

不同土地利用方式下土壤温度与土壤水分对黑土 N_2O 排放的影响

石洪艾^{1,2}, 李禄军^{1*}, 尤孟阳¹, 丁 娇^{1,2}, 王 帅³, 韩晓增¹

(1.中国科学院东北地理与农业生态研究所 黑土区农业生态重点实验室, 哈尔滨 150081; 2.东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030; 3.黑龙江省八五二农场, 黑龙江 双鸭山 155620)

摘 要:采用静态箱-气象色谱法,对黑土区3种不同土地利用方式(草地、裸地和农田)下土壤氧化亚氮(N_2O)的排放特征及其与土壤温度和土壤水分的关系进行研究。结果显示:试验监测期间(2011年5月27日—9月30日),不同土地利用方式下,土壤 N_2O 累积排放量分别为草地 $52.08 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 、裸地 $64.43 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 、农田 $70.16 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$,农田土壤 N_2O 累积排放量比草地和裸地分别高出35%和9%,草地、裸地和农田的 N_2O 平均排放通量分别为 16.56 、 20.36 、 $21.44 \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。草地和裸地中,土壤 N_2O 排放通量与土壤温度和土壤水分(充水孔隙度,WFPS)相关性均不显著,但在农田中,土壤 N_2O 排放通量与土壤温度(5 cm和10 cm)和土壤水分(5 cm)均呈显著正相关($P < 0.05$)。另外,土壤 N_2O 累积排放量与土壤硝态氮和矿质氮含量均呈正相关关系。研究表明,黑土草地开垦可促进土壤 N_2O 的排放,且不同土地利用方式下土壤 N_2O 排放的主要影响因子不同。

关键词:充水孔隙度(WFPS);排放通量;氧化亚氮;矿质氮

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)11-2286-07 doi:10.11654/jaes.2013.11.026

Impact of Soil Temperature and Moisture on Soil N_2O Emission from Mollisols Under Different Land-use Types

SHI Hong-ai^{1,2}, LI Lu-jun^{1*}, YOU Meng-yang¹, DING Jiao^{1,2}, WANG Shuai³, HAN Xiao-zeng¹

(1.Key Laboratory of Mollisols Agroecology, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Harbin 150081, China; 2.College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; 3.State Farm 852 of Heilongjiang, Shuangyashan 155620, China)

Abstract: Using static closed chamber and gas chromatography techniques, we examined the patterns of soil nitrous oxide (N_2O) emission from Mollisols in Northeast China as affected by changes of land use (grassland, bare land, and cropland), and related soil N_2O fluxes to soil temperature and moisture. The results showed that, during the monitoring period (from May 27 to September 30, 2011), the cumulative N_2O emission was higher in cropland ($70.16 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) than those in grassland ($52.08 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) and bare land ($64.43 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) by 35% and 9%, respectively. The mean N_2O emission fluxes in grassland, bare land, and cropland were $16.56 \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, $20.36 \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, and $21.44 \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively. In grassland and bare land, there were no significant correlations between soil N_2O flux and soil temperature and soil moisture (water-filled pore space), whereas in cropland, soil N_2O flux was significantly correlated with soil temperature (5 cm, 10 cm) and soil moisture (5 cm) (all $P < 0.05$). In addition, soil cumulative N_2O emissions were positively correlated with soil nitrate nitrogen and inorganic nitrogen content. Our results suggest that conversion of grassland to cropland in Mollisols can promote soil N_2O emission, and the main driving factors for soil N_2O emission vary under different land uses.

Keywords: water-filled pore space (WFPS); emission flux; nitrous oxide; inorganic nitrogen

收稿日期:2013-03-26

基金项目:中国科学院黑土区农业生态重点实验室基金(2011ZKHT-01);中国科学院战略性科技先导专项(XDA05050501);联合国开发计划署(UNDP)项目(CPR/06/209-04,08)

作者简介:石洪艾(1988—),女,硕士研究生,主要从事农田土壤碳氮循环研究。E-mail: shihongai03@163.com

* 通信作者:李禄军 E-mail: lilujun@neigaehrb.ac.cn

氧化亚氮(N₂O)是重要的温室气体之一,由于其增温潜势大、滞留大气时间长、参与破坏大气臭氧层,近年来已成为全球科研工作者关注的热点^[1-2]。从生物圈排放到大气中 70% 的 N₂O 来源于土壤^[3-4],其中农业土壤是最主要的来源^[5-6]。在生产过程中对农田生态系统土壤 N₂O 排放的研究^[7-8]已经很多,然而对土地利用方式的研究却很少。

