

湘中丘陵区不同植被恢复阶段林地土壤可溶性氮组分含量和密度

何玉姣, 陈 婵, 朱小叶, 陈金磊, 方 晰

(中南林业科技大学生命科学与技术学院, 长沙 410004)

摘要:以湘中丘陵区的櫟木—南烛—白栎灌草丛(LVR)、櫟木—杉木—白栎灌木林(LCQ)、马尾松—柯—櫟木针阔混交林(PLL)、柯—红淡比—青冈常绿阔叶林(LAG)作为 1 个恢复序列,设置固定样地,采集土壤样品,测定土壤可溶性有机氮(SON)、铵态氮(NH₄⁺—N)、硝态氮(NO₃⁻—N)含量及其密度,分析 SON、NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 含量与土壤黏粒、全氮(TN)、有机碳(SOC)、微生物生物量的相关性。结果表明:各土层 SON、NH₄⁺—N 含量随植被恢复而增加,与 LVR 相比,LAG、PLL、LCQ 0—40 cm 土层 SON 含量分别增加 225.78%, 121.22%, 54.73%, NH₄⁺—N 分别增加 22.10%, 14.74%, 7.80%; 而各土层 NO₃⁻—N 含量随植被恢复先下降再增加,LAG 各土层 NO₃⁻—N 含量最高,LCQ 最低;0—40 cm 土壤层 SON、NH₄⁺—N 密度分别为 143.82~528.12, 55.73~65.57 kg/hm², 与 LVR 相比,LAG、PLL、LCQ 土壤 SON 密度分别增加 267.20%, 98.40%, 86.30%, NH₄⁺—N 密度分别增加 17.70%, 7.90% 和 11.60%; 0—40 cm 土壤层 NO₃⁻—N 密度为 22.91~25.87 kg/hm², 与 LVR 相比,LAG 增加 13.16%; SON、NH₄⁺—N 密度各阶段间的增长速率呈快—慢—快的特征,而 NO₃⁻—N 呈慢—慢—快的特征;土壤理化性质和微生物生物量对 SON、NH₄⁺—N 的影响大于 NO₃⁻—N,表明植被恢复有利于土壤 N 养分积累,提高土壤可溶性氮组分的含量和密度,增加土壤 N 的可利用性。

关键词:湘中丘陵区; 植被恢复; 可溶性有机氮; 硝态氮; 铵态氮

中图分类号:S153.6 **文献标识码:**A **文章编号:**1009-2242(2021)02-0258-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbxb.2021.02.034

Content and Density of Soil Soluble Nitrogen Components at Different Vegetation Restoration Stages in Hilly Region of Central Hunan Province, China

HE Yujiao, CHEN Chan, ZHU Xiaoye, CHEN Jinlei, FANG Xi

(School of Life Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004)

Abstract: We selected four adjacent plant communities with almost the same habitat conditions in Changsha County, Hunan Province, China. The four vegetation communities were composed of *Loropetalum chinense*—*Vaccinium bracteatum*—*Rhododendron simsii* scrub-grass-land (LVR), *L. chinense*—*Cunninghamia lanceolata*—*Quercus fabri* shrubbery (LCQ), *Pinus massoniana*—*Lithocarpus glaber*—*L. chinense* coniferous-broad leaved mixed forest (PLL), *L. glaber*—*Cleyera japonica*—*Cyclobalanopsis glauca* evergreen broad-leaved forest (LAG) to represent the secondary forest successional sequence in this region. Fixed sample plots were set up, and soil samples (0—40 cm) were collected and divided into four layers (0—10, 10—20, 20—30 and 30—40 cm). The contents and density of soil soluble organic nitrogen (SON), ammonium nitrogen (NH₄⁺—N) and nitrate nitrogen (NO₃⁻—N) were determined, and the correlations between the contents of SON, NH₄⁺—N and NO₃⁻—N and soil clay percentage, total nitrogen (TN), organic carbon (SOC) and microbial biomass were analyzed. The results showed that the contents of SON and NH₄⁺—N in each soil layer increased with the vegetation restoration. Compared with LVR, contents of SON in 0—40 cm soil layers in LAG, PLL and LCQ increased respectively by 225.78%, 121.22% and 54.73%, while contents of NH₄⁺—N increased respectively by 22.10%, 14.74%, and 7.80%. The contents of NO₃⁻—N in each soil layer decreased first and then increased with the vegetation restoration. The NO₃⁻—N contents in each soil layer of LAG were the highest, while LCQ was the lowest. The densities of

收稿日期:2020-09-03
资助项目:国家林业公益性行业科研专项(201504411);国家自然科学基金项目(31670448,31971455)
第一作者:何玉姣(1994—),女,硕士研究生,主要从事生态系统生态学研究。E-mail:736008190@qq.com
通信作者:方晰(1968—),女,博士,教授,主要从事生态系统生态学和恢复生态学研究。E-mail:fangxizhang@sina.com

SON and NH_4^+-N in the 0—40 cm soil layer were $143.82 \sim 528.12 \text{ kg/hm}^2$ and $55.73 \sim 65.57 \text{ kg/hm}^2$ respectively. Compared with LVR, the densities of SON in LAG, PLL and LCQ increased by 267.20%, 98.40%, and 86.30%, while NH_4^+-N increased by 17.70%, 7.90%, and 11.60%, respectively. The densities of NO_3^--N in 0—40 cm soil layer was $22.91 \sim 25.87 \text{ kg/hm}^2$. Compared with LVR, LAG increased by 13.16%. The growth rates of SON and NH_4^+-N densities between different stages showed the characteristics of fast—slowly—fast, while that of NO_3^--N showed the characteristics of slow—slowly—fast. The effects of soil physicochemical properties and microbial biomass on SON and NH_4^+-N were greater than that of NO_3^--N . In conclusion, the vegetation restoration was conducive to the accumulation of soil N, improved the contents and densities of soil soluble nitrogen components and increased soil available N.

