

# 中亚热带典型人工林常见乔灌木根际效应——以江西泰和千烟洲为例

莫雪丽<sup>1,2</sup> 戴晓琴<sup>1,3\*</sup> 王辉民<sup>1,2,3</sup> 付晓莉<sup>1,3</sup> 寇亮<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室千烟洲生态站, 北京 100101; <sup>2</sup>中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049; <sup>3</sup>江西省区域生态过程与信息重点实验室, 江西泰和 343725

**摘要** 为了深入探讨人工林内不同植物根际效应的差异, 为人工林生态系统林下植被管理提供理论依据, 该研究以江西泰和千烟洲站区杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、马尾松(*Pinus massoniana*)和湿地松(*Pinus elliottii*) 3种人工林(1985年前后营造)为研究对象, 测定林内乔木及其林下常见灌木檫木(*Loropetalum chinense*)、杨桐(*Adinandra millettii*)和格药枥(*Eurya muricata*)的根际和全土土壤碳、氮、磷含量及pH值, 比较不同林分类型下优势乔灌木的根际效应。结果发现: (1)乔木根际土壤大部分化学性质指标显著高于或低于全土( $p < 0.05$ ), 而林下灌木根际土壤与全土土壤化学性质的差异与物种有关, 如檫木根际土壤大部分化学性质显著不同于全土, 而格药枥根际土壤大部分指标与全土无显著差异。(2)除硝态氮( $\text{NO}_3\text{-N}$ )外, 林下灌木不同物种之间的根际效应有别, 具体表现为檫木pH值、铵态氮( $\text{NH}_4\text{-N}$ )、可溶性有机碳(DOC)、全氮(TN)、全碳(TC)、碳氮比(C/N)、有效磷(AP)和全磷(TP)的根际效应显著高于格药枥, TN、TC、C/N和AP的根际效应也显著高于杨桐, 但杨桐与格药枥间的根际效应无显著差异。(3)杉木的根际效应显著强于林下3种灌木; 马尾松和湿地松的根际效应与檫木无显著差异, 而马尾松的根际效应显著高于杨桐和格药枥, 湿地松的根际效应显著高于格药枥。该研究表明相对于林下灌木(尤其是格药枥), 乔木具有较强的根际效应, 暗示了乔木具有更高的养分捕获能力。但林下灌木与乔木根际效应的差异与灌木种类和林分类型有关。因此, 人工林林下植被管理除了考虑适量保留林下灌木外, 可依据人工林类型, 充分考虑灌木种类选择, 进而最大地发挥人工林生态系统的生产和生态功能。

**关键词** 林下灌木; 养分活化能力; 林下植被管理; 根际效应; 红壤丘陵区

莫雪丽, 戴晓琴, 王辉民, 付晓莉, 寇亮 (2018). 中亚热带典型人工林常见乔灌木根际效应——以江西泰和千烟洲为例. 植物生态学报, 42, 723–733. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0294

## Rhizosphere effects of overstory tree and understory shrub species in central subtropical plantations—A case study at Qianyanzhou, Taihe, Jiangxi, China

MO Xue-Li<sup>1,2</sup>, DAI Xiao-Qin<sup>1,3\*</sup>, WANG Hui-Min<sup>1,2,3</sup>, FU Xiao-Li<sup>1,3</sup>, and KOU Liang<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup>Qianyanzhou Ecological Research Station, Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Science and Natural Resources Research, Chinese Academy of Science, Beijing 100101, China; <sup>2</sup>College of Resource and Environment, University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China; <sup>3</sup>Jiangxi Province Key Laboratory of Regional Ecological Processes and Information, Taihe, Jiangxi 343725, China

### Abstract

**Aims** The objective was to explore the differences in rhizosphere effect among different plants in plantation and provide important theoretical basis for understory vegetation management in plantation ecosystem.

**Methods** We collected bulk and rhizosphere soils of overstory trees and understory shrubs (*Loropetalum chinense*, *Adinandra millettii* and *Eurya muricata*) in *Cunninghamia lanceolata*, *Pinus massoniana* and *Pinus elliottii* plantations which were planted in about 1985, at Qianyanzhou Ecological Research Station, Taihe, Jiangxi, to investigate soil pH value, soil nitrogen, carbon and phosphorus content and to access their rhizosphere effects.

**Important findings** (1) Most of the chemical properties of rhizosphere soil and bulk soil were significantly different for overstory tree species ( $p < 0.05$ ), while the differences between bulk soil and rhizosphere soil of understory shrubs were related to understory shrub species. For example, most of the properties were significantly different between bulk and rhizosphere soils for *L. chinense*, but not for *E. muricata*. (2) Rhizosphere effects among

收稿日期Received: 2017-11-13 接受日期Accepted: 2018-05-12

基金项目: 国家自然科学基金(31730014和31670635)和国家重点研发计划(2016YFD0600202). Supported by the National Natural Science Foundation of China (31730014 and 31670635), and the National Basic Research Program of China (2016YFD0600202).

\* 通信作者Corresponding author (daixq@igsnrr.ac.cn)

shrub species were significantly different except for those of nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ -N). Specifically, the rhizosphere effects of pH, ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ -N), dissolved organic carbon (DOC), total nitrogen (TN), total carbon (TC), carbon-nitrogen ratio (C/N), available phosphorus (AP) and total phosphorus (TP) of *L. chinense* were significantly higher than those of *E. muricata*. And the rhizosphere effects of TN, TC, C/N and AP of *L. chinense* were significantly higher than those of *A. millettii*. No significant differences were found between the rhizosphere effects of *A. millettii* and those of *E. muricata*. (3) The rhizosphere effects of *C. lanceolata* were significantly higher than those of the three understory shrubs. But no significant difference was found between *P. massoniana* or *P. elliotii* and *L. chinense*. While the rhizosphere effects of *P. massoniana* were significantly higher than those of *A. millettii* and *E. muricata*, and the rhizosphere effects of *P. elliotii* were significantly higher than those of *E. muricata*. The results showed that the rhizosphere effects of overstory tree species were higher than those of understory shrubs (especially for *E. muricata*), indicating overstory tree species have stronger ability to obtain nutrients. But the differences in rhizosphere effects between overstory trees and understory shrubs varied between shrub species and forest types. Therefore, this study suggested that understory shrub species should be considered according to forest stand type in plantation management in order to provide higher productive and ecological value.

**Key words** understory shrubs; nutrient activation; understory management; rhizosphere effect; red soil hilly area

Mo XL, Dai XQ, Wang HM, Fu XL, Kou L (2018). Rhizosphere effects of overstory tree and understory shrub species in central subtropical plantations—A case study at Qianyanzhou, Taihe, Jiangxi, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 723–733. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0294

林下植被是森林生态系统的重要组成部分(宋永昌, 2001)。人工林林下植被的多样性和丰富度是影响人工林林地环境和生态系统养分循环的重要因素(杜忠等, 2016)。一方面, 林下植被影响了林地土壤的理化性质、土壤微生物、林内微环境等(Fu *et al.*, 2015b), 可抑制幼苗和幼树的更新, 减缓乔木层的生长(Takahashi *et al.*, 2003); 另一方面, 林下植被细根与乔木根在土壤表层富集, 二者在空间上存在激烈的资源竞争(Fu *et al.*, 2015a)。因此人工林经营管理中经常采取林下植被剔除的措施, 以降低其与乔木的竞争。然而, 最近的研究表明林下植被的存在有益于乔木生长和生态系统的自我调节(Wan *et al.*, 2014)。Fu等(2015a)研究也发现, 在亚热带人工林内适度保留林下植被有益于土壤pH值和土壤微生物功能特性的调节, 维持生态系统的稳定性, 因此建议中亚热带人工林生态系统适当保留林下植被。但是人工林内应该适当保留(或剔除)哪些林下植被, 在不同林分类型下是否具有普适性等问题需要进一步研究探讨。

根际是植物与土壤相互作用的界面, 植物根系分泌物和凋落物为微生物提供能源和氮源, 使得根际微生物量和活性远远大于非根际, 从而对根际土壤养分产生重要影响(Phillips *et al.*, 2008)。因此, 根际效应大小常被认为是植物养分获取能力的表现(Hess & Austin, 2017), 其差异会影响植物对土壤资源的利用, 从而决定它们在群落里的延续性和丰富

