

模拟氮沉降对土壤酸化和土壤盐基离子含量的影响*

袁颖红¹ 樊后保^{1**} 李燕燕¹ 刘文飞¹ 廖迎春¹ 沈芳芳^{1,2} 黄荣珍¹

(¹南昌工程学院生态与环境科学研究所 南昌 330099)

(²江西农业大学园林与艺术学院 南昌 330045)

摘要 在温室内对1年生盆栽杉木幼苗进行模拟试验,以研究氮沉降对土壤酸化和土壤盐基离子含量的影响.以 NH_4NO_3 为外加氮源,设置5种处理,分别为N0(对照, $0 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$,以N计,下同)、N1($6 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、N2($12 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)、N3($24 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)和N4($48 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$),每处理重复6次.经过18个月的处理后,对盆栽土壤进行取样分析.结果显示,随着氮沉降量的增加,土壤pH值逐渐下降,而土壤交换性酸度和交换性 Al^{3+} 则不断增加.经N1、N2、N3和N4处理后,土壤交换性盐基总量分别下降6.29%、8.94%、10.07%和10.38%,土壤阳离子交换量分别下降5.07%、7.27%、8.53%和8.83%.随氮沉降量的增加,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量逐渐增加.低氮处理(N1、N2)使土壤交换性 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量增加,而高氮处理(N3、N4)则呈相反趋势.氮沉降由于增加了土壤活性氮的含量,加速了土壤酸化,从而导致了盐基离子的淋失.图3 表3 参41

关键词 氮沉降;土壤酸化;盐基离子;阳离子交换量;盐基饱和度

CLC S714.2 S154.2

Effects of Simulated N Deposition on Soil Acidification and Content of Base Cations*

YUAN Yinghong¹, FAN Houbao^{1**}, LI Yanyan¹, LIU Wenfei¹, LIAO Yingchun¹,

SHEN Fangfang^{1,2} & HUANG Rongzhen¹

(¹Institute of Ecology & Environmental Sciences, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, China)

(²College of Landscape and Art, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045, China)

Abstract In order to study the effects of nitrogen deposition on soil acidification and soil base cations, a pot experiment was conducted in greenhouse. The treatments were designed as N0 (control), N1, N2, N3 and N4 at the doses of 0, 6, 12, 24 and 48 $\text{g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectively, with six replicates in each treatment. NH_4NO_3 was used as the source of nitrogen. The results showed that soil pH decreased with increasing nitrogen deposition, but soil total exchangeable acid (TEA) and exchangeable aluminum (EA) increased after incubating of 18 months. The total base cations in soils with N1, N2, N3 and N4 treatments decreased by 6.29%, 8.94%, 10.07% and 10.38%, respectively, and soil cation exchange capacity (CEC) decreased by 5.07%, 7.27%, 8.53% and 8.83%, respectively. The contents of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in soil increased with increasing nitrogen deposition. Low nitrogen deposition (N1, N2) accelerated increasing of soil exchangeable K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} , but high nitrogen deposition (N3, N4) was opposite. Because increasing of soil active nitrogen, nitrogen deposition accelerated soil acidification, accordingly which resulted in leaching of soil base cations. Fig 3, Tab 3, Ref 41

Keywords nitrogen deposition; soil acidification; base cation; CEC; base saturation percentage

CLC S714.2 : S154.2

近几十年来,人类活动(如化石燃料燃烧、施肥、畜牧业等)使得大气活性氮增加^[1~3].由于许多生态系统受氮限制,因此氮沉降在一定条件下对生态系统有正面作用.但越来越多地研究表明氮沉降也会对生态系统产生负面影响,如土壤酸化、森林衰退和水体富营养化等^[2~4].由于大气氮沉

降具有迁移的特性,已呈全球化发展趋势,目前已引起了各国公众和科学家的关注,成为生态环境领域的研究热点之一^[1~4].

目前,国内外已开展了许多关于氮沉降对森林生态系统结构和功能影响的研究,其中最著名的是欧洲的氮饱和实验(NITREX)和欧洲森林生态系统控制实验(EXMAN)项目,已在多个国家开展的一系列生态系统尺度的控制实验^[5~7],但它们主要针对的是温带森林,有关结论是否同样适用于亚热带和热带地区尚待检验.随着我国社会经济、工农业的进一步发展,大气氮沉降量可能还会继续升高^[8],我国是全球仅次于欧洲和美国的第三大氮沉降区^[9~10].然而氮沉降研究在我国还处在起步阶段^[11],国内也有针对森林生态系统的研究^[12~14],结果表明外加氮输入会增加土壤溶液的氮

