

DOI: 10.5846/stxb201712042175

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): - .

Huo L X, Hong M, Zhao Bayinmulla, Gao H Y, Ye H. Effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall patterns on litter decomposition in a desert grassland. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(6): - .

氮沉降和降雨变化对荒漠草原凋落物分解的影响

霍利霞¹, 红 梅^{1,2,*}, 赵巴音那木拉^{1,2}, 高海燕¹, 叶 贺¹

¹ 内蒙古农业大学, 呼和浩特 010011

² 内蒙古自治区土壤质量与养分资源重点实验室, 呼和浩特 010011

摘要:以荒漠草原凋落物为研究对象,通过设置自然降雨(CK)、增雨 30%(W)和减雨 30%(R) 3 种水分处理和 0 (N0)、30 (N30)、50 (N50)和 100 kg hm⁻² a⁻¹(N100) 4 种氮素(NH₄NO₃)水平处理,用分解袋法,研究内蒙古短花针茅荒漠草原短花针茅(*Stipa breviflora*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)、无芒隐子草(*Cleistogenes songorica*)和木地肤(*Kochia prostrata*)凋落物分解过程,旨在阐明荒漠草原凋落物分解过程及其对氮沉降和降雨变化的响应特征,为荒漠草原生态系统物质循环过程响应气候变化研究提供基础数据。结果表明:1)经过 270 d 分解后,短花针茅、冷蒿、木地肤和无芒隐子草干物质残留率分别为 69.95%—78.67%、68.89%—79.89%、64.68%—79.23%、66.89%—79.38%,分解速率为木地肤>无芒隐子草>冷蒿>短花针茅。2)氮沉降和降雨对短花针茅和冷蒿凋落物分解速率产生显著影响($P<0.05$),其交互作用对这两种凋落物分解速率不显著($P>0.05$)。氮沉降和降雨以及交互作用均对无芒隐子草和木地肤凋落物分解速率产生显著影响($P<0.05$)。3)单一水分或氮素的添加均提高土壤微生物量碳氮含量,而水氮交互作用下更为显著。4)凋落物分解速率受生物及非生物因子的影响,相关分析表明:冷蒿、无芒隐子草、木地肤与土壤微生物量碳呈极显著正相关($P<0.01$);冷蒿、木地肤、短花针茅与土壤微生物量氮呈极显著正相关($P<0.01$);木地肤和短花针茅与土壤含水量呈极显著正相关($P<0.01$);冷蒿、木地肤、短花针茅与地上生物量呈极显著正相关($P<0.01$)。

关键词:荒漠草原;凋落物分解;模拟氮沉降;降雨变化

Effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall patterns on litter decomposition in a desert grassland

HUO Lixia¹, HONG Mei^{1,2,*}, ZHAO Bayinmulla^{1,2}, GAO Haiyan¹, YE He¹

¹ Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010011, China

² Inner Mongolia Key Laboratory of Soil Quality and Nutrient Resources, Huhhot 010011, China

Abstract: The objective of this study was to examine the effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall patterns on litter decomposition in a desert grassland. Our treatments included three different rainfall patterns (an ambient control, -30% and +30%) and addition of four different levels of nitrogen (an ambient control, 30, 50, and 100 kg hm⁻² a⁻¹). We used a litterbag method to investigate the litter decomposition process of three dominant species (*Stipa breviflora*, *Artemisia frigida*, and *Cleistogenes songorica*) and another common species (*Kochia prostrata*) in the context of changing nitrogen deposition levels and rainfall patterns in a desert grassland of Inner Mongolia. This study provides the basic data for research on response to climate change in the material cycle of desert grassland ecosystems. The results showed that: 1) After 270 days of decomposition, the dry matter contents of *S. breviflora*, *A. frigida*, *K. prostrata*, and *C. songorica* were 69.95%—78.67%, 68.89%—79.89%, 64.68%—79.23%, and 66.89%—79.38%, respectively. The rank of the decomposition rate was *K. prostrata* > *C. songorica* > *A. frigida* > *S. breviflora*. 2) Nitrogen deposition and rainfall significantly

基金项目:国家自然科学基金(31560156)项目资助

收稿日期:2017-12-04; 网络出版日期:2018-00-00

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

affected the decomposition rates of *S.breviflora* and *A.frigida* ($P<0.05$), but their interactive effects on litter decomposition rates were not significant ($P>0.05$). Nitrogen deposition, rainfall, and their interactions significantly influenced the decomposition rates of *C.songorica* and *K.prostrata* ($P<0.05$). 3) The addition of single moisture or nitrogen level increased the carbon and nitrogen contents of the microorganisms, and the interaction between moisture and nitrogen was more significant. 4) The decomposition rate of litters was affected by biotic and abiotic factors. The correlation analysis showed that: *A.frigida*, *C.songorica*, and *K.prostrata* were significantly positively correlated with soil microbial carbon ($P<0.01$); *A.frigida*, *K.prostrata*, and *S.breviflora* were significantly positively correlated with soil microbial nitrogen ($P<0.01$); *K.prostrata*, and *S.breviflora* were significantly positively correlated with soil water content ($P<0.01$); and *A.frigida*, *K.prostrata*, and *S.breviflora* were significantly positively correlated with above-ground biomass ($P<0.01$).