度(祁红艳, 2014)。不同植物根系形态、生理特性(如根系生物量、物候、周转、根系分泌物数量和质量等)和对养分的需求存在较大的差异(Fu *et al.*, 2016), 因此, 不同物种的根际效应具有显著差异(Calvaruso *et al.*, 2011; 刘顺等, 2017; Sommer *et al.*, 2017)。关于不同植被根际效应的差异已经开展了广泛研究, 但主要集中在乔木树种(祁红艳, 2014; 王方超等, 2016; 刘顺等, 2017)。如Guan等(2016)对亚热带杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、木荷(*Schima superba*)和马尾松(*Pinus massoniana*)根际效应的研究发现, 3种乔木氮磷转化的根际效应显著不同, 暗示不同树种根际养分获取能力的不同。人工林内乔木和灌木、灌木与灌木之间根际养分获取能力的不同可为人工林生态系统林下植被的管理提供重要参考, 然而, 目前对于不同林分类型林下灌木的根际效应及乔灌根际效应的差异尚缺乏研究。

杉木、马尾松和湿地松(*Pinus elliotii*)是我国中亚热带地区主要人工林树种, 林下植被丰富, 且灌木的物种多样性高于草本, 可能对上层乔木生长产生重要影响(Du *et al.*, 2016; 杜忠等, 2016)。我们前期研究发现, 马尾松人工林内不同灌木种间的细根生产、周转等存在显著的差异, 而且对于光照、土壤水分等环境的响应不同(Fu *et al.*, 2016)。因此, 本研究假设人工林内不同灌木类型之间或者乔木与灌木之间的根际效应存在差异, 而且这种差异在不同林分类型下可能会有不同的表现。我们推断根际效

应强的灌木会活化更多的土壤资源, 进而对乔木的生长产生更为深远的影响。本研究以我国中亚热带典型人工林类型为研究对象, 通过人工林内乔木与林下主要灌木的根际效应分析, 明确乔木与灌木、灌木与灌木之间根际效应的差异, 探讨这种差异在不同林分类型下的异同, 为人工林生态系统林下植被管理提供理论依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

试验地设在中国科学院千烟洲红壤丘陵综合开发试验站, 位于江西省吉安市泰和县灌溪镇(115.07° E, 26.75° N), 海拔为100 m左右, 相对高差20–50 m, 主要土壤类型为红壤(富铁土), 成土母质多为红色砂岩、砂砾岩, 是南方红壤丘陵区典型代表。站区年平均气温17.9 °C, 1月平均气温6.4 °C, 7月平均气温28.8 °C; 年降水量1 489 mm, 集中在3至6月, 属亚热带季风气候。

站区地处中亚热带常绿阔叶林区, 但原生植被已被完全破坏, 现主要为1985年前后营造的人工林, 主要树种有杉木、马尾松和湿地松等, 林龄31年左

右, 林下灌草丰富, 櫟木(*Loropetalum chinense*)、杨桐(*Adinandra millettii*)和格药枰(*Eurya muricata*)等为主要灌木种类。不同林分乔木以及林下植被基本信息如表1、表2所示。

### 1.2 试验设计与样品采集

2016年10月中旬在千烟洲站区随机选择5个独立的山头作为5个区组, 每个区组选择杉木、马尾松、湿地松3块人工林地, 每块林地设置1个20 m × 20 m的标准样方, 共15个样方。每个样方内均有櫟木、杨桐和格药枰3种灌木, 各个灌木种重要值, 即在样方内的优势度根据每种灌木在样地出现的频率、相对密度和相对显著度计算所得(表2)。

每个样方内分别采集乔木及林下主要灌木櫟木、杨桐、格药枰的根际土样, 另采集全土土样。我们前期研究发现研究区域乔木和灌木根系主要集中在0–20 cm (Fu *et al.*, 2016)。因此, 全土和根际土壤选择0–20 cm进行采集。根际土取样时, 采用传统的随机取样法选择取样植株, 每块样地随机取3–5株, 在其树冠下去除表层枯枝落叶后, 挖取0–20 cm土层根系, 自直径5 mm以下的根系开始收集根际土壤, 用手轻轻抖落后仍黏附根系上的4 mm以内

表1 林分基本信息(平均值±标准误差,  $n = 5$ )

Table 1 General stand characteristics in our selected forest plantations (mean ± SE,  $n = 5$ )

林分类型 Forest stand type	胸径 Diameter at breast height (cm)	树高 Tree height (m)	林分密度 Stand density (trees·hm <sup>-2</sup> )	郁闭度 Canopy closure	凋落物干质量 Dry mass of litter (kg·hm <sup>-2</sup> )	群落多样性指数 Diversity indices of communities			
						灌木 Shrub		草本 Herb	
						Shannon- Wiener (H)	Pielous (J)	Shannon- Wiener (H)	Pielous (J)
杉木林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> forest	20.5 ± 2.1 <sup>ab</sup>	17.2 ± 3.0 <sup>a</sup>	2 440 ± 357 <sup>a</sup>	0.77 ± 0.04 <sup>a</sup>	5 787 ± 351 <sup>a</sup>	1.66 ± 0.24 <sup>a</sup>	0.90 ± 0.05 <sup>a</sup>	1.05 ± 0.19 <sup>a</sup>	0.89 ± 0.04 <sup>a</sup>
马尾松林 <i>Pinus massoniana</i> forest	19.6 ± 1.4 <sup>a</sup>	20.2 ± 0.6 <sup>a</sup>	1 960 ± 211 <sup>a</sup>	0.79 ± 0.05 <sup>a</sup>	4 892 ± 719 <sup>a</sup>	0.86 ± 0.07 <sup>b</sup>	0.88 ± 0.06 <sup>a</sup>	0.64 ± 0.19 <sup>a</sup>	0.74 ± 0.10 <sup>a</sup>
湿地松林 <i>Pinus elliotii</i> forest	24.6 ± 1.2 <sup>b</sup>	22.0 ± 0.8 <sup>a</sup>	2 060 ± 309 <sup>a</sup>	0.75 ± 0.06 <sup>a</sup>	7 070 ± 870 <sup>b</sup>	1.51 ± 0.20 <sup>a</sup>	0.86 ± 0.06 <sup>a</sup>	0.86 ± 0.24 <sup>a</sup>	0.92 ± 0.06 <sup>a</sup>

不同小写字母表示同一指标在不同林分之间差异显著( $p < 0.05$ )。

Values with different lowercase letters for the same parameter of different forest stand types were significantly different at  $p < 0.05$  level.

表2 林下灌木基本信息(平均值±标准误差,  $n = 5$ )

Table 2 The characteristics of understory shrub species (mean ± SE,  $n = 5$ )

林分类型 Forest stand type	灌木树种 Shrub species	基径	高度	冠幅	密度	重要值
		Basal diameter (mm)	Height (cm)	Crown width (cm)	Density (shrubs·hm <sup>-2</sup> )	Important value (%)
杉木林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> forest	櫟木 <i>Loropetalum chinense</i>	15.8 ± 1.8	183 ± 25	124 ± 17	700 ± 146	22.22
	杨桐 <i>Adinandra millettii</i>	14.4 ± 1.7	178 ± 25	89 ± 11	2 320 ± 320	37.87
	格药枰 <i>Eurya muricata</i>	16.3 ± 1.3	200 ± 12	102 ± 10	1 354 ± 277	29.67
马尾松林 <i>Pinus massoniana</i> forest	櫟木 <i>L. chinense</i>	30.2 ± 4.3	413 ± 41	186 ± 22	2 655 ± 988	33.67
	杨桐 <i>A. millettii</i>	36.0 ± 7.2	376 ± 64	173 ± 34	2 585 ± 520	14.67
	格药枰 <i>E. muricata</i>	23.8 ± 3.6	302 ± 50	118 ± 16	2 240 ± 470	8.00
湿地松林 <i>Pinus elliotii</i> forest	櫟木 <i>L. chinense</i>	16.3 ± 2.7	244 ± 34	134 ± 18	3 960 ± 905	36.00
	杨桐 <i>A. millettii</i>	16.4 ± 1.8	206 ± 21	111 ± 13	1 640 ± 324	25.34
	格药枰 <i>E. muricata</i>	11.0 ± 2.9	112 ± 25	73 ± 14	850 ± 159	21.33

