

DOI: 10.5846/stxb201902110245

晔蕾罕, 单玉梅, 张璞进, 温超, 木兰, 刘亚红, 孙海莲, 黄建辉. 荒漠草原不同放牧强度背景下添加氮水对凋落物分解的影响. 生态学报, 2020, 40(8): - .

Ye R H, Shan Y M, Zhang P J, Wen C, Mu L, Liu Y H, Sun H L, Huang J H. Effects of nitrogen and water addition on litter decomposition in desert grassland under different grazing intensities. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(8): - .

荒漠草原不同放牧强度背景下添加氮水对凋落物分解的影响

晔蕾罕^{1,2,3}, 单玉梅^{2,3}, 张璞进^{2,3}, 温超^{2,3}, 木兰^{2,3}, 刘亚红^{2,3}, 孙海莲^{2,3}, 黄建辉^{2,4,5,*}

1 中国农业科学院草原研究所, 呼和浩特 010010

2 中国科学院内蒙古草业研究中心, 北京 100093

3 内蒙古农牧业科学院, 呼和浩特 010031

4 中国科学院植物研究所, 北京 100093

5 中国科学院大学, 北京 100049

摘要:凋落物分解是连接生态系统地上、地下过程的重要环节, 决定了生态系统养分循环速率, 但到目前为止对凋落物分解在荒漠草地生态系统受放牧以及外源资源补给影响的研究较少。本研究通过对不同放牧强度(对照、轻牧、中牧和重牧)短花针茅草原群落进行添加氮素($10.0 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)和增水(108 mm/a)处理, 探讨群落水平凋落物分解速率的变化。研究结果显示, 过去不同强度放牧历史对群落凋落物分解影响极显著($P < 0.0001$)。凋落物前期分解(135 天)过程中, 凋落物初始 C:N 比与凋落物分解速率常数呈显著负相关关系, 表明凋落物可降解性在凋落物前期分解中起主要作用。轻度放牧影响下凋落物分解速度最快, 这与该条件下凋落物 C:N 比显著低于其他放牧强度下的有关, 说明适度放牧不仅有利于群落维持, 也在一定程度上有利于生态系统养分循环。当凋落物分解更长时间(870 天)后, 对照区凋落物分解速率显著低于放牧处理样地, 但凋落物初始 C:N 比对凋落物分解速率没有显著影响。进一步分析显示, 不同放牧强度背景下长期凋落物分解速率与分解环境的土壤微生物多样性成正相关关系, 与群落盖度呈极显著($P < 0.001$)负相关关系。添加氮素显著($P < 0.05$)降低凋落物分解速度, 但对凋落物氮含量无显著影响。生长季加水未影响凋落物质量及凋落物分解速度。我们的研究结果表明, 凋落物前期分解受凋落物质量影响, 但较长时间凋落物分解则与分解过程中接受到的太阳辐射量有关。

关键词:荒漠草原; 放牧; 氮水添加; 凋落物分解

Effects of nitrogen and water addition on litter decomposition in desert grassland under different grazing intensities

YE Ruhan^{1,2,3}, SHAN Yumei, ZHANG Pujin³, WEN Chao, MU Lan, LIU Yahong, SUN Hailian^{2,3}, HUANG Jianhui^{2,4,5,*}

1 Institute of Grassland Research of Chinese Academy of Agricultural Sciences, Hohhot, Inner Mongolia 010010, China

2 Inner Mongolia Research Center for Prataculture Chinese Academy of Science, Beijing 100093, China

3 Inner Mongolia Agricultural and Animal Husbandry Academy, Hohhot, Inner Mongolia 010031, China

4 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

5 University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

基金项目:中国科学院内蒙古草业研究中心先行启动项目; 国家重点研发计划: (2016YFC0500705); 内蒙古农牧业科学院创新基金 (2017QNJJM11, 2017CXJJM07)

收稿日期: 2019-02-11; 网络出版日期: 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jhhuang@ibcas.ac.cn

Abstract: Litter decomposition is an important ecological process which links the ground and underground components of an ecosystem, and determines the rates of nutrient cycling. However, it is still not clear that how litter decomposition is affected by grazing and potential increase in water and nitrogen (N) availability, especially in the desert grassland ecosystems where decomposition is relatively slow. In this study, we conducted an experiment on litter decomposition in a desert steppe dominated by *Stipa breviflora* with previous influences under different grazing intensities (no grazing, light grazing, moderate grazing, and heavy grazing) in combination with N addition (0.0 or 10.0 g N m⁻² a⁻¹) and water supplementation (0.0 or 108.0 mm/a). Our results showed that both grazing intensity ($P < 0.0001$) and N addition ($P < 0.05$) had significant effects on litter decomposition. After a short period decomposition (135 days), there was a significantly negative correlation between the initial litter C:N ratio and the constant of litter decomposition rate, indicating that litter quality played an important role in this short-term decomposition. Litter decomposition was fastest under light grazing intensity as a result of significantly lower litter C:N ratio than those of other grazing intensities. This indicated that grazing with appropriate intensity was not only beneficial to community maintenance, but also favorable to cycling of nutrients in grassland ecosystems. After a long period of decomposition (870 days), the decomposition rates in the non-grazing plots were significantly lower than those in the grazing plots regardless of grazing intensity. In addition, the decomposition was not influenced by the initial litter quality (C:N ratio), rather it was positively correlated with the diversity of soil microbes, and negatively correlated with the community coverage. Nitrogen addition had no significant effects on litter N content, but slowed down the decomposition significantly. We also found that adding water in growing season did not affect litter quality and litter decomposition rate. Our results implicate that short-term litter decomposition was controlled by the initial litter quality while the long-term litter decomposition was influenced by solar radiation in the studied steppe ecosystem.

