

徐星凯, 韩琳, 罗献宝. 2012. 模拟氮沉降对温带阔叶红松林地氮素净矿化量的影响 [J]. 气候与环境研究, 17 (5): 628–638, doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2012.11043. Xu Xingkai, Han Lin, Luo Xianbao. 2012. Effects of stimulated N deposition on soil net N mineralization under a temperate Korean pine and broadleaf mixed forest [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 17 (5): 628–638.

模拟氮沉降对温带阔叶红松林地氮素 净矿化量的影响

徐星凯¹ 韩琳^{1,2} 罗献宝^{1,2}

1 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理和大气化学国家重点实验室, 北京 100029

2 中国科学院研究生院, 北京 100049

摘 要 采用埋置 PVC 管的树脂芯方法原位测定了不同氮形态及其剂量作用下长白山阔叶红松林地 0~7 cm 和 0~15 cm 土壤氮素净氨化、净硝化和净矿化量的季节和年际变化规律。近 3 年的观测结果表明, 对照处理不同土层氮素年净矿化量中以净氨化占主导地位, 约占净矿化量的 53%~72%, 高剂量 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的输入使该比例减少至 37%~66%, 而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的输入却使该比例增至 86%~92%。随着模拟氮沉降量增加, 土壤氮素年净矿化量也随之增加, 尤其外源 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 输入对净矿化量的促进作用更为明显, 但随着施肥年限的延长, 这种促进作用逐渐减弱。与林地 0~15 cm 土壤相比, 氮沉降量增加对 0~7 cm 土壤氮素净氨化和净矿化量的促进作用更为明显, 尤其是 NH_4Cl 处理的促进作用更大。通过将实验结果与前人报道的野外原位观测整合, 逐步回归分析后发现土壤氮素年净矿化量随着氮素年沉降量的增加而增大, 氮沉降量对不同区域森林土壤氮素年净矿化量的贡献率约为 38%; 大气氮沉降量、森林有机层 pH 及其碳/氮比值可解释不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量一半的变化。研究结果将利于有效预测区域林地氮素净矿化量特征及其对环境变化的响应。

关键词 氮沉降 森林土壤 氮素净氨化 氮素净硝化 氮素净矿化 原位观测

文章编号 1006-9585 (2012) 05-0628-11

中图分类号 X142

文献标示码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2012.11043

Effects of Stimulated N Deposition on Soil Net N Mineralization under a Temperate Korean Pine and Broadleaf Mixed Forest

XU Xingkai¹, HAN Lin^{1,2}, and LUO Xianbao^{1,2}

1 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

Abstract Soil samples at 7 cm and 15 cm depths under a Korean pine and broadleaf mixed forest at Changbai Mountain, Northeast China, were collected with PVC tubes with resin cores at bases to study seasonal and annual changes in soil net N ammonification, net N nitrification, and net N mineralization after the addition of N sources such as $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4Cl , and KNO_3 . In the non-fertilized plots, net N ammonification of the soils at both depths accounted for 53%–72% of soil net N mineralization, whereas the ratio of soil net N ammonification to net N mineralization was reduced by 37%–66% in the KNO_3 added soils at a high dose, and the ratio was increased by 86%–92% in the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ treated soils. The addition of N sources, particularly $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, appeared to increase soil net N mineralization, and the

收稿日期 2011-03-19 收到, 2012-05-20 收到修定稿

资助项目 全球变化研究国家重大科学研究计划 2010CB950602, 国家自然科学基金项目 40875085、41021004、41175133

作者简介 徐星凯, 男, 1969 年出生, 博士, 研究员, 主要从事陆地碳氮循环和温室气体源汇机制研究。E-mail: xingkai_xu@yahoo.com.cn

stimulating effect reduced with time of fertilization. Both net N ammonification and net N mineralization rates of the soils at the 7 cm depth were greater than those of the soils at the 15 cm depth, particularly after the addition of NH_4Cl . In combination with results of previous studies, stepwise regression analysis showed that 38% of the variability in annual net N mineralization of forest soils at various global sites could be attributed to the annual wet atmospheric N deposition. In addition, 50% of the variability in annual soil net N mineralization could be attributed to the annual wet atmospheric N deposition, the pH value of forest organic horizon, and the ratio of total C to total N. The results are beneficial for predicting soil net N mineralization at regional forest stands and its responses to environmental changes.

Key words N deposition, forest soil, net N ammonification, net N nitrification, net N mineralization, in situ measurement

1 引言

有机氮的矿化水平是土壤供氮能力的一个重要指标 (Burton et al., 2007), 同时影响着土壤氮的周转速率和森林的生产力水平 (王叶和延晓冬, 2006)。研究发现大气氮沉降量、土壤氮素转化和氮素淋溶之间存在着关联性 (Vestgarden et al., 2003; Jefts et al., 2004; Brenner et al., 2005; Chen and Mulder, 2007); 大气氮沉降可以影响森林土壤氮素矿化和硝化速率, 进而导致林地氮素流失 (Koopmans et al., 1995; Schröter et al., 2003; Aber and Magill, 2004) 和氮储量的改变 (David et al., 1998)。研究表明, 模拟氮沉降量增加可以促进森林土壤氮素净矿化量 (Emmett et al., 1995; Gundersen et al., 1998; Kjønaas et al., 1998; Regina et al., 1998; Jefts et al., 2004; Brenner et al., 2005; McNulty et al., 2005), 这种促进作用随时间的延长而逐渐减弱 (Magill et al., 2000)。然而, 也有研究报道增加氮沉降量可抑制森林土壤氮素净矿化量 (Jussy et al., 2004) 或没有影响 (Magill et al., 1996)。为此, 有必要正确认识氮沉降量增加对森林土壤氮素净矿化量的影响效应, 这将有助于预测不同区域森林土壤氮素动态特征及其对氮沉降量增加的响应 (刘子锐等, 2009)。

我国是全球第三大氮沉降集中区 (Richter et al., 2005), 但目前我国关于大气氮沉降对森林土壤氮素行为的研究多数集中在实验室研究 (周才平和欧阳华, 2001; 周才平等, 2003; Ouyang et al., 2008), 无法真实地反映林地土壤氮素转化过程 (Arnold et al., 2008)。当前野外原位测定大气氮沉降量增加对我国森林土壤氮素净矿化量的影响, 少数报道多集中在亚热带/热带森林生态系统 (甘建民等, 2003; 方运霆等, 2004; 李明锐和沙丽清, 2005; Chen and Mulder, 2007), 而对我国温带森林土壤和多年野外

观测鲜见报道。这将极不利于全面评价大气氮沉降量增加对我国不同区域森林土壤氮素净转化过程的影响。尽管国际上关于温带森林土壤氮素净矿化量的原位观测较多, 但是仍缺乏综合分析不同形态氮沉降量、森林类型和气候因子对土壤氮素年净矿化量的影响。基于此, 本研究以东北典型温带阔叶红松林为研究对象, 通过近 3 年的野外原位观测了解模拟大气氮沉降量增加对我国温带森林土壤氮素净矿化量的影响, 并有效整合以前有关报道, 力求正确认识大气氮沉降量增加以及协同有关环境因子对不同区域森林土壤氮素年净矿化量的影响效应。

2 材料与方法

2.1 研究区域概况

实验样地位于中国科学院长白山森林生态系统定位站一号标准地附近的阔叶红松混交林内 ($42^{\circ}24'\text{N}$, $128^{\circ}28'\text{E}$), 海拔约为 740 m, 属温带大陆性气候, 年均气温约为 4.1°C , 年均降水量约为 855 mm, 地下水位约为 9 m, 地面凋落物湿度在冰雪消融的春季达到最大值 (Xu et al., 2009), 该林地火山灰发育的温带棕色森林土壤, 剖面土壤属性可见文献报道 (Xu et al., 2007)。

