

不同集约栽培年限下雷竹林土壤化学性质与 生理毒性铝的分布

李子川¹, 庄舜尧², 桂仁意¹, 季海宝¹, 李国栋¹, 郑康乐¹

(1. 浙江农林大学 亚热带森林培育国家重点实验室培育基地, 浙江 临安 311300; 2. 中国科学院 南京土壤研究所 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210008)

摘要: 通过研究集约经营条件下, 雷竹 *Phyllostachys praecox* 栽培时间对土壤化学性质, 尤其是对土壤酸度和土壤生理毒性铝形态分布的影响, 为评估酸化雷竹林地土壤铝毒胁迫强度及其在雷竹林土壤退化过程中的贡献提供理论支持。设对照(水稻田和红豆杉 *Taxus chinensis* 幼林地)和栽植年限分别为 2, 6(2009 年冬天第 1 次覆盖), 8, 11, 16 和 20 a (退化林地)的雷竹林地共 8 种/类样地(处理), 每种(类)样地设 3 个采样样方, 取样剖面分别为 0~10, 10~20 和 20~40 cm。结果表明: 改植雷竹后, 随着竹林栽培时间的延长, 表层和亚表层土壤(0~10 cm 和 10~20 cm)酸碱度从对照的 pH 6.53(水稻土)和 pH 5.57(红豆杉幼林地)下降到 pH 3.55(栽培 20 a 雷竹林地), 土壤有机质和阳离子交换量在覆盖后逐渐上升, 土壤腐殖质稳定性不断下降, 而土壤电导率随竹林经营强度和施肥量的变化而呈前期上升后期下降的趋势。雷竹林表层和亚表层土壤(0~10 cm 和 10~20 cm)中 8-羟基喹啉提取态铝质量分数随竹林栽培时间的延长和土壤酸度值的下降而增加, 相比较于对照水稻田和红豆杉幼林地(10.08 mg·kg⁻¹ 和 22.94 mg·kg⁻¹), 栽培 16 a 后雷竹林土壤中 8-羟基喹啉提取态铝质量分数高达 108.01 mg·kg⁻¹, 分别高出对照(水稻土和红豆杉幼林地)10 倍和 5 倍; 雷竹林土壤中乙酸提取态铝与 8-羟基喹啉提取态铝的变化趋势基本一致。相关分析表明: 两者呈极显著正相关关系($r = 0.9117$, $P < 0.0001$, 校正后的 $R^2 = 0.8287$)。以上结果说明: 随着雷竹林集约经营时间的增加和土壤持续酸化, 雷竹林地遭受铝毒胁迫的风险逐渐增加。图 2 表 4 参 26

关键词: 土壤学; 雷竹; 集约经营; 土壤化学性质; 铝形态; 生理毒性铝

中图分类号: S714.2

文献标志码: A

文章编号: 2095-0756(2011)06-0837-08

Chemical properties and distribution of phytotoxic Al species in intensively cultivated soils of *Phyllostachys praecox* stands

LI Zi-chuan¹, ZHUANG Shun-yao², GUI Ren-yi¹, JI Hai-bao¹, LI Guo-dong¹, ZHENG Kang-le¹

(1. The Nurturing Station for the State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, Zhejiang A & F University, Lin'an 311300, Zhejiang, China; 2. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Nanjing Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, Jiangsu, China)

Abstract: The influence of intensively cultivated *Phyllostachys praecox* on soil chemical properties such as soil acidity, the distribution of phytotoxic aluminum (Al) species that theoretically contribute to Al toxicity, and the contribution of Al toxicity to *Ph. praecox* bamboo forest damage and soil degradation were determined using a correlation analysis. We set eight stands: rice paddy field (Os) and juvenile *Taxus chinensis* forestry field (Tw) as controls, *Ph. praecox* stands that has been planted for 2, 6, 8, 11, 16 and 20 a in the town of Taihu headstream, Lin'an, China. Results indicated that due to *Ph. praecox* cultivation, soil pH declined from 6.53 (Os) and 5.57 (Tw) to 3.55 (Pp20) in the surface (0–10 cm) and subsurface (10–20 cm) layers, soil or-

收稿日期: 2011-02-21; 修回日期: 2011-04-15

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40871116); 浙江省林业科学研究院重点实验室开放基金资助项目(3010K07); 浙江省竹产业创新团队资助项目(2009R50030-03)

作者简介: 李子川, 从事集约栽培铝形态研究。E-mail: lizichuan2004@163.com。通信作者: 桂仁意, 副教授, 从事竹林培育研究。E-mail: gry@zafu.edu.cn

ganic matters and cation exchange capacity (CEC) increased after organic matter mulching, and soil humus quality decreased; however, soil electrical conductivity rose in the earlier cultivation period and dropped in the final phrase due to the intensity of cultivation and fertilization. The concentration of 8-hydroxyquinoline (HQN) extractable Al in the 0–10 and 10–20 cm soil layers also increased over time. The concentration of HQN extractable Al in forest soils of 16 a was $108.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, which compared to the controls, was 5 times higher than Os ($22.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and 10 times higher than Tw ($10.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). The concentration of acetic acid extractable Al had a consistent trend with the concentration of HQN extractable Al showing a highly significant positive correlation ($r = 0.8317$, $P < 0.0001$, adjusted $R^2 = 0.6874$). These results suggested that Al toxicity risk in soils of intensively cultivated *P. praecox* stands was increasing as a result of sustained acidification. [Ch, 2 fig. 4 tab. 26 ref.]