Key Words: desert grassland; grazing intensity; nitrogen and water addition; litter decomposition

凋落物分解是草地及其他生态系统物质循环的重要组成部分,也是连接生态系统地上与地下生态学过程的重要环节。凋落物作为草地生态系统中独特的结构层次,是生态系统中分解者的物质与能量的重要来源,也对草地土壤发育、涵养水源和水土保持具有重要的作用。因此,凋落物在维系生态系统结构和功能中具有不可替代的作用^[1]。理论上,任何全球变化导致的物理、化学、环境条件的变化都会影响凋落物可降解性及参与分解的土壤动物和微生物数量和活性,并进一步影响凋落物的分解速率。放牧也通过改变群落的物种组成影响凋落物组成从而显著地改变生态系统的营养循环。Golluscio 等^[2]的研究表明,放牧降低了土壤 C 和 N 的储存,并进一步影响它们的矿化作用。Li 等^[3]通过对位于四子王旗的荒漠草原 3 年放牧的研究发现,放牧虽然对土壤总氮含量没有影响,但显著降低了植被盖度、土壤容重和土壤有机碳。Semmartin 等^[4]的研究发现旱地生态系统放牧引起低 N、P 含量凋落物种类的增多和高 N、P 含量凋落物种类的降低,从而影响凋落物的分解。

到目前为止,有关增加养分等资源供给对草地生态系统凋落物分解影响的研究结果很不一致。有一些研究发现,氮素的添加可以促进植物生长,从而提高植物地上和地下部分的凋落物产量,加快凋落物分解^[5-6]。另一些研究则认为,添加氮素会使氮在凋落物中富集,减少凋落物中氧化酶的基因表达,从而降低氧化酶的活性,降低凋落物质量中木质素和纤维素的分解^[7]。氮素添加后植物累积大量难分解化合物并导致它们发生聚合反应,形成更难降解的物质,从而对凋落物分解起到抑制作用^[8]。水分增加也可以有效促进干旱区生态系统植被的生产效率,大幅增加地上生物量,为凋落物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^[9]。但是,单一的水分添加对凋落物分解影响的研究目前还十分缺乏。

由于养分和水分等自然条件的限制以及放牧等人为活动的干扰,荒漠地区草地生态系统的凋落物分解速率相对较低,可能是制约该地区草地生产力的重要因素。目前,通过调节养分和水分供给促进退化草地植被

的恢复已经成为我国北方草地生态系统管理的重要途径,但关于氮、水添加是如何影响凋落物质量,并进一步改变凋落物降解速率以及生态系统养分循环过程的研究还不多。本研究选取短花针茅荒漠草原冠层混合凋落物作为研究对象,分析不同放牧强度背景下群落水平凋落物分解对水分补充和养分添加的响应,旨在深入理解荒漠草原凋落物的分解特性,揭示放牧强度、水分及养分供给条件对植物凋落物及其分解的影响,为荒漠草原优化放牧管理策略及其合理利用提供科学依据。我们认为强烈的放牧可能导致群落凋落物降解速率的降低,而养分供给的改善和水分资源的补充及其显著的相互作用对该地区凋落物分解具有一定的促进作用。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验区位于内蒙古自治区乌兰察布市四子王旗内蒙古农牧业科学院荒漠草原综合试验示范中心。地理位置为 $41^{\circ}47'17''\text{N}$ 、 $111^{\circ}53'46''\text{E}$,海拔 1450 m 左右。该地区属于中温带大陆性气候,年降雨量 250—300 mm,多年平均降水量为 280 mm,全年 70% 以上的降水主要集中在 5—8 月。2016 年降水量为 346.6 mm,其中降雨量 278.8 mm,降雪量 67.8 mm,2015—2016 年冬季积雪厚度 6.0 cm。2017 年降水量为 194.6 mm,其中降雨量 176.7 mm,降雪量为 17.9 mm,2016—2017 年冬季积雪厚度 1.6 cm。试验区群落类型为短花针茅荒漠草原,主要建群种包括短花针茅(*Stipa breviflora*)、无芒隐子草(*Cleistogenes songorica*)、冷蒿(*Artemisia frigida*)。其他常见种类还有阿氏旋花(*Convolvulus ammannii*)、阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*)、栉叶蒿(*Neopallasia pectinata*)、木地肤(*Kochia prostrata* var. *prostrata*)等。

1.2 研究方法

1.2.1 实验设计

放牧强度背景:本研究在一个放牧强度实验研究平台进行。放牧强度实验开始于 2002 年,采用随机区组设计,每个实验区面积为 4 公顷,设不放牧和三个放牧强度处理(轻度放牧、中度放牧、重度放牧),分别放牧 0 只、4 只、8 只、12 只羊。每个处理 3 个重复,共计 12 个小区。放牧只在生长季(5—10 月)进行,期间每天早上 6 点放牧,晚 7 点收牧。

