

不同处理采伐剩余物对营造杉木幼林土壤胞外酶活性的影响

李啸灵^{1,2}, 林伟盛^{1,2}, 贾淑娴^{1,2}, 吴传敬^{1,2}, 郭剑芬^{1,2}

(1.福建师范大学地理科学学院,福州 350007;2.湿润亚热带生态—地理过程教育部重点实验室,福州 350007)

摘要: 土壤酶对森林生态系统生物化学过程有重要作用,能快速反映土壤环境(如养分含量和有效性)的变化。采伐剩余物是林地土壤养分的重要来源,其处理方式会对森林土壤的养分含量和有效性产生影响。为探讨采伐剩余物不同处理方式对杉木幼林土壤酶活性的影响,在福建省三明市格氏栲自然保护区 40 年生的杉木成熟林采伐迹地上对采伐剩余物进行不同处理(保留 RR、火烧 RB、去除 R)并种植杉木幼林,通过采集 0—10、10—20 cm 土层土壤,对 6 种胞外酶活性进行研究。结果表明:(1)采伐剩余物处理 4 年后,相比保留处理,火烧和清除处理的土壤可溶性有机碳、可溶性有机氮、无机氮、硝态氮含量均显著下降。其中火烧处理下硝态氮下降幅度显著高于清除处理,2 个土层下降幅度平均分别为 88%和 51%;(2)相比保留处理,火烧和清除处理土壤微生物生物量碳和微生物生物量磷含量以及 6 种土壤酶活性,即酸性磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶、过氧化酶、酚氧化酶均明显更低,而且火烧处理两土层微生物生物量碳和微生物生物量磷含量显著低于清除处理;(3)冗余分析表明,0—10 cm 土层土壤酶活性与微生物生物量磷、微生物生物量碳含量显著相关,而可溶性有机氮、硝态氮、微生物生物量碳是影响 10—20 cm 土层土壤酶活性变化的关键因子。保留采伐剩余物有利于提高土壤养分和酶活性,是土壤肥力维持和森林生产力提高的有效经营管理措施。

关键词: 杉木幼林; 采伐剩余物; 土壤酶活性; 土壤微生物生物量

中图分类号: S714.6

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2021)01-0348-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2021.01.050

Effects of Different Harvest Residue Treatments on Soil Extracellular Enzymes Activities in a Young Chinese Fir Plantation

LI Xiaoling^{1,2}, LIN Weisheng^{1,2}, JIA Shuxian^{1,2}, WU Chuanjing^{1,2}, GUO Jianfen^{1,2}

(1.College of Geographical Science, Fujian Normal University, Fuzhou 350007;

2.Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-Geographical Processes, Ministry of Education, Fuzhou 350007)

Abstract: Soil enzyme plays an important role in the biochemical processes of forest ecosystems, which can quickly reflect the changes of soil environment (such as nutrient content and availability). Harvest residue is an important source of forest soil nutrients, and its treatment methods will affect the nutrient content and availability of forest soil. In order to explore the effects of different harvest residue treatments on soil enzymes activities, harvest residue was managed in the following ways, i.e., residue retained (RR), residue removed (R) and residue burnt (RB) after cutting a 40-year-old mature Chinese fir forest in Sanming City, Fujian, and six soil extracellular enzymes activities in 0—10 and 10—20 cm soil layers were studied. The results showed that: (1) After 4 years of harvest residue treatment, compared with RR treatment, the contents of dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON), inorganic nitrogen (IN) and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in RB and R treatments decreased significantly. Further, the decrease of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ content under RB treatment was significantly higher than that of R treatment, decreased by 88% and 51% for 0—10 and 10—20 cm soil layers respectively; (2) Compared with RR treatment, microbial biomass phosphorus (MBP) and carbon (MBC), and six soil enzymes activities, that were acid phosphatase (AP), β -1,4-glucosidase (β G), Cellobiohydrolase (CBH), β -1,4-N-acetylglucosaminidase (NAG), Poly-phenol oxidase (PHO), and Peroxidase (PEO) of RB and R treatments decreased significantly. Also MBC and MBP contents in two soil layers under RB

收稿日期: 2020-06-12

资助项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0600304);福建省科技厅公益类重点项目(2019R1002-4);福建省高等学校新世纪优秀人才支持计划项目(J1-1253)

第一作者: 李啸灵(1996—),男,硕士研究生,主要从事森林碳氮循环研究。E-mail:735137849@qq.com

通信作者: 郭剑芬(1977—),女,教授,主要从事森林碳氮循环研究。E-mail:jfguo@fjnu.edu.cn

treatment were significantly lower than those of R treatment; (3) Redundancy analysis showed that soil enzymes activities in the 0—10 cm layer were significantly correlated with soil MBP and MBC contents, and DON, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and MBC were the key factors affecting soil enzyme activities in the 10—20 cm layer. Therefore, the retention of harvest residues is beneficial to the improvement of soil nutrients and enzyme activity, and it is an effective management measure for the maintenance of soil fertility and the improvement of forest productivity.

