

热带、亚热带典型森林-土壤系统植硅体碳演变规律

何珊瑚¹ 黄张婷¹ 吴家森^{1,2} 杨杰¹ 姜培坤^{1,2*}

(¹浙江农林大学环境与资源学院, 浙江临安 311300; ²浙江农林大学浙江省森林生态系统碳循环与固碳减排重点实验室, 浙江临安 311300)

摘要 分别选取中国亚热带毛竹林、马尾松林、青冈林、杉木林和热带青梅林、芭蕉林、橡胶林、马占相思林 8 种森林类型, 采集其鲜叶、凋落叶以及 0~10 和 10~30 cm 土层土壤, 通过微波消解法提取其中的植硅体, 并采用碱溶法测定植硅体中碳含量。结果表明: 4 种亚热带森林类型鲜叶、凋落叶和 0~10 cm 土层中植硅体碳含量均以马尾松林 (230.24、229.17、20.87 g · kg⁻¹) 最高, 毛竹林 (30.55、37.37、3.38 g · kg⁻¹) 最低, 10~30 cm 土层则以青冈林 (18.54 g · kg⁻¹) 最高, 毛竹林 (2.90 g · kg⁻¹) 最低。热带森林鲜叶中植硅体碳含量以马占相思林 (377.66 g · kg⁻¹) 最高, 青梅林 (46.83 g · kg⁻¹) 最低, 凋落叶中则是橡胶林 (218.23 g · kg⁻¹) 最高, 芭蕉林 (27.66 g · kg⁻¹) 最低, 而 0~10 和 10~30 cm 土层土壤中均以马占相思林 (23.84、24.90 g · kg⁻¹) 最高, 芭蕉林 (3.89、3.93 g · kg⁻¹) 最低。与 0~10 cm 表层土相比, 杉木林、青冈林、马尾松林、毛竹林、橡胶林、马占相思林、芭蕉林和青梅林鲜叶植硅体碳含量分别下降 97.4%、94.9%、90.9%、88.9%、95.9%、93.7%、93.3% 和 63.7%。青冈林、芭蕉林和马占相思林鲜叶植硅体碳含量显著高于凋落叶, 而毛竹林、马尾松林、杉木林、青梅林和橡胶林之间无显著差异。8 种森林类型土壤植硅体碳含量均显著低于鲜叶和凋落叶, 表明植硅体在通过凋落物释放到土壤的过程中是不稳定的。

关键词 植硅体; 植硅体碳; 亚热带森林; 热带森林

Evolution pattern of phytolith-occluded carbon in typical forest-soil ecosystems in tropics and subtropics, China. HE Shan-qiong¹, HUANG Zhang-ting¹, WU Jia-sen^{1,2}, YANG Jie¹, JIANG Pei-kun^{1,2*} (¹*School of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Lin'an 311300, Zhejiang, China*; ²*Zhejiang Province Key Laboratory of Carbon Cycling in Forest Ecosystems and Carbon Sequestration, Zhejiang Agriculture and Forestry University, Lin'an 311300, Zhejiang, China*).

Abstract: Samples of fresh leaves and leaf litter, as well as soils taken from 0-10 and 10-30 cm layers, were collected in four types of typical forest ecosystems both in subtropical (*Phyllostachys pubescens*, *Pinus massoniana*, *Cycloba lanopsisglauca*, and *Cunninghamia lanceolata* stands) and in tropical climates (*Vatica mangachapoi*, *Musa basjoo*, *Heveabrsiliensis*, and *Acacia mangium* stands) for measurement of PhytOC (phytolith-occluded organic carbon) contents. The phytoliths in both leaves and soil samples were extracted by a microwave digestion method and their PhytOC contents were determined by alkali dissolution-spectrophotometry method. It was found that, among the four types of subtropical forests, the PhytOC contents of leaves, litter and 0-10 cm soil layer were the highest in *P. massoniana* stand (230.24, 229.17 and 20.87 g · kg⁻¹), the lowest in *P. pubescens* stand (30.55, 37.37, and 3.38 g · kg⁻¹), and the PhytOC content of the 10-30 cm soil layer was the highest in *C. glauca* stand (18.54 g · kg⁻¹), and the lowest in *P. pubescens* stand (2.90 g · kg⁻¹). For the four tropical forests, *A. mangium* stand (377.66 g · kg⁻¹) and *V. mangachapoi* stand (46.83 g · kg⁻¹), respectively, deposited the highest and lowest contents of PhytOC in the leaves, while the highest and lowest contents of PhytOC in the litter were observed in *H. brasiliensis* stand (218.23 g · kg⁻¹) and *M. basjoo* stand (27.66 g · kg⁻¹), respectively. Also

among the tropical forests, the highest PhytOC contents in the 0–10 cm and 10–30 cm soil layers were observed in *A. mangium* stand (23.84 and 24.90 g · kg⁻¹), while the lowest values occurred in *M. basjoo* stand (3.89 and 3.93 g · kg⁻¹). The PhytOC contents in transitioning from leaves to soils (0–10 cm layers) decreased by 97.4% for *C. lanceolata*, 94.9% for *C. glauca*, 90.9% for *P. massoniana*, and 88.9% for *P. pubescens* in the subtropics, and by 95.9% for *H. brasiliensis*, 93.7% for *A. mangium*, 93.3% for *M. basjoo*, 63.7% for *V. mangachapoi* in the tropics. There was no significant difference in PhytOC contents between leaves and litter for the following five forest types: *P. pubescens*, *P. massoniana*, *C. lanceolata*, *V. mangachapoi* and *H. brasiliensis*. However, significantly higher PhytOC contents in leaves than in litters were measured in *C. glauca*, *M. basjoo*, and *A. mangium*. The findings that significantly lower PhytOC contents occurred in soils than in fresh leaves and leaf litter regardless of type of forest ecosystem suggested that phytolith was not stable during the pathway from plants to soil via the forest litter.