实验设计:为探讨不同放牧强度影响背景下,草地凋落物可降解性及降解速率对养分和水分添加的响应,本实验在每个放牧区(包括对照)用围栏围取一个面积为 $8\text{ m}\times 8\text{ m}$ 的样方,2013 年开始围栏内设 4 个处理小样方,分别设置对照、加氮、加水 40%、加氮加水 40% 处理,每个处理小样方的面积为 $2\text{ m}\times 2\text{ m}$ 。为防止处理间的干扰,小样方四周用镀锌铁皮插入土壤 20 cm,露出地表 5 cm,防止处理时水分和养分流出处理样方外。因此,本实验中处理小样方共有 48 个(4 放牧强度 $\times$ 4 个水分/养分处理 $\times$ 3 个重复)。

加氮、加水的时间和量:考虑到市面上硝酸铵不容易获得,选用硝酸铵钙作为替代,加氮量为 $10.0\text{ g N m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,每年 6 月 1 日、7 月 1 日和 8 月 1 日分 3 次用手工均匀撒入样方。加水处理每年增水 108 mm,约占多年平均降水量的 40%,在生长季 6、7、8 月进行人工加水处理,每月 4 次,共 12 次,每次加水量为 9 mm。氮和水分处理从 2014 年开始。

1.2.2 凋落物样品采集与处理

2015 年 11 月 15 日,在每个处理小样方中随机收集地上植物群落凋落物样品,去除其中杂物,风干,称取 1g 装入已编号的尼龙网袋中,网袋大小为 $5\text{ cm}\times 10\text{ cm}$,上层孔径为 1 mm,下层孔径为 0.1 mm,于 2015 年 11 月 20 日放置在放牧小区内,用围栏围好,防止牲畜干扰。为使其充分与地面接触采用铁丝固定于地表。另取一部分凋落物样品用于测定分解初始水分含量和凋落物碳、氮含量。分别于 2016 年 4 月 1 日和 2018 年 4 月 1 日分两次取回分解凋落物袋,除去杂物(如小石砾、钻进网袋内的小动物等)后用清水漂洗,使用 60 目的筛子协助漂洗。漂洗后装入信封袋中,再置于 65°C 恒温下烘 48 h 后称其干重,用于计算一段时间分解后的剩余凋落物量。

1.3 凋落物样品碳和氮含量测定

凋落物样品用研磨仪粉碎后,采用元素分析仪(vario EL III, CHNOS Elemental Analyzer, Elementar

Analysensysteme GmbH, Germany) 测定全氮、全碳含量。

1.4 数据处理及统计分析

采用分解速率(r)和失重率(RW)衡量凋落物分解速率,其计算公式如下:

$$R = (\ln W_1 - \ln W_2) / (t_1 - t_2) \quad (1)$$

$$RW = 100\% \times (W_1 - W_2) / W_1 \quad (2)$$

式中, R 为凋落物分解速率; RW 为凋落物失重率; t_1 和 t_2 分别为野外放置凋落物的时间和取回凋落物的时间; W_1 和 W_2 分别为 t_1 和 t_2 时间点凋落物的重量。

采用 Repeated Measures ANOVA 方法分析放牧强度背景和添加氮水处理及其交互作用对群落凋落物分解速率及失重率的影响。采用 One-way ANOVA 方法分析不同放牧强度下群落凋落物的分解速率、失重率以及不同处理下群落凋落物分解速率、失重率的差异,并用 Duncan's 极差法进行显著性检验($P < 0.05$ 表示为差异显著)。上述统计均采用 SAS (Version 9.0) 软件。

2 结果与分析

2.1 不同放牧强度背景下氮、水添加对群落凋落物失重率的影响

不同放牧强度背景对群落凋落物短期(135天)、长期(870天)分解影响极其显著($P < 0.001$),加氮处理对短期、长期群落凋落物分解也影响显著($P < 0.05$),不同放牧强度与加氮处理对短期凋落物分解影响具有显著的交互作用($P < 0.05$),对长期凋落物分解影响不显著(表1)。生长季加水处理对短期、长期凋落物分解影响不显著。放牧强度背景及生长季加水间的交互作用对短期凋落物分解影响显著($P < 0.05$),但对长期凋落物分解影响不显著。加氮与加水交互作用对短期、长期凋落物分解影响均不显著。放牧强度、加氮、加水三因素交互作用对短期凋落物分解影响不显著,但对长期凋落物分解影响显著($P < 0.05$)(表1)。

表1 不同放牧强度(GI)背景、加氮(N)和加水(W)处理对混合凋落物失重率影响的多因素方差分析

Table 1 MANOVA results on the effects of grazing intensity (GI), N addition (N) and water increase (W) on community level litter mass loss after a short- and long-term decomposition

	自由度 df	分解 135 天失重率 $RW(135)$		分解 870 天失重率 $RW(870)$	
		F	Pr>F	F	Pr>F
放牧强度 GI	3	8.39	<.0001	39.99	<.0001
加氮处理 N	1	7.53	0.0066	6	0.0151
加水处理 W	1	0.06	0.8055	0.85	0.3569
放牧强度与氮交互作用 GI * N	3	4.26	0.0059	2.43	0.0663
放牧强度与水交互作用 GI * W	3	4.2	0.0064	0.95	0.4175
氮水交互作用 N * W	1	0	0.9672	2.13	0.1457
三因素交互作用 GI * N * W	3	1.5	0.214	4.74	0.003

