

DOI: 10.13332/j.1000-1522.20160103

氮素化学形态及添加剂量对温带森林土壤 N₂O 排放的影响

许可¹ 王春梅¹ 张艺¹ 杨欣桐¹ 韩金锋² 桂蓉蓉¹
(1 北京林业大学环境科学与工程学院 2 若尔盖湿地国家级自然保护区管理局)

摘要:土壤中氮形态和氮剂量的有效性是影响土壤氧化亚氮(N₂O)排放的重要因子。为了提高氮素化学形态及添加剂量对温带森林土壤 N₂O 排放的影响,本研究在北京林业大学实验林场,以温带油松林土壤为研究对象,通过野外氮添加控制实验,采用静态箱/气相色谱法分析不同水平(对照,CK;0 kg/(hm²·a);低氮,LN;50 kg/(hm²·a);中氮,MN;100 kg/(hm²·a);高氮,HN;150 kg/(hm²·a))和不同形态(混合态氮,AN:NH₄NO₃;铵态氮,As:(NH₄)₂SO₄;硝态氮,Na:NaNO₃)的氮添加对温带油松林土壤 N₂O 排放通量的影响。结果表明:氮添加处理样地 N₂O 排放表现出明显的季节性变化特征,排放高峰出现在6—8月,其他季节土壤 N₂O 排放通量相对较低,最小值出现在1月。不同氮添加处理均促进了土壤 N₂O 的排放;在不同水平的氮添加下,随着氮添加水平的增加,土壤 N₂O 排放通量也升高,表现为 HN>MN>LN>CK。不同形态的氮输入对 N₂O 排放的促进作用表现为:AN>As>Na,As 添加与 AN 和 Na 添加没有显著差异(*P*>0.05),但 AN 添加与 Na 添加之间差异显著(*P*<0.05)。此外,空气温度、土壤温度和土壤孔隙含水量也可以影响土壤 N₂O 的排放。年度土壤 N₂O 排放系数范围是0.34%~0.94%,年均排放系数为0.364%,低于联合国政府间气候变化委员会(IPCC)推荐的默认值。

关键词:氮添加水平;氮添加形态;N₂O 通量;温带森林土壤;油松

中图分类号:S714.3 文献标志码:A 文章编号:1000-1522(2017)03-0074-07

XU Ke¹; WANG Chun-mei¹; ZHANG Yi¹; YANG Xin-tong¹; HAN Jin-feng²; GUI Rong-rong¹. **Effects of different nitrogen addition forms and levels on N₂O emission in the temperate forest soil.** *Journal of Beijing Forestry University* (2017)**39**(3) 74-80 [Ch,37 ref.]

1 College of Environmental Science & Engineering, Beijing Forestry University, Beijing, 100083, P. R. China;
2 Zoige National Nature Reserve, Zoige, Sichuan, 624500, P. R. China.

Nitrous oxide (N₂O) emission can be affected by the amounts and forms of nitrogen (N) available in soils. To improve our understanding of the response of N₂O emission to different N addition levels and forms, a manipulative field experiment was conducted to investigate the effects of different forms (ammonium sulfate, As:(NH₄)₂SO₄; sodium nitrate, Na:NaNO₃; ammonium nitrate, AN:NH₄NO₃) and levels (control; 0 kg/(ha·year); low N, LN: 50 kg/(ha·year); MN: 100 kg/(ha·year) and high N, HN: 150 kg/(ha·year)) of N addition on N₂O emission of temperate *Pinus tabulaeformis* forest soil using the static closed chamber method at Experimental Forest Station of Beijing Forestry University in Beijing, northern China. Our results showed that soil N₂O emission showed a trend of seasonal variation: higher in summer (May to August) but relatively low in the remaining seasons. The minimum value appeared in January. Different levels of N addition increased annual N₂O emission in the order of HN>MN>LN>control. The three N forms increased annual N₂O emission in the order of AN>As>Na, but the difference was insignificant (*P*>0.05) between As and AN or As and Na. These results suggested that the N₂O emission from temperate forest soil sensitively responded to N addition forms and levels. In

收稿日期: 2016-03-28 修回日期: 2016-06-03
基金项目: 中央高校基本科研业务费专项(2016JX02)、国家自然科学基金项目(41373069)、北京林业大学大学生创新训练项目(S201610022116)。
第一作者: 许可。主要研究方向:全球气候变化及生物地球化学循环。Email: xuke920328@163.com 地址:100083 北京市海淀区清华东路35号北京林业大学环境科学与工程学院。
责任作者: 王春梅,副教授。主要研究方向:全球气候变化及生物地球化学循环。Email:wangcm@bjfu.edu.cn 地址:同上。
本刊网址: http://j.bjfu.edu.cn; http://journal.bjfu.edu.cn

addition, soil temperature, air temperature and water-filled pore space also influenced soil N₂O fluxes. Annual soil N₂O emission factors ranged from 0.34% to 0.94% for different N addition treatments, with an overall emission factor value of 0.364%. The emission factor values were far less than the mean default emission factor proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).