Key words: soil science; *Phyllostachys praecox*; intensive cultivation; soil chemical properties; aluminum speciation; phytotoxic aluminum species

雷竹 *Phyllostachys praecox* 因出笋早, 笋期长, 笋味美, 产量高, 经济效益好而被广泛引种集约栽培。然而, 随着集约栽培年限的增加, 一些雷竹林地出现竹笋产量下降^[1], 立竹开花严重^[2]和根鞭上浮^[3]等现象。目前, 在浙江省临安市 3.2 万 hm^2 雷竹林^[4]中, 重度、中度、轻度退化竹林所占比例分别为 13.34%, 26.66%, 46.67%, 未退化雷竹林仅占 13.33%^[5]。立地生产力退化已严重影响到雷竹林的可持续经营。研究发现覆盖雷竹林土壤酸碱度(pH 值)随着栽培时间的延长有发生酸化的趋势^[6-9]。覆盖栽培超过 15 a, 雷竹林土壤酸碱度由栽植初期的 pH 5.57 下降到 pH 3.20^[7]。相比较于地表酸化所产生的质子胁迫, 土壤酸化引起的活性铝溶出和后者所产生的铝毒胁迫则引起人们更多的关注。对土壤酸化过程中铝形态分布规律进行研究的意义在于: 铝是一种重要的两性物质; 铝影响磷和有机碳等重要元素的循环; 铝对水生及陆生有机生命体有潜在毒害作用^[10]。植物遭受铝毒胁迫的风险和植物根系对活性铝的吸收在很大程度上取决于土壤中铝的形态分布特征。各种/类铝形态对植物体产生毒害胁迫的强度依次为: Al_3 聚合物(不以磷酸盐或硅酸盐的形式存在) $> \text{Al}^{3+} > \text{Al}(\text{OH})^{2+} > \text{Al}(\text{OH})_2^+ > \text{Al}(\text{OH})_4^- > \text{AlSO}_4^+$; Al-F , Al_{org} 和 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 尚未发现毒害作用^[11]。土壤中的生理毒性铝主要包括水合态铝, 羟基态铝, 甚至还包括 AlSO_4^+ 和一些聚合态铝(Al_3)^[12], 这类形态铝被称为土壤不稳态铝(labile Al)或反应态铝(reactive Al), 并常被用来评估土壤铝毒胁迫的强度。实验中一般用离子交换固相萃取法(SPE)分离土壤水提取液中的反应态铝, 但由于固相萃取法工作量大, 效率低, 而使用 $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 8-羟基喹啉溶于 $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 乙酸溶液中, 土液比 1:10, 对土壤进行 1 次提取可以取代先前费时费力的方法^[13]。此外, $0.11 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 乙酸溶液常被用在优化的欧共体参考局(BCR)连续提取三步法的第 1 步, 进行酸提取态铝的提取, 该提取态铝主要包括土壤中水溶态铝和酸溶态铝、交换态铝或吸附态铝。也有使用该浓度乙酸溶液进行单次提取, 分离土壤中的痕量生物学活性金属元素^[12,14]。研究发现: 这 2 种/类铝形态在土壤中的含量与土壤铝毒胁迫的强度以及植物体对铝的同化量都有着极大的相关性^[13,15]。对集约栽培雷竹林土壤中这 2 种/类铝形态的分布状况进行研究将有助于我们进一步了解酸化雷竹林地中铝毒胁迫的贡献因子。尚没有关于集约栽培雷竹林土壤 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝的详细研究。本研究通过测定不同栽培时间雷竹林土壤中 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝的含量, 研究雷竹林随栽培时间的增加, 土壤基本理化性质和生理毒性铝的变化趋势, 为研究集约栽培雷竹林土壤酸化和评估退化雷竹林土壤铝毒胁迫的贡献提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

采样地分别位于浙江省临安市太湖源镇的光辉村($30^\circ 17' 17''\text{N}$, $119^\circ 32' 44''\text{E}$)和横徐村($30^\circ 12' 35''\text{N}$, $119^\circ 34' 25''\text{E}$), 属中纬度北亚热带季风气候, 低山丘陵地貌。年均降水量为 1 460 mm, 年均气温 15.8°C 。光辉村样地土壤为黄壤水稻土, 由中酸性岩风化物及弱富铝风化的第四纪沉淀物发育形成; 横徐村样地土壤为粉砂岩高度发育的黄红壤水稻土。采样点为水稻田、蔬菜地改植的红豆杉 *Taxus chinensis* 幼林地(3 a)和水稻田改植的雷竹林地。采样雷竹林一般在栽植 5 a 后于当年 11 月中上旬开始覆盖, 连续覆盖 2

a 后休 1 a, 再连续覆盖 2 a, 如此往复(20 a 林地除外)。20 a 雷竹林地共覆盖过 2 次, 因覆盖物未及时清理导致竹林退化, 休耕至今。

1.2 采样方法

本研究设对照(水稻田和红豆杉幼林地)和栽植年限分别为 2, 6(2009 年冬天第 1 次覆盖), 8, 11, 16 和 20 a (退化林地) 的雷竹林地共 8 个样地, 其中, 水稻田和栽植 2 a, 栽植 6 a, 栽植 8 a, 栽植 11 a, 栽植 16 a 雷竹林地位于光辉村, 红豆杉幼林地和栽植 20 a 的退化雷竹林地位于横徐村。采样时间为 2010 年 6 月上旬, 取样剖面分别为 0~10, 10~20 和 20~40 cm, 3 个重复。在未覆盖区域随机选取 4 个点·重复⁻¹, 各层取样约 250 g·点⁻¹, 采集 4 个点同一土层的样品混合为一个土壤样品。

