

亚热带不同林龄次生林与杉木林土壤氮淋溶损失特征

宣美林¹, 廖 姝^{1,2,3}, 岳 楷^{1,2,3}, 吴福忠^{1,2,3}, 吴秋霞¹, 朱晶晶¹, 倪祥银^{1,2,3}

(1.福建师范大学地理科学学院/碳中和未来技术学院,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 350117;3.福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站,福建 三明 365002)

摘要:为分析不同林龄亚热带常绿阔叶次生林和杉木(*Cunninghamia lanceolata*)种植对土壤氮淋溶的影响,采用土柱微宇宙原位培养,分别比较 9 年生和 45 年生次生林(以米槠 *Castanopsis carlesii* 为建群种)之间、米槠和杉木人工林(均为 9 年生)之间的土壤总氮、硝态氮和铵态氮浓度及通量。结果表明:(1)4 种类型森林土壤总氮和硝态氮浓度均表现为 45 年生次生林>9 年生次生林>杉木人工林>米槠人工林;铵态氮浓度则为 45 年生次生林>杉木人工林>9 年生次生林>米槠人工林。(2)4 种类型森林土壤总氮和硝态氮的淋溶通量在整个试验期表现为 9 年生次生林>45 年生次生林>杉木人工林>米槠人工林;5—8 月 4 种类型森林土壤铵态氮淋溶通量差异较大,但大体上表现为杉木人工林>45 年生次生林>9 年生次生林>米槠人工林。(3)9 年生和 45 年生次生林、米槠人工林、杉木人工林土壤总氮年淋溶量分别为 14.24, 13.27, 7.26, 10.97 [g/(m²·a)],硝态氮年淋溶量分别为 10.88, 9.97, 5.35, 8.44 [g/(m²·a)],铵态氮年淋溶量分别为 1.97, 2.18, 1.59, 2.26 [g/(m²·a)]。综上所述,随着亚热带常绿阔叶次生林的林龄增长,土壤总氮和硝态氮的淋溶损失量降低;与地带性树种米槠相比,人工种植杉木加速土壤氮的淋溶损失。

关键词:氮淋溶;杉木;人工林;次生林;林龄;亚热带森林

中图分类号:S714.8

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2023)06-0283-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.06.036

Soil Nitrogen Leaching Loss Characteristics of Subtropical Secondary Forests of Different Ages and *Cunninghamia Lanceolata* Plantations

XUAN Meiling¹, LIAO Shu^{1,2,3}, YUE Kai^{1,2,3}, WU Fuzhong^{1,2,3},

WU Qiuxia¹, ZHU Jingjing¹, NI Xiangyin^{1,2,3}

(1.School of Geographical Sciences, School of Carbon Neutrality Future Technology, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 2.Key Laboratory for Humid Subtropical Eco-Geographical Processes of the Ministry of Education, Fuzhou 350117; 3.Fujian Sanming Forest Ecosystem National Observation and Research Station, Sanming, Fujian 365002)

Abstract: To assess whether soil nitrogen leaching would be affected by the planting subtropical evergreen broad-leaved secondary forests of different ages and Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations, soil column microcosm in situ culture experiment was used to compare the soil total nitrogen, nitrate and ammonium concentrations and fluxes between 9-year-old and 45-year-old secondary forests (with *Castanopsis carlesii* as the dominant tree species), and between *C. carlesii* and *C. lanceolata* plantations (both 9-year-old). The results showed that: (1) The concentrations of total nitrogen and nitrate in the four forest soils showed a general pattern of 45-year-old secondary forest > 9-year-old secondary forest > *C. lanceolata* plantation > *C. carlesii* plantation. The concentration of ammonium nitrogen was 45 years old secondary forest > *C. lanceolata* plantation > 9 years old secondary forest > *C. carlesii* plantation. (2) The fluxes of total nitrogen and nitrate of the four forest types in soil leaching solutions were as follows: 9-year-old secondary forest > 45-year-old secondary forest > *C. lanceolata* plantation > *C. carlesii* plantation, and soil ammonium leaching fluxes varied significantly among the four forest types between may and August, showing a order of *C. lanceolata* plantation > 45-year-old secondary forest > 9-year-old secondary forest > *C. carlesii* plantation.

收稿日期:2023-04-07

资助项目:国家自然科学基金项目(32101509,32022056,32171641)

第一作者:宣美林(1998—),女,广西北海人,在读硕士研究生,主要从事森林土壤有机质研究。E-mail:851721381@qq.com

通信作者:廖姝(1992—),女,四川德阳人,硕士,实验师,主要从事森林土壤生物地球化学过程研究。E-mail:liaoos@fjnu.edu.cn

(3) The annual leaching fluxes of total nitrogen were 14.24, 13.27, 7.26 and 10.97 g/(m² · a), the nitrate leaching fluxes were 10.88, 9.97, 5.35 and 8.44 [g/(m² · a)], and the ammonium leaching fluxes were 1.97, 2.18, 1.59 and 2.26 g/(m² · a), in the 9-year-old and 45-year-old secondary forests, *C. carlesii* plantation and *C. lanceolata* plantation, respectively. In summary, the leaching loss of soil total nitrogen and nitrate decreased along the growth of subtropical evergreen broad-leaved secondary forest age, but the plantations of *C. lanceolata* accelerate nitrogen leaching loss from soils relative to the native tree species.