Keywords: hilly area in the central Hunan Province; vegetation restoration; soluble organic nitrogen; ammonium nitrogen; nitrate nitrogen

氮(N)是植物生长发育不可或缺的、最易耗竭的营养元素,也是土壤生产力主要的限制性因素之一^[1]。土壤N一直是土壤肥力研究的重要内容^[2]。土壤可溶性N库主要包括无机N(即铵态氮(NH_4^+-N)和硝态氮(NO_3^--N))和可溶性有机氮(SON)。 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 能被植物直接吸收利用,是植物N的主要来源。而SON是风干土中能被纯水或盐溶液浸提的部分,是土壤有机N中最活跃的一部分,与土壤N的供应密切相关^[1]。土壤可溶性N数量虽少,却是森林土壤最易耗竭和限制植物生长的N素形态,不仅与土壤N有效性有关,还由于其高度的流动性关系到土壤N的固存,直接影响生态系统N循环、生态系统生产力及其可持续性^[2]。

20世纪90年代初,中国政府实施天然林保护、退耕还林和长江中下游防护林等系列林业生态工程,亚热带地区森林植被恢复迅速,但由于人为干扰强度、频率不同而形成灌草丛、灌木林、马尾松针阔混交林、常绿阔叶林等多种不同植被恢复阶段。随着植被的恢复,土壤有机碳(SOC)和全氮(TN)含量增加,且具有明显的固存效应^[3],土壤质地、有机碳源、微生物活动等一系列理化性质调控和影响土壤N各组分的含量与分布状况^[4]。土壤可溶性N组分的含量及其分布受到土壤理化性质的显著影响^[5]。植物群落组成结构改变,土壤容重下降,土壤结构明显优化,土壤水分环境改善,土壤水土保持能力显著提升^[6],而且植被恢复过程中,植物对养分的利用以及土壤内部元素之间的转化,必将导致不同林地恢复阶段土壤可溶性N组分含量及其分配比例的差异^[7],进而影响土壤N的有效性及其贮存,最终影响生态系统生产力及其可持续发展^[8]。尽管目前有关植被恢复对土壤N组分的变化研究较多,但大多研究侧重于研究植被恢复对单一土壤N组分的影响,尚缺乏植被恢复对多种性质N组分的综合研究,特别是亚热带植被恢复对土壤可溶性N库组分影响的研究仍少见报道,

因而对不同地区土壤可溶性N组分随植被恢复的变化模式及其在土壤N有效性和N循环中的作用仍知之甚少,植被恢复对土壤N库组分及其有效性的影响机理仍很不清楚^[9]。为此,本研究在湘中丘陵区选取地域相邻、环境基本一致,处于不同植被恢复阶段的灌草丛、灌木林、马尾松针阔混交林和常绿阔叶林作为1个恢复序列,研究土壤可溶性N各组分含量、密度的变化模式及其与土壤理化性质、微生物生物量的相关性,为揭示土壤N库有效性及其转化对植被恢复的响应机理,为科学评价该地区森林植被恢复与重建效果、科学制定森林经营措施和维持森林可持续发展提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区设置在湖南省中部的长沙县($113^\circ 17' - 113^\circ 27' \text{E}$, $28^\circ 23' - 28^\circ 24' \text{N}$),地处幕阜山与大龙山余脉的南端,地形起伏较大,海拔55~550 m,坡度多在 $20^\circ \sim 30^\circ$,典型的低山丘陵地貌,属于亚热带东南季风湿润气候,年平均气温 17°C ,极端高温为 39.8°C (7—8月),极端低温 -11°C (1月),年降水量 $1\,412 \sim 1\,559 \text{ mm}$,主要集中于4—7月,年平均日照时间 $1\,440 \text{ h}$,无霜期 $269 \sim 300 \text{ d}$ 。地带性植被为常绿阔叶林,树种组成丰富,群落结构复杂。土壤以板岩和页岩发育而成的红壤为主。

1.2 样地设置

采用空间代替时间的方法,选取土壤、坡向、坡度、坡位和海拔基本一致、地域相邻的4种植物群落:櫟木—南烛—杜鹃灌草丛(LVR)、櫟木—杉木—白栎灌木林(LCQ)、马尾松—柯—櫟木针阔混交林(PLL)、柯+红淡比—青冈常绿阔叶林(LAG)作为研究对象,分别设置固定样地4块^[10];根据植物群落的复杂程度,LVR、LCQ分别设置4个 $20 \text{ m} \times 20 \text{ m}$ 样地,PLL和LAG分别设置4个 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ 样地(图1)。采用样方调查法,10—11月落叶树种落叶前

