

桉树单宁对土壤可溶性铁铝锰锌浸出量的影响^①

韦诗琪, 杨钙仁*, 文美君, 李馨雅, 邓羽松

(广西大学林学院, 广西森林生态与保育重点实验室, 南宁 530004)

摘要: 为探究乡土林改为桉树人工林后单宁输入增加对土壤主要可溶性金属迁移的影响, 本研究通过 21 d 的室内培养试验, 分析不同水分含量(50%、70%、90% 饱和持水量, 记作 W5、W7、W9)及等碳量但单宁含量差异的分解液处理(桉树叶 EU、稻草 RS 及空白 CK)对土壤可溶性铁铝锰锌浸出的影响。结果表明: ①土壤水分显著影响土壤金属离子释放, W9 可促进土壤可溶性铝和可溶性锰浸出, W7 显著抑制土壤可溶性铁浸出, W5 抑制土壤可溶性锰锌浸出; ②高单宁的 EU 处理显著抑制土壤可溶性铁铝锰锌的浸出, 不同分解液处理可溶性金属离子浸出量表现为 EU<RS≤CK; RS、CK 处理与 EU 处理相比, 土壤 pH 显著升高, 表明 EU 处理相较 RS、CK 能维持土壤 pH 的稳定; ③可溶性铁铝锰锌浸出含量动态变化呈现时间异质性, 可溶性铁铝锰锌的浸出量分别在 15、15、3、0 d 最高, 在 21、21、10、15 d 最低, 可溶性锰锌浸出量峰值早于可溶性铁铝。综上, 桉树单宁输入通过维持酸性土壤 pH 和络合作用, 显著抑制了可溶性铁铝锰锌的迁移, 且土壤水分条件影响桉树单宁对可溶性金属释放的抑制强度。

关键词: 桉树单宁; 土壤水分; 可溶性铁; 可溶性铝; 可溶性锰; 可溶性锌

中图分类号: S156 文献标志码: A

Effects of Eucalyptus Tannic on Leaching of Soluble Fe, Al, Mn, and Zn in Soil

WEI Shiqi, YANG Gairen*, WEN Meijun, LI Xinya, DENG Yusong

(Guangxi Key Laboratory of Forest Ecology and Conservation, College of Forestry, Guangxi University, Nanning 530004, China)

Abstract: To investigate the effects of increased tannic acid input on the migration of major soluble metals in soil after converting native forests to eucalyptus plantations, a 21-day indoor incubation experiment was conducted. The study analyzed the leaching of soluble Fe, Al, Mn and Zn under different moistures (50%, 70% and 90% water-holding capacity, denoted as W5, W7 and W9) and decomposition solutions with equal carbon content but varying tannic acid levels (eucalyptus leaves, EU; rice straw, RS; blank control, CK). The results showed that: 1) Soil moisture significantly influenced metal release. W9 promoted the leaching of soluble Al and Mn leaching, W7 inhibited soluble Fe, while W5 reduced soluble Mn and Zn. 2) The high-tannic EU solution significantly inhibited the leaching of soluble Fe, Al, Mn and Zn, with the leaching order being EU<RS≤CK. RS and CK significantly increased soil pH compared to EU, indicating that EU helped maintain soil pH stability. 3) The leaching dynamics of soluble Fe, Al, Mn and Zn exhibited temporal heterogeneity, peak leaching occurred at 15, 15, 3 and 0 d, respectively, while the lowest leaching occurred at 21, 21, 10 and 15 d. The leaching peaks of Mn and Zn appeared earlier than Fe and Al. In conclusion, tannic acid input from eucalyptus inhibits the migration of soluble Fe, Al, Mn, and Zn by maintaining acidic soil pH and metal complexation, with moisture modulating the strength of this inhibitory effect.

Key words: Eucalyptus tannic; Soil moisture; Soluble Fe; Soluble Al; Soluble Mn; Soluble Zn

桉树(*Eucalyptus robusta*)具有生产力高、适应性广、经济效益快等优点, 是全球种植范围最广泛的阔叶树种^[1]。全球有 95 个国家种植桉树, 热带、亚热带地区的种植面积已超过 2 257 万 hm², 占全球人工

林的 6.5%。桉树原产澳大利亚, 对主要种植国巴西(730 万 hm²)、印度(800 万 hm²)和中国(546 万 hm²)而言, 桉树为外来树种, 相比起前茬树种如马尾松、杉木等针叶树及红椎、米老排、灰木莲等阔叶树, 桉

①基金项目: 广西科技重大专项(桂科 AA24263020-2)资助。

* 通信作者(yanggr@gxu.edu.cn)

作者简介: 韦诗琪(2000—), 女, 广西南宁人, 硕士研究生, 主要从事桉树人工林土壤修复相关研究。E-mail: 1425182952@qq.com

树叶中含有大量单宁酸, 约为 40 mg/g^[2], 高于前茬树种的 20% 以上^[3]。因此改种桉树后, 大量单宁以凋落物与枯死物降解、雨水或径流的方式输入林地土壤。