Key words N addition level; N addition form; N₂O emission; temperate forest soil; *Pinus tabuliformis*

由于工业进程发展和人类活动变化,化石燃料和化肥大量使用,导致大气氮沉降量增加^[1]。我国已成为继欧洲、北美之后的世界第3大氮沉降区。随着经济的发展,氮沉降量还会持续升高^[2]。氮沉降会影响森林土壤可利用氮素状况,从而影响森林土壤生化过程,对森林生态系统物质循环产生影响^[3],而且还可能改变土壤温室气体的排放通量^[4]。

N₂O 是仅次于 CH₄ 和 CO₂ 的温室气体,在大气中以痕量存在但十分稳定,百年尺度单位质量的全球增温潜势(GWP)是 CO₂ 的 298 倍^[5],且能破坏臭氧层^[6]。据估计,大气中每年 80%~90% 的 N₂O 来源于土壤^[7],而森林土壤是 N₂O 主要排放源,占排放总量的 90% 左右。森林土壤 N₂O 主要来源于硝化和反硝化过程,每年向大气中排放的 N₂O 约为 2.88~7.42 Tg^[8]。

氮添加对森林土壤 N₂O 排放的影响存在促进、抑制和无显著影响 3 种结论^[9]。很多研究显示,氮添加水平的增加会导致森林土壤 N₂O 排放量的升高。Butterbach-Bahl 等^[4]研究表明,高氮添加会促进赤松(*Pinus densiflora*)林土壤 N₂O 的排放。莫江明等^[10]在鼎湖山的研究发现,马尾松(*Pinus massoniana*)林和季风林土壤 N₂O 排放通量随着氮添加水平的增加而升高。而 Adams 等^[11]在南半球澳大利亚森林的研究表明,森林土壤 N₂O 的排放对

氮沉降的影响不显著。同样,不同形态的氮(铵态氮、硝态氮)添加对土壤 N₂O 的影响也没有定论,一些研究表明土壤反硝化过程是土壤 N₂O 排放的主要过程^[12-13],而另一些研究则认为土壤硝化过程是主导土壤 N₂O 排放的过程^[14-15]。

目前关于氮沉降影响土壤 N₂O 排放的研究基本上采用单一形态的氮(NH₄NO₃)添加模拟大气氮沉降^[16-18],而不同形态的氮添加对土壤 N₂O 排放的研究很少^[14]。本研究以温带油松人工林土壤为研究对象,野外模拟氮沉降试验,利用静态箱/气相色谱法,探讨不同水平和形态的氮添加对温带森林土壤 N₂O 的排放通量的影响,为研究氮沉降对温带森林生态系统中生物过程和物质循环影响提供理论参考。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

本研究实验样地布设于北京西山北京林业大学实验林场(110°68'34"E、31°54'52"N),地属暖温带半湿润大陆型季风气候区,春季干旱,夏季多雨,冬季干燥。年均气温为 11.7℃,年均降雨量为 638.8 mm,平均海拔为 133 m。土壤类型属褐土。植被是油松(*Pinus tabuliformis*)人工林,树龄为 62 年生,平均胸径 9.6 cm,平均株高 8.3 m。实验样地土壤基本理化性质见表 1。

表 1 土壤基本理化性质
Tab. 1 Background values of soil physiochemical properties (Mean ± SE, n = 3)

森林类型 Forest type	pH	有机质 Organic matter/(g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen/(g·kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/ (mg·kg ⁻¹)
油松 <i>Pinus tabuliformis</i>	6.31 ± 0.36	44.4 ± 1.88	2.31 ± 0.23	1.29 ± 0.26	0.75 ± 0.25

1.2 研究方法

1.2.1 实验设计

于 2011 年 2 月选取植被密度,郁闭度具有代表性的油松人工林建立 18 个 10 m × 10 m 的样方,其中 9 个设置为不同氮添加剂量实验,9 个设置为不同氮添加形态实验。为防止样方间相互干扰,各个样方间留出 1.5 m 宽的缓冲带。本研究共设 6 种不同的氮添加处理,选择 3 种不同水平的混合态氮

