

DOI: 10.5846/stxb201901020014

许华,何明珠,唐亮,孙岩.荒漠土壤微生物量碳、氮变化对降水的响应.生态学报,2020,40(4):1295-1304.

Xu H, He M Z, Tang L, Sun Y. Response of changes of microbial biomass carbon and nitrogen to precipitation in desert soil. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(4):1295-1304.

荒漠土壤微生物量碳、氮变化对降水的响应

许 华^{1,2}, 何明珠^{1,*}, 唐 亮^{1,2}, 孙 岩³

1 中国科学院西北生态环境资源研究院沙坡头沙漠研究试验站,兰州 730000

2 中国科学院大学,北京 100049

3 讷河市职业技术教育中心学校,讷河 161300

摘要:以腾格里沙漠东南缘的典型荒漠植被为研究对象,通过遮雨棚和滴灌系统设置 5 个降水梯度,即极端干旱处理、中度干旱处理、对照、增水处理 I 和增水处理 II,研究了荒漠土壤微生物量碳(MBC)、氮(MBN)和微生物碳氮比(MBC/MBN)对季节、降水和土壤深度的响应规律,以期为极端降水事件影响干旱荒漠区土壤微生物量碳、氮及其循环规律的深入研究提供科学依据。结果表明:(1)MBC、MBN 和 MBC/MBN 对降水处理的响应存在差异,三者的变化范围为:230.14—272.87 mg/kg,13.82—17.58 mg/kg,19.78—36.06。其中,降水处理对 MBC、MBN 的影响显著,对 MBC/MBN 的影响不显著,在极端干旱处理下,MBC、MBN 均显著高于其他降水处理;(2)两年间的 MBC、MBN 和 MBC/MBN 差异显著,2017 年较 2016 年 MBC、MBN 显著减少,MBC/MBN 显著增加;(3)MBC、MBN 和 MBC/MBN 变化均表现季节性差异,变化范围分别为:153.31—337.09 mg/kg,7.89—22.29 mg/kg,14.82—46.04,其中 MBC、MBN 为春季最高、秋季最低,MBC/MBN 为夏季最低、冬季最高;(4)MBC、MBN 和 MBC/MBN 在土壤 0—20 cm 的变化范围为:232.57—265.15 mg/kg,14.00—17.93 mg/kg,24.37—32.07,其中土壤表层(0—5 cm)MBC、MBN 显著高于中层土壤(5—10 cm)和下层土壤(10—20 cm),而不同土壤深度的 MBC/MBN 差异不显著。因此,在极端降水事件频发的全球气候背景下,极端干旱将影响荒漠生态系统 MBC、MBN 水平,进而对碳、氮平衡和循环过程产生影响,对这一问题确切回答尚需长期系统监测研究。

关键词:荒漠土壤;微生物量;季节变化;极端干旱;碳、氮循环

Response of changes of microbial biomass carbon and nitrogen to precipitation in desert soil

XU Hua^{1,2}, HE Mingzhu^{1,*}, TANG Liang^{1,2}, SUN Yan³

1 Shapotou Desert Research and Experiment Station, Northwest Institute of Eco-environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 School of Vocational and Technical Education Center in Nahe, Nahe 161300, China

Abstract: The change of global precipitation pattern has a great impact on the arid ecosystem. As an indicator of change of soil quality, soil microbes could reflect the material circulation ability, soil fertility, and plant productivity of the ecosystem. Soil microbial biomass carbon (MBC) and nitrogen (MBN) were very sensitive to precipitation changes. The typical desert vegetation on the southeast edge of Tengger Desert was selected as research object in this study. We aimed to provide the scientific basis for further study of microbial carbon and nitrogen and their cycling mechanism in desert ecosystem in the context of global climate change with extreme precipitation events. By using rain shelter and drip systems, five precipitation

基金项目:中国科学院战略性先导科技专项(A类)子课题(XDA2003010301);国家自然科学基金项目(41671103);宁夏公路建设管理局项目(WMKY1)

收稿日期:2019-01-02; **网络出版日期:**2019-11-20

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hmzecology@lzb.ac.cn

manipulation treatments were set up, namely extreme drought treatment, moderate drought, contrast, precipitation increasing treatment I, and precipitation increasing treatment II. The response characteristics of desert soil MBC, MBN, and MBC: MBN ratio to different seasons, precipitation and soil depth were studied. The results showed that (1) precipitation manipulation treatments had diverse effects on MBC, MBN, and MBC/MBN ratio. The variation ranges of MBC, MBN, and MBC/MBN ratio were 230.14—272.87 mg/kg, 13.82—17.58 mg/kg, and 19.78—36.06, respectively. Precipitation manipulation treatments had significant effects on MBC and MBN, but not on MBC/MBN ratio. Under extreme drought treatment, the values of MBC and MBN were significantly higher than that of other precipitation treatments. (2) The two-year variation of MBC, MBN, and the ratio of MBC/MBN were significant. Compared with 2016, MBC and MBN significantly decreased and MBC/MBN ratio increased in 2017. (3) MBC, MBN and the ratio of MBC/MBN showed distinct seasonal changes. The range of MBC, MBN, and the ratio of MBC/MBN were 153.31 — 337.09 mg/kg, 7.89 — 22.29 mg/kg, and 14.82 — 46.04, respectively. The highest values of MBC and MBN were in spring, and the lowest values in autumn, while MBC/MBN ratio was the lowest in summer and the highest in winter. (3) The range of MBC, MBN and MBC/MBN ratio in the soil depth of 0 — 20 cm were 232.57—265.15 mg/kg, 14.00—17.93 mg/kg, and 24.37—32.07, respectively. The MBC and MBN were significant different ($P < 0.01$) among different soil layers, while the values of MBC and MBN in 0—5cm layer were higher than that in both 5—10 cm and 10—20 cm depths. No significant differences of MBC/MBN ratio were found among different soil layers. Therefore, under the global climate background of frequent extreme precipitation events, extreme drought will affect the MBC and MBN in desert ecosystem. Further, it will affect the balance and cycling of carbon and nitrogen, which needs further long-term systematic monitoring.