收稿日期: 2010-09-03 接受日期: 2010-10-18

*国家自然科学基金项目(No. 30771714, 31060109)、江西省自然科学基金项目(No. 0630101)、江西省科技支撑计划项目(赣财教[2007]173号)、江西省教育厅科技计划项目(赣教高字[2007]5号文件)和南昌工程学院青年基金(No. 2006KJ009)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 30771714, 31060109), the Natural Science Foundation of Jiangxi, China (No. 0630101), the Science and Technology Planning Project of Educational Commission of Jiangxi Province, the Science and Technology Pillar Program of Jiangxi and the Youth Foundation of Nanchang Institute of Technology (No. 2006KJ009)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: hbfan@nit.edu.cn)

淋溶。尽管这些前期研究指出了氮沉降的增加使土壤进一步酸化的可能性,但它们只重点测定了土壤溶液和林木的氮含量^[13~15],并未对土壤盐基阳离子和铝离子(Al^{3+})浓度进行分析,而后者是土壤酸化的最重要指标。本研究针对具有代表性的杉木林土壤,采用室内模拟大气氮沉降试验,研究对土壤酸化和盐基离子的影响,对探明大气氮沉降影响森林生态系统的物质循环、林地土壤质量演变规律特别是林地土壤酸化机理和防治将具有重要理论与实践意义。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自江西省南昌市郊区杉木林表层红壤,为第四纪红土母质发育而成。试前土壤基本理化性质如表1。

1.2 试验设计

本试验在南昌工程学院温室大棚内进行,采用盆栽试验,参照NITREX项目^[16, 17]和北美Harvard Forest^[18, 19]等国内外类似研究设计。2007年3月将株高、地径相近的1年生杉木幼苗移栽至容积为30 L的塑料园桶(高30 cm,内径30 cm)中,每盆种植1株杉木苗,花盆中土壤重量为17.5 kg,在移栽幼苗之前杉木林表层土壤要充分混匀。实验分5个处理,分别为N0(0 g m⁻² a⁻¹,以N计,下同)、N1(6 g m⁻² a⁻¹)、N2(12 g m⁻² a⁻¹)、N3(24 g m⁻² a⁻¹)和N4(48 g m⁻² a⁻¹)(不包括大气沉降的氮量),每个处理6个重复。从2007年4月开始,每3日向杉木幼苗全株喷施NH₄NO₃溶液,每次将NH₄NO₃溶解在蒸馏水中用喷雾器喷施,喷施浓度为0 mol L⁻¹(N0)、0.011 mol L⁻¹(N1)、0.022 mol L⁻¹(N2)、0.044 mol L⁻¹(N3)、0.088 mol L⁻¹(N4),在花盆底部用塑料桶收集渗漏液,喷施水量参照南昌地区1976~2006年各月平均降水量进行分配计算得出,具体见表2。

1.3 研究方法

1.3.1 土壤取样方法 土壤样品采集于2008年9月进行,采用破坏性采样,即在温室大棚盆栽杉木一年半后,将盆中土壤与杉木分开,并将土壤样品充分混合后,采用四分法取1 kg

左右混合土样带回实验室,风干研磨过2 mm和0.149 mm土壤筛后装入密封的玻璃瓶,待实验分析。

1.3.2 土壤分析方法 土壤pH值用1 mol L⁻¹ KCl溶液浸提(水土比为2.5:1),用pHS-3C型数字型pH计测定;有机碳用油加热-重铬酸钾容量法;全氮用开氏法。土壤交换性K、Na、Ca、Mg用1 mol L⁻¹中性醋酸铵提取-原子吸收分光光度法测定,土壤交换性酸(H和Al)是用氯化钾-中和滴定法测定,土壤阳离子交换量(CEC)用1 mol L⁻¹乙酸铵交换法,土壤交换性盐基总量用乙酸铵滴定法测定。土壤盐基饱和度是通过公式^[20]计算得出:盐基饱和度(%)=交换性盐基总量[cmol(+) kg⁻¹]/阳离子交换量[cmol(+) kg⁻¹]。

1.3.3 统计分析 所有分析结果用Excel、SPSS和Origin6.0统计分析软件进行统计分析。文中的图表中如小写字母不同,则表示不同处理间差异显著($P<0.05$, 邓肯法)。

