

DOI: 10.5846/stxb201304230779

祁瑜, Mulder J, 段雷, 黄永梅.模拟氮沉降对克氏针茅草原土壤有机碳的短期影响.生态学报, 2015, 35(4): 1104-1113.

Qi Y, Mulder J, Duan L, Huang Y M. Short-term effects of simulating nitrogen deposition on soil organic carbon in a *Stipa krylovii* steppe. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(4): 1104-1113.

模拟氮沉降对克氏针茅草原土壤有机碳的短期影响

祁 瑜¹, Mulder J², 段 雷³, 黄永梅^{1,*}

¹ 北京师范大学资源学院, 北京 100875

² 挪威生命科学大学植物和环境科学系, 奥斯 N-1432

³ 清华大学环境学院, 北京 100084

摘要:为更好地了解天然草地土壤有机碳对氮沉降增加的响应, 2011 年在内蒙古太仆寺旗的克氏针茅 (*Stipa krylovii*) 草原上开展了模拟氮沉降的控制实验, 设置对照 (CK) 和 5 个模拟氮沉降 (NO_3^-) 处理, 分别为 2 (N1)、5 (N2)、10 (N3)、25 (N4) 和 50 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ (N5)。生长季末, 采集每个样地中 0—2 cm 和 2—10 cm 深度土壤进行有机碳含量及组成的分析, 并进行实验室矿化培养。结果表明, 土壤颗粒态有机碳 (POC) 对氮添加响应敏感, N1 和 N2 处理下的 POC 含量高于 CK, N3、N4 和 N5 处理则低于 CK。5 个模拟氮沉降处理下的矿质结合态有机碳 (MOC) 含量均高于对照, 但差别不显著。不同氮沉降水平下 0—2 cm 土层的碳矿化潜势为 $\text{N2} > \text{N1} > \text{N4} > \text{N3} > \text{CK} > \text{N5}$, 且 N1、N2、N3 和 N4 处理均显著高于 CK 和 N5; 2—10 cm 土层的碳矿化潜势为 $\text{N2} > \text{N1} > \text{N3} > \text{CK} > \text{N4} > \text{N5}$, N1、N2 和 N3 显著高于 CK、N4 及 N5。不同施氮处理对群落净第一性生产力有明显影响, N5 的净第一性生产力和地上生物量显著低于对照和其它施氮处理, N1 的 0—10 cm 地下生物量显著高于对照和其它处理, N5 的凋落物量显著高于对照。模拟氮沉降短期内对土壤总有机碳 (SOC) 含量无显著影响。

关键词:氮沉降; 克氏针茅草原; 土壤有机碳分组; 碳矿化

Short-term effects of simulating nitrogen deposition on soil organic carbon in a *Stipa krylovii* steppe

QI Yu¹, Mulder Jan², DUAN Lei³, HUANG Yongmei^{1,*}

¹ College of Resources Science and Technology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

² Department of Plant and Environmental Sciences, Norwegian University of Life Sciences, N-1432 Aas, Norway

³ School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

Abstract: In order to examine the short-term effects of simulated nitrogen (N) deposition on soil organic carbon (SOC) in *Stipa krylovii* steppe, an N addition experiment was set up in May 2011 on a typical steppe, *Stipa krylovii* community, in Inner Mongolia, China. The experiment included five simulated N (NO_3^-) deposition level treatments, namely N1 (2 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$), N2 (5 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$), N3 (10 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$), N4 (25 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$), and N5 (50 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$), and a control (CK) treatment with no N addition, each with three replicates. At the end of the growing season in 2011, soils at 0—2 cm and 2—10 cm depth were sampled separately. The fractionation of SOC was determined, and the potential SOC mineralization was measured in an incubation experiment. The SOC fractionation results indicated that particulate organic carbon (POC) was more sensitive to N deposition than the mineral associated organic carbon (MOC). The POC in 0—2 cm and 2—10 cm soils was higher in the N1 and N2 treatments, but lower in the N3, N4, and N5 treatments than in the CK treatment. The POC was significantly higher in the N1 than the N4 and N5 treatments. The ratio of POC to SOC can reflect

基金项目:国家自然科学基金资助项目 (40871031, 41371069); 长江学者和创新团队发展计划资助

收稿日期:2013-04-23; **网络出版日期:**2014-04-11

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ymhuang@bnu.edu.cn

the stability of the SOC pool. In the 0—2 cm soil, the POC/SOC was significantly higher in the CK than the N4 and N5 treatments, and in the 2—10 cm soil it was significantly higher in the N5 treatment. During the 70 day incubation experiment, the potential SOC mineralization decreased rapidly with soil depth. In the 0—2 cm soils, the potential SOC mineralization decreased in the order: N2 > N1 > N4 > N3 > CK > N5, with significant differences between the N1, N2, N3 and N4 treatments on one hand and between the CK and N5 treatments on the other. In the 2—10 cm soils, the potential SOC mineralization decreased in the order: N2 > N1 > N3 > CK > N4 > N5, with significant differences between the N1, N2, and N3 treatments on one hand and between the CK, N4 and N5 treatments on the other. Thus, simulated N deposition caused an increase in SOC, in particular POC, at low N addition levels, whereas at high N input, POC, MOC and the accumulated SOC mineralization decreased. Net primary productivity (NPP) was also affected by N addition. The NPP and aboveground biomass level was significantly lower in the N5 treatment than in the CK and other treatments, the underground biomass at 0—10 cm was significantly higher in the N1 treatment than in the CK and other treatments, and the amount of litter was significantly higher in the N5 than in the CK treatment. The effects of N deposition on NPP, biomass and litter were the main factors that influenced the SOC fractionation and the potential SOC mineralization in the short term. However, results showed that after one growing season, there were no significant effects of simulated N deposition on the SOC of *Stipa krylovii* steppe.