Key Words: desert soil; microbial biomass; seasonal variation; extreme drought; carbon and nitrogen cycling

全球变暖正在加剧水文循环过程,气候模型预测全球降水格局正在或将要发生明显变化,极端降水事件(干旱或暴雨事件)出现的频率和幅度都会增加,大多数地区面临严重和大面积的干旱^[1-2]。据对全球降水长期数据综合分析,在干旱地区(年均降水量为 100 mm),极端湿润气候下,降雨量增加了 50%,极端干旱条件下,降雨量减少了 60%^[1]。降水量的变化会改变陆地生态系统的碳、氮等元素的地球化学循环过程,对干旱、半干旱区生态系统源—汇功能带来深远的影响^[3]。研究发现生态系统对降水变化的响应首先会发生于土壤微生物群落^[4]。土壤微生物作为生态系统的重要组成部分,主要包括细菌、真菌、藻类和原生动物等^[5],是土壤中除了活的植物体外体积小于 $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ 的生物总量。在获取资源构建微生物生物量的同时,还调控着碳、氮和其他养分在土壤—植物—大气连续体(SPAC)之间的循环,既是土壤中植物养分的储存库,又可作为“源”释放养分^[6-7]。土壤中微生物生物量碳、氮在一定程度上反应了生态系统物质循环能力、土壤肥力和植物生产力,对环境的响应非常敏感,通常被作为土壤质量变化的指示^[7]。因此,加强土壤微生物量对环境变化的响应研究,可为全球气候变化背景下碳、氮平衡及循环机制的研究提供基础。

降水增加会缓解土壤水分限制,提高土壤中碳、氮的矿化速率和有效性^[8]。降水量的变化会直接影响土壤含水量,进而影响地上植物和地下土壤微生物的群落组成、结构和功能^[9]。通常认为,土壤微生物量碳、氮与降水量与土壤水分正相关,降水减少会降低土壤微生物量碳、氮,因为干旱限制土壤有效水分,降低物质迁移,减少了分解者的底物供应^[3,10]。土壤微生物量碳、氮具有明显的季节变化特征,何荣等发现武夷山常绿阔叶林、针叶林、亚高山矮林和高山草甸四种植被类型的土壤微生物量碳均表现为冬春最大,夏季最小的特征,并认为这种变化与能源的供应土壤温度和湿度的季节性变化密切相关^[11]。目前,有关林地和高寒草地土壤微生物量进行了很多研究^[12-13],但对于荒漠草原微生物量碳氮对季节变化和降水的响应的研究相对较少。因此,本试验以地处荒漠与荒漠草原过渡带的腾格里沙漠东南缘的荒漠植被为研究对象,通过人工控制降水梯度,探究该地区土壤微生物量碳、氮随季节变化对降水处理的响应特征,以期为进一步研究荒漠区土壤系统碳、氮循环过程对降水格局变化的响应规律提供科学依据。

1 研究材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于中国科学院沙坡头沙漠研究试验站小红山荒漠生态系统野外综合观测场(37°29'N, 104°25'E),地处宁夏中卫市境内的腾格里沙漠东南缘,属于阿拉善高原荒漠与荒漠草原过渡带(图1)。试验期间2016和2017年的平均温度分别为11.28℃和11.22℃,降水量分别为216.4 mm和161.8 mm(图2)。土壤为棕钙土,土壤剖面分化较明显,腐殖质层厚度为15—30 cm。地下水埋深无法被植物根系直接吸收利用,植物和土壤的主要水分来源于天然降水,降水主要集中在7—9月^[14](图2)。植物群落组成主要以细枝盐爪爪(*Kalidium foliatum*)、珍珠猪毛菜(*Salsola passerina*)和红砂(*Reaumuria soongorica*)为优势灌木,以小画眉草(*Eragrostis minor*)、碱蓬(*Suaeda glauca*)为优势草本。



图1 样地图片(拍摄时间:2018.9)

Fig.1 The photos of research site (shooting time; 2018.9)

1.2 试验设计

2015年秋季在研究区域设置了15个3 m×3 m的试验样方,通过遮雨棚和滴灌系统控制不同的降水条件(发明专利号:ZL201510186556.9)。依据国际干旱试验网络(International Drought Experiment, IDE; 具体参见<http://wp.natsci.colostate.edu/droughtnet>)的样地布设规范,在对研究区域50多年来降水资料统计分析的基础上,设置了5个降水梯度,即极端干旱处理(降水-50%, D1)、中度干旱处理(-25%, D2)、对照(自然降水, CK)、增水处理I(+50%, W1)、增水处理II(+25%, W2),每个处理3个重复。同期在试验区内架设小型自动气象站(图1),主要对降水量、气温、有效光合辐射(PAR)、每个样方中土壤10 cm和40 cm深度的含水量、温度和电导率进行连续数据采集,采用CR1000数采仪记录数据。

1.3 样品采集与分析

2016年和2017年的春、夏、秋、冬(即3月、6月、9月、12月下旬)对每个处理样方的0—5 cm、5—10 cm和10—20 cm的土壤进行分层混合采样;新鲜土壤带回实验室,每层土壤取少量测定土壤含水量(w/w%);其他土样过2 mm筛,去除动植物残体和碎石等杂质,部分新鲜土样迅速保存在0—4℃冰箱,用于测定土壤微生物量碳(Microbial biomass carbon, MBC)、氮(Microbial biomass nitrogen, MBN)和计算土壤微生物碳氮比(MBC:MBN ratio);剩余土样风干后过筛保存,用于土壤常规养分测定。土壤微生物量碳、氮采用氯仿熏蒸-

