

赵光昕, 刘杏认, 张晴雯, 等. 施用生物炭对农田土壤 N_2O 的减排效应[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(12): 2872–2880.

ZHAO Guang-xin, LIU Xing-ren, ZHANG Qing-wen, et al. Effect of biochar on N_2O emissions from agricultural soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(12): 2872–2880.

施用生物炭对农田土壤 N_2O 的减排效应

赵光昕^{1,2}, 刘杏认^{1*}, 张晴雯¹, 田秀平²

(1. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081; 2. 天津农学院农学与资源环境学院, 天津 300384)

摘要: 生物炭作为一种土壤改良剂, 在农田土壤氮素转化和温室气体减排等方面发挥着重要作用。本实验对不同施氮量的农田土壤添加生物炭, 研究了其对 N_2O 的减排潜力, 为生物炭的固氮减排提供理论依据。于2015年6月18日至9月25日, 利用盆栽实验研究了施用生物炭对农田土壤在不同氮肥用量下 N_2O 排放的影响, 实验共设4个处理: 对照(CK)为不施氮处理、N1(200 kg·hm⁻²)、N2(400 kg·hm⁻²)和N3(600 kg·hm⁻²), 各处理均施用土壤质量15%(W/W)的等量生物炭。结果表明, 随着施氮量的增加, 土壤 N_2O 的累积排放量逐渐增加, N2和N3处理差异不显著, N_2O 排放系数逐渐降低, N1、N2、N3的排放系数分别为1.33%、1.27%、0.90%。Pearson相关分析表明, 土壤孔隙含水量(WFPS)、土壤pH、土壤 NO_3^- -N和土壤微生物量氮(MBN)含量是影响 N_2O 排放最主要的因素, 其中土壤WFPS、土壤 NO_3^- -N和MBN含量与 N_2O 排放通量之间呈极显著的正相关关系, 土壤pH与 N_2O 排放通量之间呈极显著负相关关系。生物炭的施用对农田土壤 N_2O 具有巨大的减排潜力, 并且生物炭与氮肥配施对土壤氮素有很好的固持作用。

关键词: 生物炭; 氧化亚氮; 硝态氮; 铵态氮

中图分类号: X511 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2018)12-2872-09 doi:10.11654/jaes.2018-0699

Effect of biochar on N_2O emissions from agricultural soil

ZHAO Guang-xin^{1,2}, LIU Xing-ren^{1*}, ZHANG Qing-wen¹, TIAN Xiu-ping²

(1. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2. College of Agronomy and Resources Environment, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China)

Abstract: As a soil amendment, biochar plays an important role in soil N transformation and reducing greenhouse gas emissions. The purpose of the experiment is to study the N_2O emission reduction potential under different N rates with biochar addition, and to provide a theoretical basis for the reduction potential of biochar. A pot experiment was conducted from June 18 to September 25 in year 2015, and the effects of biochar on N_2O emissions under different N levels in farmland soil were studied. The experiment consisted of four treatments with three replicates. The treatments were CK (non-N application), N1 (200 kg·hm⁻²), N2 (400 kg·hm⁻²), and N3 (600 kg·hm⁻²). A biochar amount of 15% (W/W) of the pot soil was applied to each treatment. The results showed that the cumulative N_2O emissions increased with N rates. There was no significant difference between N2 and N3. The emission factors (EFs) of N1, N2, and N3 were 1.33%, 1.27%, and 0.90%, respectively, and the EFs decreased with increasing N rate. The correlation analysis showed that N_2O fluxes were significantly positively correlated with soil water-filled porosity (WFPS), soil NO_3^- -N content, and soil microbial biomass nitrogen (MBN) ($P < 0.01$), and that N_2O fluxes were significantly negatively correlated with soil pH ($P < 0.01$). The addition of biochar has great potential to reduce N gas loss. The combined application of biochar and N fertilizer has a good retention effect on soil N.

Keywords: biochar; N_2O ; nitrate nitrogen; ammonium nitrogen

收稿日期: 2018-05-28 录用日期: 2018-08-10

作者简介: 赵光昕(1991—), 男, 硕士研究生, 主要从事农业生态系统碳氮循环的研究。E-mail: zgzhao@126.com

*通信作者: 刘杏认 E-mail: liuxr1976@126.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(41773090, 31300375); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2015ZX07203-007)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41773090, 31300375); The National Water Pollution Control and Treatment Science and Technology Major Project (2015ZX07203-007)

随着人类社会的发展,温室气体大量排放引发了一系列的气候问题,如全球变暖、臭氧层破坏等。IPCC第五次报告指出,人为造成的温室气体排放对全球气候的影响无可置疑,自人类工业化以来全球气温平均升高了0.85℃(0.65~1.06℃),并且还在持续上升^[1]。N₂O是除CO₂和CH₄外的第三大温室气体,不同的是N₂O在大气层中的滞留时间长达114年,其百年增温潜势是CO₂的298倍,对全球变暖的贡献率达到了8%,并表现出累积增长的趋势,而且N₂O在大气平流层中与臭氧发生光化学反应,对臭氧层造成了破坏^[2]。据估算,大气中70%以上的N₂O排放均来自于土壤生态系统^[3],我国是世界上氮肥施用最多的国家之一,年均需求量占世界化肥消费量的1/3以上,氮肥不合理施用现象非常普遍,平均施氮300 kg·hm⁻²,远高于世界平均水平^[4],并且肥料利用率低,具有环境污染等风险。研究表明^[5],农业活动产生的N₂O排放是人类活动N₂O排放的主要来源,占人类活动N₂O排放量的84%,占全球N₂O排放量的39%~52%^[6]。近年来,伴随我国粮食产量的不断提高,为追求高产,农民采用了更高的氮肥投入,大量的氮素为土壤硝化和反硝化作用提供了充足的底物,对农田N₂O排放产生巨大影响。中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报显示,在我国,农田施用氮肥造成的N₂O排放占全年总排放量的52.9%^[7]。因此,采取适当的减排措施,在未来几十年减缓全球温室气体的排放有着相当大的潜力。

