

DOI: 10.20103/j.stxb.202406131372

刘政, 索沛衡, 轩寒风, 魏强, 胡亚林. 南方红壤侵蚀区马尾松林植被恢复对土壤氮有效性和微生物量碳、氮季节动态的影响. 生态学报, 2025, 45(5): 2094–2103.

Liu Z, Suo P H, Xuan H F, Wei Q, Hu Y L. Seasonal dynamics of soil nitrogen availability and microbial biomass carbon, nitrogen along restoration ages of *Pinus massoniana* plantations in red soils erosion region at southern China. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(5): 2094–2103.

南方红壤侵蚀区马尾松林植被恢复对土壤氮有效性和微生物量碳、氮季节动态的影响

刘 政^{1,2}, 索沛衡¹, 轩寒风¹, 魏 强¹, 胡亚林^{1,*}

1 福建农林大学菌草与生态学院森林生态-稳定同位素研究中心, 福州 350002

2 国家林业和草原局西北华北东北防护林建设局, 银川 750001

摘要: 为深入了解南方红壤侵蚀区植被恢复对土壤氮有效性的季节动态影响, 以福建省长汀县典型红壤侵蚀区不同恢复阶段植被样地(裸地、恢复 10、20、30 年马尾松人工林和天然林)为研究对象, 分 4 个季节采集了表层(0–10 cm)土壤样品, 比较植被恢复过程中土壤铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、无机氮(SIN)、可溶性有机氮(DON)、氮矿化速率及土壤微生物生物量碳(MBC)、氮(MBN)含量的季节动态特征。结果发现:(1)土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN、DON 和 MBC、MBN 含量并未随着植被恢复得到显著提升, 不同恢复阶段马尾松林与地带性天然次生林相比仍有较大差距。(2)各林地土壤氮矿化作用以氨化作用为主, 土壤硝化作用较弱, 土壤 SIN 以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 形式为主, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量偏低, 且不同恢复阶段马尾松林净氮矿化峰值出现在夏、秋季, 而在春季偏低, 土壤有效氮供应不均衡。(3)土壤 MBC、MBN 与无机氮组分、DON 间存在极显著正相关关系, 可以很好地指示植被恢复过程中土壤养分的变化状况。研究表明, 南方红壤侵蚀区植被恢复过程中土壤氮养分恢复相对缓慢, 植被生长中后期存在土壤氮养分供应限制。因此, 今后应继续加强植被恢复与治理, 采取多树种混交的植被恢复模式, 并按土壤氮养分季节供需关系适当施用氮肥, 以提升森林植被生产力和稳定性。

关键词: 红壤侵蚀区; 植被恢复; 马尾松林; 氮矿化速率; 微生物生物量

Seasonal dynamics of soil nitrogen availability and microbial biomass carbon, nitrogen along restoration ages of *Pinus massoniana* plantations in red soils erosion region at southern China

LIU Zheng^{1,2}, SUO Peiheng¹, XUAN Hanfeng¹, WEI Qiang¹, HU Yalin^{1,*}

1 Forest Ecology and Stable Isotope Centre, College of JunCao Science and Ecology, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China

2 Three-North Shelterbelt Program Bureau, National Forestry and Grassland Administration of China, Yinchuan 750001, China

Abstract: To evaluate the seasonal dynamics of how vegetation restoration in red soil erosion areas of southern China affects soil nitrogen availability, this study focused on different stages of vegetation recovery in typical red soil erosion areas in Changting county, Fujian province (bare land, 10, 20, and 30-year-old *Pinus massoniana* plantations, and natural secondary forest). Soil samples from the surface layer (0–10 cm) were collected across four seasons to compare the seasonal dynamic characteristics of soil ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitrate nitrogen ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), inorganic nitrogen (SIN), dissolved organic nitrogen (DON), nitrogen mineralization rate, microbial biomass carbon (MBC) and microbial biomass nitrogen (MBN) contents during vegetation restoration. The results showed that the contents of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$

基金项目: 国家自然科学基金项目(42077094)

收稿日期: 2024-06-13; 网络出版日期: 2024-11-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huy1@iae.ac.cn

N, SIN, DON, MBC and MBN did not significantly improve with vegetation restoration, and there were still significant gaps between *Pinus massoniana* plantations and zonal natural secondary forests. Soil nitrogen mineralization was mainly shown as ammonification, with weak nitrification. Soil inorganic N was primarily in the form of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, and the content of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was lower. From summer to autumn, soil net nitrogen mineralization values in *Pinus massoniana* plantations were highest, but they were lower in spring. This indicates that the supply of available soil nitrogen was not balanced. There were highly significant positive correlations between MBC, MBN, and inorganic N components and DON, effectively indicating soil nutrient changes during vegetation restoration. The study implied that soil nutrient restoration was a relatively slow process at southern red soil erosion, with N nutrient supply limitations in the middle and later stages of vegetation restoration. Thus, in the future, we should strengthen vegetation restoration and management to enhance forest productivity and stability, such as employing mixed-species planting models, and applying seasonal N fertilizers according to N requirements.

Key Words: red soil erosion region; vegetation restoration; *Pinus massoniana* plantation; nitrogen mineralization rate; microbial biomass

氮(N)素是植物生长发育过程中不可或缺的限制性土壤养分因子^[1],其驱动着其他养分元素的转化和周转,是土壤养分循环中的核心部分^[2],也是影响森林生态系统第一生产力的最重要因素之一^[3]。而土壤中氮有效性养分丰度及其供应状况的均衡性,直接决定着植物生产力的高低,从而影响着植物群落结构和生长状况的差异^[4-5]。氮有效性是指土壤中可被植物直接吸收利用的氮组分^[6],主要以铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)等无机氮(SIN)形式存在^[7],其主要来源于土壤氮矿化过程,是森林生态系统氮循环中最活跃也是最重要的过程^[8]。

土壤微生物生物量是土壤有机质中最为活跃的部分,主要包括土壤微生物生物量碳(MBC)和微生物生物量氮(MBN),是土壤内外部能量流动、转化及养分(C、N、P、S等)循环的主要参与和调控者,深刻影响着土壤养分转化、有效供应和可持续累积^[9],是反映土壤矿化能力及微生物活性的良好指示剂,能敏感反映出土壤养分有效性的变化和有效表征土壤有机物质的代谢强度,被公认为是综合评价土壤肥力状况和生态环境质量优劣的关键指标^[10-12]。