2.2 野外实验设计

利用 3 种氮形态 [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 NH_4Cl 和 KNO_3] 和两种剂量 [22.5 、 $45 \text{ kg(N)}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] 进行野外林地氮沉降量增加模拟实验, 并以不喷施氮的小区为对照, 力求研究相对于当前大气氮沉降量增至 1 和 2 倍时该温带林地氮素净矿化量的季节和年际变化规律。对照和高剂量氮沉降处理自 2006 年 7 月开始, 低剂量氮沉降处理自 2007 年 6 月开始, 2006 年分 4 次、2007 年分 5 次、2008 年分 6 次, 分别在每年植被生长旺期每月上旬喷施等剂量氮肥, 对照处理施入等量水。每种处理均设 4 个样方重复,

样方面积约为 $3\text{ m} \times 3\text{ m}$ 。

2.3 样品采集和分析

根据 Bhogal et al.(1999)的树脂芯法,原位观测森林土壤氮素净氨化、净硝化和净矿化量。根据该林地土壤 A 层厚度和细根分部状况,本次研究中土壤深度分别选择 $0\sim 7\text{ cm}$ 和 $0\sim 15\text{ cm}$,以便结合其它观测了解土壤氮素转化量分别跟森林地表温室气体净通量和碳氮淋溶通量的关联机制。自 2006 年 7 月始埋置 PVC 管,并将树脂置于 PVC 管底部,分别在 2006 年 9 月和 11 月,2007 年 6 月、8 月和 10 月,2008 年 4 月、7 月、9 月和 11 月采样,所有样品过筛后冷冻保存以备分析。土壤和树脂中交换态 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量用 $1\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ KCl}$ 溶液浸提,比色法测定 (Tan, 1996)。根据降水强度,利用降水收集器不定期收集野外施肥小区附近林内穿透雨样品,每次收集 32 个样品。降水中总氮 (total nitrogen, DN) 含量利用岛津 TOC-V_{CSH}/TN 分析仪测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量利用比色法测定 (Tan, 1996); 降水中溶解性有机氮 (dissolved organic nitrogen, DON) 含量可以根据总氮与矿质氮含量的差值计算。

2.4 计算与统计分析

两种深度土壤氮素净氨化量为相邻两次采样的单位面积相应土层 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量的差值与被树脂吸附的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量之和; 土壤氮素净硝化量为相邻两次采样的单位面积相应土层 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量

的差值与被树脂吸附的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量之和; 土壤氮素净矿化量为氮素净氨化量与净硝化量之和 (Hatch et al., 2000)。利用降水体积平均浓度与降水量乘积计算野外实验观测期每月林内降水氮素沉降量。所有降水中不同形态氮素沉降量和土壤氮素净转化量单位均为 $\text{mg}(\text{N})\cdot\text{m}^{-2}$ 。所有结果均计算平均值和标准误差。通过 SPSS 软件重复测量的 One-Way ANOVA 检验来比较不同氮沉降形态及其剂量处理对不同深度土壤氮素净转化量的差异。整合以前有关报道的结果,利用 SPSS 软件逐步回归分析了解不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量的主控因子。

3 结果与讨论

3.1 大气氮湿沉降量的变化规律

从图 1 可见,大气氮湿沉降量具有季节性变化,夏季最高,进入秋季后降低;每年春季第 1 次降水采集存在比较高的氮沉降量,原因是包括了整个冬季的氮素沉降量。2007 年和 2008 年长白山阔叶红松林地大气氮湿沉降量分别为 $18.9\text{ kg}(\text{N})\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $14.5\text{ kg}(\text{N})\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$,其中矿质氮的沉降量分别为 $10.2\text{ kg}(\text{N})\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $6.0\text{ kg}(\text{N})\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$; 矿质氮沉降量以铵态氮为主,其沉降量约占总矿质氮量的 70%。Du et al. (2008) 和 Guo et al. (2005) 分别报道中国南方森林穿透雨中氮沉降量在夏末秋初较高,进入秋、冬季后降低,并且在每年的 3

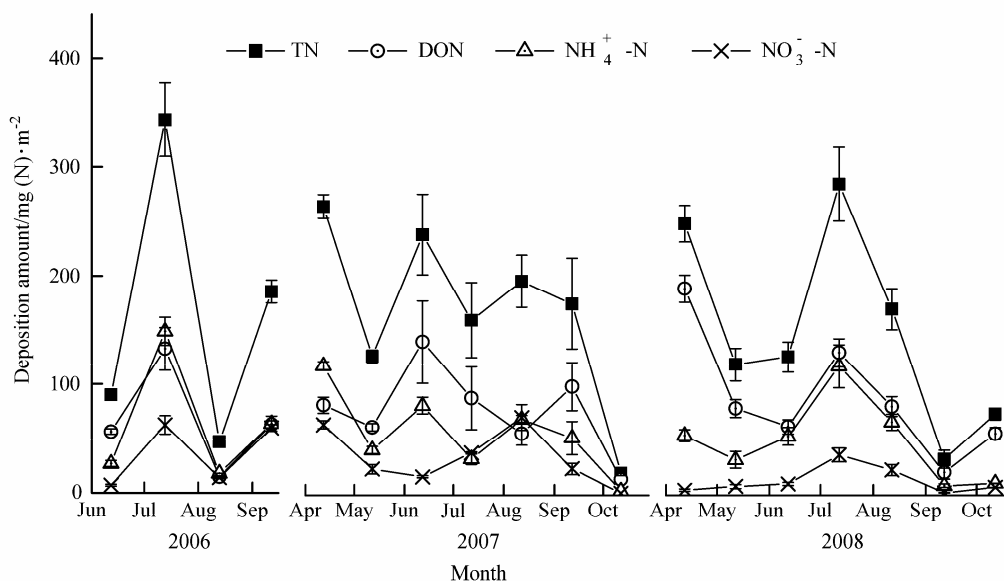


图 1 2006~2008 年温带阔叶红松林穿透雨不同形态氮湿沉降量的季节性变化

Fig. 1 Seasonal variations of wet atmospheric deposition amount of different N pools under a temperate Korean pine and broadleaf mixed forest stand from 2006 to 2008

月也有较大的氮沉降量, 其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 占矿质氮沉降量的 64.6% (Du et al., 2008)。本文的观测结果与 Berger et al. (2008) 报道的澳大利亚森林矿质氮湿沉降量 [$9.1 \sim 16.6 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] 相似, 却低于德国森林矿质氮湿沉降量 [$13.3 \sim 27.7 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] (Solinger et al., 2001) 和我国南方森林矿质氮湿沉降量 [$26.2 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] (Du et al., 2008)。实验结果表明, 降水中总氮 (y_1) 和矿质氮沉降量 (y_2) 分别与月降水量 (x , 单位: mm) 呈显著正相关, $y_1 = 1.61x + 65.29$ (确定系数 $R^2 = 0.57$, 样本总数 $n = 16$, 检验值 $P < 0.001$), $y_2 = 1.07x + 11.71$ ($R^2 = 0.69$, $n = 16$, $P < 0.001$)。降水总氮 (TN) 和矿质氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$) 沉降量也分别与月均气温 (单位: $^{\circ}\text{C}$) 呈显著的正相关关系 ($R^2 = 0.41$, $P < 0.05$ 和 $R^2 = 0.41$, $P < 0.05$)。然而, 可溶性有机氮 (DON) 湿沉降量分别与月降水量和月均气温呈现弱的正相关关系, R^2 分别为 0.27 和 0.27。Berger et al. (2008) 报道的澳大利亚中部针阔混交林内矿质氮湿沉降量主要受降水量的影响。Solinger et al. (2001) 发现德国南部森林穿透雨中可溶性有机氮沉降量呈明显的季