在不添加氮、水条件下,凋落物分解到135天时,轻度放牧区凋落物分解速度显著高于其他放牧强度区,对照组与中度放牧区显著高于重度放牧区(图1a)。分解到870天时,轻度、中度、重度放牧区凋落物分解速度显著高于对照组,中度放牧区分解速度显著高于轻度放牧区(图1b)。在加氮处理条件下,凋落物分解到135天时,轻度放牧区分解速度显著高于重度放牧区,分解到870天时,轻度、中度、重度放牧区凋落物分解速度显著高于无放牧区(图1)。在加水处理条件下,135天时,轻度放牧区显著高于其他放牧区,870天时与加氮处理相同,轻度、中度、重度放牧区凋落物分解速度显著高于无放牧区。在同时加氮加水处理条件下,135天时各放牧区之间无显著差异,870天时中度、重度放牧区凋落物分解速度显著高于无放牧区。

多因素方差分析表明,加氮处理显著影响凋落物分解过程,分组对加氮处理(包括加氮、水)进行比较,发现凋落物分解到135天时,轻度放牧(LG)样地凋落物分解显著降低,进一步分解到870天对对照区、轻度放牧区凋落物分解速度显著降低(图2)。

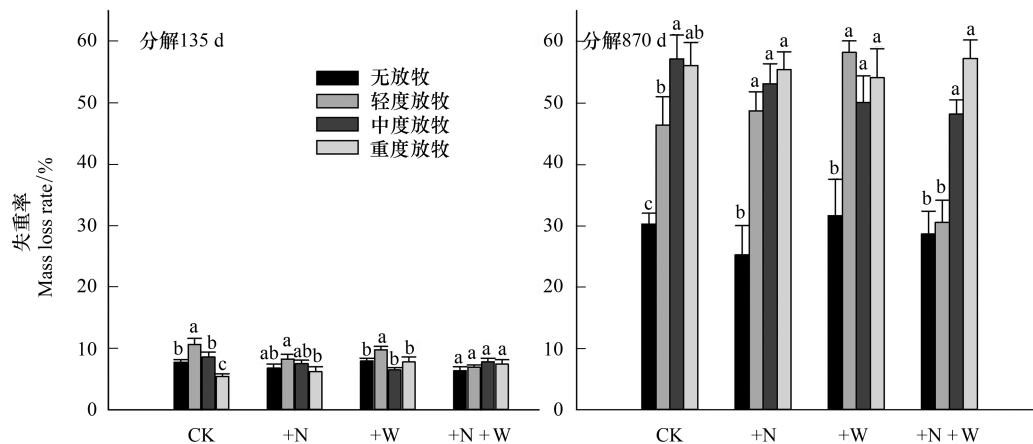


图1 不同放牧强度 (GI) 背景与加氮 (N)、加水 (W) 处理对群落混合凋落物失重率 (%) 的影响

Fig.1 Effects of grazing intensity (GI), N (N) and water (W) addition on the community-level litter mass loss rates

A, 分解 135 天 After a short-term decomposition (135 days); B, 分解 870 天 After a long-term decomposition (870 days); CK: 无放牧 No grazing; LG: 轻度放牧 Light grazing; MG: 中度放牧 Moderate grazing; HG: 重度放牧 Heavy grazing; ck: 对照处理 Without N and water addition; +N: 加氮处理 N addition; +W: 加水处理 Water addition; +N+W: 加氮加水处理 With combination of N and water addition; 不同小写字母表示在相同的养分和水分处理下不同放牧强度间凋落物分解速度存在显著差异

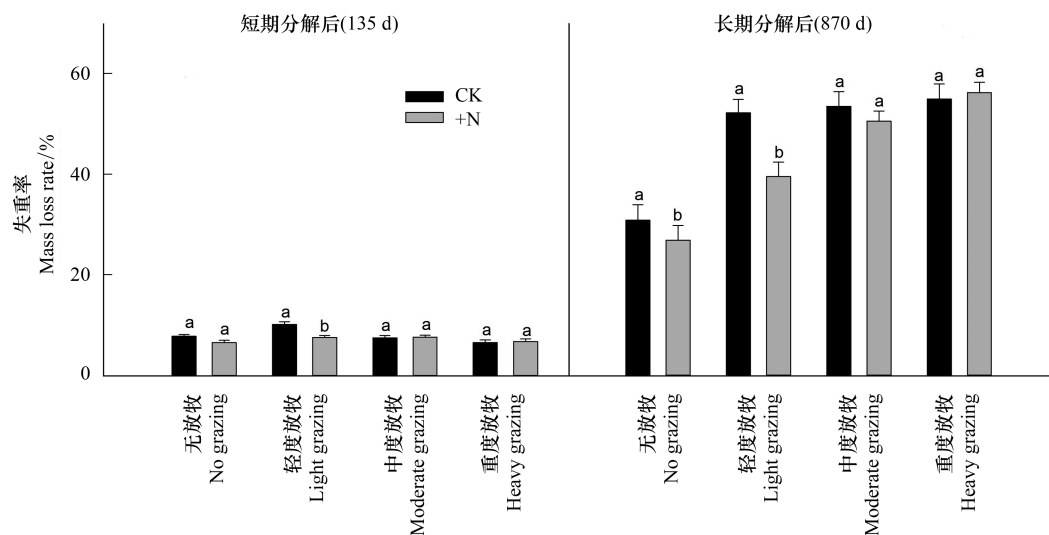


图2 不同放牧强度背景下加氮对混合凋落物失重率 (%) 的影响

Fig.2 Effects of N addition on community litter mass loss rates under different grazing intensities

