

# 树种对土壤有机碳密度的影响：5种温带树种同质园试验

王薪琪 王传宽\* 韩 轶

东北林业大学生态研究中心, 哈尔滨 150040

**摘 要** 树种通过改变凋落物输入与周转及根系活动影响土壤的理化和生物学性质及固碳功能。合理选择树种是碳汇林业中一个亟待解决的理论和实践问题。为了减少林分特征和立地条件差异的影响, 2004年在相同气候、土壤和经营历史的立地上建立了东北地区常见树种同质园, 10年(2013–2014年)后测定了其中的3种阔叶树(白桦(*Betula platyphylla*)、胡桃楸(*Juglans mandshurica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*))和两种针叶树(落叶松(*Larix gmelinii*)、樟子松(*Pinus sylvestris* var. *mongolica*))人工纯林的土壤有机碳(SOC)及土壤容重、全氮、微生物生物量碳、微生物生物量氮、pH值等相关因子, 旨在比较探索树种对SOC含量及其垂直分布的影响。结果表明: (1)树种显著影响0–40 cm土层SOC总密度( $p < 0.05$ )。其中, 0–10 cm土层SOC密度变化范围为2.79–3.08 kg·m<sup>-2</sup>, 表现为胡桃楸林>水曲柳林>白桦林>落叶松林>樟子松林; 10–20 cm土层变化范围为1.56–2.19 kg·m<sup>-2</sup>, 表现为樟子松林>胡桃楸林>水曲柳林>白桦林>落叶松林; 20–30 cm土层变化范围为1.17–2.10 kg·m<sup>-2</sup>, 表现为白桦林、水曲柳林显著高于其他树种纯林; 30–40 cm土层变化范围为0.84–1.43 kg·m<sup>-2</sup>, 表现为白桦林显著高于其他树种纯林。(2) SOC密度垂直分布格局因树种和土层而异。胡桃楸林、落叶松林0–10 cm土层SOC密度占0–40 cm土层总密度的相对量显著高于其他树种纯林, 白桦林20–40 cm土层的SOC密度相对量显著高于其他树种纯林, 这说明不同层次SOC密度的主控因子因树种而异。(3)不同树种纯林SOC浓度、容重差异显著, 且两者呈负相关。胡桃楸林、水曲柳林和落叶松林SOC密度与土壤微生物生物量、土壤pH值均呈正相关关系。5个树种纯林SOC密度均与全氮密度呈正相关关系。研究表明, 树种通过改变土壤理化性质和微生物活动而显著影响SOC密度, 不同树种SOC密度垂直变化格局可能是由不同树种在各个土层中的SOC密度主控因素不同所致。

**关键词** 树种, 土壤性质, 土壤有机碳, 土壤微生物, 垂直分布

**引用格式:** 王薪琪, 王传宽, 韩轶 (2015). 树种对土壤有机碳密度的影响: 5种温带树种同质园试验. 植物生态学报, 39, 1033–1043. doi: 10.17521/cjpe.2015.0100

## Effects of tree species on soil organic carbon density: A common garden experiment of five temperate tree species

WANG Xin-Qi, WANG Chuan-Kuan\*, and HAN Yi

Center for Ecological Research, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

### Abstract

**Aims** Forest trees alter litter inputs, turnover and rhizospheric activities, modify soil physical, chemical and biological properties, and consequently affect soil organic carbon (SOC) storage and carbon sink strength. That how to select appropriate tree species in afforestation, reforestation and management practices is critical to enhancing forest carbon sequestration. The objective of this study was to determine the effects of tree species on SOC density and vertical distributions.

**Methods** A common garden experiment with the same climate, soil, and management history was established in Maoershan Forest Ecosystem Station, Northeast China, in 2004. The experimental design was a completely randomized arrangement with twenty 25 m × 25 m plots, consisting of monocultures of five tree species, including white birch (*Betula platyphylla*), Manchurian walnut (*Juglans mandshurica*), Manchurian ash (*Fraxinus mandshurica*), Dahurian larch (*Larix gmelinii*), and Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. *mongolica*), each with four replicated plots. A decade after the establishment (2013–2014), we measured carbon density and related factors (i.e., bulk density, total nitrogen concentration, microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen, pH value)

收稿日期Received: 2015-02-02 接受日期Accepted: 2015-08-13

\* 通讯作者Author for correspondence (E-mail: wangck-cf@nefu.edu.cn)

in soils of the 0–40 cm depth for these monocultures.

**Important findings** Results showed that tree species significantly influenced the SOC density in the 0–40 cm depth ( $p < 0.05$ ). SOC density in the 0–10 cm depth varied from 2.79 to 3.08  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , in the order of walnut > ash > birch > larch > pine, in the 10–20 cm depth from 1.56 to 2.19  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , in the order of pine > walnut > ash > birch > larch, in the 20–30 cm depth from 1.17 to 2.10  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , and in the 20–40 cm depth from 0.84 to 1.43  $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ . The greatest SOC density occurred in the birch stands in the 20–40 cm depth. The vertical distributions of SOC density varied with tree species. The percentage of SOC in the 0–10 cm depth over the total SOC in the soil profile was significantly higher in the walnut and larch stands than in others, while the percentage of SOC in the 20–40 cm depth over the total SOC was highest in the birch stands. SOC concentration and soil bulk density differed significantly among the stands of different tree species, and were negatively correlated. SOC density was positively correlated with soil microbial biomass and soil pH in the walnut, ash, and larch stands, and with total nitrogen density in all the stands. We conclude that tree species modifies soil properties and microbial activity, thereby influencing SOC density, and that different patterns of vertical distributions of SOC density among monocultures of different tree species may be attributed to varying SOC controls at each soil depth.