Key Words: nitrogen deposition; *Stipa krylovii* steppe; soil organic carbon fraction; carbon mineralization

施肥和化石燃料燃烧等人类活动导致在全球范围内大气氮沉降日益增加^[1-2],将持续影响土壤有机碳(SOC)动态^[3-4]。有机碳分解^[5-6]和碳在不同土壤碳库中的分配^[7]都对氮沉降有明显响应,但氮沉降对土壤有机碳的影响还没有取得统一认识^[4,8]。近年来我国的氮沉降增加趋势显著,不多的有关氮沉降对土壤有机碳库影响的研究集中在南方污染较重的森林地区^[9],对北方干旱和半干旱区草地生态系统土壤有机碳的影响研究目前较少^[10]。全球草地土壤有机碳占世界土壤有机碳储量的 15.5%,占草地生态系统总碳储量的 90%^[11],氮沉降对草地土壤有机碳的影响特征对全球变化研究具有重要意义。最近的研究表明内蒙古太仆寺旗草原的氮沉降已高达 $3.4 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[12],并且随着中国北方草原区能源和工业的发展,有持续增加的趋势^[13]。土壤作为内蒙古草原最大的有机碳库,急需深入研究对氮沉降增加的响应特征和机制。

氮沉降对土壤有机碳库的影响依赖于有机碳输入与分解矿化过程的动态平衡,成为目前生态系统碳循环的研究热点^[14]。一些研究者通过观测氮沉降对土壤有机碳分组的影响,揭示土壤有机碳在不同碳库间循环与转化的内部机理^[15-16]。为了更好地刻画土壤有机碳的稳定性,按土壤颗粒大小将土壤有机碳分为颗粒态有机碳(POC)和矿质结合态有机碳(MOC)两类。颗粒态有机碳($53 \mu\text{m} < \text{POC} < 2000 \mu\text{m}$)通常由未分解或半分解的动植物残体组成,是土壤中易分解利用的不稳定碳库的主要组成部分,对环境变化响应敏感^[17-18];矿质结合态有机碳($\text{MOC} < 53 \mu\text{m}$)与土壤粘粒或粉粒结合,形成时间较长,性质稳定,是植物营养的储备库^[18-19]。目前很多研究表明,长期氮沉降对 POC 影响显著,但通常忽视其短期效应,极少的研究注意到 POC 对氮沉降的响应极为敏感,在控制实验的短期内就有变化^[15,20];MOC 短期内则对氮沉降无显著响应^[15]。因此,讨论氮沉降对土壤有机碳的短期影响十分必要并将为探讨其长期效应提供依据。土壤有机碳在微生物作用下分解释放 CO_2 的过程称为碳矿化作用,决定着有机碳的分解与供应过程,可用来表征土壤有机碳稳定性^[21]。氮沉降通过改变矿化底物的组成和数量以及微生物的种类和活性,对有机碳矿化作用产生复杂的影响,呈现出抑制^[7,22]、促进^[23-24]或无影响等不同的效应^[25-26]。由于过程复杂且影响因素众多,氮沉降对土壤有机碳库不同组分及矿化过程的影响机制尚无定论。

1 实验材料和方法

1.1 实验设计

实验于内蒙古锡林郭勒盟南部北京师范大学资源学院太仆寺旗野外试验站($\text{E}115^\circ 29' 10''$, $\text{N}42^\circ 06'$)

44")^[27]的克氏针茅草原上进行。土壤为淡栗钙土,pH计测定pH值为7.5,有机碳含量17.44 g/kg,全氮含量1.80 g/kg(Vario EL, Elementar, Germany测定)。在均质的天然草地上随机布设5个施氮水平,N1(2 g N m⁻² a⁻¹)、N2(5 g N m⁻² a⁻¹)、N3(10 g N m⁻² a⁻¹)、N4(25 g N m⁻² a⁻¹)、N5(50 g N m⁻² a⁻¹)和对照CK(无施氮处理),其中N1、N2和N3模拟未来氮沉降水平(相当于当地目前氮沉降水平分别提高约0.5、1.5和3.0倍),N4和N5模拟草地施肥水平,每个水平3个重复。每个样地为3 m × 6 m,样地间隔离带宽1 m。用NaNO₃溶液模拟氮沉降,主要考虑未来该地区增加的氮沉降主要是硝态氮,来自氮氧化物(NO_x)排放。于2011年6月5日将每个水平所需的NaNO₃溶于48 L水中(约为当地年降水量的0.5%),利用喷雾器均匀喷洒,对照组喷入等量清水。

1.2 样品的采集和测定

1.2.1 土壤采集和测定方法

10月15日,在每个样地内采用多点混合采样法铲取表面0—2 cm土壤,然后用直径3 cm的土钻钻取2—10 cm土壤,一部分土样密封后置于4℃冰箱保存待处理,一部分自然风干保存待处理。

自然风干土样过2 mm筛。土壤pH值用pH计测定(土:水=1:2.5);土壤全氮全碳含量用全自动元素分析仪(CHN-600, LECO, USA)测定;土壤有机碳用有机碳分析仪(Carbon determinate-EC12, LECO, USA)测定。

参考Leifeld和Kogel-Knabner^[28]土壤有机碳分组方法,风干土样中加入密度为1.8 g/cm³的多聚钨酸钠盐[Na₆(H₂W₁₂O₄₀)×H₂O]溶液,通过离心机分离出带有漂浮颗粒的上清液,用去离子水冲洗后将沉淀物二次回收烘干至恒重,即获得颗粒态有机质(POM)。将离心管底的沉淀土壤用去离子水冲洗后烘干至恒重,即获得矿质结合态有机物(MOM)。用有机碳分析仪(Carbon determinate-EC12, LECO, USA)测定土壤颗粒态有机碳(POC)和矿质结合态有机碳(MOC)。

4℃保存土壤过2 mm筛,测定土壤有机碳累积矿化量:每个土样取10 g放入带盖的塑料培养管内,内套小试管盛有8 mL浓度为1 mol/L的NaOH溶液,设3个重复,按田间持水量60%加入去离子水,于15℃无光照的恒温培养箱培养,利用碱液吸收法测定培养开始后第3、7、14、21、28、35、49天和第70天的CO₂累积产生量,进而计算有机碳矿化速率(参见Molstad^[29]和Martinsen^[30]方法)。