的土壤即为根际土壤(Phillips & Fahey, 2008; 刘煜等, 2013); 采样时每株植株按不同方位多点采集然后混合。全土取样时, 在每个样方S形布点采样, 9个采样点采集0–20 cm的土样后混合均匀。土样采取后去除石砾、植物根等杂物, 过2 mm筛后一部分立即4 °C 储存, 尽快测定铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)和可溶性有机碳(DOC); 一部分风干后用于pH值、总碳(TC)、总氮(TN)、碳氮比(C/N)、有效磷(AP)和全磷(TP)含量的测定。

### 1.3 测定方法

土壤pH值采用pH计法(土水质量比为1:2.5)测定; 土壤NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N采用1 mol·L<sup>-1</sup> KCl溶液浸提, 流动分析仪(AA3, Bran Luebbe, Hamburg, Germany)测定; 土壤DOC采用超纯水浸提, 总有机碳分析仪(LiquidTOC II, Elementar, Frankfurt, Germany)测定; TC和TN采用元素分析仪(Vario Max CN, Elementar, Frankfurt, Germany)测定; AP采用NH<sub>4</sub>F-HCl浸提, 钼锑抗比色法测定; TP采用酸熔-钼锑抗比色法测定。

### 1.4 数据处理与统计分析

#### 1.4.1 物种与群落的多样性测度

灌木树种的重要值, 反映了该物种在群落中的相对优势, 计算如下:

$$\text{相对密度(RD): } RD = D_i / \sum D_i \times 100$$

$$\text{相对显著度(RM): } RM = M_i / \sum M_i \times 100$$

$$\text{相对频度(RF): } RF = F_i / \sum F_i \times 100$$

$$\text{种的重要值(IV): } IV = (RD + RM + RF) / 3$$

式中:  $D_i$ 为物种*i*的个体数/样地面积;  $M_i$ 为物种*i*的基部断面/样地面积;  $F_i$ 为物种*i*在样方内出现的小样方数占所有小样方数的比例(李博, 2000)。

不同林分类型下灌木层和草本层的群落物种多样性用Shannon-Wiener指数( $H'$ )和Pielou均匀度指数( $J'$ )评估, 计算如下:

$$H' = -\sum (P_i \ln P_i)$$

$$J' = H' / \ln S$$

式中,  $P_i$ 为样方内第*i*个物种的多度占所有物种多度之和的比例,  $S$ 为单个样方内物种的总数(李艳朋等, 2016)。

#### 1.4.2 统计分析

本研究中, 根际效应用根际土壤各特性值( $R$ )与全土土壤对应特性值( $B$ )的比值表示, 即 $R/B$ ;  $R/B > 1$ 为正效应, 反之,  $R/B < 1$ 为负效应(王延平等, 2010;

刘顺等, 2017)。

文中数据为平均值±标准误差。植物根际土壤与全土土壤化学性质的差异用独立*t*检验进行分析( $p < 0.05$ )。不同物种之间根际效应的差异均采用混合效应模型分析, 其中乔木种间根际效应差异以乔木种为固定效应, 区组为随机效应; 灌木种间根际效应差异以灌木种为固定效应, 林分类型和区组为随机效应; 不同林分类型下乔木和灌木种之间各根际效应指标的差异以不同植物类型作为固定效应, 区组作为随机效应。

此外, 对各林分类型下乔木、林下灌木的根际效应数据经标准化处理后进行主成分分析: 将所测9个指标的根际效应变量降维, 用少量主成分来表示。由各指标相关系数矩阵计算得到各个主成分的特征值、方差贡献率和累积贡献率; 主成分1的方差贡献率达65.1%, 与其相关性较大的指标有pH值( $r = -0.757$ ), TC含量( $r = 0.972$ ), TN含量( $r = 0.945$ ), DOC含量( $r = 0.893$ ), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N含量( $r = 0.884$ ), AP含量( $r = 0.798$ ), TP含量( $r = 0.0744$ ), C/N ( $r = 0.734$ ), 与主成分2相关性较大的指标有NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N含量( $r = 0.857$ )和TP含量( $r = 0.493$ ), 方差贡献率达12.5%; 前两个主成分的方差贡献率累积达77.6%, 故选取前两个主成分已经足够描述各物种根际效应的总体水平; 为对其进行分析和综合评价, 采用回归方法求出各主成分得分函数并由SPSS输出得分值, 按照各主成分对应的方差贡献率作为权数, 对两个主成分得分进行加权求和, 得到各个物种根际效应的综合得分。以各个物种根际效应综合得分作为新的变量, 采用线性混合效应模型比较不同林分类型下乔木和灌木综合得分的差异, 其中物种为固定效应, 区组为随机效应。

统计分析通过SPSS 20.0实现。用SigmaPlot 10.0作图。

## 2 结果和分析

### 2.1 根际土壤与全土土壤特性

从表3可知, 总体上乔木根际土壤养分(马尾松和杉木除NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, 湿地松除NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)含量显著高于全土( $p < 0.05$ ), 而灌木根际与全土土壤的差异在不同林分类型下表现不同, 如在杉木林内, 檫木根际NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、AP、TP含量和C/N与全土土壤之间的差异均达到显著水平; 在马尾松林内, 檫木

表3 根际与全土土壤化学性质(平均值±标准误差,  $n = 5$ )  
Table 3 Bulk and rhizosphere soil chemical properties (mean ± SE,  $n = 5$ )

