

高承兵,常宗强.降水量对连古城自然保护区荒漠植被凋落物分解和氮状态的影响[J].中国沙漠,2021,41(2):145-152.

# 降水量对连古城自然保护区荒漠植被凋落物分解和氮状态的影响

高承兵<sup>1</sup>,常宗强<sup>2</sup>

(1.连古城国家级自然保护区管理局,甘肃 民勤 733300; 2.中国科学院西北生态环境资源研究院,甘肃 兰州 730000)

**摘要:** 对连古城自然保护区不同降雨梯度(不截留和分别截留30%、50%、80%)下荒漠典型植被土壤无机氮和原位净氮矿化的凋落物分解和养分释放进行了连续的观测分析。结果表明:(1)随着水分输入减少,凋落物的分解速率减小,凋落物分解速率与年降水量正相关。与此相反,净氮矿化与降水量无关。(2)土壤 $\text{NO}_3^-$ 浓度随着降水输入的增加而显著降低,而土壤 $\text{NH}_4^+$ 浓度在不同降水截留处理条件下并无显著差异。(3)在连古城自然保护区,荒漠植被凋落物分解速率与实际降雨量密切相关,并且在不同控制条件下,随着时间的变化凋落物中的碳和氮含量存在同时流失的现象。

**关键词:** 连古城自然保护区; 荒漠生态系统; 分解; 氮释放; 降水截留

**文章编号:** 1000-694X(2021)02-145-08

**DOI:** 10.7522/j.issn.1000-694X.2020.00105

**中图分类号:** S714.2; S715.1

**文献标志码:** A

## 0 引言

植物凋落物的分解是碳氮循环的重要环节,因为氮的供应主要来源于地上和地下碎屑的循环<sup>[1]</sup>。植物和微生物生长所必需的很大一部分氮来源于氮矿化,而氮的有效性在大多情况下受到水分有效性的限制,水分直接决定生态系统中的植物生产力资源<sup>[2-3]</sup>。此外,凋落物的分解通过控制土壤碳周转而影响生态系统的碳储量,并且凋落物(包括根凋落物)的分解引起的碳通量变化约占年碳通量的70%<sup>[4]</sup>。干旱和半干旱生态系统中不断上升的大气二氧化碳浓度广受关注,了解在水分限制条件下干旱和半干旱生态系统从大气中吸收碳的潜在能力变得至关重要<sup>[5-6]</sup>。并且,对于干旱和半干旱生态系统中氮循环的控制机制尚不清楚,特别是水分作为控制微生物矿化的重要因素从而影响土壤无机氮有效性的作用知之甚少。Fisher等<sup>[7]</sup>指出,Jornada盆地降雨量的增加导致土壤净氮矿化速率增加,土壤可溶性有机氮减少;干旱期间在同一生态系统中土壤可溶性有机氮会出现积累增加<sup>[8]</sup>。Mazzarino

等<sup>[9]</sup>发现,在巴塔哥尼亚草原的东北部,氮矿化程度在丰水年高于干旱年份,但有效氮含量在丰水年则较低。Fisher等<sup>[10]</sup>指出,Jornada盆地在潮湿季节土壤可溶性氮的释放量增加,而在干旱期间显著降低。Schimel等<sup>[11]</sup>认为,在短草草原上,土壤矿化率在干旱期间基本不变,并且土壤矿化率不会因为频繁的小降雨事件而增加。

在水分限制条件下,对于水分控制凋落物分解的研究结果也是矛盾的。传统的概念模型认为,沙漠是水资源有限的系统,其生物过程是由降雨触发和维持的<sup>[12]</sup>。这些观点与下述证据一致,即初级生产力通常与区域尺度的年降雨量高度相关,分解率也与降水量或实际蒸散发(actual evapotranspiration, AET)密切相关,甚至在一些干旱的生态系统中也是如此<sup>[13-15]</sup>。然而,Santos等<sup>[16]</sup>发现,在北美炎热的沙漠地区,实际降雨量与凋落物质量减少之间的相关性不大;Steinberger等<sup>[17]</sup>研究表明,在以色列的犹太沙漠中,凋落物分解的质量损失与降雨梯度变化没有直接关系。此外,Whitford等<sup>[18]</sup>指出,即使在奇瓦瓦沙漠北部每年增加300 mm的降水对的凋

收稿日期:2020-07-23; 改回日期:2020-09-23

资助项目:国家自然科学基金项目(41871092); 甘肃省科技厅重点研发项目(18YF1NA015)

作者简介:高承兵(1972—),男,甘肃民勤人,高级工程师,主要从事荒漠生态及自然保护区研究。E-mail: gcb1972@126.com

通信作者:常宗强(E-mail: changzq@lzb.ac.cn)

落物的分解没有显著影响,在以色列内盖夫沙漠的雨季补充水对针茅的大量损失也没有影响,而在以色列内盖夫沙漠,雨季增加降水对针茅生物量的流失也没有影响。相比之下,在奇瓦瓦沙漠北部进行的长期田间研究后发现,干旱降低了根系的分解率,而灌溉对根系分解率的影响不是特别明显<sup>[19]</sup>,在遮挡降雨条件下的灌木叶片的分解速率会有所下降<sup>[20]</sup>。

