

DOI: 10.5846/stxb201603100420

章迅, 孙忠林, 张全智, 王传宽, 张著. 温带两种林型对氮沉降的再分配及其生长季动态与影响因子. 生态学报, 2017, 37(10): - .  
Zhang X, Sun Z L, Zhang Q Z, Wang C K, Zhang Z. Redistribution of nitrogen deposition and its influencing factors during the growing season in two temperate forests Northeast China. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(10): - .

## 温带两种林型对氮沉降的再分配及其生长季动态与影响因子

章 迅, 孙忠林, 张全智, 王传宽\*, 张 著

东北林业大学生态研究中心, 哈尔滨 150040

**摘要:** 氮(N)沉降对森林生态系统的结构与功能具有重要的影响, 而森林对到达林地的 N 沉降量及其分配格局的影响尚不清楚。量化了 2012—2013 年 5—10 月两个生长季蒙古栎林和杂木林的林内树干径流和穿透雨及其林外大气降雨总氮(TN)、可溶性氮(DN)和颗粒态氮(PN)沉降通量的季节动态, 旨在比较两种林型对 N 沉降的再分配格局及其季节变化, 分析影响其变异的主要因子。结果表明, 林外大气降雨、蒙古栎林林内、杂木林林内(树干径流+穿透雨) TN 沉降平均值分别为: 8.49、15.97、13.39 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, 其中 DN 分别占其 TN 的 76.35%、82.79% 和 75.02%, PN 分别占其 TN 的 26.35%、17.21% 和 24.98%, 蒙古栎林和杂木林林内穿透雨 TN 沉降量分别占其 TN 的 95.5% 和 94.5%。蒙古栎林和杂木林冠层淋溶 TN 沉降量分别为 7.48 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> 和 4.90 kg · hm<sup>2</sup> a<sup>-1</sup>; 其中, 前者的 DN 高于后者, 但 PN 呈相反趋势。两种林型的 N 沉降组分具有明显的季节动态: 沉降量均集中在生长季中期(6—8 月), 生长季前期和末期较低。林外降雨量分别与林外大气降雨、蒙古栎林和杂木林林内的树干径流和穿透雨中的 TN、DN 浓度呈显著负指数函数关系( $P < 0.001$ )。连续降雨天数对蒙古栎林、杂木林林内 TN、DN 浓度的影响表现为连续降雨 2 天以内为富集作用, 之后为稀释作用。本研究表明林冠对大气氮沉降有显著富集作用, 其富集强度及时间动态与森林类型和降雨特征有关, 建议氮沉降试验应考虑林冠的富集效应。

**关键词:** 氮沉降; 穿透雨; 树干径流; 可溶性氮; 颗粒态氮

## Redistribution of nitrogen deposition and its influencing factors during the growing season in two temperate forests Northeast China

ZHANG Xun, SUN Zhonglin, ZHANG Quanzhi, WANG Chuankuan\*, ZHANG Zhu

Center for Ecological Research, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

**Abstract:** Nitrogen (N) deposition plays an important role in forest structure and function, but the redistribution pattern of N deposition and its components through the forest canopy is not well understood. In the study, we measured the concentrations of total N (TN), dissolved N (DN), and particulate N (PN) in rainfall outside of the stands, and from stemflow and throughfall during the growing seasons (May to October) of two consecutive years (2012 - 2013) in two temperate stands (i.e., Mongolia oak (*Quercus mongolica*) stand and mixed stand) in the Maroershan region, Northeast China. The objectives were to compare the redistribution patterns of the TN, DN, and PN depositions and their seasonal dynamics in the two stands, and explore potential driving factors of the variability in N deposition. The results showed that the mean TN depositions from outside of the stands, and inside of the oak stand and mixed stand were 8.49 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, 15.97 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, and 13.39 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, respectively; among which DN and PN accounted for 76.35%, 82.79%, and 75.02%, and 26.35%, 17.21%, and 24.98% of the TN deposition, respectively. The TN deposition of throughfall

基金项目: 中国科学院野外站联盟项目(KFJ-SW-YW026); 教育部长江学者和创新团队发展计划(IRT1054)

收稿日期: 2016-03-10; 网络出版日期: 2016-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangck-cf@nefu.edu.cn

accounted of 95.5% and 94.5% of TN inside the oak stand and mixed stand, respectively. The oak and mixed stand canopies leached TN deposition of  $7.48 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  and  $4.90 \text{ kg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , respectively; and the former accumulated more DN but less PN than the latter. There was a significant seasonal pattern of N deposition for the two stands, in which the deposition fluxes were concentrated in the mid-growing seasons (June—August), and declined in the early- and late-growing seasons. The concentrations of TN and DN outside the stands, and in the throughfall and stemflow of the oak and mixed stands were all significantly related to the rainfall in a negative exponential function ( $P < 0.001$ ). The days of continuous rain events influence the concentrations of TN and DN inside the two stands as enrichment within two days of continuous rainfall and dilution in the latter stages. This study indicated that the forest canopy significantly enriched the atmospheric N deposition, and the enrichment strength and its temporal dynamics varied with the characteristics of stands and rainfall. It was suggested that the enrichment effect of forest canopy should be taken into account in the simulation experiments of N deposition in the future.

**Key Words:** nitrogen deposition; throughfall; stemflow; dissolved nitrogen; particulate nitrogen

大气氮(N)沉降作为森林生态系统N素输入的主要途径之一,显著影响森林生态系统的结构与功能,已成为影响全球生物多样性的三大因子之一<sup>[1]</sup>。近几十年以来,化石燃料燃烧、工业生产废气排放、农业化肥施用、畜牧业发展等人类活动致使大气N沉降持续增加<sup>[2]</sup>,2001年全球N沉降总量为100Tg N,其中亚洲N沉降量占陆地生态系统N沉降总量的22.2%,且活性N沉降量预计在未来几十年里还会持续增加<sup>[2-5]</sup>。中国已于2000年超越美国和欧盟而成为世界上生产和使用N肥最多国家,是世界第三大N沉降集中区域<sup>[2]</sup>,已成为大气N沉降研究热点区域。1853年洛桑试验站最早开始大气N沉降的监测,发现湿沉降中的无机N沉降部分具有显著的季节动态<sup>[6]</sup>;如今在欧洲(英国、荷兰、德国)、美国等已建立了许多系统监测大气N沉降网络,量化了大气N沉降通量、N沉降组分浓度变化,研究造成大气N沉降增加的原因以及不同森林生态系统对活性N沉降增加的反馈与响应机制。例如:欧洲NITREX和EXMAN项目研究结果表明,当N输入量大于 $25 \text{ kg/hm}^2$ ,欧洲针叶林森林生态系统N素营养达到饱和和状态<sup>[7]</sup>。美国落基山高山和亚高山森林生态系统夏季平均 $\text{NO}_3^-$ -N和 $\text{NH}_4^+$ -N沉降量分别为 $(0.27 \pm 0.19) \text{ kg/hm}^2$ 和 $(0.32 \pm 0.31) \text{ kg/hm}^2$ <sup>[8]</sup>,同时 $\text{NH}_4^+$ -N沉降量和可溶性无机氮(DIN)沉降量与海拔呈显著性正相关,DIN沉降空间变异性主要受N素排放源和气候类型的影响。21世纪初中国才建立一个长期大气N沉降监测网络CAUDN,现有的研究发现:由于中国快速的工业发展和城镇化进程的加快,大陆地区年均TN沉降通量高达 $3.9 \text{ Tg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,2010年中国N素湿沉降的变化范围为 $1\text{—}18 \text{ kg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,湿沉降中65.76%是由农业生产活动排放的 $\text{NH}_4^+$ -N,中国东南地区的TN沉降量很高<sup>[6,9]</sup>,如鼎湖山季风林中大气降雨再分配后输入土壤的TN为 $51.2 \text{ kg/hm}^2$ ,正面临N饱和和危机<sup>[10-11]</sup>,而中国东北地区,N素湿沉降通量已经高于 $16 \text{ kg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,如长白山温带森林全年N素湿沉降以总有机氮(TON)为主体,全年TN和TON沉降量分别为 $27.6 \text{ kg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $16.6 \text{ kg N} \text{ hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ <sup>[12]</sup>,说明中国东北地区已经面临潜在N饱和的风险<sup>[9]</sup>,研究N沉降对中国东北温带森林生态系统结构与功能的影响,尤其N沉降对温带森林N素生物化学循环的响应具有重要的意义。