(NH₄NO₃)添加,即低氮(LN, 50 kg/(hm²·a)),中氮(MN, 100 kg/(hm²·a))和高氮(HN, 150 kg/(hm²·a));3 种不同形态的氮添加,即铵态氮添加(As, (NH₄)₂SO₄, 100 kg/(hm²·a)),硝态氮添加(Na, NaNO₃, 100 kg/(hm²·a))和混合态氮添加(AN, NH₄NO₃, 100 kg/(hm²·a));并同时设置空白对照(CK, 0 kg/(hm²·a))样地,每个处理设置 3 个重复。将年氮添加量分成 8 等份,于 2011 年 3 月开

始至2011年10月,每月月初平均喷施于样地中。施氮时将对应剂量的氮肥溶解于20 L水中,用喷雾器向该样方均匀喷施,为排除外源水分因子对实验的影响,同时于对照样地喷施同等剂量的清水,消除环境异质性干扰。

1.2.2 气体样品采集与分析

采用静态密闭箱-气相色谱法^[19]对土壤 N₂O 进行测定。静态箱的规格尺寸为0.5 m×0.5 m×0.5 m。自2011年3月开始至2012年2月,每月施氮3 d后开始采样,隔4~6 d采样1次,每月采样4

d。采样时间为09:00—11:00点之间,分别抽取盖箱后0、10、20、30 min时的气体样品,每次采样时抽取箱内约100 mL气体置于密封铝箔气袋中,利用Agilent-7890型气相色谱仪测定。同时测定气温、0~5 cm土壤温度,并在采样地周围运用多点取样法,采集0~20 cm土壤样品,测定土壤含水率、土壤密度,并计算实时土壤水充孔隙空间(Water filled pore space,WFPS)。实验期内大气温度、土壤温度和WFPS的数据如图1所示。

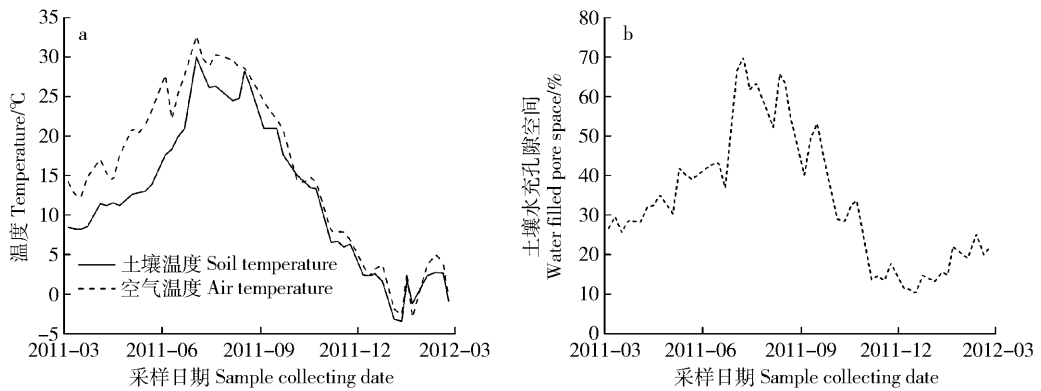


图1 实验期内大气、土壤温度(a)和土壤水充孔隙空间(b)变化

Fig.1 Variations of temperature (a) and water filled pore space (b) in the observed period

1.2.3 数据计算

1) 土壤 N₂O 通量的计算公式^[20]:

$$F = DH \frac{\Delta c}{\Delta t} \tag{1}$$

式中: F 为N₂O的排放通量($\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$); D 为标准状态下气体密度, $D = WP/RT$; W 为N₂O分子量(g/mol); P 为气压(Pa); $R = 22.4 \times 10^{-3} (\text{J}/(\text{mol}/\text{K}))$; $T = (t + 273)/273 (\text{K})$; H 为采样箱高度(m); $\Delta c/\Delta t$ 为 Δt 时间内箱内N₂O浓度变化量。

土壤 N₂O 累积排放量的计算公式:

$$M = \sum (F_{N+1} + F_N) \times 0.5 \times (t_{N+1} - t_N) \times 24 \times 10^{-5} \tag{2}$$

式中: M 为1年内土壤N₂O累积排放量(kg/hm^2), F 为气体排放速率($\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$), N 为采样次数, $t_{N+1} - t_N$ 为2次采样测量间隔时间。

