

# 广州市森林土壤水化学和元素收支平衡研究

徐义刚<sup>1</sup>, 周光益<sup>2</sup>, 骆土寿<sup>2</sup>, 吴仲民<sup>2</sup>, 何在成<sup>1</sup>

(1. 中国科学院广州地球化学研究所, 广州五山, 510640; 2. 中国林业科学院热带林业研究所, 广州龙洞 510520)

**摘要:** 为了探讨酸沉降对森林生态系统的影响, 于 1998 年 4 月至 1999 年 3 月对广州市 3 个不同林分试验点的降雨、林内穿透雨和土壤渗透水进行了物理量测定和化学分析, 据此计算了元素的收支平衡。研究表明: (1)  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{Ca}^{2+}$  是土壤水中最主要的阴、阳离子。土壤水中的主要组分浓度的变化与树冠和凋落物淋溶的贡献以及土壤中一系列物理化学过程(如硝化作用, 吸附作用, 阳离子交换反应)有关; (2) 土壤水中  $\text{H}^+$  和  $\text{Al}^{3+}$  浓度的增高是土壤酸化的重要指标, 可能对森林植被构成潜在危害; (3) S-沉降 ( $>110 \text{ kg/hm}^2 \cdot \text{a}$ ) 可能不是目前土壤酸化的主要原因, 也没有引起土壤中碱性离子的大量淋失。由于研究区土壤有较强的吸附  $\text{SO}_4^{2-}$  的能力和容量,  $\text{SO}_4^{2-}$  和与之关系密切的 Ca, Mg, K 等元素在土壤中处于积累阶段; (4) 过量的 N 沉降 ( $>20 \text{ kg/hm}^2 \cdot \text{a}$ ) 和  $\text{NH}_4^+$  的硝化作用是广州市森林土壤进一步酸化的主要原因。由于该地区  $\text{NO}_x$  排放量逐年上升, 因此 N 沉降对森林生态系统的负面影响会进一步加剧。

**关键词:** 酸雨; 土壤水; 元素收支平衡; 土壤酸化; 森林生态; 广州

## Soil solution chemistry and element budget in the forest ecosystem in Guangzhou

XU Yi-Gang<sup>1</sup>, ZHOU Guang-Yi<sup>2</sup>, LUO Tu-Shou<sup>2</sup>, WU Zhong-Min<sup>2</sup>, HE Zai-Cheng<sup>1</sup> (1. *Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, 510640 Guangzhou, China*; 2. *The Research Institute of Tropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, 510520 Guangzhou, China*). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(10): 1670~1681.

**Abstract:** In order to assess the effect of acidic deposition on the forest ecosystem, the precipitation, throughfall and soil solution have been collected and analyzed during the period of April 1998 to March 1999 from three monitoring forested sites (two sites at Baiyunshan and one site at Longdong) in Guangzhou, south China. pH values in rain water vary between 3.3 and 6.3, with an average of 4.45. The concentrations of  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  and base cations ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) in throughfall water are higher than in precipitation. The  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  ratio varies between 8 and 30 in precipitation and throughfall water. That suggests that ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) is the principle form of N in the water before penetrating the soil. In contrast, the  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  ratio becomes considerably lower in soil solution (less than 1/3), suggesting nitrate as the major form of N. Using the weight-averaged concentration, annual deposition and chemical fluxes are estimated at each interface. The annual throughfall deposition is taken as the input rate to forest ecosystem, while the flux at soil depth of 80 cm is considered as the output rate. The element budgets show that  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{Al}^{3+}$  are released from the humus layer (0~20 cm), whereas other components ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) are accumulated in the soil to various degrees.

Evidence for soil acidification:  $\text{H}^+$  concentration in soil solution at the upper soil layer is significantly

基金项目: 广东省自然科学基金资助项目(大气污染对珠江三角洲森林的影响及经济损失评估, 960515)

收稿日期: 2000-04-03; 修订日期: 2000-12-25

野外布置和采样过程中得到了白云山风景名胜区管理局山林绿化处李叔昌先生, 李炳球和余华先生的大力帮助。谢长生, 于赤灵, 杨乐苏和王冠鑫先生完成了全部水样和土壤样分析; 野外调查和树种的鉴定得到了黄全先生的帮助; 陈步峰先生和朱照宇先生对本文给予帮助。在此一并致以谢意。

作者简介: 徐义刚, 男, 江苏常熟人, 博士, 研究员。主要从事地球化学研究。

higher than in precipitation and throughfall. This suggests that the  $H^+$  production mainly occurs at the upper soil layer and the amount of internally produced  $H^+$  is more important than the external input. The lower  $NH_4^+$  content in soil solution than in throughfall water may be related to the uptake of this component by vegetation roots. However, this cannot be the primary cause in the case of Guangzhou because it fails to account for the negative correlation between  $NO_3^-$  and  $NH_4^+$ . Increasing  $H^+$  along with the decreasing  $NH_4^+/NO_3^-$  ratios is consistent with the nitrification of  $NH_4^+$  in soils. The observed increase in  $NO_3^-$  in soil solution is likely the consequence of  $NH_4^+$  nitrification, which was further enhanced by leaching of  $NO_3^-$  from the soil system.

The Al concentration in soil solutions is much higher than in precipitation and in throughfall water. Moreover, the  $H^+$  concentration is positively correlated with  $Al^{3+}$  in soil solution. It seems that the mobilization of Al is assisted and enhanced by the presence of  $H^+$ , consistent with experimental results with simulated acid rain. Because of the potential toxicity of Al ions to plant roots and soil organism, the increase in Al content in soil solution would leave negative impact on plants and on the underground aquatic system.

Adsorption of  $SO_4^{2-}$  in soil and its buffering to soil acidification: Numerous studies show that sulfuric load can lead to a loss of base cations ( $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ ) through increasing leaching and is responsible for soil acidification. The annual wet deposition rate of  $SO_4^{2-}$  at Guangzhou is as high as  $595\sim 660\text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  when the contribution of leachates of forest canopy and litter is taken into account. However, the element budget indicates no leaching of base cations from soil at Guangzhou. In fact, the retention of  $SO_4^{2-}$  in soil is evident from the comparison between the annual  $SO_4^{2-}$  input and output ( $287\sim 578\text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  versus  $60\sim 145\text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ). This may be related to the strong adsorption capacity of the acid, Al-rich red soil at the area. The surface of red soil has net positive electron due to high contents of Fe and Al oxides. It can convert to be electronically negative after adsorption of  $SO_4^{2-}$ . This in turn causes adsorption of base cations (Ca, Mg, K) in soil because these elements are closely associated with  $SO_4^{2-}$ . The adsorption capacity of the soil and the large amount of inputted Ca mitigate to some degrees the negative effect of acidic deposition. Thus, the typical forest soil in south China has some buffering capacity to the  $SO_4^{2-}$ -rich acid rain.