Keywords: nitrogen leaching; *Cunninghamia lanceolata*; plantation; secondary forest; tree ages; subtropical forest

土壤氮(N)对维持生态系统稳定和周转至关重要^[1],植物生命体有 88% 的 N 来源于土壤。硝态氮(NO₃⁻-N)和氨态氮(NH₄⁺-N)是土壤有效氮的最主要形态,每年以降水途径输入森林生态系统的有效氮大约有 0.8~4.0 [g/(m² · a)]^[2]。然而,暴雨形成的土壤渗透水携带大量的 N 迁移到深层土壤或离开陆地生态系统进入水中,进而使得植物的生长发育受到 N 限制^[3]。亚热带地区台风等极端事件频发,降水充沛,这使得由淋溶引起的 N 损失成为土壤 N 的主要流失途径^[4]。目前关于土壤 N 淋溶损失的研究^[5-6]大多数都聚焦于农田生态系统。深入探讨亚热带不同类型森林土壤 N 淋溶损失的差异将有助于全面理解森林生态系统生物地球化学循环,助力解决由区域气候特征引起的生态系统 N 限制。

原始森林经过多次不合理采伐和严重破坏后自然再生形成的次生林约占全球森林面积的 93%^[7]。有研究^[8]表明,次生林至少需要 66 年的生长期才能恢复 90% 的初始生物量。冠层缺失和植被覆盖度减少导致幼龄次生林土壤 N 淋溶通量增高^[9]。也有研究^[10-11]结果呈相反结果。差异性结论可能与森林在不同生长阶段对 N 的不同需求量有关,但相关过程仍有待进一步验证。树种类型也是影响土壤 N 有效性的重要生物因子^[12]。木材供应的需求使人工林面积由 20 世纪 80 年代的 1.67 万亿 m² 扩增至 2.94 万亿 m²^[7]。高经济价值、高产量且生长快的杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是我国南方地区重要的中短周期用材树种。杉木大面积的连栽加速土壤及养分的流失,破坏森林的水文平衡^[13]。淋溶是土壤 N 损失的重要途径,但杉木林土壤肥力降低与 N 淋溶之间存在何种响应尚不清楚。目前,土壤 N 随地表径流输出备受关注^[14-15],野外原位培养试验表明土壤 N 淋溶特征研究^[16]却相对较少,阻碍对亚热带不同林龄次生林和不同树种森林类型 N 循环的认识。

福建省三明市位于湿润的亚热带季风气候区,森林覆盖率高达 78.8%^[17]。自 20 世纪 50 年代以来,大面积的常绿阔叶次生林逐渐被改造成杉木人工林。

杉木种植引发土壤肥力降低和森林生产力衰退已引发很多关注^[13]。N 是森林生态系统养分循环的重要组成部分,亚热带地区高温多雨的气候特征使得地表凋落物和土壤中的 N 极易淋溶损失^[4]。不同林龄次生林的土壤 N 淋溶是否有差异? 杉木人工林土壤肥力的降低是否与土壤 N 淋溶有关? 成为目前亟待解决的科学问题。基于此,采用微宇宙原位培养试验,选取 1976 年和 2012 年经高强度择伐后自然恢复形成的次生林,以及 2012 年经砍伐和炼山后人工培育形成的米槠、杉木人工林为研究对象,通过对比 9 年生和 45 年生次生林(以米槠(*Castanopsis carlesii*)为建群种)、米槠人工林和杉木人工林土壤总氮(TN)、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的淋溶差异,以为不同林龄亚热带常绿阔叶次生林和不同类型人工林土壤 N 淋溶损失量的研究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站(26°19'N, 117°36'E)。该区域以低山丘陵地貌为主,平均海拔 300 m。气候类型为亚热带季风气候,年均气温 19.3 °C,年均降水量 1 610 mm (主要集中在 3—8 月)。土壤为黑云母花岗岩发育的红壤,平均容重 1.04 g/cm³,厚度超过 1 m。1958 年以前,天然形成的亚热带常绿阔叶林为地带性植被(以米槠为建群种)。1958 年后,大面积的天然常绿阔叶林被杉木为主的人工林所替代^[18]。

1.2 样地设置

2021 年 1 月建立凋落物输入微宇宙试验(litter input microcosm experiment, LIME),比较 9 年生和 45 年生次生林之间、米槠和杉木人工林之间土壤 N 淋溶损失差异。按随机区组原则,每种林型设置 3 组平行,共 12 个坡度、坡向和冠层等均大致相同的小区。小区内随机建立 1 m×2 m 的样方。为确保环境的异质性,样方间隔 50 m 以上。用土钻垂直钻取同一林型 3 个重复样方内的 0—20 cm 表层土壤并混

匀,去除杂质、石砾后装入 PVC 土柱(直径为 10 cm,高为 20 cm)。为确保土壤动物和微生物能顺利进入土柱,土柱侧壁被等间距地凿取 0.5 mm 直径的小洞;底部则用孔径为 1 mm 的尼龙网包裹,确保水气交换的同时又防止土壤大量流失。将设置好的土柱放入样方,并在土柱顶部 50 cm 处架起孔径 2 mm 的尼龙网。每个样方内共计放入 56 个土柱,可以通过确保各个土柱无间距排列防止其侧倾;其次,四周空隙用样方土壤填埋,不仅能对土柱起到加固作用,还能使得土柱内外环境一致。土柱于样方内静置 2 个月,定期对尼龙网上的凋落物进行清理,使得土柱内的土壤恢复到自然状态,并防止外源凋落物中的养分淋洗入土柱。

于 2021 年 3 月(凋落叶高峰期),在样方内的土柱中随机挑选 2 个安装土壤淋溶液收集装置,并依据凋落叶年凋落量^[19]向土柱表面分别输入烘干凋落叶(米槠 4.42 g,杉木 4.86 g)。淋溶液收集装置由 2 部分组成,分别为引流装置和 2.5 L 的密封塑料水桶。引流装置由 PVC 底座(直径 11 cm,高 5 cm)和 PVC 软管(直径 3 cm,长 15 cm)组装而成。将 PVC 软管嵌套入 PVC 底座向下突起的圆环(内径 3 cm,高 2 cm)使其成为引流装置,再将土柱底端与引流装置对接。安装好的土柱再次被放入样方中,土柱底端与地表齐平,PVC 底座及软管顺势被垂直埋入样方下的土壤层,用土壤对其进行加固后将 PVC 软管插入样方下置于平地的 2.5 L 密封塑料水桶。