**Key words** tree species, soil property, soil organic carbon, soil microbe, vertical distribution

**Citation:** Wang XQ, Wang CK, Han Y (2015). Effects of tree species on soil organic carbon density: A common garden experiment of five temperate tree species. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 39, 1033–1043. doi: 10.17521/cjpe.2015.0100

森林是陆地生态系统的重要组分, 其植被碳库约占全球植被碳库的80%, 其土壤碳库约占全球土壤碳库的70% (Jandl *et al.*, 2007)。土壤碳库因储量而对森林碳循环过程影响显著, 进而影响生态系统的结构和功能(Poeplau *et al.*, 2011)。树种通过改变凋落物的输入(Díaz-Pinés *et al.*, 2011)与输出(Vesterdal *et al.*, 2012)、根系活动(Hansson *et al.*, 2013)等深刻地影响土壤的物理、化学和生物学性质及固碳功能(Mueller *et al.*, 2012)。因此, 合理选择树种是造林、再造林、森林经营等碳汇林业中一个亟待解决的理论和实践问题(Parry *et al.*, 2007)。

森林土壤有机碳(SOC)由植物、动物和微生物等各降解阶段的残留混合物组成, 是碳输入和输出的动态平衡结果(Vesterdal *et al.*, 2013)。不同树种地上凋落物的数量与质量、地下根系及根系共生体、分泌物等不同, 会改变土壤养分状况、酸度、土壤动物微生物的数量和活性等理化和生物学性质, 从而影响SOC的输入和输出(Hobbie *et al.*, 2007; Díaz-Pinés *et al.*, 2011; Vesterdal *et al.*, 2012)。土壤养分状况的改善能提高森林净初级生产量以及凋落物产量, 进而促进SOC的积累(Gurmesa *et al.*, 2013)。增加土壤微生物的数量及其活性能提高SOC的稳定性, 促进SOC的积累(Xu *et al.*, 2013)。但是, 不同树种通过这些过程对SOC的综合影响程度及这些过程的主要影响因子尚不清晰。

以往有关树种对土壤性质影响的研究多采用选

择立地相邻、树龄相近、基质相似的样方(Neirynck *et al.*, 2000; Laganière *et al.*, 2012), 或在天然混交林中就各个树种的单独个体进行测定(Dijkstra & Fitzhugh, 2003)。因受到林龄、立地条件等相关因素的影响, 这类研究很难阐明树种对土壤理化和生物学性质的效应(Vesterdal *et al.*, 2013)。例如, Mareschal等(2010)报道温带阔叶林SOC储量高于针叶林, 而Gurmesa等(2013)则发现针叶林SOC储量高于阔叶林。同样, 我国亚热带地区主要树种对SOC的影响(李强等, 2008; Wang *et al.*, 2010)的研究结论也不一致。其中, 研究方法存在缺陷是导致这些结果不一致的重要原因之一。

早在20世纪50年代, Ovington (1954, 1956)就采用同质园(common garden)试验方法研究不同树种对SOC的影响。之后, 在北美、欧洲等地的温带和北方森林中相继采用同质园试验探讨树种对土壤碳储量、土壤呼吸、土壤养分循环以及土壤理化性质的影响(Hobbie *et al.*, 2007; Mueller *et al.*, 2012; Vesterdal *et al.*, 2012)。通过在相同林龄、相同经营历史、相同土壤基质的立地条件下建立同质园试验, 可以最大程度地降低气候和立地条件差异带来的影响(Vesterdal *et al.*, 2013)。然而, 同质园试验的建立对立地条件要求高、成本大、试验期漫长, 因此, 目前因试验重复量有限、林龄小等问题而难以形成一致的结论。

本研究于2004年首次在相同气候、土壤和经营

历史的立地上建立了东北地区常见树种同质园, 10年后(2013–2014年)测定了其中的白桦(*Betula platyphylla*)、胡桃楸(*Juglans mandshurica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、落叶松(*Larix gmelinii*)、樟子松(*Pinus sylvestris* var. *mongolica*)等5个树种的人工纯林的SOC密度及土壤容重、全氮、微生物生物量碳、微生物生物量氮、pH值等相关因子, 旨在比较探索树种对SOC密度及其垂直分布的影响。具体研究目标包括: (1)量化树种对SOC密度及其垂直分布的影响; (2)探索SOC密度与其他土壤理化和生物学特性的关系。研究结果不但可为造林、再造林、森林经营等碳汇林业中选择适当树种、充分发挥森林生态系统服务功能等提供科学依据, 还可为构建森林生物地球化学循环模型提供实测数据。

## 1 研究方法

### 1.1 研究地自然概况与试验设计

试验地设置在帽儿山森林生态站(45.40° N, 127.47° E)。平均海拔400 m, 平均坡度10°–15°。气候为明显的大陆性温带季风气候, 年平均气温2.8 °C, 年降水量629 mm。土壤为暗棕色森林土。植被为典型的温带次生林。

2004年春季在此地建立了面积达8 hm<sup>2</sup>的同质园试验区。由于样地建立之前为农用耕地, 气候、土壤和经营历史相同, 地势平坦均一, 因此试验采用完全随机设计。整个试验包括了东北地区11个主要树种, 每个树种设置4个重复样地, 共有44块样地; 每块样地大小为25 m × 25 m, 按1.5 m × 1.5 m的株行距栽植一个树种的纯林; 所有树种的栽植苗龄均为2年。样地本底土壤调查结果显示, SOC浓度无显著空间变异(0–10 cm:  $p = 0.22$ ; 10–20 cm:  $p = 0.09$ ; 20–30 cm:  $p = 0.33$ ; 30–40 cm:  $p = 0.42$ )。本研

究选取了其中已经成林的5个树种的纯林, 其中包括3个落叶阔叶树种(白桦、胡桃楸、水曲柳)和2个针叶树种(落叶松和樟子松)。2013年10月对试验样地进行清查(表1)。

### 1.2 野外采样与室内分析

2013年10月在每块样地内随机选取5个样点进行土壤取样(考虑到树种间可能的边缘效应, 取样点距离样方边缘至少5 m, 作为缓冲带)。同质园建立前是弃耕地, 故采用了机械分层法取样, 每10 cm一层, 共4层, 深至树木的根系分布区(0–40 cm)。

将土样去除植物残体及石砾自然风干后, 先过2 mm (10目)土筛, 然后取其中20 g左右过0.18 mm (80目)土筛, 在65 °C下烘干至恒定质量; 称取其中0.050 0 g土样酸化处理后, 在105 °C下烘干3 h去除无机碳; 之后, 采用燃烧法通过multi N/C 3000分析仪(Analytik Jena AG, Jena, Germany)测定土样中的SOC含量。与此同时, 测定各土层的全氮浓度以及0–10 cm、10–20 cm土层的微生物生物量碳和微生物生物量氮、pH值。采用凯氏定氮法测定全氮浓度(Bremner & Mulvaney, 1982); 采用氯仿熏蒸浸提法测定微生物生物量(Vance *et al.*, 1987); 采用Mettler Toledo实验室pH计测定pH值。

SOC密度采用单位面积上相同土壤质量的方法计算, 以排除不同土壤质量对计算结果的影响(Ellert & Bettany, 1995; Wellock *et al.*, 2011)。某一土层*i*的容重 $D_i$ (g·cm<sup>-3</sup>)为:

$$D_i = S_i / V_i (1 - G_i) \quad (1)$$

式中,  $S_i$ 为干土质量(g),  $V_i$ 为土体积(cm<sup>3</sup>),  $G_i$ 为直径大于2 mm的石砾所占的体积百分比(%)。