2 结果与分析

2.1 模拟氮沉降对土壤酸化的影响

2.1.1 模拟氮沉降对土壤pH值和土壤交换性酸的影响 图1(左)表明,土壤pH随着模拟氮沉降量的增加而降低,与N0相比,N1、N2、N3和N4分别下降了0.04、0.10、0.20和0.26;N3、N4处理与N0、N1、N2处理之间土壤pH差异显著,N2处理与N0处理之间差异显著。而图1(右)表明,土壤交换性酸总量随着模拟氮沉降量的增加而增加,与N0相比,N1、N2、N3和N4分别增加了0.70、0.73、1.14和1.18 cmol kg⁻¹;N3、N4处理与N0、N1、N2处理之间土壤交换性酸总量差异显著,N1、N2处理与N0处理之间差异显著。

2.1.2 模拟氮沉降对土壤铵态氮和硝态氮的影响 图2(左)表明,土壤铵态氮含量随着模拟氮沉降量的增加而增加,与N0相比,N1、N2、N3和N4分别增加了2.08、2.92、3.92和5.25 mg kg⁻¹;N1、N2、N3、N4处理与N0处理之间土壤铵态氮含量差异显著,N3、N4处理与N1、N2处理之间差异显著。而图2(右)表明,土壤硝态氮含量也随着模拟氮沉降量的增加而

表1 供试土壤的基本理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of the tested soil

样品 Sample	pH _{KCl}	有机C Organic C (w/g kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen (w/g kg ⁻¹)	交换性盐基离子 Exchange base cation (w/cmol kg ⁻¹)				阳离子交换量 Cation exchange capacity (w/cmol kg ⁻¹)	交换性盐基总量 Total base cation (w/cmol kg ⁻¹)	盐基饱和度 Base saturation percentage (P/%)
				K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺			
土壤 Soil	4.25	27.35	1.00	1.29	0.76	5.56	5.37	34.49	15.95	46.24

表2 模拟氮沉降实验N素(NH₄NO₃)月施用量

Table 2 Dosages of nitrogen for simulated N depositions

月份 Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	合计 Total
降水量 Precipitation (h/mm)	56.1	101.5	150.9	224.3	253.0	282.0	122.4	103.3	75.2	57.5	54.5	40.5	1521.2
浇水量 Watering (l/L)	3.97	7.17	10.67	15.85	17.88	19.93	8.65	7.30	5.32	4.06	3.85	2.86	107.53
N0 浓度 Concentration (c/mol L ⁻¹)	0												0
N0 施用量 Dosage (m/mg)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N1 浓度 Concentration (c/mol L ⁻¹)	0.011												0.011
N1 施用量 Dosage (m/mg)	44.7	80.9	120.2	178.7	201.5	224.6	97.5	82.3	59.9	45.8	43.4	32.3	1211.8
N2 浓度 Concentration (c/mol L ⁻¹)	0.022												0.022
N2 施用量 Dosage (m/mg)	89.4	161.7	240.4	357.4	403.1	449.3	195.0	164.6	119.8	91.6	86.8	64.5	2423.7
N3 浓度 Concentration (c/mol L ⁻¹)	0.044												0.044
N3 施用量 Dosage (m/mg)	178.8	323.4	480.8	714.7	806.2	898.6	390.0	329.2	239.6	183.2	173.7	129.1	4847.3
N4 浓度 Concentration (c/mol L ⁻¹)	0.088												0.088
N4 施用量 Dosage (m/mg)	357.5	646.9	961.7	1429.5	1612.4	1797.2	780.1	658.3	479.3	366.4	347.3	258.1	9694.7

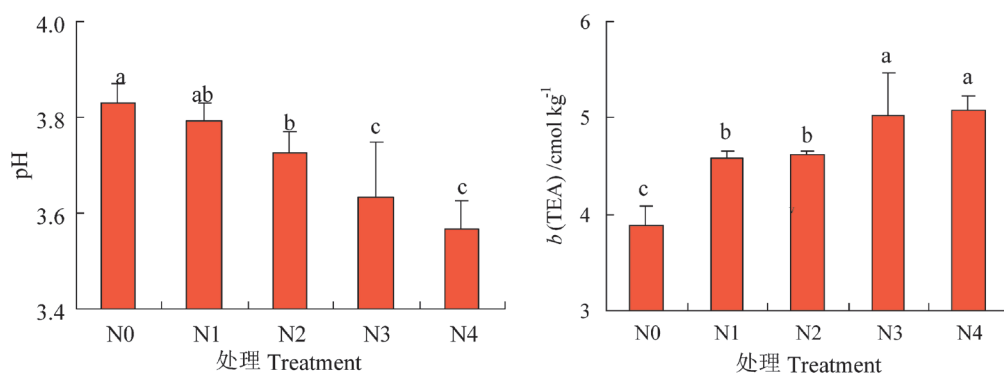


图1 模拟氮沉降对土壤pH值和交换性酸总量的影响

Fig. 1 Effects of simulated N deposition on soil pH and exchangeable acid

图中不同处理小写字母不同表明处理间差异显著,下同 Different small letters show significant difference between treatments ($P < 0.05$). The same below

