

# 不同形态和水平的氮添加对内蒙古草甸草原土壤净氮矿化潜力的影响

李 阳<sup>1,2</sup> 徐小惠<sup>1,2</sup> 孙 伟<sup>3</sup> 申 颜<sup>1,4</sup> 任婷婷<sup>1,2</sup> 黄建辉<sup>1,2</sup> 王常慧<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>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; <sup>2</sup>中国科学院大学, 北京 100049; <sup>3</sup>东北师范大学植被生态学教育部重点实验室, 长春 130024; <sup>4</sup>山西农业大学动物科技学院, 山西太谷 030801

**摘 要** 由全球变化和工农业生产引发的大气氮沉降增加已经对生态系统结构和功能产生了不可忽视的影响, 但是氮沉降的组成成分存在多种形态, 不同形态的氮对生态系统的结构与功能的影响是否有差异目前还不清楚。因此, 该研究选择内蒙古草甸草原开展不同形态和不同水平的外源氮添加试验, 每年添加5种不同形态的氮肥, 包括: 尿素、碳酸氢铵、硝酸铵、硫酸铵、缓释尿素, 添加量分别为: 0 (N0)、2 (N2)、5 (N5)、10 (N10)、20 (N20)及50 (N50)  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 均为纯氮添加量。通过野外原位取土、室内控制温度和水分(25 °C和60%田间持水量)的培养试验测定土壤净氮矿化( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )潜力、土壤微生物呼吸( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )潜力、土壤微生物生物量碳(氮)( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )的潜力以及土壤碳( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )、氮( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )、磷( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )含量等指标, 研究添加不同形态和不同水平的氮对土壤净氮矿化潜力的影响。试验结果表明: (1)短期内不同形态、不同水平的氮添加改变了土壤中无机氮的含量、铵态氮和硝态氮的累积量, 并且表现出铵态氮肥的促进作用比硝态氮肥更加显著, 铵态氮的累积显著提高了土壤净氮矿化潜力, 短期铵态氮和硝态氮的累积可增加微生物和植物对有效氮的快速固持; (2)不同形态、不同水平氮添加导致土壤微生物活性发生改变, 包括土壤微生物生物量碳(MBC)含量、微生物生物量氮(MBN)含量及其碳氮比(MBC:MBN), 并且在低水平氮添加下显著增强土壤微生物的呼吸速率, 高水平氮添加显著降低微生物呼吸速率和呼吸熵; (3)不同形态、不同水平氮添加短期内对土壤含水量、土壤有机碳含量、土壤全磷含量、土壤全氮含量无显著影响, 但是高水平氮添加不仅提高了速效磷的含量, 而且导致土壤迅速酸化。室内培养净氮矿化潜力的结果进一步验证了内蒙古草甸草原受氮限制, 添加中低水平的氮可以通过提高土壤微生物的活性而增加该地区草原土壤的净氮矿化潜力, 从而提高草地生产力。

**关键词** 氮添加; 净氮矿化潜力; 土壤微生物活性; 草甸草原

李阳, 徐小惠, 孙伟, 申颜, 任婷婷, 黄建辉, 王常慧 (2019). 不同形态和水平的氮添加对内蒙古草甸草原土壤净氮矿化潜力的影响. 植物生态学报, 43, 174–184. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0245

## Effects of different forms and levels of N additions on soil potential net N mineralization rate in meadow steppe, Nei Mongol, China

LI Yang<sup>1,2</sup>, XU Xiao-Hui<sup>1,2</sup>, SUN Wei<sup>3</sup>, SHEN Yan<sup>1,4</sup>, REN Ting-Ting<sup>1,2</sup>, HUANG Jian-Hui<sup>1,2</sup>, and WANG Chang-Hui<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; <sup>2</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>3</sup>Key Laboratory of Vegetation Ecology, Ministry of Education, Northeast Normal University, Changchun 130024, China; and <sup>4</sup>College of Animal Science and Veterinary Medicine, Shanxi Agricultural University, Taigu, Shanxi 030801, China

### Abstract

**Aims** The increase of atmospheric nitrogen (N) deposition caused by global change and industrial and agricultural production has had an important impact on the structure and function of ecosystems. There are many forms in composition of atmospheric N deposition. However, it is not clear whether there are differences in the effects of N deposition forms on structure and function of the ecosystems. Here our objective was to characterize the effects of different forms and levels of N addition on soil net N mineralization potential of steppe ecosystem in the Nei Mongol.

**Methods** A N addition experiment was carried out in the meadow steppe in Nei Mongol using five different N fertilizers, including  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , and slow-release urea separately since 2014. There were six N addition levels with 0 (N0), 2 (N2), 5 (N5), 10 (N10), 20 (N20) and 50 (N50)  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Fresh

收稿日期Received: 2018-10-05 接受日期Accepted: 2019-01-31

基金项目: 国家重点研发计划(2016YFC0500703)和国家自然科学基金(31572452和41573063)。Supported by National Key R&D Program of China (2016YFC0500703), and the National Natural Science Foundation of China (31572452 and 41573063).

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

soil samples from all treatments were taken and all roots were removed in July 2016. Then these soil samples were incubated for 24 h at 25 °C with 60% field water capacity. The potential of net N mineralization and nitrification rates and the potential of soil microbial respiration (MR), soil physical and chemical properties, soil microbial biomass carbon (MBC) and N (MBN) contents were measured, respectively.

**Important findings** The results showed that: (1) different forms and levels of N addition significantly increased soil inorganic N content and potential net N mineralization and nitrification rates. The N20 treatment had the highest soil inorganic N content and net N mineralization rate, however the highest soil net nitrification rate was found under N50 treatment; (2) different forms and levels of N addition significantly increased MBC and MBN contents and decreased the microbial metabolic quotient ( $q\text{CO}_2$ ). Lower N addition (N2) enhanced MR, but medium and higher N addition (N20, N50) restrained the MR; (3) different forms and levels of N addition significantly reduced the soil pH value, but significantly increased the available phosphorus content. No effects were found in soil water content, total phosphorus, total N and soil organic carbon contents, separately. The results verified that soil available N was the limited factor affecting plant productivity in meadow steppe in Nei Mongol steppe. No matter what type of N fertilizer can increase the activity of soil microorganism and the potential net N mineralization rate of the meadow steppe in this area.

**Key words** nitrogen addition; potential net nitrogen mineralization; soil microbial activity; meadow steppe

Li Y, Xu XH, Sun W, Shen Y, Ren TT, Huang JH, Wang CH (2019). Effects of different forms and levels of N additions on soil potential net N mineralization rate in meadow steppe, Nei Mongol, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 43, 174–184. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0245

由人类活动引发的大气氮沉降增加不仅提高了陆地生态系统生产力,同时对生态系统的结构和功能产生了深刻影响。全球氮沉降量由1995年的156  $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ 增长到2005年的187  $\text{Tg}\cdot\text{a}^{-1}$ ,氮沉降量的变化是巨大的(Galloway *et al.*, 2008)。自然界土壤中的氮库主要由有机氮和无机氮组成,无机氮主要包括铵态氮和硝态氮,土壤中的氮大部分是以有机氮的形式存在,除了苔原、高寒草甸等生态系统的非菌根维管植物嗜好吸收和利用有机氮,多为游离的氨基酸(王文颖等, 2014),大部分生态系统中的有机氮不能被植物直接吸收利用,需要在土壤微生物的作用下转化为无机氮后方可被利用,这一过程被称为氮矿化作用;净氮矿化潜力和净硝化潜力是指在单位时间内土壤微生物在最适水分和温度条件下将有机氮分别转化为铵态氮和硝态氮的净增加量(杨浩等, 2017)。净氮矿化潜力和净硝化潜力是表征土壤养分供给能力和评价氮循环过程的重要指标。

