

氮沉降下滇中高原森林凋落物分解特征对其持水性的影响

肖文贤¹, 王克勤^{1,2}, 宋娅丽^{1,2}, 安文雄¹

(1.西南林业大学生态与环境学院,昆明 650224;
2.国家林业和草原局云南玉溪森林生态系统国家定位观测研究站,昆明 650224)

摘要: 研究模拟氮沉降下凋落物分解特征对其持水性的影响,旨在为氮沉降背景下森林生态系统养分循环和水分循环相关研究提供理论依据。以滇中高原常绿阔叶林和高山栎林为研究对象,在野外开展模拟氮沉降下凋落叶、枝原位分解研究试验,设置 0(对照 CK),10(低氮 LN),20(中氮 MN),25(高氮 HN) g/(m²·a)N 共 4 种处理,利用尼龙网袋法和室内浸泡法,探究不同处理下凋落叶、枝质量残留率、持水量和持水率及吸水速率变化特征。结果表明:(1) 2 种林分凋落叶、枝质量残留率随分解时间延长而减少;与 CK 质量残留率相比,LN 处理 2 种林分凋落叶、枝无显著影响($p>0.05$),MN 和 HN 处理使常绿阔叶林凋落叶分解第 16,19,23,24 个月和 HN 处理高山栎林凋落叶分解第 16 个月分别增加 5.05%~7.45%,7.88%~8.62%,4.72%。(2)与 CK 分解 95%所需时间相比,LN 处理使常绿阔叶林凋落叶、枝和高山栎林凋落枝分别增加 0.549,0.366,0.402 年,高山栎林凋落叶则减少 1.011 年,MN 和 HN 处理使 2 种林分落叶、枝增加 0.236~3.638 年。(3)分解时间和氮沉降及其二者交互作用显著影响凋落叶、枝最大持水量、最大持水率和最大吸水速率($p<0.001$);与 CK 最大持水量、最大持水率和最大吸水速率相比,LN 和 MN 处理使常绿阔叶林凋落叶分别减少 21.99%,6.47%,54.47%,16.14%,4.15%,1.25%,HN 处理分别增加 0.24%,0.80%,0.96%,LN,MN 和 HN 处理使常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝分别增加 8.03%~38.22%,5.47%~60.00%,0.46%~5.72%。(4) 2 种林分凋落叶、枝持水量和持水率与浸泡时间呈对数函数关系($m=a+b\ln t$),吸水速率与浸泡时间呈幂函数关系($v=at^{-b}$)。(5)常绿阔叶林凋落叶和高山栎林凋落枝质量残留率分别与其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率呈显著正相关关系($p<0.05$)。综上,凋落物持水性受其分解阶段和氮沉降干扰的影响。

关键词: 氮沉降;凋落物分解;持水量;持水率;吸水速率;常绿阔叶林;高山栎林

中图分类号:S715 **文献标识码:**A **文章编号:**1009-2242(2023)01-0227-11

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.01.030

Influence of Decomposition Characteristics of Forest Litter on Water Holding Capacity Under Nitrogen Deposition in Central Yunnan Plateau

XIAO Wenxian¹, WANG Kegin^{1,2}, SONG Yali^{1,2}, AN Wenxiong¹

(1.College of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224;
2.Yuxi Forestry Ecosystem Research Station of National Forestry and Grassland Administration, Kunming 650224)

Abstract: To study the influence of decomposition characteristics of litter on their water holding capacity under simulated nitrogen (N) deposition so as to provide a theoretical basis for the study of nutrient and water cycling in forest ecosystem under N deposition. The evergreen broad-leaved forest and *Quercus semicarpifolia* forest in central Yunnan Plateau were selected to conduct in situ leaf litter and twig decomposition experiment with four N treatment levels of 0 (control check CK), 10 (low nitrogen LN), 20 (medium nitrogen MN) and 25 (high nitrogen HN) g/(m²·a)N. Litterbag method and the laboratory immersion method were used to explore the variation characteristics of mass remaining rate, water holding capacity, water holding rate and water absorption rate of leaf litter and twig litter under different treatment. The results showed that: (1) The mass remaining rate of leaf litter and twig litter in two forest types decreased

with the extension of decomposition time. Compared with the mass remaining rate of CK, LN treatment had no significant effect on leaf litter and twig litter in two forest types. MN and HN treatments increased leaf litter decomposition in evergreen broad-leaved forest at 16, 19, 23, 24 months and HN treatment increased leaf litter decomposition in *Q. semicarpifolia* forest at 16 months by 5.05%~7.45%, 7.88%~8.62% and 4.72%, respectively. (2) Compared with the CK, LN treatment increased the time required for 95% decomposition of leaf litter and twig litter in evergreen broad-leaved forest and twig litter in *Q. semicarpifolia* forest by 0.549, 0.366 and 0.402 years, respectively, while that of leaf litter in *Q. semicarpifolia* forest decreased by 1.011 years, and that of leaf litter and twig litter in two forest types under MN and HN treatment increased by 0.236~3.638 years. (3) The decomposition time, nitrogen deposition and their interaction significantly affected the maximum water holding capacity, maximum water holding rate, maximum water absorption of leaf litter and twig litter ($p<0.001$). Compared with the CK, the maximum water holding capacity, maximum water holding rate, maximum water absorption of leaf litter in evergreen broad-leaved forest under LN and MN treatments decreased by 21.99%, 6.47%, 54.47%, 16.14%, 4.15% and 1.25%, respectively, and those under HN treatment increased by 0.24%, 0.80%, and 0.96%, respectively, and in LN and MN and HN treatments, those of twig litter in evergreen broad-leave forest and leaf and twig litter in *Q. semicarpifolia* forest increased by 8.03%~38.22%, 5.47%~60.00% and 0.46%~5.72%, respectively. (4) The relationship between water holding capacity and the water holding rate of leaf litter and twig litter in two forest types and immersion time was a logarithmic function ($m=a+b\ln t$), and the water absorption rate was exponentially related to immersion time ($v=at^{-b}$). (5) The mass remaining rate of leaf litter in evergreen broad-leaved forest and that of twig litter in *Q. semicarpifolia* forest were significantly and positively correlated with their maximum water holding capacity, maximum water holding rate and maximum water absorption rate, respectively ($p<0.05$). In conclusion, the water holding capacity of litter was affected by the decomposition stage and nitrogen deposition.

Keywords: nitrogen deposition; litter decomposition; water holding capacity; water holding rate; water absorption rate; evergreen broad-leaved forest; *Quercus semicarpifolia* forest

工业革命以来,由于化石燃料大量燃烧、氮肥生产和使用量急剧增加,我国成为继北美和西欧之后的第 3 个全球氮沉降热点区域,持续增加的氮沉降量不断向生态系统沉降,通过改变凋落物基质质量、分解者群落结构特征及土壤理化性质等多种因素,进一步影响养分循环与固定、土壤微生物的分解作用及土壤呼吸等多种生态过程。同时,受氮沉降影响高原生态系统也面临养分失衡、土壤酸化、物种多样性衰减等多种生态问题^[1-3]。

目前,氮沉降对高原生态系统养分循环影响的研究主要集中在青藏高原和黄土高原等高海拔区域,研究内容以土壤养分有效性、植物群落结构特征和凋落物分解及其养分释放对氮沉降响应为主。研究指出短期氮沉降有助于提高土壤有效性,但长期过度的氮沉降会降低物种丰富度和多样性,对凋落物分解产生促进^[4]、抑制^[5]或无影响^[6]等不同结果,这与高原或高海拔区域自然环境、凋落物分解阶段及其基质质量等因素密切相关。Hou 等^[7]研究发现,氮沉降影响凋落物分解的原因与氮沉降下土壤 C/N 和 pH 降低