Key words: phytolith; PhytOC; subtropical forest; tropical forest.

植硅体是高等植物根系吸收土壤中可溶性单硅酸(H₄SiO₄),随着叶片的蒸腾作用转移并沉淀在植物细胞壁、细胞内腔和细胞壁间而形成的水合物(SiO₂ · nH₂O)^[1-2].这种硅化过程,常将少量有机碳封存在植硅体中,这部分有机碳称为植硅体封存有机碳,简称植硅体碳(phytolith-occluded organic carbon, PhytOC).植硅体碳因具有很强的抗腐蚀、抗分解、抗氧化等特性^[1,3-4],可长时间保存在土壤中,稳定达数千年至万年之久^[5],成为陆地土壤长期固碳的重要机制之一,因而引起了广泛关注.

土壤本身并不产生植硅体,植硅体通过植物残体(主要以凋落物的形式)腐烂分解后释放到土壤表层.早期的植硅体研究主要通过测定植物叶片中的植硅体碳含量,估测国家、地区或全球尺度上的植硅体碳封存量,研究对象多集中于竹类植物^[6]、谷物^[7-8]、以草本为主的湿地植物^[9]和草地^[10]等.例如,Parr等^[6]研究认为,如果全球4.1×10⁹ hm²的潜在耕地都选择种竹子,并按中等的植硅体碳封存速率(0.36 t CO₂ · hm⁻² · a⁻¹),全球植硅体碳封存量将达到每年1.5×10⁹ t CO₂,可占当前增加大气CO₂排放量的11%.随着研究的深入,目前研究范围扩大到了植物的枝、杆等不同部位以及凋落物层和土壤层^[11-13],并估测不同植物生态系统植硅体碳的封存能力.

植硅体碳最终会保存于土壤中,因此土壤植硅体碳储量是植硅体碳封存能力的最终指标.近年来,有关土壤植硅体的研究不断涌现,从最初探讨土壤植硅体的提取方法^[14],到研究植硅体在土壤剖面中的迁移和分布^[15],以及近年来关于某种特定植被类型土壤植硅体碳积累率的计算^[16]等,土壤植硅体对生态系统长期固碳的贡献逐渐展现在世人面前.前

人对植硅体在植物和土壤方面的研究取得了一系列的成果,但仍缺乏植硅体碳在整个植物-土壤系统中含量变化的系统研究,即植硅体碳的稳定性.而有关植硅体的稳定性已有学者进行探索.例如,Dey等^[17]研究表明,喜马拉雅山脉的粽叶芦(*Thysanolaena maxima*)植硅体的形状大小和组合随着环境因子(温度、降雨量、实际蒸散、潜在蒸散和土壤pH)而变化;陈留美等^[18]研究发现,随着植稻年龄的增加,土壤植硅体碳含量没有表现出规律性的增加.

前人研究表明,植硅体在一定程度上可能是不稳定的^[17-18].而在森林生态系统中,植硅体通过叶-凋落物-土壤这一过程进入土壤,使植硅体碳保持于土壤中.本文通过分析亚热带和热带8种典型森林类型中植硅体碳含量在叶-凋落物-土壤系统中的变化,探讨森林-土壤系统植硅体碳演变规律,揭示植硅体从植物进入土壤过程的稳定性,以期更科学、准确地计算森林生态系统植硅体碳的封存量.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

本研究于2014年5月在海南省儋州市(19°52' N, 109°46' E)和浙江省临安市玲珑山(30°14' N, 119°42' E)的8种热带和亚热带具有代表性的森林类型进行:亚热带地区为毛竹林(*Phyllostachys pubescens*)、马尾松林(*Pinus massoniana*)、青冈林(*Cyclobalanopsis glauca*)和杉木林(*Cunninghamia lanceolata*);热带地区为青梅林(*Vatica mangachapoi*)、芭蕉林(*Musa basjoo*)、橡胶林(*Hevea brasiliensis*)和马占相思林(*Acacia mangium*).毛竹林为人工经营,建园50年左右,现存竹子年龄为1~3 a,立竹密度3000~3500株·hm⁻²,郁闭度0.85.马尾松林、杉木林、青冈林为天然林,林龄均为30~40 a,郁闭度分

别为 0.63、0.70、0.73.4 种热带森林类型均为天然林,林龄分别为:青梅林>30 a、芭蕉林>30 a、橡胶林 15 a、马占相思林 12 a,郁闭度分别为 0.90、0.80、0.90 和 0.70. 8 种森林类型均为较纯种林分,林下植被灌木稀少,仅有少量的草本植物.

亚热带采样点气候属典型亚热带季风气候,年降水量 1424 mm,年均温 15.9 °C,温暖湿润,光照充足,雨量充沛,四季分明,全年无霜期 236 d,土壤类型为红壤.热带采样点气候属热带湿润季风气候,年降水量 1815 mm,年均温 23.5 °C,太阳辐射强,光热充足,年平均光照时数>2000 h,雨量适中,分布不均.土壤类型为砖红壤.采样区的土壤理化性质见表 1.

1.2 试验设计

在热带和亚热带 2 个研究区分别选取坡向、坡位、坡度基本一致的 4 个采样区.每个采样区内 4 种森林类型齐全.对每种森林类型分别设 20 m×20 m 样方,进行样地调查,计算林分中各树种的平均胸径:毛竹 10.5 cm,马尾松 16.5 cm,青冈 15.2 cm,杉木 15.0 cm,青梅 15.2 cm,芭蕉 10.5 cm,橡胶 22.0 cm,马占相思 16.5 cm.选取具有平均胸径的树木作为标准株,砍伐后,分上、中、下 3 个部位摘取叶片.分别在每棵标准株的林下采集凋落物,除去杂草和枝干等,只保留凋落物叶片部分.取叶片样品和凋落物样品 500~1000 g 于样品袋中,带回实验室.