植物单宁是一种多酚, 能与金属离子、蛋白质、多糖等结合从而间接对土壤环境产生影响。单宁含有两个相邻的酚羟基能与多种金属离子(Fe、Al、Mn、Zn、Cu、Cr 等)形成络合物。张又驰等^[4]的研究表明, 外源添加的有机碳源能够促进铁氧化物的还原溶解。苏有健等^[5]的研究中单宁酸与土壤溶液中的铝进行络合从而增加腐殖酸铝的含量, 使铝的吸附-解吸平衡向解吸方向移动, 总结果是使可溶性铝增加, 交換性铝减小。但不同类型的植物单宁对金属离子络合能力有所不同, 水解单宁与 Fe³⁺ 反应生成的络合物具有不可溶性, 只有加入还原剂使其还原成 Fe²⁺ 才具可溶性, 而鞣酸则能与 Fe³⁺ 直接形成可溶性的亚铁络合物, 并且所形成的络合物比没食子酸与 Fe³⁺ 形成的络合物稳定^[6]。桉树叶分解液中的单宁属于混合单宁^[7], 同时拥有水解单宁和缩合单宁的组分及结构特性, 如没食子酸及没食子单宁、表儿茶素^[8], 桉树叶中含有的混合单宁对土壤中可溶性铁铝锰锌的浸出动态的影响研究较少。

桉树种植大国多处于热带和亚热带的高温潮湿型气候, 主要土壤类型有花岗岩为母质发育^[9]的红壤、砖红壤、赤红壤(砖红壤化红壤)等, 高温潮湿气候伴随土壤酸化富铝化^[10]。前茬林改种桉树后, 不同的土壤水分条件下土壤单宁输入量增加, 将对林地土壤可溶性铁铝锰锌淋失存在潜在影响。因此, 本文于广西高峰林场 1 年生的桉树人工林下采集赤红壤, 通过土柱控制培养试验, 探究不同土壤水分条件培养下, 桉树单宁对人工林土壤可溶性铁铝锰锌浸出量的影响。

1 材料与方法

1.1 供试土壤采集与处理

供试土壤采自广西壮族自治区国有高峰林场(22°57' N, 108°21' E), 海拔 188 m。该地为丘陵地形, 雨热同期, 年均气温 22.6 ℃, 年均降水量 1 200~1 300 mm, 属于热带季风气候; 土壤母质多以沉积岩系为主, 均风化发育为赤红壤。在研究区高峰林场选择 1 年生桉树人工林(杉木改种桉树)为采样地, 设置 20 m × 20 m 的样方, 剔除土壤表面的杂草、凋落物和碎石等, 使用五点采样法进行供试土壤采集。采集的土样带回实验室后剔除植物根系等杂物并置于阴凉处自然风干, 过 10 目筛混合以形成均匀土壤备

用。供试土壤 pH 为 4.09, 有机质含量为 41.64 g/kg。

1.2 分解液制备

1.2.1 桉树新鲜叶分解液制备 于广西大学林学院苗圃采集 8 年生桉树新鲜叶片, 用蒸馏水冲洗叶片去除表面杂质, 自然晾干剪切成约 2 cm 长的碎片。叶片与蒸馏水按质量比 1:10 加入腐解器皿, 并添加 200 mL 野外沟渠采集的菌源水, 以促进腐解; 置于恒定室温 25 ℃ 下, 定期搅动确保均匀腐解; 7 d 后过滤去除固体残渣, 得到分解液, 储存于 4 ℃ 冰箱中。使用前对分解液进行单宁酸和 DOC 含量测定, 结果显示单宁酸含量为 240.00 mg/L, DOC 含量为 4.92 g/L。

1.2.2 稻草分解液制备 稻草用量及制备方法与桉树叶分解液制备相同, 稻草分解液单宁酸含量为 55.90 mg/L, DOC 含量为 4.84 g/L。稻草分解液与桉树叶分解液在相同 DOC 浓度条件下存在显著的单宁酸含量差异, 因此, 选择稻草分解液可确保试验对比的有效性。

1.3 试验设计

本研究设置添加两种分解液培养试验, 即桉树叶分解液(EU 处理)、稻草分解液(RS 处理), 并以蒸馏水为对照组(CK); 每种分解液设置不同土壤含水量处理, 分别为饱和持水量的 50%、70%、90%, 记作 W5、W7、W9(表 1)。称取 150 g 土样, 填充至一端盖有封盖的 PVC 管(长 250 mm, 内径 28 mm), 填充过程中边加土边按照处理缓缓倒入相应的分解液(或蒸馏水), 保证土壤与分解液混匀。土柱装填完成后, 放置于 20 ℃ 的恒温培养室内进行培养。培养期间定期通过称重与补水维持土壤水分含量不变。分别于培养后的第 3、6、10、15、21 天, 每个处理随机抽取 3 个培养管, 剖开 PVC 管将土壤取出。将取出的土壤置于 500 mL 聚乙烯瓶, 加蒸馏水至 300 mL, 充分摇匀后放入转速为 180 r/min 摆床中振荡 30 min, 静置, 而后用 0.45 μm 滤膜过滤, 测量滤液体积。取一部分滤液测定 pH, 另取一部分滤液添加硝酸(体积占比达 1% 左右), 用于可溶性铁铝锰锌含量的测定。