2.2 群落凋落物初始碳氮比对凋落物分解的影响

轻度放牧区凋落物初始 C:N 比显著低于无放牧区和重度放牧区 ($P < 0.05$) (图 3), 加氮、加水处理 2 年对凋落物初始 C:N 比无显著影响 (图 3)。凋落物初始 C:N 比与凋落物短期 (135 天) 分解速率呈显著负相关 ($R^2 = 0.1128$, $P < 0.05$; 图 4A), 但与长期 (870 天) 分解速率无显著相关性 ($R^2 = 8 \times 10^{-5}$, 图 3)。对照 (ck)、加氮 (+N)、加水 (+W) 及同时加氮加水 (+N+W) 处理条件下凋落物初始 C:N 比与凋落物短期分解速率有一定负相关性 (图 4)。加氮、加水处理对群落凋落物初始 N 含量无显著影响, 不同放牧强度历史对群落凋落物 C 含量也没有显著影响 (结果未显示)。

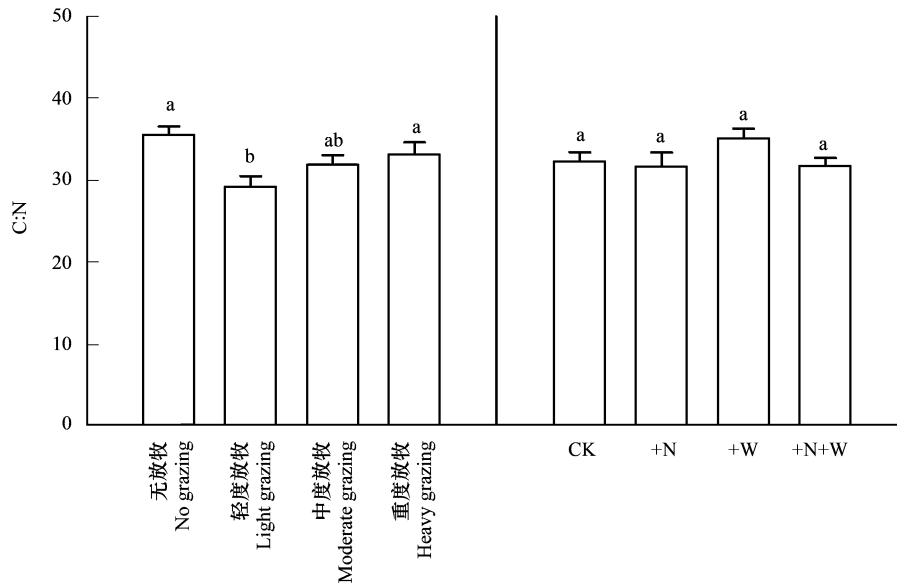


图3 不同放牧强度背景(a)与加氮加水处理(b)对群落水平凋落物初始碳氮比的影响

Fig.3 Effects of grazing intensity history (a) and N and water addition treatments (b) on community litter initial C/N ratio

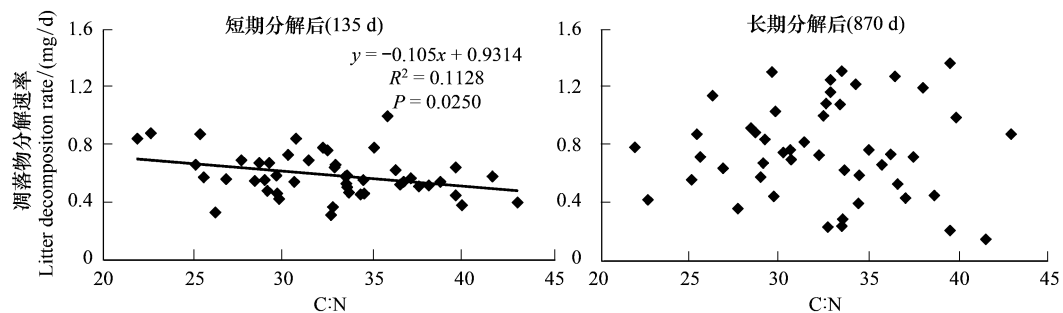


图4 初始碳氮比与凋落物分解速率的相关性

Fig.4 Correlation between initial litter C/N ratios and litter decomposition rate

2.3 放牧强度对群落特征的影响

放牧通过改变凋落物分解环境,如植被盖度、凋落物累积厚度、土壤表层温度、湿度以及太阳辐射强度,进一步改变凋落物分解速率。2016年通过对不同放牧强度小区群落进行调查,结果显示,植被盖度随着放牧强度增加逐渐降低,对照区与中度放牧区、重度放牧区间有极显著差异($P < 0.0001$) (图5a),轻度放牧区与重度放牧区有极显著差异($P < 0.0001$)。对照区植被平均盖度53.0%,重度放牧区15.1%。群落高度在对照区与中度放牧区、重度放牧区间有极显著差异($P < 0.0001$),对照区群落高度最高,为28.6 cm,重度放牧区最低为12.6 cm (图5b)。建群种短花针茅高度,对照区与轻牧区显著高于中牧区、重牧区,轻牧区高度达17.3 cm,重牧区最低,仅为10.2 cm (图5b)。进一步分析表明,凋落物分解环境的群落盖度与长期(870天)分解速率呈极显著负相关($R^2 = 0.2383$, $P < 0.0001$) (图5d),但与短期(135天)分解速率没有显著的相关关系(图5c)。群落高度则与分解速率没有显著的相关关系。