1.3 土壤分析方法

土壤样品经风干, 除杂后, 研磨过 2 mm 筛后用于土壤化学性质测定。土壤的基本理化性质(pH 值、电导率、有机质、阳离子交换量)的测定参考《土壤农化分析方法》^[16]。所有实验重复 2 次。

0.05 mol·L⁻¹ 焦磷酸钠溶于 1 mol·L⁻¹ (1/2 硫酸)溶液中, 土液比 1:20, 静置提取 24 h, 涡旋后 5 000 r·min⁻¹ 离心 20 min, 0.45 μm 滤膜过滤后, 分光光度法测定吸光度 D_{A400}/D_{A600} , 用于评估土壤腐殖质的稳定性^[17-18]。

10 g·L⁻¹ 8-羟基喹啉溶于 20 g·L⁻¹ 乙酸溶液中, 土液比 1:10, 震荡提取 1 h, 5 000 r·min⁻¹ 离心 20 min, 0.45 μm 滤膜过滤, 稀释后 ICP-MS 测定溶液中铝浓度^[13,15]。

0.11 mol·L⁻¹ 乙酸溶液, 土液比 1:40, 震荡提取 16 h, 5 000 r·min⁻¹ 离心 20 min, 0.45 μm 滤膜过滤, 稀释后 ICP-MS 测定溶液中铝浓度^[12,15]。

1.4 统计分析方法

实验数据的统计分析由 SAS V8 软件完成。本研究采用单因素方差分析评估雷竹林经营时间对土壤化学性质和 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝分布的影响。采用最小二乘法求解线性回归模型进行相关性分析, 计算土壤化学性质与 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝以及这两类铝形态间的相关性。

2 结果与分析

2.1 不同栽植年限雷竹林土壤的化学性质

2.1.1 土壤酸碱度 由表 1 可以看出: 土壤酸碱度(pH 值)在不同土壤剖面的总体趋势是随土层的加深, 土壤 pH 值逐渐升高; 中-上层土壤(0~20 cm)pH 值总体上是随着栽培时间的增加有降低的趋势; 下层土壤(20~40 cm) pH 值在未退化雷竹林地对对照栽培地总体上没有太大变化, 但在退化雷竹林地(栽培 20 a), 其下层土壤 pH 值显著下降, 并与该竹林地中上层土壤的酸碱度一同下降到 pH 4.0 以下。说明集约栽培雷竹林土壤随栽培时间的增加有发生酸化的趋势, 这在退化的雷竹林地表现得尤为明显。

表 1 不同剖面深度土壤 pH 随雷竹栽培时间的变化情况

Table 1 Variation of soil pH in different soil profiles with *Phyllostachys praecox* cultivation time

试验样地	pH _水 (土:水=2.5:1)			pH _{氯化钾} (土:液=2.5:1)		
	0~10	10~20	20~40 cm	0~10	10~20	20~40 cm
水稻田	6.53 ± 0.24 a	6.52 ± 0.31 a	6.53 ± 0.24 a	5.54 ± 0.20 a	5.62 ± 0.22 a	5.62 ± 0.07 a
红豆杉幼林地	5.57 ± 0.41 b	5.81 ± 0.29 b	6.97 ± 0.30 a	4.16 ± 0.33 b	4.54 ± 0.35 b	5.97 ± 0.12 a
栽植 2 a	4.19 ± 0.11 cd	4.40 ± 0.19 c	5.79 ± 0.27 b	3.29 ± 0.17 c	3.31 ± 0.32 c	4.60 ± 0.31 b
栽植 6 a	3.85 ± 0.11 de	3.90 ± 0.40 de	5.60 ± 0.62 b	2.90 ± 0.07 d	2.95 ± 0.14 cd	4.59 ± 0.74 b
栽植 8 a	4.30 ± 0.14 c	4.21 ± 0.23 cd	5.64 ± 0.11 b	3.55 ± 0.20 c	3.29 ± 0.16 c	4.77 ± 0.17 b
栽植 11 a	4.02 ± 0.19 cd	4.11 ± 0.11 cd	5.54 ± 0.77 b	2.97 ± 0.07 d	2.97 ± 0.05 cd	4.51 ± 0.77 b
栽植 16 a	3.60 ± 0.06 e	4.11 ± 0.20 cd	6.56 ± 0.27 a	2.79 ± 0.07 d	3.04 ± 0.10 cd	5.27 ± 0.26 ab
栽植 20 a	3.55 ± 0.05 e	3.50 ± 0.07 e	3.73 ± 0.01 c	2.68 ± 0.05 d	2.75 ± 0.02 d	3.04 ± 0.05 c

