

DOI: 10.5846/stxb202103230769

叶贺, 红梅, 梁志伟, 图纳热, 武振丹, 王力群, 包明哲, 赵巴音那木拉. 降水变化和氮沉降对荒漠草原两种多年生禾草凋落物分解的影响. 生态学报, 2022, 42(7): 2910-2920.

Ye H, Hong M, Liang Z W, Tu N R, Wu Z D, Wang L Q, Bao M Z, Zhao Bayinnamula. Effects of precipitation and nitrogen deposition on litter decomposition of two perennial grasses in a desert steppe. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(7): 2910-2920.

降水变化和氮沉降对荒漠草原两种多年生禾草凋落物分解的影响

叶 贺, 红 梅*, 梁志伟, 图纳热, 武振丹, 王力群, 包明哲, 赵巴音那木拉

内蒙古农业大学草原与资源环境学院内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室, 呼和浩特 010018

摘要:凋落物分解是陆地生态系统养分循环的重要过程, 在生物地球化学循环过程中发挥着重要作用。全球变化是影响凋落物分解的重要因子, 其对生态系统养分循环的影响存在诸多不确定性。研究荒漠草原凋落物分解对氮沉降和降水变化及其二者交互作用的响应, 是揭示这些不确定性、保护草原生态系统结构和功能的科学基础。以内蒙古四子王旗短花针茅荒漠草原为研究对象, 选取建群种短花针茅和优势种无芒隐子草两种植物凋落物, 开展为期 4 年的长期分解实验, 探究两种植物凋落物分解特征及养分释放规律。实验采用裂区设计, 主区为自然降水(C)、增雨 30%(W)和减雨 30%(R) 3 个水分梯度, 副区为 0(N0)、30(N30)、50(N50)和 100(N100) kg hm⁻² a⁻¹ 4 个氮素梯度。结果表明: (1) 增雨和氮沉降促进荒漠草原凋落物分解, 减雨反之, 降水对两种凋落物影响具有差异, 而氮沉降的作用不依赖于物种; (2) 氮沉降缩短凋落物分解周期 5.12%—14.82%, 增雨与氮沉降交互缩短凋落物分解周期 3.69%—28.75%; (3) 降水始终有利于凋落物中碳、纤维素和木质素释放, 而分解后期氮沉降对其影响不显著, 凋落物分解后期主要受木质素分解速率控制。综上所述, 影响荒漠草原凋落物分解的主要因素为降水, 其次是氮素, 二者对凋落物分解具有协同作用。

关键词:凋落物分解; 氮沉降; 降水变化; 荒漠草原

Effects of precipitation and nitrogen deposition on litter decomposition of two perennial grasses in a desert steppe

YE He, HONG Mei*, LIANG Zhiwei, TU Nare, WU Zhendan, WANG Liqun, BAO Mingzhe, ZHAO Bayinnamula
Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resource, College of Grassland, Resources and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China

Abstract: Litter decomposition is an important process of ecosystem nutrient cycling, which plays an important role in biogeochemical cycling. Global change is an important factor affecting litter decomposition, but there are many uncertainties in its impact on ecosystem nutrient cycling. Studies on the response and feedback of litter decomposition of desert steppe to the increased nitrogen deposition and precipitation change will provide the scientific basis for revealing these uncertainties and protecting the structure and function of grassland ecosystem. In this study, taking *S. breviflora* desert steppe in Siziwang Banner, Inner Mongolia as the research object, two kinds of plant litter, the dominant species *S. breviflora* and *C. songorica*, were selected to carry out a 4-year decomposition experiment, to explore the litter decomposition characteristics and nutrient release patterns of the two kinds of plants. The experiment used split-pot design, with precipitation as the whole-plot factor and N as the split-pot factor. Precipitation treatments include addition 30% (W),

基金项目: 国家自然科学基金(31560156, 31860136); 内蒙古自治区自然科学基金(2017MS0350)

收稿日期: 2021-03-23; 网络出版日期: 2021-12-15

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: nmczhm1970@126.com

removal 30% (R), and ambient precipitation (C). Nitrogen was added at 0 (N0), 30 (N30), 50 (N50) and 100 (N100) kg hm⁻² a⁻¹. The results show that: (1) Increased precipitation and nitrogen deposition promoted litter decomposition in the desert steppe. Furthermore, the precipitation effects were different between the two kinds of litter, while the effect of nitrogen deposition does not depend on species; (2) Nitrogen deposition shortened the litter decomposition duration by 5.12%—14.82%, and the interaction between precipitation enhancement and nitrogen deposition shortened the litter decomposition duration by 3.69%—28.75%; (3) Precipitation was always beneficial to the release of carbon, cellulose and lignin from litter, but nitrogen deposition had no significant effect on it in the later stage of litter decomposition, and the late stage of litter decomposition is mainly controlled by the decomposition rate of lignin. In conclusion, the main factor affecting the decomposition of litter in the desert steppe is precipitation, followed by nitrogen, and the two factors have a synergistic effect on decomposition of litter.

Key Words: litter decomposition; nitrogen deposition; precipitation change; desert steppe

凋落物分解是生态系统养分循环的重要过程,分解过程中 C、N 和其它矿物质逐步固定或矿化到土壤中^[1-2]。凋落物分解受诸多因素影响,如气候、凋落物质量和土壤生物等,它们的作用表现为:气候>凋落物质量>土壤生物^[3-4]。内蒙古荒漠草原水资源缺乏,生态环境极其脆弱,凋落物是其重要养分来源之一。近年来,全球气候变化显著,其对荒漠草原养分循环过程的影响存在诸多不确定性。在干旱半干旱生态系统中,水分和氮素被认为是影响凋落物分解速率的关键因子^[5]。目前氮沉降和降水变化已呈现全球化趋势,且在内蒙古干旱半干旱草原氮沉降量也呈逐年增加趋势,同时降水格局变化引起极端降水频发,尤其中高纬度地区极端降水显著增加^[6-8]。氮沉降在凋落物分解过程中提供 N,降低凋落物 C/N 和影响分解者群落结构,而降水可加速对其淋溶作用,同时影响分解者活性,两种因素均对其产生直接或间接影响^[9-10]。

在草地生态系统中,氮沉降与降水变化对凋落物分解的作用研究结论并不一致,例如促进作用、无作用和抑制作用。Peng 等人在半干旱温带草原中研究发现氮素添加对凋落物分解产生了抑制作用,而朱星樽在贝加尔针茅草甸草原研究中发现,水、氮添加促进了凋落物分解^[11-12]。产生这种差异的原因可能是氮沉降浓度、试验区降水量和凋落物质量差异^[13-14]。已有研究表明,氮沉降可以促进高质量(即木质素含量低, N 和 P 含量高, C/N 和木质素/N 比值低)凋落物分解,反之会抑制低质量的凋落物分解^[15-17]。Breg 和 Perakis 等人研究发现氮沉降会促进凋落物早期分解,而分解后期难分解化合物相对增多时会抑制其分解^[18-19]。高海燕和霍利霞等人研究结果同样证明了以上观点,在荒漠草原短期氮沉降和增雨均会促进凋落物分解^[20-21]。目前,关于氮沉降和降水变化对凋落物分解影响的研究,分解时间主要为 1—2 a, 缺乏对其长期效应研究,故无法验证短期和长期效果是否一致。