N素是生命的组成元素,包含在组成植物组织器官的蛋白质中,活性N能和其他元素如铁、磷和硅等元素共同调控森林生态系统的生产力,活性N能与碳循环相互耦合,影响陆地生态系统和海洋生态系统中 $\text{CO}_2$ 释放与转移过程<sup>[3,13]</sup>,大气N沉降中活性N的增加对森林生态系统具有施肥效应,但是超过森林生态系统N素饱和阈值时,会造成土壤酸化、多余的N素淋溶沥滤、水体富营养化、生物多样性丧失等负面影响,活性N素可以附着在花粉的表面以及空气中尘埃污染物,形成二次污染(雾霾、光化学烟雾等)对人体造成危害<sup>[5,14]</sup>。在森林生态系统中,水分和营养物质均通过降水过程发生再分配<sup>[15]</sup>,大气中含N气体、气溶胶、尘埃颗粒物等随着降雨过程发生而沉降,通过林冠层时主要再分配为三个部分:林冠层截留、穿透雨、树干径流,是大气N素转移到凋落层进入土壤N库主要过程<sup>[11,14]</sup>,同时林冠层不仅具有吸附干沉降或分泌含N化合物被

雨水淋溶补充大气 N 沉降量,而且植物叶片气孔能吸收活性  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  供给植物生长<sup>[6]</sup>,从而控制森林生理生态过程和森林形态学特征。例如 S.C. Pryor<sup>[16]</sup>等人对印第安纳州中南部 MNSF 落叶林生态系统研究发现,湿沉降中穿透雨、树干径流、冠层截留的 N 沉降量比例分别为 85%、2%、15%,TIN 沉降量为  $14\text{--}18 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,其中 40%为冠层截留的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ;中国重庆缙云山常绿阔叶林分穿透雨、树干径流氮沉降通量分别为  $14.42$ 、 $0.51 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,且林冠无机 N 淋溶量为  $6.21 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ <sup>[17]</sup>,在东北地区主要研究的是白桦林、落叶松林、红松林内降雨再分配及其雨水中  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$  离子浓度变化特征<sup>[18-21]</sup>,对大气 N 沉降在不同林型的不同 N 素组分的沉降通量及其季节动态的研究较少。而且,由于监测大气 N 沉降方法的不同,N 素湿沉降常忽略颗粒态 N 沉降量<sup>[5,22-23]</sup>,导致对大气 N 沉降通量数据低估或者具有不确定性<sup>[6,24]</sup>。控制大气 N 沉降在森林生态系统再分配的时空变异的因子是复杂多变的,Fernandez-Sanjurjo<sup>[25]</sup>提出了 NCE 理论并研究经过阔叶落叶林林冠层的穿透雨和树干径流中溶质变化,发现决定穿透雨和树干径流中 N 素溶质组成和通量的因子如下:森林组成和冠层的异质性、叶片成分及其叶片健康状况、树干纹理差异、浮生植物(地衣、苔藓)、冠层结构、林龄、不同 N 素组分沉降特性(多数 N 素离子浓度沉降量都和沉降强度呈指数衰减)、大气中 N 素组分、季节变化(叶面积指数)、气象因子<sup>[15-16]</sup>。Aguillaume L.<sup>[26]</sup>对地中海圣栎林森林生态系统的研究发现,降雨量大小和净 N 沉降量之间是线性正相关关系,和林冠层 N 吸收量是负相关关系,DIN 沉降量与最近的省会城市距离存在负指数函数关系<sup>[10,26]</sup>。因此,即便知道 N 沉降组分及其与少数因子之间的关系,但是哪一个因子对大气 N 沉降变异中起决定性作用,如何更准确量化大气 N 沉降通量,从而明确大气 N 沉降对森林生态系统结构与功能以及对 N 素生物化学循环造成响应的机制有着重要意义<sup>[27]</sup>。本文以帽儿山的气候条件、林龄(55a)、干扰历史等相同的两种温带林型蒙古栎林和杂木林为对象,比较和量化其林外大气降雨、穿透雨和树干径流中 TN、DN、PN 沉降量再分配格局及其生长季节动态,探究 N 沉降浓度与降雨特征(降雨量、连续降雨天数)之间的关系,揭示该地区不同林型 N 沉降输入、再分配格局的变化其驱动因子,以便深入理解两种林型 N 循环的特征,为减少全球碳氮水耦合模型的不确定性提供基础数据验证。

## 1 研究方法

### 1.1 研究地概况

研究地位于东北林业大学帽儿山森林生态站( $45^{\circ}24'N$ , $127^{\circ}40'E$ ),平均海拔 400 m,平均坡度  $10^{\circ}\text{--}15^{\circ}$ ,坡向均为阳坡,地带性土壤为暗棕色森林土。该地区气候属典型温带大陆性季风气候,春季干燥风大,夏季温暖湿润,冬季干燥寒冷,年均降水量为 629 mm,降水主要集中在 7—8 月,年均蒸发量约 864 mm,年均气温  $3.1^{\circ}\text{C}$ <sup>[28]</sup>。现有植被为温带地带性阔叶红松林屡经干扰后形成的天然次生林和人工林<sup>[29]</sup>。

样地设在于帽儿山生态站张家沟集水区,集水区总面积约  $150 \text{ hm}^2$ ,分别分布蒙古栎林、杂木林、杨桦林、硬阔林和落叶松林 5 种林型,其分布面积分别占集水区总面积的 10.8%、51.6%、23.1%、14.4%和 0.1%<sup>[30]</sup>。本研究选取杂木林与蒙古林进行监测,两种林分的分布面积占集水区总面积的 62.4%,直线距离约 200 m,其中,蒙古栎林以蒙古栎(*Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb.)为优势种,而杂木林没有明显的优势种,具体的林分特征及立地状况见表 1。