某一层土壤质量 $M_i$  (kg·m<sup>-2</sup>)为:

$$M_i = D_i \times h \times 10 \quad (2)$$

式中,  $h$ 为土层深度(cm)。

表1 五个树种纯林样地基本情况(平均值±标准偏差)

Table 1 Site characteristics in the monocultures of five tree species (mean ± SD)

树种 Tree species	基径 Basal diameter (cm)	胸径 Diameter at breast height (cm)	树高 Tree height (m)	土壤全氮 Soil total nitrogen (g·kg <sup>-1</sup> )	土壤pH值 Soil pH value
白桦 <i>Betula platyphylla</i>	10.64 ± 2.84	7.61 ± 2.13	10.07 ± 1.19	3.37 ± 0.11	4.64 ± 0.05
胡桃楸 <i>Juglans mandshurica</i>	5.81 ± 2.90	3.63 ± 1.90	3.74 ± 1.79	3.54 ± 0.21	4.77 ± 0.04
水曲柳 <i>Fraxinus mandshurica</i>	13.73 ± 16.60	7.50 ± 9.97	3.01 ± 2.10	3.63 ± 0.21	4.75 ± 0.05
落叶松 <i>Larix gmelinii</i>	9.32 ± 2.97	7.46 ± 4.07	6.80 ± 1.48	3.16 ± 0.15	4.69 ± 0.06
樟子松 <i>Pinus sylvestris</i> var. <i>mongolica</i>	9.75 ± 2.08	7.36 ± 3.49	4.66 ± 0.65	3.40 ± 0.11	4.79 ± 0.05

某一土层固定土壤深度的含碳量  $C_{i, \text{fixed}}$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )为:

$$C_{i, \text{fixed}} = \text{conc}_i \times M_i \times 10^{-3} \quad (3)$$

式中,  $\text{conc}_i$  为土壤有机碳浓度 ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。

相同土壤质量  $M_{i, \text{equiv}}$  为每一层土壤质量的最大值, 增加土壤质量为  $M_{i, \text{add}}$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ):

$$M_{i, \text{add}} = M_{i, \text{equiv}} - M_i \quad (4)$$

相同质量土壤的含碳量  $C_{i, \text{equiv}}$  即 SOC 密度 ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )为:

$$C_{i, \text{equiv}} = C_{i, \text{fixed}} - \text{conc}_{\text{top}} \times M_{i-1, \text{add}} \times 10^{-3} + \text{conc}_{\text{bottom}} \times (M_{i, \text{add}} - M_{i-1, \text{add}}) \times 10^{-3} \quad (5)$$

式中,  $\text{conc}_{\text{top}}$  为当前土层的上一层土壤的有机碳浓度,  $\text{conc}_{\text{bottom}}$  为当前土层下一层土壤的有机碳浓度。

### 1.3 数据分析

运用一般线性模型 (GLM) 巢式方差分析比较树种对各土层容重、SOC 浓度、SOC 密度以及微生物生物量的影响。运用 Pearson 相关系数评价 SOC 浓度与土壤容重以及 SOC 密度与土壤全氮密度、土壤微生物生物量碳氮密度、土壤 pH 值之间的关系。通过异常值检验发现, 落叶松第二个样地有 4 个点的 SOC 浓度显著高于其他点以及落叶松其他样地 SOC 浓度平均值。分析发现, 可能由于该样地位于样地边缘, 曾受到人为干扰而致。因此, 在随后的分析中剔除了这个样地的数据。统计分析用 SPSS 19.0 软件完成。

## 2 结果

### 2.1 不同树种纯林土壤容重、有机碳浓度和密度的比较

树种显著影响 0–40 cm 土层 SOC 浓度 (经容重加权) 和容重平均值 ( $p < 0.05$ , 图 1A, 1B)。SOC 浓度波动范围为  $18.68\text{--}21.76 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 表现为水曲柳林 > 胡桃楸林 > 白桦林 > 樟子松林 > 落叶松林; 土壤容重波动范围为  $1.04\text{--}1.17 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ , 表现为白桦林 > 落叶松林 > 水曲柳林 > 樟子松林 > 胡桃楸林。树种显著影响 0–40 cm 土层 SOC 密度, 表现为白桦林 > 水曲柳林 > 胡桃楸林 > 樟子松林 > 落叶松林, 最大值是最小值的 1.26 倍 ( $p < 0.05$ , 图 1C)。

### 2.2 不同树种纯林土壤容重以及有机碳浓度和密度垂直变化的比较

总体而言, 各树种纯林土壤容重均随土层加深而显著增大 (图 2A)。树种间 0–10 cm 及 20–40 cm 土层

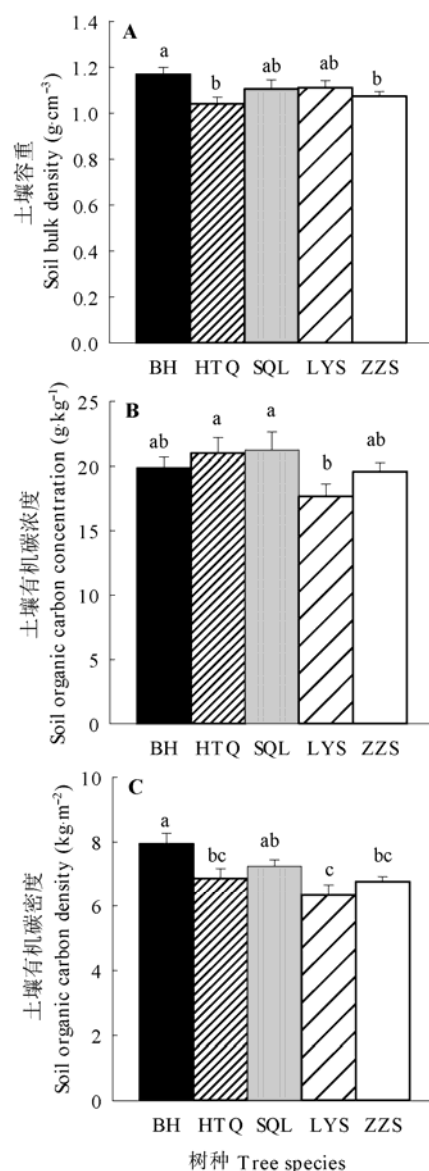


图1 不同树种纯林0–40 cm土层土壤容重(A)、有机碳浓度(B)和有机碳密度(C)的比较(平均值±标准误差)。BH, 白桦林; HTQ, 胡桃楸林; LYS, 落叶松林; SQL, 水曲柳林; ZZS, 樟子松林。不同的小写字母分别代表树种间的显著性差异组别。

**Fig. 1** Comparisons of soil bulk density (A), soil organic carbon concentration (B), and soil organic carbon density (C) among the monocultures of five tree species for 0–40 cm soil layer (mean ± SE). BH, HTQ, LYS, SQL, and ZZS represent *Betula platyphylla*, *Juglans mandshurica*, *Larix gmelinii*, *Fraxinus mandshurica*, and *Pinus sylvestris* var. *mongolica*, respectively. Different lowercase letters indicate significant differences among tree species.