及细菌与真菌比值显著升高有关;Chen 等^[8]研究认为,氮沉降对凋落物分解的影响可以通过外源资源供应来改变,但最终取决于内源凋落物基质质量;张建利等^[9]研究认为,凋落物分解特征与其持水能力存在显著线性关系。可见氮沉降引起凋落物分解特征变化的同时必使其水土保持功能受影响,目前关于高原生态系统凋落物持水性、凋落物分解特征及其水土保持功能关系研究已有许多,有研究^[10-14]认为,阔叶林树种凋落物持水能力较针叶林小,同一树种凋落物不同分解层分解程度高的凋落物其持水性较分解程度低的强,凋落物分解速率及其最大持水率均对凋落物最大持水量产生影响,表明凋落物持水能力与树种生物学特性、林分类型和结构以及凋落物组分及其分解程度密切相关,但是对于氮沉降持续增加的背景下高原生态系统凋落物分解特征对其持水性的影响机制尚不明确,仍需进一步研究。

磨盘山国家森林公园地处云贵高原、横断山地和青藏高原结合处,具有独特的地理自然环境,其典型的中山半湿性常绿阔叶林生态系统水土保持及水源涵

养功能作用显著。常绿阔叶林(*evergreen broad-leaf forest*)和高山栎林(*Quercus semicarpifolia forest*)作为磨盘山的地带性植被,是非常重要的森林资源,分布广、适应性强、凋落物现存量丰富,2 种林分凋落物分解及持水性特征具有很高的科研价值。因此,本研究以滇中高原常绿阔叶林和高山栎林凋落叶、枝为研究对象,采用凋落物原位分解法,模拟氮沉降下凋落叶、枝不同分解特征对其持水性影响,探讨在不同模拟氮沉降处理下常绿阔叶林和高山栎林凋落叶、枝的质量残留率、持水量和持水率及吸水速率的变化特征及其之间相关性,为评价氮沉降背景下该区域森林生态系统水土保持和水源涵养功能提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

研究区为磨盘山国家森林公园观测研究站,位于云南省玉溪市新平彝族傣族自治县(23°46′18″—23°54′34″N,101°16′06″—101°16′12″E),属中亚热带半湿润凉冬高原季风气候,年均气温为 14~16 ℃,降水集中在 5—10 月,年均降水量为 1 000 ~ 1 100 mm。最低海拔 1 330 m,最高海拔 2 614 m,相对高差 1 284 m。主要土壤类型有山原红壤和红壤性土,高海拔区域分布有黄红壤。森林植被类型分布

随海拔高度增大显现出明显垂直分布特征,森林类型依次为亚热带暖性常绿阔叶林、亚热带湿性常绿阔叶林、落叶阔叶林、湿性针阔叶混交林和山顶矮曲林,从而形成以中山半湿性常绿阔叶林为主的原生和次生原始森林区,其活立木蓄积量 443 059 m³,森林覆盖率达 64%。

1.2 试验设计

1.2.1 前期准备 2018 年 10—12 月,根据研究区的自然环境状况,在常绿阔叶林和高山栎林林内各自选取 3 块规格为 20 m×20 m,立地条件相近的样地(常绿阔叶林以样方内树种密度和树种分布情况为标准,选取米槠、光叶柯和糙皮桦作为标准株,其中米槠占主要部分),在各样地中四角的点及对角线交点处选取 100 cm×100 cm 的小样方,然后分别收取小样方内未分解的凋落叶和凋落枝密封装袋(高山栎林属纯林,所取凋落叶、枝均来自同一树种;常绿阔叶林所取凋落叶、枝中米槠占主要部分,其次为光叶柯和糙皮桦),并带回实验室各自混合均匀,在 65 ℃烘箱内烘干,烘干后分别称取凋落叶、枝各 10.0 g 装入分解袋(规格为 20 cm×20 cm,表面孔洞直径为 1 mm),装袋时确保凋落叶、枝能均匀平整填满分解袋平面。凋落叶、枝基础化学元素含量见表 1。

表 1 2 种林分凋落叶和凋落枝基础化学元素含量

林分类型	凋落物组分	木质素/ (mg·g ⁻¹)	纤维素/ (mg·g ⁻¹)	全碳/ (mg·g ⁻¹)	全氮/ (mg·g ⁻¹)	碳氮比
常绿阔叶林	凋落叶	395.22±2.29	205.71±3.47	501.68±2.70	16.21±0.32	30.95
	凋落枝	399.37±3.40	306.10±2.85	541.22±5.18	8.32±0.18	65.05
高山栎林	凋落叶	441.57±4.18	229.86±4.66	518.39±3.88	9.92±0.05	52.26
	凋落枝	422.97±6.19	317.59±6.10	534.24±2.76	7.74±0.06	69.02

注:表中数据为平均值±标准差。下同。

1.2.2 样地设置与放样 2019 年 1 月,在常绿阔叶林和高山栎林中各选取 3 块 20 m×20 m 的标准样地(表 2),在每个标准样地中随机布设 4 块 3 m×3 m 的小样方(用于放凋落物分解袋及人工模拟氮沉

降处理),各小样方间距>10 m,并将放有凋落物的分解袋(每种林型凋落叶、凋落枝各 576 袋)均匀平整摆放在各小样方土壤之上,使其在野外自然分解的同时每月定期进行喷施氮处理。

表 2 2 种林分标准样地概况

林分类型	样地	海拔/m	林龄/a	平均树高/m	平均胸径/cm	郁闭度	坡度/(°)	坡向	土壤类型
常绿阔叶林	1	2318	15	14.2	11.3	0.91	12	西北	红壤
	2	2258	17	13.8	10.5	0.85	13	西北	红壤
	3	2236	17	14.3	10.9	0.87	16	西北	红壤
高山栎林	1	2287	15	4.2	8.2	0.90	15	东北	黄棕红壤
	2	2281	16	4.1	9.2	0.91	15	东北	黄棕红壤
	3	2373	16	4.1	9.5	0.88	14	东北	黄棕红壤

1.2.3 模拟氮沉降处理 参考张晓曦等^[5]研究中涉及的高原区域和周世兴等^[15]、刘济明等^[16]研究中涉及的西南地区的氮沉降研究中普遍设置的氮沉降强

度,依据本研究区年氮沉降量[3.84 g/(m²·a)N],考虑未来大气氮沉降量增加趋势可能性,设置对照[CK,0 g/(m²·a)N]、低氮[LN,10 g/(m²·a)N]、中氮

[MN, 20 g/(m² · a)N]、高氮[HN, 25 g/(m² · a)N]共 4 个处理。模拟氮沉降的氮源为尿素 CO(NH₂)₂ 溶液,采用背式电动喷雾器在小样方内人工均匀喷洒装有凋落物的分解袋。按上述操作人工模拟氮沉降进行喷施氮处理,每月 1 次,第 1 年喷施氮时间为 2019 年 1—12 月,因新冠肺炎疫情影响,导致喷施氮处理未能连续进行,故第 2 年喷施氮时间为 2020 年 6 月至 2021 年 5 月,合计共喷洒 24 次,除 CK 喷洒相同量清水外,其他处理管控方法均相同。