Key Words: desert grassland; litter decomposition; simulated nitrogen deposition; rainfall change

近几十年来,由于矿物燃料燃烧、含氮肥料的大量生产和使用以及畜牧业发展等原因,大气氮沉降迅速增加^[1]。大气氮沉降导致陆地生态系统氮输入量增加,影响养分的矿化与固定、微生物的分解作用和土壤呼吸等一系列生态过程,引起土壤微环境和土壤氮素有效性的改变,进而作用于凋落物的分解^[2]。有研究表明,短期之内大气氮沉降会促进植物生产力,改变草原植物群落组成和结构,改变凋落物的化学组成,进而影响凋落物的分解^[3]。并且,多年来,受季风气候的影响,全球的降水格局也发生了很大的变化,极端降雨事件越来越多^[4-5]。降雨量变化影响植物的生理代谢过程,导致凋落物化学物质浓度发生变化,从而间接影响凋落物分解^[6]。

凋落物是草地生态系统重要的组成部分,其分解过程也是生态系统养分循环和能量流动的主要途径,对土壤质量保持和维持生产力具有重要作用。目前,国内外关于全球变化对凋落物分解的影响研究大多针对单一因素(模拟氮沉降、模拟增雨、模拟增温等),而凋落物分解对所模拟情景的响应结果也有很大不确定性。首先,关于氮沉降对凋落物分解的影响有不同的观点。周世兴等^[7]人研究发现,氮沉降显著抑制了常绿阔叶林凋落物的分解,抑制作用随氮沉降量的增加而加强。魏子上等^[8]人研究发现,氮沉降明显降低了黄顶菊叶凋落物分解速率。文海燕等^[9]人研究发现模拟氮沉降对长芒草和阿尔泰狗娃花凋落物分解影响不显著。陈翔等^[10]人对兴安落叶松林凋落物研究发现,模拟氮沉降对凋落物分解有着促进作用,但是随着时间和氮沉降量的增加,促进作用延缓甚至出现抑制作用。其次,模拟增雨对凋落物分解影响的研究表明,与自然降雨相比,减雨 100% 和 50% 均显著降低华西雨屏区常绿阔叶林凋落物分解^[11]。刘尉等^[12]人研究发现,增加降雨促进了干旱河谷区云南松人工林凋落物的分解,但促进作用并不随降雨量的增加而增强。Schnnr 等^[13]人研究发现降雨抑制凋落物的分解。王新源等^[14]人研究发现降雨对凋落物分解无效应。综合分析表明,氮沉降和降雨变化是影响凋落物分解的重要环境因素,这些因子及其交互作用共同决定了凋落物分解的快慢^[15],但是目前,关于氮沉降和降雨变化交互作用对内蒙古短花针茅荒漠草原凋落物分解影响的研究,鲜有报道。鉴于此,本研究以短花针茅荒漠草原 4 种凋落物为研究对象,探讨氮沉降和降雨变化对荒漠草原凋落物分解的影响,旨在为全球气候变化背景下该荒漠草原区域生态系统结构与功能恢复、管理和利用提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古自治区乌兰察布市四子王旗王府一队(41°47'N, 111°53'E),海拔 1450 m。该区域地处温带干旱、半干旱大陆性季风气候区,年平均气温为 3.4℃,年平均降水量为 280 mm,降水主要集中在 6—9 月,占全年降水总量的 70% 以上,而蒸发量是降雨量的 7—10 倍。研究区土壤为淡栗钙土,土壤有机碳含量为 9.02 g/kg,全氮含量为 0.91 g/kg。地带性植被为短花针茅荒漠草原,其中建群种为短花针茅(*S.breviflora*),优势种为冷蒿(*A.frigida*)和无芒隐子草(*C.songorica*)。

