

高寒草原土壤交换性盐基离子对氮添加的响应: 以紫花针茅草原为例

秦书琪^{1,2} 房凯^{1,2} 王冠钦^{1,2} 彭云峰¹ 张典业^{1,2} 李飞^{1,2} 周国英³
杨元合^{1,2*}

¹中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; ²中国科学院大学, 北京 100049; ³中国科学院西北高原生物研究所藏药研究重点实验室, 西宁 810008

摘要 土壤交换性盐基离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+)在维持土壤养分与缓冲土壤酸化中起着重要作用, 了解其对氮添加的响应有助于准确评估氮沉降背景下生态系统结构与功能的动态变化。然而, 目前关于土壤交换性盐基离子对氮添加响应的研究主要集中在酸性土中。鉴于目前在碱性土中研究相对较少的现状, 该研究以青藏高原高寒草原为研究对象, 依托氮添加控制实验平台, 通过连续3年(2014–2016)的测定, 考察了8个不同施氮水平(0、1、2、4、8、16、24、32 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)下土壤交换性盐基离子含量变化及其可能原因。结果显示: 随着施氮量的增加, 土壤交换性盐基离子, 尤其是 Mg^{2+} 与 Na^+ 含量显著降低。并且, 盐基离子含量与植物地上生物量显著负相关($p < 0.05$), 说明氮添加通过促进植物生长, 加速植物对盐基离子的吸收, 进而导致土壤中盐基离子含量降低。此外, 盐基离子含量也与土壤无机氮含量呈显著负相关($p < 0.05$)关系, 说明施氮还通过提高土壤中无机氮含量进而导致更多 NH_4^+ 与土壤吸附的盐基离子交换, 同时加剧 NO_3^- 淋溶, 带走等电荷阳离子。需要指出的是, 虽然连续施氮导致土壤pH值下降, 但该土壤目前仍处于碳酸盐缓冲阶段, 说明通常在酸性土中报道的“因缓冲土壤酸化引起的盐基离子损失机制”在碱性土中并不成立。这些结果意味着持续的氮输入会造成碱性土中盐基离子损失, 进而影响土壤缓冲能力与植被生产力, 未来草原生态系统管理中应重视这一问题。

关键词 交换性盐基离子; 氮沉降; 碱性土; 植物吸收; 缓冲阶段

秦书琪, 房凯, 王冠钦, 彭云峰, 张典业, 李飞, 周国英, 杨元合 (2018). 高寒草原土壤交换性盐基离子对氮添加的响应: 以紫花针茅草原为例. 植物生态学报, 42, 95–104. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0100

Responses of exchangeable base cations to continuously increasing nitrogen addition in alpine steppe: A case study of *Stipa purpurea* steppe

QIN Shu-Qi^{1,2}, FANG Kai^{1,2}, WANG Guan-Qin^{1,2}, PENG Yun-Feng¹, ZHANG Dian-Ye^{1,2}, LI Fei^{1,2}, ZHOU Guo-Ying³, and YANG Yuan-He^{1,2*}

¹State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; and ³Key Laboratory of Tibetan Medicine Research, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China

Abstract

Aims Soil exchangeable base cations (BCs) play important roles in keeping soil nutrient and buffering soil acidification, which may be disturbed by anthropogenic nitrogen (N) input. Considering relatively limited evidence from alkaline soils, this study was designed to explore the effects of N addition on soil exchangeable BCs in a typical alpine steppe on the Qinghai-Xizang Plateau.

Methods From May 2013, eight levels of N addition (0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) in the form of NH_4NO_3 were added in the alpine steppe, where soil is alkaline. During the following three years (2014–2016), we collected soil samples in mid-August in each year. By measuring the concentrations of exchangeable BCs, we examined their changes along the N addition gradient. We also explored the relationships between BCs and other plant and soil properties.

Important findings Continuous N addition resulted in significant loss of exchangeable BCs, especially Mg^{2+} in all three years and Na^+ in two years. The concentrations of BCs were found to be negatively related to

收稿日期Received: 2017-04-11 接受日期Accepted: 2017-09-29

基金项目: 国家自然科学基金(41371213). Supported by the National Natural Science Foundation of China (41371213).

* 通信作者Corresponding author (yhyang@ibcas.ac.cn)

above-ground biomass and the concentration of soil inorganic N ($p < 0.05$). These results indicated that increase in N availability stimulated plant growth, which in turn led to more uptake of BCs by plants. Moreover, enhanced NO_3^- leaching resulted in the loss of BCs due to the charge balance in soil solution. In addition, increased NH_4^+ displaced BCs binding to soil surface and made them easy to be leached out of soils. Different from acid soils, soil acidification caused by N deposition in alkaline soils is mainly buffered by calcium carbonate, having less effect on BCs. Our results suggest that N addition results in the loss of exchangeable BCs in alkaline soils, leading to poor buffering capacity and decreased plant productivity over long time period, which needs to be considered during grassland management in the future.

Key words exchangeable base cations; nitrogen deposition; alkaline soil; plant uptake; buffering phase

Qin SQ, Fang K, Wang GQ, Peng YF, Zhang DY, Li F, Zhou GY, Yang YH (2018). Responses of exchangeable base cations to continuously increasing nitrogen addition in alpine steppe: A case study of *Stipa purpurea* steppe. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 95–104. DOI: 10.17521/cjpe.2017.0100

土壤交换性盐基离子(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+) 在维持土壤养分与缓冲土壤酸化中起着重要作用(Lucas *et al.*, 2011)。一方面, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 是植物生长的必需营养元素, 发挥着重要的生理功能。其中, Ca^{2+} 参与组成细胞壁(Kinzel, 1989), 维持细胞膜结构与功能, 并起到调节生物酶活性以及植物对环境变化响应的作用(Poovaiah & Reddy, 1993; Marschner, 1995; 蒋廷惠等, 2005; 姬飞腾等, 2009); Mg^{2+} 位于叶绿素分子中心, 在叶绿体结构维持、酶活化、蛋白质合成等过程中扮演重要角色(汪洪和褚天铎, 1999); K^+ 同样参与酶活性调节与蛋白质合成, 此外还可维持细胞电荷平衡、调节细胞膨压(王毅和武维华, 2009); Na^+ 虽不是所有植物生长必需的营养元素, 但它有利于某些特殊植物类群如 C_4 植物、景天酸代谢途径(CAM)植物及盐生植物的生长, 同时由于 Na^+ 与 K^+ 的相似性, 它可在缺 K^+ 的环境中代替 K^+ (Pilon-Smits *et al.*, 2009)。鉴于 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ 在植物中的重要作用, 土壤中这些营养元素的缺失将影响植物的吸收利用, 降低植物生产力, 并使植物对干旱、冰冻及病虫害的抗性减弱(DeHayes *et al.*, 1999; Demchik & Sharpe, 2000; Watmough & Dillon, 2003)。另一方面, 作为土壤胶体吸附的可交换性阳离子, 4种盐基离子均可作为 H^+ 提供交换位点, 从而交换土壤酸化过程中产生的 H^+ , 缓解土壤急剧酸化对生态系统造成的危害(Brady & Weil, 2002)。一般来讲, 盐基离子对酸化的缓冲主要发生在pH值4.5–7.5范围内(Bowman *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2012b), 其含量决定了此阶段的缓冲能力, 即高盐基离子含量代表更多 H^+ 交换位点与更强的缓冲能力(Lu *et al.*, 2015)。当盐基离子随土壤pH值降低而逐渐耗尽时, 土壤进入 Al^{3+} 、 Mn^{2+} 缓冲阶段, 这些元

