

DOI: 10.5846/stxb201810082172

高丽,侯向阳,王珍,韩文军,运向军.重度放牧对欧亚温带草原东缘生态样带土壤氮矿化及其温度敏感性的影响.生态学报,2019,39(14): - .
Gao L., Hou X. Y., Wang Z., Han W. J., Yun X. J. Effects of heavy grazing on soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity along the Eastern Eurasia
Steppe Transect. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(14): - .

重度放牧对欧亚温带草原东缘生态样带土壤氮矿化及其温度敏感性的影响

高 丽^{1,2}, 侯向阳^{1,*}, 王 珍¹, 韩文军¹, 运向军¹

1 中国农业科学院草原研究所/农业部草地生态与修复治理重点实验室, 呼和浩特 010010

2 中国农业科学院研究生院, 北京 100081

摘要: 本研究以欧亚温带草原东缘生态样带为平台, 以样带上未放牧和重度放牧配对样地为研究对象, 开展重度放牧对欧亚温带典型草原土壤氮矿化及其温度敏感性的影响研究。结果表明: (1) 在室内培养条件下, 土壤氮积累量和土壤净氮矿化速率呈现出干燥度指数较大的样点显著大于干燥度指数最低的样点 ($P < 0.05$)。在相对湿润的样点, 土壤氮素矿化周转速率较快; (2) 重度放牧对不同样点土壤氮积累量和土壤氮矿化速率的影响是不同的。在干燥度指数较高样点, 重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地低 ($P < 0.05$), 重度放牧显著降低了土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率 ($P < 0.05$); 在干燥度指数较低样点, 重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地高 ($P < 0.05$), 重度放牧对土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率影响不大 ($P > 0.05$); (3) 土壤氮矿化作用温度敏感性 (Q_{10}) 变化范围在 1.61—2.06, 重度放牧对 Q_{10} 无显著影响。随着纬度的升高, Q_{10} 呈升高趋势。 Q_{10} 与基质质量指数以及表观活化能与基质质量指数均呈显著的负相关关系 ($P < 0.05$); (4) 土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率对重度放牧的响应比与干燥度指数呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 重度放牧对欧亚温带典型草原土壤氮矿化的影响受气候条件(温度和降水)的调控。

关键词: 欧亚温带草原; 重度放牧; 土壤氮矿化; 温度敏感性; 干燥度指数

Effects of heavy grazing on soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity along the Eastern Eurasia Steppe Transect

GAO Li^{1,2}, HOU Xiangyang^{1,*}, Wang Zhen¹, HAN Wenjun¹, YUN Xiangjun¹

1 Institute of Grassland Research, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory of Grassland Ecology and Restoration, Ministry of Agriculture, Hohhot 010010, China

2 Graduate School, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China

Abstract: Effects of heavy grazing on soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity in the Eastern Eurasian Steppe were studied using laboratory incubation methods by comparing non-grazing plots with heavy grazing plots at different sites. The results showed that accumulations of soil inorganic nitrogen and soil nitrogen mineralization rates were significantly higher in sites with a higher aridity index (AI) than sites with a lower AI ($P < 0.05$), which indicated that soil nitrogen turnover rates were high in relatively humid sites. In sites with a higher AI, the amount and rate of soil ammonium nitrogen reduction in heavy grazing plots were lower than that of non-grazing plots ($P < 0.05$), and heavy grazing significantly decreased accumulations of soil nitrate nitrogen (A_{nit}), accumulations of soil inorganic nitrogen (A_{min}), soil nitrification rate (R_{nit}), and net nitrogen mineralization rate (R_{min}) ($P < 0.05$). In sites with lower AI, the amount and rate of soil

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973计划)项目(2014CB138806); 国家重点研发计划政府间国际科技创新合作重点专项(2016YFE0116400); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(1610332016013)

收稿日期: 2018-10-08; 网络出版日期: 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: houxy16@vip.126.com

ammonium nitrogen reduction in heavy grazing plots were higher than that of non-grazing plots ($P < 0.05$), and heavy grazing had little effect on A_{nit} , A_{min} , R_{nit} , and R_{min} ($P > 0.05$). The temperature sensitivity of net nitrogen mineralization (Q_{10}) ranged from 1.61 to 2.06 and heavy grazing had little effect on Q_{10} . Q_{10} increased with increasing latitude and showed a significant negative correlation with the substrate quality index ($P < 0.05$). There was a significant negative correlation between substrate quality index and apparent activation energy ($P < 0.05$). Furthermore, the response ratios of A_{nit} , A_{min} , R_{nit} , and R_{min} to heavy grazing were significantly negatively correlated with AI ($P < 0.01$). Our results emphasized that the effects of heavy grazing on soil nitrogen mineralization in the Eastern Eurasian Steppe was regulated by climate (temperature and precipitation).

Key Words: Eurasian temperate steppe; heavy grazing; soil nitrogen mineralization; temperature sensitivity; aridity index

欧亚草原是全球面积最大的、连续分布的草原地带,在全球草原生态系统中起着重要的作用^[1-2]。地处中高纬度的欧亚草原不仅是对气候变暖最为敏感的区域之一,也是受人类活动影响系统功能退化最为严重的区域之一。在过去半个世纪,放牧牲畜数量的急剧增加,导致欧亚温带草原出现严重退化^[3-5],主要表现为初级生产力、物种丰富度、土壤有机碳、氮含量及生态系统稳定性下降等,进而影响到全球碳、氮平衡和气候变化^[6-9]。

氮是限制植物生长的重要因子,氮的有效性是评价草地生产力的一个重要参数^[10],氮的有效性主要依赖于土壤氮矿化作用。土壤氮矿化作用是通过微生物的作用将不溶性有机氮转化为可溶性有机氮,并在微生物裂解作用下以铵态氮形式释放到土壤中,再通过硝化细菌转化为硝态氮,成为能被植物直接吸收利用的无机氮^[11]。学者们开展了大量的有关放牧对草原土壤氮矿化的影响研究,但是没有得出一致的结论。在欧亚草原地区的诸多研究也存在争论。在陇东黄土高原区,重度绵羊放牧促进了典型草原土壤氮转化,土壤氮矿化和硝化速率较高^[10]。在内蒙古典型草原^[12]和草甸草原^[13],中度放牧对土壤氮矿化作用的促进作用最大,而轻度放牧和重度放牧对典型草原土壤氮矿化的促进作用较小^[12]。此外,在内蒙古典型草原,中度放牧对土壤氮矿化作用没有显著的负效应^[14]。不同的研究结果可能与不同的放牧强度、放牧持续时间、气候条件有关^[9]。这些研究结果凸显出了沿气候梯度样带开展放牧对土壤氮矿化作用影响研究的重要性。