1.2 试验设计

于 2015 年采用裂区试验设计法布设凋落物分解袋,主区为自然降雨(CK)、增雨 30%(W)和减雨 30%(R)3 个水分处理。增雨试验分别在每年 5—8 月的 1—3 日进行。通过对荒漠草原多年降雨量监测制定模型预测未来降雨量增减极限,增加量为近 5 年 5 月(18.4%)、6 月(17.0%)、7 月(28.3%)、8 月(36.3%)平均降水量的 30%(63.73 mm),减雨试验通过减雨装置减少当地年平均降水量的 30%(63.73 mm)。副区为 0(N0)、30(N30)、50(N50)和 100 kg hm⁻² a⁻¹(N100)4 个氮素(纯氮)水平处理,氮处理强度和频度参考国际上同类研究的处理方法。施氮处理按照施氮量换算成小区硝酸铵(NH₄NO₃)施用量,为能够尽可能均匀施氮,在生长季(5—9 月)每月一次。将每个小区每次施用硝酸铵的量溶于 30 L 水中(在增雨处理之后),均匀喷洒在每个小区内,对照只喷洒清水,非生长季(10 月—翌年 4 月),将每月每个小区施氮量与风干土(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,4 个重复,每个小区面积为 7 m×7 m=49 m²,各小区设置 2 m 隔离带。

1.3 凋落物的采集布置

根据试验样地群落组成的物种优势度及其所代表的功能群,选择多年生丛生禾草短花针茅(*S. breviflora*)和无芒隐子草(*C. songorica*),小半灌木冷蒿(*A. frigida*)和木地肤(*K. prostrata*)4 种代表性植物为研究对象。在生长季结束收集新近凋落的凋落物,带回实验室自然风干。称取 10 g 装入孔径为 1 mm(允许中小型土壤动物进入),15×25 cm 的尼龙网袋中,并在袋内放入刻有编码的标签,做好记录。2015 年 12 月底分别将 4 种凋落物分解网袋平铺在试验区内各小区土壤表层,并用铁丝固定。

1.4 样品采集及分析方法

于 2016 年 7 月、10 月初回收样品,在每个处理小区同一种样品取回 3 袋,共取回凋落物分解袋 1152 袋。带回实验室,清除凋落物表面附着的泥沙和其他杂质。然后将取回的凋落物从分解网袋中转移到信封中,置于烘箱,于 70℃下烘 48 h,称重并记录凋落物样品的剩余干重。将凋落物样品称重后粉碎,用元素分析仪(elementar vario MACRO CUBE)进行凋落物全 C、全 N 及 C/N 分析测定。地上生物量每个小区进行 3 次重复,将 0.5 m×0.5 m 的样方随机放入小区内,采用收割法剪取植物地上部分装入信封中,带回实验室在 65℃恒温箱烘 24 h 称干重。地下生物量的测定将地上生物量采集完毕后用直径为 7 cm 的根钻在样方内按 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm、30—40 cm 和 40—50 cm 分层取土装入网袋中,带回实验室过筛清洗,用镊子夹出死根和活根然后进行清洗(不分种),然后放入 65℃恒温箱烘 24 h 称干重。植被盖度采用植物垂直投影估算法,植被密度用样方法测定。

土壤动物取样时,每个小区均设 3 个重复采样点(S 型取样)。用环刀(高 10cm,直径 5cm)由上至下分别从 0—10 cm、10—20 cm、20—30 cm 共 3 层土层依次取样。中小型土壤动物采用改良 Tullgren 漏斗分离提取。同时,取 0—30 cm 的混合土壤样品 1 kg,作为土壤理化性质指标的测试。土壤含水量采用烘干称重法测定;有机质采用重铬酸钾-容量法测定^[16]。土壤微生物碳氮用氯仿熏蒸培养法测定^[17]。

1.5 数据处理与统计分析

凋落物干物质质量残留率计算公式:

$$MR\% = M_t / M_0 \times 100\%;$$

式中, M_t 为凋落物在 t 时刻的质量(g), M_0 为初始质量(g)。

用 Excel 2007 整理数据、作图,相关分析和方差分析用 SAS 9.2 软件完成。

2 结果与分析

2.1 氮沉降和降雨变化对 4 种凋落物干物质残留率的影响

由图 1 可知,随着时间变化,凋落物干物质残留率呈逐渐降低趋势。经过 270 d 的分解,短花针茅干物质残留率为 69.95%—78.67%,冷蒿为 68.89%—79.89%,木地肤为 64.68%—79.23%,无芒隐子草为 66.89%—

