

三峡库区 2 种土地利用方式下土壤盐基离子及碳氮含量对氮添加的响应

郑志杰¹, 刘仁燕², 陈 宁³, 熊兴军³, 余辉亮^{1,4},
鄢紫薇¹, 徐 晗¹, 胡荣桂¹, 林 杉¹

(1.华中农业大学资源与环境学院,农业部长江中下游耕地保育重点实验室,武汉 430070;
2.咸宁市生态环境局高新区分局,湖北 咸宁 437199;3.中国电建集团昆明勘测设计研究院有限公司,
昆明 650051;4.神农架金丝猴保育生物学湖北省重点实验室,湖北 神农架 442421)

摘要:为探究三峡库区 2 种土地利用方式下土壤交换性盐基离子及土壤碳氮含量对氮添加的响应,以湖北省秭归县的林地和果园土壤为研究对象,进行室内土柱淋溶模拟试验,研究 4 种不同氮添加量(0,50,120,200 kg/(hm²·a))下,土壤中交换性 Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺ 以及 NO₃⁻-N、DOC 的变化。结果表明:随着氮添加量的增加,林地土壤中的交换性盐基离子淋失量显著增加($p<0.05$),而果园土壤中的交换性盐基离子淋失量无显著变化,且林地土壤中交换性盐基离子淋失总量与各盐基离子淋失量均高于果园土壤;经 N1、N2、N3 处理后,与对照组(N0)相比,林地土壤中的交换性盐基离子淋失总量分别增加 1.78%、4.45%、8.49%,且 NO₃⁻-N 淋失量分别增加 89.21%、77.73%、157.25%,说明氮添加通过加剧土壤中 NO₃⁻-N 的淋失带走土壤中交换性阳离子;林地土壤 DOC 累计淋失量经 N2、N3 处理分别降低 1.15%、9.53%,果园土壤 DOC 累计淋失量经 N1、N2、N3 处理分别降低 15.55%、5.88%、17.16%;氮添加下,与人为干扰的果园土壤相比,相对自然状态下的林地土壤中交换性盐基离子淋失量对氮添加的响应更敏感。研究表明氮添加量的增加提高林地土壤交换性盐基离子与 NO₃⁻-N 的淋失量,减少林地与果园土壤 DOC 的淋失量。

关键词: 交换性盐基离子; 氮添加; 三峡库区; 淋溶

中图分类号:S153.6 文献标识码:A 文章编号:1009-2242(2023)01-0197-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.01.026

Response of Soil Based Cations and Carbon and Nitrogen Contents to Nitrogen Addition Under Two Land Use Patterns in the Three Gorges Reservoir Area

ZHENG Zhijie¹, LIU Renyan², CHEN Ning³, XIONG Xingjun³,

YU Huiliang^{1,4}, YAN Ziwei¹, XU Han¹, HU Ronggui¹, LIN Shan¹

(1.Key Laboratory of Arable Land Conservation in Middle and Lower Reaches of Yangtze River, Ministry of Agriculture, College of Recourses and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070; 2.Ecological Environment Bureau High Tech Zone Branch of Xianning, Xianning, Hubei 437199; 3.Power China Kunming Engineering Corporation Limited, Kunming 650051;

4.Hubei Key Laboratory for Conservation Biology of Snub-nosed Monkeys in Shennongjia, Shennongjia, Hubei 442421)

Abstract: To investigate the response of soil exchangeable salt-based ions and soil carbon and nitrogen content to nitrogen addition under two land use modes in the Three Gorges reservoir area, the changes of soil exchangeable Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ and NO₃⁻-N, DOC in forest and orchard soils in Zigui County, Hubei Province were investigated by indoor soil column leaching simulation experiments at four different nitrogen additions [0, 50, 120 and 200 kg/(hm²·a)]. The results showed that with the increasing of nitrogen addition amount, the leaching loss amount of exchangeable base cations in the forest soil increased significantly ($p < 0.05$), while that in the orchard soil did not change significantly. The total leaching loss

收稿日期:2022-07-06

资助项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1901202);湖北省重点研发计划项目(2021BCA156);云南省科技人才与平台计划项目(202205AF150004);湖北省烟草公司科技项目(027Y2022-022)

第一作者:郑志杰(1998—),男,硕士研究生,主要从事农田土壤改良研究。E-mail:zzj19980903@163.com

通信作者:林杉(1981—),男,副教授,主要从事土壤微塑料污染和农业温室气体排放研究。E-mail:linshan@mail.hzau.edu.cn

amount of exchangeable base cations and the leaching loss amount of each base ion in the forest soil were higher than those in the orchard soil. Compared with the blank control (N0), in the forest soil under the three nitrogen additions (N1, N2 and N3), the total leaching loss amount of exchangeable base cations increased by 1.78%, 4.45% and 8.49%, respectively, and the leaching loss amount of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ increased by 89.321%, 77.73% and 157.25%, respectively, indicating that nitrogen addition increased the leaching loss of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ from the soil and thus took away exchange cations from the soil. The cumulative loss of DOC from forest soils decreased by 1.15% and 9.53% under N2 and N3 treatment, respectively, while it in orchard soils decreased by 15.55%, 5.88% and 17.16% under N1, N2 and N3 treatment, respectively. Compared with orchard soils disturbed by human, the leaching amount of exchangeable based cations in forest under a relatively natural state was more sensitive to nitrogen addition. The research showed that the increasing of nitrogen addition increased the leaching loss amount of exchangeable base cations and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in forest soil and decreased the leaching loss amount of DOC in forest and orchard soils.