### 1.2 林外大气降雨、穿透雨和树干径流测定及水样采集与分析

林外大气降雨(P,mm):2012、2013 年 5—10 月在距离样地约 2 km 的开阔地,采用 HOBO 自动雨量筒(RG3-M, Onset Computer Ltd, USA)连续测定每场降雨的降雨量(精度为 0.2 mm)。利用自制的水样收集器采集林外大气降雨。将 3 块 PVC 板焊接成顶部边长为 100 cm 的等边三角形、底部开细小的倒三棱锥形体的水样收集器,其集水面积为  $0.43 \text{ m}^2$ 。利用铁架将水样收集器安置在离地面 0.7 m 高处,并使其顶部保持水平状态;将其底部开口处直接连接 25 L 塑料桶收集水样。采样频率以每场降雨为单位,每次取样 100 ml。水样经孔径为  $0.45 \mu\text{m}$  的纤维滤膜过滤后于冰柜冷冻( $-10^{\circ}\text{C}$ )保存,2 个月内完成室内分析。本研究中不区分干湿沉降;夜间降雨均按一场降雨处理,而白天则以间隔期  $\geq 4\text{h}$  作为两场降雨分割标准<sup>[31]</sup>。

表 1 林分特征及其立地状况

Table 1 Characteristics of the sampled stands and sites

林型 Forest type	坡度 Slope	坡向 Aspect	密度 Stand density /(株/hm <sup>2</sup> )	林分平均直径 Stand mean DBH/cm	每公顷胸高断面面积 BA/ (m <sup>2</sup> /hm <sup>2</sup> )	林分平均高 Stand mean height/m	叶面积指数 LAI/ (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )	树种组成 Species composition
蒙古栎林 Oak stand	32°	SE(119°)	2416	8.82 (0.62)	26.13	7.25 (0.33)	3.79 (0.32)	7MG1SMQ 1CY1SQL
杂木林 Mixed stand	18.5°	SE(105°)	2848	7.67 (0.59)	26.79	7.92 (0.51)	3.35 (0.39)	4BH3HTQ 1SMQ1CY1ZD

a) 括号内数字表示标准差; b) MG 表示蒙古栎 (*Quercus mongolica* Fisch. Ex Ledeb.), SMQ 表示色木槭 (*Acer mono* Maxim.), CY 表示春榆 (*Ulmus davidiana* Planch. var. *japonica* (Rehd.) Nakai), SQL 表示水曲柳 (*Fraxinus mandshurica* Rupr.), BH 表示白桦 (*Betula platyphylla* Suk.), HTQ 表示胡桃楸 (*Juglans mandshurica* Maxim.) 和 ZD 表示紫椴 (*Tilia amurensis* Rupr.); 胸高断面面积低于 5% 的树种未显示

穿透雨 (TF, mm): 采用上述自制的水样收集器测定。2012、2013 年 5—10 月在每个林型内随机安置收集器 5 个; 每场降雨后对每个收集器收集的水量进行称重, 再换算成体积 (假设雨水密度均为 1 kg/L)。因为每场降水的 TF 较小, 因此每次将 5 个收集器的水样混合后取样 100 ml, 过滤后于冰柜冷冻保存备用。

树干径流 (SF, mm): 采用自制的 SF 收集器测定。2012、2013 年 5—10 月在每个林型内随机沿坡设置一块 10 m×10 m 样地, 将样地内所有 DBH≥3cm 的树木安装自制的 SF 收集器。将不透水的聚氨酯材料 (厚度为 5 cm, 宽度 30 cm) 固定在离地面约 50 cm 处的树干基部, 在其上部切一楔形剖面并将接口处用塑料管 (内径 1.5 cm) 将 SF 统一导入一个 150 kg 的储水塑料桶内; 为了防止聚氨酯材料与树干接触处漏水, 采用玻璃胶密封其间的缝隙。每场降雨称取一次重量, 换算成体积, 并取样 100 ml 过滤后于冰箱存备用。

所有水样均在室温条件 (20℃) 下进行分析, 假设水样中的 N 浓度在运输、储存和测量过程中未发生改变, 采用 Multi N/C 3000 (multi N/C © 3000、德国) 分别测定其中的全 N 浓度 (TN, mg/L) 和可溶性 N 浓度 (DN, mg/L, 即通过 0.45 μm 纤维滤膜之后的水样的可溶性 N 浓度)。详细化学分析方法参见 Pan<sup>[32]</sup> 等, 由于仪器管道孔的限制, 本研究中参照 Le Mellec<sup>[33]</sup> 等的相关研究, 将 PN 上限定为 500 μm, DN 上限定为 0.45 μm。利用差减法计算 PN (kg/hm<sup>2</sup>) 的沉降通量, 即为 PN = TN - DN。

### 1.3 数据分析

N 沉降通量 ( $F_N$ , kg/hm<sup>2</sup>) 的计算公式为:  $F_N = P \times \frac{\rho_N}{100}$ , 式中:  $P$  为降雨量 (mm);  $\rho_N$  为水样中 N 浓度 (mg/L)<sup>[34]</sup>。采用独立样本 T 检验降雨量对不同林型 TN、DN 和 PN 的差异, 采用 paired-t 检验比较不同林型 TN、DN 和 PN 的差异; 利用非线性回归分析方法, 分析降雨量与 TN、DN 浓度及其 N 沉降通量的关系。所有统计分析均利用 SPSS Statistics 16.0 软件完成, 作图由 SigmaPlot 12.5 软件完成。

## 2 结果

### 2.1 两种林型 N 沉降的再分配格局

2012、2013 年降雨总量分别为 567.12、744.44 mm, 与年均降雨量 (629 mm) 相比, 2012 年为降雨偏少年份, 2013 年为降雨丰富年份, 通过独立样本 T 检验两年降雨量大小对林外大气降雨及其蒙古栎林内 (穿透雨+树干径流)、杂木林内 TN、DN 和 PN 的影响均为不显著 ( $F$  值范围为: 0.003—3.104,  $P$  值范围为: 0.050—0.957)。

2012—2013 年生长季 (5—10 月) 测定结果 (图 1) 显示: 生长季林外大气 N 沉降总量 (TN) 平均值为: 8.49 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>; 其中, DN (6.48 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) 占 TN 的 76.35%, PN (2.01 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>) 占 23.65%。蒙古栎林和杂木林林内 TN 平均值分别为: 15.97 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>、13.39 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, 其中 DN 分别占其 TN 的 82.79% 和 75.02%, PN 分别占 17.21% 和 24.98%。

蒙古栎林和杂木林穿透雨 TN 分别为 15.25 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> 和 12.66 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, 分别占其林内雨 TN 的

95.50%和 94.51%;其中蒙古栎林和杂木林穿透雨 DN (PN) 分别占其林内雨 DN 的 95.63% (94.88%) 和 93.97% (96.15%)。蒙古栎林和杂木林树干径流 TN 分别为  $0.72 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  和  $0.73 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ , 分别占其林内雨 TN 的 4.50% 和 5.49%, 其中蒙古栎林和杂木林树干径流 DN (PN) 分别占其林内雨 DN 的 4.37% (5.12%) 和 6.03% (3.85%)。

2.2 两种林型 N 沉降的季节动态

TN、DN 和 PN 沉降量具有明显的季节动态 (图 2)。2012 年林外大气降雨和两种林型的林内雨 (树干径流+穿透雨) 的 TN、DN 和 PN 月沉降量呈单峰季节变化趋势 (图 2), 最大值均出现在生长季中期 (6—8 月), 最小值均出现在生长季初期 (5 月) 或生长季末期 (9—10 月); TN、DN 和 PN 最大值分别是最小值 9.4、13.5、7.8 倍。2013 年这些沉降量呈双峰季节变化趋势, 最大值和最小值均出现在生长季中期 (6—8 月); TN、DN 和 PN 最大值是最小值 12.7、10.4、72.3 倍。