素进入土壤溶液将对植物生长产生毒害作用(Blake *et al.*, 1999; Horswill *et al.*, 2008; Lieb *et al.*, 2011)。因此, 土壤交换性盐基离子在维持土壤养分与缓冲土壤酸化中的作用不容忽视。

工业革命以来, 人类活动如化肥施用、工业生产等使进入生态系统的活性氮显著增加(Galloway *et al.*, 2008; Bodirsky *et al.*, 2014)。按照目前的估计, 2000–2010年全球氮沉降超过 $50 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (Penuelas *et al.*, 2013; Tian & Niu, 2015), 随之产生的土壤酸化、 NO_3^- 淋溶、 NH_4^+ 交换以及植物加速生长等过程使土壤交换性盐基离子含量降低(Lucas *et al.*, 2011), 已经引起了学术界的广泛关注。已有的研究表明, 温带与寒温带生态系统中氮沉降导致的土壤酸化使盐基离子含量显著降低(Saarsalmi & Malkonen, 2001; Huntington, 2005; Högberg *et al.*, 2006)。已有的研究还发现, 与温带相比, 热带生态系统土壤交换性盐基离子对氮沉降的响应更为剧烈。热带地区土壤高度风化, 酸性强, 盐基离子含量低, 且植物生长不受氮限制, 持续氮输入导致的酸化将耗尽盐基离子并使土壤进入非盐基离子(Al^{3+} 、 Mn^{2+})缓冲阶段(Lu *et al.*, 2014; Cusack *et al.*, 2016)。这些研究很大程度上促进了学术界对土壤盐基离子对氮沉降响应的认识, 然而目前的相关研究绝大多数集中在酸性土中。与酸性土不同, 碱性土中主要由碳酸盐缓冲氮沉降引起的土壤酸化(Bowman *et al.*, 2008)。这一过程并不会造成盐基离子的大量损失, 使得学术界在很长一段时期内忽略了在碱性土中开展相关研究。但是, 目前尚不清楚氮沉降是否会通过其他途径对碱性土中盐基离子造成影响, 进而改变土壤养分供应与缓冲能力。因此, 了解全球变化尤其是氮沉降背景下碱性土中交换性盐基离子的含量与动态

对准确评估生态系统结构与功能对全球变化的响应具有重要的科学意义, 也在草原生态系统可持续管理等方面具有重要的实践价值。

青藏高原平均海拔4 000 m以上, 是地球上十分独特的地理单元。由于高原寒旱的气候特征, 研究区拥有独特的高寒草地植被, 主要包括高寒草原与高寒草甸两类(中国科学院中国植被图编辑委员会, 2001; 张蓓蓓等, 2016)。并且, 高寒草地分布区土壤大多呈碱性, pH值处于6.0–10.1之间(附件I; Ding *et al.*, 2016)。此外, 高寒草地分布区经历了自西向东逐渐增强的氮沉降, 平均年沉降量达 $8.36 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (Zhu *et al.*, 2016), 为研究碱性土中盐基离子对氮沉降的响应提供了理想平台。为此, 本研究选择青海湖北岸典型的高寒草原生态系统作为研究对象, 依托氮添加控制实验平台, 通过测定不同施氮水平下盐基离子含量, 并分析其与各土壤、植物因素之间的相关关系, 从而探讨土壤交换性盐基离子对氮添加的响应及其可能原因, 以期认识大气氮沉降背景下碱性土中土壤交换性盐基离子的动态变化提供直接证据。

1 材料和方法

1.1 样地概况

试验地点位于青海省刚察县三角城种羊场。地理位置为 37.30° N , 100.25° E , 海拔3 290 m。该地区寒冷干燥, 1980–2012年年平均气温为 0.08° C , 年降水量为387 mm。植被类型为青藏高原典型的高寒草原, 优势种为紫花针茅(*Stipa purpurea*), 细叶薹草(*Carex duriuscula* subsp. *stenophylloides*), 其他伴生物种包括冷地早熟禾(*Poa crymophila*), 冰草(*Agropyron cristatum*), 以及阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*)等。土壤类型为栗钙土, 其中黏粒含量4.9%, 粉粒含量33.4%, 砂粒含量61.7% (Peng *et al.*, 2017b)。试验开始前0–30 cm土壤总氮含量为 $2.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量 $11.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Peng *et al.*, 2017a)。

1.2 试验设计

为了模拟连续氮输入对高寒草原生态系统结构和功能的影响, 于2013年5月在上述研究点建立了氮添加控制实验平台。正式氮处理开始前, 用围栏围封试验样地以减少放牧等干扰对实验造成的影响。施肥处理于2013年5月开始, 所施氮肥形态为

NH_4NO_3 。试验中共设置8个氮水平, 施氮量依次为: 0、1、2、4、8、16、24、 $32 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 分别用N0、N1、N2、N4、N8、N16、N24、N32表示。试验采用随机区组设计, 共设置5个重复。每个小区大小为 $6 \text{ m} \times 6 \text{ m}$, 小区之间间隔1 m, 区组之间间隔2 m。施肥时间为每年5、6、7、8及9月月初。施肥主要使用肩背式喷雾器进行: 将每个样地所需的 NH_4NO_3 溶于10 L水中, 不断搅拌至全部溶解。每个小区来回均匀喷施两次, 对照小区(N0)喷洒等量清水(Peng *et al.*, 2017a)。需要说明的是, 本试验中添加的10 L水相当于约0.3 mm降雨, 对植物生长的影响基本可以忽略。

1.3 样品采集与分析

于2014、2015与2016年8月中旬采集土壤与植物样品。在每个小区内随机选择3个 $25 \text{ cm} \times 25 \text{ cm}$ 的小样方, 采集植物地上部分。然后, 在收获植物地上部分后的小样方中用直径3 cm的土钻采集0–10 cm的土壤样品。将3个点的土壤样品混合均匀, 挑去根系等, 并过2 mm筛。

植物样品于 65° C 烘干至恒质量用于估算地上生物量。土壤pH值依据电位法选择1:2.5的土水比测定(Lu *et al.*, 2014)。将土壤用 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl溶液浸提后, 采用连续流动分析仪(Autoanalyzer 3 SEAL, Bran and Luebbe, Norderstedt, Germany)测定土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量, 二者之和表示土壤总无机氮(TIN)含量(Peng *et al.*, 2017a)。依据全国农业技术推广服务中心(2006)报道的方法, 用70%的乙醇溶液洗去土壤中易溶氯化物和硫酸盐等, 然后用氯化铵-乙醇交换液提取, 制得交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ 的待测液, 用电感耦合等离子体光谱仪(ICP-OES; iCAP 6300, Thermo Scientific, Waltham, USA)测定其含量。4种交换性盐基离子的和表示总的交换性盐基离子。