1.4 理化指标测定

土壤有机质的测定使用重铬酸钾容量法(GB 9834—88)^[11]; 土壤饱和持水量(WHC)使用环刀法测定^[11]; 桉树叶、稻草分解液中单宁酸含量的测定使用紫外分光光度法^[12]; pH 的测定使用电位法测定(型号 FE20, 梅特勒-托利多仪器有限公司)^[11]; 可溶性铁铝锰锌的测定采用电感耦合等离子体发射光谱仪(型号 ICAP-7400, 赛默飞世尔科技有限公司)测定。

表 1 试验处理设置
Table 1 Test design

处理	分解液单宁、DOC 含量(mg/kg 土)		土壤含水量	培养天数(d)
	单宁	DOC		
CK	0	0	50%、70%、90%	0、3、6、10、
EU	40	810	WHC(W5、W7、W9)	15、21
RS	9.32	810		

1.5 数据处理

利用 Excel 2021 进行试验数据统计;采用 SPSS Statistics 27.0.1 软件对试验数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA);通过 Duncan 法对不同土壤水分、不同分解液及不同培养时间土壤浸出液 pH 和可溶性铁铝锰锌浸出量进行差异显著性分析,显著性水平为 $P<0.05$;运用 Pearson 法对各项指标进行相关性分析。采用 Origin 2021 进行绘图。

2 结果与分析

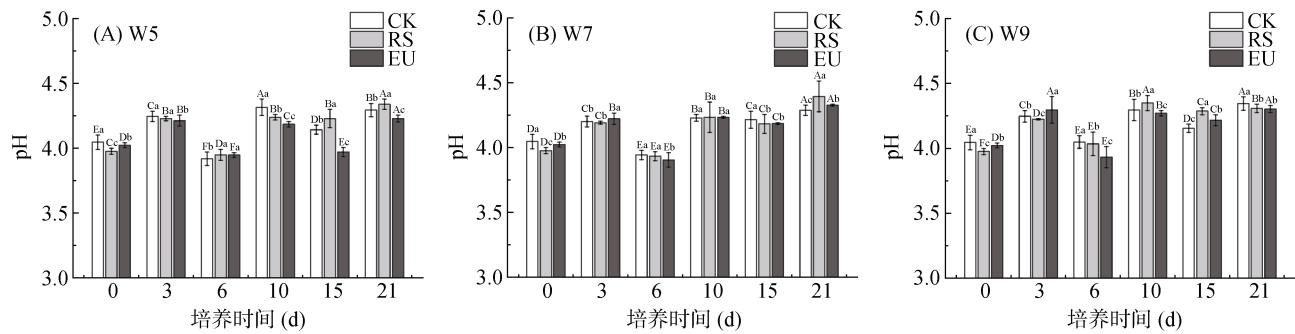
2.1 添加桉树单宁对土壤浸出液 pH 的影响

不同水分含量培养下,各分解液处理土壤浸出液 pH 平均值均为 W9 时最大,CK、RS、EU 处理分别为 4.22、4.26、4.17; CK 与 RS 处理在 W7 时 pH 平均值最小,分别比 W9 低了 1.57%、2.59%; EU 处理在 W5 时 pH 平均值最小,比 W9 低 1.94%。添加不同分解液培养下,CK 与 RS 处理土壤浸出液的 pH 平均值均为 4.17, EU 处理土壤浸出液的 pH 平均值为 4.14, 比 CK 和 RS 处理低 0.76%。不同培养天数

下, pH 呈先升高后下降再缓慢升高的趋势,6 d 时 pH 最低,均值为 2.02,比 0 d 低 2.12,比 pH 均值最大的 21 d 低了 2.14。

2.2 添加桉树单宁对可溶性铁铝锰锌浸出含量的影响

2.2.1 可溶性铁浸出含量的变化 不同水分含量培养下,土壤可溶性铁浸出量受添加的分解液影响较大, EU、RS 处理在 W5 时可溶性铁浸出量较高,为 0.213、0.373 mg/kg, CK 在 W9 时可溶性铁浸出量较高,平均为 0.438 mg/kg; CK、RS 和 EU 处理均在 W7 时可溶性铁浸出量较低,平均值分别为 0.244、0.036、0.204 mg/kg。添加不同分解液培养下,土壤浸出液可溶性铁含量表现为 EU<CK<RS, 平均值分别为 0.03、0.06、0.16 mg/kg。不同培养天数下,可溶性铁浸出量呈先降低后升高再缓慢降低的趋势, EU 处理在 21 d 时浸出量最低,均值为 0.003 mg/kg; RS 处理在 15 d 时浸出量最低,均值为 0.016 mg/kg; CK 处理在 15 d 时有明显峰值,其中在 W9 水分下最高,为 2.03 mg/kg。