节性变化, 其浓度与气温呈显著的正相关关系 ($R^2 = 0.79$, $P < 0.05$)。因此, 降水量和气温将影响到不同区域森林生态系统中穿透雨不同形态氮素沉降量, 其影响程度可能因不同立地条件而有所差异。

3.2 模拟氮沉降对温带林地土壤氮素净转化量的影响

2007~2008 年长白山阔叶红松林地对照区土壤氮素年净矿化量变化范围为 $1.2 \sim 16.7 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, 该结果与 Gundersen et al. (1998) [$13 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] 和 Brenner et al. (2005) [$9.3 \sim 13.6 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] 的报道结果相近, 但是低于 Schröter et al. (2003) 报道的欧洲针叶林土壤氮素年净矿化量 [$28 \sim 90 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]、Koopmans et al. (1995) 报道的荷兰森林土壤氮素年净矿化量 [$51 \sim 171 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$] 和 Chen and Mulder (2007) 报道的中国亚热带森林土壤氮素年净矿化量 [$52 \sim 63 \text{ kg(N)} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]。因此, 森林土壤氮素年净矿化量因不同区域大气氮沉降量、土壤和森林类型以及实验方法的差异有所变化。由图 2~4 显示, 近 3 年观测期内 2008 年对照处理 0~7 cm 和 0~15 cm 土层

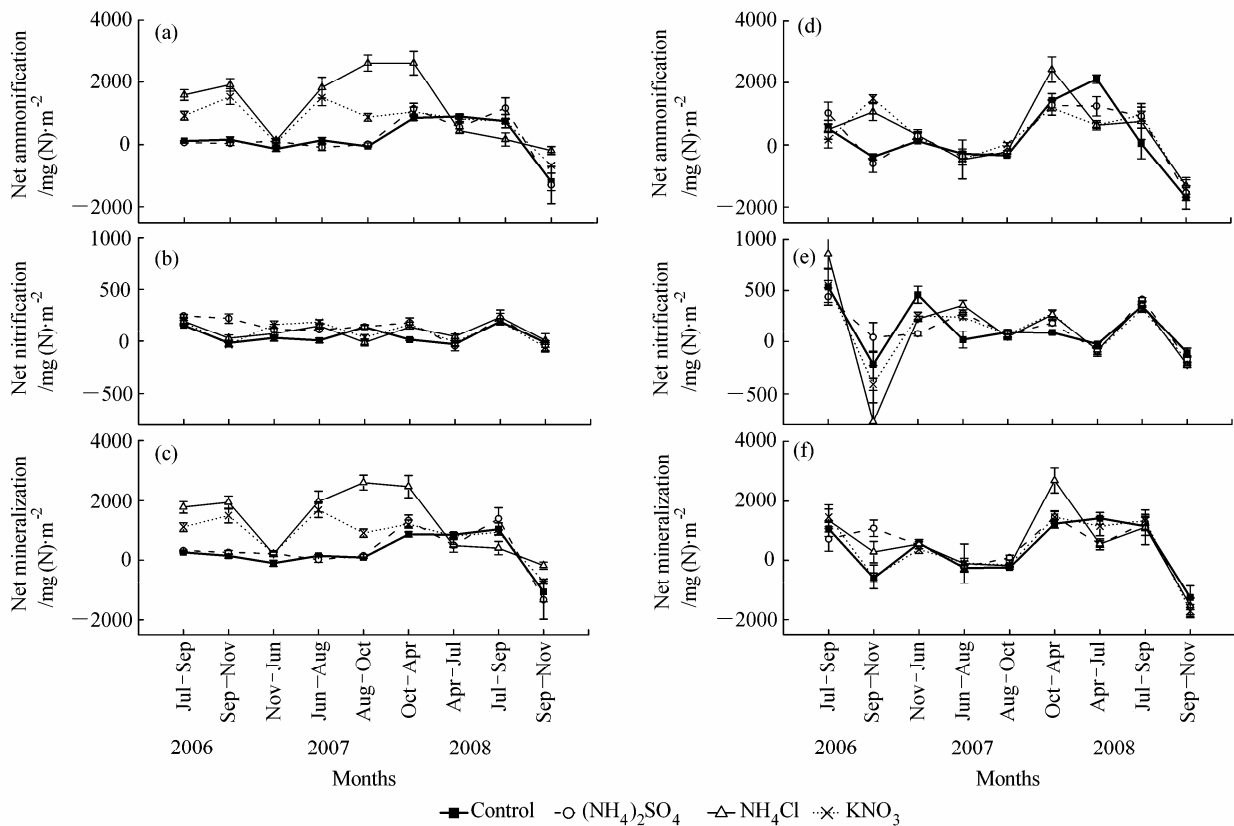


图2 高剂量氮肥施入对森林 0~7 cm 土壤 (左列) 和 0~15 cm 土壤 (右列) 氮素 (a、d) 净氨化、(b、e) 净硝化和 (c、f) 净矿化量季节变化的影响 (误差棒为 4 次重复测定的标准误差)

Fig. 2 Effects of N inputs at a high dose on (a, d) net N ammonification, (b, e) net N nitrification, and (c, f) net N mineralization of forest 0~7 cm soil (left panel) and 0~15 cm soil (right panel) during different season periods (bars indicate standard errors of four replicates)

的氮素净氨化和净矿化量的季节性变化明显,春、夏季两通量显著高于 2006 年和 2007 年,从而引起两种深度的土壤氮素年净矿化量均显著高于 2006 年和 2007 年 ($P<0.05$)。本研究结果仅发现降水量和积温 (前后两次采样之间逐日地表温度 $>0^{\circ}\text{C}$ 温度之和) 均与 $0\sim 7\text{ cm}$ 土层的氮素净硝化累积量呈显著正相关关系,两者分别解释此通量变化的 58% ($P=0.01$) 和 42% ($P=0.03$),它们的共同作用能够解释其变化的 65% ($P=0.02$)。Knoepp and Vose (2007) 对美国温带森林土壤氮素净转化的研究表明,在一定的土壤温度和湿度范围内,所选择的北方硬木林土壤的氮素月累积净矿化量随着土壤温度和湿度的增加而显著增加,并且土壤温度对氮素净矿化量的影响更大,土壤温度和湿度能共同解释土壤氮素净矿化量 83% 的变化。Pajuste and Frey (2003) 指出土壤温度和 pH 以及有机层湿度可以解释爱沙尼亚东部成熟红松林和云杉森林两地土壤氮素净氨化量 63% 的变化,其中,红松林土壤氮素净氨化量与土壤温度呈显著的正相关关系 ($R^2=0.69$, $P<0.001$)。因此,气候因子变化对森林表层土壤氮素净转化量的影响因不同立地条件和观测方法而有所差异。

阔叶红松林地表层土壤全年的氮素净矿化量以净氨化量为主,净氨化量通常占净矿化量的 53%~72%,高剂量 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的输入使该比例减少至 37%~66%,而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的输入却使该比例增至 86%~92% (图 3 和图 5)。以前多数研究发现氮沉降量增加可减少土壤氮素净氨化占净矿化量的比例或者没有影响。Brenner et al. (2005) 报道美国高纬度云杉和杨树林 $0\sim 20\text{ cm}$ 土壤氮素净氨化占净矿化量分别为 69% 和 97%,但每年每公顷输入 100 kg 氮的 NH_4NO_3 使净氨化所占比例分别减少到 21% 和 76%。Emmett et al. (1995) 发现英国北部森林 $0\sim 7\text{ cm}$ 土壤氮素净氨化占净矿化量的 89%,每年每公顷施入 35、70 kg 氮的 NaNO_3 分别使得净氨化占净矿化量比例降低到 85% 和 75%。因此,森林土壤氮素净氨化占净矿化量的比例因不同氮素输入、土壤和森林类型等而发生变化。