本项目以内蒙古四子王旗短花针茅荒漠草原为研究对象,依托长期氮沉降和降水变化野外控制试验平台,设置模拟氮沉降和降水变化交互试验。研究长期氮沉降和降水变化对荒漠草原建群种短花针茅和优势种无芒隐子草两种多年生禾草凋落物分解的影响,并通过模型预测其分解周期。为此提出以下两个科学问题:(1)长期氮沉降和降水变化对凋落物分解作用是否与短期效果一致;(2)氮沉降和降水变化如何改变其分解周期和养分释过程。本研究结果有助于了解全球变化下荒漠草原生态系统凋落物分解特征与养分释放规律,并为揭示全球变化下荒漠草原生态系统养分循环提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本试验以我国温带荒漠草原代表类型短花针茅草原为研究对象,试验区位于内蒙古乌兰察布市四子王旗短花针茅草原生态系统野外科学试验基地,地理坐标 41°47' N, 111°53' E, 海拔 1450 m, 年平均气温 3.4 °C, 年降水量 280 mm。降水主要集中在 6—9 月,占全年降水总量的 70%以上,而潜在蒸发量是降水量的 7—10 倍。

试验区土壤为淡栗钙土,草地类型为短花针茅(*S. breviflora*) + 无芒隐子草(*C. songorica*) + 冷蒿(*A. frigida*)。

1.2 试验设计

试验于 2015 年 12 月开始进行,采用裂区设计,主区为自然降水(C)、增雨 30%(W)和减雨 30%(R)三个水分处理。增雨试验分别在每年 5—8 月的 1—3 日进行,通过多年对荒漠草原降水量监测并做模型预测未来降水量增减极限。增加量为近 5 a 平均降水量的 30%,通过喷灌方式模拟降水,分别在 5 月、6 月、7 月、8 月增加总增雨量的 18.4%、17.0%、28.3%、36.3%,减雨试验通过减雨装置减少当地年平均降水量的 30%。副区为氮素处理,分别为 0(N0),30(N30),50(N50),100(N100) kg hm⁻² a⁻¹ 4 个氮素水平,其中不包括大气氮沉降,以硝酸铵(NH₄NO₃)为氮源模拟氮沉降。在生长季(5—9 月)模拟湿沉降,为能够尽可能均匀施氮,将硝酸铵溶于 30 L 水中(在增雨处理之后),均匀喷洒在每个小区内,对照喷洒等量的水。非生长季(10 月—翌年 4 月),将硝酸铵与风干土(直径 < 2 mm)按肥土比 1 : 10 的比例充分混匀,在无风时以模拟干沉降的方式直接撒施。试验共 12 个处理,3 次重复。每个小区面积为 7 m × 7 m = 49 m²,各小区间设置 2 m 隔离带。

根据试验地群落组成的物种优势度及其所代表的功能群,本研究选择了多年生丛生禾草短花针茅和无芒隐子草两种代表性植物为研究对象。于 2015 年 10 月植物凋亡后在研究区收集两种植物凋落物,带回实验室置于烘箱 65 °C 下烘干 48 h 至恒重,以 10.00 g 为标准,将两种凋落物分别装入规格为 15 cm × 20 cm 尼龙网袋中(孔径为 1 mm)。于 2015 年 12 月中旬将地上部凋落物分解网袋用铁丝固定在小区土壤表面,网袋可以与土壤紧密接触。于 2016 年 7 月开始采集第一次样品,之后按照季节动态即每年 4 月(春季)、7 月(夏季)和 10 月(秋季)采集样品,其中 4 月为植物萌发期,7 月为植物生长期,10 月为植物凋亡期,每次每小区取回 2 袋样品,共 6 次重复。带回实验室,清除凋落物表面附着的泥土和其他杂质,然后从分解网袋转移到信封中,将凋落物放置于 65 °C 下烘干 48 h 至恒重,称重并记录凋落物样品分解后的剩余质量。将称重后的凋落物样品粉碎,测定其全碳、纤维素和木质素含量。

1.3 统计与分析

利用 SigmaPlot 12.5 对凋落物分解过程模型进行拟合,得到凋落物分解模拟模型和分解周转期 $T_{0.95}$ (凋落物质量剩余 5%的时间)和半衰期 $T_{0.50}$ (凋落物质量剩余 50%的时间),并进行制图。采用 SAS 9.0 进行单因素方差分析(One-way ANOVA)检验凋落物基质质量、全碳、纤维素和木质素含量的在物种间差异显著性($\alpha = 0.05$)、采用多因素方差分析(Multiway factorial ANOVA)检验模拟氮沉降、降水变化、物种和分解时间及其交互效应对凋落物质量残留率、全碳残留率、纤维素残留率和木质素残留率的影响。

$$\text{凋落物分解质量残留率计算公式: } M_t = \frac{X_t}{X_0} \times 100\% ;$$

$$\text{凋落物分解双负指数衰减模型计算公式}^{[18,22-23]} : M_t = Ae^{-k_1t} + Be^{-k_2t} ;$$

$$\text{凋落物分解过程中各物质残留率计算公式: } E = \frac{X_t \times C_t}{X_0 \times C_0} \times 100\% ;$$

式中, M_t 为凋落物分解 t 月后质量残留率, t 为分解时间(月), X_t 为凋落物分解 t 月后残留干物质质量, X_0 为凋落物初始干物质质量。 k_1 和 k_2 分别是凋落物快速分解组分和慢速分解组分的分解系数。 A 和 B 为拟合系数。 C_0 为凋落物初始元素浓度(g/kg), C_t 为分解 t 月后凋落物元素浓度(g/kg)。

2 结果与分析

2.1 凋落物基质质量

短花针茅与无芒隐子草两种凋落物初始化学含量差异显著($P < 0.05$)。两者初始元素含量中全碳含量均为最高,占凋落物总质量的 40.0%以上。但短花针茅具有较高的全氮含量和较低的 C/N、木质素含量和木质素/N(表 1)。

表 1 不同物种的初始凋落物基质质量

Table 1 Initial litter substrate quality between species

物种 Species	全碳 TC/(g/kg)	全氮 TN/(g/kg)	纤维素 Cellulose/ (g/kg)	木质素 Lignin/ (g/kg)	碳氮比 C/N	木质素/氮 Lignin/N	纤维素/氮 Cellulose/N
短花针茅 <i>S. breviflora</i>	448.60±2.70a	16.70±0.35a	315.80±3.94a	54.70±0.94b	26.88±0.40b	3.28±0.02b	18.92±0.20b
无芒隐子草 <i>C. songorica</i>	438.48±6.57b	11.21±0.53b	295.96±5.03b	109.56±3.47a	39.49±1.79a	10.05±0.61a	26.95±1.15a

