

亚热带森林生态系统不同重建方式下碳储量及其分配格局

邱月宝^{①②}, 王辉民^{①*}, 马泽清^①, 杨凤亭^①, 张文江^①, 付晓莉^①, 梁跃龙^③, 周华^③

① 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, 北京 100101;

② 中国科学院研究生院, 北京 100049;

③ 江西九连山国家级自然保护区管理局, 龙南 341701

* 联系人, E-mail: wanghm@igsrr.ac.cn

2012-02-22 收稿, 2012-04-19 接受

国家重点基础研究发展计划(2012CB416903)、中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070302)和国家自然科学基金(31070559)资助

摘要 森林重建被认为是提高生态系统碳汇功能的重要措施. 通过调查研究了两种重建方式(自然更新和人工造林)对亚热带森林生态系统碳储量及其分配格局的影响, 并与地带性常绿阔叶林进行了比较. 结果表明, 自然更新的次生林生态系统碳储量(植被+土壤+枯落物)约为 257.59 t hm^{-2} , 人工营造的杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林、蓝果树(*Nyssa sinensis*)林分别为 230.93 和 163.49 t hm^{-2} , 表明在亚热带九连山区, 自然重建方式在森林碳汇功能上优于人工重建方式. 但上述森林碳储量仍然显著低于地带性植被的碳储量(299.13 t hm^{-2}), 表明这些森林仍具有较大的碳汇潜力. 自然重建方式经济投入少, 对土壤碳库扰动较小, 且植被碳储量显著高于速生人工林, 说明在种源丰富、自然环境较好的亚热带林区, 在 30 多年的时间尺度上自然重建方式具有较高的固碳效益, 这对于我国碳汇林建设、提高生态系统的固碳效益具有重要的指导意义.

关键词

森林重建
碳储量
分配格局
亚热带
九连山自然
保护区

近年来, 气候变化成为世界环境领域关注的焦点, 并已经演化为国际的政治经济问题. 而人类活动产生的大量二氧化碳则被认为是导致气候变化的主要原因, 全球碳循环也因此成了当今研究的热点问题之一. 森林生态系统作为陆地生态系统的主体, 拥有陆地生态系统 80% 的地上碳库和 40% 的地下碳库^[1,2], 且在维持自身巨大碳库的同时, 还吸收了约 33% 由人类活动引起的碳排放^[3], 在全球碳循环和潜在的碳存储中扮演着积极且十分重要的角色. 减少毁林、加强森林管理、扩大森林面积被认为是增汇减排的重要措施^[4,5]. 为积极应对气候变化, 我国于 2009 年联合国气候变化峰会上提出到 2020 年新造林 $4.0 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 进一步提高我国森林的固碳效益. 那么如何更有效地营造这些碳汇林, 既经济又能高效固

碳, 值得人们思考.

人工造林是森林重建的最常见手段, 通过定向培育生长迅速、高出材率的树种, 以期生产更多的木材, 获取更大经济效益. 但是, 材积高的林分是否一定能带来较高的碳储量, 这种传统的营林模式对于碳汇林建设是否依然适用, 还有待进一步探索和研究. 传统的造林方式通常伴随着迹地清理(割除林下灌木或炼山)、整地(局部整地或全面整地), 以利于林木的成活与快速生长, 但是这些活动不可避免地会对巨大的土壤碳库产生影响, 导致土壤有机碳大量释放. 越来越多的研究证实, 造林会减少土壤碳储量, 不同的造林方式会不同程度地削弱土壤碳库^[6-8]; 而土壤碳储量能够恢复到何种水平, 取决于森林类型以及当地的温度和降雨量等环境因子^[7]. Huang 等

英文引用格式: Di Y B, Wang H M, Ma Z Q, et al. Carbon storage and its allocation pattern of forest ecosystems with different restoration methods in subtropical China (in Chinese). Chin Sci Bull (Chin Ver), 2012, 57: 1553–1561, doi: 10.1360/972012-335

人^[9]研究表明,在我国亚热带地区人工造林后,植被碳库随着时间呈直线递增趋势,但森林土壤碳库却是经历了7~8年的持续降低之后才开始增加,造林20年后才基本达到了造林前的土壤碳库水平.这些结果显示碳汇林的营造方式必将与传统林业经营管理有所区别,因为碳汇林关注的不仅是林木等植被生产力,还必须考虑对森林土壤碳库的影响.

森林自然更新可以有效减少对土壤碳库的扰动;但是地上生物量累积速率则很大程度上取决于环境因子(水热、土壤等条件)和树种特性.我国亚热带地区水热条件优越,次生植被的生产力较高,有研究表明,江西信丰21年生的次生米楮林蓄积量为 $191\pm 35\text{ m}^3\text{ hm}^{-2}$,年平均增长量可以达到 $9.1\pm 1.7\text{ m}^3\text{ hm}^{-2}$ ^[10];次生栲树、木荷林37年生林分平均蓄积量可达 $240\sim 300\text{ m}^3\text{ hm}^{-2}$;年平均生长量 $6.5\sim 8.1\text{ m}^3\text{ hm}^{-2}$ ^[11];浙江杭州35年生木荷林群落年均生产力高达 18.47 t hm^{-2} ^[12].传统森林经营以收获更多木材和更高的出材率为目标,因而主要关注树干,而碳汇林则应该关注整个生态系统的碳汇功能.