Keywords: exchangeable base cations; nitrogen addition; Three Gorges Reservoir area; leaching

近年来,随着国民经济的迅速发展,大量化石燃料的消耗以及含氮化肥的生产和使用等人类生产生活活动向大气中排放大量的含氮化合物,导致氮化物在大气中积累并向陆地及水域系统转移,氮沉降成比例增加^[1]。因为氮沉降的不断增加直接影响土壤的氮矿化、硝化和反硝化作用,从而影响植物以及微生物的活性^[2],所以土壤对于氮沉降的响应已引起各国公众和科学家的关注,成为生态环境领域的研究热点之一。

农田土壤中的氮淋溶导致地下水硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)污染严重,这是氮素损失的重要途径之一^[3]。土壤溶液组分因具有快速响应周围环境的干扰和变动的特点^[4],因而被广泛认为是森林生物地球化学循环过程的敏感指标。土壤溶液中的无机组分对植物生长至关重要,可以作为土壤养分动态检测的重要指标^[5]。已有研究^[6]表明,流域水环境中离子含量的增加影响水体硬度、水生生物的生命活动等问题。有研究^[7]表明,作物生长的必需营养元素主要包括 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ ,具有重要的生理功能,例如, Ca^{2+} 可以参与组成细胞壁、调节生物酶活性、维持细胞膜结构与功能,以及调节植物对环境变化的响应等。土壤中营养元素的缺失干扰植物的吸收与利用,导致植物生产力下降,削弱作物对于干旱、冰冻和害虫的抗性^[8]。氮素在森林生态系统中的添加将导致 NO_3^- 和阳离子淋失量的增加^[9],且随着降雨径流进入水体造成面源污染^[10],使得水域生态系统功能弱化。近些年来,多数研究集中在农田面源污染、水土流失以及流域的氮负荷等方面,但是在关于通过大气途径进入果园,以及林地区域土壤生态系统的氮素及盐基离子流失的研究较少。

综上所述,本研究以湖北省秭归县的果园和林地土壤为研究对象,进行室内模拟氮沉降试验,探究三峡库区 2 种利用方式下不同氮添加量对土壤中交换性盐基离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+)、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和

DOC 淋失的影响,旨在探究不同氮沉降量对林地和果园土壤交换性盐基离子、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 DOC 淋失的规律。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自湖北省宜昌市秭归县(110°18'E, 30°38'N)的马尾松林地和柑橘果园,土壤类型为紫色土。土壤黏粒含量低。宜昌市秭归县年平均降水量约 1 100 mm,雨水 pH 平均为 6.03,全年降水量主要集中在 7—8 月,降雨强度最强大约为 200 mm/h。在 2 处试验点内利用 5 点采样法采集土壤样品,并在各样点的垂直方向上选取表层(0—5 cm)、中层(5—15 cm)、底层(15—30 cm)分层采集,然后分层混匀并风干,除去根、石砾后磨碎至过 2 mm 筛备用。采集的供试土壤基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤理化性质

指标	林地	果园	
土壤质地	壤土	砂壤土	
含水率/%	8.46	12.59	
土壤容重/(g·cm ⁻³)	1.66	1.79	
有机质/(g·kg ⁻¹)	14.60	9.11	
可溶性有机碳/(mg·kg ⁻¹)	34.17	40.16	
pH	8.56	8.64	
C/N	17.4	16.3	
全氮/(g·kg ⁻¹)	0.84	0.56	
硝态氮/(mg·kg ⁻¹)	1.07	1.58	
铵态氮/(mg·kg ⁻¹)	9.72	7.56	
交换性阳离子/ (cmol·kg ⁻¹)	Ca ²⁺	29.60	12.13
	Mg ²⁺	0.49	0.28
	K ⁺	0.48	0.19
	Na ⁺	1.68	1.79
	CEC	100.52	94.59
盐基饱和度/%	67.92	84.79	

1.2 试验设计

1.2.1 淋溶试验 本试验通过模拟连续氮输入对 2 种不同土地利用方式的土壤交换性盐基离子、氮素及碳素淋失量的影响。采用室内土柱模拟试验,试验前将过 2 mm 筛的风干土通过称重法将土壤含水率调为 18%,于 25 ℃恒温培养箱培养 1 周,含水率每隔 1~3 天调节 1 次以活化微生物;淋洗柱采用白色 PVC 塑料管,直径为 7 cm,高度为 30 cm,其底部封闭,并在底部钻取若干小孔,以便收集淋溶液。填充土柱前,于柱底先铺 2 层尼龙筛网后用一定量的粗砂填充,再于粗砂上铺 2 层筛网,随后按各土样的土壤容重填充 20 cm 模拟土柱,最后在土表覆盖 1 cm 厚石英砂,并调节水分至田间持水量,为更接近于自然降水过程,2 次淋溶间均采用间歇式淋溶方式。

