

DOI:10.12171/j.1000-1522.20190211

降雨减少对油松人工林凋落叶分解的影响

杜琳垚¹ 刘千慧¹ 申璇璇¹ 王绮彤¹ 王艺霖¹
张峰² 于海群² 贾昕^{1,3,4}

(1. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083; 2. 北京市林业碳汇工作办公室, 北京 100013; 3. 北京林业大学林业生态工程教育部工程研究中心, 北京 100083; 4. 北京林业大学北京市水土保持工程技术研究中心, 北京 100083)

摘要:【目的】凋落物分解是森林生态系统物质循环和能量流动的重要环节。探究降雨减少对油松人工林凋落叶分解的影响, 有助于理解油松人工林碳(C)氮(N)循环对降雨减少的响应, 可为气候变化情景下人工林生态系统功能预测与评估提供科学支撑。【方法】以北京八达岭林场油松人工林为研究对象, 采用野外控制实验, 通过设置3个减雨水平(100%减雨、50%减雨和对照), 对比分析不同处理下油松人工林凋落叶分解过程中的质量损失和C、N动态。【结果】布设分解袋5个月后(2018年5—10月), 100%减雨处理下的油松凋落叶未见质量损失, 甚至出现微弱的物质积累; 50%减雨处理下的凋落叶质量残留率、C残留率和N残留率分别为75.75%、49.31%和71.00%; 对照下分别为73.18%、51.92%和75.50%。凋落叶质量和C、N残留率在50%减雨处理和对照间差异不显著。50%减雨处理和对照下的年分解速率 k 分别为0.64和0.92。油松凋落叶月分解速率与土壤含水量之间呈显著正相关。50%减雨处理和对照下的油松凋落叶N元素呈现出先富集(6月)后释放(7—10月)的动态。【结论】在北京油松人工林中, 降雨减少对油松凋落叶分解的影响依赖于降雨减少的程度, 在轻度和中度干旱下其分解速率仅略微下降, 且C、N动态基本维持不变; 而严重干旱下其分解速率和C、N周转均受到强烈制约。

关键词: 降雨减少; 凋落叶; 分解; 油松人工林

中图分类号: S791.254 文献标志码: A 文章编号: 1000-1522(2020)07-0068-09

引文格式: 杜琳垚, 刘千慧, 申璇璇, 等. 降雨减少对油松人工林凋落叶分解的影响[J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(7): 68-76. Du Linyao, Liu Qianhui, Shen Xuanxuan, et al. Effects of rainfall reduction on litter leaf decomposition of *Pinus tabuliformis* plantation[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2020, 42(7): 68-76.

Effects of rainfall reduction on litter leaf decomposition of *Pinus tabuliformis* plantation

Du Linyao¹ Liu Qianhui¹ Shen Xuanxuan¹ Wang Qitong¹ Wang Yilin¹
Zhang Feng² Yu Haiqun² Jia Xin^{1,3,4}

(1. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. Beijing Forestry Carbon Sink Administration, Beijing 100013, China;

3. Engineering Research Center of Forestry Ecological Engineering of Ministry of Education, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

4. Beijing Engineering Research Center of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: [Objective] Litter decomposition plays an important role in carbon and nutrient cycles of forest ecosystems. The effects of rainfall reduction on leaf litter decomposition of *Pinus tabuliformis* were examined to understand the response of carbon (C) and nitrogen (N) turnover dynamics of *P. tabuliformis* plantations to future changes in precipitation, and to improve the prediction and assessment of ecosystem

收稿日期: 2019-05-01 修回日期: 2019-07-26

基金项目: 北京林业大学大学生创新创业训练计划(201810022018), 中央高校基本科研业务费专项(2015ZCQ-SB-02)。

第一作者: 杜琳垚。主要研究方向: 水土保持与荒漠化防治。Email: linyao2990@163.com 地址: 100083 北京市海淀区清华东路35号北京林业大学水土保持学院。

责任作者: 贾昕, 教授, 博士生导师。主要研究方向: 生态系统碳水循环、植物功能性状、植物间相互作用等。Email: xinjia@bjfu.edu.cn 地址: 同上。

本刊网址: <http://j.bjfu.edu.cn>; <http://journal.bjfu.edu.cn>

functions of plantations under climate change. [Method] A field rainfall reduction experiment was performed in a plantation at Badaling Forest Farm, about 50 km north of Beijing from May to October, 2018. Losses of mass, C and N dynamics of *P. tabuliformis* leaf litter were measured and compared among three growing-season rainfall levels, i.e. 100% rainfall reduction, 50% rainfall reduction and control. [Result] After five months of decomposition, no litter mass loss was detected for the 100% rainfall reduction treatment and slight increase in litter mass was actually observed. The percentages of remaining litter mass, C and N for the 50% rainfall reduction treatment were 75.75%, 49.31% and 71.00%, respectively, while those for the control were 73.18%, 51.92% and 75.50%, respectively. There were no significant differences in remaining litter mass, C and N between the 50% rainfall reduction treatment and control. The annual decomposition coefficients (k) for the 50% rainfall reduction treatment and control were 0.64 and 0.92, respectively. There was a significant positive correlation between the monthly decomposition rate and soil water content. For the 50% rainfall reduction treatment and control, N immobilization was observed in June and N release was observed from July to October. [Conclusion] In the *P. tabuliformis* plantation, the effects of rainfall reduction on leaf litter decomposition depend on the magnitude of rainfall reduction. The decomposition dynamics of *P. tabuliformis* leaf litter may be relatively insensitive to mild and moderate droughts, but severe droughts can strongly restrict the decomposition rate and the turnover of C and N.

