

N 沉降增加对森林生态系统地表土壤动物群落的影响*

徐国良^{1,2}, 周小勇³, 周国逸¹, 莫江明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. 中国科学院研究生院, 北京 100039; 3. 中山大学环境科学与工程学院, 广东 广州 510275)

摘要: 在3种南亚热带代表性森林(季风常绿阔叶林、针阔混交林和马尾松林)中, 历经16个月, 通过5次取样, 对模拟氮沉降增加条件下地表土壤动物群落的响应特征进行了比较研究。试验采用模拟的方法, 人为构建了一个氮沉降增加梯度系列, 即对照、低氮处理(50 kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)、中氮处理(100 kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)和高氮处理(150 kg $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$)。结果表明, N处理水平整体上并未造成土壤动物群落的显著差异。但是, N沉降增加的处理效应在时间尺度上的动态变化中, 也即, 其在与不同植被演替类型、同一植被内不同取样期的交互作用中可以清楚地表现出来。在演替尺度上, 季风林和针叶林对N处理的反应都很灵敏, 前者负效应明显, 后者则正效应明显, 并因此最终改变了土壤动物群落不同林分内的分布格局; 同时, 不同林分对各N处理水平的反应也不同。季风林内, 只有低N处理显示了利好效应; 混交林内, N处理的利好作用有一个从较高浓度的中N处理向较低浓度低N处理转移的过程; 针叶林内, 中N处理自始至终都表现了正向作用。N处理效应的表现也有一个年变化的动态过程。在持续的施N处理过程中, 各林分中表现良好的处理效应最后都有减弱的趋势, 甚至发展到负向效应或转移至更低的N处理水平中。N处理效应的年动态变化过程表明N沉降的累积效应是存在的。与区内的人工苗圃地试验结果进行了比较, 并对产生以上响应的内在机制进行了初步探讨。

关键词: N沉降; 土壤动物; 森林生态系统

中图分类号: Q958.12 **文献标识码:** A **文章编号:** 0529-6579 (2005) S1-0213-09

据估计, 全球每年沉降到各类生物群系的活性氮达 43.47 t^[1], 沉降到海洋表面的活性氮达 27 t^[2]。欧洲和北美部分地区, 大气氮沉降量比工业化前增加了 20 倍以上^[3]。随着经济发展, 已有很多报道指出, 我国也开始面临严重的 N 沉降问题^[1,4-8]。

N 沉降将对全球陆地生态系统产生深远的影响。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了广泛的影响, 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, 增加温室气体(CH₄和NO₂等)排放, 加速土壤酸化和水酸化, 甚至导致森林衰退等^[7-15]。

N 沉降量的绝大部分最终将进入土壤。欧美一些土壤生物学家很早就开始关注土壤 N 素额外输入对土壤动物群落的影响。Boxman 等报道了凋落物分解试验中的弹尾虫和甲螨的种类数量和生物量

统计结果^[16]。Kuperman 对 3 块长期受不同程度 N 沉降量影响的区域进行了大型土壤动物的野外调查, 发现在酸沉降量最低的 Illinois, 大型土壤动物的总个体数、分解者和捕食者的数量都极显著高于另两地^[17]; 但这些没有进行专门实验设计或仅仅基于野外调查的结果不能明确指出 N 沉降对土壤动物的影响。同时, 在许多农业生态系统中的 N 肥施用研究中, 许多学者对土壤动物在各种 N 输入条件下的响应作了大量研究: Nkem 等在棉地内比较了施 N 与不施 N 对大型土壤动物的影响, 发现施 N 使动物的数量下降^[18]。在另外一个研究中, 施 N 使 millipedes 密度减少了 46%^[19]。Sarithchandra 等也研究了施 N、P 肥对土壤生物的影响, 发现植食性线虫对 N 肥的响应最强烈, 在施 N 地的 *Pratylenchus*、*Paratylenchus* 显著升高而 *Meloidogyne* 显著降低, 腐食性的 *Aporcelaimus* 也在施 N 条件下显著减少; 并得出在高强度 N (400 kg \cdot $\text{hm}^{-2} \text{a}^{-1}$) 处理地线虫的成熟度指数显著降低结

* 收稿日期: 2005 - 02 - 02

基金项目: 国家自然科学基金 (30470306, 30270283); 中国科学院知识创新工程重要方向 (KSCX2 SW 20); 中国科学院华南植物研究所所长基金; 广东省自然科学基金资助项目 (021524)。

作者简介: 徐国良 (1975 年生), 男, 博士研究生; 通讯联系人: 莫江明; E-mail: mojm@scbg.ac.cn

果^[20]。Whalen 等对比研究了施用无机 N 肥 (NH_4NO_3) 与有机肥 (动物粪便和植物残体) 对玉米地蚯蚓群落的影响, 发现在 6 a 的处理中, 多数结果显示无机 N 肥输入使蚯蚓数量和生物量显著降低^[21]。但是, 从农业生态系统中得出的结果不适用于森林生态系统, 而且由于农业生态系统的简单化, 这些研究大多只限于某几个土壤动物类群, 不能全面反映 N 输入对土壤动物群落水平的影响。

为了探讨日益严重的大气 N 沉降所造成的环境生物学后果, 作者在鼎湖山开展了 N 沉降对土壤动物影响的专项研究。根据 1 a 的人工苗圃地试验结果, 证明土壤动物对大气 N 沉降的响应是明显的, 尤其是表现出对沉降量的阈值效应。但是, 在自然林中是否存在这种反应, 它是否受到植被环境的影响, 其影响程度如何? 本文试图通过在南亚热带 3 种典型的森林中建立的长期试验样地的研究结果来回答这些问题。