N₂O 在土壤与大气之间相互转化的影响因素有很多,如温度、降水、氮输入以及土壤性质(土壤质地、pH、碳氮比)等。土地利用方式的改变会导致土壤温度、湿度、有机碳及养分含量等土壤环境因子的改变,进而改变土壤 N₂O 的释放^[9]。土壤温度是影响 N₂O 排放季节变化的关键因子之一。有研究表明^[10],空气温度超过 10℃时,土壤 N₂O 排放量最显著。很多研究认为^[11],土壤 N₂O 的排放量与温度呈指数增长趋势。土壤水分不仅能影响对土壤微生物的底物供应,还影响土壤气体的排放^[12],当土壤含水量既能促进硝化又能促进反硝化过程时,N₂O 的排放量将大幅度增加。在土壤含水量较低的情况下,土壤 N₂O 产生主要来自于土壤的硝化过程,反之,N₂O 主要来自反硝化过程^[13]。Davidson 等研究表明,土壤 N₂O 主要产自潮湿的土壤^[14],且土壤 N₂O 排放最适宜的充水孔隙度为 50%~70%^[15],当土壤充水孔隙度超过 80%时,由于氧气不足,主要进行的生化过程为反硝化作用^[16]。

对于我国华南、川中丘陵区^[17]及长江三角洲地区农田土壤 N₂O 排放的研究已有很多^[18],而对我国东北黑土区农田土壤 N₂O 排放过程与特征报道较少。因此,本研究以东北黑土为对象,研究草地、裸地和农田 3 种不同土地利用方式下土壤 N₂O 的排放特征,并探讨土壤温度及水分对土壤 N₂O 排放通量的影响,为探明我国东北黑土区土壤 N₂O 的排放特征提供基础数据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验地位于我国东北黑土区的海伦农田生态系统国家野外科学观测研究站(47°26'N,126°38'E,海拔 234 m)。海伦站属于温带大陆性季风气候,冬季寒冷干燥,夏季高温多雨,雨热同季,年均气温为 0.5~4℃,年均降雨量为 500~600 mm,80%集中在 5—9 月,无霜期为 125~135 d,作物生长期为 120 d,≥10℃的有效积温为 2400~2500℃。试验前,土壤 pH 值为 7.0,有机碳为 48.2 mg·g⁻¹,全氮含量为 2.2 mg·g⁻¹,全

磷含量为 0.7 mg·g⁻¹。土壤为黄土母质发育的典型黑土,土壤质地为粉壤质或粉粘质,粘粒含量约 40%。

1.2 试验设计

本试验选择 3 种土地利用方式:草地、裸地和农田。草地于 1985 年退耕休闲,面积为 1 hm²,为草原化草甸植被自然恢复;裸地于 1985 年退耕,面积为 0.7 hm²,无植被覆盖,植物生长季节将植物的地上部分铲除。草地与裸地均无重复,由于二者面积较大,分别随机选择 3 个样方作为重复。农田的种植制度为大豆—玉米—小麦轮作,耕作方式为常规耕作,施 N、P、K 肥,始于 1990 年,小区大小为 12 m×5.6 m,重复 3 次。2011 年种植作物为玉米,施肥量为 120 kg N·hm⁻²、60 kg P₂O₅·hm⁻²、30 kg K₂O·hm⁻²,于 5 月 8 日和 6 月 21 日分别施底肥和追肥。

1.3 取样及分析方法

试验观测期为 2011 年 5 月 27 日—9 月 30 日,采样方法为封闭式静态箱法,每周取样 1 次(7 月 30 日因大雨玉米倒伏未取样),每次采样时间为 9:00—11:00。在箱体与底座密封 0、10、20、30 min 时用带有三通阀的 20 mL 注射器采集气体样品,收集起来的气体迅速转移到已抽真空的小瓶中,带到实验室分析。在收集气体的同时,采用水银温度计记录静态箱内空气温度,用地温计记录地下 5 cm(T₅)和 10 cm(T₁₀)处土壤温度,并采集静态箱周围 1 m 范围内的原状土,测定其土壤含水量、土壤容重,从而计算土壤充水孔隙度(WFPS)。

N₂O 含量的测定采用气象色谱法(GC-2010,Shimadzu Corp.,Japan),检测器(EID)温度为 250℃,分离柱温度为 70℃,载气(N₂)的流速为 20 mL·min⁻¹,通过 N₂O 浓度增长与时间建立起来的线性回归方程计算 N₂O 的含量。

采集邻近区域(静态箱周围 1 m 范围内)0~20 cm 土层的土壤,过 2 mm 筛,称取 20 g 新鲜土样,用 100 mL 2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液浸提,再采用连续流动注射分析仪测定浸提液中铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)浓度,无机氮浓度为 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度之和。

1.4 数据计算与统计分析

N₂O 排放通量按下式^[2-3]计算:

$$F = \rho \times V / A \times \Delta c / \Delta t \times 273 / T \times \alpha / 1000$$