Key words: rainfall reduction; leaf litter; decomposition; *Pinus tabuliformis* plantation

全球气候变化将对降水时空格局产生深远影响^[1]。观测数据和模型模拟均表明,包括我国北方在内的北温带许多地区将面临降水减少、干旱频率和强度增加的气候趋势^[2-3]。降水减少将改变生态系统的结构(如物种组成、功能性状、叶面积指数等)和功能(如生产力、碳汇功能、资源利用效率等)^[4]。森林生态系统在全球碳平衡中扮演着重要角色^[5]。近年来,森林碳循环过程对降水变化的响应受到学界的广泛关注^[6-7]。

凋落物是森林土壤有机质和养分的主要来源^[8]。凋落物分解每年可向土壤归还约 50 Gt 有机碳,向土壤归还的总氮约占植物群落所需氮量的 70% ~ 80%^[9],因此是维持和改善土壤肥力的重要途径。在凋落物分解较慢的环境中,大部分养分滞留于凋落物层,土壤肥力随之降低;在凋落物分解较快的环境中,养分归还量大,土壤肥力也相应较高^[10]。凋落物分解主要受气候因素、凋落物品质和土壤生物群落的综合调控^[11]。已有研究表明,降水变化会影响凋落物分解速率,然而影响规律和机制仍存较大不确定性。许多研究表明降水减少会抑制森林凋落物分解。如 Wieder 等^[12]在热带森林的实验和 Salamanca 等^[13]在温带森林的实验,均显示降水减少使微生物活性下降,进而导致凋落物分解速率降低。也有一些研究表明降水减少能够促进凋落物分解。如李雪峰等^[14]通过实验发现降水量减少使蒙古栎(*Quercus mongolica*)叶凋落物的初始木质素含量降低,氮、磷、钾含量升高,从而使凋落物分解速率增加。还有

一些研究表明降水减少对凋落物分解没有显著影响。如 Steinberger 等^[15]发现在干旱区,凋落物质量损失与降水变化没有明确关系,而受温度和光照影响较大。

这些差异反映出降水变化对凋落物分解的影响存在多种机制,其相对重要性可能随气候特征、生态系统类型和物种特征而变化。在水分限制的生境中,干旱会直接削弱物理破碎和淋溶过程,也会间接地降低土壤动物、微生物的数量和活性,进而降低凋落叶分解速率^[16]。在湿润生境中,高降水量使土壤孔隙氧含量下降^[17],在此条件下降雨减少将提高需氧微生物和土壤动物的活性,从而促进凋落物分解。此外,降水变化也会通过影响凋落物的化学组成和含水量影响其分解过程。因此,有必要在不同类型森林生态系统深入研究降水变化对凋落物分解的影响,从而加深对气候变化生态学效应的理解。

人工林在我国林业和生态环境建设中占有重要地位,据第八次全国森林资源清查数据,目前我国人工林面积为 0.69 亿 hm^2 ,居世界首位^[18]。造林和人工林经营对提高生态系统碳汇能力,减缓气候变化具有重要作用^[19]。我国乔木林碳储量约为 66.62 亿 t,其中人工林碳储量所占比例超过 15%^[20]。长期观测数据表明,我国华北地区年降水量 1960 年以来呈下降趋势,其中夏、秋两季最为显著^[21]。在此背景下,未来降水减少是否会通过影响凋落物分解进而影响我国华北地区人工林的碳汇功能仍有待明晰。油松(*Pinus tabuliformis*)人工林约占北京山区公益林地

面积的20%^[22], 碳汇能力约为4.08 t/(hm²·a)^[23], 且在涵养水源和保固土壤方面发挥着重要作用。因此, 研究降水减少对油松凋落叶分解的影响可为气候变化情景下人工林生态效益评估与预测提供科学支撑。

本文以北京八达岭林场油松人工林为研究对象, 通过野外控制实验, 探究降雨减少对油松人工林凋落叶分解过程中质量损失和碳氮动态的影响, 研究有助于理解油松人工林土壤碳氮过程对降雨减少的响应。

1 研究区概况

研究地点位于北京市延庆县八达岭林场油松人工林(40°22'23"N, 115°56'39"E, 海拔535 m), 属大陆性季风气候区, 具有半湿润半干旱的暖温带气候特征, 年均温为10.8℃, 多年月均温在7月份最高(26.9℃), 在1月份最低(-7.2℃), 无霜期约160 d。年均降雨量454 mm, 其中约60%集中在7—8月, 年均蒸发量1586 mm。林分密度约为975株/hm², 林龄约8年, 油松高度大多为6~10 m, 胸径15~25 cm, 林内有少量的暴马丁香(*Syringa reticulata*)、元宝枫(*Mono maple*)、槲树(*Quercus dentata*)和山梨(*Pyrus ussuriensis*), 地被植物主要有三裂绣线菊

(*Spiraea trilobata*)、小檗(*Berberis thunbergii*)等。土壤类型为砂壤土, 土壤密度约1.60 g/cm³, 0~5 cm土壤中有有机质含量约43.83 g/kg, 全氮含量约1.68 g/kg^[24], 腐殖质层厚度约3.0 cm。生长季(4—10月)多年平均土壤质量含水量(2011—2018年)为9.18%, 在7月份最高(10.53%), 5月份最低(8.24%)。

2 研究方法

2.1 野外控制实验

2.1.1 遮雨棚设计

选取地势平坦、未受扰动的油松人工林样地, 用于布设遮雨棚实验。设置50%减雨、100%减雨和自然降雨(对照)3个处理水平。实验所用遮雨棚主要由合金钢架和透明PC板搭建而成。遮雨棚规格为150 cm × 150 cm, 前后高度分别为60 cm、70 cm, 顶面形成约3°的倾斜角, 以使雨水顺势排出样方, 避免棚顶积水。100%遮雨棚顶部用整块PC板完全覆盖; 50%遮雨棚顶部选用宽约10 cm的带有凹槽的PC板间隔排列, 使减雨面积占样方面积的50%。为防止地表径流和土壤水分横向迁移对实验结果产生影响, 沿样方四周在距遮雨棚边缘10 cm处开挖一条深约20 cm的截水沟, 插入挡水板后回填土壤, 以避免水分在遮雨棚内外的水平运移(图1)。

