北京林业大学学报
JOURNAL OF BEIJING FORESTRY UNIVERSITY

东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解对模拟氮沉降的响应

陆锦邦 赵秀海

Response of litter decomposition of dominant tree species to simulated nitrogen deposition in a temperate mixed coniferous and broadleaved forest, Northeast China

Lu Jinbang, Zhao Xiuhai

引用本文:
陆锦邦, 赵秀海. 东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解对模拟氮沉降的响应[J]. 北京林业大学学报, 2026, 48(3):13–25. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250148
Lu Jinbang, Zhao Xiuhai. Response of litter decomposition of dominant tree species to simulated nitrogen deposition in a temperate mixed coniferous and broadleaved forest, Northeast China[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(3):13–25. doi: 10.12171/j.1000–1522.20250148

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250148

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

寒温带地区非生长季典型森林群落凋落物分解及养分释放
Litter decomposition and nutrient release of typical forest communities in non–growing season in cold temperate zone
北京林业大学学报, 2022, 44(3): 65–74. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20210338

温带云冷杉混交林凋落物养分的空间分布特征
Spatial distribution characteristics of litter nutrients in temperate spruce–fir mixed forests
北京林业大学学报, 2021, 43(3): 73–84. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20200065

格氏栲天然林林窗对凋落物难降解物质分解的影响
Effects of forest gaps on decomposition of recalcitrant litter substances in *Castanopsis kawakamii* natural forests
北京林业大学学报, 2025, 47(7): 73–81. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240369

中国陆地生态系统土壤有机碳及其组分对模拟氮沉降的响应
Response of soil organic carbon and its components to simulated nitrogen deposition in terrestrial ecosystems of China
北京林业大学学报, 2025, 47(11): 68–76. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20250107

采伐强度对东北针阔混交林生态系统碳储量的影响
Effects of thinning intensity on carbon storage in the mixed coniferous and broadleaved forest ecosystem in northeastern China
北京林业大学学报, 2025, 47(6): 1–9. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20240032

基于混合效应和分位数回归的温带针阔混交林树高与胸径关系研究
Research on the relationship between tree height and DBH of temperate coniferous and broadleaved mixed forests based on mixed effects and quantile regression
北京林业大学学报, 2024, 46(2): 28–39. https://doi.org/10.12171/j.1000–1522.20220428

DOI:10.12171/j.1000−1522.20250148

东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解对模拟氮沉降的响应

陆锦邦　赵秀海
（北京林业大学国家林业和草原局森林经营工程技术研究中心，北京 100083）

摘要:【目的】探讨氮沉降对东北温带森林碳平衡及养分循环的影响，旨在揭示氮添加对该区域针阔混交林主要树种及其混合凋落物分解过程的作用规律。**【方法】**以吉林省舒兰市人工针阔混交林为研究对象，自 2021 年起设置氮添加试验，包括对照（0 kg/(hm^2·a)）、低氮（50 kg/(hm^2·a)）和高氮（100 kg/(hm^2·a)）3 个氮添加梯度。2023 年 8 月开展凋落物分解袋试验，选取红松、色木槭、紫椴、水曲柳及上述 4 个树种的混合凋落物进行模拟原位分解，分别在 30、60 和 300 d 时回收分解袋，并测定凋落物干物质残留量及其碳、氮含量。**【结果】**分解 300 d 后，不同树种凋落物分解速率由高到低依次为水曲柳、紫椴、混合、色木槭和红松。氮添加的效应因树种与分解阶段而异：在分解初期（30 d），氮添加促进了红松凋落物分解，但抑制了紫椴和水曲柳凋落物的分解；至 60 d 时，氮添加仅抑制了紫椴凋落物分解；至 300 d 时，仅在低氮处理下观察到紫椴凋落物分解受到抑制。分解 300 d 后，除混合凋落物外，氮添加对单一物种凋落物的碳残留率均无显著影响，但促进了紫椴、水曲柳和混合凋落物的氮释放。此外，除水曲柳外，红松、色木槭、紫椴和混合凋落物的碳氮比均受到氮添加的显著影响。研究还发现，凋落物质量残留率与凋落物碳氮比呈显著正相关，证实凋落物的碳氮比是影响凋落物分解的重要因素之一。混合凋落物对分解速率的影响均表现为非加和性效应：在对照和高氮条件下呈现拮抗效应（分解减慢），而在低氮条件下则表现为协同效应（分解加快）。**【结论】**东北温带针阔混交林主要树种的凋落物分解速率及其对氮添加的响应存在显著的种间差异，其中紫椴和水曲柳凋落物的分解更易受到抑制。然而，在低氮条件下，混合凋落物能够缓解氮添加对单一物种凋落物分解的抑制作用。在未来氮沉降情景下，森林树种组成及其混合方式将通过调控凋落物分解，进一步影响该区域森林生态系统的碳氮养分循环。

关键词：氮沉降；氮添加；针阔混交林；凋落物分解；养分残留率；混合凋落物；非加和性效应
中图分类号：S718.5　**文献标志码：**A　**文章编号：**1000−1522(2026)03−0013−13
引文格式：陆锦邦，赵秀海. 东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解对模拟氮沉降的响应［J］. 北京林业大学学报，2026，48(3)：13−25. Lu Jinbang, Zhao Xiuhai. Response of litter decomposition of dominant tree species to simulated nitrogen deposition in a temperate mixed coniferous and broadleaved forest, Northeast China［J］. Journal of Beijing Forestry University, 2026, 48(3): 13−25.

Response of litter decomposition of dominant tree species to simulated nitrogen deposition in a temperate mixed coniferous and broadleaved forest, Northeast China

Lu Jinbang　Zhao Xiuhai
(Research Center of Forest Management Engineering of State Forestry and Grassland Administration, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: ［**Objective**］Litter decomposition is a critical process in the cycling of carbon (C) and nitrogen (N) within terrestrial ecosystems and is significantly influenced by global nitrogen deposition. Northeast

收稿日期: 2025−04−25　**修回日期:** 2025−07−24
基金项目: 国家重点研发计划（2022YFD2201003）。
第一作者: 陆锦邦。主要研究方向：森林生态学。Email: Ljb1004@bjfu.edu.cn　地址：100083 北京市海淀区清华东路 35 号北京林业大学林学院。
责任作者: 赵秀海，教授。主要研究方向：森林生态学。Email: zhaoxh@bjfu.edu.cn　地址：同上。
本刊网址: https://j.bjfu.edu.cn; https://journal.bjfu.edu.cn

China, as a prominent temperate forest region, provides an important setting for studying litter decomposition under nitrogen addition. Investigating the decomposition of both species-specific and mixed litter in temperate coniferous and broadleaved mixed forests under nitrogen enrichment is essential for predicting how temperate mixed forests may respond in terms of carbon balance and nutrient cycling under future nitrogen deposition scenarios. [**Method**] This study was conducted in an artificial mixed forest located in Shulan City, Jilin Province. A nitrogen addition experiment was established in 2021, including three nitrogen treatment levels: control (0 kg/(ha·year)), low nitrogen (50 kg/(ha·year)), and high nitrogen (100 kg/(ha·year)). In August 2023, a litterbag decomposition experiment was carried out to simulate in situ decomposition. The experiment involved litter from *Pinus koraiensis*, *Acer pictum*, *Tilia amurensis*, *Fraxinus mandshurica*, as well as a mixture of litter from all four species. Litterbags were retrieved at 30, 60, and 300 days to determine the remaining dry mass and the carbon and nitrogen contents of the decomposing litter. [**Result**] After 300 days of decomposition, the litter decomposition rates of the different tree species followed the order: *F. mandshurica* > *T. amurensis* > mixed litter > *A. pictum* > *P. koraiensis*. Under different nitrogen addition treatments, at 30 days, nitrogen addition promoted the decomposition of *P. koraiensis* litter but inhibited that of *T. amurensis* and *F. mandshurica*; at 60 days, nitrogen addition inhibited the decomposition of *T. amurensis* litter; at 300 days, suppression of *T. amurensis* decomposition was observed only under the low nitrogen treatment. After 300 days of decomposition, nitrogen addition had no significant effect on the carbon retention of all litter types except mixed litter. However, it enhanced nitrogen release from *T. amurensis*, *F. mandshurica*, and mixed litter. Except for *F. mandshurica*, significant differences in the response of the C/N ratio to nitrogen addition were observed in *P. koraiensis*, *A. pictum*, *T. amurensis*, and mixed litter. In addition, a significant positive correlation was found between litter mass remaining and its C/N ratio, highlighting the litter C/N ratio as a critical determinant of decomposition dynamics. Under different nitrogen addition levels, the effects of mixed litter on decomposition rate were all non-additive. Specifically, mixed litter showed antagonistic effects under control and high nitrogen treatments, while a synergistic effect was observed only under the low nitrogen treatment. [**Conclusion**] Significant differences exist in litter decomposition rates among different afforestation tree species in Northeast China, with varying response patterns to nitrogen addition. The decomposition of *T. amurensis* and *F. mandshurica* litter showed certain inhibitory effects under nitrogen addition. Under low nitrogen conditions, mixed litter was able to mitigate the negative impacts of nitrogen addition on the decomposition of single-species litter.

