114.
- He YG(何宜庚) (1983). Soils of Dinghushan Nature Reserve of

- Guangdong Province. *Journal of South China Normal University* (华南师范大学学报), 1, 87 - 97. (in Chinese)
- Hou AM (侯爱敏), Peng SL (彭少麟), Zhou GY (周国逸) (2002). Tree-ring chemical changes and possible impacts of acid precipitation in Dinghushan, South China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 22, 1552 - 1559. (in Chinese with English abstract)
- Huang ZF (黄展帆), Fan ZG (范征广) (1982). Climate of Dinghushan. *Tropical and Subtropical Forest Ecosystem* (热带亚热带森林生态系统研究), 1, 11 - 16. (in Chinese)
- Huang ZL (黄忠良), Ding MM (丁明懋), Zhang ZP (张祝平) (1994). The hydrological processes and nitrogen dynamics in a monsoon evergreen broad-leaved forest of Dinghushan. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 18, 194 - 199. (in Chinese with English abstract)
- Li DJ (李德军), Mo JM (莫江明), Fang YT (方运霆), Cai XA (蔡锡安), Xue JH (薛璟花), Xu CL (徐国良) (2004). Effects of simulated nitrogen deposition on growth and photosynthesis of *Schima superba*, *Castanopsis chinensis* and *Cryptocarya concinna* seedlings. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 24, 876 - 882. (in Chinese with English abstract)
- Li DJ (李德军), Mo JM (莫江明), Fang YT (方运霆), Peng SL (彭少麟), Gundersen P (2003). Impact of nitrogen deposition on forest plants. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 23, 1891 - 1900. (in Chinese with English abstract)
- Liu SR (刘世荣) (1992). Biogeochemical cycling characteristics of Dahurian Larch plantation ecosystem. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 11 (5), 1 - 6. (in Chinese with English abstract)
- Magill AH, Aber JD, Berntson GM, McDowell WH, Nadelhoffer KJ, Melillo JM, Steudler PA (2000). Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 3, 238 - 253.
- Magill AH, Aber JD, Hendricks JJ, Bowden RD, Melillo JM, Steudler PA (1997). Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 7, 402 - 415.
- Matson PA, McDowell WH, Townsen AR, Vitousek PM (1999). The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67 - 83.
- McNulty SG, Aber JD, Newman SD (1996). Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *Forest Ecology and Management*, 84, 109 - 121.
- Nadelhoffer KJ, Emmett BA, Gundersen P, Kjønaas OJ, Koopmans CJ, Schleppi P, Tietemak A, Wright RF (1999). Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature*, 398, 145 - 148.
- Nakaji T, Fukami M, Dokiya Y, Izuta T (2001). Effects of high nitrogen load on growth, photosynthesis and nutrient status of *Cryptomeria japonica* and *Pinus densiflora* seedlings. *Trees*, 15, 453 - 461.
- Nakaji T, Takenaga S, Kuroha M, Izuta T (2002). Photosynthetic response of *Pinus densiflora* seedlings to high nitrogen load. *Environmental Sciences*, 9, 269 - 282.
- Persson H, Ahlström K, Clemensson AL (1998). Nitrogen addition and removal at Gårdsjön- effects on fine-root growth and fine-root chemistry. *Forest Ecology and Management*, 101, 199 - 206.
- Ren R (任仁), Mi F (米丰杰), Bai NB (白乃彬) (2002). A chemometrics analysis on the data of precipitation chemistry of China. *Journal of Beijing Polytechnic University* (北京工业大学学报), 26, 90 - 95.
- Schulze ED (1989). Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 244, 776 - 783.
- Thimonier A, Dupouey JL, Bost F, Becker M (1994). Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytologist*, 126, 533 - 539.
- Townsend AR, Braswell BH, Holland EA, Penner JE (1996). Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*, 6, 804 - 814.
- van Breemen N, van Dijk HFG (1988). Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 54, 249 - 274.
- van Dijk HFG, de Louw MHJ, Roelofs JGM, Verburgh JJ (1990). Impact of artificial, ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. II. Effects on the trees. *Environmental Pollution*, 63, 41 - 59.
- Vitousek PM (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65, 285 - 298.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman CD (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737 - 750.
- Wu C (吴楚), Wang ZQ (王政权), Fan ZQ (范志强), Sun HL (孙海龙) (2004). Effects of different concentrations and form ratios of nitrogen on chlorophyll biosynthesis, photosynthesis, and biomass partitioning in *Fraxinus mandshurica* seedlings. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 27, 771 - 779.
- Zheng XH, Fu CB, Xu XK, Yan XD, Huang Y, Chen GX, Han SH, Hu F (2002). The Asian nitrogen case study. *Ambio*, 31, 79 - 87.
- Zhou GY (周国逸), Yan JH (闫俊华) (2001). The influence of regional atmospheric precipitation characteristics and its element inputs on the existence and development of Dinghushan forest ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 21, 2002 - 2012. (in Chinese with English abstract)

责任编辑: 李凌浩 责任编辑: 张丽赫