林分类型 Forest stand type	土壤类别 Soil type	树种 Tree species	pH	可溶性有机碳 DOC (mg·kg <sup>-1</sup> )	硝态氮 NO <sub>3</sub> -N (mg·kg <sup>-1</sup> )	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg·kg <sup>-1</sup> )	有效磷 AP (mg·kg <sup>-1</sup> )	全碳 TC (g·kg <sup>-1</sup> )	全氮 TN (g·kg <sup>-1</sup> )	全磷 TP (mg·kg <sup>-1</sup> )	碳氮比 C/N
杉木林 <i>C. lanceolata</i> forest	根际土 Rhizosphere soil (R)	杉木 <i>C. lanceolata</i>	4.17 ± 0.15 (0.006*)	126.9 ± 22.51 (0.001*)	3.7 ± 1.19 (0.098)	35.6 ± 2.09 (0.001*)	15.6 ± 3.17 (0.005*)	62.1 ± 17.80 (0.002*)	3.1 ± 0.76 (0.003*)	219.6 ± 20.76 (0.005*)	19.8 ± 1.20 (0.002*)
		灌木 <i>L. chinense</i>	4.56 ± 0.23 (0.525)	87.7 ± 25.44 (0.152)	6.0 ± 1.48 (0.079)	31.9 ± 2.38 (0.017*)	16.4 ± 3.82 (0.046*)	45.9 ± 12.38 (0.067)	2.6 ± 0.45 (0.033*)	232.6 ± 26.03 (0.004*)	17.4 ± 1.44 (0.023*)
		杨桐 <i>A. millettii</i>	4.39 ± 0.14 (0.054)	69.8 ± 11.74 (0.021*)	2.8 ± 0.56 (0.042*)	30.8 ± 2.33 (0.047*)	9.7 ± 3.07 (0.124)	34.5 ± 9.51 (0.072)	1.9 ± 0.34 (0.036*)	181.2 ± 19.94 (0.104)	16.7 ± 1.95 (0.056)
		格药枥 <i>E. muricata</i>	4.68 ± 0.15 (0.759)	49.0 ± 10.30 (0.375)	1.7 ± 0.55 (0.314)	26.3 ± 1.58 (0.849)	4.3 ± 2.73 (0.926)	16.4 ± 3.41 (0.236)	1.2 ± 0.21 (0.178)	151.0 ± 8.47 (0.711)	13.2 ± 1.45 (0.608)
马尾松林 <i>P. massoniana</i> forest	全土 Bulk soil (B)	马尾松 <i>P. massoniana</i>	4.73 ± 0.09	39.3 ± 5.37	1.2 ± 0.22	26.0 ± 0.93	4.6 ± 1.52	11.6 ± 2.11	0.9 ± 0.10	144.7 ± 10.72	12.2 ± 1.14
		灌木 <i>L. chinense</i>	4.01 ± 0.09 (0.003*)	198.3 ± 33.26 (0.008*)	5.6 ± 3.06 (0.239)	44.1 ± 4.01 (0.011*)	16.0 ± 2.84 (0.011*)	109.6 ± 31.89 (0.040*)	4.5 ± 1.16 (0.038*)	252.1 ± 16.92 (0.005*)	23.4 ± 1.54 (0.000*)
		杨桐 <i>A. millettii</i>	4.11 ± 0.12 (0.010*)	166.6 ± 38.86 (0.029*)	4.2 ± 1.04 (0.052)	47.5 ± 4.90 (0.012*)	11.5 ± 3.15 (0.067)	89.7 ± 32.47 (0.080)	3.9 ± 1.10 (0.057)	238.8 ± 11.25 (0.009*)	21.6 ± 1.43 (0.002*)
		格药枥 <i>E. muricata</i>	4.49 ± 0.09 (0.319)	84.6 ± 19.93 (0.015*)	3.0 ± 1.15 (0.244)	32.1 ± 4.30 (0.167)	6.3 ± 0.88 (0.047*)	29.4 ± 7.74 (0.121)	1.8 ± 0.38 (0.087)	170.4 ± 23.07 (0.865)	15.1 ± 1.72 (0.522)
湿地松林 <i>P. elliotii</i> forest	B	格药枥 <i>E. muricata</i>	4.43 ± 0.05 (0.181)	59.6 ± 9.59 (0.087)	2.2 ± 0.84 (0.288)	29.3 ± 2.60 (0.408)	6.5 ± 1.99 (0.122)	21.9 ± 3.14 (0.075)	1.3 ± 0.11 (0.098)	138.2 ± 12.38 (0.271)	16.6 ± 1.58 (0.175)
		湿地松 <i>P. elliotii</i>	4.67 ± 0.12	39.1 ± 6.23	1.4 ± 0.30	27.1 ± 1.28	3.7 ± 0.71	14.1 ± 2.36	1.0 ± 0.11	165.7 ± 15.57	13.7 ± 1.22
		灌木 <i>L. chinense</i>	3.84 ± 0.05 (0.000*)	208.9 ± 53.69 (0.037*)	1.4 ± 0.63 (0.521)	45.1 ± 7.51 (0.057)	19.8 ± 3.89 (0.012*)	127.9 ± 34.94 (0.031*)	4.3 ± 1.10 (0.035*)	243.2 ± 29.25 (0.038*)	29.0 ± 0.84 (0.000*)
		杨桐 <i>A. millettii</i>	4.11 ± 0.10 (0.000*)	190.8 ± 30.23 (0.007*)	1.0 ± 0.33 (0.934)	39.5 ± 3.10 (0.008*)	19.1 ± 3.33 (0.008*)	81.7 ± 13.26 (0.006*)	3.3 ± 0.41 (0.003*)	230.8 ± 28.06 (0.053)	24.2 ± 1.31 (0.000*)
	R	格药枥 <i>E. muricata</i>	4.28 ± 0.05 (0.003*)	160.9 ± 61.65 (0.131)	2.0 ± 1.26 (0.322)	38.6 ± 6.78 (0.120)	12.6 ± 4.05 (0.077)	56.0 ± 20.73 (0.111)	2.4 ± 0.72 (0.104)	227.9 ± 28.27 (0.061)	22.3 ± 1.56 (0.004*)
		湿地松 <i>P. elliotii</i>	4.44 ± 0.06 (0.112)	92.4 ± 24.87 (0.145)	1.2 ± 0.81 (0.785)	33.0 ± 4.62 (0.194)	8.5 ± 2.62 (0.128)	32.2 ± 9.46 (0.144)	1.6 ± 0.35 (0.152)	216.4 ± 19.17 (0.005*)	20.0 ± 1.28 (0.037*)
	B	格药枥 <i>E. muricata</i>	4.62 ± 0.06	43.9 ± 5.89	1.0 ± 0.33	25.3 ± 0.92	3.0 ± 0.29	13.7 ± 2.00	0.9 ± 0.08	155.8 ± 8.35	15.0 ± 1.23

括号中的值为检验 $p$ 值,\*表示树种根际土壤化学性质与全土之间差异显著。  
DOC, dissolved organic carbon; AP, available phosphorus; TC, total carbon; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; C/N, the ratio of TC to TN. The number in the brackets is the  $p$ -value by  $t$  test. \* denotes significant difference between rhizosphere soil of overstory tree species and understory shrubs and bulk soil.

pH值、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、DOC、C/N和TP在根际土壤和全土之间差异均显著;而在湿地松林内,除了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和TP外,桉木根际其余指标与全土之间的差异也显著( $p < 0.05$ );但对格药桉而言,仅根际C/N和TP在湿地松林内显著不同于全土( $p < 0.05$ )。

相对于全土,乔木根际土壤pH值显著降低。在马尾松和湿地松林地,桉木的根际土壤pH值显著降低( $p < 0.05$ ),达到0.51–0.56个单位;而在杉木林,桉木根际土壤pH值虽也降低了0.17个单位,但并未达到显著水平( $p > 0.05$ )。杨桐的根际土壤pH值在湿地松林下显著降低( $p < 0.05$ );格药桉根际土壤pH值在3种林分类型下的差异均未达到显著水平( $p > 0.05$ )。

乔木根际土壤养分变化幅度大于林下灌木。林下灌木根际土壤养分提高幅度表现为桉木>杨桐>格药桉;而不同养分指标中,根际土壤AP含量的增幅最大。

## 2.2 乔木树种的根际效应

乔木树种土壤pH的根际效应为负效应,范围从0.83到0.87;土壤碳、氮和磷含量的根际效应均表现为正效应,其中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和DOC的根际效应分别为2.8–4.7、1.4–1.8和3.6–5.5, TC、TN和C/N的

根际效应分别为6.2–9.1、3.6–5.1和1.7–1.9, AP和TP的根际效应为4.4–7.4和1.6–1.7 (表4)。对杉木、马尾松和湿地松3种乔木树种的pH及碳氮磷含量的根际效应比较发现,研究区域内这3种乔木树种的根际效应无显著差异( $p > 0.05$ )。

## 2.3 林下灌木的根际效应

除 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 外,不同林下灌木的根际效应显著不同( $p < 0.05$ ),具体表现为桉木养分含量的根际效应显著强于格药桉,桉木TN、TC、C/N及AP的根际效应显著强于杨桐;而格药桉与杨桐的根际效应无显著差异(表5)。在不同林分类型内,不同灌木树种根际效应间的差异也不同(图1)。如在杉木林,桉木 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TC、C/N、AP及TP的根际效应显著强于格药桉,与杨桐无显著差异;杨桐pH、C/N、AP及TP的根际效应显著强于格药桉;在马尾松林,除了 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和AP,桉木其他指标的根际效应均强于格药桉,桉木pH、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TC、C/N及TP的根际效应也显著强于杨桐;而在湿地松林,桉木仅pH及C/N的根际效应显著强于格药桉,与杨桐无显著差异(图1)。总体上,在杉木和马尾松林,桉木的根际效应高于格药桉与杨桐,但在湿地松林,3种灌木根际效应没有显著差异(表6)。

表4 不同乔木树种根际效应(平均值±标准误差,  $n = 5$ )

Table 4 Rhizosphere effects of different overstory tree species (mean ± SE,  $n=5$ )

乔木树种 Tree species	pH	可溶性有机碳 DOC	硝态氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$	铵态氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$	有效磷 AP	全碳 TC	全氮 TN	全磷 TP	碳氮比 C/N
杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	0.87 ± 0.01	3.6 ± 0.72	4.7 ± 1.97	1.4 ± 0.14	4.4 ± 0.85	6.2 ± 1.12	3.6 ± 0.69	1.7 ± 0.18	1.8 ± 0.08
马尾松 <i>Pinus massoniana</i>	0.86 ± 0.04	5.5 ± 1.11	4.0 ± 1.82	1.6 ± 0.11	4.8 ± 1.33	7.5 ± 1.94	4.5 ± 0.98	1.6 ± 0.19	1.7 ± 0.12
湿地松 <i>Pinus elliotii</i>	0.83 ± 0.01	4.5 ± 0.87	2.8 ± 1.58	1.8 ± 0.33	7.4 ± 2.39	9.1 ± 2.30	5.1 ± 1.51	1.6 ± 0.25	1.9 ± 0.07
<i>F</i>	0.620	1.010	0.290	0.731	1.741	0.799	0.285	0.023	1.432
<i>p</i>	0.556	0.396	0.754	0.528	0.246	0.493	0.762	0.978	0.284

DOC、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、AP、TC、TN、TP、C/N同表3。

See Table 3 for DOC,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , AP, TC, TN, TP, C/N.