说明: 不同栽培地同一土层间做方差分析, 同列中不同字母示差异显著($P < 0.05$), 相同字母示差异不显著($P > 0.05$)。

2.1.2 土壤有机质和阳离子交换量 由表 2 可以得知: 相比较于水稻田, 雷竹林地表层和亚表层土壤(0~10 cm, 10~20 cm)有机质呈经营前期下降, 在实施覆盖栽培活动后逐渐增加, 下层土壤(20~40 cm)有机质的变化幅度则较小, 这与其他人的研究结果基本一致^[19]; 同时, 随土层剖面的加深, 土壤有机质呈逐渐下降的趋势。这主要是有机肥料和地表有机覆盖材料剩余物腐烂进入泥土中, 增加了表层和亚表层土壤有机质的质量分数。土壤阳离子交换量随雷竹林栽培时间变化的趋势与土壤有机质基本一致, 在栽植雷竹 2 a 的林地, 土壤阳离子交换量均低于对照水稻田和红豆杉幼林地, 但从栽植后 6 a 雷竹林地开始, 表层土壤阳离子交换量逐渐增加, 并随竹林经营年限的增加, 表层、亚表层和下层土壤之间阳离子交换量的差异不断增大。相关分析发现, 土壤有机质和阳离子交换量呈极显著正相关关系($r = 0.831\ 7$, $P < 0.000\ 1$, 校正后 $R^2 = 0.687\ 4$)。这主要是由于土壤中的可交换性阳离子容易与有机阴离子结合形成络合物, 吸附在土壤有机质表面的缘故。

表 2 不同剖面深度土壤有机质和阳离子交换量随雷竹栽培时间的变化情况

Table 2 Variation of organic matters and cation exchange capacity in different soil profiles with *Phyllostachys praecox* cultivation time

试验样地	有机质/(g·kg ⁻¹)			阳离子交换量/(cmol·kg ⁻¹)		
	0~10	10~20	20~40 cm	0~10	10~20	20~40 cm
水稻田	44.1 ± 1.80 b	42.9 ± 0.40 a	40.1 ± 3.27 a	17.62 ± 0.19 c	17.04 ± 0.04 c	16.10 ± 0.60 a
红豆杉幼林地	26.1 ± 1.44 c	22.8 ± 1.45 d	7.9 ± 1.78 e	16.75 ± 0.51c	16.32 ± 0.88 c	14.18 ± 0.08 bc
栽植 2 a	30.7 ± 1.09 c	28.4 ± 1.36 cd	19.4 ± 2.19 cd	15.43 ± 0.26 c	14.67 ± 0.21 d	12.90 ± 0.30 cd
栽植 6 a	30.8 ± 3.76 c	28.9 ± 2.35 cd	25.0 ± 1.47 bc	18.35 ± 1.13 c	17.03 ± 0.49 c	15.53 ± 0.38 ab
栽植 8 a	64.2 ± 9.57 a	37.5 ± 2.03 ab	26.1 ± 4.86 b	22.86 ± 2.76 b	18.91 ± 1.63 b	16.89 ± 1.01 a
栽植 11 a	62.7 ± 0.60 a	41.1 ± 0.82 a	23.3 ± 1.91 bc	26.58 ± 0.73 a	21.48 ± 0.46 a	15.55 ± 0.87 ab
栽植 16 a	44.2 ± 7.99 b	34.1 ± 7.61 bc	15.3 ± 4.33 d	23.42 ± 2.03 b	19.47 ± 1.03 b	16.41 ± 0.27 a
栽植 20 a	56.5 ± 3.10 a	29.0 ± 5.59 cd	17.0 ± 4.67 d	24.88 ± 2.88 ab	17.17 ± 0.79 c	11.64 ± 1.71 d

说明: 不同栽培地同一土层间做方差分析, 同列中不同字母示差异显著($P < 0.05$), 相同字母示差异不显著($P > 0.05$)。

2.1.3 土壤电导率和腐殖质的稳定性 土壤电导率代表土壤可溶态盐的含量, 对土壤电导率的监测可以有效地反映人们对土地的经营强度和施用的化肥用量。由表 3 可以看出: 雷竹林栽植初期随着经营年限的增加, 表层土壤电导率不断增加, 但在经营 10 a 后, 表层土壤电导率开始降低, 在经营 20 a 后, 表层和亚表层土壤电导率下降到和下层土壤电导率同样的水平, 介于对照(水稻土)和对照(红豆杉幼林地)之间。土壤腐殖质稳定性随土壤剖面深度的增加呈上升的趋势, 随雷竹林地经营时间的延长逐渐下降。

表 3 不同剖面深度土壤电导率和腐殖质稳定性随雷竹栽培时间的变化情况

Table 3 Variation of electrical conductivity and humic substances quality in different soil profiles with *Phyllostachys praecox* cultivation time