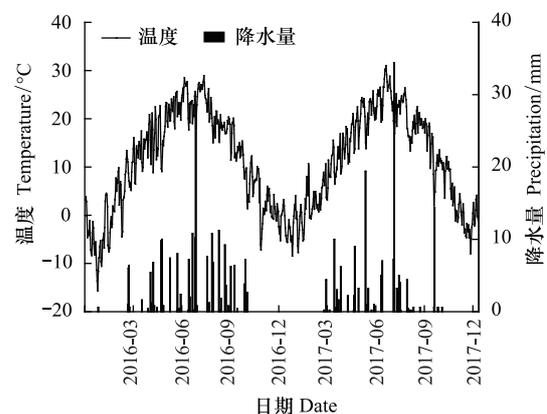


图2 2016—2017年温度、降水量变化

Fig.2 Daily changes of temperature and precipitation from 2016 to 2017

K_2SO_4 浸提^[15], 全自动有机碳/氮分析仪 (Elementar vario TOC/TNb Analyzer, 德国) 测定。

1.4 数据处理

数据处理和统计采用 Excel 2013 和 JMP 10.0.0 (SAS Institute Inc.) 软件分析, Origin 9.0 作图。采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 年际、季节、降水处理和土壤深度因素的影响, 采用多因素方差分析 (Multiple Comparisons ANOVA) 检验不同因素或处理的交互作用的效应显著性。

2 结果分析

2.1 不同降水处理的土壤含水量变化

由表 1 可知, 年际、季节、土壤深度、降水处理以及年际变化和降水处理的交互作用对土壤含水量的影响极显著 ($P < 0.01$), 其他交互作用影响不显著 ($P > 0.05$)。2016 年土壤含水量均值为 $4.66\% \pm 0.14\%$, 2017 年含水量均值为 $3.84\% \pm 0.16\%$, 与 2016 年土壤含水量相比, 2017 年土壤含水量显著减少了 17.6%。不同降水处理下含水量均值的变化范围为: $3.36\% - 4.88\%$, 随着降水量的增加, 土壤含水量逐渐上升 (图 3)。

表 1 年份、降水处理、季节和土壤深度对土壤含水量、微生物量碳、氮及碳氮比的影响 (多因素方差分析, F 值)

Table 1 The effect of year, season, precipitation treatment and soil depth on soil water content, MBC, MBN and MBC:MBN ratio (Multiple Comparisons ANOVA, F value)

处理 Treatment	含水量 Water content	MBC	MBN	MBC:MBN
年份 Year	32.20 **	297.75 **	12.44 **	4.55 *
季节 Season	51.65 **	72.34 **	59.58 **	14.00 **
土壤深度 Soil depth	73.32 **	6.13 **	17.81 **	2.16
处理 Treatment	10.88 **	3.25 *	2.80 *	1.68
处理×年份 Treatment×Year	3.86 **	1.35	0.26	1.63
处理×季节 Treatment×Season	0.91	1.05	2.08 *	2.69 **
处理×土壤深度 Treatment×Soil depth	0.32	1.32	0.58	1.10
处理×季节×土壤深度 Treatment×Season×Soil depth	0.61	0.67	0.51	0.93

MBC: 微生物量碳 Microbial biomass carbon; MBN: 微生物量氮 Microbial biomass nitrogen; MBC:MBN: 微生物量碳氮比; MBC:MBN ratio; *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$

2.2 土壤微生物量碳、氮及碳氮比的变化特征

2.2.1 年际变化特征

2016 年和 2017 年的土壤微生物量碳、氮、以及碳氮比均值间的差异极显著 ($P < 0.01$) (表 1), 如图 4 所示, 2016 年和 2017 年三者平均值分别为: (319.42 ± 7.37) mg/kg, (16.32 ± 0.55) mg/kg, 23.31 ± 0.72 和 (177.79 ± 8.03) mg/kg, (13.19 ± 0.81) mg/kg, 31.21 ± 3.55 。与 2016 年均值相比, 2017 年土壤微生物量碳和氮分别降低了 46.7%, 19.1%, 碳/氮比增加了 33.9%。

2.2.2 季节变化特征

季节对土壤微生物量碳、氮和碳氮比的影响极显著 ($P < 0.01$), 由图 5 可见, 微生物量碳、氮和碳氮比的季节动态大致呈现“V”型分布。微生物量碳、氮的变化规律基本一致, 最大值出现在春季, 之后持续下降, 至秋季达到最低值, 之后开始回升, 变化范围为: $(153.31 - 337.09)$ mg/kg, $(7.89 - 22.29)$ mg/kg。春季微生物量碳、氮分别是秋季的 2.19、2.83 倍。碳氮比均值从 3 月开始减少, 6 月份降至最低值, 之后逐渐回升, 12 月份达到最高值, 碳/氮比均值得变化范围是 14.82—46.04, 冬季碳/氮比是夏季的 3.1 倍。

2.2.3 不同降水处理对土壤微生物量碳、氮的影响

降水处理对土壤微生物量碳、氮的影响显著 ($P < 0.05$), 对微生物量碳/氮比的影响不显著 ($P > 0.05$), 降水处理和季节交互作用对微生物量氮的影响显著 ($P < 0.05$), 对微生物量碳/氮比的影响极显著 ($P <$

0.01)(表1)。由图6可见,微生物量碳、氮在极端干旱处理下显著增加,二者的值分别为:(272.87 ± 14.95) mg/kg, (17.58 ± 1.5) mg/kg,二者的最小均值都出现在自然降水条件下,分别为:(230.14 ± 10.5) mg/kg, (13.82 ± 0.78) mg/kg。与自然降水相比,极端干旱处理下微生物量碳、氮分别增加了 15.66%, 21.39%。不同降水处理下土壤微生物量碳/氮比最大值为 34.06 ± 7.05 ,出现在增加降水 25%(W2)处理条件,最小值为 19.78 ± 1.38 ,出现在减少降水 25%(D2)处理条件。