1.2.2 植物样品采集和测定方法

为探讨土壤有机碳变化的原因,对群落净第一性生产力也进行了测定。2011年7月28日采用收获法测定地上生物量,同时收集凋落物,在烘箱中105℃杀青后65℃下烘干并称其烘干重。地下生物量的测定则采用内生长土芯法。施氮前在每个样地中以“V”字形布设5个内生长土芯点,筛除其中根系,将无根土填入土芯的尼龙网袋中。9月22日将0—10 cm土壤取出,过2 mm筛获取根,用清水洗净,在烘箱中105℃杀青后65℃下烘干并称其烘干重。

1.3 数据处理和分析

使用Excel2007软件进行数据基础分析,采用SPSS17.0对各指标进行单因素方差分析(ANOVA),用LSD多重比较法对方差分析中的结果做差异显著性检验,采用Origin 8.0软件进行制图。不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

2 结果分析

2.1 模拟氮沉降对草原土壤总碳和碳氮比的影响

0—2 cm和2—10 cm土层中,土壤有机碳含量在5种施氮处理及对照间均无显著差异(表1)。总体看来,0—2 cm和2—10 cm两层土壤有机碳含量均表现为N1处理下最大,随着施氮量增加而减少的趋势,施氮样地的有机碳含量高于对对照样地(0—2 cm土壤中N5水平的有机碳含量最小)。土壤全碳含量在两层土壤中均表现为N2水平下最高,CK或N5水平下最低,但在0—2 cm土层各水平间无显著差异,2—10 cm土层N2

水平下的全碳含量显著高于对照。在 0—2 cm 土层中,与对照样地相比,5 个施氮水平下土壤的碳氮比均降低且存在显著差异。在 2—10 cm 土层中,与对照相比,N2、N3 和 N5 的碳氮比有明显降低,N1 和 N4 的下降不显著。

表 1 模拟氮沉降对土壤总碳和碳氮比的影响

Table 1 Carbon content and C/N ratio of soil under different N treatments

土层/cm Layer	处理 Treatment	pH 值 pH value	有机碳/(g/kg) Soil Organic Carbon	全碳/(g/kg) Total Carbon	碳氮比 C/N
0—2	CK	7.53±0.10b	17.88±1.69a	19.62±1.49a	9.83±1.41a
	N1	7.5±0.04b	20.38±1.08a	22.52±1.37a	8.50±0.05b
	N2	7.51±0.04b	19.50±0.45a	22.69±0.89a	8.16±0.64b
	N3	7.63±0.13ab	17.99±1.36a	21.14±1.37a	8.31±0.53b
	N4	7.93±0.11a	17.66±0.77a	19.94±1.40a	8.81±0.33b
	N5	7.94±0.17a	17.56±2.34a	18.44±1.82a	8.88±0.04b
2—10	CK	7.51±0.09a	17.00±0.67a	18.05±0.18b	9.84±0.37a
	N1	7.59±0.05a	19.90±0.46a	21.26±0.65ab	9.44±0.21ab
	N2	7.54±0.08a	19.00±1.01a	22.05±0.71a	8.51±0.19b
	N3	7.69±0.01a	17.78±1.20a	19.52±0.96ab	8.70±0.25b
	N4	7.63±0.13a	17.76±0.52a	19.59±0.40ab	8.92±0.45ab
	N5	7.72±0.26a	17.02±2.65a	18.86±2.74ab	8.31±0.58b

同列不同小写字母表示不同氮沉降处理间存在差异 ($P < 0.05$); 表中,CK、N1、N2、N3、N4 和 N5 分别代表对照、2、5、10、25 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ 和 50 $\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ 的氮沉降处理水平; SOC 为土壤有机碳含量; TN 为土壤全氮含量; C/N 为土壤有机碳与全氮含量的比值

2.2 模拟氮沉降对草原土壤分组有机碳的影响

0—2 cm 土层中 N1 的颗粒态有机碳 (POC) 含量达 5.58 g/kg 土壤,显著高于 N4 (3.94 g/kg 土壤) 和 N5 (3.99 g/kg 土壤),而对照、N2 和 N3 处于中间水平 (图 1); 在 2—10 cm 的土层中,CK 的 POC 含量为 4.87 g/kg 土壤,低于 N1 和 N2 处理下的 POC 含量,而高于 N3、N4 和 N5 处理下的 POC 含量。其中,N1 和 N2 的 POC 含量显著高于 N5,与 CK、N3 和 N4 没有显著差异。与对照相比,2 层土壤的 POC 含量在 N1 和 N2 水平下有增加的趋势,在 N3、N4 和 N5 水平下表现出降低的趋势。两层土壤中,矿质结合态有机碳 (MOC) 在模

