大气CO_2浓度和气温升高下硝化抑制剂后效对大豆土壤无机氮和N_2O排放的影响

李 超，郝兴宇，李 萍，宗毓铮，张东升，史鑫蕊*

（山西农业大学农学院，太谷 030801）

摘 要：为探究气候变化背景下，小麦-大豆轮作体系中小麦季施用硝化抑制剂对大豆土壤无机氮、N_2O排放及相关酶活性的后效作用，在控制气室内设置了不同的大气CO_2浓度（400和600 μmol/mol）和气温（环境温度T和T+2℃），在此基础上测定了小麦季添加硝化抑制剂时大豆土壤的硝态氮和铵态氮的含量、土壤硝化-反硝化相关酶活性以及N_2O排放量。结果表明，小麦季添加硝化抑制剂配合麦秸还田，使大豆土壤的硝态氮和铵态氮均有所增加，但是对土壤硝化-反硝化酶的活性影响较小。升温（ET）使大豆土壤硝态氮含量显著增加，而铵态氮含量显著降低；大气CO_2浓度增加（EC）或同时升高气温和CO_2浓度（ECT），土壤硝态氮和铵态氮的含量均有所增加，但与环境高温和CO_2浓度（CK）下的无机氮含量差异不显著。不同环境条件下的土壤硝化-反硝化酶的活性没有明显规律。在ET和ECT条件下，大豆生长季N_2O排放总量均显著高于CK处理，且添加硝化抑制剂使N_2O排放量降低。EC与CK条件下的N_2O排放量差异较小，但在CK条件下，硝化抑制剂处理的N_2O排放量显著高于普通尿素处理。综上所述，在气温和CO_2浓度升高背景下，硝化抑制剂的合理施用有利于大豆土壤有效氮的增加，但是温度升高（ET和ECT）使N_2O排放量增加，在此条件下添加硝化抑制剂可以减少N_2O的排放，单独升高CO_2浓度（EC）时，N_2O排放的变化不明显。本研究可为未来气候变化背景下的小麦-大豆轮作施肥管理及农田N_2O减排提供理论支持。

关键词：大豆；气候变化；土壤硝态氮；N_2O；酶

中图分类号：S565.1 **文献标志码：**A **DOI：**10.3969/j.issn.1007-7146.2022.06.011

Effects of Nitrification Inhibitors on Soybean Soil Inorganic Nitrogen and N_2O Emissions under Elevated Atmospheric CO_2 Concentration and Temperature

LI Chao, *HAO Xingyu*, *LI Ping*, *ZONG Yuzheng*, *ZHANG Dongsheng*, *SHI Xinrui**

(College of Agriculture, Shanxi Agricultural University, Taigu 030801, China)

Abstract: To investigate the effects of nitrification inhibitors applied in the wheat season on the soil inorganic nitrogen (N), N_2O emissions and related enzyme activities in the soybean season for the wheat-soybean rotation system under the background of climate change, different atmospheric CO_2 concentration (400 and 600 μmol/mol) and air temperature (ambient temperature T and T+2℃) were set in the control air chamber. The contents of soybean soil nitrate and ammonium N, nitrification and denitrification-related enzyme activities and N_2O emissions were measured when nitrification inhibitors were added in the wheat season. The results showed that the addition of nitrification inhibitor combined with wheat straw returning to the field in wheat season increased soil nitrate N and ammonium N in soybean season, whereas it had little effect on the enzyme activities of soil nitrification-denitrification. Elevated air temperature (ET) significantly increased the content of nitrate N in soybean soil, while