2.2.4 土壤垂直分布特征

土壤深度对微生物量碳、氮的影响显著 ($P < 0.05$),对土壤微生物量碳/氮比的影响不显著 ($P > 0.05$) (表1)。如图7所示,土壤深度为 0—20 cm 处微生物量碳、氮和碳氮比的变化范围为:($232.57—265.15$) mg/kg, ($14.00—17.93$) mg/kg, $24.37—32.07$ 。随着土壤深度的增加土壤微生物量碳、氮呈下降的趋势,表层(0—5 cm)微生物量碳、氮是下层(10—20 cm)的 1.12、1.45 倍。

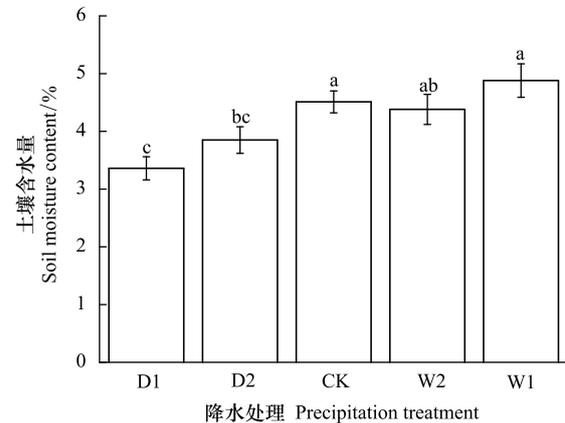


图3 不同降水处理下土壤含水量的变化

Fig. 3 Changes of soil moisture content under different precipitation treatments

图中数据为各个降水处理下含水量数据的平均值,D1:极端干旱处理(降水-50%) Extreme drought treatment,D2:中度干旱处理(-25%) Moderate drought,CK:对照(自然降水) Contrast,W1:增水处理 I(+50%) Precipitation increasing treatment I,W2:增水处理 II(+25%) Precipitation increasing treatment II,相同小写字母代表不同水分处理间差异不显著 ($P > 0.05$)

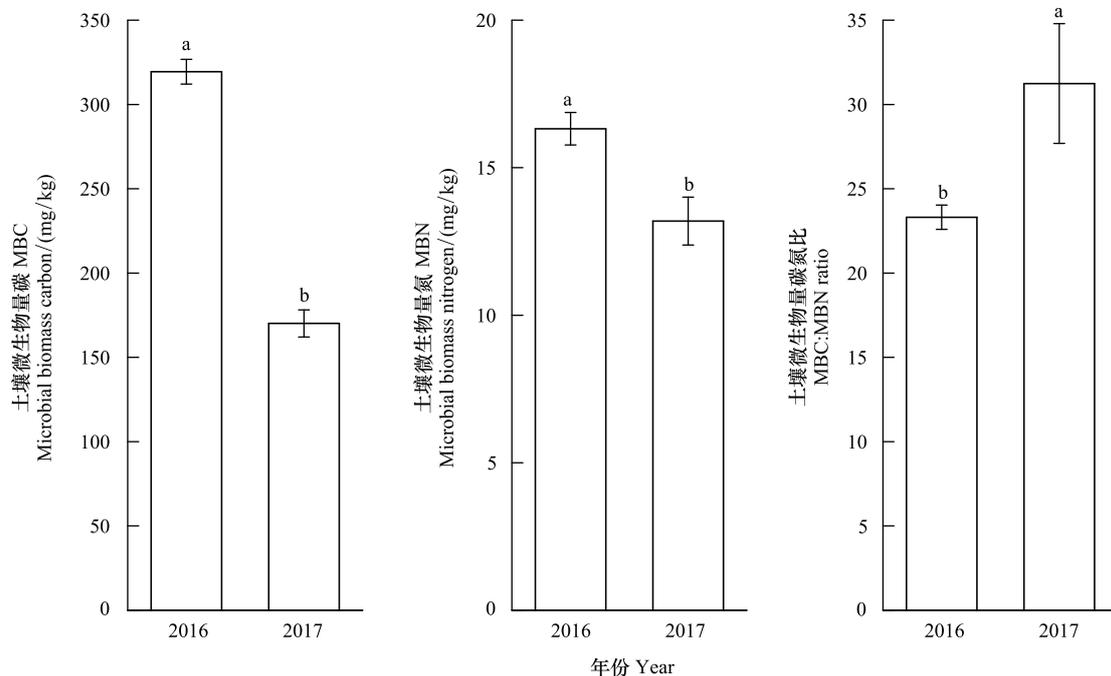


图4 土壤微生物量碳、氮和碳氮比的年际变化特征

Fig.4 Characteristics of inter-annual variation of MBC, MBN and MBC: MBN ratio

图中数据为全部样方不同年份数据的平均值,相同小写字母代表不同水分处理间差异不显著 ($P > 0.05$)