生物炭是一种由生物质材料(主要包括作物秸秆、木屑等)炭化形成的碳含量丰富、孔隙多、比表面积大、离子交换能力强、理化性质稳定的粉末状有机物质^[8-9]。用农田废弃物秸秆等制备生物炭不仅减少了燃烧秸秆带来的生态污染,还使生物炭成为一种可大面积推广的有前景的固氮减排技术。近年来生物炭的研究受到广泛关注,其在改良土壤质地、提高作物养分利用率及土壤氮素转化方面均有积极作用^[10-12]。目前已有大量研究表明^[13-16],农田施用生物炭后,生物炭颗粒能够根据自身特性与土壤颗粒互相作用从而影响土壤的基本理化性质,如提高土壤全碳、全氮含量和土壤pH值。农田土壤N₂O的产生主要由硝化和反硝化作用的两个主要微生物过程决定,施用生物炭能够降低土壤中铵态氮和硝态氮含量,对硝化反硝化作用进行限速,从而影响N₂O的排放^[17]。生物炭还通过调节土壤的理化性质从而改变土壤微生物的生存环境,通过影响微生物间接影响土壤中氮素的吸收释放等^[18]。多数研究表明农田土壤施用生

物炭减少了N₂O排放^[19-22],另有部分研究表明生物炭对N₂O排放无影响^[23-24],可能原因是不同的土壤环境条件如土壤类型、水分条件及土壤温度等不同,生物炭制备材料与热解温度和施用量的不同也得出了不同的研究结果。

目前,施用生物炭对温室气体的减排效应研究多集中在对生物炭的不同类型、试验地不同土壤条件等方面的研究^[25-27],而缺乏对于生物炭的减排潜力的完整评价,限制了生物炭的广泛应用。IPCC将N₂O排放系数定义为氮肥施入土壤后N₂O累积排放量与施氮量之比,用百分数表示^[1],N₂O排放系数能更好地评估所施入氮的N₂O排放比例,有助于揭示生物炭的减排规律。本研究选择华北地区农田土壤作为研究对象,遵循当地常规的夏玉米的生长周期同步进行盆栽实验,利用静态暗箱法对夏玉米季等量生物炭对不同施氮量的减排效应进行了系统量化研究,为生物炭的固氮减排和降低环境污染的潜力提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验时间、地点

实验于2015年6月16日至9月25日进行,实验采用的土壤取自山东省淄博市桓台县华北集约农业生态试验站0~20 cm土壤,土壤类型为砂姜潮湿雏形土,pH值为7.62,有机质含量为10.8 g·kg⁻¹,全氮含量为0.7 g·kg⁻¹,碱解氮含量为48.0 mg·kg⁻¹,速效磷含量为11.5 mg·kg⁻¹,速效钾含量为210.1 mg·kg⁻¹。

1.2 生物炭的基本性质

生物炭购于辽宁金和福农业开发有限公司,该生物炭为玉米秸秆在360℃厌氧条件下裂解24 h得到的黑色粉末,生物炭密度为0.297 g·cm⁻³,pH值为8.2,含碳量为65.7%,含氮量为0.9%,有效磷含量为0.08%,有效钾含量为1.6%。

1.3 实验设计

本实验共设4个处理,每个处理3次重复,具体施肥处理见表1,其中N1处理尿素用量折合为每盆1.94 g,N2处理尿素用量为每盆3.88 g,N3处理尿素用量为每盆5.82 g,各处理均施用过磷酸钙1.76 g,硫酸钾0.4 g。每盆装土10 kg,生物炭用量为1.5 kg。本课题组前期研究表明生物炭用量为15%(与土壤质量比)时,减排效果最佳^[28]。氮肥梯度设置参考华北平原冬小麦-夏玉米轮作体系,年施氮量约为550~600 kg·hm⁻²^[29]。实验开始于6月16日,将取自田间的土壤过筛,将称好的土壤与生物炭和肥料混匀后装盆,

表1 不同施肥处理

Table 1 Treatments of different N application levels

处理	N/kg·hm ⁻²	P ₂ O ₅ /kg·hm ⁻²	K ₂ O/kg·hm ⁻²	生物炭/(W/W)
CK	0	52.5	37.5	15
N1	200	52.5	37.5	15
N2	400	52.5	37.5	15
N3	600	52.5	37.5	15

每盆留苗3株,供试玉米品种为郑单958,放置于田间进行野外培养,尽量与田间条件保持一致。培养过程中,于7月8日灌水一次,每盆灌水2 L。

1.4 气体样品的采集和测定

气体样品的采集采用静态暗箱法。盆钵由不锈钢板制作而成,内圆直径为20 cm,盆钵上口有1.5 cm深的凹型槽,用于采样时注水密封,盆钵底部有若干直径为2 cm的小孔以渗漏降水。为使盆钵土壤温度与大田温度一致并减小盆钵间的温度差异,盆钵的4/5高度埋入土壤。采集气体时将圆筒型采样箱套在盆钵凹型槽内,将水注入凹槽加以密封。相应的采样箱为圆筒型,高50 cm,箱体直径与盆钵凹槽直径一致。箱体外侧包有一层海绵,然后覆盖一层铝箔以减小采样时因太阳辐射所引起的箱内温度变化。气样用带有三通阀开关的塑料针筒采集,各盆钵每次采样3个,采样时间为上午9:00—11:00,分别于罩箱后0、10、20 min采集,样品量为50 mL。采用安捷伦气相色谱仪(Agilent 7890A)测定N₂O气体浓度,电子捕获检测器(ECD)检测N₂O浓度。2015年6月18日第一次采集气体样品,以后每隔5~7 d采样一次,直到9月25日实验结束。