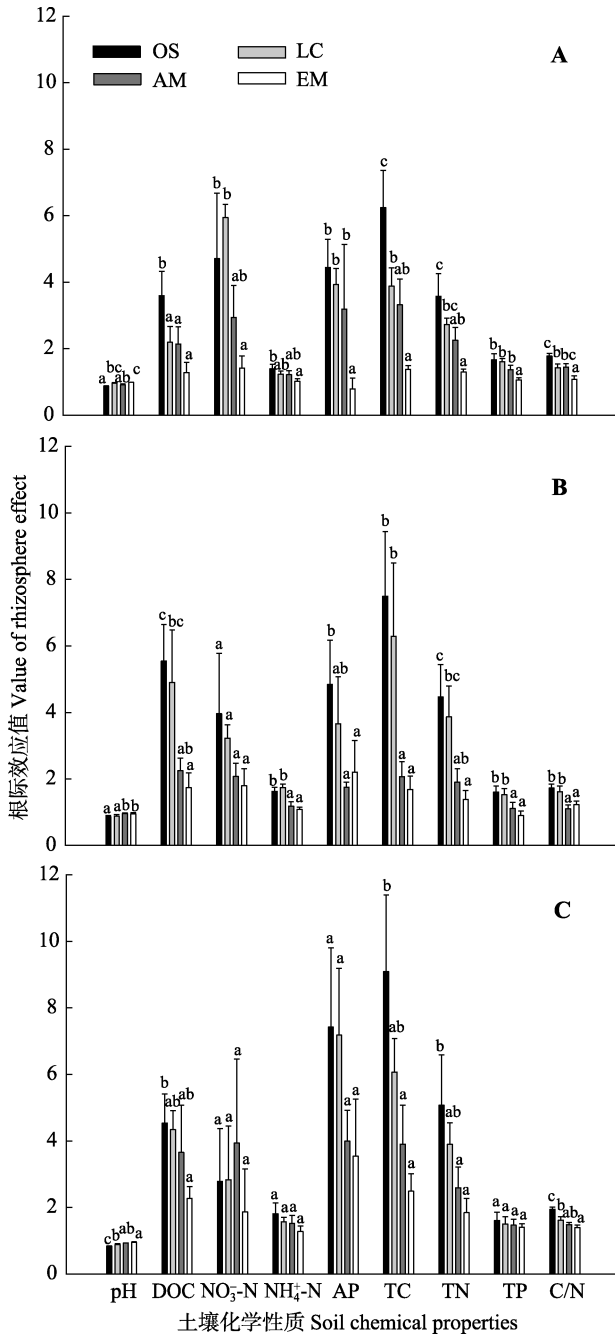
表5 不同灌木树种根际效应(平均值±标准误差,  $n = 5$ )

Table 5 Rhizosphere effects of different understory shrub species (mean ± SE,  $n=15$ )

灌木树种 Shrub species	pH	可溶性有机碳 DOC	硝态氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$	铵态氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$	有效磷 AP	全碳 TC	全氮 TN	全磷 TP	碳氮比 C/N
桉木 <i>Loropetalum chinense</i>	0.91 ± 0.02 <sup>a</sup>	3.9 ± 0.65 <sup>b</sup>	3.9 ± 0.67 <sup>a</sup>	1.5 ± 0.08 <sup>b</sup>	5.0 ± 0.94 <sup>b</sup>	5.5 ± 0.86 <sup>b</sup>	3.6 ± 0.41 <sup>b</sup>	1.5 ± 0.10 <sup>b</sup>	1.6 ± 0.08 <sup>b</sup>
杨桐 <i>Adinandra millettii</i>	0.94 ± 0.01 <sup>ab</sup>	2.7 ± 0.54 <sup>ab</sup>	3.0 ± 0.91 <sup>a</sup>	1.3 ± 0.10 <sup>ab</sup>	3.0 ± 0.65 <sup>a</sup>	3.1 ± 0.51 <sup>a</sup>	2.3 ± 0.27 <sup>a</sup>	1.3 ± 0.10 <sup>ab</sup>	1.3 ± 0.07 <sup>a</sup>
格药桉 <i>Eurya muricata</i>	0.96 ± 0.02 <sup>b</sup>	1.8 ± 0.23 <sup>a</sup>	1.7 ± 0.47 <sup>a</sup>	1.1 ± 0.07 <sup>a</sup>	2.2 ± 0.67 <sup>a</sup>	1.9 ± 0.26 <sup>a</sup>	1.5 ± 0.18 <sup>a</sup>	1.1 ± 0.09 <sup>a</sup>	1.2 ± 0.06 <sup>a</sup>
<i>F</i>	3.464	5.037	1.699	5.508	4.833	9.535	12.481	5.304	5.972
<i>p</i>	0.043 <sup>*</sup>	0.012 <sup>*</sup>	0.198	0.009 <sup>*</sup>	0.014 <sup>*</sup>	0.001 <sup>*</sup>	0.000 <sup>*</sup>	0.010 <sup>*</sup>	0.006 <sup>*</sup>

同列中不同字母表示差异显著( $p < 0.05$ )。\*表示差异显著。DOC、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、AP、TC、TN、TP、C/N同表3。

Values with different lowercase letters at the same column were significantly different at  $p < 0.05$  level. \*denotes significant difference between mean values. See Table 3 for DOC,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , AP, TC, TN, TP, C/N.



**图1** 不同林分类型下乔灌木的根际效应(平均值±标准误差,  $n=5$ )。A, 杉木林。B, 马尾松林。C, 湿地松林。LC, 檵木; AM, 杨桐; EM, 格药桉; OS, 乔木。不同小写字母表示树种间差异显著( $p < 0.05$ )。DOC、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、AP、TC、TN、TP、C/N同表3。

**Fig. 1** Rhizosphere effects of tree species and shrub species in different forest stand types (mean  $\pm$  SE,  $n=5$ ). A, *Cunninghamia lanceolata* forest. B, *Pinus massoniana* forest. C, *Pinus elliottii* forest. LC, *Loropetalum chinense*; AM, *Adinandra millettii*; EM, *Eurya muricata*; OS, overstory tree species. Different lowercase letters indicate significant differences among different species ( $p < 0.05$ ). See Table 3 for DOC,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , AP, TC, TN, TP, C/N.