(图中大写字母不同表示同一分解液处理不同培养时间差异显著($P<0.05$), 小写字母不同表示同一培养时间不同分解液处理间差异显著($P<0.05$); 下图同)

图 1 不同水分含量、不同分解液培养下土壤浸出液 pH

Fig. 1 pH of soil leachate under varying moistures and decomposition treatments

2.2.2 可溶性铝浸出含量的变化 不同水分含量培养下,各处理间土壤浸出液可溶性铝含量从大到小为 W9>W5>W7,平均值分别为 0.73、0.60、0.59 mg/kg,其中 CK 在 W9 条件下 15 d 的可溶性铝浸出液含量显著提高,达 3.66 mg/kg。添加不同分解液培养下,土

壤浸出液可溶性铝含量表现为 EU<RS<CK, 平均值分别为 0.50、0.61、0.81 mg/kg, EU 处理的可溶性铝浸出量比 RS 处理低了 18.95%。不同培养天数下,可溶性铝浸出量呈先减小后增加再减小,21 d 时平均可溶性铝浸出量最低,为 0.42 mg/kg; 15 d 时平均可溶

性铝浸出量最高, 为 0.98 mg/kg 。

2.2.3 可溶性锰浸出含量的变化 不同水分含量培养下, EU、RS 处理的土壤可溶性锰浸出量在 W9 时最高, 分别为 0.199 、 0.226 mg/kg ; 在 W5 时最低, 为 0.156 、 0.182 mg/kg ; W9 的可溶性锰浸出量是 W5 的 0.78 倍和 0.81 倍。添加不同分解液培养下, 土壤浸出液可溶性锰含量为 EU<RS=CK, 平均值分别为 0.18 、 0.21 、 0.21 mg/kg 。不同培养天数下, 土壤可溶性锰浸出量呈先升高后降低再缓慢升高的趋势, 可溶性锰浸出量在 10 d 时平均值最低, 为 0.16 mg/kg ; 在

3 d 时最高, 为 0.24 mg/kg 。

2.2.4 可溶性锌浸出含量的变化 不同水分含量培养下, 土壤浸出液可溶性锌的平均含量在 W7 时最高, 为 0.039 mg/kg , W5 时最低, 为 0.034 mg/kg 。添加不同分解液培养下, 土壤浸出液可溶性锌含量表现为 EU<CK=RS, 平均值分别为 0.034 、 0.039 、 0.039 mg/kg 。不同培养天数下, 可溶性锌浸出量呈先降低再升高的趋势, 可溶性锌浸出量在 15 d 时平均值最低, 为 0.029 mg/kg ; 在 0 d 时最高, 为 0.043 mg/kg 。

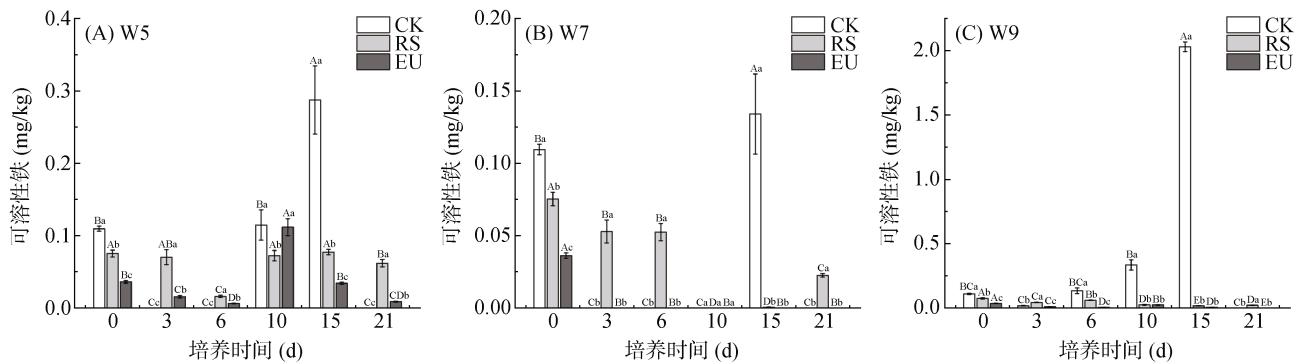


图 2 不同水分含量、不同分解液培养下土壤可溶性铁浸出量

Fig. 2 Leaching amounts of soluble Fe in soils cultured with different moistures and decomposition solutions