式中: F 为 N₂O 排放通量,μg N·m⁻²·h⁻¹; ρ 为标准状况下 N₂O 的密度,1.978 kg·m⁻³; V 和 A 分别是静态箱的体积(m³)和底面积(m²); $\Delta c / \Delta t$ (10⁻⁶ m³·m⁻³·h⁻¹)为在一定时间内的 N₂O 浓度变化速率; T 为绝对温度,

$T=t+273, K$; t 为静态箱内气温, $^{\circ}C$; α 为 N_2O 换算到 N (28/44) 的转换因子。

N_2O 累积排放量按下式^[2-3]计算:

$$M = \sum (F_{i+1} + F_i) / 2 \times (t_{i+1} - t_i) \times 24$$

式中: M 代表累积土壤 N_2O 排放通量, $mgN \cdot m^{-2}$; F 代表土壤 N_2O 排放通量, $\mu gN \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$; i 代表采样次数; t 代表采样日期(即出苗后天数)。

土壤含水量以土壤 WFPS 表示, 计算方法如下:

$$WFPS = \frac{\text{土壤重量含水量} \times \text{土壤容重}}{1 - \text{土壤容重} / 2.65} \times 100\%$$

本试验所有结果均采用 Microsoft Excel 软件进行数据处理后, 使用 SPSS 软件 (SPSS13.0 for Windows) 进行数据分析, 显著性水平为 $\alpha=0.05$ 。采用线性回归方程分析硝态氮、无机氮与 N_2O 排放量的关系, 采用指数回归分析土壤环境因子 (土壤温度和土壤水分) 与 N_2O 排放通量的关系。利用 Microsoft Excel 软件作图。

2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式下土壤基本性质

如表 1 所示, 不同土地利用方式下土壤基本性质不同, 农田土壤 pH 值与草地 pH 值有显著性差异 ($P <$

表 1 不同土地利用方式下土壤基本性质

Table 1 Soil basic properties under different land use patterns

土地利用方式	pH	有机碳/ $mg \cdot g^{-1}$	全氮/ $mg \cdot g^{-1}$	C/N	硝态氮/ $mg \cdot kg^{-1}$	铵态氮/ $mg \cdot kg^{-1}$	矿质氮/ $mg \cdot kg^{-1}$
裸地	5.8b	28.8b	2.1b	13.4a	25.4a	15.8ab	41.2a
草地	6.3a	39.6a	3.0a	13.5a	6.0b	15.3b	21.2b
农田	5.9b	27.7b	2.1b	13.7a	14.8ab	16.3a	31.1ab

注: 同一列不同字母表示 0.05 的显著水平。

Note: Different letters of the same column denote the significant at 0.05.

0.05); 土壤有机碳及全氮含量均为草地土壤最高, 且与裸地和农田的有机碳、全氮含量均有显著性差异 ($P < 0.05$); 3 种土地利用方式下, 土壤 C/N 接近, 没有显著性差异; 土壤硝态氮含量在裸地中最高 ($25.4 mg \cdot kg^{-1}$), 在草地中最低 ($6.0 mg \cdot kg^{-1}$); 土壤矿质氮含量在裸地中最高 ($41.2 mg \cdot kg^{-1}$), 在草地中最低 ($21.2 mg \cdot kg^{-1}$); 铵态氮含量在农田中最高 ($16.3 mg \cdot kg^{-1}$), 草地中最低 ($15.3 mg \cdot kg^{-1}$)。

2.2 不同土地利用方式对土壤 N_2O 排放通量与累积排放量的影响

草地、裸地和农田土壤的 N_2O 平均排放通量大小依次为农田 > 裸地 > 草地, 其值分别为 16.56、20.36、 $21.44 \mu g N \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 。总的看来, 3 种土地利用方式下土壤 N_2O 排放季节变化规律均不明显 (图 1A)。3 种土地