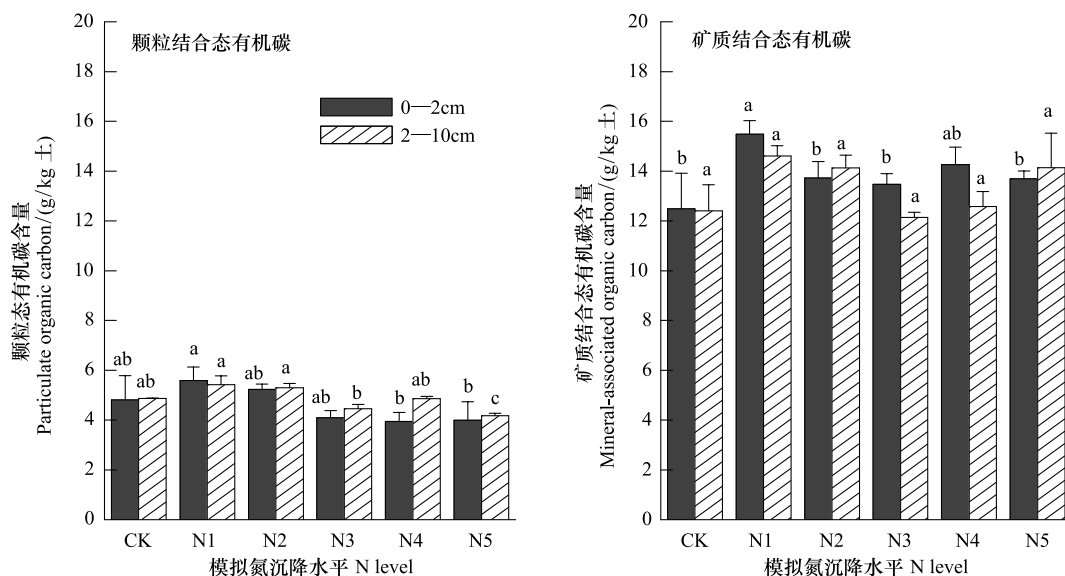


图 1 模拟氮沉降对土壤分组有机碳的影响

Fig.1 Organic carbon fractionation of soil under different N treatments

同一土层不同字母表示不同氮沉降处理间存在差异 ($P < 0.05$)

拟氮沉降下含量均高于对照,但差别不显著(图1)。0—2 cm 土层中,N1 水平下的 MOC 为 15.49 g/kg 土壤,显著高于 CK、N2、N3 和 N5 水平;2—10 cm 土层中,各处理间均无显著差异。

本研究中,氮添加对 0—2 cm 和 2—10 cm 土壤中 POC/SOC 值有显著影响(表2),在 0—2 cm 土层,N4 和 N5 的 POC/SOC 明显低于对照,2—10 cm 土壤中 POC/SOC 值在 N5 显著降低,其他四种氮沉降处理无显著变化。

表2 模拟氮沉降对土壤 POC/SOC 的影响/%

Table 2 The influence of simulative N deposition on POC/SOC

土层 Layer/cm	CK	N1	N2	N3	N4	N5
0—2	27.66±4.67a	26.45±2.15ab	27.62±0.94ab	23.32±1.64ab	21.65±1.48b	22.21±0.17b
2—10	28.29±1.62a	27.04±0.71ab	27.30±1.35ab	26.80±0.46ab	27.88±0.59a	22.91±2.18b

同行不同小写字母表示不同氮沉降处理间存在差异($P < 0.05$);表中,CK、N1、N2、N3、N4 和 N5 分别代表对照、2、5、10、25 g N m⁻² a⁻¹ 和 50 g N m⁻² a⁻¹ 的氮沉降处理水平

2.3 模拟氮沉降对草原土壤有机碳矿化潜力的影响

70 d 培养期内,与 0—2 cm 土层相比,2—10 m 土层的有机碳矿化潜力较低(图2)。两层土壤中,N2 处理在培养期间有机碳矿化潜力最大,而 N5 最小,N1、N3、N4 及 CK 处理的有机碳矿化潜力居中。随着培养时间的延长,各处理间有机碳矿化潜力的差异逐渐增大。

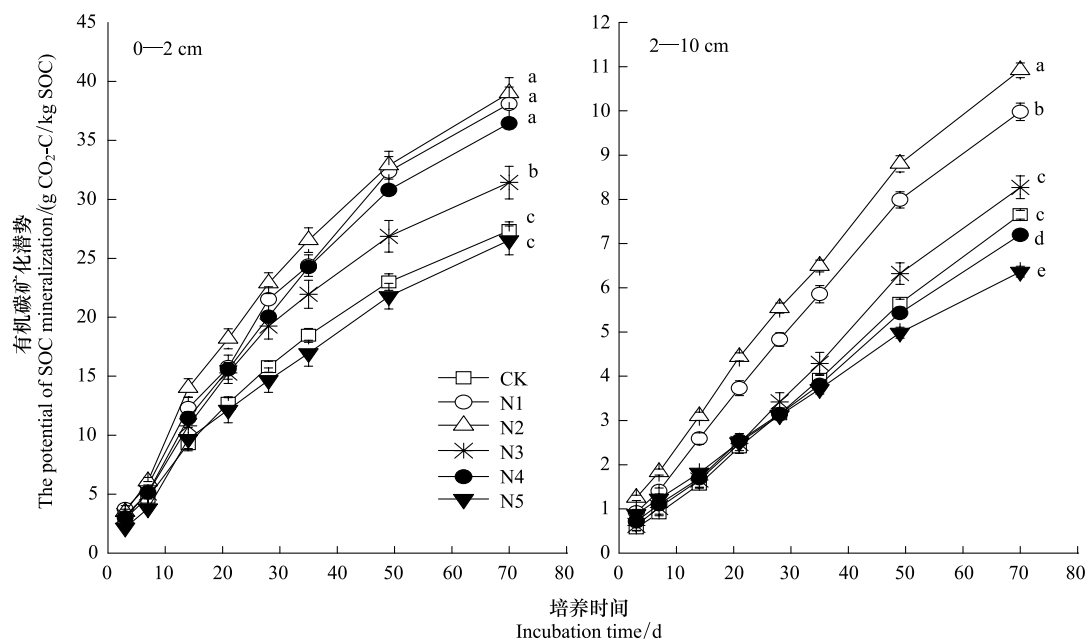


图2 草原土壤有机碳矿化潜力

Fig.2 The potential of SOC mineralization of grassland soil

不同字母表示不同氮沉降处理间存在差异($P < 0.05$)