Such a phenomenon is different from that observed in Europe, where  $SO_4^{2-}$  concentration in soil solution increases significantly compared to precipitation. This may be related to the pollutant emission and deposition history at the concerned region. In Europe, the long history of industry leads to acid deposition over a long time period ( $> 50$  years), with the content of  $SO_4^{2-}$  in heavily polluted soil amounting to  $1100\sim 1200\text{ mg}/\text{kg}$ . With the decreasing emission of  $SO_2$  in Europe since the last decade, the soil starts to release  $SO_4^{2-}$ . In contrast, the high rate  $SO_2$  emission in China has only lasted for about 20 years. The current  $SO_4^{2-}$  content in forest soil at Guangzhou is  $100\sim 200\text{ mg}/\text{kg}$ , which is far below the highest adsorption capacity of the red soil ( $1380\text{ mg}/\text{kg}$ ). With the present deposition rate, it is estimated that it will take  $30\sim 40$  years for soil to reach the maximum.

Contrasting soil and soil solution chemistries at different sites:  $SO_4^{2-}$  concentration in soil solution at the Baiyunshan pine site varies between  $603\sim 894\text{ }\mu\text{eq}/\text{L}$ , whereas only  $130\sim 280\text{ }\mu\text{eq}/\text{L}$  at the Longdong site. On the other hand, the  $SO_4^{2-}$  content ( $115\text{ mg}/\text{kg}$ ) in the soils at the Baiyunshan pine site is significantly less than that ( $205\text{ mg}/\text{kg}$ ) in soils at Longdong. Given the almost identical  $SO_4^{2-}$  flux at depth of 0 cm at these sites ( $1094\text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  and  $1047\text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , respectively), the difference in soil solution chemistry can be accounted for by the different soil adsorption capacity at these sites. The soils at the Longdong site are characterized by high Kaolinite content and occasional occurrence of  $Fe_2O_3$

and thus have higher adsorption capacity of  $\text{SO}_4^{2-}$  compared to the Baiyunshan soils which is low in Kaolinite content. The adsorption-desorption equilibrium thus plays an important role in the transport and cycling of elements like S, Ca and Mg in forest soil system at Guangzhou.

**Key words:** acid precipitation; soil solution chemistry; element budget; soil acidification; forest ecosystem; Guangzhou

文章编号:1000-0933(2001)10-1670-12 中图分类号:Q143,Q948.11 文献标识码:A

酸沉降对森林生态系统的影响是倍受中外学者关注的环境问题<sup>[1~3]</sup>。大量研究表明,酸沉降通常是通过间接方式对森林生态系统产生危害的。间接途径都与土壤有关<sup>[4]</sup>。土壤水是土壤发生化学反应的媒介,作为一种流动相,它不仅提供植物所需的水分和养分,控制土壤养分的分配,同时也是污染物进入土壤各层的重要载体。因此对土壤水化学的研究以及土壤系统元素循环规律的探讨,将有助于认识土壤养分状态,确定各种污染物输入对土壤的影响,从而了解不同森林系统对环境污染胁迫的响应。

在我国,自 20 世纪 80 年代以来对降雨进行了系统监测,就酸沉降对森林生态系统的影响也开展了大量实验模拟和野外研究<sup>[1,5]</sup>。不过有关土壤剖面各层渗透水化学的报道尚不多见<sup>[6,7]</sup>。国外在这方面的研究也多局限于温带-亚温带森林系统。地处南亚热带的广东珠江三角洲是我国酸雨最严重的地区之一,酸雨量占全年降雨量高达 90% 以上。酸雨对森林生态系统的影响程度和广度亟待科学论证。鉴此,于 1998~1999 年间系统地开展了广州市 3 个不同森林林分试验点的降雨、穿透雨以及不同深度土壤渗透水的采集、物理量测定和化学分析,旨在研究土壤水化学组成的变化规律及其可能的控制因素,计算土壤中主要养分的输入和输出情况,据此评价过量酸沉降环境下广州地区森林生态系统的现状及潜在的危险,为政府部门制定环境保护措施提供科学依据。

## 1 研究地概况

研究点设在广州市白云山和龙洞。白云山是著名的风景名胜,森林覆盖率较高,对广州市区空气的净化、调节起很大作用,有“广州之肺”的美誉。白云山最高海拔为 370m。本次研究在山中部(海拔为 200m)的马尾松(*Pinus massoniana* Lamb)人工林和常绿阔叶林分设一监测点。马尾松林为 40 年生的人工林,林分密度小,平均胸径为 31.0cm,平均树高为 16.8m,林下植被的盖度为 90%,主要的植物种有九节(*Psychotria rubra* Lour.)、桃金娘(*Rhodomytus tomentosus* (Art.))、潺胶木姜(*Litsea glutinosa* C. B. Rob.)等;常绿阔叶林的主要建群树种为黄牛木(*Cratoxylon ligustrium* Bl.)、山苦楝(*Euodia meliaefolia* (Hance) Benth.)、剑叶灰木(*Symplocos lancifolia* S. et Z.)、柳叶栎楠(*Machilus salicina* Hance)及人工补植的紅花油茶(*Camellia chekiangoloeosa* Hu),林分的密度为 2400 株/hm<sup>2</sup>,平均胸径为 8.9cm,平均树高为 7.5m,林下植被稀少。

龙洞位于广州市的东北部,距市中心 15km,海拔 60m。研究林为 21 年生的马尾松人工林,林分密度为 1500 株/hm<sup>2</sup>,平均胸径为 10.2cm,平均树高为 8.1m,林下植被的盖度为 80%,主要的植物种有黄牛木(*Cratoxylon ligustrium* Bl.)、九节(*Psychotria rubra* (Lour.))、桃金娘(*Rhodomytus tomentosus* (Art.))、龙船花(*Ixora chinensis* Lam.)等。