在标准地中选择有代表性的地段 3 个,分别挖取土壤剖面,取 0~10、10~30 cm 土层土壤样品,混合 3 个剖面样品作为该林分的土壤样品.

将植物样品用去离子水洗净,105 °C 下杀青,70~80 °C 下烘干至恒量,烘干的样品用高速粉碎机粉碎后装袋密封保存备用.土壤样品在自然条件下风干,除去砾石和根系后,过 2 mm 筛备用.用于提取植硅体的土样需用玛瑙研钵磨细后并过 0.149 mm 筛后备用.

1.3 测定项目与方法

所有植物和土壤样品中 Si 含量用偏硼酸锂熔融-硝酸溶液提取-钼蓝比色法测定;土壤有机质含量采用重铬酸钾外加热法测定;土壤水解氮含量采用碱解法测定;土壤有效磷含量采用 Bray 法测定;土壤 pH 值用酸度计法(水土比为 2.5:1.0)测定^[19].

叶片、凋落物和土壤中植硅体的提取采用微波消解法^[14,20],土壤样品用比重为 2.35 的 ZnBr₂ 重液浮选 2 次,去除杂质,离心清洗,干燥称量.植硅体碳的测定采用碱溶分光光度法^[21],每个样品重复 3 次.

1.4 数据处理

使用 SPSS 18.0 软件对数据进行统计分析,用 Duncan 新复极差法比较不同数据组间的差异显著性($\alpha=0.05$).采用 Origin 7.5 软件作图.

表 1 采样区土壤理化性质

Table 1 Soil physical and chemical properties in the sampling area

气候带 Climate zone	森林类型 Forest type	土层 Soil layer (cm)	pH	有机质含量 Organic matter content (g·kg ⁻¹)	水解氮含量 Hydrolytic N content (mg·kg ⁻¹)	有效磷含量 Available P content (mg·kg ⁻¹)	速效钾含量 Available K content (mg·kg ⁻¹)
亚热带 Subtropics	PP	0~10	6.56	19.45	141.70	0.81	153.77
		10~30	5.08	8.64	84.96	0.44	83.87
	PM	0~10	4.33	21.84	110.79	2.95	90.00
		10~30	4.30	8.31	57.63	1.16	79.68
	CG	0~10	4.38	24.96	153.77	1.50	142.87
		10~30	4.30	8.91	63.70	0.28	113.72
热带 Tropics	CL	0~10	4.97	23.83	168.79	1.00	181.40
		10~30	4.65	13.01	107.40	0.50	129.00
	VM	0~10	4.73	10.59	58.06	6.75	39.04
		10~30	5.00	7.35	31.19	5.75	36.94
	MB	0~10	5.52	19.19	164.81	3.27	80.45
		10~30	5.40	14.87	130.50	1.88	58.01
HB	0~10	4.71	14.05	110.19	4.54	58.81	
	10~30	4.56	12.63	102.30	2.45	41.98	
AM	0~10	4.82	7.94	39.25	6.10	12.51	
	10~30	4.68	4.79	22.01	4.26	6.75	

PP: 毛竹林 *Phyllostachys pubescens* stand; PM: 马尾松林 *Pinus massoniana* stand; CG: 青冈林 *Cyclobalanopsis glauca* stand; CL: 杉木林 *Cunninghamia lanceolata* stand; VM: 青梅林 *Vatica mangachapoi* stand; MB: 芭蕉林 *Musa basjoo* stand; HB: 橡胶林 *Hevea brasiliensis* stand; AM: 马占相思林 *Acacia mangium* stand.

2 结果与分析

2.1 不同森林类型鲜叶中 Si、植硅体、植硅体碳的含量

由表 2 可知,4 种亚热带森林类型中,毛竹林鲜叶的 Si 和植硅体含量均显著高于其他 3 种森林类型。其中,毛竹林鲜叶 Si 和植硅体含量是马尾松林的 86.0 和 146.3 倍。4 种亚热带森林类型植硅体碳含量为 $30.55 \sim 230.24 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中马尾松林最高,毛竹林最低。植硅体碳占干物质含量为 $0.31 \sim 5.40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中,毛竹林最高,马尾松林最低。

4 种热带森林类型中,芭蕉林鲜叶的 Si 和植硅体含量均显著低于青梅林,但显著高于橡胶林和马占相思林。4 种森林类型 Si 含量为 $0.30 \sim 24.42 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,以青梅林最高,马占相思林最低。植硅体含量最高的青梅林 ($38.79 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 可达橡胶林 ($1.54 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和马占相思林 ($1.56 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 25.2 和 24.9 倍。4 种热带森林类型植硅体碳含量为 $46.83 \sim 377.66 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中,马占相思林显著高于其他 3

种森林类型,青梅林最低。青梅林的植硅体碳占干物质含量最高,是橡胶林的 376.2 倍。

2.2 不同森林类型凋落叶中 Si、植硅体、植硅体碳含量

由表 3 可知,4 种亚热带森林类型中,毛竹林凋落叶的 Si 和植硅体含量均显著高于其他 3 种森林类型,其 Si 含量是杉木林的 35.8 倍,植硅体含量是马尾松林的 31.3 倍。4 种森林类型植硅体碳含量为 $37.37 \sim 229.17 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中,马尾松林最高,毛竹林最低。4 种森林类型植硅体碳占干物质含量为 $1.57 \sim 6.93 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中,毛竹林最高,马尾松林最低。

