

湿地松林土壤生化特性和酶活性对模拟硫沉降的响应

房焕英^{1,2}, 肖胜生^{2,3}, 潘萍¹, 欧阳勋志¹, 熊永²

(1.江西农业大学林学院,南昌 330045;2.江西省水土保持科学研究院,
南昌 330029;3.江西省土壤侵蚀与防治重点实验室,南昌 330029)

摘要:以亚热带湿地松人工林为研究对象,通过 3 种水平(对照 CK:pH 6.5;低硫 LS:pH 4.5;高硫 HS:pH 2.5)的模拟硫沉降控制试验,分析土壤生化特性及酶活性对硫添加的响应。结果表明:(1)硫输入促进了土壤酸化,0—5 cm 土层土壤 pH 在 HS 处理下显著降低,5—10 cm 土层土壤 pH 在 LS 和 HS 处理下显著降低($P < 0.05$);(2)硫输入对土壤有机碳库存在一定影响,土壤总有机碳(TOC)对硫输入无显著响应,但土层间的差异性显著增加($P < 0.05$),土壤可溶性有机碳(DOC)受影响有限,5—10 cm 土层微生物量碳(MBC)LS 显著降低($P < 0.05$);(3)硫输入对土壤有效氮库影响存在差异,土壤可溶性有机氮(DON)、铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)尚未表现出显著变化,土壤硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)、土壤微生物量氮(MBN)均在 HS 处理下显著降低,且硫输入加剧土层间的差异性($P < 0.05$);(4)硫输入抑制了酶活性,土壤脲酶活性在 HS 处理下显著降低($P < 0.05$),土壤蔗糖酶活性无显著变化,但硫输入均弱化了土层间酶活性的差异性。综合分析所有处理下的土壤生化性质和酶活性等指标发现,对硫添加响应敏感的是土壤 pH 和酶,土层是另外一个主要影响因子,硫添加和土层的交互作用则影响有限。采用 Pearson 分析得出,硫输入改变了土壤生化特性、酶活性等指标间的相关性程度。可见,酸雨对土壤酸化的影响是一个逐渐累积的过程,外源性硫添加对土壤碳氮及酶活性的影响存在一定差异,这可为硫沉降环境胁迫下森林管理提供科学依据。

关键词: 硫添加; 土壤生化特性; 酶活性; 湿地松林

中图分类号:S154.2

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2019)06-0318-08

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2019.06.045

Effects of Sulphur Deposition on Soil Biochemical Properties and Enzymes Activities in *Pinus elliottii* Plantation

FANG Huanying^{1,2}, XIAO Shengsheng^{2,3}, PAN Ping¹, OUYANG Xunzhi¹, XIONG Yong²

(1.College of Forestry, Jiangxi Agricultural University, Nanchang 330045; 2.Jiangxi Institute of Soil and Water

Conservation, Nanchang 330029; 3.Key Laboratory of Soil Erosion and Prevention of Jiangxi Province, Nanchang 330029)

Abstract: Taking the subtropical pine plantation as research object, the soil biochemical properties and enzymes activities were studied using three simulated sulfur deposition experiments with different levels (control treatment, CK: pH 6.5; low sulfur treatment, LS: pH 4.5; high sulfur treatment, HS: pH 2.5). The results showed that: (1) Sulfur input had a significant effect on soil acid, HS significantly reduced the 0—5 cm soil pH, both LS and HS treatments could significantly reduced the 5—10 cm soil pH ($P < 0.05$). (2) Sulfur input had a certain effect on soil organic carbon pool. Soil total organic carbon (TOC) had no significant response to sulfur input, but its differences increased in soil layers ($P < 0.05$). The impact of sulfur input on soil dissolved organic carbon (DOC) was limited. HS significantly decreased soil microbial biomass carbon (MBC) from 5—10 cm soil layer and increased the differences in soil layers ($P < 0.05$). (3) Sulfur input had different effect on soil effective nitrogen pool. Soil dissolved organic nitrogen (DON) and ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) had no significant change. HS treatments significantly decreased soil nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) and soil microbial biomass nitrogen (MBN) and increased the differences in soil layers ($P < 0.05$). (4) Sulfur input inhibited the activity of soil enzyme. HS significantly decreased soil urease activity ($P < 0.05$). Soil invertase activity had no significant changes, but sulfur input reduced the differences

收稿日期:2019-04-25

资助项目:国家自然科学基金项目(41303064,41761063);江西省水利科技重大项目(KT201716)

第一作者:房焕英(1986—),女,在读博士研究生,主要从事森林生态研究。E-mail:289681987@qq.com

通信作者:肖胜生(1981—),男,高工,主要从事水土保持生态恢复研究。E-mail:xss19811213@163.com

欧阳勋志(1966—),男,教授,博士生导师,主要从事森林资源监测与管理及森林生态研究。E-mail:oyxz_2003@hotmail.com

of enzymes activities in the two soil layers. The comprehensive analysis of soil biochemical characteristic and enzymes activities indicators from all treatments showed that soil pH and enzymes had sensitive responses to sulfur input. Soil layer was another major impact factor. But the interaction between sulfur addition and soil layer had the limited impact. Through the Pearson method, sulfur input changed the correlation of the soil biochemical properties and enzymes activities. The effect of simulated acid rain on soil acidification was a gradual process of accumulation. The effect of exogenous sulfur addition on soil carbon, nitrogen and enzymes activities was different. The results could provide scientific basis for forest management under environmental stress of sulfur deposition.