## 2.4 乔灌木根际效应的差异

乔木树种的根际效应普遍高于林下灌木, 尤其

是杨桐和格药桉(图1)。在杉木林中, 杉木和林下3种灌木根际效应的差异都比较明显(表6)。杉木所有指标的根际效应均显著强于格药桉; 同时DOC、TC及C/N的根际效应也显著强于杨桐和檵木(图1A)。马尾松的根际效应与檵木的根际效应无显著差异, 但显著高于格药桉和杨桐(表6), 除 $\text{NO}_3\text{-N}$ 外, 其余指标根际效应显著强于格药桉和杨桐(图1B)。湿地松的根际效应也与檵木无显著差异, 但显著高于格药桉(表6), 具体为湿地松的pH、TN、TC及C/N的根际效应显著强于格药桉(图1C)。

## 3 讨论

本研究结果显示, 不同林分类型下乔木和林下灌木的根际与全土土壤之间各化学性质的差异不同。相对于全土土壤, 乔木根际土壤pH值显著降低, 同时在马尾松和湿地松林地, 檵木的根际土壤pH值也显著降低(表3)。这主要是由于根系和根际微生物呼吸产生 $\text{CO}_2$ , 同时释放有机酸或 $\text{H}^+$ 到土壤, 或者植物吸收铵态氮释放质子等引起的(Hinsinger *et al.*, 2003)。研究表明土壤pH值与矿质养分的有效性关系密切, pH值的降低可促进部分无机磷的溶解, 增加磷向根的转移; 而植物对根际有效磷的吸收又会促进对速效氮的吸收(刘绍雄等, 2013)。本研究中多数情况下乔木和檵木根际养分含量显著高于全土土壤(表3), 与大多数研究(范川等, 2014; 刘顺等, 2017)结果一致, 这些研究表明根系、微生物及土壤的相互作用能增加根际养分库。大量的根系脱落物和根系分泌物在根部沉积, 增加了土壤的碳氮含量,

**表6** 不同林分类型下乔灌木根际效应主成分分析综合得分(平均值±标准误差,  $n=5$ )

**Table 6** Comprehensive scores on rhizosphere effects of tree and shrub species in different forest stand types by principal component analysis (mean  $\pm$  SE,  $n=5$ )

植物类型 Plant type	杉木林 <i>Cunninghamia lanceolata</i> forest	马尾松林 <i>Pinus massoniana</i> forest	湿地松林 <i>Pinus elliottii</i> forest
乔木 Overstory tree	0.56 $\pm$ 0.400 <sup>a</sup>	0.68 $\pm$ 0.447 <sup>a</sup>	0.84 $\pm$ 0.469 <sup>a</sup>
檵木 <i>Loropetalum chinense</i>	-0.11 $\pm$ 0.041 <sup>b</sup>	0.44 $\pm$ 0.427 <sup>a</sup>	0.4 $\pm$ 0.225 <sup>ab</sup>
杨桐 <i>Adinandra millettii</i>	-0.25 $\pm$ 0.274 <sup>b</sup>	-0.64 $\pm$ 0.142 <sup>b</sup>	0.08 $\pm$ 0.396 <sup>ab</sup>
格药桉 <i>Eurya muricata</i>	-0.93 $\pm$ 0.114 <sup>c</sup>	-0.8 $\pm$ 0.154 <sup>b</sup>	-0.4 $\pm$ 0.228 <sup>b</sup>
F	10.940	8.239	1.705
p	0.004 <sup>*</sup>	0.003 <sup>*</sup>	0.211

同列中不同字母表示差异显著( $p < 0.05$ )。\*表示差异显著。

Values with different lowercase letters at the same column were significantly different at  $p < 0.05$  level. \* denotes significant difference between mean values.

特别是微生物可利用性碳含量的增加, 导致土壤微生物对有机质的分解加强, 使得植物可利用氮和磷有效养分含量增加(Calvaruso *et al.*, 2011), 当植物对自身养分的吸收速率小于有效养分的积累时, 就使得氮磷养分在根际富集(刘绍雄等, 2013)。同时由于根际沉积物及根系分泌物主要是含碳化合物, 而根系和微生物都可固定氮, 加上植物对氮的吸收, 使得根际成为相对碳过剩而氮受限的区域(李博, 2000); 这解释了乔木和灌木根际土壤碳氮比显著高于全土土壤这一结果(表3)。而硝态氮含量在根际与全土土壤无显著差异(表3), 可能是由于研究区域为酸性土, 土壤有效氮形态主要为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 长时间植物对环境的适应与响应, 导致大多数植物氮素偏好吸收 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , 对硝态氮的吸收较少(Li *et al.*, 2016)。此外, 本研究中根际土壤有效磷含量的增幅较大(表3), 表明了植物根际对亚热带红壤磷胁迫有一定的调节和缓冲能力(赵琼等, 2006; 龚霞, 2013)。

不同植物由于自身生理特性(基因型、根系分泌能力、根系分泌物的量和成分、养分需求等)和生态环境(土壤养分的供给和转化速率等)的差异, 而对养分表现出不同的根际效应(张喜等, 2007; 詹媛媛等, 2009; Calvaruso *et al.*, 2011; Uroz *et al.*, 2016; Sun *et al.*, 2017)。本研究中, 相对于全土土壤, 乔木根际土壤pH值和养分含量的变化幅度高于林下灌木(表3), 可能是由于相对于林下灌木, 乔木生物量更大, 能够产生相对更多的根系分泌物, 致使土壤pH值变幅更大; 同时更多的根系分泌物也促进了土壤微生物的生长, 使得根系养分周转更快。如Pan等(2016)研究表明相对于乔木紫弹树(*Celtis biondii*)和青檀(*Pteroceltis tatarinowii*), 灌木红背山麻杆(*Alchornea trewioides*)和小蜡(*Ligustrum sinense*)根系有机酸分泌较少, 其生长速率较低。另一方面, 微生物是生态系统的分解者, 根际微生物作为根际环境的主要组成成分, 与树种根际效应直接相关。一般认为乔木林优势树种的根系分泌物可显著提高根际土壤的细菌多样性指数, 而灌木林中优势树种效果不显著(王新洲等, 2010)。

本研究也发现林下灌木槲木的根际效应显著高于杨桐和格药枏, 而杨桐与格药枏的根际效应无显著差异(表5)。这与不同植物的基因型、不同植物的根系对速效养分的吸收效率和归还速率等有关(詹媛媛等, 2009; Uroz *et al.*, 2016)。此外, 不同树种的

菌根类型不同也导致其根际效应的差异。一般情况下外生菌根树种的根际效应强于丛枝菌根树种(Phillips & Fahey, 2006; Brzostek *et al.*, 2015)。本研究中槲木是外生菌根类型的树种, 而杨桐和格药枏是从枝菌根类型树种(苏珣英等, 1992), 支持了槲木根际效应高于杨桐和格药枏的结论(表5)。这主要与不同类型菌根在根际的碳分配和利用有关(Sommer *et al.*, 2017); 如Cheeke等(2017)研究表明, 树种的菌根可筛选有特定酶功能的微生物群体来改变碳和养分循环。

但是, 不同林分类型下3种灌木根际效应间的差异不同, 如在杉木和马尾松林, 槲木的根际效应高于格药枏与杨桐, 暗示槲木在这两种林分中对土壤资源的利用更强, 但在湿地松林并没有发现此现象(表6)。研究发现, 在环境改变的条件下, 植物的根系也可以通过生理调整如改变根系分泌物的量和分泌速率等来进行反馈(Yin *et al.*, 2013, 2014; Sun *et al.*, 2017)。如有研究表明, 施氮肥影响了山毛榉幼苗根际细菌对根系分泌碳的利用(Gschwendtner *et al.*, 2016); 环剥乔木树皮, 树种根系减少碳的分泌, 改变了微生物的降解作用(Brzostek *et al.*, 2015)。此外有研究表明, 林下植被和凋落物可通过改变土壤酶活性来影响土壤的物质循环(林贵刚等, 2012; 杨洋等, 2016)。本研究中, 湿地松林下凋落物的量显著高于杉木林和马尾松林(表1), 为微生物提供了充足的碳源, 同时也促进了有机质的分解, 林木可通过根系直接吸收更多的速效养分, 根际效应也相对减弱; 而凋落物影响土壤环境条件的改变, 也导致了根系竞争环境的变异, 可能影响其结构和功能(王君龙等, 2015)。

根际的养分状况在很大程度上决定了植物的生长状况, 从而会影响其竞争能力。不同物种根际效应能够反映物种在系统中对待养分的行为方式, 同时也决定了物种的相互关系(范川等, 2014)。祁红艳(2014)从根际效应出发研究毛竹向阔叶林扩张的潜在策略, 发现毛竹相对于其他3种生活型物种具有较强的养分根际效应, 而且毛竹扩张至常绿阔叶林后根际效应提高, 表明毛竹可能通过增强根际效应捕获更多氮源供其成功扩张。Hess和Austin (2017)研究结果也表明, 入侵树种的碳矿化和微生物量的根际效应都显著强于本土树种, 且其外生菌根起到了重要作用。本研究显示, 在杉木林中, 乔木的根际



