

退化红壤马尾松恢复林地土壤微生物生物量变化及其控制因素研究*

王会利 毕利东 张 斌[†]

(中国科学院南京土壤研究所,南京 210008)

摘 要 退化土壤植被恢复后土壤质量在凋落物参与下提高,但恢复土壤理化性质与土壤微生物生物量间的相互作用尚不清楚。本研究目标是调查退化红壤马尾松恢复林地凋落物清除对土壤理化性质和微生物生物量的影响,分析影响土壤微生物生物量的控制因素。研究表明,与侵蚀裸地相比,无论凋落物清除与否,马尾松恢复林地的土壤孔隙度、水稳性团聚体比例、土壤有机碳、全氮、土壤微生物生物量均有较大提高;其提高幅度受土层深度和坡位影响,主要表现为表层土壤大于亚表层土壤,坡顶和坡底土壤大于坡中土壤。与凋落物保留林地相比,凋落物清除林地土壤各项指标提高幅度降低。途径分析的结果表明,影响微生物生物量最重要的因素是土壤有机碳含量,其次为土壤孔隙度;凋落物则是通过孔隙度和有机碳来间接影响土壤微生物生物量。本研究说明土壤物理结构恢复对土壤生物学性质的恢复有重要意义。

关键词 凋落物清除;马尾松;土壤物理性状;土壤碳氮;土壤微生物生物量

中图分类号 S714 **文献标识码** A

土壤侵蚀退化已经成为人们普遍关注的问题^[1]。植被恢复是防止土壤退化、改良土壤的最有效措施之一^[2]。马尾松是我国南方重要的栽培树种之一,因其较强的适应性而成为南方荒山造林的重要先锋树种,但是关于马尾松植被恢复对土壤质量的恢复研究较少。

植被恢复可以显著改善退化土壤的理化性状,提高土壤养分和微生物活性^[3~5]。植被凋落物被认为是森林土壤生态系统物质和能量的主要来源^[6]。凋落物的长期清除直接减少了土壤有机物料和养分的输入量,导致土壤贫瘠^[7]。凋落物清除还改变林地地表覆盖度,通过影响土壤温湿度来调节土壤有机质矿化,从而间接影响土壤养分状况^[8]和降低土壤轻腐殖质总量^[9]。由于土壤微生物在有机物质转化和土壤形成中扮演着非常重要的角色,因此在植被恢复研究中,微生物对凋落物的分解作用往往是研究重点。退化土壤恢复程度是否与凋落物量存在有直接的关系,其中土壤生物学性质的变化与其他土壤性质变化间是否存在相互关系的研究报道很少。

本实验的研究假说是土壤生物性质的改进受凋落物量、土壤养分含量和土壤物理性质的变化影响,

研究目标是通过调查退化红壤马尾松恢复林地凋落物清除对土壤理化性质和微生物生物量的影响,分析影响土壤微生物生物量的控制因素。

1 材料与方法

1.1 样地概况

土壤样品采自江西鹰潭刘家站中国科学院红壤生态实验站侵蚀地植被恢复试验区(N 28°15'20", E 116°55'30")。采样地区属于中亚热带湿润季风气候区,年均降雨量 1 794 mm,年均温 17.6℃,10 积温为 5 528℃,无霜期 262 d^[10]。土壤为第四纪红黏土发育红壤,根据中国土壤系统分类^[11],属于富铁土。土壤中黏土矿物主要以高岭土为主。

20 世纪 60、70 年代,调查区植被被完全砍伐,地表出现严重沟状侵蚀,导致土壤母质层网纹层裸露,自 1987 年起在侵蚀面上人工营造马尾松恢复林地。2005 年调查时马尾松平均胸径和树高分别为 10.0 cm 和 4.6 m,郁闭度 0.7,林下植被零星分布,无灌木,只有少许的白茅、白檀和野古草。调查地地形为侵蚀沟坡面,侵蚀沟沟长为 5~7 m,沟宽为 2.5~

*国家自然科学基金重大国际合作项目(40520130223)“退化恢复红壤的稳定性与回复力及影响因素研究”资助

[†] 通讯作者, E-mail: bzhang@issas.ac.cn

作者简介:王会利(1982~),女,湖北襄樊人,硕士研究生,主要从事退化土壤植被恢复与水土保持方面的研究

收稿日期:2006-11-07;收到修改稿日期:2007-01-17

3.0 m,沟深为 1.5~2.0 m,坡度为 18°~22°(表 1)。对照区为马尾松恢复区附近未进行植被恢复的侵蚀裸地。

1.2 样品采集与处理

在侵蚀裸地马尾松植被恢复林地中确定凋落物保留(LP)和凋落物清除(LR)的林地。凋落物保留林地凋落物长期保留无损,凋落物清除林地凋落物常被附近农民收集用做燃料。在两个林地中划分三个坡面,作为该处理的重复。每个坡面的坡向和坡度基本一致,包括 3~4 个侵蚀沟。另外,为了说明侵蚀裸地经马尾松植被恢复后土壤改良的效果,在侵蚀裸地马尾松植被恢复林地附近的侵蚀区,选择三个未进行植被恢复的侵蚀裸地(BS)作为对照。2005年10月在每个确定坡面的坡顶(HT)、坡中(MS)和坡底(FS),收集凋落物计算凋落物量,采集土壤样品,进行理化性质和微生物生物量的测定。对照裸地为土壤性质一致的网纹层,因此并未进行分坡位和分层取样。