完成群落调查,所有植物均鉴定到种,具体的调查见文献[10]。4 种不同植被恢复阶段样地群落基本特征及其主要树种组成见文献[10]。

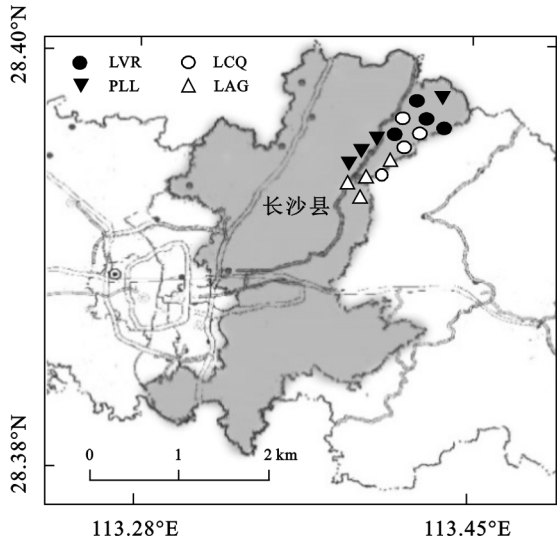


图 1 不同植被恢复阶段固定样地的地理位置与分布

1.3 年凋落物量测定

2017 年 8 月在固定样地上部、中部、下部分别安装直径为 1 m 的圆形凋落物收集器 3 个(即每个固定样地 9 个),每个月采集 1 次凋落物,带回实验室烘干称重。根据收集器面积推算出样地单位面积的月凋落物量,将 12 个月凋落物量加和得到该样地的年凋落物量。

1.4 土壤样品采集与分析

于 2018 年 10 月沿着固定样地对角线均匀布置 3 个采样点,清理采样点地表植物和枯落物后,挖掘土壤剖面,观测土壤质地;同时,采用 200 cm³ 环刀切割自然状态下的土壤,使土壤充满其中,105℃ 烘干

后称重,由环刀烘干土重和环刀体积计算出土壤容重。采用内径 10 cm 土钻按 0—10,10—20,20—30,30—40 cm 分层采集土壤样品。在室内将同一样地 3 个采样点同一土层土壤样品等量混合,除去动植物残体、石砾,过 2 mm 土壤筛,分成 2 份:一份保存于 0~4℃ 冰箱,用于测定土壤含水率、微生物生物量碳(B_C)、氮(B_N)、磷(B_P)、可溶性全氮(STN)、NH₄⁺—N 和 NO₃⁻—N;另一份室内自然风干,磨碎过 1,0.25 mm 土壤筛。过 1 mm 土壤筛的样品用于土壤颗粒组成和 pH 的测定;过 0.25 mm 土壤筛的样品用于 SOC、TN 含量测定。

土壤容重采用环刀法测定;土壤颗粒组成采用吸管法测定;pH 按土水比 1 : 2.5,采用 pH 计法测定;含水率采用 105℃ 烘干法测定;土壤总孔隙度是根据环刀法测定的土壤容重和计算公式(土壤总孔隙度(%)=93.947-32.995×土壤容重)计算出来;SOC 采用重铬酸钾—浓硫酸容量法测定;TN 用 K9840 全自动凯氏定氮仪(山东海能科学仪器有限公司,山东,中国;下同)测定;B_C、B_N用氯仿熏蒸提取法 0.5 mol/L K₂SO₄ 溶液浸提(水土比为 4 : 1),采用 TOC-1020A 分析仪测定,B_P采用氯仿熏蒸,0.5 mol/L NaHCO₃溶液提取(水土比为 4 : 1),采用钼蓝比色法测定^[11];STN 采用 0.5 mol/L K₂SO₄ 浸提(水土比为 4 : 1)后,用 TOC-1020A 分析仪测定^[12];NH₄⁺—N 和 NO₃⁻—N 采用 KCl 浸提,连续流动分析仪测定^[13];SON 为 STN 与 NH₄⁺—N、NO₃⁻—N 的差值。

4 种不同植被恢复阶段固定样地年凋落物量和 0—40 cm 土壤层的理化性质见表 1。

表 1 0—40 cm 土层土壤基本理化性质

样地类型	年凋落物量/ (t·hm ⁻²)	容重/ (g·cm ⁻³)	含水率/%	总孔隙度/%	质地	pH
LVR	2.32±0.34	1.46±0.03	21.64±0.54	45.77±1.04	沙壤—轻壤	4.35±0.15
LCQ	4.89±0.03	1.58±0.03	15.86±0.56	41.88±1.10	沙壤	5.12±0.07
PLL	6.50±0.38	1.37±0.04	23.76±1.24	48.53±2.05	沙壤—轻壤	4.64±0.15
LAG	6.71±0.32	1.41±0.02	28.49±0.65	47.43±0.86	轻壤	4.44±0.06

注:表中数据为平均值±标准差;样本数为 4。下同。

1.5 数据处理

各土层可溶性 N 组分密度计算公式为:

$$D_i=c_i\times\rho_i\times d_i\times 100\tag{1}$$

式中: D_i 为第 i 土层可溶性 N 组分密度(kg/hm²); c_i 、 ρ_i 、 d_i 分别为第 i 土层对应可溶性 N 组分含量(mg/kg)、容重(g/cm³)和土层厚度(cm)。0—40 cm 土层可溶性 N 组分密度为各土层可溶性 N 组分密度之和。