1 研究方法

1.1 研究背景

鼎湖山自然保护区位于广东省肇庆市境内, 距广州市 86 km, 位于东经 $112^{\circ}30'39'' \sim 112^{\circ}33'41''$, 北纬 $23^{\circ}09'21'' \sim 23^{\circ}11'30''$, 地处南亚热带的南缘, 总面积 1155 hm^2 , 为大起伏山地。气候属亚热带季风气候, 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 1 433 h, 年平均气温 20.9°C 。该区雨量充沛, 年降雨量达 1 900 mm, 但分布不均, 4~9 月为雨季, 10~3 月为旱季, 每年还受到数次热带气旋或台风的影响^[22-23]。鼎湖山主要有砖红壤性红壤和黄壤两大类, 土壤酸度较大, pH 值约 $4.2 \sim 5.0$ ^[22]。

马尾松林 (pine forest, PF)、马尾松针阔叶混交林 (pine and leaf - broad mixed forest, MF, 简称混交林) 和季风常绿阔叶林 (monsoon evergreen leaf - broad forest, MEBF, 简称季风林) 是当地 3 种代表性植被。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 (60~90 cm); 混交林样地的母岩为沙岩, 土壤为砖红壤性红壤, 土层厚薄不均, 一般在 30~60 cm 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 30 cm^[24-25]。

1.2 方法

1.2.1 试验设计 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 $10 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 样方; 混交林与马尾松林各建立 9 个 $10 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 样方。样方之间留有足够宽的地带 (约 10 m 宽), 以防止相互之间造成干扰。各样方内又分为 8 个 $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$ 的小样方, 并编上号。为了增加研究结果的可比性, 根据本地地区的氮沉降情况, 氮处理的强度和频度参考国际上同类研究的处理方法^[26], 即实验分 4 个处理组, 分别为对照 (未施氮, 代以同量的水)、低氮处理 ($50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)、中氮处理 ($100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) 和高氮处理 ($150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (注: 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), 但高氮处理仅在季风常绿阔叶林内进行。从 2003 年 7 月中旬开始, 每月初喷施 NH_4NO_3 。除了施氮处理外, 各样地的其余处理措施均保持一致^[27]。

1.2.2 采样 在 2003 年 5 月 21 日至 7 月 4 日对所有样地进行了一次土壤动物群落的本底值调查; 此后, 2003 年 10 月, 2004 年 1、4 和 8 月分别又进行了 4 次调查。调查时在每一个样方内按对角线法选取 5 个点; 在每一点上, 用直径 10 cm 的正方形线框收集地表凋落物层 (季风林 2~3 cm, 混交林和针叶林 3~5 cm), 取 5 次合作一个样; 这样每个样方得到 5 个样。

1.2.3 分析、鉴定方法 DG 指数 $DG = \frac{g}{G} \sum_{i=1}^g (D_i C_i / D_{\text{imax}} C) \text{ [28]}$

式中 D_i 为第 i 类群个体数; D_{imax} 为各群落中第 i 类群的最大个体数; g 为群落中的类群数; G 为各群落所包含的总类群数, C_i / C 为 C 个群落中第 i 个类群出现的比率。

除螨类标本外, 其余各类标本都鉴定至科 (总科)^[29-30]。采用 three - way ANOVA 方法分析各处理、采样期及林分对土壤动物群落的主效应及其交互作用; 处理间的差异显著性利用 SPSS11.5 软件以及 Duncan 多重检验来计算。

2 结果与分析

2.1 土壤动物个体数量的响应

林分类型对土壤动物个体数量存在显著的影响 ($P < 0.05$) (表 1)。总体上, 其排序为: 针叶林 > 季风林 > 混交林, 前两者差异不显著, 但均显著高于后者 ($P < 0.05$) (图 1A, 未标出)。

表 1 各因子及其交互作用对土壤动物群落的影响

Tab. 1 Main and interaction effects of sampling time, N treatment and forest on soil fauna by three-way ANOVA

项目	个体数量		类群数		DG 指数	
	F	Sig.	F	Sig.	F	Sig.
取样期	71.93	0.00	45.45	0.00	17.52	0.00
N 处理	0.67	0.51	0.57	0.57	0.42	0.66
林分	14.83	0.00	24.32	0.00	13.65	0.00
取样期 * N 处理	1.53	0.16	0.82	0.59	0.82	0.59
取样期 * 林分	24.22	0.00	6.07	0.00	8.67	0.00
N 处理 * 林分	5.94	0.00	3.80	0.01	6.97	0.00
取样期 * N 处理 * 林分	1.62	0.08	0.74	0.75	1.05	0.41

取样期与林分对土壤动物的个体数量存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1), 即不同林分在取样期间土壤动物个体数发生了显著不同模式的变化 (图 1A)。2003 年 7 月, 即施 N 试验前的本底调查, 土壤动物个体数的排序为: 季风林 > 混交林 > 针叶林, 这种趋势维持到 2004 年 1 月; 但从 2004 年 4 月始, 情况发生了根本的变化, 针叶林动物个体数