不同剂量 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 输入对森林 $0\sim 7\text{ cm}$ 和 $0\sim 15\text{ cm}$ 土壤氮素年净氨化量和年净矿化量均有显著的促进作用 ($P<0.05$),尤其是 $0\sim 7\text{ cm}$ 土壤;然而,这种促进作用随着增施氮素年限的延长而减弱 (图 3 和图 5)。与未施加氮素相比, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 施入后小区 $0\sim 7\text{ cm}$ 和 $0\sim 15\text{ cm}$ 土壤氮素年净氨化量和年

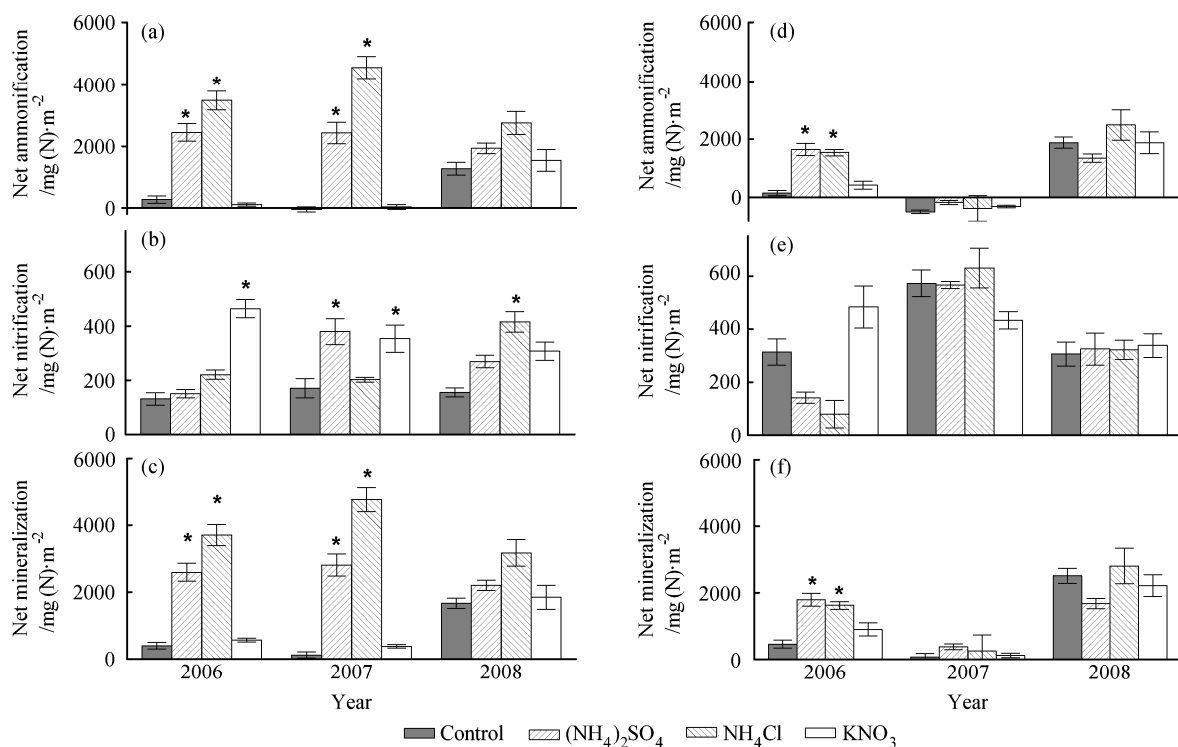


图3 同图2, 但为全年氮素净转化量 (*表示与对照相比达 0.05 显著性水平)

Fig. 3 Same as Fig.2, but for annual net N transformation [* indicates a significant difference of soil net N transformation ($P<0.05$) between N treatments and the control]

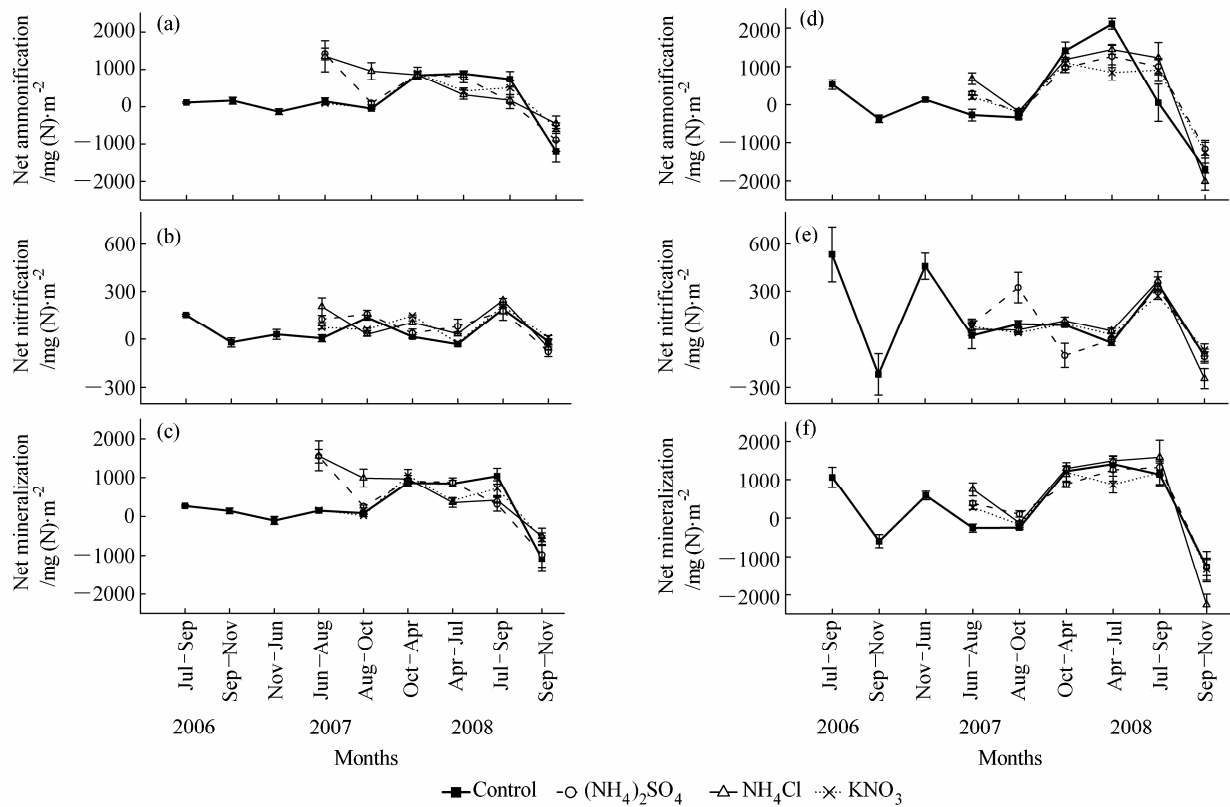


图 4 同图 2, 但为低剂量氮素处理

Fig. 4 Same as Fig. 2, but for N treatments at a low dose

净矿化量均未见显著性差异 (图 3 和图 5)。因此, 在相同立地条件下, 不同形态氮输入对森林表层土壤氮素转化量的影响可能存在差异性。以前研究表明, 短期 (如 1~2 年) 模拟氮沉降增加可以显著促进森林土壤氮素年净矿化量 (Emmett et al., 1995; Jefts et al., 2004; Brenner et al., 2005)。McNulty et al. (2005) 对美国红松林进行了为期 14 年 (1988~2002 年) 的氮沉降模拟实验, 实验初期两年内氮素 (NH_4Cl) 输入量的增加可显著地促进土壤氮素净矿化量, 这种促进作用随着施肥年限的延长而逐渐减弱, 至 2002 年施氮处理的土壤氮素矿化潜势低于对照处理, 氮沉降量增加对土壤氮素净矿化量无显著促进作用。由此可见, 氮输入量的增加, 尤其是 NH_4^+-N 输入在短期内 (如 1~3 年) 可以显著促进森林土壤氮素净矿化量, 但是随着施氮时间延长这种促进作用逐渐减弱。