Keywords: sulfur add; soil biochemical properties; enzymes activities; *Pinus elliottii*

硫沉降已发展为全球性的环境问题,也是我国面临的严重问题之一。所谓硫沉降一般指 $\text{pH} < 5.60$ 的大气降水,其中 $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ 比值为 $2 \sim 6$ ^[1]。大气硫的干湿沉降已经成为自然生态系统中土壤酸化重要诱因^[2],酸化的土壤又是造成森林衰亡或生产力下降的重要原因^[3],外源硫的不断输入及积累对土壤的影响也是一个逐渐积累的过程^[4]。我国南方已是继西欧、北美之后的第三大硫沉降区,硫沉降强度达 $30 \sim 85 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,面积还在扩大^[5]。亚洲区域在未来二三十年内对煤和石油的需求将增长 $2 \sim 3$ 倍,硫排放在数十年内仍会持续增加。因此,在全球硫沉降背景下,加强硫沉降对森林土壤影响的研究对全球气候变化有着重要意义。

在森林生态系统中,酸雨不仅破坏植被,同时还对土壤微生物及理化性质产生影响,进而破坏碳氮的循环及转化过程^[6]。目前,有关硫沉降对森林土壤影响的研究见于亚热带区域(尤以鼎湖山自然保护区多见)^[7]、长三角区域^[8]、华西雨屏区^[9],主要包括土壤酸化、有机碳、微生物活性指标、无机氮等对硫的响应。由于土壤层次、季节变化等,硫输入后的土壤指标变化趋势存在差异。此外,一方面由于研究的局限性及区域、林分等差异性,造成结果是否较广适用存在诸多不确定性;另一方面受野外条件限制,诸多室内模拟的研究结论在酸雨日益严重的亚热带区域是否适用也难下定论。因此,为深入研究硫沉降对森林土壤生化特性和酶活性等影响,加强野外原位监测试验非常必要。

湿地松(*Pinus elliottii*)原产于美国东南部,20世纪30年代开始引入我国,已成为南方丘陵区主要的造林树种之一。张闯等^[10]探讨了氮添加对湿地松林的一些影响,然而,其对硫沉降的响应目前尚不清楚。因此,本研究以湿地松林为研究对象,着重从表土生化特性及酶活性角度,比较不同硫处理水平的影响差异,了解外源养分添加对森林土壤生态过程的影响,以及亚热带地区森林土壤碳氮变化对硫添加的响应情况及其机制,旨在为评估森林生态系统对气候变化的反馈作用,以及硫沉降环境胁迫下的森林管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验区设在江西水土保持生态科技园($115^{\circ}42'38''$ — $115^{\circ}43'06''\text{E}$, $29^{\circ}16'37''$ — $29^{\circ}17'40''\text{N}$),位于江西省九江市德安县,海拔 $30 \sim 90 \text{ m}$,坡度 $5^{\circ} \sim 12^{\circ}$ 。属于亚热带湿润季风气候,年平均气温 16.7°C ,多年平均降雨量达 1469 mm ,具有年内分配不均匀的特点,4—7月降水量占到全年的 $50\% \sim 60\%$ 。园内属全国土壤侵蚀二级类型区的南方红壤区,主要由第四纪红黏土和泥质岩类风化物发育而成,在江西省和南方红壤丘陵区具有典型代表性。园区土壤各项速效养分低,而且存在酸、黏、板、瘦等不良特性。园内种有约 53 hm^2 的湿地松人工林,林龄 30 年,林下植被盖度 $5\% \sim 10\%$ 。

1.2 试验设计

选定立地条件基本类似面积 $7 \text{ m} \times 7 \text{ m}$ 的样地,为方便试验人员活动,将内部 $5 \text{ m} \times 5 \text{ m}$ 设为核心区域,外围 $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ 设为缓冲区域。根据随机区组试验设计原理,本试验设计 3 个硫沉降水平,每种水平处理设 3 个重复,共 9 块样地,样地(0—20 cm)基本理化性质为: $\text{pH}(6.27 \pm 0.21)$,容重(1.38 ± 0.03) g/cm^3 ,全氮含量(1.03 ± 0.10) g/kg ,全磷含量(0.45 ± 0.06) g/kg ,全钾含量(15.26 ± 1.26) g/kg 。为尽量减小坡面径流泥沙引起的硫素迁移对下坡产生影响,依据林地实际情况,将浓度相对较高的样地设置在相对较低样地的下坡面。

我国酸沉降多以硫酸型为主,其比例为 $6:1 \sim 2:1$,但有逐渐降低的趋势。因此,本试验采用 H_2SO_4 和 HNO_3 配置成 SO_4^{2-} 与 NO_3^- 摩尔比为 $3:1$ 的酸雨为母液,将适量母液用去离子水分别配制成 $\text{pH} 4.5$ (低硫处理,标注 LS,下同), 2.5 (高硫处理 HS)的酸雨供试液,以 $\text{pH} 6.5$ 的去离子水为对照(CK)。于 2015 年 4, 8, 11 月上旬将 50 L 不同浓度的酸溶液(相当于 1 mm 降雨量)喷洒于样地,每喷淋一会停歇一段时间,使模拟酸液完全渗入土壤。由于本研究旨在模拟未来酸雨污染加剧情况下的森林生态系统响应规律,故将所有酸雨和对照处理置于自然

降雨中,目前的降雨量可视为现实情境下的背景值,模拟酸雨量为酸雨增量。

1.3 土壤样品采集与测定

于 2015 年 1,4,6,8,11 月,在每块样地内按照“S”形选取 5 个采样点,去除地表凋落物,采用取土钻按照 0—5,5—10 cm 进行分层取样。将样品带回实验室过 2 mm 钢筛,一部分新鲜土样放入 4 °C 冰箱内冷藏保存,另部分土样进行风干。

pH、 NO_3^- 、 NH_4^+ :配水土比 2.5:1 悬液,使用数字式酸度计测定 pH。采用 KCl 溶液提取样品,再用连续流动分析仪(AA3Bran+Luebbe, Germany)测定 NO_3^- 和 NH_4^+ 。TOC 采用重铬酸钾—外加热法测定。

DOC/DON:采用去离子水在常温下振荡浸提 30 min,再用高速离心机以 8 000 r/min 的速度离心 20 min,将上清液过 0.45 μm 的滤膜,所得滤液即可用来测定 DOC 和 DON。