南方红壤低山丘陵区是我国仅次于黄土高原第二大水土流失地区^[13],而福建省长汀县作为我国典型的南方红壤水土流失区,其生态治理受到国家和地方各级政府长期来高度重视,在该地区开展了大规模以先锋树种马尾松为主的植被恢复和生态治理建设。然而,由于该地区长期水土流失,土壤养分十分贫乏,林分生产力低下,之前营造的马尾松林形成大面积“老头林”,保水保肥能力差,林下水土流失问题依然十分严峻^[14]。目前,长汀水土流失区植被恢复面临的能否长期可持续问题,很大程度上取决于土壤氮有效性和微生物生物量能否随植被恢复逐渐提高。以往国内外学者研究发现,季节变化导致的温度、降水、微生物活性差异以及土壤碳、氮、磷含量及其化学计量比、树种结构等因子均能够影响土壤有效氮的供应能力和土壤微生物生物量^[15-20],但从不同植被恢复阶段和不同季节两方面共同揭示马尾松林土壤氮有效性动态特征,特别是结合微生物生物量碳、氮含量反映土壤氮有效性变化的研究甚少,这一定程度影响对南方红壤侵蚀区植被恢复重建中土壤养分限制及演变规律的认识。

因此,本研究通过比较裸地、不同恢复阶段马尾松人工林和地带性天然林土壤无机氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)含量以及氮矿化速率的季节动态特征,研究不同恢复阶段马尾松人工林土壤有机氮的氮化、硝化等关键氮循环速率,并结合土壤MBC、MBN含量的季节动态特征,揭示长汀水土流失区植被恢复过程中土壤有机氮转化的季节动态变化规律,有助于从过程机理上了解长汀水土流失区植被恢复的土壤肥力保育功能,对评价水土侵蚀区植被恢复生态治理成效和生态环境可持续性具有重要意义。

1 试验地概况

研究地区位于福建省龙岩市长汀县河田镇($25^{\circ}33'\text{—}25^{\circ}48'\text{N}$, $116^{\circ}18'\text{—}116^{\circ}31'\text{E}$),气候类型属亚热带季

风性湿润气候,年平均气温 18.1℃,年平均降雨量 1710mm,年平均蒸发量 1403mm,年均无霜期 260d,平均日照时数 1925h, $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 积温 4100—4650℃^[21]。土壤类型以燕山运动晚期中粗晶花岗岩风化发育形成的红壤、侵蚀性红壤为主,砂粒含量较高,耐侵蚀性极差。由于长期的土壤侵蚀和人为干扰,该地区地带性常绿阔叶林植被严重破坏,导致严重土壤侵蚀和土地退化。20 世纪 80 年代起,长汀地区陆续开展大规模土壤侵蚀地植被恢复治理,形成以马尾松(*Pinus massoniana* Lamb.) 为主的不同恢复年龄的人工林。

2 研究方法

2.1 样地设置与样品采集

在长汀县河田镇选取坡度、坡向等立地条件基本相同裸地(BL)、10 年生马尾松人工林(PM10)、20 年生马尾松人工林(PM20)、30 年生马尾松人工林(PM30)以及地带性天然次生林(NF)等 5 种不同立地类型为调查样地^[16]。在每种立地类型分别设置 3 个 400m² (20m×20m) 样方,相邻样方间距约>1km,共设置了 15 个样方。在 2017 年 9 月、2017 年 12 月、2018 年 3 月、2018 年 6 月月初,分别在每个样方内随机布设 5 个取样点,用土钻(直径 6cm)取 0—10cm 表层土壤,充分混匀为 1 个土壤样品。同时,采用顶盖埋管法测定土壤氮矿化速率^[22],即在每个样地内插入 3 根 PVC 管(长度 15cm、内径 6cm),深度为 10cm,并培养 3 个月后取回。土壤样品立即带回实验室,手捡法剔除枯落物、根系、石砾等杂质,过 2mm 土壤筛后存放在 4℃ 冰箱,用于土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、MBC、MBN 和氮矿化速率的测定。

2.2 指标测定与方法

土壤理化性质的测定方法参照鲍士旦主编的《土壤农化分析》^[23] 进行。新鲜土壤用 2 mol/L KCL 溶液浸提(土:水比为 1:5),过滤后利用全自动间断化学分析仪(Smartchem 200, AMS, 意大利)测定土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量。土壤净氮矿化速率、土壤净矿化速率、净氨化速率和净硝化速率($\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)的计算公式为:土壤净氮矿化速率=(培养后的无机氮浓度-培养前的无机氮浓度)/培养天数;土壤净氨化速率=(培养后的铵态氮浓度-培养前的铵态氮浓度)/培养天数;土壤净硝化速率=(培养后的硝态氮浓度-培养前的硝态氮浓度)/培养天数。

土壤 MBC、MBN 采用氯仿熏蒸法提取^[24-25]。称取 2 份土壤于 50 mL 烧杯内,作为熏蒸组和未熏蒸组土壤,并放置真空干燥器内预培养 3—4d。将熏蒸组土壤进行氯仿熏蒸 24h。采用 0.5 mol/L K_2SO_4 溶液浸提(土水比为 5:1)未熏蒸和熏蒸土壤,过 0.45μm 滤膜后用 TOC 分析仪(岛津,日本)测定浸提液中总有机碳(TOC)和总氮(TN)含量。将未熏蒸土壤浸提液中 TN 含量和无机氮含量的差值作为土壤可溶性有机氮(DON)含量。

土壤微生物生物量碳(MBC)、氮(MBN) (mg/kg) 计算公式为:

$$\text{MBC} = (C_F - C_{\text{NF}}) / k_{\text{EC}}$$

$$\text{MBN} = (N_F - N_{\text{NF}}) / k_{\text{EN}}$$

式中 C_F 、 N_F 为熏蒸样品有机碳、氮含量; C_{NF} 、 N_{NF} 为未熏蒸样品有机碳、氮含量; k_{EC} 、 k_{EN} 为微生物生物量碳、氮的浸提系数,分别为 0.45^[26] 和 0.54^[27]。

2.3 数据处理与统计分析

采用 SPSS 22.0 软件进行数据统计分析。采用重复测量方差分析(repeated measures ANOVA) 检测恢复阶段和季节及其交互作用对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN、DON、MBC、MBN 和土壤净硝化速率、净氨化速率及净氮矿化速率的影响的差异显著性($P < 0.05$), 并采用 LSD 进行多重比较。利用 Person 进行相关性分析, 采用 Origin 2017 绘制图, 本研究图中统计数据为平均值±标准误。