Key words: nitrogen deposition; nitrogen addition; mixed coniferous and broadleaved forest; litter decomposition; remaining of nutrient; , mixed litter; non-additive effect

工业革命以来，人类活动导致全球氮沉降急剧增加，中国已成为全球氮沉降速率最高的区域之一[1]。根据 IPCC 2007 年的模型预测，到 2030 年，氮沉降量将较 2000 年增长 50% 至 100%[2]。氮沉降的增加已对陆地生态系统的碳循环过程产生深远影响[3]。在此背景下，凋落物分解作为森林生态系统中碳氮循环的关键环节，其对氮沉降的响应及其机制备受关注[4]。

凋落物作为陆地生态系统中植物生长代谢的产物，是土壤与植物物质交换的重要纽带，其分解过程是陆地生态系统养分循环的重要载体[5]。该过程受气候、凋落物质量及分解者群落结构等多因素驱动，且各因素的重要性随尺度变化。在宏观尺度上，气候等环境条件是主要决定因子；在区域群落尺度上，凋落物化学性质（如碳氮比、木质素氮比等）可解释高达 70% 的分解速率变异[6−7]；而在微尺度上，土壤微生物群落结构与功能则起主导作用[8−9]。

目前，关于氮添加对凋落物分解影响的研究结论尚存争议，主要表现为抑制[10]、促进[11]或无显著影响[12]。造成这种结论不一致的主要原因可能是凋落物初始质量（碳和氮含量、碳氮比与木质素含量）决定了其分解过程对外源氮添加的响应[13]。此外，氮添加的效应存在时间异质性：短期研究中表现为促进凋落物分解，而长期研究中则转变为抑制凋落物分解[14]。这可能是由于氮沉降的增加会改变分解过程中凋落物的化学组成，从而影响凋落物质量变化[15]。值得注意的是，现有研究主要集中于无机氮

（如硝酸铵 NH_4NO_3）添加的影响，而有机氮（如尿素等）作为氮源对凋落物分解的影响研究较少[16]。因此，探究氮沉降对凋落物分解模式的影响，对于理解整个森林生态系统养分循环至关重要[17]。

森林生态系统中，凋落物多以多物种混合形态存在。尽管氮添加对单一凋落物分解的影响已有较多研究，表明氮添加可通过改变凋落物化学特性（碳、氮、磷、木质素、纤维素等基质质量）[18]或调节分解者群落结构和功能特性[19]直接或间接影响单种凋落物的分解过程，但混合凋落物的分解机制更为复杂。除受自身质量和分解环境影响外，混合凋落物还受到不同组分间相互作用的强烈影响[20]，可能导致不同物种间养分发生转移或分解环境多样化，使其分解速率及养分动态偏离单一凋落物的预测值，表现为协同或拮抗等非加和性效应[21]。这种非加和性效应往往延缓高质量凋落物的分解及养分释放[22]。Gartner 等[23]研究发现，约 76% 的混合凋落物在分解过程中呈现非加和性效应，其中约 65% 表现为协同促进，尤其在氮添加条件下，氮添加对单一树种凋落物的影响相比混合凋落物更为直接（通过改变微生物群落结构，减少真菌比例）。因此，探究氮添加对单一凋落物分解、混合凋落物分解及混合凋落物组分间相互作用的影响，有助于揭示未来氮沉降背景下凋落物分解机制。

基于以上研究背景，本研究在吉林省舒兰市开原林场设立外源氮添加试验样地，以红松（*Pinus koraiensis*）、色木槭（*Acer pictum*）、紫椴（*Tilia amurensis*）、水曲柳（*Fraxinus mandshurica*）4 种主要造林树种及其以上 4 个树种的混合凋落物为研究对象，通过外施有机氮肥并采用分解袋法，探究不同单一树种凋落物与混合凋落物的分解速率及养分含量变化规律，以及二者对氮添加的响应。具体目标包括探究氮添加对所选主要树种凋落物分解以及碳、氮元素含量变化的影响；分析凋落物初始化学组成及分解过程中 C/N 变化对凋落物分解的影响；探讨混合凋落物分解过程中存在的混合效应及其对氮添加的响应。研究结果将深化对氮添加以及混合凋落物分解及养分循环规律的理解，为预测氮沉降增加背景下东北地区森林生态系统养分循环规律提供理论依据。

1　研究区概况

研究区位于吉林省舒兰市东部的开原林场（44°23′40″N，127°12′30″E），海拔为 170 ~ 220 m。该地区属于温带大陆性气候，年均气温 4.3 ℃，年均降雨量 683 mm，相对湿度为 69%，年无霜期 140 d。冬季降雪显著，年平均积雪厚度为 20 ~ 60 cm，土壤冻层厚度为 1.5 ~ 2.0 m，整体表现为无霜期短、冰冻期长。该地区土壤母质主要是花岗岩，土壤属山地暗棕色森林土，平均土层厚度为 30 ~ 50 cm，局部地带可达 1 m 以上[24]。天然植被为东北温带针阔混交林，主要优势树种包括色木槭、红松、紫椴和水曲柳等。

2　研究方法

2.1　氮添加试验设计

本研究基于 2021 年 5 月在吉林舒兰建立的长期氮添加实验平台，该平台共设置 486 个样方，包含 3 种氮添加处理组，分别为空白对照组（CK，163 个）、低氮组（LN，159 个）和高氮组（HN，164 个），各处理区间相互无影响。自样方建立开始，分别在低氮和高氮样地内以固定的频率施氮（每年 5—8 月每月初施氮一次），选择尿素（$CO(NH_2)_2$）作为氮源，将其溶于水，以背式喷雾器均匀喷洒在样地表面。对照组样方喷洒等量的水，防止由于外加水量的变化引起试验误差。施氮量分别为对照 0 kg/(hm^2·a)、低氮 50 kg/(hm^2·a)、高氮 100 kg/(hm^2·a)，参考东北地区氮沉降量（25 kg/(hm^2·a)）[25]和在东北地区开展的同类氮添加研究[26]。每个样方大小均为 5 m × 5 m，样方间距为 1 m，样方内均匀种植 81 株苗木。每种处理组包含东北温带森林 12 种常见树种的单种和混交种植方式。基于树种的经济和生态重要性及其在东北森林的代表性，本研究以色木槭、红松、紫椴和水曲柳作为研究对象。为比较单种和混交效应，选取上述 4 个树种的单种纯林样方和 4 树种均匀混交样方为研究样方。总计每个氮添加水平 5 个样方，3 个处理水平共 15 个样方（表 1）。

表 1　氮添加试验样地主要树种林分特征

Tab. 1　Stand characteristics of the primary tree species in the nitrogen addition experimental plot

处理	平均地径/cm	平均株高/cm	平均南北冠幅长/cm	平均东西冠幅长/cm
CK	16.13	106.32	43.99	42.94
LN	18.09	112.53	46.37	45.21
HN	16.31	105.28	42.81	41.34

注：CK为对照处理（0 kg/(hm^2·a)），LN为低氮处理（50 kg/(hm^2·a)），HN为高氮处理（100 kg/(hm^2·a)）。下同。

2.2 凋落物分解试验

凋落物采集：2023 年 7 月，在吉林省舒兰市开原林场天然针阔混交林内，根据植物生长特性，收集用于分解试验的 4 个树种的新鲜叶片，并装入纸袋。带回实验室后，在 65 ℃ 烘箱中按种类分别烘干至恒质量。

凋落物分解布设：每种凋落物取约 8 g 烘干样品放入孔径为 1 mm、大小约为 25 cm × 15 cm 的尼龙网袋中。试验设置了 4 个单种凋落物处理和 1 个混合凋落物处理（4 种凋落物等比例混合），共计 5 种凋落物类型。每个凋落物袋均附有标签，记录样品编号、名称及放样时间。装袋完成后，于 2023 年 8 月 10 日清理地表杂草后，将凋落物袋置于 CK、LN、HN 样地中的红松、色木槭、紫椴、水曲柳纯林样方以及 4 个树种的混交林样方。其中对照、低氮、高氮样地分别选取相同编号的 5 个样方，每个样方内布置 9 袋对应凋落物，分 3 次取样，每次 3 个重复。

凋落物取样：分别于 2023 年 9 月 10 日、2023 年 10 月 10 日和 2024 年 6 月 10 日进行 3 次取样，取样时间与施氮时间不重合。每个样方每个凋落物类型每次随机取 3 袋，共计 135 袋。

凋落物质量及其化学性质测定（表 2）：将带回实验室的凋落物袋去除土壤及生长进袋的根系后，烘干至恒质量，以计算凋落物的质量损失率和残留率。随后，将烘干的凋落物样品用研磨机粉碎，并使用元素分析仪（PE2400 Series Ⅱ，PerkinElmer）测定碳、氮含量。