陆地生态系统的结构与功能和氮沉降之间的反馈机制,是当前陆地生态系统氮循环研究的重点之一(吕超群等, 2007)。外源氮输入可以缓解陆地生态系统氮匮乏的现状(Zhang *et al.*, 2015),但是当氮累积达到一定量时,会出现氮饱和效应,生态系统会由氮限制转为其他养分限制,如磷限制(Arens *et al.*, 2008)。另外长期的氮沉降会使得土壤酸化(Zhang *et al.*, 2014),影响土壤微生物群落的结构和功能,进

一步影响生态系统的可持续和健康发展。

目前氮沉降对土壤氮矿化作用和硝化作用的影响研究较多,但不同的生态系统在添加不同水平和形态的氮时表现出不同的响应,例如有研究发现氮添加显著改变了内蒙古羊草草原围封样地土壤的累积氮矿化量,最高的硝酸铵添加量( $80\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )对应于最低的累积氮矿化量,而最低量的硝酸铵添加( $5\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )使得累积氮矿化量达到最高(张璐等, 2009);而在科尔沁沙地东南部沙质草地的氮添加( $20\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )显著提高了生长季土壤铵态氮、硝态氮、矿质氮的含量以及净氮矿化速率与硝化速率(于占源等, 2007);高氮添加对内蒙古温带典型草原草地土壤氮转化有明显影响,其中 $25\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 氮添加对净硝化速率、氨化速率及矿化速率都有显著的促进作用(罗亲普等, 2016);但也有研究表明不同的氮添加量( $0$ 、 $10$ 、 $20\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )对土壤氮矿化量的影响没有显著差异(Liu *et al.*, 2015)。同时不同氮添加年限也会产生不同的结果,在 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 和 $\text{KNO}_3$ 这3种氮形态添加处理下,第一年对内蒙古典型草原土壤净氮矿化速率和净硝化速率没有显著影响,但是第二年显著降低了土壤净氮矿化速率和净硝化速率(Liu *et al.*, 2015)。所以,目前对不同形态、不同水平的氮添加如何影响氮循环还没有定论。

草原生态系统占陆地生态系统面积的40%,是

陆地生态系统的重要组成部分,其生产力受到氮可利用性的限制,因此在草原生态系统人工添加氮肥可在一定程度上缓解因氮缺乏导致的草地生产力低下的现状(Wardle & Ghani, 1995)。内蒙古草原自然氮沉降量约为 $1.81 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,本试验的氮添加量是参考中国北方氮沉降量观测值以及相近的典型草原氮添加梯度试验确定的饱和响应量(Zhang *et al.*, 2008b)。多数试验在模拟大气氮沉降时添加单一的氮源,但是自然界中氮沉降是多种形态的氮同时存在的,而且不同形态的氮其有效性是不一样的,所以本试验设计了5种常用氮的6个添加剂量来模拟氮沉降对生态系统的影响,包括尿素、碳酸氢铵、硝酸铵、硫酸铵、缓释尿素,而高剂量氮添加,例如20和 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,主要是用来研究草原生态系统对氮沉降响应的阈值,此阈值的发现对草原生态系统的利用与保护具有重要意义。本研究选取了内蒙古额尔古纳草甸草原为研究对象,通过野外取样和室内培养的方法,测定土壤净氮矿化(硝化)潜力、土壤微生物呼吸、土壤微生物生物量以及土壤常规理化指标,拟解决以下问题:1)不同形态、不同水平氮添加如何影响土壤无机氮的累积量、净氮矿化潜力和净硝化潜力?2)土壤微生物活性对不同形态、不同水平的氮添加是如何响应的?

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区域概况

研究区域位于内蒙古额尔古纳森林草原过渡带生态系统研究站( $50.18^{\circ} \text{N}$ ,  $119.38^{\circ} \text{E}$ ),年降水量为307.7 mm,年平均气温为 $0.5^{\circ} \text{C}$ ,属于寒温带大陆性气候。土壤为黑钙土,羊草(*Leymus chinensis*)和狼针草(*Stipa baicalensis*)为该地优势种,地带性植被为草甸草原。氮添加前样地表层土壤(0–10 cm)的pH值为6.79、总有机碳含量为 $30.88 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全氮含量为 $2.72 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全磷含量为 $0.57 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、速效磷含量为 $0.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

### 1.2 试验样地与采样方法

2013年8月在额尔古纳森林草原过渡带生态系统研究站选择地势平坦、植被种类及盖度均匀的草地设置不同形态氮化合物添加试验平台,每个小区面积 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ ,区组间间隔2 m,区组内样方间隔1 m,共计样方240个。分别添加尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 、

AU)、碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ , AC)、硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , AN)、硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , AS)、缓释尿素(AR) 5种氮肥,添加的纯氮量分别为0 (N0)、2 (N2)、5 (N5)、10 (N10)、20 (N20)、50 (N50)  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,每个处理8个重复。试验添加氮化合物的方式是将氮化合物与细砂混合撒施,每年在草原返青时撒施一次。2014年5月20日开始第一次氮添加,将称好的氮化合物与经过焙烧的细砂混合(每个试验小区加细砂约500 g),均匀地撒施到对应的试验小区内。细砂要先经过1 mm筛子去除明显的植物体和大石砾,用清水不断地冲洗细砂,然后放入锅内不断地翻炒,以杀死细砂中带有的植物种子和微生物。在氮添加处理的第三年(2016年)7月,用直径3 cm的土钻在每个样方取5个点,将5个点0–10 cm土壤样品混匀。将新鲜土壤样品带回实验室,过2 mm土壤筛,去除大的石砾和根系。取过筛的土壤样品(150 g)做风干处理测定相关指标,剩余样品在 $4^{\circ} \text{C}$ 冰箱冷藏保存待用。

### 1.3 室内测定与培养

土壤含水量采用烘干法测定;土壤pH值用pH计测定(土:水=1:2.5);总有机碳、全磷、速效磷、全氮含量分别用重铬酸钾外加热氧化法、高氯酸-浓硫酸-钼锑抗比色法、碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法和全自动凯氏定氮仪测定(鲍士旦, 2000)。

土壤微生物生物量碳(MBC)、氮(MBN)采用氯仿熏蒸浸提法,浸提液用N/C 3100 TOC/TN分析仪(Aanalytik Jena AG, Jena, Germany)测定其中的碳、氮含量,土壤微生物生物量碳(氮)分别通过熏蒸和未熏蒸土壤浸提液中的碳(氮)含量差值计算得到(Wang *et al.*, 2001)。

采用连续流动分析仪(FLAstar 5000 Analyzer, Foss Tecator, Hillerød, Denmark)分别测定土壤的铵态氮和硝态氮浓度,25  $^{\circ} \text{C}$ 恒温恒湿培养一周后,根据培养前后的铵态氮和硝态氮浓度差得到土壤净氮矿化速率和净硝化速率(王常慧等, 2004)。

通过土壤微生物室内培养测定土壤微生物呼吸,具体方法如下:先用环刀法测定土壤的田间持水量,调节新鲜土壤含水量到田间持水量的60%左右,称取调过土壤水分的样品20 g装入500 mL棕色培养瓶中,用封口膜封口;将培养瓶置于25  $^{\circ} \text{C}$ 恒温恒湿培养箱中培养24 h。在培养过程中,用注射器抽取10 mL气体用气相色谱仪(Agilent 7890B, Agilent,