在全球气候变化的背景下,土壤中氮的矿化将可能受到温度变化的强烈影响,这些影响将可能使土壤中有效氮含量和植物生长速率改变,进而将对草地植被的生产力和碳汇功能产生一定的影响。一些研究表明,土壤氮矿化作用随温度升高而逐渐增强^[15-16]。大多数研究利用温度敏感性(Q_{10})来表示土壤氮矿化的温度敏感性,即温度每升高 10℃ 土壤氮矿化的变化比率^[17]。 Q_{10} 是衡量土壤氮矿化对未来气候变化响应的重要参数^[18-19]。目前,关于放牧对土壤氮矿化温度敏感性的影响的研究很少,赵宁等^[20]对若尔盖高寒草甸土壤氮矿化及其温度敏感性的研究表明,放牧显著增加了土壤氮矿化的温度敏感性。

欧亚温带草原东缘生态样带(Eastern Eurasian Steppe Transect,简称 EEST)是一条跨越中国—蒙古—俄罗斯的跨国草原生态样带^[21]。样带梯度主要是温度和草原放牧利用方式^[22-23]。本项研究以 EEST 为平台,以样带上未放牧和重度放牧配对样地为研究对象,开展重度放牧对欧亚温带草原土壤氮矿化及其温度敏感性的影响研究,旨在解析:(1)不同纬度带土壤氮矿化作用;(2)土壤氮矿化作用温度敏感性沿样带的空间变异特征;(3)放牧对土壤氮矿化作用及其温度敏感性的影响。研究结果将对欧亚草原区氮循环和气候变化的研究具有重要的科学意义。

1 研究地点与研究方法

1.1 研究地点和样地设置

研究地点设置在欧亚温带草原东缘生态样带上,EEST 是世界上第一条跨越欧亚草原东缘中高纬度的国

际性生态样带。样带南起中国长城,北至俄罗斯贝加尔湖东南缘,地理位置为 108°—118°E,39°—59°N,南北长 1400 km,东西宽 200 km。样带最南端的燕山长城,年均温度可达 14℃,中部内蒙古锡林郭勒草原,年均温度为 2.6℃,而样带最北端环贝加尔地区,年均温度降至-5℃^[21]。

2015 年 5 月,沿样带由南到北选择了 5 个样点,三个样点在中国,两个样点在蒙古(表 1)。五个样点跨越经度 111°01′—116°40′ E 和纬度 41°50′—47°18′ N,海拔高度 880—1382 m。年平均温度由南到北为 0.1—2.6℃,年降水量由低到高为 239—380 mm(1981—2011 年)。植被类型为 大针茅(*Stipa grandis*) + 羊草(*Leymus chinensis*) + 糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*) 群落,属于典型草原。土壤为栗钙土。在每个研究样点上,选取了五个 50 m × 50 m 的未放牧样地和五个 50 m × 50 m 的长期重度放牧样地,放牧强度为 3 sheep/hm²,放牧持续时间为 10 年左右。

表 1 五个样点基本概况
Table 1 Basic characteristics of five sites

样点编号 Site code	经度 Longitude	纬度 Latitude	行政区域名称 Name of administrative region	年平均温度 MAT (℃)	年降水量 MAP/mm	海拔高度 Altitude/m
T	115°02′ E	41°50′ N	中国内蒙古锡林郭勒盟太仆寺旗	2.6	380	1382
M	116°40′ E	43°33′ N	中国内蒙古锡林郭勒盟锡林浩特市	2.4	346	1249
E	116°07′ E	44°55′ N	中国内蒙古锡林郭勒盟东乌珠穆沁旗	1.4	239	880
S	113°22′ E	46°55′ N	蒙古国苏赫巴托尔省西乌尔特市	0.9	282	1143
K	111°01′ E	47°18′ N	蒙古国肯特省成吉思汗市	0.1	299	1157

MAT:年平均温度,mean annual temperature;MAP:年平均降水量,mean annual precipitation

1.2 研究方法

1.2.1 植被调查和土壤样品采集

2015 年 8 月,在五个样点的未放牧样地和长期重度放牧样地采集土壤样品。随机在每个样地内选取 1m × 1m 的样方,调查植被指标包括植物物种丰富度、种类及其盖度,然后将样方中距离地面 1 cm 地上部分剪掉,分种装入牛皮袋中,用于生物量的测定。在剪完样方的地方进行土壤样品的收集,取样前将地表 1 cm 的土壤去掉,避免土壤表层凋落物和其他生物对样品的影响。采用 5 点法对土壤样品采集,用直径为 3.5 cm 土钻取从地表到 20 cm 的土柱,将样方中得到的 5 份土壤进行均匀混合,然后置于冰盒中尽快带回实验室进行前期处理,剩余土壤进行回填处理。将取过样的地方进行标记,避免重复取样。一部分土壤鲜样用于室内培养来测定土壤氮矿化,另一部分自然风干用于测定土壤全碳和全氮。研究样点的植物和土壤特性如表 2 所示。

表 2 五个样点植物群落和土壤特征
Table 2 Characteristics of plant community and soil at five sites

指标 Indexes	样地 Plots	T	M	E	S	K
地上生物量	未放牧	123.44±3.56a	212.17±6.56a	90.06±9.21a	114.52±2.85a	85.91±7.58a
Aboveground biomass(g/m ²)	重度放牧	59.01±5.57b	84.20±4.78b	21.13±2.00b	30.15±2.95b	54.61±4.09b
Shannon-Wiener 指数	未放牧	0.70±0.04a	0.55±0.06a	0.60±0.03b	0.44±0.05b	0.62±0.06a
Shannon-Wiener Index	重度放牧	0.67±0.07a	0.30±0.02b	0.78±0.03a	0.63±0.02a	0.35±0.05b
土壤有机碳	未放牧	19.31±0.36a	19.04±0.43a	9.57±0.78a	24.99±0.41a	26.65±2.11a
Soil organic carbon/(g/kg)	重度放牧	15.24±0.36b	15.01±0.31b	9.94±0.90a	24.92±0.72a	21.13±0.15b
土壤全氮	未放牧	2.46±0.05a	2.18±0.04a	1.37±0.11a	3.02±0.06a	3.04±0.24a
Soil total nitrogen/(g/kg)	重度放牧	1.83±0.20b	1.87±0.05b	1.33±0.01a	2.88±0.10a	2.44±0.04b

首行中 T、M、E、S、K 分别代表五个样点,详细信息请见表 1。同一指标同一列不同小写字母表示不同样地间差异显著(P<0.05)