1.3 样品采集与指标测定

依据当地降水特征,雨季每月采集 1 次淋溶液,旱季则隔月采集 1 次,确保每次采样均能取到足量样品进行化学分析。每次采样工作均在 1 天内完成,具体采样时间分别为 2021 年 4 月 24 日、5 月 28 日、6 月 30 日、8 月 29 日、10 月 23 日、12 月 25 日以及 2022 年 2 月 20 日和 4 月 16 日。每次采样需记录样方内两组收集器皿中的土壤淋溶液体积。接着将 2 组器皿中的溶液混匀,移入提前用去离子水润洗和干燥的 500 mL 聚乙烯塑料瓶(采集完水样后,将承接器皿中的土壤溶液排干净并用去离子水润洗,再将 PVC 软管重新与其相连),于 4 °C 带回实验室保存待测(样品从采集到测定不超过 1 周)。待测水样经 0.45 μm 滤膜抽滤后,用紫外可见分光光度计(UV 2700,日本岛津)测定 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的浓度^[20-22]。

1.4 数据计算与统计分析

N 淋溶通量计算公式为:

$$Flux = \frac{C_t V_t}{S} = \frac{C_t V_t}{\pi r^2}$$

式中:Flux 为单次采样的土壤 N 淋溶通量(g/m²);C_t 为第 t 次(t=1,2,3,⋯,8)采样时土壤淋溶液 N(TN、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N)浓度(g/L);V_t 为第 t 次(t=1,2,3,⋯,8)采样时土壤淋溶液体积(L);S 为 PVC 土柱管表面积(m²);r 为 PVC 土柱管半径(m)。TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的年淋溶通量为 8 次淋溶通量累加值[g/(m²·a)]。

使用 SPSS 26.0 软件对 4 种类型森林土壤的 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 浓度及淋溶通量进行重复测量方差分析(repeated-measures ANOVA),检验森林类型在时间序列上对土壤 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 浓度及淋溶通量的影响;使用单因素方差分析(One-way ANOVA)比较每次采样时 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 浓度及淋溶通量在不同森林类型之间的差异显著性(p=0.05)。所有数据均为平均值±标准误(N=3)。

2 结果与分析

2.1 淋溶液体积与降水量

在 1 年试验期内(2021 年 4 月 24 日至 2022 年 4 月 16 日),4 种类型森林土壤淋溶液体积的最大值为杉木人工林(4.10 L)(图 1),各处理土壤淋溶液的平均体积大小为 9 年生次生林(1.88 L)>杉木人工林(1.63 L)>米槠人工林(1.60 L)>45 年生次生林(1.54 L)。不同采样时期下,9 年生次生林土壤淋溶液体积均大于 45 年生次生林;在人工林中,杉木人工林土壤淋溶液体积的较大值则出现在 5 月以及翌年 2 月和 4 月。

2.2 森林土壤总氮淋溶特征

45 年生次生林、9 年生次生林、米槠人工林和杉木人工林土壤淋溶液的 TN 浓度变化幅度较大,依次为 4.13~15.20,2.20~16.56,1.63~12.56,2.34~19.65 mg/L(图 2a)。除 2021 年 8 月和 12 月,试验期内其余采样时间的土壤 TN 淋溶浓度均表现为 45 年生次生林>9 年生次生林。与次生林相比,土壤 TN 的淋溶浓度在米槠人工林和杉木人工林之间差异更大,且表现为杉木人工林(7.71 mg/L)>米槠人工林(4.91 mg/L)。

9 年生次生林土壤 TN 淋溶通量变化趋势与 45 年生次生林基本相一致,但 9 年生次生林的土壤 TN 淋溶通量在 6 月至翌年 2 月均大于 45 年生次生林(图 2b)。与米槠人工林相比,除 6 月份杉木人工林的土壤 TN 淋溶通量较低,为 0.47 g/m²,其余采样时间均表现为杉木人工林>米槠人工林。