目前,关于降水或AET与分解率( $k$ )的相关模型是基于300—5500 mm降水量,不包括在极端干旱条件下<sup>[21]</sup>。这些传统模型并不能解释在许多干旱系统中观测到的物质快速转换问题<sup>[1]</sup>以及在非常干旱的环境中凋落物分解与降雨相关性<sup>[22]</sup>。此外,目前的分解模型是基于空间数据,因此可能不适用于预测和描述时间模式。Lauenroth等<sup>[23]</sup>指出,降水在空间和时间上对地面初级生产的控制有很大差异,Jobbágy等<sup>[24]</sup>也指出,温度和初级生产的时空关系模型是不同的。

水的有效性直接或间接地影响凋落物的分解。直接的非生物效应包括凋落物的破碎和凋落物表面不稳定化合物的流失。此外,土壤水分状况直接影响到土壤中负责凋落物分解的微生物的生物活性<sup>[25]</sup>。尽管所有土壤微生物的活性都随有效水量的减少而降低,但不同的功能群表现出不同的阈值和响应模式,因此在降雨的不同时段内它们都保持一定的活性。土壤水分有效性通过植物和微生物的物种组成和丰度的变化间接影响分解<sup>[26]</sup>。随着降水梯度的变化,植物物种组成发生变化,枯枝落叶层质量发生相应的变化。在北美中部草原区域,随着降水的增加,碳氮比、木质素百分比和凋落物中的木质素/氮比均增加,而在热带和温带地区,凋落物的N和P浓度随着AET的增加而增加,木质素/氮比值降低<sup>[27]</sup>。凋落物质量的变化反过来也改变了分解者生物的物种组成<sup>[28]</sup>。

水分有效分解研究的明显矛盾性质的一部分可能是混淆了直接和间接影响的许多实验结果。然而,干旱研究对于真正理解气候变化对生态系统的影响至关重要,因为对于对干旱的反应是否与对水增加的反应是否对称存在很大的不确定性。本研究旨在评估降水对凋落物分解和净氮矿化的影响,而不受凋落物质量、植物区系组成和土壤特性的影响。水分有效性的年际变化如何影响干旱环境中的凋落物分解和氮矿化?干旱环境下凋落物

分解碳损失控制与土壤净氮矿化控制是否不同?本研究在连古城自然保护区通过控制水分输入条件(控制和3个水平:截留30%、50%和80%),连续2年对典型荒漠灌丛植被绵刺(*Potania mongolica*)+珍珠猪毛菜(*Salsola passerina*)+泡泡刺(*Nitraria sphaerocarpa*)群落的凋落物土壤 $\text{NO}_3^-$ 和 $\text{NH}_4^+$ 含量及净氮矿化量进行原位测定和估算,从而为水分限制条件下气候变化对于干旱生态系统的影响提供研究依据。

## 1 研究区选择及试验设计

### 1.1 研究区选择

本研究选择在连古城自然保护区荒漠草原区( $38^\circ 10' 09''\text{N}$ — $39^\circ 09' 09''\text{N}$ ,  $102^\circ 30' 02''\text{E}$ — $103^\circ 57' 55''\text{E}$ ),观测时间为从2018年1月到2020年1月。试验区月平均气温 $-8.9$ — $25.6^\circ\text{C}$ 。近20年平均年降水量113 mm,范围在90—275 mm,全年降水不均匀,集中在7—9月;5—6月蒸发最剧烈,年均蒸发量2 644 mm<sup>[29]</sup>。降水与温度的不同步导致春末到夏末土壤潜在蒸散量高、水分有效度低,而土壤剖面在秋冬季几乎每年都有补给。地势平坦,土壤质地粗糙,0—45 cm土层上部卵石占重量的47%,在约45 cm深度处有胶结-钙质层。裸地上层土壤有机质含量为0.4%,pH为中性<sup>[30-31]</sup>。植被由草丛和灌木混合而成,主要是多年生草本,一年生草本种类和数量较少,但在植物数量方面草本层占主导地位,本实验区主要为绵刺+珍珠猪毛菜+泡泡刺群落,草本的主要代表是针茅。

### 1.2 试验设计

选取荒漠灌丛群落中灌丛数量和大小相近的绵刺+珍珠猪毛菜+泡泡刺群落,在已经围封两年时间的2 hm<sup>2</sup>保护围栏内,选取了12块4 m<sup>2</sup>的固定样地,其中3块为对照,另外9块样地包括3个级别的人工降水截留(分别为截留降水30%、50%和80%)和环境控制,使用固定遮雨棚扣在9块固定样地上被动地拦截降水,同时由于遮雨棚的存在也使其他环境变量对植物的影响达到最小,从而测定荒漠灌丛凋落物分解和氮、磷释放量(为期20个月),以及土壤无机氮和原位净氮矿化量(连续两年土壤0—20 cm土层)的变化。凋落物及土壤样品的采样时

间分别为2018年5、8、11月;2019年2、5、8、11月及2020年1月。

### 1.2.1 降水截留试验

降水截留试验是由透明丙烯酸制成顶棚,通过顶棚开孔数量和大小不同达到阻挡不同数量的雨水,分为对照试验、截留降水30%、50%、80%。由于选取的固定样地面积为4 m<sup>2</sup>,为保证观测数据的可信度,所以设置的截留棚距离地面高度为1 m,面积为9 m<sup>2</sup>,使得截留棚边缘超出固定样地0.5 m的距离,并且截留棚设置为30°倾角,以便截留降水顺利排泄而不在截留棚上聚集,截留棚四周无遮挡,对地被物辐射、气温、土壤温度等微观环境变量的影响较小。