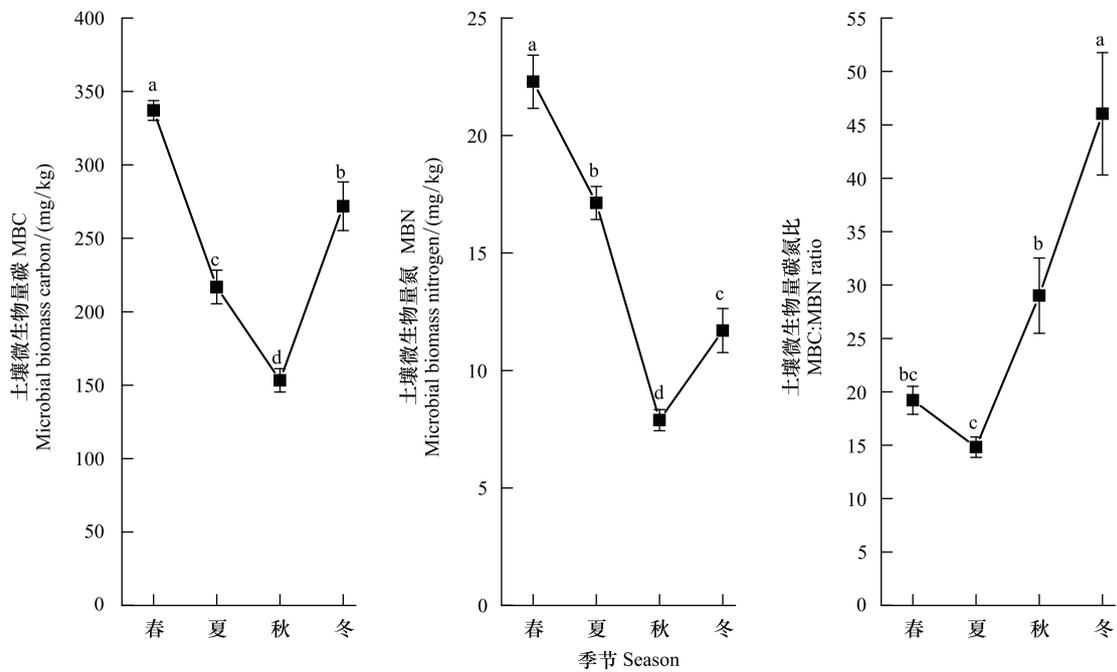


图 5 不同季节土壤微生物量碳、氮和碳氮比的变化

Fig.5 Changes of MBC, MBN and MBC :MBN ratio

图中数据为全部样方不同季节数据的平均值,相同小写字母代表不同水分处理间差异不显著($P>0.05$)

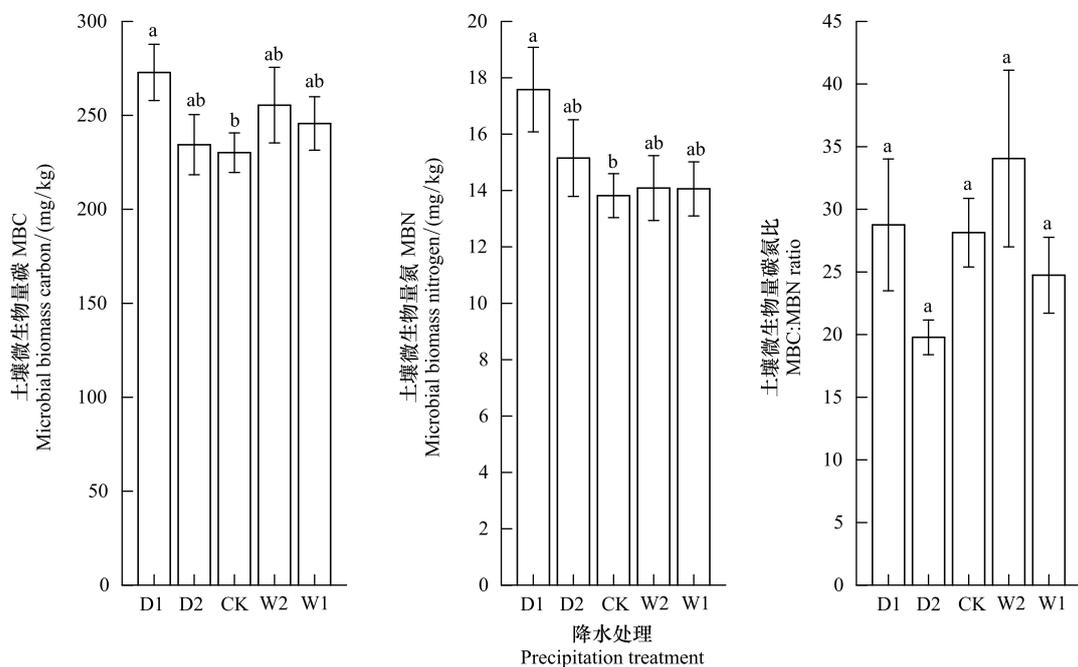


图 6 不同降水处理下土壤微生物量碳、氮和碳/氮比的变化

Fig.6 Changes of MBC, MBN and the ratio of MBC :MBN in different precipitation treatment

图中数据为两年各个降水处理下数据的平均值,相同小写字母代表不同水分处理间差异不显著($P>0.05$)

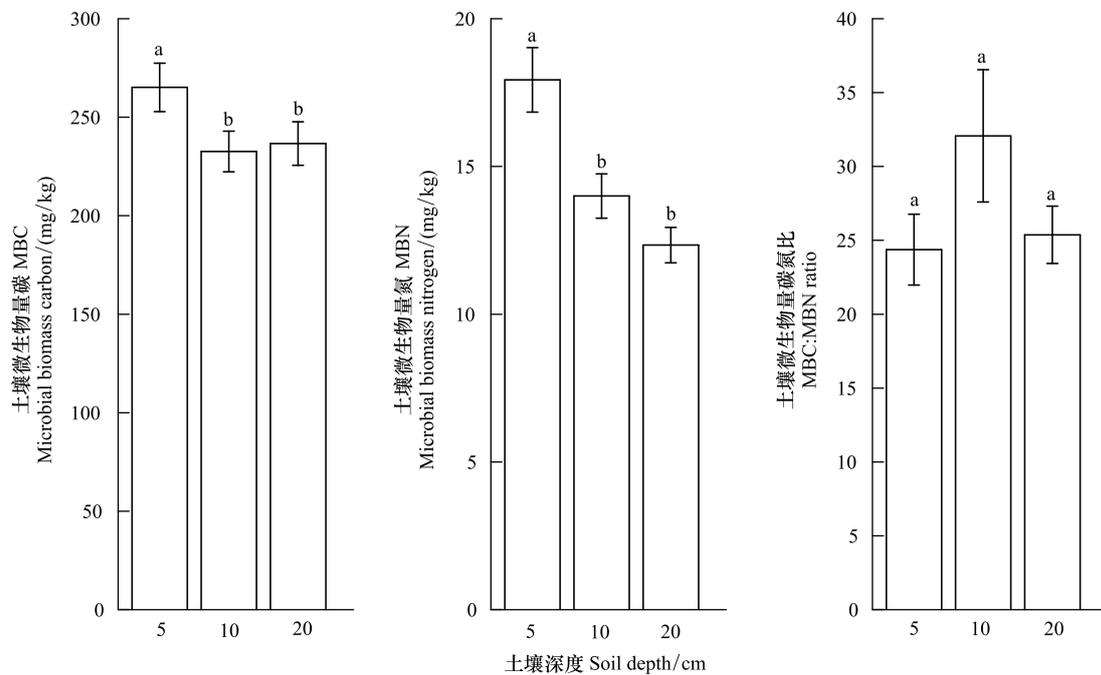


图7 不同土壤深度土壤微生物量碳、氮和碳氮比的变化

Fig.7 Changes of MBC, MBN and MBC:MBN ratio in different soil depth

图中数据为全部样方不同土层数据的平均值,相同小写字母代表不同水分处理间差异不显著($P>0.05$)