1.2.2 试验处理 试验所施氮肥形态为 NH_4NO_3 ,设置 4 个氮添加水平,分别为 0, 50, 120, 200 $\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,每个处理设置 3 个重复。分别在试验的第 15, 30, 45, 60, 75, 105, 135 天进行淋溶,每次 500 mL,共淋溶 7 次,模拟当地夏季平均降雨量 860 mm,平均降雨强度为 122.86 mm/h。淋溶液的 pH 调节至 6.0,与当地雨水中的 pH 大致相同。

1.3 样品采集与测定方法

在淋溶开始前,先加适量超纯水浸湿土壤,达到田间持水量后开始淋溶。采用连续淋溶方式,淋溶开始后,用 500 mL 的烧杯收集淋出液,直到淋出液滴完为止。在每次淋溶结束时用保鲜膜覆盖在淋溶柱上段,防止水分以及铵态氮挥发损失,为了实现内外气体交换,于保鲜膜上扎若干小孔。

土壤理化性质的测定参照《土壤理化学分析》^[11]中的分析方法进行测定,土壤质地采用沉降法,采用环刀烘干法测定土壤容重,采用铝盒烘干法测定土壤水分,采用重铬酸钾外加热法测定有机质,土壤 pH (土水比 1 : 2.5)采用玻璃电极法测定,土壤全氮采用半微量开式法测定。淋出液的测定参照《土壤农化分析》^[12]中的分析方法进行测定,交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 采用原子吸收分光光度计测定,交换性 Na^{+} 、 K^{+} 采用火焰光度计测定, $\text{NO}_3^{-}-\text{N}$ 采用双波长分光光度法测定,可溶性有机碳(DOC)含量采用德国 Elementer Vario TOC 仪液体模块测定。

1.4 数据统计与分析

每个土柱盐基离子的淋失量(mmol)为每次淋溶量之和,计算公式为:

$$n = \frac{c \times V}{M \times 10^3} \quad (1)$$

式中: n 为单次淋失量(mmol); c 为样品浓度(mg/L); V 为淋出液体积(mL); M 为盐基离子的原子量(g/mol)。

每个土柱 $\text{NO}_3^{-}-\text{N}$ 、DOC 累计淋失量(mg)为每次淋溶量之和,计算公式为:

$$m = \frac{c \times V}{10^3} \quad (2)$$

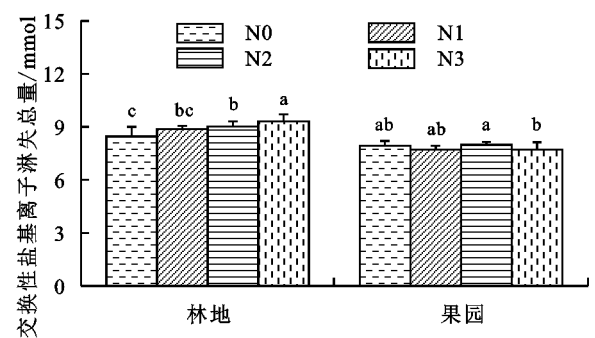
式中: m 为单次淋失量(mg); c 为样品浓度(mg/L); V 为淋出液体积(mL)。

采用 Excel 2010 软件对数据进行预处理,利用 SPSS 24 软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和 Duncan 多重比较检验法分析处理间的差异,用 Origin2021 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 氮添加对土壤交换性盐基离子淋溶的影响

2.1.1 氮添加对土壤交换性盐基离子淋失总量的影响 由图 1 可知,随着氮添加量的增加,林地土壤中交换性盐基离子淋失总量显著增加($p < 0.05$),而对果园土壤中交换性盐基离子淋失总量的变化无显著影响。对于林地土壤,氮添加显著影响盐基离子淋失总量,高氮(N3)处理下淋失总量最高,与对照组(N0)处理相比显著增加 8.49%;果园土壤中交换性盐基离子淋失总量随着氮添加量的增加呈先上升后下降的趋势,中氮(N2)处理下淋失总量最高,但高氮(N3)处理与中氮(N2)处理相比显著降低 7.36%。在同一水平氮添加处理下,林地土壤中交换性盐基离子淋失总量均高于果园土壤,且林地土壤中最高淋失总量比果园土壤最高淋失总量高 20.02%。



注:图柱上方不同小写字母表示不同处理间差异显著($p < 0.05$)。下同。

图 1 氮添加对土壤交换性盐基离子淋失总量的影响

2.1.2 氮添加对土壤交换性 Ca^{2+} 的影响 氮添加量的增加促进林地土壤交换性 Ca^{2+} 的淋失,而果园土壤中氮添加量的变化对土壤中交换性 Ca^{2+} 淋失无显著影响(图 2)。淋溶期间,林地土壤淋出液中的交换性 Ca^{2+} 累计淋失量随着氮添加量的增加显著增加,均显著高于对照组(N0);林地土壤交换性 Ca^{2+} 淋失量均在淋溶前期处于较高水平,后期降至较低水平并逐渐趋于稳定,在第 30 天时交换性 Ca^{2+} 淋失量出现明显峰值,林地高氮(N3)与中氮(N2)处理淋失量高于其他处理,均为 2.25 mmol。而果园土壤各处理淋