California, USA)测定CO<sub>2</sub>浓度。

## 1.4 数据计算与统计方法

### 1.4.1 土壤净氮矿化速率的计算方法

土壤净硝化速率是通过培养后和培养前土壤NO<sub>3</sub><sup>-</sup>浓度的差值除以培养时间来计算, 净氮矿化速率为单位时间内无机氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)含量的变化, 土壤净氮矿化速率和净硝化速率都换算为单位干土质量(朱剑兴等, 2013)。

### 1.4.2 微生物呼吸熵( $q\text{CO}_2$ )的计算

$q\text{CO}_2$  (mg·g<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>) =  $MR \times \text{培养天数} / \text{MBC} / (\text{培养天数} \times 24 \text{ h}) \times 1000$ , 公式中MBC为每kg土壤所包含的微生物生物量碳的mg数, MR为每天每kg土壤微生物呼吸释放出的CO<sub>2</sub>的mg数(刘碧荣等, 2015)。

### 1.4.3 统计方法

采用SAS 9.2中双因素方差分析与Duncan法检验, 分析不同类型氮肥及氮添加量对土壤pH值、有机碳含量、全磷含量、速效磷含量、全氮含量、土壤微生物生物量碳和氮、净氮矿化速率潜力及土壤微生物呼吸速率影响的差异。利用Origin 9.0软件作图。统计结果的显著性水平定义为 $p = 0.05$ 。

## 2 结果

### 2.1 不同形态、不同水平氮添加对土壤理化性质的影响

一定水平氮添加显著降低了土壤的pH值( $p < 0.05$ ; 图1; 表1), 提高了土壤的速效磷含量( $p < 0.05$ ; 图1; 表1), 但对土壤有机碳、土壤全氮、土壤全磷的含量没有显著影响( $p > 0.05$ ; 表1)。其中, N20和N50处理后, 土壤pH值分别降低了0.46和0.66, 且AS对土壤pH降低的作用最显著( $p < 0.05$ ), 而AC对土壤pH降低的作用最小( $p < 0.05$ ); 与对照和N2、N5、N10、N20处理相比, N50处理后分别提高了土壤速效磷含量的44.89%、43.27%、58.36%、69.8%、56.29%, 但N50处理时不同形态的氮之间土壤速效磷含量无显著差异( $p > 0.05$ )。

### 2.2 土壤微生物活性对不同形态、不同水平氮添加的响应

土壤MBC含量、MBN含量、MBC:MBN、土壤MR以及 $q\text{CO}_2$ 在不同形态、不同水平氮添加之间存在显著差异( $p < 0.05$ ; 图2; 表2)。

不同形态、不同水平氮添加显著提高了土壤

MBC含量( $p < 0.05$ ; 图2; 表2), N20、N50处理后的MBC含量显著高于对照和低水平的氮添加( $p < 0.05$ ), 比对照分别提高了668%、930%, 其中AS和AN这两种铵态氮肥提高土壤MBC含量的作用最显著( $p < 0.05$ ); N2、N5处理后显著提高了土壤MBN含量( $p < 0.05$ ; 图2), 比对照分别提高了47.36%、42.03%, N2处理后AS增加土壤MBN含量的作用最显著( $p < 0.05$ ), 但N5处理后各形态之间的土壤MBN含量无显著差异( $p > 0.05$ ); N20、N50处理后显著提高了土壤MBC:MBN ( $p < 0.05$ ; 图2), 比对照分别提高了394.62%、960.75%, 氮添加显著改变了土壤微生物碳氮比, 促进土壤微生物利用土壤中的有机碳。

土壤微生物呼吸速率受到不同形态、不同水平氮添加的影响( $p < 0.05$ ; 图3; 表2), 其中, 添加2 g·m<sup>-2</sup>氮显著提高了微生物呼吸速率( $p < 0.05$ ), 比对照提高了21.56%, 但氮形态对微生物呼吸速率没有显著影响( $p > 0.05$ ); N20、N50处理显著降低了微生物呼吸速率( $p < 0.05$ ), 与对照相比显著降低了16.49%和17.10%, 且N20处理中各形态氮之间的土壤微生物呼吸速率没有显著差异( $p > 0.05$ ), 而N50处理中AC比AS、AR对降低土壤微生物呼吸速率的影响更小( $p < 0.05$ )。

与对照相比, N10、N20、N50处理显著降低了 $q\text{CO}_2$  ( $p < 0.05$ ; 表4), 分别降低了55.32%、72.04%、65.31%。其中, N20处理中AS、AN、AR对 $q\text{CO}_2$ 的影响比AU、AC更大( $p < 0.05$ ), 而N50处理中AU、AS、AN比AR对降低 $q\text{CO}_2$ 的影响更为明显( $p < 0.05$ )。因此, 添加一定水平的AS、AN可以降低 $q\text{CO}_2$ 。

### 2.3 不同形态、不同水平氮添加对土壤无机氮累积量和土壤净氮矿化/硝化潜力的影响

土壤中铵态氮、硝态氮、无机氮的累积量在室内培养条件下随着不同形态、不同水平氮添加而发生改变(图4; 表3)。其中, N20处理可显著提高铵态氮、无机氮的累积量( $p < 0.05$ ), 与对照相比分别提高了729.06%、433.81%, 并且AN、AC对增加土壤铵态氮、无机氮累积量的作用更显著( $p < 0.05$ ); N50处理显著提高了硝态氮的累积量( $p < 0.05$ ), 比对照提高了135.31%, 但添加氮形态对提高硝态氮累积量无显著影响( $p > 0.05$ )。可以看出土壤中无机氮的累积量主要受铵态氮添加量的影响。