收稿日期：2022-07-22；**修回日期：**2022-08-10。

基金项目：国家自然科学基金面上项目（31971773）。

作者简介：李超，工程师，主要从事土壤-作物水肥耦合关系的研究。

*** 通信作者：**史鑫蕊，讲师，主要从事土壤-作物系统氮循环的研究。E-mail: shixinrui1992@163.com。

the content of ammonium N significantly decreased. At the conditions of increased atmospheric CO_2 concentration (EC) or simultaneously increased air temperature and CO_2 concentration (ECT), soil nitrate N and ammonium N content both increased, whereas there were no significantly difference with the inorganic N content under ambient temperature and CO_2 concentration (CK). The enzyme activities of soil nitrification-denitrification under different environmental conditions showed no obvious regularity. Under ET and ECT conditions, the total amount of N_2O emission in soybean growing season was significantly higher than that in CK treatment, and the addition of nitrification inhibitors reduced N_2O emission. The difference of N_2O emissions between EC and CK conditions was small, whereas the N_2O emission of nitrification inhibitor treatment was significantly higher than that of common urea treatment under CK condition. To sum up, under the background of rising air temperature and CO_2 concentration in the future, reasonable application of nitrification inhibitors is beneficial to the increase of available N in soybean soil, whereas the increase of air temperature (ET and ECT) may increase N_2O emissions, and adding nitrification inhibitors can reduce N_2O emissions. The changes in N_2O emissions are not obvious when the CO_2 concentration (EC) increased alone. This study can provide a theoretical support for fertilization management and farmland N_2O emission reduction under the wheat-soybean crop rotation system under the background of future climate change.

Key words: soybean; climate change; soil nitrate nitrogen; N_2O; enzyme

（*Acta Laser Biology Sinica*, 2022, 31(6): 559-567）

大豆是我国重要的粮油兼用作物，具有丰富的营养价值和广泛的用途。充足的氮素供应是保障大豆生产的关键因素之一。尿素作为主要的氮肥类型，在农业生产中占有很大的比重，但我国尿素氮的利用效率较低，仅为 30% ~ 40%。过量的尿素施用使土壤中的氮素残留量增加，增加了氮素向地下水淋失的风险，氨挥发、N_2O 等气体损失的增加也对大气环境造成了一定的危害[1]。

通过添加硝化抑制剂来调控土壤中的氮转化过程，是提高尿素氮的使用效率并减少环境污染的有效途径之一[2-3]。章淑艳等[4]的研究指出，氮肥基施配合硝化抑制剂可有效增加小豆的产量，并提高氮肥的利用效率。土壤铵态氮和硝态氮是作物吸收的主要氮素形态。在硝化抑制剂的作用下，土壤中的氮转化过程，特别是硝化作用发生变化，进而对土壤铵态氮和硝态氮的含量产生影响[2,5]。N_2O 是土壤硝化和反硝化过程的中间产物，其排放强度与土壤无机氮含量以及硝化反硝化酶活性密切相关。大量研究结果表明，添加硝化抑制剂可提高水稻等作物的产量和氮素利用效率，增加土壤中的硝态氮含量，降低铵态氮含量，N_2O 排放量也显著降低，但是不同的环境条件、硝化抑制剂类型等会使硝化抑制剂的作用效果产生一定的差异[6-7]。近年来，已有大量的学者对采用硝化抑制剂下不同作物生长及土壤氮转化过程进行了研究，但是大多数都仅关注了硝化抑制剂在当季作物生长过程中的影响，关于硝化抑制剂后效对下茬作物土壤氮转化影响的研究还相对较少。

气候条件是影响土壤 - 作物系统氮循环过程的主要因素。随着全球气候变暖的加剧，其已对全球范围内的农业生产产生了深刻的影响。国内外已有大量研究报道了关于大气 CO_2 浓度或气温升高对氮循环的影响。研究指出，大气 CO_2 浓度升高和适当的增温可以提高土壤酶活性，加速氮转化，增强土壤氮矿化、硝化和反硝化作用，从而使农田 N_2O 的排放量增加[8]。在气候变化的背景下，如何在保证产量的同时提高氮利用效率，并降低温室气体的排放，是当前亟待解决的问题。在气温和大气 CO_2 浓度升高的条件下，添加硝化抑制剂能否减轻 N_2O 的排放尚不明确。对于小麦 - 大豆轮作模式，前茬小麦添加硝化抑制剂对于下茬大豆土壤中的 N_2O 排放、无机氮含量和相关酶活性的影响有待深入研究。

本研究于山西省晋中市太谷区山西农业大学试验基地控制气室内进行，研究不同的环境条件（大气温度和 CO_2 浓度）下，小麦季添加硝化抑制剂对大豆生长季土壤的硝态氮和铵态氮的含量、土壤硝化 - 反硝化相关酶活性以及 N_2O 排放量的影响，探讨气候变化背景下添加硝化抑制剂的作用效果。该研究可为未来气候变化背景下大豆生产中温室气体减排及硝化抑制剂的合理利用提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 试验地点和供试材料