凋落物收集:采用面积为 50 cm × 50 cm^[12]的正方形木框,在每个坡面的不同坡位取 3 个样方,每个处理 9 次重复,收集框内的凋落物,并将其带回实验室。80 °C 下烘 24 h 至恒重,计算凋落物量。

土壤样品采集:不同坡位分表层(0~5 cm)和亚表层(5~10 cm)两层采集土样。在坡顶和坡底随机选 3 个采样点,坡中采样点均位于侵蚀沟坡面。各采样点均选择离马尾松树干 40 cm 处采集,用三点法采样。侵蚀裸地采表层土(0~5 cm)。其中一部分鲜土风干过筛(100 目),用于测定土壤化学性质,另一部分鲜土过 2 mm 筛,4 °C 下保存,用于土壤微生物生物量的测定。

土壤环刀样品的采集:在采集土壤样品的同时,在不同坡面的坡顶、坡中、坡底分表层(0~5 cm)和亚表层(5~10 cm)两层采环刀样品,用于测定土壤孔隙度土壤容重及水稳性团聚体比例。

1.3 测定方法

孔隙度:环刀法测定土壤容重,毛管孔隙度(0.002~0.02 mm)的测定是将环刀有孔并垫有滤纸的一端放入盛薄层水的托盘内,水深保持在 2~3 mm 内,浸水时间为 24 h,削去吸水胀到环刀外的土样,立即称重,随后取 10 g 土测土壤含水率,经换算得出毛管孔隙度;根据土壤容重和土壤密度计算土壤总孔隙度,土壤密度取 2.65 g cm⁻³。非毛管孔隙度(>0.02 mm)为土壤总孔隙度减去毛管孔隙度^[13]。

>0.25 mm 水稳性团聚体比例:用湿筛法测定^[14]。测定时称取 4.00 g 鲜土轻放于湿筛仪(MI-0813e)中的 0.25 mm 筛子上,使筛子在水中上下振动,振幅为 1.3 cm,振动频率为 34 次 min⁻¹,持续时间设定为 3 min。振荡结束后,将筛子上的团聚体转移至铝盒中,在 105 °C 下烘干称重,计算 >0.25 mm 土壤团聚体所占的比例。

土壤有机碳:浓硫酸重铬酸钾外加加热法^[15]。根据土壤有机碳含量确定称样量,称过 100 目筛的风干土样 0.100 0~0.500 0 g,在 180 °C 的油浴锅里,土壤有机碳被过量的重铬酸钾-硫酸氧化,剩余的重铬酸钾用硫酸亚铁滴定。

土壤全氮:半微量凯氏法^[15]。根据土壤全氮含量确定称样量,称 100 目筛的风干土样 0.500 0~1.000 0 g,在催化剂的作用下,用 5 ml 的浓硫酸消煮分解,然后蒸馏滴定。

土壤微生物生物量碳氮:采用氯仿熏蒸浸提法^[15]。用 0.5 mol L⁻¹硫酸钾浸提土样,提取液中的全碳用重铬酸钾氧化法测定,提取液中的全氮采用半微量凯氏法测定。

1.4 统计分析

应用 *t* 检验评价不同凋落物处理和坡位土壤性质的差异;应用简单相关分析检验测定指标间的相关关系。应用通径分析评价凋落物量(X_1)、毛管孔隙度(X_2)、非毛管孔隙度(X_3)、>0.25 mm 水稳性团聚体比例(X_4)、土壤有机碳含量(X_5)、土壤全氮含量(X_6)等因素对土壤微生物生物量碳(Y_1)、氮(Y_2)产生空间差异的影响。根据直接通径系数和间接通径系数判定指标间的作用程度^[16]。所有统计用 SPSS13.0 软件完成。文中图表分别在 Origin7.5 和 Excel 2003 中制作完成。

2 结果与分析

2.1 马尾松林地凋落物量状况

不同坡位的凋落物量相比,其大小顺序在两种凋落物处理方式下均为坡底 > 坡顶 > 坡中(表 1)。这是因为凋落物的残留受到地形条件的影响,坡顶平缓有利于凋落物的残留,而坡中坡度较大,地表径流易将其凋落物搬运到坡底。在凋落物处理中,各坡位清除较保留林地的凋落物量均有大幅度的降低,其降幅随坡位自上而下分别为 59%、81%、48%,以坡中降幅最大。