### 1.2.2 分解试验

使用凋落物袋方法进行分解试验。将荒漠灌丛群落新近枯萎的叶子收集在网袋中(网袋孔径2 mm左右),固定放置在地面上。在每一块样地里固定4袋落叶,分别在3个月、7个月、15个月和20个月后收集凋落物袋,然后将这些叶片拿回实验室,选择统一的材料并对其进行风干,需要特别说明的是,由于凋落物的分解与温度有一定的关系,但是在本研究中,4种处理都是在同样的温度条件下随着季节的变化而发生变化,所以在研究中不单独考虑温度对凋落物分解的影响。然后,用烤箱烘干(70℃下持续24 h)叶片来计算风干叶片的初始水分含量,并使用凯氏定氮法来确定总氮和磷含量的初始值<sup>[32]</sup>。养分的测定是通过Alpkem自动分析仪(O-I Corporation, College Station, 美国)使用液体提取物中的无机氮和磷的比色分析来完成。

### 1.2.3 土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)及氮矿化的测定

土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)采用2 mol·L<sup>-1</sup>氯化钾浸提-靛酚蓝比色法进行测定,称取相当于10.00 g干土的新鲜土样(准确到0.01 g),置于150 mL三角瓶中,加入氯化钾溶液100 mL,塞紧塞子,在振荡机上振荡1 h。取出静置,待土壤-氯化钾悬浊液澄清后,吸取一定量上层清液进行分析。吸取土壤浸出液5 mL放入50 mL容量瓶中,用氯化钾溶液补充至10 mL,然后加入苯酚溶液5 mL和次氯酸钠碱性溶液5 mL,摇匀。在20℃左右的室温下放置1 h后,加掩蔽剂1 mL以溶解可能产生的沉淀物,然后用水定容至指定刻度。用1 cm比色槽在625 nm波长处(或红色滤光片)进行比色,读取吸光度。结果计算

公式为:

$$C_{\text{铵态氮}} = \frac{C_0 \times V_{\text{总}} \times D}{M \times K} \quad (1)$$

式中: $C_{\text{铵态氮}}$ 为土壤铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)浓度(单位:mg·kg<sup>-1</sup>); $C_0$ 为由曲线查得测定液质量浓度(单位:μg·mL<sup>-1</sup>); $V_{\text{总}}$ 为比色测定液总体积(单位:mL); $D$ 为浸提液分取倍数,若不稀释 $D=1$ ;  $M$ 为试样质量(单位:g); $K$ 为土样换算为烘干土样的水分换算系数。

土壤硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)采用双波长紫外分光光度法进行测定,首先称取10.00 g新鲜土样,分别置于150 mL具塞三角瓶,在三角瓶内加0.2 g硫酸钙,加100 mL二次蒸馏水,于振荡器上振荡15 min,放置30 min后,倾出上清液,用中速或慢速无氮定量滤纸过滤,吸取滤液50.00 mL置于50 mL比色管中,用水准确稀释至刻度,加1.0 mL 1 M的盐酸溶液,测量吸光度,硝态氮的计算公式同式(1)。

土壤氮矿化采用厌氧培养法的基本原理,利用水淹保温法处理土壤,使厌氧微生物在一定温度下将土壤有机态氮矿化成为铵态氮,再用2 mol·L<sup>-1</sup>氯化钾溶液浸提,浸出液体中的铵态氮,在碱液和还原剂的作用下用蒸馏法将硝态氮蒸出,冷凝后用吸收液接收并滴定,从中减去土壤初始无机态氮(即原存在于土壤中的铵态氮和硝态氮),得到土壤氮矿化量。

### 1.2.4 统计分析

使用SPSS 19.0软件的正交单自由度对数据进行统计分析,并采用Origin Pro 2017 SR0软件对数据进行绘图。

## 2 结果与分析

### 2.1 降水截留

2018、2019年降水量分别为170、127 mm,最大降水量出现在夏季和秋季(5—9月,图1)。本研究测试了3种降水截留试验顶棚的性能,在5—9月的5个月期间观测到的降水截留率和本实验的预期值比较接近,在30%的控制试验条件下,测得的降水截留率为30.1%,在50%截留控制下,降水的截留率为48.7%,截留80%条件下的拦截率为78.6%。截留棚下的土壤含水量明显低于对照(表1)。

### 2.2 枯落物分解率

不同截留条件下枯落物分解速率差异显著( $P < 0.001$ ,图2)。80%截留处理的凋落物分解速度比



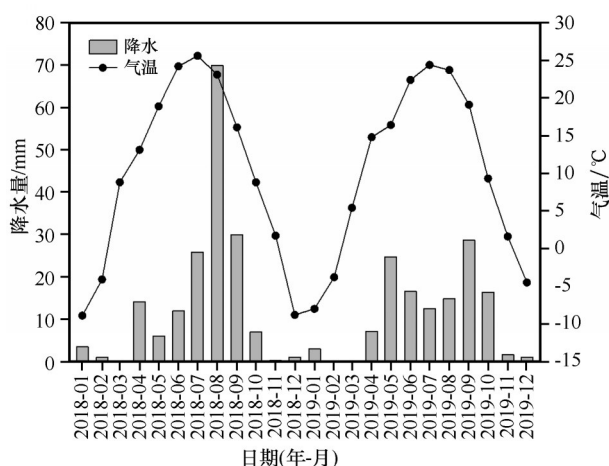


图1 2018年1月至2019年12月连古城自然保护区月降水量及平均气温

Fig.1 Monthly precipitation and monthly average temperature in the Liangcheng Natural Reserves from January 2018 to December 2019