经过 70 d 培养矿化过程(图2),在 0—2 cm 土层中,5 种模拟氮沉降及对照组的有机碳矿化潜力按大小依次为:N2 > N1 > N4 > N3 > CK > N5,N2 处理下的有机碳矿化潜力较 CK 增加了 42.71%,较 N5 增加了 47.13%。单因素方差分析显示,N1、N2、N3 和 N4 的有机碳矿化潜力显著高于 N5 和 CK,而 N1 和 N2 的矿化潜力也显著高于 N3。在 2—10 cm 土层中,5 种模拟氮沉降及对照组的有机碳矿化潜力按大小依次为:N2 > N1 > N3 > CK > N4 > N5,N2 下有机碳矿化潜力较 CK 增加了 42.73%,而 N5 较 CK 减少了 16.83%。N1 和 N2 下矿化潜力显著高于 CK、N3、N4 和 N5,而 N4 和 N5 下显著低于 CK。除 CK 和 N3 之间无显著差异外,其他 4 种模拟氮沉降处理下,土壤有机碳矿化潜力均存在显著差异。

2.4 模拟氮沉降对草原净第一性生产力的影响

与对照相比, N1 和 N2 下的净第一性生产力变化不明显, 分别为 214.14 和 196.04 g/m², N3 和 N4 有下降趋势, 但差异不显著, N5 的净第一性生产力只有 120.25 g/m², 显著低于对照和其它 4 个施氮水平(图 3)。但净第一性生产力的 3 个分量变化特征随不同处理表现出明显差异, N5 的地上生物量显著低于对照和其它 4 个施氮水平, 同时 N2 大于 CK, 但无显著性差异, 其他 4 个施氮水平的地上生物量均小于 CK(图 3)。氮处理对当年 0—10 cm 地下生物量存在显著影响(图 3), N1 的 0—10 cm 地下生物量显著大于其它 5 个处理, 与对照相比, 增加了 42.74%, 其他 4 种施氮处理下 0—10 cm 地下生物量均低于对照, 但差异不显著。群落的凋落物量在 N3、N4 和 N5 高于 CK, 且 N5 显著高于对照和其它施氮处理(图 3)。

3 讨论

3.1 氮沉降对土壤分组有机碳的影响

颗粒态有机碳(POC)是土壤中 53—2000 μm 颗粒结合植物残体半分解产物形成的碳库, 转化率高且很不稳定^[31], 对表层土壤(0—10 cm)中植物残体的积累和根系周转的变化非常敏感^[18,32]。目前, 氮沉降对土壤 POC 的影响结论不一^[15-16,33-34]。很多研究表明, POC 对长期性氮沉降的响应通常表现为含量增加和稳定性增强^[15,34], 或无显著影响^[15,33]。施氮可增加亚热带混交林下土壤的 POC 含量, 但针叶林下变化不显著^[33]。农田增施 18 g N m⁻² a⁻¹ 17 年后土壤 POC 含量显著高于对照样地^[34]。另外, 土壤中 POC 是土壤 SOC 主体稳定有机碳 MOC 的来源, 因此氮沉降对 POC 的长期影响势必会影响 MOC 的含量, 进而影响土壤 SOC 的储量及稳定性。氮沉降对 POC 的短期影响较为复杂且常被忽视。不多的研究表明, 土壤 POC 短期内就可对外源性扰动产生显著响应, 且表层土壤 POC 较深层土壤的响应更加敏感快速^[15,35]。Lee 等^[35]的研究表明免耕措施 6 个月后 0—10 cm 土层的 POC 显著大于耕作土壤。青藏高原高寒草甸在不同施氮水平下 0—30 cm 土层的 POC 存在明显的季节变化, 其中 0—10 cm 土层变化最显著, 施氮 3a 后生长季末表现为低氮水平下 POC 增加, 高氮水平下降低的趋势^[15]。本研究也发现, 即使施氮后短短一个生长季, 表层土壤(0—10 cm) POC 含量就有显著变化, 表现出“低氮促进、高氮抑制”的趋势, 与对照相比, 0—2 cm 和 2—10 cm 土层中的 POC 含量均在 2 和 5 g N m⁻² a⁻¹ 施氮水平下增加, 而在 10、25 和 50 g N m⁻² a⁻¹ 施氮水平下减小。

POC 增加的原因可能有: (1) 地上和地下生物量增加, 土壤 POC 含量取决于植物地上、地下部分残体输入与土壤微生物消耗输出间的平衡^[8-9]。在本研究中, 低水平模拟氮沉降短期内未对群落地上生物量产生显著影响, 而 N1 下 0—10 cm 根生物量显著高于 CK; 高氮下(N5)群落地上生物量显著低于 CK, 0—10 cm 细根生物量亦低于 CK(图 3)。高氮(N5)下 POC 的降低, 可能主要与净第一性生产力的显著降低有关; (2) 施氮后无机氮浓度的增加抑制氮的矿化^[36], 从而导致有机质的增加, 特别是 POC; (3) 长期氮沉降导致微生物中真菌活性降低, 酚氧化酶产量减低^[36-37], 减少 DOC 的产生, 同样有机质含量增加。而高氮可能通过降低生物量和提高土壤矿化^[38], 以及增加草地土壤 pH 值从而促进土壤微生物活性^[39], 使 POC 有降低的趋势。本研究中, 低氮处理(N1 和 N2)下的净第一性生产力与对照没有显著差异, 但 POC 有明显增加的趋势, 可能是以上几个因素综合影响的结果。由于土壤中可利用 N 的本底含量不同, 不同生态系统的 N 饱和点存在不同, 因此, 在不同的生态系统施相同剂量的氮元素时, 会表现出不同的响应特性^[15,40]。

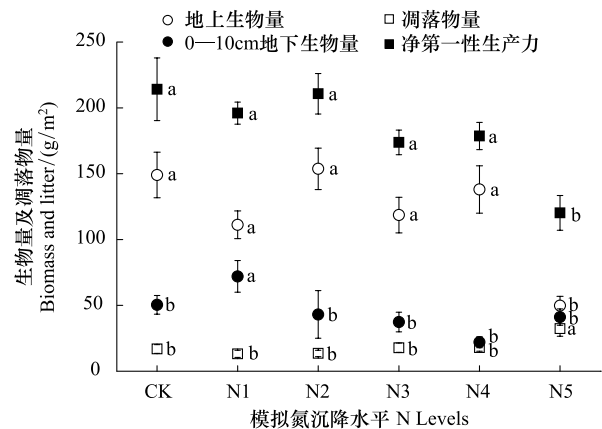


图 3 模拟氮沉降对群落净第一性生产力的影响

Fig.3 Net primary productivity under different N treatments

不同字母表示不同氮沉降处理间存在差异 ($P < 0.05$)