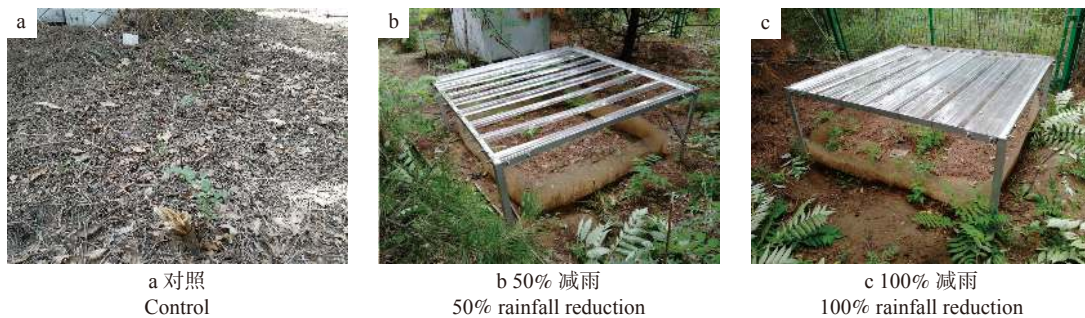


图1 研究地降雨减少处理与对照样方

Fig. 1 Rainfall reduction treatments and control sample plot in the study area

2.1.2 凋落叶收集

于2018年5月上旬收集油松凋落叶, 选择新鲜凋落叶, 带回实验室后放于阴凉通风处风干备用。从风干样品中抽取3份样本(每份约5.0 g), 称质量后, 在70℃恒温下烘至恒质量, 然后再次称质量, 求出凋落叶的平均含水量, 进而估算凋落叶在分解前的干物质含量。该部分样本经研磨、过0.1 mm筛后, 装袋密封保存, 用于测定凋落叶全碳(C)、全氮(N)含量初始值。

2.1.3 分解袋准备

分解实验采用凋落物分解袋法, 在规格为15 cm × 15 cm、网孔为40目的尼龙网袋中装入5 g风干的油

松凋落叶样品, 装袋时尽量减少重叠。之后将分解袋浅埋于样方内凋落物层, 使其与凋落物层和土壤腐殖质层充分接触, 每个处理放入15袋(保证相互不重叠), 放置于遮雨棚中心(1 m × 1 m)范围内, 以避免边缘效应对实验结果产生影响。同时用铁钉固定分解袋, 以防止其因风或其他原因而丢失。

2.2 样品处理与测定

于2018年6—10月期间每月回收一次凋落叶样品, 每个处理取3个分解袋, 小心去除表面杂物后将其放入自封袋, 同时用环刀随机取各处理内0~5 cm的土壤样品3份, 带回实验室。将收集的凋落叶样品清洗干净, 在70℃下烘至恒质量, 计算其质量残

留率后研磨, 过 0.1 mm 筛后装入密封袋保存, 用于全 C、N 含量测定; 土壤样品烘干后测定其质量含水量。采用 Vario-MACRO-Cube(德国 Elementar 公司)元素分析仪测定凋落叶 C、N 含量。

凋落叶质量残留率(MR):

$$MR = \frac{W_t}{W_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: W_t 为凋落叶在 t 时刻的干质量(g); W_0 为凋落叶初始干质量(g)。

凋落叶 C、N 残留率:

$$R = \frac{W_t C_t}{W_0 C_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中: C_t 为 t 时刻的凋落叶 C、N 含量; C_0 为凋落叶初始 C、N 含量。

采用修正后的 Olson^[25] 指数模型拟合凋落叶质量损失:

$$W_t/W_0 = ae^{-kt} \quad (3)$$

式中: a 为拟合参数; t 为分解时间(年); k 为样品的分解系数(a^{-1})。同样采用 Olson 指数模型拟合 C、N 损失, 计算其分解系数 $k(a^{-1})$ 。

凋落叶月分解率:

$$D_m = (W_t - W_{t+1})/W_0 \times 100\% \quad (4)$$

凋落叶分解 50% 与 95% 所需时间($T_{0.5}$, $T_{0.95}$)的计算方法为:

$$T_{0.5} = \frac{\ln 0.5}{-k}; T_{0.95} = \frac{\ln 0.05}{-k} \quad (5)$$

2.3 环境因子观测

环境因子由安装在实验样地内通量观测塔上的气象观测仪器观测。由安装在距地高度 10 m 的空气温湿度传感器(HMP-45C, Vaisala, Finland)测定空气温度(T_a , °C)和空气湿度(RH, %)。由翻斗式雨量筒(TR-525 M, Texas Electronics, USA)测定降雨量(P , mm)。由安装在距地表 10 cm 的土壤含水量传感器(CS616, Campbell Scientific, USA)测定样地附近(距离样地 20 m)的土壤体积含水量, 并结合土壤密度(1.60 g/cm^3)将其转换为质量含水量(SWC_{10} , %)以便比较。测量采样频率为 0.1 Hz, 由数据采集器(CR1000, Campbell Scientific, USA)记录 30 min 累计值(降雨量)或平均值(其他变量)。

2.4 数据处理

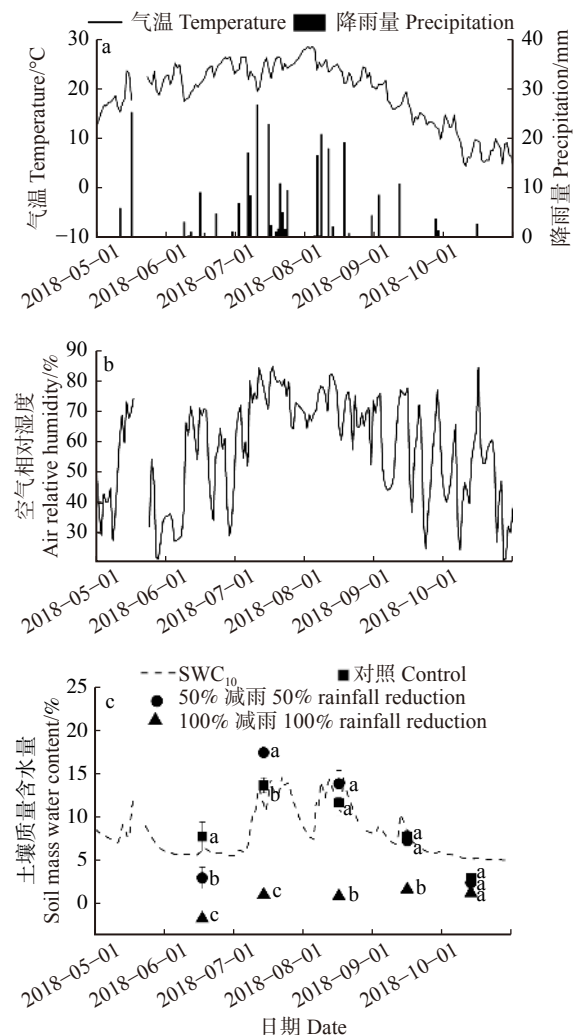
采用重复测量方差分析(repeated measures ANOVA)检验不同减雨水平(100% 减雨、50% 减雨、对照)对油松凋落叶质量和 C、N 残留率的影响, 然后采用单因素方差分析(one-way ANOVA)检验每次取样不同减雨处理对凋落叶质量和 C、N 残留率