容重差异并不显著 ( $p > 0.05$ ), 但 10–20 cm 土层容重差异显著 ( $p < 0.05$ ), 表现为: 白桦林 > 落叶松林 > 水曲柳林 > 樟子松林 > 胡桃楸林。

各树种纯林 SOC 浓度均随深度增加而显著降低

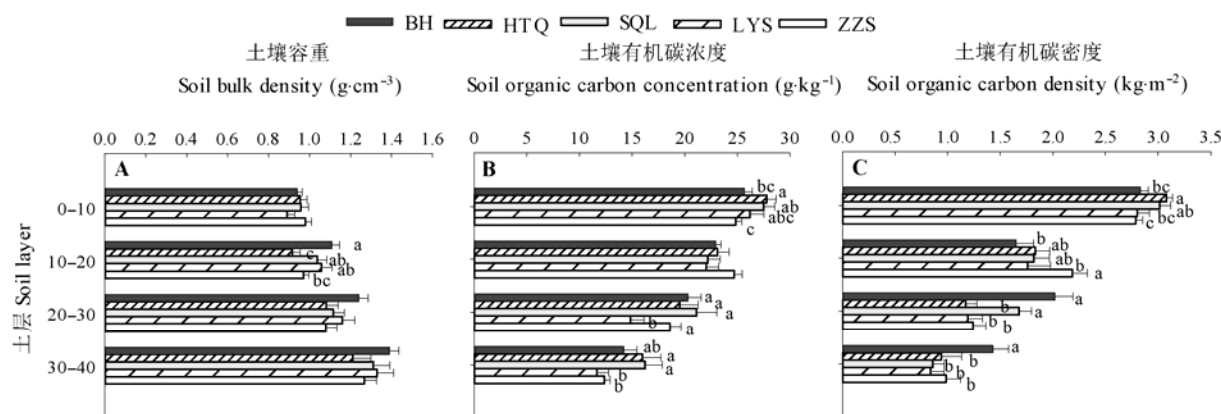


图2 不同树种纯林土壤容重(A)、有机碳浓度(B)和有机碳密度(C)垂直变化的比较(平均值±标准误差)。BH, 白桦林; HTQ, 胡桃楸林; LYS, 落叶松林; SQL, 水曲柳林; ZZS, 樟子松林。不同的小写字母分别代表相同土层树种间的显著性差异组别, 未标字母的表示无显著性差异。

**Fig. 2** Comparisons of the vertical changes in soil bulk density (A), soil organic carbon concentration (B), and soil organic carbon density (C) among the monocultures of five tree species (mean ± SE). BH, HTQ, LYS, SQL, and ZZS represent *Betula platyphylla*, *Juglans mandshurica*, *Larix gmelinii*, *Fraxinus mandshurica*, and *Pinus sylvestris* var. *mongolica*, respectively. Different lowercase letters within the same soil layers indicate significant differences among tree species, and the soil layers without designation of letters are not significantly different among groups.

(图2B)。树种显著影响0–10 cm土层SOC浓度, 胡桃楸林>水曲柳林>落叶松林>白桦林>樟子松林( $p < 0.05$ ); 树种对10–20 cm土层SOC浓度影响不显著( $p > 0.05$ ); 20–30 cm土层表现为落叶松林显著小于其他4个树种( $p < 0.05$ ); 30–40 cm土层表现为水曲柳林、胡桃楸林显著高于樟子松林、落叶松林, 白桦林居中( $p < 0.05$ )。

树种显著地影响0–40 cm各土层的SOC密度( $p < 0.05$ ; 图2C)。0–10 cm土层SOC密度变化范围为2.79–3.08 kg·m<sup>-2</sup>, 大小顺序为胡桃楸林>水曲柳林>白桦林>落叶松林>樟子松林, 最大值是最小值的1.10倍。10–20 cm土层SOC密度变化范围为1.56–2.19 kg·m<sup>-2</sup>, 樟子松林>胡桃楸林>水曲柳林>白桦林>落叶松林, 最大值是最小值的1.40倍。20–30 cm土层SOC密度表现为白桦林、水曲柳林显著高于其他树种纯林。30–40 cm土层SOC密度表现为白桦林显著高于其他4个树种, 但其他4个树种间的差异并不显著。

SOC密度的垂直变化随树种而异(图2, 图3)。除白桦林之外, 其他树种纯林的SOC密度的绝对量及SOC密度占0–40 cm剖面总SOC密度的相对量(以下简称SOC密度相对量)均随土壤深度的增加而逐渐降低, 白桦林SOC密度相对量的垂直变化则表现为20–30 cm土层显著高于10–20 cm土层(图3)。树种间

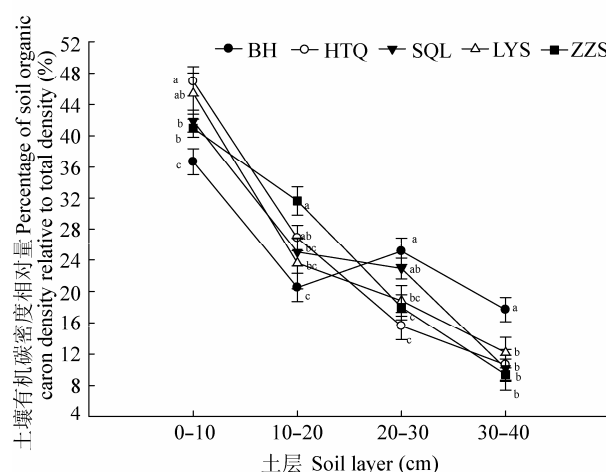


图3 不同树种纯林土壤有机碳密度相对量的垂直变化(平均值±标准误差)。BH, 白桦林; HTQ, 胡桃楸林; LYS, 落叶松林; SQL, 水曲柳林; ZZS, 樟子松林。不同的小写字母分别代表树种间的显著性差异组别。

**Fig. 3** Vertical changes in the percentage of soil organic carbon in each soil layer over the total soil organic carbon in the monocultures of five tree species (mean ± SE). BH, HTQ, LYS, SQL, and ZZS represent *Betula platyphylla*, *Juglans mandshurica*, *Larix gmelinii*, *Fraxinus mandshurica*, and *Pinus sylvestris* var. *mongolica*, respectively. Different lowercase letters within the same soil layers indicate significant differences among tree species.