试验样地	土壤电导率/(μs·cm ⁻¹)			土壤腐殖质稳定性(D_{A40}/D_{A600})		
	0~10	10~20	0~40 cm	0~10	10~20	0~40 cm
水稻田	151.97 ± 6.27 de	137.33 ± 29.63 b	131.33 ± 16.43 b	6.68 ± 0.21 d	6.18 ± 0.68 d	5.42 ± 0.46 c
红豆杉幼林地	61.27 ± 10.74 e	69.27 ± 6.21 c	91.53 ± 11.74 bc	9.07 ± 0.36 a	9.19 ± 0.08 a	7.61 ± 0.51 ab
栽植 2 a	371.17 ± 48.59 b	165.27 ± 10.60 b	77.23 ± 5.05 c	8.06 ± 0.19 c	8.18 ± 0.13 c	7.40 ± 0.28 ab
栽植 6 a	322.67 ± 77.87 bc	266.50 ± 38.94 a	200.33 ± 60.35 a	8.75 ± 0.17 ab	8.43 ± 0.23 bc	6.52 ± 1.94 bc
栽植 8 a	491.17 ± 91.09 a	307.00 ± 71.03 a	215.83 ± 37.63 a	8.85 ± 0.22 ab	8.60 ± 0.29 b	7.65 ± 0.72 ab
栽植 11 a	225.00 ± 76.45 cd	144.53 ± 12.45 b	131.93 ± 14.82 b	8.79 ± 0.09 ab	8.64 ± 0.09 b	7.77 ± 0.33 ab
栽植 16 a	292.67 ± 52.68 bc	149.70 ± 24.67 b	93.46 ± 5.33 bc	8.45 ± 0.40 bc	8.29 ± 0.16 bc	6.56 ± 0.52 bc
栽植 20 a	112.10 ± 12.87 e	110.33 ± 14.67 bc	108.93 ± 4.31 bc	9.08 ± 0.30 a	9.07 ± 0.25 a	8.47 ± 0.73 a

说明: 不同栽培地同一土层间做方差分析, 同列中不同字母示差异显著($P < 0.05$), 相同字母示差异不显著($P > 0.05$)。

2.2 不同经营年限雷竹林土壤生理毒性铝分布规律

2.2.1 8-羟基喹啉提取态铝分布状况

由图 1 可以看出：随着雷竹林经营时间的增加，表层和亚表层土壤(0~10 cm, 10~20 cm)中的 8-羟基喹啉提取态铝含量不断增加，而下层土壤(20~40 cm)中的 8-羟基喹啉提取态铝含量总体低于 20 mg·kg⁻¹；在退化雷竹林土壤中的 8-羟基喹啉提取态铝分别高出对照（水稻田和红豆杉幼林地）10 倍和 5 倍，其下层土壤 8-羟基喹啉提取态铝也显著增加并高于上层土壤。这表明随着雷竹林集约经营时间的增加和竹林地的持续酸化，表层和亚表层土壤中的游离态 H⁺随土壤水向下层土壤迁移，最终导致下层土壤也开始酸化，土壤中的 8-羟基喹啉提取态铝随土壤酸化的加剧也逐渐增加。表层土壤中的可溶性铝也随土壤水向下层土壤迁移，导致表层土壤中该类形态铝低于亚表层和下层土壤。

相关性分析表明：在土壤酸碱度为 pH 3.5~7.0 的条件下，土壤中的 8-羟基喹啉提取态铝质量分数与土壤酸化强度呈显著的负相关关系($r = -0.878\ 8$, $P < 0.000\ 1$, 校正后 $R^2 = 0.769\ 1$)。这说明可以通过测定土壤酸碱度(pH 值)来预测土壤中不稳态铝的质量分数，可为评估雷竹林土壤受铝毒胁迫的风险强度提供参考。

2.2.2 乙酸提取态铝分布状况 由图 2 可以看出：随着雷竹林经营时间的增加，表层和亚表层土壤 (0~10 cm, 10~20 cm)中乙酸提取态铝质量分数不断增加，下层土壤 (20~40 cm)乙酸提取态铝质量分数与对照相比处于较低水平，但退化雷竹林下层土壤乙酸提取态铝质量分数较对照显著增加，且各土层土壤中的乙酸提取态铝质量分数均高出对照 5 倍左右。这表明随着雷竹林经营时间的增加和林地土壤的持续酸化，雷竹林地遭受铝毒胁迫的风险也逐渐增加。

经相关性分析，在土壤酸碱度为 pH 3.5~7.0 的条件下，土壤 pH 值与乙酸提取态铝含量呈显著的负相关($r = -0.815\ 5$, $P < 0.000\ 1$, 校正后 $R^2 = 0.660\ 3$)。说明土壤酸化会导致土壤中铝形态的平衡分布向酸溶性铝转化的趋势。

2.3 雷竹林土壤化学性质与生理毒性铝分布的关系

雷竹林土壤生理毒性铝的形态分布与土壤 pH 值、有机质等土壤化学性质的关系。通过相关分析(表 4)可以看出：土壤 pH_水和 pH_{氯化钾}与 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝的质量分数都呈极显著负相关关系。土壤腐殖质稳定性(D_{A400}/D_{A600})与土壤中生理毒性铝质量分数有非常显著的正相关关系，通常 D_{A400}/D_{A600} 的比值高与土壤溶液中 Al³⁺的质量分数高有非常紧密的关系，这与 Ondrej 等^[17]的研究结果相一