研究区为南亚热带季风气候,降雨量较大,且主要集中在春夏两季;土壤为花岗岩风化而成的赤红壤。

## 2 研究方法

**降雨量测定** 在林分附近的空旷地,设置一标准雨量筒以测定林外降雨量,同时布设一干净的塑料盆,收集每次降雨过程的化学分析水样。

**林内穿透雨水的测定** 在林内随机铺设相当于 8 个标准雨量筒的槽式收集器(离地面 70cm 高),用于测定穿透雨水量。

**各土壤渗透水数据测定** 在样地中选定具代表性的坡面(坡度 26°),在土壤深为 0、20、40、60 和 80cm 处(简称为 S1,S2,S3,S4,S5)设置面积为 0.075 m<sup>2</sup> 的渗透水收集器。土壤剖面 and 渗透水收集器的布置后,闲

置两个月让土壤恢复平衡后开始收集水样。

水样的化学分析 平均每两个星期采集 1 次林外降雨、林内穿透雨、各土壤层渗透水水样,取样后立即送实验室进行分析。pH 值用 DF-807 型离子计测定。阴离子( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ )用离子交换层析法,阳离子( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ )用原子吸收光谱测定, $\text{NH}_4^+$ 用比色法测定。以降雨量或渗透水物理量为权重,用加权平均计算出年平均值和各个界面的化学通量。

### 3 分析结果

#### 3.1 土壤特征

研究区森林土壤为赤红壤,土壤母岩为花岗岩。在南亚热带高温多雨的气候条件下,成土母岩受到强烈风化,盐基物质强烈淋溶,铁铝氧化物相对累积,粘粒及次生物质不断形成。主要粘土矿物有高岭石,伊利石和蒙脱石。超长时间的化学风化以及成土过程中盐基离子的大量淋失造成土质自然酸化,盐基饱和度很小<sup>[7, 8]</sup>。3 个监测点土壤的基本理化特征基本相似(表 1),但龙洞点土壤中高岭石含量明显高于白云山点,而后者含有一定量的长石和未知矿物,说明前者的风化程度大于后者。另外,白云山马尾松林土壤中  $\text{SO}_4^{2-}$  含量明显低于龙洞点土壤中的含量(表 1)。

表 1 3 个监测点土壤的基本理化特征

Table 1 Soil chemistry and physical parameters at three monitoring sites

地点 Locality	土壤类型 Soil type	pH	有机质(g/kg) Organic material	$\text{Cl}^-$ (mg/kg)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/kg)	CEC (cmol/kg)	蒙脱石* Montmorillonite
龙洞马尾松林 Longdong (Masson pine)	黄壤 Yellow soil	3.8	22.4	24.73	205.12	6	6.5
白云山马尾松林 Baiyunshan (Masson pine)	赤红壤 Red soil	3.7	19.8	23.46	203.97	5.6	0.0
白云山阔叶林 Baiyunshan(Broad leaf)	赤红壤 Red soil	3.8	21.2	16.51	115.65	5.8	0.0

地点 Locality	土壤类型 Soil type	I-M 混层 I-M mixture	伊利石 Illite	高岭石 Kaolinite	石英 Quartz	钠长石 Feldspar	未知相 Unidentified
龙洞马尾松林 Longdong (Masson pine)	黄壤 Yellow soil	7.3	4.9	63.3	13.4	0.0	0.0
白云山马尾松林 Baiyunshan (Masson pine)	赤红壤 Red soil	6.8	13.7	36.4	25.1	8.2	6.8
白云山阔叶林 Baiyunshan(Broad leaf)	赤红壤 Red soil	18.1	8.1	38.0	17.4	7.7	8.6

\* 为粘土矿物百分含量 Percentage of clay minerals (%)

#### 3.2 降雨

1998 年 4 月至 1999 年 3 月共收集雨样 118 个,3 个监测点的年平均降雨量为 1625 mm。降水 pH 值变化于 3.3~6.3 之间,大多数在 4~4.5 之间,年平均值为 4.38。其中酸雨样(pH < 5.6)95 个,酸雨频率为 80%,酸雨量占降雨量的 95%,说明广州市的酸雨是相当严重的。广州降雨属硫酸盐型(表 2),阴离子中  $\text{SO}_4^{2-}$  占绝对优势,在 80% 以上,其次是  $\text{Cl}^-$  和  $\text{NO}_3^-$ 。降水中  $\text{SO}_4^{2-}$  的年平均浓度为 200  $\mu\text{eq/L}$ ,相应的湿沉降量为 110~153  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。阳离子中以  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Na}^+$  和  $\text{H}^+$  所占比例较大,其中  $\text{Ca}^{2+}$  占 45% 以上。

#### 3.3 穿透雨

同降雨相比,穿透雨中碱基离子、 $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NH}_4^+$  浓度明显升高, $\text{H}^+$  浓度明显降低,而  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{Al}^{3+}$  的浓度变化不大。这些变化主要是降雨淋洗沉降在树叶上的大气污染物和淋溶树木代谢产物的结果。一般说来,特别是在污染严重的地区,植物代谢产物的贡献(K 除外)相对较小。3 个监测点位于广州市郊,



干沉降量较大,而且本区降雨强度大,林分截留率低,因而降水可能仅冲洗树叶上的干沉降。因此,穿透水和降雨化学组成的对比暗示碱基离子、 $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{NH}_4^+$  是广州地区干沉降的主要成分,而干沉降中  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{Al}^{3+}$  含量不大。这些推论与干沉降实测结果基本上是吻合的<sup>[9]</sup>。穿透雨中  $\text{H}^+$  浓度的降低则是干沉降中碱基离子中和作用的结果。3 个监测点穿透雨的化学组成有很大的不同,可能与植被密度和林分类型有关。如除  $\text{K}^+$  和  $\text{Mg}^{2+}$  外的其它离子浓度在阔叶林穿透雨和降水中的比例一般不超过 2,而对马尾松林来说该比值可达 4 以上。就马尾松林而言,白云山点的穿透水中的离子浓度远高于龙洞点,可能说明白云山的污染较龙洞严重。