1.2.4 样品收集与处理 本研究收集的所有样品均来自试验的第 2 年。于 2020 年 7 月中旬起,分别收取常绿阔叶林和高山栎林每个标准样地每个小样方中各处理凋落叶、枝分解袋各 2 袋,合计每个处理凋落叶、枝分解袋共 6 袋,共取样 12 次,持续至 2021 年 6 月。收集的凋落物分解袋密封保存并带回实验室,取出分解袋内的凋落叶、枝,清除附着在其表面的植物残根和砂石等杂质,置于 65 ℃ 烘箱烘烤至质量恒定,然后称其质量用以计算质量残留率。称取烘干的凋落叶、枝各 5 g (m_0) 分别装入规格为 8 cm × 10 cm 的茶叶过滤网袋,浸入装有纯净水的烧杯中,烧杯水面略高于过滤网袋顶部,参照王忠禹等^[10]、周祥等^[11]和王东丽等^[14]的研究,浸泡时长设置在第 0.5, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24 h 后取出过滤网袋,并静止 10 min 直至不滴水后,称其质量,每个处理 3 个重复,计算凋落叶、枝在不同浸泡时间的持水量、持水率和吸水速率。

1.3 指标测定

(1)凋落叶、枝质量残留率(R)计算公式^[15]为:

$$R = \frac{M_t}{M_0} \times 100\%$$

式中: M_t 为分解 t 时间烘干的凋落物残留质量(g); M_0 为凋落物初始干质量 10.0 g。

(2)Olson 负指数衰减模型^[15]为:

$$r = a e^{-kt}$$

式中: r 为质量残留率(%); a 为拟合参数; k 为年分解系数[kg/(kg · a)]; t 为分解时间(年)。

(3)凋落叶、枝分解 50% ($T_{50\%}$) 和 95% ($T_{95\%}$) 所需时间计算公式^[15]为:

$$T_{50\%} = \frac{-\ln(1-0.50)}{k}$$

$$T_{95\%} = \frac{-\ln(1-0.95)}{k}$$

(4)凋落叶、枝持水量计算公式^[14]为:

$$M = m_t - m_0$$

(5)凋落叶、枝持水率计算公式^[14]为:

$$L = \frac{m_t - m_0}{m_0} \times 100\%$$

(6)凋落叶、枝吸水速率计算公式^[14]为:

$$V = \frac{m_t - m_0}{t}$$

式中: M 为凋落叶、枝持水量(g/g); L 为凋落叶、枝持水率(%); V 为凋落叶、枝吸水速率[g/(g · h)]; m_t 为凋落叶、枝浸泡 t 时间后的湿重(g); m_0 为凋落叶、枝初始质量(5.00 g); t 为凋落叶、枝浸泡时间(h)。

1.4 数据处理

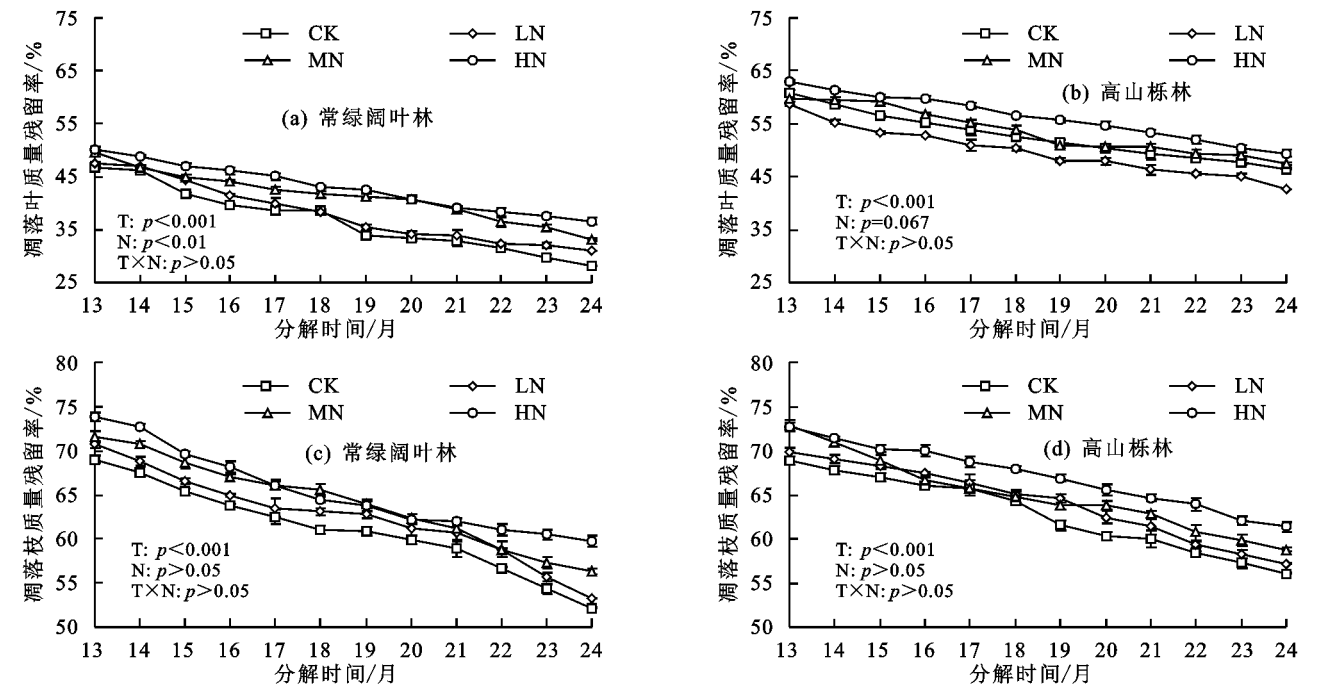
数据整理分析、相关图表绘制采用 Excel 2019、SPSS 22.0 和 Origin 2021 软件。采用重复测量方差分析分解时间和氮处理及其二者交互作用对凋落叶、枝质量残留率及最大持水量的影响;利用单因素方差法和最小显著差异法分析不同处理凋落叶、枝的质量残留率、最大持水量、持水量和吸水速率的差异性($\alpha=0.05$);采用回归分析法分析不同处理凋落叶、枝持水量和吸水速率分别与浸泡时间的关系;用皮尔逊相关性检验凋落叶、枝质量残留率及其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率的相关性。

2 结果与分析

2.1 模拟氮沉降下 2 种林分凋落叶、枝质量残留率变化特征

由图 1 可知,分解 13~24 个月,各处理下 2 种林分凋落叶、枝质量残留率均随分解时间延长呈下降趋势,这与潘禹^[17]对该区域同一林分凋落物在模拟氮沉降影响下分解 1~12 个月的变化一致。与 CK 相比,LN 处理对 2 种林分凋落叶、枝影响不显著($p < 0.05$),MN 和 HN 处理常绿阔叶林凋落叶分解第 16, 19, 23, 24 个月质量残留率较 CK(39.78%, 33.88%, 29.70%, 28.08%)分别显著增加 5.05%~7.45%, 7.88%~8.62% ($p < 0.05$);HN 处理高山栎林凋落叶分解第 16 个月较 CK(55.08%)显著增加 4.72% ($p < 0.05$)。重复测量方差分析表明,分解时间(T)对 2 种林分凋落叶、枝质量残留率均有极显著影响($p < 0.001$),氮处理(N)对常绿阔叶林凋落叶有显著影响($p < 0.01$),而对常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝无显著影响($p > 0.05$),分解时间与氮处理交互作用对 2 种林分凋落叶、枝均无显著影响($p > 0.05$)。

单因素方差分析表明,各处理常绿阔叶林凋落叶质量残留率显著小于高山栎林($p < 0.05$),各处理 2 种林分凋落叶质量残留率显著小于凋落枝($p < 0.05$);氮沉降下常绿阔叶林凋落叶质量残留率有显著差异($F=3.325$, $p=0.028$),氮沉降下高山栎林凋落叶质量残留率有显著差异($F=4.186$, $p=0.011$);氮沉降下常绿阔叶林和高山栎林凋落枝差异不显著性($p > 0.05$)。