以及土壤含水量的影响, 采用 SNK 法进行多重比较。方差分析之前对数据进行正态性和方差齐性检验, 必要时进行数据转换以满足方差分析假设。采用非线性回归分析得到油松凋落叶分解系数和 C、N 损失的指数模型系数(k)。采用线性回归分析检验土壤含水量与月分解率(D_m)之间的关系。所有数据分析使用 SPSS 20.0 完成。

3 结果与分析

3.1 气象因子及土壤含水量

在实验期间(2018 年 5—10 月), 研究区降雨总量为 279 mm, 7 月降雨量最多(113.7 mm), 其次为 8 月(82.3 mm), 7、8 两月的降雨量占实验期间降雨总量的 70.3%(图 2a)。7 月平均气温最高, 为 24.4 °C;



不同小写字母表示不同减雨处理下差异显著($P < 0.05$); SWC_{10} 表示距地表 10 cm 处土壤质量含水量。Different lowercase letters indicate significant differences under different rainfall reduction treatments ($P < 0.05$); SWC_{10} refers to soil mass water content at 10 cm depth.

图 2 研究地点环境因子季节变化

Fig. 2 Seasonal variations of environmental factors in the study area

10月平均气温最低,为8.6℃(图2a)。空气相对湿度7月最高,月平均值为74.0%,5月(46.1%)和10月(46.9%)月均空气相对湿度较低,且变异较大(图2b)。实验期间8月平均土壤含水量最高(11.28%),其次为7月(11.13%),10月最低(5.99%)(图2c)。方差分析表明,除10月外,实验处理对土壤含水量均具有显著影响(6月, $F_{2,6} = 14.98$, $P < 0.01$; 7月, $F_{2,6} = 229.07$, $P < 0.01$; 8月, $F_{2,6} = 31.98$, $P < 0.01$; 9月, $F_{2,6} = 41.45$, $P < 0.01$)。多重比较表明,在6—9月,100%减雨样方土壤含水量显著低于50%减雨样方和对照,而后两者之间的差异在8月和9月不显著(图2c)。6月、9月和10月对照样方的土壤含水量略高于50%减雨样方,而7、8月略低于50%减雨样方。7月和8月50%减雨样方土壤

含水量略高可能是微环境差异(土壤质地、距离树冠远近等)导致的。

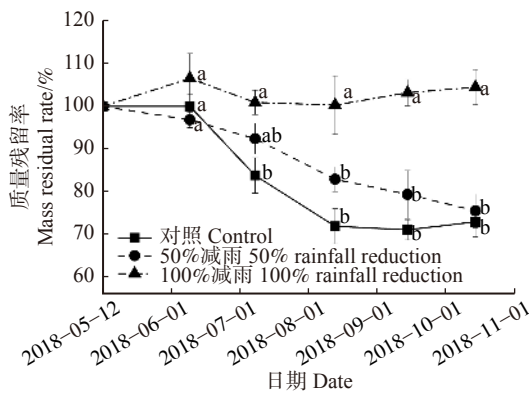
3.2 凋落叶质量损失

重复测量方差分析表明,减雨处理和分解时间显著影响凋落叶质量残留率,且二者之间不存在交互作用(表1)。在分解过程中,油松凋落叶的平均质量残留率总体表现为100%减雨 > 50%减雨 > 对照(图3)。单因素方差分析表明,除6月外,其他取样时间不同减雨处理下的质量残留率均具有显著差异(7月, $F_{2,6} = 5.69$, $P < 0.05$; 8月, $F_{2,6} = 8.52$, $P < 0.05$; 9月, $F_{2,6} = 17.79$, $P < 0.01$; 10月, $F_{2,6} = 20.43$, $P < 0.01$)。多重比较表明,在8—10月,100%减雨处理下的质量残留率显著高于50%减雨处理和对照,而后两者之间无显著差异。

表1 不同减雨处理下油松凋落叶质量残留率重复测量方差分析

Tab. 1 Repeated measures ANOVA on the mass residual rates of *P. tabuliformis* litter leaves among different rainfall reduction treatments

变异来源 Source of variation	df	均方 Mean square	F	P
分解时间 Decomposition time	4, 24	450.66	10.42	< 0.01
减雨处理 Rainfall reduction treatment	2, 6	1 948.91	30.28	< 0.01
分解时间 × 减雨处理 Decomposition time × rainfall reduction treatment	8, 144	92.61	2.14	0.07



不同小写字母表示不同减雨处理下差异显著($P < 0.05$)。下同。Different lowercase letters indicate significant differences under varied rainfall reduction treatments ($P < 0.05$). The same below.

图3 不同减雨处理下油松凋落叶质量残留率变化

Fig. 3 Variations in mass residual rates of *P. tabuliformis* litter leaves under different rainfall reduction treatments

对照下油松凋落叶的分解系数 k 高于50%减雨处理(表2),且对照下凋落叶分解50%和分解95%所需要的时间比50%减雨处理短,即对照下油松凋落叶分解较50%减雨处理更快。而100%减雨处理下的凋落叶质量残留率变化不显著,无法进行指数拟合。油松凋落叶的月分解率与土壤含水量之间表现出显著的正相关性(图4),当土壤含水量低于2.57%时,未观察到油松凋落叶质量损失,甚至有微弱的物质积累。

3.3 凋落叶分解的C、N动态

重复测量方差分析显示,分解时间和减雨处理对凋落叶C、N残留率均有显著影响,二者间交互作用对C残留率影响显著,而对N残留率则无显著影响(表3)。在实验末,对照、50%减雨和100%减雨条件下的油松凋落叶C残留率分别为51.92%、49.31%

表2 不同减雨处理下油松凋落叶质量残留率指数回归分析

Tab. 2 Exponential regression analysis on mass residual rates of *P. tabuliformis* litter leaves under different rainfall reduction treatments

处理 Treatment	拟合参数 Fitting parameter (a)	分解系数/(a^{-1}) Decomposition coefficient(k)/($year^{-1}$)	R^2_{adj}	P	$T_{0.5}/a$ $T_{0.5}/year$	$T_{0.95}/a$ $T_{0.95}/year$
对照 Control	100.03 ± 3.93	0.92 ± 0.16	0.67	< 0.01	0.75	3.26
50%减雨 50% rainfall reduction	100.60 ± 2.64	0.64 ± 0.10	0.68	< 0.01	1.08	4.68

注: a 和 k 表示平均值 ± 标准误, $T_{0.5}$ 和 $T_{0.95}$ 分别代表凋落叶分解50%和95%所需时间。下同。Notes: a and k are “average value ± standard error”, $T_{0.5}$ and $T_{0.95}$ represent the time required for decomposing 50% and 95% litter leaves, respectively. The same below.

