

六盘山华北落叶松林降水转化中的 阳离子通量变化特征

杜 敏^{1,2}, 文仕知¹, 杨丽丽^{1,2}, 王彦辉^{2*}, 熊 伟², 曹恭祥²

(1. 中南林业科技大学林学院, 湖南 长沙 410002; 2. 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所, 北京 100091)

摘要: 在六盘山香水河小流域的华北落叶松人工林样地, 测定了 2011 年生长季降水转化过程中的大气降水、穿透水、干流、枯落物渗透水和主根系层(30 cm 土层)土壤渗透水的 pH 值与多种阳离子的浓度及通量变化。结果表明: 林外降水的 pH 值平均为 7.13, 转化为穿透雨和干流后降为 6.73 和 6.00, 转化为枯落物渗透水和土壤渗透水后回升为 6.87 和 7.28。在降水转为由穿透雨和干流组成的林下降水后, 绝大多数阳离子的浓度都不同程度地增大, 但 Zn^{2+} 浓度下降; 虽然林冠截持使林下降水的数量减小, 但由于雨水对林冠的离子交换及淋洗, 林下降水的多数阳离子通量都比林外降水明显增大, K^+ 、 Mg^{2+} 、 H^+ 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+} 由林外的 17.23、12.51、0.06、0.09、0.13、0.19 $mmol \cdot m^{-2}$ 分别上升到林下的 141.87、32.93、0.10、0.68、0.24、0.56 $mmol \cdot m^{-2}$, 但 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 的通量分别由林外的 33.73、112.91、2.05 $mmol \cdot m^{-2}$ 减小为林内的 30.70、75.75、1.10 $mmol \cdot m^{-2}$ 。在枯落物层渗透水中, 绝大多数阳离子的浓度都不同程度地下降, 仅 Mg^{2+} 浓度微弱上升; 受枯落物截持部分降水及雨水中阳离子与枯落物交换的影响, 枯落物渗透水中所有阳离子的通量都比林下降水明显减小, K^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 H^+ 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Fe^{3+} 分别降至 83.06、12.30、23.96、65.73、0.04、0.12、0.09、0.13、0.32 $mmol \cdot m^{-2}$ 。在主根系层土壤渗透水中, 一些阳离子 (K^+ 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+}) 的浓度下降, 另一些阳离子 (Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+}) 的浓度则上升, 尤其 Ca^{2+} 浓度显著上升; Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Zn^{2+} 的通量比枯落物渗透水增大, 其值分别为 37.49、62.83、202.41、0.22、1.05 $mmol \cdot m^{-2}$, 但 K^+ 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+} 的通量比枯落物渗透水减小, 其值分别为 27.14、0.07、0.09 $mmol \cdot m^{-2}$ 。相对于林外降水的阳离子输入通量, 林冠层对多数阳离子 (除 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+}) 的通量为净淋出 (增加) 作用, 枯落物层对多数阳离子 (除 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Fe^{3+}) 的通量为净固定 (减少) 作用, 主根系层土壤对盐基离子 (Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+}) 和 Mn^{2+} 的通量为净淋失 (增大) 作用, 但对其他阳离子 (H^+ 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Fe^{3+}) 的通量为净固定 (减少) 作用。

关键词: 华北落叶松林; 水文过程; 阳离子; 通量; 变化

中图分类号: S715

文献标识码: A

Variation of Cation Flux with Rain Water in a *Larix principis-rupprechtii* Plantation on Liupan Mountains

DU Min^{1,2}, WEN Shi-zhi¹, YANG Li-ti^{1,2}, WANG Yan-hui²,
XIONG Wei², CAO Gong-xiang²

(1. College of Forestry, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410002, Hunan, China;

2. Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract: At a selected stand of *Larix principis-rupprechtii* plantation growing in the small watershed of Xiangshuihe of Liupan Mountains, NW China, the variation of pH-value, cation concentration and cation flux were measured in

收稿日期: 2012-09-22

基金项目: 林业公益性行业科研专项 (201104005-02、200904056); 中挪合作项目 "Forest in south China: An important sink for reactive nitrogen and a regional hotspot for N_2O "; "十二五"科技支撑课题 (2011BAD38B0503、2012BAD22B0301-4); 国家自然科学基金项目 (41230852、41071023); 国家林业局森林生态环境与保护重点实验室和宁夏六盘山森林生态站资助

作者简介: 杜 敏 (1986-) 男, 四川成都人, 硕士研究生。

* 通讯作者: Email: wangyh@caf.ac.cn.