注:T为时间;N为氮处理;×表示其交互作用;各时间点上的LN、MN和HN表示该处理与对照(CK)差异显著($p < 0.05$)。

图1 2种林分不同氮处理凋落叶、枝分解过程中质量残留率变化特征

2.2 模拟氮沉降下2种林分凋落叶、枝质量残留率负指数衰减模型

由表3可知,各处理下2种林分凋落叶、枝质量残留率(r)与分解时间(t)均呈极显著负指数关系,且拟合模型决定系数(R^2)均大于0.900,其中除常绿阔叶林凋落枝以MN处理拟合效果最佳外,常绿阔叶林凋落叶和高山栎林凋落叶、枝均以HN处理拟合效果最佳。各处理下2种林分凋落叶、枝分解50%和95%所需的时间依次均为常绿阔叶林(凋落叶)<高山栎林(凋落叶)<常绿阔叶林(凋落枝)<

高山栎林(凋落枝)。各处理下常绿阔叶林凋落叶、枝和高山栎林凋落枝分解系数(k)值表现为 $HN < MN < LN < CK$,高山栎林凋落叶则为 $HN < MN < CK < LN$ 。LN处理使常绿阔叶林凋落叶、枝和高山栎林凋落枝分解95%所需时间较CK(5.467,10.854,12.913年)分别增加0.549,0.366,0.402年,而高山栎林凋落叶较CK(10.737年)则减少1.011年,MN和HN处理使2种林分落叶、枝CK(5.467,10.737,10.854,12.913年)分别增加2.376,3.068,0.236,0.741,0.493,1.894,0.893,3.638年。

表3 2种林分不同氮处理凋落叶、枝质量残留率(r)与分解时间(t)的负指数衰减模型

凋落物 组分	林分 类型	处理	回归 方程	决定系数 (R^2)	分解系数(k)/ ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)	分解50%时间 ($T_{50\%}$)/a	分解95%时间 ($T_{95\%}$)/a
凋落叶	常绿阔叶林	CK	$r = 48.814e^{-0.548t}$	0.978**	0.548	1.265	5.467
		LN	$r = 49.406e^{-0.498t}$	0.975**	0.498	1.392	6.016
		MN	$r = 50.423e^{-0.382t}$	0.964**	0.382	1.815	7.842
		HN	$r = 51.650e^{-0.351t}$	0.995**	0.351	1.975	8.535
凋落枝	高山栎林	CK	$r = 60.970e^{-0.279t}$	0.984**	0.279	2.484	10.737
		LN	$r = 58.567e^{-0.308t}$	0.976**	0.308	2.250	9.726
		MN	$r = 61.903e^{-0.273t}$	0.965**	0.273	2.539	10.973
		HN	$r = 64.590e^{-0.261t}$	0.993**	0.261	2.656	11.478
凋落枝	常绿阔叶林	CK	$r = 70.602e^{-0.276t}$	0.970**	0.276	2.511	10.854
		LN	$r = 71.976e^{-0.267t}$	0.950**	0.267	2.596	11.220
		MN	$r = 73.776e^{-0.264t}$	0.987**	0.264	2.626	11.347
		HN	$r = 74.035e^{-0.235t}$	0.957**	0.235	2.950	12.748
凋落枝	高山栎林	CK	$r = 71.013e^{-0.232t}$	0.980**	0.232	2.988	12.913
		LN	$r = 72.263e^{-0.225t}$	0.979**	0.225	3.081	13.314
		MN	$r = 72.925e^{-0.217t}$	0.971**	0.217	3.194	13.805
		HN	$r = 73.958e^{-0.181t}$	0.991**	0.181	3.830	16.551

注:**表示相关性达极显著水平($p < 0.001$)。

2.3 模拟氮沉降下 2 种林分凋落叶、枝持水性变化特征

2 种林分凋落叶、枝分解过程中最大持水量、最大持

水率和最大吸水速率方差分析结果见表 4,分解时间和氮沉降及其二者交互作用对凋落叶、枝最大持水量、最大持水率和最大吸水速率有极显著影响($p<0.001$)。

表 4 2 种林分凋落叶、枝最大持水量、最大持水率和最大吸水速率重复测量方差分析

林分类型	影响因素	最大持水量/(g·g ⁻¹)				最大持水率/%				最大吸水速率/(g·g ⁻¹ ·h ⁻¹)			
		凋落叶		凋落枝		凋落叶		凋落枝		凋落叶		凋落枝	
		<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
常绿阔叶林	分解时间	423.150	<0.001	2573.110	<0.001	442.727	<0.001	2573.110	<0.001	6320.780	<0.001	190.120	<0.001
	氮沉降	94.914	<0.001	295.929	<0.001	99.730	<0.001	295.929	<0.001	224.411	<0.001	966.220	<0.001
	分解时间×氮沉降	15.024	<0.001	7.588	<0.001	16.455	<0.001	7.588	<0.001	31.531	<0.001	6.098	<0.001
高山栎林	分解时间	1772.457	<0.001	443.211	<0.001	1772.457	<0.001	445.128	<0.001	5045.183	<0.001	1022.833	<0.001
	氮沉降	300.963	<0.001	390.961	<0.001	300.963	<0.001	390.220	<0.001	1069.764	<0.001	449.676	<0.001
	分解时间×氮沉降	14.479	<0.001	2.892	<0.001	14.479	<0.001	2.885	<0.001	14.181	<0.001	8.435	<0.001

注： $p<0.001$ 表示有极显著影响。

由表 5、表 6 和表 7 可知,各处理常绿阔叶林凋落叶、枝分解 24 个月最大持水量、最大持水率和最大吸水速率均显著大于高山栎林($p<0.05$);各处理 2 种林分凋落叶分解 24 个月最大持水量、最大持水率和最大吸水速率均显著大于凋落枝($p<0.05$);各处理最大持水量、最大持水率和最大吸水速率表现为常绿阔叶林凋落叶为 HN>CK>MN>LN,凋落枝为 LN>HN>MN>CK;高山栎林凋落叶为 LN>MN>HN>CK,凋落枝为 HN>MN>LN>CK。说明 LN 和 MN 处理对常绿阔叶林凋落叶持水能力有抑制作用,而 HN 处理则有促进作用;LN、MN 和 HN 处理均不同程度促进常绿

阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝持水能力,其中 LN 处理对常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、HN 处理对高山栎林凋落枝促进作用最显著。

2.3.1 最大持水量变化特征 2 种林分凋落叶、枝分解 24 个月最大持水量方差分析见表 5,LN 和 MN 处理常绿阔叶林凋落叶最大持水量较 CK(12.37 g/g)分别降低 21.99%,6.47%,HN 处理则提高 0.24%;LN、MN 和 HN 处理的常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝最大持水量较 CK(7.41,7.85,5.54 g/g)均分别提高 33.60%,17.00%,27.40%,38.22%,27.52%,8.03%,8.48%,18.23%,28.16%。

表 5 2 种林分凋落叶、枝分解 24 个月最大持水量方差分析

林分类型	凋落物组分	最大持水量/(g·g ⁻¹)				<i>F</i>	<i>p</i>
		CK	LN	MN	HN		
常绿阔叶林	凋落叶	12.37±0.28	9.90±0.39	11.57±0.28	12.41±0.45	54.706	0**
	凋落枝	7.41±0.18	9.65±0.10	8.67±0.43	9.44±0.22	33.823	0**
高山栎林	凋落叶	7.85±0.13	10.85±0.12	10.01±0.11	8.48±0.43	101.636	0**
	凋落枝	5.54±0.17	6.01±0.37	6.55±0.23	7.10±0.41	14.035	0.001**
	<i>F</i>	651.548	170.614	166.269	101.301	—	—
	<i>p</i>	0**	0**	0**	0**	—	—

