

不同林地类型土壤团聚体稳定性与铁铝氧化物的关系

赵友朋¹, 孟苗婧¹, 张金池¹, 马洁怡¹, 刘胜龙^{1,2}

(1. 南方现代林业协同创新中心 江苏省水土保持与生态修复重点实验室 南京林业大学 林学院, 江苏 南京 210037; 2. 浙江省凤阳山—百山祖国家级自然保护区凤阳山管理处, 浙江 龙泉 323700)

摘要: [目的] 探究浙江省凤阳山保护区内土壤铁铝氧化物对土壤团聚体稳定性的影响机理, 为该区恢复与保护土壤资源提供理论依据。[方法] 以浙江省凤阳山保护区内黄棕壤地带 4 种林分类型(阔叶混交林、针阔混交林、杉木林、竹林)为对象, 测定不同土层(0—10 cm, 10—20 cm, 20—30 cm)水稳性团聚体粒径分布以及不同形态的铁铝氧化物含量, 分析各形态铁铝氧化物含量对土壤团聚体稳定性的影响。[结果] ① 4 种林分类型土壤团聚体水稳性大团聚体(>0.25 mm)含量均在 90% 以上, 水稳性大团聚体含量和平均质量直径(MWD)均表现为: 杉木林 $>$ 针阔混交林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 竹林。② 不同形态铁铝氧化物含量大小整体上表现为: 游离态氧化铁 Fe_d $>$ 游离态氧化铝 Al_d $>$ 无定形氧化铁 Fe_o $>$ 无定形氧化铝 Al_o $>$ 络合态氧化铁 Fe_p $>$ 络合态氧化铝 Al_p , 各形态的氧化铁含量随土层加深均增加。③ 增强回归树 BRT 分析结果显示, 对土壤团聚体 MWD 影响最大的是 Al_p , 贡献率为 43.6%; 其次是 Al_d (23.5%) 和 Fe_d (19.5%); Fe_o (6.9%), Al_o (4%) 及 Fe_p (2.4%) 的影响程度较小。[结论] Al_p , Al_d 和 Fe_d 能促进土壤团聚体稳定, 络合态氧化铝 Al_p 对土壤团聚体稳定性的促进作用大于游离态铁铝氧化物 Al_d 和 Fe_d 。

关键词: 林地类型; 铁铝氧化物; 团聚体稳定性; 水稳性大团聚体; 平均质量直径

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2018)04-0075-07

中图分类号: S714

文献参数: 赵友朋, 孟苗婧, 张金池, 等. 不同林地类型土壤团聚体稳定性与铁铝氧化物的关系[J]. 水土保持通报, 2018, 38(4): 75-81. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2018.04.012. Zhao Youpeng, Meng Miaoqing, Zhang Jinchu, et al. Relationship between soil aggregate stability and different forms of Fe and Al oxides in different forest types[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2018, 38(4): 75-81.

Relationship Between Soil Aggregate Stability and Different Forms of Fe and Al Oxides in Different Forest Types

ZHAO Youpeng¹, MENG Miaoqing¹, ZHANG Jinchu¹, MA Jieyi¹, LIU Shenglong^{1,2}

(1. Jiangsu Province Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Ecological Restoration, Co-Innovation Center for Sustainable Forestry in Southern China, College of Forestry, Nanjing Forestry University, Nanjing, Jiangsu 210037, China; 2. The Fengyangshan Management Office of

Fengyang Mountain-Baishanzu National Nature Reserve in Zhejiang Province, Longquan, Zhejiang 323700, China)

Abstract: [Objective] In order to provide a theoretical basis for the restoration and protection of soil resources, we explore the composition and stability of different forest soil aggregates in Fengyang Mountain Nature Reserve. [Methods] This study determined soil aggregates particle size distribution and the content of different forms of Fe and Al oxides in different soil layers (0—10 cm, 10—20 cm, 20—30 cm), and analyzed the effects of various forms of Fe and Al oxides on the stability of soil aggregates in four main forest types (broad-leaved mixed forest, coniferous and broad-leaved mixed forest, Chinese fir forest, bamboo forest) during 1 300~1 400 m of Fengyang Mountain Nature Reserve, Zhejiang Province. [Results] ① The content of soil water-stable macroaggregates (WSA) (>0.25 mm) in four forest types were above 90%, and the order of the content of water-stable aggregates and mean weight diameter (MWD) of soil aggregate were fir forest $>$ coniferous and broad-leaved mixed forest $>$ broad-leaved mixed forest $>$ bamboo forest. ② The order

收稿日期: 2018-01-17

修回日期: 2018-02-07

资助项目: 林业公益性行业科研专项 (201504406); 江苏省高校优势学科建设工程资助项目 (PAPD)

第一作者: 赵友朋 (1993—), 男 (汉族), 河南省周口市人, 硕士研究生, 研究方向为林业生态工程。E-mail: 438219550@qq.com。

通讯作者: 张金池 (1962—), 男 (汉族), 山东省安丘市人, 博士, 教授, 主要从事林业生态工程方面的研究。E-mail: zhang8811@njfu.edu.cn。

of Fe and Al oxides contents in different forms is Free Fe(Fe_d) > Free Al(Al_d) > Amorphous Fe(Fe_o) > Amorphous Al(Al_o) > Complexing Fe(Fe_p) > Complexing Al(Al_p) ③ The result of boosted regression tree(BRT) analysis showed that soil aggregate MWD was mainly influenced by Al_p in various forms of Fe and Al oxides, which produced a 43.6% contribution rate, followed by Al_d (23.5%) and the Fe_d (19.5%); Fe_o (6.9%), Al_o (4%) and Fe_p (2.4%) had less effect. [Conclusion] Al_p , Al_d and Fe_d can promote the stability of soil aggregates. The effect of complexed alumina Al_p on the stability of soil aggregates is greater than that of free Fe and Al oxides Al_d and Fe_d .