随着氮沉降量的增加, 土壤氮素净矿化量也随之增加, 氮沉降量对所选择的温带老龄林土壤氮素净矿化量的贡献率约为 28%。Magill et al. (2000) 对美国 Harvard 森林土壤的氮素净矿化量进行了为期 9 年的原位观测, 结果表明低剂量 [$50 \text{ kg(N)}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] 和高剂量 [$150 \text{ kg(N)}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] NH_4NO_3

输入均显著促进土壤氮素净矿化量, 并且高剂量氮处理的促进作用更为明显, 外源氮输入量对土壤氮素净矿化量的贡献率约为 27%。Kjonaas et al. (1998) 的观测结果显示, 外源 NH_4NO_3 施加对瑞典森林土壤氮素净矿化量的贡献率约为 49%。Emmett et al. (1995) 报道了外源 NaNO_3 和 NH_4NO_3 施加 [35 、 $75 \text{ kg(N)}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] 对成熟云杉林土壤氮素净矿化量的贡献率约为 84%。Brenner et al. (2005) 报道了高纬度原始林土壤的氮素净矿化量有 34% 来源于外源 NH_4NO_3 施入。McNulty et al. (2005) 的观测结果显示, 外源 NH_4Cl 施加 [15.7 、 $31.4 \text{ kg(N)}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$] 对红松林土壤氮素净矿化量的贡献率在 14 年观测期内的均值约为 20%。由此可见, 氮沉降量对森林土壤氮素净矿化量的贡献率在不同区域存在明显差异, 这可能与森林类型、氮素形态、气候条件以及土壤属性等有密切关联。

3.3 模拟氮沉降对不同区域森林土壤氮素年净矿化量的预测

目前, 国内外关于森林生态系统土壤氮素转化过程对大气氮沉降增加的响应的研究主要在样地尺度上进行, 研究内容也主要是探讨土壤氮素净矿化量特征及其影响机理, 而针对区域尺度上氮素输

入量及其协同因素对森林土壤氮素净矿化量的研究甚少。不同森林生态系统由于其植被、土壤基质以及气候因子的差异,土壤氮素净矿化量存在极大差别。因此,在全球尺度上揭示导致森林土壤氮素净矿化过程地带性变异的规律及其影响因素,对于深刻认识不同区域森林土壤氮素转化过程的格局以及对大气氮沉降量增加的响应是十分必要的。

通过有效整合在不同氮沉降量干扰下全球不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量的原位观测结果(表1),力求分析氮沉降量以及生物和非生物因子对森林土壤氮素矿化的影响程度。结果表明:随着大气氮沉降量的增加,森林土壤氮素年净矿化量呈线性增加,氮沉降量对森林土壤氮素年净矿化量的贡献率约为38%(图6)。Pérez et al. (1998)

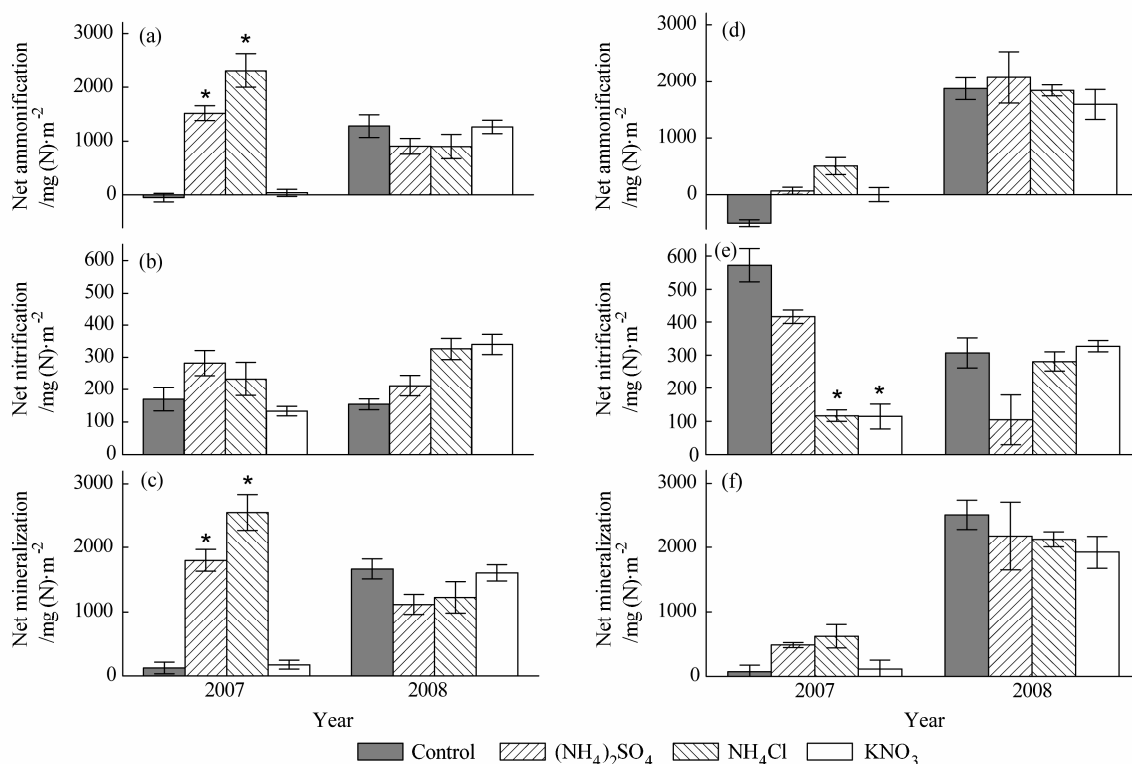


图5 同图3, 但为低剂量氮素处理

Fig. 5 Same as Fig.3, but for N treatments at a low dose

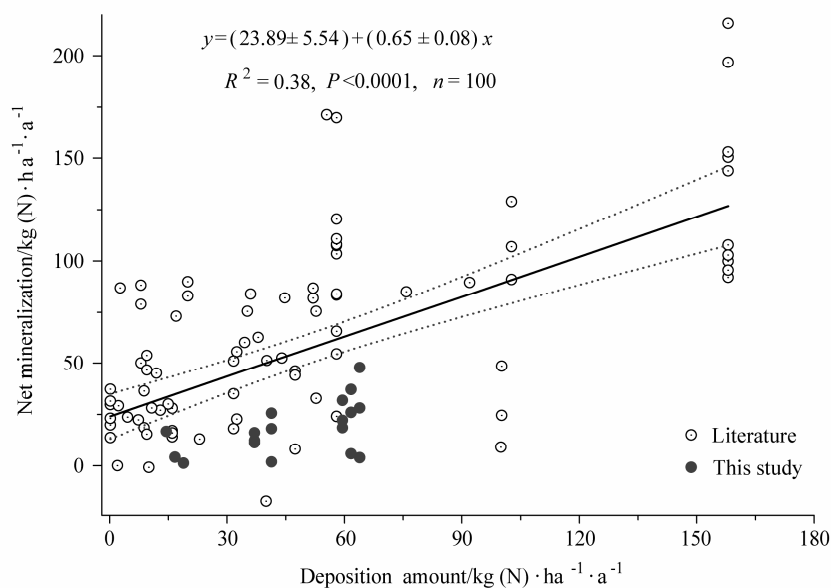


图6 森林土壤氮素年净矿化量和氮沉降量之间的关系(见表1)