3 讨论

3.1 不同降水处理对土壤微生物量碳、氮的影响

本研究发现:在极端干旱处理下,土壤微生物量碳、氮均显著高于其他降水处理,其他降水处理间无显著性差异。降水对于微生物的影响较为复杂,已有的研究结论尚不一致,例如,在内蒙古锡林河流域的半干旱温带草原研究发现极端干旱事件增加土壤微生物量氮,但是对微生物量碳影响不显著^[16]。降水条件会直接影响微生物的群落结构、丰富度,不同的土壤微生物具有不同的生存策略,一般而言,真菌通常被认为比细菌更能抵抗极端气候,特别是在干旱条件下^[17-18],因为细菌使通过利用水分移动来扩散底物,而真菌可以将菌丝插入到微孔水膜中运输水分^[19-20],任成杰等用 meta 分析结果证明降水减少显著地减小了土壤细菌丰度,但是对真菌没有显著影响^[3]。此外,土壤水分有效性是制约荒漠生态系统生产力的主要因素,有研究发现,大量减少降水会限制微生物获取底物的能力并在很大程度上抑制微生物生长,但这种变化规律在较长期(2—6年)和长期的控制实验中没有发现,因为由于长时间的干旱使微生物种群进化,适应了干旱环境,土壤微生物量反而增加^[3]。降水也会影响植物多样性和生物量间接影响微生物。从营养竞争的角度来说,干旱时,植物和微生物对氮素竞争的强弱取决于对于它们对氮利用方式,当氮的供给相对充足时,植物生长会利用较多的氮素,而微生物可以通过调节群落组成以适应可利用氮的变化,但随着干旱程度的增加,植物对氮的吸收逐渐减少,微生物对氮的吸收保持不变^[21]。因此,在极端干旱条件下,土壤微生物的竞争力强于植物,可维持较高的氮素水平,但在其他降水处理下,植物对氮的竞争更具优势,因而产生极端干旱条件下土壤微生物量氮较高的现象。本文中减少降水 25%处理和增水处理(+25%, +50%)条件下,土壤微生物量碳、氮都无显著性差异。在黄土高原西部温带荒漠草原开展的研究也表明,减少降水 20%和增加降水 40%对土壤微生物量碳没有显著影响^[9],不稳定的有机碳和氮库与根系生产力和地上植物群落密切相关,降水减少会产生大量的死根,而降水增加时根系和根系分泌物周转较快,土壤碳输入量在这两种变化下可能是相同的^[9, 22]。此外,降雨量较

高时易导致速效养分损失增加,抑制微生物呼吸,进而,不利于土壤中微生物量的积累^[23]。这些结果表明,在腾格里沙漠东南缘的荒漠与荒漠草原过渡带上,土壤微生物量碳、氮对降水变化具有不同的响应,说明土壤中真菌、细菌、放线菌和土壤动物等对降水变化存在不同的适应策略,长期降水模式的变化可能会改变微生物群落的结构和功能,最终改变土壤中碳输入的数量和质量。

3.2 微生物量碳氮比对降水处理的响应

土壤微生物量碳氮比可以在一定程度上反映土壤微生物种类和区系,有研究发现,真菌的碳氮比为 4—15,细菌的碳氮比为 3—5,碳氮比越高,真菌所占比例越高^[24]。在本研究中,各个影响下的土壤微生物碳氮比均值都高于 15,因此,该地区土壤微生物中真菌占优势。不同年份、季节间的土壤微生物碳氮比存在显著性差异,但降水处理没有显著影响。与本研究结果不同的是,Chen 等对我国西藏高寒草原 173 个采样点的综合分析发现:微生物量碳氮比的变化主要与降水量等非生物变量有关,微生物量碳氮比与降水量负相关。在土壤含水量或者降水较高的地区,土壤微生物优先固定有效氮。土壤微生物量碳和氮主要源于土壤有机质和总氮,相对于有效氮来说,有效碳较充足。在这种情况下,微生物会降低对碳的利用效率,而对氮的利用效率增加,随着降水梯度的增加,土壤微生物量中碳的含量会相对减少,从而导致微生物量碳氮比与降水量或者含水量负相关^[25]。在干旱荒漠地区,除了水分,温度也是制约土壤微生物生存与活性的重要因素,温度的变化会影响有机质分解转化,并且会影响微生物对有机碳和氮的利用效率^[26],本研究发现微生物碳氮比夏季最低说明此时通过微生物量周转释放氮的潜力较高,冬季最高说明通过微生物量储存氮的潜力较高。