试验地点位于山西省晋中市太谷区（37.42° N，

112.58° E）山西农业大学试验基地控制气室内。该地区属温带大陆性气候，海拔 767 ~ 900 m，年平均气温 7 ~ 9℃，平均日照时数 2 500 ~ 2 600 h。年平均积温在 3 250 ~ 3 500℃之间，无霜期 130 ~ 160 d，年平均地温 13℃，年降水量 450 ~ 500 mm。试验所用土壤类型为黏壤土，土壤有机质、全氮、速效氮、速效磷、速效钾含量分别为 24.50 g/kg、1.40 g/kg、45.28 mg/kg、25.65 mg/kg、280.50 mg/kg，土壤 pH 值为 8.2。供试大豆［*Glycine max* (L.) Merr.］品种为中黄 35，由中国农科院作物科学研究所培育。

1.2　试验设计

试验在 4 个独立的控制气室内进行。气室为铝合金框架玻璃结构（长 × 宽 × 高：8.0 m × 3.0 m × 3.2 m），采用自然光，玻璃透光率为 80% ~ 90%。4 个气室分别为 CK（环境 CO_2 浓度 + 环境温度）、EC（CO_2 浓度升高 200 μmol/mol+ 环境温度）、ET（气温升高 2℃ + 环境 CO_2 浓度）与 ECT（CO_2 浓度升高 200 μmol/mol+ 气温升高 2℃）。气室温度和 CO_2 浓度由自动控制系统控制。

试验在控制气室条件下采取盆栽设计，在塑料整理箱（长 × 宽 × 高：60 cm × 40 cm × 30 cm）中进行，取农田耕层土壤过筛混匀，每箱装土 30 kg，深约 28 cm。盆栽试验为小麦 - 大豆轮作，小麦（*Triticum aestivum* L.）播种前施底肥（105.32 kg/hm^2 N、65.49 kg/hm^2 P 和 74.00 kg/hm^2 K），拔节期进行追肥，追肥与底肥的质量比为 1∶1。小麦生长季在每个气室均设置了普通尿素与硝化抑制剂氮肥 2 个肥料处理，硝化抑制剂氮肥为普通尿素加 0.1% 吡啶混施。人工收获小麦后，用秸秆粉粹机将各气室小麦粉碎，分别均匀地还田到各气室盆中，大豆生长季不再施肥。2018 年 6 月 20 日播种大豆，在每个整理箱中纵向开两排小沟播种大豆种子，出苗后每排留苗 10 株，10 月 2 日收获大豆。每个处理设置 4 个重复，在气室中完全随机排列。期间视土壤含水量状况进行灌水，保证无干旱胁迫。

1.3　测定项目与方法

分别于大豆鼓粒期（2018 年 8 月 26 日）、成熟期（2018 年 10 月 2 日）用土钻从每个盆中随机取 0 ~ 10 cm 耕层的土壤，每盆 3 钻，手动除去肉眼可见的植物残渣、石块和其他杂质。将土壤样品充分混合，研磨过筛风干后保存在室温下，用于测定各个生育时期的酶活性和矿质氮含量。

土壤铵态氮含量采用氯化钾（KCl）浸提 - 靛酚蓝比色法测定，土壤硝态氮采用双波长紫外分光光度计法测定[9]。

土壤硝酸还原酶和土壤亚硝酸还原酶活性采用北京 Solarbio 公司的活性检测试剂盒进行测定，土壤氨单加氧酶和氧化亚氮还原酶采用上海抚生实业的酶联免疫试剂盒进行测定。

1.4　数据分析

使用 Sigmaplot 12.5 进行图表绘制，使用 SPSS22 单因素 ANOVA 对显著性进行分析，采用 Turkey 法对 *P* 值进行分析。

2　结果与分析

2.1　大气 CO_2 浓度和气温升高下硝化抑制剂对大豆土壤铵态氮和硝态氮的影响

在大豆鼓粒期施用普通尿素时，EC、ET 和 ECT 处理的土壤硝态氮含量分别比 CK 增加了 30.85%、134.12% 和 48.28%，而在添加硝化抑制剂的条件下分别增加了 28.96%、110.89% 和 81.92%。成熟期施用普通尿素和添加硝化抑制剂的条件下，EC、ET 和 ECT 的土壤硝态氮含量分别较 CK 增加了 111.39%、194.93%、87.52% 和 11.95%、43.39%、29.04%。整体上看，ET 和 ECT 处理的硝态氮含量均显著高于 CK，但 EC 与 CK 处理差异不显著。与施用尿素相比，添加硝化抑制剂对鼓粒期和成熟期的土壤的硝态氮含量影响较小，仅鼓粒期 ECT 处理、成熟期 CK 和 ECT 处理的硝态氮含量显著高于普通尿素（图 1a、1b）。