采用 SPSS 22.0 软件中的单因素方差(One-way ANOVA)的最小显著差数法(LSD, $P<0.05$)分析不同植被恢复阶段之间、土层之间差异显著性。采用

Pearson 相关分析土壤可溶性 N 组分与土壤理化性质、微生物生物量的相关性。采用 Excel 2010 软件统计各项指标的平均值、标准误,用 Sigma Plot 12.5 软件作图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质和微生物生物量

从表 2 可以看出,随着植被恢复,各土层黏粒百分含量、SOC、TN 含量和 B_C、B_N、B_P 均显著提高($P<0.05$)。0—40 cm 土层中,与 LVR 相比,LCQ、PLL、

LAG 黏粒百分含量平均增幅为 13.24%~46.11%, SOC 含量为 13.02%~100.39%, TN 含量为 45.1%~168.63%, B_c 为 31.61%~74.96%, B_N 为 54.27%~113.55%, B_p 为 12.90%~85.05%。此外,不同植被恢复阶段土壤黏粒百分含量、SOC、TN 含量和 B_c 、 B_N 和 B_p 均随土层深度的增加而下降。

表 2 不同植被恢复阶段土壤理化性质和微生物生物量

植被恢复阶段	土层深度/cm	黏粒百分含量/%	有机碳/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	微生物生物量碳/(g·kg ⁻¹)	微生物生物量氮/(mg·kg ⁻¹)	微生物生物量磷/(mg·kg ⁻¹)
LVQ	0—10	14.00±1.81a	14.77±3.37a	0.72±0.13a	0.24±0.05a	24.95±0.99a	11.70±0.47a
	10—20	10.78±1.61a	7.00±2.47a	0.41±0.11a	0.12±0.02a	13.30±1.06a	10.18±0.46a
	20—30	11.02±1.70a	4.79±0.99a	0.29±0.10a	0.13±0.05a	6.83±0.60a	6.77±0.33a
	30—40	6.79±1.79a	5.10±1.50a	0.33±0.08a	0.11±0.02a	6.03±0.92a	5.82±0.62a
LCQ	0—10	14.33±1.31ab	16.07±2.29ab	0.99±0.14ab	0.30±0.03ab	36.43±2.18b	12.67±1.48a
	10—20	13.18±2.29ab	8.61±1.76ab	0.61±0.08ab	0.15±0.03a	23.20±1.65b	10.47±0.46a
	20—30	12.16±1.02a	7.80±2.09b	0.51±0.17ab	0.14±0.05a	21.50±1.55b	9.19±0.49b
	30—40	11.01±1.35ab	6.91±2.13a	0.50±0.16b	0.12±0.05a	17.79±1.54b	8.63±0.90b
PLL	0—10	15.68±0.72ab	29.63±9.12b	1.40±0.34bc	0.37±0.07ab	38.57±1.57b	18.77±1.24b
	10—20	16.62±1.56ab	13.18±5.48b	0.63±0.24ab	0.24±0.10b	30.30±1.42c	12.35±1.22ab
	20—30	12.62±1.79a	7.78±1.74b	0.46±0.09ab	0.19±0.06a	23.28±1.64b	10.52±1.09b
	30—40	11.42±1.89ab	7.19±2.08ab	0.50±0.17b	0.12±0.02a	19.83±1.98bc	9.93±1.05b
LAG	0—10	19.09±1.97b	29.80±2.37b	1.94±0.12c	0.42±0.05b	47.27±2.53c	24.37±1.42c
	10—20	17.86±3.43b	14.23±2.82b	1.04±0.16b	0.25±0.02b	38.63±2.36d	13.53±0.75b
	20—30	15.04±2.78a	9.86±0.84b	0.87±0.02b	0.20±0.02a	28.23±1.71c	12.73±0.67c
	30—40	13.76±0.44b	8.95±1.15b	0.50±0.18b	0.12±0.02a	24.37±2.13c	10.92±0.83b

注:不同字母表示同一土层不同植被恢复阶段之间差异显著($P<0.05$)。

2.2 土壤可溶性氮组分含量

从图 2 可以看出,各土层 SON 含量随植被恢复显著增加,且同一土层不同植被恢复阶段之间差异显著($P<0.05$),特别是 0—10 cm 土层;0—40 cm 土层中,与 LVR 相比,LCQ、PLL、LAG 土层 SON 含量增幅分别为 54.73%,121.22%,225.78%。同样,各土层 NH_4^+-N 含量随植被恢复显著增加,且同一土层不同植被恢复阶段之间差异显著

($P<0.05$),与 LVR 相比,各土层 LAG 增幅最大,为 17.10%~27.89%,其次是 PLL,为 12.90%~15.93%,LCQ 为 3.49%~12.47%。土壤 NO_3^--N 含量随植被恢复先下降再增加,LCQ 各土层最低,但与 LVR、PLL 差异不显著($P>0.05$),LAG 最高,且与 PLL、LCQ、LVR(除 30—40 cm 土层外)差异显著($P<0.05$),与 LVR 相比,LAG 土壤 NO_3^--N 含量平均增幅为 16.29%。