MBC/MBN:采用氯仿熏蒸— K_2SO_4 浸提法。土壤微生物活性主要测定对土壤酸环境较敏感的 2 种代表性微生物酶,即土壤脲酶和蔗糖酶,脲酶活性采用苯酚钠比色法测定,蔗糖酶活性采用 3,5—二硝基水杨酸比色法测定。

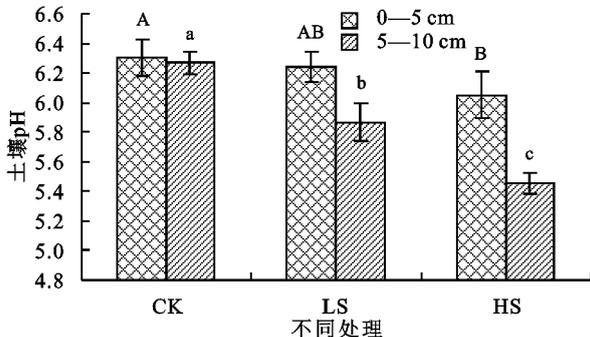
1.4 数据分析

采用 Excel 2003 和 SPSS 20.0 软件对数据进行统计分析。采用双因素方差分析(Two-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)比较不同数据间的差异($P < 0.05$);利用 Pearson 检测指标间的相关性。

2 结果与分析

2.1 硫输入对土壤酸性的影响

由图 1 可知,随着硫的不断输入,0—5,5—10 cm 土层 pH 均持续降低,说明硫添加增强了土壤酸性。在 0—5 cm 土层,与 CK 相比,HS 处理显著降低土壤 pH($P < 0.05$);在 5—10 cm 土层,CK、LS、HS 3 种处理间均存在显著差异($P < 0.05$)。



注:图中大写字母表示 0—5 cm 土层不同处理间的差异性显著($P < 0.05$);小写字母表示 5—10 cm 土层不同处理间的差异性显著($P < 0.05$)。下同。

图 1 模拟硫沉降对土壤 pH 的影响

3 种处理下 0—5 cm 土层 pH 均高于 5—10 cm 土层。方差分析表明,2 个土层间 pH 的这种差异性在 CK 样地不显著($P > 0.05$),LS 和 HS 处理下均达到显著水平($P < 0.05$)。

2.2 硫输入对土壤 C、N 的影响

2.2.1 硫输入对土壤有机碳库的影响 硫沉降对土壤 TOC 含量的影响并未因土层而异(图 2),在 0—5,5—10 cm 土层 TOC 含量均随着硫输入水平的不断提升而持续下降,但这种抑制效应没有达到显著性水平($P > 0.05$)。硫的输入打破了土层之间 TOC 含量的差异性,0—5 cm 土层含量高于 5—10 cm 土层,差异不显著,但在 LS 和 HS 处理下均表现为显著性差异($P < 0.05$)。

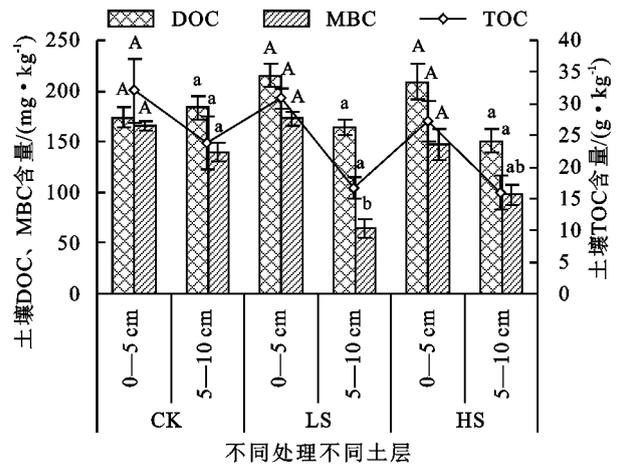


图 2 模拟硫沉降对土壤碳含量的影响

土壤 DOC 含量对硫输入后的响应与 TOC 略有不同(图 2),0—5 cm 土层 DOC 在 LS 处理下增加,在 HS 处理下开始减少,5—10 cm 土层 DOC 随着硫输入的增加而减少,但 CK、LS、HS 3 种处理间均无显著差异($P > 0.05$)。在 CK 样地,0—5 cm 土层 DOC 含量并未高于 5—10 cm,LS 和 HS 处理下均呈相反趋势,但 2 个土层间在 CK、LS、HS 3 种处理间差异不显著($P > 0.05$)。

硫输入对土壤 MBC 含量的影响存在差异(图 2),即 0—5 cm 土层 MBC 在硫输入后先增加后减少,但差异均不显著($P > 0.05$),5—10 cm 土层 MBC 则先减少又回升,但只有 LS 处理显著降低了 MBC 含量($P < 0.05$)。在 CK 样地,0—5 cm 土层 MBC 含量高于 5—10 cm 土层,但差异不显著($P > 0.05$),LS 处理虽使差异程度增加,但不显著($P > 0.05$),HS 处理对该差异性无显著影响($P > 0.05$)。

2.2.2 硫输入对土壤有效氮库的影响 不同土层 DON 对硫输入的响应趋势不同(图 3),0—5 cm 土层随着硫输入水平的提升而持续增加,5—10 cm 土层表现相反,但均不存在显著性差异($P > 0.05$)。0—5 cm 土层 DON 含量高于 5—10 cm 土层,且随着硫输