1.2.2 室内实验及分析方法

土壤氮矿化速率测定:分别称取 40 g 风干土重的土壤鲜样装入 50 mL 塑料培养瓶,并调节至 60% 土壤饱

和含水量,分别置于 15、25、35℃ 恒温培养箱进行培养。为了保持 60% 土壤饱和含水量,每 2—3 天补充 1 次去离子水。分别于培养 0d 和 21d 测定土壤硝态氮和铵态氮。

土壤经 50 mL 1 mol/L 的 KCl 浸提后,采用全自动间断化学分析仪 (Clever Chem380) 测定铵态氮含量、硝态氮含量。土壤含水量采用烘干法,土壤 pH 值采用 BPH-220 测试仪测定,土壤有机碳采用重铬酸钾容量法—外加热法,土壤全氮采用半微量凯氏定氮法^[24]。

1.2.3 指标计算

(1) 干燥度指数

干燥度指数 (Aridity index, AI), 指气候干燥度, 是表征一个地区气候干湿程度的指标。de Martonne 于 1926 年提出了一种简单的干燥度计算方法^[25]:

$$I_{\text{dm}} = P / (T + 10) \quad (1)$$

式中, I_{dm} 即 de Martonne 干燥度, P 为平均降水量 (mm), T 为平均温度值 (°C)。由于是以降水量为分子, 因此, 干燥度值 I_{dm} 越大, 代表越湿润, I_{dm} 越小, 代表越干旱。干燥度值小于 10, 表明严重干旱, 河流断流, 农作物需要强制人工灌溉; 干燥度值在 10—30 之间, 表明中等干旱, 河流暂时性有水, 流量中等, 植被类型为草原; 干燥度大于 30, 表明气候湿润, 河流常年有水, 不断流, 并水量充足, 植被类型为森林。

(2) 土壤氮矿化指标

土壤氮矿化积累量由培养前后硝态氮和铵态氮的变化量决定, 土壤氮矿化速率为单位培养时间无机氮含量的变化, 可通过以下公式分别计算^[12, 20]:

$$\Delta t = t_{i+1} - t_i \quad (2)$$

$$A_{\text{amm}} = c[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{i+1} - c[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_i \quad (3)$$

$$A_{\text{nit}} = c[\text{NO}_3^- - \text{N}]_{i+1} - c[\text{NO}_3^- - \text{N}]_i \quad (4)$$

$$A_{\text{min}} = A_{\text{amm}} + A_{\text{nit}} \quad (5)$$

$$R_{\text{amm}} = A_{\text{amm}} / \Delta t \quad (6)$$

$$R_{\text{nit}} = A_{\text{nit}} / \Delta t \quad (7)$$

$$R_{\text{min}} = A_{\text{min}} / \Delta t \quad (8)$$

式中, t_i 为培养起始时间, t_{i+1} 为培养结束时间, Δt 为培养时间; $c[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_i$ 和 $c[\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{i+1}$ 分别为培养前后土壤样品 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量 (mg N kg^{-1}); $c[\text{NO}_3^- - \text{N}]_i$ 和 $c[\text{NO}_3^- - \text{N}]_{i+1}$ 分别为培养前后土壤样品 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 (mg N kg^{-1}); A_{amm} 、 A_{nit} 和 A_{min} 分别为一定培养时间内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和无机氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$) 积累量; R_{amm} 、 R_{nit} 和 R_{min} 分别为氨化速率、硝化速率和净氮矿化速率 ($\text{mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), 氮积累量和矿化速率的单位都换算为单位风干土重。

Q_{10} 通过以下公式计算^[19, 26]:

$$Q_{10} = (N_2 / N_1) [10 / (T_2 - T_1)] \quad (9)$$

式中, N_1 和 N_2 分别为 T_1 和 T_2 培养温度 (°C) 下的土壤净氮矿化速率。

土壤氮矿化速率表观活化能 (E_a , kJ mol^{-1}) 是一个表示反应发生难易程度的酶动力学常数, 可以通过 Arrhenius 公式计算^[27]:

$$R_{\text{min}} = A \times e^{-E_a / RT}$$

式中, A 是基质质量指数 (substrate quality index), 表示温度为 0°C 时土壤净氮矿化的速率, R 是气体常数 ($8.314 \text{ J J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T 是温度 (Kelvin, K)。

(3) 放牧响应比

为了比较分析不同样点未放牧和重度放牧处理之间的差异, 本研究采用响应比 (the response ratio, RR) 来反映土壤氮矿化指标对放牧的响应效应^[28-30], 具体计算公式如下:

$$RR = \ln (X_t / X_c) = \ln X_t - \ln X_c \quad (10)$$

公式中 X_t 表示重度放牧处理的平均值, X_c 则表示对照组 (未放牧) 的平均值。当 RR 等于 0 说明放牧并未

引起处理组和对照组参数之间的差异。如果 RR 小于 0, 说明放牧活动对所选参数产生了负效应, 如果 RR 大于 0, 则反映出放牧活动对所选参数产生了正效应。

而方差(v)采用以下公式:

$$v = S_l^2 / n_l X_l^2 + S_c^2 / n_c X_c^2 \quad (11)$$

其中, n_l 和 n_c 分别为放牧组和对照组的样本量, S_l 和 S_c 分别为放牧组和对照组所选变量的标准差。

1.3 统计分析

应用 Microsoft Excel 2007 对干燥度指数、土壤铵态氮积累量、硝态氮积累量、无机氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) 积累量、氨化速率、硝化速率和净氮矿化速率及其温度敏感性等数值进行计算和曲线图绘制。利用 SPSS19.0 软件进行方差分析, 采用最小显著性差异方法检验各处理间的差异显著性 ($P < 0.05$), 采用 Pearson 相关分析检验土壤氮矿化指标与环境因子的相关性 ($P < 0.05$)。不同样点和样地土壤氮矿化指标的比较采用培养温度为 25°C 的数据。 Q_{10} 计算采用培养温度为 15°C 、 25°C 、 35°C 的数据。

2 结果与分析

2.1 不同样点干燥度指数

五个研究样点干燥度指数在 21—30 之间, 干燥度指数由小到大为: $E < S < M < K < T$ (图 1)。

2.2 不同样点土壤氮矿化作用

在培养温度为 25°C 条件下, 五个样点土壤铵态氮积累量 (A_{amm}) 为负值, 土壤硝态氮和土壤无机氮积累量为正值, 说明培养过程中土壤铵态氮在减少, 土壤硝态氮在增加, 表明硝化过程占主导作用 (图 2)。在未放牧样地, 在干燥度指数较高的 K 和 T 样点土壤铵态氮减少量显著小于其余三个样点 ($P < 0.05$); 在重度放牧样地, K 样点土壤铵态氮减少量显著小于其余样点 ($P < 0.05$), M、T 样点显著小于 E、S 样点 ($P < 0.05$)。在未放牧样地, 五个样点土壤硝态氮积累量 (A_{ni}) 和无机氮积累量 (A_{min}) 均呈现出干燥度指数较大的样点 (S、M、K、T)