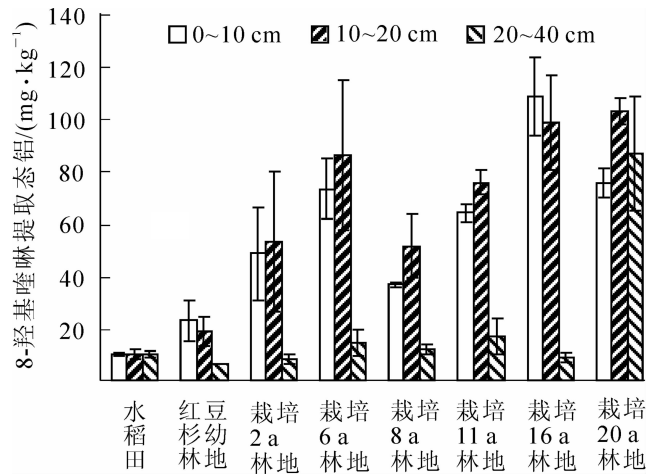


图 1 不同剖面深度土壤 8-羟基喹啉提取态铝随雷竹栽培时间的变化

Figure 1 Variation of 8-hydroxyquinoline extractable Al in different soil profiles with *Phyllostachys praecox* cultivation time

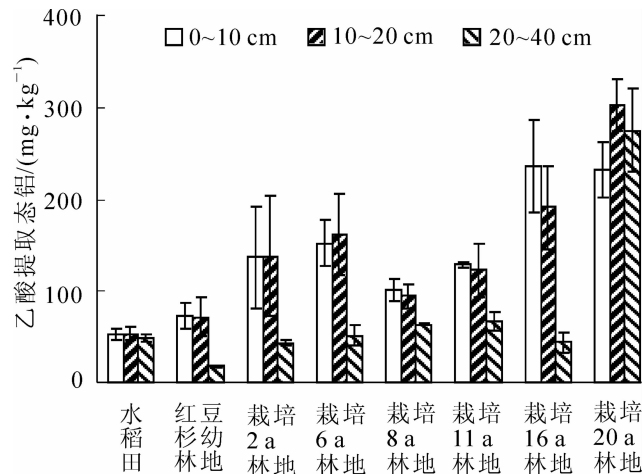


图 2 不同剖面深度土壤乙酸提取态铝随雷竹栽培时间增加而发生的变化

Figure 2 Variation of soil acetic extractable Al in different soil profiles with *Phyllostachys praecox* cultivation time

致。阳离子交换量与生理毒性铝呈显著正相关关系；有机质质量分数与 8-羟基喹啉提取态铝质量分数呈显著相关关系，而与乙酸提取态铝无显著相关关系；土壤电导率对这 2 种/类提取态铝在土壤中分布的影响不显著。

表 4 雷竹林土壤化学性质与生理毒性铝的相关系数表

Table 4 Correlation between soil chemical properties and phytotoxic aluminum species

铝形态	pH _水	pH _{氯化钾}	有机质	阳离子交换量	土壤电导率	土壤腐殖质稳定性
8-羟基喹啉提取态铝	-0.878 8**	-0.869 1**	0.304 1**	0.388 1**	0.218 9	0.564 4**
乙酸提取态铝	-0.815 5**	-0.786 5**	0.104 2*	0.238 2*	0.095 3*	0.510 8**

说明：* 表示通过双尾检验($n=72$)，在 0.05 水平上显著相关；** 表示通过双尾检验($n=72$)，在 0.01 水平上显著相关。

3 结论与讨论

在长期集约经营条件下，随着栽培时间的延长，雷竹林表层和亚表层土壤(0~10 cm 和 10~20 cm)酸碱度(pH 值)的下降趋势显著，这与其他人的研究结果一致^[3-6]。大量施用生理酸性肥、地表剩余有机覆盖物降解产生有机酸和雷竹根系分泌有机酸被认为是导致雷竹林土壤酸化的主要原因^[8]。雷竹林土壤酸化会导致交换性盐基离子(K^+ , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+})大量淋失^[20-21]，土壤交换性铝质量分数上升^[6]，而增加雷竹林发生铝毒胁迫的风险。

有机质和阳离子交换量具有相似的变化趋势，在竹林栽培前期普遍低于对照，覆盖后开始逐渐上升；在所有林地土壤中都是随土壤剖面深度的增加而呈下降的趋势。这表明覆盖栽培能够增加土壤有机质质量分数和阳离子交换量，改善土壤结构。土壤电导率随竹林经营时间的延长呈前期增加，后期下降趋势。这表明在竹林经营初期，竹农使用大量化肥，使得土壤电导率在经营效益好的林地逐渐升高，然而，随着经营年限的增加，雷竹林地力下降，竹笋产量也开始下降，竹农经营积极性降低。在经营 10 a 后，经济效益差的雷竹林经营强度逐渐下降。

土壤有机质分解产生的低分子量有机酸和雷竹根系分泌的有机酸与土壤中的无机单核生理毒性铝结合，生成弱生理毒性的有机络合态铝而降低土壤中生理毒性铝的含量，缓解竹林地发生铝毒胁迫的风险^[22-24]。然而，土壤中低分子量有机组分与铝结合会抑制这类有机酸与土壤腐殖质反应生成更稳定大分子有机质和竹林土壤对它们的吸附作用^[25]，导致土壤有机质稳定性的下降。本试验也证实了这一结论，土壤腐殖质稳定性随栽培时间的延长呈下降的趋势，表明随着竹林集约栽培时间的延长，雷竹林土壤有机质的分解速率逐渐升高^[26]。