3 结果与分析

3.1 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN、DON 含量季节动态特征

植被恢复阶段和季节变化显著影响土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN 含量, 且存在显著的植被恢复阶段×季节变

化交互性效应($P<0.01$)。由图 1 可知,在不同季节,NF 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN 含量均显著高于 BL、PM10、PM20、PM30($P<0.01$)。然而,PM10、PM20、PM30 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN 含量差异均不显著($P>0.05$),仅在 2018 年 3 月,PM10 林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SIN 含量显著高于 PM30($P<0.05$)。

NF 和 PM10、PM20、PM30 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SIN 含量的季节变化趋势基本一致,2017 年 9 月至 12 月均呈明显增长的趋势,在 2017 年 12 月至 2018 年 3 月,PM10 呈略微增长趋势,而其他林地均呈下降趋势,在 2018 年 3 月至 6 月,PM10 呈下降趋势,其他各林地均有不同程度的增长。在 2017 年 9 月,各林地 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SIN 含量达到一年中的最低值。同样,NF 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量具有明显季节性动态特征,在 2017 年 12 月达到峰值。然而,PM10、PM20、PM30 土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量从 2017 年 9 月至 2018 年 6 月呈现逐渐增长的趋势,在 2018 年 6 月达到峰值。

在不同季节,各林分类型土壤 SIN 主要存在形式不同(图 2)。在 2017 年 9 月,BL、PM10、PM20、PM30 和 NF 土壤 SIN 以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 形态为主,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量占土壤 SIN 含量比例分别为 40%、44.4%、44.3%、51.4% 和 33.3%。然而,在 2017 年 12 月、2018 年 3 月及 6 月,土壤 SIN 主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 形态为主,且土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量占土壤 SIN 含量比例均在 2017 年 12 月达到最高。此外,BL 和 PM10、PM20、PM30 土壤 SIN 形态在不同取样季节存在较明显变化,而 NF 在 2017 年 12 月、2018 年 3 月及 6 月土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量占土壤 SIN 含量比例变化并不明显。

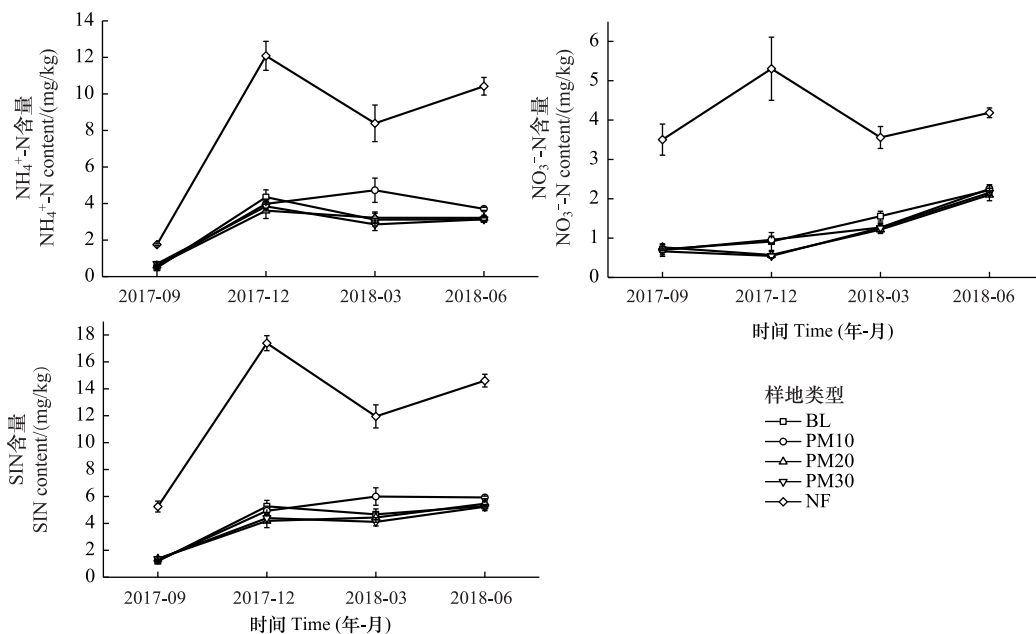


图 1 不同恢复年限林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 SIN 含量

Fig.1 Soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and SIN contents under different stage of revegetation stands

$\text{NH}_4^+\text{-N}$: 铵态氮 Ammonium nitrogen; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 硝态氮 Nitrate nitrogen; SIN: 无机氮 Inorganic nitrogen; BL: 裸地 Bare land; PM10: 10 年生马尾松人工林 10-year-old *Pinus massoniana* plantations; PM20: 20 年生马尾松人工林 20-year-old *Pinus massoniana* plantations; PM30: 30 年生马尾松人工林 30-year-old *Pinus massoniana* plantations; NF: 地带性天然次生林 Natural secondary forest

植被恢复阶段和季节变化显著影响土壤 DON 含量,且存在显著的植被恢复阶段×季节变化交互性效应($P<0.01$)。由图 3 可知,在不同季节,NF 土壤 DON 含量均高于 BL、PM10、PM20、PM30,但 2018 年 6 月 NF 土壤 DON 含量和各林地无显著性差异($P>0.05$)。在 2017 年 9 月,PM10、PM20、PM30 土壤 DON 含量无显著差异($P>0.05$),且均显著高于 BL($P<0.01$);在 2017 年 12 月,PM30 土壤 DON 含量显著高于 BL、PM10、PM20($P<0.05$);在 2018 年 3 月和 6 月,PM20 土壤 DON 含量显著高于 BL、PM10 和 PM30($P<0.05$)。NF 和 PM30

土壤 DON 含量的季节变化趋势基本一致,2017 年 9 月至 12 月呈增长趋势,2017 年 12 月至 2018 年 6 月呈递减趋势。PM20 土壤 DON 含量自 2017 年 9 月至 2018 年 6 月呈波浪式状态,而 BL、PM10 土壤 DON 含量各季节变化较平缓,呈略微递减的趋势。NF 土壤 DON 含量于 2017 年 12 月达到峰值,而其它林地土壤 DON 含量季节变化趋势整体较为平缓。