显著大于干燥度指数最低的样点 (E) ($P < 0.01$); 在重度放牧样地, S 样点土壤硝态氮积累量显著大于 E、T 样点 ($P < 0.05$), M、K 与 S 样点以及 M、K 与 E、T 样点间无显著差异 ($P > 0.05$), S 样点无机氮积累量显著大于 E 样点 ($P < 0.05$), M、K 与 S 样点以及 M、K 与 E 样点间无显著差异 ($P > 0.05$)。

在未放牧样地, 五个样点土壤氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率分别在 -0.19 — $-0.07 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 0.72 — $1.92 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 0.60 — $1.78 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 之间; 在重度放牧样地, 五个样点土壤氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率分别在 -0.22 — $-0.06 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 0.87 — $1.51 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 、 0.65 — $1.31 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ 之间 (图 2)。五个样点土壤氮矿化速率之间的差异与五个样点土壤氮积累量之间的差异相同。

2.3 重度放牧对土壤氮矿化作用的影响

重度放牧对不同样点土壤氮积累量和土壤氮矿化速率的影响是不同的 (图 2)。在 25°C 培养过程中, 在干燥度指数较高的 M、K、T 样点, 重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地低 (M、T 样点, $P < 0.05$; K 样点, $P > 0.05$), 重度放牧显著降低了土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率 ($P < 0.05$); 在干燥度指数较低的 E 和 S 样点, 重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地高 ($P < 0.05$), 重度放牧对土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率影响不大 ($P > 0.05$)。

2.4 不同样点土壤净氮矿化作用温度敏感性 (Q_{10})

方差分析表明, 每个样点未放牧和重度放牧样地土壤净氮矿化作用 Q_{10} 值之间差异不显著 ($P > 0.05$), 说

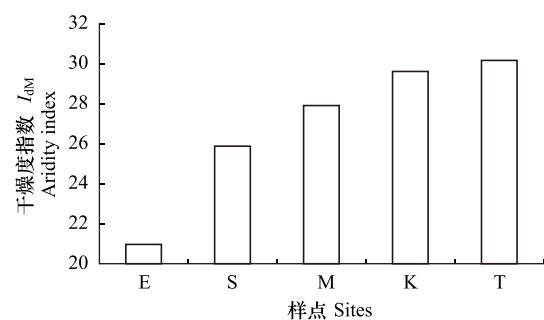


图 1 五个样点干燥度指数 (I_{dm})

Fig.1 Aridity index (I_{dm}) of five sites

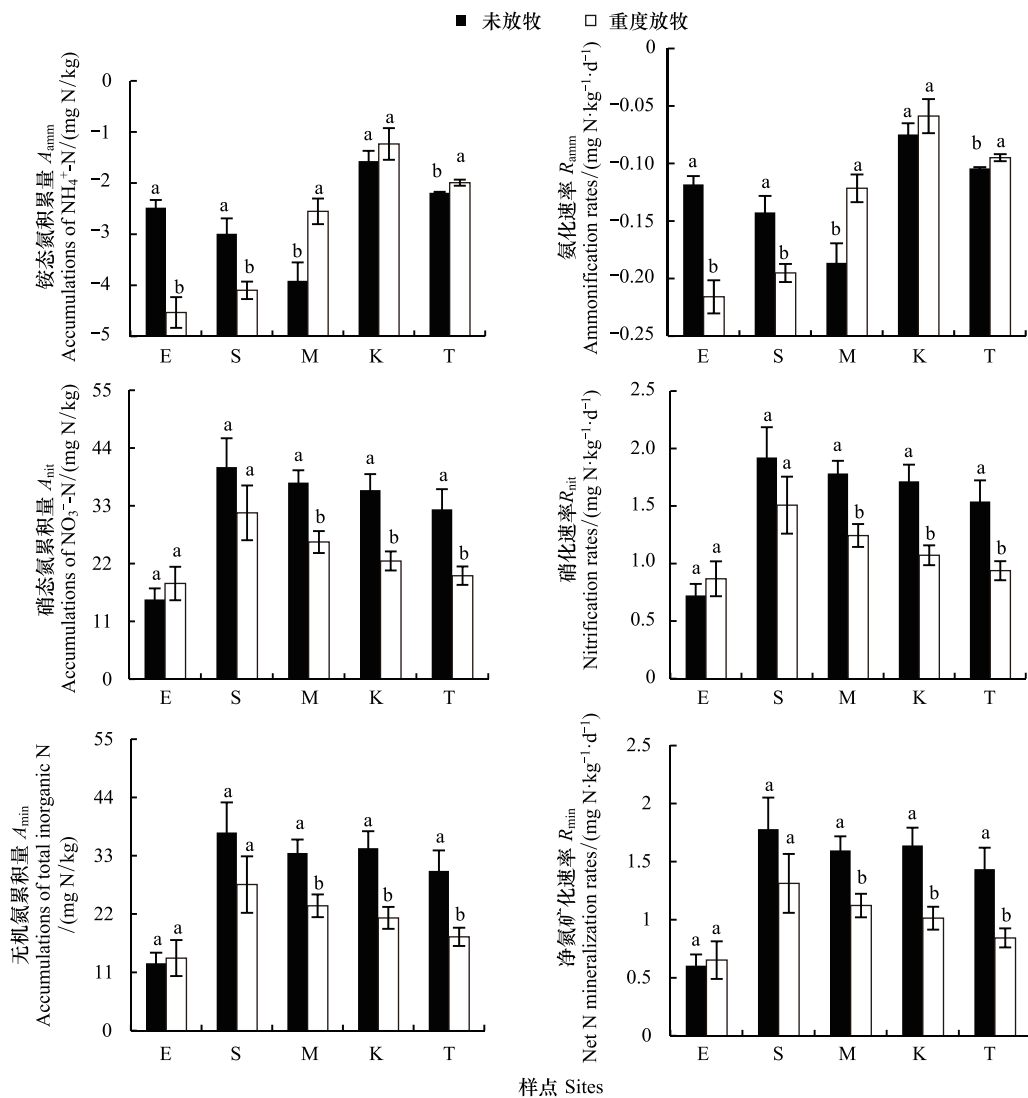


图2 五个样点土壤氮积累量和土壤氮矿化速率

Fig.2 The accumulations of soil nitrogen and soil nitrogen mineralization rates at five sites

同一样点不同小写字母表示不同样地间差异显著 ($P < 0.05$)