the rain water from open field precipitation , throughfall , stem flow , leakage under humus layer and under the mineral soil layer (30 cm) in the growing season of 2011. The results showed that the mean pH-value of open field rain water was 7.13 , while it was 6.73 in throughfall , 6.00 in stem flow , 6.87 in the leakage under humus layer and 7.28 in the leakage under the soil depth of 30 cm. In the rain water under canopy , which is composed of throughfall and stem flow , the concentration of nearly all cations increased more or less , but the concentration of Zn^{2+} decreased. Although the depth of rain water under canopy decreased as a result of canopy interception , the cation exchange or wash out from canopy led to an obvious increase of flux of most cations. The cation flux ($mmol \cdot m^{-2}$) for K^+ , Mg^{2+} , H^+ , Mn^{2+} , Cu^{2+} , and Fe^{3+} increased from 17.23 , 12.51 , 0.06 , 0.09 , 0.13 , and 0.19 of open field precipitation to 141.87 , 32.93 , 0.10 , 0.68 , 0.24 , and 0.56 of rain water under canopy. However , the fluxes of Na^+ , Ca^{2+} , Zn^{2+} decreased by the canopy , from 33.73 to 30.70 , 112.91 to 75.75 , and 2.05 to 1.10 respectively. In the leakage under humus layer , the concentration of most cations decreased more or less , only the concentration of Mg^{2+} increased slightly. Affected by the humus layer interception and the cation exchange with humus layer materials , the flux of all cations in the leakage under humus layer obviously reduced compared with the flux carried by the rain water under canopy , with a flux ($mmol \cdot m^{-2}$) of 83.06 for K^+ , 12.30 for Na^+ , 23.96 for Mg^{2+} , 65.73 for Ca^{2+} , 0.04 for H^+ , 0.12 for Mn^{2+} , 0.09 for Cu^{2+} , 0.13 for Zn^{2+} , and 0.32 for Fe^{3+} . In the leakage under the soil layer of main root system , the concentration of some cations (K^+ , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Fe^{3+}) reduced , while the other cations (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Zn^{2+}) increased , especially the remarkable increase of Ca^{2+} concentration. Affected by the volume decrease of soil leakage and the cation exchange with soil , the flux of Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , and Zn^{2+} in soil leakage increased compared with that of humus layer leakage , with the flux ($mmol \cdot m^{-2}$) of 37.49 , 62.83 , 202.41 , 0.22 , and 1.05 respectively; but the cations of K^+ , Cu^{2+} , Fe^{3+} decreased , with the flux ($mmol \cdot m^{-2}$) of 27.14 , 0.07 , and 0.09 respectively. Compared with the cation input flux carried by the open field precipitation , the canopy played a role of net leakage (increase) for most cations (except Na^+ , Ca^{2+} , Zn^{2+}) , while the humus layer played a role of net adsorption (decrease) for most cations (except K^+ , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{3+}) , and the soil of main root layer played a role of net leakage (increase) for the base cations (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) and Mn^{2+} , and a role of net adsorption (decrease) for other cations (H^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+}) .

Key words: Plantation of *Larix principis-rupprechtii*; hydrological processes; cation; flux; variation

元素和养分平衡是维持森林生态系统平衡的基础^[1]。在森林生态系统的元素输入中,很大部分是随降水输入的^[2],这对森林植物的生长和功能具有重要作用^[3-5]。早在20世纪60年代,德国就开始测定和估算林冠对元素输入的作用,表明林冠有着巨大贡献,其中,针叶林比阔叶林能截获更多大气沉降^[6],其长时间的元素通量监测结果反映了大气污染和沉降的发展历史^[7]。元素通量与立地特征及森林结构有密切关系^[8]。森林生态系统具有复杂的空间结构,一般可分为林冠层、枯落物层、土壤层等作用层,它们在降水经过森林发生水量转化的过程中,通过复杂的物理、化学及生物作用,使元素的浓度和通量发生很大变化^[9]。在森林的元素输入输出平衡中,阳离子占据着重要地位,这是因植物需要的营养元素多数是阳离子状态。因此,准确量化阳离子浓度及通量伴随森林结构和水文过程的变化,是深入

了解和定量刻画森林生态系统元素循环特征的基础。

华北落叶松是我国北方广大地区的重要造林树种,因为生长速度快和干形优良而很受欢迎,但和许多其他针叶林一样,其凋落物难以分解,且在分解中会形成大量有机酸,常造成或加重土壤酸化^[10]。因此,对华北落叶松林等针叶林来说,伴随降水输入的盐基离子对维持其元素平衡和减缓土壤酸化可能有重要作用^[11]。谢会成等^[12]在秦岭研究了华北落叶松林营养元素的器官分配和凋落物归还,张位等^[13]在河北围场测定比较了空旷地降雨和华北落叶松林的穿透雨、干流和枯落物渗透水的元素浓度差别。对于其他森林,相关研究主要集中于某单一作用层,如王登芝等^[14]对北京西山油松林、李海军等^[15]对天山中部天然云杉林、田大伦等^[16]对湖南会同杉木林、刘阳等^[17]对冀北山地山杨和桦木林的研究;然