Keywords: young Chinese fir; harvesting residues; soil enzyme activity; soil microbial biomass

采伐剩余物处理是常见的森林管理形式,其做法包括火烧、清除、保留采伐剩余物,而不同管理方式,将改变采伐剩余物对林地地表的覆盖状况与有机质输入量,从而直接或间接影响了土壤的理化性质^[1]。土壤酶主要来源于微生物、植物根系、动物的分泌释放,它是催化土壤有机质分解的蛋白质,其可能参与采伐剩余物的分解转化过程,促进土壤有机质向有效矿物质营养素的转化,在维持森林土壤肥力方面发挥着核心作用^[2]。但现有关于采伐剩余物处理对土壤酶活性的影响结果并不一致。有研究^[3-5]表明,保留采伐剩余物使得土壤酶活性增加,而火烧和清除处理降低了土壤酶活性。Adamczyk 等^[3]研究发现,保留采伐剩余物增加了蛋白酶、 β -氨基葡萄糖苷酶、 β -葡萄糖苷酶和酸性磷酸酶的活性,而火烧和清除采伐剩余物导致这些酶的活性下降,并分析可能是由于采伐剩余物的火烧和清除导致底物减少所致。然而,陈礼清等^[4]研究发现,火烧采伐剩余物使得土壤酸性磷酸酶活性下降,过氧化氢酶活性在夏季显著下降,秋季显著增加;吴波波等^[5]研究发现,保留采伐剩余物使得土壤酸性磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶活性增加,酚氧化酶活性下降。这些结果的差异,可能是因为酶活性对采伐剩余物不同处理方式的响应源于多种因素(如植被类型、立地肥力、林龄、气候条件、采伐剩余物的现场分布等)所导致的,但更重要的可能是由于采伐剩余物处理的时间较短(大多都是处理1~2年)所致。因此本研究在采伐剩余物处理4年后(保留的采伐剩余物分解殆尽),研究土壤酶活性的变化及其影响因子,可以从较长时间尺度研究采伐剩余物处理对土壤的影响。杉木是我国亚热带地区重要的造林树种,近些年来,由于杉木连栽、大面积砍伐、火烧采伐剩余物等不合理的经营措施,造成了土壤肥力下降,杉木林生产力降低,严重制约着森林可持续经营管理。因此本文拟对福建三明格氏栲自然保护区40年生杉木成熟林皆伐后,对采伐剩余物进行保留、清除、火烧处理。研究营造杉木幼林4年后不同土层(0—10, 10—20 cm)土壤微生物生物量及土壤酶活性,有助于深入了解采伐剩余物采取不同处理方式后种植杉木的土壤养分状况,为可持续管理森林生态系统提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中亚热带山区,福建三明森林生态系统与全球变化研究站(格氏栲观测点),地理坐标26°09'N, 117°28'E,属于武夷山东伸支脉地带,地形以低山丘陵为主,平均海拔320 m,最高点海拔604 m。该区域属亚热带季风气候,夏季雨热同期,冬季温和少雨,年平均气温19.5℃,降雨多集中在7—8月,年均降水量1700 mm。

1.2 试验设计

2013年11月对40年生杉木成熟林进行皆伐,取走树干和树皮,将林地内的采伐剩余物(叶、枝等)设置火烧(residue burnt, RB)、清除(residue removed, R)、保留(residue retained, RR)3种不同处理方式,保留采伐剩余物作为对照。每个处理的面积大小设置为15 m×15 m,每种处理3个重复,样地布设按随机区组排列(图1)。2014年1月种植苗高和地径相近的2年生杉木幼苗。2018年7月,在所有样地按照“S”形设置5个取样点,并分0—10, 10—20 cm土层进行取样。在室内将样品去除可见的石块、根系以及动植物残体等,并把土壤样品分为2份。一部分样品用于测定酶活性,放置于4℃冰箱保存;另一部分样品过2 mm筛后用于测定土壤基本理化性质、土壤微生物生物量。

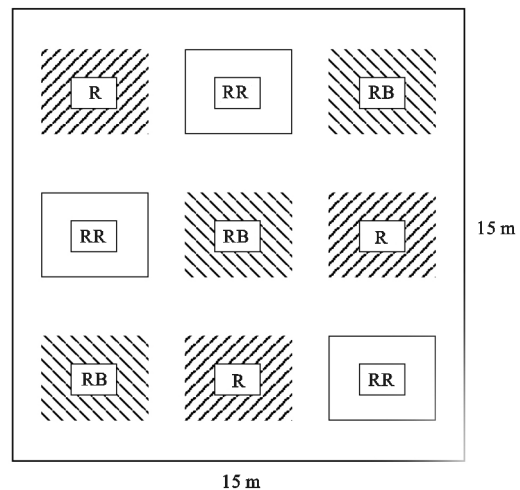


图1 试验样地示意

1.3 土壤理化性质及土壤微生物生物量测定
土壤pH使用便携式pH计(STARTER 300,

OHAUS,美国)进行测定(水土比为 2.5 : 1)。土壤总有机碳、总氮使用碳氮元素分析仪(Elementar-Vario EL III, Elementar, 德国)测定。总磷采用 $\text{HClO}_4 - \text{H}_2\text{SO}_4$ 法^[6]消解,用连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)测定。土壤可溶性有机碳、氮用去离子水(水土比为 4 : 1)浸提,分别用总有机碳分析仪(TOC—VCPH/CPN, 日本)和连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)测定。土壤铵态氮、硝态氮使用 2 mol/L KCl 浸提(水土比为 4 : 1),用连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)测定。微生物生物量碳、氮采用氯仿熏蒸— K_2SO_4 浸提法^[7],微生物生物量碳使用总有机碳分析仪(TOC—VCPH/CPN, 日本)测定,微生物生物量氮使用连续流

动分析仪测定。土壤微生物生物量磷使用氯仿熏蒸— NaHCO_3 浸提法^[8],使用连续流动分析仪(Skalar san++, 荷兰)测定。

1.4 土壤酶活性测定

土壤酶活性参照 Saiya-Cork 等^[9]的方法提取和培养。选取与碳、氮、磷循环相关的土壤水解酶和氧化酶。用伞形酮(MUB)作为底物标示水解酶活性,用 L—二羧苯丙氨酸(DOPA)为底物标示氧化酶活性。微平板置于暗环境下经过 20 ℃ 恒温培养,土壤水解酶和氧化酶分别培养 4, 18 h,用多功能酶标仪(SpectraMax M5, 美国)测定其荧光度(水解酶)或吸光度(氧化酶)。土壤酶活性的种类、缩写、类型和所用底物见表 1。