4 种热带森林类型中,芭蕉林凋落叶的 Si 含量显著高于其他 3 种森林类型,马占相思林最低。芭蕉林植硅体含量与青梅林无显著差异,马占相思林与橡胶林的植硅体含量无显著差异。4 种热带森林类型凋落叶的植硅体碳含量为 $27.66 \sim 218.23 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中,橡胶林最高,芭蕉林最低。青梅林植硅体碳占干物质含量显著高于其他 3 种森林类型,马占相思林最低。

表 2 不同森林类型鲜叶的 Si、植硅体和植硅体碳 (PhytOC) 含量

Table 2 Contents of Si, phytolith, occluded carbon in phytoliths (PhytOC) in different types of forest leaves

气候带 Climatic zone	森林类型 Forest type	Si ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体 Phytolith ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体碳 PhytOC ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体碳/干物质 PhytOC/dry biomass ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
亚热带 Subtropics	PP	$62.78 \pm 16.60\text{a}$	$157.96 \pm 8.67\text{a}$	$30.55 \pm 1.91\text{b}$	$5.40 \pm 0.78\text{a}$
	PM	$0.73 \pm 0.12\text{b}$	$1.08 \pm 0.24\text{c}$	$230.24 \pm 63.21\text{a}$	$0.31 \pm 0.13\text{c}$
	CG	$1.60 \pm 0.60\text{b}$	$7.66 \pm 4.12\text{bc}$	$229.31 \pm 25.52\text{a}$	$2.08 \pm 0.9\text{b}$
	CL	$1.38 \pm 0.24\text{b}$	$11.45 \pm 2.05\text{b}$	$175.88 \pm 29.30\text{a}$	$2.51 \pm 0.76\text{b}$
热带 Tropics	VM	$24.42 \pm 4.77\text{a}$	$38.79 \pm 10.15\text{a}$	$46.83 \pm 8.37\text{c}$	$79.01 \pm 28.78\text{a}$
	MB	$15.86 \pm 2.19\text{b}$	$28.53 \pm 6.26\text{b}$	$57.61 \pm 4.25\text{c}$	$1.76 \pm 0.51\text{b}$
	HB	$0.85 \pm 0.27\text{c}$	$1.54 \pm 0.96\text{c}$	$182.14 \pm 3.56\text{b}$	$0.21 \pm 0.13\text{b}$
	AM	$0.30 \pm 0.07\text{c}$	$1.56 \pm 0.80\text{c}$	$377.66 \pm 40.34\text{a}$	$0.55 \pm 0.11\text{b}$

同列不同小写字母表示同一气候带不同森林类型间差异显著 ($P < 0.05$)。Different small letters in the same column meant significant difference among different forest types in the same climate zone at 0.05 level. 下同 The same below.

表 3 不同森林类型凋落叶中 Si、植硅体和植硅体碳 (PhytOC) 含量

Table 3 Contents of Si, phytolith, occluded carbon in phytoliths (PhytOC) in different types of forest litters

气候带 Climatic zone	森林类型 Forest type	Si ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体 Phytolith ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体碳 PhytOC ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	植硅体碳/干物质 PhytOC/dry biomass ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
亚热带 Subtropics	PP	$68.33 \pm 10.86\text{a}$	$174.17 \pm 6.63\text{a}$	$37.37 \pm 9.95\text{c}$	$6.93 \pm 2.12\text{a}$
	PM	$2.13 \pm 0.34\text{b}$	$5.57 \pm 0.69\text{c}$	$229.17 \pm 29.87\text{a}$	$1.57 \pm 0.30\text{c}$
	CG	$4.28 \pm 0.85\text{b}$	$12.96 \pm 3.76\text{b}$	$172.16 \pm 62.48\text{b}$	$2.54 \pm 0.31\text{bc}$
	CL	$1.91 \pm 0.29\text{b}$	$17.55 \pm 3.78\text{b}$	$159.72 \pm 10.83\text{b}$	$3.45 \pm 0.87\text{b}$
热带 Tropics	VM	$19.18 \pm 1.12\text{b}$	$48.11 \pm 3.33\text{a}$	$63.69 \pm 21.37\text{c}$	$3.15 \pm 1.23\text{a}$
	MB	$25.37 \pm 2.00\text{a}$	$51.27 \pm 4.52\text{a}$	$27.66 \pm 5.84\text{c}$	$1.56 \pm 0.11\text{b}$
	HB	$3.85 \pm 0.25\text{c}$	$6.97 \pm 1.10\text{b}$	$218.23 \pm 13.75\text{a}$	$1.53 \pm 0.18\text{b}$
	AM	$0.84 \pm 0.32\text{d}$	$3.99 \pm 1.18\text{b}$	$138.19 \pm 62.54\text{b}$	$0.46 \pm 0.16\text{c}$

2.3 不同森林类型各土层中 Si、植硅体、植硅体碳含量

由图 1 可知, 4 种亚热带森林类型土壤的 Si 含量在 0~10 cm 土层中无显著差异, 而在 10~30 cm 土层中毛竹林和马尾松林显著高于青冈林. 除了杉木林植硅体含量在 2 个土层之间差异显著外, 其他 3 种森林类型在土层间差异并不显著. 而 4 种亚热带森林类型中, 0~10 和 10~30 cm 土层的植硅体含量均为毛竹林 (53.36、57.88 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 最高, 马尾松林最低 (6.74、5.27 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$). 4 种亚热带森林类型中土壤的植硅体碳含量在 0~10 cm 土层表现为马尾松林最高 (20.87 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 毛竹林最低 (3.38 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); 而 10~30 cm 土层则表现为青冈林最高 (18.54 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), 毛竹林最低 (2.90 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$).