3.2 草原土壤有机碳矿化潜势对氮沉降的响应

土壤有机碳矿化潜势首先反映土壤有机质的含量与组成,POC 不稳定而易被分解,因此土壤 POC 含量增加意味着矿化底物的增加,从而促进矿化潜势。Neff 等^[4]在研究中发现,施氮显著加快了轻组有机质的分解,重组有机质稳定。本研究发现土壤有机碳矿化潜势“低氮促进,高氮抑制”的结果,进一步验证了氮沉降对土壤 POC 的影响结果。本研究土壤 POC 和矿化潜势具有相同的变化趋势,低氮处理(N1 和 N2)的 POC 大于对照,而高氮(N3、N4 和 N5)的低于对照(图 1),而 N1、N2 和 N3 处理下的矿化潜势显著高于对照,N4 和 N5 的低于对照(图 2)。目前,氮沉降对土壤有机碳矿化潜势的影响研究总体表现为“低氮促进,高氮抑制”的变化趋势,只是不同地区不同生态系统对氮沉降量响应的阈值不同^[25,28,41-43]。短期内青藏高原高寒草甸施入 $1 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 氮对 SOC 矿化无显著影响,而在 $2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $4 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 氮沉降水平上表现为明显的促进作用,且与植物生物量呈显著正相关^[44]。Cusack 等^[7]在美国不同海拔的热带雨林进行氮添加实验,结果表明在 $5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 水平下 SOC 矿化潜势受到抑制。亚热带杉木林土壤在 $6 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 水平下促进 SOC 矿化,但在 12 和 $24 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 氮沉降下抑制 SOC 矿化^[22]。

当然,低氮促进土壤 SOC 矿化潜势,还存在其它一些因子的综合影响,主要包括:(1)土壤及植物残体 C/N 降低,凋落物和根系分解速率加快^[44],本研究中施氮处理的 C/N 都明显低于对照(表 1);(2)可利用的活性氮增加,微生物活性提高,有机质分解速度加快^[45];(3)土壤 pH 值升高增加了有机质的可溶性,减少了土壤有机质含量^[46],本研究中,高氮处理下(N4 和 N5)0—2 cm 土层的 pH 值显著升高(表 1)。氮输入抑制 SOC 矿化潜势,除了输入的底物减少外,还可能是:(1)无机氮输入后与木质素残体或酚类化合物反应,使土壤有机质分解性降低^[47];(2)高氮含量只在土壤有机质分解初期加快碳矿化速率,但在中后期碳矿化速率迅速降低^[48];(3)微生物群落发生改变,高氮利用效率的微生物增多,可以在较低的碳矿化速率下仍高效的利用氮源,使 SOC 矿化作用减弱^[47]。

3.3 氮沉降对草原土壤有机碳的影响

氮沉降对 SOC 的影响尚存在很大的不确定性,依赖于净初级生产所带来的土壤碳输入和土壤有机物质分解引起的碳输出之间的平衡^[48]。生态系统 SOC 输入主要以凋落物形式进入土壤 POC^[49],微生物的分解矿化作用是土壤碳输出的主要形式^[50]。本研究中模拟氮沉降对草地生态系统土壤有机碳库无显著影响。这主要是由于土壤有机碳库储量巨大且其碳循环与周转过程对氮沉降的响应机制非常复杂,过程缓慢。目前,氮添加对土壤有机碳库的影响存在争议,一些研究认为氮添加能促进^[8]或抑制^[51]SOC 的含量,更多的研究支持短期内氮添加对 SOC 没有明显影响^[33,52]。产生这些分歧的主要原因是氮输入对 SOC 影响的机理尚未明确。一般认为氮沉降促进 SOC 积累的主要原因有:①促进植物生长和凋落物积累增加 SOC 输入^[53];②抑制土壤有机质分解矿化促进 SOC 积累^[54]。氮沉降减少 SOC 积累的原因主要是氮输入改变或加剧了土壤有机质的溶出作用,进而减少 SOC 含量^[4]。在本研究中,在碳输入方面,2 和 $5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 处理下 POC 和 MOC 的含量增加,10、25 和 $50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 处理下 POC 的含量减小,MOC 略有增加;碳输出方面,2、5 和 $10 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 处理下促进 SOC 分解,而 25 和 $50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 处理下抑制 SOC 分解。由于低氮处理促进碳输入的同时也加速了 SOC 分解,高氮处理减少碳输入的同时降低了 SOC 分解,短期内 SOC 对模拟氮沉降的响应表现为无显著影响。虽然氮沉降下 SOC 没有显著响应,本实验发现 2 和 $5 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 水平下 SOC 增加,而在 $50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 下 SOC 降低,结合土壤 POC 和有机碳矿化的结果,表明 SOC 对氮沉降的响应不是线性增加,可能存在饱和点,印证了 Fornara^[55]的研究,即土壤有机碳“净收益”对氮沉降增加存在“碳饱和点”,每单位施氮量所能固定的土壤有机碳的能力在高于 $10 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 施氮量处理下显著下降,阻碍了土壤有机碳的形成。

土壤 POC/SOC 在一定程度上反映了土壤有机碳的稳定性,其值越大说明有机碳活性高,易于矿化,周转快;反之,则表明土壤有机碳比较稳定,不易被生物所利用^[15,30]。颗粒态有机碳主要由植物残体组成,因此,植物地上部分与根系物质输入的增加与减少都会影响 POC/SOC。本研究中,氮添加降低了 POC/SOC 值,特别是在 25 和 $50 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 施氮条件下显著低于 CK(表 1),这是因为草原土壤中的 POC 含量在高氮水平下