Keywords: forest types; Fe and Al oxides; aggregate stability; soil water-stable macro-aggregate; mean weight diameter

长期以来,土壤退化问题日益严重,土壤退化的核心是土壤结构的退化^[1],其显著特征表现在土壤团聚体粒级组成变化及其稳定性下降^[2]。土壤团聚体是组成土壤结构的基本单元^[3],也是土壤肥力的物质基础^[4],土壤团聚体的稳定性很大程度上决定了土壤结构的好坏^[5]。土壤中的胶结物质是土壤中最活跃的部分,是土壤具有肥力的物质基础^[6],也是土壤团聚体形成的基础和核心^[7]。作为胶结物质的重要组成部分^[8],铁铝氧化物表面常带不同类型和数量的电荷^[9],可以吸附在黏粒表面而形成氧化物胶膜,促进土粒更加紧密,形成稳定的团聚体^[10],从而改变土壤结构。铁铝氧化物对土壤有机质也具有保护作用,由此对土壤团聚体产生间接的影响^[11]。目前已有较多学者^[12-13]对地带性土壤铁铝氧化物进行研究,但铁铝氧化物对土壤团聚体的影响的相关研究较少,而且不同学者的研究结果差异较大,聂文婷等^[14]的研究结果表明,团聚体的稳定性随着游离度增大而增强;王小红等^[15]的研究表明,无定形态及络合态的铁铝氧化物比游离态铁铝氧化物更能促进大团聚体的形成与稳定。不同形态铁铝氧化物对土壤团聚体如何作用仍尚无定论,关于铁铝氧化物对土壤团聚体稳定性的影响机制仍缺乏足够的研究。由于森林管理的发展,森林植被类型的变化经常发生在全球范围内。例如,在亚热带地区,自然常绿森林转化为种植园林,如混合种的种植园或竹林,是林分类型变化的例子^[16]。凤阳山区自然保护区,最初是由原生态的阔叶林所主导,20世纪70年代,保护区通过间伐、飞机播种等形式进行大规模的造林,形成了以针阔混交林、常绿阔叶林、针叶林及杉木林为主的植被类型^[17]。上述林分类型变化在我国东部的浙江、福建、江西等亚热带地区广泛分布,具有一定的典型性和代表性^[18]。本研究以亚热带地区凤阳山自然保护区4种不同类型林地作为研究对象,对3个土层深度的土壤团聚体粒级分布、不同形态的铁铝氧化物含量以及土壤铁铝氧化物与土壤团聚体及其稳定性的关系进行分析,旨在探讨各形态铁铝氧化物对土壤团聚体稳定性的影响机制,为揭示亚热带地区土壤团聚体的形成与稳

定机制和恢复土壤资源提供依据,并进一步丰富团聚体形成及稳定理论。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究试验区位于浙江龙泉市凤阳山自然保护区(119°06′—119°15′E,27°46′—27°58′N),凤阳山保护区由福建武夷山脉向东伸展而成,属于亚热带温暖湿润气候区,雨量充沛,年降水量在2 000 mm以上,年平均气温11.8℃。土壤类型以黄棕壤为主,分布在800 m以上的高海拔山坡地,土层发育完整,人为干扰较少。植物资源异常丰富,植被类型较为复杂,森林覆盖率为90.8%。天然分布的木本植物主要有:木荷(*Schima superba*)、杉木(*Cunninghamia lanceolata*)、短柄枹(*Quercus glandulifera*)、马尾松(*Pinus massoniana*)、黄山松(*Pinus taiwanensis*)、多脉青冈(*Cyclobalanopsis multinervis*)等。

1.2 样地调查和样品采集

2016年8月,在凤阳山保护区海拔1 300~1 400 m处,选择4种主要林分类型:阔叶林、针阔混交林、杉木林及竹林。阔叶林为人工林,主要树种是木荷和短柄枹;针阔混交林多为残存的黄山松、杉木等,以及石楠(*Photinia serrulata*)、柃木(*Eurya japonica*)、青冈等阔叶树种;杉木林和竹林分别以杉木和毛竹为主,其他树种较少,竹林在春、冬季节可供笋用。每种林分设置3个重复样地(20 m×20 m),每个样地内按S形设置5个样点。去除土壤表层枯落物,挖取土壤剖面,根据研究区土壤结构分0—10 cm,10—20 cm,20—30 cm取土样,并剔除树根、石块等杂物。同一样方内5个样点采集的土样按土层混合均匀后作为该样地的土壤样品,共计36份。所取土样带回实验室,经风干过筛后用于土壤理化性质测定;另用环刀和铝盒在各层取原状土样,装入硬质塑料盒中带回实验室。当土样含水量为20%左右(可塑性上限)时,将采集原状土沿自然结构掰成直径1 cm左右的小土块,在室温下风干备用。样地基本情况详见表1。

表 1 研究区样地基本特征

林分	主要树种	海拔/m	坡度/(°)	林龄/a	郁闭度	平均树高/m	平均胸径/cm
BMF	木荷、短柄枹	1350	15~22	40	0.8	12.36	8.98
CBMF	黄山松、桉木	1400	13~20	30	0.7	8.93	6.36
FF	杉木	1365	6~12	35	0.6	15.04	11.16
BF	毛竹	1340	8~10	35	0.6	13.20	9.86

注:BMF 代表阔叶混交林;CBMF 代表针阔混交林;FF 代表杉木林;BF 代表竹林。下同。

1.3 试验方法

(1) 土壤团聚体的测定。水稳定性团聚体的测定采用 Six 等^[19]的方法,并稍作修改。即称取 50 g 风干土样在团聚体分析仪上进行湿筛分析,先将孔径为 2,1,0.5,0.25,0.106,0.053 mm 的套筛放入水桶中,加水至没过筛组上缘,再将称量的土样小心的放入套筛,震动 30 min;振荡结束后,将留在筛子上的各级团聚体用水分别洗入铝盒中,待澄清后倒去上面的清液,于低温电热板上烘干,再在空气中平衡 24 h 后称量(精确至 0.01 g)。(2) 铁铝氧化物的测定:游离态铁铝氧化物(Fe_d, Al_d)采用 DCB 法(连二亚硫酸钠—柠檬酸钠—重碳酸钠法)提取,无定形铁铝氧化物(Fe_o, Al_o)用草酸铵缓冲溶液提取,络合态铁铝氧化物(Fe_p, Al_p)采用焦磷酸钠溶液提取,提取液经稀释 5 倍后,用分光光度计测定^[20]。