50%截留或30%截留处理的凋落物分解慢,两者差异不是特别显著,而对照处理的凋落物平均分解率

最高。分解20个月后,对照处理平均损失了31%的初始凋落物,与80%降雨截留处理下的凋落物损失了20%的质量明显不同( $P<0.001$ )。在30%和50%截留降雨控制条件下,质量损失的百分比也处于中间值,分别为27%和25%。

荒漠灌丛凋落物初始N含量为 $0.37\%\pm 0.015\%$ ,P含量为 $0.04\%\pm 0.0018\%$ 。在不同处理条件下,凋落物分解的剩余氮含量随着时间的推移而发生变化,并且不同处理的动态变化也不同(图3),在降雨量较多的地区(对照和30%截留处理),凋落物先固定氮,然后转为释放氮。但其余两种处理(50%和80%截留处理)均未出现氮固定的情况,且氮的释放量与降水量的多少有关,主要表现为80%截留处理比50%截留处理条件下氮的释放量要少。磷的动态变化规律与氮有所不同,在所有处理中都没有发生磷固定现象,在整个观测分析期间磷含量呈稳定下降趋势,降水对磷释放的影响显著( $P<0.05$ ),凋落物中磷的散失量随降水输入的增加而增加。

表1 2018—2020年不同截留条件下0—20 cm土壤含水量(%)

Table 1 Soil water content of 0–20 cm under the different experimental rainfall interception treatments in 2018–2020

处理	不同采集时间(年-月)土壤含水量/%							
	2018-05	2018-08	2018-11	2019-02	2019-05	2019-08	2019-11	2020-01
对照(无截留)	2.34±0.04	3.70±0.03	2.81±0.06	1.58±0.03	2.56±0.11	3.18±0.05	2.51±0.02	1.38±0.04
截留降水30%	1.89±0.02	2.59±0.05	1.97±0.04	1.12±0.05	1.83±0.03	2.32±0.04	1.78±0.03	1.02±0.03
截留降水50%	1.49±0.03	1.75±0.03	1.54±0.04	0.97±0.03	1.33±0.04	1.62±0.04	1.31±0.04	0.79±0.04
截留降水80%	0.76±0.03	0.89±0.04	0.84±0.03	0.48±0.02	0.86±0.03	0.96±0.02	0.73±0.02	0.55±0.03

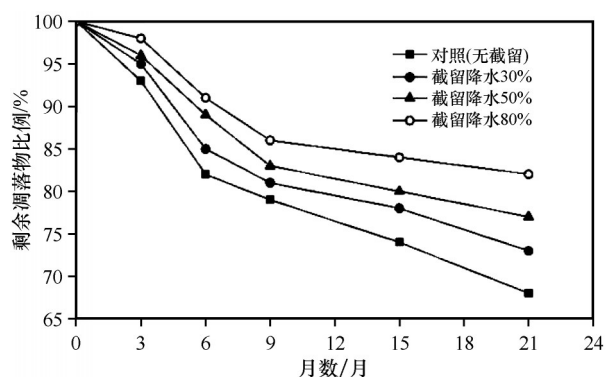


图2 不同降雨截留处理条件下荒漠灌丛凋落物质量随时间的变化

Fig. 2 Mass loss through time of leaf litter of the desert shrub for different experimental rainfall interception treatments

### 2.3 土壤氮动态

在降雨截留的第二年,不同处理条件下的土壤

硝态氮浓度存在显著差异(图4),随着降雨水分输入的减少,硝态氮浓度除了2019年5月和2020年1月总体呈上升趋势外,其他时间段都是对照和截留80%较低,截留30%和50%较高,这可能由于对照水分充足,土壤微生物分解快,土壤释放快;80%截留条件下土壤水分不足,凋落物分解慢,给土壤补充硝态氮少。在试验观测的2年内,土壤硝态氮的季节波动基本相似,表现为春季和夏季较高,秋季和冬季较低。上层土壤硝态氮浓度 $0.002—0.02\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ,与Austin等<sup>[33]</sup>在阿根廷巴塔哥尼亚半干旱草原研究的硝态氮浓度动态变化情况类似。本研究中,土壤铵态氮浓度在 $0.02—0.10\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ,与硝态氮相比,在两年时间内土壤铵态氮含量呈现明显的季节变化,1月土壤铵态氮浓度较高,12月土壤铵态氮浓度较低( $P<0.05$ )。