两年平均来看, 生长季中期 TN、DN、PN 占整个生长季总量的百分比: 林外大气降雨分别为 72.88%、73.26%、71.03%; 蒙古栎林林内雨分别为 73.66%、71.22%、83.75%; 杂木林林内雨分别为 71.39%、68.55%、79.13%; 其中 TN 和 DN 的大小顺序为: 蒙古栎林 > 杂木林 > 林外大气降雨, 而 PN 的顺序为: 杂木林 > 蒙古栎林 > 林外大气降雨。两年降雨过程对两种林型林冠层淋溶 TN (DN) 沉降量均为蒙古栎林 (TN:  $7.48 \text{ kg/hm}^2$ 、DN:  $6.74 \text{ kg/hm}^2$ ) 大于杂木林 (TN:  $4.90 \text{ kg/hm}^2$ 、DN:  $3.56 \text{ kg/hm}^2$ ), 两种林型林冠层淋溶 PN 沉降量为蒙古栎林 ( $0.74 \text{ kg/hm}^2$ ) 小于杂木林 ( $1.34 \text{ kg/hm}^2$ )。

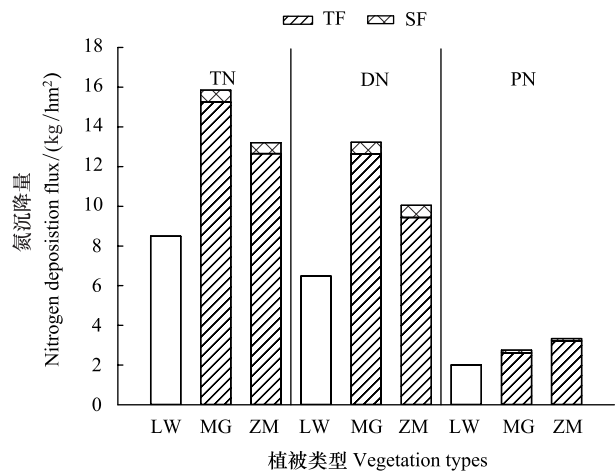


图 1 两种林型 N 沉降及其组分再分配比较

Fig.1 Comparison of redistribution of nitrogen deposition and its components between the two forest types

TN、DN 和 PN 分别代表总 N、可溶性 N 和颗粒态 N; LW、MG 和 ZM 分别代表林外大气降雨、蒙古栎林和杂木林; TF、SF 分别代表穿透雨和树干径流

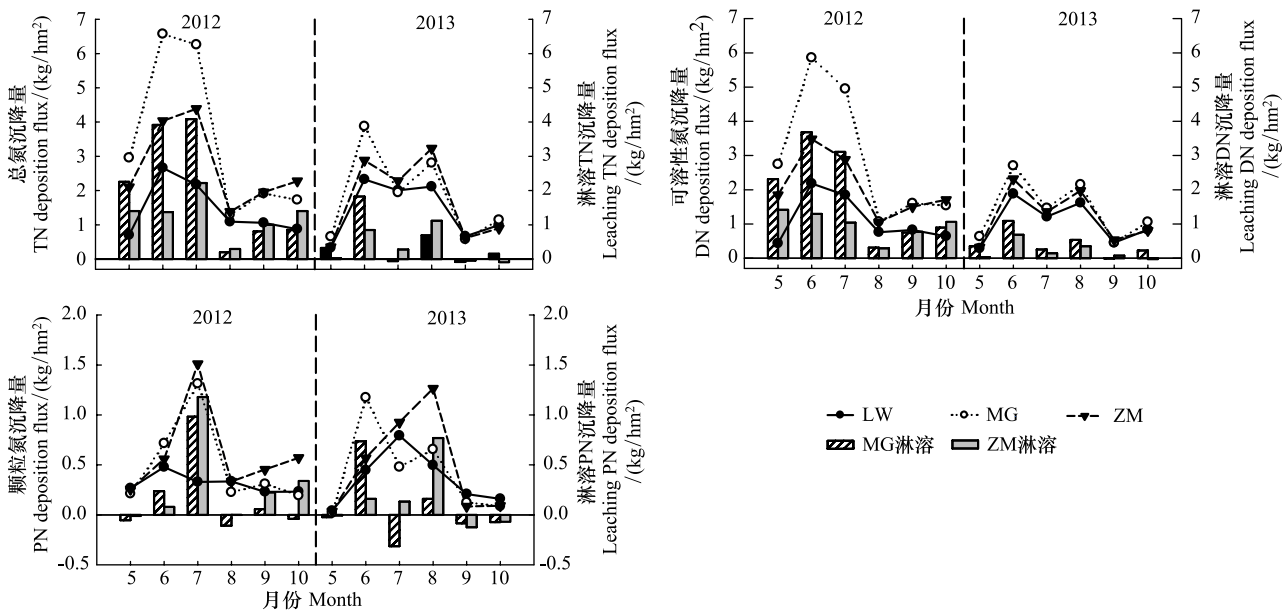


图 2 两种林型 N 沉降量及其淋溶组分再分配的季节动态 (2012—2013 年)

Fig.2 Seasonal dynamics in nitrogen deposition and its components in the two forest types (2012—2013)

### 2.3 N 沉降与降雨特征之间的关系

林外大气降雨、树干径流和穿透雨中 TN、DN 浓度随着降雨量的增加呈指数式下降(图 3)。配对 t 检验结果显示:两个林型之间的树干径流 DN 浓度( $t_{82} = 1.73$ )和 TN 浓度( $t_{82} = 1.50$ )、穿透雨 TN 浓度( $t_{93} = 2.24$ )的差异不显著( $P > 0.05$ ),但穿透雨 DN 差异极显著( $t_{93} = 4.29, P < 0.001$ )。林外大气降雨和两种林型的林内雨的 TN、DN 和 PN 的月沉降量与月降雨量均存在显著的正线性关系(表 2),但林外大气降雨与蒙古栎林林内雨 TN、DN 月沉降量关系不显著( $P > 0.05$ )。