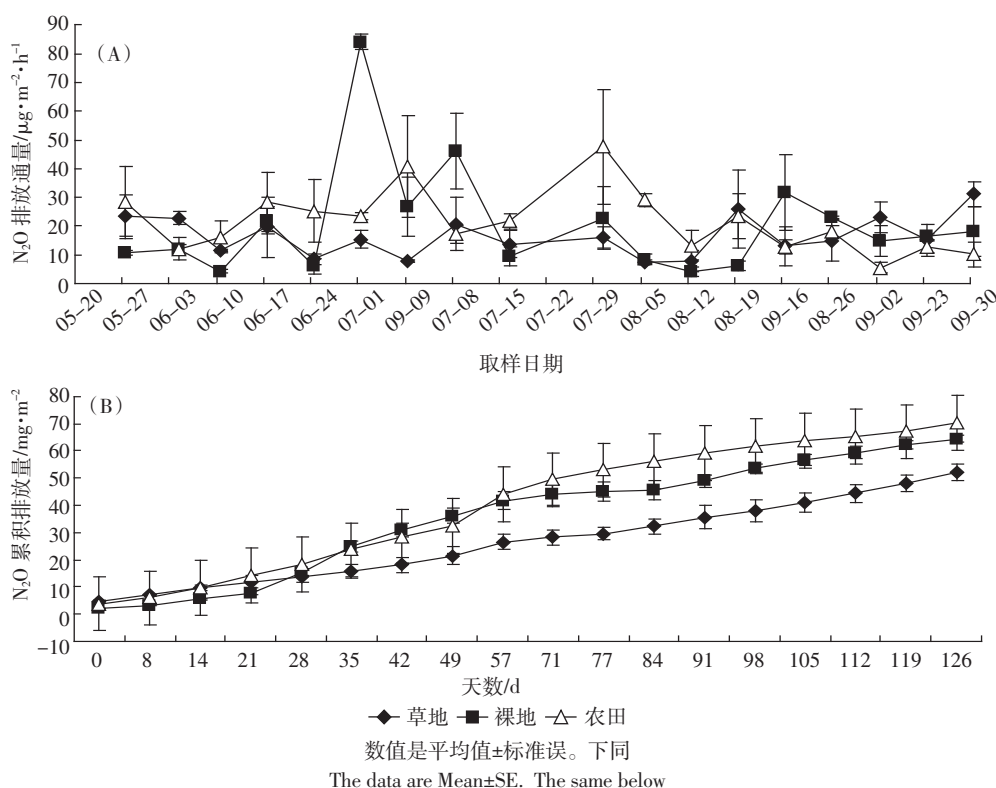


图 1 不同土地利用方式下土壤 N_2O 排放通量、累积排放量

Figure 1 Soil N_2O flux and cumulative emission under different land use patterns

利用方式下土壤 N_2O 累积排放量增长速率不同,表现为监测前期,农田与裸地土壤 N_2O 累积排放量增长迅速,随着时间的推移,缓慢增长,而草地土壤 N_2O 累积排放量在整个监测期间缓慢增长(图 1B)。3 种土地利用方式下土壤 N_2O 的累积排放量大小依次为农田 > 裸地 > 草地,分别为 70.16、64.43、52.08 $\text{mg N}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

2.3 土壤 N_2O 排放通量与土壤温度及土壤水分的关系

不同土地利用方式下,地下 5 cm 土层的温度范围在 6~37 $^{\circ}\text{C}$ 之间(图 2A),而地下 10 cm 土层的温度范围在 4.5~27.5 $^{\circ}\text{C}$ 之间(图 2B)。农田的地下 5 cm 处土壤平均温度最高(22.0 $^{\circ}\text{C}$),裸地次之(21.6 $^{\circ}\text{C}$),草地最低(18.9 $^{\circ}\text{C}$)。农田与草地 5 cm 土层的土壤温度最大值均出现在 6 月 24 日。

在整个生长季节,草地、裸地和农田 3 种土地利用方式下土壤 WFPS 变化在 21.2%~57.2% 之间(图 2C),其平均值均维持在 40% 上下,分别为 40.8%、46.0% 和 38.3%。

对 N_2O 排放通量与土壤温度(T5、T10)、土壤水分(WFPS)进行回归分析发现(表 2),草地与裸地土壤 N_2O 排放通量与 T5、T10 和 WFPS 相关性均不显著,只有在农田系统中,土壤 N_2O 排放通量与 T5 和 T10 达到显著水平($P<0.01$)。由于监测初期农田土壤气体排放容易受到施肥等因素的干扰^[18],故去除前 5 次取样数据后进一步做分析,结果显示,土壤温度对 N_2O 排放通量的决定系数 R^2 有所增加,且 T5、T10 和 WFPS 与 N_2O 排放通量的相关性均达到显著水平($P<0.05$)。

2.4 土壤 N_2O 累积排放量与矿质氮的关系

回归分析发现,多项式函数方程能够较好地拟合土壤 N_2O 累积排放量与土壤硝态氮和矿质氮的关系。土壤矿质氮含量能够解释土壤 N_2O 累积排放量的 62%,相关性接近显著水平($P=0.056$)。随着土壤硝态氮、矿质氮含量的增加,土壤 N_2O 累积排放量有随之增加的趋势。裸地矿质氮含量最高(表 1),但土壤 N_2O 累积排放量却不及农田(图 1B),可能是由于农田易受环境干扰,如施肥、翻耕等措施引起了土壤 N_2O 排放规律的改变。