急剧上升, 极显著高于另两林分 ($P < 0.01$); 到 2004 年 8 月, 土壤动物个体数量的排序完全与初始相反: 针叶林 > 混交林 > 季风林。因此, 随着时间尺度的增加, 针叶林土壤动物个体数显著增长, 混交林也有一定幅度上升, 而季风林则相对为负增长, 此消彼长, 各林分土壤动物个体数分布格局发生根本的变化。

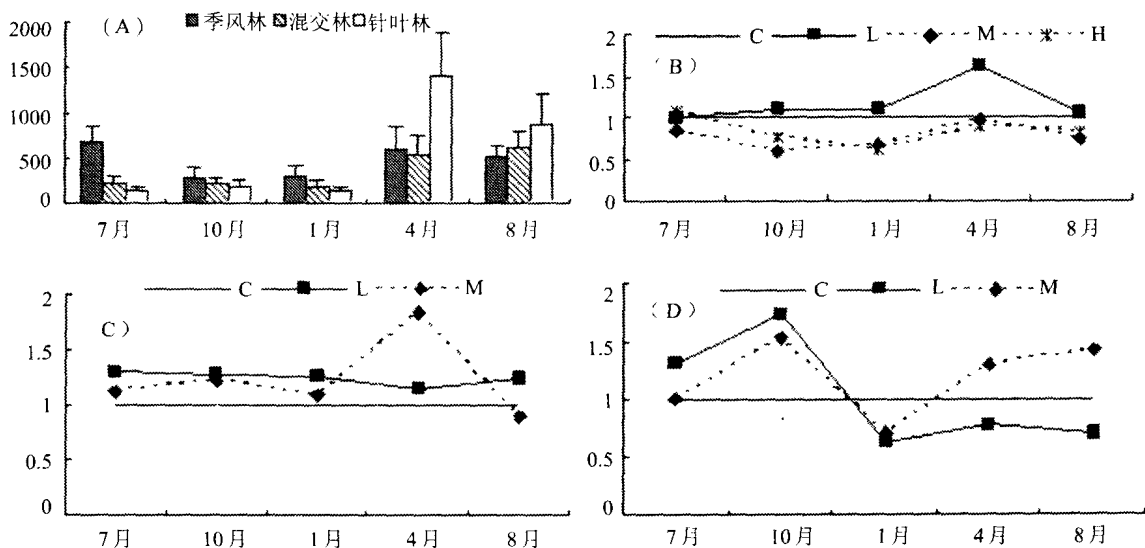


图 1 土壤动物个体数量的响应

Fig. 1 Responses of soil fauna individuals

A: 不同林分在取样期间的对比; B: 季风林土壤动物个体数量在取样期间的变化;

C: 混交林土壤动物个体数量在取样期间的变化; D: 针叶林土壤动物个体数在取样期间的变化

林分与 N 处理水平间也存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1), 即不同林分内 N 处理水平对土壤动物个体数量产生了显著不同的效应。在季风林内 (图 1B), 总体上, 低 N 处理动物个体数量显著高于中 N 和高 N 处理 ($P < 0.05$), 而中 N 和高 N 处理明显低于对照值, 但未产生显著差别; 低 N 处理下, 土壤动物个体数一直随时间递增, 直到 2004 年 4 月达到高峰, 随后发生明显下降, 至

2004 年 8 月降到对照水平; 因此, 在季风林内, 低 N 处理总体显示了利好作用, 但这种作用也随时间增加发生先正后负的变化。在混交林内 (图 1C), 总体上, 各处理值间无显著差异。但明显的是, 施 N 处理 6 个月后, 中 N 处理值明显上升, 达到一个高峰, 其后又急剧下降, 至 2004 年 8 月反低于对照水平; 值得注意的是, 在中 N 处理值大幅下降的同时, 低 N 处理值却出现了上升趋势。

在针叶林内 (图 1D), 总体上, 各处理样地间也无显著差异; 中 N 处理从试验伊始就显示了明显的正向效应, 除 2004 年 1 月出现下降外 (原因未明), 动物个体数持续上升; 低 N 处理值只在试验初期有所增长, 但其后一直处于较低水平, 其原因尚待查明。

在同一个林分内, 不同水平 N 处理与取样期之间也有明显的交互作用。季风林内 (图 1B), 从施 N 试验开始, 各处理间的差异开始增大, 2004 年 1 月, 低 N 处理与对照显著高于中 N 和高 N 处理 ($P < 0.05$), 3 个月以后, 低 N 处理的优势进一步扩大, 显著高于其它各处理 ($P < 0.05$), 但到 2004 年 8 月, 低 N 处理又回复到对照水平。混交

林内 (图 1C), 试验初 6 个月内各处理差异不明显, 但到 2004 年 4 月, 中 N 处理值显著居高 ($P < 0.05$), 到 2004 年 8 月, 低 N 处理值反显著高于中 N 处理 ($P < 0.05$)。针叶林内 (图 1D), 施 N 处理 3 个月后, 各施 N 样地动物个体数量即显著高于对照 ($P < 0.05$); 2004 年 1 月, 各施 N 处理值显著下降, 其原因未明; 以后, 中 N 处理值都显著居高 ($P < 0.05$)。

2.2 土壤动物类群丰度的响应

不同林分类型内土壤动物类群丰度存在显著的差异 ($P < 0.05$) (表 1)。总体上, 其大小顺序为: 季风林 > 针叶林 > 混交林 (图 2A, 未标出)。