表 1 调查样地坡位、坡度和不同凋落物处理不同坡位凋落物量¹⁾

Table 1 Slope description and litterfall of *Pinus massoniana* at different slope positions in different treatments (LP and LR)

| 凋落物处理 Litterfall treatment | 坡位 Slope position | 坡度 Slope (°) | 凋落物量 Amount of litterfall (kg hm ⁻²) |
|-------------------------------|----------------------|-----------------|---|
| LP | HT | 3~6 | 7 474 ±862 |
| | MS | 18~22 | 5 454 ±27 |
| | FS | 3~6 | 9 229 ±1 126 |
| LR | HT | 3~6 | 3 069 ±632 |
| | MS | 18~22 | 1 036 ±112 |
| | FS | 3~6 | 4 471 ±576 |

1) 表中数据为平均值 ±标准差 Data in the table are means ±SD

2.2 土壤物理性状

侵蚀裸地经马尾松植被恢复后土壤孔隙度显著提高,坡中亚表层除外(表 2)。与侵蚀裸地相比,凋落物保留林地表层土壤总孔隙度、毛管孔隙度和非

毛管孔隙度分别提高 19.7%~44.2%、0.7%~21.5%、102.5%~168.6%,亚表层土壤分别提高 0.4%~16.9%、10.1%~11.7%、32.4%~57.4%(坡中除外);凋落物清除林地表层土壤总孔隙度、毛管孔隙度和非毛管孔隙度则分别提高 0.9%~22.7%、0.5%~14.5%、34.5%~109.2%,亚表层土壤分别提高 0.1%~14.3%、0.8%~0.9%、23.6%~57.1%(坡中除外)。

马尾松植被恢复林地林下凋落物清除使表层土壤孔隙度显著降低,但亚表层变化不显著(表 2)。在凋落物处理中,清除较保留的林地表层土壤总孔隙度降幅为 8.2%~17.9%,亚表层土壤总孔隙度降幅为 0.6%~28.5%,毛管孔隙度降幅(<10.0%)小于非毛管孔隙度降幅(0.2%~33.5%)。不同坡位变幅不同,坡中变幅最小,且不显著,坡顶和坡底变幅较大,且显著。不同土层相比,表层较亚表层变幅大。

表 2 凋落物处理对不同坡位和土层土壤孔隙度和团聚体稳定性的影响¹⁾

Table 2 Soil porosities and aggregate stability at different slope positions and soil depths in different treatments (LP and LR)

| 植被 Plant | 土层深度 Depth (cm) | 坡位 Slope position | 总孔隙度 | | 毛管孔隙度 | | 非毛管孔隙度 | | 团聚体稳定性 ²⁾ | |
|--------------------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------|-------|------------------------|-------|----------------------------|-------|----------------------|-------|
| | | | Total porosity (%) | | Capillary porosity (%) | | Non-capillary porosity (%) | | Aggregate stability | |
| | | | LP | LR | LP | LR | LP | LR | LP | LR |
| 马尾松 <i>Pinus massoniana</i> | 0~5 | HT | 66.4a | 54.6b | 46.0a | 41.8b | 16.4a | 12.8b | 89.3a | 83.8a |
| | | MS | 55.1a | 50.0b | 42.8a | 41.8a | 12.4a | 8.2b | 90.9a | 76.4b |
| | | FS | 61.6a | 56.6b | 48.5a | 45.8b | 13.1a | 10.8b | 90.9a | 73.7b |
| | 5~10 | HT | 53.9a | 52.7a | 44.3a | 43.1a | 9.6a | 9.6a | 88.9a | 72.0b |
| | | MS | 48.1a | 46.7a | 44.6a | 43.5a | 3.5a | 3.2a | 88.5a | 75.4b |
| | | FS | 51.5a | 51.2a | 44.0a | 43.2a | 8.1a | 7.6a | 86.9a | 73.4b |
| 裸地 Bare soil | 0~5 | - | 46.1 | 40.0 | 6.1 | 72.0 | | | | |

1) 同一行中字母相同表示两种凋落物处理方式差异不显著($p < 0.05$) Values suffixed with the same letters in every row mean no significant difference between LP and LR at $p < 0.05$ level. 2) 团聚体稳定性是指 > 0.25 mm 水稳性团聚体比例 Aggregate stability means the proportion of water stable aggregates (> 0.25 mm)

本研究土壤中 > 0.25 mm 水稳性团聚体比例在 72.0%~90.9%之间,凋落物清除显著降低其比例(表 2)。在凋落物处理中,清除较保留的林地表层土壤 > 0.25 mm 水稳性团聚体比例下降 6.2%~18.9%,亚表层土壤下降 14.8%~19.0%。与土壤孔隙度不同,土壤水稳性团聚体比例受坡位和土层深度的影响不大。