1.4 数据处理

数据处理主要包括以下步骤: 首先采用非参数K-S检验法检验各变量的正态性, 然后采用单因素方差分析与最小显著差异法(LSD)比较不同氮处理下各生物与非生物因素的差异, 最后, 采用回归分析分析盐基离子与各生物、非生物因素之间的关系。显著水平为0.05。所有的统计分析均在SPSS 20.0 (IBM SPSS, Chicago, Illinois, USA)进行, 图表绘制

均在Origin 9.1 (OriginLab, Northampton, Massachusetts, USA)中完成。

2 研究结果

2.1 氮添加对各生物与非生物因素的影响

随着施氮量的增加, 土壤理化性质与植物生物量发生了显著变化(表1)。2014年, 土壤pH值在各处理间无显著差异, 但从2015年开始, 施氮显著降低了pH值。与对照相比, N32处理分别使2015与2016年pH值下降了0.2与0.3。在实验进行的3年期间, 施氮显著增加了土壤中无机氮含量。从2014到2016年, 土壤无机氮含量分别从对照的34.3、9.5、32.0 mg·kg⁻¹增加至N32处理下的45.5、69.6、41.1 mg·kg⁻¹。同时,

随着施氮量的增加, 2014–2016年植物地上生物量均显著增加。当施氮量达到32 g·m⁻²·a⁻¹时, 3年的地上生物量比对照分别增加了124.5%、155.5%和108.9%。

2.2 氮添加对土壤交换性盐基离子的影响

2014–2016年间, 土壤总交换性盐基离子对氮添加的响应并不完全相同(图1)。2014年沿施氮梯度总交换性盐基离子含量呈降低趋势, 但并不显著。2015年盐基离子含量沿施氮梯度显著降低, N32处理下盐基离子含量比对照降低了27.1%。2016年各施氮量下盐基离子含量虽存在差异, 但主要表现为N1、N2处理下盐基离子含量高于对照, 其余各处理与对照无显著差异。

表1 不同氮水平下土壤与植物基本理化性质(平均值±标准误差)
Table 1 Soil and plant properties under different nitrogen rates (mean ± SE)

	年 Year	N0	N1	N2	N4	N8	N16	N24	N32
pH值 pH value	2014	8.9 ± 0.10 ^b	9.2 ± 0.06 ^a	9.2 ± 0.08 ^a	9.1 ± 0.07 ^{ab}	9.1 ± 0.08 ^{ab}	9.1 ± 0.07 ^{ab}	9.0 ± 0.03 ^{ab}	9.1 ± 0.10 ^{ab}
	2015	9.0 ± 0.07 ^{bc}	9.1 ± 0.06 ^a	9.0 ± 0.03 ^{ab}	9.0 ± 0.05 ^{ab}	8.9 ± 0.03 ^{cd}	9.0 ± 0.04 ^{ab}	8.8 ± 0.04 ^d	8.8 ± 0.05 ^d
	2016	8.5 ± 0.11 ^a	8.5 ± 0.05 ^a	8.5 ± 0.09 ^a	8.4 ± 0.07 ^{ab}	8.3 ± 0.07 ^{bc}	8.6 ± 0.02 ^a	8.2 ± 0.05 ^c	8.2 ± 0.05 ^c
TIN (mg·kg ⁻¹)	2014	34.3 ± 2.6 ^{cd}	37.8 ± 3.1 ^{bcd}	35.9 ± 3.7 ^{bcd}	33.1 ± 0.9 ^d	52.6 ± 9.1 ^a	46.8 ± 3.4 ^{ab}	43.5 ± 1.8 ^{abcd}	45.5 ± 1.4 ^{abc}
	2015	9.5 ± 0.3 ^e	11.4 ± 1.5 ^e	11.8 ± 1.1 ^e	11.9 ± 0.7 ^e	22.4 ± 2.5 ^d	41.8 ± 2.5 ^c	56.7 ± 5.0 ^b	69.6 ± 7.1 ^a
	2016	32.0 ± 0.9 ^d	32.3 ± 1.5 ^{cd}	31.2 ± 2.0 ^d	32.9 ± 2.0 ^{cd}	37.4 ± 1.9 ^{bc}	41.4 ± 2.8 ^{ab}	43.2 ± 3.0 ^a	41.1 ± 2.1 ^{ab}
AGB (g·m ⁻²)	2014	126.9 ± 10.0 ^d	142.2 ± 17.8 ^d	152.4 ± 13.9 ^{cd}	186.7 ± 13.9 ^e	256.6 ± 14.3 ^{ab}	241.2 ± 21.4 ^b	271.7 ± 26.1 ^{ab}	284.9 ± 27.6 ^a
	2015	146.0 ± 11.6 ^c	146.8 ± 8.3 ^c	175.7 ± 14.7 ^c	180.4 ± 13.6 ^c	265.1 ± 23.5 ^b	287.5 ± 21.0 ^b	350.4 ± 13.3 ^a	373.0 ± 18.6 ^a
	2016	93.7 ± 9.3 ^c	117.0 ± 17.8 ^{de}	127.0 ± 19.3 ^{cde}	144.2 ± 9.3 ^{bcd}	181.2 ± 18.4 ^{ab}	161.9 ± 8.3 ^{abc}	190.2 ± 21.1 ^a	195.7 ± 7.1 ^a

AGB, 地上生物量, TIN, 土壤总无机氮。N0–N32, 氮添加量分别为: 0、1、2、4、8、16、24、32 g·m⁻²·a⁻¹。不同字母表示各处理间差异显著(*p* < 0.05)。AGB, above-ground biomass, TIN, soil total inorganic nitrogen. N0–N32, nitrogen addition 0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 g·m⁻²·a⁻¹, respectively. Different letters indicate significant differences among N treatments (*p* < 0.05).

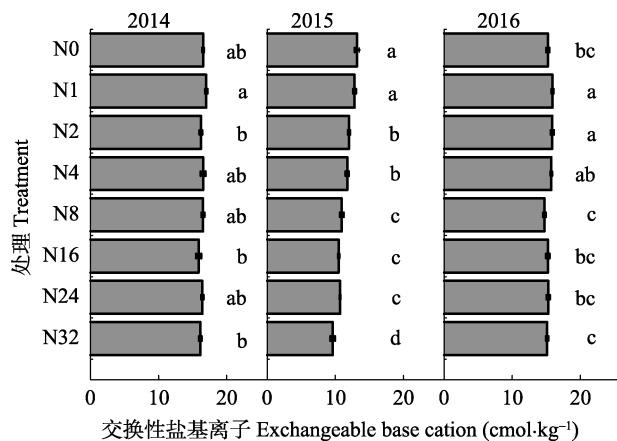


图1 氮添加对土壤交换性盐基离子含量的影响(平均值±标准误差)。N0–N32, 氮添加量分别为: 0、1、2、4、8、16、24、32 g·m⁻²·a⁻¹。不同字母表示各施氮量下差异显著(*p* < 0.05)。

Fig. 1 Effects of nitrogen addition on soil exchangeable base cations (mean ± SE). N0–N32, nitrogen addition 0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 g·m⁻²·a⁻¹, respectively. Different letters indicate significant differences among treatments (*p* < 0.05).