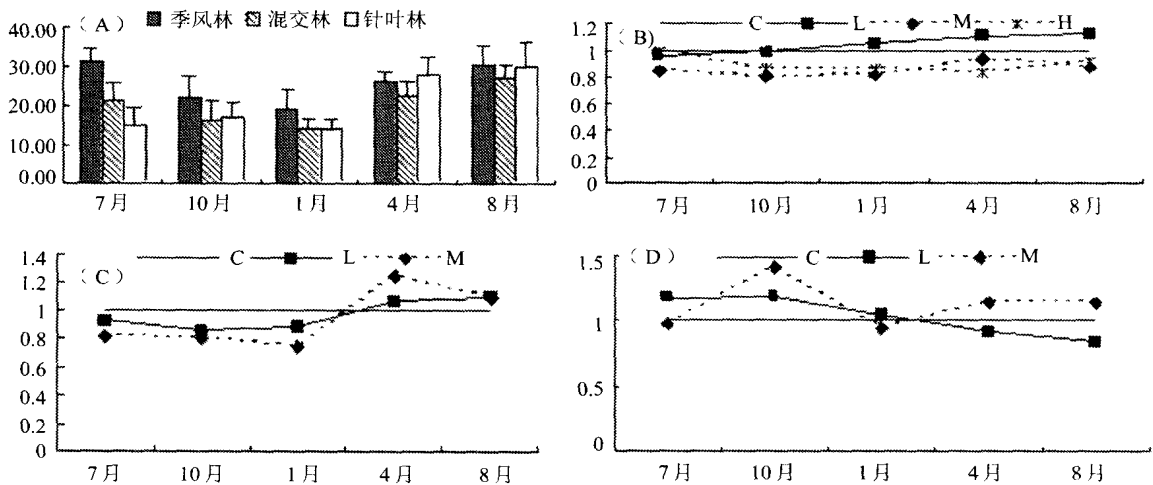


图 2 土壤动物类群数的响应

Fig. 2 Responses of soil fauna group abundance

- A: 不同林分在取样期间的对比; B: 季风林土壤动物类群丰度在取样期间的变化;
C: 混交林土壤动物类群丰度在取样期间的变化; D: 针叶林土壤动物类群丰度在取样期间的变化)

取样期与林分间存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1 和图 2A)。2003 年 7 月, 土壤动物类群丰度的本底状况为: 季风林 > 混交林 > 针叶林。施 N 处理 3 个月后, 针叶林动物类群丰度开始超过混交林, 而且与季风林差距大为减少; 至 2004 年 4 月和 8 月, 针叶林动物类群丰度比初始值有了显著增长, 达到季风林的水平, 超过混交林。可见, 施 N 处理后, 各林分的反应不同, 尤其是季风林与针叶林间形成鲜明的反差。

林分与 N 处理水平对土壤动物类群丰度也存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1), 这揭示在不同林分内 N 沉降处理对土壤动物类群丰度产生了显著不同的影响。在季风林内 (图 2B), 总体上, 低 N 与对照样地动物类群丰度显著大于中 N

和高 N 处理 ($P < 0.05$),

而低 N 处理自 2003 年 10 月以后其值一直高于对照, 显示此境低 N 处理的利好作用, 中 N 和高 N 处理则表现抑制作用。不过, 低 N 处理在 2004 年 4 月后上升的势头明显减缓, 2004 年 8 月只略有上升。在混交林内 (图 2C), 总体上, 各处理间动物类群丰度无显著差异; 中 N 处理在施 N 6 个月后有明显的上升过程, 达到一个高峰, 但随即下降; 低 N 处理在试验开始 6 个月以后也开始上升, 而且在最后一次取样仍保持着这种势头。针叶林内 (图 2D), 总体上, 各处理样地动物类群丰度也没有显著差异; 中 N 处理在试验开始即表现明显的利好作用, 除 2004 年 1 月有所下降外, 一直处上升趋势且高于对照水平; 低 N 处理则从 2003 年 10 月后

持续下降, 原因未明。

在同一个林分内, 不同 N 沉降处理与取样期之间对土壤动物类群丰度也有明显的交互作用。季风林内 (图 2B), 不同处理间的差异随时间推移而明显, 2004 年 1 月, 低 N 处理值显著高于中 N 和高 N 处理 ($P < 0.05$); 2004 年 4 月, 低 N > 对照 > 中 N > 高 N, 且两两差异显著 ($P < 0.05$); 2004 年 8 月, 低 N 仍显著为高 ($P < 0.05$)。混交林内 (图 2C), 试验前半年处理间差异不大, 但 2004 年 4 月, 中 N 值显著高于其它各处理 ($P < 0.05$), 2004 年 8 月, 中 N 值下降, 各处理又回复到同一

水平。针叶林 (图 2D), 施 N 开始后 3 个月, 各处理动物类群丰度排序为: 中 N > 低 N > 对照, 且两两差异显著 ($P < 0.05$); 其后, 虽然中 N 处理值一直高于对照, 但未达显著水平。

2.3 土壤动物多样性的响应

林分对土壤动物多样性存在显著的影响 ($P < 0.05$) (表 1)。总体上, 其大小排序为: 季风林 > 针叶林 > 混交林, 两两之间均差异显著 ($P < 0.05$) (图 3A, 未标出)。针叶林土壤动物多样性显著高于混交林 ($P < 0.05$), 这与自然状态不同。