表 1 土壤酶活性的种类、缩写、类型和所用底物

酶	缩写	类型	底物
酸性磷酸酶	AP	P—targeting hydrolytic	4—MUB—phosphate
β—葡萄糖苷酶	βG	C—targeting hydrolytic	4—MUB—β—D—glucoside
纤维素水解酶	CBH	C—targeting hydrolytic	4—MUB—β—D—cellobioside
β—N—乙酰氨基葡萄糖苷酶	NAG	N—targeting hydrolytic	4—MUB—N—acetyl—β—D—glucosaminide
多酚氧化酶	PHO	C—targeting oxidase	L—DOPA
过氧化物酶	PEO	C—targeting oxidase	L—DOPA

1.5 数据处理

数据使用 Excel 2016 处理并用 SPSS 23.0 软件进行统计分析。处理或土层之间土壤基本理化性质、土壤微生物生物量、土壤酶活性的差异显著性($P < 0.05$)采用单因素方差分析(one—way ANOVA)分析。处理与土层之间的交互作用采用双因素方差分析(two—way ANOVA)分析。使用 Canoco 5.0 软件,以土壤理化性质及微生物生物量为解释变量,土壤酶活性作为响应变量进行冗余分析(Redundancy Analysis, RDA)并使用 Origin 9.0 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 不同处理土壤理化性质

采伐剩余物不同处理方式对杉木幼林土壤的理化性质影响不同(表 2)。在 0—10 cm 的土层,保留、清除、火烧采伐残余物处理的土壤 pH、总碳、总氮、铵态氮、总磷差异不显著($P > 0.05$)。保留处理的可溶性有机碳、可溶性有机氮、无机氮、硝态氮含量显著高于清除和火烧处理($P < 0.05$),其可溶性有机碳(77.73 mg/kg)分别是清除和火烧处理的 1.4, 1.5 倍,可溶性有机氮(3.62 mg/kg)是清除和火烧处理的 1.67, 1.38 倍,无机氮(16.85 mg/kg)是清除和火烧处理的 1.6, 2.2 倍,硝态氮(9.40 mg/kg)分别是清除和火烧处理的 2.1, 8.2 倍。而清除处理与火烧处理的可溶性有机碳、可溶性有机氮、无机氮之间没有显著的差异($P > 0.05$)。

在 10—20 cm 土层中,3 种处理的 pH、可溶性有机氮、铵态氮之间差异不显著。保留处理的总碳、总氮与

火烧处理之间有显著的差异($P < 0.05$),与清除处理的差异不显著。保留和清除处理的可溶性有机碳、无机氮、硝态氮的含量明显高于火烧处理($P < 0.05$)。火烧处理的总磷含量高于保留处理($P < 0.05$),清除处理与其他两种处理之间差异不显著。双因素方差分析表明处理对可溶性有机碳、可溶性有机氮、无机氮、硝态氮有显著影响,土层对总碳、可溶性有机碳、总氮、可溶性有机氮有显著影响($P < 0.05$),处理和土层对可溶性有机氮、总磷有显著的交互作用。

2.2 不同处理土壤微生物生物量

在 0—10 cm 的土层中保留和清除处理的微生物生物量碳含量(538.95, 453.66 mg/kg)显著高于火烧处理,分别是火烧处理的 1.6, 1.35 倍($P < 0.05$),保留处理的微生物生物量磷(34.60 mg/kg)分别是清除和火烧处理的 1.83, 1.32 倍。在 10—20 cm 土层,清除处理的微生物生物量碳(405.33 mg/kg)高于保留和火烧处理,分别是其 1.09, 1.49 倍。保留处理的微生物生物量磷(24.54 mg/kg)显著高于清除和火烧处理,分别是其 1.44, 1.67 倍。微生物生物量氮在不同土层各处理间差异均不显著(图 2)。

在相同处理不同土层中,保留处理 0—10 cm 土层的微生物生物量碳、微生物生物量磷含量显著高于 10—20 cm 土层($P < 0.05$),而不同土层微生物生物量氮含量差异不显著($P > 0.05$)。在采伐剩余物清除处理中,不同土层微生物生物量磷含量有显著差异,而不同土层微生物生物量碳、微生物生物量氮含量差异均不显著($P > 0.05$)。在采伐剩余物火烧处理中,不同土层