不同年份中4种交换性盐基离子(Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺、Na⁺)对氮添加的响应也存在差异(图2)。其中, 交换性Mg²⁺在3年中都随施氮量增加显著降低(图2B)。交换性Na⁺在2014与2015年沿施氮梯度显著降低, 2016年降低并不显著(图2D)。交换性Ca²⁺在2014与2016年随施氮量增加显著增加, 而在2015年却显著降低(图2A), 这可能是由于在2014与2016年, CaCO₃与施氮后产生的H⁺反应释放大量的Ca²⁺, 同时Ca²⁺在这两年的损失量小于生成量, 而在2015年的损失量大于生成量。对于交换性K⁺, 2014年N1处理下K⁺显著低于N4到N32处理, 其余各处理间均无显著差异, 2015年沿施氮梯度K⁺显著降低, 2016年各施氮量下K⁺则无显著差异(图2C)。

2.3 氮添加背景下土壤交换性盐基离子变化的影响因素

2015年总交换性盐基离子与植物地上生物量

($R^2 = 0.69, p < 0.001$, 图3A)、土壤无机氮含量($R^2 = 0.56, p < 0.001$, 图3B)均呈显著负相关关系。与此类似, 3年的交换性 Mg^{2+} 与植物地上生物量(2014: $R^2 = 0.16, p < 0.05$, 图4A; 2015: $R^2 = 0.48, p < 0.001$, 图4C; 2016: $R^2 = 0.20, p < 0.01$, 图4E)、土壤无机氮含

量(2014: $R^2 = 0.12, p < 0.05$, 图4B; 2015: $R^2 = 0.35, p < 0.001$, 图4D; 2016: $R^2 = 0.29, p < 0.001$, 图4F)呈显著负相关关系。2014年($R^2 = 0.21, p < 0.01$, 图5A)与2015年($R^2 = 0.35, p < 0.001$, 图5B)的交换性 Na^+ 与土壤无机氮含量也呈显著负相关关系。

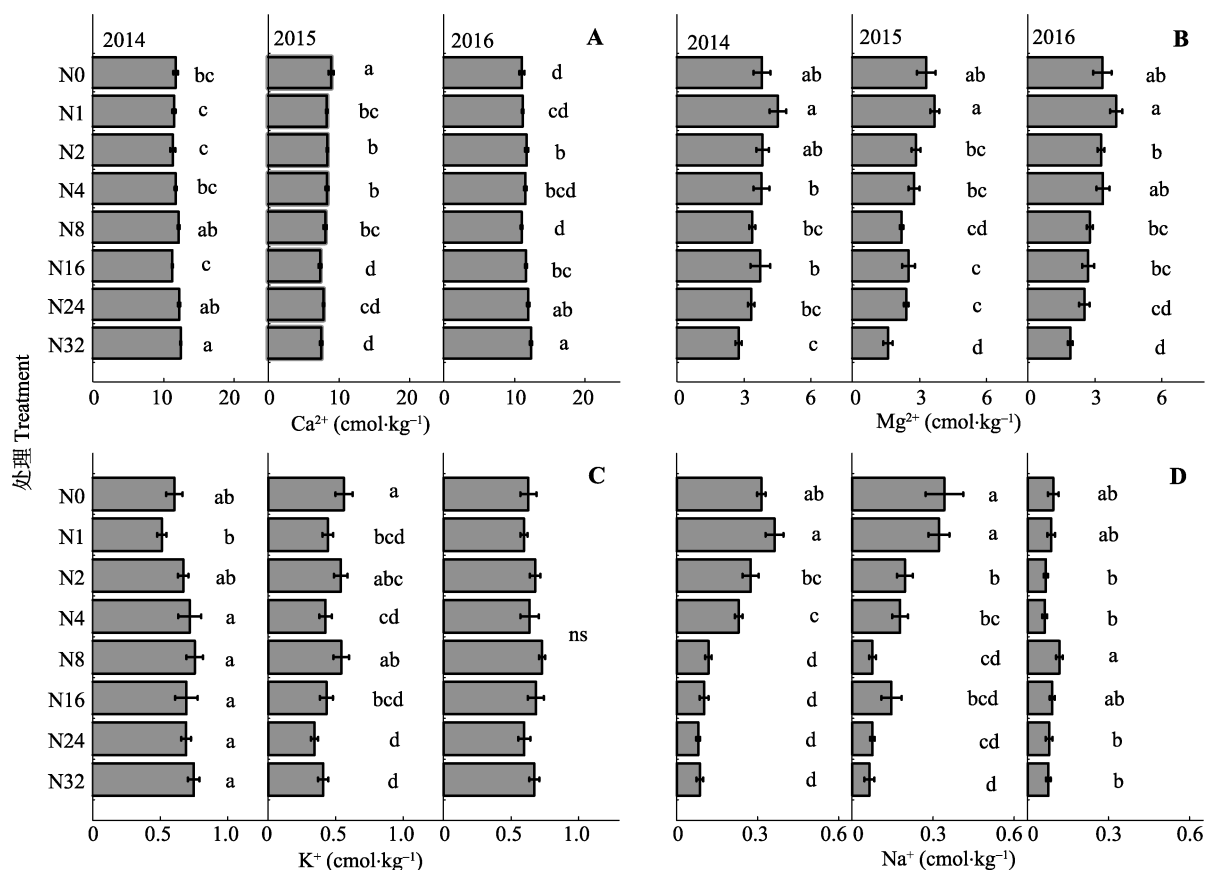


图2 氮添加对土壤交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ 的影响(平均值 \pm 标准误差)。A, Ca^{2+} 。B, Mg^{2+} 。C, K^+ 。D, Na^+ 。N0–N32, 氮添加量分别为: 0、1、2、4、8、16、24、32 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$ 。不同字母表示各施氮量下差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 2 Effects of nitrogen addition on soil exchangeable Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ (mean \pm SE). A, Ca^{2+} . B, Mg^{2+} . C, K^+ . D, Na^+ . N0–N32, nitrogen addition 0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 $g \cdot m^{-2} \cdot a^{-1}$, respectively. Different letters indicate significant differences among treatments ($p < 0.05$).

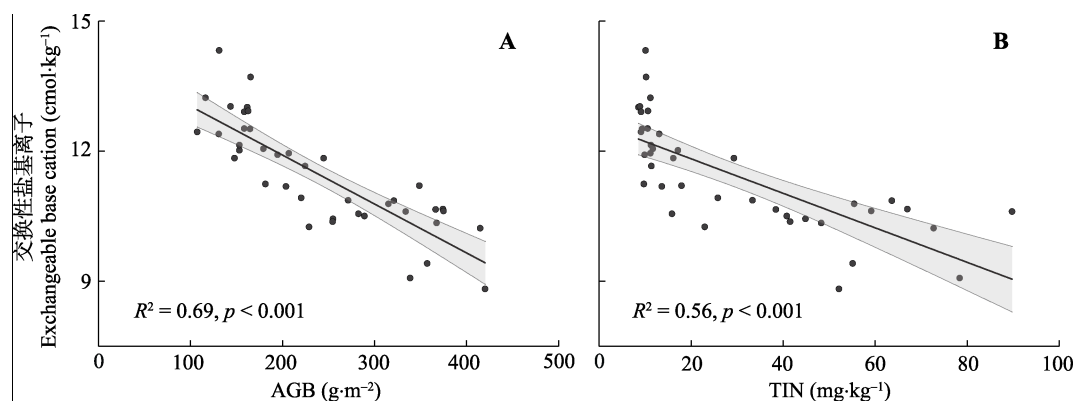


图3 2015年交换性盐基离子与地上生物量和土壤总无机氮含量的关系。A, 地上生物量(AGB)。B, 土壤总无机氮(TIN)。直线与阴影部分分别表示拟合曲线与95%置信区间。

Fig. 3 Relationships of soil exchangeable base cations with above-ground biomass and soil total inorganic nitrogen in 2015. A, above-ground biomass (AGB). B, soil total inorganic nitrogen (TIN). The black lines represent the fitted curves and shades for 95% confidence intervals.