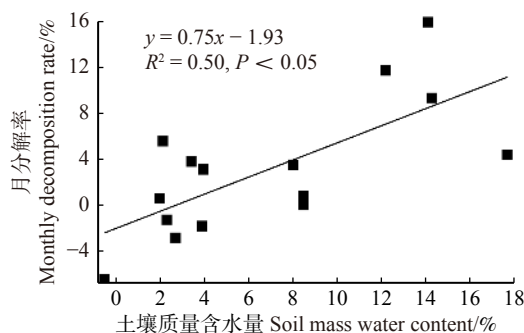


图 4 油松凋落叶月分解率和土壤质量含水量的关系

Fig. 4 Relationship between monthly decomposition rate (D_m) of *P. tabuliformis* litter leaves and soil mass water content

表 3 不同减雨处理下油松凋落叶 C、N 残留率重复测量方差分析

Tab. 3 Repeated measures ANOVA on C and N residual rates of *P. tabuliformis* litter leaves under different rainfall reduction treatments

因变量 Dependent variable	变异来源 Source of variation	df	均方 Mean square	F	P
C	分解时间 Decomposition time	4, 24	1 444.38	46.56	< 0.01
	减雨处理 Rainfall reduction treatment	2, 6	5 369.59	61.44	< 0.01
	分解时间 × 减雨处理 Decomposition time × rainfall reduction treatment	8, 144	349.53	11.27	< 0.01
N	分解时间 Decomposition time	4, 24	887.07	9.98	< 0.01
	减雨处理 Rainfall reduction treatment	2, 6	2 958.94	22.35	< 0.01
	分解时间 × 减雨处理 Decomposition time × rainfall reduction treatment	8, 144	194.84	2.19	0.07

50% 减雨处理下 C、N 损失系数 k 与对照下相似(表 4), 表明 50% 减雨处理下调落叶的 C、N 释放基本维持不变。100% 减雨处理下的凋落叶 C、N 残留率变化不显著, 无法进行指数拟合。

在分解过程中, 凋落叶中 N 元素在对照和 50% 减雨处理下均表现为先富集(6 月)后释放(7—10 月), 100% 减雨处理下调落叶中 N 元素含量始终高于初始值(图 5b)。3 种处理下调落叶的 C/N 变化也表现出不同特征(图 5c), 100% 减雨处理下调落叶的 C/N 先降低后升高(变化范围为 29.56 ~ 34.16), 50% 减雨处理和对照下调落叶的 C/N 总体上表现为持续降低的趋势。

4 讨 论

4.1 降雨减少对油松凋落叶分解过程中质量损失的影响

结果显示, 100% 减雨条件下油松凋落叶的分解速率显著降低(图 3), 50% 减雨处理略微减缓了油松凋落叶的分解(图 3), 降低了分解系数 k (表 2)。已有许多研究也发现在减雨条件下凋落叶分解速率降低^[12,26-27]。首先, 雨滴击溅可以加快凋落物的物理破碎, 并淋溶出凋落物中的水溶性有机物^[28], 直接导致凋落物的质量损失。在本实验中, 尽管 50% 减雨和对照条件下的土壤含水量在大部分取样时间并无

和 105.29%(图 5a), N 残留率分别为 75.50%、71.00% 和 111.13%(图 5b)。单因素方差分析表明, 除 6 月外, 其他取样时间不同减雨处理下的 C、N 残留率均具有显著差异(C 元素: 7 月, $F_{2,6} = 21.20$, $P < 0.01$; 8 月, $F_{2,6} = 15.99$, $P < 0.01$; 9 月, $F_{2,6} = 110.14$, $P < 0.01$; 10 月, $F_{2,6} = 56.96$, $P < 0.01$)(N 元素: 7 月, $F_{2,6} = 49.17$, $P < 0.01$; 8 月, $F_{2,6} = 12.24$, $P < 0.01$; 9 月, $F_{2,6} = 20.12$, $P < 0.01$; 10 月, $F_{2,6} = 6.45$, $P < 0.05$)。多重比较表明, 除 7 月外, 50% 减雨处理和对照的 C、N 残留率无显著差异, 两种处理下的残留率显著低于 100% 减雨处理。

显著差异(除 6、7 月外), 但 50% 减雨处理可能降低了进入凋落物层的降雨量及强度^[13], 从而削弱了淋溶作用, 导致 50% 减雨处理下调落叶分解速率低于对照。其次, 降水是土壤水分的最主要来源, 降水可以通过增加土壤含水量影响土壤动物和微生物的丰度和活性, 进而促进凋落物分解^[29]。在本实验中, 油松凋落叶的月分解率随土壤含水量升高而增大(图 4), 这和前人在东北落叶红松(*Pinus koraiensis*)林^[30]和欧洲赤松林(*Pinus sylvestris*)^[31]的研究结论相似。尽管 7、8 月对照比 50% 减雨处理土壤含水量略低(图 2c), 但均处于季节峰值, 因此都能支持较快的凋落叶分解。而 6 月对照高水分, 加之更强的淋溶作用, 导致对照分解速率(图 3)和分解系数 k (表 2)比 50% 减雨处理略大。