2.3 土壤有机碳和全氮

马尾松植被恢复林地土壤有机碳和全氮的含量分别在 $3.66 \sim 33.16$ g kg⁻¹与 $0.49 \sim 1.94$ g kg⁻¹之间,其中坡中含量最低(表 3)。与侵蚀裸地相比,凋

落物保留处理表层土壤有机碳和全氮含量分别提高 4.5~15.9 倍和 4.3~5.7 倍,亚表层土壤分别提高 1.0~4.2 倍和 0.9~1.5 倍;而凋落物清除处理表层土壤其含量分别提高 1.5~5.3 倍和 1.5~2.0 倍,亚表层土壤分别提高 0.6~1.6 倍和 0.6~1.2 倍。

与凋落物保留处理相比,凋落物清除显著降低坡顶和坡底土壤有机碳含量,对坡中影响不显著。表层土壤降幅(60.9%~67.1%,坡中除外)大于亚表层土壤(6.2%~52.1%),坡底(52.1%~67.1%)降幅大于坡顶(50.7%~60.9%)。凋落物保留处理不同坡位土壤有机碳含量相比较,坡底高于坡顶,高

于坡中,而凋落物清除处理不同坡位土壤有机碳含量的差异则不显著。土壤全氮含量的变化趋势与有机碳含量的趋势基本一致,但其降幅较土壤有机碳

的小。与凋落物保留处理相比,凋落物清除后坡顶和坡底的表层土壤全氮含量分别降低 56.4 % 和 52.1 %,亚表层土壤分别降低 12.8 % 和 32.1 %。

表 3 凋落物处理对不同坡位和土层土壤有机质和全氮的影响¹⁾

Table 3 Soil organic carbon and total nitrogen contents at different slope positions and soil depths in different treatments

| 植被 Plant | 土层深度 Depth (cm) | 坡位 Slope position | 有机碳 Soil organic carbon (g kg ⁻¹) | | 全氮 Total N (g kg ⁻¹) | |
|--------------------------------|--------------------|----------------------|---|--------|----------------------------------|-------|
| | | | LP | LR | LP | LR |
| 马尾松 <i>Pinus massoniana</i> | 0~5 | HT | 26.48a | 10.36b | 1.79a | 0.78b |
| | | MS | 9.87b | 13.08a | 0.79a | 0.91a |
| | | FS | 33.16a | 10.92b | 1.94a | 0.93b |
| | 5~10 | HT | 8.42a | 4.15b | 0.78ba | 0.68a |
| | | MS | 3.90a | 3.66a | 0.50a | 0.49a |
| | | FS | 10.12a | 4.85b | 0.81a | 0.55b |
| 裸地 Bare soil | 0~5 | - | 1.96 | 0.31 | | |

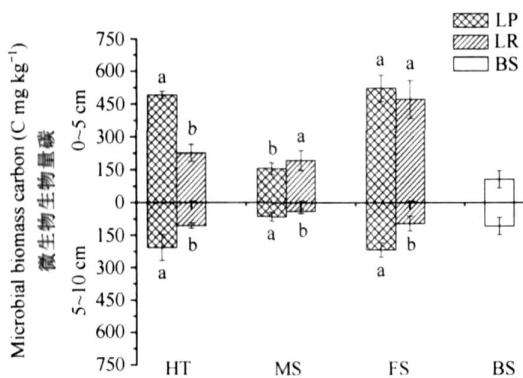
1) 同一行中字母相同表示两种凋落物处理方式差异不显著 ($p < 0.05$) Values suffixed with the same letters in every row mean no significant difference between LP and LR at $p < 0.05$ level

2.4 土壤微生物生物量

与侵蚀裸地相比,马尾松植被恢复林地坡顶和坡底土壤微生物生物量碳、氮显著提高,但坡中变化不明显,且表层土壤较亚表层土壤增幅大(图 1、图 2)。凋落物保留处理表层土壤微生物生物量碳、氮含量是侵蚀裸地的 1.4~4.9 倍和 2.7~6.0 倍,亚表层土壤分别是侵蚀裸地的 0.6~2.0 倍和 1.6~1.8 倍;而凋落物清除处理表层其含量分别是侵蚀裸地的 1.8~4.4 倍和 2.4~3.3 倍,亚表层土壤分别是侵