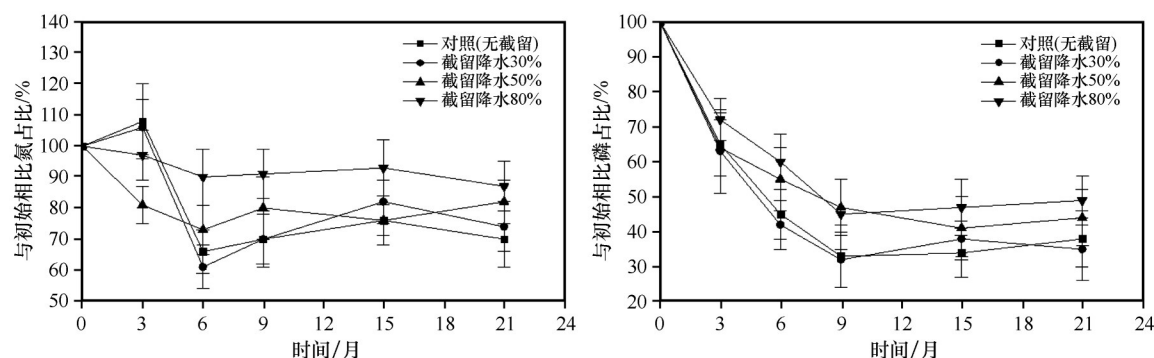


图3 不同降雨截留处理条件下荒漠灌丛凋落物分解过程中氮、磷含量的变化

Fig. 3 The change of desert shrub litter N and P content during decomposition for different experimental rainfall-interception treatments

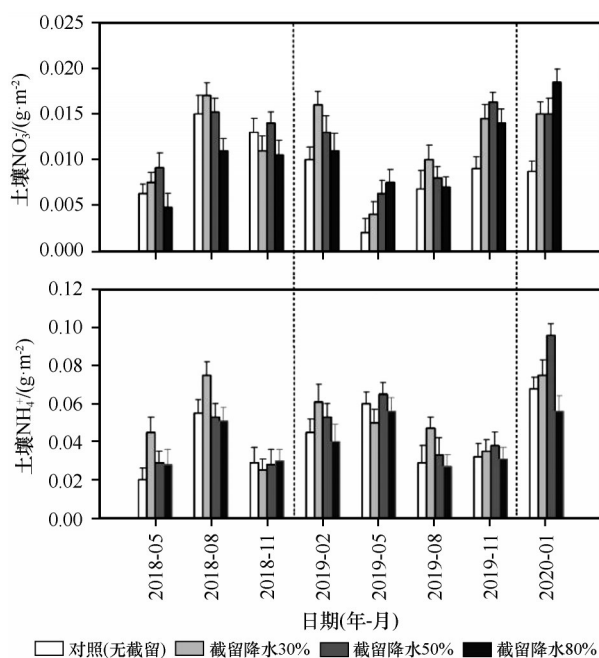


图4 不同降雨截留处理条件下荒漠灌丛凋落物分解过程中土壤硝态氮和铵态氮含量的变化

Fig. 4 The change of desert shrub soil nitrate and ammonium during decomposition for different experimental rainfall-interception treatments

在观测试验的两年时间中,净氮矿化呈明显的季节性变化规律,并且这一规律与试验区年温度变化基本一致,夏季为高值,冬季为低值(表2,图1),不同季节间的差异比不同水分处理间的差异更明显。

#### 2.4 凋落物有机质残留量与氮磷含量的关系

从不同处理条件下荒漠植被凋落物有机质残留率与凋落物氮含量和凋落物磷含量随时间变化的关系(图5,图中各点的值是相对初始值在3、7、15、20个月后各指标所占的比例)可以看出,随着时

间的变化,不同控制条件下凋落物中残留的氮百分比(相对初始氮含量的一个比例,初始值为100%)和有机质残留量之间呈正比例函数关系,凋落物中碳和氮的损失呈比例变化(图5),这与凋落物分解过程中磷损失的动态变化有所不同。所有控制条件下的有机质残留率和剩余氮含量接近1:1线,表明在不同控制条件下,随着时间的变化凋落物中的碳和氮含量存在同时流失的情况。

### 3 讨论

在连古城自然保护区水分输入对荒漠植被凋落物分解的影响似乎不同于对净氮矿化的影响,随着水分输入的减少,凋落物的分解速率也在减小(图2);相比之下,不同处理之间的净氮矿化并无明显差异(表2)。这与Yahdjian等<sup>[34]</sup>在阿根廷巴塔哥尼亚半干旱草原的研究结果类似,他们在降水控制试验中构建了单站点的试验降水梯度,发现凋落物分解与水分输入呈线性相关关系,但是在本研究中,由于野外实验条件的限制,降水梯度变化对于凋落物分解和氮矿化的影响未做进一步的分析,因此也没有得到年度净氮矿化和水分输入之间的关系。本研究的结果也与李磊等<sup>[35]</sup>在内蒙古草甸草原的季节性研究结果一致,土壤含水量的增加并没有导致净氮矿化的显著增加。同样,Barrett等<sup>[36]</sup>在美国中部草原研究表明,尽管模拟预测表明净氮矿化度随降雨量的增加呈线性增加,但原位净氮矿化度与年平均降水量之间也没有明显的相关关系。

虽然不同处理间净氮矿化的差异不明显,但在截留率较高的处理条件下,土壤硝酸盐浓度显著高于对照地,并且高达50%( $P<0.05$ ,图4)。张仰等<sup>[37]</sup>研究表明,在新疆艾比湖国家自然保护区盐生荒漠

表 2 不同降雨截留处理下的净氮矿化量

Table 2 Net N mineralization under the different rainfall interception treatments