2.3 数据处理

各阶段凋落物质量残留率（M，%）如式（1）所示。

$$M = M_T / M_0 \times 100\% \tag{1}$$

各阶段凋落物养分残留率（L，%）如式（2）所示。

$$L = S_T M_T / (S_0 M_0) \times 100\% \tag{2}$$

采用 Olson 负指数衰减方程对凋落物质量损失与分解时间进行拟合[27]，具体计算公式如式（3）所示。

$$M = a\mathrm{e}^{-kT} \tag{3}$$

式中：M_T 为分解至 T 天残余质量（g），M_0 为初始质量（g），T 为分解时间（d），S_T 为 T 天凋落物的元素含量，S_0 为初始元素含量（mg/g），a 为拟合参数，k 为分解系数。文中分解时间以天（d）为单位，为便于拟合，在计算中将 T 统一换算为年（a），所得分解系数 k 单位相应为 a^{-1}。时间单位转换不会改变拟合曲线本身，仅改变 k 的数值尺度。

混合凋落物的期望分解速率（k_e）计算公式如式（4）所示。

$$k_\mathrm{e} = 1/n \times k_1 + \cdots\cdots + 1/n \times k_n \tag{4}$$

混合凋落物的期望质量残留率（M_e）的计算公式如式（5）所示。

$$M_\mathrm{e} = 1/n \times M_1 + \cdots\cdots + 1/n \times M_n \tag{5}$$

式中：$M_1 \sim M_n$ 分别表示不同树种单独分解时凋落物质量残留率，$k_1 \sim k_n$ 分别表示不同树种单独分解时凋落物分解速率，n 表示混合凋落物树种组成数量。

混合凋落物的非加和性效应（E）计算公式如式（6）所示。

$$E = (k - k_\mathrm{e}) / k_\mathrm{e} \times 100\% \tag{6}$$

采用 R4.4.2 软件对数据进行处理、统计分析和绘图。使用“nls”函数拟合 Olson 负指数模型。采用单因素方差分析检验数据间的差异显著性（$P < 0.05$）。采用重复测量方差分析法（Repeated Measures ANOVA）检验时间因子、施氮处理以及两者之间的交互作用对凋落物分解影响的显著性。运用单样本 t 检验分析非加和性效应是否显著不同于零；若非加和性效应显著大于零，则为正效应，反之为负效应。

3 结果与分析

3.1 不同施氮水平下凋落物的质量残留率

凋落物质量残留率随时间推移显著下降（$P < 0.001$），且在前 60 d 下降最为迅速（图 1）。除紫椴外，氮添加对凋落物质量残留率的影响主要体现在分解

表 2 凋落物初始化学组成

Tab. 2 Initial chemical composition of litter

凋落物	碳（C）/（mg·g^{-1}）	氮（N）/（mg·g^{-1}）	C/N
红松 *Pinus koraiensis*	504.58 ± 8.50a	16.29 ± 0.72a	31.02 ± 1.12a
色木槭 *Acer pictum*	460.42 ± 5.14b	23.75 ± 1.91b	19.50 ± 1.45b
紫椴 *Tilia amurensis*	469.58 ± 4.71b	28.79 ± 0.79c	16.32 ± 0.29cd
水曲柳 *Fraxinus mandshurica*	463.33 ± 6.15b	29.00 ± 0.97c	15.99 ± 0.36d
混合	467.92 ± 1.18b	25.71 ± 1.55bc	18.26 ± 1.03c

注：数据为平均值 ± 标准误；不同小写字母表示不同树种凋落物差异显著（$P < 0.05$）。

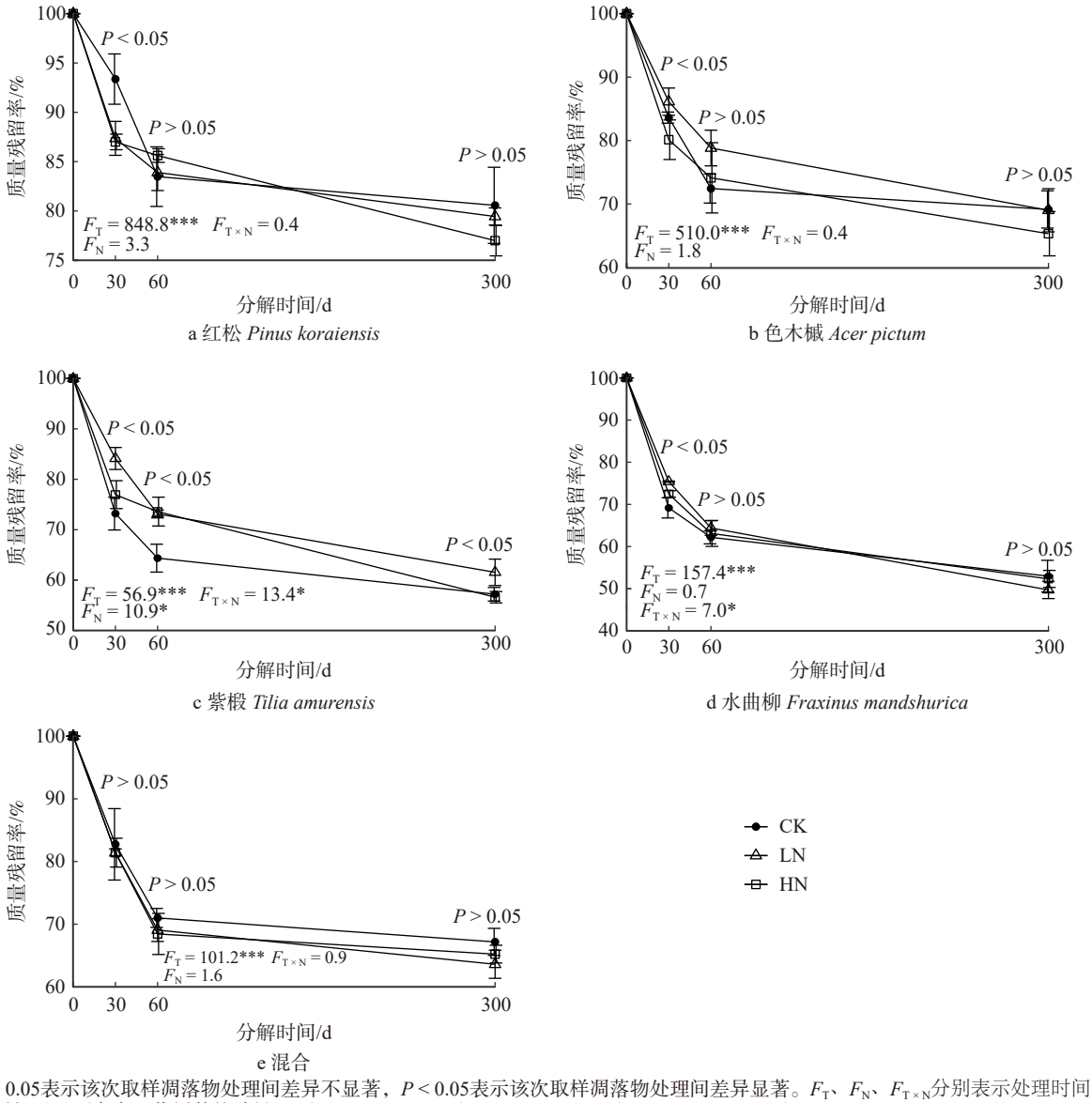
初期，至 300 d 时各处理间均无显著差异。具体而言，在分解 30 d 时，氮添加显著降低了红松凋落物的质量残留率(图 1a)，其中高氮(HN)处理下的质量残留率较低氮(LN)处理低 6.8%；同时，氮添加显著抑制了紫椴和水曲柳凋落物质量残留率的下降(图 1c、d)，且以 LN 处理对紫椴的抑制作用最为显著，其质量残留率较对照(CK)处理高 14.9%。分解至 60 d 时，仅紫椴凋落物质量残留率受到氮添加的显著抑制，LN 与 HN 处理下紫椴凋落物质量残留率比 CK 处理高 13% 以上。分解 300 d 后，各凋落物质量残留率从高到低依次为红松、色木槭、混合、紫椴和水曲柳，反映出初始质量对分解具有决定性作用。

3.2　不同施氮水平下凋落物的分解速率

5 种凋落物的分解速率(k)介于(0.21 ± 0.06)至(0.80 ± 0.18)之间(表 3)，且不同树种间存在显著差异($P < 0.05$)。总体而言，凋落物分解速率整体表现为水曲柳 > 紫椴 > 混合凋落物 > 色木槭 > 红松，该顺序与凋落物质量损失率的结果一致。红松和紫椴在 HN 处理下的分解速率有所提高。混合凋落物在 LN 处理下表现出显著的正向非加和性效应，其实际质量残留率低于期望值(图 2)，而在 CK 和 HN 处理下未观察到明显效应，表明适量的氮输入有助于促进混合凋落物的分解。