0–40 cm各土层的SOC密度相对量差异均极显著( $p < 0.001$ , 图3)。0–10 cm SOC密度相对量表现为, 胡桃楸林>落叶松林>水曲柳林>樟子松林>白桦林;

10–20 cm土层表现为樟子松林>胡桃楸林>水曲柳林>落叶松林>白桦林。胡桃楸林、樟子松林0–20 cm土层SOC密度相对量均超过70% (分别为73.79%和72.61%), 显著高于白桦林的56.19%。20–40 cm土层树种间SOC密度相对量基本呈现相反趋势。

### 2.3 土壤有机碳浓度以及密度的影响因子

树种显著影响表层土壤(0–10 cm, 10–20 cm)的微生物生物量( $p < 0.001$ , 图4)。5个树种纯林的微生物生物量碳浓度、微生物生物量碳密度均随土层加深显著降低。各树种纯林间0–10 cm土层微生物生物量碳浓度以及微生物生物量碳密度差异极显著( $p < 0.001$ ): 硬阔树种纯林胡桃楸林、水曲柳林的土壤微生物生物量碳浓度显著高于樟子松林、落叶松林、白桦林(图4A), 最大值是最小值的1.71倍; 5个树种纯林土壤微生物生物量碳密度大小顺序与微生物生物量碳浓度基本一致(图4B), 最大值是最小值的1.99倍。树种间10–20 cm土层微生物生物量碳浓度差异显著( $p < 0.05$ ), 大小顺序表现为水曲柳林>胡桃楸林>樟子松林>落叶松林>白桦林; 而树种间微生物生物量碳密度差异显著性微弱( $p = 0.057$ )。

Pearson相关分析表明, 5个树种纯林SOC浓度与土壤容重均呈显著负相关关系( $p < 0.01$ , 表2)。不同树种纯林SOC密度与其影响因子的相关程度因树种而异(表2)。5个树种纯林SOC密度与全氮密度均

呈极强正相关关系( $p < 0.01$ )。胡桃楸林、水曲柳林及落叶松林SOC密度与微生物生物量碳密度正相关( $p < 0.05$ ), 而白桦林、樟子松林的SOC密度与微生物生物量碳密度均没有显著相关关系( $p > 0.05$ )。此外, 胡桃楸林、水曲柳林以及落叶松林的SOC密度与土壤微生物生物量氮密度以及pH值均呈正相关关系( $p < 0.01$ ); 白桦林、樟子松林的SOC密度与土壤微生物生物量氮密度、pH值的关系同样不显著( $p > 0.05$ )。5个树种纯林土壤微生物生物量碳密度以及微生物生物量氮密度均与土壤pH值呈显著正相关( $p < 0.01$ )。

### 3 讨论

自然条件下SOC密度的差异是环境条件、经营方式、树种类型等因素综合作用的结果(Poeplau *et al.*, 2011)。本研究幼龄林(12年生)的SOC密度(平均值为 $7.03 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , 图1)显著低于本地区成熟林(60年生)的SOC密度(阔叶林和针叶林分别为 $15.57 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $17.16 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )(杨金艳和王传宽, 2005)。这主要是由于成熟林固碳增汇效应影响时间较长而使SOC输入较高(韩营营等, 2015)、其土壤基质未受人为干扰而使SOC输出较少的缘故。然而, 在自然条件下难以从这些综合作用中区分出树种的影响。本研究中各树种纯林的SOC密度(变化范围为 $6.34\text{--}7.96$

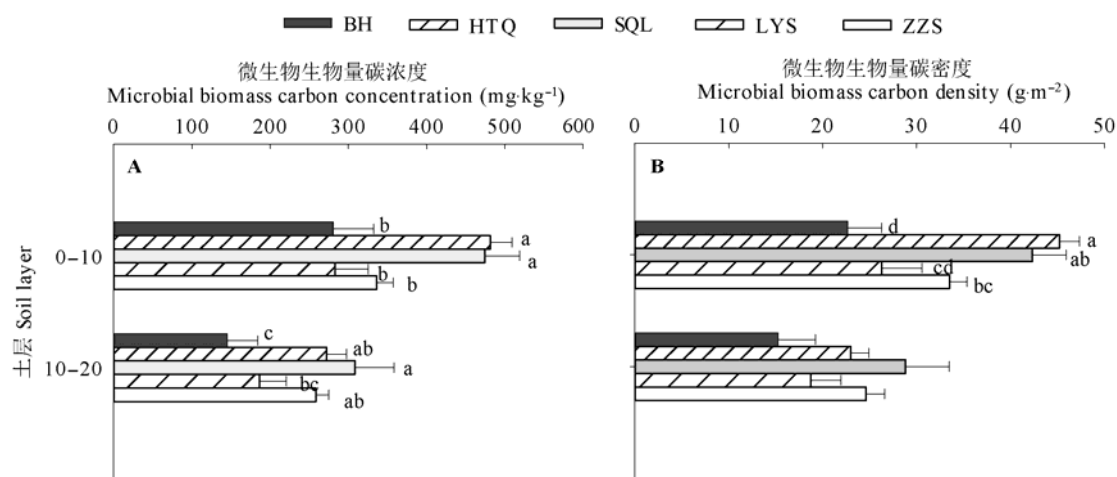


图4 不同树种纯林土壤微生物生物量碳浓度(A)和密度(B)垂直变化的比较(平均值±标准误差)。BH, 白桦林; HTQ, 胡桃楸林; LYS, 落叶松林; SQL, 水曲柳林; ZZS, 樟子松林。不同的小写字母分别代表树种间的显著性差异组别, 未标字母的表示无显著性差异。

**Fig. 4** Comparisons of the vertical changes in soil microbial biomass carbon concentration (A) and density (B) among the monocultures of five tree species (mean  $\pm$  SE). BH, HTQ, LYS, SQL, and ZZS represent *Betula platyphylla*, *Juglans mandshurica*, *Larix gmelinii*, *Fraxinus mandshurica*, and *Pinus sylvestris* var. *mongolica*, respectively. Different lowercase letters within the same soil layers indicate significant differences among tree species, and the soil layers without designation of letters are not significantly different among groups.