1.5 土壤样品的采集和测定

在采集气体样品的同时,采集少量土壤样品,一部分4℃下保存用于测定土壤微生物量氮(MBN),土壤矿质氮(NH₄⁺-N、NO₃⁻-N)和土壤水分,一部分室温下风干用于测定土壤pH。土壤MBN采用氯仿熏蒸-K₂SO₄提取法,首先称取2份10 g的鲜土置于培养箱中25℃培养10 d,培养过程中将密闭容器内的土壤样品调节到40%左右的田间持水量,并在其中放置装有NaOH溶液的小烧杯,用于吸收土壤培养过程中释放的CO₂。培养结束后,取出各处理中一份土壤用氯仿进行熏蒸,另外一份土壤不进行熏蒸作为对照,避光放置24 h后用0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄振荡0.5 h后过滤(土水比=1:4)放入离心管中,提取液先过滤膜再使用multi N/C 2100/2100STOC分析仪(Jena,德国)测定;土壤矿质氮采用CaCl₂浸提-AA3流动分析仪测

定;土壤含水量采用烘干法进行测定;土壤pH值用pH计测定。

1.6 数据处理与分析

N₂O排放通量的计算公式见式(1):

$$F = \rho \times h \times \frac{dc}{dt} \times \frac{273}{273 + \theta} \quad (1)$$

式中: F 为N₂O排放通量,μg·m⁻²·h⁻¹; ρ 为标准状态下N₂O气体密度,为1.977 g·L⁻¹; h 为箱高,m; $\frac{dc}{dt}$ 为采样箱内N₂O浓度变化率,μg·h⁻¹; θ 为采样箱内的平均温度,℃。

N₂O累积排放量的计算公式见式(2):

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

式中: M 为土壤N₂O累积排放量,μg·m⁻²; F 为N₂O排放通量,μg·m⁻²·h⁻¹; i 为采样次数; $t_{i+1} - t_i$ 为采样间隔时间,d。

N₂O排放系数的计算公式见式(3):

$$\text{排放系数}(EF) = \frac{(F_N - F_{CK})}{N} \times 100 \quad (3)$$

式中: F_N 和 F_{CK} 分别为施用氮肥和不施氮肥的N₂O累积排放量,kg·hm⁻²; N 为氮肥施用量,kg·hm⁻²。

土壤孔隙含水量(WFPS)计算公式见式(4):

$$WFPS = \frac{W_g \times BD}{(1 - BD/2.65)} \quad (4)$$

式中: W_g 为土壤质量含水率, BD 为土壤容重,并假定土壤密度为2.65 g·cm⁻³。

土壤MBN计算公式见式(5):

$$MBN = \frac{40 \times [N_{\text{熏蒸}} - N_{\text{未熏蒸}}]}{K_E \times \text{鲜土质量} / (1 + \text{土壤含水量})} \quad (5)$$

式中: $N_{\text{熏蒸}}$ 和 $N_{\text{未熏蒸}}$ 分别表示熏蒸土壤和未经熏蒸土壤的浸提液中全氮的浓度,μg·g⁻¹; K_E 为转换系数,均取值0.45; MBN 为每单位干土所含微生物量氮的量,μg·g⁻¹。

利用Microsoft Office Excel 2016进行数据整理,在Origin 8.5中进行绘图。利用SPSS 22.0进行数据分析,采用单因素方差分析和LSD法比较不同处理间的差异,利用Pearson相关系数检验判断N₂O排放通量与土壤硝态氮、铵态氮、含水量、pH等影响因子之间的相关性及其显著性水平,显著性差异为 $P < 0.05$,极显著差异为 $P < 0.01$ 。

2 结果与分析

2.1 土壤理化指标的变化

图1为土壤理化指标的变化趋势。各处理土壤5 cm地温如图1(a)所示,整体波动范围基本一致,各

处理之间无显著性差异。图1(b)显示出各处理土壤WFPS的变化趋势基本一致,随灌水及降雨等外界因素进行波动,各处理之间无显著差异。各处理土壤pH值的整体变化趋势大致相同,见图1(c),随实验时

间的推移土壤pH均逐渐上升。其中N1、N2和N3处理对比CK处理分别提高了0.01~0.33、0.07~0.38和0.01~0.45($P<0.05$),N1、N2、N3处理之间差异不显著。