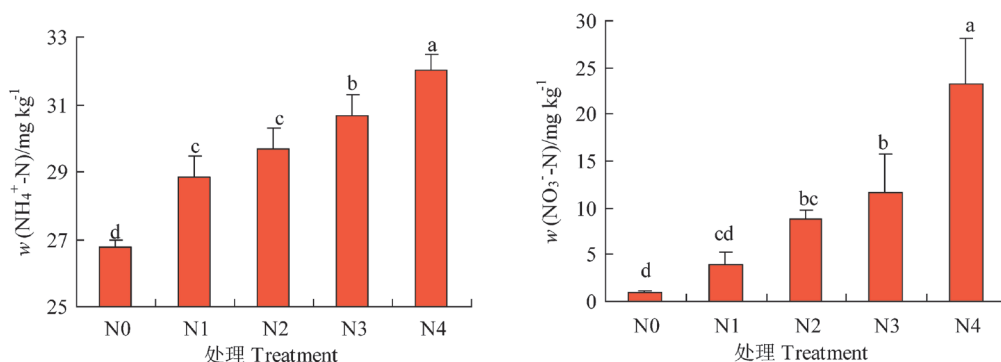


图2 模拟氮沉降对土壤铵态氮和硝态氮的影响

Fig. 2 Effects of simulated N deposition on soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N

增加, N3、N4处理与N0、N1处理之间土壤硝态氮含量差异显著, N4处理与N0、N1、N2、N3处理之间差异显著。

2.1.3 模拟氮沉降对土壤交换性铝离子的影响 图3表明, 土壤交换性铝离子随着模拟氮沉降量的增加而增加, 与N0相比, N1、N2、N3和N4分别增加了26.03%、35.64%、45.83%和49.93%; N1、N2、N3、N4处理与N0处理之间土壤交换性铝离子含量差异显著, N3、N4处理与N1处理之间差异显著, N2处理和N4处理之间差异显著。

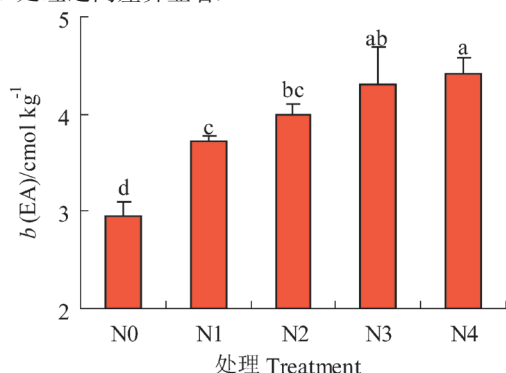


图3 模拟氮沉降对土壤交换性铝离子的影响

Fig. 3 Effect of simulated N deposition on soil exchangeable aluminum

2.2 模拟氮沉降对土壤盐基离子的影响

2.2.1 模拟氮沉降对土壤交换性K⁺、Na⁺、Ca²⁺和Mg²⁺的影响

从表3可以看出, 不同水平模拟氮沉降土壤K⁺含量高低

顺序为: N1>N2>N0>N3>N4, 即随着模拟氮沉降量的增加, 土壤K⁺和Na⁺含量先增加后降低; 与N0相比, N1、N2土壤K⁺含量分别增加了27.22%、2.46%, N3、N4分别下降了10.86%、23.49%; N3、N4处理土壤K⁺含量与N0、N1处理之间, N1处理与N0处理之间差异显著。不同水平模拟氮沉降土壤Na⁺含量高低顺序为: N0>N2>N3>N1>N4, N1、N2、N3和N4处理土壤Na⁺分别下降了18.96%、4.12%、5.87%、19.86%; N1、N4处理土壤Na⁺含量与N0、N2、N3处理之间, N1、N4处理与N0处理之间差异显著。

土壤Ca²⁺和Mg²⁺含量也随着模拟氮沉降量的增加先增加后降低(表3), 即高低顺序为: N1>N2>N3>N0>N4, 与N0相比, N1、N2和N3处理土壤Ca²⁺含量分别增加了13.26%、3.11%、1.15%, N4处理下降了10.31%; 与N0相比, N1、N2和N3处理土壤Mg²⁺含量分别增加了29.65%、16.57%、9.01%, N4处理下降了6.10%; 土壤Ca²⁺和Mg²⁺含量N4处理与N1、N2、N3处理之间差异显著, N0、N2、N3处理与N1处理之间差异显著。