3 讨论

不同的土地利用方式改变了土壤的基本性质(表 1)。相对裸地而言,草地经自然植被恢复后,土壤有机碳、全氮含量均有所增加,可能是由于草地根系密度大,固定养分能力强,加之每年回归土壤的地上植被,

又增加了土壤有机碳、全氮含量;对于施 N、P、K 肥的农田而言,虽施入土壤 N 肥,但大部分供应植物吸收利用,且每年作物被移走的地上部分带走了大量的营养元素,致使土壤有机碳和全氮含量与裸地接近甚至低于裸地,可能是由于农田耕作措施对土壤的扰动较大,加速了土壤 C、N 等营养元素的吸收与分解^[19-20]。经过 20 多年对土地的开发利用,土壤基本性质发生了相应的变化:由初始的有机碳 48.2 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 减小为 27.7 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (农田最低),总氮 2.2 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 降低为 2.1 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (裸地、农田),而在草地(3.0 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)中,土壤总氮提高了 36%,说明退耕还草可能对增加土壤中总氮含量有所贡献。对于铵态氮和硝态氮这样可被吸收利用的氮素含量而言,草地含量小于裸地,这可能是由于裸地土壤受到了如土壤微生物、土壤温度和水分等土壤微环境的影响,裸地土壤的土壤温度高,土壤水分相对于草地和农田充足(图 2),所形成的土壤微环境更有利于硝化作用和反硝化作用的进行,从而导致硝态氮和铵态氮含量较草地和农田高,同时也导致了较高 N_2O 的产生(图 1B)。

土壤 N_2O 主要是在土壤微生物硝化和反硝化过程中产生的,而土壤基本性质的改变影响了土壤微生物硝化和反硝化过程,最终使得土壤的 N_2O 排放量在不同土地利用方式下存在一定的差异。本研究中,农田土壤 N_2O 平均排放通量大于草地,与林杉等^[21]的研究结果一致。农田土壤 N_2O 排放通量以及累积排放量均最高,可能是由于农田系统中长期增施氮肥提高了氮素含量,从而促进了 N_2O 的排放^[22];而且农田经过系统的翻耕能够促进矿化作用进而生成铵态氮及硝态氮,增加了土壤氮素的积累,待土壤温度、湿度等条件适宜情况下, N_2O 大量释放。但也有研究^[23]认为,草地的 N_2O 排放量大于农田,草地中微生物的高活性刺激了土壤氮的积累,草地密集根系以及地上凋落物都是影响草地 N_2O 排放高的原因;Skiba 等^[24]也认为,根密度大的草地能导致厌氧微生物大量生成,进而通过反硝化作用释放 N_2O 。

从整个取样监测期间来看, N_2O 排放季节动态并无规律可循,但在 7 月 1 日与 8 月 6 日,裸地和农田的 N_2O 排放通量分别达到峰值。有研究^[10]认为, N_2O 排放峰值会出现在显著降雨之后,当 7~13 cm 土层的 WFPS 大于 50%,空气温度超过 10 $^{\circ}\text{C}$ 时, N_2O 排放量最显著;降雨之后短期的厌氧过程,加速了反硝化过程 N_2O 的排放。本研究中,6 月 30 日晚上有较大降雨,在 7 月 1 日,裸地 10 cm 土壤 WFPS 为 45.9%,空