间微生物生物量碳、微生物生物量氮、微生物生物量磷含量差异均不显著。双因素方差分析表明处理对微生物生物量碳、微生物生物量磷有显著影响,土层对

微生物生物量碳、微生物生物量磷有显著影响($P<0.05$),处理和土层对微生物生物量碳、微生物生物量氮、微生物生物量磷均无显著的交互作用。

表 2 不同采伐剩余物处理土壤基本理化性质

指标	0—10 cm 土层			10—20 cm 土层			处理	土层	处理×土层
	RR	R	RB	RR	R	RB			
pH	4.17±0.15Aa	4.07±0.04Aa	4.16±0.06Aa	4.13±0.17Aa	4.09±0.01Aa	4.16±0.08Aa	ns	ns	ns
总碳/(g·kg ⁻¹)	19.09±2.97Aa	18.92±4.91Aa	17.15±2.52Aa	15.95±3.01Aa	14.31±3.86ABa	9.43±1.01Bb	ns	*	ns
可溶性有机碳/(mg·g ⁻¹)	77.73±8.55Aa	55.08±0.60Ba	51.56±6.53Ba	55.63±0.86Ab	47.49±8.47Aa	20.5±3.38Bb	***	***	*
总氮/(g·kg ⁻¹)	1.41±0.15Aa	1.39±0.25Aa	1.32±0.12Aa	1.33±0.11Aa	1.21±0.12ABa	1.03±0.06Bb	ns	*	ns
可溶性有机氮/(mg·g ⁻¹)	3.62±0.32Aa	2.17±0.10Ba	2.62±1.05Ba	0.73±0.12Ab	0.33±0.03Ab	0.72±0.07Ab	*	***	ns
无机氮/(mg·kg ⁻¹)	16.85±2.84Aa	10.15±2.96Ba	8.32±3.27Ba	15.25±1.27Aa	11.78±1.04Aa	7.22±2.90Ba	***	ns	ns
铵态氮/(mg·kg ⁻¹)	7.45±0.87Aa	5.64±1.68Aa	7.18±2.90Aa	7.10±2.19Aa	7.71±0.26Aa	6.38±3.12Aa	ns	ns	ns
硝态氮/(mg·kg ⁻¹)	9.40±1.96Aa	4.52±2.12Ba	1.15±0.42Ca	8.15±2.92Aa	4.07±0.90Ba	0.85±0.46Ca	***	ns	ns
总磷/(mg·kg ⁻¹)	165.8±8.43Ab	139.2±9.99Aa	155.4±15.96Aa	155.5±24.70Aa	138.1±19.56Aa	126.3±11.62Aa	ns	ns	*

注:表中数据为平均值±标准差;同行不同大写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$);同行不同小写字母表示不同土层间差异显著($P<0.05$);*、**、*** 分别表示 $P<0.05$, $P<0.01$, $P<0.001$;ns 表示 $P>0.05$ 。下同。

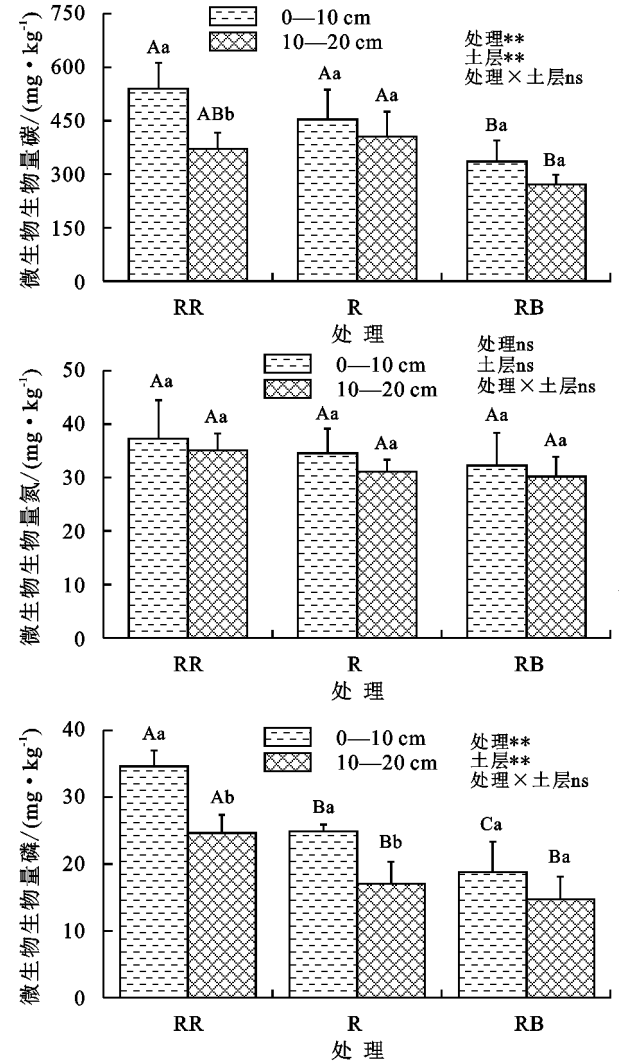


图 2 不同处理方式土壤微生物生物量

注:图柱上方不同大写字母表示不同处理间差异显著($P<0.05$);不同小写字母表示不同土层间差异显著($P<0.05$)。下同。

2.3 不同处理土壤酶活性

从图 3 可以看出,在 0—10 cm 土层中,除纤维素

水解酶活性外,保留处理的酸性磷酸酶、β-葡萄糖苷酶、β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶、过氧化酶、酚氧化酶活性显著高于清除、火烧处理($P<0.05$),保留处理与火烧处理的纤维素水解酶活性高于清除处理($P<0.05$)。保留处理和火烧处理 β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶和过氧化酶活性差异不显著($P>0.05$)。在 10—20 cm 的土层中,不同处理对土壤酶活性的影响较小。保留处理 β-葡萄糖苷酶和过氧化酶活性显著高于清除和火烧处理。处理和土层对 6 种土壤酶活性都有显著的影响($P<0.01$)。处理和土层交互作用对酸性磷酸酶、β-葡萄糖苷酶、纤维素水解酶、酚氧化酶活性的影响显著。

2.4 土壤酶活性的影响因素

分别对不同处理下 0—10, 10—20 cm 土层酶活性进行冗余分析,选取土壤理化性质、土壤微生物生物量作为环境解释变量,土壤的酶活性作为响应变量。在分析中选取贡献值前 4 的环境因子作为解释变量。