效应显著强于櫟木、杨桐和格药桉, 而马尾松林中, 乔木的根际效应显著强于格药桉和杨桐(图1; 表6), 表明乔木相对于灌木有较强的养分竞争能力, 也对应了乔木在林分中的优势地位。但是马尾松林和湿地松林内乔木与櫟木的根际效应无显著差异(表6), 表明櫟木的养分竞争能力已与乔木相当, 暗示櫟木在马尾松和湿地松林内可能会快速扩张, 影响乔木生长。考虑到櫟木细根生物量与马尾松相近, 且养分吸收能力高于马尾松(王君龙等, 2015), 本研究建议马尾松林分中櫟木可部分去除。虽然湿地松林内存在类似情况, 但仍需综合考虑乔木和灌木的根系生物量、养分吸收能力等情况, 以指导林下植被管理。

以往对杉木林的研究发现, 櫟木的细根可塑性强于杉木, 在林下凋落物增加条件下, 櫟木根系向更有利于高效吸收土壤养分的方向发展(王君龙等, 2015)。但是杉木的细根生物量远远高于(10倍以上)櫟木, 养分的吸收效率相当(王君龙等, 2015)。同时, 本研究发现, 杉木的根际效应高于櫟木(图2A), 即杉木的养分活化能力强于櫟木。综合分析表明在现有条件下, 櫟木的存在还不足以对杉木产生强烈影响, 可考虑继续保留。另外, 考虑到杨桐在杉木林中的重要地位(表2), 虽然杉木的根际效应显著高于杨桐(表6), 但仍需对杉木林下杨桐的根系生物量、养分吸收能力等综合考虑进一步决定杨桐的管理。

总体上, 相对于林下灌木, 中亚热带红壤丘陵地区杉木林、马尾松林及湿地松林内乔木表现出更高的根际效应。除 $\text{NO}_3\text{-N}$ 外, 櫟木、杨桐和格药桉3种林下灌木之间的根际效应显著不同。相对于其他灌木, 櫟木在土壤养分获取上表现出明显优势。在杉木林内, 乔木的根际效应显著大于林下3种灌木; 而在马尾松林和湿地松林中, 乔木与櫟木的根际效应差异不显著。结合根系生物量、养分吸收能力等综合分析, 考虑人工林生态系统的稳定性, 本研究建议马尾松林分中可部分去除櫟木。在杉木林内, 櫟木的存在还不足以对乔木产生强烈影响, 可考虑继续保留。然而, 在湿地松林内, 由于缺乏乔木和灌木的根系生物量、养分吸收能力等资料, 仍需进一步系统地研究。

## 参考文献

Brzostek ER, Dragoni D, Brown ZA, Phillips RP (2015). Mycorrhizal type determines the magnitude and direction of root-induced changes in decomposition in a temperate for-

est. *New Phytologist*, 206, 1274–1282.

Calvaruso CN, Dira V, Turpault MP (2011). Impact of common European tree species and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) on the physicochemical properties of the rhizosphere. *Plant and Soil*, 342, 469–480.

Cheeke TE, Phillips RP, Brzostek ER, Rosling A, Bever JD, Fransson P (2017). Dominant mycorrhizal association of trees alters carbon and nutrient cycling by selecting for microbial groups with distinct enzyme function. *New Phytologist*, 214, 432–442.

Du Z, Cai XH, Bao WK, Chen H, Pan HL (2016). Understory effects on overstory trees: A review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27, 963–972. [杜忠, 蔡小虎, 包维楷, 陈槐, 潘红丽 (2016). 林下层植被对上层乔木的影响研究综述. 应用生态学报, 27, 963–972.]

Du Z, Cai XH, Bao WK, Chen H, Pan HL, Wang X, Zhao QX, Zhu WZ, Liu XL, Jiang Y, Li MH (2016). Short-term vs. long-term effects of understory removal on nitrogen and mobile carbohydrates in overstory trees. *Forests*, 7, 67. DOI: 10.3390/f7030067.

Fan C, Li XW, Zhang J (2014). Nitrogen dynamic of rhizosphere and bulk soil in *Alnus formosana* silvopasture systems. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Science Edition)*, 38(5), 73–78. [范川, 李贤伟, 张健 (2014). 台湾桤木林草复合模式根际与非根际氮特征. 南京林业大学学报(自然科学版), 38(5), 73–78.]

Fu XL, Wang JL, Di YB, Wang HM (2015a). Differences in fine-root biomass of trees and understory vegetation among stand types in subtropical forests. *PLOS ONE*, 10, e0128894. DOI: 10.1371/journal.pone.0128894.

Fu XL, Wang JL, Wang HM, Dai XQ, Yang FT, Zhao M (2016). Response of the fine root production, phenology, and turnover rate of six shrub species from a subtropical forest to a soil moisture gradient and shading. *Plant and Soil*, 399, 1–12.

Fu XL, Yang FT, Wang JL, Di YB, Dai XQ, Zhang XY, Wang HM (2015b). Understory vegetation leads to changes in soil acidity and in microbial communities 27 years after reforestation. *Science of the Total Environment*, 502, 280–286.

Gong X (2013). *Soil Phosphorus Availability and Its Influence Factors of Plantation in Degraded Subtropical Hilly Red Soil Region*. PhD dissertation, Jiangxi Agricultural University, Nanchang. [龚霞 (2013). 亚热带退化丘陵红壤区人工林土壤磷素有效性及其影响因素. 博士学位论文, 江西农业大学, 南昌.]

Gschwendtner S, Engel M, Lueders T, Buegger F, Schlöter M (2016). Nitrogen fertilization affects bacteria utilizing plant-derived carbon in the rhizosphere of beech seedlings. *Plant and Soil*, 407, 203–215.

Guan X, Wang SL, Zhang WD (2016). Availability of N and P in the rhizosphere of three subtropical species. *Journal of*