Laclau^[13]和Zheng等人^[14]研究表明,次生林的固碳效益优于人工林,而Cuevas等人^[15]的研究则显示人工林与次生林之间的碳汇功能没有显著差异.还有一些研究表明人工林的植被固碳能力高于次生林^[16~18],但其土壤碳库与次生林无显著差异^[19].针对我国新增 $4.0\times 10^7\text{ hm}^2$ 碳汇林、全面提升我国森林碳汇能力以应对气候变化的承诺,明晰不同重建方式对森林生态系统碳汇功能影响,阐明其对生态系统不同碳库的内在影响机制,对我国碳汇林建设将具有重要指导意义.

1 研究区概况

研究区位于江西省龙南县境内的南岭九连山国家级自然保护区虾公塘保护站,在 $24^{\circ}31'\sim 24^{\circ}35'N$ 和 $114^{\circ}26'\sim 114^{\circ}29'E$ 之间.九连山保护区总面积约 13411.6 hm^2 ,海拔高度280~1430 m,坡度在 $20^{\circ}\sim 40^{\circ}$ 之间^[20],地势南高北低,属于南岭东段九连山山脉的北坡.本区属于典型亚热带气候,温暖湿润,年均气温约 $16.7^{\circ}C$,年均降水量 1954.6 mm ^[21].区内土壤依海拔高度自下而上依次为山地红壤、山地黄红壤、山地黄壤和山地草甸土^[22].研究区是中亚热带湿润常绿阔叶林与南亚热带季风常绿阔叶林的过渡地带^[23],保存有完整的原生性常绿阔叶林,生物多样

性极其丰富,植被类型有亚热带常绿阔叶林、亚热带低山丘陵针叶林、常绿落叶阔叶混交林、山顶矮林及山地草甸,其中以天然常绿阔叶林分布最广^[24].本区地带性植被为常绿阔叶林,主要树种包括栲树(*Castanopsis fargesii*)、米楮(*Castanopsis carlesii*)、罗浮栲(*Castanopsis fabri*)、樟树(*Cinnamomum camphora*)、鹿角栲(*Castanopsis lamontii*)、木荷(*Schima superba*)等.

2 研究方法

2.1 样地选择

经前期踏查后,于2010年9月和次年11月在保护区内选取了天然次生林(secondary forest)、人工杉木林(*Cunninghamia lanceolata* plantation)和人工蓝果林(*Nyssa sinensis* plantation)3种同期建立的森林类型作为研究对象,并同时调查了该区原始常绿阔叶林(原始林, primary forest)作为对照.除原始林以外的3种森林类型,位置相近且为同一时期(1978年)采伐原始林后重建,具有较高可比性.杉木林、蓝果林经炼山、整地后人工栽植,并在前3年进行抚育,之后进行封育保护.天然次生林在采伐乔木后封育使之自然更新,无炼山、整地等人为扰动.原始林为核心区保存较为完整的常绿阔叶林(地带性植被).在各森林类型中选取典型地段,布设 $20\text{ m}\times 20\text{ m}$ 的样方(次生林、人工杉木林和人工蓝果林各3个,原始林4个),测量并记录样地的位置、经纬度、海拔、坡位、坡度等样地信息(表1).

2.2 植被碳储量

(i) 乔木层. 在样方内测定胸径(DBH) $\geq 3\text{ cm}$ 所有乔木树种的胸径和树高.根据立地条件尽可能相似原则,从已发表的相关文献中筛选出适用于本地区调查样地的乔木生物量相对生长方程(表2)来计算样地乔木层生物量.对缺少生物量方程的树种,采用与其木材密度和干型结构相近树种的生物量方程;对缺少地下生物量方程的树种,其地下生物量根据相应树种的地上与地下生物量之比来计算^[25].乔木层生物量乘以 0.5 ^[26]的碳转化系数,得到乔木层碳储量.

(ii) 灌木层. 在样方对角线的4个顶点及交点处布设 $2\text{ m}\times 2\text{ m}$ 的灌木样方共5个,调查灌木的种

表 1 不同森林类型立地条件与乔木层特性

森林类型	坡位	坡度(°)	海拔(m)	密度 ^{a)} (株 hm ⁻²)	胸高断面积 (m ² hm ⁻²)	平均胸径 (cm)	胸径范围 (cm)	树种组成 ^{b)}
原始林	坡中	20~35	712	1428 (1039)	42.29	15.04	3.0~55.6	6 栲类 2 杉木 1 黄樟+马尾松+木荷-拟赤杨
次生林	坡中	20~25	438	1528 (980)	35.04	12.73	3.1~41.3	4 栲类 2 南酸枣 1.5 拟赤杨 1 黄樟 1 川楝+木荷
人工杉木林	坡下	16~20	630	2391 (1906)	46.07	13.47	3.1~35.6	7.5 杉木 0.5 观光木 0.5 罗浮柿+拟赤杨+黄樟+米楮
人工蓝果林	坡中	25~35	450	3448 (2720)	25.91	12.04	3.0~28.3	5 蓝果树 2 拟赤杨 1 栲类 1 闽楠+杉木+木荷

a) 为胸径>3 cm 的株密度与>4.5 cm 的株密度(括号内); b) 树种组成中列出了主要树种胸高断面积所占的成数并以数字表示, “+”和“-”分别表示所占比例<5%和<2%