TC:全碳 Total carbon;TN:全氮 Total nitrogen;列间不同字母表示差异显著($P<0.05$)

2.2 氮沉降和降水变化对凋落物质量残留率的影响

经过 42 个月的分解后(图 1、图 2),两种凋落物在单因素 N 处理下,均在 N0 水平残留率最高,单因素水分处理下质量残留率表现 $R-N0>C-N0>W-N0$,氮沉降和增雨对凋落物分解产生促进作用。水氮交互作用下,质量残留率表现为 $R-N50>C-N50>W-N100$ 。W-N100 处理下短花针茅与无芒隐子草凋落物质量残留率最低,分别为 40.0%和 41.8%。在 W 处理中随着 N 添加浓度逐渐升高质量残留率逐渐降低,在 C 和 R 处理中随着 N 沉降浓度逐渐增加,质量残留率呈先降低后增加的趋势,且均在 N50 处理(C-N50、R-N50)质量残留率最低。

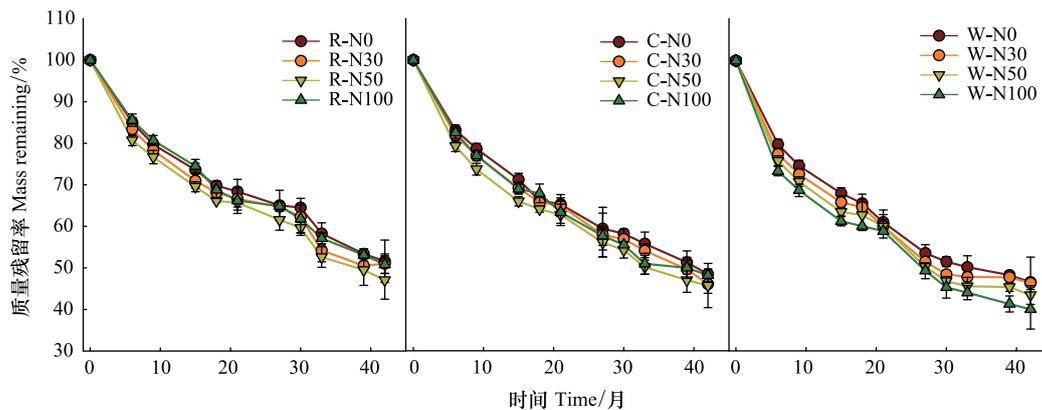


图 1 短花针茅凋落物分解质量残留率

Fig.1 Decomposition mass remaining of *S. breviflora* litter

R-N0:减雨不施氮 Removable precipitation without nitrogen application;R-N30:减雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;R-N50:减雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;R-N100:减雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;C-N0:自然降雨不施氮;C-N30:自然降雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;C-N50:自然降雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;C-N100:自然降雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;W-N0:增雨不施氮;W-N30:增雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;W-N50:增雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互;W-N100:增雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互

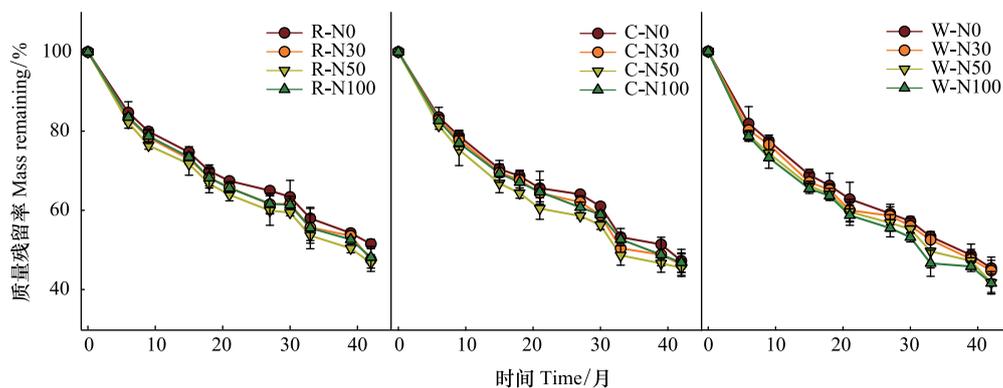


图 2 无芒隐子草凋落物分解质量残留率

Fig.2 Decomposition mass remaining of *C. songorica* litter

短花针茅在 C 和 W 处理中,分解均快于无芒隐子草,而在 R 处理中,短花针茅和无芒隐子草质量残留率

无差异。分解 0—6 个月时,两种凋落物分解 14.5%—26.7%,平均每月分解 2.4%—4.5%,分解相对较快。而分解 6—42 个月时,两种凋落物分解 31.2%—37.1%,平均每月分解 0.9%—1.0%,呈逐渐缓慢分解趋势。故荒漠草原凋落物分解存在快速分解和慢速分解两个阶段。

通过多因素方差分析可知(表 2),降水、氮沉降、时间、物种、降水×氮沉降和降水×物种对凋落物质量残留率均有极显著影响($P<0.01$)。水分对凋落物分解作用大于氮沉降,且两种凋落物分解存在极显著差异,不同物种对氮添加和水分调控的响应具有差异。降水和物种的交互效应显著,氮沉降和物种的交互效应不显著,降水对短花针茅凋落物促进作用强于无芒隐子草,而氮沉降的作用不依赖于凋落物种类。

表 2 水氮变化对质量残留率影响的多因素方差分析

Table 2 Multivariate analysis of variance on the effect of water and nitrogen change on mass residue rate

影响因素 Influence factor	质量残留率 Mass remaining	
	<i>F</i>	<i>P</i>
降水 Precipitation	162.73 **	<0.0001
氮沉降 Nitrogen deposition	27.98 **	<0.0001
时间 Times	646.75 **	<0.0001
物种 Species	16.76 **	<0.0001
降水×氮沉降 Precipitation×Nitrogen deposition	4.79 **	<0.0001
降水×时间 Precipitation×Times	1.31	0.1762
降水×物种 Precipitation×Species	11.56 **	<0.0001
降水×氮沉降×时间 Precipitation×Nitrogen deposition×Times	0.12	1.0000
降水×氮沉降×物种 Precipitation×Nitrogen deposition×Species	0.69	0.6599
降水×时间×物种 Precipitation×Times×Species	0.99	0.4668
氮沉降×物种 Nitrogen deposition×Species	0.08	0.9684
氮沉降×时间 Nitrogen deposition×Times	0.08	1.0000
氮沉降×时间×物种 Nitrogen deposition×Times×Species	0.09	1.0000
时间×物种 Times×Species	1.33	0.2167
降水×氮沉降×时间×物种 Precipitation×Nitrogen deposition×Times×Species	0.13	1.0000