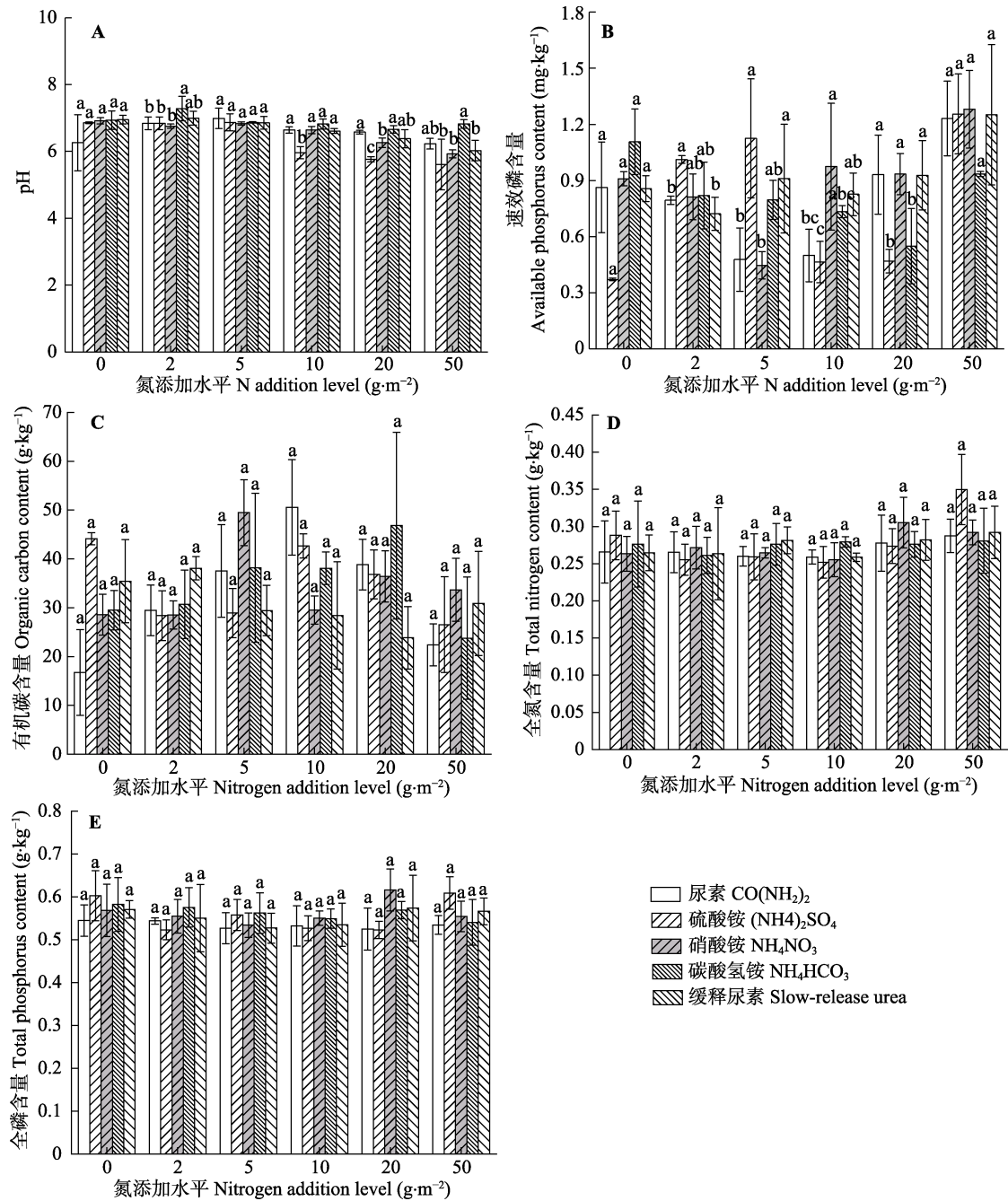


图1 氮添加形态和添加量对内蒙古草甸草原土壤理化性质的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较, 不同小写字母表示处理间差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 1 Effects of nitrogen (N) addition forms and levels on soil physicochemical properties in the meadow steppe in Nei Mongol (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

表1 不同形态、不同水平氮添加双因素对内蒙古草甸草原土壤理化性质的主效应及其交互效应的方差分析( $p$ 值)  
Table 1 Results ( $p$ -values) of two-way ANOVA on the effects of addition nitrogen forms, nitrogen levels and their interactions on soil physicochemical properties in the meadow steppe in Nei Mongol

|                 | pH          |          |          | 速效磷含量<br>Available P content |          |          | 全磷含量<br>Total P content |          |          | 全氮含量<br>Total N content |          |          | 有机碳含量<br>Organic carbon content |          |          |
|-----------------|-------------|----------|----------|------------------------------|----------|----------|-------------------------|----------|----------|-------------------------|----------|----------|---------------------------------|----------|----------|
|                 | <i>d.f.</i> | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>d.f.</i>                  | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>d.f.</i>             | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>d.f.</i>             | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>d.f.</i>                     | <i>F</i> | <i>p</i> |
| 氮形态 N form (F)  | 4           | 14.87    | <0.001   | 4                            | 1.93     | 0.12     | 4                       | 1.43     | 0.24     | 4                       | 0.28     | 0.89     | 4                               | 0.72     | 0.59     |
| 氮水平 N level (L) | 5           | 32.21    | <0.001   | 5                            | 14.82    | <0.001   | 5                       | 1.40     | 0.24     | 5                       | 3.59     | 0.007    | 5                               | 4.23     | 0.002    |
| F $\times$ L    | 20          | 2.84     | 0.001    | 20                           | 5.13     | <0.001   | 20                      | 0.94     | 0.54     | 20                      | 0.80     | 0.71     | 20                              | 3.35     | <0.001   |



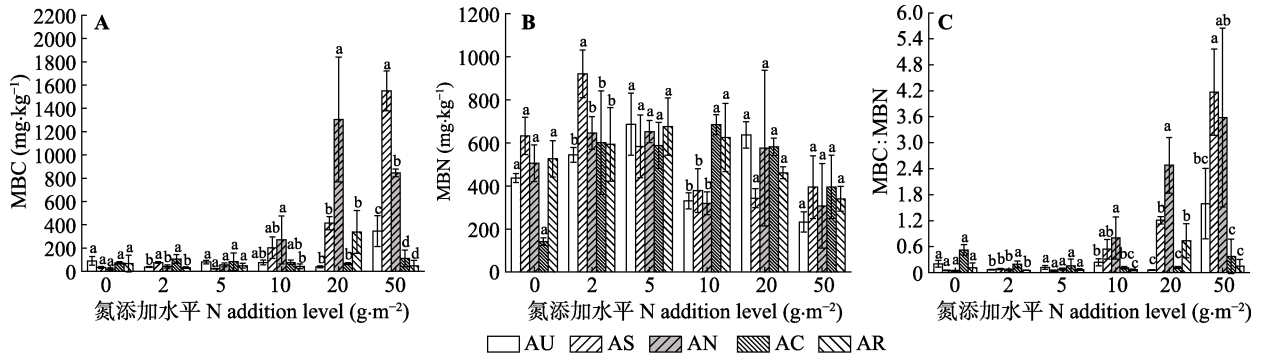


图2 氮添加形态和添加量对内蒙古草甸草原土壤微生物碳(MBC)含量(A)、微生物氮(MBN)含量(B)和微生物碳氮比(MBC:MBN)(C)的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。AU, 尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ); AS, 硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ); AN, 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); AC, 碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ); AR, 缓释尿素。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较, 不同小写字母表示处理间差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 2 Effects of nitrogen (N) addition forms and levels on soil microbial carbon (MBC) content (A), microbial nitrogen (MBN) content (B) and their ratio (MBC:MBN)(C)(means  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). AU,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ; AS,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; AN,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; AC,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ; AR, slow-release urea. Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

表2 不同形态、不同水平氮添加双因素对内蒙古草甸草原土壤微生物活性的主效应及其交互效应的方差分析( $p$ 值)

Table 2 Results ( $p$ -values) of two-way ANOVA on the effects of addition nitrogen forms, nitrogen levels and their interactions on soil microbial activity in the meadow steppe in Nei Mongol

|                 | MBC  |       |        | MBN  |       |        | MBC:MBN |       |        | MR   |      |        | $q\text{CO}_2$ |      |        |
|-----------------|------|-------|--------|------|-------|--------|---------|-------|--------|------|------|--------|----------------|------|--------|
|                 | d.f. | F     | p      | d.f. | F     | p      | d.f.    | F     | p      | d.f. | F    | p      | d.f.           | F    | p      |
| 氮形态 N form (F)  | 4    | 34.24 | <0.001 | 4    | 0.85  | 0.50   | 4       | 16.09 | <0.001 | 4    | 1.33 | 0.27   | 4              | 4.27 | 0.004  |
| 氮水平 N level (L) | 5    | 52.82 | <0.001 | 5    | 14.50 | <0.001 | 5       | 34.98 | <0.001 | 5    | 8.68 | <0.001 | 5              | 7.43 | <0.001 |
| F $\times$ L    | 20   | 20.17 | <0.001 | 20   | 3.95  | <0.001 | 20      | 8.24  | <0.001 | 20   | 1.54 | 0.10   | 20             | 3.15 | <0.001 |