由图 4 可知,保留、清除、火烧处理有较好的聚类,表明不同采伐剩余物处理方式对土壤酶活性变化有显著影响。在 0—10 cm 的土层中,第 1 轴解释了变量的 67.06%,第 2 轴解释了变量的 21.85%,共解释了土壤酶活性变异程度的 88.91%。微生物生物量磷($P=0.002$)、微生物生物量碳($P=0.032$)对土壤酶活性的影响最大。其中微生物生物量碳的作用最为明显,其解释了土壤酶活性变化的 57.3%。在 10—20 cm 的土层中,第 1 轴解释了变量的 79.63%,第 2 轴解释了变量的 7.16%,共解释了土壤酶活性变异程度的 86.79%,可溶性有机氮($P=0.018$)、硝态氮($P=0.002$)、微生物生物量碳($P=0.028$)对土壤的酶活性影响最大,其中土壤可溶性有机氮作用最为明显,其解释了土壤酶活性变化的 50.4%。

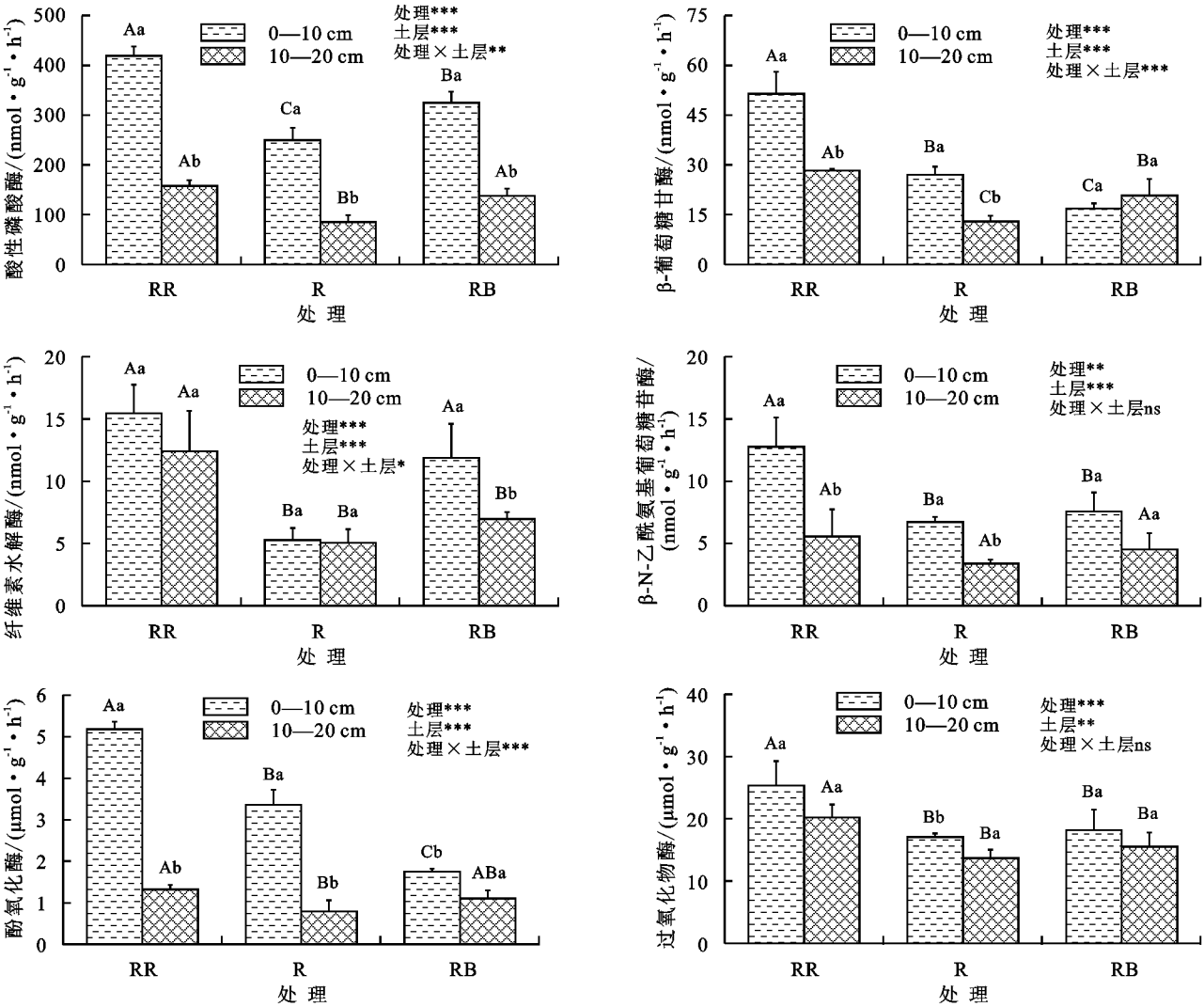


图 3 不同处理方式土壤酶活性

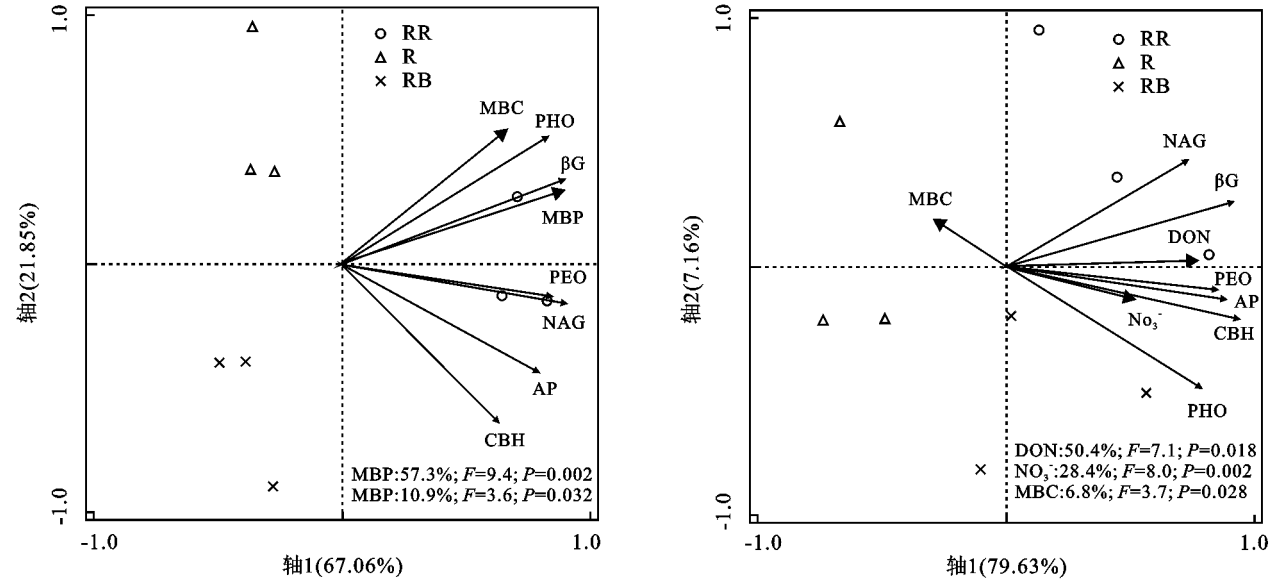


图 4 不同采伐剩余物处理对土壤酶活性影响的冗余分析

3 讨论

3.1 不同处理采伐剩余物对营造杉木幼林土壤理化性质的影响

与保留处理相比,清除、火烧处理可溶性有机碳、

可溶性有机氮、无机氮、硝态氮的含量显著降低。其原因可能是清除处理影响剩余物的分解与转化,减少了土壤表层的有机质来源,并且由于地表裸露,当降雨时会加速可溶性的碳氮淋溶^[10];而火烧采伐剩余

物处理一方面会使采伐剩余物与土壤养分迅速释放,另一方面火烧后地表裸露同样也会更易造成养分流失与向下淋溶。Morris^[11]研究发现,保留采伐剩余物使土壤中可溶性有机质的含量显著增加,刺激了净氮矿化和净硝化作用,增加了有机层中的铵态氮和硝态氮浓度,这与本研究结果一致。本研究中,不同的采伐剩余物处理间总碳、总氮、总磷之间差异不显著,这与现有相关研究结果类似。Smolander 等^[12]研究发现,土壤总氮含量不受采伐剩余物处理影响,并认为是由于采伐剩余物中的氮含量远低于有机层中的氮含量;Kumaraswamy 等^[13]研究认为,采伐剩余物对土壤碳、氮、磷含量影响不大,原因之一可能是与土壤养分总库相比,采伐剩余物养分的量微不足道。