2.2.2 模拟氮沉降对土壤交换性盐基总量、盐基饱和度和阳离子交换量的影响 表3表明, 土壤交换性盐基总量、盐基饱和度和阳离子交换量随着模拟氮沉降量的增加而降低, 与N0相比, N1、N2、N3和N4土壤交换性盐基总量分别下降了6.29%、8.94%、10.07%和10.38%, 且N2、N3、N4处理与N0处理之间差异显著; 与N0相比, N1、N2、N3和N4土壤盐基饱和度分别下降了1.30%、1.80%、1.69%和1.71%; 土壤阳离子交换量分别下降了5.07%、7.27%、8.53%和8.83%, 且N2、N3、N4处

表3 模拟氮沉降对土壤盐基离子的影响
Table 3 Effect of simulated N deposition on soil base cation content

处理 Treatment	交换性盐基离子 Exchange base cations (w/cmol kg ⁻¹)				交换性盐基总量 Total base cation (w/cmol kg ⁻¹)	盐基饱和度 Base saturation percentage (r/%)	阳离子交换量 Cation exchange capacity (w/cmol kg ⁻¹)
	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺			
N0	1.18 ± 0.03bc	0.78 ± 0.06a	6.11 ± 0.47b	3.44 ± 0.07cd	15.89 ± 0.72a	45.64 ± 1.18	34.82 ± 2.07a
N1	1.50 ± 0.06a	0.63 ± 0.04b	6.92 ± 0.12a	4.46 ± 0.34a	14.89 ± 1.03ab	45.05 ± 1.73	33.05 ± 1.65ab
N2	1.21 ± 0.06b	0.74 ± 0.03a	6.30 ± 0.11b	4.01 ± 0.38b	14.47 ± 0.51b	44.82 ± 0.51	32.28 ± 1.76b
N3	1.05 ± 0.07cd	0.73 ± 0.03a	6.18 ± 0.16b	3.75 ± 0.32bc	14.29 ± 0.53b	44.87 ± 0.38	31.85 ± 0.67b
N4	0.90 ± 0.10d	0.62 ± 0.04b	5.48 ± 0.26c	3.23 ± 0.26d	14.24 ± 0.41b	44.86 ± 0.72	31.74 ± 1.73b

理与N0处理之间差异显著。

3 小结与讨论

3.1 土壤pH和交换性铝离子对模拟氮沉降的响应

土壤酸碱度是土壤重要的基本性质,也是影响肥力的因素之一,它直接影响土壤养分的存在状态、转化和有效性^[21]。土壤pH值随着模拟氮沉降量的增加而降低(图1),是由于酸化森林土壤的硝化作用主要受植物和硝化微生物之间对氮竞争的控制;在喷洒NH₄NO₃的处理中,与N0相比,土壤中的NH₄⁺和NO₃⁻浓度均有明显提高(图2),只要土壤铵态氮供应大大地超过植物需要的时候就会出现硝化作用。随着氮饱和和生态系统氮沉降输入继续,土壤的铵水平增加,铵过量积累会引发硝化作用的发生^[22-23],产生的H⁺越多, H⁺与土壤胶体表面吸附的盐基离子发生离子交换反应, H⁺被吸附在土壤表层,当表层H⁺聚集较多时,从而使土壤pH值降低,导致土壤酸化^[24]。Trine和Gunnar的研究结果也表明,随氮输入量增加,土壤中H⁺也增加^[25]。由于氮沉降对土壤酸化的影响效果是长期的,而迄今观测时间仅1年半,一些结果还不明显。

在自然界中,铝在土壤中是以固定状态存在的,但当土壤发生酸化时,部分固定态的矿物铝被活化成为可溶态的铝,如Al³⁺、Al(OH)₂⁺、Al(OH)₂²⁺和聚合羟基铝等,统称为活性铝。活性铝是酸性土壤中限制植物生长的一个重要因素,被认为是一种毒性元素^[26-28]。本研究中土壤交换性铝离子随着模拟氮沉降量的增加而增加(图3),与N0相比, N1、N2、N3和N4土壤交换性铝离子含量分别增加了26.03%、35.64%、45.83%和49.93%。Ulrich研究表明,土壤酸化主要影响交换态铝和吸附态羟基铝^[29]。俞元春等的研究结果表明,酸雨淋洗造成土壤中铝离子释放;酸雨pH值越低,则铝离子释放量越大^[30-32]。