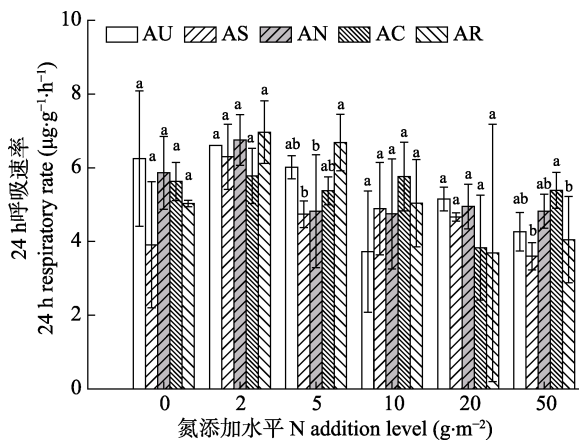


图3 氮添加形态和数量对培养24 h期间内蒙古草甸草原土壤微生物呼吸的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。AU, 尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ); AS, 硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ); AN, 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); AC, 碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ); AR, 缓释尿素。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较。不同小写字母表示处理之间差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 3 Effects of nitrogen (N) addition forms and levels on soil microbial respiration in the meadow steppe in Nei Mongol during 24 hours incubation (means  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). AU,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ; AS,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; AN,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; AC,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ; AR, slow-release urea. Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

不同形态、不同水平氮添加显著影响土壤净硝化速率( $R_{\text{nit}}$ )和净氮矿化速率( $R_{\text{min}}$ )( $p < 0.05$ ; 图5)。N20处理后, 土壤净氮矿化速率显著升高( $p < 0.05$ ), 比对照提高了433.72%, 且添加AN、AC对提高净矿化速率的作用更加显著( $p < 0.05$ ); N50处理后, 土壤净硝化速率显著升高( $p < 0.05$ ), 与对照相比提高了135.25%, 但是不同形态氮添加对土壤净硝化速率无显著影响( $p > 0.05$ )。

### 3 讨论

#### 3.1 不同形态、不同水平氮添加影响土壤理化性质

我们的研究表明, 短期氮添加可立即引起土壤pH显著下降, 同时显著提高土壤速效磷含量。这一结果与在森林、农田、草原等生态系统中开展的大量研究结果一致, 即施加氮肥会造成土壤酸化。土壤速效磷含量在罗浮栲(*Castanopsis fabri*)和杉木(*Cunninghamia lanceolata*)林下随氮添加量的增加而增加(裴广延等, 2013), 在添加10  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 硝酸铵和碳酸氢铵时全磷含量较其他水平、形态氮添加时下降最多, 但与未经氮添加处理的土壤相比无显

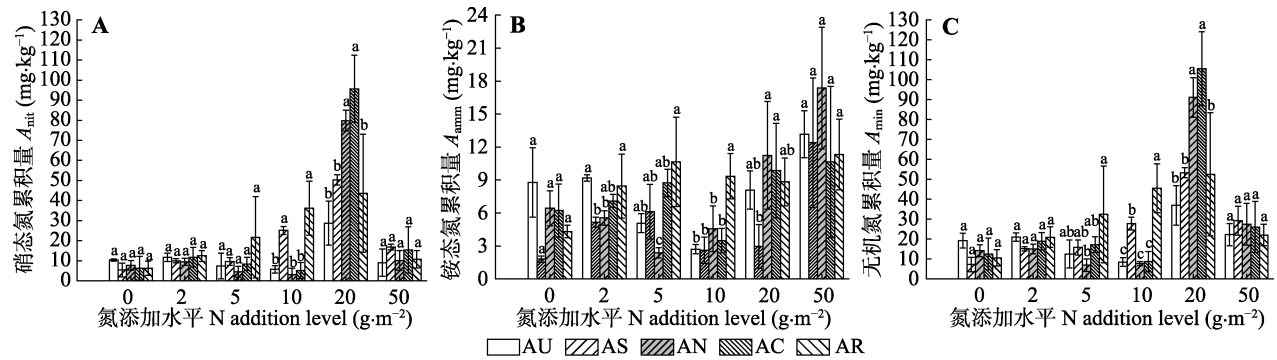


图4 氮添加形态和数量对内蒙古草甸草原土壤硝态氮(A)、铵态氮(B)和总无机氮库(C)的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。AU, 尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ); AS, 硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ); AN, 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); AC, 碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ); AR, 缓释尿素。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较。不同小写字母表示处理之间差异显著( $p < 0.05$ )。

Fig. 4 Effects of nitrogen (N) addition forms and levels on soil nitrate (A), ammonium (B) and total inorganic N (C) pools in the meadow steppe in Nei Mongol (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). AU,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ; AS,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; AN,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; AC,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ; AR, slow-release urea.  $A_{\text{amm}}$ , accumulation of ammonium nitrogen;  $A_{\text{nit}}$ , accumulation of nitrate nitrogen;  $A_{\text{min}}$ , accumulation of nitrogen mineralization. Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

表3 不同形态、不同水平氮添加双因素对内蒙古草甸草原土壤氮矿化的主效应及其交互效应的方差分析( $p$ 值)

Table 3 Results ( $p$ -values) of two-way ANOVA on the effects of addition nitrogen forms, nitrogen levels and their interactions on soil nitrogen mineralization in the meadow steppe in Nei Mongol

|                 | $A_{\text{amm}}$ |       |        | $A_{\text{nit}}$ |       |        | $A_{\text{min}}$ |       |        | $R_{\text{min}}$ |       |        | $R_{\text{nit}}$ |       |        |
|-----------------|------------------|-------|--------|------------------|-------|--------|------------------|-------|--------|------------------|-------|--------|------------------|-------|--------|
|                 | d.f.             | F     | p      | d.f.             | F     | p      | d.f.             | F     | p      | d.f.             | F     | p      | d.f.             | F     | p      |
| 氮形态 N form (F)  | 4                | 4.49  | 0.003  | 4                | 4.08  | 0.005  | 4                | 4.00  | 0.006  | 4                | 4.00  | 0.006  | 4                | 4.08  | 0.005  |
| 氮水平 N level (L) | 5                | 77.23 | <0.001 | 5                | 16.13 | <0.001 | 5                | 64.80 | <0.001 | 5                | 64.80 | <0.001 | 5                | 16.13 | <0.001 |
| F $\times$ L    | 20               | 7.10  | <0.001 | 20               | 2.46  | 0.004  | 20               | 6.89  | <0.001 | 20               | 6.89  | <0.001 | 20               | 2.46  | 0.004  |

$A_{\text{amm}}$ , 铵态氮累积量;  $A_{\text{nit}}$ , 硝态氮累积量;  $A_{\text{min}}$ , 氮矿化累积量;  $R_{\text{min}}$ , 净氮矿化速率;  $R_{\text{nit}}$ , 净硝化速率。

$A_{\text{amm}}$ , accumulation of ammonium nitrogen;  $A_{\text{nit}}$ , accumulation of nitrate nitrogen;  $A_{\text{min}}$ , accumulation of nitrogen mineralization;  $R_{\text{min}}$ , net nitrogen mineralization rate;  $R_{\text{nit}}$ , net nitrification rate.

表4 氮添加形态和数量对内蒙古草甸草原土壤微生物呼吸熵的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )

Table 4 Effects of nitrogen (N) addition forms and levels on soil microbial metabolic quotient in the meadow steppe in Nei Mongol (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ )

| 氮添加水平<br>N addition level ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ) | AU                            | AS                            | AN                            | AC                            | AR                            |
|--|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 0  | 1.58 $\pm$ 0.40 <sup>b</sup>  | 2.70 $\pm$ 0.33 <sup>ab</sup> | 7.43 $\pm$ 4.31 <sup>a</sup>  | 1.72 $\pm$ 0.37 <sup>b</sup>  | 3.80 $\pm$ 3.48 <sup>ab</sup> |
| 2  | 1.21 $\pm$ 2.11 <sup>b</sup>  | 1.79 $\pm$ 0.08 <sup>c</sup>  | 3.72 $\pm$ 1.06 <sup>ab</sup> | 1.28 $\pm$ 0.43 <sup>c</sup>  | 4.87 $\pm$ 0.87 <sup>a</sup>  |
| 5  | 1.69 $\pm$ 0.30 <sup>a</sup>  | 2.93 $\pm$ 2.60 <sup>a</sup>  | 2.14 $\pm$ 1.01 <sup>a</sup>  | 2.65 $\pm$ 2.26 <sup>a</sup>  | 3.29 $\pm$ 1.24 <sup>a</sup>  |
| 10   | 1.26 $\pm$ 0.74 <sup>ab</sup> | 0.58 $\pm$ 0.15 <sup>b</sup>  | 0.62 $\pm$ 0.47 <sup>b</sup>  | 1.71 $\pm$ 0.42 <sup>ab</sup> | 3.53 $\pm$ 2.87 <sup>a</sup>  |
| 20   | 2.98 $\pm$ 0.51 <sup>a</sup>  | 0.26 $\pm$ 0.04 <sup>c</sup>  | 0.09 $\pm$ 0.03 <sup>c</sup>  | 0.94 $\pm$ 0.87 <sup>b</sup>  | 0.18 $\pm$ 0.15 <sup>c</sup>  |
| 50   | 0.16 $\pm$ 0.14 <sup>b</sup>  | 0.06 $\pm$ 0.04 <sup>b</sup>  | 0.13 $\pm$ 0.01 <sup>b</sup>  | 1.31 $\pm$ 0.57 <sup>ab</sup> | 4.28 $\pm$ 3.91 <sup>a</sup>  |

AU, 尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ); AS, 硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ); AN, 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); AC, 碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ); AR, 缓释尿素。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较。不同小写字母表示处理之间差异显著( $p < 0.05$ )。

AU,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ; AS,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; AN,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; AC,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ; AR, slow-release urea. Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

著差异, 故不同形态、不同水平氮添加处理后并没有对土壤全磷的含量产生显著影响。长期单施化学氮肥将加速土壤碱性物质淋溶损失(Huang *et al.*, 2010), 并进一步促进土壤硝化反应的发生, 铵根离子转变为硝酸根离子积累在土壤中(闵九康, 2010)。而土壤酸化是导致土壤质量下降的重要原因, 并进一步引起生态系统退化、生物多样性降低、养分流

失等一系列生态问题(Wei *et al.*, 2013)。

### 3.2 不同形态、不同水平氮添加影响土壤微生物活性

我们的研究表明每年添加20和50  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$  硫酸铵和硝酸铵可显著提高土壤MBC含量和MBC:MBN, 而添加2  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 硫酸铵、5  $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 氮可显著提高土壤MBN含量。MBC含量是表征土壤微生

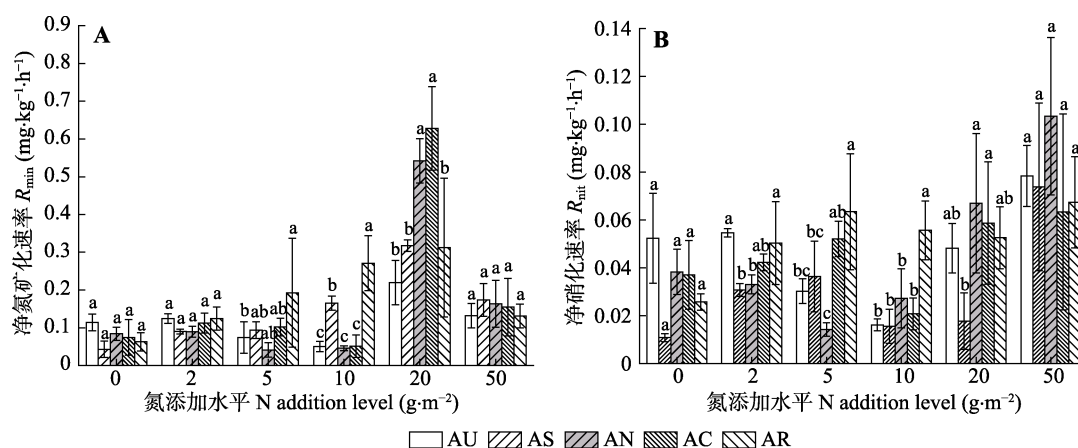


图5 氮添加形态和两对内蒙古草甸草原土壤净氮矿化(A)和净硝化速率(B)潜力的影响(平均值±标准偏差,  $n = 3$ )。AU, 尿素( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ); AS, 硫酸铵( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ); AN, 硝酸铵( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ); AC, 碳酸氢铵( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ); AR, 缓释尿素。只进行同一氮添加量不同氮形态的多重比较。不同小写字母表示处理之间差异显著( $p < 0.05$ )。

**Fig. 5** Effects of nitrogen (N) addition on soil potential net N mineralization ( $R_{\min}$ )(A) and nitrification ( $R_{\text{nit}}$ )(B) rates in the meadow steppe in Nei Mongol (mean  $\pm$  SD,  $n = 3$ ). AU,  $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ; AS,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ; AN,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ; AC,  $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ; AR, slow-release urea. Comparison was performed with different N forms within the same N level. Different lowercase letters are significantly different ( $p < 0.05$ ).

物活性的重要指标, 也是对环境因子变化响应较显著的指标(Bradley *et al.*, 2006)。在不同时间尺度上, 短期和长期氮添加对土壤微生物活性和多样性的影响存在差异。研究发现, 短期氮添加可以显著增加我国西南部荒漠(Zhou *et al.*, 2012)和草地土壤(Lovell & Hatch, 1998)的土壤微生物生物量, 但其他研究中也发现了不一致的结果, 例如在干旱沙地草原的短期氮添加试验发现, 土壤微生物生物量在氮添加之后显著降低(Li *et al.*, 2010); 而短期氮添加对荒漠土壤的微生物生物量没有影响(McCrackin *et al.*, 2008)。而目前公认的结果是长期氮添加会引起土壤微生物生物量显著下降(何亚婷等, 2010), 因为长期氮添加降低了土壤pH值, 影响土壤微生物的活性。另外, 不同水平的氮添加对土壤微生物生物量的影响不同。在内蒙古半干旱温带草原中进行的氮添加试验发现, 每年 $16 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 的氮添加处理后土壤微生物生物量最高, 而添加 $32$ 和 $64 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 两个高氮水平显著降低了土壤微生物生物量, 并得出 $16$ – $32 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 氮添加可以使得我国北方草地土壤微生物生物量达到最高的结论(Zhang *et al.*, 2008a); 对美国德克萨斯州半干旱 *Quercus denlata* 生态系统的研究也发现, 每年添加 $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 氮对微生物生物量无影响, 而添加 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 氮可显著提高微生物生物量(Zhang & Zak, 1998)。结合本试验结果可以看出, 低水平硫酸铵添加可促进土壤MBN含量的增加, 而高水平硫酸铵和硝酸铵这两种铵态氮

肥的添加可促进土壤MBC含量的增加, 从而提高了MBC:MBN, 增加地上生产力的同时也增加了土壤中的有机质和有效氮含量, 减缓了植物和微生物之间的竞争(张彦东等, 2005)。

本研究还发现不同形态、不同水平氮添加后, 土壤微生物呼吸速率发生了改变, 每年添加 $2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 氮显著提高了微生物呼吸速率, 而添加 $20$ 、 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 氮显著降低了微生物呼吸速率。氮添加对土壤微生物呼吸的影响因氮添加时间、添加水平、氮形态以及生态系统的不同而存在差异。研究发现, 短期氮添加可提高微生物生物量和土壤微生物代谢活性, 促进生态系统呼吸(宗宁等, 2013), 但长期氮添加会降低总的土壤呼吸和微生物呼吸(Bowden *et al.*, 2004)。土壤 $\text{CO}_2$ 排放对外源性氮输入的反应不同可能与施氮引起的碳固定、分配以及土壤“氮饱和”程度有关(Bowden *et al.*, 2004)。结合本试验结果, 发现低水平氮添加可以显著促进微生物呼吸速率的提高; 而高水平氮添加会造成土壤酸化, 抑制土壤微生物的活性和微生物呼吸的增加。