* 显著性水平为 $P<0.05$, ** 显著性水平为 $P<0.01$;“×”代表其交互作用

2.3 凋落物分解负指数衰减模型

根据建立的凋落物分解模型预测(表 3),自然状态下(C-N0),两种凋落物分解 50%,需要 34.39—36.37 个月,分解 95%则需要 206.62—223.68 个月。而 W-N100 处理可使凋落物分解 50%时间缩短 21.5%—24.8%,分解 95%时间缩短 14.0%—28.8%。R-N0 处理则使凋落物分解 50%时间延长 12.2%—19.4%,分解 95%时间延长 4.2%—11.0%。氮沉降均缩短了凋落物的分解时间,氮沉降对其分解具有促进作用。增雨与氮添加交互缩短两种凋落物分解时间 3.7%—28.8%。氮添加与增雨交互均会缩短凋落物分解,而减雨则会延长凋落物分解时间。

2.4 凋落物分解过程中全碳残留率

两种凋落物在分解 0—42 个月过程中,全碳残留率均呈逐渐下降趋势,随着分解时间延长,下降速率逐渐减缓(图 3、图 4)。两种凋落物全碳残留率与凋落物质量残留率规律保持一致,全碳残留率在 0—6 个月快速下降,6—42 个月呈缓慢下降趋势。增雨处理显著促进凋落物中 C 释放,W-N100 处理全碳残留率显著低于其它处理($P<0.05$),而 R-N0 处理全碳残留率则显著高于其余处理($P<0.05$)。0—30 个月 C 和 R 处理中随着氮素浓度增加全碳残留率呈先降低后增加趋势,均在 N50 浓度时全碳残留率最低,W 处理中则呈逐渐下降趋势。分解至 42 个月时,氮沉降浓度对全碳残留率影响减弱,各水分处理下全碳残留率趋近相同,但水分处理对其影响仍显著,水分越多分解越快。

因短花针茅凋落物具有较高的初始全氮含量,分解较快,故分解 0—30 个月时,短花针茅凋落物全碳残留率低于无芒隐子草,而分解至 42 个月时,两种凋落物全碳残留率无差异。两种凋落物分解 42 个月时均已将

56.2%—68.8%的 C 释放至环境中。

表 3 负指数衰减模型

Table 3 Negative exponential decay model

处理 Treatment	短花针茅凋落物 <i>S. breviflora</i> litter			无芒隐子草凋落物 <i>C. songorica</i> litter		
	分解模型 Decomposition model	$T_{0.5}$ /月	$T_{0.95}$ /月	分解模型 Decomposition model	$T_{0.5}$ /月	$T_{0.95}$ /月
R-N0	$y = 10.98e^{-0.2953x} + 89.06e^{-0.0125x}$	41.05	233.05	$y = 10.64e^{-0.3135x} + 89.37e^{-0.0127x}$	40.79	229.44
R-N30	$y = 12.61e^{-0.2970x} + 87.43e^{-0.0130x}$	38.35	223.22	$y = 11.38e^{-0.3522x} + 88.63e^{-0.0137x}$	37.57	212.18
R-N50	$y = 87.08e^{-0.0142x} + 12.91e^{-0.4962x}$	36.34	203.14	$y = 12.57e^{-0.3589x} + 87.44e^{-0.0143x}$	35.24	202.67
R-N100	$y = 88.65e^{-0.0130x} + 11.38e^{-0.2030x}$	36.76	225.23	$y = 89.13e^{-0.0139x} + 10.88e^{-0.3495x}$	37.22	209.47
C-N0	$y = 15.10e^{-0.1891x} + 84.89e^{-0.0130x}$	34.39	223.68	$y = 10.94e^{-0.3315x} + 89.08e^{-0.0141x}$	36.37	206.62
C-N30	$y = 13.93e^{-0.2697x} + 86.08e^{-0.0143x}$	33.25	202.81	$y = 10.80e^{-0.3526x} + 89.21e^{-0.0153x}$	33.49	190.52
C-N50	$y = 17.23e^{-0.2860x} + 82.79e^{-0.0144x}$	31.29	199.25	$y = 83.03e^{-0.0144x} + 17.02e^{-0.2077x}$	30.03	201.02
C-N100	$y = 16.03e^{-0.1836x} + 83.93e^{-0.0137x}$	31.61	212.22	$y = 12.53e^{-0.3034x} + 87.50e^{-0.0145x}$	34.03	200.42
W-N0	$y = 18.57e^{-0.1962x} + 81.29e^{-0.0141x}$	29.42	204.46	$y = 13.49e^{-0.2654x} + 86.51e^{-0.0146x}$	32.61	199.00
W-N30	$y = 20.25e^{-0.2318x} + 79.64e^{-0.0143x}$	28.65	199.61	$y = 16.32e^{-0.2398x} + 83.67e^{-0.0142x}$	31.59	203.34
W-N50	$y = 18.68e^{-0.3707x} + 81.32e^{-0.0162x}$	27.37	175.71	$y = 15.61e^{-0.3379x} + 84.40e^{-0.0155x}$	30.33	185.70
W-N100	$y = 18.94e^{-0.6727x} + 81.06e^{-0.0177x}$	25.85	159.37	$y = 84.05e^{-0.0162x} + 15.96e^{-0.3258x}$	28.56	177.76

表中分解模型 $R^2 \geq 0.99$; $T_{0.5}$ 为半衰期 (凋落物质量剩余 50% 的时间); $T_{0.95}$ 为分解周转期 (凋落物质量剩余 5% 的时间); R-N0: 减雨不施氮 Removable precipitation without nitrogen application; R-N30: 减雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between removable precipitation and nitrogen application of $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; R-N50: 减雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between removable precipitation and nitrogen application of $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; R-N100: 减雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between removable precipitation and nitrogen application of $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; C-N0: 自然降雨不施氮 Ambient precipitation without nitrogen application; C-N30: 自然降雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between ambient precipitation and nitrogen application of $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; C-N50: 自然降雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between ambient precipitation and nitrogen application of $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; C-N100: 自然降雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between ambient precipitation and nitrogen application of $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N0: 增雨不施氮 Increase precipitation without nitrogen application; W-N30: 增雨与施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between increase precipitation and nitrogen application of $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N50: 增雨与施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between increase precipitation and nitrogen application of $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N100: 增雨与施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 交互 Interaction between increase precipitation and nitrogen application of $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$