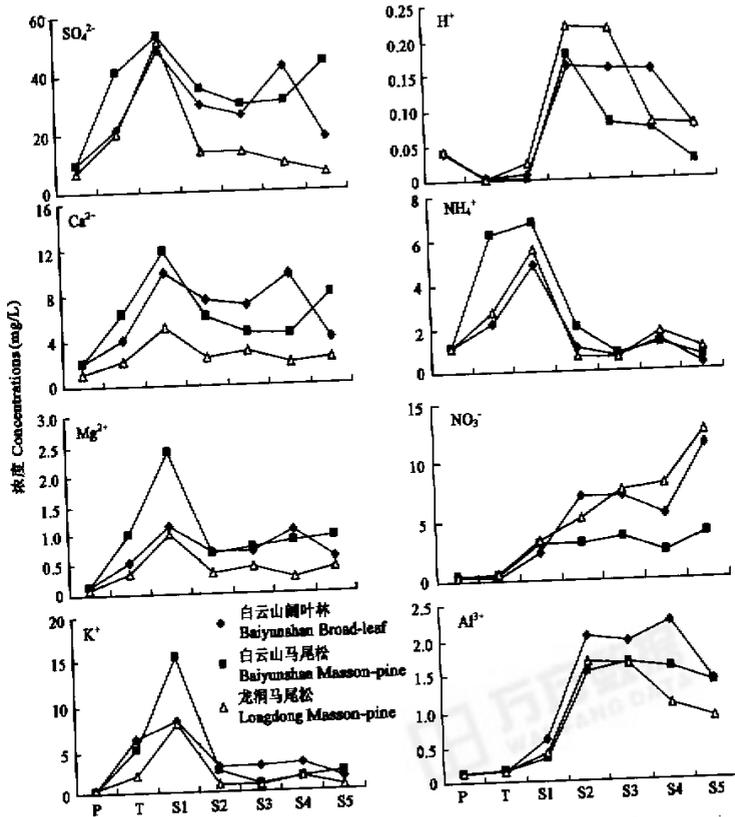


图1 广州市不同林分森林区降雨(P)- 林内穿透雨(T)及各层土壤水(S1~S5)中离子浓度(mg/L)变化趋势图

Fig. 1 Variation of concentrations (mg/L) of major elements in precipitation (P) throughfall (T) soil solution at different soil depth (S1~S5) at three forested sites in Guangzhou

### 3.4 S1层渗透水

森林凋落物层对降水的化学组成有很大的影响(表 2),经过凋落物层的雨水中大部分离子的浓度均有大幅度的增高(图 1)。其中  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  的浓度均是穿透雨的两倍以上,  $\text{NO}_3^-$  的富集倍数可达 4 万有数据,在研究森林土壤系统时,可将流经 S1 层后的水中携带的化学物质量作为土壤接受的外部输入。

### 3.5 土壤渗透水

虽然土壤渗透水的化学结构与降雨一样,都以  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{Ca}^{2+}$  为最主要的阴阳离子,但其组成特征更受林冠和凋落物层淋溶的贡献以及土壤-水相互作用的影响。(1)同降雨相比,土壤水中的离子浓度明显提高,如阴阳离子总量分别是降雨的 3 倍。土壤水中  $\text{NO}_3^-$  在阴离子总量中所占的比例也显著增大(由 3%~4% 变为 9%~40%)。在阳离子中  $\text{Al}^{3+}$  和  $\text{H}^+$  含量升高的幅度最大,分别是降雨中相应含量的 15 倍和 4 倍。(2)从 S1 层到 S2 层,土壤水中离子浓度均有很大的变化,而从 S2 到 S5,变化幅度不大( $\text{NO}_3^-$  除外)(图 1)。同 S1 层渗透水相比,土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度明显下降。不同监测点的土壤水中的  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度相差较大。如白云山土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度为 600~890  $\mu\text{eq/L}$ ,龙洞点仅为 130~280  $\mu\text{eq/L}$ 。除个别例外,土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$  浓度随土壤深度有下降的趋势。(3)S2 层土壤水中只有  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{Al}^{3+}$  的浓度比 S1 层渗透水中相应离子的浓度高,说明表层土壤(<20 cm)释放这两个组分。降雨,穿透雨和 S1 层渗透水的  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  比值为 8~30,也就是说,进入土壤前的水中 N 的形式主要是氨态氮。相反,大多数土壤水的  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  值小于 1/3,说明在进入土壤后的水中硝态氮是主要的 N 形式。

### 3.6 土壤中元素的输入输出状况

根据降雨、穿透水和不同深度土壤水化学组成的年平均值及其年物理总量,计算出各层面的化学通量(表 3)。将穿透雨和 80 cm 深土壤水的化学通量分别作为森林生态系统的输入量和输出量。通过对比,发现  $\text{NO}_3^-$  的输出大于输入,即该组分处于淋失状态,而 S, Ca, Mg 和 K 等在土壤中均有不同程度的积累。例如,龙洞马尾松林点  $\text{SO}_4^{2-}$  的年输入量为 290  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,而输出量为 16  $\text{kg}/\text{hm}^2$ ,即输入的  $\text{SO}_4^{2-}$  中约有 94% 保留在土壤中。这与红壤对硫酸盐吸附实验的结果相吻合<sup>[10]</sup>。3 个测点各种化学组分的淋滤和滞留程度有较大的差别。如在白云山马尾松林,仅有 75% 的  $\text{SO}_4^{2-}$  滞留在土壤中。不同土壤层对水中各主要组分的吸附程度也是不同的。一般来说,滞留量在土壤表层(0~20cm)最大,土壤越深,滞留量越小,这与土壤孔隙度随深度逐渐变小有关。当然,并不是所有输出小于输入就意味着某一组分滞留在土壤中。如土壤水中  $\text{NH}_4^+$  浓度的降低,主要是因为硝化作用转化为  $\text{NO}_3^-$  所致。

## 4 讨论

有关酸沉降对森林生态系统产生危害的假设<sup>[11]</sup>有:(1)土壤中 Ca, Mg, K 等碱基离子的大量淋失,造成根系养分的严重缺乏;(2)因土壤酸化造成土壤养分不足;(3)土壤水中有毒元素如 Al 浓度的升高;(4)  $\text{NH}_4^+$  的过量沉降导致植物对养分的不平衡吸收。本文提供的土壤水化学和元素收支平衡资料有助于了解酸沉降环境下特定森林生态系统中元素的生物地球化学性质及其影响因素,判断酸雨对森林生态系统产生影响的可能机制。