3 讨论

3.1 放牧对凋落物质量及分解的影响

放牧对凋落物分解的影响可能是多方面的。例如,放牧可以改变群落物种组成导致凋落物种类及其可降

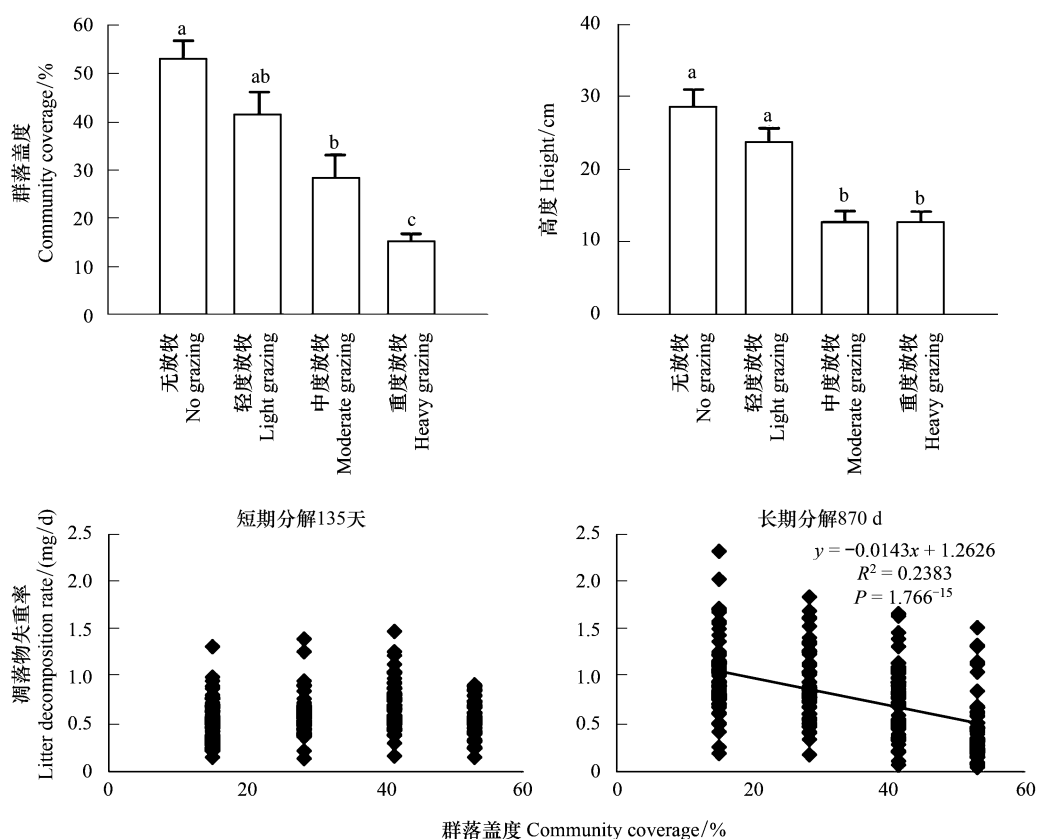


图5 过去的放牧强度对群落盖度(a)和高度(b)的影响以及短期(c)和长期(d)凋落物分解速率与群落盖度的相关性

Fig.5 Impacts of previous grazing on community coverage (a) and height (b) and correlation of short-term (c) and long-term (d) decomposition rates with community coverage

解性发生变化,从而改变凋落物分解的速率。放牧也可以通过改变凋落物分解的物理、化学和生物环境(如土壤水分和养分含量,土壤温度以及参与分解的土壤生物组成等),影响凋落物分解过程。考虑到放牧动物对凋落物分解过程可能造成的扰动,本研究中凋落物分解是在与放牧动物隔离的小环境中进行。因此,本研究所获得的结果一定程度上是过去的放牧对凋落物分解影响的结果。我们的研究结果显示不同强度的放牧历史对凋落物分解影响极显著,但随着分解时间的延长,驱动因子发生变化。短期分解(135天)后,放牧对凋落物分解的影响相对微弱,尽管我们发现了轻度放牧(LG)背景下群落凋落物失重率最大,尤其在没有或者单独养分和水分添加的影响下(图1a)。此外,凋落物分解速率与凋落物质量(初始C/N比)呈显著的负相关(图4c),表明在凋落物分解初期凋落物质量对凋落物分解的重要性。但是,经历较长时间(870天)分解后,放牧总体上增加了凋落物分解速率,尤其是中度(MG)或重度放牧区(HG)凋落物失重率最大,表明凋落物经过较长时间分解,凋落物质量的影响弱化了,而放牧显著地促进了凋落物的降解。例如,放牧对照区(CK)凋落物分解最慢,基本只有重度放牧区的50%左右(图1b)。

本研究中,从布样到第一次凋落物收集的较短时间(135天)里,凋落物分解处于非生长季,温度较低,降水以降雪为主,凋落物分解总体较慢,且主要受凋落物中的可溶性物质含量影响,因此与凋落物的C/N比有显著的相关性,尽管解释度不高(11%)。我们也发现轻度放牧区(LG)凋落物分解最快,这可能与轻度放牧区凋落物质量有关。轻度放牧区植物群落及群落凋落物N含量显著高于其他放牧处理区,而C/N比显著也低于其他放牧强度区。草地生态系统中凋落物的C/N比被认为是衡量凋落物分解快慢的一个重要指标^[10-11],是影响早期凋落物分解速率的关键因子,尤其是早期凋落物分解过程主要以碳水化合物淋溶降解为主。在木质素含量低的凋落物中C:N比值一定程度上反映了凋落物碳水化合物与蛋白质的比例,C/N比越低凋落物