年份	季节	净氮矿化量/(mg·m <sup>-2</sup> )			
		对照	截留降水 30%	截留降水 50%	截留降水 80%
2018	冬季	0.135±0.032	0.016±0.053	0.123±0.012	0.216±0.034
	春季	-0.253±0.086	0.116±0.312	-0.187±0.114	0.002±0.113
	夏季	0.794±0.043	1.043±0.154	0.987±0.252	1.076±0.074
	秋季	0.136±0.085	0.027±0.084	0.128±0.034	0.226±0.075
2019	冬季	-0.093±0.013	-0.072±0.015	-0.156±0.085	-0.146±0.046
	春季	0.448±0.032	0.063±0.113	0.756±0.033	1.132±0.073
	夏季	1.347±0.153	1.487±0.032	2.639±0.112	1.986±0.156
	秋季	-0.359±0.073	-0.254±0.145	-0.524±0.064	-0.352±0.113

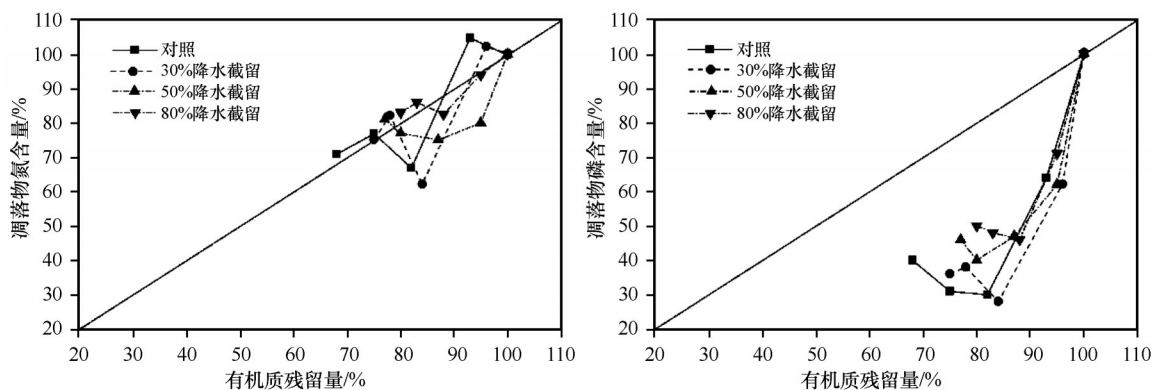


图 5 不同降雨截留处理条件下荒漠灌丛凋落物有机质残留率与凋落物氮、磷含量的关系

Fig. 5 Relationships between the percent organic matter remaining and the percent of initial litter N and P content of desert shrub for different experimental rainfall-interception treatments

植物优势种会优先吸收硝态氮而不是铵态氮,因此,硝酸盐浓度的微小差异可能会对该地区的初级生产力产生重要影响。也有研究表明,在沙漠和季节性干旱的热带森林中,无机氮的积累与干旱有关<sup>[38]</sup>。无机氮的积累可能会由于干燥从而导致离子在土壤中的移动受到限制<sup>[39]</sup>,并且无机氮的汇也由于微生物生长和植物吸收的减少而受到限制<sup>[40]</sup>;截流处理和对照样地之间土壤硝酸盐差异的另一个可能解释是由于样地中不同降雨量对土壤的淋溶程度不同而导致。长期以来在沙漠生态系统中土壤淋失造成的氮素损失通常被认为是可以忽略的,但是最近 Walvoord 等<sup>[40]</sup>在干旱地区的底土地带发现了大量的生物可利用氮,这表明了氮素从沙漠土壤中长期淋失的重要性。

尽管水的有效性对凋落物碳和氮的矿化有同等的影响,但它对无机产物的运动有不同的影响。通常情况下,凋落物中碳无机产物主要以 CO<sub>2</sub> 的形

式演化,而氮无机产物(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)大部分溶解并向下进入土壤溶液,即使在干旱地区也是如此<sup>[41-43]</sup>。水的有效性也以类似的方式控制C和N的矿化,并且碳的损失只受到水分有效性的影响,因为它直接影响有机物转化为二氧化碳。相反,水的输入不仅影响氮矿化本身,而且影响无机氮产物的运移<sup>[41]</sup>。在干旱和半干旱环境下,本研究得到的结果不同于其他不同降雨地点的水分输入与分解的关系。Hamadi 等<sup>[44]</sup>研究了以色列朱迪亚沙漠 120—620 mm 降水梯度下有机质的分解,发现尽管在降雨量较高的地点有机质的分解速率较快,但是降雨量和质量损失之间并没有显著的相关性。相反,本研究的结果与 Strojan 等<sup>[45]</sup>的调查结果比较一致,即沙漠灌木地表凋落物分解速率与实际降雨量密切相关。

在干旱年份,净氮矿化的抑制作用小于植物和微生物的固定作用,导致土壤硝酸盐增加,并且容易通过淋溶流失,也就是说,干旱年份后的第一次降雨



事件将导致该系统的大量氮素淋失。因此,在干旱后的几年里,氮素的有效性可能会限制初级产量。第一次降雨造成的氮肥损失可能很大,这不仅是因为脆弱的土壤硝态氮大量存在,还因为在前一次干旱期间,植物生长潜力受到限制,吸收能力下降。