入水平的提升差异程度增加,但 LS 和 HS 处理对此差异均无显著影响($P>0.05$)。

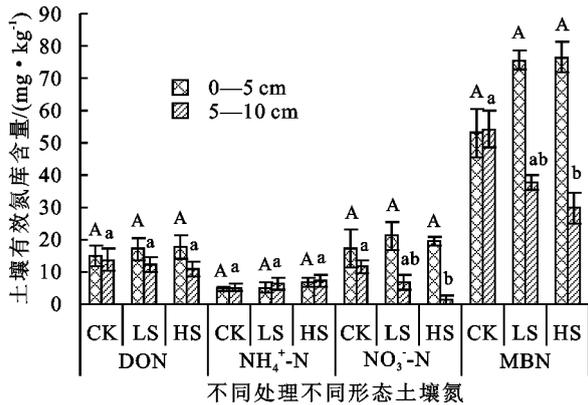


图 3 模拟硫沉降对土壤氮含量的影响

土壤矿质态氮(NH_4^+-N 、 NO_3^--N)对硫输入的响应趋势也不同(图 3),与 CK 样地相比,0—5,5—10 cm 土层 NH_4^+-N 含量均随硫输入水平的提升而持续增加, NO_3^--N 则表现为 0—5 cm 土层在硫输入后增加,但 5—10 cm 土层则持续减少。方差分析显示,硫处理对土壤 NH_4^+-N 含量无显著影响($P>0.05$),只有 HS 处理显著降低土壤 NO_3^--N ($P<0.05$)。0—5 cm 土层 NH_4^+-N 含量低于 5—

10 cm 土层,土壤 NO_3^--N 含量在 2 个层次间的表现则相反,LS 和 HS 处理对土层间 NH_4^+-N 含量的差异无显著影响($P>0.05$),而对 NO_3^--N 含量则影响显著($P<0.05$)。

不同土层 MBN 含量对硫输入的响应趋势类似于土壤 DON(图 3),0—5 cm 土层随着硫输入水平的提升持续增加,但差异不显著($P>0.05$);5—10 cm 土层表现相反且在 HS 处理下差异达到显著水平($P<0.05$)。0—5,5—10 cm 土层间 MBN 含量的差异程度随着硫的输入而增加,LS 和 HS 处理均产生显著影响($P<0.05$)。

2.2.3 土壤碳氮影响因子分析 双因素分析(表 1)表明,硫添加水平和土层 2 个因素对土壤 pH 的影响均达到极显著水平($P<0.01$),但二者交互作用的影响不显著($P>0.05$);硫添加水平及其与土层的交互作用对土壤 TOC、DOC、MBC 均不存在显著影响($P>0.05$),但土层因素对 TOC 呈极显著影响($P<0.01$),对 MBC 呈显著影响($P<0.05$);硫添加水平及其与土层的交互作用对 DON、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、MBN 均无显著影响($P>0.05$),但土层因素对 NO_3^--N 和 MBN 产生极显著影响($P<0.01$)。

表 1 土壤生化特性及酶活性影响因子的双因素方差分析

| 影响因素 | 硫添加 | | 土层 | | 硫添加×土层 | |
|--------------------------|--------|---------|--------|---------|--------|-------|
| | F | Sig. | F | Sig. | F | Sig. |
| pH | 10.956 | 0.000** | 12.894 | 0.001** | 3.049 | 0.062 |
| TOC | 1.632 | 0.212 | 13.266 | 0.001** | 0.391 | 0.680 |
| DOC | 0.007 | 0.993 | 0.644 | 0.428 | 0.294 | 0.747 |
| MBC | 0.448 | 0.643 | 6.521 | 0.016* | 1.032 | 0.369 |
| DON | 0.105 | 0.901 | 1.204 | 0.281 | 0.308 | 0.737 |
| NH_4^+-N | 0.700 | 0.504 | 0.313 | 0.580 | 0.042 | 0.959 |
| NO_3^--N | 1.042 | 0.365 | 8.340 | 0.007** | 0.387 | 0.683 |
| MBN | 0.019 | 0.981 | 7.701 | 0.009** | 3.044 | 0.063 |
| 脲酶 | 5.219 | 0.011* | 5.819 | 0.022* | 0.005 | 0.995 |
| 蔗糖酶 | 4.015 | 0.028* | 5.863 | 0.022* | 0.000 | 1.000 |

注: * 表示在 0.05 水平上显著差异($P<0.05$); ** 表示在 0.01 水平上显著差异($P<0.01$)。下同。

土壤活性碳氮库与凋落物和腐殖质的分解密切相关,土壤有机物的转化依赖于微生物活化完成,各种微生物又均有适宜的 pH 范围。因此,活性碳氮库

与土壤理化性质有着密切联系。

在本研究中,土壤碳氮与土壤 pH、TOC 之间的关系见表 2。

表 2 活性碳氮库与土壤 pH、TOC 之间的相关性分析

| 硫处理 | 土层深度/cm | 理化性质 | DOC | MBC | DON | NH_4^+-N | NO_3^--N | MBN |
|-----|---------|------|--------|--------|--------|--------------------------|--------------------------|---------|
| CK | 0—5 | pH | 0.597 | 0.604 | 0.084 | 0.388 | 0.470 | -0.056 |
| | | TOC | 0.415 | 0.567 | 0.193 | 0.286 | 0.463 | 0.362 |
| | 5—10 | pH | 0.578 | 0.121 | 0.601 | 0.682 | 0.759 | -0.246 |
| | | TOC | 0.490 | 0.621 | 0.247 | 0.098 | 0.470 | 0.732* |
| LS | 0—5 | pH | -0.600 | -0.079 | -0.480 | -0.686 | -0.423 | 0.961** |
| | | TOC | 0.053 | 0.080 | 0.166 | 0.287 | 0.373 | 0.364 |
| | 5—10 | pH | -0.266 | 0.714 | -0.624 | -0.512 | 0.481 | 0.755 |
| | | TOC | 0.432 | -0.364 | -0.08 | 0.809* | 0.098 | -0.195 |
| HS | 0—5 | pH | -0.408 | 0.532 | -0.338 | -0.279 | 0.151 | 0.729 |
| | | TOC | -0.101 | 0.329 | 0.410 | -0.244 | 0.644 | 0.456 |
| | 5—10 | pH | -0.205 | 0.837* | -0.025 | -0.302 | 0.055 | 0.101 |
| | | TOC | -0.478 | -0.037 | -0.167 | -0.404 | -0.302 | 0.160 |