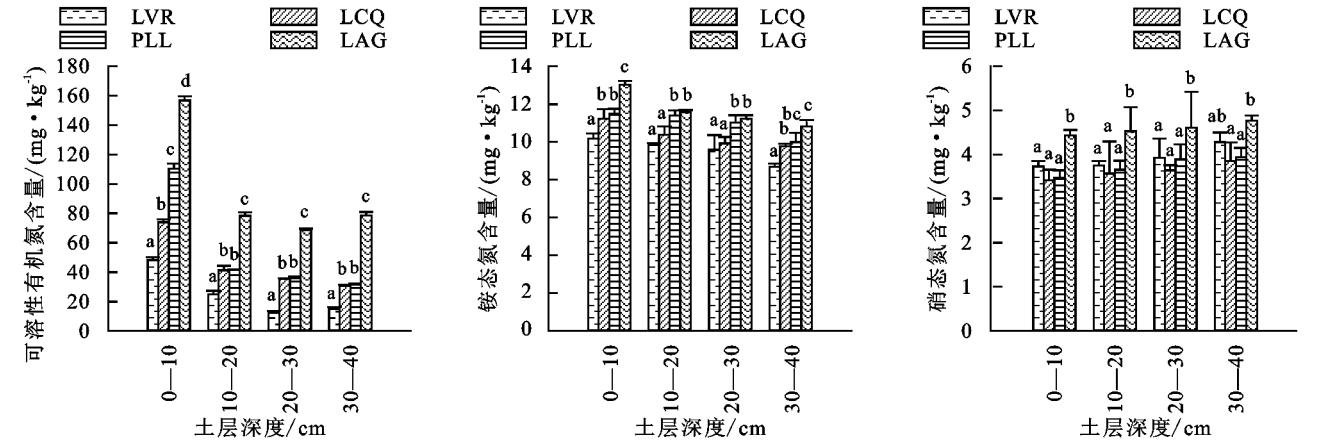


图 2 不同植被恢复阶段土壤可溶性有机氮、铵态氮和硝态氮含量

2.3 土壤可溶性氮组分密度

从图 3 可以看出,不同植被恢复阶段 0—40 cm 土层 SON 密度为 143.82~528.12 kg/hm²,植被恢复显著提高土壤 SON 密度。与 LVR 相比,LAG 增幅最高(267.2%),其次是 PLL(98.4%),LCQ 增幅为 86.3%。不同植被恢复阶段 0—40 cm 土层 NH_4^+-N

密度为 55.73~65.57 kg/hm²,LAG、PLL、LCQ 同一土层 NH_4^+-N 密度差异不显著($P>0.05$),但与 LVR 差异显著($P<0.05$),与 LVR 相比,LAG 增幅最高(17.7%),PLL 和 LCQ 增幅分别为 7.9%和 11.6%,4 种植被恢复阶段 0—40 cm 土层 NO_3^--N 密度为 22.87~25.88 kg/hm²,除 LAG 显著高于 LVR($P<$

0.05)外,PLL、LCQ均低于LVR,但差异不显著($P>0.05$),与LVR相比,LAG增加13.16%。表明

湘中丘陵区林地0—40 cm土层可溶性N组分以SON为主,且随植被恢复,土壤SON密度显著提高。

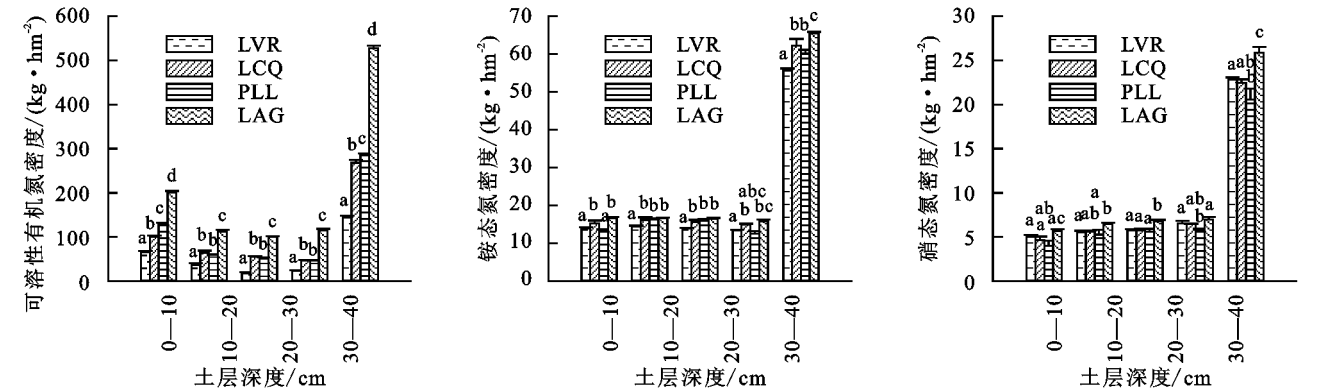


图3 不同植被恢复阶段土壤可溶性氮组分密度

从图3还可看出,不同植被恢复阶段之间0—40 cm土层可溶性N组分的增长速率不同,从LVR到LCQ土壤SON密度增长208.46%,从LCQ到PLL增长27.05%,从PLL到LAG增长148.16%,表现为“快—慢—快”的特征;同样,从LVR到LCQ,NH₄⁺—N密度增长12.08%,从LCQ~PLL增长1.72%,从PLL~LAG增长24.72%,也表现为“快—慢—快”的特征;从LVR~LCQ,0—40 cm土层NO₃⁻—N增长0.90%,从LCQ~PLL增长-2.08%,从PLL~LAG增长40.90%,表现为“慢—慢—快”的特征。