降明显(图 1),而土壤有机碳变化不显著(表 1)。这表明高氮水平短期内可增加 SOC 的稳定性,与森林^[56]和高寒草甸^[15]上施氮实验的结果相似。

总之,POC 和 MOC 的积累和有机碳矿化潜势对不同的模拟氮沉降梯度有不同的响应,因此我们很难在短期的模拟氮沉降处理下确定在它们综合影响下的 SOC 响应。尽管前人对过去 10 年中在氮添加对土壤碳库存在显著影响的机理研究上有了很大的进展,但仍然不清楚的是为什么土壤有机碳库对氮添加的响应表现出增加、减少或无影响的效应。因此,需要展开长期的模拟氮沉降实验来研究氮添加对土壤有机碳影响的累加效应,特别是对土壤中矿质结合态有机碳的响应是未来研究的重点。

4 结论

(1)颗粒态有机碳(POC)含量对模拟氮沉降十分敏感,较低的氮沉降(例如低于 $8 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 含量,考虑到自然沉降超过 $3 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)即可在一个生长季后显著增加表层和浅层土壤的 POC 含量,而较高的氮沉降(高于 $13 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)会降低土壤的 POC 含量。模拟氮沉降对 MOC 含量影响不显著。

(2)氮沉降低于 $13 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 时显著促进 SOC 的矿化潜势,而随着氮沉降量增加,促进作用下降,过高(高于 $28 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)时则显著抑制 SOC 的矿化潜势。

(3)由于模拟氮沉降对 POC、MOC 以及 SOC 矿化分解的综合作用,SOC 积累对氮沉降存在“碳饱和点”,即表现出“低氮促进、高氮抑制”的趋势,但短期内响应均不显著。

参考文献(References):

- [1] Galloway J N, Townsend A R, Erisman J W, Bekunda M, Cai Z, Freney J R, Martinelli L A, Seitzinger S P, Sutton M A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889-892.
- [2] 周晓兵, 张元明. 干旱半干旱区氮沉降生态效应研究进展. *生态学报*, 2009, 29(7): 3835-3845.
- [3] Manning P, Saunders M, Bardgett R D, Bonkowski M, Bradford M, Ellis R J, Kandler E, Marhan S, Tscherko D. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(3): 688-698.
- [4] Neff J C, Townsend A R, Gleixner G, Lehman S J, Tumbull J, Bowman W D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 2002, 419(6910): 915-917.
- [5] Hobbie S E. Nitrogen effects on decomposition: a five-year experiment in eight temperate sites. *Ecology*, 2008, 89(9): 2633-2644.
- [6] Keeler B L, Hobbie S E, Kellogg L E. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems*, 2009, 12(1): 1-15.
- [7] Cusack D F, Silver W L, Tom M S, McDowell W H. Effects of nitrogen additions on above- and belowground carbon dynamics in two tropical forests. *Biogeochemistry*, 2011, 104(1/3): 203-225.
- [8] Conant R T, Paustian K, Elliott E T. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 2001, 11(2): 343-355.
- [9] 段雷, 马萧萧, 余德祥, 谭炳全. 模拟氮沉降对森林土壤有机物淋溶的影响. *环境科学*, 2013, 34(6): 2422-2427.
- [10] Li F R, Zhao W Z, Liu J L, Huang Z G. Degraded vegetation and wind erosion influence soil carbon, nitrogen and phosphorus accumulation in sandy grasslands. *Plant and Soil*, 2009, 317(1/2): 79-92.
- [11] Klumpp K, Soussana J F. Using functional traits to predict grassland ecosystem change: a mathematical test of the response-and-effect trait approach. *Global Change Biology*, 2009, 15(12): 2921-2934.
- [12] 张菊, 康荣华, 赵斌, 黄永梅, 叶芝祥, 段雷. 内蒙古温带草原氮沉降的观测研究. *环境科学*, 2013, 34(9): 214-218.
- [13] Zhao Y, Duan L, Xing J, Larssen T, Nielsen C P, Hao J M. Soil acidification in China: Is controlling SO_2 emissions enough? *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(21): 8021-8026.
- [14] Trumbore S. Carbon respired by terrestrial ecosystems-recent progress and challenges. *Global Change Biology*, 2006, 12(2): 141-153.
- [15] 郑娇娇, 方华军, 程淑兰, 于贵瑞, 张裴雷, 徐敏杰, 李英年. 增氮对青藏高原东缘典型高寒草甸土壤有机碳组成的影响. *生态学报*, 2012, 32(17): 5363-5372.
- [16] Jantalia C P, Halvorson A D. Nitrogen fertilizer effects on irrigated conventional tillage corn yields and soil carbon and nitrogen pools. *Agronomy Journal*, 2011, 103(3): 871-878.