由表 2 可知,在 CK 样地,土壤 pH 与土壤活性碳氮库间无显著相关性;LS 输入下,0—5 cm 土层 pH 与 MBN 呈极显著正相关($P < 0.01$);HS 输入下,5—10 cm 土层 pH 与 MBC 呈显著正相关($P < 0.05$)。土壤 TOC 在 CK 样地与 5—10 cm 土层 MBN 呈显著正相关($P < 0.05$);LS 输入下,5—10 cm 土层 TOC 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 呈显著正相关($P < 0.05$);HS 输入下,5—10 cm 土层 TOC 与 MBC/MBN 呈显著正相关($P < 0.05$)。

2.3 硫输入对土壤酶活性的影响

2.3.1 土壤酶活性对硫输入的响应 从图 4 可以看出,0—5,5—10 cm 土层脲酶活性均随硫输入的增加持续降低,且均在 HS 处理下差异显著($P < 0.05$)。随土层加深脲酶活性降低,2 个土层间差异性在 CK 样地差异显著($P < 0.05$),硫输入后则差异不显著($P > 0.05$)。0—5,5—10 cm 土层蔗糖酶活性均随硫输入呈先降低后增强,但整体仍呈降低趋势,硫的输入并未发生显著改变($P > 0.05$)。随着土层的加深,蔗糖酶活性降低,但 2 个土层间在硫输入后无显著差异($P > 0.05$)。

2.3.2 土壤酶活性影响因子分析 由表 1 可知,硫添加和土层对土壤酶活性均产生显著影响($P < 0.05$),但二者的交互作用影响不显著($P > 0.05$)。由

表 3 进一步可知,在 CK 样地,土壤酶与 DOC、DON、MBC、矿质态氮呈显著负相关性($P < 0.05$)。硫输入后土壤脲酶仅在 5—10 cm 土层与 DOC 间呈显著相关($P < 0.05$);土壤蔗糖酶的响应则存在差异,LS 处理下 0—5 cm 土层有显著区别,即 DOC 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 均与土壤蔗糖酶存在显著负相关性($P < 0.05$),5—10 cm 土层则无显著影响;HS 处理下 5—10 cm 土层蔗糖酶与 DOC、DON、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 存在显著负相关性($P < 0.05$)。土壤脲酶和蔗糖酶在 CK 和 HS 处理下均表现为显著相关($P < 0.05$)。

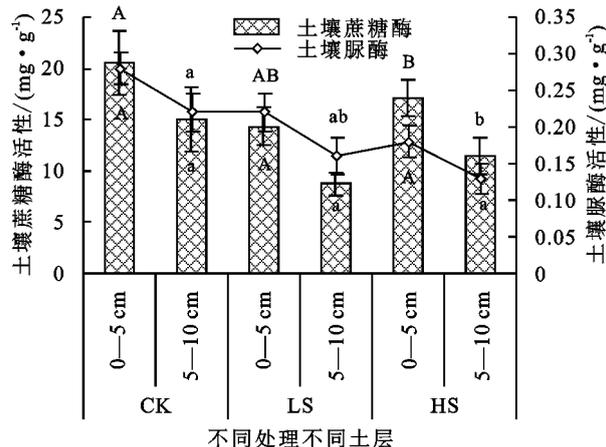


图 4 模拟硫沉降对土壤酶活性的影响

表 3 土壤酶与土壤生化特性之间的相关性分析

| 土壤酶 | 处理 | 土层深度/cm | pH | TOC | DOC | MBC | DON | $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ | $\text{NO}_3^- - \text{N}$ | MBN | 脲酶 | 蔗糖酶 |
|-----|------|---------|--------|---------|----------|---------|----------|----------------------------|----------------------------|--------|---------|---------|
| 脲酶 | CK | 0—5 | -0.504 | -0.487 | -0.962** | -0.828* | -0.716 | -0.664 | -0.900* | 0.184 | 1 | 0.822* |
| | | 5—10 | -0.685 | -0.456 | -0.954** | -0.754 | -0.920** | -0.913* | -0.751 | -0.148 | 1 | 0.964** |
| | LS | 0—5 | 0.471 | -0.018 | -0.779 | -0.018 | -0.652 | -0.742 | -0.519 | 0.264 | 1 | 0.699 |
| | | 5—10 | -0.173 | -0.588 | -0.850* | -0.305 | -0.192 | -0.533 | -0.763 | -0.211 | 1 | 0.308 |
| HS | 0—5 | 0.156 | -0.406 | -0.627 | -0.292 | -0.428 | -0.176 | -0.729 | -0.389 | 1 | 0.940** | |
| | 5—10 | 0.135 | -0.043 | -0.825* | -0.224 | -0.691 | -0.619 | -0.756 | -0.524 | 1 | 0.915* | |
| 蔗糖酶 | CK | 0—5 | -0.578 | -0.067 | -0.725 | -0.607 | -0.294 | -0.717 | -0.663 | 0.506 | 0.822* | 1 |
| | | 5—10 | -0.598 | -0.383 | -0.881* | -0.745 | -0.966** | -0.936** | -0.572 | -0.020 | 0.964** | 1 |
| | LS | 0—5 | 0.682 | -0.675 | -0.906* | -0.555 | -0.746 | -0.979** | -0.517 | 0.569 | 0.699 | 1 |
| | | 5—10 | 0.438 | -0.218 | -0.700 | 0.161 | -0.536 | -0.719 | 0.137 | 0.746 | 0.308 | 1 |
| | HS | 0—5 | 0.350 | -0.260 | -0.782 | -0.321 | -0.654 | -0.314 | -0.748 | -0.151 | 0.940** | 1 |
| | | 5—10 | -0.003 | 0.178 | -0.952** | -0.474 | -0.880* | -0.745 | -0.943** | -0.416 | 0.915* | 1 |