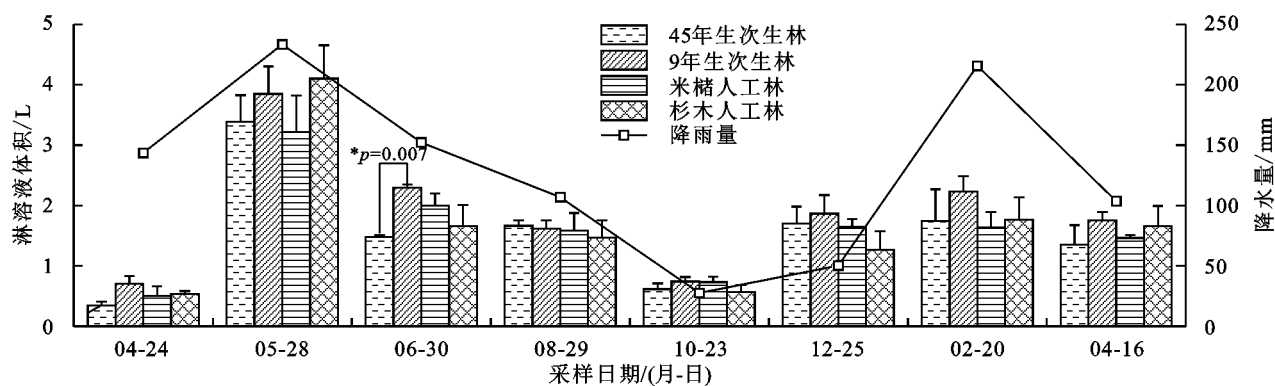
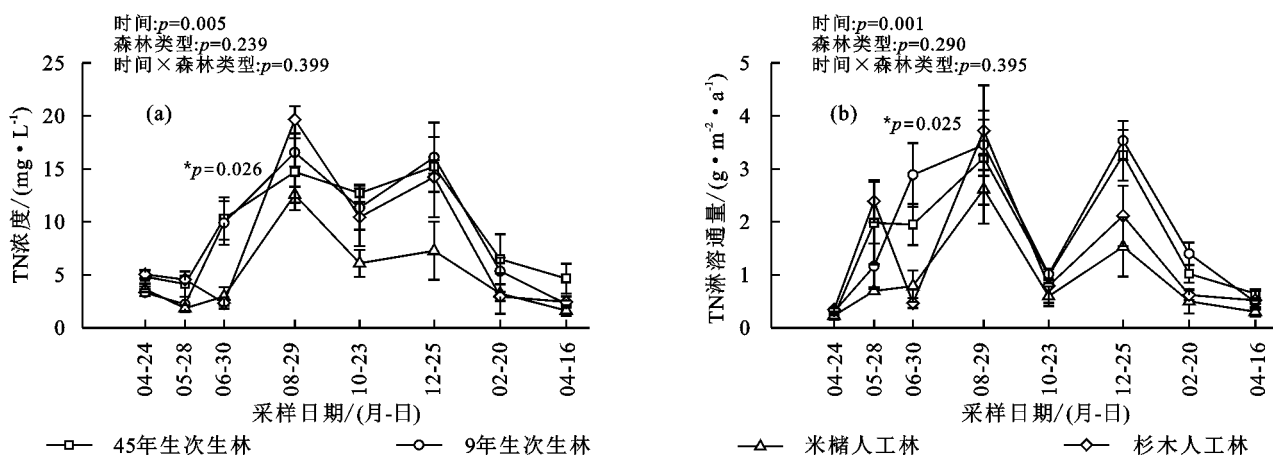


图 1 亚热带不同类型森林土壤淋溶液体和降水量



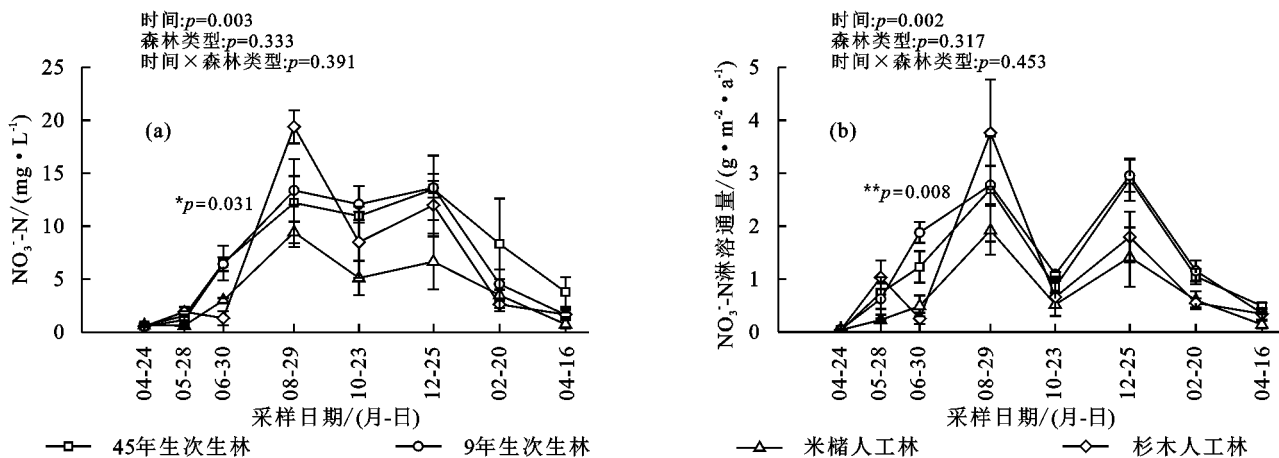
注: * 表示同一采样日期下不同类型森林土壤间的差异显著 (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$)。下同。

图 2 亚热带不同类型森林土壤淋溶液 TN 淋溶特征

2.3 森林土壤硝态氮淋溶特征

土壤淋溶液 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的月动态变化趋势与 TN 相似, 均在 8 月和 12 月出现峰值, 其中, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的最大值 (19.38 mg/L) 于 8 月份出现在杉木人工林土壤淋溶液中 (图 3a)。土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋溶浓度在 4 种类型森林间的差异与 TN 一致, 整体上表现为 45 年生次生林 (7.18 mg/L) > 9 年生次生林 (6.67 mg/L) > 杉木人工林 (6.00 mg/L) > 米楮人工林 (3.72 mg/L)。

杉木人工林土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶通量有 3 个峰值, 分别出现在 5 月、8 月和 12 月。其中, 杉木人工林 5 月和 8 月 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶通量均大于其余 3 种米楮林, 且杉木人工林 8 月土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶通量是整个试验期内的最大值 (3.76 g/m^2) (图 3b)。然而, 土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶通量在 4 种类型间的差异与 TN 一样, 整体上表现为 9 年生次生林 (1.36 g/m^2) > 45 年生次生林 (1.25 g/m^2) > 杉木人工林 (1.06 g/m^2) > 米楮人工林 (0.67 g/m^2)。

图 3 亚热带不同类型森林土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶特征

2.4 森林土壤氨态氮淋溶特征

4 种类型森林土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶浓度的时间变化

规律与 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 相反, 呈现出先降低后升高再降低趋势, 但是土壤 TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶

浓度同样都在杉木人工林中出现最大值(图 4a)。4 种类型森林土壤 4—10 月 NH_4^+-N 淋溶浓度差异较大,但整体上表现为 45 年生次生林(1.44 mg/L)>杉木人工林(1.33 mg/L)>9 年生次生林(1.08 mg/L)>米槠人工林(1.00 mg/L)。

4 种类型森林土壤 NH_4^+-N 的淋溶通量整体上呈现出升高至最大值后逐渐降低的变化趋势,且与 TN 和

NO_3^--N 相同,土壤 NH_4^+-N 淋溶通量的最大值也出现在杉木人工林(1.10 g/m^2)(图 4b)。5—8 月是土壤 NH_4^+-N 淋溶输出的最主要时期(占 NH_4^+-N 年淋溶通量的 $67.78\% \sim 72.60\%$),且变化幅度最大,具体表现为 5—8 月 NH_4^+-N 累计淋溶通量大小排序为杉木人工林>45 年生次生林>9 年生次生林>米槠人工林,即 $1.64 > 1.58 > 1.28 > 1.04 \text{ g/m}^2$ 。

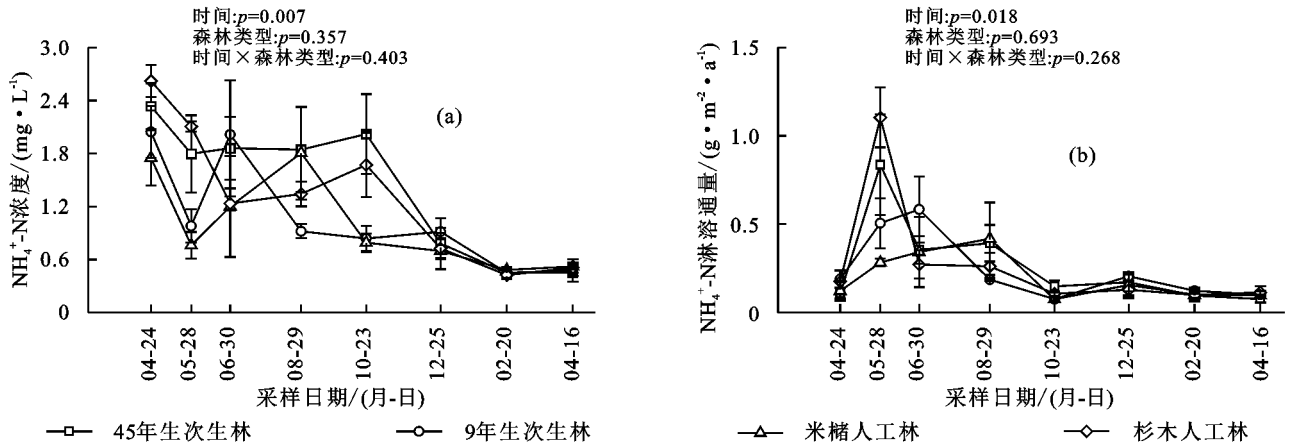


图 4 亚热带不同类型森林土壤 NH_4^+-N 淋溶特征

2.5 森林土壤氮年淋溶通量

9 年生、45 年生次生林、米槠人工林和杉木人工林的土壤 TN 年淋溶通量分别为 $14.24, 13.27, 7.26$ 和 $10.97 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, NO_3^--N 年淋溶通量分别为 $10.88, 9.97, 5.35, 8.44 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, NH_4^+-N 年淋溶通量分别为 $1.97, 2.18, 1.59, 2.26 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ (图 5)。由此可见, NO_3^--N 是森林土壤 N 淋溶的最主要形态;在

次生林中,土壤 TN 和 NO_3^--N 的年淋溶通量均表现为 9 年生次生林大于 45 年生次生林,而 NH_4^+-N 年淋溶通量则相反;在人工林中,杉木人工林的土壤 TN、 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的年淋溶通量均大于米槠人工林,并且杉木人工林的土壤 NH_4^+-N 的年淋溶通量为 4 种类型森林中的最大值。

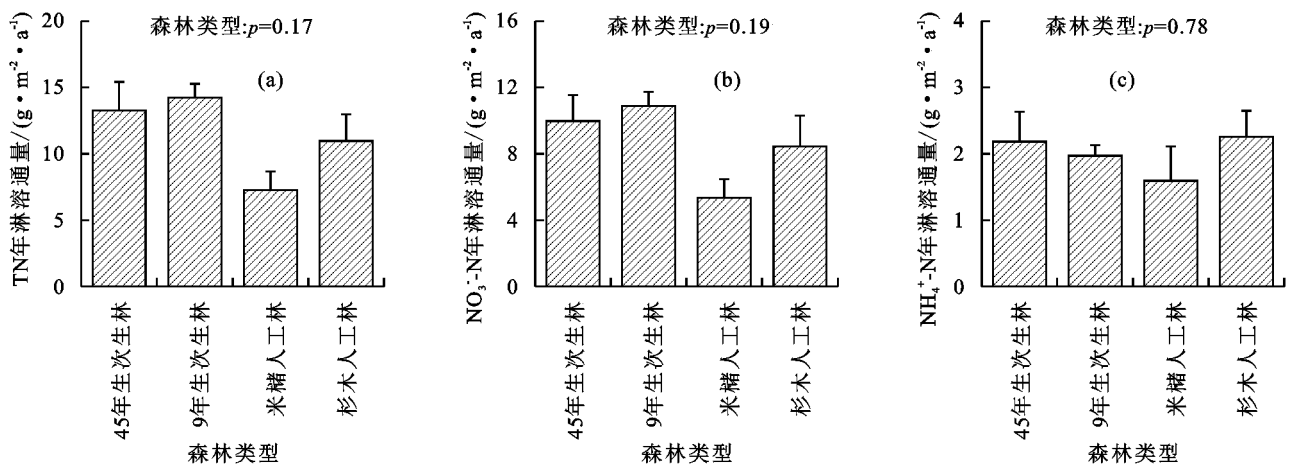


图 5 亚热带不同类型森林土壤 N 年淋溶通量

3 讨论

本研究通过对比 9 年生和 45 年生次生林、米槠人工林、杉木人工林土壤 TN、 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的淋溶浓度及通量,发现 9 年生次生林的土壤 TN 和 NO_3^--N 淋溶浓度及通量均大于 45 年生次生林;亚热带常绿阔叶次生林转换为杉木人工林后,加剧土壤 NH_4^+-N 淋溶。