2) N₂O 排放系数(E),即添加的氮素以N₂O形式损失的百分比,计算公式^[14]:

$$E = (X - X_0)/(k \times Y) \times 100\% \tag{3}$$

式中: X 为氮添加样地实验期间N₂O的累积排放量(kg/hm^2); X_0 为空白样地N₂O的累积排放量(kg/hm^2); Y 为氮素添加量(kg/hm^2); $k = 0.9$ 。

3) 土壤水充孔隙空间,一般用WFPS表示,计算公式^[14]:

$$\text{WFPS} = WD(1 - D/2.65) \times 100\% \tag{4}$$

式中: W 为样地土壤质量含水量; D 为土壤密度。

1.3 数据处理

采用Microsoft Excel 2016、Origin 9.1将实验数据进行汇总整理和作图,利用SPSS 22.0软件对实验数据进行显著性和相关性分析。数据分析采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和LSD多重比较法在 $P < 0.05$ 显著性水平下检验土壤N₂O排放速率和累积N₂O排放量在不同氮添加处理间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 土壤 N₂O 通量的季节性变化

实验期内,油松林土壤N₂O通量表现出明显的季节性变化趋势。对照样地土壤N₂O排放没有明显的排放高峰,而氮添加样地土壤N₂O在6—8月出现明显的排放峰。N₂O排放高峰出现在夏季,最大值出现在6—8月,而在其他季节,土壤N₂O排放量较低且变化趋于平稳,最小值出现在1月(图2),可能与气候转冷,土壤表面冰层覆盖,微生物活性降低有关。重复测量方差分析表明,时间和氮添加水平和形态的变化显著影响了油松林土壤N₂O的排放通量($P < 0.001$,表2),氮添加和时间交互影响了N₂O的排放通量($P < 0.001$,表2)。

表2 6—8月不同形态和水平的氮添加下土壤各样地 N₂O 排放通量重复测量方差分析
Tab.2 Results of repeated measures ANOVA of soil N₂O emission under different N-level and N-form addition from June to August

项目 Item	变异 Variation	F	P
不同水平氮添加 Different N addition level	时间 Time	853. 815	<0. 001
	氮水平 N level	186. 904	<0. 001
	时间 × 氮水平 Time × N level	97. 604	<0. 001
不同形态氮添加 Different N addition form	时间 Time	1 266. 148	<0. 001
	氮形态 N form	1 300. 398	<0. 001
	时间 × 氮形态 Time × N form	262. 870	<0. 001

2.2 不同水平的氮添加处理对土壤 N₂O 通量变化的影响

在不同水平的氮添加下,CK 样地 N₂O 排放通量显著低于氮添加处理样地,土壤 N₂O 排放通量随施氮水平的增加而升高($P<0.01$, 图2),说明氮添加显著提高了油松林土壤 N₂O 的排放。与 CK 处理相比, LN、MN 和 HN 分别使土壤 N₂O 年累积通量增加了 106.23%、112.84% 和 154.12%。土壤 N₂O

年累积量对不同水平氮添加的响应具体表现为: HN>MN>LN>CK(表3)。方差分析表明,氮添加处理样地 N₂O 累积量均显著高于对照样地($P<0.05$),HN 添加显著高于 MN 和 LN 添加($P<0.05$),但 MN 添加和 LN 添加之间没有显著性差异($P>0.05$)。说明随着氮添加量的增加,土壤 N₂O 的排放通量显著上升。