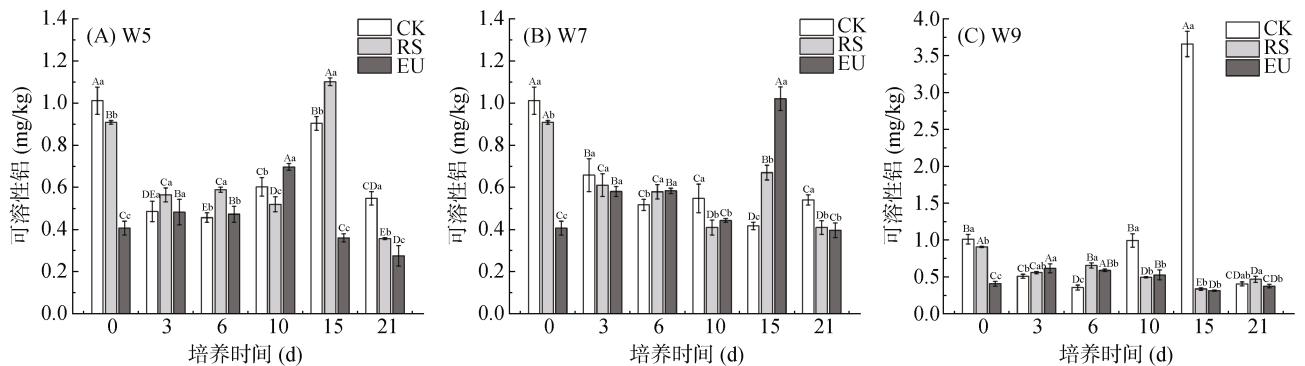


图 3 不同水分含量、不同分解液培养下土壤可溶性铝浸出量

Fig. 3 Leaching amounts of soluble Al in soils cultured with different moistures and decomposition solutions

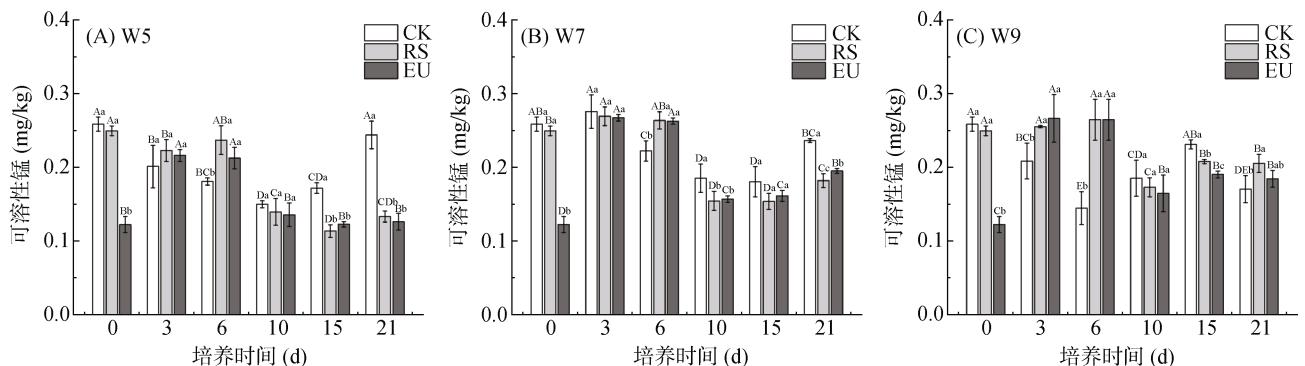


图 4 不同水分含量、不同分解液培养下土壤可溶性锰浸出量

Fig. 4 Leaching amounts of soluble Mn in soils cultured with different moistures and decomposition solutions