Fig. 6 Relationship between annual net N mineralization of forest soils and annual wet atmospheric N deposition (see Table 1)

表 1 不同区域森林生态系统表层土壤氮素年净矿化量和年净硝化量及有关属性
Table 1 Annual net N mineralization and net N nitrification of surface soils and related properties under forest ecosystems at different sites

森林类型	地理 纬度	地理 经度	有机 层 pH	有机 层 C/N	年均温 度/℃	年降水 量/mm	观测 方法	土层 厚度 /cm	氮肥种类	氮沉降量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	氮施入量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	净矿化量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	净硝化量/ kg(N)·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	施氮 年限	文献
spruce	56°33'N	13°13'E	4.1	29	7.6	1237	A	0~5		16		28			Schröter et al., 2003
spruce	50°12'N	11°53'E	3.7	22	5.5	890	A	0~5		20		90			
spruce	48°12'N	07°11'E	3.5	26	5.4	1192	A	0~5		15		30			
spruce-pine-birch	64°13'N	19°30'E	3.9	39	1.0	488	A	0~5		2		0			
hoop pine	26°31'S	152°38'E	5.8	13.9	19.5	1188	B	0~10		12		45		2	Blumfield et al., 2004
hardwood	44°52'N	68°06'W	4.0	22	5	1400	A	0~5		8		50	9		Jefts et al., 2004
hardwood	44°52'N	68°06'W	4.0	23.3	5	1400	A	0~5	(NH ₄) ₂ SO ₄	10.8	25.2	84	30	12	
ammerican beech	44°52'N	68°06'W	3.6	23	5	1400	A	0~30		20		83	5.5		Magill et al., 1996
ammerican beech	44°52'N	68°06'W	3.6	23	5	1400	A	0~30	HNO ₃	20	24.8	82	8.0	3	
ammerican beech	44°52'N	68°06'W	3.6	23	5	1400	A	0~30	HNO ₃	20	55.8	85	10.5	3	
birch-pine	62°46'N	30°58'E	4.7	17.9	1.9	650	C	0~15		2.7		87	52		Regina et al., 1998
birch-pine	62°46'N	30°58'E	4.8	17.9	1.9	650	C	0~15	KNO ₃	2.7	100	107	60	2	
birch-pine	62°46'N	30°58'E	4.5	17.9	1.9	650	C	0~15	NH ₄ Cl	2.7	100	129	63	2	
birch-pine	62°46'N	30°58'E	4.8	17.9	1.9	650	C	0~15	Urea	2.7	100	91	74	2	
norway spruce	58°4'N	12°01'E	2.8	32	6.4	1100	C	0~5		13		27	-4	4~6	Gundersen et al., 1998; Gundersen, 1998
norway spruce	56°29'N	8°24'E	2.8	33	9	860	B	0~5		23		13	0.1		
norway spruce	56°29'N	8°24'E	2.8	33	9	860	B	0~5	NH ₄ NO ₃	23	35	24			
douglas fir	52°13'N	5°39'E	2.9	21	9.3	800	B	0~5		34.5		60.1	11.1		Koopmans et al., 1995
douglas fir	52°13'N	5°39'E	2.9	21	9.3	800	B	0~5		40.2		51.2	21.0		
scots pine	51°30'N	5°55'E	2.9	19	9.3	700	B	0~5		35.2		75.5	16.8		
scots pine	51°30'N	5°55'E	2.9	19	9.3	700	B	0~5		55.5		171.3	24.2		
norway spruce	58°4'N	12°01'E	3.5	27.8	6.4	1100	C	0~14		10.8		28.1	-2.0		Kjonaas et al., 1998
norway spruce	58°4'N	12°01'E	3.5	27.8	6.4	1100	C	0~14		7.4		22.3	-5.7		
spruce-scots pine	58°4'N	12°01'E	3.6	46.4	6.4	1100	C	0~14		8.8		18.5	-3.9		
spruce-scots pine	58°4'N	12°01'E	3.6	46.4	6.4	1100	C	0~14	NH ₄ NO ₃	8.8	44	32.8	0.7	3	
norway spruce	58°4'N	12°01'E	3.7	44	6.4	1100	C	0~14		8.8		36.4	-2.9		
norway spruce	58°4'N	12°01'E	3.7	44	6.4	1100	C	0~14	NH ₄ NO ₃	8.8	44	75.5	6.9	3	
scots pine	59°54'N	8°34'E	3.7	39	5.1	1100	C	0~14		10		-0.8	-2.8		Vestgarden et al., 2003
scots pine	59°54'N	8°34'E	3.7	37	5.1	1100	C	0~14	NH ₄ NO ₃	10	30	-17.2	-10.2	9	
scots pine	59°54'N	8°34'E	3.7	32	5.1	1100	C	0~14	NH ₄ NO ₃	10	90	9.0	-13.1	9	
masson pine	29°38'N	104°41'E	3.5	17.8	18.2	1229	B	0~15		38		62.6	36.4	1	Chen and Mulder, 2007

(续表)