## 4 结论

在连古城自然保护区,水分输入对荒漠植被凋落物分解的影响似乎不同于对净氮矿化的影响,随着水分输入的减少,凋落物的分解速率也在减小,凋落物分解速率与年降水量呈正相关关系。与此相反,净氮矿化与降水无关。在截留率较高的处理条件下,土壤硝酸盐浓度显著高于对照,并且高达50% ( $P < 0.05$ )。也就是说,土壤  $\text{NO}_3^-$  浓度随着降水输入的增加而显著降低,而土壤  $\text{NH}_4^+$  浓度在不同降水截留处理条件下并无显著差异。荒漠植被凋落物分解速率与实际降雨量密切相关,并且在不同控制条件下,随时间的变化凋落物中的碳和氮含量存在同时流失的情况。

## 参考文献:

- [1] Schlesinger W H. Biogeochemistry: An Analysis of Global Change[M]. San Diego, USA: Academic, 1997.
- [2] West N E, Skujins J J. Nitrogen in Desert Ecosystems[M]. Stroudsburg, USA: Dowden, 1978.
- [3] Burke I, Lauenroth K, Parton W. Regional and temporal variation in net primary production and nitrogen mineralization in grasslands[J]. Ecology, 1997, 78: 1330–1340.
- [4] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate[J]. Tellus, 1992, 44B: 81–99.
- [5] Ajtay G L, Ketner P, DuVigneaud P. Terrestrial primary production and phytomass[M]//Bolin B, Degens E, Kempe S, et al. The Global Carbon Cycles. Chichester, UK: Wiley, 1979: 129–182.
- [6] 王琼芳, 陈云明, 刘小梅, 等. 黄土丘陵区铁杆蒿群落表层土壤有机碳动态及其影响因子[J]. 草业科学, 2013, 30(1): 1–8.
- [7] Fisher F M, Parker L W, Anderson J P, et al. Nitrogen mineralization in a desert soil: interacting effect of soil moisture and nitrogen fertilizer[J]. Soil Scienc Society of America Journal, 1987, 51: 1033–1041.
- [8] Freckman D W. The ecology of dehydration in soil organisms[M]//Leopold A C. Membranes, Metabolism and Dry Organisms. Ithaca, Greece: Cornell University Press, 1986: 157–168.
- [9] Mazzarino M J, Bertiller M B, Sain C, et al. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonian steppe under different precipitation regimes[J]. Plant Soil, 1998, 202: 125–131.
- [10] Fisher F M, Whitford W G. Field simulation of wet and dry years in the Chihuahuan desert: soil moisture, N mineralization and ion-exchange bags[J]. Biology and Fertility of Soils, 1995, 20: 137–146.
- [11] Schimel D S, Parton W J. Microclimatic controls on nitrogen mineralization and nitrification in shortgrass steppe soils[J]. Plant Soil, 1986, 93: 347–357.
- [12] Noy-Meir I. Desert ecosystems: environment and producers[J]. Annual Review of Ecological System, 1973, 4: 25–52.
- [13] Webb W, Szarek S, Lauenroth W K, et al. Primary productivity and water use in native forest, grassland, and desert ecosystems[J]. Ecology, 1978, 59: 1239–1247.
- [14] Lauenroth W K. Grassland primary production: North American Grasslands in perspective[M]//French N R. Perspectives in Grassland Ecology, Ecological Studies. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 1979: 3–24.
- [15] Sala O E, Parton W J, Lauenroth W K, et al. Primary production of the central grassland region of the US[J]. Ecology, 1988, 69: 40–45.
- [16] Santos P F, Elkins N Z, Steinberger Y, et al. A comparison of surface and buried *Larrea tridentata* leaf litter decomposition in North American hot deserts[J]. Ecology, 1984, 65: 278–284.
- [17] Steinberger Y, Shmida A, Whitford W G. Decomposition along a rainfall gradient in the Judean desert, Israel[J]. Oecologia, 1990, 82: 322–324.
- [18] Whitford W G, Steinberger Y, MacKay W, et al. Rainfall and decomposition in the Chihuahuan desert[J]. Oecologia, 1986, 68: 512–515.
- [19] Whitford W G, Martinez-Turanzas G, Martinez-Meza E. Persistence of desertified ecosystems: explanations and implications[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 1995, 37: 319–332.
- [20] Kemp P R, Reynolds J F, Virginia R A, et al. Decomposition of leaf and root litter of Chihuahuan desert shrubs: effects of three years of summer drought[J]. Journal of Arid Environment, 2003, 53: 21–39.
- [21] Austin A T, Vitousek P M. Precipitation, decomposition, and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* on Hawai'i[J]. Journal of Ecology, 2000, 88: 129–138.
- [22] Steinberger Y, Shmida A, Whitford W G. Decomposition along a rainfall gradient in the Judean desert, Israel[J]. Oecologia, 1990, 82: 322–325.
- [23] Lauenroth W K, Sala O E. Long-term forage production of North American shortgrass steppe[J]. Applied Ecology, 1992, 2: 397–403.
- [24] Jobbágy E, Sala O E, Paruelo J M. Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach[J]. Ecology, 2002, 83: 307–319.
- [25] 王明明, 刘新平, 李玉霖, 等. 不同植被盖度沙质草地生长季土壤水分动态[J]. 中国沙漠, 2019, 39(5): 54–61.
- [26] 石薇, 王新平, 张亚峰. 腾格里沙漠人工固沙植被区浅层土壤水分对降水和生物结皮的响应[J]. 中国沙漠, 2018, 38(3):