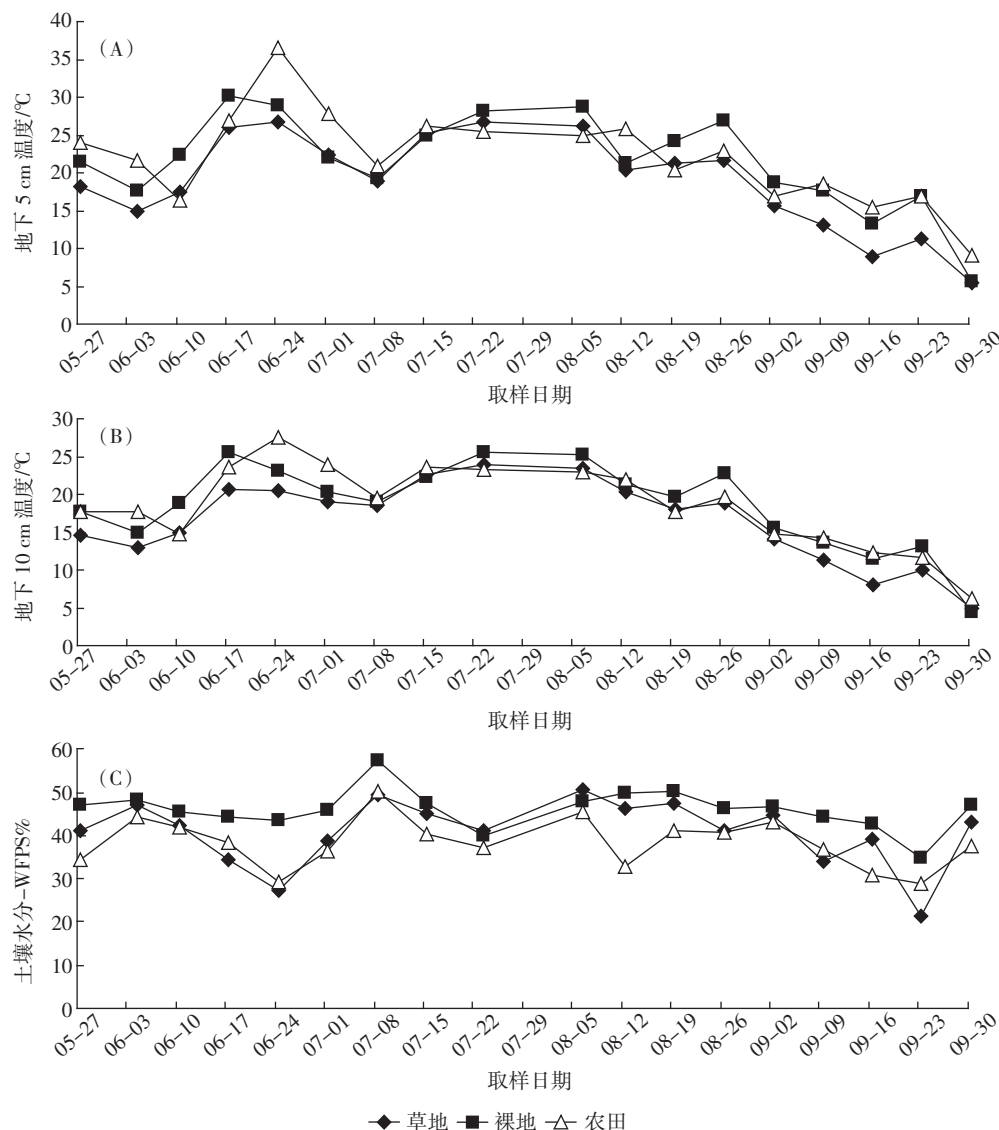


图2 不同土地利用方式下土壤温度(T5、T10)和土壤水分(WFPS)的季节动态

Figure 2 The seasonal dynamics of soil temperature(T5 and T10) and soil moisture(WFPS) under different land use patterns

气温度为 22.2 °C, N_2O 排放通量达到峰值, 与 Machon 等^[10]研究结果一致。8月6日监测是在扶正倒伏玉米后测量的, N_2O 的排放可能受到了干扰。另外, 此日的 T5、T10 较之前测定日并没有显著的变化, 而 WFPS 却从 37.4% 上升到 45.3%, 水分的显著增加(图 1)导致了 N_2O 的排放通量的显著增加。这表明, 黑土农田生态系统中, 土壤 WFPS 与 N_2O 的排放有极其密切的关系。

土壤温度和土壤水分是影响土壤 N_2O 排放量的主要因素^[25]。本研究中, 农田土壤中 T5、T10、WFPS 均与土壤 N_2O 排放量有显著的相关性($P < 0.05$), 与大多数的研究结果一致。有研究认为, 土壤 N_2O 的排放量与土壤含水量之间有正相关关系^[23, 26-27]。土壤温度的

增加能够加强土壤微生物活性及土壤呼吸, 从而增加土壤 N_2O 排放量^[28-29]; 而增加土壤 WFPS 可以创造土壤厌氧环境, 进而使 N_2O 排放量呈指数增长^[30]。本研究中, 草地、裸地土壤的 N_2O 排放量与土壤温度及土壤含水量相关性不显著, 可能是由于裸地地表无植被覆盖, 受外界其他因素的影响较大。草地尽管有大量植被覆盖, 且根系较为发达, 自我调节水分和温度的能力较强, 但从图 2 也可以看出, 草地的土壤温度及土壤水分均较裸地、农田低, 所以草地土壤温度及水分的变化不敏感, 加之土壤温度对 N_2O 排放的影响往往伴随着与土壤含水量的协同作用^[31-32]。

另外, 土壤 N_2O 排放量与土壤硝态氮含量、无机氮含量也有正相关关系(图 3)。硝化过程、 NO_3^- 异化还

表 2 不同土地利用方式下土壤 N₂O 排放通量与土壤温度(T)和土壤湿度(WFPS)的拟合关系
Table 2 The relationship between soil flux and soil temperature(T),soil moisture(WFPS) under different land use patterns