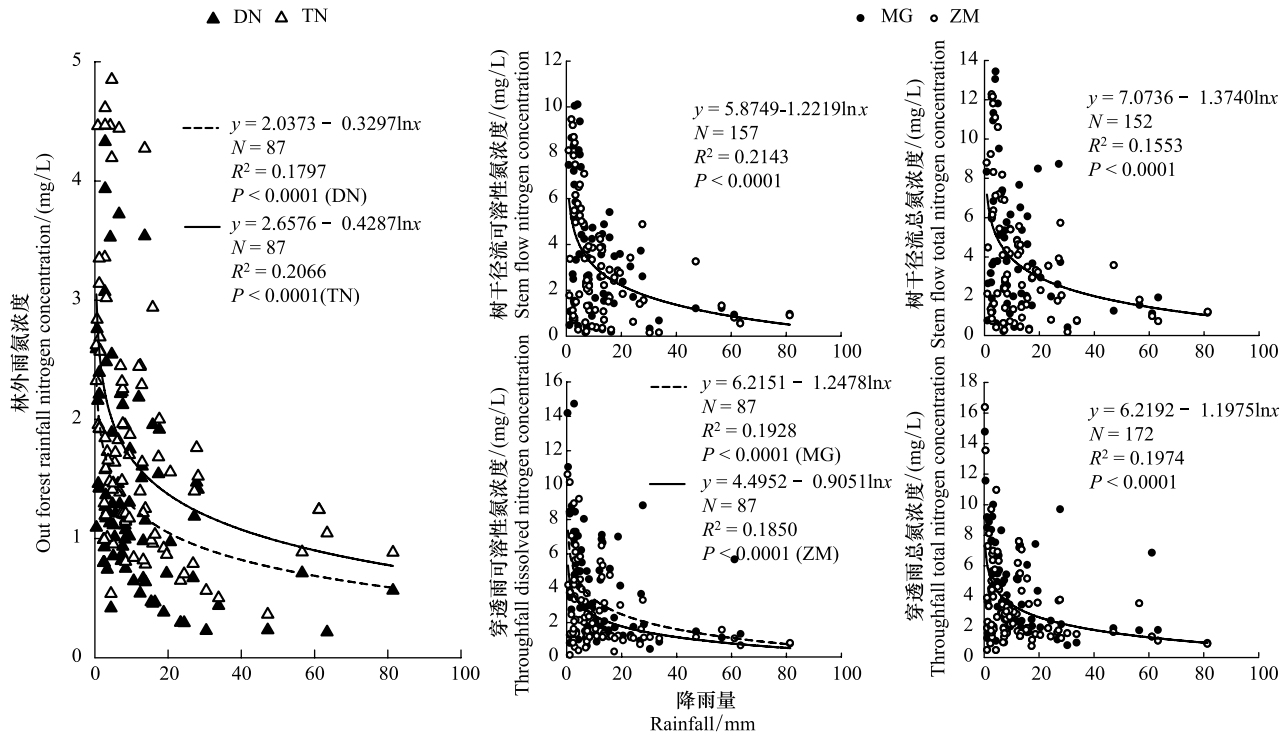


图 3 林外大气降雨、树干径流和穿透雨的总氮(TN)和可溶性氮(DN)浓度与降雨量之间的关系

Fig.3 Relationships between concentrations of total nitrogen (TN) or dissolved nitrogen (DN) outside the stands and in the stem flow and throughfall in the rainfall

表 2 林外大气降雨和两种林型的林内雨的氮组分月沉降量与月降雨量之间的关系

Table 2 Regression models of monthly total nitrogen (TN), dissolved nitrogen (DN), or particulate nitrogen (PN) and monthly rainfall outside and inside the two stands

林型 Forest type	氮组分 Nitrogen component	<i>a</i>	<i>b</i>	$R^2$	<i>N</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
林外大气降雨 Outside the stands	TN	0.541	0.0008	0.743	12	28.91	<0.001
	DN	0.386	0.0065	0.725	12	26.39	<0.001
	PN	0.173	0.0015	0.400	12	6.66	0.027
蒙古栎林 Oak stand	TN	1.182	0.0134	0.317	12	4.64	0.057
	DN	1.206	0.0090	0.204	12	2.56	0.141
	PN	-0.023	0.0044	0.767	12	32.83	<0.001
杂木林 Mixed stand	TN	1.110	0.0100	0.432	12	7.60	0.020
	DN	0.939	0.0065	0.341	12	5.17	0.046
	PN	0.172	0.0035	0.400	12	6.65	0.028

a) 模型为  $Y = a + b * X$ , 其中  $Y$  表示月 N 沉降量( $\text{kg}/\text{hm}^2$ ),  $X$  表示月降雨量(mm);  $R^2$ 、 $N$ 、 $F$  和  $P$  分别表示决定系数、样本数、 $F$  值和  $P$  值

从 2012—2013 年连续降雨事件中两种林型树干径流和穿透雨的 TN 和 DN 浓度的变化趋势看(图 4):在生长季初期(5 月)和生长季盛期(6 月、7 月、8 月),树干径流的 TN 和 DN 浓度呈单峰曲线,即先随降雨天数的增加而增加,到达峰值后随连续降雨天数增加而逐渐降低;而在生长季末期(9 月)则随连续降雨天数增加而持续降低。穿透雨的 TN 和 DN 浓度随连续降雨天数增加呈单峰型或持续降低趋势,且两种变化林型交替出现(图 4)。这些结果显示:连续降雨过程对 TN 和 DN 浓度的影响分为两个阶段:连续降雨天数 2 天以内为冲刷富集作用,后期是稀释作用。

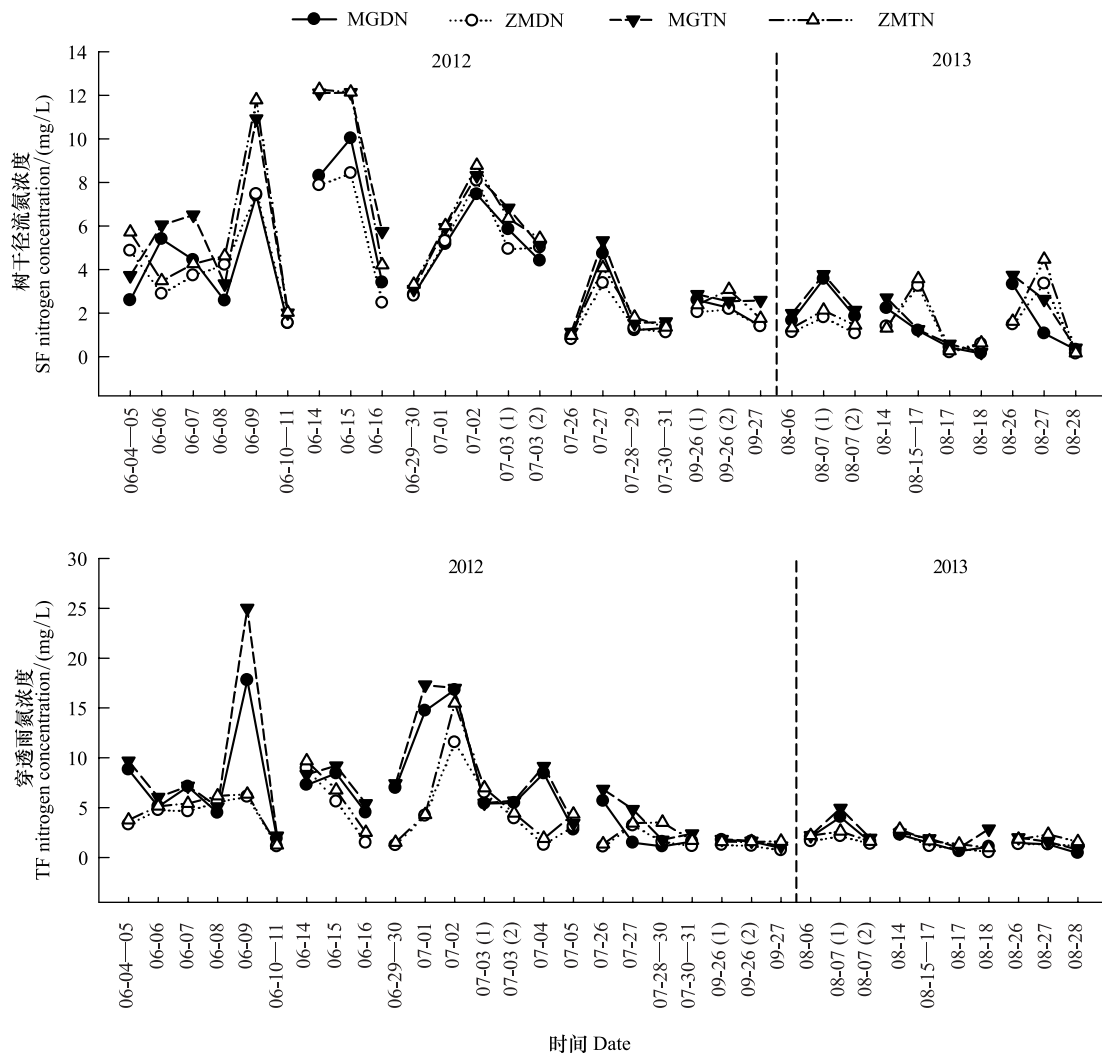


图 4 两种林型树干径流(SF)和穿透雨(TF)中可溶性氮(DN)和总氮(TN)浓度在连续降雨过程中的变化(2012—2013年)