注：* 表示差异显著 $p<0.05$; ** 表示差异极显著 $p<0.01$ 。下同。

表 6 2 种林分凋落叶、枝分解 24 个月最大持水率方差分析

森林类型	凋落物组分	最大持水率/%				<i>F</i>	<i>p</i>
		CK	LN	MN	HN		
常绿阔叶林	凋落叶	247.47±5.55	193.00±2.04	231.33±5.66	248.27±8.92	54.84	0**
	凋落枝	148.20±3.67	198.00±7.87	173.40±8.54	188.80±4.45	33.823	0**
高山栎林	凋落叶	157.00±2.55	217.00±2.31	200.20±2.12	169.60±8.55	101.636	0**
	凋落枝	110.80±3.33	120.20±7.46	131.00±4.58	142.00±8.23	14.035	0.001**
	<i>F</i>	651.548	170.568	166.269	101.301	—	—
	<i>p</i>	0**	0**	0**	0**	—	—

2.3.2 最大持水率变化特征 由表 6 可知,2 种林分 LN 和 MN 处理常绿阔叶林凋落叶 24 个月最大持水率较 CK(247.27%)分别降低 54.47%,16.14%,HN 处理则提高 0.80%;LN、MN 和 HN 处理的常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝最大持水量较 CK

(148.20%,157.00%,110.8%)均分别提高 49.80%,25.20%,40.60%,60.00%,43.20%,12.60%,5.47%,13.60%,39.60%。

2.3.3 最大吸水速率变化特征 由表 7 可知,2 种林分 LN 和 MN 处理常绿阔叶林凋落叶 24 个月最大

持水率较 CK[20.15 g/(g·h)]分别降低 4.15%, 1.25%, HN 处理则提高 0.96%; LN、MN 和 HN 处理的常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝最大持水量较 CK(10.56, 11.00, 7.86 g/(g·h))均分别提高 3.94%, 2.22%, 2.72%, 5.72%, 3.20%, 1.28%, 0.46%, 1.38%, 2.18%。

表 7 2 种林分凋落叶、枝分解 24 个月最大吸水速率方差分析

森林类型	凋落物组分	最大吸水速率/(g·g ⁻¹ ·h ⁻¹)				F	p
		CK	LN	MN	HN		
常绿阔叶林	凋落叶	20.15±0.58	15.99±0.31	18.89±0.60	21.11±0.62	50.230	0**
	凋落枝	10.56±0.44	14.50±0.60	12.78±0.68	13.28±0.44	26.828	0**
高山栎林	凋落叶	11.00±0.52	16.72±0.52	14.20±0.70	12.28±0.76	46.053	0**
	凋落枝	7.86±0.41	8.32±0.91	9.24±0.11	10.04±0.72	7.470	0.010*
	F	356.220	112.954	143.587	166.785	—	—
	p	0**	0**	0**	0**	—	—

2.4 模拟氮沉降下 2 种林分凋落叶、枝持水性随浸泡时间的变化特征

2.4.1 持水量和持水率随浸泡时间的变化特征 由图 2 和图 3 可知,将不同处理下分解 24 个月的 2 种林分凋落叶、枝持水量和持水率随浸泡时间的变化关系拟合为对数函数: $m=b\ln t+a$ 。式中: m 为凋落叶、

枝的持水量(g/g); a 为常数; b 为系数; t 为浸泡时间(h)。2 种林分凋落叶、枝持水量和持水率随浸泡时间的变化所呈曲线均一致,2 种林分均为凋落叶、枝持水量和持水率在浸泡 0~4 h 内,呈快速上升趋势,在 4~12 h 内上升趋势随浸泡时间延长逐渐减缓,在 12~24 h 内,变化趋势较小,基本呈稳定状态。

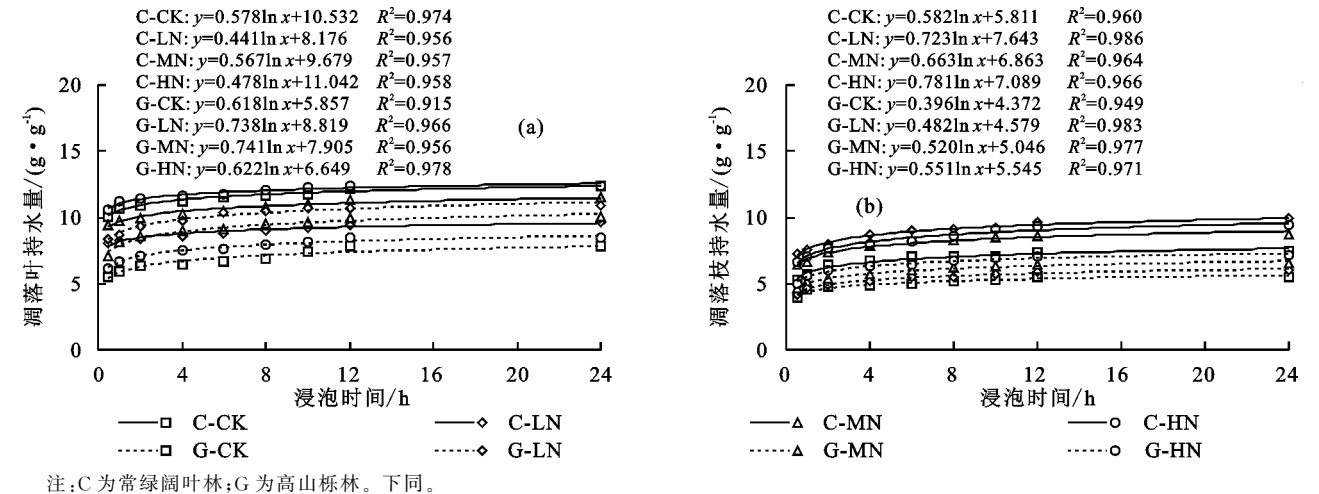


图 2 2 种林分不同氮处理凋落叶、枝的持水量随浸泡时间的变化特征

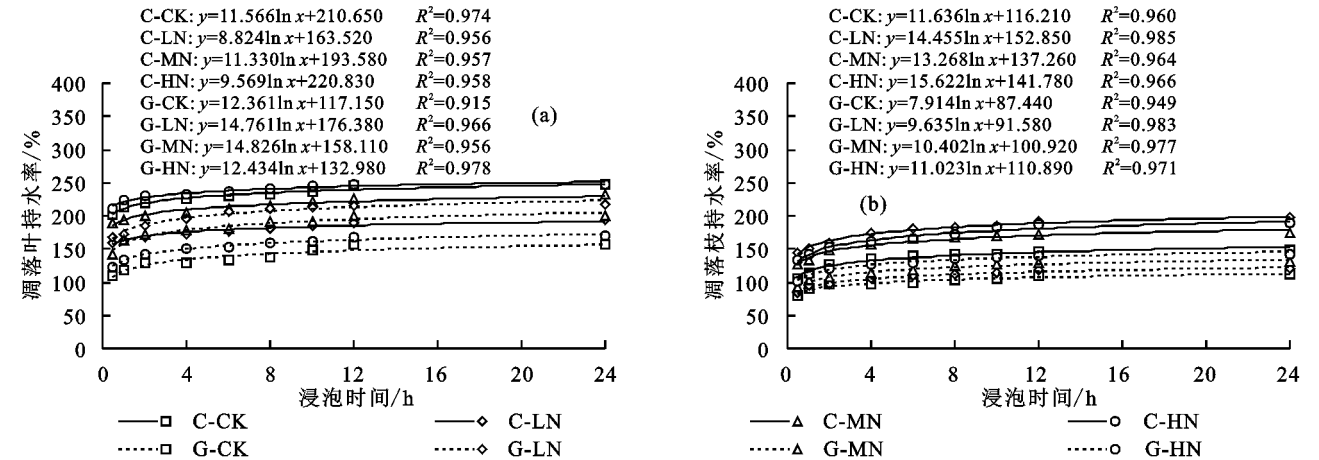


图 3 2 种林分不同氮处理凋落叶、枝的持水率随浸泡时间的变化特征

2.4.2 吸水速率随浸泡时间的变化特征 由图 4 可知,将不同处理下分解 24 个月的 2 种林分凋落叶、枝吸水速率随浸泡时间的动态变化关系拟合为幂函数: $v=at^{-b}$ 。式中: v 为凋落叶、枝的吸水速率[g/(g·h)]; a 为系数; b 为常数; t 为浸泡时间(h),所呈曲线均一致,2 种林分均在浸泡 0.5 h 时,凋落叶、枝吸水速率最高,之后的 0.5~4 h