处理	温度 WFPS	所有取样时期(n=18)			去除前 5 次取样(n=13)		
		拟合函数	R ²	P	拟合函数	R ²	P
草地	T5	—	0.126 1	0.148 1	—	0.120 7	0.244 9
	T10	—	0.164 7	0.094 7	—	0.164 2	0.169 6
	WFPS%	—	0.002 8	0.834 5	—	0.071 8	0.376 2
裸地	T5	—	0.032 6	0.473 5	—	0.025 1	0.605 0
	T10	—	0.011 0	0.678 7	—	0.011 0	0.733 5
	WFPS%	—	0.005 5	0.769 2	—	0.002 5	0.871 5
农田	T5	$f=5.832\exp(0.053\ 5T)$	0.382 0**	0.006 3	$f=3.965\ 8\exp(0.073\ 2T)$	0.453 8*	0.011 6
	T10	$f=5.592\exp(0.065\ 9T)$	0.463 7*	0.001 9	$f=4.923\ 5\exp(0.073\ 4T)$	0.498 5**	0.007 0
	WFPS%	—	0.100 9	0.199 0	$f=1.992\ 1\exp(0.057\ 4T)$	0.331 0*	0.039 6

注:* P<0.05,** P<0.01。

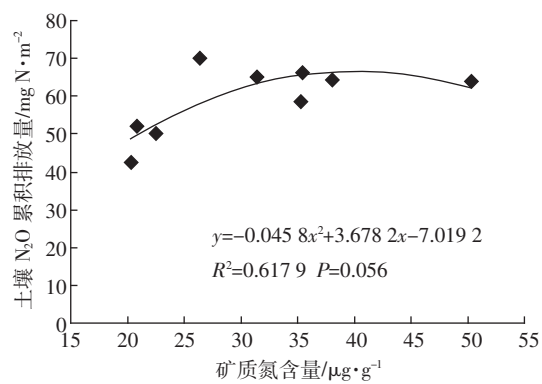


图 3 不同土地利用方式下土壤矿质氮含量与土壤 N₂O 累积排放量的关系

Figure 3 Relationships between soil mineral nitrogen and cumulative soil N₂O emission under different land use

原成 NH₄⁺过程和化学反硝化过程在某种环境下能大量产生 N₂O^[33]。随着土壤硝态氮、矿质氮含量的增加,硝化过程、DNRA 过程反应增加,使得土壤 N₂O 排放量也随之增加。

4 结论

不同土地利用方式下土壤 N₂O 累积排放量不同,表现为农田>裸地>草地;土壤温度及土壤水分与农田土壤 N₂O 排放通量的相关性达到显著水平(P<0.05),而与草地、裸地土壤 N₂O 排放通量的相关性不显著;土壤 N₂O 累积排放量均随土壤硝态氮和矿质氮含量的增加而增加。黑土草地开垦可促进土壤 N₂O 的排放,且不同土地利用方式下,影响土壤 N₂O 排放的主要驱动因子可能不同,因此其 N₂O 排放量也有所差异。

致谢:感谢实验员高维丽、温秀玲和孙桂丹在样品采集与分析方面的大力帮助。

参考文献:

[1] Masood E. Obstacles to an agreement[J]. *Nature*, 1997, 390:220.
[2] IPCC. Climate change 2001. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[M]. New York: Cambridge University Press, 2001.
[3] Ding W, Cai Y, Cai Z, et al. Nitrous oxide emissions from an intensively cultivated maize-wheat rotation soil in the North China Plain[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 373:501-511.
[4] Ding W, Yu H, Cai Z. Impact of urease and nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions from fluvo-aquic soil in the North China Plain[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47:91-99.
[5] Beauchamp E G. Nitrous oxide emission from agricultural soils[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1997, 77:113-123.
[6] Duxbury J M. The significance of agricultural sources of greenhouses gases[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1994, 38:151-163.
[7] 王海云,邢光熹. 不同施肥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 Hai-yun, XING Guang-xi. 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.
[8] Chen G X, Huang B, Xu H, et al. Nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems in China[J]. *Chemosphere-Global Change Science*, 2000, 2:373-378.
[9] 李俊. 农业土壤排放氧化亚氮的因素分析[J]. *中国生态农业学报*, 1995, 3(4):63-66.
LI Jun. An analysis of the factors affecting N₂O emission from arable soils[J]. *Eco-Agriculture Research*, 1995, 3(4):63-66.
[10] Machon A, Horváth L, Weidinger T, et al. Estimation of net nitrogen flux between the atmosphere and a semi-natural grassland ecosystem in Hungary[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61:631-639.