明重度放牧对 Q_{10} 无显著影响。五个样点 Q_{10} 变化范围在 1.61—2.06 (图 3), 相邻两个样点 Q_{10} 之间差异不显著 ($P > 0.05$)。随着纬度的升高, Q_{10} 呈升高趋势。

相关分析表明, Q_{10} 与基质质量指数以及表观活化能与基质质量指数均呈显著的负相关关系 ($P < 0.05$) (图 4)。

2.5 不同样点土壤氮矿化对重度放牧的响应比

在干燥度指数较高的 S、M、K、T 样点, 重度放牧对土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率产生了负效应 (图 5)。在干燥度指数较低的 E 样点, 重度放牧对土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率产生了正效应, 但是响应比小于 0.2。

2.6 土壤氮矿化及其放牧响应比与气候因子的关系

相关分析表明, 除了重度放牧样地土壤铵态氮积累量、氨化速率与干燥度指数呈显著正相关外 ($P < 0.05$), 其余样地土壤铵态氮积累量、硝态氮积累量、无机氮积累量、氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率与年平均温度、年平均降水量、干燥度指数相关性均不显著 ($P > 0.05$) (表 3)。土壤铵态氮积累量、硝态氮积累量、无机氮积累量、氨化速率、硝化速率、净氮矿化速率对重度放牧的响应比与年平均温度、年平均降水量相关性不

显著($P>0.05$) (图 6), 土壤铵态氮积累量、氨化速率对重度放牧的响应比与干燥度指数相关性不显著($P>0.05$), 土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率对重度放牧的响应比与干燥度指数呈极显著负相关($P<0.01$)。

3 讨论

放牧是草地生态系统主要的利用方式, 对调节草地生态系统的氮循环有重要作用^[31]。一般认为, 食草动物能加速有排泄物斑块土壤的养分循环^[32], 对土壤氮矿化有促进作用^[12]; 也有研究认为放牧^[31], 尤其是长期的高强度放牧^[33], 可能导致土壤氮矿化的降低^[34]。

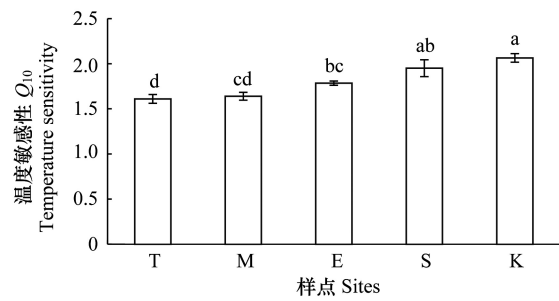


图 3 五个样点土壤净氮矿化速率温度敏感性(Q_{10})
Fig.3 Temperature sensitivity of soil net nitrogen mineralization rate (Q_{10}) at five sites
不同小写字母表示不同样点间差异显著($P<0.05$)

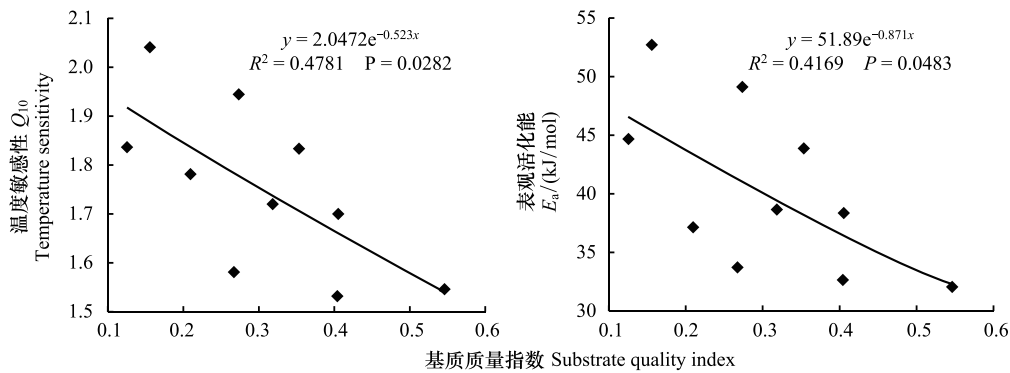


图 4 基质质量指数与土壤净氮矿化速率温度敏感性(Q_{10})、表观活化能的相关分析
Fig.4 Correlation analysis between substrate quality index and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization rate (Q_{10}), E_a

表 3 五个样点土壤氮矿化与气候因子的关系

Table 3 Correlation analysis between soil nitrogen mineralization and climatic factors at five sites							
指标 Indexs	样地 Plots	皮尔逊相关系数 Pearson correlation			P 值 Sig. (2-tailed)		
		MAT/℃	MAP/mm/	AI	MAT/℃/	MAP/mm/	AI
铵态氮积累量 A_{amm}	未放牧	-0.53	-0.25	0.19	0.36	0.82	0.76
Accumulations of NH_4^+-N							
重度放牧	-0.02	0.67	0.90*	0.97	0.21	0.04	
硝态氮积累量 A_{nit}	未放牧	-0.09	0.52	0.73	0.89	0.37	0.16
Accumulations of $NO_3^- -N$							
无机氮积累量 A_{min}	未放牧	-0.14	0.51	0.76	0.82	0.38	0.13
Accumulations of total inorganic N							
氨化速率 R_{amm}	未放牧	-0.53	-0.14	0.19	0.36	0.82	0.76
Ammonification rates							
硝化速率 R_{nit}	未放牧	-0.09	0.52	0.73	0.89	0.37	0.16
Nitrification rates							
净氮矿化速率 R_{min}	未放牧	-0.14	0.51	0.76	0.83	0.38	0.13
Net N mineralization rates							
	重度放牧	-0.22	0.16	0.37	0.72	0.79	0.54

MAT: 年平均温度, mean annual temperature; MAP: 年平均降水量, mean annual precipitation; AI: 干燥度指数, aridity index

多数研究支持第一种观点^[9,10,12,13], 认为放牧通过刺激根系产生更多的分泌物, 促进了根际微生物代谢, 增加了不稳定性碳的可利用性, 从而增强了土壤氮矿化^[10, 35, 36]。我们发现, 这些研究均采用了原位培养法。土壤