土壤pH和土壤交换性铝离子含量相关性方程为: $y = -4.8859x + 22$ ($R^2 = 0.8191$),达极显著的负相关关系,说明土壤pH和森林红壤中活性铝的溶出量相关非常密切。氮沉降引起土壤酸化的具体过程大致是:氮沉降进入土壤中的H⁺与土壤胶体表面吸附的盐基离子(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺)进行交换反应,而进入土粒表面,被交换下来的盐基离子则随渗漏水流失;土粒表面的H⁺又自发地与土壤矿物晶格表面的铝迅速反应,转换成交换性铝^[33],从而促进交换性铝离子的增加。

3.2 土壤K⁺、Na⁺、Ca²⁺和Mg²⁺对模拟氮沉降的响应

随着模拟氮沉降量的增加,土壤K⁺含量先增加后降低,即: N1>N2>N0>N3>N4;不同水平模拟氮沉降土壤Na⁺含量

高低顺序为: N0>N2>N3>N1>N4(表3)。影响机理可能是铵离子(NH₄⁺)与钾离子(K⁺)半径几乎相同,因此它们的释放和固定也相似,加入的铵可释放钾,加入的钾也释放铵。由于氮沉降增加了NH₄⁺浓度以及土壤pH变化影响K的固定与释放,从而影响了交换性K的含量。从N1处理开始,交换性钾突然增加,随着氮沉降量的增加,交换性钾缓慢减少。Singh的研究结果表明,持续增施铵态氮肥能够降低土壤钾素的释放^[34]。范钦桢的研究结果也表明施用铵态肥料能够提高层间钾的固定,不利于原有固定态钾素的释放^[35]。这可能与NH₄⁺置换晶层的Ca²⁺、Mg²⁺等离子,使晶层收缩闭合,从而抑制固定态钾的释放有关。

土壤Ca²⁺和Mg²⁺含量也随着模拟氮沉降量的增加先增加后降低,说明氮沉降对土壤中交换性Ca、Mg有一定影响,低氮沉降处理显著提高了交换性钙、镁的含量,可能是由于土壤有一定的缓冲能力,必须达到一定的氮沉降量的时候,交换性Ca、Mg的含量会出现“爆发式”增长。有研究表明,pH、K、Na和Al等因素影响土壤中Ca、Mg的交换吸附,酸性土壤钙的解吸行为较为复杂,影响也是多方面的^[36]。

3.3 土壤交换性盐基总量和盐基饱和度对模拟氮沉降的响应

由于土壤酸化导致养分元素的活化,可促进植物吸收、移出、减少土壤中的养分与盐基离子的含量,特别是在高温多雨的红壤地区可能会加速盐基离子的淋失,从而加剧酸性土壤的酸化^[37]。本研究中土壤交换性盐基总量和盐基饱和度随着模拟氮沉降量的增加而降低(表3)。由于土壤本身是一个复杂系统,作为土壤组成成分的土壤微生物、植物根系和凋落物、各土壤元素、土壤水分及空气等的绝对含量以及相对比例大小都会影响到土壤盐基离子的含量;土壤系统外部的其他因子如降雨量也会对土壤盐基离子含量有影响,有室内土柱淋溶实验表明,交换态Ca、Mg和Na离子随氮沉降量的增加,其占交换态比例也都增加^[38]。同时氮素沉降后,在土壤中存在氨化、硝化、反硝化等复杂迁移转化过程,这些过程也可能影响到土壤盐基离子的含量。而且氮沉降对土壤盐基离子的影响不仅与沉降量有关,还可能与沉降持续时间有关,不同的沉降时期影响结果也可能不同。

3.4 土壤阳离子交换量对模拟氮沉降的响应

土壤阳离子交换量(CEC)是土壤酸化的重要指标,土壤阳离子交换量随着模拟氮沉降量的增加而降低(表3),土壤CEC含量减少,大量H⁺取代土壤胶体中盐基离子的代换位,致使土壤酸化。氮沉降促使土壤盐基离子释放,以中和土壤溶液的酸度,对土壤酸化具有重要的缓冲能力,但随着