2.4 土壤可溶性N组分占TN的比例

从图4可以看出,各土层SON含量占TN含量

的5.77%~7.43%,不同植被恢复阶段之间差异显著($P<0.05$),植被恢复提高土壤SON占TN的比例,与LVR相比,LAG增幅最高(7.43%),其次是PLL(7.08%),LCQ为6.91%。各土层NH₄⁺—N含量占TN含量的0.41%~1.02%,随植被恢复而下降,与LVR相比,LCQ、PLL和LAG减少幅度分别为41.2%,43.2%和59.8%。各土层NO₃⁻—N含量占TN含量的6.13%~7.54%,随植被恢复而下降,与LVR相比,LAG、PLL、LCQ分别减少18.70%,17.60%,10.70%。表明SON含量随植被恢复的增幅高于TN含量增幅,而NH₄⁺—N、NO₃⁻—N含量增幅低于TN。

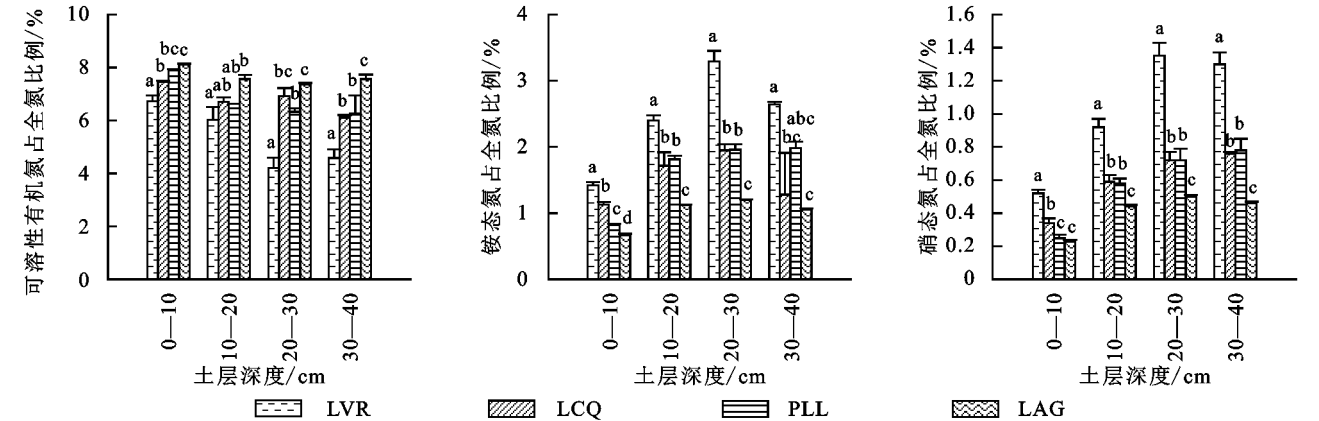


图4 不同植被恢复阶段土壤可溶性氮组分占全氮的百分比

2.5 可溶性N组分与土壤理化性质、微生物生物量的相关性

从表3可以看出,SON、NH₄⁺—N与黏粒百分含量、SOC、TN、B_C、B_N、B_P呈显著($P<0.05$)或极显著正相关($P<0.01$);NO₃⁻—N与TN、B_P显著正相关($P<0.05$),与黏粒百分含量、B_C、B_N、SOC不存在显著的相关性($P>0.05$)。

3 讨论

3.1 植被恢复对土壤可溶性N组分的影响

有研究^[10,14-16]表明,随着植被恢复,植被覆盖度

增加,土壤微环境(光照、温湿度等)改善,地表枯落物积累与分解,增加了土壤N的输入量,同时植物根系分泌物有机酸类物质加速土壤难溶性物质向可利用性(可溶性)转化,提高了土壤N转化能力。凋落物添加能增加土壤无机N含量,且凋落物C/N越低,无机N提升效果越好。本研究中,随着植被恢复,土壤可溶性N组分含量、密度均有不同程度提高,主要是由于植被恢复后,植被覆盖率提高^[10],土壤容重下降,土壤结构优化,含水量和总孔隙度均增加(表1),土壤黏粒百分含量、SOC、TN含量和B_N、B_C、B_P提高

(表 2),且地表枯落物层现存量增加,C/N 比下降^[17],增加土壤可溶性 N 的来源,且土壤保水保肥能力增强,土壤固 N 能力提高。

表 3 土壤可溶性氮组分含量与土壤理化性质、微生物生物量之间的相关系数

土壤变量	SON	NH ₄ ⁺ —N	NO ₃ ⁻ —N
黏粒百分含量	0.683 *	0.701 * *	0.474
有机碳(SOC)	0.640 *	0.707 * *	0.440
全氮(TN)	0.856 * *	0.874 * *	0.644 *
微生物生物量碳(B _C)	0.623 *	0.670 *	0.391
微生物生物量氮(B _N)	0.944 * *	0.940 * *	0.496
微生物生物量磷(B _P)	0.929 * *	0.847 * *	0.630 *