内快速下降,在 4~12 h 内下降趋势逐渐减缓,在 12~24 h

内变化趋势较小,24 h 时基本趋近于 0。

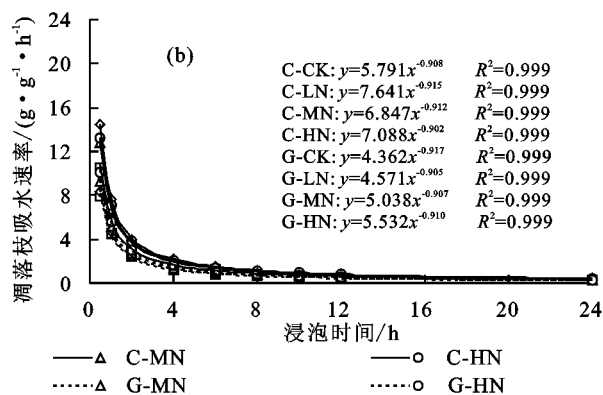
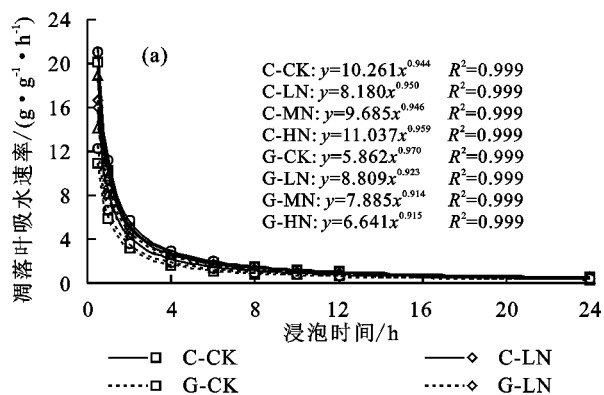


图 4 2 种林分不同氮处理凋落叶、枝的吸水速率随浸泡时间的变化特征

2.5 2 种林分凋落叶、枝质量残留率与其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率的相关性分析

由图 5 可知,各处理下 2 种林分凋落叶、枝质量残留率(r)与其最大持水量(m)、最大持水率(l)和最大吸水速率(v)的关系符合线性方程: $m=ar+b$ 、 $l=ar+b$ 、 $v=ar+b$ (a 为系数; b 为常数)。常绿阔叶林凋落叶和高山栎林凋落枝质量残留率与其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率之间有显著正相关性($p<0.05$),常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶质量残留率与其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率之间无显著性($p>0.05$)。

3 讨论

3.1 2 种林分凋落叶、枝分解特征对模拟氮沉降的响应

凋落物分解过程是森林生态系统碳循环和养分循环的基本过程之一^[18]。已有研究^[19]发现,气候环境是影响凋落物分解的主要因素,长期变化的气候环境通过升温 and 降水刺激分解者(土壤动物和微生物等)活动,从而对凋落物分解产生直接影响。已有研究^[20-22]发现,不同气候带凋落物分解速率存在差异,即热带(47%~94%)>亚热带(20%~71%)>温带(20%~38%)。本研究,分解 24 个月时,各处理下常绿阔叶林凋落叶、枝质量残留率为 28.08%~59.72%,高山栎林为 42.62%~61.38%,可知其分解速率分别为 40.28%~71.92%,38.62%~57.38%,具体表现为常绿阔叶林凋落叶(63.40%~71.92%)>高山栎林凋落叶(50.58%~57.38%)>常绿阔叶林凋落枝(40.28%~47.82%)>高山栎林凋落枝(38.62%~43.90%),这与张雨鉴等^[20]研究结果一致,符合亚热带凋落物分解速率的规律。本研究中,各处理下 2 种林分凋落叶质量残留率均显著小于凋落枝($p<0.05$),即来自同一树种的不同凋落物组分其分解速率也各不相同,这与沈芳芳等^[23]研究结果一致。有研究^[23]表明,凋落物

分解速率受凋落物基质质量(如 C、N、木质素和纤维素)的直接影响,在特定气候区域内,凋落物基质质量是凋落物分解系数(k 值)的最佳控制因子,凋落物初始 C/N 与凋落物分解速率呈显著线性负相关,即凋落物初始 C/N 越高,其分解速率越慢。本研究中,2 种林分凋落叶、枝初始 C/N 表现为常绿阔叶林凋落叶(30.95)<高山栎林凋落叶(52.26)<常绿阔叶林凋落枝(65.05)<高山栎林凋落枝(69.06),因此,凋落枝初始 C/N 较高,可能是导致本研究中凋落枝分解慢于凋落叶的原因之一,同时也可能是导致高山栎林凋落叶、枝分解慢于常绿阔叶林的原因。此外,凋落物各组分物理性质(如形状、厚实和软硬程度)不同,也可能是不同或相同林型凋落叶和枝分解存在差异的主要原因^[16]。

本研究中,LN 处理对 2 种林分凋落叶、枝质量残留率影响不显著($p>0.05$),即 LN 处理对 2 种林分凋落叶、枝的分解无影响,这与文海燕等^[6]研究结果类似。氮沉降对凋落物分解无显著影响,也是目前研究普遍得出的结论。首先,这可能是由于凋落物木质素含量较高或凋落物本身及其所处自然环境氮素充足,以至于氮沉降对凋落物分解不易产生显著影响;其次,凋落物 C 源质量较差导致分解微生物对氮沉降无响应,进而对凋落物分解无显著影响;此外,氮沉降下调落物氮含量增加,土壤微生物对易分解物质的分解作用加快,促进凋落物分解,但是氮沉降与木质素降解过程中产生的中间产物结合生成不易分解的化合物,抑制凋落叶分解,所以,氮沉降对凋落物分解的促进和抑制作用相互抵消,也可能导致氮沉降对凋落物分解过程无影响的原因之一^[5-6,15,24]。本研究中,MN 和 HN 处理常绿阔叶林凋落叶分解第 16,19,23,24 个月质量残留率较 CK(39.78%,33.88%,29.70%,28.08%)分别显著增加 5.05%~7.45%,7.88%~8.62%($p<0.05$);HN 处理高山栎林凋落叶分解第 16 个月较 CK(55.08%)显著增加 4.72%($p<0.05$),这与周

世兴等^[15]研究结果(氮沉降抑制凋落物分解)一致。其原因可能为:一是氮沉降使土壤微生物对 C 降解的限制加剧作用,由于氮沉降的持续增加促进对碳的消耗,造成 C 的供应不足以维持木质素降解,甚至在凋落物分解过程中出现木质素富集的现象,进而引起氮沉降抑制凋落物分解^[20];二是当氮沉降强度超过一定临界值后,可能使土壤微生物数量级降低及分解者群落发生改变,如高强度氮抑制白腐菌产生木质素降解酶,导致木质素在凋落物在分解过程中累积,进而抑制凋落物分解^[24];三是 MN 和 HN 处理也可以通过影响凋落物分解过程中的基质质量,进而影响凋落物分解过程^[5,15,24]。