1.4 数据处理

土壤团聚体平均重量直径(MWD)计算公式^[21]为:

$$D_{GMD} = \frac{\sum_{i=1}^n \bar{x}_i \omega_i}{\sum_{i=1}^n \omega_i}$$

式中: \bar{x}_i —— i 粒级团聚体的平均直径; ω_i —— i 粒级团聚体的质量百分比。

采用 Excel,SPSS 20,R 语言等软件进行数据统计分析,Origin 9.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同林分类型土壤团聚体及其稳定性分析

2.1.1 土壤团聚体粒级分布分析 水稳定性团聚体根据粒级可分为水稳定性大团聚体(>0.25 mm)和水稳定性微团聚体(<0.25 mm)^[22]。由表 2 可以看出,阔叶混交林、针阔混交林和杉木林水稳性团聚体比例先以 >2 mm 粒径含量最多,范围在 33.32%~45.23%;竹林水稳性团聚体比例在 1~2 mm 粒径含量达到最大值,为 45.07%~47.49%。同一林分类型不同土层之间的各粒级水稳定性团聚体均差别不显著。水稳定性团聚体根据粒级可分为水稳定性大团聚体(>0.25 mm)和水稳定性微团聚体(<0.25 mm)^[26]。4 种林分类型中, >0.25 mm 粒级土壤水稳

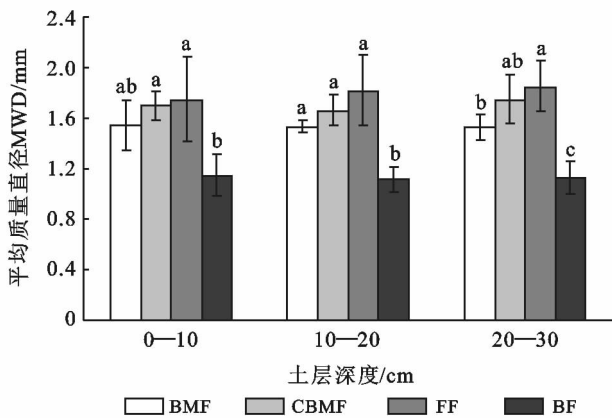
性大团聚体比例均大于 90%,范围在 90.56%~96.34%之间,远大于 <0.25 粒级土壤水稳定性微团聚体。 >0.25 mm 的各粒级中,林分类型对 >2 mm 和 1~2 mm 粒径的水稳性团聚体有较大影响, >2 mm 粒径团聚体比例在 20—30 cm 土层差异显著($p < 0.05$),表现为杉木林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 竹林, >2 mm 粒径在其他土层和 1~2 mm 粒径在各土层均表现为阔叶混交林、针阔混交林及杉木林显著小于竹林($p < 0.05$);林分类型对 0.25~0.5 和 0.5~1 mm 粒级水稳定性团聚体影响较小。 <0.25 mm 的各粒级水稳定性团聚体中,0.053~0.106 mm 粒级土壤团聚体比例在 0—10 和 20—30 cm 土层表现为竹林显著大于杉木林($p < 0.05$),其中 0—10 cm 土层大小依次为:竹林 $>$ 针阔混交林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 杉木林,20—30 cm 土层大小顺序则为:竹林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 针阔混交林 $>$ 杉木林。

2.1.2 土壤团聚体稳定性分析 土壤团聚体稳定性是指团聚体在外部环境改变或外力作用下保持其原有形态的能力,是土壤结构和土壤性状评价的一个重要指标。平均重量直径(MWD)是评价土壤团聚体稳定性的重要指标^[23],其通过对团聚体直径取对数加权求和,弱化团聚体直径的影响份额,提高团聚体含量在评价指标体系中的影响份额,更能准确地反映土壤团聚体稳定性特征^[24],在整体研究土壤团聚体时通常运用它来综合评定土壤结构的优劣^[25]。由图 1 可以看出,不同林分类型土壤团聚体平均质量直径 MWD 呈现的总体趋势为:杉木林 $>$ 针阔混交林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 竹林,同一林分类型土壤团聚体 MWD 在土层之间无显著性差异。随土层深度增加,杉木林的土壤团聚体 MWD 逐渐增加,阔叶混交林、针阔混交林和竹林土壤团聚体 MWD 均先减少后增加。竹林土壤团聚体 MWD 范围在 1.12~1.15 mm,与其他 3 个林分类型的差异比较显著($p < 0.05$),具体表现为:在 0—10 和 10—20 cm 土层,阔叶混交林、针阔混交林及杉木林土壤团聚体 MWD 显著大于竹林($p < 0.05$);在 20—30 cm 土层,杉木林、阔叶混交林和竹林土壤团聚体 MWD 彼此之间差异显著($p < 0.05$)。