这可能也是本研究不同采伐剩余物处理间总碳、总氮、总磷之间差异不显著的原因。另一方面也可能是因为亚热带土壤质地黏重,水热条件好,土壤有机质矿化和周转的速率高,限制了不同处理方式对土壤碳氮磷含量的影响^[14]。此外,有研究^[15]表明,清除采伐剩余物对森林碳氮含量的影响具有持续性,长期来看,碳含量明显降低。

3.2 不同处理采伐剩余物对营造杉木幼林土壤微生物生物量的影响

土壤微生物在生物地球化学循环中发挥着重要的作用,是土壤有机质分解、养分循环和转化的动力。土壤微生物生物量能够快速反映土壤养分和周围环境的变化,由于其具有周转快和敏感性高的特点,因此在土壤微生物中发挥着重要的作用^[16]。本研究发现,采伐剩余物保留和清除处理的微生物生物量碳、微生物生物量磷含量显著高于火烧处理,且保留处理微生物生物量磷显著高于清除处理,这表明保留采伐剩余物有利于微生物生物量的增加,这与 Prieto—Fernandez 等^[17]研究结果相似。产生这一结果可能的原因是采伐剩余物进行了火烧、清除、保留处理后,土壤环境发生变化,土壤微生物因其对环境变化敏感,对环境变化做出了不同响应^[18]。另一方面,采伐剩余物覆盖,使得土壤水分和温度随季节变化比较缓和,有助于采伐剩余物保留处理土壤碳、氮和微生物生物量的积累。而火烧改变了土壤微生物的组成和活性使得其微生物生物量降低,是因为清除处理使地表枯枝和凋落物减少,减少了养分的输入,使得其微生物生物量低于保留处理。此外,Certini 等^[19]研究发现,在针叶林中,微生物生物量需要长达 12 年的时间才能恢复到火烧前的水平。Barreiro 等^[20]得出相似结论,火烧对微生物性质产生了短期负面影响,微生物的生物量和活性水平要随着时间的推移才能逐渐恢复。然而,Törmänen 等^[21]对挪威云杉、樟子松

和银桦的研究发现,保留剩余物使得微生物生物量碳、微生物生物量氮含量下降,这是因为采伐剩余物促进了碳矿化和氮循环使得微生物生物量更为活跃。还有研究^[13]发现,保留采伐剩余物对印度桉树人工林土壤微生物生物量影响较小,可能与该人工林采伐剩余物的分解速度较快有关,较高的气温和降雨量可能会促进采伐剩余物更快的分解,对微生物生物量的影响可能更短暂。