淋溶通量由水通量和离子浓度的大小共同决定^[23]。

本研究中的 9 年生次生林土壤 TN 和 NO_3^--N 的淋溶浓度及通量均高于 45 年生次生林。首先,水是养分淋溶的载体,9 年生次生林土壤淋溶溶液体积大于 45 年生次生林(图 1),能够携带更多的 N 由土壤根系层向深层土壤移动,进而导致更大 N 淋失量^[24]。其次,稀疏的冠层和凋落物层使得较多光线抵达森林地表^[25],地表温度升高增强土壤微生物的活性,提高 NO_3^--N 含量^[26]。 NO_3^--N 是土壤 N 淋溶损

失的最主要形态, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量的增加促进土壤 N 的淋溶损失。随着林龄增长, 森林生物量的快速积累不仅使得森林地表有遮荫层(降低透光率), 土壤有机质还得以重新积累。有机质中的腐殖质是土壤团聚体形成的主要黏合剂, 可促进土壤团聚体的形成^[27]。团聚体将 N 包裹起来, 从物理上减少 N 的矿化和流失, 实现土壤 N 和生物的空间隔离^[28]。因此, 幼龄次生林土壤 N 淋失量往往较大。然而, 土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶在林龄序列上的变化趋势与 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不同, 次生林林龄增长使得土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶通量不减反增, 可能与林木对不同形态氮素的吸收偏好和其在不同林龄阶段的 N 需求量差异有关。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是绝大多数植物的首选 N 源^[29], 因为植物对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸收利用不需要额外提供能量使其参与一系列的还原反应, 即可被转化成氨基酸参与新陈代谢。幼龄期的林木对 N 需求量大, 植物根系从土壤中吸收大量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为其组织和器官的构建提供充足 N 源^[30]。林木对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 需求量的增加降低土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的储量。此外, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 易通过阳离子交换作用被吸附到土壤表面或存在于矿物晶格当中, 非生物吸附作用使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 不易随水移动^[31]。因此, 淋溶液水量增加对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度起到稀释作用, 本试验发现, 9 年生次生林具有比 45 年生次生林更低的土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶浓度。可见, 森林冠层和土壤有机质的缺失是森林遭到砍伐和受到干扰后土壤 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量增大的主要原因, 在快速生长期的 9 年生次生林对 N 较高的需求量则减缓土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的淋溶。

针叶林土壤较低的 N 转化速率是土壤 N 淋溶通量低于阔叶林的重要原因^[32]。Yan 等^[33]研究结果证实, 亚热带常绿阔叶林转换为杉木人工林降低土壤 N 转化速率。本试验却发现, 亚热带常绿阔叶林转换为杉木人工林加剧土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 淋溶, 并且杉木人工林土壤 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋溶浓度及通量也比米槠人工林高。杉木人工林土壤 N 淋溶损失量较高有 2 个原因: 一方面, 降水是森林土壤 N 补给的重要来源, 植被类型和林冠结构的差异导致大气降水输入到土壤中的 N 量不同^[34]。杉木凋落物中富含难分解的木质素, 分解缓慢, N 释放速率小于阔叶^[19], 但本研究中的杉木人工林土壤淋溶液 N 浓度却高于米槠人工林。首先, 因为杉木的树干表皮比米槠更加粗糙且有深裂, 更有利于大气干沉降的积累^[35]。在水文过程中, 雨水与粗糙树干的接触时间更长, 能够溶解更多来自树干自身及其表面附着的含 N 物质。其次, 与杉木相比, 椭圆形的米槠叶与雨水的接触面积更大, 但革质化程度较高, 叶片较厚, 养分淋溶量不及杉

木叶^[36]。可见, 降水对杉木林冠层的淋洗作用比米槠林冠层更强。Vanguelova 等^[37]通过 3 年连续原位观测试验发现, 针叶林内的穿透雨 N 浓度高于阔叶林, 佐证了本研究结果; 另一方面, 土壤质地结合降水量及降水强度对土壤 N 淋溶损失产生影响^[16]。与米槠相比, 杉木的簇状叶片和粗糙树皮更有利于吸持雨水, 减少抵达森林地表的降水量及冲击力^[38], 从而削弱降水和泥沙飞溅对土壤团粒结构的分散和破坏。团聚度较好的土壤具有较高的孔隙率, 对水分运动的阻力较小^[39]。然而, 本试验发现, 单次采样的土壤淋溶液水量以及总淋溶液水量的最大值均出现在杉木人工林中, 可能与杉木树种对土壤质地的改变有关。杨静等^[40]通过对同质园中 12 种不同树种土壤水源涵养功能的研究发现, 杉木林地土壤具有比米槠林地土壤更大的容重和更小的孔隙度, 说明杉木树种的种植降低土壤持水能力, 提高土壤 N 淋溶风险。综上所述, 林冠结构和土壤质地的差异是杉木人工林土壤 N 淋溶通量大于米槠人工林的重要原因。