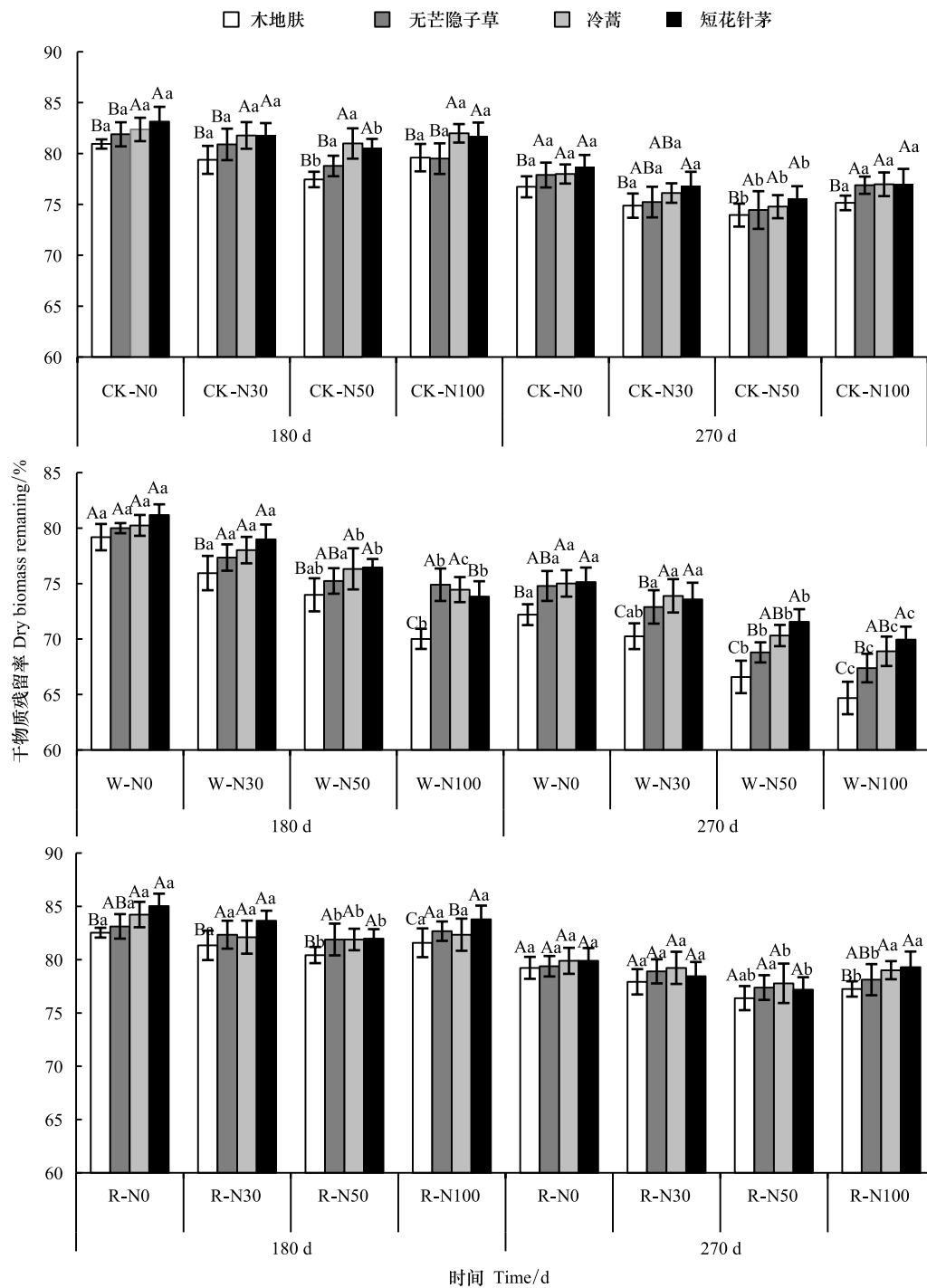


图1 氮沉降和降雨变化对凋落物干物质残留率的影响

Fig.1 Effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall pattern on litter dry biomass remaining

不同大写字母表示同一氮素水平不同物种之间的显著差异 ($P < 0.05$); 不同小写字母表示同一物种不同氮素水平的显著差异 ($P < 0.05$). CK-N0: 对照-不施氮, Control-no nitrogen application; CK-N30: 对照-施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Control-nitrogen application $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; CK-N50: 对照-施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Control-nitrogen application $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; CK-N100: 对照-施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Control-nitrogen application $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N0: 增雨-不施氮, Rain enhancement-no nitrogen application; W-N30: 增雨-施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain enhancement-nitrogen application $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N50: 增雨-施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain enhancement-nitrogen application $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; W-N100: 增雨-施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain enhancement-nitrogen application $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; R-N0: 减雨-不施氮, Rain reduction-no nitrogen application; R-N30: 减雨-施氮 $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain reduction-nitrogen application $30 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; R-N50: 减雨-施氮 $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain reduction-nitrogen application $50 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$; R-N100: 减雨-施氮 $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Rain reduction-nitrogen application $100 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