出液中的交换性 Ca^{2+} 累计淋失量与对照组无明显差异;但在第 30, 60 天时果园土壤的交换性 Ca^{2+} 淋失量出现明显峰值, 且第 60 天时果园高氮(N3)处理高

于其他处理, 为 2.05 mmol。不同处理下(N1、N2、N3)林地比果园土壤中交换性 Ca^{2+} 累计淋失量分别高出 10.67%, 11.96%, 25.13%。

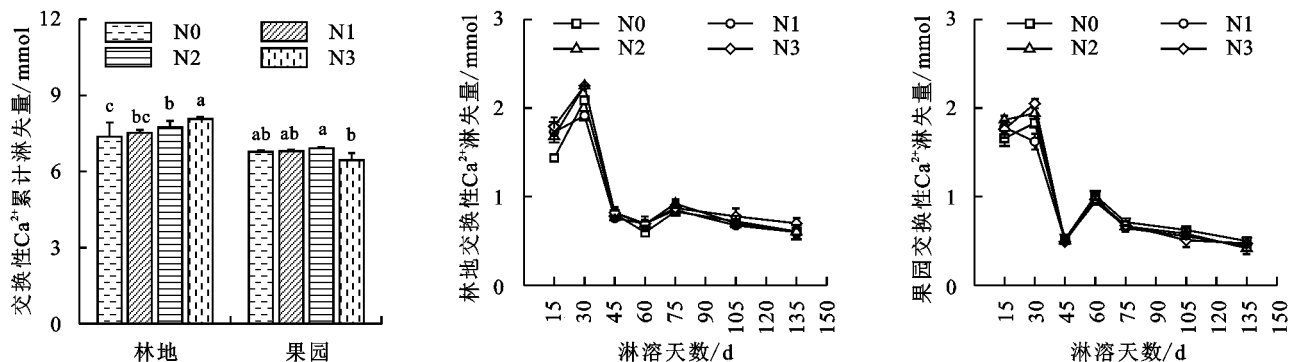


图2 氮添加对土壤交换性 Ca^{2+} 淋溶过程的淋失量及累计淋失量的影响

2.1.3 氮添加对土壤交换性 Mg^{2+} 的影响 在不同氮添加量条件下, 林地和果园土壤中交换性 Mg^{2+} 淋失量及累计淋失量变化趋势存在明显差异(图3)。林地和果园土壤的淋出液中交换性 Mg^{2+} 淋失量均呈先上升后下降再降至较低水平并趋于稳定, 且在林地土壤中, 15 天时除对照组(N0)处理外淋失量均明显提高。从交换性 Mg^{2+} 累计淋失量来看, 与对照组(N0)相比, 林地土壤中其余处理(N1、N2、N3)淋出液的交换

性 Mg^{2+} 淋失量显著增加, 分别增加 9.20%, 11.42%, 8.79%; 果园土壤淋出液中的交换性 Mg^{2+} 累计淋失量随着氮添加梯度的增加总体上呈增加趋势, 低量和高量氮添加处理(N1 和 N3)与对照组(N0)存在显著差异, 果园土壤淋出液交换性 Mg^{2+} 淋失量显著增加, 分别增加 13.20%, 11.10% ($p < 0.05$)。林地土壤淋出液中交换性 Mg^{2+} 累计淋失量高于果园土壤, 不同处理下(N1、N2、N3)分别高出 50.51%, 74.51%, 52.77%。