在本实验中, 100% 减雨处理下油松凋落叶未见质量损失, 甚至出现微弱的物质积累(图 3)。Salamanca 等^[13]在落叶栎林中的研究发现, 100% 减雨处理 6 个月后, 麻栎(*Quercus acutissima*)凋落叶的质量损失率约为 12.5%。黄强等^[32]在华西雨屏区常绿阔叶林中开展的实验表明, 100% 减雨处理 6 个月后, 凋落物的质量损失率约为 17.8%。在除森林以外的其他生态系统类型中, 也有设置 100% 减雨的凋落物分解研究。例如, Dirks 等^[33]在地中海地区灌丛和草地生态系统中的实验表明, 100% 减雨处理 4 个月

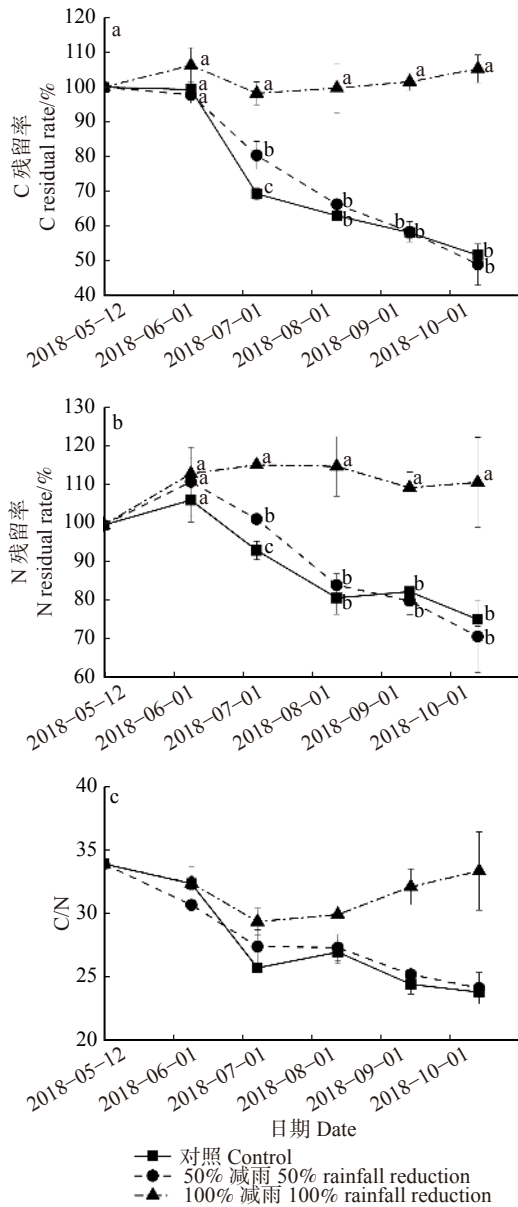


图5 不同减雨处理下油松凋落叶C、N动态

Fig. 5 C and N dynamics of *P. tabuliformis* litter leaves under different rainfall reduction treatments

后,凋落物的质量损失率为4%~18%。100%减雨对凋落叶分解的影响可能与空气湿度和光照等其他环境因素有关。Salamanca等^[13]的研究区位于日本三瓶山,所属区域年均降水量约1738.4mm,气候温

暖湿润^[34];黄强等^[32]进行实验的华西雨屏区属于中亚热带湿润气候区,年均降水量约1542.2mm,多云雾,日照时数少,空气湿度大;Dirks等^[33]发现在其研究地,多数夜间空气相对湿度保持在约85%,微生物能够吸收利用空气中的水分以维持其活性,从而促进凋落物分解。此外,地中海地区夏季强烈的太阳辐射所导致的光降解也在凋落物分解过程中发挥着重要作用。Nagy等^[35]以桉树叶(*Eucalyptus robusta*)为对象研究发现,在相对湿度高于32%且底物水分含量高于5%时,凋落物便会发生明显的质量损失;相对湿度高于75%且底物水分含量高于13%时,才会发生生物分解。本实验研究区属大陆性季风气候区,在实验初期(5—6月),空气相对湿度较低(图2b),土壤微生物丰度和活性可能均受到水分限制。在实验中期,随着降雨量增加,空气相对湿度逐渐升高,但受前期干旱影响,微生物分解能力很难迅速响应水分增加^[36],因此100%减雨处理下并未观察到明显的凋落叶质量损失。在已有研究中,凋落物质量不降反升的情况也曾被多次报道,且与本研究相似,大多发生在分解初期^[37-38]。Lin等^[38]将此轻微质量积累归因于凋落物表面微生物的生长。

4.2 降雨减少对油松凋落叶分解过程中C、N动态的影响

结果显示,经过5个月后,50%减雨处理和对照下油松凋落叶C损失率分别比100%减雨处理高55.98%和53.37%(图5a);N损失率分别比100%减雨处理高40.13%和35.63%(图5b),说明100%减雨处理显著抑制了C、N释放过程。这与许多前人研究结果一致^[27,39],而Yahdjian等^[26]的实验表明减雨处理对凋落物N释放没有明显影响,也有研究认为减雨处理对凋落叶C释放没有显著影响,但抑制了N释放^[40]。这一差异可能与减雨处理的程度有关。100%减雨处理下土壤含水量极低,不仅影响了凋落物中可溶性有机C、N的溶解,同时也降低了微生物活性,因而C、N释放受到制约。在本实验中,对照和50%减雨处理下油松凋落叶C、N释放动态并无显著差异(图5a, b),但两种处理下,C、N元素的后

表4 不同减雨处理下油松凋落叶C、N残留率指数回归分析结果

Tab. 4 Exponential regression analysis on C and N residual rates of *P. tabuliformis* litter leaves for different rainfall reduction treatments

因变量 Dependent variable	处理 Treatment	a	$k / (a^{-1})$ $k / (\text{year}^{-1})$	R^2_{adj}	P	$T_{0.5/a}$ $T_{0.5/\text{year}}$	$T_{0.95/a}$ $T_{0.95/\text{year}}$
C	对照 Control	105.59 ± 4.62	1.85 ± 0.21	0.85	< 0.01	0.37	1.62
	50%减雨 50% rainfall reduction	108.91 ± 3.92	1.87 ± 0.17	0.90	< 0.01	0.37	1.60
N	对照 Control	108.37 ± 4.04	0.89 ± 0.15	0.68	< 0.01	0.78	3.37
	50%减雨 50% rainfall reduction	116.24 ± 6.27	1.12 ± 0.23	0.61	< 0.01	0.62	2.67