- [11] Skiba U, Drewer J, Tang Y S, et al. Biosphere-atmosphere exchange of reactive nitrogen and greenhouse gases at the NitroEurope core flux measurement sites: Measurement strategy and first data sets[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 133: 139-149.
- [12] Schindlbacher A, Zechmeister-Boltenstern S, Butterbach-Bahl K. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2004, 109(D17). doi:10.1029/2004JD004590.
- [13] 谢立勇, 叶丹丹, 张贺, 等. 旱地土壤温室气体排放影响因子及减排增汇措施分析[J]. *中国农业气象*, 2011, 32(4): 481-487.
XIE Li-yong, YE Dan-dan, ZHANG He, et al. Review of influence factors on greenhouse gases emission from upland soils and relevant adjustment practices[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 2011, 32(4): 481-487.
- [14] Davidson E A, Keller M, Erickson H E, et al. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides[J]. *BioScience*, 2000, 50: 667-680.
- [15] Davidson E A. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems[J]. *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*, 1991: 219-235.
- [16] Bowman W D, Steltzer H. Positive feedbacks to anthropogenic nitrogen deposition in Rocky Mountain alpine tundra[J]. *Ambio*, 1998, 27: 514-517.
- [17] 刘惠, 赵平, 孙谷畴, 等. 华南丘陵区冬闲稻田二氧化碳、甲烷和氧化亚氮排放特征[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(1): 57-62.
LIU Hui, ZHAO Ping, SUN Gu-chou, et al. Characteristics of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from winters fallowed paddy fields in hilly area of South China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(1): 57-62.
- [18] Zou J, Huang Y, Lu Y, et al. Direct emission factor for N₂O from rice-winter wheat rotation systems in Southeast China[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39: 4755-4765.
- [19] 侯雪莹, 韩晓增, 王树起, 等. 不同土地利用和管理方式对黑土肥力的影响[J]. *水土保持学报*, 2008, 22(6): 99-103.
HOU Xue-ying, HAN Xiao-zeng, WANG Shu-qi, et al. Different land uses and management effects on soil fertilities in black soil[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2008, 22(6): 99-103.
- [20] 朱霞, 韩晓增. 不同土地利用方式下黑土氮素含量变化特征[J]. *江苏农业学报*, 2008, 24(6): 843-847.
ZHU Xia, HAN Xiao-zeng. Effect of land use on nitrogen content in black soil[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Science*, 2008, 24(6): 843-847.
- [21] Fuß R, Ruth B, Schilling R, et al. Pulse emissions of N₂O and CO₂ from an arable field depending on fertilization and tillage practice[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 144: 61-68.
- [22] 林杉, 冯明磊, 阮雷雷, 等. 三峡库区不同土地利用方式下土壤氧化亚氮排放及其影响因素[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(6): 1269-1276.
LIN Shan, FENG Ming-lei, RUAN Lei-lei, et al. Soil N₂O flux and its affecting factors under different land use patterns in Three Gorges Reservoir area of China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(6): 1269-1276.
- [23] Schaufler G, Kitzler B, Schindlbacher A, et al. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: Effects of soil moisture and temperature[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61: 683-696.
- [24] Skiba U M, MacDonald J, Fowler D, et al. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland[J]. *Atmospheric Environment*, 1998, 32: 3311-3320.
- [25] 杨兰芳, 蔡祖聪. 施氮和玉米生长对土壤氧化亚氮排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2005, 16(1): 100-104.
YANG Lan-fang, CAI Zu-cong. Effects of N application and maize growth on N₂O emission from soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(1): 100-104.
- [26] Dobbie K E, Smith K A. The effects of temperature, water filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol[J]. *European Journal of Soil Science*, 2001, 52: 667-673.
- [27] Meixner F X, Yang W X. Biogenic emissions of nitric oxide and nitrous oxide from arid and semi-arid land[J]. *Dryland Ecohydrology*, 2006, Part III: 233-255.
- [28] Allen D E, Kingston G, Rennenberg H, et al. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, 136: 209-217.
- [29] Mapanda F, Mupini J, Wuta M, et al. A cross-ecosystem assessment of the effects of land cover and land use on soil emission of selected greenhouse gases and related soil properties in Zimbabwe[J]. *European Journal of Soil Science*, 2010, 61: 721-733.
- [30] Smith K A, Ball T, Conen F, et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes[J]. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54: 779-791.
- [31] Almagro M, Loez J, Querejeta J, et al. Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 594-605.
- [32] Lellei-Kovács E, Kovács-Láng E, Botta-Dukát Z, et al. Thresholds and interactive effects of soil moisture on the temperature response of soil respiration[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2011, 47: 247-255.
- [33] 黄树辉, 吕军. 区分土壤中硝化与反硝化对 N₂O 产生贡献的方法[J]. *农业工程学报*, 2005, 21(增刊): 48-51.
HUANG Shu-hui, LÜ Jun. Methods that distinguish the contribution of nitrification and denitrification to the N₂O emission in the soil[J]. *Transaction of the CSAE*, 2005, 21(Suppl): 48-51.