### 4.1 广州地区森林土壤酸化的证据及机制

已有的研究表明,土壤酸中和能力的下降,碱基离子的淋失以及土壤水中可溶性 Al 浓度的升高都是土壤酸化重要指示<sup>[4]</sup>,而土壤酸化最直接的证据是土壤体系中  $\text{H}^+$  量的增加。研究区土壤中除碱基离子的行为稍显特殊外,其它土壤酸化特征均有显著的体现。

土壤中的  $\text{H}^+$  一般来自 3 个方面的贡献:①酸沉降输入;②微生物作用;③外部输入的  $\text{NH}_4^+$  在土壤中的硝化作用。如图 1 所示,土壤水的 pH 值明显小于降雨和穿透雨。白云山点马尾松林雨水通过林冠后输入到土壤表面的  $\text{H}^+$  为 0.03  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,而在 20cm 深处  $\text{H}^+$  的通量为 1.72  $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。这说明土壤内部产生的  $\text{H}^+$  远大于外部沉降量。同穿透水相比,土壤水中  $\text{NH}_4^+$  浓度明显下降。植物根系对  $\text{NH}_4^+$  的吸收是可能的原因之一,但不是最主要的,因为它难以解释  $\text{NO}_3^-$  和  $\text{NH}_4^+$  之间的负相关关系(图 2d)。 $\text{H}^+$  和  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  之间的负相关关系(图 2e)表明,在  $\text{NH}_4^+$  含量下降而  $\text{NO}_3^-$  含量增加过程中有  $\text{H}^+$  的产出。所以导致土壤水中  $\text{NH}_4^+$  浓度下降最可能的机制是  $\text{NH}_4^+$  的硝化作用。1mol  $\text{NH}_4^+$  的硝化作用会产生 2mol  $\text{H}^+$ ,因此硝化作用可以很好地解释土壤内部产生的  $\text{H}^+$  量大大超过由大气输入的  $\text{H}^+$  量这一观察事实。土壤水中  $\text{NO}_3^-$  的淋失(表 3)反过来会促进硝化作用。目前,研究区土壤水中的  $\text{H}^+$  浓度也远远超

表 3 3 个不同林型降雨、林内水化学、土壤水化学和元素收支平衡研究  
Table 3 Water and element fluxes of ecosystem compartments at three forested sites in Guangzhou

水量(mm) Water flux	H <sup>+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>
白云山阔叶林 Baiyunshan broad-leaf										
降雨 Precipitation	1590.9	0.65	152.7	7.4	18.4	19.1	2.2	33.5	5.6	11.0
穿透雨 Throughfall	1322.0	0.06	286.7	3.3	29.9	21.7	2.1	55.2	81.4	13.8
0 cm (S1)	1229.5	0.09	594.8	29.9	60.0	28.1	7.5	123.1	101.5	16.6
20 cm (S2)	845.3	1.37	251.6	59.7	9.3	26.0	17.2	63.8	25.4	16.3
40 cm (S3)	609.5	0.96	159.7	43.3	4.5	24.6	11.9	43.4	17.7	9.2
60 cm (S4)	419.2	0.65	179.2	23.2	6.0	30.9	9.3	40.9	13.6	7.8
80 cm (S5)	330.7	0.25	60.1	37.7	1.0	27.3	4.6	13.7	5.0	8.2
白云山马尾松林 Baiyunshan Masson pine										
降雨 Precipitation	1590.9	0.65	152.7	7.4	18.4	19.1	2.2	33.5	5.6	11.0
穿透雨 Throughfall	1409.4	0.04	578.6	7.7	88.6	27.8	2.4	90.0	69.2	23.7
0 cm (S1)	1296.6	0.03	695.2	39.9	87.8	39.3	4.3	153.7	198.8	29.7
20 cm (S2)	955.8	1.72	336.4	30.1	19.5	26.8	14.7	58.4	24.3	19.0
40 cm (S3)	679.3	0.55	200.7	24.5	5.8	24.0	11.2	31.9	6.2	14.8
60 cm (S4)	441.0	0.32	135.2	10.6	5.7	25.8	7.0	20.0	7.5	8.9
80 cm (S5)	331.2	0.09	145.2	12.9	2.1	42.7	4.5	26.4	7.2	7.4
龙洞马尾松林 Longdong Masson pine										
降雨 Precipitation	1660.4	0.70	110.7	7.0	19.0	15.7	2.3	19.4	7.6	9.8
穿透雨 Throughfall	1433.0	0.04	290.7	8.9	39.6	17.8	2.4	33.2	29.9	12.8
0 cm (S1)	1289.7	0.32	661.8	42.9	72.2	24.6	5.3	67.5	101.0	66.2
20 cm (S2)	777.8	1.71	106.1	40.9	5.7	22.7	13.1	20.0	7.5	13.0
40 cm (S3)	511.9	1.10	70.1	39.3	3.3	22.6	8.4	16.0	3.7	10.8
60 cm (S4)	362.6	0.30	23.4	29.5	6.4	20.1	3.9	7.4	6.0	7.5
80 cm (S5)	239.6	0.19	15.7	30.0	2.5	36.5	2.1	5.8	1.4	5.4

过了土壤(本身的风化程度已很高)中硅酸盐矿物风化所需的  $H^+$  量。过量的  $H^+$  输入,导致土壤酸化,阻碍植物根系对养分的吸收。据估计,广州地区马尾松林土壤(80cm 以上)中  $H^+$  的输入量为  $1.5 \sim 1.6 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,阔叶林的相应值略低,为  $1.1 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,这可能是阔叶林区随穿透水进入土壤的  $\text{NH}_4^+$  量较马尾松林低所致。