土壤NH₄⁺-N浓度的变化曲线如图1(d)所示,各

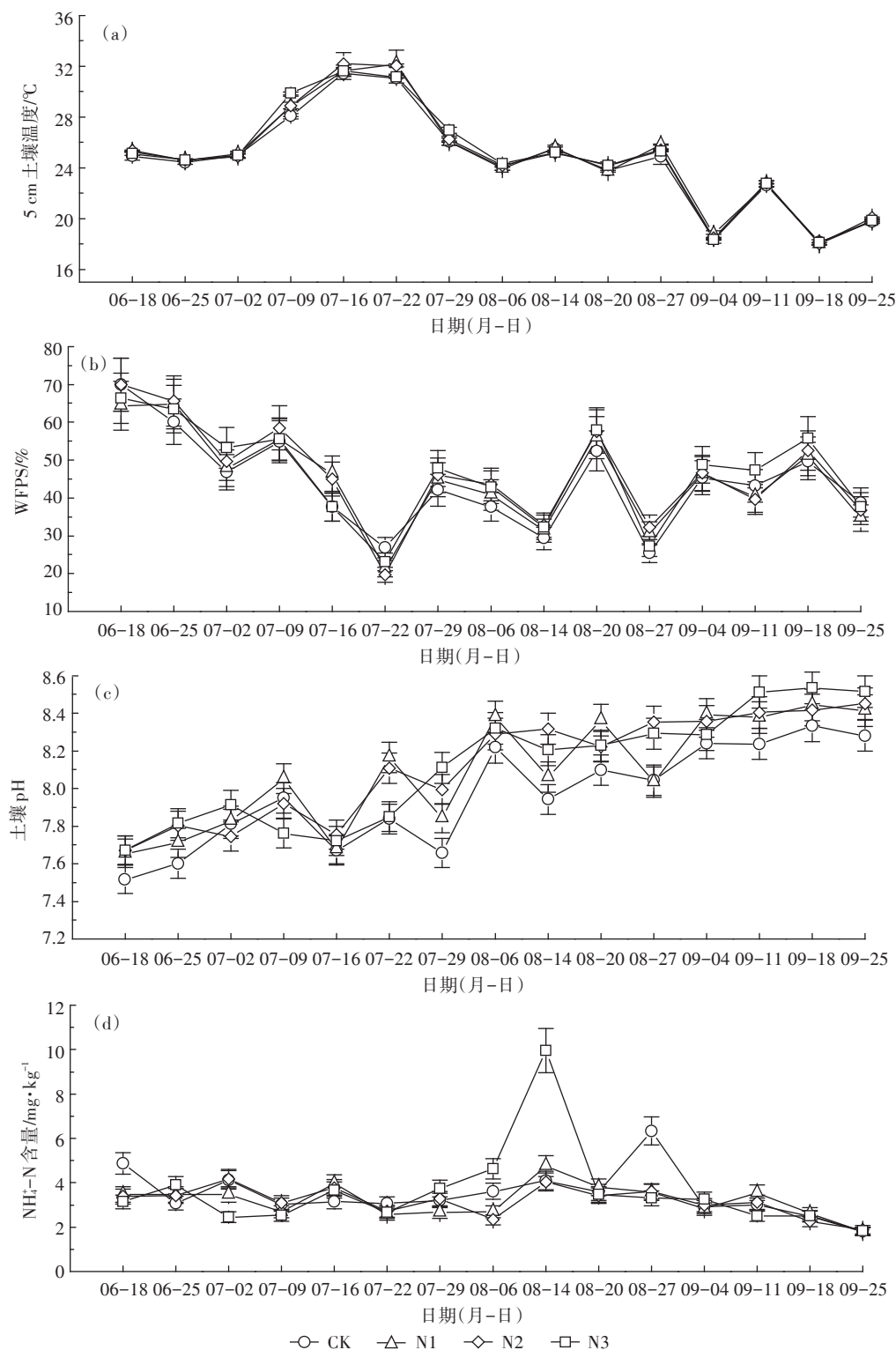
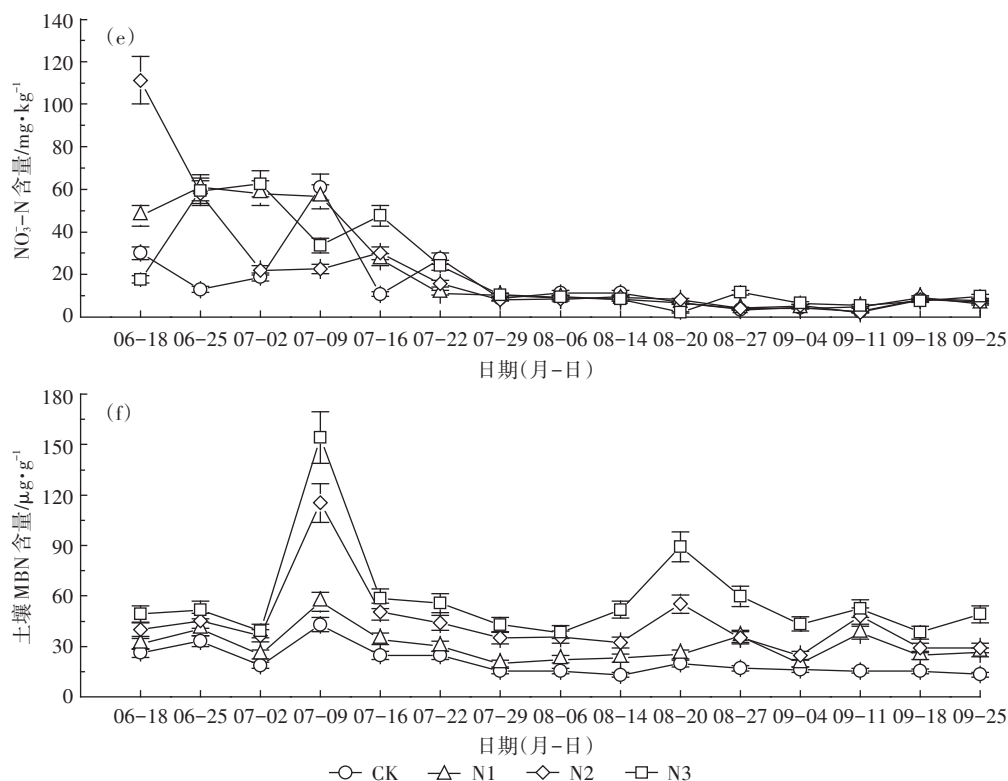


图1 不同处理土壤温度、土壤含水量、土壤pH值、NH₄⁺-N含量、NO₃⁻-N含量和MBN含量的变化

Figure 1 Variation of soil temperature, soil water content, soil pH, soil NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and MBN concentrations under different treatments



续图1 不同处理土壤温度、土壤含水量、土壤pH值、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量和MBN含量的变化

Continued figure 1 Variation of soil temperature, soil water content, soil pH, soil $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and MBN concentrations under different treatments

处理的 $\text{NH}_4\text{-N}$ 趋势大致相同,除N3处理和CK在8月14日和8月27日出现峰值外,各处理均平稳波动并保持较低水平。图1(e)为各处理土壤 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的变化情况,试验开始后至7月22日期间各处理变化差异较大,其中N1、N2和N3处理 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的最高值分别出现在6月18日、6月25日和7月2日,CK处理则在灌水后的7月9日出现峰值,7月29日后各处理 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度均处于较低水平。

土壤MBN的变化趋势如图1(f)所示,各处理MBN的总体变化趋势基本一致。7月8日灌水后,各处理的MBN值在7月9日出现峰值,实验后期MBN波动频繁但波动幅度不大。N3处理的MBN量相比其他处理始终保持最高水平,各处理曲线基本一致,具有一定的规律性。其大小顺序为 $\text{N3} > \text{N2} > \text{N1} > \text{CK}$,其中N1处理是CK处理的1.21~2.45倍($P < 0.05$),N2处理是CK处理的0.98~2.18倍($P < 0.01$),N3处理是CK处理的1.56~4.53倍($P < 0.01$)。此外,N3与N1、N2之间也存在显著性差异($P < 0.05$)。7月16日后,土壤MBN持续处于较低水平,直至8月20日随着土壤WFPS的升高,各处理在8月20日前后出现新的峰值。