表 2 样地内主要乔木树种生物量相对生长方程

树种	相对生长方程 ^{a)}	相关系数	来源
杉木	<i>Cunninghamia lanceolata</i> $W = 0.0173(DH)^{1.4964}$	0.984	[27]
木荷	<i>Schima superba</i> $W = 0.031103(D^2H)^{1.019796}$	0.979	[28]
樟树	<i>Cinnamomum camphora</i> $W = 0.175374(D^2H)^{0.819874}$	0.993	[29]
南酸枣	<i>Choerospondias axillaris</i> $W_{\mp} = 664.18(D^2H)^{1.3}$ $W_{\text{枝}} = 845874(D^2H)^{4.3}$	0.979 0.953	[30]
拟赤杨	<i>Alniphyllum fortunei</i> $W_{\mp} = 1297(D^2H)^{2.06}$ $W_{\mp} = 0.8003(D^2H)^{0.5276}$ $W_{\text{枝}} = 0.1768(D^2H)^{0.5648}$	0.853 0.995 0.989	[31]
栲类	<i>Castanopsis</i> $W_{\mp} = 0.6179(D^2H)^{0.3191}$ $W_{\mp} = D^2H / (0.0135D^2H + 918.9)$ $W_{\mp} = 0.0105(D^2H)^{1.047}$ $W_{\text{枝}} = 0.00146(D^2H)^{1.1136}$	0.953 [32]	

a) D, 胸径; H, 树高

类、地径和高度. 确定样地内灌木层的优势种, 建立嵌套回归生物量模型^[33]. 步骤如下: 选择其中结构完整且具有最大基径的植株作为模型构建的样木. 基于枝条分枝系统的规律性, 枝条系统可看作由若干单一枝轴组成, 将这些枝轴看作微型树干, 测量各枝轴的基径与长度, 并记录各级轴间的从属关系. 抽样实测部分枝轴的生物量, 根据测量数据, 利用嵌套式回归拟合优势种的生物量回归模型(表 3)估算样地灌木层地上生物量. 由于样地位于保护区的核心区, 不宜进行破坏性采样并实测灌木地上与地下生物量, 灌木地下生物量按地上生物量的 19.84%^[25]来估算. 灌木层生物量乘以碳转化系数 0.5^[26]得到灌木层碳储量.

(iii) 草本层. 在 5 个灌木样方内各布设 1 个 1 m × 1 m 的草本样方, 调查草本种类、株丛数、高度和盖度. 采用收获法收集样方内的草本植物, 室内烘干并称其干重, 再乘以 0.45^[34]的碳转化系数得到草本层

表 3 样地内灌木层主要树种嵌套回归生物量方程

树种	嵌套回归模型 ^{a)}	相关系数
杨桐	<i>Adinandra millettii</i> $W = 49.133D^{2.8918}$	0.979
拟赤杨	<i>Alniphyllum fortunei</i> $W = 72.685D^{2.3594}$	0.995
树参	<i>Dendropanax dentiger</i> $W = 29.073D^{2.6204}$	0.999
柃木	<i>Eurya japonica</i> $W = 45.486D^{2.7077}$	0.999
檫木	<i>Loropetalum chinense</i> $W = 82.152D^{3.0359}$	0.993
米楮	<i>Castanopsis carlesii</i> $W = 70.719D^{2.6454}$	0.996

a) D 为基径(<3 cm)

碳储量.

2.3 凋落物碳储量

在 5 个草本样方内分别收集地表凋落物, 带回室内烘干并称其干重, 粉碎后采用元素分析仪(Elementar, Vario MAX CN, 德国)测定凋落物碳含量, 将

凋落物干重再乘以相应碳含量得到凋落物碳储量。

2.4 土壤碳储量

在乔木样方内设置 0~20 cm 土壤剖面，垂直于剖面取 3 环刀土样封装保存，带回室内烘干并计算土壤容重，在乔木样方对角线的两端和中点以土钻分别取 0~20 cm 土壤样品，混合均匀后用四分法取出一份封存，采用元素分析仪(Elementar)测定土壤碳储量^[35,36]。土壤碳储量计算公式如下：

$$SOC = D \times T \times C / 10. \quad (1)$$

SOC 为单位面积土壤碳储量($t \text{ hm}^{-2}$)， D 为土壤容重($g \text{ cm}^{-3}$)， T 为采样深度(cm)， C 为土壤碳含量($g \text{ kg}^{-1}$)。李昌华和李家永^[37]的研究表明，九连山自然保护区山地红黄壤 0~20 cm 土壤有机质约占 0~100 cm 土壤有机质的 50%，据此比例，根据公式(1)的计算结果推算 0~100 cm 土壤碳储量。

2.5 数据处理

采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著差法(LSD)，分析 3 种不同重建方式下森林生态系统碳储量之间的差异，并与原始林进行比较。所应用的软件为 Excel 和 SPSS 17.0。