4 种热带森林类型中土壤的 Si 含量在 2 个土层之间存在差异. 0~10 和 10~30 cm 土层 Si 含量为 168.14~178.01 和 164.27~185.35 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均为芭蕉林最高, 马占相思林最低. 0~10 cm 土层中芭蕉林显著高于青梅林和马占相思林, 10~30 cm 土层中芭

蕉林显著高于其他 3 种森林类型. 0~10 和 10~30 cm 土层芭蕉林土壤植硅体含量分别为 48.67 和 50.83 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 显著高于其他 3 种森林类型, 显示出其作为硅富集植物的优势; 其他 3 种森林类型土壤的植硅体含量较低, 之间无显著差异. 青梅林土壤植硅体含量最低, 在 0~10 和 10~30 cm 土层分别为 3.55 和 4.79 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$. 0~10 和 10~30 cm 土层中马占相思林植硅体碳含量最高, 分别为 23.84 和 24.90 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 芭蕉林最低, 分别为 3.89 和 3.93 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而马占相思林与青梅林无显著差异, 芭蕉林与橡胶林无显著差异. 各种森林类型植硅体碳含量在 2 个土层间无明显变化.

2.4 不同森林类型植物-凋落物-土壤系统中植硅体封存有有机碳的演变

由图 2 可知, 4 种亚热带森林类型中植硅体碳含量从地上部分到土壤有明显的下降趋势. 毛竹林、马尾松林和杉木林的鲜叶和凋落叶中植硅体碳含量均无显著差异, 而青冈林鲜叶植硅体碳含量显著高于凋落叶. 4 种森林类型土壤中植硅体碳含量在 0~

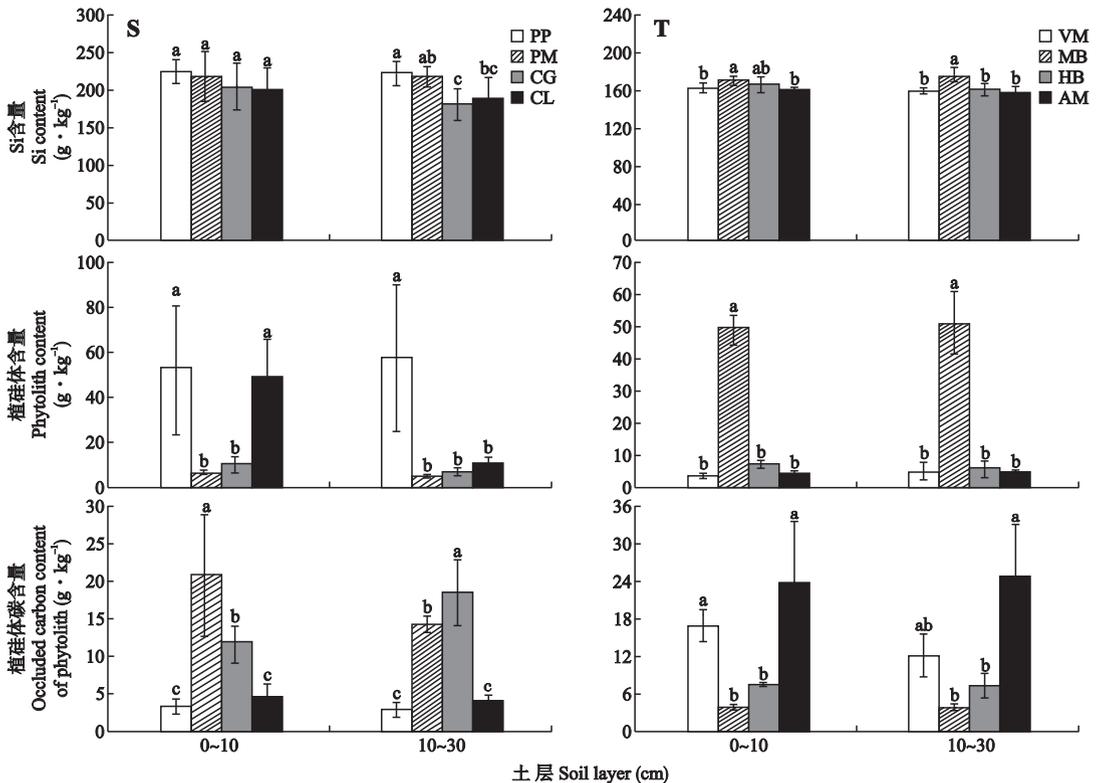


图 1 不同森林类型各土层 Si、植硅体、植硅体碳含量

Fig.1 Si, phytolith and PhytOC contents at different soil layers under different forest types.

S: 亚热带 Subtropics; T: 热带 Tropics. PP: 毛竹林 *Phyllostachys pubescens* stand; PM: 马尾松林 *Pinus massoniana* stand; CG: 青冈林 *Cyclobalanopsis glauca* stand; CL: 杉木林 *Cunninghamia lanceolata* stand. VM: 青梅林 *Vatica mangachapoi* stand; MB: 芭蕉林 *Musa basjoo* stand; HB: 橡胶林 *Hevea brasiliensis* stand; AM: 马占相思林 *Acacia mangium* stand. 不同小写字母表示同一土层不同森林类型间差异显著 ($P < 0.05$) Different small letters meant significant difference among different forest types in the same soil layer at 0.05 level.

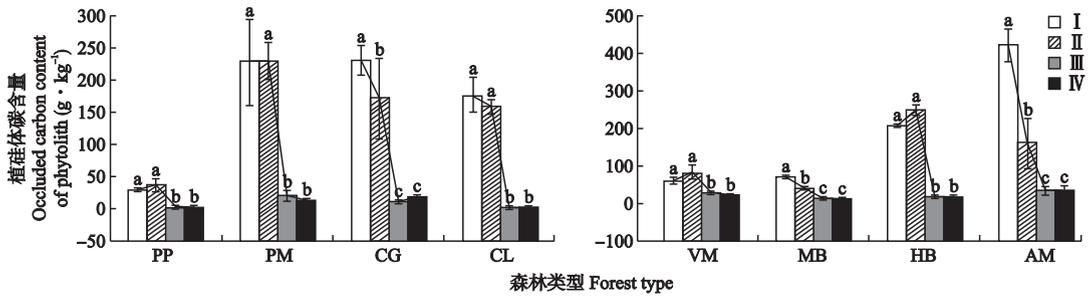


图2 不同森林类型中叶-凋落物-土壤之间植硅体碳含量的变化

Fig.2 PhytOC content changes between leaf, litter and soil under different forest types.