表2 不同树种纯林土壤有机碳浓度、密度与相关因子之间的Pearson相关系数

树种 Tree species	Pearson correlation coefficients among soil organic carbon concentration, soil organic carbon density and related factors in the monocultures of five tree species									
	有机碳浓度 Organic carbon concentration (g·kg <sup>-1</sup> )	有机碳密度 Organic carbon density (kg·m <sup>-2</sup> )	全氮密度 Total nitrogen density (kg·m <sup>-2</sup> )	微生物生物量碳密度 Microbial biomass carbon density (g·m <sup>-2</sup> )	微生物生物量氮密度 Microbial biomass nitrogen density (g·m <sup>-2</sup> )	pH值	容重 Bulk density (g·cm <sup>-3</sup> )			
白桦 <i>Betula platyphylla</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.21				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.45				
	pH值	pH值				0.03				
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )					0.63**			
胡桃楸 <i>Juglans mandshurica</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.71**				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.63**				
	pH值	pH值				0.16				
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )					0.55**			
水曲柳 <i>Fraxinus mandshurica</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.94**				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.50*				
	pH值	pH值					0.55**			
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )						0.20		
落叶松 <i>Larix gmelinii</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.45				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.67*				
	pH值	pH值				0.77**				
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )					0.85**			
樟子松 <i>Pinus sylvestris var. mongolica</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.69**				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.74**				
	pH值	pH值				0.75**				
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )					0.49*			
樟子松 <i>Pinus sylvestris var. mongolica</i>	有机碳浓度	有机碳浓度 (g·kg <sup>-1</sup> )	1							
	有机碳密度	有机碳密度 (kg·m <sup>-2</sup> )		1						
	全氮密度	全氮密度 (kg·m <sup>-2</sup> )			1					
	微生物生物量碳密度	微生物生物量碳密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.40				
	微生物生物量氮密度	微生物生物量氮密度 (g·m <sup>-2</sup> )				0.44				
	pH值	pH值				0.02				
	土壤容重	土壤容重 (g·cm <sup>-3</sup> )					0.73**			

\*, 显著相关( $p < 0.05$ ); \*\*, 极显著相关( $p < 0.01$ ); -, 未在因子间建立相关关系。  
 \*\*, significant correlation at  $p < 0.05$  level; \*\*, significant correlation at  $p < 0.01$  level; -, correlation was not established between the two factors.

$\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , 图1)处于我国森林生态系统的SOC密度的变化范围内( $4.4\text{--}26.4 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , 平均值为 $10.78 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) (刘世荣等, 2011), 但变异性比后者小得多, 主要归因于本研究所采用的同质园方法排除了树种之外的众多因素的干扰。因此, 同质园试验是野外条件下区分树种对SOC影响的一种有效方法。

### 3.1 树种对土壤有机碳密度的影响

本研究中不同树种纯林的SOC密度变化处于Vesterdal等(2013)综合报道的不同温带和北方森林树种矿质土壤层碳储量的变化范围(1.2–1.8倍)内。本研究中阔叶树种纯林0–40 cm土层SOC总密度高于针叶树种纯林(图1), 与Vesterdal等(2008)以及Mareschal等(2010)在温带同质园的研究结果一致。

我们发现, 阔叶树种0–10 cm土层SOC密度显著高于针叶树种, 树种间SOC密度大小顺序与SOC浓度顺序基本一致(图2B和2C), 说明树种主要通过影响SOC浓度进而造成其SOC密度间的差异。产生这种差异可能与森林凋落物、根系周转代谢产物等有关(Mueller *et al.*, 2012)。阔叶树种凋落物质量较高、分解速率快, 从而有更多的腐殖质进入土壤形成SOC (郭忠玲等, 2006; Vesterdal *et al.*, 2008)。此外, 阔叶树种土壤中蚯蚓生物量显著高于针叶树种(Reich *et al.*, 2005), 蚯蚓能够将凋落物整合进入矿质土层, 从而提高SOC储量。树种间10–20 cm土层SOC浓度的差异显著性微弱( $p = 0.09$ ), 土壤容重差异显著, 但SOC密度大小顺序仍与SOC浓度基本一致(图2B, 2C), 说明树种通过改变SOC浓度和容重进而影响SOC密度。随着土层加深, 地上凋落物对深层土壤的影响逐渐减小, 而根系凋落物对SOC的影响逐渐增大(Rasse *et al.*, 2005)。樟子松林10–20 cm土层SOC密度最高, 可能与樟子松林外生菌根主要分布于该土层范围有关(朱教君等, 2007)。外生菌根不仅可促进根系对营养物质的吸收, 还可以降低根系的分解速率(Adam Langley *et al.*, 2006), 从而促进与根系有关的SOC储存。白桦林20–40 cm土层SOC密度显著高于其他树种纯林(图2C), 可能是由于先锋树种幼龄期生长力旺盛、对土壤空间利用充分(杨慧等, 2007), 因而积存了较多深层土壤有机质。

土壤腐殖质是SOC的重要组成部分, 是由微生物以及植物组成的复杂生物聚合物, 其中与微生物有关的化合物所占的比例很大(Kelleher & Simpson, 2006; Xu *et al.*, 2013)。本研究中, 胡桃楸林、水曲

柳林SOC密度与微生物生物量碳密度显著正相关(表2), 说明通过提高土壤微生物活性及数量可间接促进SOC密度的增加。虽然同为落叶阔叶树种, 胡桃楸林、水曲柳林的凋落物质量(郭忠玲等, 2006; 李雪峰等, 2007)和细根生物量(梅莉等, 2008)均比白桦林高。由此推测, 白桦林土壤微生物的主要能量来源——凋落物、细根分泌物等(Fontaine *et al.*, 2007)质量较低, 加之其土壤pH值最低, 可能抑制了土壤微生物的生长和繁殖, 导致其对SOC密度的贡献不显著(表2)。

土壤酸度增强会限制微生物活性, 从而降低微生物数量(Bauhus *et al.*, 1998)。本研究结果显示, SOC密度与土壤微生物生物量呈显著正相关的树种纯林, 其SOC密度与土壤pH值也呈正相关; 否则, 两者之间没有显著的相关关系(表2)。因此, 土壤pH值可能是通过微生物而间接影响SOC密度, 而不是通过释放出较多的水解阳离子(铁离子、铝离子)而促进SOC的化学稳定性(Mueller *et al.*, 2012)。然而, Mueller等(2012)报道: 土壤总酸度与土壤碳储量显著正相关。产生这种相悖结论的原因可能是, 土壤pH值仅表示土壤总酸度的一部分, 而不代表土壤整体酸度(Thomas, 1996)。另外, 本研究中各树种纯林SOC密度与总氮密度均显著正相关(表2), 表明森林土壤碳氮通过土壤有机质紧密联系在一起, 经历相似的机理过程(Gurmesa *et al.*, 2013)。