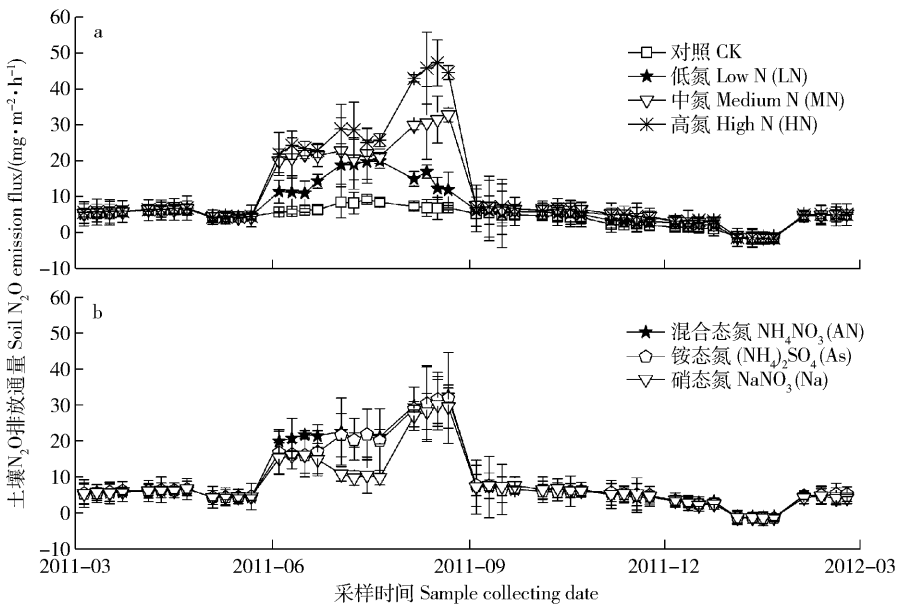


图2 不同水平(a)和不同形态(b)的氮添加处理下土壤 N₂O 通量季节变化特征

Fig.2 Seasonal variations of soil N₂O fluxes under different N-level (a) and N-form (b) addition

2.3 不同形态的氮添加处理对土壤 N₂O 通量变化的影响

在氮添加水平相同的情况下,土壤 N₂O 排放速率对不同形态氮添加的响应趋势表现为:混合态氮>铵态氮>硝态氮,但不同形态的氮添加处理之间差异不显著($P>0.05$, 图2)。

土壤年度累积 N₂O 通量对不同形态氮添加的响应表现为:混合态氮>铵态氮>硝态氮(表3),方差分析表明,As 添加与 AN 和 Na 添加没有显著差异($P>0.05$),但 AN 添加与 Na 添加之间差异显著

($P<0.05$)。

2.4 土壤 N₂O 排放系数

将样地中 N₂O-N 年累积排放量与施氮量进行回归分析,可得线性回归方程为: $y = 0.438\ 86 + 0.003\ 64x$ (图3)。方程中的系数为 0.003 64,表示每施加氮 1 kg/hm² 会使油松林土壤 N₂O-N 排放量增加 0.003 64 kg/hm²,0.364% 即为油松林土壤 N₂O-N 的年均排放系数。同时,自然状态下油松林土壤 N₂O 的背景排放量为 0.438 86 kg/hm²。不同氮添加下土壤 N₂O 的年排放系数变化范围为 0.34% ~

表 3 不同水平和形态氮添加下土壤 N₂O 的年累积排放量和排放系数

Tab. 3 Annual N₂O cumulative fluxes and soil N₂O emission factor under different N-level and N-form addition

项目 Item	不同水平氮添加 Different N addition level				不同形态氮添加 Different N addition form		
	CK	LN	MN	HN	AN	Na	As
累积排放/(kg·hm ⁻²)							
Cumulative emission/ (kg·ha ⁻¹)	0.40 ± 0.04 c	0.82 ± 0.06 b	0.84 ± 0.04 b	1.00 ± 0.06 a	0.84 ± 0.04 a	0.70 ± 0.04 b	0.81 ± 0.04 bc
排放系数 Emission coefficient/%	—	0.936 ± 0.038 5 a	0.497 ± 0.004 0 b	0.453 ± 0.018 0 b	0.497 ± 0.004 0 a	0.343 ± 0.000 6 b	0.457 ± 0.004 9 a

注:同一行中不同字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。Note:Different superscripts of letters in the same row indicate the significant differences at the level of $P < 0.05$ between the treatments.

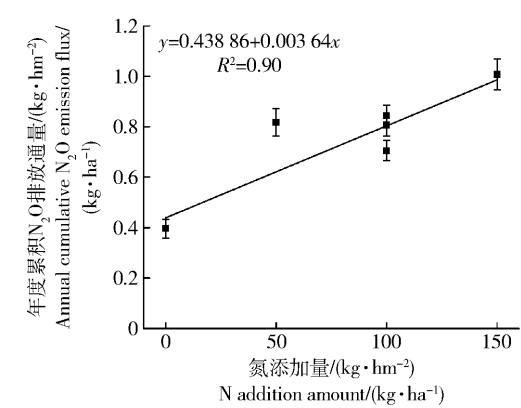


图 3 年度 N₂O 累积排放量与氮添加量的关系

Fig. 3 Relationship between annual cumulative N₂O emission and N addition amount

0.94%。由表 3 可见,不同水平的氮添加下,LN 添加样地土壤 N₂O 的排放系数最高,显著高于 MN 和 HN 添加,MN 添加和 MN 添加之间没有显著差异;不同形态的氮添加下,土壤 N₂O 的排放系数大小表现为:AN > As > Na。