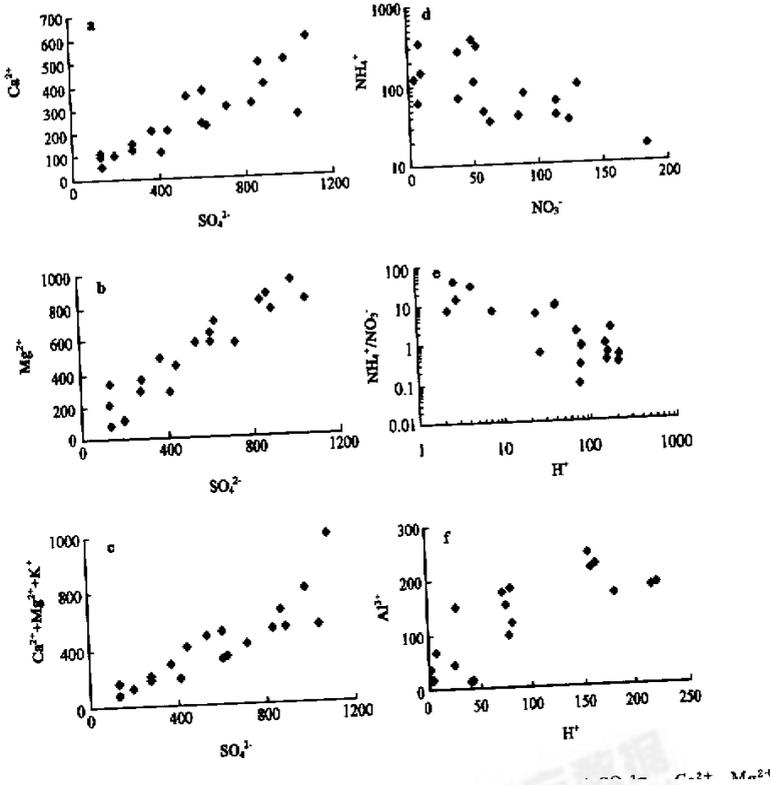


图 2 降雨、林内穿透雨和土壤水中主要组分浓度 ( $\mu\text{eq}/\text{L}$ ) 之间的相关关系图: (a~c)  $\text{SO}_4^{2-}$  vs  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  和  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ ; (d)  $\text{NO}_3^-$  vs  $\text{NH}_4^+$ ; (e~f)  $H^+$  vs  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  和  $\text{Al}^{3+}$

Fig. 2 Diagram showing the correlation between concentrations ( $\mu\text{eq}/\text{L}$ ) of major components in precipitation, throughfall and soil solution: (A~C)  $\text{SO}_4^{2-}$  versus  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  and  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ ; (D)  $\text{NO}_3^-$  versus  $\text{NH}_4^+$ ; (E~F)  $H^+$  versus  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  and  $\text{Al}^{3+}$

$H^+$  浓度在 S2 层土壤水中明显升高,说明硝化作用主要发生在土壤表层。往土壤深处,  $H^+$  浓度略有下降,暗示  $H^+$  可能消耗在矿物质土层中的阳离子交换反应中。按照土壤酸化理论,氢离子一般先与土壤胶体表面吸附的盐基离子进行交换反应而被吸附在土壤表面,被交换下来的盐基离子随渗透水淋失。  $H^+$  再与矿物晶格表面铝反应,置换出可溶性 Al。本次研究获得的数据支持酸性环境有利土壤释放活性铝的观点。如图 2f 所示,土壤水中  $H^+$  与  $\text{Al}^{3+}$  大致呈正相关关系,即土壤中 Al 的活化是在  $H^+$  的参与作用下完成的。相关的阳离子交换反应为:  $\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$ 。由于  $\text{Al}^{3+}$  离子对植物根系和土壤有机物有潜在的毒化作用,土壤水中  $\text{Al}^{3+}$  浓度的增高会对植物根系产生不利影响。不过,这一过程并未象土壤酸化理论预计的那样对数据, Mg 等碱基离子(图 1, 表 3),反映出研究区土壤的特殊性。

土壤水中  $\text{Al}/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K})$  摩尔比可以用来指示植物受危害的程度,该比值大于 1 指示植物有受危

害的潜在危险<sup>[12, 13]</sup>。不过,有关这一指示的科学根据和实用性至今尚有争论<sup>[14]</sup>。事实上,这些认识主要基于北欧温带和亚温带的研究成果。Sverdrup 和 De Vries<sup>[12]</sup>在研究森林土壤的酸沉降临界负荷时,在其稳态物质平衡模型中的一个重要假设是,系统中硫酸盐含量的净变化可以忽略不计。然而,本研究的 3 个监测点的土壤均有吸附硫酸盐的现象。此外,广州地区酸雨携带大量  $\text{Ca}^{2+}$ , 土壤水中  $\text{Ca}^{2+}$  浓度因而也很高,这与北欧的情况明显不同。因此,标志酸沉降临界负荷的  $\text{Al}/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})$  比值不是固定不变的。在对特定地区土壤的酸沉降临界负荷开展详细的研究前,  $\text{Al}/(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})$  比的相对变化在评价酸沉降对森林危害时比绝对值更具实际意义。

#### 4.2 土壤对 $\text{SO}_4^{2-}$ 的吸附及其对盐基离子淋失的缓冲

广州地区降雨为硫酸盐型酸雨, 每年降雨的  $\text{SO}_4^{2-}$  沉降量高达  $110\sim 153 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。如果考虑到林冠和凋落物淋溶的贡献, 土壤系统每年接受的  $\text{SO}_4^{2-}$  沉降为  $595\sim 660 \text{ kg}/\text{hm}^2$  (表 3)。因此, 了解  $\text{SO}_4^{2-}$  进入土壤后的迁移转化以及土壤对  $\text{SO}_4^{2-}$  的吸附特征对于认识土壤对酸沉降的缓冲能力, 正确评价酸沉降对陆地生态系统的影响至关重要。大量研究表明,  $\text{SO}_4^{2-}$  是引起土壤酸化和盐基淋溶强度增大的主要阴离子<sup>[10]</sup>。这是因为土壤水在迁移过程中是保持其电中性的, 因此, 大气输送给土壤的  $\text{SO}_4^{2-}$  的迁移率愈大, 与之关系密切的  $\text{Ca}$ 、 $\text{Mg}$ 、 $\text{K}$  (可能还有部分  $\text{Na}$ ) 等离子从土壤中淋失的量也就愈大, 如果其淋失速率超过输入速率, 就有可能引起植物所需的盐基养分的短缺。