而,对华北落叶松林的元素输入输出平衡的国内研究还很少,有关华北落叶松在降水转化过程中的阳离子浓度和通量变化的研究尚未见报道,这限制着对其元素平衡的理论认识和经营技术的发展。

本文在宁夏六盘山东南侧的香水河小流域,选择华北落叶松人工林的典型样地,系统研究了伴随一系列降水转化过程(林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水和主根系层土壤(30 cm)渗透水)而发生的阳离子浓度与通量的变化,试图为深入了解该地区水源涵养林的元素循环和养分平衡规律提供支持。

1 研究地点与方法

1.1 研究地点和样地概况

宁夏回族自治区南部六盘山自然保护区的香水河小流域,位于 $109^{\circ}9' \sim 109^{\circ}30'E$, $35^{\circ}15' \sim 35^{\circ}41'N$;属暖温带大陆性季风气候,年均气温 $5.8^{\circ}C$,年均降水量 770.7 mm ,多集中于生长季的6—9月;土壤

主要为山地灰褐土,厚度约 $30 \sim 100\text{ cm}$;海拔 $2\ 060 \sim 2\ 931\text{ m}$;香水河小流域森林植被良好,森林覆盖率达 72.9% ,主要为天然次生林(辽东栎(*Quercus liaotungensis* Koidz)、白桦(*Betula platyphlla* Suk.)、红桦(*Betula albo-sinensis* Burkill)、山杨(*Populus davidiana* Dode)、华山松(*Pinus armandi* Franch.)等);人工林覆盖率为 23.62% ,主要为华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii* Mayr)和油松(*Pinus tabulaeformis* Carr.)其中,华北落叶松为最主要的人工造林树种。

本文所选华北落叶松人工林样地位于香水河小流域腹地,面积 $30\text{ m} \times 30\text{ m}$,林下灌木和草本数量较少,灌木主要有华西箭竹(*Fargesia nitida* (Mittford) Keng f. ex Yi)、黄刺玫(*Rosa xanthina* Lindl.)等,草本主要有华北苔草(*Carex hancockiana* Maxim)、欧洲蕨(*Pteridium aquilium* (L.) Kuhn)等,样地基本信息见表1。

表1 华北落叶松人工林样地基本信息

海拔/ m	坡向	坡度/ ($^{\circ}$)	坡位	林龄/ a	郁闭度	林分密度/ (株 $\cdot\text{hm}^{-2}$)	灌木层盖度/ %	草本层盖度/ %	乔木平均胸径/ cm	平均树高 /m
2 320	东南	30	下坡	23	0.8	1 125	5	40	15.6	13.9

1.2 研究方法

1.2.1 样品收集 2011年5—10月,在华北落叶松固定样地内,每次降雨后收集穿透水、干流、枯落物渗透水(枯透水)和土壤渗透水(土壤水)(在直径 20 cm 的微型蒸渗仪底部收集,其内填装 30 cm 厚的未扰动土柱,保留原有的枯落物及可能生长的草本和小灌木等),同时在距样地 100 m 空旷处布设3个自制雨量筒,收集林外降水。

利用在固定样地内随机布设的12个雨量筒收集穿透水;在每个树木径级(以 4 cm 为1个径阶,共4个径阶)选择2株样树收集干流,利用聚乙烯管蛇形缠绕后将干流引到体积为 25 L 的塑料桶中;枯落物渗透水取样时,按尽量不破坏枯落物层次结构且在样地内随机分布的原则,选择5个样点,把枯落物放在塑料膜上,将每次渗过枯落物的雨水引入塑料盆中收集;每次降水停止后,及时收集随机布设在样地内的7个自制蒸渗仪底部的主根系层土壤渗透水。

每场降雨后,分别将多点采集的林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水和土壤渗透水混合,形

成各种水样的混合样品 500 mL 并存储于冰柜内,及时送回中国林科院进行处理、保存和分析。在2011年生长季,共测定22次降雨,共取得110瓶水样。

1.2.2 样品处理和化学分析 水样在野外用定性滤纸过滤后,立即用上海雷磁公司出产的pH计测定其pH值。在位于中国林科院的国家林业局森林生态环境与保护重点实验室,用等离子发光色谱法(IRIS Intrepid II XSP,美国Thermo公司)测定8种金属阳离子(Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Fe^{3+})的质量浓度。