Fig.4 Changes in the concentrations of dissolved nitrogen (DN) and total nitrogen (TN) in stemflow (SF) and throughfall (TF) in the two forest types during continuous rainfall events (2012—2013)

MGDN、ZMDN、MGTN 和 ZMTN 分别代表蒙古栎林可溶性 N、杂木林可溶性 N、蒙古栎林总 N 和杂木林总 N

### 3 讨论

#### 3.1 不同林型 N 沉降的再分配格局

本研究中帽儿山天然次生林生长季林外大气降雨 TN 沉降量为  $8.49 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图 1),其中包括了目前我国 N 沉降监测中常忽略的<sup>[8]</sup>颗粒态 N 沉降(23.65%)。此 N 沉降通量仅为相邻长白山林外大气降雨中 TN 沉降量( $16.59 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[12]</sup>的 1/2,远低于南方地区( $52.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^2 \text{ a}^{-1}$ ),略低于我国过去 20 年 N 湿沉降量平均值( $9.88 \text{ kg} \cdot \text{hm}^2 \text{ a}^{-1}$ )<sup>[12]</sup>,由于本研究区域冬季天气酷寒,不利于试验,缺少降雪过程的 N 沉降数据从而

低估该地区 TN 沉降,而帽儿山地区冬天 DIN 沉降量占 TN 沉降量的 50.1%,比其他东北地区森林生态系统 N 沉降量高出了 30%左右<sup>[10]</sup>,若加上帽儿山地区冬季 N 沉降量,表明帽儿山地区森林生态系统 N 沉降至少达到我国中等水平以上。造成原因可能与气候区、降水量、农业生产和畜牧业养殖活动、化石燃料燃烧等有关,例如:盛文萍等<sup>[10]</sup>人综合了我国东部森林区 N 沉降监测数据发现,DIN 沉降量随离最近中心城市距离减少而增加,主要帽儿山森林生态系统离哈尔滨不到 100 公里,冬季供暖,农耕活动,化石燃料燃烧等造成该区域 N 沉降量偏高。同时该区域林外大气降雨 TN 沉降虽然以 DN 沉降为主(76.35%,图 1),但 PN 所占比例是太湖地区(11.8%)的 2 倍<sup>[35]</sup>,这可能是由于前者为温带大陆性季风气候(年降水量仅不足 700 mm,且含有降雪),而后者为亚热带中部湿润季风气候(年降雨量达 1038 mm)<sup>[35]</sup>,还与太湖地区属低洼湖荡平原,海拔为 1.3 m 有关。

除了生物固 N 之外,大气中 N 素主要通过降水过程输入到森林生态系统中,森林直接能吸收降水过程的无机活性 N 供给植物生长<sup>[23]</sup>,又能将植物表面吸附的大气颗粒态 N 气溶胶、含 N 化合物及分泌物通过降水清洗淋溶进入土壤<sup>[36]</sup>,因此,森林生态系统对 N 沉降通量的再分配格局与林型有关<sup>[16]</sup>。本研究中蒙古栎林林内(树干径流+穿透雨)雨 TN 和 DN 沉降量均显著性大于杂木林(图 1)。同样,重庆缙云山针阔混交林、常绿落叶林和毛竹林的穿透雨和树干径流的 N 沉降量监测也发现,林型对 N 沉降及其组分有显著影响<sup>[17]</sup>。通常采用林冠层净通量(即穿透雨和树干径流中养分输入量与大气降水中养分输入量的差值)<sup>[17]</sup>评价不同林型对 N 沉降的影响:若林冠层净通量为正值,表示林冠养分被降水淋溶而发生林冠层淋溶现象,相反则表示降水中的养分被林冠层直接吸收而发生植物吸附作用。2012—2013 年蒙古栎林和杂木林林冠层 TN 净通量分别为  $7.48 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$  和  $4.90 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ,且均低于地中海区域硬阔叶林林冠层 TIN 净通量( $11\text{—}12 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[26]</sup>,说明该林冠层在大气 N 沉降再分配过程中主要起淋溶富集的作用。

近年来,由于人类活动致使大气 N 沉降持续增加<sup>[2-4]</sup>,已为人们普遍关注。为此,全球开展了一系列的 N 沉降模拟试验<sup>[4,24,37]</sup>,试图深入了解 N 沉降对森林生态系统的结构与功能的影响。然而,目前开展 N 沉降模拟试验主要由于实施操作困难而多在林下喷施浓度不一的 N 素<sup>[38-39]</sup>。鉴于本研究揭示的林冠层对 N 沉降再分配过程中的淋溶富集作用,建议今后的 N 沉降模拟试验应作相应的改进,以便更客观的评价和理解全球 N 沉降的生态效应。

### 3.2 不同林型 N 沉降再分配的季节动态及其影响因子

本研究中林外大气降雨和两种林型林内雨的 TN、DN 和 PN 月沉降量最大值均出现在生长季中期(6—8 月),最小值出现在生长季前期(5 月)或者生长季末期(9—10 月;图 2)。该结果与长白山森林总无机 N<sup>[12]</sup>、千烟洲人工针叶林穿透雨 N 湿沉降通量<sup>[36]</sup>、福建南平杉木林人工林外降雨、穿透雨和树干径流  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  输入通量的季节变化格局<sup>[40]</sup>相似。由于本地区的气候具有水热同步的特征,降水和热量丰沛的夏季正好是植被生长的旺盛季节,因此,林冠截留干沉降和林冠淋溶不但对 N 沉降有富集效应<sup>[41]</sup>,以补充森林生长和维持对 N 素的需求,而且其中吸收的活性 N 可为植物生长直接利用的营养物质<sup>[12,23]</sup>。

引起上述 N 沉降季节动态可能有多种原因。首先,全年降雨量集中在生长季中期(6—8 月,占整个生长季降雨量的 80.36%,而林外大气降雨和林内雨的月 N 沉降量与月降雨量均存在显著的正线性关系(表 2),从而因大气沉降而输入森林土壤的 N 通量主要发生在夏季。孙素琪<sup>[17]</sup>等分析重庆缙云山 DIN 输入量与穿透雨量、树干径流量之间的关系时也得出雷同的结果。然而,对于单场降雨事件而言,我们发现树干径流和穿透雨中的 TN 和 DN 浓度均随降雨量的增加而呈指数式下降,最后趋于相对稳定(图 3),与以往研究相符<sup>[30]</sup>。以往研究表明:当降雨量分别超过 1.0 mm 和 0.7 mm 时,蒙古栎林和杂木林出现穿透雨;降雨量超过 3.0 mm 时,开始出现树干径流。当降雨量超过这个阈值(即林分结构的饱和含水量)时,雨量的增加对 TN 和 DN 沉降浓度的稀释作用比较明显<sup>[31]</sup>。另外,从连续降雨天数与树干径流和穿透雨中 TN 和 DN 浓度变化(图 4)也可以看出:连续降雨天数 2 天以内,树干径流和穿透雨中的 TN 和 DN 浓度随时间进程而逐渐升高,主要表现为冲刷富集作用;随连续降雨天数的继续增加,其 TN 和 DN 浓度均逐渐降低,尤其是后期的稀释作用更为明