分解速率越快。本研究中短期凋落物分解与凋落物初始 C/N 比呈一定负相关关系,而长期凋落物分解过程与初始 C/N 比无相关性,说明短时间内凋落物分解与凋落物初始质量有直接关系。适度放牧有利于提高凋落物质量,并进一步促进凋落物分解,加快生态系统养分循环速率。这也引证了 Schuman 等(1999)^[12]的研究结果。

如前所述,放牧除了影响凋落物质量外,也可能改变凋落物的分解环境。自 2002 年放牧实验开始以来,对照区(CK)就处于长期围封状态,未加以放牧利用。对照区(CK)植被高度、盖度显著高于其他放牧处理区。相关性分析表明群落盖度显著影响凋落物长期分解过程,主要是通过改变分解环境因素如光照、土壤性质、土壤微生物等,进而影响凋落物分解,其中有些因素有利于凋落物分解,有的又不利于凋落物分解,对凋落物分解的影响要取决于这些因素的协同效果。最新的一些研究发现太阳光特别是 UV-B 对凋落物的照射可以加速木质素光降解,从而促进凋落物分解^[13]。虽然,本研究中并没有测定凋落物分解过程中放牧对地表太阳辐射的影响,只是间接地测定了群落覆盖度和群落的高度,但我们认为群落覆盖度的大小直接决定了地表获得太阳辐射的强弱。我们的研究结果表明,尽管荒漠草原生态系统凋落物分解在初期主要受分解凋落物质量的影响(图 4a),但较长时间凋落物的分解则强烈地受到了太阳辐射的影响。放牧通过改变植物群落的覆盖度(图 5),影响了分解凋落物受到的太阳辐射,进一步影响凋落物的分解速率(图 5d),此时凋落物分解可能与初始凋落物 C/N 比无显著的相关性(图 4b)。不过,最新的还研究发现,凋落物受太阳辐射影响引起的光降解作用也可能改变凋落物分解过程中养分的动态变化格局,表明凋落物分解过程中微生物的降解作用和太阳辐射引起的光降解作用之间也存在一定的协同变化^[14]。另外,随着植被覆盖度的降低,地表裸露面积增加,加快土壤表层水分蒸发,风蚀、水蚀加重,粘粒含量减少,保水能力进一步下降,水分含量显著降低^[15],土壤含水量随着放牧强度的增加而降低^[16]。虽然土壤水分的变化也可能取决于土壤类型和理化性质,但总体不利于凋落物分解。关于放牧对土壤微生物的影响,有研究认为土壤温度对微生物活性有强烈的控制作用^[17-18]。在适当的水分条件下,温度对土壤微生物呼吸起主导作用^[19],提高土壤温度使土壤微生物生产力增加^[20]。根据我们对不同强度放牧区土壤微生物多样性的测定发现,放牧对土壤微生物多样性的影响微弱,尽管也产生了一定的差异。因此,放牧通过土壤微生物途径对凋落物分解的作用可能也是十分有限的。

3.2 水分、养分添加对凋落物质量的影响

过去研究认为凋落物分解,受营养元素 N 供给的影响^[21],主要出于两方面的考虑。首先,氮素营养供给的增加会使植物衰老组织中 N 含量增加,而凋落物 N 含量增加提高了凋落物分解质量,从而可以提高分解速率^[22]。其次,可能氮肥影响分解菌群落或者与微生物降解、合成过程的中间物产生非生物效应,导致凋落物分解速率降低^[23]。本研究主要考虑前者,即氮素添加对凋落物质量或凋落物可降解性的影响。我们的研究结果表明加氮处理都对凋落物短期或长期分解都有显著降低作用($P<0.05$)。轻度放牧区氮素添加显著降低了短期、长期凋落物分解速度。在不放牧情况下,氮素添加显著降低了凋落物长期分解速度。虽然加氮处理对凋落物分解速率的降低只是在个别处理中发生,但要弄清其内在机制,可能还需要更加深入的研究。加氮处理后群落及凋落物 N 含量虽然有增加趋势,但统计上不显著。因此,总体上来说,氮素添加对凋落物分解的影响相对微弱,主要原因可能是本研究中所使用的凋落物受氮素添加处理的时间还比较短,仅有 2 年的时间。

对于一个干旱区荒漠草原生态系统来说,普遍认为水分添加将促进植物的生产能力,也可以使得群落物种丰富度增加,混合凋落物中物种丰富度的增加对凋落物分解速率产生显著影响,虽然还没有得到普遍一致的规律性认识^[24]。Bardgett 等^[25]认为凋落物多样性增加,土壤的生物学过程效率提高,分解速率也随之加快^[26]。但本研究结果发现凋落物质量与分解速度也未因添加水分而出现显著变化,这可能与本研究中水分添加处理的年限较短有关,本研究的研究小区还只有 2 年的养分和水分处理时间,因而对植物生长特性,特别是凋落物可降解性的影响还有限,尽管水分条件的改善可以在一定程度上增加干旱区草地的凋落物生长量。