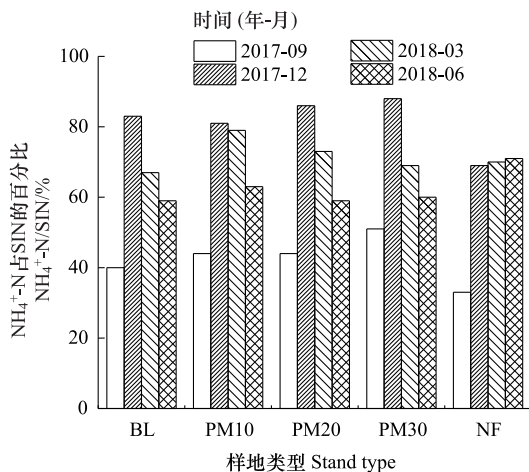


图2 不同恢复年限林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 占 SIN 百分比的季节动态

Fig.2 Seasonal dynamics of the proportions of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to SIN under different stage of revegetation stands

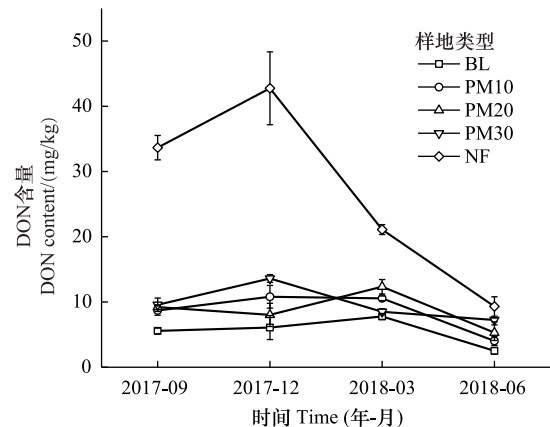


图3 不同恢复年限林地土壤 DON 含量

Fig.3 Soil DON content under different stage of revegetation stands

DON: 可溶性有机氮 Dissolved organic nitrogen

3.2 土壤氮矿化速率季节动态特征

植被恢复阶段和季节变化对土壤净氨化速率和净 N 矿化速率具有显著影响,且存在显著的植被恢复阶段 $\times$ 季节变化交互性效应 ($P < 0.01$)。由图 4 可知,在 2017 年 6 月至 9 月、2017 年 12 月至 2018 年 3 月份、2018 年 3 月至 6 月,NF 土壤净氨化速率和净 N 矿化速率均显著高于 BL、PM10、PM20、PM30 ($P < 0.01$)。然而,2017 年 9 月至 12 月,BL、PM10、PM20、PM30 和 NF 土壤净氨化速率和净 N 矿化速率差异不显著 ($P > 0.05$)。恢复阶段和季节变化对土壤净硝化速率影响存在显著交互性效应,且恢复阶段显著影响土壤净硝化速率。在不同季节,NF 土壤净硝化速率均显著高于 BL、PM10、PM20、PM30 ($P < 0.01$),且 2018 年 3 月至 6 月,BL 净硝化速率显著高于 PM10、PM20、PM30 ($P < 0.01$)。NF 土壤净氨化速率和净 N 矿化速率季节变化明显,其中在 2017 年 6 月至 9 月,土壤净氨化速率和净 N 矿化速率最高,而在 2017 年 9 月至 12 月最低。然而,BL、PM10、PM20、PM30 土壤净氨化速率、净硝化速率和净 N 矿化速率的季节性差异并不显著 ($P > 0.05$)。

3.3 土壤 MBC、MBN 含量季节动态特征

植被恢复阶段和季节变化显著影响土壤 MBC 含量,且存在显著的植被恢复阶段 $\times$ 季节变化交互性效应 ($P < 0.01$)。由图 5 可知,在不同季节,NF 土壤 MBC 含量均显著高于 BL、PM10、PM20、PM30 ($P < 0.01$)。在 2017 年 9 月,BL、PM10、PM20、PM30 土壤 MBC 含量差异不显著 ($P > 0.05$);在 2017 年 12 月和 2018 年 3 月,PM10、PM20、PM30 土壤 MBC 含量差异不显著 ($P > 0.05$),但均显著高于 BL ($P < 0.01$);在 2018 年 6 月,PM20 土壤 MBC 含量显著高于 BL、PM10、PM30 ($P < 0.05$),且 PM30 显著高于 BL ($P < 0.01$)。在 BL、PM10、NF 林地,土壤 MBC 含量在 2017 年 9 月、12 月和 2018 年 3 月均显著高于 2018 年 6 月 ($P < 0.01$);然而,PM20 土壤 MBC 含量在 2018 年 3 月、6 月与 2017 年 12 月差异不显著 ($P > 0.05$),但均显著高于 2017 年 9 月 ($P < 0.01$);PM30 土壤 MBC 含量在 2017 年 12 月和 2018 年 3 月差异不显著 ($P > 0.05$),但显著高于 2017 年 9 月和 2018 年 6 月 ($P < 0.01$)。

植被恢复阶段和季节变化显著影响土壤 MBN 含量,且存在显著的植被恢复阶段 $\times$ 季节变化交互性效应

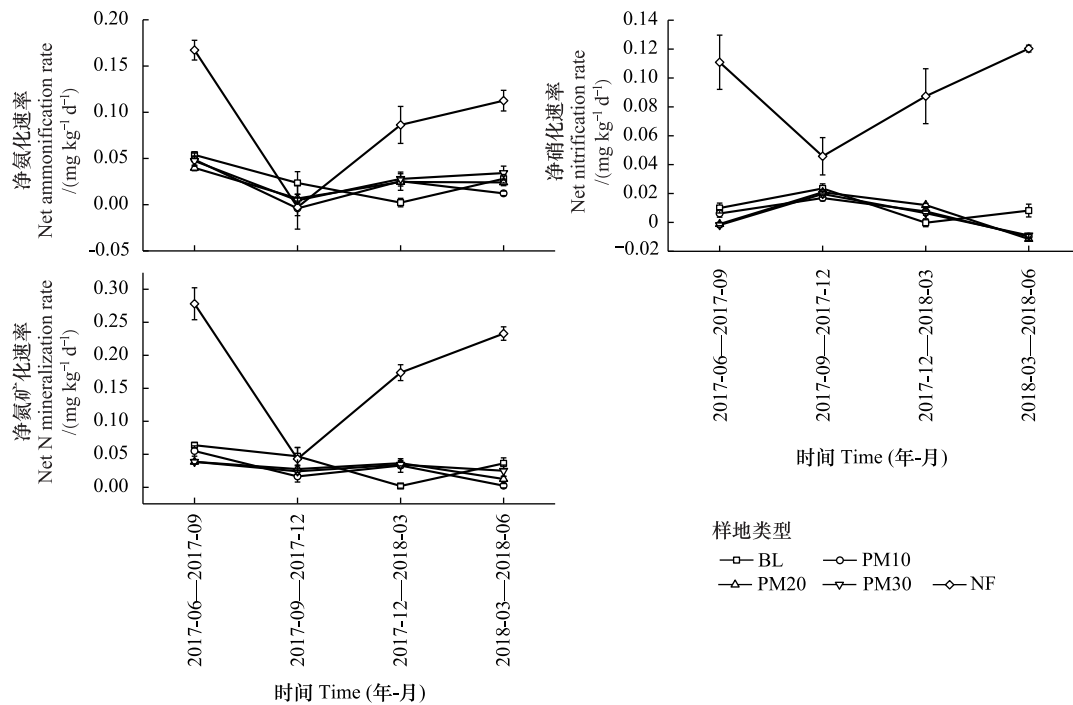


图4 不同恢复年限林地土壤净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率

Fig.4 Soil net ammonification rate, net nitrification rate and net N mineralization rate under different stage of revegetation stands