升温条件下，土壤铵态氮的含量显著降低，鼓粒期施用普通尿素和硝化抑制剂分别比 CK 降低了 46.66% 和 48.61%，成熟期分别降低了 6.60% 和 25.07%。相较成熟期，鼓粒期的铵态氮降低幅度更大。EC 和 ECT 处理的土壤铵态氮含量均有所增加，但与 CK 处理差异不显著。与施用普通尿素相比，在不同的环境条件下，添加硝化抑制剂鼓粒期土壤的铵态氮含量均略有增加，仅 CK 处理差异显著，其余条件下差异均不显著。成熟期添加硝化抑制剂对土壤铵态氮含量的影响均不明显（图 1c、1d）。

由此可见，整体上气温升高使大豆土壤的铵态氮含量降低，硝态氮含量升高，且对鼓粒期的影响更为显著。大气 CO_2 浓度增加（EC）或者同时升高气温和 CO_2 浓度（ECT）对土壤铵态氮和硝态氮的影

响较升温（ET）小，硝态氮和铵态氮的含量均有所增加，但是差异不显著。小麦季施用尿素中添加硝化抑制剂整体上使下茬作物大豆土壤中的铵态氮和硝态氮的含量均有所增加，但是增加的效果不明显。成熟期土壤的硝态氮和铵态氮的含量均低于鼓粒期。

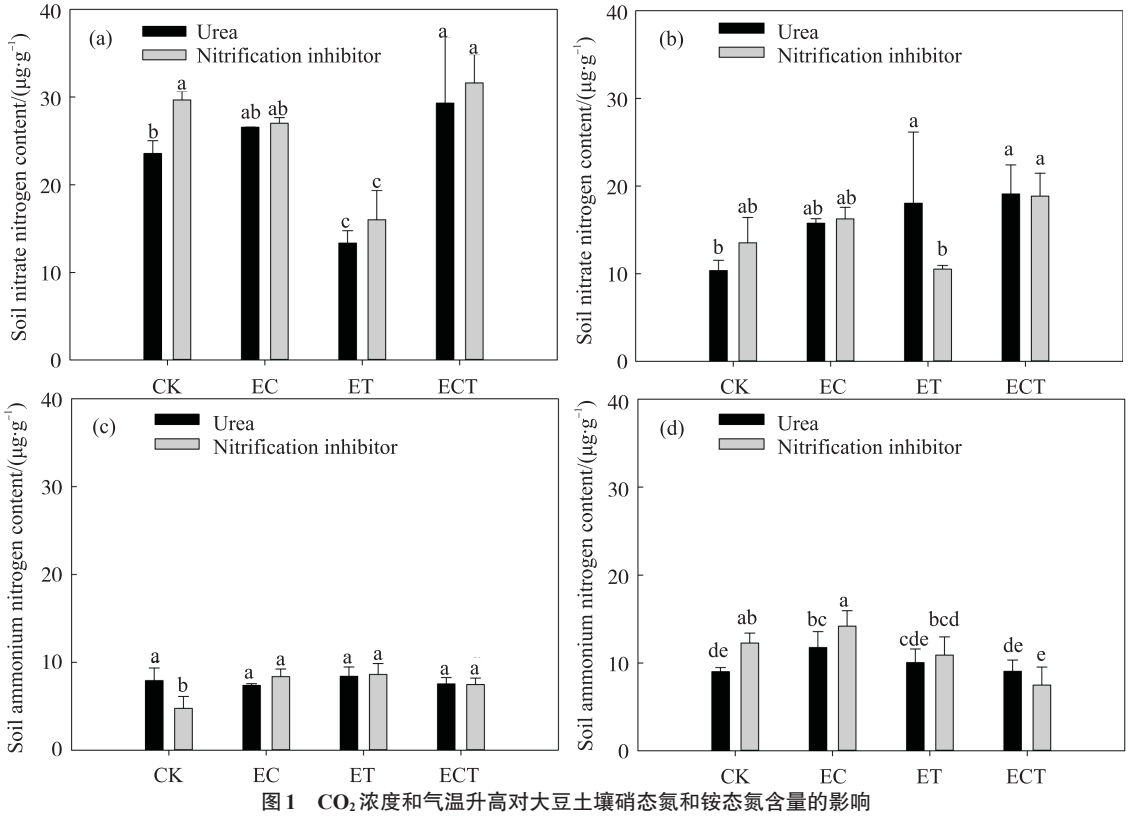


图 1 CO_2 浓度和气温升高对大豆土壤硝态氮和铵态氮含量的影响

Fig. 1 Effects of elevated CO_2 concentration and increased temperature on soil nitrate and ammonium nitrogen content of soybean