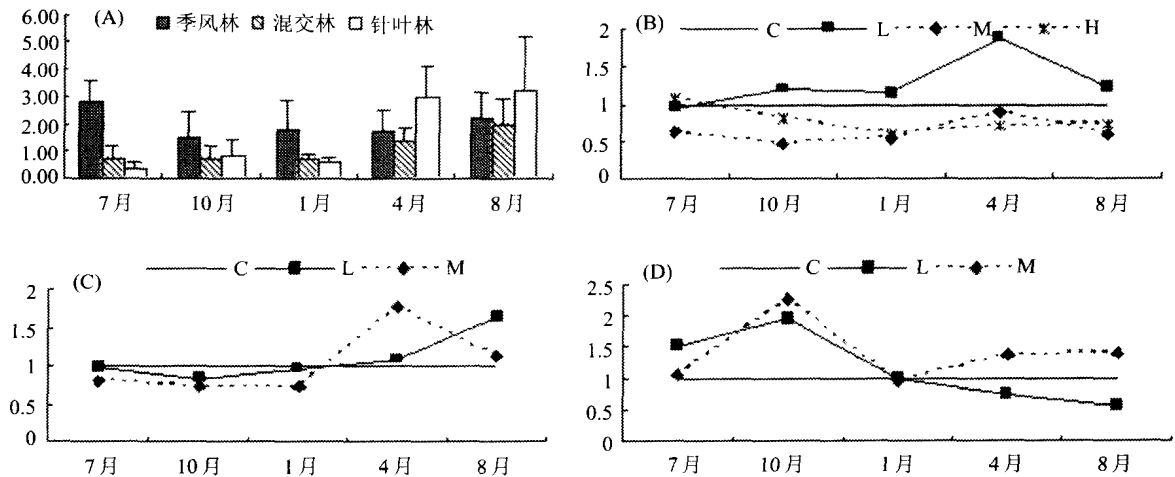


图 3 土壤动物多样性的响应

Fig. 3 Responses of soil fauna DG index

- A: 不同林分在取样期间的对比; B: 季风林土壤动物多样性在取样期间的变化;
C: 混交林土壤动物多样性在取样期间的变化; D: 针叶林土壤动物多样性在取样期间的变化

林分与取样期对土壤动物多样性的影响也存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1), 在不同的采样期间, 不同林分内的土壤动物多样性有显著不同的变化轨迹 (图 3A)。2003 年 7 月, 本底调查, 季风林土壤动物多样性极显著高于另两林分 ($P < 0.01$), 这与常识相符。但其后随着施 N 试验的开始, 季风林动物多样性下降, 混交林未有明显变化, 而针叶林却有增长; 到 2004 年 4 月, 变化开始明显, 针叶林动物多样性有极显著的增加, 其值在以后两次取样中都显著高于季风林和混交林 ($P < 0.05$), 而混交林与季风林处于同一水平。因此, 可以说施 N 处理使不同林分土壤动物多样性格局发生了深刻的变化。

林分与 N 处理水平间也存在显著的交互作用 ($P < 0.05$) (表 1), 即不同林分内, N 沉降处理产生的效应是不同的。在季风林内 (图 3B), 总体上, 低 N 处理样地动物多样性显著高于中 N 和高 N

样地 ($P < 0.05$), 低 N 值也一直居对照之上, 中 N 和高 N 值则一直低于对照; 不过, 低 N 处理在 2004 年 4 月上升至高峰, 随后发生明显的下降。混交林内 (图 3C), 总体上, 各处理间无显著差异; 中 N 处理在试验开始 6 个月以后, 发生了显著的上升, 3 个月后达到高峰, 但随后又急剧下降; 而低 N 处理也在 2004 年 1 月开始缓慢上升, 加速率不断增大。针叶林内 (图 3D), 总体上, 各处理样地间也无显著差异; 中 N 处理从施 N 试验开始就大幅上升, 中间除 2004 年 1 月有下降外, 一直保持上升势头, 始终高于对照; 而低 N 处理只在 2003 年 10 月略有增加, 以后一直下降, 原因未明。

在同一个林分内, 不同 N 沉降处理与取样期之间也有明显的交互作用。季风林内 (图 3B), 试验开始后, 各处理间差异渐明显, 2004 年 1 月, 低 N 和对照样地动物多样性显著大于中 N 和高 N 样地 ($P < 0.05$); 3 个月后, 低 N 处理值极显著高

于所有其它处理 ($P < 0.01$); 2004 年 8 月, 低 N 值恢复到对照水平。混交林内 (图 3C), 试验处理 6 个月以后, 差异显化, 2004 年 4 月, 中 N 值显著居高 ($P < 0.05$), 但到 2004 年 8 月, 低 N 值后来居上, 且显著高于其它各处理 ($P < 0.05$)。针叶林内 (图 3D), 施 N 试验后 3 个月, 各施 N 样地动物多样性显著高于对照 ($P < 0.05$), 其排序为: 中 N > 低 N > 对照; 以后, 只有中 N 处理一直居高, 2004 年 4 月达显著水平 ($P < 0.05$), 2004 年 8 月与对照差异已不显著。

3 结论与讨论

N 沉降增加处理整体上并未对地表土壤动物群落产生显著的影响 (表 1)。但是, N 沉降的处理效应又是明显存在的, 它体现在时间尺度的动态变化上, 也即, 其在与不同演替阶段植被、同一森林内不同取样期间的交互作用中可以清楚地表现出来。