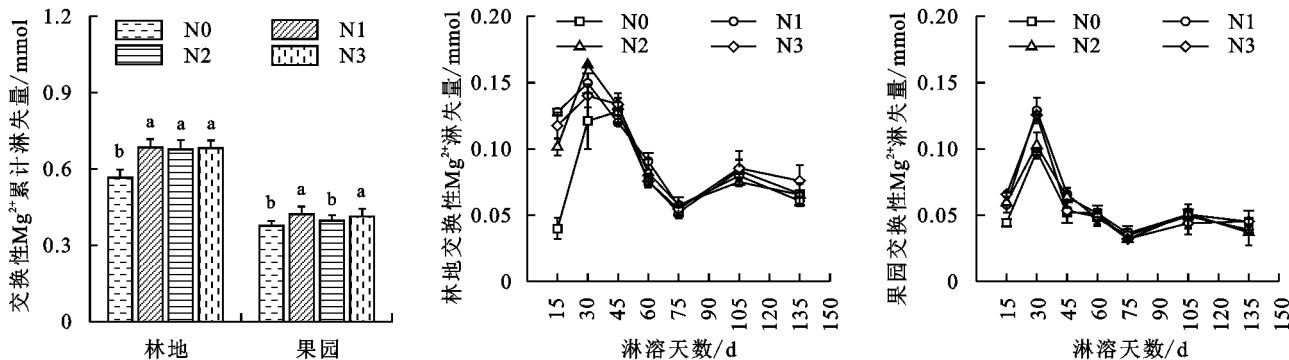
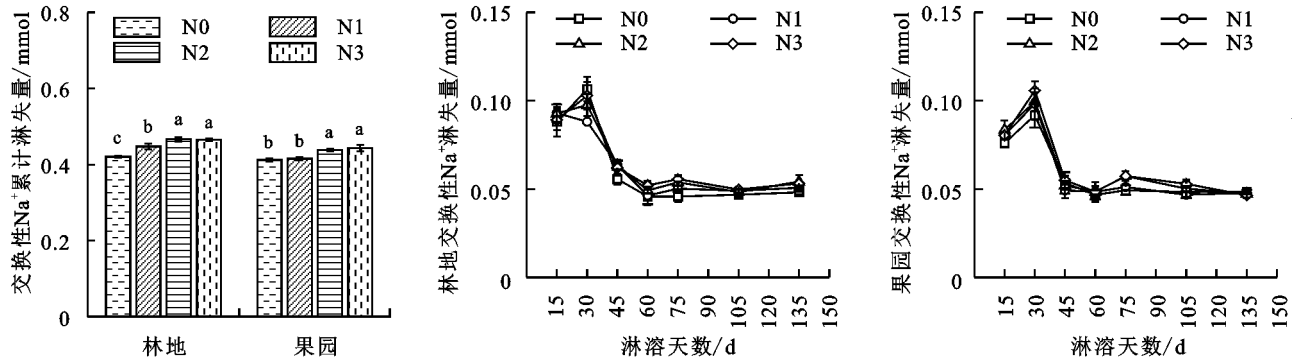
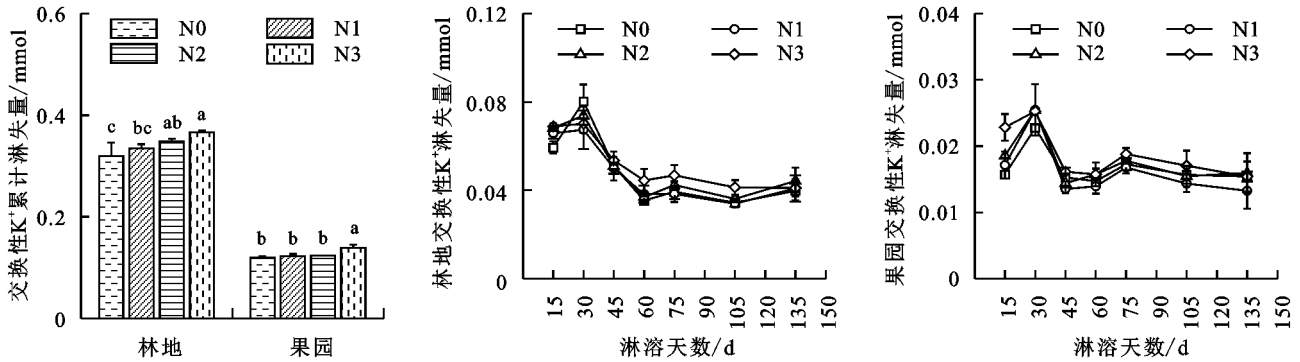


图3 氮添加对土壤交换性 Mg^{2+} 淋溶过程的淋失量及累计淋失量的影响

2.1.4 氮添加对土壤交换性 Na^+ 的影响 在淋溶过程中林地和果园土壤的淋出液中交换性 Na^+ 淋失量呈现先上升后下降至一定水平后保持稳定(图4)。在林地土壤中, 随着氮添加量的增加, 淋出液中交换性 Na^+ 含量显著增加, 与对照组(N0)相比, N1, N2, N3 处理交换性 Na^+ 累计淋失量显著增加 6.45%, 11.01%, 10.71%, 而中量和高量模拟的氮添加处理间无显著差异 ($p > 0.05$)。果园土壤中, 沿着氮添加梯度的增加, 交换性 Na^+ 累计淋失量显著增加, 主要表现为中氮(N2)和高氮(N3)处理显著高于对照组(N0)和低氮(N1)处理 ($p < 0.05$), 与对照组(N0)处理相比, 中氮(N2)和高氮(N3)处理分别增加 6.50%, 7.68%。即在林地和果园土壤中, 随着氮添加量的增加, 土壤中 Na^+ 淋失量越高。林地土壤淋出液中交换性 Na^+ 累计淋失量与果园土壤相近。