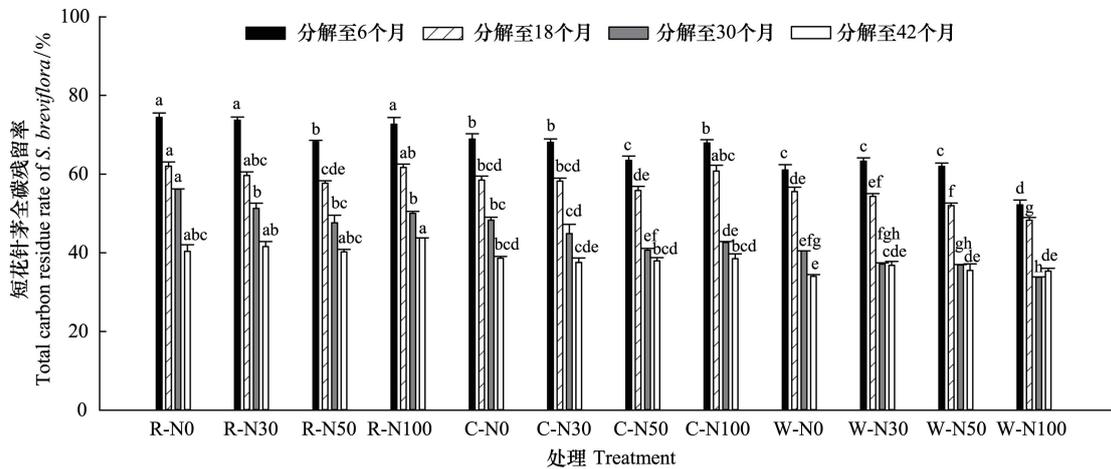


图 3 短花针茅凋落物分解过程中全碳残留率变化

Fig.3 Change of total carbon residue rate during decomposition of *S. breviflora* litter

不同小写字母表示在相同分解时间时各水氮交互处理间具有显著差异 ($P < 0.05$)

2.5 凋落物分解过程中纤维素残留率

短花针茅凋落物在分解过程中纤维素残留率逐渐下降,而无芒隐子草在分解至 30 个月时,纤维素残留率相对上升,之后继续下降(图 5、图 6)。分解至 42 个月时,两种凋落物纤维素已分解 75.2%—88.2%,相对较易

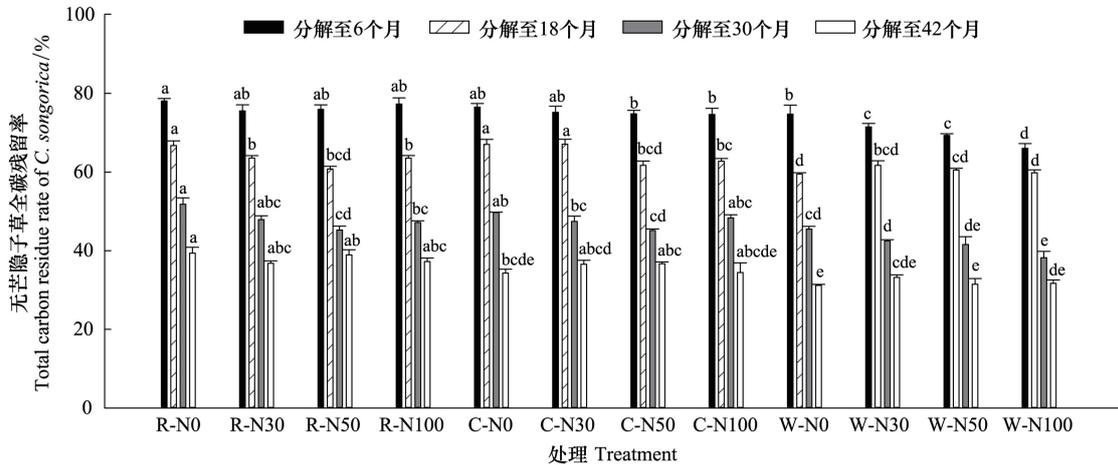


图4 无芒隐子草凋落物分解过程中全碳残留率变化

Fig.4 Change of total carbon residue rate during decomposition of *C. songorica* litter

分解。两种凋落物纤维素残留率与凋落物质量残留率规律仍保持一致,在 W-N100 处理两种凋落物纤维素残留率均显著低于其它处理($P<0.05$),在 R-N0 处理两种凋落物纤维素残留率均显著高于其它处理($P<0.05$)。

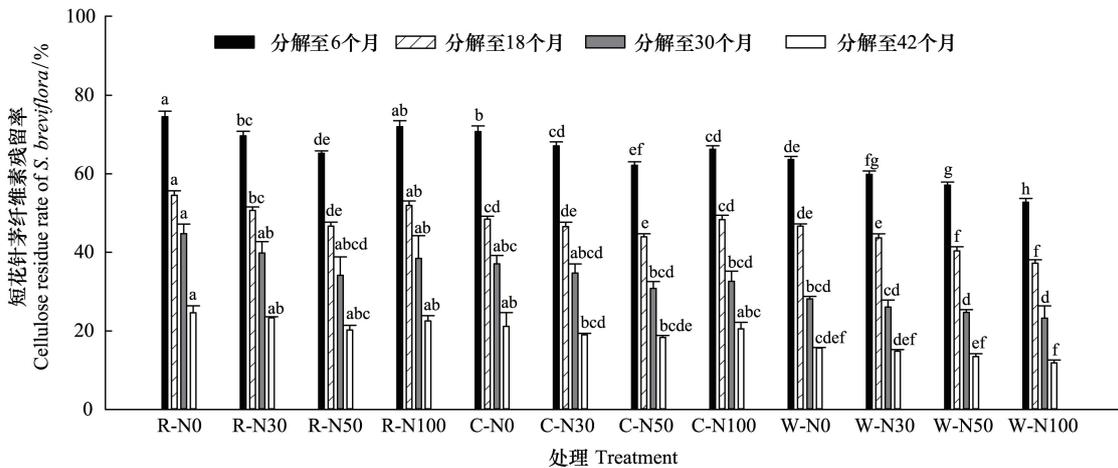


图5 短花针茅凋落物分解过程中纤维素残留率变化

Fig.5 Change of cellulose residue rate during decomposition of *S. breviflora* litter

2.6 凋落物分解过程中木质素残留率

两种凋落物在 0—42 个月分解过程中,木质素残留率呈先上升后下降再上升趋势,分解至 42 个月时,各处理中凋落物木质素残留率无显著差异($P<0.05$)。短花针茅凋落物木质素残留率为 177.8%—203.0%,无芒隐子草凋落物木质素残留率为 78.5%—95.5%(图 7、图 8)。两种凋落物木质素残留率在分解至 6 和 18 个月与凋落物质量残留率规律仍保持一致,而分解至 30 和 42 个月时,木质素残留率在各处理中逐渐不显著。分解至 42 个月时,两种凋落物中残留大量木质素,短花针茅凋落物木质素残留率高于无芒隐子草,虽然短花针茅初始木质素含量显著低于无芒隐子草,但在分解过程中,短花针茅中木质素较无芒隐子草中木质素分解慢。

2.7 水氮变化对凋落物各物质残留率影响的显著性检验

通过方差分析可知(表 4),降水、氮沉降和时间对两种凋落物全碳、纤维素和木质素残留率均有极显著影响($P<0.01$),降水对短花针茅凋落物各物质残留率影响大于无芒隐子草,而氮沉降对两者影响则相似。降水×氮沉降对短花针茅凋落物全碳和纤维素残留率具有极显著影响($P<0.01$),对无芒隐子草凋落物纤维素残留