在演替尺度上, 首先, 各林分的反应灵敏度存在差异。季风林和针叶林对 N 处理的反应都很灵敏, 试验一开始, 前者负效应明显, 后者则正效应明显。而混交林在试验开始 6 个月内都没有表现明显的效应。其次, 一年的施 N 试验, 5 次取样, 在总体上, 针叶林的动物个体数最大, 而且在个体数和多样性上都显著性高于混交林 ($P < 0.05$), 这与自然状态不符。因此, N 沉降处理的实施对土壤动物群落不同林分内分布格局的改变显而易见。最后, 在不同林分内动物对各 N 处理程度的反应也不同: 在季风林内, 总体上, 只有低 N 处理显示了利好效应; 混交林内, N 处理的利好作用有一个从高浓度的中 N 处理向较低浓度的低 N 处理转移的过程。针叶林内, 中 N 处理自始至终都表现了对土壤动物群落的促进作用。因此, 在演替尺度上, N 沉降处理的实施都使土壤动物群落体现了明显的梯度变化趋势。

许多有关氮沉降对植物和微生物影响的研究结果证明, 一定限度内的氮沉降对生物可能是有利的, 但过量的氮沉降则会造成负面影响^[31-32]。其中的界线可能就在于生态系统是否达到了“氮饱和”^[33]。因为生态系统达到氮饱和后, 过量 NO_3^- 的淋溶都具有强烈的酸化作用。在氮饱和的森林生态系统中氮沉降 (以 NO_3^- 或 NH_4^+) 增加, 将导致 NO_3^- 淋溶增加和土壤酸度的提高^[33]。已有证据表明, 由于土壤中产生了过剩的 NO_3^- , Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等盐基阳离子的淋失随之增加^[34-35]; 矿质土壤中 Ca^{2+} 的净损失对土壤有酸化作用^[34], 土壤酸化将

反过来急剧增加土壤中的阳离子特别是 Al^{3+} 、 Mn^{2+} 和 Rb^+ 的通量^[34,36]。土壤 pH 值和根际 $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ 比率通常可作森林土壤酸化和潜在的森林危害指标^[37]。总之, NO_3^- 浓度的上升将提高土壤溶液的酸度和 Al^{3+} 浓度, 因此可直接或间接地引起森林衰退。例如, 在北美的一些森林生态系统中, 土壤中高浓度的 NO_3^- 引起了 Al^{3+} 活化和 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 淋失, 致使 $\text{Al}^{3+}/\text{Ca}^{2+}$ 比率和 $\text{Al}^{3+}/\text{Mg}^{2+}$ 比率极不平衡, 其比率有的高达 30~40, 有的甚至更高, 抑制了森林对 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的吸收, 导致了森林衰退^[38]。另外, NH_4^+ 对多数土壤生物也尤为有害, 尤其是在高输入的条件下^[39]。现已知, 高 N 输入能对土壤动物造成明显的负面影响^[18-20,40]。

在本实验开展区, 季风林土壤无论是全氮含量还是有效氮含量均约是马尾松林和混交林的 2 倍; 季风林植物叶片氮含量、凋落物氮素输入也高于马尾松林和混交林, 说明季风林生态系统相对于马尾松林和混交林更富氮, 而马尾松林土壤氮素供应力最低^[24,41-42]。富氮的生态系统在接受外加氮处理比贫氮的系统更容易表现出氮淋溶, 对外加氮的响应也更强烈^[31,42-45], 原因可能是其更容易达到氮饱和。因此, 输入的无机 N 在富 N 的季风林中最容易积累, 由前述可知, 这使得季风林更易达到 N 饱和并在较短的时间和较低的处理浓度下对土壤动物表现出负效应; 而针叶林相对受 N 限制, 土壤系统最不易达到 N 饱和, 这使其在外 N 输入下迅速地表现正向效应, 而且可以在较高的处理浓度下保持这种趋势。

在本研究区人工苗圃样地已开展的前期研究有两个主要结果: (1) 在 1 a 的试验处理中, N 沉降整体上一直表现对土壤动物群落的促进作用; (2) N 沉降增加具有明显的阈值效应, 在 1 a 的时间内, 中 N 处理始终为动物各参数取值高峰及变化的临界点。这些结果与本研究自然林的结果有一定差异。首先, 在同样的时间内, 自然林 N 沉降增加整体上并未对土壤动物群落产生明显影响。其次, N 处理水平的阈值效应在自然林中表现不明显, 而且在 1 a 的时间内其临界点明显有由较高浓度向较低浓度转移的趋势。然而, 以上结果同时具有内在的统一性: 它也与生态系统的 N 本底状况有关, 并由此产生了 N 饱和进程的差异。由于苗圃地是在一块长期栽植苗木, 但疏于管理的空地上翻耕, 混匀而成, 土壤肥力差^[46], 与自然林相比, 此生态系统更受 N 限制, 因此在 N 沉降增加情况下, 更易且在相对更长的时间内表现正向效应。

N 沉降增加处理在各森林中表现不是固定的,

它也有一个年变化的动态过程。低 N 处理在季风林内一般表现出正效应, 相对其它处理的优势不断扩大, 但最后一次取样, 个体数和多样性指标已回复至对照水平。混交林内 N 处理的年变化规律更清楚, N 处理的利好作用在一年的施 N 试验过程中很明显由中 N 转移到低 N。在针叶林, 中 N 处理虽然在试验伊始即表现明显的利好作用, 而且在 1a 的试验处理过程中一般都居对照值之上, 不过到最后一次取样, 动物类群丰度和多样性与对照之间的显著差异已消失。也就是说, 在持续的施 N 处理过程中, 各林分中表现良好的处理效应最后都有减弱的趋势, 甚至发展到负向效应, 其利好作用转移至更低浓度的 N 处理中。