2.2 N_2O 排放通量的时间变化

图2为土壤 N_2O 排放通量的变化曲线。实验前期一个月内,各处理的 N_2O 排放剧烈,其中N2处理和N3处理的 N_2O 排放通量较为接近,远高于其他处理。CK和N1处理的 N_2O 排放通量在6月18日即达到最高值,CK处理在出现最高值后 N_2O 排放通量表现出持续下降的趋势,且均低于其他处理。CK、N1、N2和N3处理的最高排放通量依次为 749.8 、 1651.4 、 1993.1 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 1762.4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ 。7月2日各处理 N_2O 排放通量均表现出不同程度的降低,7月8日灌水后,除CK处理外,各施氮处理均在7月9日时出现第二个 N_2O 排放峰,之后各处理的 N_2O 排放通量的动态变化趋于一致,均降至较低水平,各施氮处理相比对照已无差异。通过对盆栽实验 N_2O 排放通量进行单因素方差分析发现,N1处理对比CK处理差异不显著,N2和N3处理 N_2O 排放通量对比CK处理差异极显著($P < 0.01$),其中N2处理是CK处理的0.56~64.68倍,N3处理是CK处理的0.53~67.16倍。

2.3 N_2O 的累积排放量及排放系数

图3为各处理的 N_2O 累积排放量,分别为1.80、4.60、6.88 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和7.23 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,与CK处理对比,

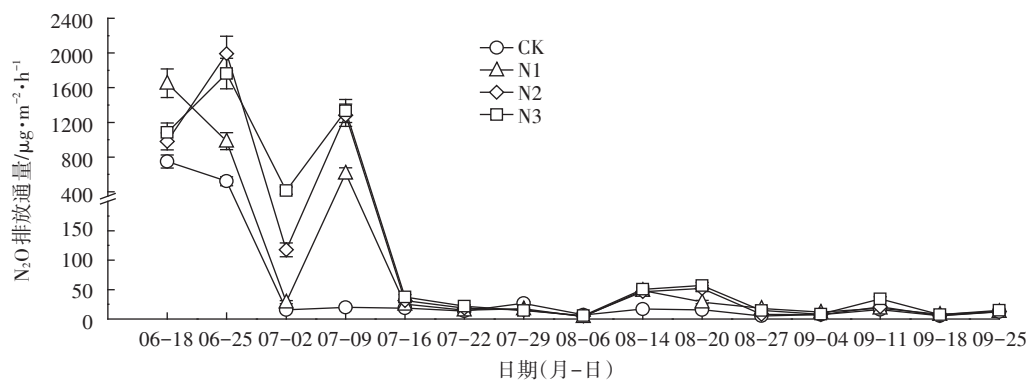


图2 不同处理N₂O排放通量的变化

Figure 2 Variation of N₂O emission fluxes under different treatments

N1、N2、N3 分别显著提高了 148.5%、284.3% 和 303.9% ($P<0.05$),其中N2、N3处理的累积排放量之间差异不显著 ($P>0.05$),但均与N1达到显著水平 ($P<0.05$)。

本实验结果显示,在施用生物炭的条件下,不同施氮处理的排放系数分别为 1.33% (N1)、1.27% (N2)、0.91% (N3),表现为随施氮量递增而下降的趋势,其中 N3 处理对比 N1 处理排放系数降低了 31.6%,N2 处理对比 N1 处理排放系数降低了 4.5%。

2.4 N₂O 排放通量与各因素的相关性分析

N₂O 排放通量与土壤理化性质之间的 Pearson 相关性分析见表 2。N₂O 的排放通量与土壤 NO₃-N 浓度、WFPS、土壤 MBN 之间均存在极显著正相关关系 ($P<0.01$),其中 CK 处理的 NO₃-N 浓度与 N₂O 排放通量间未达到显著性水平 ($P>0.05$),可能的原因是 CK 处理土壤中氮素含量较低,NO₃-N 浓度与 N₂O 排放通量间未表现出显著相关性,而施氮处理的 NO₃-N 浓度与 N₂O 排放通量间则表现出了极显著的相关关系。N₂O 的排放通量与土壤 pH 呈极显著负相关关系 ($P<0.01$),与土壤 NH₄⁺-N 浓度以及 5 cm 地温无显著相关

关系 ($P>0.05$)。

3 讨论

3.1 生物炭对土壤理化性质的影响

本研究表明,N₂O 的排放通量与土壤表层温度(5 cm 地温)不具有显著相关性,原因可能是实验进行时间为 6 月至 9 月,温度普遍较高,此时土壤温度并不是硝化反硝化作用的限制因素。WFPS 与 N₂O 排放量呈极显著正相关关系,并且相关性系数最大,甚至高于矿质氮含量。说明夏玉米季 N₂O 排放通量受土壤水分的影响显著,WFPS 影响着土壤中空气的流通,WFPS 越大,土壤易形成厌氧环境,进而促进土壤中微生物的反硝化作用,导致 N₂O 排放增加,是土壤 N₂O 排放的重要环境因素。

本实验结果表明,在生物炭的影响下,不同处理的土壤 pH 均表现为随时间的推移而逐渐升高,且施氮处理高于对照。可能的原因是,生物炭施入土壤中对氮素的转化和固持具有一定的作用。研究表明^[30],尿素水解产生 NH₄⁺、NH₃ 和 CO₂,会使土壤水溶液显碱性,可能是导致本实验施氮处理土壤 pH 高于不施氮处理的原因,并且由于生物炭本身含有多种碱性成

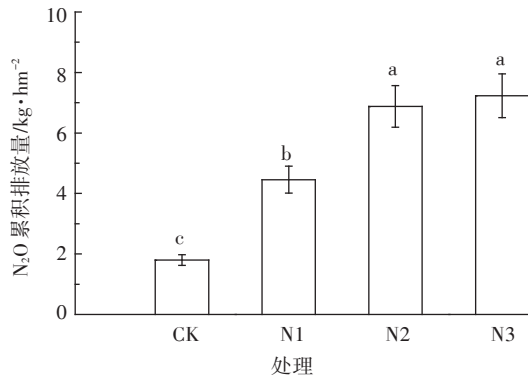


图3 不同处理N₂O累积排放量

Figure 3 N₂O cumulative emissions under different treatments

表2 N₂O 排放通量和不同处理与各因素间的 Pearson 相关系数

Table 2 Pearson correlation coefficients between N₂O fluxes and various factors in different treatments