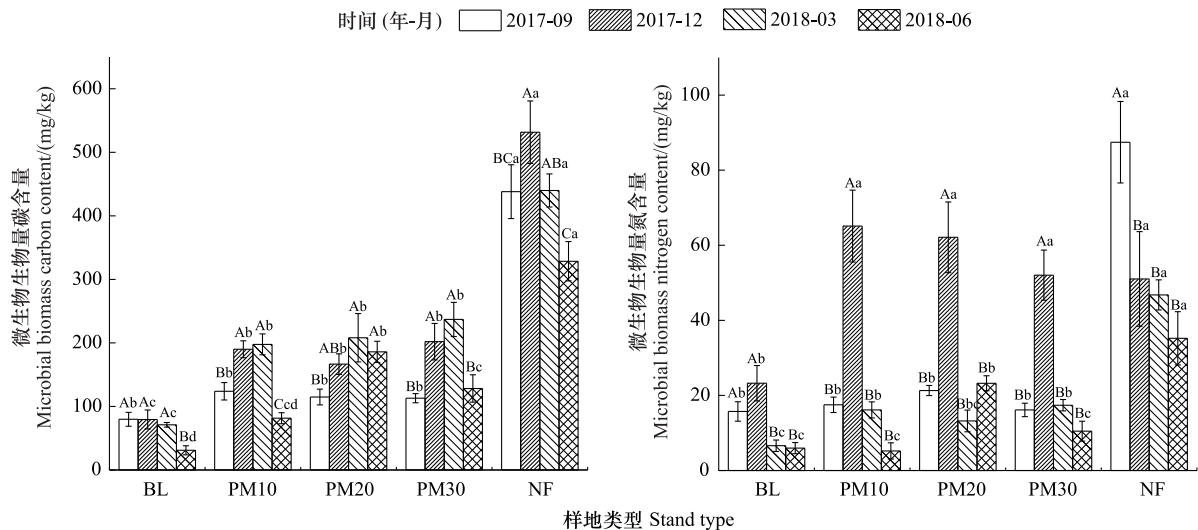


图5 不同恢复年限林地土壤微生物生物量碳、氮含量

Fig.5 Soil MBC and MBN contents under different stage of revegetation stands

MBC:微生物生物量碳 Microbial biomass carbon; MBN:微生物生物量氮 Microbial biomass nitrogen; 不同大写字母表示相同恢复年限林地不同季节间差异显著; 不同小写字母表示相同季节不同恢复年限林地间差异显著 ($P < 0.05$)

($P < 0.01$)。在 2017 年 9 月、2018 年 3 月和 6 月, NF 土壤 MBN 含量均显著高于 BL、PM10、PM20、PM30 ($P < 0.01$); 然而, 在 2017 年 12 月, NF 与 PM10、PM20、PM30 相比, 土壤 MBN 差异不显著 ($P > 0.05$), 但均显著高于 BL ($P < 0.01$)。在 2017 年 9 月, BL 与 PM10、PM20、PM30 相比, 土壤 MBN 含量差异不显著 ($P > 0.05$); 在 2018 年 3 月, PM10、PM20、PM30 土壤 MBN 含量差异不显著 ($P > 0.05$), 但均显著高于 BL ($P < 0.01$); 在 2018 年 6 月, BL、PM10、PM30 土壤 MBN 含量差异不显著 ($P > 0.05$), 但均显著低于 PM20 ($P = 0.002, 0.001, 0.019$)。在

BL、PM10、PM20 和 PM30 林地,土壤 MBN 含量在 2017 年 12 月达到峰值,且 PM10、PM20、PM30 土壤 MBN 含量在 2017 年 9 月、2018 年 3 月和 6 月差异不显著($P>0.05$)。然而,NF 土壤 MBN 含量在 2017 年 9 月显著高于其他月份($P<0.01$),而 2017 年 12 月、2018 年 3 月和 6 月相比差异不显著($P>0.05$)(图 5)。

3.4 土壤无机 N、净 N 矿化速率与土壤微生物量的相关性

由表 1 可知,土壤 MBC、MBN 含量与 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、SIN、DON 含量和净氨化速率、净硝化速率、净 N 矿化速率等指标存在极显著正相关关系($P<0.01$)。土壤净硝化速率、净氮矿化速率与 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、SIN、DON 含量存在极显著正相关关系($P<0.01$),而净氨化速率和 NH_4^+ -N、SIN 含量间无显著相关关系($P>0.05$)。

表 1 土壤 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、SIN、DON、MBC、MBN 含量和净硝化速率、净氨化速率、净氮矿化速率相关性

Table 1 Correlations between the content of soil NO_3^- -N, NH_4^+ -N, SIN, DON, MBC, MBN and the rate of soil net nitrification, net ammonium, net N mineralization

	硝态氮	铵态氮	无机氮	可溶性 有机氮	微生物 生物量碳	微生物 生物量氮	净硝化 速率	净氨化 速率	净氮矿 化速率
硝态氮 NO_3^- -N	1								
铵态氮 NH_4^+ -N	0.608 **	1							
无机氮 SIN	0.802 **	0.962 **	1						
可溶性有机氮 DON	0.495 **	0.266 **	0.371 **	1					
微生物生物量碳 MBC	0.632 **	0.562 **	0.640 **	0.672 **	1				
微生物生物量氮 MBN	0.267 **	0.190 **	0.235 **	0.473 **	0.607 **	1			
净硝化速率 Net nitrification rate	0.531 **	0.474 **	0.539 **	0.365 **	0.650 **	0.545 **	1		
净氨化速率 Net ammonium rate	0.290 **	-0.026	0.080	0.277 **	0.282 **	0.200 **	0.481 **	1	
净氮矿化速率 net N mineralization rate	0.466 **	0.239 **	0.341 **	0.367 **	0.527 **	0.424 **	0.839 **	0.880 **	1