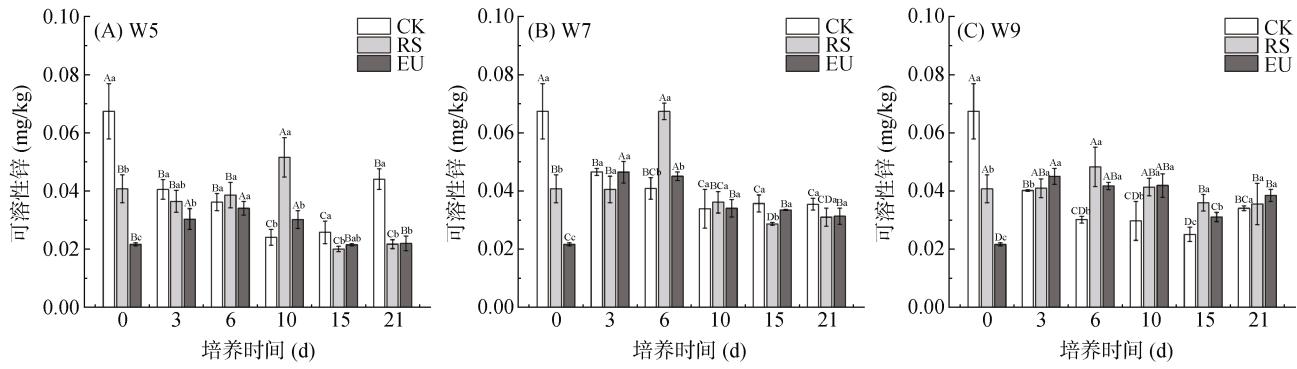


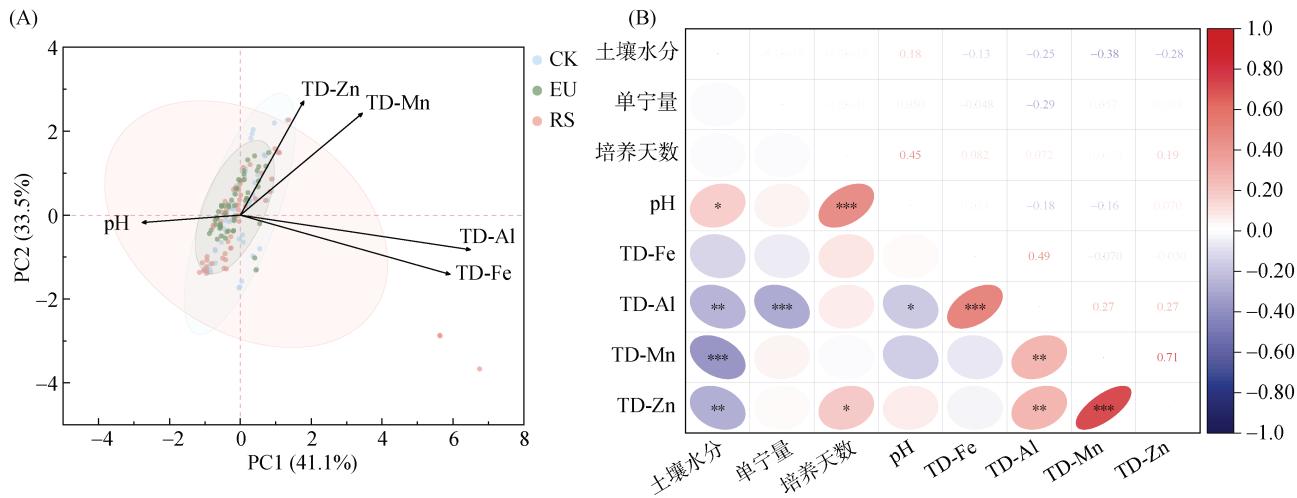
图 5 不同水分含量、不同分解液培养的土壤可溶性锌浸出量

Fig. 5 Leaching amounts of soluble Zn in soils cultured with different moistures and decomposition solutions

2.3 主成分分析及相关性分析

主成分分析表明 PC1(41.1%) 和 PC2(33.5%) 累计解释了 74.6% 的变异(图 6)。pH 变化体现在 PC1 负轴, 正轴为可溶性铁铝; PC2 关联可溶性锌锰。CK 居中, EU 和 RS 沿 PC1 分离, EU 提升 pH 抑制铝铁溶解,

RS 促进其释放, 处理机制差异显著。Pearson 相关性分析(图 7)表明, 土壤水分与可溶性铝锰锌浸出量呈显著负相关($P<0.01$), 分解液单宁含量与可溶性铝呈显著负相关($P<0.001$); 土壤 pH 与培养天数呈显著正相关($P<0.001$), 与可溶性铝呈显著负相关($P<0.05$)。



(图中 TD-Fe、TD-Al、TD-Mn、TD-Zn 分别表示可溶性铁、可溶性铝、可溶性锰、可溶性锌; *、**、*** 分别表示相关性达 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 、 $P<0.001$ 显著水平)

图 6 pH 与可溶性铁铝锰锌主成分分析(A)以及各处理与可溶性铁铝锰锌和 pH 的相关性热图(B)

Fig. 6 PCA of pH with soluble Fe, Al, Mn and Zn concentrations(A) and correlation heatmap between treatments and soluble Fe, Al, Mn, Zn and pH(B)

3 讨论

3.1 桉树单宁与不同土壤水分培养对土壤浸出液 pH 的影响

桉树叶和稻草分解液是有机碳源, 相比 CK, RS 处理能有效提升土壤 pH, 但 EU 处理 pH 升高不明显(图 1)。酸性土壤中, 碱性阳离子是导致土壤 pH 提升的主要原因^[13], 输入有机质的分解程度、阴阳离子的释放模式以及微生物的固定也会影响土壤 pH 变化。培养前期特别是 6 d, pH 下降的主要原因是低分子量脂肪族羧酸(LACAs)和阴离子的大量释放。有机

质分解初期快速释放 LACAs, 浓度可达 12.6 ~ 24.7 mmol/L, LACAs 刺激微生物代谢^[14], 属于植物残体分解初期酸化现象^[15]。15 ~ 21 d, RS 处理的土壤浸出液快速碱化是因为稻草 C/N 较桉树叶低, 15 d 后基本被分解^[16], 释放大量碱性阳离子中和酸性物质。桉树叶分解液中含桉树单宁, 化学结构复杂, 分解速率慢, 碱性阳离子释放延迟^[17]; 其次桉树单宁与阳离子、蛋白质络合, 降低土壤阳离子浓度, 抑制酶活性, 进一步减缓分解速率。

低水分(W5)下土壤的酸化可能是因为限制了碱性离子的溶解能力, 导致酸性有机物和 CO₂ 积累^[18]。

高水分(W9)则由于稀释作用降低了有机酸和 H^+ 的浓度, 且加速 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等碱性离子的扩散, 从而中和部分酸性物质^[19]; 其次高水分使土壤加快形成厌氧环境, 好氧微生物活性降低, 有机酸生成减少, 同时厌氧过程可能产生碱性产物(如 NH_4^+), 部分抵消酸化^[20]。