表 2 研究区不同林分类型土壤水稳定性团聚体数量及粒级分布

土层/cm	林分类型	土壤团聚体粒级分布/%						
		>2 mm	1~2 mm	0.5~1 mm	0.25~0.5 mm	0.106~0.25 mm	0.053~0.106 mm	>0.25 mm
0—10	BMF	35.33±3.24 ^a	18.03±2.05 ^b	16.78±1.29 ^a	21.23±3.30 ^a	8.16±2.51 ^a	0.46±0.09 ^{ab}	91.37±2.59 ^a
	CBMF	41.40±2.34 ^a	16.23±1.02 ^b	16.99±0.61 ^a	20.29±2.80 ^a	4.49±0.35 ^a	0.61±0.01 ^{ab}	94.91±0.35 ^a
	FF	40.47±7.89 ^a	23.04±2.43 ^b	17.96±2.91 ^a	13.23±3.54 ^a	4.90±1.63 ^a	0.40±0.09 ^b	94.70±1.70 ^a
	BF	7.30±2.20 ^b	47.49±4.22 ^a	17.94±2.81 ^a	19.30±3.55 ^a	6.92±0.81 ^a	1.05±0.36 ^a	92.03±0.88 ^a
10—20	BMF	33.41±0.73 ^a	19.82±2.39 ^b	19.40±2.35 ^a	19.43±1.58 ^a	7.28±2.71 ^a	0.66±0.25 ^a	92.06±2.64 ^a
	CBMF	39.22±3.60 ^a	17.84±2.16 ^b	19.47±1.55 ^a	15.18±1.83 ^a	7.09±0.40 ^a	1.20±0.67 ^a	91.71±0.90 ^a
	FF	42.54±5.55 ^a	24.13±1.28 ^b	16.91±0.88 ^a	12.75±5.08 ^a	3.32±1.23 ^a	0.34±0.12 ^a	96.34±1.35 ^a
	BF	7.07±2.54 ^b	45.40±3.76 ^a	17.66±2.29 ^a	20.44±2.82 ^a	8.43±1.75 ^a	1.00±0.17 ^a	90.56±1.91 ^a
20—30	BMF	33.32±0.36 ^b	19.62±3.51 ^b	20.32±2.88 ^a	20.29±4.47 ^a	5.79±1.82 ^a	0.65±0.21 ^{ab}	93.55±2.00 ^a
	CBMF	43.22±4.94 ^{ab}	16.47±0.80 ^b	17.19±2.56 ^a	16.86±2.24 ^a	5.75±1.22 ^a	0.51±0.25 ^{ab}	93.74±1.11 ^a
	FF	45.23±3.73 ^a	20.21±1.63 ^b	17.79±0.29 ^a	11.53±2.36 ^a	4.98±2.67 ^a	0.27±0.09 ^b	94.75±2.75 ^a
	BF	6.74±1.19 ^c	45.07±5.11 ^a	24.91±3.81	14.16±1.59	8.06±1.77	1.05±0.20 ^a	90.89±1.83

注:同土层内同列数据后不同小写字母表示林分类型间差异显著($p < 0.05$)。下同。



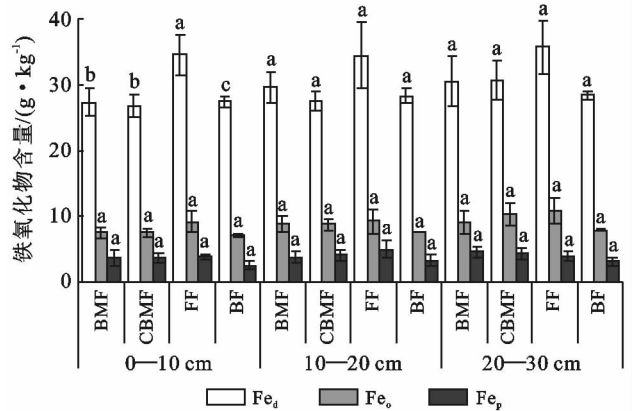
注:误差线表示标准误差,小写字母表示同土层内林分类型差异显著($p < 0.05$)。下同。

图 1 研究区不同林分类型土壤团聚体平均质量直径(MWD)

2.2 不同林分类型土壤铁铝氧化物分析

根据铁铝氧化物存在形态的不同,可将其分为游离态(Fe_d, Al_d)、无定形态(Fe_o, Al_o)和络合态(Fe_p, Al_p)3种。不同形态的铁铝氧化物对团聚体的影响作用也有所不同。同种形态的铁铝氧化物,其含量越多,作用越大。4种林分类型土壤铁铝氧化物含量中,不同形态氧化铁含量显示(图2), Fe_d 含量远高于 Fe_o 和 Fe_p , Fe_p 含量最少;不同形态氧化铝含量显示(图3),不同形态氧化铝中, Al_d 含量最高, Al_o 次之, Al_p 最低。整体上表现为: $Fe_d > Al_d > Fe_o > Al_o > Fe_p > Al_p$ 。不同林分类型铁铝氧化物含量在土层间的差异均不显著。随土层加深,4种林分类型各形态的氧化铁含量均增加,而各形态的氧化铝含量则未表现出一定的规律性。在0—10 cm土层,不同林分类型 Fe_d 含量呈现显著性差异($p < 0.05$),表现为杉木林显著大于其他林分类型,阔叶混交林和竹林次之,针阔混交林最小,其他指标均无显著性差异。10—20 cm土

层中,不同林分类型 Al_p 含量呈现显著性差异($p < 0.05$),表现为针阔混交林和杉木林远大于竹林,大小依次为:针阔混交林>杉木林>阔叶混交林>竹林,其他指标差异不显著。在0—10 cm和10—20 cm土层, Fe_d, Fe_o 和 Fe_p 含量均是杉木林最大,竹林的 Fe_o, Fe_p 和 Al_p 含量均是最小。20—30 cm土层中,杉木林的 Fe_d, Fe_o 含量最大,竹林仅在 Al_d 含量略大于杉木林外,其他指标均是最小。

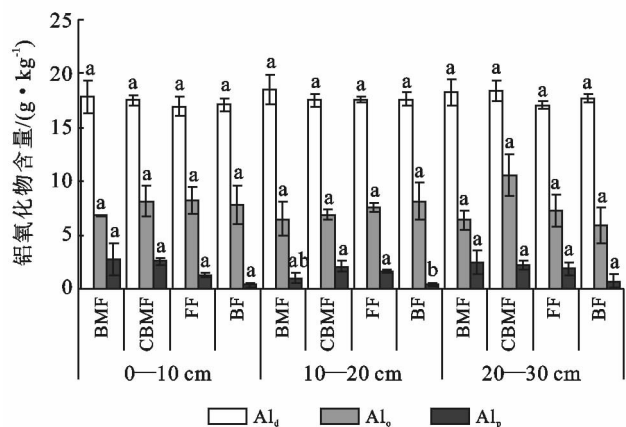


注: Fe_d :游离态铁铝氧化物; Fe_o :无定形铁铝氧化物; Fe_p :络合态铁铝氧化物。不同小写字母表示同形态氧化物在不同林分类型间差异显著($p < 0.05$)。下同。