沉降的持续, 土壤酸化逐渐加剧, 土壤盐基离子不断淋失并趋于贫瘠, 然而其中土壤的部分盐基离子含量增加, 淋溶后的土壤交换性 Mg^{2+} 、 K^{+} 、 Na^{+} 含量基本表现出增加的趋势^[39]。原因一方面是土壤胶体从淋溶液中吸附了部分的相应盐基离子(这部分贡献较小); 另一方面是土壤中某些矿物(像云母、长石等)经氮沉降后发生了一定程度的风化, 释放出相应盐基离子, 其中一部分随淋溶液流失, 另一部分吸附在土壤胶体上, 使土壤部分盐基离子含量短期内相对增加, 维持系统中离子的平衡。廖柏寒等^[40]认为, 土壤中存在初级和次级两个缓冲体系, 初级缓冲体系指阳离子交换过程, 反应较为迅速但缓冲能力小; 次级缓冲体系指矿物风化, 缓冲能力较大但动力学反应较慢。酸沉降 $pH \geq 4.0$ 时主要是阳离子交换反应。Ulrich等对土壤酸化过程研究认为, 土壤 $pH = 4.2 \sim 5.0$, 属于阳离子交换缓冲范围, 输入的 H^{+} 通过离子交换途径置换出土壤颗粒上吸附的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NH_4^{+} 等阳离子^[29]。其它同类研究如NITREX、EXMAN、Harvard试验林的长期氮素增加试验, 已开展了近20年。Hogberg等指出, 即使实施了三三十多年的SFONE项目仍然是一个年轻的项目^[41]。本研究项目仅仅才开展1年半的时间, 要想真正弄清氮沉降对土壤酸化、土壤盐基离子的影响及其影响机理, 还有待于长期的定位研究, 并且对其他相关影响因素也予以考察, 如苗木吸收和土壤盐基离子的淋溶状况等。

References

- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol Appl*, 1997, **7** (3): 737~750
- Galloway JN, Cowling EB. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 2002, **31**: 64~71
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EB, Cosby BJ. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 2003, **53** (4): 341~356
- Fenn ME, Poth MA, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol Appl*, 1998, **8**: 706~733
- Wright RF, van Breemen N. The NITREX project: an introduction. *For Ecol Manage*, 1995, **71** (1/2): 1~5
- Wright RF, Roelofs JGM, Bredemeier M, Blanck K, Boxman AW, Emmett BA, Gundersen P, Hultberg H, Kj  naas OJ, Moldan F, Tietema A, Breemen N, Dijk HFG. NITREX: Responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *For Ecol Manage*, 1995, **71** (1/2): 163~169
- Wright RF, Rasmussen L. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *For Ecol Manage*, 1998, **101** (1~3): 1~7
- Fang H (方华), Mo JM (莫江明). Effects of nitrogen deposition on forest litter decomposition. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 2006, **26** (9): 3127~3136.
- Mo JM, Xue JH, Fang YT. Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecol Sin*, 2004, **24** (7): 1413~1420
- Holland EA, Dentene FJR, Braswell BH, Sulzman JM. Contemporary and preindustrial global reactive nitrogen budgets. *Biogeochem*, 1999, **46**: 7~43
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Per Gundersen, Li DJ (李德军), Jiang YQ (江远清). Nitrogen transformations in forest soils and its responses to atmospheric nitrogen deposition: a review. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 2004, **24** (7): 1523~1531
- Chen XY, Mulder J, Wang YH, Zhao DW, Xiang RJ. Atmospheric deposition, mineralization and leaching of nitrogen in subtropical forested catchments, South China. *Environ Geochem Health*, 2004, **26**: 179~186
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Jiang YQ (江远清), Li DJ (李德军). Acidity and inorganic nitrogen concentrations in soil solution in short-term response to N addition in subtropical forests. *J Trop Subtrop Bot* (热带亚热带植物学报), 2005, **13** (2): 123~129
- Fang YT (方运霆), Mo JM (莫江明), Zhou GY (周国逸). Response of soil NO_3^- -N dynamics to N additions in Dinghushan forests, assessed by ion-exchange resin bag method. *Ecol Environ Sci* (生态环境), 2005, **14** (4): 483~487
- Liu WF (刘文飞), Fan HB (樊后保), Zhang ZW (张子文), Yang YL (杨跃霖), Wang QQ (王启其), Xu L (徐雷). Foliar nutrient contents of Chinese fir in response to simulated nitrogen deposition. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 2008, **14** (3): 319~323
- Fenn ME, Poth MA, Aber JD, Baron JS, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R. Nitrogen excess in north American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecol Appl*, 1998, **8**: 706~733
- Wright RF, Rasmussen NL. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *For Ecol Manage*, 1998, **101** (1/3): 1~7
- Gundersen P, Emmett BA, Kj  naas OJ, Koopmans CJ, Tietema A. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: Asynthesis of NITREX data. *For Ecol Manage*, 1998, **101** (1~3): 37~55
- Aber J. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *Bioscience*, 1998, **48**: 921~934
- LU RK (鲁如坤). Analytical Methods of Soil and Agro-chemistry. Beijing, China: Chinese Agriculture Science and Technology Press (北京: 中国农业科学技术出版社), 1999
- Matson PA, McDowell WH, Townsend AR, Vitousek PM. The globalization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochem*, 1999, **46**: 67~83
- Aber J D, Magaill A H, Boone R, Melillo JM, Steudler P. Plant and soil responses to chronic nitrogen additions at the Harvard forest, Massachusetts. *Ecol Appl*, 1993, **3**: 156~166
- Throop HL, Holland EA, Parton WL, Ojima DS, Keough CA. Effect of nitrogen deposition and insect herbivory on patterns of ecosystem-level carbon and nitrogen dynamics: Results from the CENTURY model. *Global Chang Biol*, 2004, **10**: 1092~1105
- Sun BH (孙本华), Hu ZY (胡正义), L   JL (吕家珑), Zhou LN (周丽娜), Xu CK (徐成凯). Nutrient leaching and acidification of southern China coniferous forest red soil under stimulated N deposition. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 2006, **17** (10): 1820~1826