1.2.3 离子浓度计算 将测定的元素质量浓度转化为离子的摩尔浓度。某类样品生长季中某类离子的摩尔浓度平均值是每次降水中相应水量的加权计算值(式(1)):

$$C = \sum_{i=1}^n \frac{C_n \cdot P_n}{P} \quad (1)$$

式(1)中: C 为生长季某离子的平均摩尔浓度($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$), C_n 为单次降水中该离子的摩尔浓度($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$), P_n 为单次降水的深度(mm), P 为生

长季(5—10月)降水总量(mm), n 为测定的降水次数。

在计算水样pH值平均值时,先把单个水样的pH值换算为 H^+ 的摩尔浓度,然后进行水量加权平均后再转换为pH值平均值。

林下降水是指林冠穿透水和干流的和,其离子浓度平均值是单独测定的林冠穿透水与干流的离子浓度的水量加权平均值。

在本研究中,将森林生态系统的复杂结构简化为3个作用层,即林冠作用层、枯落物作用层、主根层(土壤厚度为30cm),依据式(2)计算伴随降水转化通过各作用层的离子通量。

$$F = C \cdot P_i \quad (2)$$

式(2)中: F 为通过某作用层的某离子通量($mmol \cdot m^{-2}$), C 为某离子的摩尔浓度($mmol \cdot L^{-1}$), P_i 为通过各作用层的降水量(mm)。

在降水通过各个作用层时,会有离子的吸附、交换、洗脱等作用过程,从而在发生水量变化的同时也有离子浓度的变化,但综合表现为各作用层对离子通量的影响。依据式(3)计算某作用层对相邻上作用层的离子通量的影响。

$$\Delta F = F_i - F_j \quad (3)$$

式(3)中: ΔF 为某作用层对相邻上层输入的某离子通量的影响, F_i 为某作用层的某离子通量, F_j 为相邻上作用层的某离子通量。

2 结果与分析

2.1 森林样地中的生长季降水量转化

在2011年生长季(5月1日—11月1日),共测定了22次独立降水事件的降水量,其总降水量为773.7mm。经过各森林作用层的影响,形成了林下降水549.8mm(包括林冠穿透雨547.2mm、干流2.6mm)、枯落物渗透水306.8mm、主根系层土壤渗透水194.2mm。

2.2 降水转化中的pH值变化

由图1可看出:生长季的雨水pH值在经过林冠层、枯落物层和土壤层后,发生了明显变化。林外降水的pH平均值为7.13,在穿透水中降为6.73,在干流中降为6.00,说明可能有生物酸或酸性沉降进入,使雨水pH值下降;然而,在经过枯落物层、土壤层后,雨水pH值逐渐回升为6.87和7.28,表明枯落物层和土壤层有碱性物质进入雨水(土壤溶液),对林下降水的酸度有缓冲调节作用^[18]。

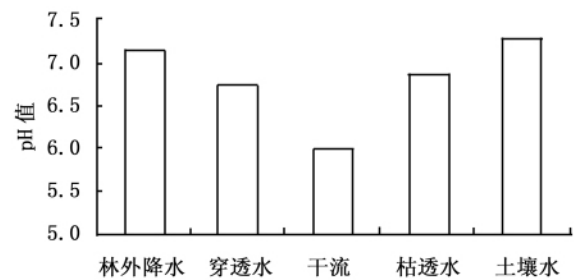


图1 生长季华北落叶松林外和林内降水及其渗透水的pH值

大气降水在经过森林形成穿透水、干流、枯落物渗透水和土壤渗透水的过程中,所测定的金属阳离子浓度均发生了改变^[19-20](表2)。

在林外降水转为穿透水和干流过程中,阳离子浓度基本上表现为增加效应,其中 K^+ 、 Fe^{3+} 、 Cu^{2+} 和 Mn^{2+} 的浓度显著增大,均在干流中达到最大值; Na^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 的浓度变化趋势比较一致,仅是微弱增加;但 Zn^{2+} 浓度变化较特殊,表现为下降效应。经过枯落物层后,多数离子的浓度都明显下降或下降,仅个别离子(Mg^{2+})的浓度微弱上升。在经过主根系土壤层后,一些离子(K^+ 、 Fe^{3+})的浓度下降,一些离子(Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+})的浓度上升,尤其是 Ca^{2+} 浓度显著上升。这些离子浓度的不同变化是雨水中离子与林冠、树皮、枯落物、土壤的离子交换的结果,因雨水的离子浓度和所经介质的离子含量的相对大小关系而呈现出不同的浓度变化规律。