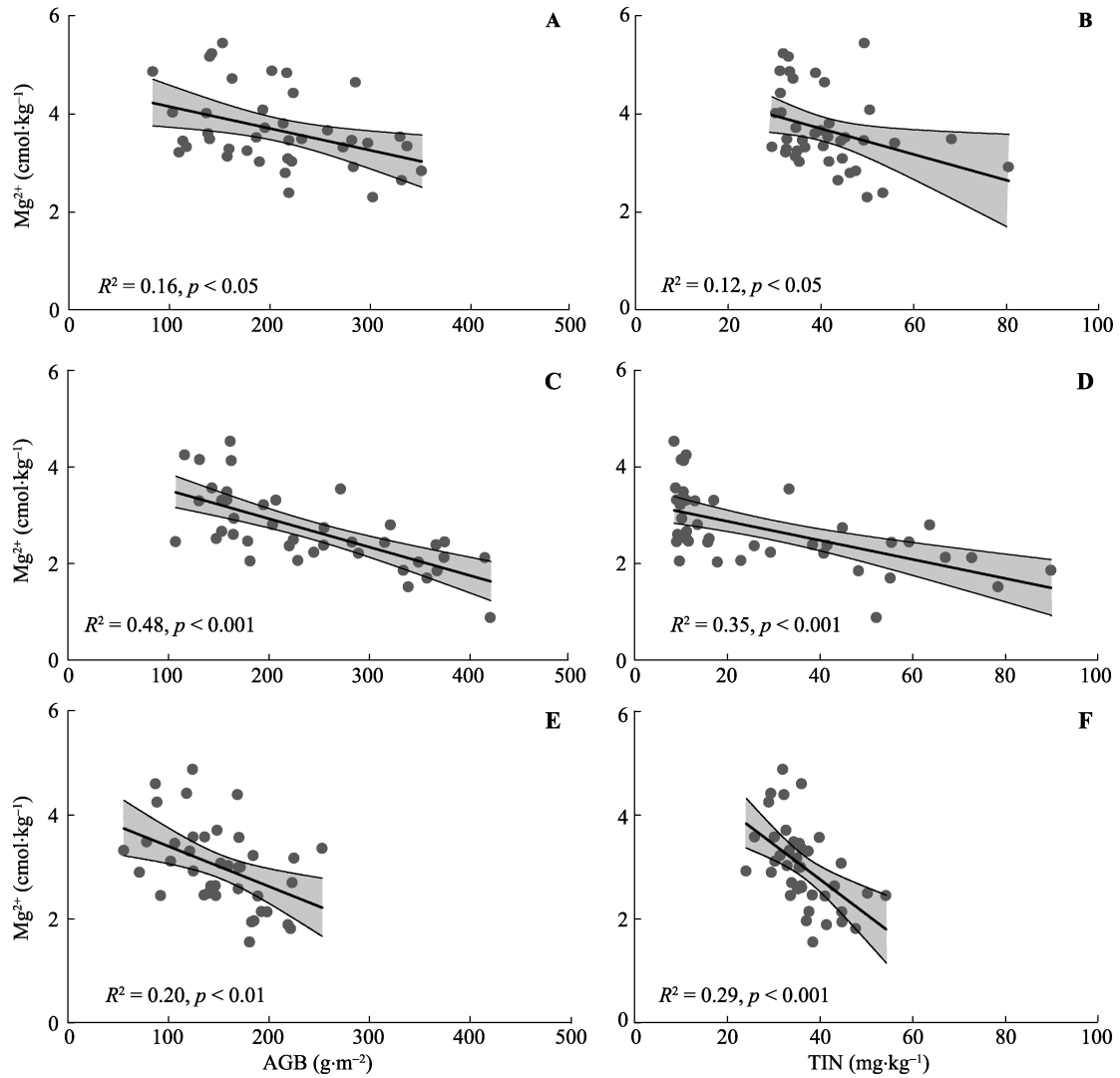


图4 不同年份土壤交换性 Mg^{2+} 与地上生物量以及土壤总无机氮含量的关系。A, 2014年AGB。B, 2014年TIN。C, 2015年AGB。D, 2015年TIN。E, 2016年AGB。F, 2016年TIN。AGB, 地上生物量, TIN, 土壤总无机氮。直线与阴影部分分别表示拟合曲线与95%置信区间。

Fig. 4 Relationships of soil exchangeable Mg^{2+} with above-ground biomass and soil total inorganic nitrogen in different years. A, AGB in 2014. B, TIN in 2014. C, AGB in 2015. D, TIN in 2015. E, AGB in 2016. F, TIN in 2016. AGB, above-ground biomass, TIN, soil total inorganic nitrogen. The black lines represent the fitted curves and shades for 95% confidence intervals.

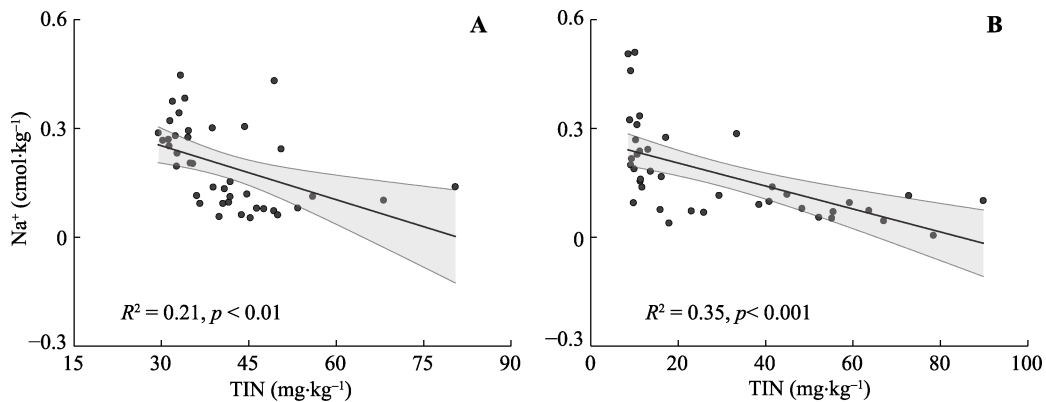


图5 不同年份土壤交换性 Na^+ 与土壤总无机氮含量的关系。A, 2014年。B, 2015年。TIN, 土壤总无机氮。直线与阴影部分分别表示拟合曲线与95%置信区间。

Fig. 5 Relationships of soil exchangeable Na^+ with soil total inorganic nitrogen in different years. A, 2014. B, 2015. TIN, soil total inorganic nitrogen. The black lines represent the fitted curves and shades for 95% confidence intervals.