3.3 季节变化对土壤微生物量碳、氮影响

本研究发现,土壤微生物量碳、氮存在明显的季节性变化,微生物生物量碳和氮春季含量维持在较高水平,秋季含量则维持在较低的水平,这个结果与其他学者的研究结果相同,如胡娟娟等对黄土丘陵沟壑区坡面上的刺槐人工林的研究发现土壤微生物量碳春季高,秋季最低^[27]。Garcia 和 Rice 对美国堪萨斯州草原的土壤微生物量氮的研究发现早春微生物量氮最高,随着植物的生长,其含量逐渐下降,夏末秋初后,土壤微生物量氮又开始上升^[28]。土壤微生物与气温、凋落物的季节性变化之间的关系、植物与微生物对养分利用的关系是造成土壤微生物量碳、氮具有季节性的主要原因^[12, 29]。从这两种关系分析荒漠土壤微生物量碳、氮的季节性变化呈现“V”型变化:进入春季,随着气温上升,土壤微生物的数量和活性提高,通过对可利用残留物、解冻后土壤中原有的可溶性有机碳不断利用分解,更多的营养物质被微生物固定^[30-31]。返青季节植物根系分泌物的增加为微生物提供了能源^[27],并且增加了土壤大团聚体数量,改善了土壤结构,为微生物生长提供了良好的生长环境。早春植物与土壤微生物共同固持养分形成“春坝”作用为植物根系和土壤微生物的生长提供养分^[32],因此,微生物量碳、氮在春季较高。春季之后,植物生长逐渐旺盛,植物与微生物的繁殖生长对养分的需求存在营养竞争关系,当植物和微生物对氮的需求都很高时,植物对氮的竞争可能会更激烈^[33],致使微生物的生长活动受到限制,从而使微生物量碳、氮下降。最小值出现在 9 月是因为水热因子的变化逐渐不适宜微生物生长繁殖,真菌数量下降,碳含量较低的细菌相对较多^[12]。此外,6—9 月,气温较高(图 2),微生物很快消耗土壤中原有底物,底物不足导致微生物的生长繁殖受到限制,生物量在 9 月份下降到最低值。当外界有养分供给或植物根系生长旺盛时可为微生物提供较多有机物质,底物受限才会改善。进入秋季,随着植物相继落叶,根系衰老,增加了土壤中碳源的输入,导致微生物量的增加。因此,研究区的土壤微生物量碳、氮显著的季节变化是受温度、养分和植物等综合作用的影响,微生物量碳、氮的季节变化特征也表明土壤微生物和植物之间养分供-需同时存在互补和竞争的关系。

3.4 不同土壤深度对土壤微生物量碳、氮的影响

不同土壤深度间土壤的养分含量,水热条件,通气状况等的异质性往往会导致土壤微生物量在不同深度之间存在差异^[34]。在本研究中,土壤微生物量碳氮均在不同土层间存在显著性差异,表层土壤中的含量高于深层土壤中。。表层的凋落物、密集分布的根系以及根系分泌物,提供了大量的有机物质^[19]。也有研究指出土壤微生物与土壤酶之间存在着相关性,土壤脲酶、多酚氧化酶、过氧化氢酶和磷酸酶活性可以提供微生物更

多的能源物质,增加微生物生物量碳和氮含量的积累^[35-36]。另外,土壤水热条件和通气状况的差异会影响土壤中微生物的群落组成和功能^[17],表层土壤中好氧菌较多,活动较强,随着土层的加深,微生物的生境条件变差,深层土壤中生长代谢活动不强的厌氧菌占主导地位,微生物生物量的分布发生变化^[37],因而,土壤微生物量碳、氮就明显低于上层。

4 结论

本文通过两年期的野外控制试验研究,初步揭示了极端干旱等气候变化事件对荒漠土壤 MBC、MBN 的影响规律:(1)荒漠土壤 MBC、MBN 对于增减雨的响应不同,其中极端干旱处理可显著提高 MBC、MBN 水平;(2)季节性变化规律明显,即 MBC、MBN 为春季最高、秋季最低,MBC/MBN 为夏季最低、冬季最高;(3)土壤表层(0—5 cm)MBC、MBN 显著高于中下层土壤,而不同土壤深度的 MBC/MBN 差异不显著。因此,在极端降水事件频发的全球气候背景下,极端干旱将影响荒漠生态系统 MBC、MBN 水平,进而对碳、氮平衡和循环过程产生影响。考虑到土壤微生物量碳、氮受到土壤理化属性、微生物群落组成和结构、植被特征以及降水等气候因素的综合影响,荒漠土壤系统 MBC、MBN 及 MBC/MBN 对降水变化的响应机理的深入研究和确切回答尚需进一步长期系统监测研究。

参考文献 (References):

- [1] Knapp A K, Hoover D L, Wilcox K R, Avolio M L, Koerner S E, La Pierre K J, Loik M E, Luo Y Q, Sala O E, Smith M D. Characterizing differences in precipitation regimes of extreme wet and dry years: implications for climate change experiments. *Global Change Biology*, 2015, 21 (7): 2624-2633.
- [2] Dai A G. Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, 2013, 3(1): 52-58.
- [3] Ren C J, Chen J, Lu X J, Doughty R, Zhao F Z, Zhong Z K, Han X H, Yang G H, Feng Y Z, Ren G X. Responses of soil total microbial biomass and community compositions to rainfall reductions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 116: 4-10.
- [4] Knapp A K, Beier C, Briske D D, Classen A T, Luo Y Q, Reichstein M, Smith M D, Smith S D, Bell J E, Fay P A, Heisler J L, Leavitt S W, Sherry R, Smith B, Weng E S. Consequences of more extreme precipitation regimes for terrestrial ecosystems. *Bioscience*, 2008, 58(9): 811-821.
- [5] 赵彤, 闫浩, 蒋跃利, 黄懿梅, 安韶山. 黄土丘陵区植被类型对土壤微生物量碳氮磷的影响. *生态学报*, 2013, 33(18): 5615-5622.
- [6] 王宝荣, 杨佳佳, 安韶山, 张海鑫, 白雪娟. 黄土丘陵区植被与地形特征对土壤和土壤微生物生物量生态化学计量特征的影响. *应用生态学报*, 2018, 29(1): 247-259.
- [7] 任天志. 持续农业中的土壤生物指标研究. *中国农业科学*, 2000, 33(1): 68-75.
- [8] Xu Z Z, Hou Y H, Zhang L H, Liu T, Zhou G S. Ecosystem responses to warming and watering in typical and desert steppes. *Scientific Reports*, 2016, 6: 34801.
- [9] Zhang L H, Xie Z K, Zhao R F, Zhang Y B. Plant, microbial community and soil property responses to an experimental precipitation gradient in a desert grassland. *Applied Soil Ecology*, 2018, 127: 87-95.
- [10] Manzoni S, Schaeffer S M, Katul G, Porporato A, Schimel J P. A theoretical analysis of microbial eco-physiological and diffusion limitations to carbon cycling in drying soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 73: 69-83.
- [11] 何容, 王国兵, 汪家社, 许波峰, 汪科继, 方燕鸿, 施政, 阮宏华. 武夷山不同海拔植被土壤微生物量的季节动态及主要影响因子. *生态学杂志*, 2009, 28(3): 394-399.
- [12] 杨成德, 龙瑞军, 陈秀蓉, 徐长林, 薛莉. 东祁连山高寒灌丛草地土壤微生物量及土壤酶季节性动态特征. *草业学报*, 2011, 20(6): 135-142.
- [13] 刘爽, 王传宽. 五种温带森林土壤微生物生物量碳氮的时空格局. *生态学报*, 2010, 30(12): 3135-3143.
- [14] 孙岩, 何明珠, 王立. 降水控制对荒漠植物群落物种多样性和生物量的影响. *生态学报*, 2018, 38(7): 2425-2433.
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [16] Zhang H, Liu W J, Kang X M, Cui X Y, Wang Y F, Zhao H T, Qian X Q, Hao Y B. Changes in soil microbial community response to precipitation events in a semi-arid steppe of the Xilin River Basin, China. *Journal of Arid Land*, 2019, 11(1): 97-110.
- [17] Engelhardt I C, Welty A, Blazewicz S J, Bru D, Rouard N, Breuil M C, Gessler A, Galiano L, Miranda J C, Spor A, Barnard R L. Depth matters: effects of precipitation regime on soil microbial activity upon rewetting of a plant-soil system. *The ISME Journal*, 2018, 12(4): 1061-1071.