显<sup>[42-43]</sup>。其次,在生长季中期,植被枝叶繁茂,树干和枝叶表面对 DN 和 PN 的吸附和吸收能力较强,同时,林冠层厚度、叶面积指数、树种组成<sup>[22,30]</sup>等对 N 沉降的再分配影响更为显著。例如,蒙古栎林的叶片具有较厚的蜡质层,在一定程度上会阻止叶片的分泌物溶于水中;而杂木林各树种的叶片没有蜡质层或者相对较薄,叶片的分泌物更溶于雨水中。蒙古栎林整个生长季花粉沉降较少,但冠层较厚,昆虫排泄物较多<sup>[30]</sup>;而杂木林花粉和凋落物碎屑沉降较多且持续时间长。植被类型的这些差异,可能导致两种林型 TN 和 DN 浓度的复杂多变。再次,本地区夏季农业施 N 肥、交通运输和石化燃料释放出来活性 N、畜牧业排泄物释放 NH<sub>3</sub>、以及林地内土壤微生物分解排放 N 氧化合物、NH<sub>3</sub>、降雨淋溶林冠层分泌出来含 N 有机物、雷击直接固 N<sup>[10,12,23,41-42]</sup>等原因,都会使夏季的 N 沉降浓度增高。

值得一提的是,降雨中 DIN 浓度与降雨强度呈显著性互相关,随着 N 浓度随着降雨强度增加而降低<sup>[44-45]</sup>,由于研究数据丢失,并未探讨降雨强度与 N 沉降组分浓度的关系,需在下一步试验中进行研究;同时,虽然我们认识到北方冬季供暖释放的 N 氧化物、NH<sub>3</sub> 等气体在大气中聚集、滞留,加上早春植物的花粉颗粒散播到空气中<sup>[46-47]</sup>,小强度的降水事件会清洗大气中尘埃、颗粒物<sup>[48]</sup>,可能致使林内外 N 沉降增加,但本研究因帽儿山地区冬季气候酷寒、大雪封山而缺失非生长季的干湿沉降的测定数据。因此,需要采用新方法量化非生长季的 N 沉降及其组分中 DON、DIN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 等的变化,以便深入理解不同林型氮碳水循环及其耦合关系。

#### 4 结论

帽儿山温带次生林区 2012-2013 年生长季(5—10 月)的 N 沉降测定结果表明:蒙古栎林和杂木林对 N 沉降的再分配的影响差异显著,其林内 TN 沉降量分别为 15.97 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> 和 13.39 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>,主要以穿透雨中溶解性 N 的形式输入林地;两个林分冠层淋溶进入土壤的 TN 沉降量分别为 7.48 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> 和 4.90 kg hm<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>,表明林冠对大气氮沉降过程起到了淋溶富集作用,因此建议今后 N 沉降模拟试验应该考虑林冠对大气 N 沉降的再分配作用。两种林分的 N 沉降量及其组分均表现出明显的时间动态:最大 N 沉降量出现在生长季中期;在一次连续降雨过程中,林冠对 TN 和 DN 浓度的影响在降雨头两天内表现为富集作用,之后则为稀释作用,总体上随降雨量增加而呈指数式下降。这种雨、热、N 沉降同步出现在植被生长季中期的季节格局,对于尚未达到 N 饱和的温带森林来说,会有利于促进植物生长、提高森林生产力。

**致谢:**感谢黑龙江帽儿山森林生态系统国家野外科学观测研究站提供野外试验基础支持。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Field C D, Dise N B, Payne R J, Britton A J, Emmett B A, Helliwell R C, Hughes S, Jones L, Lees S, Leake J R, Leith I D, Phoenix G K, Power S A, Sheppard L J, Southon G E, Stevens C J, Caporn S J M. The role of nitrogen deposition in widespread plant community change across semi-natural habitats. *Ecosystems*, 2014, 17(5): 864-877.
- [ 2 ] Liu X J, Zhang Y, Han W X, Tang A H, Shen J L, Cui Z L, Vitousek P, Erisman J W, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F S. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 2013, 494(7438): 459-462.
- [ 3 ] Reay D S, Dentener F, Smith P, Grace J, Feely R A. Global nitrogen deposition and carbon sinks. *Nature Geoscience*, 2008, 1(7): 430-437.
- [ 4 ] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöösmary C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [ 5 ] Jia Y L, Yu G R, Gao Y N, He N P, Wang Q F, Jiao C C, Zuo Y. Global inorganic nitrogen dry deposition inferred from ground-and space-based measurements. *Scientific Reports*, 2016, 6(27): 19810.
- [ 6 ] Huang P, Zhang J B, Ma D H, Wen Z F, Wu S J, Garland G, Pereira E I P, Zhu A N, Xin X L, Zhang C Z. Atmospheric deposition as an important nitrogen load to a typical agro-ecosystem in the Huang-Huai-Hai Plain. 2. Seasonal and inter-annual variations and their implications (2008-2012). *Atmospheric Environment*, 2016, 129(3): 1-8.