3 讨论

本研究结果显示, 氮添加造成土壤交换性盐基离子, 尤其是 Mg^{2+} 与 Na^+ 的减少。造成这种现象的原因主要有以下两点。首先, 氮添加促进植物生长, 加速其对土壤中营养元素的吸收, 进而导致盐基离子含量下降。作为植物生长所需的营养元素, 氮素是生态系统生产力的重要限制因素(LeBauer & Treseder, 2008)。氮添加可增加土壤中氮的可利用性, 提高植物生产力(Xia & Wan, 2008)。和以往的研究类似, 紫花针茅(*Stipa purpurea*)草原地上生物量沿施氮梯度显著增加(表1), 且这种现象在2015年尤为明显。植物生长加速使其对营养元素的需求增大, 进而导致土壤中交换性 Ca^{2+} 、 K^+ 的含量在2015年沿施氮梯度显著降低, Mg^{2+} 含量在3年间均显著下降(图2)。有趣的是, 我们的结果显示盐基离子(总量与 Mg^{2+})与植物地上生物量呈显著负相关关系(图3A、图4A, 4C, 4E), 同时植物地上部分Mg库随施氮量增加而显著增大(附件II), 进一步说明生物量增加促进了植物对盐基离子的吸收。需要指出的是, 不同年份元素响应的差异可能由生物量及植物需求的年际差异所致。并且, 由于植物对 Na^+ 的吸收主要发生在 C_4 植物、CAM植物及盐生植物中(Pilon-Smits *et al.*, 2009), 植物吸收并不是本研究中观察到的 Na^+ 损失的主要原因。此外, 我们还发现2016年总盐基离子含量高于2015年(图1), 这可能是因为盐基离子可随植物凋落物的分解重新进入土壤, 而2016年的植物生物量不及2015年高, 对盐基离子的吸收也相对较少, 导致其含量升高。由此也可看出, 在围封保护的草原生态系统中, 植物吸收能够引起盐基离子在土壤与植物间的重新分配, 但不会造成其大量损失(Lucas *et al.*, 2011)。然而, 在植物生长迅速且有收获的生态系统中, 植物吸收可能造成盐基离子的大量损失且不可逆。例如Zhang等(2016)发现, 重庆地区烟草地上生物量的收割从土壤中移除的盐基离子量高达 $339.23 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

其次, 氮添加导致土壤无机氮含量增加, NH_4^+ 与 NO_3^- 通过不同途径造成盐基离子损失。Liu等(2013)的研究表明, NH_4^+ -N是氮沉降的主要形式, 但是自20世纪80年代以来, NO_3^- -N的沉降速率也在持续增加, 两者共同导致了日益加剧的氮沉降。由此可以看出, 本研究所选氮肥形态(NH_4NO_3)能较好地模拟

大气氮沉降。随着施氮量增加, 土壤中无机氮含量显著增加(表1)。增加的 NH_4^+ 与土壤有更强的吸附性(Matschonat & Matzner, 1996), 可以交换土壤吸附的盐基离子, 使盐基离子进入土壤溶液。由于土壤对4种盐基离子的吸附性大小依次为 $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$ (Chapin III *et al.*, 2011), 使得 Na^+ 最容易被交换, 这也可能是在2年中均观察到 Na^+ 含量随施氮量增加显著降低的原因(图2D)。同时, 以往的研究表明当生态系统中氮添加量超过 $2.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 时, NO_3^- 淋溶显著增加(Dise & Wright, 1995)。为了揭示氮添加是否引起土壤 NO_3^- 淋溶量的变化, 我们于2014与2015年测定了实验地深层土壤中的 NO_3^- 含量(Peng *et al.*, 2017a), 并且于2016年用树脂法测定了表层0–10 cm的 NO_3^- 淋溶(附件III), 发现当氮添加量超过 $16 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 时, NO_3^- 淋溶显著增加。为保持土壤溶液电荷平衡, NO_3^- 淋溶时将带走包括4种盐基离子在内的等电荷的阳离子(Gundersen *et al.*, 2006), 从而造成盐基离子的损失。与上述推断一致, 本实验的结果表明盐基离子含量与无机氮含量呈显著负相关(图3B、图4B, 4D, 4F、图5), 进一步证明无机氮增加促进了盐基离子的损失。该结果也得到以往研究的支持, Cusack等(2016)发现, 氮添加使土壤中可交换性 NH_4^+ 的含量与土壤溶液中 NO_3^- 含量增加, 证实 NH_4^+ 交换与 NO_3^- 淋溶能造成土壤盐基离子的损失。

虽然我们在碱性土中观察到的“土壤交换性盐基离子含量因氮添加显著下降”的现象与酸性土一致, 但导致两类土壤中盐基离子动态变化的驱动因素并不完全相同。这主要是因为两类土壤对土壤酸化的缓冲机制存在差异(Bowman *et al.*, 2008)。在不同生态系统中, 氮沉降可通过以下途径引起土壤酸化: (1)伴随 NO_3^- 发生的 H^+ 沉降; (2)植物吸收 NH_4^+ 释放等量 H^+ ; (3) NH_4^+ 在硝化作用过程中被氧化, 产生 H^+ ; (4)氮添加促进植物吸收盐基离子, 释放更多 H^+ (Guo *et al.*, 2010; Chen *et al.*, 2016)。一般而言, 土壤初始pH值决定了其所处的缓冲阶段。当初始pH值大于7.5时, 土壤酸化主要由碳酸盐缓冲; pH值为4.5–7.5时, 土壤表面吸附的交换性盐基离子与 H^+ 交换, 中和土壤中增加的 H^+ 。随酸化加剧, 盐基离子逐渐被消耗, 土壤吸附的 Al^{3+} 开始起缓冲作用(pH值小于4.5)(Bowman *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2012b)。本研究中, 紫花针茅草原土壤初始pH值约达到9, 持续的氮添加下, pH值仍大于8, 一直处于碳酸盐主

导缓冲的阶段, 因此氮添加导致的土壤酸化并非造成盐基离子损失的主要途径。而在酸性土中, 盐基离子须参与交换氮沉降产生的 H^+ , 缓冲土壤酸化, 是其损失的主要途径。例如, Chen等(2016)在内蒙古草地生态系统中的研究结果显示, 长期氮添加导致的酸化使土壤进入盐基离子缓冲阶段而造成盐基离子损失。Bowman等(2008)在斯洛伐克高寒生态系统中的研究也表明, 持续氮添加在使土壤从 Al^{3+} 向 Fe^{3+} 缓冲过渡的同时, 造成交换性盐基离子的损失, 由此增强土壤毒性, 降低养分可利用性。总之, 在不同的pH值条件下盐基离子的损失途径不同。

4 结论和意义

本研究揭示了碱性土中盐基离子对连续氮输入的反应及其损失途径。结果发现, 碱性土中氮输入增加了植物对盐基离子的吸收, 同时导致 NH_4^+ 交换作用与 NO_3^- 淋溶增强, 进而加速盐基离子损失。与酸性土不同, 氮沉降背景下土壤酸化造成的盐基离子损失在碱性土中的作用相对较弱。这一发现对认识高寒草原生态系统对全球变化的响应等方面具有重要启示。按照目前的预测, 在未来40年中我国的氮沉降仍将维持在较高水平(Galloway *et al.*, 2008), 预计将造成草地土壤的持续酸化(Yang *et al.*, 2012b; Tian & Niu, 2015)。在酸化过程中, 碳酸盐缓冲释放的碳会改变区域碳平衡(Yang *et al.*, 2012a)。同时, 若连续氮添加造成的盐基离子的损失得不到及时补充, 将减弱土壤养分供应能力, 限制植被生产力(Högberg *et al.*, 2006), 在较长的时间尺度上还将影响土壤缓冲能力。因此, 在未来草原生态系统可持续管理中, 应当重视氮沉降引起的土壤盐基离子变化。

参考文献

Blake L, Goulding KWT, Mott CJB, Johnston AE (1999). Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. *European Journal of Soil Science*, 50, 401–412.