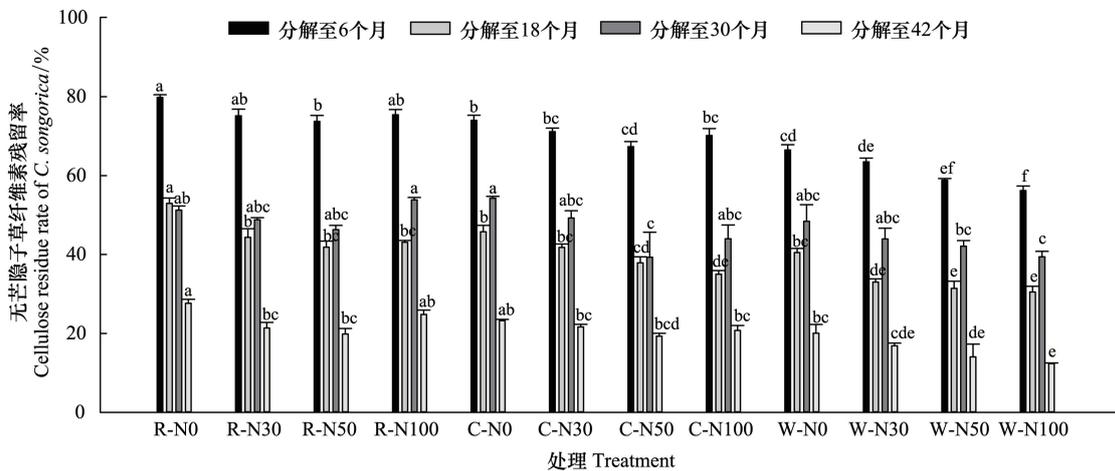


图 6 无芒隐子草凋落物分解过程中纤维素残留率变化

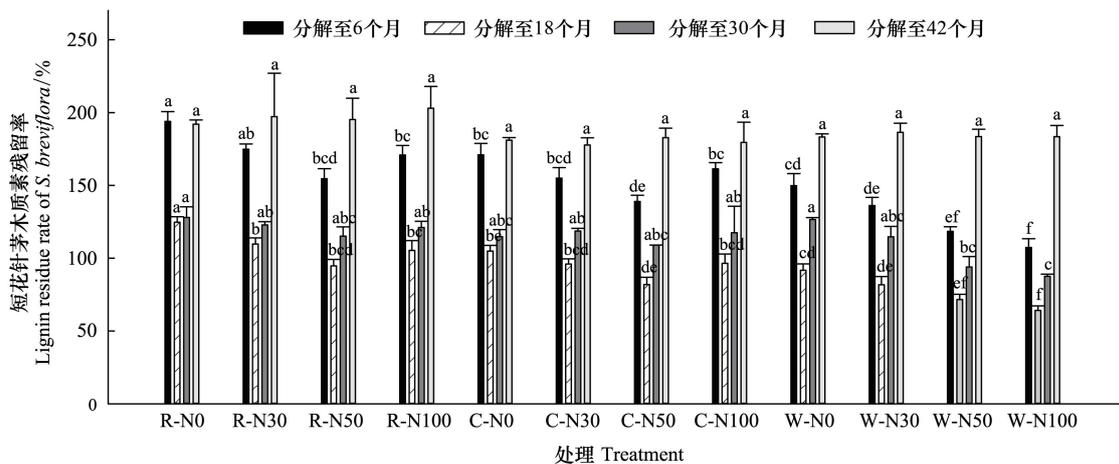
Fig.6 Change of cellulose residue rate during decomposition of *C. songorica* litter

图 7 短花针茅凋落物分解过程中木质素残留率变化

Fig.7 Change of Lignin residue rate during decomposition of *S. breviflora* litter

率有显著影响($P < 0.05$)。降水 \times 时间对短花针茅凋落物全碳和木质素残留率具有极显著影响($P < 0.01$),对无芒隐子草凋落物纤维素和木质素残留率具有极显著影响($P < 0.01$)。氮沉降 \times 时间对短花针茅凋落物全碳残留率和无芒隐子草凋落物木质素残留率均有极显著影响($P < 0.01$),对无芒隐子草全碳残留率均有显著影响($P < 0.05$)。降水 \times 氮沉降 \times 时间对短花针茅全碳残留率有显著影响($P < 0.05$)。

3 讨论

凋落物分解受自身 N 含量、C/N 和木质素/N 的影响,通常认为,N 含量越高、C/N 和木质素含量越低的凋落物越容易被微生物分解利用,其分解速率越快^[18]。本研究中短花针茅凋落物具备较有利分解条件,在自然状态和增雨中,其分解 50% 时间快于无芒隐子草凋落物。但无芒隐子草凋落物分解 95% 时所需时间则均快于短花针茅凋落物,主要是因为木质素含量差异。木质素作为凋落物中较难分解物质,随着分解时间延长逐渐在凋落物中富集。周世兴等人在天然常绿阔叶林研究表明,氮抑制了凋落叶木质素降解^[24]。过量氮与木质素及其降解中间产物结合生成更难分解的复合物,导致凋落物分解减慢^[25-26]。而短花针茅凋落物氮含量高于无芒隐子草,故木质素分解减慢,凋落物分解至木质素占比较高时,其分解速率由木质素分解速率所决定。

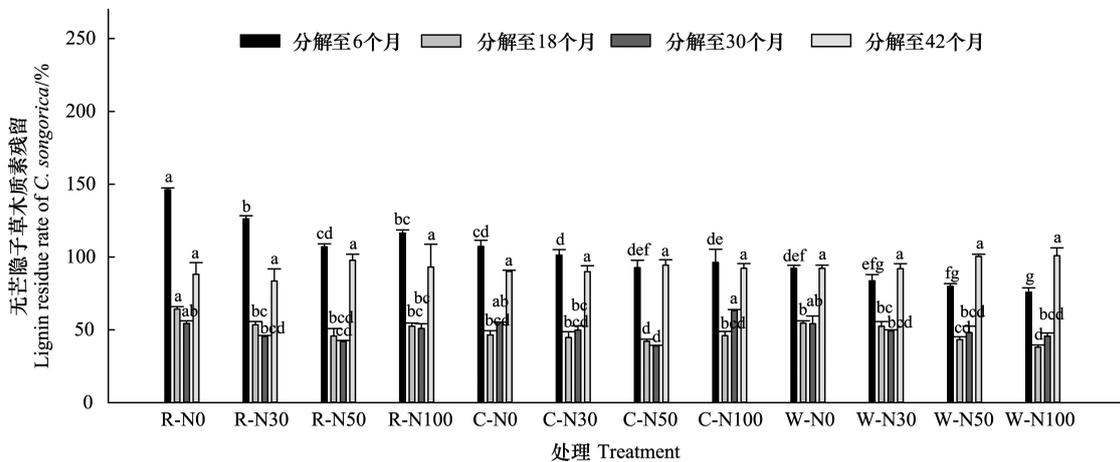


图8 无芒隐子草凋落物分解过程中木质素残留率变化

Fig.8 Change of Lignin residue rate during decomposition of *C. songorica* litter