3.3　不同施氮水平下凋落物的碳、氮动态

5 种凋落物的碳元素在分解过程中均呈现缓慢释放模式，分解时间对凋落物的碳残留率的影响极显著($P < 0.001$)(图 3)。分解至 300 d 时，除混合凋落物外，氮添加对凋落物碳残留率的影响均无显著差异($P > 0.05$)，仅色木槭和紫椴凋落物碳残留率在分解初期对氮添加表现出明显差异。分解 30 d 时，



$P > 0.05$表示该次取样凋落物处理间差异不显著，$P < 0.05$表示该次取样凋落物处理间差异显著。F_T、F_N、$F_{T\times N}$分别表示处理时间、氮添加以及两者交互作用的统计量。*表示$P < 0.05$；**表示$P < 0.01$；***表示$P < 0.001$。下同。

图 1　不同施氮水平下凋落物质量残留率变化

Fig. 1　Changes of litter mass remaining rate under different nitrogen application levels

表 3 不同种凋落物分解速率

Tab. 3 Decomposition rates of various litter types

凋落物	处理	拟合方程	R^2	k		非加和性效应
				实际值	期望值	
红松 *Pinus koraiensis*	CK	$M = 94.54e^{-0.22T}$	0.55**	0.22 ± 0.06Aa		
	LN	$M = 92.56e^{-0.21T}$	0.55**	0.21 ± 0.06Aa		
	HN	$M = 93.27e^{-0.25T}$	0.69**	0.25 ± 0.06Ab		
色木槭 *Acer pictum*	CK	$M = 89.01e^{-0.36T}$	0.52**	0.36 ± 0.11Ba		
	LN	$M = 91.93e^{-0.39T}$	0.71**	0.39 ± 0.08ABa		
	HN	$M = 88.78e^{-0.43T}$	0.58**	0.43 ± 0.12Ba		
紫椴 *Tilia amurensis*	CK	$M = 84.56e^{-0.57T}$	0.54**	0.57 ± 0.18Cab		
	LN	$M = 90.59e^{-0.53T}$	0.74**	0.53 ± 0.11Ba		
	HN	$M = 88.82e^{-0.61T}$	0.74**	0.61 ± 0.13BCb		
水曲柳 *Fraxinus mandshurica*	CK	$M = 83.19e^{-0.67T}$	0.55**	0.67 ± 0.21Ca		
	LN	$M = 86.88e^{-0.80T}$	0.72**	0.80 ± 0.18Ca		
	HN	$M = 84.85e^{-0.71T}$	0.62**	0.71 ± 0.20Ca		
混合	CK	$M = 88.54e^{-0.40T}$	0.52**	0.40 ± 0.13Ba	0.46 ± 0.14	ns
	LN	$M = 88.02e^{-0.52T}$	0.58**	0.52 ± 0.13BCa	0.48 ± 0.11*	+
	HN	$M = 87.56e^{-0.43T}$	0.52**	0.43 ± 0.14Ba	0.49 ± 0.13	ns

注：M为质量残留率(%)，T为分解时间(d)，k为分解系数(a^{-1})。不同小写字母表示同种凋落物不同氮处理间 k 值差异显著性，不同大写字母表示不同种凋落物同种氮处理下 k 值差异显著性($P < 0.05$)。ns代表无相关性，+代表呈正向非加和性效应。

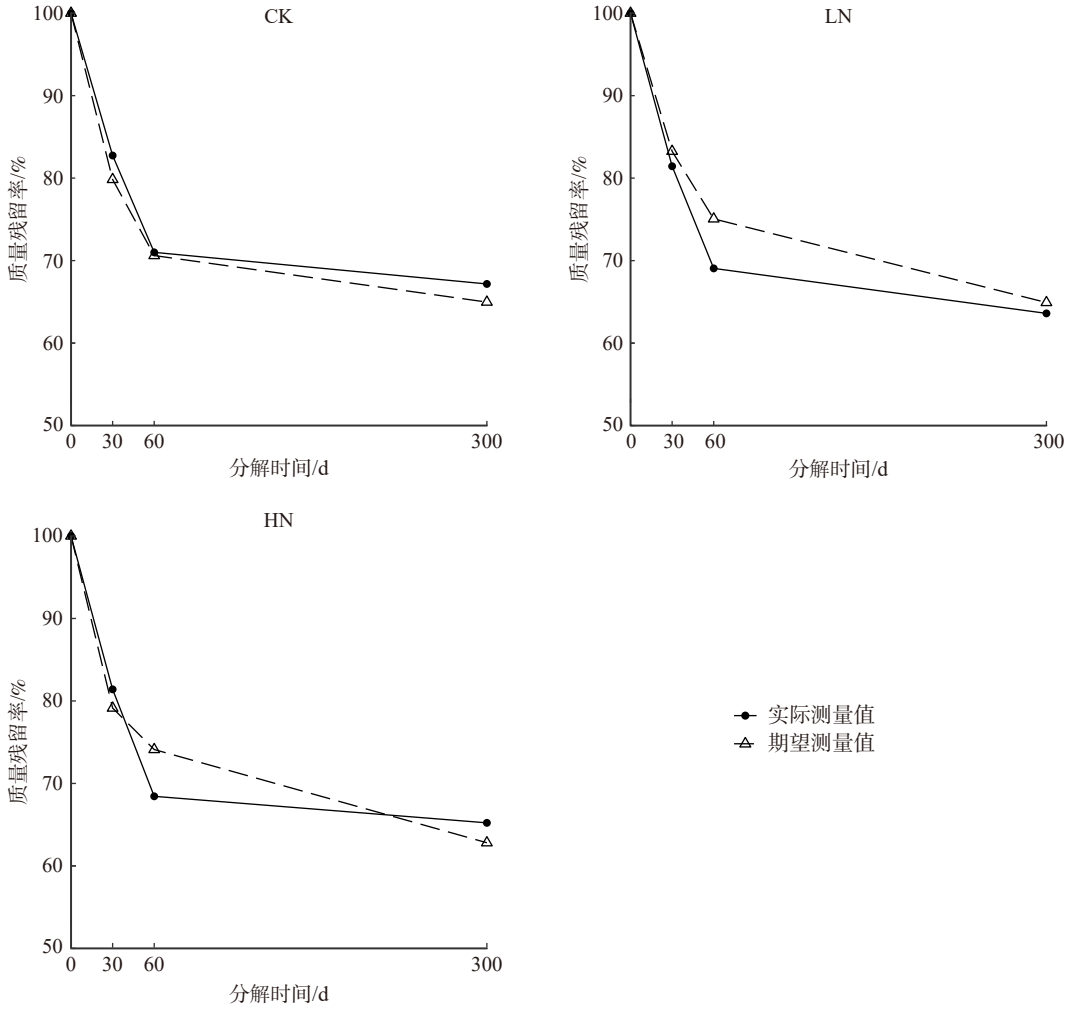


图 2 不同施氮水平下混合凋落物质量残留率的实际值与期望值

Fig. 2 Measured and expected values of the mixed litter mass residual rate under varying nitrogen application levels

LN 处理显著抑制了色木槭与紫椴凋落物碳的释放，其碳残留率分别比 CK 处理高 11.2% 与 13.5%。分解 60 d 时，LN 与 HN 处理均显著抑制了色木槭与紫椴凋落物碳的释放($P < 0.01$)。

5 种凋落物的氮残留率随时间变化显著($P < 0.001$)，而氮添加仅对红松、色木槭和混合凋落物的氮残留率有显著影响($P < 0.01$)(图 4)。具体而言，在分解 30 d 时，LN 处理显著促进了紫椴和水曲柳凋落物的氮释放，其氮残留率分别下降 5.3% 和 7.2%；混合凋落物在 LN 处理下表现为氮富集(106.9%)，而在 HN 处理下则表现为净释放(91.1%)。至 60 d 时，色木槭和紫椴的氮残留率在施氮处理下显著高于对照处理，表现为氮富集，例如色木槭在 LN 和 HN 处理下的氮残留率分别达到 117.6% 和 108.6%；紫椴在 HN 处理下为 103.3%，而 CK 处理下仅为 89.3%；混合凋落物在 HN 处理下氮释放增强，残留率较 CK 处理减少 11%。分解至 300 d 时，紫椴、水曲柳和混合凋落物均表现出施氮促进氮释放的趋势，其中 HN 处理使紫椴与混合凋落物的氮残留率分别下降 23.2% 和 66.0%，而 LN 处理使水曲柳的氮残留率降低 17.9%。红松则表现出显著的氮富集，LN 处理下其残留率高达 169.8%。色木槭在 HN 处理下残留率下降 31.6%，但在 LN 处理下仍高于 100%，表明其氮动态受施氮水平调控较为显著。

3.4　不同类型凋落物在不同施氮水平下的底物质量及其变化

在 CK 处理下，5 种凋落物的初始碳氮比从高到低依次为红松(31.02)、色木槭(19.50)、混合(18.26)、紫椴(16.32)和水曲柳(15.99)；分解末期(300 d)碳氮比从高到低为红松(19.9)、色木槭(9.5)、混合