图 2 研究区不同林分类型各土层土壤铁氧化物的含量

2.3 土壤铁铝氧化物与土壤团聚体稳定性关系分析

BRT是以分类回归树算法为基础发展而来^[26],BRT可产生多重回归树,提高模型稳定性及预测精度^[27]。即在运算过程中,对一定量数据进行多次随机抽取,分析各自变量对因变量的影响程度,剩余数据用于拟合结果检验,最终生成的多重回归树,取平均值并输出结果。该分析方法可量化自变量对因变量的影响,分析不同影响因子的贡献率,目前被广泛应用于生态研究中。



注: Al_d: 游离态铁铝氧化物; Al_o: 无定形铁铝氧化物; Al_p: 络合态铁铝氧化物。

图 3 研究区不同林分类型各土层土壤铝氧化物的含量

运用增强回归树(Boosted regression tree)BRT 模型分析不同形态铁铝氧化物对土壤团聚体稳定性

主要指标 MWD 的影响。采用以下调整设置进行生态建模^[28]: 树复杂性(tree complexity)=5, 学习速率(learning rate)=0.001, 袋分数(bag fraction)=0.7。通过分析软件 R3.3.0 进行 BRT 分析, 分析结果如图 4 所示, 对土壤团聚体 MWD 影响最大的是 Al_p, 其产生了 43.6% 的贡献率; 其次是 Al_d 和 Fe_d, 贡献率分别为 23.5%, 19.5%; Fe_o, Al_o 及 Fe_p 的影响程度较小, 贡献率分别是 6.9%, 4% 及 2.4%。游离态铁铝氧化物 Al_d 和 Fe_d 分别在 17.2~18.1, 27.9~29.6 g/kg 浓度范围内与土壤团聚体 MWD 呈现正相关关系, 即 Al_d 和 Fe_d 浓度越大, 土壤团聚体 MWD 越大; 无定形铁铝氧化物 Fe_o 和 Al_o 与土壤团聚体 MWD 存在一定程度的正相关, 但相关性不大; 络合态铁铝氧化物 Al_p 在 0.8~1.46 g/kg 浓度范围内与土壤团聚体 MWD 呈现正相关关系, 即 Al_p 浓度越大, 土壤团聚体 MWD 越大, 但 Fe_p 与土壤团聚体 MWD 的关系不明显。