注:n=16;*表示在 P<0.05 水平相关性显著(双尾);* *表示在 P<0.01 水平相关性显著(双尾)。

本研究中,土壤 NO₃⁻—N 含量、密度随植被恢复呈先下降再增加,与 SON 和 NH₄⁺—N 的变化不同,可能是多种因素共同作用的结果:(1)研究区土壤 pH 较低(4.35~5.12)(表 1),土壤 N 矿化和自养硝化速率低,导致富 N 土壤中 NO₃⁻—N 含量较低^[18];(2)与 SON 和 NH₄⁺—N 相比,NO₃⁻—N 不易被土壤胶体吸附,流动性较强,而研究区水、热同季,且降雨量大,决定土壤无机 N 以 NH₄⁺—N 为主,而不是 NO₃⁻—N^[18];(3)植物根系优先吸收 NO₃⁻—N^[19],灌木、乔木比草本植物需要更多 N 维持其生长发育,因而随着植被恢复消耗更多 NO₃⁻—N。这些也正是 0—40 cm 土层 NO₃⁻—N 含量、密度及其含量占 TN 的比例均低于 NH₄⁺—N 的主要原因。

本研究中,随植被恢复,SON 和 NH₄⁺—N 密度的增长速率表现为快—慢—快,而 NO₃⁻—N 密度则表现为慢—慢—快,可能是由于:(1)不同植被恢复阶段凋落物积累和分解速率及其养分归还量不同。从 LVR 到 LCQ,草本植物多且生长周期短,死亡后快速腐解增加 N 输入,有利于土壤 N 积累;从 LCQ 到 PLL,草本植物减少,灌木、乔木增加及其快速生长需求更多的土壤养分,促使土壤有机质分解,N 积累速率下降;而且 PLL 凋落物以马尾松针叶为主,分解速率低^[20]从 PLL 到 LAG,年凋落物量(表 1)和地表枯落物层现存量增加^[17],且以阔叶树叶为主,分解速率快,增加土壤 N 输入,有利于土壤 N 积累。(2)不同可溶性 N 组分具有不同流动性,不同植被恢复阶段植物对可溶性 N 组分的吸收利用不同,导致不同可溶性 N 组分密度的增长速率随植被恢复具有不同的变化。

土壤 SON、NH₄⁺—N 含量随土层深度增加而降低,是由于表土层水热和通气状况较好,且表土层细根和凋落物快速分解,有利于微生物生长和繁殖,对土壤养分积累产生有利的影响,而随土层加深凋落物和有机质数量减少,微生物活性下降,土壤各种养

分含量下降。由于 NO₃⁻—N 更易溶于水,易随水流往下渗透,导致其含量随着土层深度增加而增高。

本研究中,随植被恢复,土壤 SON 占 TN 的比例提高,而 NO₃⁻—N 和 NH₄⁺—N 占 TN 的比例下降,由于随植被恢复,生态系统越活跃、生物量越大,生长期间对土壤可利用 N 库需求越多^[21]。而植物生长主要依靠对无机 N 的吸收利用,致使土壤 NO₃⁻—N 和 NH₄⁺—N 减少。此外,植物对 SON 的利用远低于无机 N,因此随植被恢复,SON 积累量较 NO₃⁻—N 和 NH₄⁺—N 高,在可溶性 N 组分中所占 TN 的比例也相应增加,验证了 Gelfand 等^[21]的土壤可溶性 N 组分与森林生态系统活动之间存在负相关关系,也证明了森林植被恢复能促进土壤可溶性 N 组分的转化和累积。

3.2 土壤理化性质、微生物生物量对土壤可溶性 N 组分的影响

本研究中,土壤可溶性 N 组分与 TN 呈极显著相关关系,是由于土壤 TN 增加,增加土壤 N 源,促进土壤 N 转化,提升土壤 N 的可溶性,可溶性 N 组分与 TN 呈极显著相关关系,与赵路红等^[9]研究结果一致。SOC 是植被、微生物所需养分和能量的主要来源,也是植被与土壤之间物质循环的桥梁,而黏粒百分含量提高,土壤容重下降,土壤保水保肥能力提高,有利于土壤 N 固存。本研究中,SON、NH₄⁺—N 与黏粒百分含量、SOC 含量呈显著相关,与实际相符。由于土壤微生物不仅参与养分循环和物质降解过程,而且也是土壤养分元素重要的源和库,直接影响土壤 N 的固持和地球生物化学循环,对凋落物降解、养分循环与平衡、土壤理化性质改善起着重要作用^[22-23],因而可溶性 N 组分与 B_C、B_N、B_P呈显著相关关系,表明土壤 N 转化及其可利用性与土壤微生物生物量的变化密切相关。由于微生物影响 N 矿化过程,土壤 N 转化和可利用性为 SON 和 NH₄⁺—N 提供活性 N 源,而 NO₃⁻—N 主要源于硝化反应和外界施肥,因而微生物生物量对 SON 和 NH₄⁺—N 的影响大于 NO₃⁻—N。

B_N主要成分是蛋白质、氨基酸、核酸等,更容易分解,为土壤活性 N 的源和汇,同时土壤 B_N通过微生物胞外酶影响有机 N 矿化等过程产生间接影响^[5],TN 的增加也增加了土壤 N 源,二者对土壤 N 循环起着重要的作用。而土壤 B_C和 SOC 则主要通过影响改变土壤有机质含量、微生物数量^[1],间接影响土壤 N 的可利用性及其转化,故可溶性 N 组分受 B_N和 TN 的影响大于 B_C和 SOC。