续迁移过程可能不同。凋落叶中 C 元素的无机产物为 CO_2 , 可以直接释放到大气中, 其扩散过程受水分影响较小。N 元素的无机产物 NH_4^+ 和 NO_3^- , 则需要溶解在水中并向地下迁移, 而减雨处理可能会不利于其向土壤内部转移, 导致 N 元素滞留在凋落物层^[26,29]。降雨减少对 N 素运移的影响有待进一步研究。

在本实验中, 50% 减雨处理和对照下油松凋落叶 N 元素表现为先富集后释放(图 5b)。这与许多已有研究结果一致^[14,26]。在分解初期, 易分解 C 组分供应充足, 因此微生物对 N 素的需求较高, 需要从环境中获取大量 N 素, 以满足自身生长和繁殖的需要, 从而引起凋落物 N 含量增加(即 N 素富集)。也有研究发现, 凋落物在分解过程中直接释放 N 元素^[27,41-42]。这一差异可能与凋落物品质 and 水分淋溶作用有关。如桤木(*Alnus cremastogyne*)凋落叶的初始 C/N 相对较低(约 23), 分解过程中微生物的 N 需求较低, 因此 N 在整个分解过程中表现为持续释放^[41], 也有研究将自然状态下杉木(*Cunninghamia lanceolata*)凋落叶 N 在分解初期的直接释放归因于较强的淋溶作用^[42]。在本实验中, 油松凋落叶的初始 C/N 相对较高(约 34), 且实验初期(6 月)降雨量较低(约 22.8 mm), 因此油松凋落叶中 N 表现为先富集后释放。目前多数研究认为, 凋落物分解过程中的 N 素富集多出现在第一年内^[44], 而本研究中 N 素富集仅出现在第一个月(5—6 月), 持续时间较短(图 5b)。这可能是由于实验中期适宜的水热条件增强了淋溶作用, 加速了可溶性 N 素损失, 导致凋落叶中 N 残留率在短期内迅速降低。

本研究表明, 在北京油松人工林中, 降雨减少对油松凋落叶分解的影响依赖于降雨减少的程度, 在轻度和中度干旱下其分解速率仅略微下降, 且 C、N 动态基本维持不变; 而严重干旱下其分解速率和 C、N 周转均受到强烈制约。

参 考 文 献

- [1] Trenberth K E, Dai A, Van Der Schrier G, et al. Global warming and changes in drought[J]. *Nature Climate Change*, 2014, 4: 17-22.
- [2] Dai A. Drought under global warming: a review[J]. *Wiley Interdisciplinary Reviews Climate Change*, 2010, 2: 45-65.
- [3] Dai A. Increasing drought under global warming in observations and models[J]. *Nature Climate Change*, 2013, 3: 52-58.
- [4] Aber J, Neilson R P, McNulty S, et al. Forest processes and global environmental change: predicting the effects of individual and multiple stressors[J]. *Bioscience*, 2001, 51(9): 735-751.
- [5] Anderson-Teixeira K J, Wang M M H, McGarvey J C, et al. ForC: a global database of forest carbon stocks and fluxes[J]. *Ecology*, 2018, 99(6): 1507.
- [6] Mohan J E, Cox R M, Iverson L R. Composition and carbon dynamics of forests in northeastern North America in a future, warmer world[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 2009, 39(2): 213-230.
- [7] Viglietti D, Freppaz M, Filippa G, et al. Soil C and N response to changes in winter precipitation in a subalpine forest ecosystem, NW Italy[J]. *Hydrological Processes*, 2014, 28(21): 5309-5321.
- [8] 杨万勤, 邓仁菊, 张健. 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(12): 2889-2895.
Yang W Q, Deng R J, Zhang J. Forest litter decomposition and its responses to global climate change[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(12): 2889-2895.
- [9] Gholz H L, Fisher R F, Prichett W L. Nutrient dynamics in slash pine plantation ecosystems[J]. *Ecology*, 1985, 66(3): 647-659.
- [10] 林波, 刘庆, 吴彦, 等. 川西亚高山针叶林凋落物对土壤理化性质的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2003, 9(4): 346-351.
Lin B, Liu Q, Wu Y, et al. Effect of forest litters on soil physical and chemical properties in subalpine coniferous forests of western Sichuan[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2003, 9(4): 346-351.
- [11] Melillo J M, Muratore A J F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics[J]. *Ecology*, 1982, 63(3): 621-626.
- [12] Wieder W R, Cleveland C C, Townsend A R. Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests[J]. *Ecology*, 2009, 90(12): 3333-3341.
- [13] Salamanca E F, Kaneko N, Katagiri S. Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 22(3): 271-281.
- [14] 李雪峰, 韩士杰, 张岩. 降水量变化对蒙古栎落叶分解过程的间接影响[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(2): 261-266.
Li X F, Han S J, Zhang Y. Indirect effects of precipitation on litter decomposition of *Quercus mongolica*[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(2): 261-266.
- [15] Steinberger Y, Shmida A, Whitford W G. Decomposition along a rainfall gradient in the Judean desert, Israel[J]. *Oecologia*, 1990, 82(3): 322-324.
- [16] 王相娥, 薛立, 谢腾芳. 凋落物分解研究综述[J]. *土壤通报*, 2009(6): 1473-1478.
Wang X E, Xue L, Xie T F. A review on litter decomposition[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2009(6): 1473-1478.
- [17] Schuur E A G. The effect of water on decomposition dynamics in mesic to wet Hawaiian montane forests[J]. *Ecosystems*, 2001, 4(3): 259-273.
- [18] 王云霖. 我国人工林发展研究[J]. *林业资源管理*, 2019(1): 6-11.
Wang Y L. Review on China's plantation development since the reform and opening up[J]. *Forest Resources Management*, 2019(1): 6-11.
- [19] Lu F, Hu H, Sun W, et al. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010[J]. *PNAS*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [20] 李海奎, 雷渊才, 曾伟生. 基于森林清查资料的中国森林植被碳储量[J]. *林业科学*, 2011, 47(7): 7-12.
Li H K, Lei Y C, Zeng W S. Forest carbon storage in China estimated using forestry inventory data[J]. *Scientia Silvae*