DOI: 10.17521/cjpe.2017.0294

- Tropical Forest Science*, 28, 159–166.
- Hess LJT, Austin AT (2017). Pine afforestation alters rhizosphere effects and soil nutrient turnover across a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. *Plant and Soil*, 415, 449–464.
- Hinsinger P, Plassard C, Tang C, Jaillard B (2003). Origins of root-mediated pH changes in rhizosphere and their responses to environmental constraints: A review. *Plant and Soil*, 248, 43–59.
- Li B (2000). *Ecology*. High Educational Press, Beijing. [李博 (2000). 生态学. 高等教育出版社, 北京.]
- Li CC, Li QR, Qiao N, Xu XL, Li QK, Wang HM (2016). Inorganic and organic nitrogen uptake by nine dominant subtropical tree species. *iForest*, 9, 253–258.
- Li YP, Xu H, Li YD, Luo TS, Chen DX, Zhou Z, Lin MX, Yang H (2016). Scale-dependent spatial patterns of species diversity in the tropical montane rain forest in Jianfengling, Hainan Island, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 861–870. [李艳朋, 许涵, 李意德, 骆士寿, 陈德祥, 周璋, 林明猷, 杨怀 (2016). 海南尖峰岭热带山地雨林物种多样性空间分布格局的尺度效应. 植物生态学报, 40, 861–870.]
- Lin GG, Zhao Q, Zhao L, Li HC, Zeng DH (2012). Effects of understory removal and nitrogen addition on the soil chemical and biological properties of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Keerqin Sandy Land. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 23, 1188–1194. [林贵刚, 赵琼, 赵蕾, 李慧超, 曾德慧 (2012). 林下植被去除与氮添加对樟子松人工林土壤化学和生物学性质的影响. 应用生态学报, 23, 1188–1194.]
- Liu S, Sheng KY, Liu XS, Wu ZH, Guo XM, Xiao FM, Zhang WY (2017). Contents of soil organic carbon and nitrogen forms in rhizosphere soil of *Cunninghamia lanceolata* and the rhizosphere effect. *Chinese Journal of Ecology*, 36, 1957–1964. [刘顺, 盛可银, 刘喜帅, 吴珍花, 郭晓敏, 肖复明, 张文元 (2017). 陈山红心杉根际土壤有机碳、氮含量及根际效应. 生态学杂志, 36, 1957–1964.]
- Liu SX, Wang MY, Yang YM, Xiong Z, Wang JH, Miao FJ, Zhang JY, Wang J (2013). Rhizosphere effect of five plant communities in Jianhu wetland lakeside zone on nitrogen and phosphorus. *Environmental Science & Technology*, 36(10), 73–77. [刘绍雄, 王明月, 杨宇明, 熊智, 王金华, 缪福俊, 张敬宜, 王娟 (2013). 剑湖湿地湖滨带5种植物群落类型氮和磷根际效应. 环境科学与技术, 36(10), 73–77.]
- Liu Y, Hu XF, Chen FS, Yuan PC (2013). Temperature sensitivity of CO<sub>2</sub> fluxes from rhizosphere soil mineralization and root decomposition in *Pinus massoniana* and *Castanopsis sclerophylla* forests. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 24, 1501–1508. [刘煜, 胡小飞, 陈伏生, 袁平成 (2013). 马尾松和苦槠林根际土壤矿化和根系分解CO<sub>2</sub>释放的温度敏感性. 应用生态学报, 24, 1501–1508.]
- Pan F, Liang Y, Zhang W, Zhao J (2016). Enhanced nitrogen availability in karst ecosystems by oxalic acid release in the rhizosphere. *Frontiers in Plant Science*, 7, 687. DOI: 10.3389/fpls.2016.00687.
- Phillips RP, Erlitz Y, Bier R, Bernhardt ES (2008). New approach for capturing soluble root exudates in forest soils. *Functional Ecology*, 22, 990–999.
- Phillips RP, Fahey TJ (2006). Tree species and mycorrhizal associations influence the magnitude of rhizosphere effects. *Ecology*, 87, 1302–1303.
- Phillips RP, Fahey TJ (2008). The influence of soil fertility on rhizosphere effects in northern hardwood forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 453–461.
- Qi HY (2014). *Nitrogen and Phosphorus Rhizosphere Effect: A Potential Strategy of Phyllostachys edulis Expansion to Broad-leaved Forest*. Master degree dissertation, Jiangxi Agricultural University, Nanchang. [祁红艳 (2014). 氮磷根际效应: 毛竹扩张的潜在策略. 硕士学位论文, 江西农业大学, 南昌.]
- Sommer J, Dippold MA, Zieger SL, Handke A, Scheu S, Kuzyakov Y (2017). The tree species matters: Belowground carbon input and utilization in the myco-rhizosphere. *European Journal of Soil Biology*, 81, 100–107.
- Song YC (2001). *Vegetation Ecology*. East China Normal University Press, Shanghai. [宋永昌 (2001). 植被生态学. 华东师范大学出版社, 上海.]
- Su LY, Cheng AX, Yu AL, Fu WQ, Zhen PY (1992). Investigation on mycorrhizae of forest trees in Natural Reserve of Mount Tianmu. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 9, 263–276. [苏琰英, 程爱兴, 喻爱林, 傅卫庆, 郑平遥 (1992). 天目山自然保护区林木菌根调查. 浙江林学院学报, 9, 263–276.]
- Sun L, Kominami Y, Yoshimura K, Kitayama K (2017). Root-exudate flux variations among four co-existing canopy species in a temperate forest, Japan. *Ecological Research*, 32, 331–339.
- Takahashi K, Uemura S, Suzuki JI, Hara T (2003). Effects of understory dwarf bamboo on soil water and the growth of overstory trees in a dense secondary *Betula ermanii* forest, northern Japan. *Ecological Research*, 18, 767–774.
- Uroz S, Oger P, Tisserand E, Cébron A, Turpault M-P, Buée M, de Boer W, Leveau JHJ, Frey-Klett P (2016). Specific impacts of beech and Norway spruce on the structure and diversity of the rhizosphere and soil microbial communities. *Scientific Reports*, 6, 27756. DOI: 10.1038/srep27756.
- Wan SZ, Zhang CL, Chen YQ, Zhao J, Wang XL, Wu JP, Zhou LX, Lin YB, Liu ZF, Fu SL (2014). The understory fern *Dicranopteris dichotoma* facilitates the overstory *Eucalyptus* trees in subtropical plantations. *Ecosphere*, 5(5), 1–12.
- Wang FC, Zou LQ, Tang J, Fang XM, Wan SZ, Wu NS, Wang HM, Chen FS (2016). Influence of nitrogen deposition on

- soil nutrient supply and organic carbon mineralization in *Cunninghamia lanceolata* and *Liquidambar formosana* plantations. *Acta Ecologica Sinica*, 36, 3226–3234. [王方超, 邹丽群, 唐静, 方向民, 万松泽, 吴南生, 王辉民, 陈伏生 (2016). 氮沉降对杉木和枫香土壤氮磷转化及碳矿化的影响. *生态学报*, 36, 3226–3234.]
- Wang JL, Wang HM, Fu XL, Yang FT, Chen FS (2015). Effects of intraspecific competition and litter coverage on fine root morphological traits of *Cunninghamia lanceolata* and *Loropetalum chinensis*. *Chinese Journal of Ecology*, 34, 596–603 [王君龙, 王辉民, 付晓莉, 杨风亭, 陈伏生 (2015). 种内竞争和残落物覆盖对杉木和檵木细根形态特征的影响. *生态学杂志*, 34, 596–603.]
- Wang XZ, Hu ZL, Du YX, Liu YZ, Li LQ, Pan GX (2010). Comparison of microbial biomass and community structure of rhizosphere soil between forest and shrubbery in karst ecosystem. *Soils*, 42, 224–229. [王新洲, 胡忠良, 杜有新, 刘永卓, 李恋卿, 潘根兴 (2010). 喀斯特生态系统中乔木和灌木林根际土壤微生物生物量及其多样性的比较. *土壤*, 42, 224–229.]
- Wang YP, Wang HT, Tan XM, Jiang YZ, Kong LG (2010). Comparison on rhizosphere effect of cultivar alternation and non-alternation continuous cropping poplar (*Populus deltoids*) plantation. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 1379–1389. [王延平, 王华田, 谭秀梅, 姜岳忠, 孔令刚 (2010). 杨树人工林品种更替连作与非更替连作根际效应的比较. *生态学报*, 30, 1379–1389.]
- Yang Y, Wang JF, Zhang XY, Li DD, Wang HM, Chen FS, Sun XM, Wen XF (2016). Mechanism of litter and understory vegetation effects on soil carbon and nitrogen hydrolase activities in Chinese fir forests. *Acta Ecologica Sinica*, 36, 8102–8110. [杨洋, 王继富, 张心昱, 李丹丹, 王辉民, 陈伏生, 孙晓敏, 温学发 (2016). 凋落物和林下植被对杉木林土壤碳氮水解酶活性的影响机制. *生态学报*, 36, 8102–8110.]
- Yin HJ, Wheeler E, Phillips RP (2014). Root-induced changes in nutrient cycling in forests depend on exudation rates. *Soil Biology & Biochemistry*, 78, 213–221.
- Yin HJ, Xiao J, Li YF, Chen Z, Cheng XY, Zhao CZ, Liu Q (2013). Warming effects on root morphological and physiological traits: The potential consequences on soil C dynamics as altered root exudation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 287–296.
- Zhan YY, Xue ZY, Ren W, Zhou ZY (2009). Characteristic of nitrogen content between rhizosphere and bulk soil under seven shrubs in arid desert area of China. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 59–66. [詹媛媛, 薛梓瑜, 任伟, 周志宇 (2009). 干旱荒漠区不同灌木根际与非根际土壤氮素的含量特征. *生态学报*, 29, 59–66.]
- Zhang X, Xue JH, Kikuo H, Xu XT, Tian Y, Hiroto T, Liu YH (2007). Nutrient dynamics and hydrological process of karst forests in mountainous area of central Guizhou Province, China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 757–768. [张喜, 薛建辉, 生原喜久雄, 许笑天, 田野, 户田浩夫, 刘延惠 (2007). 黔中山地喀斯特森林的水文学过程和养分动态. *植物生态学报*, 31, 757–768.]
- Zhao Q, Zeng DH, Yu ZY, Deng B, Fan ZP (2006). Rhizosphere effects of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* on soil phosphorus transformation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 1377–1381. [赵琼, 曾德慧, 于占源, 邓斌, 范志平 (2006). 沙地樟子松人工林土壤磷素转化的根际效应. *应用生态学报*, 17, 1377–1381.]

责任编辑: 程晓莉 责任编辑: 李 敏



扫码加入读者圈  
听语音, 看问答