3.2 添加桉树单宁对可溶性铁铝锰锌浸出量的影响

本研究中添加碳源能抑制土壤可溶性铁铝锰锌的浸出, EU 处理比 RS 更显著。EU 和 RS 处理均能通过释放 DOC 与金属离子结合^[21], 同时 DOC 与溶解的矿物离子在存在有机酸的情况下在矿物表面络合^[22]。桉树单宁作为多酚类有机酸也能够为金属离子提供 C_3-OH 、 $C_4=O$ 或 C_5OH 以及邻苯二酚羟基等结合位点^[23], 从而削弱铁铝锰锌离子在土壤中的迁移能力, 使其难以被植物吸收或淋溶到地下水^[24-25]。因此 EU 处理在培养周期内更抑制了可溶性铁铝锰锌的释放。

pH 的协同效应以及桉树单宁对微生物活性的抑制作用间接影响了土壤中可溶性铁铝锰锌浸出^[26]。本研究中培养 6 d 时土壤 pH 显著下降随后逐渐升高, 可溶性铝浸出量与 pH 呈显著负相关; 而可溶性铁锰锌与 pH 无显著相关性, 可能是其离子与单宁酸络合较强, 受到 pH 影响较小^[27]。但酸性土壤中 Zn^{2+} 与可溶性有机化合物络合的比例极低(1% ~ 4%), 土壤溶液低 pH 不允许形成锌的稳定配合物^[22]。培养后期(10 ~ 21 d)CK 土壤可溶性金属含量出现峰值, RS 处理浸出可溶性金属含量显著高于 EU 处理, 可能是由于随着有机质的增加, 微生物代谢增强, 导致微生物分泌的相关酶活性提高, 金属-大分子络合物迅速解体。桉树单宁会通过与蛋白质、氨基酸络合降低酶活性, 从而降低微生物活性。此时, 桉树单宁-金属络合物比较稳定, 不易被分解^[28], 因此在 21 d 培养结束也没有显著升高的情况。

3.3 土壤水分条件对可溶性铁铝锰锌浸出量的影响

不同土壤水分对可溶性金属浸出影响显著。90% 饱和持水量(W9)时土壤孔隙充满水分, 促进厌氧环境形成, 从而降低氧化还原电位, 引发金属氧化物的还原与解离。在分解液高单宁(EU 处理)条件下, 可溶性铁含量在 W5、W7、W9 处理间无显著差异, 可能与高水分下 Ca^{2+} 浓度升高, 桉树单宁优先结合 Ca^{2+} 有关^[29]; 而可溶性锰锌在 W5 时浸出量最低, 推测与土壤氧含量有关^[30]。可溶性锰锌浸出量与土壤水分含量呈极显著负相关, 说明可溶性锰锌受到水分条件影响更强。氧气浓度变化改变了好氧和厌氧反

应的平衡, 通过抑制微生物活动, 从而影响金属氧化物的还原和解离。广西桉树人工林下土壤自然含水率一般为饱和持水量的 54.2% ~ 84.34%^[31], 本研究中的 W7 处理比较贴近实际栽种环境, W7 时可溶性铁的浸出量显著降低, 但是其余可溶性金属的浸出量在 W7 时显著高于 W5。因此, 在桉树人工林管理中, 合理调控土壤水分, 避免过度饱和状态, 能有效减少可溶性金属的迁移, 保护土壤和水源环境。

4 结论

本研究阐明了不同水分含量和单宁输入对桉树人工林土壤可溶性金属离子淋溶的影响。高水分含量显著促进可溶性铝锰的释放; 中水分含量更有利于可溶性锌的浸出, 抑制可溶性铁的浸出; 而低水分含量则抑制可溶性锰锌的浸出。高单宁桉树叶分解液能显著降低可溶性铁铝锰锌的浸出量, 并维持土壤 pH 稳定, 表明单宁通过络合作用抑制金属迁移。可溶性铁铝锰锌的浸出动态呈现明显的时间异质性, 可溶性锰锌的释放峰值(分别为 3 d 和 0 d)早于可溶性铁铝(均为 15 d), 反映出不同金属离子氧化还原能力的差异。本研究为桉树人工林土壤重金属污染防控和养分管理提供了理论依据, 建议在实际管理中根据目标金属的迁移特性调控土壤水分条件和凋落物输入。未来的研究可进一步探讨桉树单宁对土壤中金属氧化物的形态变化及其对金属稳定性的影响, 为土壤改良与污染防控提供理论依据。

参考文献:

- [1] 温远光, 周晓果, 喻素芳, 等. 全球桉树人工林发展面临的困境与对策[J]. 广西科学, 2018, 25(2): 107-116, 229.
- [2] Nasr A, Khan T S, Huang S P, et al. Comparison among five Eucalyptus species based on their leaf contents of some primary and secondary metabolites[J]. Current Pharmaceutical Biotechnology, 20(7): 573-587.
- [3] 李勋, 崔宁洁, 张艳, 等. 马尾松与乡土阔叶树种凋落叶纤维素、总酚以及缩合单宁降解的混合效应[J]. 生态环境学报, 2022, 31(9): 1813-1822.
- [4] 张又弛, 唐晓达, 罗文邃. 淹水还原条件下红壤中葡萄糖及腐殖酸对铁锰形态的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(2): 270-277.
- [5] 苏有健, 廖万有, 王烨军, 等. 单宁酸对不同 pH 茶园土壤中活性铝形态分布的影响[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(1): 22-30.
- [6] Hingston F J. Activity of polyphenolic constituents of leaves of Eucalyptus and other species in complexing and dissolving iron oxide[J]. Soil Research, 1963, 1(1): 63.