蚀裸地的 0.4~1.0 倍和 0.5~1.1 倍。不同坡位变幅不同,其中坡顶和坡底变幅较大,而坡中变幅最小。

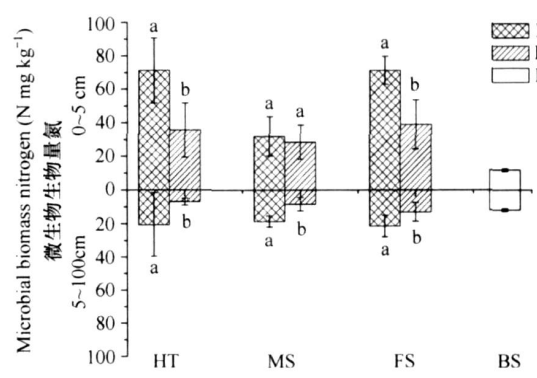
与凋落物保留处理相比,凋落物清除显著降低马尾松植被恢复林地坡顶和坡底土壤微生物生物量,但坡中无显著变化(图 1、图 2)。坡顶和坡底表层土壤微生物生物量碳含量分别降低 53.8 % 和 9.7 %,亚表层分别降低 48.8 % 和 56.2 %。坡顶和坡底表层土壤微生物生物量氮含量降低 11.3 % ~ 49.9 %,亚表层土壤降低 39.2 % ~ 66.6 %。此外,凋



直方柱上标相同字母表示两种凋落物处理方式差异不显著 ($p < 0.05$) The same letter over the bars mean no significant difference between LP and LR at $p < 0.05$

图 1 凋落物处理对不同坡位和土层土壤微生物生物量碳的影响

Fig. 1 Soil microbial biomass carbon at different slope positions and soil depths in different treatments



直方柱上标相同字母表示两种凋落物处理方式差异不显著 ($p < 0.05$) The same letter over the bars mean no significant difference between LP and LR at $p < 0.05$

图 2 凋落物处理对不同坡位和土层土壤微生物生物量氮的影响

Fig. 2 Soil microbial biomass nitrogen at different slope positions and soil depths in different treatments

落物保留处理坡顶和坡底土壤微生物生物量均显著高于坡中,除坡底表层土壤微生物生物量碳外,凋落物清除处理不同坡位土壤微生物生物量的差异不显著。

2.5 土壤性质间的相互关系

凋落物量、土壤理化性质和微生物生物量碳、氮的简单相关分析结果表明(表4),土壤微生物生物量碳、氮与毛管孔隙度、非毛管孔隙度、土壤有机碳含量和土壤全氮含量呈显著或极显著正相关,与凋落物量及土壤 > 0.25 mm 稳定性团聚体比例相关

性不显著。而凋落物量仅与毛管孔隙度和 > 0.25 mm 稳定性团聚体比例呈显著或极显著正相关,但与土壤有机碳含量和土壤全氮含量相关性不显著。毛管孔隙度和非毛管孔隙度均与土壤有机碳、全氮、土壤微生物生物量碳、氮呈显著或极显著正相关。土壤有机碳、全氮、土壤微生物生物量碳、氮之间呈极显著正相关。

影响土壤微生物生物量碳(C_{mic})、氮(N_{mic})的通路分析结果列于表5。结果表明土壤有机碳含量影

表4 凋落物量、土壤理化性质和微生物生物量碳氮的相关系数¹⁾

Table 4 Correlation coefficients among litterfall amount, soil physical and chemical properties and soil microbial biomass carbon and nitrogen

| | X_2 | X_3 | X_4 | X_5 | X_6 | Y_1 | Y_2 |
|-------|---------|-------|----------|----------|----------|----------|----------|
| X_1 | 0.675 * | 0.384 | 0.737 ** | 0.548 | 0.555 | 0.521 | 0.511 |
| X_2 | | 0.301 | 0.412 | 0.706 * | 0.737 ** | 0.740 ** | 0.680 * |
| X_3 | | | 0.351 | 0.713 ** | 0.741 ** | 0.743 ** | 0.776 ** |
| X_4 | | | | 0.521 | 0.471 | 0.322 | 0.542 |
| X_5 | | | | | 0.987 ** | 0.860 ** | 0.954 ** |
| X_6 | | | | | | 0.884 ** | 0.947 ** |
| Y_1 | | | | | | | 0.904 ** |

1) Y_1 : 微生物生物量碳 Soil microbial biomass carbon; Y_2 : 微生物生物量氮 Soil microbial biomass nitrogen; X_1 : 凋落物量 Litter amount; X_2 : 毛管孔隙度 Capillary porosity; X_3 : 非毛管孔隙度 Non-capillary porosity; X_4 : >0.25 mm 水稳性团聚体比例 Proportion of >0.25 mm water stable aggregates; X_5 : 土壤有机碳 Soil organic carbon; X_6 : 土壤全氮 Soil total nitrogen. 下同 The same below. * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$