4 结论及展望

本研究结果表明轻度放牧有助于提高凋落物初始质量,进而促进凋落物短期内的分解,但荒漠草原凋落物的长期分解更多地是受环境影响,是土壤微生物和太阳辐射协同作用的结果。氮素添加在部分放牧梯度上抑制植物群落凋落物的分解,但对凋落物初始质量无显著影响,水分对凋落物初始质量也无显著影响。本研究凋落物分解过程中未添加氮、水,不涉及养分、水分对凋落物的分解过程是否产生影响,分解过程中也未涉及放牧干扰,因此对不同放牧强度下氮、水添加对凋落物分解过程,以及放牧对凋落物分解过程的影响还需要进行进一步研究。

参考文献(References):

- [1] 韩兴国,李凌浩,黄建辉.生物地球化学概论.北京:高等教育出版社,海德堡:施普林格出版社,1999.
- [2] Golluscio R A, Austin A T, Martínez G C G, Gonzalez-Polo M, Sala O E, Jackson R B. Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the Patagonian steppe: combination of direct and indirect effects. *Ecosystems*, 2009, 12(4): 686-697.
- [3] Li C L, Hao X Y, Zhao M L, Han G D, Willms W D. Influence of historic sheep grazing on vegetation and soil properties of a Desert Steppe in Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 128(1/2): 109-116.
- [4] Semmartin M, Aguiar MR, Distel RA, Moretto A S, Chersa C M. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. *Oikos*, 2004, 107(1): 148-160.
- [5] Burton A J, Pregitzer K S, Hendrick R L. Relationships between fine root dynamics and nitrogen availability in Michigan northern hardwood forests. *Oecologia*, 2000, 125(3): 389-399.
- [6] 廖利平,高洪,汪思龙,马越强,黄志群,于小军.外加氮源对杉木叶凋落物分解及土壤养分淋失的影响. *植物生态学报*, 2000, 24(1): 34-39.
- [7] Hassett J E, Zak D R, Blackwood C B, Pregitzer K S. Are basidiomycete laccase gene abundance and composition related to reduced lignolytic activity under elevated atmospheric NO_3 deposition in a northern hardwood forest. *Microbial Ecology*, 2009, 57(4): 728-739.
- [8] Berg B, Staaf H. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecological Bulletin*, 1980, 32: 373-390.
- [9] Cornelissen J H C, van Bodegom P M, Aerts R, Callaghan T V, van Logtestijn R 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, Quesed 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.
- [10] Kemp P R, Waldecker D G, Owensby C E, Reynolds J F, Virginia R A. Effects of elevated CO_2 and nitrogen fertilization pretreatments on decomposition on tallgrass prairie leaf litter. *Plant and Soil*, 1994, 165(1): 115-127.
- [11] Koukoura Z, Mamolos A P, Kalburtji K L. Decomposition of dominant plant species litter in a semi-arid grassland. *Applied Soil Ecology*, 2003, 23(1): 13-23.
- [12] Schuman G E, Reeder J D, Manley J T, Hart R H, Manley W A. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications*, 1999, 9(1): 65-71.
- [13] Austin A T, Soledad Méndez M, Ballaré C L. Photodegradation alleviates the lignin bottleneck for carbon turnover in terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016, 113(16): 4392-4397.
- [14] Ball B A, Christman M P, Hall S J. Nutrient dynamics during photodegradation of plant litter in the Sonoran Desert. *Journal of Arid Environments*, 2019, 160: 1-10.
- [15] Greene R S B, Kinnell P I A, Wood J T. Role of plant cover and stock trampling on runoff and soil-erosion from semi-arid wooded rangelands. *Australian Journal of Soil Research*, 1994, 32(5): 953-973.
- [16] 张伟华,关世英,李跃进.不同牧压强度对草原土壤水分、养分及其地上生物量的影响. *干旱区资源与环境*, 2000, 14(4): 61-64.
- [17] Nadelhoffer K J, Giblin A E, Shaver G R, Laundre J A. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in six arctic soils. *Ecology*, 1991, 72(1): 242-253.
- [18] Ellert B H, Bettany J R. Temperature dependence of net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(4): 1133-1141.

- [19] Schlentner R E, van Cleve K. Relationships between CO₂ evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 1985, 15(1): 97-106.
- [20] Donnelly P K, Entry J A, Crawford D L, Cromack K Jr. Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity. *Microbial Ecology*, 1990, 20(1): 289-295.
- [21] Berg B, McClaugherty C. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. 3rd ed. Berlin, Heidelberg: Springer, 2014.
- [22] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 1989, 70(1): 97-104.
- [23] Hobbie S E. Nitrogen effects on decomposition: a five-year experiment in eight temperate sites. *Ecology*, 2008, 89(9): 2633-2644.
- [24] Gartner T B, Cardon Z G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 2004, 104(2): 230-246.
- [25] Bardgett R D, Shine A. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(2): 317-321.
- [26] Spehn E M, Hector A, Joshi J, Scherer-Lorenzen M, Schmid B, Bazeley-White E, Beierkuhnlein C, Caldeira M C, Diemer M, Dimitrakopoulos P G, Finn J A, Freitas H, Giller P S, Good J, Harris R, Höglberg P, Huss-Danell K, Jumpponen A, Koricheva J, Leadley P W, Loreau M, Minns A, Mulder C P H, O'Donovan G, Otway S J, Palmberg C, Pereira J S, Pfisterer A B, Prinz A, Read D J, Schulze E D, Siamantziouras A S D, Terry A C, Troumbis A Y, Woodward F I, Yachi S, Lawton J H. Ecosystem effects of biodiversity manipulations in European grasslands. *Ecological Monographs*, 2005, 75(1): 37-63.