此外, 本研究还发现不同形态、不同水平的氮添加改变了土壤微生物呼吸熵, 较高水平( $20$ 、 $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ )的氮添加显著降低了土壤微生物的呼吸速率和呼吸熵。土壤微生物的呼吸熵可表征土壤微生物对底物的利用效率(张崇邦等, 2003), 呼吸熵越低表明微生物的代谢活性就越高, 保证土壤有充足的活性有机质(周焱等, 2009), 有利于维持土壤的优良性



状和可持续利用性(Vance *et al.*, 1987)。由于较高水平的氮添加可以提高建造微生物细胞的碳比例,降低微生物呼吸消耗的碳比例(吴东梅等, 2018),故本试验中添加较高水平的氮后显著降低了土壤微生物的呼吸速率和呼吸熵,提高了土壤MBC含量和MBC:MBN。

### 3.3 不同形态,不同水平氮添加影响无机氮累积、净氮矿化和净硝化速率的潜力

本研究结果表明在添加 $20\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 的氮时,无机氮累积量和净氮矿化速率达到最大值,而净硝化速率则随着氮添加的剂量增加而呈逐渐上升趋势,造成这种结果的原因是在添加 $20\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 左右的氮时,土壤中铵态氮含量达到了最大值,而硝态氮含量随着氮添加剂量的增加而增加,在最大添加剂量( $50\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ )时达到最大值。张璐等(2009)的研究结果表明氮添加改变了土壤矿化氮的累积量。与本研究结果相比,在半干旱灌木丛中开展的氮添加试验结果表明,氮添加可以促进净氮矿化潜力,但不影响土壤碳库(Vourlitis *et al.*, 2007);在加利福尼亚草地生态系统中的氮肥添加试验也证实,施加氮肥可以显著提高土壤的氮含量(Sirulnik *et al.*, 2007)。这些研究结果表明,氮沉降可以显著提高土壤净氮矿化速率,使得土壤中氮有效性大大提高,从而增加植物和土壤中微生物可获得的氮量。但长期开展的氮肥添加试验结果却发现,氮添加降低了土壤的净氮矿化速率(Aber & Magill, 2004)。因此,建议可以把 $20\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 左右的氮添加量作为一个短期提高草地生产力的参考值,使土壤中无机氮利用效率达到最高。但长远来看,这个施氮量是否有利于生态系统的健康发展,还需要进行长期深入的研究。

## 4 结论

通过研究不同形态、不同水平氮添加对内蒙古草甸草原生态系统土壤理化性质、土壤微生物活性和土壤净氮矿化速率潜力的早期影响,我们得出以下主要结论:不同水平和不同形态氮添加时,随着添加量的增加,土壤pH值显著下降,添加不同形态和水平的氮可以显著提高土壤中速效磷的含量;不同形态、不同水平氮添加对土壤微生物活性产生不同影响,添加一定水平的铵态氮肥(硝酸铵、硫酸铵)可以显著提高微生物的活性,使其充分利用土壤底物。不同水平氮添加显著提高了土壤无机氮累积量

和土壤净硝化速率以及净氮矿化速率的潜力。

**致谢** 感谢植被与环境变化国家重点实验室研究群项目“土壤碳氮周转的分子调控机制”和东北师范大学植被生态科学教育部重点实验室基金的资助。

## 参考文献

- Aber JD, Magill AH (2004). Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest (USA): The first 15 years of a nitrogen saturation experiment. *Forest Ecology and Management*, 196, 1–5.
- Arens SJT, Sullivan PF, Welker JM (2008). Nonlinear responses to nitrogen and strong interactions with nitrogen and phosphorus additions drastically alter the structure and function of a high arctic ecosystem. *Journal of Geophysical Research*, 113, G03S09. DOI: 10.1029/2007JG000508.
- Bao SD (2000). *Analysis of Soil Agrochemical*. 3rd edn. China Agriculture Press, Beijing. [鲍士旦 (2000). 土壤农化分析. 第三版. 中国农业出版社, 北京.]
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P (2004). Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 196, 43–56.
- Bradley K, Drijber RA, Knops J (2006). Increased N availability in grassland soils modifies their microbial communities and decreases the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1583–1595.
- 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.
- He YT, Qi YC, Dong YS, Peng Q, Xiao SS, Liu XC (2010). Advances in the influence of external nitrogen input on soil microbiological characteristics of grassland ecosystem. *Advances in Earth Science*, 25, 877–885. [何亚婷, 齐玉春, 董云社, 彭琴, 肖胜生, 刘欣超 (2010). 外源氮输入对草地土壤微生物特性影响的研究进展. 地球科学进展, 25, 877–885.]
- Huang S, Zhang W, Yu X, Huang Q (2010). Effects of long-term fertilization on corn productivity and its sustainability in an ultisol of southern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 44–50.
- Li LJ, Zeng DH, Yu ZA, Fan ZP, Mao R (2010). Soil microbial properties under N and P additions in a semi-arid, sandy grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 653–658.
- Liu BR, Wang CH, Zhang LH, Dong KH (2015). Effect of nitrogen addition and mowing on soil nitrogen mineralization in abandoned grasslands in Inner Mongolia. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 6335–6343. [刘碧荣, 王常慧, 张丽华, 董宽虎 (2015). 氮素添加和刈割对内蒙古弃耕草地