I: 鲜叶 Fresh leaf; II: 凋落叶 Litter; III: 0~10 cm 土层 0~10 cm soil layer; IV: 10~30 cm 土层 10~30 cm soil layer. 不同小写字母表示同一森林类型不同部位间差异显著 ($P < 0.05$) Different small letters meant significant difference among different parts in the same forest type at 0.05 level.

表4 8种森林类型鲜叶中 Si、植硅体、植硅体碳、植硅体碳占干物质含量之间的相关系数

Table 4 Correlation coefficients between Si, phytolith, PhytOC and PhytOC/dry mass under 8 types of forests

	Si 含量 Si content	植硅体碳含量 PhytOC content
植硅体含量 Phytolith content	0.942 **	-0.598 **
植硅体碳/干物质 PhytOC/dry biomass	0.254	-0.389 *

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

10 和 10~30 cm 土层间无显著差异,但土壤中植硅体碳含量均显著小于鲜叶和凋落叶.4 种亚热带森林类型中,从鲜叶到 0~10 cm 表层土杉木林、青冈林、马尾松林、毛竹林植硅体碳含量分别下降 97.4%、94.9%、90.9%、88.9%,其中,毛竹林降幅最小,杉木林降幅最大.

4 种热带森林类型中,植硅体碳含量从鲜叶、凋落叶到土壤之间的变化趋势与 4 种亚热带森林类型一致,均是植物部分到土壤部分大幅度下降,下降比率最大的为橡胶林,从叶子到 0~10 cm 表层土下降了 95.9%;下降比率最小的为青梅林,但也达 63.7%.此外,马占相思林下降 93.7%,芭蕉林下降了 93.3%.4 种热带森林类型土壤的植硅体碳含量在 0~10 cm 和 10~30 cm 土层间均无显著差异,青梅林和橡胶林的鲜叶与凋落叶中植硅体碳含量差异不显著,而芭蕉林和马占相思林凋落叶中植硅体碳含量显著低于鲜叶.

3 讨 论

研究表明,植物中 Si 含量的大小直接反映植硅体的含量^[22],植物中植硅体含量可以通过其 Si 含量来估算^[6,23].本研究表明,亚热带和热带 8 种森林类型叶片中植硅体含量与 Si 含量具有显著正相关性.而植硅体含量与植硅体碳含量具有显著负相关

性.这与 Parr 等^[6]对竹子的研究结论一致.这表明植物植硅体碳含量在一定程度上随着植物 Si 含量和植硅体含量的增加而降低.本研究中,植硅体碳含量与植硅体碳含量占干物质含量的比例呈显著负相关,这与竹子^[6]、甘蔗^[24]、大米^[7]、小麦^[25]、黍和粟^[8]等的研究结论一致.表明植物的植硅体碳含量是由植硅体含量以及自身的固碳能力和效率共同决定的.

本研究中,鲜叶和凋落叶中 Si、植硅体、植硅体碳含量在 8 种森林类型中的变化趋势基本一致.8 种森林类型中,凋落叶 Si 含量、植硅体含量均高于鲜叶,但植硅体碳含量在马尾松、青冈、杉木、芭蕉、和马占相思 5 种森林类型中均低于鲜叶.表明凋落物在腐烂分解过程中比鲜叶沉积了更多的植硅体,但植硅体碳含量在这一过程有所降低.

8 种森林类型中,土壤 Si、植硅体、植硅体碳含量的变化规律与鲜叶、凋落叶中的变化趋势不同,土壤中含有较高 Si 含量,不同森林类型之间差异不大.本研究中,不同土层间,单子叶植物(毛竹、芭蕉)的植硅体含量明显高于裸子植物(马尾松、杉木)和双子叶植物(青冈、青梅、橡胶、马占相思),植硅体碳含量则表现出相反的趋势.

4 种亚热带森林类型鲜叶和凋落叶中 Si、植硅体、植硅体碳含量均高于热带森林,尤其是植硅体含量差异较大.表明不同气候带植物形成的植硅体含量存在差异,影响植硅体形成的因素错综复杂,包括水分、CO₂ 浓度、土壤盐碱浓度及土壤 pH 等^[26].

本研究中,亚热带的毛竹林和热带的青梅林比其他树种具有更高的固碳价值.竹子本身作为具有硅富集能力的禾本科植物,在植硅体固碳方面的作用已被公认^[6,27],而青梅林的鲜叶中植硅体碳占干物质含量(79.01 g·kg⁻¹)远高于其他森林类型,是热带森林类型中具有很高碳汇潜力的林型.然而,青