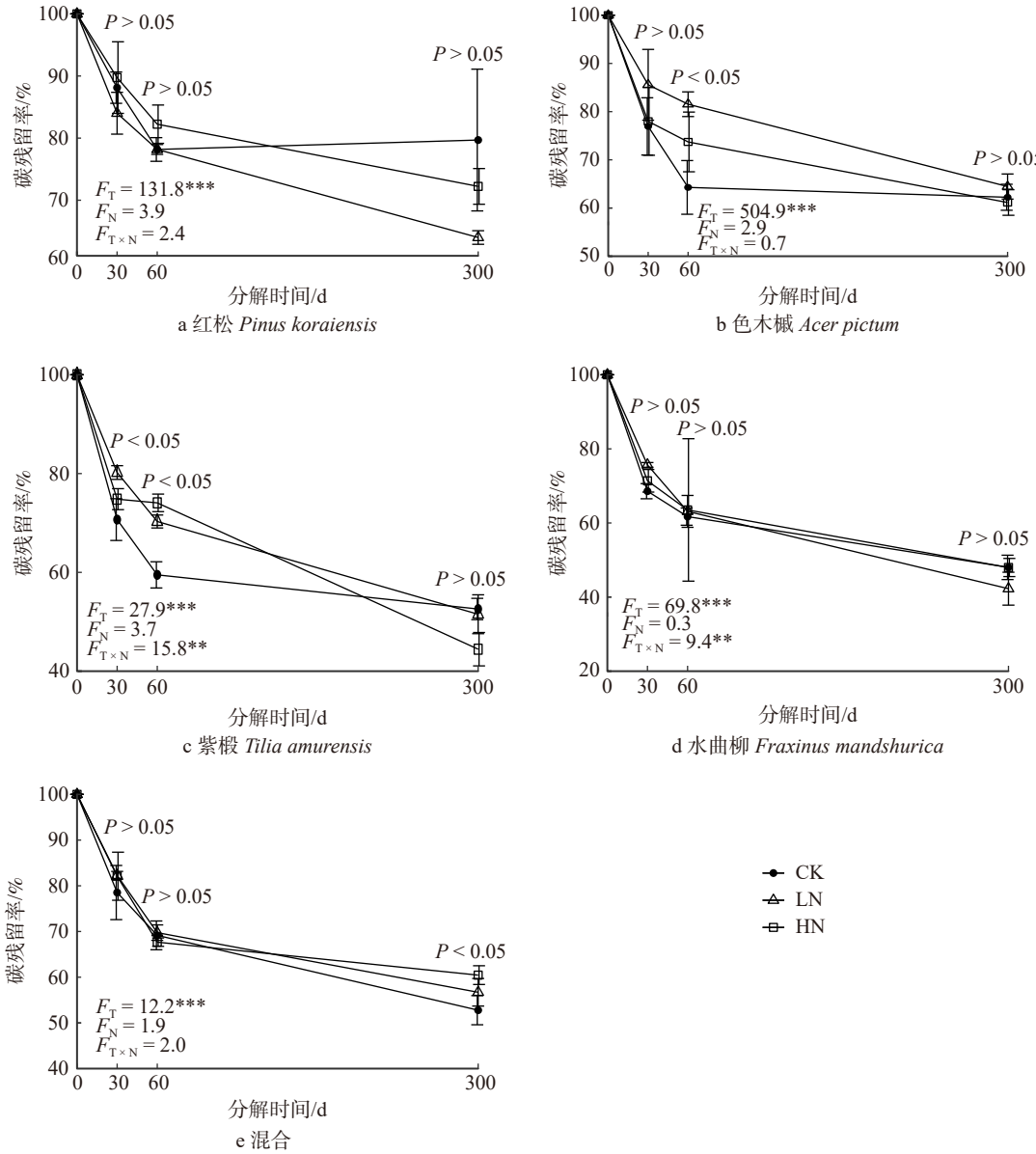


图 3　不同施氮水平下不同种类凋落物碳残留率的变化

Fig. 3　Changes in the carbon residual rate of different litters under varying nitrogen application levels

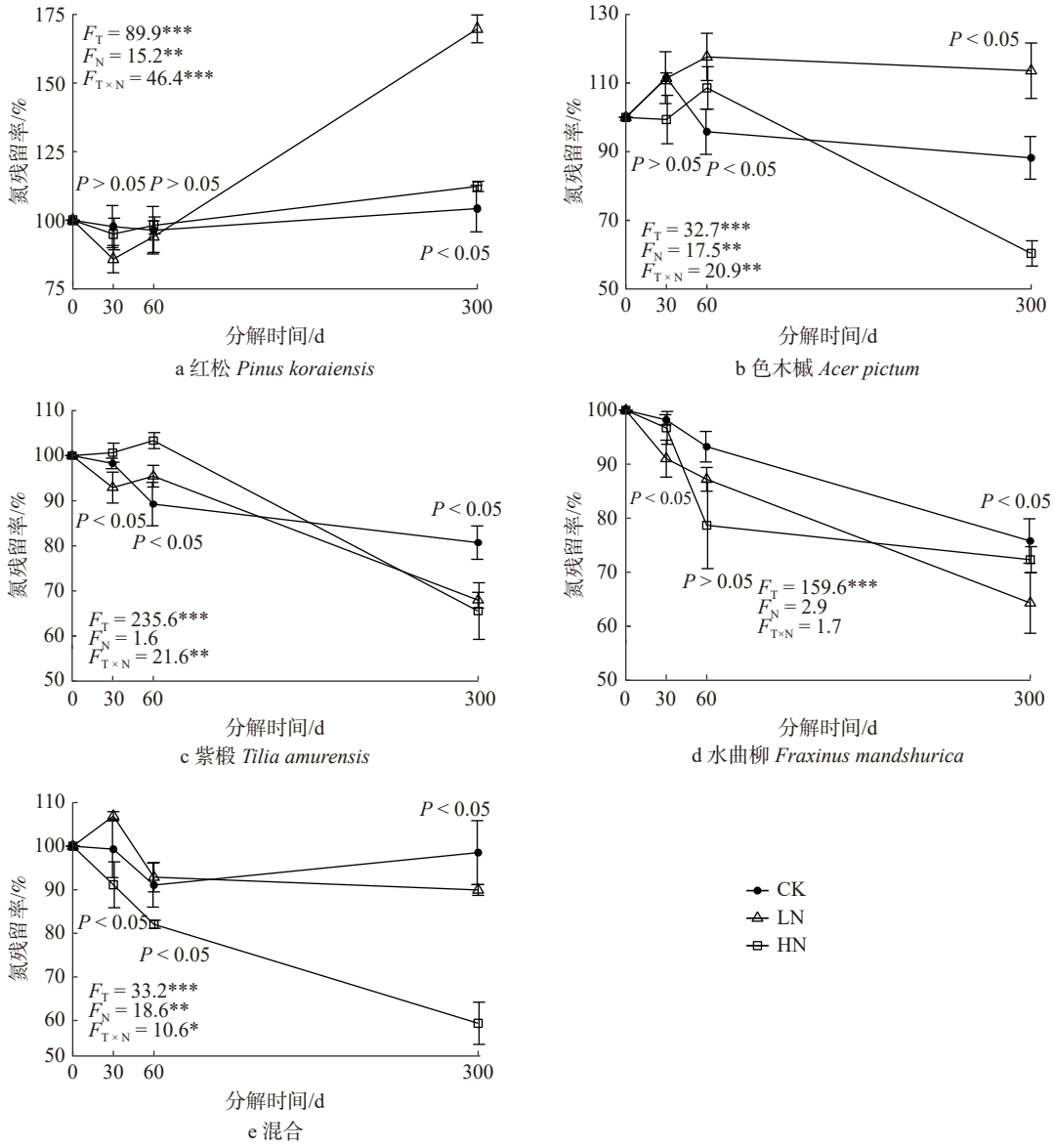


图 4 不同施氮水平下不同种类凋落物氮残留率的变化

Fig. 4 Changes in the nitrogen residual rate of different litters under varying nitrogen application levels

(6.9)、紫椴(6.1)和水曲柳(5.5)(图 5)。不同凋落物种类间的初始碳氮比存在显著差异(表 2)。5 种凋落物的碳氮比均随时间呈极显著下降趋势($P < 0.001$),其中红松、色木槭和紫椴凋落物的碳氮比受氮添加的影响显著($P < 0.05$)(图 5)。碳氮比在 0 ~ 60 d 内下降最为剧烈。至 300 d 时,CK 处理下红松和色木槭的碳氮比仍维持较高水平;紫椴在 LN 处理下碳氮比的下降受到抑制;水曲柳的碳氮比受氮添加影响不显著;混合凋落物在 HN 处理下碳氮比反而上升,表明氮添加可能抑制了混合凋落物中高质量组分的降解。