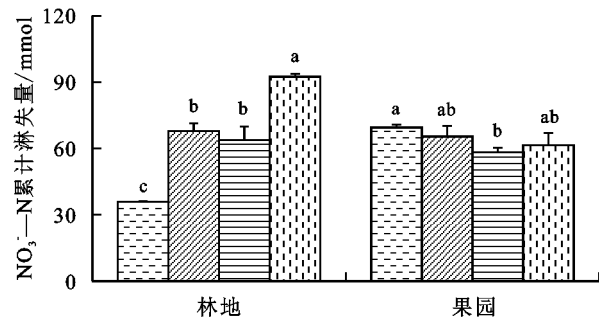
2.1.5 氮添加对土壤交换性 K^+ 的影响 氮添加量

的变化显著影响林地土壤中交换性 K^+ 的淋失, 而对果园土壤中交换性 K^+ 淋失量无显著变化, 在整个淋溶过程中林地和果园土壤的淋出液中交换性 K^+ 淋失量每个处理均呈先上升后下降再趋于稳定的趋势(图5)。林地土壤中, 随着氮添加量的增加, 淋出液中交换性 K^+ 累计淋失量逐渐增加, 且中氮(N2)和高氮(N3)处理的交换性 K^+ 累计淋失量显著高于对照组(N0) ($p < 0.05$), 低氮(N1)处理与对照组(N0)无显著差异 ($p > 0.05$), 即在模拟氮沉降添加下, 氮添加量越高, 土壤中交换性 K^+ 淋失量越高。果园土壤中, 仅高氮(N3)处理的交换性 K^+ 累计淋失量显著高于其余处理 ($p < 0.05$), 为 0.139 mmol; 而与对照组(N0)对比, 低氮(N1)和中氮(N2)处理无显著变化, 即在高氮(N3)处理下 K^+ 淋失量效果明显。林地土壤淋出液中交换性 K^+ 更易淋失, 不同处理下(N1、N2、N3)分别为果园土壤的 2.72, 2.80, 2.63 倍。

图4 氮添加对土壤交换性 Na^+ 淋溶过程中淋失量及累计淋失量的影响图5 氮添加对土壤交换性 K^+ 淋溶过程中淋失量及累计淋失量的影响

2.2 氮添加对土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量的影响

林地和果园土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 累计淋失量对氮添加的响应存在差异(图6)。林地土壤中氮添加促进 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失,而果园中随着氮添加量的变化 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 淋失量有所降低,中氮(N2)处理下显著降低 15.92%。林地土壤中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 累计淋失量随着氮添加量的增加,呈逐渐上升的趋势。与对照组(N0)相比,低氮(N1)、中氮(N2)、高氮(N3)处理显著增加 ($p < 0.05$),分别增加 89.21%, 77.73%, 157.25%,即在林地土壤中随着氮添加量的增加促进 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋失。果园土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 累计淋失量随着处理中氮添加量的增加而逐步降低。与对照组(N0)相比,低氮(N1)与高氮(N3)无显著差异($p > 0.05$),而中氮(N2)处理显著降低,降低 15.92%,即在果园土壤中,随着氮添加量的增加而降低土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的淋失。

图6 氮添加对土壤中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 累计淋失量的影响

2.3 氮添加对土壤 DOC 淋失量的影响

林地和果园土壤 DOC 的累计淋失量对氮添加的响应存在差异(图7)。林地土壤中,随着氮添加量

的增加,DOC 累计淋失量呈先上升后下降的趋势,与对照组(N0)相比,中氮(N2)、高氮(N3)处理土壤中 DOC 累计淋失量分别降低 1.15%, 9.53%, 而 N1 处理的 DOC 累计淋失量增加 9.34%;果园土壤中,随着氮添加量的增加,DOC 累计淋失量呈先下降后上升再下降的趋势,与对照组(N0)相比,低氮(N1)、中氮(N2)、高氮(N3)处理土壤中 DOC 累计淋失量分别降低 15.55%, 5.88%, 17.16% ($p < 0.05$);林地土壤各处理间 DOC 的累计淋失量均高于果园土壤。

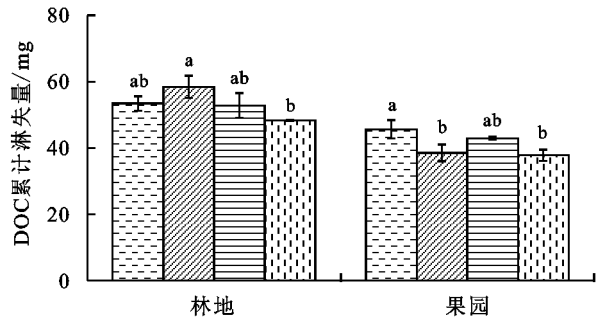


图7 氮添加对土壤中 DOC 累计淋失量的影响

3 讨论

土壤中交换性盐基离子是评估土壤肥力的重要指标^[13],本研究结果表明,氮添加量的增加促进土壤中交换性盐基离子的淋失,尤其是林地土壤中的交换性盐基离子(图1)。有研究^[14]表明,施氮促进土壤盐基离子的淋失,并且土壤中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 淋失量随着氮添加量的增加而增加,这与本研究林地土壤中的结果一致。本研究结果表明,氮添加背景下

林地土壤中的交换性盐基离子相较于果园土壤更易淋失,主要是因为天然林地土壤受到人为干扰的程度低,土壤中的交换性盐基离子积累在土壤表层;而果园土壤经过施肥、翻耕后,土壤中的交换性盐基离子分布相对较为均匀。本研究结果表明,不同的交换性盐基离子对氮输入的响应不同,林地和果园土壤中交换性盐基离子的淋失量最高均为 Ca^{2+} ,其次为 Mg^{2+} 、 Na^{+} ,最低为 K^{+} (图 2~图 5)。这可能是由于 Na^{+} 和 K^{+} 均为一价阳离子,且 Na^{+} 被吸附和凝聚的能力较弱,与 Na^{+} 相比, K^{+} 的交换能力较强,易被土壤吸附,不易淋洗^[15],因而在模拟氮沉降条件下 K^{+} 虽然有淋失,但淋失量仍少于 Na^{+} ,且交换性 Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 对模拟氮沉降的响应敏感^[16], Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 均为二价阳离子,二者的物理化学性质相近,因此土壤中 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的分布特征与变化趋势可能存在相似之处^[17]。有研究^[18]表明,氮沉降下,过量的 NO_3^{-} 的输入引起土壤中交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 离子的淋失量加剧。