3 结果与分析

3.1 植被、凋落物和土壤碳储量

植被碳储量包括乔木层、林下植被(灌木层+草本层)碳储量。结果表明(图1)，原始林、次生林、人工杉木林和人工蓝果林乔木层碳储量分别为 167.02, 136.97, 106.89 和 66.75 $t \text{ hm}^{-2}$ ；灌木层碳储量分别为 2.12, 2.61, 1.67 和 1.86 $t \text{ hm}^{-2}$ ；草本层碳储量分别为 0.14, 0.21, 0.38 和 0.52 $t \text{ hm}^{-2}$ 。其中，原始林乔木层碳储量均显著高于其他森林类型($P < 0.05$)，次生林乔木层碳储量显著高于人工杉木林($P < 0.05$)，而人工蓝果林乔木层碳储量极显著地低于上述森林类型($P < 0.01$)。灌木层与草本层碳储量在各森林类型之间没有显著差异。可以看到，乔木层是植被碳储量的主体，林下植被层最多只占到植被碳储量的 3.44%。

自然更新的次生林与人工杉木林和蓝果林的植被碳储量分别为 139.80, 108.93 和 69.13 $t \text{ hm}^{-2}$ ，原始林的植被碳储量为 169.28 $t \text{ hm}^{-2}$ 。经过 30 多年的重建，次生林、人工杉木林和人工蓝果林的植被碳储量

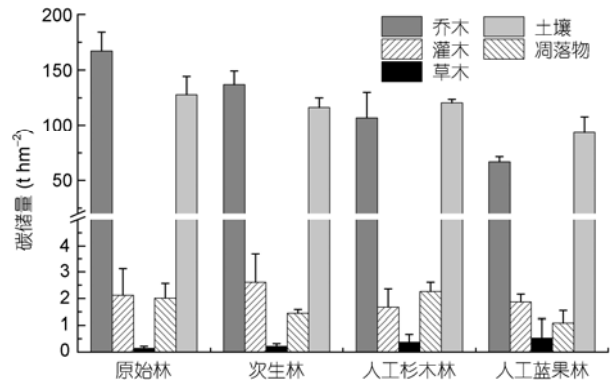


图1 不同重建方式下森林生态系统各层碳储量

分别恢复到了原始林水平的 82.58%, 64.35% 和 40.83%。次生林的植被固碳能力显著高于人工林 ($P < 0.05$)，表明在实现森林碳汇功能上自然重建方式更有效。

图1显示，原始林、次生林、人工杉木林和蓝果林的凋落物碳储量分别为 2.01, 1.44, 2.27 和 1.09 $t \text{ hm}^{-2}$ ，人工杉木林的凋落物碳储量均显著高于次生林和人工蓝果林($P < 0.05$)，这可能与其凋落物分解速率低于阔叶林有关。自然重建的次生林土壤碳储量为 116.35 $t \text{ hm}^{-2}$ ，人工重建的杉木林和蓝果林土壤碳储量分别为 120.40 和 93.28 $t \text{ hm}^{-2}$ ，人为扰动较少的原始林土壤碳储量为 127.84 $t \text{ hm}^{-2}$ (图1)。原始林、次生林和人工杉木林的土壤碳储量之间均无显著差异，而蓝果林土壤碳储量均显著低于上述类型($P < 0.05$)，这可能是由于造林前炼山、整地措施对于坡度较大的地段更容易造成土壤有机质的流失。

3.2 生态系统碳储量及分配格局

综合乔木、林下植被、土壤及凋落物碳库，我们得到原始林、次生林、人工杉木林和蓝果林的生态系统碳储量分别为 299.13, 257.59, 230.93 和 163.49 $t \text{ hm}^{-2}$ (图2)。原始林具有最高的生态系统碳储量，均显著高于其他森林类型($P < 0.05$)，自然更新的次生林生态系统碳储量则明显高于人工杉木林($P = 0.16$)。而人工蓝果林的生态系统碳储量最低，均极显著地低于上述森林类型($P < 0.01$)。

从分配格局(图2)来看，乔木层与土壤是森林生态系统碳储量的主体，占生态系统碳储量总量的 97%以上。对于原始林和次生林生态系统碳储量，乔木层贡献率最大，分别为 55.84% 和 53.18%，土壤层

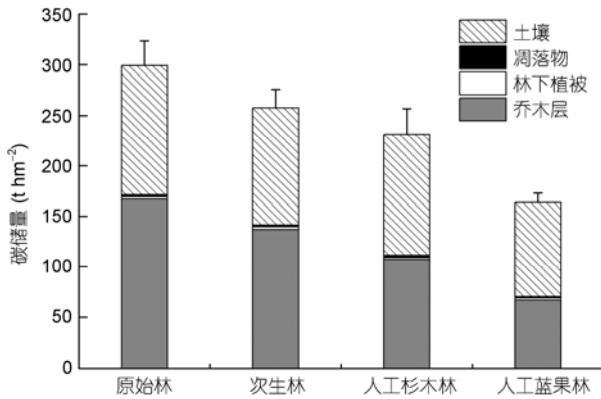


图 2 不同重建方式下森林生态系统碳储量及其分配格局

贡献率次之, 分别为 42.74% 和 45.17%; 相反, 对于人工杉木林和蓝果林生态系统碳储量, 土壤层贡献率最大, 分别为 52.14% 和 57.05%, 其次是乔木层的 46.28% 和 40.83%. 林下植被与凋落物对生态系统碳储量贡献微小, 最多仅占生态系统碳储量的 1.46% 和 0.98%.