3 讨论

3.1 硫输入对土壤酸性的影响

湿地松林土壤不像农田、果园等,人为扰动较小且不施氮磷肥,但土壤呈酸性,说明其土壤以自然因素影响为主。土壤作为森林生态系统酸雨的最终受体,pH 可反映其对酸雨的敏感性。本研究表明,硫输入后土壤 pH 降低,低硫并未显著影响土壤 pH,高硫输入后差异显著,说明土壤对酸沉降有一定缓冲作用,但随着沉降的累计,酸化加剧。土壤对酸沉降的敏感性首先取决于土壤对 H^+ 的缓冲性,其次是对

SO_4^{2-} 和 NO_3^- 移动的抑制性。研究区光照充足,降雨充沛,水中的碳酸等提供了丰富的 H^+ ,大气硫沉降中的 SO_4^{2-} 在土壤中迁移性强,造成土壤盐饱和度和下降,土壤 Al 溶出,进而驱使土壤酸化^[11]。低硫虽并未产生显著影响,但土壤酸化持续存在 SO_4^{2-} 沉降通量超过土壤吸附容量,最终超过湿地松林的耐受限度,造成土壤酸化现象显著,印证了土壤长期暴露于低强度酸沉降中有继续酸化的风险。此外,湿地松林土壤 pH 随土层深度的增加而减小,这不同于孙海东等^[12] 土层越深、pH 越大的研究结果,可能与硫的

不断输入造成盐基离子加速淋溶有关系,并导致 2 个土层 pH 差异程度随着酸沉降的增加达到显著状态。

3.2 硫输入对土壤 C、N 的影响

土壤 TOC 的微小变化可引起碳循环的改变,土壤 MBC 对外界变化较为敏感,可作为预测活性有机碳的早期指标。本研究显示,随着硫的不断输入,湿地松林土壤 TOC 持续下降,且 0—5 cm 土层下降幅度不断加大,5—10 cm 土层则相反。这是由于土壤碳主要来源于凋落物和根系的矿化分解与转化积累,硫的输入使得土壤 SO_4^{2-} 含量增加,其还原性的增强影响有机质的矿化所致。刘洪杰^[13]在早期研究也发现,酸液的淋入可使土壤有机质含量下降,且下降幅度随着酸液的浓度加大而加大。但本试验中,土壤 TOC 在硫处理下并没有显著性差异,这与吴建平^[7]所得结论相同,可能短期内土壤有机碳不会因硫输入而出现太大变化。双因素方差分析(表 1)发现,硫的输入影响了土层间的差异程度,即随着硫输入浓度的增加,土层间 TOC 含量的差异性变得显著。可见,酸沉降对生态系统有机碳累积的影响仍需长期试验进行验证。土壤 DOC 不仅是有机碳分解的碳源,还是微生物活动的基质,对区域微环境的变化极为敏感。本试验中,土壤 DOC 和 MBC 在硫输入后的变化趋势较为相似,0—5 cm 土层有所增加,5—10 cm 土层相反,张慧玲等^[14]研究也显示二者间有显著相关性。硫输入后土壤 DOC 的增加与胡敏杰等^[15]在河口湿地的研究发现一致,这主要是由于酸溶液的输入导致氮素增加,刺激微生物活动、抑制木质素产生,同时促进可溶性酚类物质的积累,从而增加土壤可溶性有机碳^[16]。而土壤 DOC 表现为对土层和硫处理均无显著影响,可能是由于 pH 的降低影响微生物的活性,造成 DOC 的分解受到抑制或者酸沉降使得土壤对 SO_4^{2-} 的吸附位点减少,导致 DOC 有一定的流失,也可能来源有近期凋落物、腐殖质及系列有机物,从简单有机酸至复杂大分子物质,这说明活性碳的响应情况还需多次长期观测^[17]。土壤 MBC (5—10 cm)在 LS 处理下显著降低,本研究显示,土层是土壤 MBC 变化的主要影响因子,且与土壤 pH 有着显著相关性。根据以往研究随着土壤酸化的持续土壤生物量明显减少,较低 pH 的土壤中微生物量碳也相应较低^[7],这与本研究中土壤 MBC 对硫输入浓度不断增加下的响应趋势略有区别。主要由于影响土壤 MBC 的因素很多,包括碳氮限制、植被种类、土壤温湿度、土壤质地、土壤 pH 等,土壤碳变化受较多因素控制所致。

土壤氮是植物生长的限制因子,硫输入后 0—5 cm 土壤 DON、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、MBN 均有所

增加。这与廖雪菊等^[18]报道一致,即使较低浓度的酸处理也增加了土壤全 N 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量。有研究^[19]显示,酸雨处理下的土壤使大量有机态氮水解转化为有效态氮,从而导致土壤全 N、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的含量增加。在 5—10 cm 仅有土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 持续增加,这与林岩等^[20]认为由于 NH_4^+ 易被硝化或吸附在土壤颗粒表面造成下层土壤其浓度较低的现象不一致,可能由于硫沉降使得多余的氮、硫以 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 的形式从土壤中淋溶,过量氮导致土壤中 NH_4^+ 增加;或土壤酸性的增加抑制了硝化细菌的活性、影响了硝化速率,导致硝化作用底物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 得以增加^[21],以及呈增加趋势的 DON 更多地转变为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 所致^[22]。但本研究硫输入后湿地松林土壤 DON 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 以及不同土层间均无显著变化;HS 处理显著降低了 5—10 cm 土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 MBN 含量,且不同层次间的含量差异性在硫输入后受到显著影响。这与胡敏杰等^[15]发现硫输入对土壤无机氮无显著影响略有差异,也不同于酸雨淋溶后桉树人工林中土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有所下降,硝化作用却增强^[18]。这主要由于酸雨可改变微生物组成和活性进而影响土壤硝化和氨化的速率^[23]。一般在氮充足的森林土壤中,可有大量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 供给硝化,但也有研究^[19]认为,土壤有效氮质量分数增加具备促进有效氮从系统流失的潜力。本研究还显示,土层是影响土壤有效氮库的最主要因子,土壤 pH 是受硫处理和土层影响最大的指标。进一步分析发现,土壤 TOC 是影响 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量的因子之一,土壤 MBN 则受土壤 pH 和 TOC 的显著影响。土壤微生物有着最适 pH,酸雨模拟下土壤 pH 和微生物量均呈显著下降趋势^[7],而土壤氮素 90% 左右存在于土壤有机质中,其含量取决于生物积累和分解作用的相对强弱^[15]。0—5 cm 土壤 MBN 增加是由于该层较好的水热条件使得氮有效性和微生物活性增强所致;5—10 cm 的减少趋势则由于土壤酸性的增强限制土壤微生物活性及碳氮源含量在硫输入下减少所引起。