在氮添加下,土壤中的无机氮含量增加,且 NO_3^{-} 的淋失引起交换性盐基离子的损失^[19]。本研究结果表明,林地土壤中 NO_3^{-} —N 淋失量呈逐渐上升趋势(图 6),并且有研究^[20]表明,由于电中性法则,交换性盐基离子从土壤胶粒表面被交换后与带负电的阴离子一起淋失,且 NO_3^{-} —N 有带负电、易淋失的特性,随氮添加量的增加而增加,因此对土壤中的交换性盐基离子的淋失量有显著的促进作用($p < 0.05$);而果园中 NO_3^{-} —N 淋失量沿着氮沉降梯度的增加呈先下降后略有上升(图 6),这可能是因为柑橘树的生长过程中,土壤中的氮素大部分为果树吸收,而氮输入增加土壤中氮的可利用性,且被土壤中的微生物所摄取,从而导致土壤中的 NO_3^{-} —N 淋失量降低,因此果园土壤中的交换性盐基离子在各处理间的淋失总量与对照组相比无显著变化($p > 0.05$)。

土壤有机碳是全球碳循环的重要组成部分,土壤中的可溶性有机碳能够为土壤中微生物的生长、繁殖提供所需要的能量^[21],且 DOC 易随地表径流而流失^[22]。本研究结果表明,氮添加下林地和果园土壤 DOC 的淋失量存在差异,林地土壤 DOC 淋失量呈先上升后下降趋势,而果园土壤大体上呈下降趋势(图 7),这可能是由于林地和果园土壤中外源氮输入增加土壤中的可利用性氮^[23],土壤微生物的生长、繁殖对营养物质与能量的需求增加^[24],因此林地和果园土壤中 DOC 的淋失量总体上随氮添加量的增加而减少。

4 结论

(1)氮添加促进林地土壤中交换性盐基离子的淋失,且随着施氮量的提高而增加,林地土壤 N3 处理

下交换性盐基离子淋失总量为 N1 处理下的 1.07 倍;而未显著影响果园土壤交换性盐基离子的淋失;另外,同一施氮水平处理下,淋失量的高低顺序表现为 $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Na}^{+} > \text{K}^{+}$,且林地土壤各交换性盐基离子的累计淋失量均高于果园土壤。

(2)随着氮添加量的增加,林地土壤中 NO_3^{-} —N 的淋失量显著增加,N3 处理下 NO_3^{-} —N 淋失量为 N1 处理下的 1.36 倍;而果园土壤 NO_3^{-} —N 的淋失量随着氮添加量的增加而有所降低,N1、N2、N3 处理分别降低 5.77%,15.92%,11.31%。

(3)随着氮添加量的增加,林地土壤 DOC 累计淋失量先上升后降低,N2、N3 处理下 DOC 累计淋失量分别降低 1.15%,9.53%;而果园土壤各处理(N1、N2、N3)DOC 累计淋失量分别降低 15.55%,5.88%,17.16%。

参考文献:

- [1] 张乃木,宋娅丽,王克勤,等.模拟氮沉降下滇中亚高山森林凋落物养分元素释放特征[J].生态环境学报,2021,30(5):920-928.
- [2] 闫钟清,齐玉春,董云社,等.降水与氮沉降变化对草地关键氮过程的影响研究进展[J].中国环境科学,2016,36(4):1189-1197.
- [3] 柳菲,赖晓明,朱青,等.季节性干湿气候对茶园坡面土壤硝态氮淋失的影响[J].农业现代化研究,2021,42(2):223-231.
- [4] 王丽君,程瑞梅,肖文发,等.三峡库区马尾松人工林土壤酶活性和微生物生物量对氮添加的季节性响应[J].生态学报,2021,41(24):9857-9868.
- [5] 元晓春,杨景清,王铮,等.增温和施氮对亚热带杉木人工林土壤溶液养分的影响[J].生态学报,2018,38(7):2323-2332.
- [6] Zhang W Z, Yin C M, Chen C L, et al. Estimation of long-term Ca^{2+} loss through outlet flow from an agricultural watershed and the influencing factors[J].Environmental Science and Pollution Research, 2016,11(23):10911-10921.
- [7] Amit S, Asif N, Hartmut K, et al. Early growth reduction in *Vicia faba* L. under alkali salt stress is mainly caused by excess bicarbonate and related to citrate and malate over accumulation[J].Environmental and Experimental Botany,2021,192: e104636.
- [8] Keys K, Burton D L, Price G W, et al. Ion availabilities in two forest soils amended with alkaline-treated biosolids, agricultural lime, and wood fly ash over a 10-week period[J].Canadian Journal of Forest Research,2020,51(1):41-48.
- [9] Dirnbock T, Kobler J, Kraus D, et al. Impacts of management and climate change on nitrate leaching in a forested karst area[J].Journal of Environmental Management,2016,165:243-252.
- [10] 窦添元,龙娟,廖宇琴,等.三峡库区农业小流域盐基离

子排放特征研究[J].农业环境科学学报,2020,39(6):1321-1331.