土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$  和可交换阳离子 ( $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^+$ ) 呈良好的正相关性关系 (图 2a~c), 而且  $\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}$  总量与  $\text{SO}_4^{2-}$  量相差不大。因此, 此次研究获得的资料支持土壤水是以电中性的形式迁移的观点, 同时也说明  $\text{SO}_4^{2-}$  同  $\text{Ca}$ 、 $\text{Mg}$ 、 $\text{K}$  之间十分密切的地球化学性质。不过, 虽然广州地区  $\text{SO}_4^{2-}$  年沉降量很大, 但元素的收支情况表明土壤中并没有发生盐基养分被大量淋失的现象。另外,  $\text{H}^+$  与  $\text{SO}_4^{2-}$  之间也没有明显的关联性。所以,  $\text{SO}_4^{2-}$  可能不是研究区土壤酸化的主要因素。白云山阔叶林和马尾松林土壤  $\text{SO}_4^{2-}$  的年输入分别为  $595 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  和  $695 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 而年输出为  $60 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  和  $145 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 均说明土壤处在积累  $\text{SO}_4^{2-}$  阶段。有关的吸附实验研究表明,  $\text{SO}_4^{2-}$  的吸附量与土壤中铁铝氧化物的含量呈正相关关系, 而且,  $\text{SO}_4^{2-}$  吸附量随土壤 pH 的变化而有明显的变化, pH 越低吸附量越大<sup>[15]</sup>。研究区的酸性富铝化赤红壤因对  $\text{SO}_4^{2-}$  具有很强的吸附能力<sup>[10]</sup>。红壤表面因含较多的流离态铁铝氧化物而带净正电荷, 在吸附  $\text{SO}_4^{2-}$  后可变为带负电荷。显然, 土壤中  $\text{SO}_4^{2-}$  的增多, 会直接加强对阳离子 (特别是  $\text{Ca}$ 、 $\text{Mg}$ ) 的吸附。另一方面, 因土壤吸附, 土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度降低。为保持淋滤液的电中性, 一部分  $\text{Ca}$  和  $\text{Mg}$  因而随  $\text{SO}_4^{2-}$  一起固定在土壤中, 从而抗御酸沉降所造成的淋溶。这与  $\text{Ca}$  和  $\text{Mg}$  的收支情况是不矛盾的 (表 3)。研究区  $\text{Ca}$  的平均年沉降量为  $100 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , 而矿物质层中可交换的  $\text{Ca}$  仅为  $20 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。酸沉降对土壤中大量  $\text{Ca}$  输入在一定程度上缓解了酸沉降的负面效应。

上述情形同西欧的情况有很大的不同。欧洲是世界上酸沉降较为严重的地区之一, 有关酸沉降对生态系统影响研究也较为系统。研究发现<sup>[16]</sup>, 降雨进入土壤后的  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度增加, 土壤中 S 淋失的同时, 还伴随大量碱基离子的淋失, 这刚好与广州地区的情况相反。造成这一差异的主要原因有二: 一是西欧属北亚热带和温带, 土壤对  $\text{SO}_4^{2-}$  的吸附能力较小; 二是欧洲工业发展早, 土壤接受酸沉降已有几十至上百年的历史, 污染严重的土壤中  $\text{SO}_4^{2-}$  的含量高达  $1100\sim 1200 \text{ mg}/\text{kg}$ <sup>[16]</sup>。在接受一定量的  $\text{SO}_4^{2-}$  后, 并随着近年来 S 和 N 排放量的减少, 土壤开始释放  $\text{SO}_4^{2-}$ 。我国工业起步较晚,  $\text{SO}_2$  的超负荷排放也只是近 20 年来的事, 亚热带土壤对  $\text{SO}_4^{2-}$  的吸附能力又强, 因此,  $\text{SO}_4^{2-}$  尚处于积累的阶段。研究区土壤中  $\text{SO}_4^{2-}$  的含量为  $100\sim 200 \text{ mg}/\text{kg}$ , 而红壤对  $\text{SO}_4^{2-}$  的最大吸附量为  $1380 \text{ mg}/\text{kg}$ <sup>[17]</sup>。按研究区现在的沉降速率, 要在  $30\sim 40 \text{ a}$  后才能达到红壤最大的吸附容量。因此, 华南亚热带富铝化土壤对硫酸盐型酸雨有一定的缓冲能力。

#### 4.3 不同林分系统中土壤水化学性质之差异及其控制因素

如前所述, 不同测点的土壤和土壤水化学以及元素收支平衡虽然在总体上大致相似, 但也存在一些显著的差别。最值得数据的是不同地点同一林分的土壤水溶液中一些离子浓度相差很大。如白云山点马尾松林土壤水中  $\text{SO}_4^{2-}$  浓度为  $603\sim 894 \mu\text{eq}/\text{L}$ , 龙洞点仅为  $130\sim 280 \mu\text{eq}/\text{L}$ 。而前者土壤中  $\text{SO}_4^{2-}$  含量 (115

mg/kg)远低于后者(205 mg/kg), $\text{Ca}^{2+}$ 和 $\text{Mg}^{2+}$ 也有类似的特点(表 2)。由于花岗岩母质没有含 S 矿物,因此,土壤和土壤水中的 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量主要取决于外部输入和土壤-水之间的相互作用。上述两个测点经 S1 层进入土壤的 $\text{SO}_4^{2-}$ 通量相差不大,分别为 1094 kg/(hm<sup>2</sup>·a)和 1047 kg/(hm<sup>2</sup>·a),因此,两地土壤水化学性质的差异可能与土壤理化性质的不同有关。龙洞点土壤风化程度相对较大,主要表现为土壤中高岭石含量较高,偶尔有赤铁矿出现,未见长石等母岩原生矿物。相反,白云山点土壤中粘土矿物含量相对较少,而且含有一定量的未风化长石和未知矿物,暗示其风化程度小于龙洞点土壤。根据实验结果可以推测<sup>[15]</sup>,龙洞点土壤对 $\text{SO}_4^{2-}$ 的吸附能力强于白云山点。由于土壤对 $\text{SO}_4^{2-}$ 的强烈吸附,因此龙洞点土壤水中 $\text{SO}_4^{2-}$ 浓度相对较低,土壤中积累的 $\text{SO}_4^{2-}$ 却越来越多。而在白云山点恰好是相反的情况。这就很好地解释了两地土壤水化学和元素收支状况之差异。如龙洞马尾松林点输入的 $\text{SO}_4^{2-}$ 中约有 94% 保留在土壤中,而在白云山马尾松林,仅有 75% 的 $\text{SO}_4^{2-}$ 滞留在土壤中。上述分析表明,土壤-水之间的吸附和解吸平衡对广州地区森林土壤中 $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{Ca}^{2+}$ 和 $\text{Mg}^{2+}$ 等元素的迁移、循环有着重要的控制作用。