表2 华北落叶松人工林外降水转化过程中的阳离子浓度

作用层	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Mn^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Fe^{3+}
	$mmol \cdot L^{-1}$				$\mu mol \cdot L^{-1}$			
林外降水	0.02	0.04	0.02	0.15	0.12	0.17	2.64	0.25
穿透水	0.26	0.06	0.06	0.14	1.23	0.44	2.00	1.02
干流	0.50	0.08	0.07	0.22	3.69	0.48	0.78	3.18
枯落物渗透水	0.27	0.04	0.08	0.21	0.39	0.31	0.41	1.05
土壤水	0.14	0.19	0.32	1.04	1.12	0.35	5.40	0.68

K^+ 浓度的变化: K^+ 极易溶解和迁移,能从枝叶、树皮上溶脱^[21],其浓度随降水转化表现从林外降水到穿透水和干流依次增加,分别为0.02、0.26、0.5 $mmol \cdot L^{-1}$,然后在枯落物渗透水和土壤渗透水中依次降低,分别为0.27、0.14 $mmol \cdot L^{-1}$ 。

Na^+ 浓度的变化: Na^+ 极易溶解,在雨水转化为穿透水、干流过程中,其浓度虽有轻微增加,但不十分明显,在转化为枯落物渗透水后有轻微下降,这可能与针叶、树皮、枯落物中的Na含量很低有关;但在经过土壤层后明显增加,这可能与土壤中Na含量较多有关。其浓度由小到大的顺序为林外降水 = 枯落物渗透水 < 穿透水 < 干流 < 土壤渗透水,对应值为0.04、0.06、0.08、0.09 $mmol \cdot L^{-1}$ 。

Mg^{2+} 浓度的变化: Mg^{2+} 作为2价阳离子,相对易被吸附固定和难以淋失。其浓度变化趋势和 Na^+ 基本一致,表现为随着降水的转化而依次增加,林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水分别为0.02、0.06、0.07、0.08、0.32 $mmol \cdot L^{-1}$ 。在根系层土壤渗透水中,其浓度明显增加,与张胜利等^[22]在秦岭火地塘的研究结果相反,这可能与本研究林分土壤的 Mg^{2+} 含量较高有关。

Ca^{2+} 浓度的变化: 雨水中的 Ca^{2+} 主要来源于空气中和陆地上的尘埃和有机物^[23]。 Ca^{2+} 作为2价阳离子,易被吸附固定和难以淋失。植物体内的 Ca^{2+} 多以果胶酸钙形态存在于胞间壁内,溶解度低和转移速度慢,其生物循环速度没有 K^+ 和 Na^+ 强烈^[24]。其浓度基本上是随降水转化而增加,林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水的 Ca^{2+} 浓度分别为0.15、0.14、0.22、0.21、1.04 $mmol \cdot L^{-1}$ 。在本研究中,大气降水的 Ca^{2+} 浓度比刘菊秀等^[23]在广东鼎湖山的测定值高很多,原因是黄土高原空气中尘埃含量高于鼎湖山地区,且土壤富含Ca元素。

Mn^{2+} 浓度的变化: Mn^{2+} 属于微量元素,雨水中含量较低,但在降水转化过程中变化剧烈,尤其经过冠层后急剧增加。林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水的 Mn^{2+} 浓度分别为0.12、1.23、3.69、0.39、1.12 $\mu mol \cdot L^{-1}$ 。

Cu^{2+} 浓度的变化: Cu^{2+} 是难以淋失但易被吸附固定的2价阳离子,在降水转化过程中,相对于林外降水其浓度的变化比较和缓,有从针叶和树皮的淋洗。林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水的 Cu^{2+} 浓度分别为0.17、0.44、0.48、0.31、0.35 $\mu mol \cdot L^{-1}$ 。

Zn^{2+} 浓度的变化: Zn^{2+} 难以淋失和易被固定,在雨水转化过程中,可能由于针叶、树皮和枯落物层的吸附固定,其浓度逐渐减小,但经土壤层后又急剧增大。林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水的 Zn^{2+} 浓度分别为2.64、2.00、0.78、0.41、5.40 $\mu mol \cdot L^{-1}$ 。 Zn^{2+} 浓度在地上植被层的降水转化过程中一直减小,这与田大伦等^[16]在湖南株洲的杉木林研究结果一致。

Fe^{3+} 浓度的变化: Fe^{3+} 作为3价阳离子,比 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 更难以淋失和更易被吸附固定。在降水转化过程中,林外降水、穿透水、干流、枯落物渗透水、土壤渗透水的 Fe^{3+} 浓度分别为0.25、1.02、3.18、1.05、0.68 $\mu mol \cdot L^{-1}$ 。