SIN: Inorganic nitrogen; DON: Dissolved organic nitrogen; MBC: microbial biomass carbon; MBN: microbial biomass nitrogen; ** 表示相关系数在 0.01 水平显著

4 讨论

在不同季节,天然林 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、SIN 含量均显著高于马尾松人工林不同恢复阶段林地,且不同恢复阶段林地土壤 SIN 含量差异不显著。土壤 C、N 是土壤养分的重要组成部分,是决定植物生产力的重要环境因子,也是土壤肥力高低的重要指标^[28]。张秋芳等^[29]研究结果相一致,发现长汀水土侵蚀区马尾松人工林恢复 2 至 33 年后,表层土壤 C、N 含量分别增加 44.3%—788.6%、24.7%—267.4%,其原因可能是由于植被恢复后地表凋落物层和林下植被能够减少地表径流引起的表层土壤养分侵蚀。然而,不同恢复阶段马尾松人工林土壤 C、N 含量并无显著差异,且依然显著低于天然次生林土壤 C、N 含量^[16]。可见,在南方红壤水土侵蚀区马尾松人工林植被恢复过程中土壤供 N 能力与无机 N 有效性并未得到显著提升。

同时研究发现,在不同季节,各林地土壤有效 N 含量均主要以 NH_4^+ -N 形式为主,且马尾松人工林土壤 NH_4^+ -N 占比高于天然林。同样,以往有研究报道,植被恢复后土壤 NH_4^+ -N 占无机 N 比例增加,且随着植被恢复时间增加,土壤 NO_3^- -N/ NH_4^+ -N 呈下降趋势^[30—32],如莫江明等^[33]研究发现鼎湖山马尾松人工林土壤 NH_4^+ -N 占 SIN 的比例显著高于 NO_3^- -N 含量,黄桥明等^[34]对南方红壤区马尾松林土壤 N 转化的研究中发现植被恢复过程中土壤净 N 矿化以氨化作用为主。其原因一方面可能是试验区属典型南方红壤水土流失侵蚀区,土壤中带负电荷的 NO_3^- -N 更易随土壤淋溶而流失^[8,35],且 NO_3^- -N 会通过反硝化作用产生易挥发的气态 N 损失^[36],另一方面可能是在森林生态系统受氮限制时,植物和微生物对土壤矿质 N 的激烈竞争会抑制硝化菌种群的数量,土壤矿质以 NH_4^+ -N 为主^[37]。以往研究也表明,耐土壤贫瘠的针叶树种,在养分匮乏的状态下通常偏向于吸收 NH_4^+ -N^[38]。与天然林相比,恢复植被马尾松对土壤养分的需求量偏低,为了满足自身生长所需,马尾松在生长发育过程中可能形成自我调适机制抑制林地土壤 NH_4^+ -N 转化为 NO_3^- -N 或者其它形式的 N^[39],

土壤生态系统通过提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的自我调节机制来保证土壤中的有效 N 供应^[36]。此外,以往研究表明,当土壤 pH 低于 6.0 时硝化速率显著下降,在低于 pH 5.0 时则可以忽略不计^[15],原因主要是氨氧化菌等微生物主导着土壤硝化过程,而氨氧化菌的生长受土壤酸性的限制,因此土壤偏酸性会导致土壤硝化作用降低^[8,40]。本研究区域土壤 pH 值均低于 4.5^[16],呈极强酸性,会抑制硝化细菌的生长,从而降低土壤硝化作用^[41],因此试验地各林型土壤有效 N 含量以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 形式为主。

本研究发现,各林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN 含量均表现出较为明显的季节动态特征,且天然林的变化幅度明显大于不同恢复阶段马尾松人工林。各林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量及 SIN 含量在 9 月份达到最低值,且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量占 SIN 比例偏低,其原因在于夏季(7—9 月)林木快速生长,吸收大量土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,且夏季水热条件导致土壤硝酸作用、 NH_3 挥发损耗增多,导致土壤 SIN 含量及占比降低^[42—43]。然而,在冬季,林木对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 吸收利用降低,且凋落物凋落量大,使得各林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SIN 和 DON 含量在 12 月达到峰值,并在第二年春季,随林木复苏生长,土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SIN 含量逐渐降低。然而,各不同恢复阶段马尾松人工林土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈增加趋势,并在 6 月达到最高值,其原因可能是随着气温升高,土壤 N 矿化速率加快,而马尾松人工林偏好吸收 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,导致土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 逐渐累积^[44]。

土壤 SIN 主要来源于土壤有机氮矿化过程,土壤净 N 矿化速率可用来指示土壤 N 有效性的高低^[45]。本研究中,土壤净 N 矿化速率和土壤净氮化速率大致相近,各林型全年净硝化速率均偏低。可见,本区域森林土壤净 N 矿化速率主要以净氮化作用为主。肖好燕等^[36]对福建南平天然林、格氏栲人工林和杉木人工林的研究得出一致的结论。天然林土壤净氮化、净硝化及净 N 矿化速率在 9 月至 12 月份明显处于最低值,而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 SIN 含量达到最高值可能是因为该时期植物生长缓慢或进入休眠期,对土壤有效 N 养分吸收和利用较低,土壤 SIN 供应足以满足植物所需,因此各 N 组分内部转化速率也偏低^[40]。本研究发现,裸地和不同恢复阶段马尾松人工林的土壤净氮矿化量和氮矿化速率没有显著差异,可能是由于林分结构单一,在植被恢复后期,土壤养分增加变慢,有机质增加变缓,使得微生物的生长受到一定程度的限制,氮矿化水平难以提升,甚至下降。当前红壤侵蚀区应集中在土壤有机质积累与提升方面,需要考虑改变马尾松人工林单一林分现状,促进其转变为地带性天然次生林,持续增加土壤养分含量和生产力,提高物种多样性,促进土壤氮矿化速率的提升^[34]。