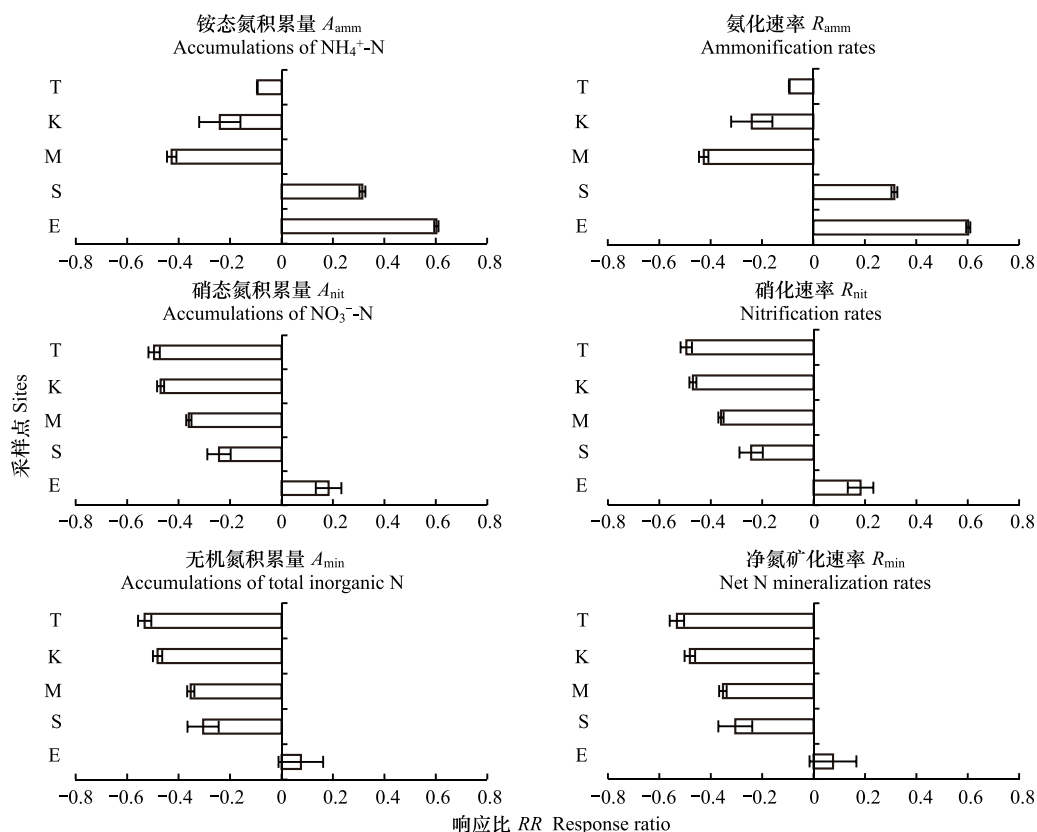


图 5 五个样点土壤氮积累量和土壤氮矿化速率对重度放牧的响应比

Fig.5 The response ratio of accumulations of soil nitrogen and soil nitrogen mineralization rates to heavy grazing at five sites

氮矿化研究方法常用的有实验室培养法 (laboratory incubation)、原位培养法 (in situ incubation)。实验室培养法排除了植物以及外界自然环境对土壤氮矿化的影响,可以较准确地测定出在控制条件(温度、湿度等)下有机氮矿化;原位培养法可以比较直接地反映出野外条件下土壤氮素的矿化,同时需要考虑植物以及野外环境对土壤氮矿化的影响。植物不仅可以通过影响土壤微生物群落活性和组成,造成土壤氮素转化过程的变化^[37],而且在土壤氮矿化过程中,能与土壤微生物“争夺”土壤有机氮^[38]。室内培养条件下,排除了植物的影响,人为调节的温度及土壤含水量也为土壤微生物活动提供了适宜环境,因此较高的氮矿化率对应于没有受到干扰的斑块^[39]。野外原位培养条件下,土壤氮素矿化同时受植物和土壤微生物的影响,因此可能会出现与室内培养条件下相反的结果。陈懂懂等^[34]对青藏高原东缘高寒草甸土壤氮矿化的研究表明,原位培养下,放牧强度的增强促进了土壤氮的矿化;室内培养所得土壤净氮矿化率大于原位培养净氮矿化速率,土壤氮矿化潜力在禁牧处理下较高,在重牧处理下较低。

本项研究表明,重度放牧对欧亚温带草原东缘不同样点典型草原土壤氮积累量和土壤氮矿化速率的影响是不同的。在 25℃ 培养过程中,在干燥度指数较高 ($I_{dm} \geq 26$) 的 M、K、T 样点,重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地低,重度放牧显著降低了土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率;在干燥度指数较低 ($I_{dm} < 26$) 的 E 和 S 样点,重度放牧样地土壤铵态氮减少量和速率较未放牧样地高,重度放牧对土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率影响不大。Kauffman 等^[40]对美国俄勒冈州的东北部河岸生态系统中的湿草甸和干草甸的土壤氮矿化进行了研究,同样采用了 25℃ 室内培养法,结果表明,围封湿草甸土壤氮硝化速率和净氮矿化速率显著大于放牧湿草甸,但是围封干草甸与放牧干草甸之间没有显著差异。Kauffman 等推测认为,相较于地下碳分配的减少或者粪尿的输入,放牧造成的土壤物理性质的改变对土壤氮矿化起着更大的作用。氮矿化潜力是土壤质量的一种量度,有较高氮矿化潜力的土壤倾向于肥