表5 凋落物量和土壤理化性质对土壤微生物生物量碳、氮的通路系数¹⁾

Table 5 Path coefficients of soil microbial biomass carbon and nitrogen related to litterfall amount and soil physical and chemical properties

| | X_1 C_{mic} | X_2 C_{mic} | X_3 C_{mic} | X_4 C_{mic} | X_5 C_{mic} | X_6 C_{mic} | 总和 Summation |
|-------|----------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|--------------|
| X_1 | 0.029 ¹⁾ | 0.356 | 0.199 | -0.179 | 0.454 | -0.337 | 0.521 |
| X_2 | 0.019 | 0.527 ¹⁾ | 0.156 | -0.100 | 0.585 | -0.448 | 0.740 |
| X_3 | 0.011 | 0.159 | 0.518 ¹⁾ | -0.085 | 0.591 | -0.450 | 0.743 |
| X_4 | 0.021 | 0.217 | 0.182 | -0.243 ¹⁾ | 0.432 | -0.286 | 0.322 |
| X_5 | 0.016 | 0.373 | 0.369 | -0.127 | 0.829 ¹⁾ | -0.600 | 0.860 |
| X_6 | 0.016 | 0.389 | 0.384 | -0.115 | 0.818 | -0.608 ¹⁾ | 0.884 |
| | X_1 N_{mic} | X_2 N_{mic} | X_3 N_{mic} | X_4 N_{mic} | X_5 N_{mic} | X_6 N_{mic} | 总和 Summation |
| X_1 | -0.268 ¹⁾ | 0.213 | 0.136 | 0.148 | 0.453 | -0.171 | 0.511 |
| X_2 | -0.181 | 0.315 ¹⁾ | 0.107 | 0.083 | 0.583 | -0.227 | 0.680 |
| X_3 | -0.103 | 0.095 | 0.353 ¹⁾ | 0.071 | 0.589 | -0.228 | 0.776 |
| X_4 | -0.198 | 0.130 | 0.124 | 0.201 ¹⁾ | 0.430 | -0.145 | 0.542 |
| X_5 | -0.147 | 0.223 | 0.252 | 0.105 | 0.826 ¹⁾ | -0.304 | 0.954 |
| X_6 | -0.149 | 0.232 | 0.262 | 0.095 | 0.815 | -0.308 ¹⁾ | 0.947 |

1) 为直接通路系数,其余为间接通路系数 1) Mean direct path coefficients, and the rest indirect path coefficients

响土壤微生物生物量碳、氮的直接通路系数最大,其次是毛管孔隙度和非毛管孔隙度。各指标通过土壤有机碳影响微生物生物量碳、氮的间接通路系数均

较大,土壤有机碳含量通过毛管孔隙度和非毛管孔隙度影响微生物生物量碳、氮的间接通路系数亦较大。凋落物的直接通路系数较小,但通过毛管孔隙

度和有机碳对微生物生物量碳、氮的间接通径系数较大。这表明在直接影响土壤微生物生物量碳、氮的因素中,土壤有机碳的作用最大,其次是孔隙度。此外,有机碳还与孔隙度相互作用,共同影响微生物生物量碳、氮,而凋落物对微生物生物量的影响则主要是通过提高土壤有机碳含量和改善土壤孔隙状况实现的。

3 讨论

侵蚀退化红壤种植马尾松显著改善土壤理化性质和微生物学性质。这些土壤性质的改善主要在表层土壤,并因坡位和凋落物管理而异(表2、表3、图1、图2)。由于凋落物清除直接减少了土壤有机质的来源,凋落物清除的林地土壤性质提高幅度较凋落物保留处理低。无论凋落物保留或清除处理的林地,凋落物量大的坡底和坡顶其提高幅度均大于坡中。这一现象与凋落物量空间分异相关。两个凋落物处理马尾松的生长量相似,因此产生凋落物量空间分异的原因可能应归咎于地形因素以及受地形因素影响的地表径流。地表径流和地形因素使坡中地表凋落物向坡底运动,导致坡底凋落物量大于坡顶和坡中(表1)。此外,不同坡位的地表径流引起水热状况的空间分异,从而影响凋落物分解率^[17]。水热状况好的坡底和坡顶凋落物分解更有利于这些坡位土壤有机质含量提高,同时坡中的分解产物如可溶性有机碳又会随地表径流流失,影响坡中土壤有机质的积累。

虽然凋落物及其分解影响土壤质量恢复,但与土壤有机碳和全氮含量以及微生物生物量指标相关性不显著(表4)。一方面由于本研究的凋落物量非长期监测结果,还需要长期动态监测凋落物量和分析凋落物分解过程,另一方面土壤有机碳氮含量可能还受其他来源的有机质的影响,例如马尾松根表脱落物、根系分泌物等的影响^[18]。相关分析显示,土壤微生物生物量与土壤毛管孔隙度、非毛管孔隙度、土壤有机碳和土壤全氮含量呈显著或极显著正相关。通径分析表明,土壤有机碳含量对土壤微生物生物量的直接影响作用最大,其他指标通过土壤有机碳对土壤微生物生物量的间接影响作用也很大。这说明土壤有机碳是土壤微生物生物量产生不同坡位分异的主控因素。凋落物则通过改善土壤孔隙度和提高有机碳水平间接影响土壤微生物生物量。其原因可能是凋落物没有直接混合到土壤中而