- 土壤氮矿化的影响. 生态学报, 35, 6335–6343.]
- Liu XR, Ren JQ, Li SG, Zhang QW (2015). Effects of simulated nitrogen deposition on soil net nitrogen mineralization in the meadow steppe of Inner Mongolia, China. *PLOS ONE*, 10, e0134039. DOI: 10.1371/journal.pone.0134039.
- Lovell RD, Hatch DJ (1998). Stimulation of microbial activity following spring application of nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, 26, 28–30.
- Lü CQ, Tian HQ, Huang Y (2007). Ecological effects of increased nitrogen deposition in terrestrial ecosystems. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 205–218. [吕超群, 田汉勤, 黄耀 (2007). 陆地生态系统氮沉降增加的生态效应. 植物生态学报, 31, 205–218.]
- Luo QP, Gong JR, Xu S, Baoyin T, Wang YH, Zhai ZW, Pan Y, Liu M, Yang LL (2016). Effects of N and P additions on net nitrogen mineralization in temperate typical grasslands in Nei Mongol, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40, 480–492. [罗亲普, 龚吉蕊, 徐沙, 宝音陶格涛, 王忆慧, 翟占伟, 潘琰, 刘敏, 杨丽丽 (2016). 氮磷添加对内蒙古温带典型草原净氮矿化的影响. 植物生态学报, 40, 480–492.]
- McCrackin ML, Harms TK, Grimm NB, Hall SJ, Kaye JP (2008). Responses of soil microorganisms to resource availability in urban, desert soils. *Biogeochemistry*, 87, 143–155.
- Min JK (2010). *Prospect of Agroecological Biochemistry and Environmental Health*. Modern Education Press, Beijing. [闵九康 (2010). 农业生态生物化学和环境健康展望. 现代教育出版社, 北京.]
- Pei GY, Ma HL, Gao R, Yin YF, Chen SD (2013). Effects of simulated nitrogen deposition on available P and K in soils of subtropical forest. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, (4), 16–20, 87. [裴广廷, 马红亮, 高人, 尹云锋, 陈仕东 (2013). 模拟氮沉降对森林土壤速效磷和速效钾的影响. 中国土壤与肥料, (4), 16–20, 87.]
- Sirulnik AG, Allen EB, Meixner T, Fenn ME, Allen MF (2007). Changes in N cycling and microbial N with elevated N in exotic annual grasslands of southern California. *Applied Soil Ecology*, 36, 1–9.
- Vance E, Brookes PC, Jenkinson DS (1987). Microbial biomass measurements in forest soils: Determination of  $k_c$  values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 19, 689–696.
- Vourlitis GL, Zorba G, Pasquini SC, Mustard R (2007). Chronic nitrogen deposition enhances nitrogen mineralization potential of semiarid shrubland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 836–842.
- Wang CH, Xing XR, Han XG (2004). The effects of temperature and moisture on the soil net nitrogen mineralization in an *Aneulolepidium chinensis* grassland, Inner Mongolia, China. *Acta Ecologica Sinica*, 24, 2472–2476. [王常慧, 邢雪荣, 韩兴国 (2004). 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响. 生态学报, 24, 2472–2476.]
- Wang W, Chalk PM, Chen D, Smith CJ (2001). Nitrogen mineralisation, immobilisation and loss, and their role in determining differences in net nitrogen production during waterlogged and aerobic incubation of soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 1305–1315.
- Wang WY, Zhou HK, Yang L, Li JP, Wang XC (2014). The uptake strategy of soil nitrogen nutrients by different plant species in alpine *Kobresia tibetica* meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Journal of Natural Resources*, 29, 249–255. [王文颖, 周华坤, 杨莉, 李锦萍, 汪新川 (2014). 高寒藏嵩草(*Kobresia tibetica*)草甸植物对土壤氮素利用的多元化特征. 自然资源学报, 29, 249–255.]
- Wardle DA, Ghani A (1995). A critique of the microbial metabolic quotient ( $qCO_2$ ) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology & Biochemistry*, 27, 1601–1610.
- Wei CZ, Yu Q, Bai E, Lv XT, Li Q, Xia JY, Kardol P, Liang WJ, Wang ZW, Han XG (2013). Nitrogen deposition weakens plant-microbe interactions in grassland ecosystems. *Global Change Biology*, 19, 3688–3697.
- Wu DM, Guo JF, Zhang Z, Li SJ, Yang YS (2018). Effects of dissolved organic matter addition on soil microbial respiration and quotient values in a secondary *Castanopsis carlesii* forest. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 1–10. [吴东梅, 郭剑芬, 张政, 李帅军, 杨玉盛 (2018). DOM对米槠次生林不同土层土壤微生物呼吸及其熵值的影响. 生态学报, 38, 1–10.]
- Yang H, Hu ZM, Guo Q, Li SG, Li LH, Bai WM (2017). Influences of precipitation increase and N addition on soil potential N mineralization in Inner Mongolia grassland. *Journal of Natural Resources*, 32, 2034–2042. [杨浩, 胡中民, 郭群, 李胜功, 李凌浩, 白文明 (2017). 增雨和氮添加对内蒙古草原土壤氮矿化潜力的影响. 自然资源学报, 32, 2034–2042.]
- Yu ZY, Zeng DH, Ai GY, Jiang FQ (2007). Effects of nitrogen addition on soil nitrogen availability in sandy grassland. *Chinese Journal of Ecology*, 26, 1894–1897. [于占源, 曾德慧, 艾桂艳, 姜凤岐 (2007). 添加氮素对沙质草地土壤氮素有效性的影响. 生态学杂志, 26, 1894–1897.]
- Zhang CB, Jin ZX, Shi SD (2003). Microflora and microbial quotient ( $qMB$ ,  $qCO_2$ ) values of soils in different forest types on Tiantai Mountain in Zhejiang. *Chinese Journal of Ecology*, 22(2), 28–31. [张崇邦, 金则新, 施时迪 (2003). 天台山不同林型土壤微生物区系及其商值 ( $qMB$ ,  $qCO_2$ ). 生态学杂志, 22(2), 28–31.]
- Zhang L, Huang JH, Bai YF, Han XG (2009). Effects of nitrogen addition on net nitrogen mineralization in *Leymus chinensis* grassland, Inner Mongolia, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 563–569. [张璐, 黄建辉, 白永

- 飞, 韩兴国 (2009). 氮素添加对内蒙古羊草草原净氮矿化的影响. *植物生态学报*, 33, 563–569.]
- Zhang NL, Wan SQ, Li LH, Bi J, Zhao MM, Ma KP (2008a). Impacts of urea N addition on soil microbial community in a semi-arid temperate steppe in northern China. *Plant and Soil*, 311, 19–28.
- Zhang QS, Zak JC (1998). Effects of water and nitrogen amendment on soil microbial biomass and fine root production in a semi-arid environment in west Texas. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 39–45.
- Zhang Y, Feng J, Isbell F, Lü X, Han X (2015). Productivity depends more on the rate than the frequency of N addition in a temperate grassland. *Scientific Reports*, 5, 12558. DOI: 10.1038/srep12558.
- Zhang Y, Lü X, Isbell F, Stevens C, Han X, He NP, Zhang GM, Yu Q, Huang JH, Han XG (2014). Rapid plant species loss at high rates and at low frequency of N addition in temperate steppe. *Global Change Biology*, 20, 3520–3529.
- Zhang Y, Zheng LX, Liu XJ, Jickells T, Cape JN, Goulding K, Fangmeier A, Zhang FS (2008b). Evidence for organic N deposition and its anthropogenic sources in China. *Atmospheric Environment*, 42, 1035–1041.
- Zhang YD, Sun ZH, Shen YX (2005). Effect of fertilization on soil microorganism of deteriorated grassland in dry-hot valley region of Jinsha River. *Journal of Soil and Water Conservation*, 19(2), 88–91. [张彦东, 孙志虎, 沈有信 (2005). 施肥对金沙江干热河谷退化草地土壤微生物的影响. *水土保持学报*, 19(2), 88–91.]
- Zhou XB, Zhang YM, Downing A (2012). Non-linear response of microbial activity across a gradient of nitrogen addition to a soil from the Gurbantunggut Desert, northwestern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 47, 67–77.
- Zhou Y, Xu XG, Wang F, Ruan HH, Wang JS, Fang YH, Wu YY, Xu ZK (2009). Soil microbial biomass, respiration, and metabolic quotient along an altitudinal gradient in Wuyi Mountain of southeastern China. *Chinese Journal of Ecology*, 28, 265–269. [周焱, 徐宪根, 王丰, 阮宏华, 汪家社, 方燕鸿, 吴焰玉, 徐自坤 (2009). 武夷山不同海拔梯度土壤微生物生物量、微生物呼吸及其商值(gMB, qCO<sub>2</sub>). *生态学杂志*, 28, 265–269.]
- Zhu JX, Wang QF, He NP, Wang RM, Dai JZ (2013). Soil nitrogen mineralization and associated temperature sensitivity of different Inner Mongolian grasslands. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 6320–6327. [朱剑兴, 王秋凤, 何念鹏, 王若梦, 代景忠 (2013). 内蒙古不同类型草地土壤氮矿化及其温度敏感性. *生态学报*, 33, 6320–6327.]
- Zong N, Shi PL, Jiang J, Xiong DP, Meng FS, Song MH, Zhang XZ, Shen ZX (2013). Interactive effects of short-term nitrogen enrichment and simulated grazing on ecosystem respiration in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 6191–6201. [宗宁, 石培礼, 蒋婧, 熊定鹏, 孟丰收, 宋明华, 张宪洲, 沈振西 (2013). 短期氮素添加和模拟放牧对青藏高原高寒草甸生态系统呼吸的影响. *生态学报*, 33, 6191–6201.]

责任编辑: 冯兆忠 责任编辑: 李 敏



扫码加入读者圈  
听语音, 看问答