4 讨论

4.1 重建方式对森林生态系统碳储量的影响

通过什么方式建立碳汇林才能最大限度地发挥整个生态系统的固碳潜力是一个亟待解决的重要问题, 直接关系到 4.0×10^7 hm² 碳汇林的固碳效能. 本研究结果显示, 在 30 多年的时间尺度上, 在亚热带九连山区依靠自然力量重建的次生林, 与人工营造的杉木林和蓝果林相比, 不但没有降低甚至增加了森林生态系统的固碳能力. Laclau^[13] 研究表明, 天然次生林的乔木碳储量和土壤碳储量均高于人工林. Zheng 等人^[14] 研究发现, 在我国红壤丘陵区, 14 年生的亚热带天然次生林, 其林下植被、凋落物和土壤碳储量均高于同期重建的人工针叶林, 但乔木碳储量与人工林无显著差异, 原因可能是次生林的乔木生长在短期内不具优势, 人工林土壤碳库由于受到强度干扰, 加之重建时间较短, 导致土壤碳储量低于干扰较轻的次生林. 而 Cuevas 等人^[15] 的研究则显示, 亚热带人工针叶林植被碳储量高于次生林, 但其生态系统碳储量与次生林无显著差异. 也有研究表明, 不同时期两种重建方式可能有不同的固碳效果, 人工林往往较早进入速生阶段从而在森林重建的早中期具有较高的生产力, 但其成熟时间早、速生期较短

使得这种优势并不能长久保持^[38-40]. 相比之下, 次生林中的乡土阔叶树种多在中后期进入快速生长阶段, 且持续时间更久, 进而在生物量、生物多样性和土壤肥力方面显示出较大的优势^[41-43].

对于土壤碳储量, 九连山蓝果林的土壤碳储量显著低于其他类型, 这有可能是其坡度大、采伐造林前的土壤基础条件较差所致, 但已有针对九连山常绿阔叶林的研究^[44-46] 并没有显示出较大的坡度会导致较低的土壤有机质和养分含量; 因而更可能是由于造林初期的炼山和整地, 造成土壤结构的破坏, 导致更多的土壤有机质和养分的损失, 从而降低了土壤碳储量. Chen 等人^[47] 研究指出, 天然林向人工林的转变会造成土壤碳库的损失, 主要是采伐与整地措施对土壤的扰动导致土壤微生物类群与活动的增加所致, 这在很多研究中也得到了证实. Johnson^[48] 研究认为, 采伐会造成土壤碳库的减少, 但在造林后会快速恢复; Huang 等人^[9] 的研究结果显示, 亚热带森林生态系统人工造林后土壤碳储量持续降低, 在 7~8 年后开始增加并在 20 年后才得以恢复.

杉木林土壤碳储量与次生林和原始林较为接近, 甚至还略微高于次生林. 这可能是由于杉木林立地质量本来就好的缘故. 土壤分析结果显示, 杉木林土壤的碱解氮、有效磷含量分别为原始林的 113% 和 126%, 而蓝果林的土壤碱解氮、有效磷含量仅为原始林的 89% 和 42%, 次生林的碱解氮、有效磷含量介于蓝果林和杉木林之间, 分别为原始林的 95% 和 85%. 杉木作为亚热带地区最重要的速生用材树种, 生长迅速, 喜土层深厚、肥沃、有机质丰富的土壤, 因此在土壤状况最好的迹地上营造杉木林是极有可能的. 同时, 杉木由于生长迅速, 营养消耗快, 通常会导致土壤氮磷含量迅速降低^[49], 但在生长了 32 年后, 九连山杉木林的土壤养分供给状况仍然高于次生林, 这进一步说明了杉木林较高的土壤碳储量是最初良好的立地条件所致.

对于植被碳储量, 最高的是原始林, 次生林则高于杉木林, 蓝果林最低. 杉木是亚热带地区最重要的速生用材树种, 江西是杉木的主产区之一, 环境适宜. 而杉木林的立地条件明显优于次生林和蓝果林, 因此人工杉木林的植被碳储量高于次生林和蓝果林是完全可能的, 但良好的立地条件并未导致人工杉木林更高的植被固碳效率, 反而显著低于次生林. 如果原来的立地条件相当, 那么杉木林的固碳效率可能

会比次生林低的更多。可见，在九连山区森林的自然重建方式对生态系统植被固碳更有利。其原因有可能是造林初期的炼山、整地措施导致人工林土壤种子库的破坏和自然生幼苗幼树的损伤，使得人工林在郁闭前存在大面积的裸地，不能有效地利用光能并积累碳；而对于自然更新系统，由于九连山区常年温热湿润，没有炼山、整地等干扰，林下原有的幼苗幼树得以迅速生长发育，而丰富的土壤种子库为新幼苗的萌生提供了基础，可以使林地迅速郁闭，有利于植被系统的碳积累。因此，自然重建的次生林具有更高的植被碳积累，甚至超过了当地的速生杉木林。