可溶性有机氮(DON)也是土壤有效 N 库的重要组成部分,其不仅为土壤微生物生长提供基本 N 素需要,而且也是 N 矿化过程中不可或缺的基础物质^[45]。本研究得出,DON 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、SIN 和 TN 之间均存在着显著正相关关系。由于其最大的特点是可溶性,可以被植物吸收利用,所以一方值发生变化,另一方会相应地发生同趋势变化^[29]。各林地中仅天然林土壤 DON 含量较高,各不同恢复阶段马尾松人工林含量均保持在较低水平(10mg/kg 左右),且与裸地相比差异性并不显著,这可能是因为随着植被恢复年限的提高,并没有改善土壤微环境,微生物活性并未显著提高,凋落物分解缓慢,土壤可溶性氮来源偏低^[46]。各林地均于 2018 年 6 月份达到最低值,这可能是因为土壤可溶性 N 组分供应能力随着植被恢复并未得到显著提升,且该时期降雨较充沛,而在较高的土壤湿度环境下,土壤微生物活动和转化分解过程会将 DON 作为能量来源而不断消耗,从而使土壤 DON 积累效率低下^[46];此外,土壤含水率偏高不利于好氧微生物的生长,从而降低土壤酶活性,抑制土壤矿化作用以及阻碍 DON 的产生和积累^[47]。6 至 8 月份本研究区域气温偏高,促进提高了土壤微生物的活性,加速了土壤动植物残体的分解,增加了土壤 N 的可溶性,同时由于相对于 DON 而言,植物对矿质 N 的利用效率更高^[48],因此 9 月和 12 月土壤 DON 储存量较高。

MBN 作为土壤有效 N 组分中最活跃的成分,是影响土壤中有机态 N 向无机态 N 转化的关键环节,其轻微的变化关系到森林土壤 N 素循环过程和土壤的 N 养分供应能力^[9—10]。本研究中,土壤 MBC、MBN 之间存在着极显著正相关关系,表明 MBN、MBC 作为生物指标时具有协同性^[49]。同样,王凤芹等^[50]对华北刺槐林自然恢复区地研究亦提出,土壤 MBC 含量与土壤 MBN 含量之间存在显著相关关系,且二者均与土壤全 N、有机质和速效 K 含量显著相关,表明 MBC、MBN 一定程度上可用于指示土壤养分状况^[12,30]。在 2017 年 9 月、

2018年3月和6月,天然林土壤 MBN 含量均显著高于裸地和不同恢复阶段马尾松人工林($P<0.01$),可能是因为天然林林地郁闭度高,土壤腐殖质层深厚,大量根系分泌物和混合凋落物分解给微生物带来了更为丰富的能源^[9]。此外,该期间植物处于生长和代谢的旺盛时期,对土壤 N 素需求量大,马尾松植被对 N 养分竞争,降低土壤微生物量氮。然而,在 2017 年 12 月,天然林土壤 MBN 含量差异和不同恢复阶段马尾松人工林不显著($P>0.05$),可能是因为此阶段植物进入休眠期,生长缓慢,对土壤 N 素的需求降低,加上枯枝落叶层的堆积使得表层土壤 MBN 储存丰富^[12],并缩小了与天然林之间的差距。

5 结论

综上所述,南方红壤水土侵蚀区马尾松林植被恢复过程中土壤氮有效性显著低于地带性天然次生林,植被恢复过程中土壤养分恢复是一个相对缓慢的过程,土壤水土侵蚀现状依然严峻,植被生长中后期可能存在土壤氮养分供应严重不足的状况。土壤氮矿化速率及有效氮含量存在明显的季节差异,受水热条件影响显著,土壤净氮矿化速率主要表现为净氨化速率,土壤硝化作用较弱,且土壤有效氮库主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主,土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量偏低,土壤有效氮供应不均衡。因此,今后应继续加强对水土侵蚀区的植被恢复与治理,尽量减少人为因素对水土侵蚀区生态环境的破坏,马尾松林的经营及管理措施需要按季节变化进行,同时采取多树种混交的植被恢复模式,并适当添加氮素等土壤养分,逐步提升林区森林植被生产力和稳定性,加快促进土壤改良和植被恢复效率,提升森林生态系统总体服务功能。

参考文献(References):

- [1] Vitousek P M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 1984, 65(1): 285-298.
- [2] Zhao F Z, Ren C J, Han X H, Yang G H, Wang J, Doughty R. Changes of soil microbial and enzyme activities are linked to soil C, N and P stoichiometry in afforested ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 2018, 427: 289-295.
- [3] Vitousek P M, Gosz J R, Grier C C, Melillo J M, Reiners W A. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs*, 1982, 52(2): 155-177.
- [4] Murphy D V, MacDonald A J, Stockdale E A, Goulding K W T, Fortune S, Gaunt J L, Poulton P R, Wakefield J A, Webster C P, Wilmer W S. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30(5): 374-387.
- [5] 秦胜金,刘景双,王国平.影响土壤磷有效性变化作用机理. *土壤通报*, 2006, 37(5): 1012-1016.
- [6] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry*, 1991, 13(2): 87-115.
- [7] Binkley D, Hart S C. The components of nitrogen availability assessments in forest soils//*Advances in Soil Science*. New York, NY: Springer New York, 1989: 57-112.
- [8] 鲁彩艳,陈欣.土壤氮矿化-固持周转(MIT)研究进展. *土壤通报*, 2003, 34(5): 473-477.
- [9] 漆良华,张旭东,周金星,彭镇华.湘西北小流域不同植被恢复区土壤微生物数量、生物量碳氮及其分形特征. *林业科学*, 2009, 45(8): 14-20.
- [10] 徐华勤,章家恩,冯丽芳,全国明,毛丹娟,秦钟.广东省不同土地利用方式对土壤微生物量碳氮的影响. *生态学报*, 2009, 29(8): 4112-4118.
- [11] 刘秉儒.贺兰山东坡典型植物群落土壤微生物量碳、氮沿海拔梯度的变化特征. *生态环境学报*, 2010, 19(4): 883-888.
- [12] 方丽娜,杨效东,杜杰.土地利用方式对西双版纳热带森林土壤微生物生物量碳的影响. *应用生态学报*, 2011, 22(4): 837-844.
- [13] 梁音,张斌,潘贤章,史德明.南方红壤丘陵区水土流失现状与综合治理对策. *中国水土保持科学*, 2008, 6(1): 22-27.
- [14] 何圣嘉,谢锦升,杨智杰,尹云峰.南方红壤丘陵区马尾松林下水土流失现状、成因及防治. *中国水土保持科学*, 2011, 9(6): 65-70.
- [15] Güleriyüz G, Titrek E, Arslan H. Nitrogen mineralization in the ruderal sub-alpine communities in Mount Uludağ, Turkey. *European Journal of Soil Biology*, 2008, 44(4): 408-418.
- [16] 刘政,田地,黄梓敬,傅仲豪,刘骏,胡亚林.南方红壤侵蚀区不同恢复年限马尾松人工林土壤和叶片氮磷养分含量及生态化学计量特征. *应用与环境生物学报*, 2019, 25(4): 768-775.
- [17] 史作民,刘世荣,程瑞梅.内蒙古鄂尔多斯地区四个植物群落类型的土壤碳氮特征. *林业科学*, 2004, 40(2): 21-27.
- [18] 王琳,欧阳华,周才平,张锋,白军红,彭奎.贡嘎山东坡土壤有机质及氮素分布特征. *地理学报*, 2004, 59(6): 1012-1019.
- [19] 李新荣,马凤云,龙立群,贾晓红.沙坡头地区固沙植被土壤水分动态研究. *中国沙漠*, 2001, 21(3): 217-222.
- [20] 郭子俊,段晓清,李文卿,陈伏生,刘苑秋,方向民.混交对亚热带针叶树根际土壤氮矿化和微生物特性的影响. *生态学报*, 2022, 42(20): 8414-8424.
- [21] Xie J S, Guo J F, Yang Z J, Huang Z Q, Chen G S, Yang Y S. Rapid accumulation of carbon on severely eroded red soils through afforestation in subtropical China. *Forest Ecology and Management*, 2013, 300: 53-59.