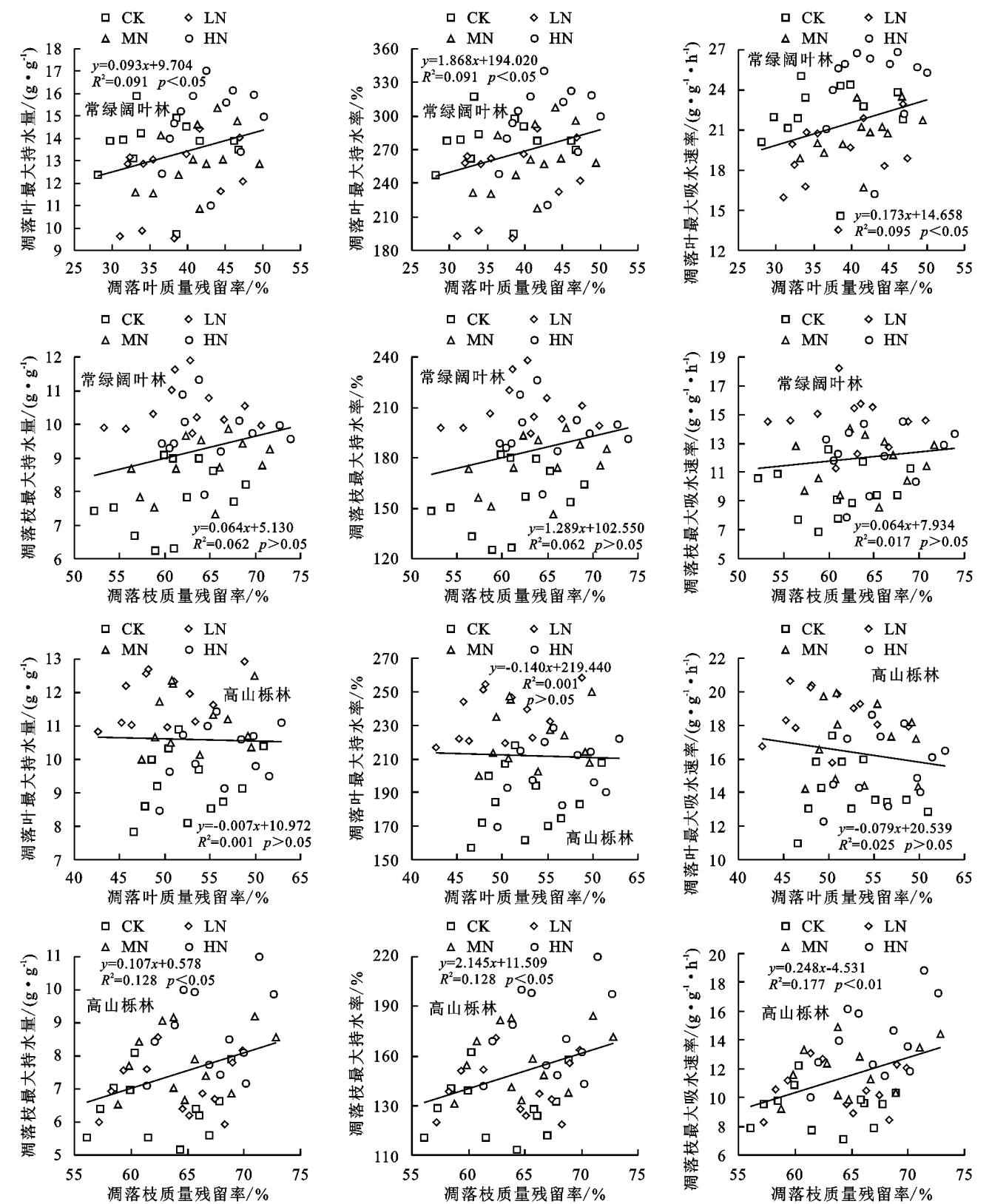


图 5 2 种林分凋落叶、枝质量残留率分别与最大持水量、最大持水率和最大吸水速率的关系

3.2 2 种林分凋落叶、枝持水性特征对模拟氮沉降的响应

凋落物的持水性是影响森林水文的关键因素之一,一般采用凋落物的最大持水量、最大持水率及最大吸水速率等 3 个指标进行研究^[9-11]。大量研究表明,凋落物持水性受多种因素综合影响,如干扰^[14]、区域、林分类型和凋落物生态学特征^[12]等因素。本研究中,各处理常绿阔叶林凋落叶、枝分解 24 个月最大持水量、最大持水率和最大吸水速率均显著大于高山栎林($p < 0.05$),即常绿阔叶林凋落叶、枝持水能力强于高山栎林,其原因除林龄、林分类型和凋落物物理性质不同外,还可能与本研究中常绿阔叶林凋落叶、枝分解快于高山栎林有关,因为在一定分解程度范围内,分解程度越高的凋落物其最大持水量越强^[25],杜雪等^[26]同样认为,云冷杉针阔混交林凋落物最大持水量表现为分解程度较高的完全分解层和半分解层 $[(3\ 769 \pm 1\ 505), (4\ 299 \pm 1\ 278)\text{ g/m}^2]$ 高于新鲜层 $(1\ 222 \pm 516)\text{ g/m}^2$ 。本研究中,各处理常绿阔叶林和高山栎林凋落枝分解 24 个月最大持水量、最大持水率和最大吸水速率均显著低于凋落叶($p < 0.05$),这与 Pereira 等^[25]和 Santos 等^[27]研究结果一致。这可能是由于凋落枝的木质性和自身较高含量的木质素等属性使其亲水性较凋落叶差,不利于水分吸收,导致凋落枝的吸水速率慢于凋落叶,进而使得凋落枝最大持水量低于凋落叶。本研究中,常绿阔叶林和高山栎林凋落枝基质质量中木质素含量 $[(399.37 \pm 3.40), (422.97 \pm 6.19)\text{ mg/g}]$ 较凋落叶 $[(395.29 \pm 2.29), (441.57 \pm 4.18)\text{ mg/g}]$ 高;凋落枝最大吸水速率 $[(6.88 \sim 18.22), (7.08 \sim 18.8)\text{ g/(g} \cdot \text{h)}]$ 较凋落叶 $[(13.58 \sim 26.83)\text{ g/(g} \cdot \text{h)}]$ 慢,且本研究中,最大持水量与最大吸水速率之间有极显著正相关关系($p < 0.01$),因此,较高木质素含量和较慢吸水速率可能是导致常绿阔叶林和高山栎林凋落枝持水能力低于凋落叶的原因。

本研究中,分解 24 个月时, LN 和 MN 处理常绿阔叶林凋落叶最大持水量较 CK (12.37 g/g) 分别降低 21.99%, 6.47%, HN 处理则提高 0.24%; LN、MN 和 HN 处理的常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝最大持水量较 CK $(7.41, 7.85, 5.54\text{ g/g})$ 均分别提高 17.00%~33.60%, 8.03%~38.22%, 8.48%~28.16%, 说明 LN 和 MN 处理对常绿阔叶林凋落叶持水能力有抑制作用,而 HN 处理则有促进作用; LN、MN 和 HN 处理则不同程度地促进常绿阔叶林凋落枝和高山栎林凋落叶、枝持水能力。本研究中,