4.2 森林生态系统碳储量不确定性分析

森林植被碳蓄积的估算仍然存在较大不确定性^[50]，尤其是对于原始林和次生林乔木生物量的估算。因为原始林和次生林中阔叶树种较多，但仅能利用有限的阔叶树种相对生长方程进行估算，而且原始林中的特大乔木，常超出所引生物量方程适用的胸径范围，这些都会影响估算的准确性。本文采用堤利夫等人^[32]在九连山区建立的、适用于本地的混合树种相对生长方程，方程中包括了该区地带性植被中的主要树种，具有较高的适用性。我们尝试利用其他文献^[51-53]中给出的多个单树种生物量方程，对原始林乔木生物量进行估算，其计算结果约为现结果的2倍。可见，相对生长方程的适用性对乔木生物量估算的准确性有很大影响，而本研究利用本地建立的相对生长方程估算乔木层生物量，具有较高的准确性。

灌木生物量的估算以往多采用收获法。但由于林下灌木分布具有较强的随机性，如果样地数量较少，或者选取的样方灌木过疏或过密时，用收获法估算其生物量可能会存在较大不确定性。根据生物量

模型计算群落的生物量可以减少对林下植被的破坏，而且在保护区更加切实可行。本文采用刘琪璟^[33]提出的嵌套模型法，利用调查数据建立灌木的生物量模型，并根据灌木的基径估算林下灌木生物量，这是一个新的尝试，也是一个发展趋势，这种方法在群落尺度上具有较好的效果。而且从本研究结果来看，林下植被碳储量所占比重较小，对于整个生态系统植被碳储量估算影响不大。

在热带和亚热带地区，土壤有机碳的短期变化大多局限于土壤表层^[40,54]，且土壤表层碳储量在土壤碳储量中所占比重较高。Jobbágy 和 Jackson^[55]研究指出，在全球范围内温带与热带常绿阔叶林土壤表层(0~20 cm)碳储量平均占0~100 cm碳储量的47%和44%。但在九连山区，李昌华和李家永^[37]的研究结果显示该比例达到50%^[37]，这可能是由于该地区土壤总体来说干扰程度较小，表层有机质损失较少积累较多的缘故。由于不同类型森林生态系统受干扰程度不同，因而用这个比例估算可能会在某种程度上低估了人工林，而高估了原始林和次生林的土壤碳储量，但这并不会改变它们之间的相对关系。表4列出了九连山与国内外亚热带典型常绿阔叶林生态系统碳储量，结果显示出较高的可比性。九连山常绿阔叶林的土壤碳储量明显高于广东鼎湖山和湖南鹰嘴界，主要是由于后两者是60 cm土层的碳储量。

5 结论

自然更新的天然次生林生态系统碳储量(植被+土壤+枯落物)约为257.59 t hm⁻²，人工营造的杉木林、蓝果林分别为230.93和163.49 t hm⁻²。人工杉木林虽然拥有较好的土壤条件，但其植被与生态系统碳储量却低于次生林；而蓝果林生态系统碳储量则更低。这说明在30多年的时间尺度上，在九连山区

表4 亚热带典型常绿阔叶林生态系统碳储量及分配格局(t hm⁻²)

研究区域	植被碳储量	凋落物碳储量	土壤碳储量	生态系统碳储量	来源
广东鼎湖山 ^{a)}	154.29	1.58	89.13	245.00	[56]
湖南鹰嘴界 ^{a)}	156.47	1.50	71.15	229.12	[57]
云南西双版纳	159.24	2.38	99.72	265.21	[58]
江西九连山	169.28	2.01	127.84	299.13	本文
全球亚热带	171	-	-	-	[59]

a) 广东鼎湖山常绿阔叶林和湖南鹰嘴界常绿阔叶林土壤碳储量为60 cm深的结果

通过自然重建的次生林生态系统碳汇功能优于人工重建的杉木林和蓝果林。同时上述森林碳储量均明显低于地带性植被(299.13 t hm⁻²), 表明这些森林仍具有较高的碳汇潜力。

森林的自然重建是既省工、省力又经济的方式, 本研究结果对亚热带地区碳汇林建设具有重要意义。

当然, 我们也必须看到, 本研究所处的亚热带九连山地区水热及土壤条件都较好, 同时本研究区域的周边均有丰富的天然种源, 这都为森林的自然重建提供了良好的前提基础。而在乔灌种源缺乏以及环境较差的地区, 自然重建的固碳效果是否更好还有待于进一步研究探讨。