3.5 不同施氮水平下凋落物质量残留率与碳、氮含量及碳氮比相关关系

凋落物质量残留率与其碳、氮含量及碳氮比总体上呈显著相关($P < 0.05$)(表 4)。红松和混合凋落物的质量残留率与氮含量呈极显著负相关(除 CK 处理下的混合凋落物表现为正相关外)。5 种凋落物的质量残留率与碳含量、碳氮比呈现显著或极显著正相关,但 CK 处理下混合凋落物质量残留率与碳含量呈极显著负相关,且水曲柳凋落物质量残留率与碳氮比相关性不显著($P > 0.05$)。这些结果进一步表明,凋落物质量(如碳氮比)与分解速率密切相关。

4 讨 论

4.1 氮添加对凋落物分解的影响

凋落物分解速率受其初始化学性质(如碳氮比)的影响已形成广泛共识[28]。本研究同样发现,低碳氮比的凋落物(如水曲柳碳氮比为 15.99)分解速率显著高于高碳氮比的凋落物(如红松碳氮比为 31.02)。相关研究表明,凋落物分解速率可能与碳氮

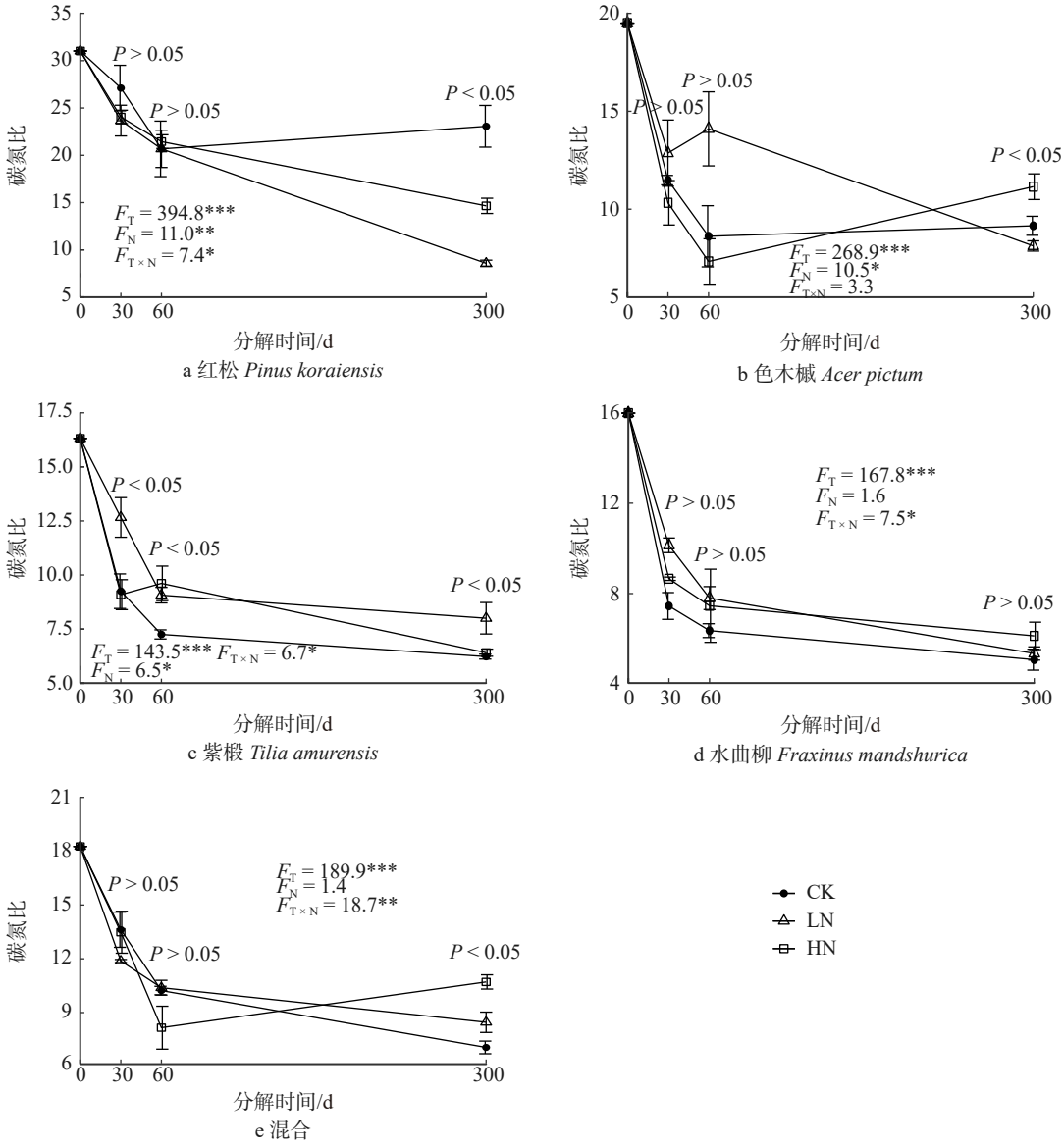


图 5　不同施氮水平下 5 种凋落物的碳氮比

Fig. 5　The C/N ratio of five litter types under varying nitrogen application levels

比成反比。低碳氮比不仅会提升氮素的有效性，还伴随着难分解物质（如木质素、纤维素等）含量的降低，从而提高凋落物的分解速率[29]。氮添加可通过改变土壤养分环境和供应直接影响凋落物分解，也可以通过影响土壤微生物和凋落物质量间接影响分解。Wu 等[30]对 3 种凋落物分解实验的全球整合分析表明，氮添加会抑制单一树种凋落物的分解，但对混合凋落物分解的影响不显著。本研究结果证实，混合凋落物同样未受到氮添加的负效应影响，但在单一树种分解中，仅有紫椴凋落物的分解受到抑制（图 1c）。

Zhang 等[31]的研究表明，氮添加抑制单种凋落物的分解，且抑制强度具有物种特异性。整合分析研究[32]发现，氮添加对凋落物分解速率的影响取决于凋落物质量。低质量凋落物（高氮、高木质素含量）对氮添加的反应比高质量凋落物更明显。本研究中，红松凋落物在分解至 30 d 时受到氮促进效应（图 5a），这可能是因为施氮处理显著降低了其碳氮比。对于红松这类低质量凋落物，其自身氮素供应不足可能限制了微生物大量繁殖，而外源氮添加恰好缓解了微生物的氮限制，从而刺激微生物繁殖，进而加速了凋落物分解[33]。与之相反，紫椴（作为高质量凋落物）在低氮处理下分解受到抑制，可能与其碳氮比下降受阻有关（图 5c）。高质量凋落物本身能为微生物提供充足氮素，微生物无需额外氮矿化，过量氮输入反而可能抑制木质素等难分解物质降解酶的合成[34]；其次，氮诱导的土壤酸化可能对微生物产生毒害作用，降低微生物生物量和凋落物分解速率[35]。值得注意的是，本研究发现低水平氮添加对单一树种凋落物的抑制作用最强，随着氮添加量的增加，这种抑制效果会减弱，这与 Zhou 等[36]的研究发现氮沉降对凋落物的抑制作用随氮沉降的水平提升而增强的结

表 4 不同施氮处理下凋落物质量残留率与碳、氮含量和碳氮比的 Pearson 相关系数

Tab. 4 Pearson correlation coefficients between litter mass remaining and C/N stoichiometry under varying nitrogen addition treatments

凋落物	处理	N	C	C/N
红松 *Pinus koraiensis*	CK	−0.807**	0.901**	0.887**
	LN	−0.755**	0.784**	0.823**
	HN	−0.807**	0.901**	0.887**
色木槭 *Acer pictum*	CK	−0.315	0.750**	0.640**
	LN	−0.466	0.861**	0.748**
	HN	−0.189	0.903**	0.835**
紫椴 *Tilia amurensis*	CK	0.025	0.650**	0.521*
	LN	0.167	0.930**	0.767**
	HN	−0.578*	0.814**	0.838**
水曲柳 *Fraxinus mandshurica*	CK	0.316	0.841*	0.430
	LN	0.126	0.936**	0.797**
	HN	0.098	0.918**	0.787**
混合	CK	0.892**	−0.697**	0.900**
	LN	−0.876**	0.836**	0.858**
	HN	−0.600**	0.872**	0.867**

论有所不同。一种可能的解释是：少量氮添加可能并未被凋落物直接利用，反而通过降低土壤中氮的有效性和微生物活性延缓了凋落物分解；而大量的氮添加可能促使植物大量吸收土壤中的氮，从而降低土壤有效氮浓度，减轻氮对微生物的毒性压力，进而使凋落物分解所受抑制程度降低。