树种通过地上和地下凋落物的输入量及质量(Hagen-Thorn *et al.*, 2004; Díaz-Pinés *et al.*, 2011)、树木根系周转、分泌物等代谢产物的产生综合影响SOC密度(Hansson *et al.*, 2013)。虽然本研究未能测定地上凋落物以及根系碳浓度, 但上述结果表明, 不同凋落物质量导致SOC浓度产生差异, 进而可能直接导致树种间SOC密度差异, 土壤微生物生物量以及土壤pH值则可能间接影响SOC密度。

### 3.2 树种对土壤有机碳密度垂直分布的影响

随着土层的加深, 凋落物层被矿化融合进入土壤层的有机质减少, 土壤微生物生物量也急剧下降(Rasse *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2013), 因此各树种纯林均在0–10 cm土层储存最多的有机质, SOC密度基本均随土层加深显著降低(白桦林除外, 图4)。白桦林20–40 cm土层SOC密度相对量(42.81%)显著高于其他4个树种纯林。究其原因可能有以下两方面: 一是白桦林土壤微生物生物量较低, 导致凋落物对其土



壤表层有机质的贡献可能较小; 二是白桦根系也被外生菌根浸染(师伟等, 2008), 其根系侵入土层较深, 20–40 cm 土层根长占总根长(0–100 cm)的比例最大(宋恒川等, 2012)。与白桦林相反, 胡桃楸林 0–20 cm 土层 SOC 密度相对量显著高于其他树种纯林(73.79%), 可能是由于其土壤微生物生物量最高(图4), 因此凋落物层对胡桃楸林表层有机质的贡献较大。落叶松林 0–10 cm 土层 SOC 密度绝对量较低(图2C), 但 SOC 密度相对量较高(图4), 可能因其累积的凋落物层淋溶的可溶性碳对表层 SOC 的贡献较大(Fröberg *et al.*, 2011), 从而导致其土壤表层储存的有机质较多。可见, 不同树种纯林具有不同 SOC 密度垂直分布格局(图2, 图3), 可能是不同树种在各个土层中的 SOC 密度主控因素不同引起的。

#### 4 结论

同质园试验是自然条件下区分树种对土壤生物地球化学循环影响的一种有效方法。由于树木生命周期长、有机质变化缓慢, 因此阐明这种影响需要长期监测。尽管本研究缺少对凋落物层以及根系生物量及活动的同步测定, 但是试验结果表明, 树种主要通过影响 SOC 浓度而显著地影响 0–40 cm 土层的 SOC 密度及其垂直分配。不同树种纯林具有不同 SOC 密度垂直分布格局, 可能是由于不同树种在各个土层中的 SOC 密度主控因素不同所致。

**基金项目** 国家“十二五”科技支撑项目(2011-BAD37B01)、教育部长江学者和创新团队发展计划(IRT1054)。

**致谢** 感谢帽儿山森林生态站提供了野外基础支持。

#### 参考文献

- Adam Langley J, Chapman SK, Hungate BA (2006). Ectomycorrhizal colonization slows root decomposition: The *post-mortem* fungal legacy. *Ecology Letters*, 9, 955–959.
- Bauhus J, Paré D, Côté L (1998). Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 1077–1089.
- Bremner J, Mulvaney C (1982). Nitrogen-total. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR eds. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison. 595–624.
- Díaz-Pinés E, Rubio A, van Miegroet H, Montes F, Benito M (2011). Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management*, 262, 1895–1904.
- Dijkstra FA, Fitzhugh RD (2003). Aluminum solubility and mobility in relation to organic carbon in surface soils affected by six tree species of the northeastern United States. *Geoderma*, 114, 33–47.
- Ellert BH, Bettany JR (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75, 529–538.
- Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel C (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450, 277–280.
- Fröberg M, Hansson K, Kleja DB, Alavi G (2011). Dissolved organic carbon and nitrogen leaching from Scots pine, Norway spruce and silver birch stands in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 262, 1742–1747.
- Guo ZL, Zheng JP, Ma YD, Li QK, Yu GR, Han SJ, Fan CN, Liu WD (2006). Researches on litterfall decomposition rates and model simulating of main species in various forest vegetations of Changbai Mountains, China. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 1037–1046. (in Chinese with English abstract) [郭忠玲, 郑金萍, 马元丹, 李庆康, 于贵瑞, 韩士杰, 范春楠, 刘万德 (2006). 长白山各植被带主要树种凋落物分解速率及模型模拟的试验研究. *生态学报*, 26, 1037–1046.]
- Gurmesa GA, Schmidt IK, Gundersen P, Vesterdal L (2013). Soil carbon accumulation and nitrogen retention traits of four tree species grown in common gardens. *Forest Ecology and Management*, 309, 47–57.
- Hagen-Thorn A, Callesen I, Armolaitis K, Nihlgård B (2004). The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195, 373–384.
- Han YY, Huang W, Sun T, Lu B, Mao ZJ (2015). Soil organic carbon stocks and fluxes in different age stands of secondary *Betula platyphylla* in Xiaoxing'an Mountain, China. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 1460–1469. (in Chinese with English abstract) [韩莹莹, 黄唯, 孙涛, 陆彬, 毛子军 (2015). 不同林龄白桦天然次生林土壤碳通量和有机碳储量. *生态学报*, 35, 1460–1469.]
- Hansson K, Helmisaari HS, Sah SP, Lange H (2013). Fine root production and turnover of tree and understorey vegetation in Scots pine, silver birch and Norway spruce stands in SW Sweden. *Forest Ecology and Management*, 309, 58–65.
- Hobbie SE, Ogdahl M, Chorover J, Chadwick OA, Oleksyn J, Zytowskiak R, Reich PB (2007). Tree species effects on soil organic matter dynamics: The role of soil cation composition. *Ecosystems*, 10, 999–1018.
- Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R,