参考文献

- 1 Song C, Woodcock C E. A regional forest ecosystem carbon budget model: Impacts of forest age structure and landuse history. *Ecol Model*, 2003, 164: 33–47
- 2 Dixon R K, Solomon A M, Brown S, et al. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 1994, 263: 185
- 3 Houghton R A. Balancing the global carbon budget. *Annu Rev Earth Planet Sci*, 2007, 35: 313–347
- 4 Pacala S, Socolow R. Stabilization wedges: Solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. *Science*, 2004, 305: 968
- 5 Mallon K, Bourne G, Mott R. Climate solutions wwf's vision for 2050. *Converting Concern into Action*. WWF International, 2007
- 6 Turner J, Lambert M. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecol Manage*, 2000, 133: 231–247
- 7 Guo L B, Gifford R M. Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Glob Change Biol*, 2002, 8: 345–360
- 8 Paul K I, Polglase P J, Nyakuengama J G, et al. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecol Manage*, 2002, 168: 241–257
- 9 Huang M, Ji J, Li K, et al. The ecosystem carbon accumulation after conversion of grasslands to pine plantations in subtropical red soil of south China. *Tellus B*, 2007, 59: 439–448
- 10 詹有生. 江西次生米槠林组成结构及生产力研究. *林业科学研究*, 1997, 10: 63–68
- 11 詹有生, 敖向阳. 江西次生栲树、木荷林生产力的研究. *林业科学研究*, 1998, 11: 618–622
- 12 俞益武, 施德法, 蒋秋怡, 等. 杭州木荷次生林生物量的研究. *浙江林学院学报*, 1993, (2): 157–161
- 13 Laclau P. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecol Manage*, 2003, 180: 317–333
- 14 Zheng H, Ouyang Z, Xu W, et al. Variation of carbon storage by different reforestation types in the hilly red soil region of southern China. *Forest Ecol Manage*, 2008, 255: 1113–1121
- 15 Cuevas E, Brown S, Lugo A E. Above-and belowground organic matter storage and production in a tropical pine plantation and a paired broadleaf secondary forest. *Plant Soil*, 1991, 135: 257–268
- 16 Brown S, Lugo A E. Tropical secondary forests. *J Trop Ecol*, 1990, 6: 1–32
- 17 Lugo A E. The future of the forest. *Environment: Sci Policy Sus Dev*, 1988, 30: 16–45
- 18 Lugo A E. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecol Monogr*, 1992, 62: 1–41
- 19 Li Y, Xu M, Zou X, et al. Comparing soil organic carbon dynamics in plantation and secondary forest in wet tropics in Puerto Rico. *Glob Change Biol*, 2005, 11: 239–248
- 20 刘信中, 肖忠优, 马建华. 江西九连山自然保护区科学考察与森林生态系统研究. 北京: 中国林业出版社, 2002. 448
- 21 李昌华, 唐茂聪, 吉庆森. 江西九连山常绿阔叶林区气候资源. *资源科学*, 2001, 23(增刊): 4–14
- 22 刘开树. 九连山自然保护区土壤概况. *江西红壤研究*, 1978, 12: 10–16
- 23 吴征镒. 中国植被. 北京: 科学出版社, 1980. 1375
- 24 简敏菲, 刘琪璟. 江西九连山常绿阔叶林的物种多样性分析. *南昌大学学报(理科版)*, 2009, 33: 291–297
- 25 方精云, 刘国华, 徐嵩龄. 我国森林植被的生物量和净生产量. *生态学报*, 1996, 16: 498–508
- 26 Fang J, Chen A, Peng C, et al. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292: 2320–2322
- 27 李燕, 张建国, 段爱国, 等. 杉木人工林生物量估算模型的选择. *应用生态学报*, 2010, 21: 3036–3046
- 28 杨桦, 詹有生, 曾志光, 等. 吉水三种造林模式林分生物量及生长量研究. *江西农业大学学报(自然科学)*, 2004, 26: 164–168
- 29 姚迎九, 康文星, 田大伦. 18年生樟树人工林生物量的结构与分布. *中南林学院学报*, 2003, 23: 1–5
- 30 岳军伟, 龙蔚, 刘光正, 等. 红壤低丘马尾松低效林生物量特征. *林业科技开发*, 2010, 24: 19–22
- 31 陈文荣. 拟赤杨人工林地上部分净生产力动态变化研究. *福建林业科技*, 2000, 27: 31–34
- 32 堤利夫, 李昌华, 岩坪五郎, 等. 江西九连山常绿阔叶林资源研究. *资源科学*, 2001, 23(增刊): 15–35
- 33 刘琪璟. 嵌套式回归建立树木生物量模型. *植物生态学报*, 2009, 33: 331–337