4.2 氮添加对凋落物碳、氮养分释放的影响

碳释放模式与凋落物质量密切相关。低碳氮比凋落物（如水曲柳）在早期快速释放可溶性碳组分（如糖类、氨基酸），而高碳氮比凋落物（如红松）因木质素积累呈现“滞后释放”特征[37]。本研究中，5 种凋落物在分解过程中均呈净释放模式，这与李海涛等[38]对亚热带 4 种人工林凋落物分解的研究结果一致。其研究还指出，碳元素是构成凋落物最主要的元素，因此其释放规律基本与凋落物分解的规律相同。分解至 300 d 时，氮添加仅显著抑制了混合凋落物的碳释放，对其余凋落物碳释放无显著影响。这可能是由于氮添加削弱了混合凋落物内部高质量凋落物和低质量凋落物之间的养分互补效应，从而导致凋落物中碳释放速率降低[39]。在分解初期（60 d 内），色木槭与紫椴凋落物碳的释放受到氮添加的抑制，这可能是因为凋落物碳氮比的下降，在初期分解阶段，凋落物中可溶性碳的快速释放与氮添加共同导致微生物优先利用氮素，而不是进一步分解复杂碳（如木质素等）。本研究结果中紫椴凋落物碳氮比在分解初期受到氮添加的抑制作用也间接支持了这一推断。

凋落物元素残留率会出现波动变化，这表明其分解过程中分解物与环境中的养分元素存在补充和释放过程，这可能与微生物在分解过程中的活动节律有关[40]。本研究中，除水曲柳外，其余 4 种凋落物均观测到氮富集现象，这可能是微生物在转殖凋落物的同时将土壤中的氮元素转移到凋落物中，从而导致部分凋落物中的氮浓度暂时增加。氮富集现象的种间差异可能是因为低碳氮比凋落物促进微生物同化外源氮，而高碳氮比凋落物导致微生物通过固氮作用补偿氮短缺[41]。而施氮未对紫椴凋落物和水曲柳凋落物氮残留率产生显著影响，其原因可能是分解过程中氮的释放和富集同时进行并处于平衡状态[42]。张彩云等[43]在外源氮添加对凋落物分解及养分释放的研究中指出，氮添加对凋落物氮元素含量无影响的原因可能是在氮含量较高的凋落物分解过程中，由于缺乏碳源从而影响微生物对外源氮的响应。高氮处理下混合凋落物氮释放增加，可能由于组分间交互作用：水曲柳分解释放的溶解性有机氮（DON）为红松分解菌群提供氮源，从而加速整体矿化[44]。而在更长期的分解过程中，凋落物分解后期氮添加可能抑制凋落物氮释放，这可能是因为氮添加导致凋落物中酚类物质（如缩合单宁）积累，与蛋白质结合形成难分解复合物，延缓氮释放[45]。但考虑到本研究未测定凋落物分解过程中微生物酶活性以及群落组成，不同的凋落物分解过程中营养元素

的变化以及对氮添加的响应是否与环境中分解者的改变有关，是我们下一步研究的方向。

4.3　混合凋落物影响凋落物分解

凋落物混合分解的非加和性效应是指当几种不同质量的凋落物混合后，高质量的凋落物对低质量凋落物的分解存在促进作用，进而影响混合凋落物的整体分解速率[46]。Liu 等[47]研究表明，组成混合凋落物的各物种初始化学组成对混合后的凋落物分解有显著影响。资源互补效应指出，混合凋落物中易分解组分(如糖类)与难分解组分(如木质素)混合，会优化养分供给，通过微生物代谢加快凋落物分解速率。同时，低碳氮比凋落物通过微生物介导的氮素转移也会加快高碳氮比凋落物分解[48]。本研究结果证实，混合凋落物碳氮比较红松低，其分解速率较红松分解速率更快(表 2)。同时，较高的分解者多样性也可能增强生态系统抵抗环境变化的能力[49]，导致混合凋落物分解受氮添加的影响不如单种凋落物明显。氮沉降往往是通过影响凋落物混合分解时的内部非加和性效应及其相互作用来改变凋落物的分解速率，非加和性效应的转化可能是由于外源氮添加代替了高品质凋落物向低品质凋落物的养分转移[50]。本研究发现低氮促进混合凋落物分解，混合凋落物内部产生正向的非加和性效应(图 3)，而高氮处理并未使混合凋落物内部产生明显的非加和性效应。这种非线性响应与前人研究结果一致[51]，其原因可能是少量的外源氮添加会缓解微生物氮限制，增强胞外酶活性，促进混合凋落物的养分互补效应(如高品质凋落物与低品质凋落物协同分解)，而过量的外源氮会导致土壤酸化和木质素降解酶(如过氧化物酶)受抑制，或微生物群落向寡营养型转变，从而降低分解效率[52]。同时鉴于混合凋落物分解过程的复杂性，未来的研究中应设计更多的混合凋落物水平，以期更全面地解释凋落物混合对凋落物分解模式及养分循环规律的影响。

5　结　　论

本研究探讨了氮添加对东北温带针阔混交林主要树种凋落物分解的影响，结果表明，在分解 30 d 时，氮添加促进了红松凋落物的分解，但抑制了紫椴和水曲柳的分解；至 300 d 时，仅在低氮条件下，紫椴分解受到显著抑制。在碳、氮元素动态方面，分解 300 d 后，氮添加对所有凋落物(除混合凋落物)碳残留率影响不显著；紫椴、水曲柳和混合凋落物氮的释放受到氮添加的促进作用；除水曲柳外，氮添加对红松、色木槭、紫椴和混合凋落物碳氮比影响显著。研究还发现，凋落物质量残留率与凋落物碳氮比呈显著的正相关关系，说明凋落物碳氮比是影响凋落物分解的重要因素之一。此外，不同氮添加水平下混合凋落物分解表现出非加和性效应：CK 和高氮处理下表现为负效应，仅在低氮条件下表现出协同效应，缓解了氮添加对单一树种凋落物分解的负影响。综上所述，氮添加对凋落物分解的影响具有物种特异性。低氮水平下的非加和性效应可能在一定程度上缓冲氮沉降对森林凋落物分解过程的干扰。这一发现为在未来氮沉降背景下，如何通过科学管理来维持森林生态系统功能的预测与实践提供了参考依据。

参　考　文　献

[1] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen cycles: past, present, and future [J]. Biogeochemistry, 2004, 70: 153−226.

[2] 仲琦, 李曾燕, 马炜, 等. 氮添加和凋落物处理对华西雨屏区常绿阔叶林凋落叶分解的影响 [J]. 植物生态学报, 2023, 47(5): 629−643.
Zhong Q, Li C Y, Ma W, et al. Effects of nitrogen addition and litter manipulations on leaf litter decomposition in western edge of Sichuan Basin, China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2023, 47(5): 629−643.

[3] Stevens C J, Dise N B, Mountford J O, et al. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands [J]. Science, 2004, 303: 1876−1879.

[4] 毛宏蕊, 陈金玲, 金光泽. 氮添加对典型阔叶红松林凋落叶分解及养分释放的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2016, 38(3): 21−31.
Mao H R, Chen J L, Jin G Z. Effects of nitrogen addition on litter decomposition and nutrient release in typical broadleaf-Korean pine mixed forest [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2016, 38(3): 21−31.

[5] 谷越, 王芳, 陈鹏狮, 等. 长期施氮和降水减少对长白山阔叶红松林凋落物量的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2017, 39(4): 29−37.
Gu Y, Wang F, Chen P S, et al. Effects of long-term nitrogen addition and precipitation decreasing on the litterfall production of broadleaved Korean pine forest in Changbai Mountains of northeastern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2017, 39(4): 29−37.

[6] Parton W, Silver W, Burke I, et al. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition [J]. Science, 2007, 315: 361−364.

[7] Zhang D Q, Hui D F, Luo Y Q, et al. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors [J]. Journal of Plant Ecology, 2008, 1(2): 85−93.

[8] Pablo G, Fernando T, Jens K, et al. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes [J]. Ecology Letters, 2013, 16(8): 1045−1053.

[9] 张悦, 张艺凡, 马怡波, 等. 森林生态系统凋落物分解影响因素研究进展 [J]. 环境生态学, 2023, 5(4): 45−56.
Zhang Y, Zhang Y F, Ma Y B, et al. Research progress on

influencing factors of litter decomposition in forest ecosystem [J]. Environmental Ecology, 2023, 5(4): 45−56.

[10] Peng Y, Li Y J, Song S Y, et al. Nitrogen addition slows litter decomposition accompanied by accelerated manganese release: a five-year experiment in a subtropical evergreen broad-leaf forest [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 165: 108511.

[11] 王万才, 闫文德, 李忠文, 等. 氮添加对马尾松人工林凋落物分解的影响 [J]. 中南林业科技大学学报, 2019, 39(12): 55−61.
Wang W C, Yan W D, Li Z W, et al. Effects of nitrogen addition on litter decomposition in *Pinus massoniana* plantation forest [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2019, 39(12): 55−61.

[12] Xia M X, Talhelm A F, Pregitzer K S. Long-term simulated atmospheric nitrogen deposition alters leaf and fine root decomposition [J]. Ecosystems, 2018, 21(1): 1−14.

[13] Jiang X Y, Cao L X, Zhang R D, et al. Effects of nitrogen addition and litter properties on litter decomposition and enzyme activities of individual fungi [J]. Applied Soil Ecology, 2014, 80: 108−115.