- Hagedorn F, Johnson DW, Minkinen K, Byrne KA (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253–268.
- Kelleher BP, Simpson AJ (2006). Humic substances in soils: Are they really chemically distinct? *Environmental Science & Technology*, 40, 4605–4611.
- Laganière J, Paré D, Bergeron Y, Chen HYH (2012). The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and C quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 53, 18–27.
- Li Q, Ma DM, Liu YJ, Liu C, Chen MC (2008). Study on soil organic carbon and nutrients under the different plantations. *Chinese Journal of Soil Science*, 39, 1034–1037. (in Chinese with English abstract) [李强, 马明东, 刘跃建, 刘闯, 陈暮初 (2008). 几种人工林土壤有机碳和养分研究. 土壤通报, 39, 1034–1037.]
- Li XF, Zhang Y, Niu LJ, Han SJ (2007). Litter decomposition processes in the pure birch (*Betula platyphlla*) forest and the birch and poplar (*Populus davidiana*) mixed forest. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 1782–1790. (in Chinese with English abstract) [李雪峰, 张岩, 牛丽君, 韩士杰 (2007). 长白山白桦(*Betula platyphlla*)纯林和白桦山杨(*Populus davidiana*)混交林凋落物的分解. 生态学报, 27, 1782–1790.]
- Liu SR, Wang H, Luan JW (2011). A review of research progress and future prospective of forest soil carbon stock and soil carbon process in China. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 5437–5448. (in Chinese with English abstract) [刘世荣, 王晖, 栾军伟 (2011). 中国森林土壤碳储量与土壤碳过程研究进展. 生态学报, 31, 5437–5448.]
- Mareschal L, Bonnaud P, Turpault MP, Ranger J (2010). Impact of common European tree species on the chemical and physicochemical properties of fine earth: An unusual pattern. *European Journal of Soil Science*, 61, 14–23.
- Mei L, Wang ZQ, Cheng YH, Han YZ, Zhang ZW (2008). Relationships between fine roots distribution and soil nitrogen availability in manchurian ash and korean larch plantation. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 27, 117–121. (in Chinese with English abstract) [梅莉, 王政权, 程云环, 韩有志, 张卓文 (2008). 水曲柳和落叶松细根分布与土壤有效氮的关系. 华中农业大学学报, 27, 117–121.]
- Mueller KE, Eissenstat DM, Hobbie SE, Oleksyn J, Jagodzinski AM, Reich PB, Chadwick OA, Chorover J (2012). Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry*, 111, 601–614.
- Neirynck J, Mirtcheva S, Sioen G, Lust N (2000). Impact of *Tilia platyphyllos* Scop., *Fraxinus excelsior* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. on earthworm biomass and physico-chemical properties of a loamy topsoil. *Forest Ecology and Management*, 133, 275–286.
- Ovington JD (1954). Studies of the development of woodland conditions under different trees. II. The forest floor. *Journal of Ecology*, 42, 71–80.
- Ovington JD (1956). Studies of the development of woodland conditions under different trees. IV. The ignition loss, water, carbon and nitrogen content of the mineral soil. *Journal of Ecology*, 44, 171–179.
- Parry ML, Canzian OF, Palutikof JP, van der Linden P, Hanson CE (2007). *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 976.
- Poeplau C, Don A, Vesterdal L, Leifeld J, van Wesemael B, Schumacher J, Gensior A (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone—Carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17, 2415–2427.
- Rasse DP, Rumpel C, Dignac MF (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269, 341–356.
- Reich PB, Oleksyn J, Modrzyński J, Mrozinski P, Hobbie SE, Eissenstat DM, Chorover J, Chadwick OA, Hale CM, Tjoelker MG (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: A common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters*, 8, 811–818.
- Shi W, Wang ZQ, Liu JL, Gu JC, Guo DL (2008). Fine root morphology of twenty hardwood species in Maoershan natural secondary forest in northeastern China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 32, 1217–1226. (in Chinese with English abstract) [师伟, 王政权, 刘金梁, 谷加存, 郭大立 (2008). 帽儿山天然次生林20个阔叶树种细根形态. 植物生态学报, 32, 1217–1226.]
- Song HC, Chen LH, Lü CJ, Gai XG, Wang PH (2012). Distribution characteristics and mechanical properties of *Betula platyphylla* roots in North China mountainous area. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 24, 693–698. (in Chinese with English abstract) [宋恒川, 陈丽华, 吕春娟, 盖小刚, 王萍花 (2012). 华北土石山区白桦根系分布特征及力学性能研究. 浙江农业学报, 24, 693–698.]
- Thomas GW (1996). Soil pH and soil acidity. In: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME eds. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Madison. 475–490.
- Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 19, 703–707.
- Vesterdal L, Clarke N, Sigurdsson BD, Gundersen P (2013). Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and

- boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, 4–18.
- Vesterdal L, Elberling B, Christiansen JR, Callesen I, Schmidt IK (2012). Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 264, 185–196.
- Vesterdal L, Schmidt IK, Callesen I, Nilsson LO, Gundersen P (2008). Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255, 35–48.
- Wang H, Liu SR, Mo JM, Wang JX, Makeschin F, Wolff M (2010). Soil organic carbon stock and chemical composition in four plantations of indigenous tree species in subtropical China. *Ecological Research*, 25, 1071–1079.
- Wellock ML, LaPerle CM, Kiely G (2011). What is the impact of afforestation on the carbon stocks of Irish mineral soils? *Forest Ecology and Management*, 262, 1589–1596.
- Xu XF, Thornton PE, Post WM (2013). A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 737–749.
- Yang H, Lou AR, Gao YJ, Song HT (2007). Life history characteristics and spatial distribution of the *Betula platyphylla* population in the Dongling Mountain region, Beijing, China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 272–282. (in Chinese with English abstract) [杨慧, 娄安如, 高益军, 宋宏涛 (2007). 北京东灵山地区白桦种群生活史特征与空间分布格局. 植物生态学报, 31, 272–282.]
- Yang JY, Wang CK (2005). Soil carbon storage and flux of temperate forest ecosystems in northeastern China. *Acta Ecologica Sinica*, 25, 2875–2882. (in Chinese with English abstract) [杨金艳, 王传宽 (2005). 东北东部森林生态系统土壤碳贮量和碳通量. 生态学报, 25, 2875–2882.]
- Zhu JJ, Kang HZ, Xu ML, Wu XY, Wang W (2007). Effects of ectomycorrhizal fungi on alleviating the decline of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantations on Keerqin sandy land. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 2693–2698. (in Chinese with English abstract) [朱教君, 康宏樟, 许美玲, 吴祥云, 王巍 (2007). 外生菌根真菌对科尔沁沙地樟子松人工林衰退的影响. 应用生态学报, 18, 2693–2698.]

责任编辑: 杨元合 责任编辑: 王 葳