79.38%。各处理下 4 种凋落物干物质残留率有显著差异 ($P<0.05$), 整体上表现为短花针茅>冷蒿>无芒隐子草>木地肤。同一分解时间同一水分处理, 短花针茅和冷蒿随着施氮水平的增加, CK×N 和 R×N 处理干物质残留率先降低后增加, 在 N50 水平下残留率最小且与 N0 有显著差异 ($P<0.05$); W×N 处理干物质残留率逐渐降低, N50、N100 与 N0 有显著差异 ($P<0.05$)。木地肤和无芒隐子草随着施氮水平的增加, CK×N 处理干物质残留率先降低后增加, N50 水平与 N0 有显著差异 ($P<0.05$); W×N 和 R×N 处理干物质残留率逐渐降低, W×N 处理 N50、N100 与 N0 有显著差异 ($P<0.05$), R×N 处理 N100 与 N0 有显著差异 ($P<0.05$), 表明氮沉降不同程度促进凋落物的分解。同一分解时间同一施氮水平, 4 种凋落物残留率均为 R×N>CK×N>W×N, N50、N100 水平 4 种凋落物 W×N 和 R×N 与 CK×N 处理均有显著差异 ($P<0.05$), 表明增雨促进凋落物分解, 减雨抑制凋落物分解。

由表 1 可知, 氮沉降和降雨对短花针茅和冷蒿凋落物分解速率产生显著影响 ($P<0.05$), 其交互作用不显著 ($P>0.05$)。氮沉降和降雨以及交互作用均对无芒隐子草和木地肤凋落物分解速率产生显著影响 ($P<0.05$)。

表 1 凋落物质量损失重复双因素方差分析

Table 1 Two factor variance analysis of litter mass loss

枯落物种类 Litter	源 Source	Ⅲ型平方和 Type III sum of square	均方 Mean square	F 值 F value	显著性 Sig.
无芒隐子草 <i>C. songorica</i>	氮沉降	0.2016	0.0672	4.31	0.0081
	降雨	0.3136	0.1568	10.05	0.0002
	氮沉降×降雨	0.0199	0.0033	0.21	0.0415
冷蒿 <i>A. frigida</i>	氮沉降	0.4316	0.1439	38.31	<0.042
	降雨	0.2311	0.1155	30.77	<0.038
	氮沉降×降雨	0.0636	0.0106	2.82	0.4673
短花针茅 <i>S. breviflora</i>	氮沉降	0.2468	0.0822	78.55	<0.001
	降雨	0.2368	0.1184	113.06	<0.001
	氮沉降×降雨	0.0134	0.0022	2.14	0.9715
木地肤 <i>K. prostrata</i>	氮沉降	0.3690	0.123	97.46	<0.001
	降雨	0.3927	0.1964	155.56	<0.001
	氮沉降×降雨	0.0636	0.0106	8.4	<0.001

Sig.<0.05 有显著影响; Sig.<0.01 有极显著影响

2.2 氮沉降和降雨变化对土壤微生物量碳氮的影响

由表 2 可知, CK×N、R×N 和 W×N 处理下土壤微生物量碳的含量为 195.93—236.56 mg/kg、194.63—221.78 mg/kg 和 206.26—259.63 mg/kg, 同一分解时间同一水分处理下, CK×N 和 R×N 处理下, N50 与其他处理有显著差异 ($P<0.05$), W×N 处理下 N100 与其他处理有显著差异 ($P<0.05$)。土壤微生物量氮含量为 23.44—27.97 mg/kg、25.81—28.65 mg/kg 和 26.47—30.56 mg/kg, CK×N 处理下 N50 与其他处理有显著差异 ($P<0.05$), W×N 处理下 N50、N100 与其他处理有显著差异 ($P<0.05$)。同一分解时间同一施氮水平, 土壤微生物碳氮含量为 W×N>CK×N>R×N, 说明水分添加提高了土壤微生物碳氮含量, 而水氮交互作用下显著提高土壤微生物量碳氮含量。

2.3 凋落物分解速率与生物及非生物因子的关系

由表 3 所示, 4 种凋落物与土壤微生物量碳氮呈正相关性, 其中冷蒿、无芒隐子草、木地肤与微生物碳呈极显著正相关 ($P<0.01$); 冷蒿、木地肤、短花针茅与微生物氮呈极显著正相关 ($P<0.01$); 木地肤和短花针茅与土壤含水量呈极显著正相关 ($P<0.01$); 冷蒿、木地肤、短花针茅与地上生物量呈极显著正相关 ($P<0.01$)。

表 2 氮沉降和降雨变化对土壤微生物量碳氮含量的影响

Table 2 Effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall pattern on the content of soil microbial biomass carbon and nitrogen

处理 Treatment	土壤微生物量碳 SMBC Soil microbial biomass carbon / (mg/kg)	土壤微生物量氮 SMBN Soil microbial biomass nitrogen / (mg/kg)	处理 Treatment	土壤微生物量碳 SMBC Soil microbial biomass carbon / (mg/kg)	土壤微生物量氮 SMBN Soil microbial biomass nitrogen / (mg/kg)
CK-N0	228.37±4.69Ba	25.67±0.17Aa	R-N50	221.78±8.24Aa	27.52±0.19Ab
CK-N30	231.52±7.48Bb	26.45±0.19Aa	R-N100	194.63±4.82Bb	28.65±0.33Ab
CK-N50	236.56±2.18Aa	23.44±0.35Bc	W-N0	238.92±0.56Ba	26.47±0.23Ba
CK-N100	195.93±13.06Bb	27.97±0.58Ab	W-N30	239.22±3.16Ba	27.9±0.49Ba
R-N0	204.46±2.52Ba	25.81±0.36Aa	W-N50	259.63±7.30Ba	29.67±0.23Aa
R-N30	220.71±4.79Bb	26.7±0.19Aa	W-N100	206.26±7.30Aa	30.56±0.22Aa