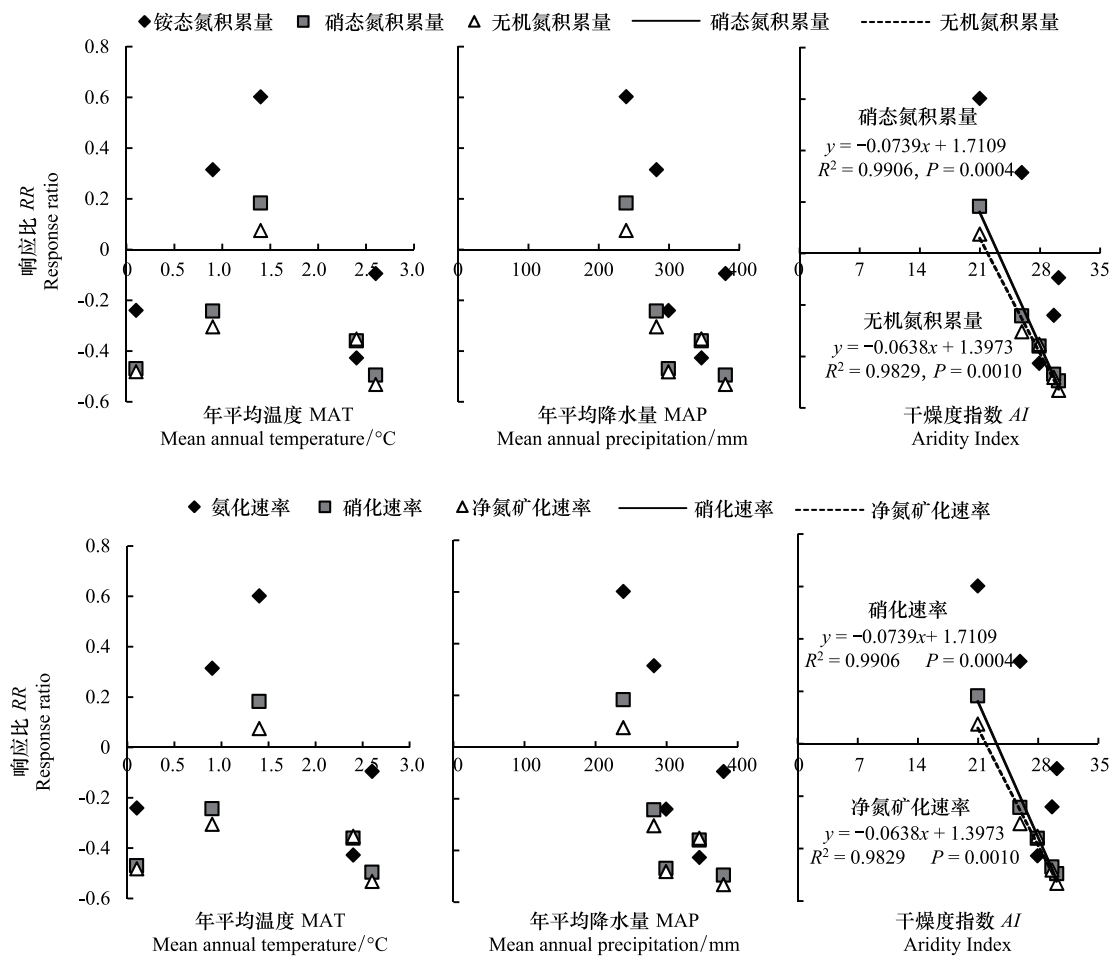


图 6 五个样点土壤氮矿化对重度放牧的响应比与气候因子相关分析

Fig.6 Correlation analysis between the response ratio of heavy grazing on soil nitrogen mineralization at five sites

沃,而伴有较低氮矿化潜力的土壤倾向于贫瘠^[34],这与本试验结果是一致的,在干燥度指数较高的 M、K、T 样点,重度放牧样地土壤有机碳含量、土壤全氮含量较未放牧样地低;在干燥度指数较低的 E 和 S 样点,未放牧样地与重度放牧样地土壤有机碳含量、土壤全氮含量差异不大(表 2)。因此,我们推测,在室内培养条件下,土壤的理化性质通过影响土壤微生物群落活性和组成,从而对土壤氮矿化起着重要的作用。

最近的整合分析研究表明,土壤氮矿化的 Q_{10} 全球平均值为 2.21,不同生态系统的 Q_{10} 存在一定的差异,最大值出现在森林土壤(2.43),最小值出现在草原土壤(1.67),随着纬度的升高, Q_{10} 明显增大^[19]。本项研究中,五个样点 Q_{10} 变化范围在 1.61—2.06,相邻两个样点 Q_{10} 值之间差异不显著。随着纬度的升高, Q_{10} 呈升高趋势。在全球变暖的背景下,高纬度地区土壤氮矿化对温度升高的响应更加剧烈,氮素的可获得性更高,从而能够缓解这些地区由于植物快速生长造成的氮素限制^[19]。方差分析表明,每个样点未放牧和重度放牧样地土壤净氮矿化作用 Q_{10} 值之间差异不显著,说明重度放牧对土壤净氮矿化作用 Q_{10} 无显著影响。 Q_{10} 和基质质量指数呈负相关关系,说明基质质量越差的土壤氮矿化温度敏感性越高。矿化过程是有机质转换为无机质的过程,主要通过微生物介导的酶促反应实现。基质质量越差矿化时所需的酶促反应步骤越多,需要的活化能也越高,因此对温度升高的响应更加剧烈,从而具有较高的 Q_{10} ^[20]。

Zhou 等^[9]整合分析了 115 篇已发表的文献,结果发现,放牧对半湿润/湿润地区草原土壤氮储量的减少幅度显著高于干旱/半干旱地区。本项研究表明,土壤硝态氮积累量、无机氮积累量、硝化速率、净氮矿化速率对重度放牧的响应比与干燥度指数呈极显著负相关($P < 0.01$)。即在相对湿润样点,重度放牧会造成土壤无

机氮积累量和土壤净氮矿化速率下降;在相对干燥样点,重度放牧对土壤无机氮积累量和土壤净氮矿化速率影响不大。同时也发现,在相对湿润样点,重度放牧造成植物物种多样性和土壤有机碳、土壤全氮的降低,而在相对干燥样点,重度放牧造成植物物种多样性升高,但土壤有机碳、土壤全氮变化不大(表2)。气候—植被—土壤是一个复合系统,三者之间相互联系,相互制约,任何因子的改变都会引起该复合系统的联动与互馈作用。本项研究结果中包含的气候—植被—土壤的内在互作机制,是我们下一步需要深入探究的。

综合以上的分析,可以看出,气候条件(尤其是温度和降水)对草原土壤氮循环的放牧效应有着显著的影响。在未来草原管理和保护的基础研究和政策制定中,应当考虑当地气候条件,尤其是温度和降水在很大程度上能决定放牧对草原土壤氮影响的方向和大小。

4 结论

欧亚温带典型草原土壤氮积累量和土壤净氮矿化速率呈现出干燥度指数较大的样点显著大于干燥度指数最低的样点。在相对湿润的样点,土壤氮素矿化周转速率较快。在干燥度指数较高的样点,重度放牧造成土壤氮积累量和土壤净氮矿化速率下降;在干燥度指数较低的样点,重度放牧样地对土壤氮积累量和土壤净氮矿化速率影响不大。土壤氮矿化作用温度敏感性(Q_{10})变化范围在1.60—2.06,重度放牧对 Q_{10} 无显著影响。随着纬度的升高, Q_{10} 呈升高趋势。在全球变暖的背景下,高纬度地区草原土壤氮矿化对温度升高的响应更加剧烈,氮素的可获得性更高,从而能够缓解这些地区由于植物快速生长造成的氮素限制。重度放牧对欧亚温带典型草原土壤氮矿化的影响受气候条件(温度和降水)的调控。

参考文献(References):