（a）鼓粒期土壤铵态氮；（b）成熟期土壤铵态氮；（c）鼓粒期土壤硝态氮；（d）成熟期土壤硝态氮。CK：环境温度，环境 CO_2 浓度 400 μmol/mol；EC：环境温度，CO_2 浓度 600 μmol/mol；ET：环境温度 +2 ℃，环境 CO_2 浓度 400 μmol/mol；ECT：环境温度 + 2 ℃，CO_2 浓度 600 μmol/mol。不同小写字母表示同一时期不同处理差异显著 $P<0.05$。下同。

(a) Soil nitrate nitrogen at fulling stage; (b) Soil nitrate nitrogen at maturing stage; (c) Soil ammonium nitrogen at fulling stage; (d) Soil ammonium nitrogen at maturing stage. CK: Ambient temperature, ambient CO_2 concentration of 400 μmol/mol; EC: Ambient temperature, ambient CO_2 concentration of 600 μmol/mol; ET: Ambient temperature +2 ℃, ambient CO_2 concentration of 400 μmol/mol; ECT: Ambient temperature +2 ℃, ambient CO_2 concentration of 600 μmol/mol. The different letters indicated significant difference in different treatments at 0.05 level. The same as below.

2.2 大气 CO_2 浓度和气温升高下硝化抑制剂对大豆土壤硝化反硝化酶活性的影响

氨单加氧酶是土壤硝化作用的主要限速酶，可以将铵根离子氧化为羟胺，硝化抑制剂也主要在此过程中发生作用。从图 2 可以看出，除成熟期 ET 处理外，添加硝化抑制剂后氨单加氧酶活性均降低。在鼓粒期，与 CK 相比，EC 处理的氨单加氧酶活性变化不明显，而 ET 和 ECT 处理的氨单加氧酶活性显著降低，施用尿素和硝化抑制剂后氨单加氧酶活性分别降低了 20.13%（ET）、22.26%（ET）和 20.61%（ECT）、24.73%（ECT）（图 2a）。成熟期的氨单加氧酶活性整体低于鼓粒期，且不同环境条件下添加硝化抑制剂对氨单加氧酶活性影响均不显著，ET 和 ECT 处理的氨单加氧酶活性显著高于 CK 处理，施用尿素和硝化抑制剂后分别增加了 43.03%（ET）、34.43%（ET）和 22.78%（ECT）、24.37%（ECT）。成熟期 EC 和 CK 处理的氨单加氧酶活性差异不显著（图 2b）。

硝酸还原酶、亚硝酸还原酶和氧化亚氮还原酶均是反硝化过程的关键酶，其活性可以反应土壤反硝化能力的强弱。从图 2c 和 2d 来看，与 CK 相比，鼓粒期 ET 处理的硝酸还原酶活性显著提高，EC 和 ECT 处理的硝酸还原酶活性与 CK 没有显著差异。成熟期不同环境条件下的硝酸还原酶活性没有鼓粒期差异大，CK、EC 和 ECT 处理的硝酸还原酶活性较鼓粒期均有所提高，ET 处理变化不明显。