4 结论

植被恢复显著提高 0—40 cm 土层黏粒百分含

量、TN、SOC 含量和 B_N 、 B_C 、 B_P , 显著提升土壤 N 可利用性和保肥性。不同植被恢复阶段土壤 N 提升效果不同, LAG 最高, 其次是 PLL, LVR 较低。土壤可溶性 N 组分密度随植被恢复相应提升, SON 密度最大, 其次是 $NH_4^+ - N$, $NO_3^- - N$ 最低; SON 占 TN 的比例随植被恢复提高, 而 $NH_4^+ - N$ 和 $NO_3^- - N$ 下降。表明随植被恢复, 土壤 N 循环和转化增强, 促进植被生长发育。土壤黏粒百分含量、TN、SOC 含量和 B_C 、 B_N 、 B_P 显著影响可溶性 N 组分积累, 其中 SON 和 $NH_4^+ - N$ 与土壤理化性质、微生物生物量的相关性大于 $NO_3^- - N$ 。

参考文献:

- [1] 王晶, 张旭东, 解宏图, 等. 现代土壤有机质研究中新的量化指标概述[J]. 应用生态学报, 2003, 14(10): 1809-1812.
- [2] Yang K, Zhu J J, Yan Q L, et al. Soil enzyme activities as potential indicators of soluble organic nitrogen pools in forest ecosystems of Northeast China[J]. Annals of Forest Science, 2012, 69(7): 795-803.
- [3] 贾晓红, 李新荣, 李元寿. 干旱沙区植被恢复中土壤碳氮变化规律内[J]. 植物生态学报, 2007, 31(1): 66-74.
- [4] 王洪杰, 李宪文, 史学正, 等. 不同土地利用方式下土壤养分的分布及其与土壤颗粒组成关系[J]. 水土保持学报, 2003, 17(2): 44-46, 50.
- [5] 金发会, 李世清, 卢红玲, 等. 石灰性土壤微生物量碳、氮与土壤颗粒组成和氮矿化势的关系[J]. 应用生态学报, 2007, 18(12): 2739-2746.
- [6] 安韶山, 张玄, 张杨, 等. 黄土丘陵区植被恢复中不同粒级土壤团聚体有机碳分布特征[J]. 水土保持学报, 2007, 21(6): 109-113.
- [7] 赵路红, 李昌珍, 康迪, 等. 黄土丘陵区植被恢复对土壤可溶性氮组分的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(10): 3533-3542.
- [8] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, et al. Soluble organic nitrogen in agricultural soils[J]. Biology and Fertility of Soils, 2000, 30(5/6): 374-387.
- [9] 赵路红, 李昌珍, 康迪, 等. 黄土丘陵区退耕地土壤可溶性氮组分季节变化与水热关系[J]. 生态学报, 2018, 38(2): 689-697.
- [10] 辜翔, 张仕吉, 刘兆丹, 等. 中亚热带植被恢复对土壤有机碳含量、碳密度的影响[J]. 植物生态学报, 2018, 42(5): 595-608.
- [11] 王传杰, 王齐齐, 徐虎, 等. 长期施肥下农田土壤一有机质—微生物的碳氮磷化学计量学特征[J]. 生态学报, 2018, 38(11): 3848-3858.
- [12] Chen C R, Xu Z H, Keay P, et al. Total soluble nitrogen in forest soils as determined by persulfate oxidation and by high temperature catalytic oxidation[J]. Soil Research, 2005, 43: 515-523.
- [13] Jones D L, Willett V B. Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38: 991-999.
- [14] Loreau M, Naeem S, Inchausti P, et al. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges[J]. Science, 2001, 294(5534): 804-808.
- [15] Maithani K, Arunachalam A, Tripathi R S, et al. Nitrogen mineralization as influenced by climate, soil and vegetation in a subtropical humid forest in northeast India[J]. Forest Ecology and Management, 1998, 109(1/3): 91-101.
- [16] 王春阳, 王建斌, 董燕婕, 等. 黄土区六种植物凋落物与不同形态氮素对土壤微生物量碳氮含量的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(24): 7092-7100.
- [17] 杜雨潭, 陈金磊, 李雷达, 等. 亚热带不同植被恢复林地凋落物层碳、氮、磷化学计量特征[J]. 中南林业科技大学学报, 2020, 40(2): 108-119.
- [18] Zhang Y S, Ding H, Zheng X Z, et al. Soil N transformation mechanisms can effectively conserve N in soil under saturated conditions compared to unsaturated conditions in subtropical China[J]. Biology and Fertility of Soils, 2018, 54: 495-507.
- [19] Miller A J, Cramer M D. Root nitrogen acquisition and assimilation. In Root physiology: From gene to function[M]. Springer: Dordrecht, 2005: 1-36.
- [20] 李红俊, 高海力, 周卫青, 等. 千岛湖生态公益林主要树种凋落物分解及碳素动态变化研究[J]. 浙江林业科技, 2019, 39(6): 38-44.
- [21] Gelfand I, Yakir D. Influence of nitrite accumulation in association with seasonal patterns and mineralization of soil nitrogen in a semi-arid pine forest[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(2): 415-424.
- [22] Kelly S R, Joseph M C, Noah F. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes[J]. Global Change Biology, 2012, 18(6): 1918-1927.
- [23] Chu H, Grogan P. Soil microbial biomass, nutrient availability and nitrogen mineralization potential among vegetation-types in a low arctic tundra landscape[J]. Plant and Soil, 2010, 329(1/2): 411-420.