- [22] Raison R J, Connell M J, Khanna P K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(5): 521-530.
- [23] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 1-120.
- [24] Jenkinson D S, Powlson D S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—V A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 1976, 8(3): 209-213.
- [25] Brookes P C, Powlson D S, Jenkinson D S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, 14(4): 319-329.
- [26] Joergensen R G. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEC value. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(1): 25-31.
- [27] Joergensen R G, Mueller T. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEN value. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(1): 33-37.
- [28] 曾德慧, 陈广生. 生态化学计量学: 复杂生命系统奥秘的探索. *植物生态学报*, 2005, 29(6): 1007-1019.
- [29] 张秋芳, 陈奶寿, 陈坦, 吕茂奎, 杨玉盛, 谢锦升. 不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征. *中国水土保持科学*, 2016, 14(2): 59-66.
- [30] 赵溪, 李君剑, 李洪建. 关帝山不同植被恢复类型对土壤碳、氮含量及微生物数量的影响. *生态学杂志*, 2010, 29(11): 2102-2110.
- [31] 吴建平, 韩新辉, 任成杰, 杨改河, 任广鑫. 黄土丘陵区不同恢复年限退耕林地土壤碳氮差异及其影响因素. *西北农林科技大学学报: 自然科学版*, 2017, 45(6): 123-133.
- [32] 安韶山, 黄懿梅, 李壁成, 杨建国. 黄土丘陵区植被恢复中土壤团聚体演变及其与土壤性质的关系. *土壤通报*, 2006, 37(1): 45-50.
- [33] 莫江明, 郁梦德, 孔国辉. 鼎湖山马尾松人工林土壤硝态氮和铵态氮动态研究. *植物生态学报*, 1997, 21(4): 335-341.
- [34] 黄桥明, 黄俊, 吕茂奎, 熊小玲. 恢复年限、林下植被及季节对马尾松林土壤氮转化的影响. *生态学杂志*, 2020, 39(8): 2556-2564.
- [35] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 唐建维. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展. *生态学报*, 2001, 21(7): 1187-1195.
- [36] 肖好燕, 刘宝, 余再鹏, 万晓华, 桑昌鹏, 周富伟, 黄志群. 亚热带不同林分土壤矿质氮库及氮矿化速率的季节动态. *应用生态学报*, 2017, 28(3): 730-738.
- [37] 方运霆, 莫江明, Per Gundersen, 周国逸, 李德军. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应. *生态学报*, 2003, 24(7): 1523-1531.
- [38] 窦晓琳, 李铭, 王伟波, 张全发, 程晓莉. 福建红壤区不同侵蚀强度马尾松林地土壤营养元素变化特征. *植物科学学报*, 2012, 30(2): 161-168.
- [39] Cao S X, Zhong B L, Yue H, Zeng H S, Zeng J H. Development and testing of a sustainable environmental restoration policy on eradicating the poverty trap in China's Changting County. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2009, 106(26): 10712-10716.
- [40] 周才平, 欧阳华, 宋明华. 中国森林生态系统氮循环特征与生产力间的相互关系. *应用生态学报*, 2005, 16(2): 203-206.
- [41] 游娟. 不同果园土壤可溶性有机氮及其季节动态变化研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2011.
- [42] Reich P B, Grigal D F, Aber J D, Gower S T. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. *Ecology*, 1997, 78(2): 335.
- [43] Chen F S, Zeng D H, He X Y. Soil nitrogen transformation and cycling in forest ecosystem. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(5): 126-133.
- [44] Zuo X A, Zhang J, Lv P, Zhou X, Li Y L, Luo Y Y, Luo Y Q, Lian J, Yue X Y. Plant functional diversity mediates the effects of vegetation and soil properties on community-level plant nitrogen use in the restoration of semiarid sandy grassland. *Ecological Indicators*, 2016, 64: 272-280.
- [45] Mariano E, Jones D L, Hill P W, Trivelin P C O. Mineralisation and sorption of dissolved organic nitrogen compounds in litter and soil from sugarcane fields. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 103: 522-532.
- [46] McDowell W H, Magill A H, Aitkenhead-Peterson J A, Aber J D, Merriam J L, Kaushal S S. Effects of chronic nitrogen amendment on dissolved organic matter and inorganic nitrogen in soil solution. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 29-41.
- [47] 殷睿, 徐振锋, 吴福忠, 杨万勤, 熊莉, 肖洒, 马志良, 李志萍. 川西亚高山不同海拔森林土壤活性氮库及净氮矿化的季节动态. *应用生态学报*, 2013, 24(12): 3347-3353.
- [48] 周立祥, 黄峰源, 王世梅. 好氧反硝化菌的分离及其在土壤氮素转化过程中的作用. *土壤学报*, 2006, 43(3): 430-435.
- [49] 李国辉, 陈庆芳, 黄懿梅, 安韶山, 郑粉莉, 陈利顶. 黄土高原典型植物根际对土壤微生物生物量碳、氮、磷和基础呼吸的影响. *生态学报*, 2010, 30(4): 976-983.
- [50] 王风芹, 田丽青, 宋安东, 桑玉强. 华北刺槐林与自然恢复植被土壤微生物量碳、氮含量四季动态. *林业科学*, 2015, 51(3): 16-24.