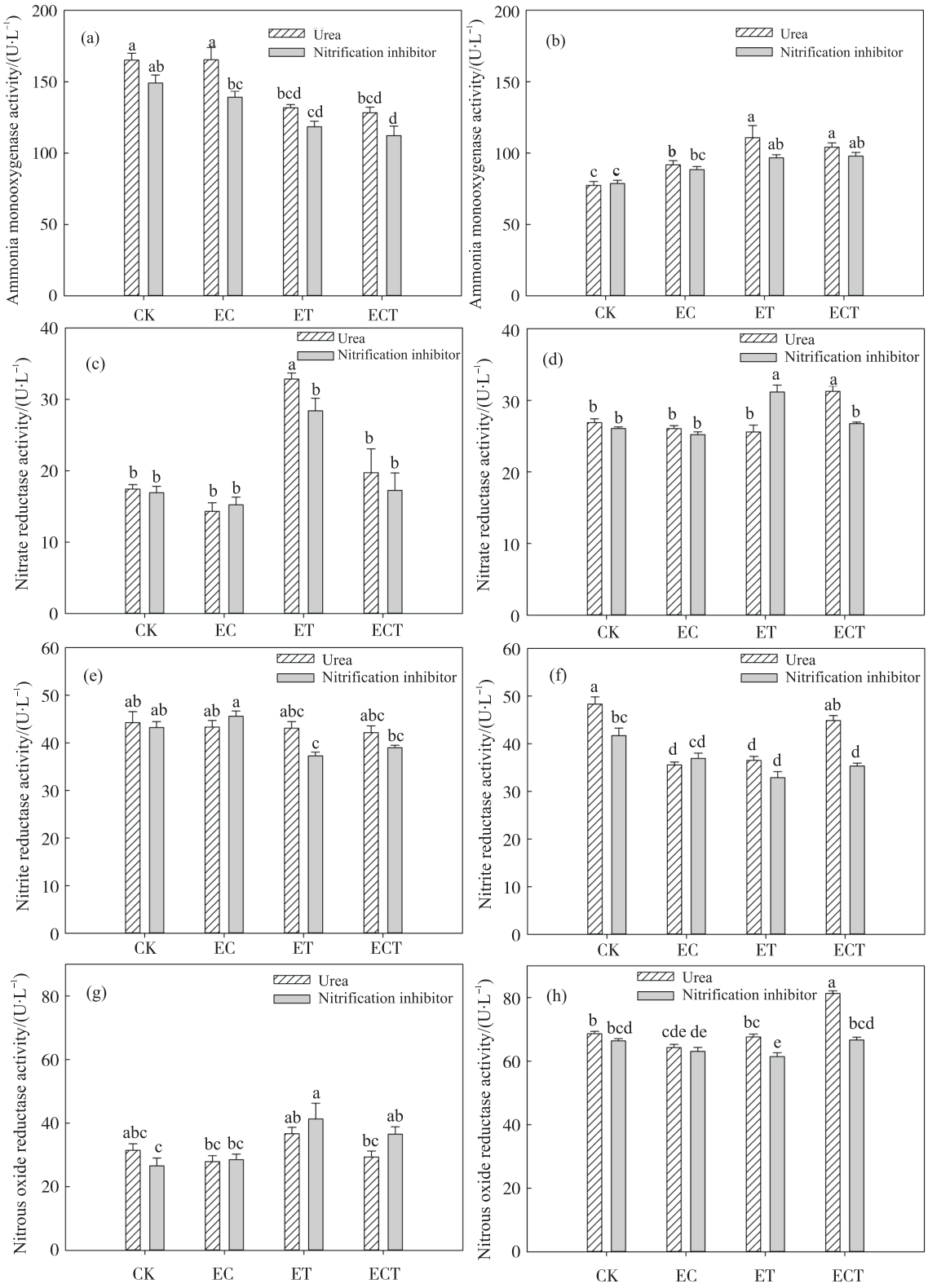


图 2　CO_2 浓度和气温升高对大豆土壤硝化反硝化酶活性的影响

Fig. 2　Effects of elevated CO_2 concentration and increased temperature on soil nitrifying and denitrifying enzyme of soybean

(a) 鼓粒期氨单加氧酶活性; (b) 成熟期氨单加氧酶活性; (c) 鼓粒期硝酸还原酶活性; (d) 成熟期硝酸还原酶活性; (e) 鼓粒期亚硝酸还原酶活性; (f) 成熟期亚硝酸还原酶活性; (g) 鼓粒期氧化亚氮还原酶活性; (h) 成熟期氧化亚氮还原酶活性。

(a) Ammonia monooxygenase activity at fulling stage; (b) Ammonia monooxygenase activity at maturing stage; (c) Nitrate reductase activity at fulling stage; (d) Nitrate reductase activity at maturing stage; (e) Nitrite reductase activity at fulling stage; (f) Nitrite reductase activity at maturing stage; (g) Nitrous oxide reductase activity at fulling stage; (h) Nitrous oxide reductase activity at maturing stage.