- [1] Woodward S L. The temperate grassland biome//Woodward S L, ed. Grassland Biomes. London: Greenwood Press, 2008: 50-154.
- [2] Jiao C C, Yu G R, Ge J P, Chen X, Zhang C, He N P, Chen Z, Hu Z M. Analysis of spatial and temporal patterns of aboveground net primary productivity in the Eurasian steppe region from 1982 to 2013. *Ecology and Evolution*, 2017, 7(14): 5149-5162.
- [3] Bai Y F, Han X G, Wu J G, Chen Z Z, Li L H. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature*, 2004, 431(7005): 181-184.
- [4] Barger N N, Ojima D S, Belnap J, Wang S P, Wang Y F, Chen Z Z. Changes in plant functional groups, litter quality, and soil carbon and nitrogen mineralization with sheep grazing in an Inner Mongolian Grassland. *Journal of Range Management*, 2004, 57(6): 613-619.
- [5] Wang C H, Han X G, Xing X R. Effects of grazing exclusion on soil net nitrogen mineralization and nitrogen availability in a temperate steppe in northern China. *Journal of Arid Environments*, 2010, 74(10): 1287-1293.
- [6] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304(5677): 1623-1627.
- [7] He N P, Zhang Y H, Yu Q, Chen Q S, Pan Q M, Zhang G M, Han X G. Grazing intensity impacts soil carbon and nitrogen storage of continental steppe. *Ecosphere*, 2011, 2(1): 1-10.
- [8] McSherry M E, Ritchie M E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, 2013, 19(5): 1347-1357.
- [9] Zhou G Y, Zhou X H, He Y H, Shao J J, Hu Z H, Liu R Q, Zhou H M, Hosseinibai S. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2017, 23(3): 1167-1179.
- [10] Liu T Z, Nan Z B, Hou F J. Grazing intensity effects on soil nitrogen mineralization in semi-arid grassland on the Loess Plateau of northern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2011, 91(1): 67-75.
- [11] 虎瑞, 王新平, 潘颜霞, 张亚峰, 张珂, 张浩. 沙坡头地区藓类结皮土壤净氮矿化作用对水热因子的响应. *应用生态学报*, 2014, 25(2): 394-400.
- [12] Xu Y Q, Li L H, Wang Q B, Chen Q S, Cheng W X. The pattern between nitrogen mineralization and grazing intensities in an Inner Mongolian typical steppe. *Plant and Soil*, 2007, 300(1/2): 289-300.
- [13] Yan R, Yang G, Chen B, Wang X, Yan Y, Xin X, Li L, Zhu X, Bai K, Rong Y, Hou L. Effects of livestock grazing on soil nitrogen mineralization on Hulunber meadow steppe, China. *Plant, Soil and Environment*, 2016, 62(5): 202-209.
- [14] Wu H H, Wiesmeier M, Yu Q, Steffens M, Han X G, Kögel-Knabner I. Labile organic C and N mineralization of soil aggregate size classes in semiarid grasslands as affected by grazing management. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(3): 305-313.
- [15] Guntiñas M E, Leirós M C, Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory

- study. *European Journal of Soil Biology*, 2012, 48: 73-80.
- [16] Liu Y, He N P, Wen X F, Yu G R, Gao Y, Jia Y L. Patterns and regulating mechanisms of soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity in Chinese terrestrial ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 215: 40-46.
- [17] Kirschbaum M U F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(6): 753-760.
- [18] Koch O, Tschirko D, Kandeler E. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 2007, 21(4): GB4017.
- [19] Liu Y, Wang C H, He N P, Wen X F, Gao Y, Li S G, Niu S L, Butterbach-Bahl K, Luo Y Q, Yu G R. A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: latitudinal patterns and mechanisms. *Global Change Biology*, 2017, 23(1): 455-464.
- [20] 赵宁, 张洪轩, 王若梦, 杨满业, 张艳, 赵小宁, 于贵瑞, 何念鹏. 放牧对若尔盖高寒草甸土壤氮矿化及其温度敏感性的影响. *生态学报*, 2014, 34(15): 4234-4241.
- [21] 侯向阳. 欧亚温带草原东缘生态样带研究探讨. *中国草地学报*, 2012, 34(2): 108-112.
- [22] Hou X Y. Impact of climate change and grazing on temperate steppe. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(6): 1155-1156.
- [23] Han W J, Hou X Y, Olokhnuud C L, Schellenberg M P. The characteristics of plant communities along east Eurasian steppe transect. *Journal of Integrative Agriculture*, 2014, 13(6): 1157-1164.
- [24] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2008: 30-48.
- [25] 孟猛, 倪健, 张治国. 地理生态学的干燥度指数及其应用评述. *植物生态学报*, 2004, 28(6): 853-861.
- [26] Fissore C, Giardina C P, Kolka R K. Reduced substrate supply limits the temperature response of soil organic carbon decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 67: 306-311.
- [27] Hamdi S, Moyano F, Sall S, Bernoux M, Chevallier T. Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58: 115-126.
- [28] Hedges L V, Gurevitch J, Curtis P S. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology*, 1999, 80(4): 1150-1156.
- [29] Luo Y Q, Hui D F, Zhang D Q. Elevated CO₂ stimulates net accumulations of carbon and nitrogen in land ecosystems: a meta-analysis. *Ecology*, 2006, 87(1): 53-63.
- [30] 周贵尧, 吴沿友. 放牧对草原生态系统不同气候区碳库影响的 Meta 分析. *草业学报*, 2016, 25(10): 1-10.
- [31] 吴田乡, 黄建辉. 放牧对内蒙古典型草原生态系统植物及土壤 $\delta^{15}\text{N}$ 的影响. *植物生态学报*, 2010, 34(2): 160-169.
- [32] 高英志, 韩兴国, 汪诗平. 放牧对草原土壤的影响. *生态学报*, 2004, 24(4): 790-797.
- [33] 李香真, 陈佐忠. 不同放牧率对草原植物与土壤 C、N、P 含量的影响. *草地学报*, 1998, 6(2): 90-98.
- [34] 陈懂懂, 孙大帅, 张世虎, 杜国祯, 史小明, 王向涛. 青藏高原东缘高寒草甸土壤氮矿化初探. *草地学报*, 2011, 19(3): 420-424.
- [35] Paterson E, Sim A. Rhizodeposition and C-partitioning of *Lolium perenne* in axenic culture affected by nitrogen supply and defoliation. *Plant and Soil*, 1999, 216(1/2): 155-164.
- [36] Hamilton III E W, Frank D A. Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass. *Ecology*, 2001, 82(9): 2397-2402.
- [37] Knops J M H, Bradley K L, Wedin D A. Mechanisms of plant species impacts on ecosystem nitrogen cycling. *Ecology Letters*, 2002, 5(3): 454-466.
- [38] Schimel J P, Bennett J. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 2004, 85(3): 591-602.
- [39] Mazzarino M J, Bertiller M B, Sain C, Satti P, Coronato F. Soil nitrogen dynamics in northeastern Patagonia steppe under different precipitation regimes. *Plant and Soil*, 1998, 202(1): 125-131.
- [40] Kauffman J B, Thorpe A S, Brookshire E N J. Livestock exclusion and belowground ecosystem responses in riparian meadows of Eastern Oregon. *Ecological Applications*, 2004, 14(6): 1671-1679.