处理	5 cm 地温	WFPS	土壤 pH	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	土壤 MBN
CK	0.032	0.683**	-0.595**	0.231	0.220	0.395**
N1	0.114	0.650**	-0.545**	0.106	0.674**	0.407**
N2	0.152	0.647**	-0.546**	0.139	0.655**	0.484**
N3	0.207	0.612**	-0.602**	-0.090	0.587**	0.420**

注:**表示在 0.01 水平上显著相关;*表示在 0.05 水平上显著相关。
Note:** indicates very significant difference at $P<0.01$; * indicates significant difference at $P<0.05$.

分,施入土壤后能对酸根离子产生吸附作用^[31],导致土壤pH在整个实验周期中持续升高。相关分析显示,N₂O排放量与土壤pH呈现出极显著负相关。有研究表明,适宜的碱性条件能够降低硝化反硝化过程N₂O产量,且高pH值条件下N₂O产生速率最小,由于N₂O还原酶争夺点的能力较弱,缺少电子供体不利于N₂O的还原^[32]。

土壤NH₄⁺-N在整个实验周期均保持较低水平,不同施氮处理之间土壤NH₄⁺-N差异不显著,可能的原因是生物炭施入土壤中易形成大团聚体,促进土壤矿质氮的吸附和保持,延缓其在土壤中的释放,生物炭还能够将NH₄⁺等阳离子通过含氧官能团吸附在表面。CK和N3处理的土壤NH₄⁺-N含量在8月20日前后出现峰值,可能原因是生物炭吸附和负载的土壤氮素在降雨及土壤微生物活动等作用下得到了释放,补充了土壤的速效养分。本实验结果表明土壤NO₃⁻-N与N₂O通量呈现极显著正相关关系,而土壤NH₄⁺-N与N₂O未有明显的相关性。土壤NO₃⁻-N浓度在实验前期含量较高,可能的原因是生物炭促进了土壤中NH₄⁺-N向NO₃⁻-N转化^[33],有利于土壤NO₃⁻-N含量的累积,并且,生物炭与尿素配施提高了土壤pH,即pH值提高能够增强土壤的硝化能力,使土壤中NO₃⁻-N含量增加^[34]。

土壤微生物量是植物营养物质的源和库,并积极参加养分循环,代表土壤养分的活性部分,因此土壤微生物量常被用于评价土壤质量^[35]。本实验结果显示土壤MBN含量随施氮量的增加而增加,土壤MBN与N₂O排放极显著正相关。可能的原因是生物炭施入土壤中增加了土壤中有机碳含量,提高了土壤的C/N,土壤微生物表现为N缺乏状态,N3处理施入高量氮肥后降低了土壤C/N,更适合微生物生长。研究表明,土壤微生物量较其他土壤理化性质更易迅速响应氮素的添加^[35]。土壤MBN是微生物通过同化作用固定的土壤氮素的量,并且土壤MBN含量会在一定程度上随生物炭施用量的增加而增加,并且会比较稳定地储存于耕层土壤中,减少氮素的损失^[36]。

3.2 生物炭对N₂O排放的影响

本实验在施用等量生物炭情况下,各处理在实验初期有明显的N₂O排放高峰,主要原因一方面,施肥灌水之后,玉米还没出苗,几乎不会与土壤微生物竞争土壤中的营养物质^[37],氮肥输入导致土壤中总氮含量的激增^[38],为微生物活动提供了丰度的底物,而且由于在植物生长初期的低氮需求,导致过量的可利用氮最终转化为气态氮。另一方面,施肥后的灌水为

土壤的硝化反硝化微生物提供了充足的水分,提高了N₂O的生成与排放速率。

本研究与田间夏玉米季同步测定,整体来看土壤中氮肥施用量的增加使N₂O排放通量及累积排放量上升,但N2和N3处理之间差异不显著,可能的原因是生物炭对速效养分的吸附。生物炭较大的比表面积,能够吸附更多导致N₂O增排的NH₄⁺-N、NO₃⁻-N,从而减少N₂O排放^[39]。实验结果表明,不同施氮处理的累积排放量呈递增趋势,其中与大田平均施氮水平相当的N1处理的累积排放量为4.60 kg·hm⁻²,与其他在华北平原夏玉米季N₂O累积排放量的研究结果基本一致^[40]。

本研究结果显示在施用生物炭的条件下,不同施氮处理N₂O的排放系数分别为1.33%、1.27%、0.91%,施用等量生物炭使N₂O排放系数随施氮量增加反而降低,说明生物炭降低了氮素肥料施入土壤所产生N₂O的比例,可能的原因是生物炭施入土壤中增加了土壤通透性有利于N₂O发生非生物转化^[41],同时生物炭能够对土壤养分和水分起到保持作用,以及通过降低容重等促进植物和微生物的氮素固持^[42]。大量研究表明,土壤N₂O的排放量与氮肥施用量呈线性关系^[43-46],N₂O排放系数随氮肥施用水平的增加而增加。Hinton等^[45]研究显示N₂O排放与施氮量呈线性关系,并且年度排放系数介于0.28%至1.35%之间。徐玉秀等^[46]研究表明华北平原夏玉米-冬小麦田常规施肥水平的N₂O排放系数为0.60%,减氮处理的N₂O排放系数为0.56%。李保艳等^[47]研究表明,小麦季排放系数为0.47%~0.59%,平均为0.55%,N₂O总排放量与施氮量呈显著线性关系。由于夏季为一年中的排放高峰期,所以计算出的排放系数普遍高于其他研究中的全年排放系数。亦有研究表明,N₂O排放和施氮量呈非线性相关关系,N₂O排放量在加大氮投入的条件下增长缓慢^[48],可能的原因是土壤质地等环境条件存在差异,在施用生物炭条件下,大田土壤N₂O排放系数变化规律还有待进一步验证。