[11] 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,1978:466-532.

[12] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000:49-192.

[13] 田圣贤,冯盼,杨山,等.东北阔叶红松林腐殖质层土壤阳离子交换性能及其主要影响因素[J].生态学杂志,2018,37(9):2549-2558.

[14] 张倩,高明,徐畅,等.施氮对紫色土硝酸根和盐基离子耦合迁移的影响[J].水土保持学报,2013,27(1):111-115.

[15] 冯欢,张俊岭,张风华.不同复垦模式对土壤团聚体及水溶性阳离子的影响[J].水土保持研究,2018,25(6):94-99,108.

[16] 叶彦辉,刘云龙,韩艳英,等.氮沉降对西藏高山灌丛草甸土壤理化性质的短期影响[J].草地学报,2017,25(5):973-981.

[17] 邢旭光,马孝义,康端刚.盐阳离子类型及浓度对土壤持水及干缩开裂的作用效果[J].农业工程学报,2016,32(9):115-122.

[18] 宁应之,张惠茹,王芳国,等.模拟氮沉降对高寒草甸土壤纤毛虫群落的影响[J].生态环境学报,2018,27(1):1-9.

[19] 郭群.氮添加对内蒙古温带典型草原土壤的酸化效应及水分的影响[J].应用生态学报,2019,30(10):3285-3291.

[20] 汪文强,王子芳,高明,等.施氮对紫色土交换性酸及盐基饱和度的影响[J].水土保持学报,2014,28(3):138-142.

[21] 白雪,农梦玲,龙鹏宇,等.蔗田滴灌施肥土壤甲烷排放通量与活性有机碳含量的关系[J].华南农业大学学报,2020,41(3):31-37.

[22] 熊子怡,郑杰炳,王丹,等.不同施肥条件下紫色土旱坡地可溶性有机碳流失特征[J].环境科学,2021,42(2):967-976.

[23] 郭亚兵,毛晋花,王聪,等.氮、磷添加对热带森林土壤氮转化及损失影响的研究进展[J].生态学杂志,2021,40(10):3339-3354.

[24] 胡宗达,刘世荣,刘兴良,等.川西亚高山天然次生林不同演替阶段土壤—微生物生物量及其化学计量特征[J].生态学报,2021,41(12):4900-4912.

(上接第 187 页)

[26] 侯玉婷,南卓铜,潘小多.WRF 和 GLDAS 降水数据在黑河上游山区流域的比较与分析[J].兰州大学学报(自然科学版),2013,49(4):437-447.

[27] 陈胜品.福建省登陆台风与暴雨洪水关系分析[J].海峡科学,2010(10):173-176.

[28] 季倩倩.近 40 年西北太平洋登陆热带气旋强度变化特征研究[D]. 广东 湛江:广东海洋大学,2020.

(上接第 196 页)

[27] Davis K E R, Sangwan P, Janssen P H. Acidobacteria, Rubrobacteridae and Chloroflexi are abundant among very slow-growing and mini-colony-forming soil bacteria[J]. Environmental Microbiology,2011,13(3):798-805.

[28] 刘佳,陈晓芬,刘明,等.长期施肥对旱地红壤细菌群落的影响[J].土壤学报,2020,57(2):468-478.

[29] 王文晓,李小伟,黄文广,等.蒙古沙冬青根际土壤细菌群落组成及多样性与生态因子相关性研究[J].生态学报,2020,40(23):8660-8671.

[30] Li J Y, Fu Y L, Pike S M, et al. The Arabidopsis nitrate transporter NRT1.8 functions in nitrate removal from the xylem sap and mediates cadmium tolerance[J].Plant Cell,2010,22(5):1633-1646.

[31] 刘坤和,薛玉琴,竹兰萍,等.嘉陵江滨岸带不同土地利用类型对土壤细菌群落多样性的影响[J].环境科学,2022,43(3):1620-1629.

[32] Zhang Y G, Liu X, Cong J, et al. The microbially mediated soil organic carbon loss under degenerative succession in an alpine meadow[J].Molecular Ecology,2017,26(14):3676-3686.

[33] 张仲富,喻庆国,王行,等.植物群落和土壤理化性质对碧塔海湿地土壤细菌群落的影响[J].应用生态学报,2021,32(6):2199-2208.

[34] 王露莹,孙慧珍,杨雪.松花江下游滨岸带典型植被根际土壤细菌群落结构与功能多样性[J].环境科学,2022,43(4):2182-2191.

[35] Hou X L, Han H, Tigabu M. et al. Changes in soil physico-chemical properties following vegetation restoration mediate bacterial community composition and diversity in Changting, China[J].Ecological Engineering,2019,138:171-179.

[36] Rivett D W, Thomas B. Abundance determines the functional role of bacterial phylotypes in complex communities[J].Nature Microbiology,2018,3(7):767-772.

[37] 肖筱怡,靳振江,冷蒙,等.岩溶与非岩溶区水稻土团聚体细菌群落结构和功能类群比较[J].环境科学,2022,43(7):3865-3875.