- [17] Yang Y S, Guo J F, Chen G S, Yin Y F, Gao R, Lin C F. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. *Plant and Soil*, 2009, 323(1/2): 153-162.
- [18] Christensen B T. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52(3): 345-353.
- [19] Fontaine S, Henault C, Aamor A, Bdioui N, Bloor J M G, Maire V, Mary B, Revalliot S, Maron P A. Fungi mediate long-term equestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(1): 86-96.
- [20] 涂利华, 胡庭兴, 黄立华, 李仁洪, 戴洪忠, 雒守华, 向元彬. 华西雨屏区苦竹林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. *植物生态学报*, 2009, 33(4): 728-738.
- [21] Smith P. Carbon sequestration in croplands the potential in European and the global context. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 229-236.
- [22] 沈芳芳, 袁颖红, 樊后保, 刘文飞, 刘菀秋. 氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响. *生态学报*, 2012, 32(2): 517-527.
- [23] Magill A H, Aber J D, Hendfiek J J, Bowden R D, Melillo J M, Steudler P A. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications*, 1997, 7(2): 402-415.
- [24] 白洁冰, 徐兴良, 宋明华, 何永涛, 蒋婧, 石培礼. 温度和氮素输入对青藏高原三种高寒草地土壤碳矿化的影响. *生态环境学报*, 2001, 20(5): 855-859.
- [25] Schimel J P, Weintraub M N. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(4): 549-563.
- [26] Micks P, Aber J D, Boone R D, Davidson E A. Short-term soil respiration and nitrogen immobilization response to nitrogen applications in control and nitrogen-enriched temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 57-70.
- [27] 祁瑜, 黄永梅, 王艳, 赵杰, 张景慧. 施氮对几种草地植物生物量及其分配的影响. *生态学报*, 2011, 31(18): 5121-5129.
- [28] Leifeld J, Kögel-Knabner I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 143-155.
- [29] Molstad L, Dörsch P, Bakken L R. Robtized incubation system for monitoring gases (O_2 , NO , N_2O , N_2) in denitrifying cultures. *Journal of Microbiological Methods*, 2007, 71(3): 202-211.
- [30] Martinsen V, Mulder J, Austrheim G, Hessen D O, Mysterud A. Effects of sheep grazing on availability and leaching of soil nitrogen in low-alpine grasslands. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 2012, 44(1): 67-82.
- [31] Kölbl A, Steffens M, Wiesmeier M, Hoffmann C, Funk R, Krümmelbein J, Agnieszka R, Zhao Y, Peth S, Horn R. Grazing changes topography-controlled topsoil properties and their interaction on different spatial scales in a semi-arid grassland of Inner Mongolia, P. R. China. *Plant and Soil*, 2011, 340(1/2): 35-58.
- [32] 苏永中. 黑河中游边缘绿洲农田退耕还草的土壤碳、氮固存效应. *环境科学*, 2006, 27(7): 1312-1318.
- [33] Chen X M, Liu J X, Deng Q, Yan J H, Zhang D Q. Effects of elevated CO_2 and nitrogen addition on soil organic carbon fractions in a subtropical forest. *Plant and Soil*, 2012, 357(1/2): 25-34.
- [34] Diekow J, Mielniczuk J, Knicker H, Bayer C, Dick D P, Kögel-Knabner I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant and Soil*, 2005, 268(1): 319-328.
- [35] Lee J, Laca E M, van Kessel C, Rolston D E, Hopmans J W, Six J. Tillage effects on spatiotemporal variability of particulate organic matter. *Applied and Environmental Soil Science*, 2009, 2009: 1-14.
- [36] Aber J D, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *Bio Science*, 1998, 48(11): 921-934.
- [37] Møller J, Miller M, Kjoller A. Fungal-bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(3): 367-374.
- [38] Schwesig D, Kalbitz K, Matzner E. Effects of aluminum on the mineralization of dissolved organic carbon derived from forest floors. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54(2): 311-322.
- [39] Dawson L A, Grayston S J, Murray P J, Cook R, Gange A C, Ross J M, Pratt S M, Duff E I, Treonis A. Influence of pasture management (nitrogen and lime addition and insecticide treatment) on soil organisms and pasture root system dynamics in the field. *Plant and Soil*, 2003, 255(1): 121-130.
- [40] Chen X M, Li Y L, Mo J M, Otieno D, Tenhunen J, Yan J H, Liu J X, Zhang D Q. Effects of nitrogen deposition on soil organic carbon fractions in the subtropical forest ecosystems of S China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2012, 175(6): 947-953.
- [41] Sjöberg G, Nilsson S I, Persson T, Karlsson P. Degradation of hemicellulose, cellulose and lignin in decomposing spruce needle litter in relation to

- N. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(11): 1761-1768.
- [42] Bowden R D, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P. Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soil at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1): 43-56.
- [43] Kirschbaum M U F. Soil respiration under prolonged soil warming: are rate reductions caused by acclimation or substrate loss? *Global Change Biology*, 2004, 10(11): 1870-1877.
- [44] 朱天鸿, 程淑兰, 方华军, 于贵瑞, 郑娇娇, 李英年. 青藏高原高寒草甸土壤 CO₂ 排放对模拟氮沉降的早期响应. *生态学报*, 2011, 31(10): 2687-2696.
- [45] 张璐, 黄建辉, 白永飞, 韩兴国. 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*, 2009, 33(3): 563-569.
- [46] Khalil M I, Rahman M S, Schmidhalter U, Olf H W. Nitrogen fertilizer-induced mineralization of soil organic C and N in six contrasting soils of Bangladesh. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2007, 170(2): 210-218.
- [47] Lorenz K, Preston C M, Raspe S, Morrison L K, Feger K H. Litter decomposition and humus characteristics in Canadian and German spruce ecosystems; information from tannin analysis and ¹³C CPMAS NMR. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(6): 779-792.
- [48] von Lützow M, Kögel-Knabner I. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 2009, 46(1): 1-15.
- [49] Noellemeyer E, Quiroga A R, Estelrich D. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 2006, 65(1): 142-155.
- [50] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展. *生态学报*, 2007, 27(6): 2643-2650.
- [51] Mack M C, Schuur E A G, Bret-Harte M S, Shaver G R, Chapin F S. Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization. *Nature*, 2004, 431(7007): 440-443.
- [52] Reid J P, Adair E C, Hobbie S E, Reich P B. Biodiversity, nitrogen deposition and CO₂ affect grassland soil carbon cycling but not storage. *Ecosystems*, 2012, 15(4): 580-590.
- [53] Pregitzer K S, Burton A J, Zak D R, Talhelm A F. Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in northern temperate forests. *Global Change Biology*, 2008, 14(1): 142-153.
- [54] Berg B, Matzner E. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest systems. *Environmental Reviews*, 1997, 5(1): 1-25.
- [55] Fornara D A, Tilman D. Soil carbon sequestration in prairie grasslands increased by chronic nitrogen addition. *Ecology*, 2012, 93(9): 2030-2036.
- [56] Hagedorn F, Maurer S, Bucher J B, Siegwolf R T W. Immobilization, stabilization and remobilization of nitrogen in forest soils at elevated CO₂: a ¹⁵N and ¹³C tracer study. *Global Change Biology*, 2005, 11(10): 1816-1827.