- 34 Khmelev V A, Titlyanova A A, Sedel'Nikov V P, et al. Spatial-typological differentiation of the ecosystems of the west siberian plain. Communication II: Underground phytomass, dead organic matter, and soil humus. *Contem Probl Ecol*, 2011, 4: 241-247
- 35 唐国勇, 黄道友, 童成立, 等. 红壤丘陵景观单元土壤有机碳和微生物生物量碳含量特征. *应用生态学报*, 2006, 17: 429-433
- 36 王小利, 苏以荣, 黄道友, 等. 土地利用对亚热带红壤低山区土壤有机碳和微生物碳的影响. *中国农业科学*, 2006, 39: 750-757
- 37 李昌华, 李家永. 江西省两类森林土壤养分贮量的初步研究. 太原: 中国林业出版社, 1986. 78-83
- 38 郑勇平, 朱浩, 徐焕农, 等. 杉木生长过程特征和生长期划分. *浙江林学院学报*, 1991, 8: 219-226
- 39 杨玉盛, 何宗明, 邱仁辉, 等. 不同栽植代数 29 年生杉木生长规律的研究. *林业科学*, 1999, 35: 32-36
- 40 汤景明. 鄂西南山地常绿落叶阔叶混交林恢复研究. 博士学位论文. 北京: 北京林业大学, 2008. 102-113
- 41 包维楷, 刘照光, 刘朝禄, 等. 中亚热带湿性常绿阔叶次生林自然恢复 15 年来群落乔木层的动态变化. *植物生态学报*, 2000, 24: 702-709
- 42 Silver W L, Kueppers L M, Lugo A E, et al. Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture. *Ecol Appl*, 2004, 14: 1115-1127
- 43 Niu D, Wang S, Ouyang Z. Comparisons of carbon storages in *Cunninghamia lanceolata* and *Michelia macclurei* plantations during a 22-year period in southern China. *J Environ Sci*, 2009, 21: 801-805
- 44 李昌华, 李中菊. 江西九连山常绿阔叶林下土壤的物理性质、水分状况及水源涵养能力的初步研究. *自然资源学报*, 1991, 6: 370-379
- 45 长山泰秀, 李昌华, 片桐成夫, 等. 中国南部天然常绿阔叶林的地上生物量、净初级生产力、养分分布和养分利用效率. *江西林业科技*, 2005(增刊): 17-22
- 46 刘开树, 孙文峦, 吴文辉. 九连山土壤的发生类型及其肥力性状的探讨. *江西农业大学学报*, 1983, (1): 43-49
- 47 Chen C R, Xu Z H, Mathers N J. Soil carbon pools in adjacent natural and plantation forests of subtropical Australia. *Soil Sci Soc Am J*, 2004, 68: 282
- 48 Johnson D W. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air Soil Pollut*, 1992, 64: 83-120
- 49 陈楚莹, 张家武, 周崇莲, 等. 改善杉木人工林的林地质量和提高生产力的研究. *应用生态学报*, 1990, 1: 97-106
- 50 于贵瑞. 全球变化与陆地生态系统碳循环和碳蓄积. 北京: 气象出版社, 2003. 460
- 51 卢琦, 李治基, 黎向东. 栲树林生物生产力模型. *广西农学院学报*, 1990, 9: 55-64
- 52 杨清培, 李鸣光, 王伯荪, 等. 粤西南亚热带森林演替过程中的生物量与净第一性生产力动态. *应用生态学报*, 2003, 14: 2136-2140
- 53 杨同辉, 宋坤, 达良俊, 等. 中国东部木荷米槠林的生物量和地上净初级生产力. *中国科学: 生命科学*, 2010, 40: 610-619
- 54 陈庆强, 沈承德, 易惟熙, 等. 土壤碳循环研究进展. *地球科学进展*, 1998, 13: 46-54
- 55 Jobbágy E G, Jackson R B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol Appl*, 2000, 10: 423-436
- 56 莫江明, 方运霆, 彭少麟, 等. 鼎湖山亚热带常绿阔叶林碳素积累和分配特征. *生态学报*, 2003, 23: 1970-1976
- 57 宫超, 汪思龙, 曾掌权, 等. 中亚热带常绿阔叶林不同演替阶段碳储量与格局特征. *生态学杂志*, 2011, 30: 1935-1941
- 58 李冬. 西双版纳季风常绿阔叶林的碳贮量及其分配特征研究. 硕士学位论文. 北京: 中国科学院研究生院, 2006. 30-32
- 59 Keith H, Mackey B G, Lindenmayer D B. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2009, 106: 11635-11640

Carbon storage and its allocation pattern of forest ecosystems with different restoration methods in subtropical China

DI YueBao^{1,2}, WANG HuiMin¹, MA ZeQing¹, YANG FengTing¹, ZHANG WenJiang¹,
FU XiaoLi¹, LIANG YueLong³ & ZHOU Hua³

¹Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

³Jiangxi Provincial Management Bureau for Jiulianshan National Nature Reserve, Longnan 341701, China

Forest restoration was regarded as a main measure to improve the carbon sequestration ability of forest ecosystems. In this study, we compared the ecosystem carbon stock in wood plantations with naturally regenerated broadleaf forests in Jiulianshan National Nature Reserve. In 1978, the original vegetation was clear cut. Now, the ecosystem carbon stock (vegetation + litter + soil) were about 257.59 t hm⁻² in broadleaved secondary forest, 230.93 t hm⁻² in *Cunninghamia lanceolata* plantation, and 163.49 t hm⁻² in *Nyssa sinensis* plantation. The carbon stocks in these relatively new forests were significantly lower than that in the subtropical zonal evergreen broadleaved forests (299.13 t hm⁻²). We primarily conclude that the carbon stock in secondary forest by natural regeneration was higher than that in plantations by managements. Carbon storages in these restored forests were significantly lower than that zonal vegetation, it means that they still have a certain carbon sink potential. The natural forest regenerations with low investments and labor, which had a slightly disturbance for soil carbon pools, could acquire relatively substantial vegetation carbon stocks compared with plantations. Under favorable environment conditions of water and temperature in subtropical China, the natural restoration was a promising way to achieve high carbon benefits in the forest area with enough seeds sources.

forest restoration, carbon storage, allocation pattern, subtropical China, Jiulianshan National Nature Reserve

doi: 10.1360/972012-335