3.3 硫输入对土壤酶活性的影响

土壤水解酶活性的变化与土壤有机质的分解有关,众多有关酸雨对土壤酶影响的研究不尽相同。由于地表积累较多枯落物、腐殖质等,水分和通气状况有利于微生物生长,使得 0—5 cm 层次酶活性高于 5—10 cm。硫添加后土壤酶活性被抑制,且随着硫输入量的增加抑制程度在加强,这与以往研究^[24]结果一致。但脲酶活性在 HS 下显著抑制,蔗糖酶则无显著变化,与张仕斌等^[9]研究不一致。Kim 等^[25]认为,酸雨 pH 越低,对酶活性的抑制作用越强,不同于

本研究。关于土壤酸化导致土壤酶活性降低的原因有多种,如改变酶的肽链构象、影响其与底物的结合过程等^[26]。此外,脲酶与土壤有机质密切相关,从而可促进有机质的积累,也印证了本研究硫添加后活性有机碳出现增加的现象。但这与活性有机碳是酶促反应的重要底物,土壤酸化不利于微生物的生存导致活性有机碳降低的结论并不一致。氮的有效性因与土壤有机碳微生物学过程密切相关而受影响,本研究显示硫输入后有效氮也有增加, Kim 等^[25]还指出,土壤氮含量增加时酶活性倾向于被抑制,这可能由于硫沉降增加了土壤铵态氮含量,土壤有机氮的矿化速率降低,使得土壤脲酶活性降低^[27]。土壤蔗糖酶作为表征土壤碳素循环速度的重要指标,较低的 pH 有利于其活性处于较高水平^[28]。此外,温度和 pH 也会共同影响酶的活性,还会受到土壤营养物质的影响,这主要与微生物所需营养的化学计量特征有关,尤其在硫沉降背景下,土壤中 C:N:P 发生变化,使得微生物也随之而变^[29]。为筛选硫处理下湿地松林土壤酶活性的主要影响因子,研究显示硫处理和土层均是土壤酶活性改变的影响因子,进一步分析发现,土壤 DOC、MBC、DON、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 均是影响土壤酶活性的主要因子。与相关研究存在一定差异,这说明不同地区土壤酶对土壤肥力的指示力度不同,特定的环境条件及土壤类型也是这种规律不稳定现象的影响因素,对本研究而言极有可能硫的输入量及累计时间影响着二者的关系。

4 结论

(1) 硫沉降促进了湿地松林土壤酸化,且随着沉降的累计酸化显著加剧。CK、LS 和 HS 3 种水平下 5—10 cm 层次土壤酸性均高于 0—5 cm 层次,硫的输入加剧了这种差异性。

(2) 模拟硫沉降对 TOC、DOC、DON、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 的含量影响有限,而 MBC、MBN 的积累在一定程度上显著降低。

(3) 土壤脲酶和蔗糖酶对硫沉降的响应存在差异,HS 显著降低了土壤脲酶活性,土壤蔗糖酶活性虽被抑制但并不显著,0—5 cm 土层 2 种酶活性显著高于 5—10 cm,硫的输入削弱了这种差异程度。

本试验所得结论可初步反映硫沉降增加对湿地松林土壤环境的影响,但仍具有一定的局限性,在未来应继续注重长期和连续监测,以获得更为准确反映森林生态系统对环境因子变化的响应机制。

参考文献:

[1] 高俊,郑有飞,陈书涛.2007—2008 年南京江北工业区大气降水化学特征[J].大气科学学报,2012,35(6):697-701.
[2] Duan L, Yu Q, Zhang Q, et al. Acid deposition in A-

sia: Emissions, deposition, and ecosystem effects[J]. Atmospheric Environment, 2016, 146: 55-69.
[3] 刘滔,严光彩,刘菊秀,等.酸沉降对南亚热带森林土壤主要元素的影响[J].应用与生物环境学报,2013,19(2): 255-261.
[4] Wu J P, Liang G H, Hui D F, et al. Prolonged acid rain facilitates soil organic carbon accumulation in a mature forest in Southern China[J]. Science of the Total Environment, 2016, 544(S1): 94-102.
[5] Zhang X Y, Jiang H, Jin J X, et al. Analysis of acid rain patterns in northeastern China using a decision tree method [J]. Atmospheric Environment, 2012, 46: 590-596.
[6] Lv Y N, Wang C Y, Jia Y Y, et al. Effects of sulfuric, nitric, and mixed acid rain on litter decomposition, soil microbial biomass, and enzyme activities in subtropical forests of China[J]. Applied Soil Ecology, 2014, 79: 1-9.
[7] 吴建平,梁国华,熊鑫,等.鼎湖山季风常绿阔叶林土壤微生物量碳和有机碳对模拟酸雨的响应[J].生态学报, 2015, 35(20): 6686-6693.
[8] 谢德晋.长三角典型林分酸沉降特征及其对土壤生物活性的影响研究[D].南京:南京林业大学,2016.
[9] 张仕斌.模拟氮、硫沉降对华西雨屏区常绿阔叶林土壤养分和酶活性的影响[D].四川雅安:四川农业大学,2017.
[10] 张闯,邹洪涛,张心昱,等.氮添加对湿地松林土壤水解酶和氧化酶活性的影响[J].应用生态学报,2016, 27(11): 3427-3434.
[11] Liu X M, Zhou J, Li W L, et al. The combined effects of urea application and simulated acid rain on soil acidification and microbial community structure [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(10): 6623-6631.
[12] 孙海东,刘备,吴炳孙,等.橡胶树人工林地土壤酸度特征基酸化原因分析[J].西北林学院学报,2016, 31(2): 49-54.
[13] 刘洪杰.酸性淋洗对土壤有机质和粘粒含量的影响[J].环境科学,1991, 12(2): 42-44.
[14] 张慧玲,吴建平,熊鑫,等.南亚热带森林土壤碳库稳定性与碳库管理指数对模拟酸雨的响应[J].生态学报, 2018, 38(2): 657-667.
[15] 胡敏杰,邹芳芳,仝川,等.氮、硫输入对河口湿地土壤有机碳矿化的实验研究[J].环境科学学报,2016, 36(11): 4184-4192.
[16] Skjemstad J O, Swift R S, McGowan J A. Comparison of the particulate organic carbon and permanganate oxidation methods for estimating labile soil organic carbon [J]. Australian Journal of Soil Research, 2006, 44(3): 255-263.
[17] 丘清燕,陈小梅,梁国华,等.模拟酸沉降对鼎湖山季风常绿阔叶林地表径流水化学特征的影响[J].生态学报, 2013, 33(13): 4021-4030.
[18] 廖雪菊,刘甜,韦宜慧,等.模拟酸雨对桉树人工林土壤养