不同大写字母表示同一水分处理不同氮素水平的差异显著性 ($P<0.05$); 不同小写字母表示同一氮素水平不同水分处理的差异显著性 ($P<0.05$). CK-N0: 对照-不施氮, Control-no nitrogen application; CK-N30: 对照-施氮 30 kg hm⁻² a⁻¹, Control-nitrogen application 30 kg hm⁻² a⁻¹; CK-N50: 对照-施氮 50 kg hm⁻² a⁻¹, Control-nitrogen application 50 kg hm⁻² a⁻¹; CK-N100: 对照-施氮 100 kg hm⁻² a⁻¹, Control-nitrogen application 100 kg hm⁻² a⁻¹; W-N0: 增雨-不施氮, Rain enhancement-no nitrogen application; W-N30: 增雨-施氮 30 kg hm⁻² a⁻¹, Rain enhancement-nitrogen application 30 kg hm⁻² a⁻¹; W-N50: 增雨-施氮 50 kg hm⁻² a⁻¹, Rain enhancement-nitrogen application 50 kg hm⁻² a⁻¹; W-N100: 增雨-施氮 100 kg hm⁻² a⁻¹, Rain enhancement-nitrogen application 100 kg hm⁻² a⁻¹; R-N0: 减雨-不施氮, Rain reduction-no nitrogen application; R-N30: 减雨-施氮 30 kg hm⁻² a⁻¹, Rain reduction-nitrogen application 30 kg hm⁻² a⁻¹; R-N50: 减雨-施氮 50 kg hm⁻² a⁻¹, Rain reduction-nitrogen application 50 kg hm⁻² a⁻¹; R-N100: 减雨-施氮 100 kg hm⁻² a⁻¹, Rain reduction-nitrogen application 100 kg hm⁻² a⁻¹

表 3 凋落物分解速率与生物及非生物因子间的相关系数

Table 3 The correlation coefficient between the decomposition rate of litter and biological and non-biological factors

影响因子 Impact factor	冷蒿 <i>A. frigida</i>	无芒隐子草 <i>C. songorica</i>	木地肤 <i>K. prostrata</i>	短花针茅 <i>S. breviflora</i>
土壤微生物量碳 Soil microbial biomass carbon	0.5879 **	0.4819 **	0.7480 **	0.3365
土壤微生物量氮 Soil microbial biomass nitrogen	0.4072 **	0.3931	0.5826 **	0.5317 **
土壤有机质 Soil organic matter	0.0626	0.081	0.6956 *	0.0687
土壤含水量 Soil moisture	0.2518	0.311	0.4834 **	0.4309 **
土壤动物个体数 Soil animals individual	0.1868	0.2519	0.0753	0.0344
土壤动物类群数 Soil animals group number	0.0685	0.131	0.0579	0.0336
地上生物量 Above ground biomass	0.5337 **	0.326	0.5217 **	0.5211 **
地下生物量 Below ground biomass	0.095	0.0815	0.2553	0.2843
群落密度 Community density	0.0353	0.0084	0.0105	0.1169
群落盖度 Community coverage	-0.1662	-0.0946	-0.0442	-0.0435

* 表示相关性在 $P<0.05$ 水平显著, ** 表示相关性在 $P<0.01$ 水平显著

3 讨论

3.1 氮沉降和降雨变化对凋落物分解的影响

本研究发现,凋落物经过 270 d 的分解后,短花针茅、冷蒿、木地肤、无芒隐子草干物质残留率分别为 69.95%—78.67%、68.89%—79.89%、64.68%—79.23%、66.89%—79.38%,各处理下 4 种凋落物干物质残留率有显著差异 ($P<0.05$),整体上为短花针茅>冷蒿>无芒隐子草>木地肤,分解速率为木地肤>无芒隐子草>冷蒿>短花针茅。这是由于不同凋落物因自身的生态学特性和凋落物的性质不同对氮沉降和降雨变化的响应不同^[18];土壤动物及微生物对不同物种凋落物影响不同所以分解速率不同^[19]。

研究发现,同一分解时间同一水分处理下,氮沉降不同程度促进凋落物的分解,短花针茅和冷蒿在 CK×N 和 R×N 处理下促进作用随氮沉降量的增加先增强后减弱, W×N 处理促进作用随氮沉降量的增加而增强;木地肤和无芒隐子草在 CK×N 处理下促进作用随氮沉降量的增加先增强后减弱, W×N 和 R×N 处理促进作用随氮沉降量的增加而增强。目前认为氮沉降促进凋落物分解的原因有:1) 氮沉降改变凋落物氮含量,提高凋落