梅林凋落叶中的植硅体碳占干物质含量 ($3.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 比鲜叶有大幅度的降低, 在一定程度上说明其植硅体相对不稳定. 在 2 个气候带, 8 种代表性森林类型的植硅体碳含量均表现为植物部分 (鲜叶和凋落叶) 高于土壤部分, 土壤中植硅体碳含量远低于鲜叶和凋落叶. 这表明植物中的植硅体通过凋落物形式进入土壤的过程可能不稳定, 其包裹的有机碳在这一过程中有所释放. 有研究表明, 植物中植硅体比土壤中植硅体更具活性, 对环境的响应敏感, 受外界和自身影响较大^[28]. Liu 等^[29] 对中国东北松嫩平原不同湿度条件下芦苇叶子植硅体的研究发现, 芦苇植硅体对生存环境中湿度变化的响应敏感. Cabanes 等^[30] 研究表明, 不同植硅体的稳定性不同, 古植硅体比现代植硅体更稳定, 高温焚烧过的植硅体远比未焚烧过的植硅体不稳定, 而对植硅体形态的研究也发现, 现代小麦花序的植硅体比其叶或秆的植硅体不稳定. 可见, 不同年代、环境和部位对植硅体的稳定性具有很大影响. Parr 等^[1] 通过对火山灰和古土壤中有有机碳和植硅体碳的研究发现, 经过 2000 年的分解, 植硅体碳所占有机碳的比例由表土 <10% 上升到 2000 年前的 82.0%, 表明植硅体碳能以千年尺度在土壤中保持稳定. 土壤中植硅体碳的稳定性与土壤年龄也有很大关系, 年龄越古老的土壤其植硅体稳定性越强^[1,16]. 土壤中其他形式的有机质易分解, 所以时间越长, 植硅体碳的稳定性优势越明显, 在土壤中所占的比重也越多.

本研究中, 毛竹林、马尾松林、杉木林、青梅林和橡胶林 5 种森林类型鲜叶和凋落叶中的植硅体碳含量无显著差异, 而青冈林、芭蕉林和马占相思林中植硅体碳含量均表现为鲜叶显著高于凋落叶. 表明后 3 种森林凋落物的植硅体在分解过程中可能相对不稳定, 植硅体碳有所释放, 导致其凋落物的植硅体碳含量低于新鲜叶. 有研究发现, 植物不同部位的植硅体含量、形态、大小等存在明显差异, 因此, 不同植物来源 (如落叶、草类和针叶树) 提取的植硅体的稳定性存在显著差异^[31-32].

目前, 对森林、农作物、湿地等做过植硅体碳封存量的估测大都基于现存叶片的生物量或凋落物的现存量计算. Li 等^[33] 根据 75 个种属的竹子叶子的植硅体碳含量估测出全球竹子每年可以封存 $1.4 \times 10^9 \text{ kg CO}_2$. Zuo 等^[8] 采集中国黍和粟的整株样品进行植硅体碳提取和植硅体碳含量的测定, 并估测我国每年将通过旱作植硅体封存约 $2.37 \times 10^6 \text{ t CO}_2$. Li 等^[7] 对水稻叶、茎、鞘和谷粒中的植硅体碳含量进

行测定, 并判定中国在 1950—2010 年通过水稻植硅体封存了 $2.37 \times 10^8 \text{ t CO}_2$. 应雨骐等^[12] 对中国亚热带毛竹林、杉木林、马尾松林、阔叶林、针阔混交林 5 种林分凋落物层和 0~10 cm 土层的植硅体碳贮量进行了估测, 得出 5 种林分凋落物层的植硅体碳贮量分别为 0.231、0.034、0.062、0.125 和 0.090 $\text{t CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2}$, 0~10 cm 土层的植硅体碳贮量分别为 0.492、0.217、0.352、0.362 和 0.448 $\text{t CO}_2 \cdot \text{hm}^{-2}$. 这些研究通过植物叶、枝、秆等以及凋落物中的植硅体碳含量进行封存量的估测, 都证明了植硅体碳在全球碳平衡中的巨大作用. 然而本研究发现, 中国 2 个气候带 8 种森林类型中, 土壤中植硅体碳含量均远低于鲜叶和凋落叶, 鲜叶中植硅体碳含量与土壤 0~10 cm 土层相比下降了 63.7% (热带的青梅林) ~ 97.4% (亚热带的杉木林), 说明叶的植硅体通过凋落物的形式进入土壤的过程可能是不稳定的, 其中的植硅体碳有所释放. 因此, 前人采用叶片或凋落物的植硅体碳含量来对整个生态系统进行植硅体碳封存量的研究结果, 在一定程度上可能是高估了. 为此, 要准确估测森林、农作物或草地等的植硅体碳封存量, 应该对土壤中的植硅体碳进行分析, 或者通过叶植硅体碳与土壤植硅体碳之间的关系进行计算.

4 结 论

中国亚热带、热带 8 种森林类型中植硅体碳含量均表现为从叶、凋落物到土壤降低的规律, 凋落叶中的植硅体碳含量与鲜叶相比, 或无差异或降低, 土壤中的植硅体碳含量相比鲜叶则大幅度下降, 表明植物部分的植硅体在进入土壤的过程中是不稳定的. 为了准确计量森林生态系统中植硅体碳的封存量, 需对土壤中的植硅体碳进行分析, 或找出植物部分植硅体碳与土壤部分植硅体碳之间的关系, 进行校正和计算.

参考文献

- [1] Parr JF, Sullivan LA. Soil carbon sequestration in phytoliths. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, **37**: 117-124
- [2] Piperno DR. *Phytoliths: A Comprehensive Guide for Archeologists and Paleocologists*. London: Altamira Press, 2006: 117-124
- [3] Song ZL, Parr JF, Guo FS. Potential of global cropland phytolith carbon sink from optimization of cropping system and fertilization. *PLoS One*, 2013, **8**(9): e73747
- [4] Wang Y-J (王永吉), Liu B-Z (刘宝柱), Lv H-Y (吕厚远). Application of phytolith study in marine geology in China. *Acta Oceanologica Sinica* (海洋学报), 1998, **20**(1): 81-89 (in Chinese)