2.3 各作用层阳离子通量及与林外降水的差别

大气降水在接触林冠、树干、枯落物、土壤时,会因离子的淋失、吸附和吸收等不同作用过程而发生浓度变化;加之水量变化,造成了离子通量在经过各作用层后出现差别。

由表3可知:林外降水携带的 Ca^{2+} 离子通量最大(112.91 $mmol \cdot m^{-2}$),其次为 Na^+ (33.73 $mmol \cdot m^{-2}$),最小的为 H^+ (仅0.06 $mmol \cdot m^{-2}$)。

相对于林外降水携带的离子通量而言,林下降水(穿透水和干流)携带的各种阳离子通量与林外降水之差,除 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 外,其余均表现为正值,其中 K^+ 的通量增加幅度最大,为124.64 $mmol \cdot m^{-2}$,这说明大气降水对林冠层(针叶和树皮)的 K^+ 净淋出作用很强^[25-26],其次是 Mg^{2+} (20.42 $mmol \cdot m^{-2}$); Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 的通量差均为负值,说明林冠层(针叶和树皮)可能对它们有吸附和固定作用,其中 Ca^{2+} 减小幅度最大,为37.16 $mmol \cdot m^{-2}$ 。

枯落物渗透水的 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Fe^{3+} 离子通量均比林外降水的大,其余阳离子均比林外降水的小。枯落物渗透水中, K^+ 通量的增幅最大,为65.83 $mmol \cdot m^{-2}$,这与林冠层研究结果相似,其次为 Mg^{2+} (11.45 $mmol \cdot m^{-2}$);枯落物渗透水中, Ca^{2+} 的通量降低幅度最大(47.18 $mmol \cdot m^{-2}$),这与林冠层相似; Zn^{2+} 的通量降幅为1.92 $mmol \cdot m^{-2}$,说明枯落物层可能对 Zn^{2+} 有净吸收作用,这与田大伦等^[16]的研究结果一致。

与林外降水相比,土壤层渗漏水中的所有盐基离子的通量都明显增大,其中, Ca^{2+} 的增幅最大(89.50 $mmol \cdot m^{-2}$),其次为 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ ,分别为50.32、9.91、3.76 $mmol \cdot m^{-2}$,说明根系层土壤还富

表3 2011年生长季华北落叶松林降水转化中各作用层的离子通量及与林外降水的差值

项目	离子通量/(mmol·m ⁻²)								
	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	H ⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Fe ³⁺
林外降水	17.23	33.73	12.51	112.91	0.06	0.09	0.13	2.05	0.19
林下降水	141.87	30.70	32.93	75.75	0.10	0.68	0.24	1.10	0.56
枯落物渗透水	83.06	12.30	23.96	65.73	0.04	0.12	0.09	0.13	0.32
土壤渗透水	27.14	37.49	62.83	202.41	0.01	0.22	0.07	1.05	0.09
林下降水—林外降水	124.64	-3.03	20.42	-37.16	0.04	0.59	0.11	-0.95	0.37
枯落物渗透水—林外降水	65.83	-21.43	11.45	-47.18	-0.02	0.03	-0.04	-1.92	0.13
土壤渗透水—林外降水	9.91	3.76	50.32	89.50	-0.05	0.13	-0.06	-1.00	-0.10

含Ca、Mg等盐基,从而能显著淋出;这与张胜利等^[22]在秦岭火地塘的研究结果不同,这可能与其地处亚热带地区的森林土壤更偏酸和盐基饱和度偏低有关。Mn²⁺的通量也增加了0.13 mmol·m⁻², Zn²⁺的通量降低了1.00 mmol·m⁻²,说明土壤对Zn²⁺有净吸收作用,这与枯落物层的研究结果相似;H⁺的通量降低了0.05 mmol·m⁻²,表明土壤的pH值相对较高,对林下降水输入的H⁺具有缓冲作用^[17];Fe³⁺的离子通量降低了0.10 mmol·m⁻², Cu²⁺的通量降低了0.06 mmol·m⁻²。

2.4 各作用层的离子通量相对相邻上层的变化 大气降水在通过林冠层、枯落物层、主根系土壤层

表4 2011年生长季华北落叶松林降水转化中各作用层离子通量相对相邻上层的变化

作用层	离子通量/(mmol·m ⁻²)								
	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	H ⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Fe ³⁺
林冠层	124.64	-3.03	20.42	-37.16	0.04	0.59	0.11	-0.95	0.37
枯落物层	-58.81	-18.40	-8.97	-10.02	-0.06	-0.56	-0.15	-0.97	-0.24
主根系土壤层	-55.92	25.19	38.87	136.68	-0.03	0.10	-0.02	0.92	-0.23