- [18] de Vries F T, Liiri M E, Bjørnlund L, Bowker M A, Christensen S, Setälä H M, Bardgett R D. Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change*, 2012, 2(4): 276-280.
- [19] Hawkes C V, Kivlin S N, Rocca J D, Hugué V, Thomsen M A, Suttle K B. Fungal community responses to precipitation. *Global Change Biology*, 2011, 17(4): 1637-1645.
- [20] Manzoni S, Schimel J P, Porporato A. Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis. *Ecology*, 2012, 93(4): 930-938.
- [21] Dijkstra F A, He M Z, Johansen M P, Harrison J J, Keitel C. Plant and microbial uptake of nitrogen and phosphorus affected by drought using ^{15}N and ^{32}P tracers. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 82: 135-142.
- [22] He M Z, Dijkstra F A. Drought effect on plant nitrogen and phosphorus: a meta-analysis. *New Phytologist*, 2014, 204(4): 924-931.
- [23] 黄菊莹, 余海龙, 刘吉利, 马飞, 韩磊. 控雨对荒漠草原植物、微生物和土壤 C、N、P 化学计量特征的影响. *生态学报*, 2018, 38(15): 5362-5373.
- [24] 杨凯, 朱教君, 张金鑫, 闫巧玲. 不同林龄落叶松人工林土壤微生物生物量碳氮的季节变化. *生态学报*, 2009, 29(10): 5500-5507.
- [25] Chen Y L, Chen L Y, Peng Y F, Ding J Z, Li F, Yang G B, Kou D, Liu L, Fang K, Zhang B B, Wang J, Yang Y H. Linking microbial C:N:P stoichiometry to microbial community and abiotic factors along a 3500-km grassland transect on the Tibetan Plateau. *Global Ecology and Biogeography*, 2016, 25(12): 1416-1427.
- [26] 许森平, 任成杰, 张伟, 陈正兴, 付淑月, 刘伟超, 杨改河, 韩新辉. 土壤微生物生物量碳氮磷与土壤酶化学计量对气候变化的响应机制. *应用生态学报*, 2018, 29(7): 2445-2454.
- [27] 胡婵娟, 刘国华, 陈利顶, 吴雅琼. 黄土丘陵沟壑区坡面上土壤微生物生物量碳、氮的季节变化. *生态学杂志*, 2011, 30(10): 2227-2232.
- [28] Garcia F O, Rice C W. Microbial biomass dynamics in tallgrass prairie. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58(3): 816-823.
- [29] 刘纯, 刘延坤, 金光泽. 小兴安岭 6 种森林类型土壤微生物量的季节变化特征. *生态学报*, 2014, 34(2): 451-459.
- [30] Devi N B, Yadava P S. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India. *Applied Soil Ecology*, 2006, 31(3): 220-227.
- [31] 许华, 何明珠, 孙岩. 不同降水控制对荒漠土壤中可溶性碳、氮组分的影响. *兰州大学学报: 自然科学版*, 2018, 54(6): 798-803.
- [32] Warren M, 邹晓明. 温带阔叶林中氮的保留机制: “春坝”假设及研究实例. *植物生态学报*, 2003, 27(1): 11-15.
- [33] Xu X L, Ouyang H, Richter A, Wanek W, Cao G M, Kuzyakov Y. Spatio-temporal variations determine plant-microbe competition for inorganic nitrogen in an alpine meadow. *Journal of Ecology*, 2011, 99(2): 563-571.
- [34] Brockett B F T, Prescott C E, Grayston S J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 44(1): 9-20.
- [35] 王杰, 李刚, 修伟明, 宋晓龙, 赵建宁, 杨殿林. 氮素和水分对贝加尔针茅草原土壤酶活性和微生物量碳氮的影响. *农业资源与环境学报*, 2014, 31(3): 237-245.
- [36] 许华, 何明珠, 孙岩. 干旱荒漠区土壤酶活性对降水调控的响应. *兰州大学学报: 自然科学版*, 2018, 54(6): 790-797.
- [37] Schindlbacher A, Rodler A, Kuffner M, Kitzler B, Sessitsch A, Zechmeister-Boltenstern S. Experimental warming effects on the microbial community of a temperate mountain forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(7): 1417-1425.