3 结论与讨论

本研究运用静态箱-气相色谱法分析法,对温带油松林土壤 N₂O 排放通量对不同水平和不同形态的氮添加的响应进行了分析,得到如下结论。

1)油松林土壤表现为 N₂O 净排放源,这与前人在森林生态系统中的研究结果一致^[21-22]。本研究中,油松林土壤 N₂O 排放表现为夏季最高,春秋次之,冬季最低(图 2)。不同形态和不同水平的氮添加在 6—8 月显著影响了温带油松林土壤 N₂O 的排放通量,表明了土壤 N₂O 的排放有季节性变化规律,这与一些学者的研究结果一致^[10,14,23-24]。土壤 N₂O 主要通过微生物的硝化和反硝化作用产生,此过程属酶促反应,反应速率与环境因素相关。油松林土壤 N₂O 季节性变化可能与温度和 WFPS 的变化相关(图 1)。WFPS 通过影响土壤通气状况、氧

化还原条件等来影响 N₂O 的产生与排放。当 WFPS 适宜时,通气区域与厌氧区域共存,能同时促进硝化作用和反硝化作用进行,导致 N₂O 排放量大幅增加^[25]。一方面,6—8 月高温多雨,土壤水分、温度等环境因素有利于氮矿化,导致土壤 N₂O 排放激增,形成 N₂O 排放高峰^[26-27];另一方面,不同氮添加处理使土壤有效氮含量迅速增加,使硝化、反硝化底物浓度增加,刺激了 N₂O 的产生^[26]。相反,在冬季低温少雨,微生物活性下降,导致土壤 N₂O 排放速率减弱^[26]。

2)对对照样地 N₂O 的排放速率波动范围是 -1.92 ~ 9.22 μg/(m²·h),平均排放速率为 4.52 μg/(m²·h),与德国和爱尔兰云杉(*Picea asperat*)林 N₂O 排放速率 3.5 ~ 16.4 μg/(m²·h)相持平^[4]。不同氮添加水平使油松林土壤 N₂O 平均排放速率分别增加了 51.32% (LN)、103.76% (MN)、152.75% (HN)。土壤 N₂O 排放量随着氮添加水平的增加缓慢上升,而超过一定氮添加水平,N₂O 排放通量则显著增加,LN、MN 和 HN 添加处理的 N₂O 累积排放量分别为 0.82、0.84 和 1.00 kg/(hm²·a),分别是 CK 排放量(0.40 kg/(hm²·a))的 2.08、2.16 和 2.56 倍,说明氮添加是影响土壤 N₂O 排放的重要因素。这与大部分学者的研究结果一致^[4,10,28],他们认为氮添加会促进土壤 N₂O 的排放。氮添加能增加氮矿化速率,产生的有效氮作为土壤硝化和反硝化菌的反应底物被转化为 N₂O 排出^[29]。土壤 N₂O 排放通量随着氮添加水平的增加而升高,可能是因为氮添加为微生物提供了充足营养源,使微生物迅速繁殖,加强了土壤氮的利用;同时,氮添加可以直接给微生物硝化和反硝化作用提供有效氮源。然而,也有研究发现氮沉降对森林土壤 N₂O 的排放影响不显著^[11]。

3)不同形态的氮添加的结果显示,土壤 N₂O 季节排放量的变化与不同形态的氮素供应有关。与对对照样地相比,不同氮添加形态使油松林土壤 N₂O 平

均排放速率分别增加了 103.76% (AN)、86.92% (As)、99.21% (Na)。AN、Na 和 As 添加处理的 N₂O 累积排放量分别为 0.84、0.70 和 0.81 kg/(hm²·a)。不同形态的氮添加使土壤 NH₄⁺ 或 NO₃⁻ 含量增加,为微生物硝化、反硝化作用提供充足的原料,进而促进土壤 N₂O 排放^[9]。本研究中,不同形态的氮添加对土壤 N₂O 的促进程度的大小顺序为 AN>As>Na。铵态氮添加(AN 和 As)比硝态氮添加(Na)更能促进土壤 N₂O 的排放。这些结果表明,在本研究实验样地,硝化作用是土壤产生 N₂O 的主导作用。这与 Peng 等^[14]在内蒙古温带草原土壤的研究结果一致,然而大部分研究认为,反硝化作用是土壤 N₂O 产生的主要过程^[13,30-31]。有研究表明,当 WFPS 在 30%~70% 的范围内时,土壤 N₂O 的产生主要靠硝化作用,当 WFPS 超过 60% 时,反硝化速率会迅速增长^[32]。本研究所在实验样地 WFPS 很低,只有 2 个月超过了 60%,但没有超过 70%(图 1),低于反硝化作用的最佳环境条件,与本研究中国化作用占主导地位相符合。