如果上述解释正确的话,那么,白云山两个测点的土壤水和土壤化学组成应该基本相似。两个测点的土壤水化学的确没有本质的差别(表 2),从而佐证了上面的解释。但令人费解的是,白云山阔叶林土壤中 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量(190 mg/kg)明显高于白云山马尾松林(115 mg/kg)(表 1)。而根据现有资料分析,两个林分土壤中 $\text{SO}_4^{2-}$ 的储存率相差不大。有两个因素或许能帮助理解这一问题:(1)本文提供的资料仅是一年的监测结果,也许不足以反映以前的森林生态状况。例如,白云山近十多年来正实施林分改造计划,阔叶林地被物和凋落物受到过不同程度的破坏,这势必会影响“将今论古”这一研究方法的适用性。这从一个侧面说明建立长期定位监测系统在森林生态研究中的重要性。(2)由于白云山两个测点的气候和土壤条件不可能有大的差别(见表 1),因此土壤中 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量的不同可能与林分有关。树冠淋溶和凋落物分解循环等过程之间的差异可能会造成林下土壤中某些组分含量的差异。如果阔叶林土壤中高 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量是土壤耐酸沉降的一种指示(见前讨论),那么,土壤中 $\text{SO}_4^{2-}$ 含量之差别暗示阔叶林比针叶林对酸沉降更具耐性,这与实验研究的结果是一致的<sup>[5]</sup>。

## 5 结论

(1)广州市森林土壤水与酸性降雨的化学结构基本相似,以 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Ca}^{2+}$ 为最主要的阴、阳离子。但同降水和 S1 层渗透水相比,土壤水中 $\text{H}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Al}^{3+}$ 和 $\text{NO}_3^-$ 浓度显著升高, $\text{NH}_4^+$ 明显降低,反映凋落物的分解、淋溶,土壤中的硝化作用,吸附作用和阳离子交换反应对土壤水的化学组成及其随深度的变化规律有重要的影响。

(2)本次研究提供了广州地区森林土壤酸化的直接证据,如土壤水中 $\text{H}^+$ 和 $\text{Al}^{3+}$ 浓度的升高。这表明酸沉降已对研究区森林生态系统构成潜在危害。不过,这些负面影响因酸雨和碱性尘埃中携带的大量碱基离子而得到一定程度的缓解。

(3)虽然广州市酸雨中 $\text{SO}_4^{2-}$ 的年沉降量大于 N 沉降量,但 $\text{SO}_4^{2-}$ 不是引起该地区森林土壤酸化的主要原因,过量的 S-沉降也没有引起土壤中碱性离子的大量淋失。这是由于研究区土壤有较强的吸附 $\text{SO}_4^{2-}$ 的能力和吸附容量, $\text{SO}_4^{2-}$ 和与之关系密切的 Ca, Mg, K 等元素在土壤中处于积累阶段。因此,华南亚热带土壤对硫酸盐型酸雨有一定的缓冲和耐力。由此获得的一个重要启示是,仅从土壤的阳离子交换量来评价华南地区森林生态系统对酸沉降的敏感性是不够的。

(4)过量的 N 沉降(>20 kg/(hm<sup>2</sup>·a))是广州市森林土壤进一步酸化的主要原因。由于广州地区 $\text{NO}_x$ 排放量逐年上升,因此可以预料土壤酸化会进一步加剧。显然,保护该地区森林生态环境的首要措施是要减少 $\text{SO}_2$ ,特别是 $\text{NO}_x$ 的排放量。

## 参考文献

- [1] 冯宗炜. 酸雨对生态系统的影响——西南地区酸雨研究. 北京:中国科学技术出版社,1993.
- [2] De Vries S E and Hendriks C. Effects of acid deposition on Dutch forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 1996, **85**: 1063~1068.

- [ 3 ] Reuss JO and Johnson DW. Acid deposition and the acidification of soils and waters. New York: Springer-Verlag, 1986.
- [ 4 ] Matzner E and Murach D. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, **85**: 63~76.
- [ 5 ] 冯宗炜,曹洪法,周修萍,等. 酸沉降对生态环境的影响及其生态恢复. 北京:中国环境科学出版社,1999.
- [ 6 ] Larssen T, Xiong J L, Vogt R D, *et al.* Studies of soils, soil water and steam water at a small catchment near Guiyang, China. *Water, Air and Soil Pollution*, 1998, **101**: 137~162.
- [ 7 ] Seip HM, Aagaard P, Angell V, *et al.* Acidification in China: Assessment based on studies at forested sites from Chongqing to Guangzhou. *Ambio.*, 1999, **28**: 522~528.
- [ 8 ] 广东省土壤普查办公室编. 广东土壤. 北京:科学出版社,1993.
- [ 9 ] 陈镇华,全文哲,李友琼,等. 广州市酸雨的现状和发展趋势. 1990.
- [ 10 ] 杨景辉. 土壤污染与防治. 北京:科学出版社,1995.
- [ 11 ] Abrahamsen G, Stuanes AO and Tveite B. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystem. Berlin: Springer-Verlag, 1994.
- [ 12 ] Sverdrup H and de Vries W. Calculating critical loads for acidity with simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution*, 1994, **72**: 143~162.
- [ 13 ] Cronan C S and Grigal D F. Use of calcium aluminum ratios as indicators of stress in forest *ecosystem*. *J. Environ. Qual.*, 1995, **24**: 209~ 226.
- [ 14 ] Lokke H, Bak J, Falkengren-Grerup U, *et al.* Critical loads of acidic deposition for forest soils: is the current approach adequate. *Ambio.*, 1998, **25**: 510~516.
- [ 15 ] Kaiser K and Kaupenjohann M. Influence of the soil solution composition on retention and release of sulfate in acid forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 1997, **98**: 363~376.
- [ 16 ] Schaaf W, Weisdorfer M and Huettl R F. Soil solution chemistry and element budgets of three Scots Pine ecosystems along a deposition gradient in North-eastern Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, **85**: 1197~1202.
- [ 17 ] 仇荣亮,吴 箐. 陆地生态环境酸沉降敏感性研究. 环境科学进展,1997, **5**: 8~22.