- 25 Trine AS, Gunnar A. Effects of N and S deposition on leaching from an acid forest soil and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) after 5 years of treatment. *For Ecol Manage*, 1998, **103**: 177~190
- 26 Tian RS (田仁生), Liu HT (刘厚田). Aluminum in acidic soils and its phytotoxicity. *Environ Sci* (环境科学), 1990, **11** (6): 41~46
- 27 Liu JX (刘菊秀). Effect of aluminum toxicity on forests under acid deposition. *J Trop Subtrop Bot* (热带亚热带植物学报), 2000, **8** (3): 269~274
- 28 Cao HF (曹洪法), Gao JX (高吉喜), Shu JM (舒俭民). Study on the response of *Pinus massoniana* seedling to aluminum. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 1992, **12** (3): 239~246
- 29 Ulrich B. Effects of Accumulation Air Pollutants in Forest Ecosystem. Dordrecht, the Netherland: Reided Publishing Company, 1983
- 30 Yu YC (俞元春), Ding AF (丁爱芳). Effects of simulated acid rain on dissolution and transformation of aluminum in acid soils of south China. *Soil Environ Sci* (土壤与环境), 2001, **10** (2): 87~90
- 31 Wang WJ (王维君), Chen JF (陈家坊), He Q (何群). Effects of simulated acid rain on release and forms of aluminum from main acidic soils. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 1992, **3** (2): 184~189
- 32 Wang SL (王水良), Wang P (王平), Wang JY (王趁义), Dai JY (戴建远). Chemical behavior of aluminum in the acidic rhizosphere of *Pinus massoniana* Lamb - A case study on its cultivation in acid forest soil in Chongqing, China. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 2010, **16** (4): 523~528
- 33 Huang CY (黄昌勇). Soil Science. Beijing: China Agriculture Press (北京: 中国农业出版社), 2000. 286~287
- 34 Singh B, Singh AP. Fixation of potassium in soil as affected by an ammoniacal fertilizer. *Soil Sci Soc India J*, 1979, **27** (3): 272~276
- 35 Fan QZ (范钦桢). Influence of ammonium on release and fixation of potassium in soil. *Acta Pedo Sin* (土壤学报), 1993, **30** (3): 246~251
- 36 Fox TR. Nitrogen mineralization following fertilization of Douglas-fir forests with urea in western Washington. *Soil Sci Soc Am J*, 2004, **68**: 1720~1728
- 37 Li P (李平), Wang XX (王兴祥). Effects of leaching with low molecular weight organic acids on soil pH and exchangeable aluminum. *Soils* (土壤), 2005, **37** (6): 669~673
- 38 Sun BH (孙本华), Hu ZY (胡正义), Lü JL (吕家珑), Zhou LN (周丽娜), Xu CK (徐成凯). Effects of simulated N deposition on cation leaching from red soil in southern. *J Soil Water Conservation* (水土保持学报), 2007, **21** (2): 18~21
- 39 Mcfee WW. Sensitivity ratings of soil to acid deposition. *Environ Exp Bot*, 1983, **25** (3): 203~210
- 40 Liao BH (廖柏寒), Dai ZH (戴昭华). Soil buffering capacity to acid precipitation and weathering characteristics of soil minerals. *Acta Sci Circums* (环境科学学报), 1991, **11** (4): 425~431
- 41 Hogberg P, Fan HB, Quist M, Binkley D, Tamm CO. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Chang Biol*, 2006, **12**: 489~499