直接为土壤微生物生长提供能量和养分,凋落物在地表的分解产物进入土壤后才可能直接促进土壤微生物生长或间接改善土壤微生物生境——土壤孔隙。

除了土壤有机碳外,影响土壤微生物生物量的直接因素还包括土壤孔隙度(表5)。土壤有机碳是土壤团聚体形成的主要胶结剂^[19]。凋落物清除直接减少了土壤有机物料的输入量,土壤有机碳含量低,影响土壤结构的形成,土壤孔隙度降低。土壤 > 0.25 mm 水稳性团聚体比例与凋落物量呈显著相关,但与土壤有机质含量相关性不显著。这可能是因为红壤黏土矿物中铁铝氧化物含量高,而铁铝氧化物又对土壤团聚体稳定性上起主导作用^[20],最终表现为铁铝氧化物的主导作用掩盖了土壤有机质的次要作用^[21],因此该土壤稳定性与土壤有机碳含量无显著相关。马尾松凋落物含较多树脂和蜡质等疏水性物质^[22],阻碍了土壤的湿润速度^[23],增强了土壤的弱疏水性从而增加了土壤团聚体稳定性^[24],因此凋落物量与土壤团聚体稳定性呈显著相关。此外,土壤微生物和植被根系在土壤结构的形成和稳定的过程中发挥着极其重要的作用^[19, 25]。

土壤结构是土壤微生物的重要生境,决定土壤微生物生长的水分、温度条件和养分供应,其对土壤微生物的反馈作用正被逐步认识^[26]。Elliott 等^[27]指出控制土壤结构是控制土壤生物生长的重要方式之一。本研究表明退化土壤结构性状的改善是土壤微生物功能恢复的直接作用因素之一。

4 结论

马尾松植被恢复改善了土壤物理、化学和生物性质,凋落物清除降低了这些改善效果。凋落物量的空间差异引起土壤物理化学和生物性质发生了明显的空间分异。土壤有机质含量和毛管孔隙的直接影响土壤微生物生物量,而凋落物则是通过孔隙度和有机碳来间接影响土壤微生物生物量。本研究表明恢复良好的土壤物理结构对恢复土壤微生物学性质有重要意义。

致谢 本文撰写过程中得到了南京农业大学应用生态研究所张卫健老师的指导和帮助,特此感谢!

参考文献

- [1] Stanley S W, Pierre C U S. Soil erosion rates-myth and reality. *Science*, 2000, 289: 248 ~ 250
- [2] 杨玉盛,何宗明,林光耀,等. 退化红壤不同治理模式对土壤