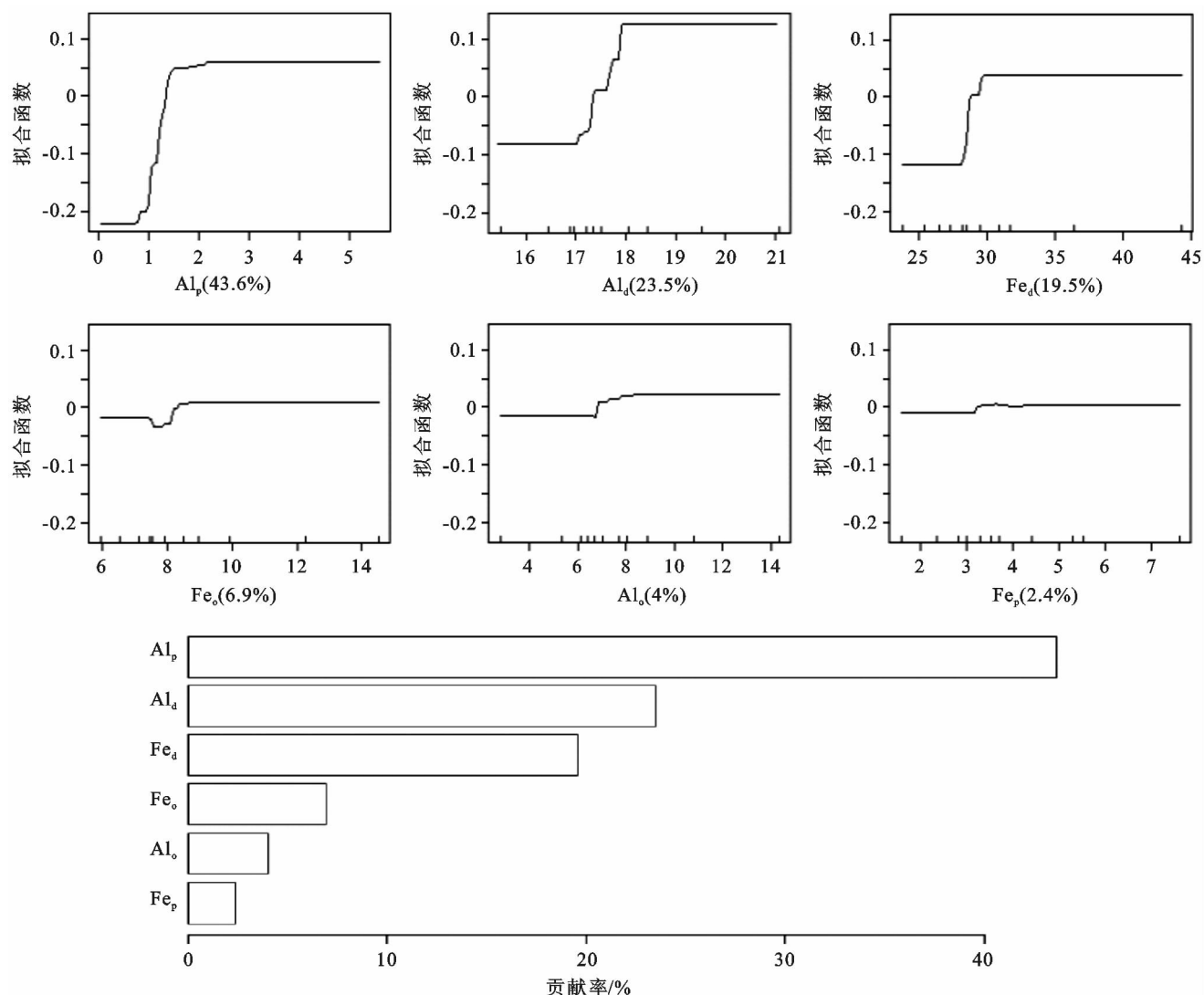


图 4 影响土壤团聚体 MWD 的主要铁铝氧化物的增强回归树 BRT 分析

3 讨论

土壤团聚体的水稳定性与土壤结构关系密切^[29],水稳定性团聚体含量越大,表明土壤结构稳定性越好^[30]。 >0.25 mm 的团聚体被称为土壤团粒结构体^[22],其含量是判定土壤质量好坏的重要指标,其含量越高,土壤结构的稳定性越大,抗蚀能力越高^[21,31]。研究发现 >0.25 mm 粒级土壤水稳性大团聚体比例均大于 90%,表明 4 种林分类型土壤团聚体的团聚体高,稳定性好,土壤结构优良,这与研究区土壤地质条件良好,水热资源丰富相匹配。杉木林土壤团聚体含量随着粒径的减小而降低,这与刘晓利等^[32]对林分土壤团聚体的研究相同,而竹林由于会受到挖笋等人为破坏,导致大粒级团聚体的破坏,破碎为较小的粒级,随着粒径的减小呈现先增加后降低的趋势。MWD 值越大,表明土壤团聚体的团聚度高,土壤团聚体稳定性就越强,土壤结构越好^[33]。通常团聚体组成中大粒径的比例越高,MWD 就越大,土壤团聚体也越稳定^[34]。研究发现,不同林分类型土壤团聚体 MWD 呈现的总体趋势与水稳定性大团聚体相同,均表现为:杉木林 $>$ 针阔混交林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 竹林,也证实了谢贤健等^[33]的研究。这可能是由于凤阳山地处亚热带,土壤中风化和成土产物的分解和淋溶水平高,有着明显的富铝化效应,盐基严重淋失,碳酸盐存在量偏少,铁铝氧化物是其重要的胶结物质,影响了林地的土壤团聚体分布及其稳定性。

铁铝氧化物包括晶质、非晶质的铁铝氧化物、氢氧化物和偏氢氧化物,是土壤中最主要、最活跃的一部分^[35],其往往强烈吸附在黏粒表面,形成氧化物胶膜,促进土粒之间紧密结合,形成稳定的团聚体^[10]。南方土壤的各形态氧化铁多以游离氧化铁的形式存在^[9],本研究结果与之相似,4 种林分类型土壤均以游离氧化铁含量最高,整体上大小依次为: $Fe_d > Al_d > Fe_o > Al_o > Fe_p > Al_p$ 。聂文婷等^[14]的研究指出,铁铝氧化物游离度的大小与团聚体的稳定性相关,团聚体的稳定性随着游离度增大而增强,王小红等^[15]的研究也表明游离态氧化铁常与黏土矿物结合,这种复合物的形成可提高土壤团聚体的稳定。本研究证实游离态铁铝氧化物 Al_d 和 Fe_d 是促进土壤团聚体稳定的主要因素,游离态氧化铝 Al_d 对团聚体稳定性的促进作用强于 Fe_d ,更有助于大团聚体的形成及稳定,这可能与氧化铝在土壤中表面电荷密度等有关, Al^{3+} 离子电荷/半径的比率大于 Fe^{3+} ,吸附能力更强^[36-37]。但对于无定形铁铝氧化物的研究却发现,相比无定形氧化铝 Al_o ,无定形氧化铁 Fe_o 对

土壤团聚体稳定性的促进作用更大,这是由于无定形氧化铁 Fe_o 是各形态氧化铁中羟基释放量最高的,释放的羟基可以与其他配位体进行交换进入土壤溶液中充当絮凝剂^[38],从而促进土壤颗粒之间的团聚。而总体上无定形铁铝氧化物 (Al_o, Fe_o) 对土壤水稳定性大团聚体的作用不明显,这可能是无定形氧化物对大粒径土壤颗粒的团聚作用较小,更多地影响小粒径土壤颗粒或者微团聚体^[39-40]。络合态铁铝氧化物中 Al_p 对土壤团聚体稳定性的促进作用显著大于 Fe_p , Al_p 尽管含量较低,但与 >0.25 mm 大团聚体数量及 MWD 呈现正相关关系,对土壤团聚体稳定性的促进作用显著,是各形态铁铝氧化物中对土壤团聚体 MWD 影响最大的因素。这可能与络合态铁铝氧化物的特性有关,有机络合物可以强烈地吸附在铁铝氧化物沉淀产物的表面^[41],与有机质胶结^[8]或与多功能团有机络合物结合成稳定剂从而促进土壤颗粒的团聚,形成有机无机复合体提高土壤团聚体稳定性^[42]。

本研究主要分析了不同形态铁铝氧化物对土壤水稳定性团聚体稳定性的影响,通过土壤团聚体稳定性指标整体研究土壤团聚体及综合评价土壤结构的优劣^[8],而对凤阳山其他土壤类型和各粒级土壤团聚体所含铁铝氧化物的含量没有涉及,因此进一步的研究中,可以结合粒级和土壤类型分析土壤团聚体所含铁铝氧化物对土壤团聚体的影响,从而更全面地探究土壤铁铝氧化物对土壤团聚体稳定性的影响机理。

4 结论

(1) 4 种林分类型土壤团聚体均以土壤水稳性大团聚体 (>0.25 mm) 为主,比例为 90.56% ~ 96.34%。总体上,水稳定性大团聚体含量和土壤团聚体 MWD 呈现的总体趋势均为:杉木林 $>$ 针阔混交林 $>$ 阔叶混交林 $>$ 竹林,表明土壤团聚体稳定性杉木林最好,针阔混交林和阔叶混交林次之,竹林最差。