土壤 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝的质量分数随着雷竹林土壤酸化进程的加剧而大幅增加，并在栽培 16 a 雷竹林开始明显升高；由于表层土壤中的可溶性铝随土壤水向下层土壤迁移，导致表层土壤中该类形态铝质量分数低于亚表层和下层土壤，所以这 2 种生理毒性铝都表现为在退化竹林表层土壤略有下降，但在亚表层和下层土壤显著升高。雷竹林土壤中乙酸提取态铝与 8-羟基喹啉提取态铝质量分数的变化趋势基本一致，相关分析发现两者呈极显著正相关关系($r = 0.911\ 7$, $P < 0.000\ 1$ ，校正后的 $R^2 = 0.828\ 7$)。但由于乙酸提取态铝质量分数普遍高出 8-羟基喹啉提取态铝质量分数 3~5 倍，相应地 8-羟基喹啉提取态铝与对应植物体组织中铝质量分数的相关性高于乙酸提取态铝。这与 Matus 等^[13]研究发现土壤中 8-羟基喹啉提取态铝与紫羊茅 *Festuca rubra* 茎秆中铝质量分数的相关系数高达 0.801 1，而乙酸提取态铝与紫羊茅茎秆中铝质量分数的相关系数为 0.596 3 的结果相一致。这说明采用 8-羟基喹啉一次提取法提取的土壤不稳态铝的含量较稀乙酸一次提取法提取的酸溶性铝更能反映土壤中生物学活性铝和生理毒性铝的分布状态。

由以上分析结果可以得出以下结论：雷竹林的集约经营活动主要对表层和亚表层土壤产生影响。随着雷竹林集约栽培时间的延长，竹林土壤 pH 值下降趋势显著；在进行覆盖栽培活动后，土壤有机质质量分数和阳离子交换量开始显著增加；土壤电导率随竹林经营强度的增大而升高；土壤腐殖质稳定性受 pH 值下降的影响持续下降。土壤中生理毒性铝随竹林地酸化进程的加剧而明显增加。

参考文献:

- [1] 金爱武, 周国模, 郑炳松, 等. 雷竹保护地栽培林分退化机制的初步研究[J]. 福建林学院学报, 1999, **19** (1): 94 – 96.
JIN Aiwu, ZHOU Guomo, ZHENG Bingsong, *et al.* A preliminary study on degenerative mechanism of *Phyllostachys praecox* stand planted in a protected site [J]. *J Fujian Coll For*, 1999, **19** (1): 94 – 96.
- [2] 周国模, 金爱武, 郑炳松, 等. 雷竹保护地栽培林分立竹结构的初步研究[J]. 浙江林学院学报, 1998, **15** (2): 111 – 115.
ZHOU Guomo, JIN Aiwu, ZHENG Bingsong, *et al.* Preliminary study on composition of Lei bamboo in protected plot [J]. *J Zhejiang For Coll*, 1998, **15** (2): 111 – 115.
- [3] 金爱武, 周国模, 郑炳松, 等. 覆盖保护地栽培对雷竹地下鞭的影响[J]. 竹子研究汇刊, 1998, **17** (4): 36 – 39.
JIN Aiwu, ZHOU Guomo, ZHENG Bingsong, *et al.* An effect of cultivation in mulched and protected *Phyllostachys praecox* plantation on its rhizome [J]. *J Bamboo Res*, 1998, **17** (4): 36 – 39.
- [4] 徐祖祥, 陈丁红, 李良华, 等. 临安雷竹种植条件下土壤养分的变化[J]. 中国农学通报, 2010, **26** (13): 247 – 250.
XU Zuxiang, CHEN Dinghong, LI Lianghua, *et al.* A study on change in soil nutrients under the condition of bamboo shoot planting in Lin'an [J]. *Chin Agric Sci Bull*, 2010, **26** (13): 247 – 250.
- [5] 刘丽, 陈双林, 李艳红. 基于林分结构和竹笋产量的有机材料覆盖雷竹林退化程度评价[J]. 浙江林学院学报, 2010, **27** (1): 15 – 21.
LIU Li, CHEN Shuanglin, LI Yanhong. Stand structure and bamboo shoot number production based assessment of degradation degree of *Phyllostachys praecox* covered with organic materials [J]. *J Zhejiang For Coll*, 2010, **27** (1): 15 – 21.
- [6] 黄芳, 蔡荣荣, 孙达, 等. 集约经营雷竹林土壤氮素状况及氮平衡的估算[J]. 植物营养与肥料学报, 2007, **13** (6): 1193 – 1196.
HUANG Fang, CAI Rongrong, SUN Da, *et al.* Soil nitrogen status and estimated nitrogen balance budget in an intensive managed *Phyllostachys praecox* stand [J]. *Plant Nut Fert Sci*, 2007, **13** (6): 1193 – 1196.
- [7] 刘国群, 庄舜尧, 李国栋, 等. 不同种植年限下雷竹林土壤中铝的形态变化[J]. 土壤, 2008, **40** (6): 1013 – 1016.
LIU Guoqun, ZHUANG Shunyao, LI Guodong, *et al.* Changes of aluminum form in *Phyllostachys praecox* f. *prevenalis* soils with planting time [J]. *Soils*, 2008, **40** (6): 1013 – 1016.
- [8] 孙晓, 庄舜尧, 刘国群, 等. 集约经营下雷竹种植对土壤基本性质的影响[J]. 土壤, 2009, **41** (5): 784 – 789.
SUN Xiao, ZHUANG Shunyao, LIU Guoqun, *et al.* Effect of Lei bamboo plantation on soil basic properties under intensive cultivation management [J]. *Soils*, 2009, **41** (5): 784 – 789.
- [9] 秦华, 徐秋芳, 曹志洪. 长期集约经营条件下雷竹林土壤微生物量的变化[J]. 浙江林学院学报, 2010, **27** (1): 1 – 7.
QIN Hua, XU Qiufang, CAO Zhihong. Soil microbial biomass in long-term and intensively managed *Phyllostachys praecox* stands [J]. *J Zhejiang For Coll*, 2010, **27** (1): 1 – 7.
- [10] BORRMANN G, SEUBERT A. Aluminum speciation by means of anion chromatography and coupled anion / cation chromatography [J]. *Anal Chim Acta*, 1999, **386**: 77 – 88.
- [11] BOUDOT J P, BECQUER T, MERLET D, *et al.* Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains(France)[J]. *Ann Sci For*, 1994, **51**: 27 – 51.
- [12] MATUS P, KUBOVA J, BUJDOS M, *et al.* Determination of operationally defined fractions of aluminium in reference materials and acid attacked environmental samples [J]. *Anal Chim Acta*, 2005, **540**: 33 – 44.
- [13] MATUS P, KUBOVA J. Complexation efficiency of differently fixed 8-hydroxyquinoline and salicylic acid ligand groups for labile aluminium species determination in soils: comparison of two methods [J]. *Anal Chim Acta*, 2006, **573** – **574**: 474 – 481.
- [14] BECKETT P H T. The use of extractants in studies on traces metals in soils [J]. *Adv Soil Sci*, 1989, **9**: 143 – 176.
- [15] MATUS P. Evaluation of separation and determination of phytoavailable and phytotoxic aluminium species fractions in