[14] Li Z L, Peng Q, Dong Y S, et al. The influence of increased precipitation and nitrogen deposition on the litter decomposition and soil microbial community structure in a semiarid grassland [J]. Science of the Total Environment, 2022, 844: 157115.

[15] 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]. The New Phytologist, 2021, 229(1): 296−307.

[16] Lucía V, Amy T. Nitrogen addition stimulates forest litter decomposition and disrupts species interactions in Patagonia, Argentina [J]. Global Change Biology, 2011, 17(5): 1963−1974.

[17] Yin R, Liu Q, Tian S Y, et al. Nitrogen deposition stimulates decomposition via changes in the structure and function of litter food webs [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 16: 108522.

[18] Berg B, Johansson M, Liu C, et al. Calcium in decomposing foliar litter: a synthesis for boreal and temperate coniferous forests [J]. Forest Ecology and Management, 2017, 403: 137−144.

[19] Li Y, Bezemer T M, Yang J, et al. Changes in litter quality induced by N deposition alter soil microbial communities [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 130: 33−42.

[20] 汪金松, 王晨, 赵秀海, 等. 模拟氮沉降对油松林单一及混合叶凋落物分解的影响 [J]. 北京林业大学学报, 2015, 37(10): 14−21.
Wang J S, Wang C, Zhao X H, et al. Effects of simulated nitrogen deposition on decomposition of single and mixed leaf litters in the plantation and natural forests of *Pinus tabulaeformis* [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2015, 37(10): 14−21.

[21] Handa I T, Aerts R, Berendse F, et al. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes [J]. Nature, 2014, 509: 218−221.

[22] Zhang X, Lei H, Chong Y, et al. Do silvi-medicinal plantations affect tree litter decomposition and nutrient mineralization? [J]. Sustainability, 2019, 11(18): 5138.

[23] Gartner T B, Cardon Z G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter [J]. Oikos, 2004, 104(2): 230−246.

[24] 王宣璎, 张翼, 范秀华. 东北阔叶红松林 4 种树木幼苗光合荧光特征对氮添加的响应 [J]. 北京林业大学学报, 2024, 46(3): 69−79.
Wang X Y, Zhang Y, Fan X H. Response of photosynthetic and fluorescence characteristics to nitrogen addition by seedlings of four dominant tree species in broadleaved-Korean pine forest [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2024, 46(3): 69−79.

[25] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China [J]. Nature, 2013, 494: 459−462.

[26] 郝龙飞, 王庆成, 刘婷岩. 东北地区 4 种林分土壤呼吸及温、湿度敏感性对氮添加的短期响应 [J]. 生态学报, 2020, 40(2): 560−567.
Hao L F, Wang Q C, Liu T Y. Short-term responses of soil respiration, temperature and humidity sensitivity to nitrogen addition in four forests of Northeast China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(2): 560−567.

[27] 杨玉海, 郑路, 段永照. 干旱区人工防护林带不同林分凋落叶分解及养分释放 [J]. 应用生态学报, 2011, 22(6): 1389−1394.
Yang Y M, Zheng L, Duan Y X. Leaf litter decomposition and nutrient release of different stand types in a shelter belt in Xinjiang arid area [J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 22(6): 1389−1394.

[28] Prescott E C. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? [J]. Biogeochemistry, 2010, 101(1−3): 133−149.

[29] 谢亚军, 梁越, 肖红伟, 等. 中国陆地生态系统叶凋落物分解的格局及控制因素 [J]. 东华理工大学学报 (自然科学版), 2018, 41(3): 271−276.
Xie Y J, Liang Y, Xiao H W, et al. Pattern and controlling factors of terrestrial leaf litters decomposition in China [J]. Journal of East China University of Technology (Natural Science), 2018, 41(3): 271−276.

[30] Wu J J, Zhang H, Cheng X L, et al. Nitrogen addition stimulates litter decomposition rate: from the perspective of the combined effect of soil environment and litter quality [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023, 179: 108992.

[31] Zhang J F, Li J, Fan Y X, et al. Effect of nitrogen and phosphorus addition on litter decomposition and nutrients release in a tropical forest [J]. Plant and Soil, 2020, 454: 139−153.

[32] Knorr M, Frey S D, Curtis P S. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis [J]. Ecology, 2005, 86(12): 3252−3257.

[33] 苗雪松, 王嗣奇, 张彦东. 施氮对落叶松人工林凋落物分解及土壤有机碳矿化的影响 [J]. 森林工程, 2022, 38(6): 1−8.
Miao X S, Wang S Q, Zhang Y D. Effects of nitrogen fertilization on litter decomposition and soil carbon mineralization in *Larix olgensis* plantation [J]. Forest Engineering, 2022, 38(6): 1−8.

[34] Janssens I A, Dieleman W, Luyssaert S, et al. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition [J]. Nature Geoscience, 2010, 3(5): 315−322.

[35] Averill C, Waring B. Nitrogen limitation of decomposition and

decay: how can it occur? [J]. Global Change Biology, 2018, 24(4): 1417−1427.

[36] Zhou S X, Huang C D, Han B H, et al. Simulated nitrogen deposition significantly suppresses the decomposition of forest litter in a natural evergreen broad-leaved forest in the Rainy Area of Western China [J]. Plant and Soil, 2017, 420(1−2): 135−145.

[37] Reinhard F H, Oliver B. Plant litter-decomposition, humus formation and carbon sequestration [J]. Journal of Plant Physiology, 2004, 161(10): 1185−1186.

[38] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 等. 亚热带红壤丘陵区四种人工林凋落物分解动态及养分释放 [J]. 生态学报, 2007, 27(3): 898−908.
Li H T, Yu G R, Li J Y, et al. Decomposition dynamics and nutrient release of litters for four artificial forests in the red soil and hilly region of subtropical China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(3): 898−908.

[39] Stephan H, Tiunov A V, Scheu S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems [J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2005, 36: 191−218.

[40] 李宜浓, 周晓梅, 张乃莉, 等. 陆地生态系统混合凋落物分解研究进展 [J]. 生态学报, 2016, 36(16): 4977−4987.
Li Y N, Zhou X M, Zhang N L, et al. The research of mixed litter effects on litter decomposition in terrestrial ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(16): 4977−4987.

[41] 郑俊强, 韩士杰. 氮在凋落物−土壤界面连续体转移研究进展 [J]. 北京林业大学学报, 2016, 38(4): 116−122.
Zheng J Q, Han S J. Nitrogen transfer in the litter-soil interface continuum of the temperate forest [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2016, 38(4): 116−122.

[42] Zheng J Q, Guo R H, Li D S, et al. Nitrogen addition, drought and mixture effects on litter decomposition and nitrogen immobilization in a temperate forest [J]. Plant and Soil, 2017, 416(1-2): 165−179.

[43] 张彩云, 赵红梅, 刘辉，等. 外源氮添加对温带荒漠地表凋落物分解及养分释放的影响 [J]. 应用生态学报, 2020, 31(11): 3631−3638.
Zhang C Y, Zhao H M, Liu H, et al. Effects of exogenous nitrogen addition on litter decomposition and nutrient release in a temperate desert [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 31(11): 3631−3638.

[44] Liu X J, Duan L, Mo J M, et al. Nitrogen deposition and its ecological impact in China: an overview [J]. Environmental Pollution, 2011, 159(10): 2251−2264.

[45] Cusack D F, Macy J, Mcdowell W H. Nitrogen additions mobilize soil base cations in two tropical forests [J]. Biogeochemistry, 2016, 128: 67−88.

[46] Liu P, Sun J O, Huang J H, et al. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China [J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 44(1): 211−216.

[47] Liu J, Liu X Y, Song Q N, et al. Synergistic effects: a common theme in mixed-species litter decomposition [J]. The New Phytologist, 2020, 227(3): 757−765.

[48] Gessner M O, Swan C M, Dang C K, et al. Diversity meets decomposition [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2010, 25(6): 372−380.

[49] Saleem M, Hu J, Jousset A. More than the sum of its parts: microbiome biodiversity as a driver of plant growth and soil health [J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2019, 50(1): 145−168.

[50] 张晓曦, 周雯星, 王丽洁, 等. 模拟氮沉降对凋落物早期混合分解中相互作用的影响 [J]. 生态学杂志, 2022, 41(9): 1708−1716.
Zhang X X, Zhou W X, Wang L J, et al. Influences of simulated nitrogen deposition on mixing effects of litter decomposition at early stage [J]. Chinese Journal of Ecology, 2022, 41(9): 1708−1716.

[51] 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.
Shen F F, Liu W F, Wu J P, et al. Litter decomposition in a Chinese fir plantation in response to nitrogen deposition [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(21): 8078−8090.

[52] Wang X C, Chen Y, Liu F, et al. Nutrient resorption estimation compromised by leaf mass loss and area shrinkage: variations and solutions [J]. Forest Ecology and Management, 2020, 472: 118232.

（责任编辑　范　娟
责任编委　刘世荣）