(2) 4 种林分类型不同形态铁铝氧化物含量整体上大小为: $Fe_d > Al_d > Fe_o > Al_o > Fe_p > Al_p$ 。土层加深,各形态氧化铁含量均增加,各形态氧化铝含量未表现出一定的规律性。在 0—10 cm 和 10—20 cm 土层,林分类型间 Fe_d 和 Al_p 含量分别呈现显著性差异 ($p < 0.05$)。

(3) 各形态铁铝氧化物中,对土壤团聚体 MWD 影响程度大小依次为: $Al_p > Al_d > Fe_d > Fe_o > Al_o > Fe_p$,游离态铁铝氧化物 Al_d 和 Fe_d 分别在 17.2 ~ 18.1 g/kg, 27.9 ~ 29.6 g/kg 的浓度范围内与土壤团聚体 MWD 呈现正相关关系,络合态氧化铝 Al_p 在

0.8~1.46 g/kg 浓度范围内与土壤团聚体 MWD 呈现正相关关系。

[参 考 文 献]

- [1] 王思成,王月玲,蔡进军,等. 宁夏半干旱黄土丘陵区土壤结构的退化特征[J]. 江西农业学报, 2013, 25(10): 79-82.
- [2] 王丽,李军,李娟,等. 轮耕与施肥对渭北旱作玉米田土壤团聚体和有机碳含量的影响[J]. 应用生态学报, 2014, 25(3): 759-768.
- [3] Wang Qing, Wang Dan, Wen Xuefa, et al. Differences in SOM decomposition and temperature sensitivity among soil aggregate size classes in a temperate grasslands[J]. Plos One, 2015, 10(2) :e0117033.
- [4] 刘敏英. 植茶年限对土壤团聚体组成及其有机碳组分影响[D]. 四川 成都:四川农业大学, 2012.
- [5] Das B, Chakraborty D, Singh V K, et al. Effect of integrated nutrient management practice on soil aggregate properties, its stability and aggregate-associated carbon content in an intensive rice-wheat system[J]. Soil & Tillage Research, 2014, 136(S): 9-18.
- [6] 贾明云. 土壤胶体颗粒相互作用的光散射研究[D]. 重庆:西南大学, 2010.
- [7] 张耀方,赵世伟,王子龙,等. 黄土高原土壤团聚体胶结物质的分布及作用综述[J]. 中国水土保持科学, 2015, 13(5): 145-150.
- [8] 付庆灵,邓雅丽,胡红青,等. 南方主要土壤中铁铝氧化物对土壤吸附 Bt 蛋白的影响[J]. 中国农业科学, 2012, 45(23): 4836-4843.
- [9] 吴金明,刘永红,李学垣,等. 我国几种地带性土壤无机胶体的表面电荷特性[J]. 土壤学报, 2002, 39(2): 177-183.
- [10] 胡国成,章明奎. 氧化铁对土粒强胶结作用的矿物学证据[J]. 土壤通报, 2002, 33(1): 25-27.
- [11] Zhu Feng, Li Yubing, Xue Shengguo, et al. Effects of iron-aluminium oxides and organic carbon on aggregate stability of bauxite residues[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(9): 9073-9081.
- [12] 郭杏妹,吴宏海,罗媚,等. 红壤酸化过程中铁铝氧化物矿物形态变化及其环境意义[J]. 岩石矿物学杂志, 2007, 26(6): 515-521.
- [13] 衡利沙,王代长,蒋新,等. 黄棕壤铁铝氧化物与土壤稳定性有机碳和氮的关系[J]. 环境科学, 2010, 31(11): 2748-2755.
- [14] 聂文婷,胡波. 土壤团聚体稳定性及其影响因素研究进展[C]. 湖北 武汉:海峡两岸水土保持学术研讨会, 2014.
- [15] 王小红,杨智杰,刘小飞,等. 中亚热带山区土壤不同形态铁铝氧化物对团聚体稳定性的影响[J]. 生态学报, 2016, 36(9): 2588-2596.
- [16] Guo Xiaoping, Meng Miaoqing, Zhang Jinchi, et al. Vegetation change impacts on soil organic carbon chemical composition in subtropical forests[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 29607.
- [17] Guo Xiaoping, Chen Han, Meng Miaoqing, et al. Effects of land use change on the composition of soil microbial communities in a managed subtropical forest[J]. Forest Ecology & Management, 2016, 373: 93-99.
- [18] 张勇,胡海波,黄玉洁,等. 不同植被恢复模式对土壤有机碳分子结构及其稳定性的影响[J]. 环境科学研究, 2015, 28(12): 1870-1878.
- [19] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil structure and soil organic matter(II): A normalized stability index and the effect of mineralogy[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(3): 1042-1049.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
- [21] 刘艳,查同刚,王伊琨,等. 北京地区栓皮栎和油松人工林土壤团聚体稳定性及有机碳特征[J]. 应用生态学报, 2013, 24(3): 607-613.
- [22] 文倩,关欣. 土壤团聚体形成的研究进展[J]. 干旱区研究, 2004, 21(4): 434-438.
- [23] 陈山. 不同利用方式土壤团聚体稳定性及其与有机质和铁铝氧化物的关系[D]. 湖北 武汉:华中农业大学, 2012.
- [24] 祁迎春,王益权,刘军,等. 不同土地利用方式土壤团聚体组成及几种团聚体稳定性指标的比较[J]. 农业工程学报. 2011, 27(1): 340-347.
- [25] 娄鑫,谷岩,张军辉,等. 冬季积雪与冻融对土壤团聚体稳定性的影响[J]. 北京林业大学学报, 2016(4): 63-70.
- [26] 余玉萍,陈淑清. 基于增强回归树的水藻预测分析[J]. 长春大学学报, 2015, 25(3): 20-23.
- [27] Cheong Y L, Leitao P J, Lakes T. Assessment of land use factors associated with dengue cases in Malaysia using Boosted Regression Trees[J]. Spatial and Spatio-temporal Epidemiology, 2014, 10: 75-84.
- [28] 吴雁雯,张金池,郭晓平,等. 应用于矿山修复的高效菌株鉴定与溶岩机制:基于增强回归树分析[J]. 环境科学, 2017, 38(1): 283-293.
- [29] 卢金伟. 土壤团聚体水稳定性及其与土壤可蚀性之间关系研究[D]. 陕西 杨凌:西北农林科技大学, 2002.
- [30] Chaplot V, Cooper M. Soil aggregate stability to predict organic carbon outputs from soils[J]. Geoderma, 2015, 243/244: 205-213.
- [31] 潘树林,辜彬,杨晓亮. 土壤抗蚀性及评价研究进展[J]. 宜宾学院学报, 2011, 11(12): 101-104.
- [32] 郑子成,李延轩,张锡洲,等. 不同土地利用方式下土壤团聚体的组成及稳定性研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(5): 228-231.