- soil, sediment and water samples by five different methods [J]. *J Inorg Biochem*, 2007, **101**: 1214 – 1223.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [17] DRABEK O, BORUVKA L, MLADLOVA L, *et al.* Possible method of aluminium speciation in forest soils [J]. *J Inorg Biochem*, 2003, **97**: 8 – 15.
- [18] MLADKOVA L, ROHOSKOVA M, BORUVKA L. Methods for the assessment of humic substances quality in forest soils [J]. *Soil & Res*, 2006, **1** (1): 3 – 9.
- [19] 蔡荣荣, 黄芳, 孙达, 等. 集约经营雷竹林土壤有机质的时空变化[J]. 浙江林学院学报, 2007, **24** (4): 450 – 455.
- CAI Rongrong, HUANG Fang, SUN Da, *et al.* Temporal and spatial variation of soil organic matters in *Phyllostachys praecox* stands with intensive cultivation management [J]. *J Zhejiang For Coll*, 2007, **24** (4): 450 – 455.
- [20] 俞元春, 丁爱芳, 胡筋, 等. 模拟酸雨对土壤酸化和盐基迁移的影响[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2001, **25** (2): 39 – 42.
- YU Yuanchun, DING Aifang, HU Jia, *et al.* Effect of simulated acid rain on soil acidification and base ions trans-plant [J]. *J Nanjing For Univ Nat Sci Ed*, 2001, **25** (2): 39 – 42.
- [21] 李志勇, 陈建军, 王彦辉, 等. 重庆酸雨区人工木荷林对土壤化学性质的影响[J]. 植物生态学报, 2008, **32**(3): 632 – 638.
- LI Zhiyong, CHEN Jianjun, WANG Yanhui, *et al.* Effect of *Schima superba* plantation on soil chemical properties in the acid rain region of Chongqing, Southwest China [J]. *J Plant Ecol*, 2008, **32** (3): 632 – 638.
- [22] SCANCAR J, MILACIC R. Aluminum speciation in environmental samples: a review [J]. *Anal Bioanal Chem*, 2006, **386**: 999 – 1012.
- [23] DELHAIZE E, GRUBER B D, RYAN P R. The roles of organic anion permeases in aluminium resistance and mineral nutrition [J]. *Fed European Biochem Soc Lett*, 2007, **581**: 2255 – 2262.
- [24] van HEES P A W, LUNDSTROM U S, STARR M, *et al.* Factors influencing aluminium concentrations in soil solution from podzols [J]. *Geoderma*, 2000, **94** (2–4): 289 – 310.
- [25] ULRICH B. Forest ecosystem theory based on material balance [J]. *Ecol Mod*, 1992, **63**: 163 – 183.
- [26] 刘国群, 庄舜尧, 桂仁意, 等. 添加无定形铝氧化物对雷竹林土壤有机质矿化的影响[J]. 土壤, 2009, **41** (4): 635 – 640.
- LIU Guoqun, ZHUANG Shun Yao, GUI Renyi, *et al.* Effects of amorphous aluminum hydroxide addition on soil organic matter decomposition in *Phyllostachys praecox* with intensive management [J]. *Soils*, 2009, **41** (4): 635 – 640.