4 结论

施用生物炭后,随着施氮量的增加,土壤N₂O的累积排放量逐渐增加,其中施用400 kg·hm⁻²和600 kg·hm⁻²尿素的N2、N3处理的累积排放量差异不显著,而N₂O排放系数表现为逐渐降低,N1、N2、N3的排放系数分别为1.33%、1.27%、0.90%。说明施用生物炭具有一定的减排潜力。

土壤N₂O排放通量主要受土壤NO₃⁻-N含量、WF-

PS、土壤MBN和土壤pH调控。随着施氮量的增加,土壤NO₃-N含量、土壤MBN显著增加,说明生物炭对土壤氮素具有一定的吸附固持作用。

参考文献:

- [1] IPCC. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. Cambridge, Cambridge University Press, 2013.
- [2] Hu M P, Chen D J, Dahlgren R A. Modeling nitrous oxide emission from rivers: A global assessment[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(11):3566-3582.
- [3] Syakila A, Kroeze C. The global nitrous oxide budget revisited[J]. *Greenhouse Gas Measurement & Management*, 2011, 1(1):17-26.
- [4] Cui Z L, Chen X P, Zhang F S. Current nitrogen management status and measures to improve the intensive wheat-maize system in China[J]. *Ambio*, 2010, 39(5/6):376-384.
- [5] IPCC. Summary for policy makers of climate change 2013: The assessment report of the intergovernmental panel on climate change[R]. London: Cambridge University Press, 2013.
- [6] Smith P, Martino D, Cai Z C, et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 2008, 363(1492):789-813.
- [7] 国家发展和改革委员会应对气候变化司. 中华人民共和国气候变化第二次国家信息通报[R]. 北京: 中国经济出版社, 2013. Department of Climate Change, National Development and Reform Commission. Second national information on climate change, People's Republic of China[R]. Beijing: China Economic Publishing House, 2013.
- [8] Nelissen V, Saha B K, Ruyschaert G, et al. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 70(2):244-255.
- [9] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. *Mitigation & Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11(2):395-419.
- [10] Zhang A F, Bian R J, Hussain Q, et al. Change in net global warming potential of a rice-wheat cropping system with biochar soil amendment in a rice paddy from China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 173(8):37-45.
- [11] Chan K Y, Van Z L, Meszaros I, et al. Using poultry litter biochars as soil amendments[J]. *Soil Research*, 2008, 46(5):437-444.
- [12] Zhai L M, Caiji Z M, Liu J, et al. Short-term effects of maize residue biochar on phosphorus availability in two soils with different phosphorus sorption capacities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(1):113-122.
- [13] 王月玲, 耿增超, 尚杰, 等. 施用生物炭后壤土土壤有机碳、氮及碳库管理指数的变化[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(3):532-539. WAN Yue-ling, GENG Zeng-chao, SHANG Jie, et al. Soil organic carbon and nitrogen and carbon pool management index in loess soil as influenced by biochar[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(3):532-539.
- [14] 张文娟, 余冬立, Gamareldawla H D A, 等. 生物炭添加和灌溉对温室番茄地土壤反硝化损失的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(10):3979-3986. ZHANG Wen-juan, SHE Dong-li, Gamareldawla H D A, et al. Effects of biochar amendment and irrigation on denitrification losses in greenhouse tomato fields[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(10):3979-3986.
- [15] 王欣, 尹带霞, 张凤, 等. 生物炭对土壤肥力与环境质量的影响机制与风险解析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(4):248-257. WANG Xin, YIN Dai-xia, ZHANG Feng, et al. Influence mechanism and risk analysis of biochar on soil fertility and environmental quality[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(4):248-257.
- [16] Githinji L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2014, 60(4):457-470.
- [17] Gómezmuñoz B, Case S D, Jensen L S. Pig slurry acidification and separation techniques affect soil N and C turnover and N₂O emissions from solid, liquid and biochar fractions[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 168:236.
- [18] Gundale M J, Deluca T H. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha*, in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2007, 43(3):303-311.
- [19] Huang Y, Zou J W, Zheng X H, et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(6):973-981.
- [20] Cayuela M L, Jeffery S, Van Zwieten L. The molar H:Corg ratio of biochar is a key factor in mitigating N₂O emissions from soil[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2015, 202(135-138):135-138.
- [21] Yi Q, Tang S H, Fan X L, et al. Effects of nitrogen application rate, nitrogen synergist and biochar on nitrous oxide emissions from vegetable field in south China[J]. *PLoS One*, 2017, 12(4):e0175325.
- [22] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139(4):469-475.
- [23] Verhoeven E, Six J. Biochar does not mitigate field-scale N₂O emissions in a northern California vineyard: An assessment across two years[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2014, 191(15):27-38.
- [24] Pereira E I P, Suddick E C, Mansour I, et al. Biochar alters nitrogen transformations but has minimal effects on nitrous oxide emissions in an organically managed lettuce mesocosm[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2015, 51(5):573-582.
- [25] 孙赞, 何志龙, 林杉, 等. 不同生物质炭对酸化茶园土壤N₂O和CO₂排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(12):2544-2552. SUN Yun, HE Zhi-long, LIN Shan, et al. Effects of different biochars on N₂O and CO₂ emission from acidified tea field soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(12):2544-2552.
- [26] 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 生物炭对壤土土壤温室气体及土壤理化性质的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(9):3634-3641. WANG Yue-ling, GENG Zeng-chao, WANG Qiang, et al. Influence of biochar on greenhouse gases emissions and physico-chemical properties of loess soil[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(9):3634-3641.