- [7] Xie Z F, Wang M L, Deng Y S, et al. Acute toxicity of Eucalyptus leachate tannins to zebrafish and the mitigation effect of Fe³⁺ on tannin toxicity[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 229: 113077.
- [8] 肖苏尧, 王俊亮, 陈运娇, 等. 桉叶中 2 种没食子单宁结构鉴定及其抗氧化研究[J]. 湖南大学学报(自然科学版), 2012, 39(5): 73–76.
- [9] 贾建丽, 于妍. 环境土壤学[M]. 3 版. 北京: 化学工业出版社, 2022.
- [10] 中国大百科全书总委员会《中国地理》委员会, 中国大百科全书出版社部. 中国大百科全书·中国地理[M]. 中国大百科全书出版社, 1993.
- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 土壤农业化学分析方法, 2000.
- [12] 耿娜娜, 李学英, 顾丁, 等. Folin-Denis 分光光度法测定五倍子中单宁酸的含量[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(29): 11848–11850, 11915.
- [13] Baziramakenga R, Simard R R. Low molecular weight aliphatic acid contents of composted manures[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(3): 557–561.
- [14] Sulaiman S, Navaranjan N, Hernandez-Ramirez G, et al. Plant residues ameliorate pH of agricultural acid soil in a laboratory incubation: A meta-analysis[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2023, 186(3): 330–338.
- [15] Küsel K, Drake H L. Microbial turnover of low molecular weight organic acids during leaf litter decomposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 31(1): 107–118.
- [16] Xu J M, Tang C, Chen Z L. Chemical composition controls residue decomposition in soils differing in initial pH[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(3): 544–552.
- [17] 任引哲, 王静萍, 王玉湘. 单宁与土壤中铁元素的可给性[J]. 化学世界, 2002, 43(2): 62–64.
- [18] 梁靖, 陈留记, 杨贤强, 等. 茶多酚的络合作用研究进展[J]. 茶叶, 2003, 29(2): 72–74.
- [19] Zhang R, Wienhold B J. The effect of soil moisture on mineral nitrogen, soil electrical conductivity, and pH[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63(2): 251–254.
- [20] Zhang W, Liang Y, Sun H L, et al. Initial soil moisture conditions affect the responses of colloid mobilisation and associated cadmium transport in opposite directions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 448: 130850.
- [21] 张俊思, 袁大刚, 付宏阳, 等. EGCG 溶液浓度与酸碱度对黄壤 Al、Fe 和 Mn 形态的影响[J]. *土壤学报*, 2017, 54(4): 905–916.
- [22] Weng L P, Wolthoorn A, Lexmond T M, et al. Understanding the effects of soil characteristics on phytotoxicity and bioavailability of nickel using speciation models[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(1): 156–162.
- [23] Pérez-Esteban J, Escolástico C, Masaguer A, et al. Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils[J]. *Chemosphere*, 2014, 103: 164–171.
- [24] Vaňková Z, Vítková M, Trakal L, et al. Soil moisture influences performance of selected stabilizing amendments in soil remediation[J]. *Geoderma*, 2021, 402: 115307.
- [25] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—A review[J]. *Waste Management*, 2008, 28(1): 215–225.
- [26] Park J H, Lamb D, Panerselvam P, et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2/3): 549–574.
- [27] Gao J, Han H X, Gao C, et al. Organic amendments for in situ immobilization of heavy metals in soil: A review[J]. *Chemosphere*, 2023, 335: 139088.
- [28] Yang C D, Liu J J, Ying H C, et al. Soil pore structure changes induced by biochar affect microbial diversity and community structure in an Ultisol[J]. *Soil and Tillage Research*, 2022, 224: 105505.
- [29] Ura T, Kameda T, Laksmi F A, et al. Affinity of phenolic compounds for transition metal ions immobilized on cation-exchange columns[J]. *Journal of Chromatography A*, 2022, 1676: 463277.
- [30] del Carmen Hernández-Soriano M, Peña A, Mingorance M D. Environmental hazard of cadmium, copper, lead and zinc in metal-contaminated soils remediated by sulfosuccinamate formulation[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2011, 13(10): 2830–2837.
- [31] 王会利, 吴秦展, 兰文明, 等. 多代连栽桉树人工林林下植被和土壤物理性状的变化[J]. 中南林业科技大学学报, 2023, 43(2): 1–9.