从 N 沉降增加处理在各林分中的年动态变化过程, 可以肯定, N 沉降的累积效应是存在的。当某一浓度的 N 处理在一个林分内表现出正向效应时, 表明此时 N 处理创造了有利于土壤动物群落发展的良好环境。但是由于外源 N 的持续输入, 如其未被及时充分利用, 进入系统循环, 从而积累起来, 达到甚至超过系统的“N 饱和”水平时, 很容易理解, 在这个过程中正向效应将减弱、消失甚至产生负效应, 这可能就是 N 处理下土壤动物学效应年动态变化的根本原因。这种现象已在温带的相关研究中发生, 如美国哈佛森林的长期生态系统研究 (LTER) 中, 9 a 的施氮处理, 各林木生物量比对照都有不同幅度的增加, 但 9 a 以后, 松林林木生物量随着氮输入量的增加而减少, 高氮处理样方林木生物量与对照比显著减少^[32]。此结果也证实了作者在前期研究中的推测。

参考文献:

- [1] HOLLAND E A, DENTENER F J, BRASWELL B H, et al. Contemporary and pre - industrial global reactive nitrogen budgets [J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 7 - 43.
- [2] GALLOWAY J N, COWLING E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change [J]. *Ambio*, 2002, 31: 64 - 71.
- [3] BARTNICKI J, ALCAMO J. Calculating nitrogen deposition in Europe [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1989, 47: 101 - 123.
- [4] CHOU R L, WU Q. Study on the sensitivity to terriecosystem to acid precipitation [J]. *Advances in environmental science*, 1997, 5(4): 8 - 22.
- [5] 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[J]. *生态学报*, 2001, 21(12): 2002 - 2012.
- [6] 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 [J]. *Ecological Applications*, 1996, 6: 804 - 814.
- [7] 李德军, 莫江明, 方运霆, 等. 氮沉降对森林植物的影响[J]. *生态学报*, 2003, 23(9): 1891 - 1900.
- [8] 徐国良, 莫江明, 周国逸, 等. 土壤动物与 N 循环及其对 N 沉降的响应[J]. *生态学报*, 2003, 23(11): 2453 - 2463.
- [9] 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[J]. *生态学报*, 2004, 24(7): 1523 - 1531.
- [10] MARTIN K, SCOTT D W. Nitrogen deposition and forest expansion in the northern great plains [J]. *J Ecol*, 2001, 89: 807 - 817.
- [11] MOFFAT A S. Global nitrogen overload problem grows critical [J]. *Science*, 1998, 279: 988 - 989.
- [12] NIHLGARD B. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe [J]. *Ambio*, 1985, 14: 2 - 8.
- [13] SHARON J H, PAMELA A M. Nitrogen oxide emissions after nitrogen additions in tropical forests [J]. *Nature*, 1999, 400: 152 - 155.
- [14] VITOUSEK P M, ABER J D, HOWARTH R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences[J]. *Ecol Appl*, 1997, 7(3): 737 - 750.
- [15] 薛瑞花, 莫江明, 李炯, 等. 氮沉降对外生菌根真菌的影响[J]. *生态学报*, 2004, 24(8): 1785 - 1792.
- [16] BOXMAN A W, BLANCK K, BRANDRUD T, et al. Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project [J]. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101: 65 - 79.
- [17] KUPERMAN R G. Relationships between soil properties and community structure of soil macroinvertebrates in oak - hichory forests along an acidic deposition gradient [J]. *Applied Soil Ecology*, 1996, 4: 125 - 137.
- [18] NKEM J N, LOBRY D E, BRUYN L A, et al. Changes in invertebrate populations over the growing cycle of an N - fertilised and unfertilised wheat crop in rotation with cotton in a grey Vertosol [J]. *Applied Soil Ecology*, 2002, 20(1): 69 - 74.
- [19] SCHEU S, SCHAEFER M. Bottom - up control of the soil macrofauna community in a beechwood on limestone: manipulation of food resources [J]. *Ecology*, 1998, 79: 1573 - 1585.
- [20] SARATHCHANDRA S U, GHANI A, YEATES G W, et al. Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 953 - 964.
- [21] WHALEN J K, PARMELEE R W, EDWARDS C A. Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments [J]. *Bio Fertil Soils*, 1998, 27: 400 - 407.
- [22] 侯爱敏, 彭少麟, 周国逸. 鼎湖山地区马尾松年轮元