3.3 不同处理采伐剩余物对营造杉木幼林土壤酶活性的影响

土壤酶对森林生态系统养分循环具有重要的作用,土壤酶活性会随着养分的供应模式而变化^[22],不同处理方式影响采伐剩余物的分解与转化,进而使得土壤养分供应发生变化,土壤酶活性随之发生相应的变化。本研究中,保留处理土壤酸性磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性高于火烧和清除处理,这与陈礼清等^[4]发现炼山后土壤水解酶活性降低的研究结果相似。这可能是因为火烧一方面减少了有机质输入,另一方面火烧后土壤温度升高导致部分微生物死亡,从而抑制土壤酶活性。保留采伐剩余物使得土壤酶活性高于其他 2 种处理,这可能是采伐剩余物的分解为微生物的生长提供良好的养分供给,有利于微生物的生长,微生物的代谢过程活跃,从而提高土壤酶活性,这与吴波波等^[5]研究结果一致。而清除处理使得地表输入养分减少,土壤养分含量和有机质含量降低,导致底物的可利用性减少,进而使土壤微生物的产酶减少,不利于土壤酶活性的增加。本研究中,保留处理过氧化酶、酚氧化酶活性高于火烧和清除处理,这是因为采伐剩余物分解的早期阶段,可萃取物质和其他不稳定分子优先被降解,随着分解的进行,木质素的解聚与微生物碳的获得越来越相关,导致微生物群落组成的变化和氧化酶活性的增加^[23],土壤中的氧化酶活性比水解酶活性更具动态性,通过对木质素和腐殖质的降解以获得碳、氮和磷^[24],从而为植物的生长提供养分。然而,刘俊第等^[25]研究发现,火烧后土壤的酚氧化酶和过氧化物酶活性显著升高,这是因为火烧后土壤活性碳含量降低,微生物可能改变群落结构分泌更多的氧化酶。目前不同的研究得出结果不一致,其中原因可能是由于研究的林分、土壤质地和采样时间等差异造成的。

3.4 影响土壤酶活性的因素

土壤酶活性对周围环境的变化可以做出快速的响应,由于不同的生态系统以及不同的气候环境条件下,引起酶活性变化的关键因子也有所不同。土壤碳氮作为生态系统物质循环中的关键元素,在土壤生态

系统功能中发挥着重要的作用^[26],也是形成土壤中酶的关键因素。本研究发现,微生物生物量磷、微生物生物量碳是驱动 0—10 cm 土层土壤酶活性发生变化的关键因子,可溶性有机氮、硝态氮、微生物生物量碳是 10—20 cm 土层土壤酶活性发生变化的关键因子,微生物生物量碳均是驱动 2 个土层土壤酶活性变化的重要因子。这可能因为在保留处理下,采伐剩余物的分解使得输入地表土壤中的有机碳含量增加,并为微生物提供了充足的底物。此外,保留处理增加了地表的覆盖,相较于其他处理,有效避免了土壤因地表淋溶、土壤侵蚀带来的碳损失。从表 2 可以看出,火烧和去除采伐剩余物处理都使土壤可溶性有机碳氮的含量降低,这可能导致土壤中的微生物缺少所需养分,微生物利用的底物减少,土壤酶活性降低。对采伐剩余物的去除和火烧处理,使得输入土壤的养分变少,周嘉聪等^[27]研究发现,在养分缺乏的情况下,微生物生物量碳等养分因素是影响土壤酶活性的主要因素。亚热带是磷限制地区,无机磷很容易被铁铝固定,微生物生物量磷可以通过自身周转将磷释放到土壤中去^[28],对土壤中的有效磷进行补充,因此这可以解释微生物生物量磷是驱动酶活性的关键因子。

氮是植物生长所需的重要营养元素,采伐剩余物的火烧和清除处理会减少生态系统对有效氮的固定,植物吸收土壤有效氮,影响土壤中的有效氮含量。土壤养分随着杉木幼林的恢复不断积累,为微生物的生长提供的氮源,从而增加了酶的合成。可溶性有机氮、硝态氮、微生物生物量碳是驱动 10—20 cm 土层土壤酶活性发生变化的关键因子的主要原因。有研究^[29]表明,与碳、磷相关的酶随着土壤无机氮水平的增加而增加,Bowles 等^[30]研究发现,与碳循环相关酶的潜在活性随无机氮利用率的增加而增加,所以硝态氮可能是驱动酶活性变化的主要因素之一。土壤酶活性与可溶性有机氮的动态变化密切相关,可溶性有机氮是微生物容易利用的有机氮源,其作为土壤酶重要的底物,在驱动酶活性中发挥着重要的作用。

4 结论

(1)相比保留处理,火烧和清除处理的可溶性有机碳、可溶性有机氮、无机氮、硝态氮、微生物生物量碳、微生物生物量磷以及 6 种土壤酶活性(酸性磷酸酶、 β -葡萄糖苷酶、纤维素水解酶、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶、过氧化酶、酚氧化酶)含量均显著下降。

(2)可溶性有机氮、硝态氮、微生物生物量碳、微生物生物量磷是驱动土壤酶活性发生变化的主要因子,其中微生物生物量磷、微生物生物量碳是驱动 0—10 cm 土层土壤酶活性发生变化的关键因子,可溶性有机氮、硝态氮、微生物生物量碳是 10—20 cm

土层土壤酶活性发生变化的关键因子。

综上所述,保留采伐剩余物有利于提高土壤养分和酶活性,是土壤肥力维持和森林生产力提高的有效经营管理措施。

参考文献:

- [1] Ma S, Concilio A, Oakley B, et al. Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments [J]. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259(5): 904-915.
- [2] Baldrian P, Štursová M. *Enzymes in forest soils* [M]. Berlin Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011: 61-73.
- [3] Adamczyk B, Adamczyk S, Kukkola M, et al. Logging residue harvest may decrease enzymatic activity of boreal forest soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 82: 74-80.
- [4] 陈礼清, 罗承德, 宫渊波, 等. 炼山对巨桉人工幼林土壤酶活性和有效养分的影响 [J]. *东北林业大学学报*, 2014, 42(3): 89-92, 102.
- [5] 吴波波, 郭剑芬, 吴君君, 等. 采伐剩余物对林地表层土壤生化特性和酶活性的影响 [J]. *生态学报*, 2014, 34(7): 1645-1653.
- [6] Crepin J, Johnson L R. Soil sampling and methods of analysis [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 38(1): 15-24.
- [7] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6): 703-707.
- [8] Brookes P C, Powlson D S, Jenkinson D S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, 14(4): 319-329.
- [9] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(9): 1309-1315.
- [10] Parfitt R L, Salt G J, Saggar S. Post-harvest residue decomposition and nitrogen dynamics in *Pinus radiata* plantations of different N status [J]. *Forest Ecology and Management*, 2001, 154(1): 55-67.
- [11] Morris D M. Changes in DOC and DON fluxes in response to harvest intensity of black-spruce-dominated forest ecosystems in northwestern Ontario [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2009, 89(1): 67-79.
- [12] Smolander A, Kitunen V, Kukkola M, et al. Response of soil organic layer characteristics to logging residues in three Scots pine thinning stands [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 66: 51-59.
- [13] Kumaraswamy S, Mendham D S, Grove T S, et al. Harvest residue effects on soil organic matter, nutrients and microbial biomass in eucalypt plantations in

Kerala, India [J]. *Forest Ecology and Management*, 2014, 328: 140-149.

[14] 胡振宏,何宗明,范少辉,等.采伐剩余物管理措施对二代杉木人工林土壤全碳、全氮含量的长期效应[J]. *生态学报*, 2013, 33(13): 4205-4213.

[15] Vanguelova E, Pitman R, Luiro J, et al. Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK [J]. *Biogeochemistry*, 2010, 101(1): 43-59.

[16] 胡嵩,张颖,史荣久,等.长白山原始红松林次生演替过程中土壤微生物生物量和酶活性变化[J]. *应用生态学报*, 2013, 24(2): 366-372.

[17] Prieto-Fernández A, Acea M J, Carballas T. Soil microbial and extractable C and N after wildfire [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, 27(2): 132-142.

[18] Somova L A, Pechurkin N S. Functional, regulatory and indicator features of microorganisms in man-made ecosystems [J]. *Advances in Space Research*, 2001, 27(9): 1563-1570.

[19] Certini G. Effects of fire on properties of forest soils: A review [J]. *Oecologia*, 2005, 143(1): 1-10.

[20] Barreiro A, Martín A, Carballas T, et al. Response of soil microbial communities to fire and fire-fighting chemicals [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(24): 6172-6178.

[21] Törmänen T, Kitunen V, Lindroos A J, et al. How do logging residues of different tree species affect soil N cycling after final felling? [J]. *Forest Ecology and Management*, 2018, 427: 182-189.

[22] Knelman J E, Graham E B, Ferrenberg S, et al. Rapid shifts in soil nutrients and decomposition enzyme activity in early succession following forest fire [J]. *Forests*, 2017, 8(9): e347.

[23] Sinsabaugh R L, Shah J J F. Ecoenzymatic stoichiometry of recalcitrant organic matter decomposition: The growth rate hypothesis in reverse [J]. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1/3): 31-43.

[24] Theuerl S, Buscot F. Laccases: Toward disentangling their diversity and functions in relation to soil organic matter cycling [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2010, 46(3): 215-225.

[25] 刘俊第,林威,王玉哲,等.火烧对马尾松林土壤酶活性和有机碳组分的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(15): 5374-5382.

[26] 樊博,史亮涛,潘志贤,等.干热河谷土壤酶活性对碳氮添加的响应[J]. *生态学报*, 2018, 38(23): 8604-8611.

[27] 周嘉聪,刘小飞,郑永,等.氮沉降对中亚热带米槠天然林微生物生物量及酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(1): 127-135.

[28] Li F R, Liu L L, Liu J L, et al. Abiotic and biotic controls on dynamics of labile phosphorus fractions in calcareous soils under agricultural cultivation [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 681: 163-174.

[29] Allison S D, Treseder K K. Warming and drying suppress microbial activity and carbon cycling in boreal forest soils [J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(12): 2898-2909.

[30] Bowles T M, Acosta-Martínez V, Calderón F, et al. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 68: 252-262.

(上接第 333 页)

[17] Yan F L, Shi Z H, Li Z X, et al. Estimating interrill soil erosion from aggregate stability of Ultisols in subtropical China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2008, 100(1/2): 34-41.

[18] 胡燕芳,章明奎.红砂土团聚体的组成特点及其对改良剂的响应[J]. *江西农业学报*, 2019, 31(10): 88-93.

[19] 吴海勇,李明德,刘琼峰,等.不同土壤改良剂在红壤旱地上的应用效果[J]. *湖南农业科学*, 2010(11): 45-47, 50.

[20] 刘中良,宇万太.土壤团聚体中有机碳研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2011, 19(2): 447-455.

[21] 方丽婷,张一扬,黄崇俊,等.泥炭和褐煤对土壤有机碳和腐殖物质组成的影响[J]. *土壤通报*, 2017, 48(5): 1149-1153.

[22] 王小波,卢树昌,王瑞,等.蚯蚓粪与蛭石结合对设施菠菜生长和品质的影响[J]. *北方园艺*, 2014(18): 63-66.

[23] 彭新华,张斌,赵其国.土壤有机碳库与土壤结构稳定性关系的研究进展[J]. *土壤学报*, 2004, 41(4): 618-623.