- 600–609.
- [27] Treonis A M, Wall D H, Virginia R A. The use of anhydrobiosis by soil nematodes in the Antarctic Dry Valleys [J]. *Functional Ecology*, 2000, 14: 460–467.
- [28] Waldvoord M A, Phillips F A, Stonestrom D A, et al. A reservoir of nitrate beneath desert soils [J]. *Science*, 2003, 302: 1021–1024.
- [29] 龚建军, 蔡海. 民勤连古城国家级自然保护区植物适应生态学研究进展及存在问题 [J]. *绿色科技*, 2018(22): 102–103.
- [30] 李进军, 马存世, 张有佳, 等. 民勤连古城自然保护区白刺生长发育影响因素 [J]. *东北林业大学学报*, 38(10): 41–43.
- [31] 李昌龙, 王继和, 孙坤, 等. 民勤连古城自然保护区群落结构和物种多样性特征分析 [J]. *西北植物学报*, 2006, 26(11): 2338–2344.
- [32] Singh J S, Gupta S R. Plant decomposition and soil respiration in terrestrial ecosystems [J]. *Botany Review*, 1977, 43: 449–528.
- [33] Austin A T, Sala O E. Carbon and nitrogen dynamics across a natural precipitation gradient in Patagonia, Argentina [J]. *Journal of Vegetation Science*, 2002, 13: 351–360.
- [34] Yahdjian L, Sala O E, Austin A T, et al. Differential controls of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics in the Patagonian Steppe [J]. *Ecosystems*, 2006, 9(1): 128–141.
- [35] 李磊, 王岩, 胡姝娅, 等. 草甸草原土壤碳/氮矿化潜力及土壤微生物水分敏感性对极端干旱的响应 [J]. *应用生态学报*, 2020, 31(3): 814–820.
- [36] Barrett J E, McCulley R L, Lane D R, et al. Influence of climate variability on plant production and N-mineralization in Central US grasslands [J]. *Journal Vegetation Science*, 2002, 13: 383–394.
- [37] 张仰, 龚雪伟, 吕光辉, 等. 盐生荒漠植物群落土壤氮素含量及其组分特征 [J]. *土壤*, 2019, 51(5): 871–878.
- [38] 杜宇凡, 古琛, 王雅婷, 等. 放牧率对短花针茅根际和非根际土壤氮素的影响 [J]. *草业科学*, 2016, 33(6): 1021–1027.
- [39] 康静, 韩国栋, 任海燕, 等. 不同降水条件下荒漠草原植物的养分含量及回收对增温和氮素添加的响应 [J]. *西北植物学报*, 2019, 39(9): 1651–1660.
- [40] Waldvoord M A, Phillips F A, Stonestrom D A, et al. A reservoir of nitrate beneath desert soils [J]. *Science*, 2003, 302: 1021–1024.
- [41] 张浩玮, 白小明, 陈辉, 等. 草地早熟禾 (*Poa pratensis*) N 积累、分配和硝酸还原酶活性对氮、磷肥的响应 [J]. *中国沙漠*, 2019, 39(5): 222–231.
- [42] Moorhead D L, Reynolds J F. Mechanisms of surface litter mass loss in the northern Chihuahuan desert: a reinterpretation [J]. *Journal of Arid Environment*, 1989, 16: 157–163.
- [43] 周晓兵, 张元明, 王莎莎, 等. 模拟氮沉降和干旱对准噶尔盆地两种一年生荒漠植物生长和光合生理的影响 [J]. *植物生态学报*, 2010, 34(12): 1394–1403.
- [44] Hamadi Z, Steinberger Y, Kutiel P, et al. Decomposition of *Avicennia sterilis* litter under arid conditions [J]. *Journal of Arid Environment*, 2000, 46: 281–293.
- [45] Strojan C L, Randall D C, Turner F B. Relationship of leaf litter decomposition rates to rainfall in the Mojave Desert [J]. *Ecology*, 1987, 68: 741–744.

## Effects of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics of desert vegetation in the Liangucheng National Nature Reserve, Gansu, China

Gao Chengbing<sup>1</sup>, Chang Zongqiang<sup>2</sup>

(1. Managing Bureau of Liangucheng National Reserve, Minqin 733300, Gansu, China; 2. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China)

**Abstract:** Based on the rainfall interception experiment of four different rainfall gradients (control and three levels: interception of 30%, 50% and 80%) in Liangucheng National Nature Reserve, the litter decomposition and nutrient release of inorganic soil nitrogen and in-situ net nitrogen mineralization of typical desert vegetation were observed and analyzed in two consecutive years. The main results are: (1) With the decrease of water input, the decomposition rate of litter also decreased, and there was a positive correlation between litter decomposition rate and annual precipitation. On the contrary, net nitrogen mineralization has nothing to do with precipitation. (2) Soil  $\text{NO}_3^-$  significantly decreased with increasing precipitation input, whereas soil  $\text{NH}_4^+$  concentration did not differ among precipitation interception treatments. (3) In Liangucheng National Nature Reserve, the decomposition rate of desert vegetation litter is closely related to the actual rainfall, and under different control conditions, the content of carbon and nitrogen in the litter changes with time.

**Key words:** Liangucheng National Nature Reserve; desert ecosystem; decomposition; nitrogen release; rainfall interception