- 素含量与酸雨的关系[J]. 生态学报, 2002, 22(9): 1552 - 1559.
- [23] 夏汉平, 余清发, 张德强. 鼎湖山 3 种不同林型下的土壤酸度和养分含量差异及其季节动态变化特性[J]. 生态学报, 1997, 17(6): 645 - 653.
- [24] MO J M, BROWN S, PENG S L, et al. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China[J]. *For Ecol Man*, 2003, 175(3): 573 - 583.
- [25] 王铸豪, 何少颐, 宋绍墩, 等. 鼎湖山自然保护区的植被[J]. 热带亚热带森林生态系统研究, 1982, 1: 77 - 141.
- [26] HALL S J, MATSON P A. Nutrient status of tropical rain forests influences soil n dynamics after N additions[J]. *Ecol Monographs*, 2003, 73(1): 107 - 129.
- [27] 莫江明, 薛瑞花, 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[J]. 生态学报, 2004, 24(7): 1413 - 1420.
- [28] 廖崇惠, 李健雄, 黄海涛. 南亚热带森林土壤动物群落多样性研究[J]. 生态学报, 1997, 17(5): 549 - 555.
- [29] 尹文英. 中国土壤动物图鉴[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [30] 郑乐怡, 归鸿. 昆虫分类[M]. 南京: 南京师范大学出版社, 1999.
- [31] ABER J D, MCDOWELL W, NADELHOFFER K J, et al. Nitrogen saturation in Northern forest ecosystems, hypotheses revisited[J]. *Bioscience*, 1998, 48: 921 - 934.
- [32] MAGILL A H, ABER J D, BERNTSON G M, et al. Long - term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests[J]. *Ecosystems*, 2000, 3: 238 - 253.
- [33] 肖辉林. 大气氮沉降对森林土壤酸化的影响[J]. 林业科学, 2001, 37(4): 111 - 116.
- [34] FOSTER N W, HAZLETT P W, MCOLSON J A, et al. Long leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification[J]. *Water Air Soil Poll*, 1989, 48: 251 - 261.
- [35] WATMOUGH S A, HUTCHINSON T C, SAGER E P S. The impact of simulated acid rain on soil leachate and xylem chemistry in a Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb) stand in northern Ontario, Canada[J]. *Water Air Soil Poll*, 1999, 111: 89 - 108.
- [36] BERGKVIST B, FOLKESON L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition[J]. *Water Air Sois Poll*, 1992, 65: 111 - 133.
- [37] KROSROS J, DE VRIES W, JANSSEN P H M, et al. The uncertainty in forecasting trends of forest soil acidification[J]. *Water Air Soil Poll*, 1993, 66: 29 - 58.
- [38] TOMLINSON G H. A possible mechanism relating increased soil temperature to forest decline[J]. *Water Air Soil Poll*, 1993, 66: 365 - 380.
- [39] ABRAHAMSEN G, WILLIAM N, THOMPSON. A long term study of the enchytraeid (*Oligochaeta*) fauna of a mixed coniferous forest and the effects of urea fertilization[J]. *Oikos*, 1979, 32: 318 - 327.
- [40] LOKUPITIYA E, STANTON N L, SEVILLE R S, et al. Effects of increased nitrogen deposition on soil nematodes in alpine tundra soils[J]. *Pedobiologia*, 2000, 44: 591 - 608.
- [41] 张德强, 叶万辉, 余清发, 等. 鼎湖山演替系列中代表性森林凋落物研究[J]. 生态学报, 2000, 20(6): 938 - 944.
- [42] FENN M E, POTH M A, ABER J D, et al. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies[J]. *Ecol Appl*, 1998, 8(3): 706 - 733.
- [43] GUNDERSEN P, EMMETT B A, KIONAAS O J, et al. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: a synthesis of NITREX data[J]. *For Ecol Man*, 1998, 101: 37 - 55.
- [44] MATSON P A, MCDOWELL W H, TOWNSEND A R, et al. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments[J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 67 - 83.
- [45] WRIGHT R F, RASMUSSEN L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *For Ecol Man*, 1998, 101: 1 - 7.
- [46] 徐国良, 莫江明, 周国逸, 等. 模拟 N 沉降对苗圃地土壤动物群落的响应[J]. 生态环境, 2004, 13(4): 487 - 492.

Responses of Aboveground Soil Fauna Community to Simulated N Deposition Addition in Forest Ecosystems

XU Guo-liang^{1,2}, ZHOU Xiao-yong³, ZHOU Guo-yi¹, MO Jiang-ming¹

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

2. the Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China;

3. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

Abstract: The responses of aboveground soil fauna in three native typical forests, monsoon evergreen leaf-broad, pine and leaf-broad mixed and pine forests (MEBF, MF and PF) in subtropical China to simulated N deposition addition in more than one year were studied in this paper. Treatments including control (No addition), low N deposition ($50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), middle N deposition ($100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), high N deposition ($150 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) by spreading water or NH_4NO_3 . It suggested that there were not significant effects of N deposition addition on soil fauna when the values averaged across all of the samplings. But when the variances of time dimension were added to, it was clear of the influences of N treatments. In other words, there were significant interactions between N treatment and forest succession and the interactions between N treatment and sampling time in a certain forest. For the succession responses, mature MEBF and primary PF were all sensitive to N deposition addition. On the whole, the treatments produced negative effects in MEBF, and positive effects in PF, and the distribution pattern of soil fauna in the three forests were changed drastically. At the same time, the influences of a certain N treatment level on soil fauna varied with forest types: it was advantaged of low N treatment in MEBF; in MF, medium N firstly and then low N was favorable; medium N treatment consistently advantaged in PF. The effects of N deposition were also varied with sampling times. Because of the consistently N inputs, the advantage effects of a certain treatment in a certain forest would decrease at last, or even shift to negative effects and a lower treatment would be favorable at the same time. It indicated that deposited N would be accumulated in a long time treatment. Comparison between the study and the results from man-made seeding plots were conducted and the mechanism in the responses of soil fauna to N deposition addition were also discussed preliminarily.

Key words: N deposition; soil fauna; forest ecosystem