- [5] Wilding LP. Radiocarbon dating of biogenetic opal. *Science*, 1967, **156**: 66-67
- [6] Parr J, Sullivan L, Chen B, *et al.* Carbon bio-sequestration within the phytoliths of economic bamboo species. *Global Change Biology*, 2010, **16**: 2661-2667
- [7] Li ZM, Song ZL, Parr JF, *et al.* Occluded C in rice phytoliths: Implications to biogeochemical carbon sequestration. *Plant and Soil*, 2013, **370**: 615-623
- [8] Zuo XX, Lü HY. Carbon sequestration within millet phytoliths from dry-farming of crops in China. *Chinese Science Bulletin*, 2011, **56**: 3451-3456
- [9] Li ZM, Song ZL, Li BL. The production and accumulation of phytolith-occluded carbon in Baiyangdian reed wetland of China. *Applied Geochemistry*, 2013, **37**: 117-124
- [10] Song ZL, Liu H, Si Y, *et al.* The production of phytoliths in China's grasslands: Implications to the biogeochemical sequestration of atmospheric CO₂. *Global Change Biology*, 2012, **18**: 3647-3653
- [11] Li Z-M (李自民), Song Z-L (宋照亮), Li B-L (李蓓蓓). Generation and accumulation of phytoliths in Baiyangdian reed wetland ecosystems. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2013, **50**(3): 632-636 (in Chinese)
- [12] Ying Y-Q (应雨祺), Xiang T-T (项婷婷), Lin W-L (林维雷), *et al.* Phytolith-occluded carbon in litters of different stands in the subtropics of China. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), 2015, **51**(3): 1-7 (in Chinese)
- [13] Zuo XX, Lü HY, Gu ZY. Distribution of soil phytolith-occluded carbon in the Chinese Loess Plateau and its implications for silica-carbon cycles. *Plant and Soil*, 2014, **374**: 223-232
- [14] Parr JF. A comparison of heavy liquid floatation and microwave digestion techniques for the extraction of fossil phytoliths from sediments. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 2002, **120**: 315-336
- [15] Fishikis O, Ingwersen J, Streck T. Phytolith transport in sandy sediment: Experiments and modeling. *Geoderma*, 2009, **151**: 168-178
- [16] Farmer VC, Delbos E, Miller JD. The role of phytolith formation and dissolution in controlling concentrations of silica in soil solutions and streams. *Geoderma*, 2005, **127**: 71-79
- [17] Dey SB, Ghosh R, Shekhar M, *et al.* What drives elevational pattern of phytolith diversity in *Thysanolaena maxima* (Roxb.) O. Ktze? A study from the Darjeeling Himalayas. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2015, **211**: 51-61
- [18] Chen L-M (陈留美), Zhang G-L (张甘霖). Phytoliths and its occluded organic carbon in a stagnic anthrosols chronosequence. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 2011, **42**(5): 1025-1029 (in Chinese)
- [19] Bao S-D (鲍士旦). Soils and Agricultural Chemistry Analysis. Beijing: China Agriculture Press, 2008 (in Chinese)
- [20] Parr JF, Dolic V, Lancaster G, *et al.* A microwave digestion method for the extraction of phytoliths from herbarium specimens. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 2001, **116**: 203-212
- [21] Yang J (杨杰), Li Y-F (李永夫), Huang Z-T (黄张婷), *et al.* Determination of phytolith-occluded carbon content using alkali dissolution-spectrophotometry. *Chinese Journal of Analytical Chemistry* (分析化学), 2014, **42**(9): 1389-1390 (in Chinese)
- [22] Wang Y-J (王永吉), Lv H-Y (吕厚远). The Study of Phytolith and Its Application. Beijing: China Ocean Press, 1993 (in Chinese)
- [23] Song ZL, Wang HL, Strong PJ, *et al.* Plant impact on the coupled terrestrial biogeochemical cycles of silicon and carbon: Implications for biogeochemical carbon sequestration. *Earth-Science Reviews*, 2012, **115**: 319-331
- [24] Parr JF, Sullivan LA, Quirk R. Sugarcane phytoliths: Encapsulation and sequestration of a long-lived carbon fraction. *Sugar Tech*, 2009, **11**: 17-21
- [25] Parr JF, Sullivan LA. Phytolith occluded carbon and silica variability in wheat cultivars. *Plant and Soil*, 2011, **342**: 165-171
- [26] Li R-C (李仁成), Fan J (樊俊), Gao C-H (高崇辉). Advances in modern phytolith research. *Advances in Earth Science* (地球科学进展), 2013, **28**(12): 1287-1295 (in Chinese)
- [27] Huang ZT, Li YF, Jiang PK, *et al.* Long-term intensive management increased carbon occluded in phytolith (PhytOC) in bamboo forest soils. *Scientific Reports*, 2014, **4**: doi: 10.1038/srep03602
- [28] Fraysse F, Pokrovsky OS, Schott J, *et al.* Surface properties, solubility and dissolution kinetics of bamboo phytoliths. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2006, **70**: 1939-1951
- [29] Liu L, Jie D, Liu H, *et al.* Response of phytoliths in *Phragmites communis* to humidity in NE China. *Quaternary International*, 2013, **304**: 193-199
- [30] Cabanes D, Weiner S, Shahack-Gross R. Stability of phytoliths in the archaeological record: A dissolution study of modern and fossil phytoliths. *Journal of Archaeological Science*, 2011, **38**: 2480-2490
- [31] Wilding LP, Drees LR. Contributions of forest opal and associated crystalline phases to fine silt and clay fractions of soils. *Clays & Clay Miner*, 1974, **22**: 295-306
- [32] Bartoli F, Wilding LP. Dissolution of biogenic opal as a function of its physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 1980, **44**: 873-878
- [33] Li BL, Song ZL, Li ZM, *et al.* Phylogenetic variation of phytolith carbon sequestration in bamboos. *Scientific Reports*, 2014, **4**: 4710, DOI: 10.1038/srep04710

作者简介 何珊琼,女,1990年生,硕士研究生.主要从事土壤碳汇与全球气候变化研究. E-mail: 18358103490@163.com

责任编辑 孙菊