表4 水氮变化对凋落物各物质残留率的多因素方差分析

Table 4 Multivariate analysis of variance for the effects of water and nitrogen on the residual rate of litter

变异来源 Variation source	短花针茅 <i>S. breviflora</i>			无芒隐子草 <i>C. songorica</i>		
	全碳 TC	纤维素 Cellulose	木质素 Lignin	全碳 TC	纤维素 Cellulose	木质素 Lignin
降水 Precipitation	270.24 **	130.37 **	41.23 **	71.50 **	86.78 **	16.96 **
氮沉降 Nitrogen deposition	16.72 **	22.68 **	11.66 **	10.76 **	28.70 **	7.08 **
降水×氮沉降 Precipitation×Nitrogen deposition	10.01 **	3.52 **	1.75	1.74	2.28 *	1.47
时间 Times	1355.26 **	1269.99 **	261.86 **	1864.72 **	1024.51 **	360.77 **
降水×时间 Precipitation×Times	11.00 **	1.75	3.76 **	1.82	3.23 **	17.74 **
氮沉降×时间 Nitrogen deposition×Times	4.88 **	0.65	1.67	1.98 *	0.89	4.05 **
降水×氮沉降×时间 Precipitation×Nitrogen deposition×Times	1.77 *	0.42	0.33	1.34	0.82	0.78

氮沉降始终对荒漠草原凋落物分解产生促进作用,但存在最适分解氮浓度。氮沉降可以增加土壤氮素有效性,促使凋落物积累更多的氮,降低凋落物 C/N,为分解者提供营养物质,提高分解者活性^[27]。同时促使纤维素,木质素降解酶活性增强,进而促进凋落物分解^[28-29]。而自然降水和减雨处理与氮添加 100 kg hm⁻² a⁻¹ 交互时,凋落物分解速率相对降低。主要原因可能是氮抑制木质素分解以及土壤生物群落结构和分解功能的变化,例如降低土壤微生物多样性等,导致凋落物分解减缓^[30-31]。当氮添加 100 kg hm⁻² a⁻¹ 与增雨处理交互时,凋落物分解最快,未出现自然降水与减雨处理中凋落物分解速率相对降低现象,是因为增雨可以提高半干旱草地生态系统的地上净初级生产力,提高荒漠草原生态系统氮利用率,从而降低高氮对微生物的抑制作用,从而促进分解;其次,长期增雨会提高土壤动物及微生物数量,促使微生物分解者活动频繁,而后期难分解物质主要由微生物缓慢降解,故促进其分解^[21,32-33]。前人研究草地凋落物分解时发现,氮沉降浓度大于 120 kg hm⁻² a⁻¹ 和 61—120 kg hm⁻² a⁻¹ 时抑制凋落物分解,而小于 60 kg hm⁻² a⁻¹ 促进凋落物分解^[13]。但本研究证明,荒漠草原即使氮沉降浓度达到 100 kg hm⁻² a⁻¹ 时仍对凋落物分解产生促进作用,且增雨可以使更高浓度的氮沉降对凋落物分解仍产生促进作用。生态系统养分相对较为贫瘠时,氮添加对凋落物分解具有正效应,但是否达到最适分解氮浓度取决于降水量。增雨使凋落物中可溶性物质淋溶加快,反之,减雨则减弱淋溶作用和抑制分解者活性,减缓凋落物分解。荒漠草原水资源匮乏,降水是影响荒漠草原凋落物分解的主要因素^[34]。

凋落物是由大量难溶化合物组成,且微生物降解和破碎过程持续的时间要长于淋溶过程^[10,18]。故本研

究采用双指数凋落物分解模型模拟凋落物分解时间,自然状态下,分解 50%需要 2.87—3.03 a,分解 95%需要 17.22—18.64 a。前人研究表明,凋落物分解 95%需要 11.92—13.87 a,较本研究快 4.77—5.30 a^[35-36]。于雯超等人在内蒙古贝加尔针茅草原研究表明,贝加尔针茅凋落物分解 95%所需时间为 3.79—5.75 a,羊草凋落物分解 95%所需时间为 3.12—6.34 a^[37]。其分解时间较短的主要原因为研究区具有较好的分解环境,凋落物具有较有利的分解基质,故分解较快,另一个原因可能是其研究时间较短,模型并未模拟后期缓慢分解阶段,故导致分解模型预测时间较短。黄德华等^[38]在内蒙古荒漠草原研究时表明,凋落物分解 95%需要 8—16 a,李学斌等^[39]在宁夏荒漠草原研究表明,凋落物分解 50%所需时间为 2—5 a,分解 95%需 8—24 a,与本研究结论基本保持一致。

两种凋落物分解过程中全碳残留率均逐渐降低,分解至 42 个月时,降水变化对其全碳残留率影响仍显著,而不同水分不同氮添加浓度间无显著差异。这是由于分解前期溶解性碳水化合物发生淋溶,碳释放较快,而后期水分可以增加分解者数量,促使碳进一步释放。氮添加在后期虽能促进凋落物分解,但同时也会与木质素结合生成难分解化合物,故氮处理间碳残留率间差异不显著,木质素作为凋落物中较难分解物质,随着分解时间延长逐渐在凋落物中富集。两种凋落物中纤维素残留率呈逐渐下降趋势,氮添加和增雨均有助于纤维素降解,而减雨抑制了纤维素降解。李吉玫等人研究同样发现干旱条件下细根中纤维素出现了富集,增雨则降低纤维素残留率,故水分对纤维素降解具有显著影响^[40]。降水是荒漠草原凋落物中物质释放的主要因素。

4 结论

综上所述,凋落物经过 42 个月分解,主要得出以下结论:(1) 降水对荒漠草原不同物种凋落物的影响具有差异,而氮沉降的作用不依赖于物种;(2) 氮沉降对荒漠草原凋落物分解具有正效应,降水量越大该效应越强,降水始终有利于凋落物中各物质释放,而分解后期氮沉降对其影响较弱;(3) 影响荒漠草原凋落物分解的主要因素为降水,其次是氮素,二者对凋落物分解具有协同作用。

参考文献 (References):