常绿阔叶林凋落叶和高山栎林凋落枝质量残留率与其最大持水量、最大持水率和最大吸水速率间有显著正相关关系($p < 0.05$),表明常绿阔叶林凋落叶和高山栎林凋落枝持水能力随着其分解速率加快,持水能力呈下降趋势,这与张建利等^[9]研究结果一致。本研究中, HN 处理对常绿阔叶林凋落叶分解有抑制作用,而对其持水性则有促进作用,说明与氮沉降处理在抑制常绿阔叶林凋落叶分解的同时更倾向于促进其持水性的提升。本研究结果表明, HN 处理通过影响常绿阔叶林凋落物分解进而对其凋落物的水土保持和水源涵养功能产生有益影响,从侧面揭示氮沉降在抑制凋落物分解、影响滇中高原常绿阔叶林森林生态系统养分循环的同时能更好地发挥其凋落叶持水性。有关于氮沉降背景下凋落物持水性变化的原因,是否可能与凋落物基质质量(C、N)、土壤理化性质(含水率、pH)和土壤酶活性以及土壤微生物有关,还有待于进一步开展长期研究。

4 结论

(1)各处理下 2 种林分凋落叶、枝质量残留率随分解时间延长呈下降趋势;各处理常绿阔叶林凋落叶分解快于高山栎林, 2 种林分凋落叶分解快于凋落枝;分解 24 个月时, MN 和 HN 处理抑制常绿阔叶林凋落叶分解,其中 HN 处理抑制作用较显著。

(2)各处理 2 种林分凋落叶持水性强于凋落枝,常绿阔叶林凋落叶、枝持水性强于高山栎林;氮沉降处理不同程度地促进 2 种林分凋落叶、枝的持水性, LN 和 MN 处理仅对常绿阔叶林凋落叶持水性有抑制作用; HN 处理在抑制常绿阔叶林凋落叶分解的同时促进其持水性。

(3)各处理下 2 种林分凋落叶、枝的质量残留率(r)与其最大持水量(m)、最大持水率(l)和最大吸水速率(v)呈线性关系,持水量和持水率与浸泡时间呈对数函数关系,吸水速率与浸泡时间呈幂函数关系。持水量和持水率在浸泡 0~4 h 急剧上升, 4~12 h 缓慢上升, 12~24 h 变化趋势较小基本呈稳定状态;吸水速率在浸泡 0.5 h 时达最高值, 0.5~4 h 急剧下降, 4~12 h 缓慢下降, 12~24 h 逐渐平缓趋近于 0。

参考文献:

- [1] Zhao Y H, Zhang L, Chen Y F, et al. Atmospheric nitrogen deposition to China: A model analysis on nitrogen budget and critical load exceedance[J]. Atmospheric Environment, 2017, 153: 32-40.
- [2] 冯憬, 张相锋, 董世魁, 等. 增温与氮沉降对高寒植物净光合速率的影响[J]. 草业科学, 2018, 35(4): 781-790.

- [3] 许庆民,周赓,郭小伟,等.青藏高原高寒草甸群落特征对氮沉降和增水的响应[J].草原与草坪,2017,37(5):8-13.
- [4] Jing H, Wang G L. Temporal dynamics of *Pinus tabulaeformis* litter decomposition under nitrogen addition on the Loess Plateau of China[J]. Forest Ecology and Management, 2020, 476: e118465.
- [5] 张晓曦,胡嘉伟,王丽洁,等.不同林龄刺槐林地凋落物分解及养分释放对氮沉降的响应差异[J].植物资源与环境学报,2021,30(6):10-18.
- [6] 文海燕,傅华,郭丁.黄土高原典型草原优势植物凋落物分解及养分释放对氮添加的响应[J].生态学报,2017,37(6):2014-2022.
- [7] Hou S L, Hättenschwiler S, Yang J J, et al. Increasing rates of long-term nitrogen deposition consistently increased litter decomposition in a semi-arid grassland[J]. New Phytologist, 2021, 229(1): 296-307.
- [8] Chen F S, Wang G G, Fang X M, et al. Nitrogen deposition effect on forest litter decomposition is interactively regulated by endogenous litter quality and exogenous resource supply [J]. Plant and Soil, 2019, 437(1): 413-426.
- [9] 张建利,吴华,喻理飞,等.草海湿地流域优势树种凋落物叶分解与水文特征研究[J].水土保持学报,2014,28(3):98-103.
- [10] 王忠禹,刘国彬,王兵,等.黄土丘陵区典型植物枯落物凋落动态及其持水性[J].生态学报,2019,39(7):2416-2425.
- [11] 周祥,赵一鹤,张洪江,等.云南高原典型林分林下枯落物持水特征研究[J].生态环境学报,2011,20(2):248-252.
- [12] 吴迪,韩振诚,李苇洁,等.马缨杜鹃不同花叶比例凋落物的分解程度和持水性能研究[J].水土保持学报,2020,34(5):186-191.
- [13] 蒲嘉霖,刘亮.亚热带森林凋落物分解特征及水文效应[J].水土保持研究,2019,26(6):165-170.
- [14] 王东丽,郝可欣,梁潇洒,等.干扰对固沙樟子松林凋落物特征及持水性的影响[J].浙江农林大学学报,2019,36(6):1125-1133.
- [15] 周世兴,黄从德,向元彬,等.模拟氮沉降对华西雨屏区天然常绿阔叶林凋落物木质素和纤维素降解的影响[J].应用生态学报,2016,27(5):1368-1374.
- [16] 刘济明,唐子燕,李佳,等.氮沉降对米槁凋落叶分解过程中土壤养分的影响[J].甘肃农业大学学报,2021,56(1):102-108,117.
- [17] 潘禹.滇中亚高山典型森林凋落物分解及土壤微生物量碳氮对模拟氮沉降的响应[D].昆明:西南林业大学,2021.
- [18] Wang Q, Kwak J H, Choi W J, et al. Long-term N and S addition and changed litter chemistry do not affect trembling aspen leaf litter decomposition, elemental composition and enzyme activity in a boreal forest [J]. Environmental Pollution, 2019, 250: 143-154.
- [19] Song X Z, Zhou G M, Gu H H, et al. Management practices amplify the effects of N deposition on leaf litter decomposition of the Moso bamboo forest[J]. Plant and Soil, 2015, 395(1): 391-400.
- [20] 张雨鉴,王克勤,宋娅丽,等.滇中亚高山地带性植被凋落物分解对模拟氮沉降的响应[J].生态学报,2020,40(22):8274-8286.
- [21] 郭剑芬,杨玉盛,陈光水,等.森林凋落物分解研究进展[J].林业科学,2006,42(4):93-100.
- [22] 刘文耀,刘伦辉,荆桂芬,等.云南松林与常绿阔叶林中枯落叶分解研究[J].云南植物研究,2000,22(3):298-306,316.
- [23] 沈芳芳,刘文飞,吴建平,等.杉木人工林凋落物分解对氮沉降的响应[J].生态学报,2019,39(21):8078-8090.
- [24] 铁烈华,符饶,张仕斌,等.模拟氮、硫沉降对华西雨屏区常绿阔叶林凋落叶分解速率的影响[J].应用生态学报,2018,29(7):2243-2250.
- [25] Pereira L C, Balbinot L, Lima M T, et al. Aspects of forest restoration and hydrology: The hydrological function of litter [J]. Journal of Forestry Research, 2022, 33(2): 543-552.
- [26] 杜雪,王海燕,耿琦,等.云冷杉针阔混交林枯落物持水性能[J].水土保持学报,2021,35(2):361-368.
- [27] Santos A F A, Carneiro A C P, Martinez D T, et al. Capacidade de retenção hídrica do estoque de serapilheira de eucalipto [J]. Floresta e Ambiente, 2017, 24: e89723022.