Bodirsky BL, Popp A, Lotze-Campen H, Dietrich JP, Rolinski S, Weindl I, Schmitz C, Muller C, Bonsch M, Humpenoder F, Biewald A, Stevanovic M (2014). Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature Communications*, 5, 3858, DOI: 10.1038/ncomms4858.

Bowman WD, Cleveland CC, Halada L, Hreško J, Baron JS (2008). Negative impact of nitrogen deposition on soil buffering capacity. *Nature Geoscience*, 1, 767–770.

Brady NC, Weil RR (2002). *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, New Jersey.

Chapin III FS, Matson PA, Vitousek PM (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York.

Chen DM, Li JJ, Lan ZC, Hu SJ, Bai YF (2016). Soil acidification exerts a greater control on soil respiration than soil nitrogen availability in grasslands subjected to long-term nitrogen enrichment. *Functional Ecology*, 30, 658–669.

Cusack DF, Macy J, McDowell WH (2016). Nitrogen additions mobilize soil base cations in two tropical forests. *Biogeochemistry*, 128, 67–88.

DeHayes DH, Schaberg PG, Hawley GJ, Strimbeck GR (1999). Acid rain impacts on calcium nutrition and forest health—Alteration of membrane-associated calcium leads to membrane destabilization and foliar injury in red spruce. *BioScience*, 49, 789–800.

Demchik MC, Sharpe WE (2000). The effect of soil nutrition, soil acidity and drought on northern red oak (*Quercus rubra* L.) growth and nutrition on Pennsylvania sites with high and low red oak mortality. *Forest Ecology and Management*, 136, 199–207.

Ding JZ, Li F, Yang GB, Chen LY, Zhang BB, Liu L, Fang K, Qin SQ, Chen YL, Peng YF, Ji CJ, He HL, Smith P, Yang YH (2016). The permafrost carbon inventory on the Tibetan Plateau: A new evaluation using deep sediment cores. *Global Change Biology*, 22, 2688–2701.

Dise NB, Wright RF (1995). Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71, 153–161.

Galloway JN, Townsend AR, Erismann JW, Bekunda M, Cai ZC, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889–892.

Gundersen P, Schmidt IK, Raulund-Rasmussen K (2006). Leaching of nitrate from temperate forests—Effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14, 1–57.

Guo JH, Liu XJ, Zhang Y, Shen JL, Han WX, Zhang WF, Christie P, Goulding KWT, Vitousek PM, Zhang FS (2010). Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 327, 1008–1010.

Högberg P, Fan HB, Quist M, Binkley D, Tamm CO (2006). Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Change Biology*, 12, 489–499.

Horswill P, O’Sullivan O, Phoenix GK, Lee JA, Leake JR (2008). Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 155, 336–349.

Huntington TG (2005). Assessment of calcium status in Maine forests: Review and future projection. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 1109–1121.

Ji FT, Li N, Deng X (2009). Calcium contents and high calcium adaptation of plants in karst areas of China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 926–935. [姬飞腾, 李楠, 邓馨 (2009). 喀斯特地区植物钙含量特征与高钙适应方式分析. 植物生态学报, 33, 926–935.]