- [1] 贾丙瑞. 凋落物分解及其影响机制. 植物生态学报, 2019, 43(8): 648-657.
- [2] Coûteaux M, Bottner P, Berg B. Litter decomposition, climate and litter quality. Trends in Ecology & Evolution, 1995, 10(2): 63-66.
- [3] Swift M J, Heal O W, Anderson J M. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. London: Blackwell Scientific Publication, 1979.
- [4] Aerts R. The freezer defrosting: Global warming and litter decomposition rates in cold biomes. Journal of Ecology, 2006, 94(4): 713-724.
- [5] Li Y L, Ning Z Y, Cui D, Mao W, Bi J D, Zhao X Y. Litter decomposition in a semiarid dune grassland: neutral effect of water supply and inhibitory effect of nitrogen addition. PLoS One, 2016, 11(9): e0162663.
- [6] Liu X J, Zhang Y, Han W X, Tang A H, Shen J L, Cui Z L, Vitousek P, Erisman J W, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang F S. Enhanced nitrogen deposition over China. Nature, 2013, 494(7438): 459-462.
- [7] 顾峰雪, 黄玫, 张远东, 闫慧敏, 李洁, 郭瑞, 钟秀丽. 1961—2010 年中国区域氮沉降时空格局模拟研究. 生态学报, 2016, 36(12): 3591-3600.
- [8] IPCC. The intergovernmental panel on climate change//Stocker T F, Qin D, Plattner G K, Tignor M, Allen S K, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley P M, eds. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2013.
- [9] Berg B, Matzner E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. Environmental Reviews, 1997, 5(1): 1-25.
- [10] 陈婷, 郝敏, 孔范龙, 李悦, 庞立华. 枯落物分解及其影响因素. 生态学杂志, 2016, 35(7): 1927-1935.
- [11] Peng Q, Qi Y C, Dong Y S, He Y T, Xiao S S, Liu X C, Sun L J, Jia J Q, Guo S F, Cao C C. Decomposing litter and the C and N dynamics as affected by N additions in a semi-arid temperate steppe, Inner Mongolia of China. Journal of Arid Land, 2014, 6(4): 432-444.
- [12] 朱星樽. 增氮增雨对贝加尔针茅草甸草原土壤理化特征及凋落物分解的影响[D]. 长春: 东北师范大学, 2017.
- [13] Chen H, Li D J, Gurmessa G A, Yu G R, Li L H, Zhang W, Fang H J, Mo J M. Effects of nitrogen deposition on carbon cycle in terrestrial ecosystems of China: A meta-analysis. Environmental Pollution, 2015, 206: 352-360.
- [14] Johansson O, Palmqvist K, Olofsson J. Nitrogen deposition drives lichen community changes through differential species responses. Global Change

- Biology, 2012, 18(8): 2626-2635.
- [15] Gong S W, Guo R, Zhang T, Guo J X. Warming and nitrogen addition increase litter decomposition in a temperate meadow ecosystem. *PLoS One*, 2015, 10(3): e0116013.
- [16] Manning P, Saunders M, Bardgett R D, Bonkowski M, Bradford M A, Ellis R J, Kandeler E, Marhan S, Tschirko D. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(3): 688-698.
- [17] Song Y Y, Song C C, Ren J S, Tan W W, Jin S F, Jiang L. Influence of nitrogen additions on litter decomposition, nutrient dynamics, and enzymatic activity of two plant species in a peatland in Northeast China. *Science of the Total Environment*, 2018, 625: 640-646.
- [18] Berg B, McClaugherty C. *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. 3rd ed. Berlin, Heidelberg: Springer, 2014.
- [19] Perakis S S, Matkins J J, Hibbs D E. Interactions of tissue and fertilizer nitrogen on decomposition dynamics of lignin-rich conifer litter. *Ecosphere*, 2012, 3(6): 1-12.
- [20] 高海燕, 红梅, 霍利霞, 叶贺, 赵巴音那木拉, 德海山. 外源氮输入和水分变化对荒漠草原凋落物分解的影响. *应用生态学报*, 2018, 29(10): 3167-3174.
- [21] 霍利霞, 红梅, 赵巴音那木拉, 高海燕, 叶贺. 氮沉降和降雨变化对荒漠草原凋落物分解的影响. *生态学报*, 2019, 39(6): 2139-2146.
- [22] Lousier J D, Parkinson D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, 1976, 54(5/6): 419-436.
- [23] Bunnell F L, Tait D E N, Flanagan P W, Van Clever K. Microbial respiration and substrate weight loss-I: a general model of the influences of abiotic variables. *Soil Biology and Biochemistry*, 1977, 9(1): 33-40.
- [24] 周世兴, 黄从德, 向元彬, 韩博涵, 肖永翔, 唐剑东. 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. *应用生态学报*, 2016, 27(5): 1368-1374.
- [25] Berg B, Johansson M B, Meentemeyer V. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Canadian Journal of Forest Research*, 2000, 30(7): 1136-1147.
- [26] 韩雪, 王春梅, 蔺照兰. 模拟氮沉降对温带森林凋落物分解的影响. *生态环境学报*, 2014, 23(9): 1503-1508.
- [27] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z C, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889-892.
- [28] Carreiro M M, Sinsabaugh R L, Repert D A, Parkhurst D F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, 2000, 81(9): 2359-2365.
- [29] Keeler B L, Hobbie S E, Kellogg L E. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems*, 2009, 12(1): 1-15.
- [30] Chung H, Zak D R, Reich P B, Ellsworth D S. Plant species richness, elevated CO₂, and atmospheric nitrogen deposition alter soil microbial community composition and function. *Global Change Biology*, 2007, 13(5): 980-989.
- [31] He Z L, Xu M Y, Deng Y, Kang S, Kellogg L, Wu L Y, Van Nostrand J D, Hobbie S E, Reich P B, Zhou J Z. Metagenomic analysis reveals a marked divergence in the structure of belowground microbial communities at elevated CO₂. *Ecology Letters*, 2010, 13(5): 564-575.
- [32] 杨丽丽, 龚吉蕊, 刘敏, 杨波, 张子荷, 罗亲普, 翟占伟, 潘琰. 氮沉降对草地凋落物分解的影响研究进展. *植物生态学报*, 2017, 41(8): 894-913.
- [33] Liu P, Huang J H, Sun O J, Han X G. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. *Oecologia*, 2010, 162(3): 771-780.
- [34] 叶贺, 红梅, 赵巴音那木拉, 李静, 闫瑾, 张宇晨, 梁志伟. 水氮控制对短花针茅荒漠草原根系分解的影响. *应用与环境生物学报*, 2020, 26(5): 1169-1175.
- [35] 高海燕. 内蒙古短花针茅荒漠草原常见植物凋落物分解特征[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2019.
- [36] 霍利霞. 模拟氮沉降和降雨变化对荒漠草原凋落物分解的影响[D]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2018.
- [37] 于雯超, 宋晓龙, 修伟明, 张贵龙, 赵建宁, 杨殿林. 氮素添加对贝加尔针茅草原凋落物分解的影响. *草业学报*, 2014, 23(5): 49-60.
- [38] 黄德华, 陈佐忠, 孙昌在, 娜顺德力格. 荒漠草原钙积土地带凋落物分解速率与分解过程的研究. *干旱区资源与环境*, 1989, 3(2): 54-62.
- [39] 李学斌, 陈林, 吴秀玲, 宋乃平, 李昕. 荒漠草原 4 种典型植物群落凋落物分解速率及影响因素. *生态学报*, 2015, 35(12): 4105-4114.
- [40] 李吉玫, 张毓涛, 韩燕梁, 李翔. 降水变化对天山云杉细根分解及养分释放的影响. *生态环境学报*, 2015, 24(9): 1453-1460.