物基质质量促进凋落物分解^[20];2)氮输入的增加促进了凋落物 CO_2 和 NO_2 呼吸过程,促进了凋落物的分解;3)凋落物属于普遍氮缺乏型,外源氮输入满足了微生物对氮的需求,微生物系统发生改变,因而加速了凋落物分解过程^[21]。但并非所有的研究结果都一致,韩雪、莫江明等^[22-23]人研究认为氮沉降抑制凋落物分解。而陈翔等^[10]研究模拟氮沉降对兴安落叶松林凋落物分解的影响发现,低氮会促进凋落物的分解,高氮则会抑制凋落物的分解,这可能与凋落物物种、研究环境、凋落物基质质量有关。

同一分解时间同一施氮水平,增雨促进凋落物分解,减雨抑制凋落物分解,这是因为增雨提高了土壤和凋落物层间的含水率,总体上改善了微生物的生存环境,增强了微生物的代谢能力,进而促进了凋落物分解^[24],这与黄强等^[11]人研究相似。Sternberger 等^[25]人研究表明,雨季增加降雨没有影响凋落物分解,非雨季增加降雨却显著影响了其分解。可见,由于季节气候、地理环境、时间等的不同,降雨对凋落物分解的影响不同。

氮沉降和降雨交互作用下,W-N100 凋落物分解最快,说明水氮交互作用下,氮输入对缺水有一定的补偿作用,一定程度能够减轻缺水带来的影响,而水分更好的激发了氮素的肥力,水分促进了生态系统氮循环及氮素利用率,进而促进了凋落物的分解。由图 1、表 1 所示,氮沉降和降雨交互作用对短花针茅和冷蒿凋落物分解速率影响不显著($P>0.05$),对无芒隐子草和木地肤产生显著影响($P<0.05$)。不同物种凋落物对水氮交互作用响应不同,这可能是凋落物的组成成分、凋落物的内部结构不同所导致,其机理有待进一步研究。综合分析表明,单一水分或氮素的添加均促进凋落物分解,而水氮交互作用下,水分的添加对氮素肥效的释放有积极的影响,显著促进凋落物分解。可见,外源养分元素的增加,改变了微生物生长所需的营养元素之间的平衡和微生物的生长环境,提高荒漠草原凋落物分解速率,因而在荒漠草原氮素或水分的添加均能促进凋落物的分解,增加养分归还量,有利于荒漠草原土壤肥力的改善和荒漠草原的可持续发展。

3.2 生物与非生物因子对凋落物分解速率的影响

本试验研究发现,单一水分或氮素的添加均提高微生物量碳氮含量,而水氮交互作用下更为显著。木地肤和短花针茅与土壤含水量呈极显著正相关($P<0.01$)。有研究表明,植物凋落物分解速率与土壤含水量呈正相关关系^[26]。土壤含水量通过影响植被组成、凋落物质量及土壤微生物而间接影响凋落物分解^[27]。土壤水分增加显著提高了半干旱草地生态系统的地上净初级生产力,土壤微生物生物量碳和氮分别增加 70% 和 80%^[28],促进凋落物分解。本试验发现冷蒿、木地肤、短花针茅与地上生物量呈极显著正相关($P<0.01$),因为降雨有效促进了区域内植被的生产效率,大幅增加了地上生物量,为凋落物的形成提供足够的物质来源,间接地提高了凋落物的周转速率^[29],进而促进凋落物的分解。4 种凋落物与土壤微生物碳氮呈正相关,其中冷蒿、无芒隐子草、木地肤与微生物碳呈极显著正相关($P<0.01$),冷蒿、木地肤、短花针茅与微生物氮呈极显著正相关($P<0.01$)。土壤微生物碳氮反应土壤中微生物活性基本营养环境的满足程度,微生物活性增强有利于凋落物的分解。由于大气氮沉降和降水变化的全球性和长期性,其对草原生态系统的影响必然是一个长期、复杂的过程。在氮沉降持续增加和降水格局的背景下,荒漠草原凋落物分解是如何变化的,仍需进行长期研究。

4 结论

通过以上分析和讨论得出以下结论:4 种凋落物分解速率为木地肤>无芒隐子草>冷蒿>短花针茅;同一分解时间同一水分处理下,氮沉降不同程度促进凋落物的分解;同一分解时间同一施氮水平,增雨促进凋落物分解,减雨抑制凋落物分解;而水氮交互作用下,水分的添加对氮素肥效的释放有积极的影响,显著促进了凋落物的分解,提高土壤微生物量碳氮含量,增加养分归还量。