- 分流失的影响[J].广西林业科学,2016,45(4):397-403.
- [19] 袁颖红,樊后保,王强,等.模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响[J].浙江林学院学报,2007,24(4):437-444.
- [20] 林岩,段雷,杨永森,等.模拟氮沉降对高硫沉降地区森林土壤酸化的贡献[J].环境科学,2007,28(3):640-646.
- [21] Zhao W, Cai Z C, Xu Z H. Does ammonium-based N addition influence nitrification and acidification in humid subtropical soils of China? [J]. Plant and Soil, 2007,297(1/2):213-221.
- [22] 鲍勇,高颖,曾晓敏,等.中亚热带 3 种典型森林土壤碳氮含量和酶活性的关系[J].植物生态学报,2018,42(4):508-516.
- [23] 张宇飞,方向民,陈伏生,等.模拟酸雨对红壤区茶树器官氮磷含量及其化学计量比的影响[J].应用生态学报,2017,28(4):1309-1316.
- [24] Singh R K, Dutta R K, Agrawal M. Litter decomposition and nutrient release in relation to atmospheric deposition of S and N in a dry tropical region[J]. Pedobiologia, 2004, 48(4):305-311.
- [25] Kim H, Kang H. The impacts of excessive nitrogen additions on enzyme activities and nutrient leaching in two contrasting forest soils[J]. The Journal of Microbiology, 2011, 49(3):369-375.
- [26] 刘捷豹,陈光水,郭剑芬,等.森林土壤酶对环境变化的响应研究进展[J].生态学报,2017,37(1):110-117.
- [27] 刘红梅,周广帆,李洁,等.氮沉降对贝加尔针茅草原土壤酶活性的影响[J].生态环境学报,2018,27(8):1387-1394.
- [28] 肖海兵,李忠武,聂小东,等.南方红壤丘陵区土壤侵蚀—沉积作用对土壤酶活性的影响[J].土壤学报,2016,53(4):881-890.
- [29] Sinsabaugh R L, Lauber C L, Weintraub M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale[J]. Ecology Letters, 2008, 11:1252-1264.
- (上接第 310 页)
- [15] 丁克冲,陈邦本,陈铭达.江苏滨海盐土与花碱土脱盐过程中盐碱性状变化的异同[J].南京农业大学学报,1992,15(4):61-67.
- [16] 陈邦本,丁克冲,陈效明,等.如东棉花原种场滨海盐渍土盐性状变化的特点[J].南京农业大学学报,1989,12(3):51-56.
- [17] Wang Q M, Huo Z L, Zhang L D, et al. Impact of saline water irrigation on water use efficiency and soil salt accumulation for spring maize in arid regions of China [J]. Agricultural Water Management, 2016, 9(12):125-138.
- [18] 尹建道,姜志林,曹斌,等.滨海盐渍土脱盐动态规律及其效果评价:野外灌水脱盐模拟实验研究[J].南京林业大学学报(自然科学版),2002,26(4):15-18.
- [19] 赵可夫,李法曾,张福锁.中国盐生植物[M].北京:科学出版社,2013.
- [20] 罗雪园,周宏飞,柴晨好,等.不同淋洗模式下干旱区盐渍土改良效果分析[J].水土保持学报,2017,31(2):322-326.
- [21] 翟亚明,何德舜,季亚辉.天津滨海地区原生盐碱土盐分淋洗规律研究[J].灌溉排水学报,2012,31(5):65-68.
- (上接第 317 页)
- [26] 李忠芳,徐明岗,张会民,等.长期施肥和不同生态条件下我国作物产量可持续特征[J].应用生态学报,2010,21(5):1264-1269.
- [27] 姜心禄,杨永波,付明全,等.不同直播方式下种子处理方式对直播稻出苗和产量的影响[J].中国稻米,2017,23(4):111-114.
- [28] 赵晓齐,鲁如坤.有机肥对土壤磷素吸附的影响[J].土壤学报,1991,28(1):7-15.
- [29] 陈贵,张红梅,沈亚强,等.猪粪与牛粪有机肥对水稻产量、养分利用和土壤肥力的影响[J].土壤,2018,50(1):59-65.
- [30] 徐一兰,唐海明,程爱武,等.长期不同施肥模式对双季稻田土壤养分及水稻产量的影响[J].华北农学报,2017,32(6):192-197.
- [31] 张奇春,王光火,方斌.不同施肥处理对水稻养分吸收和稻田土壤微生物生态特性的影响[J].土壤学报,2005,42(1):116-121.
- [32] 王伟妮,李小坤,鲁剑巍,等.氮磷钾配合施用对水稻养分吸收、积累与分配的影响[J].华中农业大学学报,2010,29(6):710-714.