增加沿岸防护林带的面积及水系绿化,加强水土流失治理,加强植树种草、退耕还林,增加地表覆盖,保护生态环境;减少化肥的施用,调整不合理施肥,更进一步改善重氮肥、轻磷肥现象,推广使用有机肥;加强居民生活污水处理,特别是没有成熟污水收集与处理措施的农村地区。

[参 考 文 献]

- [1] Change I P O C. Climate change 2007: The physical science basis[J]. Agenda, 2007,6(7):333.
- [2] 林榕杰,方国华,郭玉雪,等. RCP 情景下都柳江上游气候变化及径流响应分析[J]. 水资源与水工程学报, 2017,28(1):74-80.
- [3] 耿润哲,张鹏飞,庞树江,等. 不同气候模式对密云水库流域非点源污染负荷的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22):240-249.
- [4] 杨立梦,高红涛. 国内外非点源污染模型研究进展[J]. 资源节约与环保, 2016,23(5):151-155.
- [5] 高士平,杜丽娟,王瑞君,等. 基于 3S 技术的河北省泥石流灾害预测模型研究[J]. 地理与地理信息科学, 2007, 23(4):93-96.
- [6] 路月仙,陈振楼,王军,等. 地表水环境非点源污染研究的进展与展望[J]. 环境保护, 2003(11):22-26.
- [7] 刘博,徐宗学. 基于 SWAT 模型的北京沙河水库流域非点源污染模拟[J]. 农业工程学报, 2011,27(5):52-61.
- [8] Lam Q D, Schmalz B, Fohrer N. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model [J]. Agricultural Water Management, 2010,97(2):317-325.
- [9] 李家科. 流域非点源污染量化研究[D]. 陕西 西安:西安理工大学, 2009.
- [10] 张蕾,卢文喜,安永磊,等. SWAT 模型在国内外非点源污染研究中的应用进展[J]. 生态环境学报, 2009,18(6):2387-2392.
- [11] 杨寅群,李怀恩,杨方社. 基于数学模型的陕西黑河流域水源区植被过滤带效果评价[J]. 水科学进展, 2013, 24(1):42-48.
- [12] 李家科,李怀恩,董雯,等. 渭河关中段典型支流非点源污染监测与负荷估算[J]. 环境科学学报, 2011,31(7):1470-1478.
- [13] 陈佳,宋进喜,杨小刚,等. 渭河陕西段潜流带污染特征及其对河水的影响[J]. 干旱区研究, 2015,32(1):140-148.
- [14] 郭子鹏. 基于 SWAT 模型的太行山区农业面源污染模拟研究[D]. 河北 石家庄:河北农业大学, 2013.
- [15] 宋东刚. 渭河流域水污染的成因及防治对策[J]. 陕西环境, 2001,8(1):22-25.
- [16] 彭殿宝,周孝德. 渭河流域(陕西段)水体现状及水污染综合治理研究[J]. 水资源与水工程学报, 2010,21(1):129-131.
- [17] 邱临静,郑粉莉, Yin Runsheng, 等. DEM 栅格分辨率和子流域划分对杏子河流域水文模拟的影响[J]. 生态学报, 2012,32(12):3754-3763.
- [18] 孟翠翠. 基于 SWAT 模型的黄水河流域非点源污染模拟研究[D]. 河南 郑州:郑州大学, 2010.
- [19] 秦大河. 未来 100 年全球将继续变暖[J]. 中国改革, 2009(11):10-13.
- [33] 谢贤健,张继. 巨桉人工林下土壤团聚体稳定性及分形特征[J]. 水土保持学报, 2012,26(6):175-179.
- [34] 章明奎,何振立. 成土母质对土壤团聚体形成的影响[J]. 热带亚热带土壤科学, 1997,6(3):198-202.
- [35] 熊毅. 土壤胶体(第三册):土壤胶体的性质[M]. 北京:科学出版社, 1989.
- [36] Goldberg, Sabine, Suarez, et al. Factors affecting clay dispersion and aggregate stability of arid-zone soils[J]. Soil Science, 1988,146(5):317-325.
- [37] Schulten H R, Leinweber P. New insights into organic-mineral particles: Composition, properties and models of molecular structure[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000,30(5):399-432.
- [38] Hou T, Xu R, Tiwari D, et al. Interaction between electrical double layers of soil colloids and Fe/Al oxides in suspensions[J]. Journal of Colloid&Interface Science, 2007,310(2):670.
- [39] 张琪,方海兰,史志华,等. 侵蚀条件下土壤性质对团聚体稳定性影响的研究进展[J]. 林业科学, 2007, 43(S1),77-82.
- [40] Barberis E, Marsan F A, Arduino E. Aggregation of soil particles by iron oxides in various size fractions of soil B horizons[J]. European Journal of Soil Science, 1991,42(4):535-542.
- [41] Greathouse J, Johnson K, Greenwell H. Interaction of natural organic matter with layered minerals: Recent developments in computational methods at the nanoscale[J]. Minerals, 2014,4(2):519-540.
- [42] 魏朝富,谢德体,李保国. 土壤有机无机复合体的研究进展[J]. 地球科学进展, 2003,18(2):221-227.

(上接第 81 页)