- [27] 邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 等. 生物炭介导的不同地表条件下土壤 N_2O 的排放特征[J]. 环境科学, 2017, 38(5): 2093–2101.
ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, et al. Characteristics of biochar-mediated N_2O emissions from soils of different surface conditions[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(5): 2093–2101.
- [28] 刘杏认, 赵光昕, 张晴雯, 等. 生物炭对华北农田土壤 N_2O 通量及相关功能基因丰度的影响[J]. 环境科学, 2018(8): 1–14.
LIU Xing-ren, ZHAO Guang-xin, ZHANG Qing-wen, et al. Effects of biochar on N_2O fluxes and the related functional genes abundances from agriculture soil in the North China Plain[J]. *Environmental Science*, 2018(8): 1–14.
- [29] 裴宏伟, 沈彦俊, 刘昌明. 华北平原典型农田氮素与水分循环[J]. 应用生态学报, 2015, 26(1): 283–296.
PEI Hong-wei, SHEN Yan-jun, LIU Chang-ming. Nitrogen and water cycling of typical cropland in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(1): 283–296.
- [30] 田冬, 高明, 徐畅. 土壤水分和氮添加对3种质地紫色土氮矿化及土壤pH的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 255–261.
TIAN Dong, GAO Ming, XU Chang. Effects of soil moisture and nitrogen addition on nitrogen mineralization and soil pH in purple soil of three different textures[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(1): 255–261.
- [31] 王荣荣, 赖欣, 李洁, 等. 花生壳生物炭对硝态氮的吸附机制研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(9): 1727–1734.
WANG Rong-rong, LAI Xin, LI Jie, et al. Adsorption of nitrate nitrogen by peanut shell biochar[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9): 1727–1734.
- [32] 李鹏章, 王淑莹, 彭永臻, 等. COD/N 与 pH 值对短程硝化反硝化过程中 N_2O 产生的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2003–2009.
LI Peng-zhang, WANG Shu-ying, PENG Yong-zhen, et al. Effect of COD/N and pH on N_2O production in shortcut nitrification and denitrification process[J]. *Chinese Environment Science*, 2014, 34(8): 2003–2009.
- [33] Nelissen V, Rütting T, Huygens D, et al. Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55: 20–27.
- [34] Chan K Y, Van Zwieten L, Meszaros I, et al. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 2007, 45(8): 629–634.
- [35] 臧逸飞, 郝明德, 张丽琼, 等. 26 年长期施肥对土壤微生物量碳、氮及土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(5): 1445–1451.
ZANG Yi-fei, HAO Ming-de, ZHANG Li-qiong, et al. Effects of wheat cultivation and fertilization on soil microbial biomass carbon, soil microbial biomass nitrogen and soil basal respiration in 26 years[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(5): 1445–1451.
- [36] 尚杰, 耿增超, 陈心想, 等. 施用生物炭对旱作农田土壤有机碳、氮及其组分的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3): 509–517.
SHANG Jie, GENG Zeng-chao, CHEN Xin-xiang, et al. Effect of biochar application on soil organic carbon and nitrogen and their fractions in a rainfed farmland[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2015, 34(3): 509–517.
- [37] 范靖尉, 白晋华, 任寰宇, 等. 减氮和施生物炭对华北夏玉米-冬小麦田土壤 CO_2 和 N_2O 排放的影响[J]. 中国农业气象, 2016, 17(2): 2800–2808.
FAN Jing-wei, BAI Jin-hua, REN Huan-yu, et al. Effects of reducing nitrogen and biochar application on CO_2 and N_2O emissions from summer maize-winter wheat field in north China[J]. *Chinese Agrometeorology*, 2016, 17(2): 2800–2808.
- [38] Zou J W, Huang Y, Lu Y Y, et al. Direct emission factor for N_2O from rice-winter wheat rotation systems in southeast China[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(26): 4755–4765.
- [39] Clough T J, Condron L M, Kammann C, et al. A review of biochar and soil nitrogen dynamics[J]. *Agronomy*, 2013, 3(2): 275–293.
- [40] 刘杏认, 张星, 张晴雯, 等. 施用生物炭和秸秆还田对华北农田 CO_2 、 N_2O 排放的影响[J]. 生态学报, 2017, 37(20): 6700–6711.
LIU Xing-ren, ZHANG Xing, ZHANG Qing-wen, et al. Effects of biochar and straw return on CO_2 and N_2O emissions from farmland in the North China Plain[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 37(20): 6700–6711.
- [41] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(4): 574–81.
- [42] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of charcoal addition on N_2O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments[J]. *Soil Science & Plant Nutrition*, 2007, 53(2): 181–188.
- [43] Chen C R, Phillips I R, Condron L M, et al. Impacts of greenwaste biochar on ammonia volatilisation from bauxite processing residue sand[J]. *Plant and Soil*, 2013, 367(1/2): 301–312.
- [44] 黄海洲, 肖茜, 沈玉芳, 等. 生物质炭对旱作春玉米农田 N_2O 排放的效应[J]. 农业环境科学学报, 2014(10): 2063–2070.
HUANG Hai-zhou, XIAO Qian, SHEN Yu-fang, et al. Effect of biochar on N_2O emission from spring maize farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014(10): 2063–2070.
- [45] Hinton N J, Cloy J M, Bell M J, et al. Managing fertiliser nitrogen to reduce nitrous oxide emissions and emission intensities from a cultivated Cambisol in Scotland[J]. *Geoderma Regional*, 2015, 4(4): 55–65.
- [46] 徐玉秀, 郭李萍, 谢立勇, 等. 中国主要旱地农田 N_2O 背景排放量及排放系数特点[J]. 中国农业科学, 2016, 49(9): 1729–1743.
XU Yu-xiu, GUO Li-ping, XIE Li-yong, et al. Characteristics of background emissions and emission factors of N_2O from major upland fields in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Sciences*, 2016, 49(9): 1729–1743.
- [47] 李保艳, 邱炜红, 惠晓丽, 等. 长期施用化肥氮对黄土高原麦田 N_2O 排放的影响[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2018(5): 1–8.
LI Bao-yan, QIU Wei-hong, HUI Xiao-li, et al. Effects of fertilizer on N_2O emission from winter wheat field in the Loess Plateau[J]. *Journal of Northwest A&F University: Natural Science*, 2018(5): 1–8.
- [48] Gerber J S, Carlson K M, Makowski D, et al. Spatially explicit estimates of N_2O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(10): 3383–3394.