4)土壤 N₂O 排放系数在 LN 添加下显著高于 MN 和 HN,说明施氮量为 50 kg/(hm²·a)时,土壤 N₂O 排放系数最大,随着氮添加量的增加,土壤 N₂O 的排放系数缓慢减小(表 3)。高剂量的氮素添加会影响土壤碳的有效性,进而限制微生物的活性^[33]。这种抑制作用可能是因为高剂量氮添加导致土壤有机碳有效性降低^[34],或者高剂量氮添加会抑制土壤有机碳的矿化作用^[35]。同时,本研究中发现混合态氮添加和铵态氮添加处理的 N₂O 排放系数显著高于硝态氮添加处理。各氮添加处理样地土壤 N₂O 的排放系数范围为 0.34%~0.94%,低于 IPCC 推荐的默认值 1%^[36],但要高于 He 等^[37]的研究结果 0.27%~0.3%。

参 考 文 献

[1] FANG Y, YOH M, KOBAYASHI K, et al. Nitrogen deposition and forest nitrogen cycling along an urban-rural transect in southern China [J]. *Global Change Biology*, 2011, 17(2): 872-885.

[2] GALLOWAY J N, COWLING E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 64-71.

[3] BOBBINK R, HICKS K, GALLOWAY J, et al. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis [J]. *Ecological Applications*, 2010, 20(1): 30-59.

[4] BUTTERBACH-BAHL K, ROTHE A, PAPEN H. Effect of tree distance on N₂O and CH₄ fluxes from soils in temperate forest ecosystems[J]. *Plant and Soil*, 2002, 240(1): 91-103.

[5] SOLOMON S. IPCC (2007): climate change the physical science basis[J]. *American Geophysical Union*, 2007, 9(1): 123-124.

[6] RAVISHANKARA A, DANIEL J S, PORTMANN R W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century[J]. *Science*, 2009, 326: 123-125.

[7] HANSEN J E, LACIS A A. Sun and dust versus greenhouse gases: an assessment of their relative roles in global climate change[J]. *Nature*, 1990, 346: 713-719.

[8] BRUMME R, VERCHOT L V, MARTIKAINEN P J, et al. Contribution of trace gases nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) to the atmospheric warming balance of forest biomes[J]. *Seib Experimental Biology*, 2005, 27(7): 293-317.

[9] 方华军,程淑兰,于贵瑞,等. 大气氮沉降对森林土壤甲烷吸收和氧化亚氮排放的影响及其微生物学机制[J]. *生态学报*, 2014, 34(17): 4799-4806.

FANG H J, CHENG S L, YU G R, et al. Microbial mechanisms responsible for the effects of atmospheric nitrogen deposition on methane uptake and nitrous oxide emission in forest soils: a review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(17): 4799-4806.

[10] 莫江明,方运霆,林而达,等. 鼎湖山主要森林土壤 N₂O 排放及其对模拟 N 沉降的响应[J]. *植物生态学报*, 2006, 30(6): 901-910.

MO J M, FANG Y T, LIN E D, et al. Soil N₂O emission and its response to simulated N deposition in the main forests of Ding Hushan in subtropical china[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2006, 30(6): 901-910.

[11] ADAMS M, INESON P, DAN B, et al. Soil functional responses to excess nitrogen inputs at global scale[J]. *Ambio A Journal of the Human Environment*, 2004, 33(8): 530-536.

[12] CHEN G C, TAM N F Y, YE Y. Spatial and seasonal variations of atmospheric N₂O and CO₂ fluxes from a subtropical mangrove swamp and their relationships with soil characteristics [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 48(4): 175-181.

[13] ZHU J, MULDER J, SOLHEIMSLID S O, et al. Functional traits of denitrification in a subtropical forest catchment in China with high atmospheric N deposition[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 57(3): 577-586.

[14] PENG Q, QI Y, DONG Y, et al. Soil nitrous oxide emissions from a typical semiarid temperate steppe in Inner Mongolia: effects of mineral nitrogen fertilizer levels and forms[J]. *Plant and Soil*, 2011, 342(1-2): 345-357.

[15] WANG L, CAI Z. Nitrous oxide production at different soil moisture contents in an arable soil in China [J]. *Soil Science & Plant Nutrition*, 2008, 54(5): 786-793.

[16] WANG F, LI J, WANG X, et al. Nitrogen and phosphorus addition impact soil N₂O emission in a secondary tropical forest of South China[J]. *Sci Rep*, 2014, 4: 5615-5615.