Jiang TH, Zhan XH, Xu YC, Zhou LX, Zong LG (2005). Roles

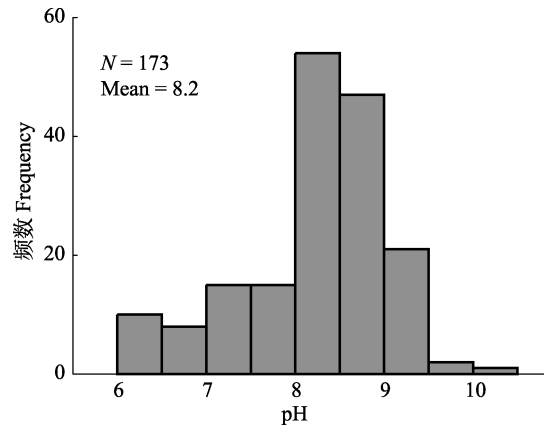
- of calcium in stress-tolerance of plants and its ecological significance. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 16, 971–976. [蒋廷惠, 占新华, 徐阳春, 周立祥, 宗良纲 (2005). 钙对植物抗逆能力的影响及其生态学意义. 应用生态学报, 16, 971–976.]
- Kinzel H (1989). Calcium in the vacuoles and cell walls of plant tissue: Forms of deposition and their physiological and ecological significance. *Flora*, 182, 99–125.
- LeBauer DS, Treseder KK (2008). Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 89, 371–379.
- Lieb AM, Darrrouzet-Nardi A, Bowman WD (2011). Nitrogen deposition decreases acid buffering capacity of alpine soils in the southern Rocky Mountains. *Geoderma*, 164, 220–224.
- Liu XJ, Zhang Y, Han WX, Tang AH, Shen JL, Cui ZL, Vitousek P, Erisman JW, Goulding K, Christie P, Fangmeier A, Zhang FS (2013). Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 494, 459–462.
- Lu XK, Mao QG, Gilliam FS, Luo YQ, Mo JM (2014). Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. *Global Change Biology*, 20, 3790–3801.
- Lu XK, Mao QG, Mo JM, Gilliam FS, Zhou GY, Luo YQ, Zhang W, Huang J (2015). Divergent responses of soil buffering capacity to long-term N deposition in three typical tropical forests with different land-use history. *Environmental Science & Technology*, 49, 4072–4080.
- Lucas RW, Klaminder J, Futter MN, Bishop KH, Egnell G, Laudon H, Högberg P (2011). A meta-analysis of the effects of nitrogen additions on base cations: Implications for plants, soils, and streams. *Forest Ecology and Management*, 262, 95–104.
- Marschner H (1995). *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2nd edn. Academic Press, London.
- Matschonat G, Matzner E (1996). Soil chemical properties affecting NH_4^+ sorption in forest soils. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 159, 505–511.
- National Agricultural Technology Extension and Service Center (2006). *Soil Analysis Technology Standard*. 2nd edn. China Agriculture Press, Beijing. [全国农业技术推广服务中心 (2006). 土壤分析技术规范. 第2版. 中国农业出版社, 北京.]
- Peng YF, Li F, Zhou GY, Fang K, Zhang DY, Li CB, Yang GB, Wang GQ, Wang J, Mohammad A, Yang YH (2017a). Nonlinear response of soil respiration to increasing nitrogen additions in a Tibetan alpine steppe. *Environmental Research Letters*, 12, 024018. DOI: 10.1088/1748-9326/aa5ba6.
- Peng YF, Li F, Zhou GY, Fang K, Zhang DY, Li CB, Yang GB, Wang GQ, Wang J, Yang YH (2017b). Linkages of plant stoichiometry to ecosystem production and carbon fluxes with increasing nitrogen inputs in an alpine steppe. *Global Change Biology*, 23, 5249–5259.
- Penuelas J, Poulter B, Sardans J, Ciais P, van der Velde M, Bopp L, Boucher O, Godderis Y, Hinsinger P, Llusia J, Nardin E, Vicca S, Obersteiner M, Janssens IA (2013). Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications*, 4, 2934. DOI: 10.1038/ncomms3934.
- Pilon-Smits EaH, Quinn CF, Tapken W, Malagoli M, Schiavon M (2009). Physiological functions of beneficial elements. *Current Opinion in Plant Biology*, 12, 267–274.
- Poovaiah BW, Reddy ASN (1993). Calcium and signal transduction in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 12, 185–211.
- Saarsalmi A, Malkonen E (2001). Forest fertilization research in Finland: A literature review. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 514–535.
- The Editorial Committee of Vegetation Map of China, Chinese Academy of Sciences (2001). *1:1 000 000 Vegetation Atlas of China*. Science Press, Beijing. [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2001). 1:1 000 000中国植被图集. 科学出版社, 北京.]
- Tian DS, Niu SL (2015). A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. *Environmental Research Letters*, 10, 10. DOI: 10.1088/1748-9326/10/2/024019.
- Wang H, Chu TD (1999). The progress of study on magnesium nutrition in plants. *Chinese Bulletin of Botany*, 16, 245–250. [汪洪, 褚天铎 (1999). 植物镁素营养的研究进展. 植物学通报, 16, 245–250.]
- Wang Y, Wu WH (2009). Molecular genetic mechanism of high efficient potassium uptake in plants. *Chinese Bulletin of Botany*, 44, 27–36. [王毅, 武维华 (2009). 植物钾营养高效分子遗传机制. 植物学报, 44, 27–36.]
- Watmough SA, Dillon PJ (2003). Base cation and nitrogen budgets for a mixed hardwood catchment in South-Central Ontario. *Ecosystems*, 6, 675–693.
- Xia JY, Wan SQ (2008). Global response patterns of terrestrial plant species to nitrogen addition. *New Phytologist*, 179, 428–439.
- Yang YH, Fang JY, Ji CJ, Ma WH, Mohammad A, Wang SF, Wang SP, Datta A, Robinson D, Smith P (2012a). Widespread decreases in topsoil inorganic carbon stocks across China's grasslands during 1980s–2000s. *Global Change Biology*, 18, 3672–3680.
- Yang YH, Ji CJ, Ma WH, Wang SF, Wang SP, Han WX, Mohammad A, Robinson D, Smith P (2012b). Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s–2000s. *Global Change Biology*, 18, 2292–2300.
- Zhang BB, Liu F, Ding JZ, Fang K, Yang GB, Liu L, Chen YL, Li F, Yang YH (2016). Soil inorganic carbon stock in alpine grasslands on the Qinghai-Xizang Plateau: An updated evaluation using deep cores. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 93–101. [张蓓蓓, 刘芳, 丁金枝, 房凯, 杨贵彪, 刘莉, 陈永亮, 李飞, 杨元合 (2016). 青藏高原高寒草地3米深度土壤无机碳库及分布特征. 植物生态学报, 40, 93–101.]
- Zhang YT, He XH, Liang H, Zhao J, Zhang YQ, Xu C, Shi XJ (2016). Long-term tobacco plantation induces soil acidification and soil base cation loss. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 5442–5450.
- Zhu JX, Wang QF, He NP, Smith MD, Elser JJ, Du JQ, Yuan GF, Yu GR, Yu Q (2016). Imbalanced atmospheric nitrogen and phosphorus depositions in China: Implications for nutrient limitation. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 121, 1605–1616.

责任编辑: 吕晓涛 责任编辑: 李敏

DOI: 10.17521/cjpe.2017.0100

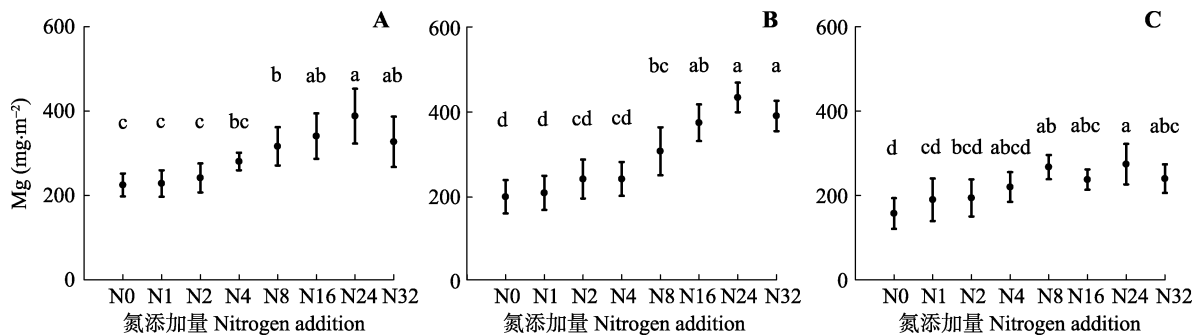
附件I 青藏高原高寒草地表层土壤pH值的频度分布。数据来自杨元合课题组于2013–2014年间在青藏高原草地样带调查的173个样地

Appendix I Frequency distribution of pH values on the Qinghai-Xizang Plateau. Data from 173 sampling sites along a grassland transect across Qinghai-Xizang alpine grasslands during 2013–2014, which were collected by members from Dr. Yuanhe Yang's group



附件II 氮添加对植物地上部分Mg库的影响(平均值±标准误差)。A, 2014年。B, 2015年。C, 2016年。N0–N32, 氮添加量分别为: 0、1、2、4、8、16、24、32 g·m⁻²·a⁻¹。不同字母表示各施氮量下差异显著(*p* < 0.05)

Appendix II Effects of nitrogen addition on Mg pool in aboveground plant (mean ± SE). A, 2014. B, 2015. C, 2016. N0–N32, nitrogen addition 0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 g·m⁻²·a⁻¹, respectively. Different letters indicate significant differences among treatments (*p* < 0.05)



附件III 2016年氮添加对表层0–10 cm土壤NO₃淋溶量的影响(平均值±标准误差)。N0–N32, 氮添加量分别为: 0、1、2、4、8、16、24、32 g·m⁻²·a⁻¹。不同字母表示各施氮量下差异显著(*p* < 0.05)

Appendix III Effects of nitrogen addition on NO₃ leaching in top 0–10 cm soil in 2016 (mean ± SE). N0–N32, nitrogen addition 0, 1, 2, 4, 8, 16, 24, 32 g·m⁻²·a⁻¹, respectively. Different letters indicate significant differences among treatments (*p* < 0.05)