- 肥力的影响. 土壤学报, 1998, 35(2): 276~282. Yang Y S, He Z M, Lin G Y, *et al.* Effect of different improving patterns on fertility of severely degraded granitic red soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(2): 276~282
- [3] 刘满强, 胡锋, 何园球, 等. 退化红壤不同植被恢复下土壤微生物量季节动态及其指示意义. 土壤学报, 2003, 40(6): 937~944. Liu M Q, Hu F, He Y Q, *et al.* Seasonal dynamics of soil microbial biomass and its significance to indicate soil quality under different vegetations restored in degraded red soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(6): 937~944
- [4] 何园球, 沈其荣, 王兴祥. 红壤丘岗人工林恢复过程中的土壤养分状况. 土壤, 2003, 35(3): 222~226. He Y Q, Shen Q R, Wang X X. Dynamic of nutrients in artificial forest soil in low hill red region (In Chinese). *Soils*, 2003, 35(3): 222~226
- [5] 彭新华, 张斌, 赵其国. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响. 生态学报, 2003, 23(10): 2176~2183. Peng X H, Zhang B, Zhao Q G. Effect of soil organic carbon on aggregate stability after vegetative restoration on severely eroded red soil (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(10): 2176~2183
- [6] 周存宇. 凋落物在森林生态系统中的作用及其研究进展. 湖北农学院学报, 2003, 23(2): 140~145. Zhou C Y. Litter's roles in forest ecosystem and its research progress (In Chinese). *Journal of Hubei Agricultural College*, 2003, 23(2): 140~145
- [7] Dzwonko Z, Gawro ski S. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological Conservation*, 2002, 106: 389~398
- [8] Facell J M, 等. 宋君编译. 森林凋落物对环境及植物群落结构的影响. 广东林业科技, 1994, 1: 47~50. Facell J M, *et al.* Song J. trans. The effect of forest litter on environment and plant community structure (In Chinese). *Forestry Science and Technology of Guangdong Province*, 1994, 1: 47~50
- [9] 莫江明, Brown S, 彭少麟, 等. 人为干扰对鼎湖山马尾松林土壤细根和有机质的影响. 生态学报, 2005, 25(3): 491~499. Mo J M, Brown S, Peng S L, *et al.* Effects of human impacts on fine roots and soil organic matter of a pine forest in subtropical China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(3): 491~499
- [10] 王明珠. 红壤生态站土壤生态环境质量评价. 红壤生态系统研究(第一集). 北京: 科学出版社, 1992. 102~107. Wang M Z. Quality evaluation of ecological soil environment of red soil ecological experiment station. *Research on Red Soil Ecosystem (No. 1)* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1992. 102~107
- [11] 龚子同, 等著. 中国土壤系统分类——理论·方法·实践. 北京: 科学出版社, 1999. Gong Z T, *et al.* eds. *Chinese Soil Taxonomy: Theory, Methodology and Practices* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1999
- [12] Liao J H, Wang H H, Tsai C C, *et al.* Litter production, decomposition and nutrient return of uplifted coral reef tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 2006, 235: 174~185
- [13] 中国科学院南京土壤研究所土壤物理研究室编. 土壤物理性质测定法. 北京: 科学出版社, 1978. Department of Soil Physics, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. ed. *Analytical Methods of Soil Physical Properties* (In Chinese). Beijing: Science Press, 1978
- [14] Márquez C O, García V J, Cambardella C A, *et al.* Aggregate-size stability distribution and soil stability. *Soil Science Society America Journal*, 2004, 68: 725~735
- [15] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K. ed. *Analytical Methods of Soil and Agrochemistry* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [16] 刘广深, 徐冬梅, 许中坚, 等. 用通径分析法研究土壤水解酶活性与土壤性质的关系. 土壤学报, 2003, 40(5): 756~763. Liu G S, Xu D M, Xu Z J, *et al.* Relationship between hydrolase activity in soil and soil properties in Zhejiang Province (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(5): 756~763
- [17] De Santo A V, Berg B, Rutigliano F A, *et al.* Factors regulating early-stage decomposition of needle litters in five different coniferous forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25: 1423~1433
- [18] Šurkov áM, Frouz J, Fettweis U, *et al.* Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed post mining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*, 2005, 129: 73~80
- [19] Six J, Bossuyt H, Degryze S, *et al.* A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamic. *Soil and Tillage Research*, 2004, 79: 7~31
- [20] 李朝霞, 蔡崇法, 史志华, 等. 鄂南第四纪黏土红壤团聚体的稳定性及其稳定机制初探. 水土保持学报, 2004, 18: 69~72. Li Z X, Cai C F, Shi Z H, *et al.* Aggregate stability and stable mechanism of aggregate derived from quaternary red clay in south of Hubei Province (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18: 69~72
- [21] Zhang B, Horn R. Mechanisms of aggregate stabilization in Ultisols from subtropical China. *Geoderma*, 2001, 99: 123~145
- [22] Doerr S H, Shakesby R A, Walsh R P D. Soil water repellency: Its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth Science Reviews*, 2000, 51: 33~65
- [23] Peng X H, Zhang B, Zhao Q G, *et al.* Influence of types of restorative vegetation on the wetting properties of a degraded clayey Ultisol in subtropical China. *Geoderma*, 2003, 115: 313~324
- [24] Mataix-Solera J, Doerr S H. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 2004, 118: 77~88
- [25] Oades J M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 1993, 56: 377~400
- [26] Young I M, Crawford J W. Interaction and self-organization in the soil-microbe complex. *Science*, 2004, 304: 1634~1637
- [27] Elliott E T, Coleman D C. Let the soil work for us. *Ecological Bulletin*, 1988, 39: 23~32

CHANGE IN MICROBIAL BIOMASS AND ITS CONTROLLING FACTORS IN DEGRADED SOIL AFTER REFORESTRATION OF *PINUS MASSONIANA*

Wang Huili Bi Lidong Zhang Bin[†]

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China*)

Abstract Reforestation of degraded soil can improve soil quality through litter fall, but little is known about interactions between soil microbial biomass and soil physical and chemical properties. The objectives of this study are to determine effects of litter fall on physical and chemical properties and microbial biomass of a degraded soil 18 years after reforestation of *Pinus massoniana* and to analyze controlling factors on change in soil microbial biomass. Compared with the plot of eroded bare land, the reforested plot showed significant improvement in its measured soil properties, including soil porosity, proportion of water stable aggregate (> 0.25 mm), soil organic carbon and total nitrogen and soil microbial biomass irrespective of whether litter was removed or not. Magnitude of the increases varied with soil depth, slope position and litter management, being larger in the surface than subsurface soils, on the hilltop and foot-slope than on the middle slope. Compared with the treatment of litter preservation, the treatment of litter removal resulted in lower magnitude of the increases. Path analyses showed soil organic carbon content, was the most important factors affecting soil microbial biomass, followed by soil porosity, and then litter, which had some indirect effect through its contribution to soil porosity and soil organic carbon content. The findings of the study suggest that improving soil structural properties is important to recovery of soil microbial biomass.

Key words Litter removal; *Pinus massoniana*; Soil physical properties; Soil carbon and nitrogen; Soil microbial biomass