参考文献 (References):

- [1] 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.
- [2] Carrera A L, Bertiller M B. Combined effects of leaf litter and soil microsite on decomposition process in arid rangelands. *Journal of Environmental*

- Management, 2013, 114: 505-511.
- [3] 朱金兆, 刘建军, 朱清科, 吴钦孝. 森林凋落物层水文生态功能研究. 北京林业大学学报, 2002, 24(5-6): 30-34.
- [4] Houghton J T, Jenkins G J, Ephraums J J. Climate Change; The IPCC Scientific Assessments. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.
- [5] 张金屯. 全球气候变化对自然土壤碳、氮循环的影响. 地理科学, 1998, 18(5): 463-471.
- [6] Semmartin M, Aguiar M R, Distel R A, Moretto A S, Ghera C M. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. Oikos, 2004, 107(1): 148-160.
- [7] 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.
- [8] 魏子上, 李慧燕, 李科利, 杨殿林, 皇甫超河. 模拟 N 沉降和埋土对黄顶菊凋落物分解及养分释放的影响. 生态学杂志, 2017, 36(9): 2412-2422.
- [9] 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. 生态学报, 2017, 37(6): 2014-2022.
- [10] 陈翔, 周梅, 魏江生, 赵鹏武, 李攀, 乌云毕力格, 秦可珍. 模拟氮沉降对兴安落叶松林凋落物分解的影响. 生态环境学报, 2013, 22(9): 1496-1503.
- [11] 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. 四川林勘设计, 2015, (4): 8-13.
- [12] 刘尉, 王丽华, 刘林, 符饶, 吴小辉, 黄从德. 增加降水对四川干旱河谷区云南松人工林凋落叶分解的影响. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2017, 45(2): 88-95.
- [13] Schuur E A G. The effect of water on decomposition dynamics in mesic to wet Hawaiian montane forests. Ecosystems, 2001, 4(3): 259-273.
- [14] 王新源, 赵学勇, 李玉霖, 连杰, 曲浩, 岳祥飞. 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展. 应用生态学报, 2013, 24(11): 3300-3310.
- [15] 宋飘, 张乃莉, 马克平, 郭继勋. 全球气候变暖对凋落物分解的影响. 生态学报, 2014, 34(6): 1327-1339.
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [17] 张海芳, 李刚, 宋晓龙, 刘红梅, 张静妮, 杨殿林, 赵树兰, 多立安. 内蒙古贝加尔针茅草原不同利用方式土壤微生物功能多样性. 生态学杂志, 2012, 31(5): 1143-1149.
- [18] 周存宇. 凋落物在森林生态系统中的作用及其研究进展. 湖北农学院学报, 2003, 23(2): 140-145.
- [19] Bardgett R D, Walker L R. Impact of coloniser plant species on the development of decomposer microbial communities following deglaciation. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(3): 555-559.
- [20] Knorr M, Frey S D, Curtis P S. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. Ecology, 2005, 86(12): 3252-3257.
- [21] Anderson J M, Hetherington S L. Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] and bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litters. Functional Ecology, 1999, 13(s1): 116-124.
- [22] 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.
- [23] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应. 生态学报, 2004, 24(7): 1413-1420.
- [24] 李雪峰, 韩士杰, 张岩. 降雨量变化对蒙古栎落叶分解过程的间接影响. 应用生态学报, 2007, 18(2): 261-266.
- [25] Steinberger Y, Whitford W G. Decomposition process in Negev ecosystems. Oecologia, 1988, 75(1): 61-66.
- [26] Güsewell S, Gessner M O. N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. Functional Ecology, 2009, 23(1): 211-219.
- [27] Yahdjian L, Sala O E, Austin A T. Differential controls of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics in the Patagonian steppe. Ecosystems, 2006, 9(1): 128-141.
- [28] Milchunas D G, Lauenroth W K, Chapman P L, Kazempour M K. Effects of grazing, topography, and precipitation on the structure of a semiarid grassland. Vegetatio, 1989, 80(1): 11-23.
- [29] Cornelissen J H C, Van Bodegom P M, Aerts R, Callaghan T V, Van Logtestijn P S P, Alatalo J, Chapin F S, Gerdol R, Gudmundsson J, Gwynn-Jones D, Hartley A E, Hik D S, Hofgaard A, Jónsdóttir I S, Karlsson S, Klein J A, Laundre J, Magnusson B, Michelsen A, Molau U, Onipchenko V G, Qested H M, Sandvik S M, Schmidt I K, Shaver G R, Solheim B, Soudzilovskaia N A, Stenström A, Tolvanen A, Totland Ø, Wada N, Welker J M, Zhao X Q, Team M O L. Global negative vegetation feedback to climate warming responses of leaf litter decomposition rates in cold biomes. Ecology Letters, 2007, 10(7): 619-627.