鼓粒期不同环境条件下，亚硝酸还原酶活性差异不明显（图 2e）。成熟期施用普通尿素时，EC 和 ET 处理的亚硝酸还原酶活性较 CK 处理分别显著降低了 26.35% 和 24.43%，ECT 比 CK 降低了 7.11%，但与 CK 差异不显著（图 2f）。

鼓粒期未添加硝化抑制剂时，ET 处理的氧化亚氮还原酶活性最高，但不同环境条件下的氧化亚氮还原酶活性差异均不显著；添加硝化抑制剂时，ET 处理显著高于 CK 和 EC 处理，ET 与 ECT 处理差异不明显（图 2g）。成熟期时，各处理氧化亚氮还原酶活性较鼓粒期均显著提升，ET 和 ECT 条件下，添加硝化抑制剂时氧化亚氮还原酶活性较普通尿素处理显著降低；ECT 处理在未添加硝化抑制剂时的氧化亚氮还原酶活性最高，显著高于其余处理（图 2h）。

2.3 大气 CO_2 浓度和气温升高下硝化抑制剂对大豆土壤 N_2O 排放的影响

在大豆整个生长季中 N_2O 排放有 2 个峰值，分别为 7 月初和 9 月—10 月（图 3）。第一个排放峰值在 7 月 5 日左右，主要是 ECT 和 ET 2 个处理在施用普通尿素时有明显的排放峰值，明显高于其余处理。大部分的 N_2O 排放发生在生育后期（9 月 4 日—10 月 10 日），该时期不同处理的 N_2O 排放量占到整个生育期排放量的 34.16% ~ 90.68%，其中 ET、ECT 处理最高。该阶段在 ET 条件下施用普通尿素和硝化抑制剂时，N_2O 排放量占到整个生育期排放量的 76.47% 和 90.68%，在 ECT 条件下的排放量分别占全生育期的 59.97%（普通尿素）和 75.63%（硝化抑制剂）。CK 处理在添加硝化抑制剂时，生育后期的 N_2O 排放量也比较高，占全生育期的 68.98%。其余 3 个处理该阶段 N_2O 排放所占比例相对较低，为 34.16% ~ 39.65%。

从大豆生长季 N_2O 排放累积量来看（图 4），ET 和 ECT 处理的 N_2O 累积排放量显著高于 CK 和 EC 处理，且都表现为添加硝化抑制剂相较普通尿素时 N_2O 排放量更低。EC 条件下，尿素和硝化抑制剂处理的 N_2O 排放量均保持在较低水平。CK 处理下，添加硝化抑制剂的 N_2O 排放量明显高于普通尿素。

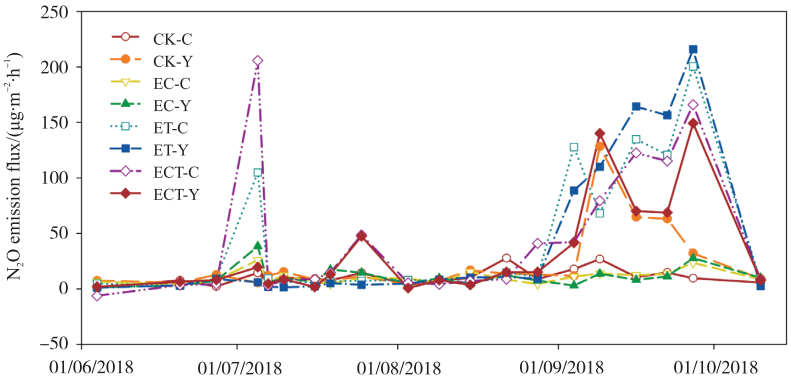


图 3 不同处理大豆生长季土壤 N_2O 排放通量

Fig. 3 Soil N_2O emission flux during soybean growing season for different treatments