森林类型	地理 纬度	地理 经度	有机 层 pH	有机 C/N	年均 温度 / °C	年降水 量/mm	观测 方法	土层 厚度 /cm	氮肥种类	氮沉降量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	氮施入量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	净矿化量/ kg(N)· ha ⁻¹ ·a ⁻¹	净硝化量/ kg(N)·ha ⁻¹ ·a ⁻¹	施氮 年泵	文献
masson pine	27°55'N	112°26'E	3.9	15.9	17.5	1251	B	0-15		44	52.4	33.6	33.6	1	
pine	42°30'N	72°10'W	3.2	23.7	3.5	1120	A	0-15		8	88	20	20	9	Magill et al., 2000
pine	42°30'N	72°10'W	3.2	27.1	3.5	1120	A	0-15	NH ₄ NO ₃	8	50	83~120	22~71		
pine	42°30'N	72°10'W	3.2	28.5	3.5	1120	A	0-15	NH ₄ NO ₃	8	150	96~153	25~89		
hardwood	42°30'N	72°10'W	3.3	25.6	3.5	1120	A	0-15		8	79	0.4	0.4		
hardwood	42°30'N	72°10'W	3.3	25.1	3.5	1120	A	0-15	NH ₄ NO ₃	8	50	54~170	0.6~2.2		
hardwood	42°30'N	72°10'W	3.3	25.0	3.5	1120	A	0-15	NH ₄ NO ₃	8	150	92~216	-0.1~50		
sitka spruce	53°12'N	4°00'W	3.9	31	8.8	1400	A	0-11		17	73.0	8.2	8.2	2.5	Emmett et al., 1995
sitka spruce	53°12'N	4°00'W	3.9	31	8.8	1266	A	0-11	NaNO ₃	17	35	81.9	12.2		
sitka spruce	53°12'N	4°00'W	3.9	31	8.8	1266	A	0-11	NaNO ₃	17	75	89.6	22.3	2.5	
sitka spruce	53°12'N	4°00'W	3.9	31	8.8	1266	A	0-11	NH ₄ NO ₃	17	35	86.8	6.3	2.5	Brenner et al., 2005
white spruce	64°45'N	148°18'W	6.4	23.7	-3.7	269	A	0-20		0.2	13.7	1.4	1.4		
white spruce	64°45'N	148°18'W	6.2	23.0	-3.7	269	A	0-20	NH ₄ NO ₃	0.2	100	24.5	2.6	3	
balsam poplar	64°45'N	148°18'W	7.6	17.4	-3.7	269	A	0-20		0.2	29.7	8.5	8.5		
balsam poplar	64°45'N	148°18'W	7.1	18.1	-3.7	269	A	0-20	NH ₄ NO ₃	0.2	100	48.2	32.7	3	Devito et al., 1999
hardwood	45°22'N	79°07'W	4.2	19	3.3	1000	A	0-10		9.5	53.7	27.5	27.5	1	
conifer-hardwood	45°22'N	79°07'W	3.7	27	3.3	1000	A	0-10		9.5	46.5	1.4	1.4	1	
peatland forest	45°22'N	79°07'W	4.4	31.5	3.3	1000	A	0-10		9.5	15.4	0.5	0.5	1	
pure pine	40°00'N	115°30'E	6.4	11.6	4.8	612	B	0-15		32.5	22.7	26.7	26.7	1	芬波等, 2001
pine-hardwood	40°00'N	115°30'E	6.6	11.4	4.8	612	B	0-15		32.5	55.5	44.6	44.6	1	
red spruce-fir	43°26'N	72°27'W	2.8	30	8	1000	A	0-5		16	14~17				McNulty et al., 2005
red spruce-fir	43°26'N	72°27'W	2.8	29	8	1000	A	0-5	NH ₄ Cl	16	15.7	18~51	18~51	14	
red spruce-fir	43°26'N	72°27'W	2.8	28.7	8	1000	A	0-5	NH ₄ Cl	16	31.4	8~46	8~46	14	
spruce	58°39'N	26°45'E	4.2	29.5	4.9	410	A	0-9		2.3	29.2				Pajuste and Frey, 2003
pine	58°39'N	26°45'E	4.6	27	4.9	510	A	0-5		4.6	23.6				
Nothofagus forest	42°30'S		4.6	33.4	7.7	675	A	0-10		0.2	31.4~37.2	17~20	17~20		Pérez et al., 1998
Fitzroya forest	42°30'S		4.3	39.0	7.7	675	A	0-10		0.2	19.8~23	12~14	12~14		this study
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7		14.5~18.9	1.2~16.7	1.3~1.7	1.3~1.7		
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	(NH ₄) ₂ SO ₄	14.5~18.9	22.5	2.1~2.8	2.1~2.8	2.5	
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	NH ₄ Cl	14.5~18.9	22.5	2.3~3.3	2.3~3.3	2.5	
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	KNO ₃	14.5~18.9	22.5	1.3~3.4	1.3~3.4	2.5	
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	(NH ₄) ₂ SO ₄	14.5~18.9	45	22.1~28.1	1.5~3.8	2.5	
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	NH ₄ Cl	14.5~18.9	45	2.0~4.2	2.0~4.2	2.5	
pine-hardwood	42°24'N	128°28'E	5.5	34.4	4.1	855	C	0-7	KNO ₃	14.5~18.9	45	3.1~4.6	3.1~4.6	2.5	

注: 实验方法中 A 为埋袋法, B 为 PVC 管顶盖埋管原位培养法, C 为树脂芯法。

汇总美洲温带老龄林土壤氮素年净矿化量, 指出长期的大气氮沉降量增加会导致北半球森林土壤 C/N 降低, 进而促进土壤氮素矿化量。

考虑到区域年均温度和降水量以及森林有机层 pH 值和 C/N 比对森林土壤氮素净矿化量的影响, 利用逐步回归分析, 发现氮沉降量 (x_1)、森林有机层 pH 值 (x_2) 和 C/N (x_3) 可以有效解释所收集的不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量 (y) 变化的 51% [$y=(0.55\pm 0.08)x_1-(17.07\pm 3.60)x_2-(1.10\pm 0.50)x_3+(125.65\pm 25.99)$, $R^2=0.49$, $n=100$, $P<0.001$]; 氮沉降量 (x_1) 可以解释不同区域森林土壤氮素年净矿化量 (y) 变化的 15% [$y=(5.68\pm 3.33)+(0.18\pm 0.05)x_1$, $R^2=0.15$, $n=83$, $P<0.001$]. 因此, 大气氮沉降量以及森林地表属性能共同解释不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量一半的变化。

4 结论

(1) 不同剂量氮沉降模拟, 尤其是 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 施加对森林土壤氮素年净矿化量有显著的促进作用。然而, 随着施氮年限的延长, 这种促进作用逐渐减弱。

(2) 与林地 0~15 cm 土壤氮素净转化量相比, 模拟氮沉降增加对林地 0~7 cm 土壤氮素净矿化、净硝化和净矿化量的促进作用更为明显, 尤其在施氮初期。

(3) 根据本文的观测和前人的野外原位观测, 发现大气氮沉降可以解释不同区域森林土壤氮素年净矿化量变化的 38% ($P<0.001$); 当协同生物和非生物因子进行逐步回归分析时, 发现氮沉降量、森林有机层 pH 值及其 C/N 比值可以共同解释不同区域森林表层土壤氮素年净矿化量一半的变化 ($P<0.001$)。

参考文献 (References)

- Aber J D, Magill A H. 2004. Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest: The first 15 years of a nitrogen saturation experiment [J]. *Forest Ecology and Management*, 196 (1): 1-5.
- Arnold J, Corre M D, Veldkamp E. 2008. Cold storage and laboratory incubation of intact soil cores do not reflect in-situ nitrogen cycling rates of tropical forest soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (9): 2480-2483.
- Berger T W, Untersteiner H, Schume H, et al. 2008. Throughfall fluxes in a secondary spruce (*Picea abies*), a beech (*Fagus sylvatica*) and a mixed spruce-beech stand [J]. *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 605-618.
- Bhagal A, Hatch D J, Shepherd M A, et al. 1999. Comparison of methodologies for field measurement of net nitrogen mineralisation in arable soils [J]. *Plant and Soil*, 207 (2): 15-28.
- Blumfield T J, Xu Z H, Saffigna P G. 2004. Carbon and nitrogen dynamics under windrowed residues during the establishment phase of a second-rotation hoop pine plantation in subtropical Australia [J]. *Forest Ecology and Management*, 200 (1-3): 279-291.
- Brenner R E, Boone R D, Ruess R W. 2005. Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: Consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession [J]. *Biogeochemistry*, 72 (2): 257-282.
- Burton J, Chen C R, Xu Z H, et al. 2007. Gross nitrogen transformations in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (2): 426-433.
- Chen X Y, Mulder J. 2007. Indicators for nitrogen status and leaching in subtropical forest ecosystems, South China [J]. *Biogeochemistry*, 82 (2): 165-180.
- David M B, Cupples A M, Lawrence G B, et al. 1998. Effect of chronic nitrogen additions on soil nitrogen fractions in red spruce stands [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 105 (1-2): 183-192.
- Devito K J, Westbrook C J, Schiff S L. 1999. Nitrogen mineralization and nitrification in upland and peatland forest soils in two Canadian Shield catchments [J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 (11): 1793-1804.
- Du C Y, Zeng G M, Zhang G, et al. 2008. Input-output budgets for inorganic nitrogen under acid rain in a subtropical evergreen mixed forest in central-south China [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 190 (1-4): 171-181.
- Emmett B A, Brittain S A, Hughes S, et al. 1995. Nitrogen additions (NaNO_3 and NH_4NO_3) at Aber forest, Wales: II. Response of trees and soil nitrogen transformations [J]. *Forest Ecology and Management*, 71 (1-2): 61-73.
- 方运霆, 莫江明, Gundersen P, 等. 2004. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应 [J]. *生态学报*, 24 (7): 1523-1531.
- Fang Yunting, Mo Jiangming, Gundersen P, et al. 2004. Nitrogen transformations in forest soils and its responses to atmospheric nitrogen deposition: A review [J]. *Acta Ecologica Sinica (in Chinese)*, 24 (7): 1523-1531.
- 甘建民, 孟盈, 郑征, 等. 2003. 施肥对热带雨林下种植砂仁土壤氮矿化和硝化作用的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 22 (2): 174-177.
- Gan Jianmin, Meng Ying, Zheng Zheng, et al. 2003. Effects of fertilization on mineralization and nitrification of nitrogen in soil grown amomum under tropical rainforest [J]. *Journal of Agro-Environment Science (in Chinese)*, 22 (2): 174-177.
- Gundersen P, Emmett B A, Kj  naas O J, et al. 1998. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: A synthesis of NITREX data [J]. *Forest Ecology and Management*, 101: 37-55.
- Gundersen P. 1998. Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Klosterhede, Denmark, examined by moderate NH_4NO_3 addition [J]. *Forest Ecology Management*, 101: 251-268.
- Guo J F, Yang Y S, Chen G S, et al. 2005. Dissolved organic carbon and nitrogen in precipitation, throughfall and stemflow from *Schima superba*