- Sinicae, 2011, 47(7): 7–12.
- [21] 阿多, 熊凯, 赵文吉, 等. 1960~2013年华北平原气候变化时空特征及其对太阳活动和大气环境变化的响应[J]. 地理科学, 2016, 36(10): 1555–1564.
- Aduo, Xiong K, Zhao W J, et al. Temporal trend of climate change and mutation analysis of North China Plain during 1960 to 2013[J]. Scientia Geographica Sinica, 2016, 36(10): 1555–1564.
- [22] 马履一, 李春义, 王希群, 等. 不同强度间伐对北京山区油松生长及其林下植物多样性的影响[J]. 林业科学, 2007, 43(5): 1–9.
- Ma L Y, Li C Y, Wang X Q, et al. Effects of thinning on the growth and the diversity of undergrowth of *Pinus tabulaeformis* plantation in Beijing mountainous areas[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2007, 43(5): 1–9.
- [23] 方精云, 刘国华, 朱彪, 等. 北京东灵山三种温带森林生态系统的碳循环[J]. 中国科学:地球科学, 2006, 1(6): 533–543.
- Fang J Y, Liu G H, Zhu B, et al. Carbon cycling in three temperate forest ecosystems in Mt. Dongling, Beijing[J]. Science in China: Earth Sciences, 2006, 1(6): 533–543.
- [24] 耿玉清, 白翠霞, 赵铁蕊, 等. 北京八达岭地区土壤酶活性及其与土壤肥力的关系[J]. 北京林业大学学报, 2006, 28(5): 7–11.
- Geng Y Q, Bai C X, Zhao T R, et al. Soil enzyme activity and its relationship with the soil fertility in Badaling Mountain area of Beijing[J]. Journal of Beijing Forestry University, 2006, 28(5): 7–11.
- [25] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. Ecology, 1963, 44(2): 322–331.
- [26] Yahdjian L, Sala O E, Austin A T. Differential controls of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics in the Patagonian Steppe[J]. Ecosystems, 2006, 9(1): 128–141.
- [27] 李吉玫, 张毓涛, 李翔, 等. 降水强度变化对天山云杉地表凋落物和细根分解的影响[J]. 植物研究, 2017, 37(3): 360–369.
- Li J M, Zhang Y T, Li X, et al. Impact of precipitation intensity on the decomposition of floor litter and the fine roots of *Picea schrenkiana*[J]. Bulletin of Botanical Research, 2017, 37(3): 360–369.
- [28] Ribeiro C, Madeira M, Araújo M C. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes[J]. Forest Ecology & Management, 2002, 171(1–2): 31–41.
- [29] Austin A T, Yahdjian L, Stark J M, et al. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems[J]. Oecologia, 2004, 141(2): 221–235.
- [30] 程春香, 郭鲲, 毛子军, 等. 土壤湿度对东北3种主要树种凋落物分解的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(7): 2251–2258.
- Cheng C X, Guo K, Mao Z J, et al. Effects of soil moisture on litter decomposition of three main tree species in Northeast China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(7): 2251–2258.
- [31] Portillo-Estrada M, Pihlatie M, Korhonen J F J, et al. Climatic controls on leaf litter decomposition across European forests and grasslands revealed by reciprocal litter transplantation experiments[J]. Biogeosciences, 2016, 13(5): 1621–1633.
- [32] 黄强, 黄从德. 模拟干旱对华西雨屏区常绿阔叶林凋落物分解及其养分释放的影响[J]. 四川林勘设计, 2015(4): 8–13.
- Huang Q, Huang C D. Effect of reduced rainfall on evergreen broadleaved forest litter decomposition and nutrient release, rainy area of west China[J]. Sichuan Forestry Exploration and Design, 2015(4): 8–13.
- [33] Dirks I, Navon Y, Kanas D, et al. Atmospheric water vapor as driver of litter decomposition in Mediterranean shrubland and grassland during rainless seasons[J]. Global Change Biology, 2010, 16(10): 2799–2812.
- [34] 日本国土交通省气象厅. 大田平均年值(年、月值)主要要素[EB/OL]. [2019-04-12]. http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=68&block_no=0697&year=&month=&day=&view.
- [35] Nagy L A, Macauley B J. Eucalyptus leaf-litter decomposition: Effects of relative humidity and substrate moisture content[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1982, 14(3): 233–236.
- [36] Schimel J P, Gullledge J M, Cleincurley J S, et al. Moisture effects on microbial activity and community structure in decomposing birch litter in the Alaskan taiga[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1999, 31(6): 831–838.
- [37] Brandt L A, King J Y, Hobbie S E, et al. The role of photodegradation in surface litter decomposition across a grassland ecosystem precipitation gradient[J]. Ecosystems, 2010, 13(5): 765–781.
- [38] Lin Y, King J. Effects of UV exposure and litter position on decomposition in a California grassland[J]. Ecosystems, 2014, 17(1): 158–168.
- [39] Zhou S, Huang C, Xiang Y, et al. Effects of reduced precipitation on litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in western China[J]. Forest Ecology and Management, 2018, 430: 219–227.
- [40] Santonja M, Milcu A, Fromin N, et al. Temporal shifts in plant diversity effects on carbon and nitrogen dynamics during litter decomposition in a Mediterranean shrubland exposed to reduced precipitation[J]. Ecosystems, 2019, 22(5): 939–954.
- [41] 仲米财, 王清奎, 高洪, 等. 中亚热带主要树种凋落叶在杉木人工林中分解及氮磷释放过程[J]. 生态学杂志, 2013, 32(7): 1653–1659.
- Zhong M C, Wang Q K, Gao H, et al. Decomposition and nitrogen-and phosphorus release of leaf litters from main tree species in a mid-subtropical forest[J]. Chinese Journal of Ecology, 2013, 32(7): 1653–1659.
- [42] 雷学明. 模拟氮沉降和灌草去除对杉木人工林 N、P 养分动态的影响[D]. 南昌: 南昌工程学院, 2018.
- Lei X M. The influences of simulated nitrogen deposition and understory removal on available N and P dynamics in a *Cunninghamia lanceolata* plantation[D]. Nanchang: Nanchang Institute of Technology, 2018.

(责任编辑 范娟
责任编委 杨晓晖)