枯落物层对林下降水中的离子通量均表现为负值,说明枯落物层对研究的阳离子具有吸附和储存的“汇”作用,其存储的阳离子可能被生活在腐殖质层的树木根系所吸收,也证明林冠层的阳离子净输入贡献比枯落物层的大。

在主根系土壤层的渗透水中,各阳离子的通量相对于枯落物渗透水携带的离子通量而言,除K⁺、H⁺、Cu²⁺、Fe³⁺外,其余阳离子的通量差均为正值。说明土壤层对K⁺、H⁺、Cu²⁺、Fe³⁺具有“汇”的作用,这可能是根系吸收和土壤吸附固定所致;土壤层对其余阳离子为净淋出的“源”作用,尤其是Ca²⁺、Mg²⁺的增幅非常大,说明主根系土壤层对阳离子通量的影响基本上正是淋溶的贡献。

3 结论与讨论

3.1 雨水pH值随水文过程的变化

生长季降水的pH值平均为7.13,在经过林冠

时,这些作用层的离子通量会相对上层的离子输入通量产生变化。对此进行定量评价,对深入认识各作用层对引起相邻上层离子通量变化的贡献有重要意义。

由表4可知:降水经过林冠层后,除Na⁺、Ca²⁺、Zn²⁺外,其余离子通量都在增加,说明林冠层中的针叶和枝条及树干的树皮等的作用是有离子降水淋洗^[26],其中也包括积累在树体表面的干沉降的洗脱,这种树冠作用导致林下降水中阳离子的浓度升高,对林地的阳离子输入表现为“源”的正淋溶作用。对于Na⁺、Ca²⁺、Zn²⁺,其通量在通过林冠层后减小了,说明可能有林冠对它们的吸收或吸附的“汇”的作用。

层、枯落物层和主根系土壤层后,发生了明显改变,穿透水和干流的pH值降低,说明树体上的生物酸或酸性沉降进入雨水中。在雨水经过枯落物层和主根系土壤层后,其pH值逐渐回升,表明枯落物层和土壤层具有对H⁺的交换,能缓冲调节雨水的pH值。

3.2 阳离子浓度随水文过程的变化

林冠层、枯落物层和土壤层对阳离子浓度具有不同的影响,阳离子浓度随降水转化过程发生了不同变化。(1)林外降水经过林冠层转为林下降水的过程中,离子浓度变化基本呈增加效应,其中K⁺、Fe³⁺、Cu²⁺和Mn²⁺的浓度显著增大,均在干流中达到最大值;Na⁺、Mg²⁺和Ca²⁺的浓度变化趋势比较一致,仅是微弱增加;但Zn²⁺浓度变化较特殊,表现为下降效应。K⁺的浓度在降水转化过程中的变化较大,如干流中的浓度为林外降水的25倍,而王登芝等^[14]对北京地区油松林的研究结果表明,干流中K⁺的浓度约为林外降水的8倍,这是气候环境与树

种类型及立地条件等多种因素不同的综合结果。(2)在降水经过枯落物层后,多数离子的浓度都明显下降或下降,仅个别离子(Mg^{2+})的浓度微弱上升。(3)在降水经过主根系层土壤后, K^+ 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+} 的浓度下降, Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 的浓度上升,尤其是 Ca^{2+} 浓度显著上升。

3.3 各作用层对降水输入阳离子通量的影响

经过林冠层作用后,林下降水的多数阳离子(除 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 外)通量均高于大气降水携带的离子通量,表明林冠层对多数阳离子具有正淋溶作用,其中 K^+ 的通量增加最多($124.65 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2}$),然后依次为 Mg^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Fe^{3+} 、 Cu^{2+} 、 H^+ ;而对 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Zn^{2+} 具有负淋溶作用,其中 Zn^{2+} 的通量降低了 $0.95 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2}$,这与方江平等^[27]的研究结果相类似。枯落物渗透水的离子通量均低于林下降水,说明枯落物层对阳离子通量起着净吸收固定的“汇”作用。土壤渗透水的通量与枯落物渗透水相比, K^+ 、 H^+ 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+} 的通量差为负值,说明土壤层对这些离子具有吸收的“汇”作用;但其余阳离子通量差均为正值,说明对大多数阳离子的通量仍起着净输出的“源”作用,尤其是最主要的盐基离子 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 。