4 结论

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 是土壤 N 淋溶输出的最主要形态(占 TN 年淋溶通量的 70.0% 以上), 表现为 9 年生次生林 > 45 年生次生林 > 杉木人工林 > 米槠人工林。土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 年淋溶通量的最高值 $2.26 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 出现在杉木人工林, 而在 45 年生和 9 年生的米槠次生林中则表现为 45 年生次生林较高。综上所述, 亚热带常绿阔叶次生林林龄的增长虽然降低土壤 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋溶损失量, 但却促进 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的淋溶输出; 与地带性树种米槠相比, 人工种植杉木加速土壤 N 的淋溶损失。

参考文献:

- [1] Schlesinger W H, Bernhardt E S. Biogeochemistry: An analysis of global change[M]. North Carolina: Academic Press, 2013.
- [2] Chen X Y, Mulder J. Atmospheric deposition of nitrogen at five subtropical forested sites in South China[J]. Science of the Total Environment, 2007, 378(3): 317-330.
- [3] Ye J S, Reynolds J F, Maestre F T, et al. Hydrological and ecological responses of ecosystems to extreme precipitation regimes: A test of empirical-based hypotheses with an ecosystem model[J]. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 2016, 22: 36-46.
- [4] Chen J E, Kuzyakov Y, Jenerette G D, et al. Intensified precipitation seasonality reduces soil inorganic N content in a subtropical forest: Greater contribution of leaching loss than N_2O emissions[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019, 124(3): 494-508.
- [5] Zhang B G, Li Q, Cao J, et al. Reducing nitrogen leac-

- hing in a subtropical vegetable system[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2017, 241: 133-141.
- [6] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 62: 107-114.
- [7] Food and Agriculture Organization of the United Nations. Global forest resources assessment 2020 [M]. Rome: FAO, 2020.
- [8] Poorter L, Bongers F, Aide T M, et al. Biomass resilience of neotropical secondary forests[J]. Nature, 2016, 530(7589): 211-214.
- [9] Nykvist N, Sim B. Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with acacia mangium[J]. Journal of Tropical Forest Science, 2009, 21(2): 98-112.
- [10] Fang Y T, Gundersen P, Mo J M, et al. Input and output of dissolved organic and inorganic nitrogen in subtropical forests of South China under high air pollution[J]. Biogeosciences, 2008, 5(2): 339-352.
- [11] Lovett G M, Goodale C L, Ollinger S V, et al. Nutrient retention during ecosystem succession: A revised conceptual model[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2018, 16(9): 532-538.
- [12] Myllemngap W, Nath D, Barik S K. Changes in vegetation and nitrogen mineralization during recovery of a montane subtropical broadleaved forest in North-eastern India following anthropogenic disturbance[J]. Ecological Research, 2016, 31(1): 21-38.
- [13] Selvaraj S, Duraisamy V, Huang Z J, et al. Influence of long-term successive rotations and stand age of Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations on soil properties[J]. Geoderma, 2017, 306: 127-134.
- [14] Yan J H, Li K, Wang W T, et al. Changes in dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen fluxes across subtropical forest ecosystems at different successional stages [J]. Water Resources Research, 2015, 51(5): 3681-3694.
- [15] You Y Y, Xiang W H, Ouyang S, et al. Hydrological fluxes of dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen in subtropical forests at three restoration stages in Southern China[J]. Journal of Hydrology, 2020, 583: e124656.
- [16] 王滨, 吴福忠, 杨万勤, 等. 四川盆地亚热带常绿阔叶林表层土壤氮截留与淋溶流失特征[J]. 水土保持学报, 2015, 29(6): 45-52.
- [17] Lin Y Y, Hu X S, Zheng X X, et al. Spatial variations in the relationships between road network and landscape ecological risks in the highest forest coverage region of China [J]. Ecological Indicators, 2019, 96: 392-403.
- [18] Yang Y S, Wang L X, Yang Z J, et al. Large ecosystem service benefits of assisted natural regeneration [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2018, 123(2): 676-687.
- [19] Ni X Y, Lin C F, Chen G S, et al. Decline in nutrient inputs from litterfall following forest plantation in Subtropical China [J]. Forest Ecology and Management, 2021, 496: e119445.
- [20] 中华人民共和国环境保护部. 水质总氮的测定: 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法: HJ 636—2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [21] 中华人民共和国国家环境保护总局. 水质 硝酸盐氮的测定: 紫外分光光度法: HJ/T 346—2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [22] 环境保护部. 水质 氨氮的测定: 纳氏试剂分光光度法: HJ 535—2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [23] Fu J, Gasche R, Wang N, et al. Impacts of climate and management on water balance and nitrogen leaching from montane grassland soils of S-Germany[J]. Environmental Pollution, 2017, 229: 119-131.
- [24] Xu L G, Zhang Q, Huang L J. Nitrogen leaching in a typical agricultural extensively cropped catchment, China: Experiments and modelling[J]. Water and Environment Journal, 2009, 24(2): 97-106.
- [25] Matsuo T, Martínez-Ramos M, Bongers F, et al. Forest structure drives changes in light heterogeneity during tropical secondary forest succession[J]. Journal of Ecology, 2021, 109(8): 2871-2884.
- [26] Dai Z M, Yu M J, Chen H H, et al. Elevated temperature shifts soil N cycling from microbial immobilization to enhanced mineralization, nitrification and denitrification across global terrestrial ecosystems [J]. Global Change Biology, 2020, 26(9): 5267-5276.
- [27] Bucka F B, Kölbl A, Uteau D, et al. Organic matter input determines structure development and aggregate formation in artificial soils[J]. Geoderma, 2019, 354: e113881.
- [28] Chen C F, Liu W J, Jiang X J, et al. Effects of rubber-based agroforestry systems on soil aggregation and associated soil organic carbon: Implications for land use [J]. Geoderma, 2017, 299: 13-24.
- [29] Liu Q Y, Xu M J, Yuan Y, et al. Interspecific competition for inorganic nitrogen between canopy trees and underlayer-planted young trees in subtropical pine plantations[J]. Forest Ecology and Management, 2021, 494: e119331.
- [30] Christiansen J R, Gundersen P. Stand age and tree species affect N₂O and CH₄ exchange from afforested soils[J]. Biogeosciences, 2011, 8(9): 2535-2546.