- and *Cunninghamia lanceolata* plantations in subtropical China [J]. Journal of Forestry Research, 16(1): 19–22.
- Hatch D J, Bhogal A, Lovell R D, et al. 2000. Comparison of different methodologies for field measurement of net nitrogen mineralization in pasture soils under different soil conditions [J]. Biology and Fertility of Soils, 32 (4): 287–293.
- Jefts S, Fernandez I J, Rustad L E, et al. 2004. Decadal responses in soil N dynamics at the Bear Brook Watershed in Maine, USA [J]. Forest Ecology and Management, 189: 189–205.
- Jussy J H, Colin-belgrand M, Dambrine É, et al. 2004. N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils [J]. Biogeochemistry, 69 (2): 241–262.
- Kjonaas O J, Stuanes A O, Huse M. 1998. Effects of weekly nitrogen additions on N cycling in a coniferous forest catchment, Gardsjön, Sweden [J]. Forest Ecology and Management, 101: 227–249.
- Knoepp J D, Vose J M. 2007. Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls [J]. Pedobiologia, 51: 89–97.
- Koopmans C J, Lubrecht W C, Tietema A. 1995. Nitrogen transformations in two nitrogen saturated forest ecosystems subjected to an experimental decrease in nitrogen deposition [J]. Plant and Soil, 175: 205–218.
- 李明锐, 沙丽清. 2005. 西双版纳不同土地利用方式下土壤氮矿化作用研究 [J]. 应用生态学报, 16 (1): 54–58. Li Mingrui, Sha Liqing. 2005. Soil nitrogen mineralization under land use patterns in Xishuangbanna [J]. Chinese Journal of Applied Ecology (in Chinese), 16 (1): 54–58.
- 刘子锐, 徐星凯, 黄耀, 等. 2009. 温带森林土壤溶液溶解性 N_2O 和 CO_2 含量特征及其影响机制 [J]. 气候与环境研究, 14 (6): 587–595. Liu Zirui, Xu Xingkai, Huang Yao, et al. 2009. Dissolved N_2O and CO_2 concentrations in soil solution under temperate old-growth forest and their associated mechanisms [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 14 (6): 587–595.
- Magill A H, Downs M R, Nadelhoffer K J, et al. 1996. Forest ecosystem response to four years of chronic nitrate and sulfate additions at Bear Brooks Watershed, Maine, USA [J]. Forest Ecology and Management, 84 (1–3): 29–37.
- Magill A H, Aber J D, Berntson G M, et al. 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests [J]. Ecosystems, 3 (3): 238–253.
- McNulty S G, Boggs J, Aber J D, et al. 2005. Red spruce ecosystem level changes following 14 years of chronic N fertilization [J]. Forest Ecology and Management, 219 (2–3): 279–291.
- Ouyang X J, Zho G Y, Huang Z L, et al. 2008. Effect of simulated acid rain on potential carbon and nitrogen mineralization in forest soils [J]. Pedosphere, 18 (4): 503–514.
- Pajuste K, Frey J. 2003. Nitrogen mineralisation in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands [J]. Plant and Soil, 257 (1): 237–247.
- Pérez C A, Hedin L O, Armesto J J. 1998. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics [J]. Ecosystems, 1 (4): 361–373.
- Regina K, Nykänen H, Maljanen M, et al. 1998. Emissions of N_2O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds [J]. Canadian Journal of Forest Research, 28 (1): 132–140.
- Richter A, Burrows J P, Nüß H, et al. 2005. Increase in tropospheric nitrogen dioxide over China observed from space [J]. Nature, 437 (7055): 129–132.
- Schröter D, Wolters V, De Ruiter P C. 2003. C and N mineralisation in the decomposer food webs of a European forest transect [J]. Oikos, 102 (2): 294–308.
- Solinger S, Kalbitz K, Matzner E. 2001. Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in a central European deciduous forest [J]. Biogeochemistry, 55 (3): 327–349.
- 苏波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 2001. 东灵山油松纯林和油松-辽东栎针阔混交林土壤氮素矿化/硝化作用研究 [J]. 植物生态学报, 25 (2): 195–203. Su Bo, Han Xingguo, Qu Chunmei, et al. 2001. Net nitrogen mineralization and nitrification in one pure pine (*Pinus Tabulaeformis*) forest and one pine-oak mixed forest in Dongling mountainous region [J]. Acta Phytocologica Sinica (in Chinese), 25: 195–203.
- Tan K H. 1996. Soil Sampling, Preparation, and Analysis [M]. New York: Marcel Dekker, 408pp.
- Vestgarden L S, Selle L T, Stuanes A O. 2003. In situ soil nitrogen mineralisation in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand: Effects of increased nitrogen input [J]. Forest Ecology and Management, 176 (1): 205–216.
- 王叶, 延晓冬. 2006. 全球气候变化对中国森林生态系统的影响 [J]. 大气科学, 30 (5): 1009–1018. Wang Ye, Yan Xiaodong. 2006. The responses of the forest ecosystem in China to global climate change [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 30 (5): 1009–1018.
- Xu X K, Han L, Luo X B, et al. 2009. Effects of nitrogen addition on dissolved N_2O and CO_2 , dissolved organic matter, and inorganic nitrogen in soil solution under a temperate old-growth forest [J]. Geoderma, 151 (3–4): 370–377.
- Xu X K, Han L, Wang Y S, et al. 2007. Influence of vegetation types and soil properties on microbial biomass carbon and metabolic quotients in temperate volcanic and tropical forest soils [J]. Soil Science and Plant Nutrition, 53 (4): 430–440.
- 周才平, 欧阳华. 2001. 长白山两种主要林型下土壤氮矿化速率与温度的关系 [J]. 生态学报, 21 (9): 1469–1473. Zhou Caiping, Ouyang Hua. 2001. Effect of temperate on nitrogen mineralization at optimum and saturated soil water content in two types of forest in Changbai Mountain [J]. Acta Ecologica Sinica (in Chinese), 21 (9): 1469–1473.
- 周才平, 欧阳华, 裴志永, 等. 2003. 中国森林生态系统的土壤净氮矿化研究 [J]. 植物生态学报, 27 (2): 170–176. Zhou Caiping, Ouyang Hua, Pei Zhiyong, et al. 2003. Net soil nitrogen mineralization in Chinese forest ecosystems [J]. Acta Phytocologica Sinica (in Chinese), 27 (2): 170–176.