综合来看,对于林地矿质土壤的雨水携带阳离子的输入转化过程而言,或说对林地土壤的阳离子输入输出平衡而言,林冠层为净淋溶(增加)作用(其中包括针叶和树皮的淋洗及冠层拦截的干沉降输入);枯落物层为净固定(减少)作用;主根系土壤层对阳离子 K^+ 、 H^+ 、 Cu^{2+} 、 Fe^{3+} 为净吸收,而对阳离子 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Zn^{2+} 为净淋溶作用。

参考文献:

- [1] Ranger J, Turpault M P. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. [J]. *Forest Ecology and Management*, 1999, 122: 139 - 154
- [2] Shepard J P, Mitchell M J, Scott T J, et al. Measurements of wet and dry deposition in a Northern Hardwood forest. [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 48(1-2): 225 - 238
- [3] Lindberg S E, Lovett G M, Richter D D, et al. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest [J]. *Science*, 1986, 231: 141 - 145
- [4] Puckett L J. Estimates of ion sources in deciduous and coniferous through-fall [J]. *Atmos Environ*, 1990, 24: 545 - 556
- [5] 马雪华. 森林水文学[M]. 北京: 中国林业出版社, 1993
- [6] Mayer R, Ulrich B. Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems [J]. *Atmospheric Environment*, 1978, 12(1-3): 375 - 377
- [7] Matzner E, Meiwes K J. Long-term development of element fluxes with bulk precipitation and throughfall in two German forests [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23(1): 162 - 166
- [8] Vries W de, van der Salm C, Reinds G J, et al. Element fluxes through European forest ecosystems and their relationships with stand and site characteristics [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148(2): 501 - 513
- [9] Bredemeier B. Forest canopy transformation of atmospheric deposition [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1988, 40(1-2): 121 - 138
- [10] 王强, 阮晓, 李兆慧, 等. 植物自毒作用及针叶林自毒作用研究进展[J]. *林业科学*, 2007, 43(6): 134 - 142
- [11] Wang Y H. Responses of Acidified Forest Ecosystem Under Environmental Changes [M]. Beijing: Huawen Press, 2001: 191 - 243
- [12] 谢会成, 杨茂生. 华北落叶松人工林营养元素的生物循环[J]. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2002, 26(5): 49 - 52
- [13] 张伟, 杨新兵, 李军. 冀北山地华北落叶松林生态系统水化学特征[J]. *水土保持学报*, 2011, 25(4): 217 - 220
- [14] 王登芝, 聂立水, 李吉跃. 北京西山地区油松林水文过程中营养元素迁移特征[J]. *生态学报*, 2006, 26(7): 2101 - 2107
- [15] 李海军, 张毓涛, 张新平, 等. 天山中部天然云杉林森林生态系统降水过程中的水质变化[J]. *生态学报*, 2010, 30(18): 4828 - 4838
- [16] 田大伦, 项文化, 杨晚华. 第二代杉木幼林生态系统水化学特征[J]. *生态学报*, 2002, 22(6): 859 - 865
- [17] 刘阳, 杨新兵, 陈波. 冀北山地山杨桦木林生态系统水化学特征研究[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(11): 1665 - 1669
- [18] 闫文德, 田大伦. 会同第二代杉木林集水区水质生态效应[J]. *中南林业学院学报*, 2003, 23(2): 6 - 10, 32
- [19] Cai Y L, Li F, Li J Y, et al. A study on rainfall chemistry of artificial forests in red earth hilly area [J]. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(1): 99 - 104
- [20] Vorobeichik E L, Pishchulin P G. Effect of individual trees on pH and the content of heavy metals in forest litters upon industrial contamination [J]. *Eurasian Soil Science* 2009 8: 927 - 939
- [21] 蒋有绪. 中国森林生态系统结构与功能规律研究[M]. 北京: 中国林业出版社, 1996: 348 - 354
- [22] 张胜利, 李光录. 秦岭火地塘森林生态系统不同层次的水质效应[J]. *生态学报*, 2007, 27(5): 1834 - 1838
- [23] 刘菊秀, 张德强, 周国逸, 等. 鼎湖山酸沉降背景下主要森林类型水化学特征初步研究[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(8): 1223 - 1228
- [24] 周国逸, 闫俊华. 鼎湖山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
- [25] Polkowska Zaneta, Astel A, Walna B, et al. Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 38(5): 837 - 855
- [26] Chiwa M, Crossley A, Sheppard L J, et al. Throughfall chemistry and canopy interactions in a Sitka spruce plantation sprayed with six different simulated polluted mist treatments [J]. *Environmental Pollution*, 2004, 127(1): 57 - 64
- [27] 方江平, 项文化, 刘韶辉. 西藏南伊沟原始林芝云杉林水文学过程的水化学特征[J]. *林业科学*, 2010, 46(9): 14 - 19