- 比例与肥力评价[J].土壤学报,2001,38(1):49-53.
- [9] 陈恩凤,周礼恺,武冠云.微团聚体的保肥供肥性能及其组成比例在评断土壤肥力水平中的意义[J].土壤学报,1994,31(1):18-25.
- [10] 杨倩,朱大运,陈静,等.植被恢复模式对土壤团聚体和有机碳储量的影响[J].森林与环境学报,2022,42(6):631-639.
- [11] 章明奎,何振立,陈国潮,等.利用方式对红壤水稳定性团聚体形成的影响[J].土壤学报,1997,34(4):359-366.
- [12] Li W Q, Shen F X, Liu Y J, et al. Soil depth determine the ecological stoichiometry of soil aggregates after returning ancient rice terraces to forest[J].Catena, 2022,219:e106587.
- [13] 中国科学院南京土壤研究所.土壤理化分析[M].上海:上海科学技术出版社,1978.
- [14] Wang Y X, Ran L S, Fang N F, et al. Aggregate stability and associated organic carbon and nitrogen as affected by soil erosion and vegetation rehabilitation on the Loess Plateau[J].Catena,2018,167:257-265.
- [15] 刘文利,吴景贵,傅民杰,等.种植年限对果园土壤团聚体分布与稳定性的影响[J].水土保持学报,2014,28(1):129-135.
- [16] 潘英杰,何志瑞,刘玉林,等.黄土高原天然次生林植被演替过程中土壤团聚体有机碳动态变化[J].生态学报,2021,41(13):5195-5203.
- [17] Cao S, Zhou Y Z, Zhou Y Y, et al. Soil organic carbon and soil aggregate stability associated with aggregate fractions in a chronosequence of citrus orchards plantations[J].Journal of Environmental Management,2021,293:e112847.
- [18] 魏亚伟,苏以荣,陈香碧,等.人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响[J].应用生态学报,2011,22(4):971-978.
- [19] Li H, Chun Y W, Wen F T, et al. Distribution of organic matter in aggregates of eroded Ultisols, Central China[J].Soil and Tillage Research,2010,108(1):59-67.
- [20] 谢钧宇,曹寒冰,孟会生,等.不同施肥措施及施肥年限下土壤团聚体的大小分布及其稳定性[J].水土保持学报,2020,34(3):274-281,290.
- [21] 罗晓虹,王子芳,陆畅,等.土地利用方式对土壤团聚体稳定性和有机碳含量的影响[J].环境科学,2019,40(8):3816-3824.
- [22] 朱锬恒,段良霞,李元辰,等.土壤团聚体有机碳研究进展[J].中国农学通报,2021,37(21):86-90.
- [23] 苏卓侠,苏冰倩,上官周平.植物凋落物分解对土壤有机碳稳定性影响的研究进展[J].水土保持研究,2022,29(2):406-413.
- [24] 毛祝新,王宇超,卢元.环境因子对苔藓植物生长的影响[J].广西林业科学,2021,50(6):748-752.
- [25] 秦宁强,赵允格.生物土壤结皮对雨滴动能的响应及削减作用[J].应用生态学报,2011,22(9):2259-2264.
- [26] 冉茂勇,赵允格,刘玉兰.黄土丘陵区不同盖度生物结皮土壤抗冲性研究[J].中国水土保持,2011,357(12):43-45,67.
- (上接第289页)
- [31] Pappa A A, Tzamtzis N E, Koufopoulou S E. Nitrogen leaching from a forest soil exposed to fire retardant with and without fire: A laboratory study[J].Annals of Forest Science,2008,65(2):210.
- [32] Cheng Y, Wang J, Zhang J B, et al. The different temperature sensitivity of gross N transformations between the coniferous and broad-leaved forests in subtropical China[J].Soil Science and Plant Nutrition, 2015,61(3):506-515.
- [33] Yan E R, Wang X H, Huang J J, et al. Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to plantations in the subtropical area of Eastern China[J].Biogeochemistry,2008,89(2):239-251.
- [34] 王琼,王善祥,范志平,等.辽东山溪河岸林群落特征对降雨再分配及其养分特征的影响[J].水土保持学报,2019,33(3):129-137.
- [35] Balestrini R, Tagliaferri A. Atmospheric deposition and canopy exchange processes in alpine forest ecosystems (northern Italy) [J]. Atmospheric Environment, 2001,35(36):6421-6433.
- [36] 唐仕姗,杨万勤,殷睿,等.中国森林生态系统凋落叶分解速率的分布特征及其控制因子[J].植物生态学报,2014,38(6):529-539.
- [37] Vanguelova E I, Pitman R M. Nutrient and carbon cycling along nitrogen deposition gradients in broadleaf and conifer forest stands in the east of England[J].Forest Ecology and Management,2019,447:180-194.
- [38] Yue K, De Frenne P, Fornara D A, et al. Global patterns and drivers of rainfall partitioning by trees and shrubs[J].Global Change Biology,2021,27(14):3350-3357.
- [39] 陈玉真,王峰,吴志丹,等.林地转变为茶园对土壤团聚体及渗透性能的影响[J].水土保持学报,2018,32(5):134-139.
- [40] 杨静,张耀艺,谭思懿,等.亚热带不同树种土壤水源涵养功能[J].生态学报,2020,40(13):4594-4604.