[17] BAI E, LI W, LI S L, et al. Pulse increase of soil N₂O emission in response to N addition in a temperate forest on Mt Changbai, Northeast China[J]. *Plos One*, 2014, 9(7): e102765-e102765.

[18] LIU X, DONG Y, QI Y, et al. Response of N₂O emission to water and nitrogen addition in temperate typical steppe soil in Inner Mongolia, China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 151(1): 9-17.

[19] HATCH D, JARVIS S, PHILIPPS L. Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of

- nitrification[J]. *Plant and Soil*, 1990, 124(1): 97–107.
- [20] DONG Y, ZHANG S, QI Y, et al. Fluxes of CO_2 , N_2O and CH_4 from a typical temperate grassland in Inner Mongolia and its daily variation [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2000, 45(17): 1590–1594.
- [21] MATSON A, PENNOCK D, BEDARD-HAUGHN A. Methane and nitrous oxide emissions from mature forest stands in the boreal forest, Saskatchewan, Canada [J]. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258(7): 1073–1083.
- [22] YUPING Y, LIQING S, MIN C, et al. Fluxes of CH_4 and N_2O from soil under a tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, Southwest China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(2): 207–215.
- [23] VAN GROENIGEN J W, VELTHOF G L, VAN DER BOLT F J, et al. Seasonal variation in N_2O emissions from urine patches: effects of urine concentration, soil compaction and dung[J]. *Plant and Soil*, 2005, 273(1–2): 15–27.
- [24] DONOSO L, SANTANA R, SANHUEZA E. Seasonal variation of N_2O fluxes at a tropical savannah site: soil consumption of N_2O during the dry season[J]. *Geophysical Research Letters*, 1993, 20(13): 1379–1382.
- [25] 欧阳扬, 李叙勇. 干湿交替频率对不同土壤 CO_2 和 N_2O 释放的影响[J]. *生态学报*, 2013, 33(4): 1251–1259.
- OUYANG Y, LI X Y. Impacts of drying-wetting cycles on CO_2 and N_2O emissions from soils in different ecosystems [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(4): 1251–1259.
- [26] LIN S, IQBAL J, HU R, et al. Nitrous oxide emissions from rape field as affected by nitrogen fertilizer management: a case study in Central China [J]. *Atmospheric Environment*, 2011, 45(9): 1775–1779.
- [27] 陈哲, 陈媛媛, 高霁, 等. 不同施肥措施对黄河上游灌区油菜田土壤 N_2O 排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(1): 129–139.
- CHEN Z, CHEN Y Y, GAO J, et al. Effects of different fertilization measures on N_2O emission in oil sunflower field in irrigation area of upper Yellow River[J]. *The Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(1): 129–139.
- [28] 王海云, 邢光熹. 不同施氮水平对稻麦轮作农田氧化亚氮排放的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(12): 2631–2636.
- WANG H Y, XING G X. Effect of nitrogen fertilizer rates on nitrous oxide emission from paddy field under rice-wheat rotation [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(12): 2631–2636.
- [29] 蔺照兰, 王春梅, 王汝南. 冻融期温带森林土壤 N_2O 排放对模拟大气氮沉降的响应[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(11): 1804–1809.
- LIN Z L, WANG C M, WANG R N. Effects of simulated N deposition on N_2O emission from temperate forest soil subject to freezing-thawing process[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(11): 1804–1809.
- [30] ZHU J, MULDER J, WU L P, et al. Spatial and temporal variability of N_2O emissions in a subtropical forest catchment in China[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(3): 1309–1321.
- [31] HEFTING M M, BOBBINK R, DE CALUWE H. Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(4): 1194–1203.
- [32] DAVIDSON E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, 56(1): 95–102.
- [33] LIU D Y, SONG C C. Effects of inorganic nitrogen and phosphorus enrichment on the emission of N_2O from a freshwater marsh soil in Northeast China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2010, 60(4): 799–807.
- [34] STAPLETON L M, CROUT N M J, SÄWSTRÖM C, et al. Microbial carbon dynamics in nitrogen amended Arctic tundra soil: measurement and model testing [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(11): 2088–2098.
- [35] LIU D Y, SONG C C. Effects of phosphorus enrichment on mineralization of organic carbon and contents of dissolved carbon in a freshwater marsh soil[J]. *China Environmental Science*, 2008, 28(9): 769–774.
- [36] LUBETSKY J, STEINER B A, LANZA R. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[M]. Arlington: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [37] HE F F, JIANG R F, CHEN Q, et al. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in Northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5): 1666–1672.

(责任编辑 赵 勃
责任编辑 臧润国)