- [ 7 ] 江泽平. 欧洲森林生态系统的氮循环研究近况. 世界林业研究, 1997, 8(5): 55-61.
- [ 8 ] Clow D W, Roop H A, Nanus L, Fenn M E, Sextstone G A. Spatial patterns of atmospheric deposition of nitrogen and sulfur using ion-exchange resin collectors in Rocky Mountain National Park, USA. *Atmospheric Environment*, 2015, 101(1): 149-157.
- [ 9 ] Yu J H, Zhang M G, Li J L. Simulated seasonal variations in nitrogen wet deposition over East Asia. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 2016, 9(2): 99-106.
- [ 10 ] Sheng W P, Yu G R, Jiang C M, Yan J H, Liu Y F, Wang S L, Wang B, Zhang J H, Wang C K, Zhou M, Jia B R. Monitoring nitrogen deposition in typical forest ecosystems along a large transect in China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(1): 833-844.
- [ 11 ] 张娜, 乔玉娜, 刘兴诏, 褚国伟, 张德强, 闫俊华. 鼎湖山季风常绿阔叶林大气降雨、穿透雨和树干流的养分特征. 热带亚热带植物学报, 2010, 18(5): 502-510.
- [ 12 ] 周旺明, 郭焱, 朱保坤, 王晓雨, 周莉, 于大炮, 代力民. 长白山森林生态系统大气氮素湿沉降通量和组成的季节变化特征. 生态学报, 2015, 35(1): 158-164.
- [ 13 ] Galloway J N, Townsend A R, Erismann J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889-892.
- [ 14 ] BassiriRad H. Consequences of atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: old questions, new perspectives. *Oecologia*, 2015, 177(1): 1-3.
- [ 15 ] Siegert C M, Levia D F, Hudson S A, Downton A L, Zhang F, Mitchell M J. Small-scale topographic variability influences tree species distribution and canopy throughfall partitioning in a temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management*, 2016, 359(1): 109-117.
- [ 16 ] Pryor S C, Barthelmie R J. Liquid and chemical fluxes in precipitation, throughfall and stemflow: observations from a deciduous forest and a red pine plantation in the midwestern U.S.A. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, 163(1): 203-227.
- [ 17 ] 孙素琪, 王玉杰, 王云琦, 张会兰, 于雷, 刘婕. 缙云山 3 种典型森林降雨过程及其氮素输入. 环境科学, 2014, 35(3): 1081-1090.
- [ 18 ] 关俊祺. 大兴安岭北部兴安落叶松林降雨水化学特征研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2013.
- [ 19 ] 及莹, 蔡体久. 小兴安岭原始红松林降雨截留观测及分段模拟. 北京林业大学学报, 2015, 37(10): 41-49.
- [ 20 ] 姜海燕, 赵雨森, 信小娟, 马文海, 李晓平, 孙程坤, 郭小伟. 大兴安岭几种典型林分林冠层降水分配研究. 水土保持学报, 2008, 22(6): 197-201.
- [ 21 ] 刘茜, 满秀玲, 田野宏. 白桦次生林降雨水化学及养分输入特征. 北京林业大学学报, 2015, 37(8): 83-89.
- [ 22 ] Bytnerowicz A, Fenn M E. Nitrogen deposition in California forests: a review. *Environmental Pollution*, 1996, 92(2): 127-146.
- [ 23 ] Houle D, Marty C, Duchesne L. Response of canopy nitrogen uptake to a rapid decrease in bulk nitrate deposition in two eastern Canadian boreal forests. *Oecologia*, 2015, 177(1): 29-37.
- [ 24 ] Kanakidou M, Myriokefalitakis S, Daskalakis N, Fanourgakis G, Nenes A, Baker A R, Tsigaridis K, Mihalopoulos N. Past, present, and future atmospheric nitrogen deposition. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 2016, 73(5): 2039-2047.
- [ 25 ] Fernández-Sanjurjo M, Vega V F, García-Rodeja E. Atmospheric deposition and ionic concentration in soils under pine and deciduous forests in the river Sor catchment (Galicia, NW Spain). *Science of the Total Environment*, 1997, 204(2): 125-134.
- [ 26 ] Rodríguez-O'Connor L A. Nitrogen Deposition at Mediterranean Holm-Oak Forests: Loads and Indicators[D]. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona, 2015.
- [ 27 ] Izquieta-Rojano S, García-Gomez H, Aguilera L, Santamaría J M, Tang Y S, Santamaría C, Valiño F, Lasheras E, Alonso R, Àvila A, Cape J N, Elustondo D. Throughfall and bulk deposition of dissolved organic nitrogen to holm oak forests in the Iberian Peninsula: flux estimation and identification of potential sources. *Environmental Pollution*, 2016, 210(3): 104-112.
- [ 28 ] Wang C K, Han Y, Chen J Q, Wang X C, Zhang Q Z, Bond-Lamberty B. Seasonality of soil CO<sub>2</sub> efflux in a temperate forest: biophysical effects of snowpack and spring freeze - thaw cycles. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2013, 177(8): 83-92.
- [ 29 ] Wang C K. Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 2006, 222(1): 9-16.
- [ 30 ] 孙忠林. 东北东部落叶阔叶林生态系统可溶性碳氮与颗粒碳氮通量[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2014.
- [ 31 ] 孙忠林, 王传宽, 王兴昌, 张全智. 两种温带落叶阔叶林降雨再分配格局及其影响因子. 生态学报, 2014, 34(14): 3978-3986.
- [ 32 ] Pan Y P, Wang Y S, Xin J Y, Tang G Q, Song T, Wang Y H, Li X R, Wu F K. Study on dissolved organic carbon in precipitation in Northern China. *Atmospheric Environment*, 2010, 44(19): 2350-2357.
- [ 33 ] Le Mellec A, Meessenburg H, Michalzik B. The importance of canopy-derived dissolved and particulate organic matter (DOM and POM) - comparing throughfall solution from broadleaved and coniferous forests. *Annals of Forest Science*, 2010, 67(4): 411-411.
- [ 34 ] 梁婷, 同延安, 林文, 乔丽, 刘学军, 白水成, 杨宪龙. 陕西省不同生态区大气氮素干湿沉降的时空变异. 生态学报, 2014, 34(3): 738-745.

- [35] 王小治, 尹微琴, 单玉华, 封克, 朱建国. 太湖地区湿沉降中氮磷输入量——以常熟生态站为例. *应用生态学报*, 2009, 20(10): 2487-2492.
- [36] 盛文萍, 于贵瑞, 方华军, 刘允芬, 胡中民. 离子树脂法测定森林穿透雨氮素湿沉降通量——以千烟洲人工针叶林为例. *生态学报*, 2010, 30(24): 6872-6880.
- [37] Morse J L, Durán J, Beall F, Enanga E M, Creed I F, Fernandez I, Groffman P M. Soil denitrification fluxes from three northeastern North American forests across a range of nitrogen deposition. *Oecologia*, 2015, 177(1): 17-27.
- [38] Evans C D, Goodale C L, Caporn S J M, Dise N B, Emmett B A, Fernandez I J, Field C D, Findlay S E G, Lovett G M, Meesenburg H, Moldan F, Sheppard L J. Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. *Biogeochemistry*, 2008, 91(1): 13-35.
- [39] Phoenix G K, Emmett B A, Britton A J, Caporn S J M, Dise N B, Helliwell R, Jones L, Leake J R, Leith I D, Sheppard L J, Sowerby A, Pilkington M G, Rowe E C, Ashmore M R, Power S A. Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology*, 2012, 18(4): 1197-1215.
- [40] 樊后保, 苏兵强, 林德喜, 陈世品. 杉木人工林生态系统的生物地球化学循环 II: 氮素沉降动态. *应用与环境生物学报*, 2000, 6(2): 133-137.
- [41] Tu L H, Hu T X, Zhang J, Huang L H, Xiao Y L, Chen G, Hu H L, Liu L, Zheng J K, Xu Z F, Chen L H. Nitrogen distribution and cycling through water flows in a subtropical bamboo forest under high level of atmospheric deposition. *PLoS One*, 2013, 8(10): e75862.
- [42] 骆晓声, 石伟琦, 鲁丽, 刘学军, 莫亿伟, 邓峰. 我国雷州半岛典型农田大气氮沉降. *生态学报*, 2014, 34(19): 5541-5548.
- [43] 李力, 刘立强, 周光益, 邱治军, 赵厚本. 南岭常绿阔叶林林冠受损对穿透雨和树干流水化学的影响. *水土保持学报*, 2014, 28(2): 45-50, 68-68.
- [44] 陈能汪, 洪华生, 张珞平. 九龙江流域大气氮湿沉降研究. *环境科学*, 2008, 29(1): 38-46.
- [45] 倪婉敏, 朱蕊, 张建英. 大气氮湿沉降对青山湖富营养化的影响. *环境化学*, 2012, 31(5): 631-635.
- [46] Fenn M E, Poth M A, Arbaugh M J. A throughfall collection method using mixed bed ion exchange resin columns. *The Scientific World Journal*, 2002, 2(1): 122-130.
- [47] 郑利霞, 刘学军, 张福锁. 大气有机氮沉降研究进展. *生态学报*, 2007, 27(9): 3828-3834.
- [48] 刘冬碧, 张小勇, 巴瑞先, 刘毅, 范先鹏, 张富林, 熊桂云. 鄂西北丹江口库区大气氮沉降. *生态学报*, 2015, 35(10): 3419-3427.