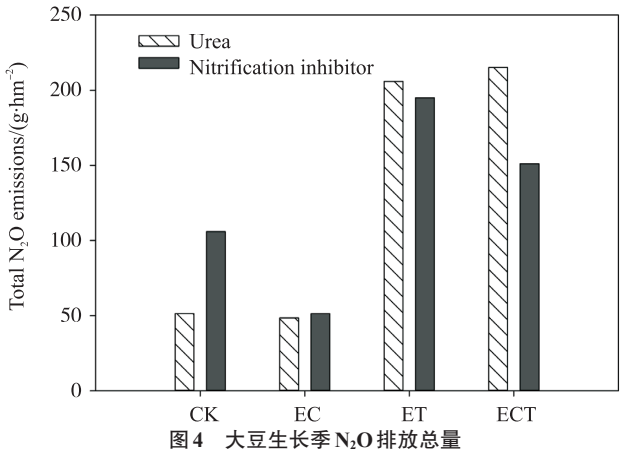


图 4 大豆生长季 N_2O 排放总量

Fig. 4 Total soil N_2O emission during soybean growing season for different treatments

3　讨论

温度在土壤-作物系统氮素循环过程中起到关键的调控作用。升温条件下，土壤微生物活性增强，促进了土壤养分的循环与周转，增强了土壤的硝化作用、反硝化作用及氮矿化作用[10-11]。同时，土壤的酶活性提高，使更多的铵态氮转化为硝态氮[5]，并促进了土壤 N_2O 的排放[12]。Chen 等[13]研究发现，温度升高增加了 0 ~ 5 cm 土层的硝态氮含量，加快了氮矿化的速率，N_2O 排放量呈增加趋势。本研究中，气温升高条件下（ET），大豆土壤硝态氮含量均显著增加，而铵态氮含量降低，N_2O 排放量显著增加，这与 Chen 等[13]的研究结果基本一致。胡正华等[14]研究表明，N_2O 与土壤温度之间有着显著的正相关性。在增温条件下，大豆生长季的 N_2O 排放通量显著增加了 17.3%，排放总量显著增加了 20.3%。而本研究中，升温条件下在未添加硝化抑制剂时，N_2O 排放总量较 CK 显著增加了 173.6%，显著高于胡正华等[14]的研究结果。这可能与土壤本身的氮储量以及试验环境有关。从酶活性来看，本研究中升温条件下，仅成熟期的氨单加氧酶和鼓粒期的硝酸还原酶的活性显著增加，其余硝化反硝化酶活性变化不显著或有降低的趋势，这与前人的研究结果不太一致[5]，可能是因为观测期处于较为炎热的 8 到 9 月，温度过高反而抑制了酶活性。

大气 CO_2 浓度升高可以促进植物的光合作用，使根系伸长，从而增强植物对土壤有效氮的吸收[15]，提高土壤微生物的数量和活性，增加土壤有机物的分解和氮矿化的速率[16]。同时，CO_2 浓度升高还可以提高土壤温度，通过提高土壤温度来影响土壤氮矿化速率[17]。张继舟等[18]开顶气室（open-top chamber，OTC）的研究结果表明，正常 CO_2 浓度（370 μmol/mol）、中等 CO_2 浓度（550 μmol/mol）和高 CO_2 浓度（700 μmol/mol）处理下，土壤全氮、硝态氮和铵态氮的含量均出现先升高后降低的现象，说明大气 CO_2 浓度升高到一定范围内可以提高土壤的氮素含量，但超过一定的浓度会使得土壤氮素含量有所减少。本研究中，与 CK 相比，大气 CO_2 浓度升高（EC）条件下，土壤硝态氮和铵态氮含量均有所增加，这与张继舟等[18]正常和中等 CO_2 浓度下的研究结果基本一致。如果继续升高 CO_2 浓度可能造成土壤无机氮含量的下降，该结果需进一步验证。从酶活性来看，Baggse 等[19]在开放式大气 CO_2 浓度增加（free-air CO_2 enrichment，FACE）条件下的研究结果表明，欧洲四大草原的硝化反硝化酶活性的变化较小。Barnard 等[20]分析了来自欧洲四个草地生态系统的试验结果，发现土壤的硝化和反硝化酶对高 CO_2 无明显响应。本研究发现，四种硝化反硝化酶活性对 CO_2 浓度升高的响应不明显，这与 Baggse 等[19]和 Barnard 等[20]的研究结果一致。大气 CO_2 浓度升高的条件下，反硝化作用的增强导致了更多 N_2O 的产生与排放。Lam 等[21]用 FACE 系统研究发现，CO_2 浓度升高下冬小麦田间 N_2O 的排放的增幅达到 60%。本研究中 EC 条件下 N_2O 排放量较 CK 无显著变化，这与前人的研究结果不太一致，可能是因为大豆整个生长期没有施肥，随着对土壤中氮素吸收量的增加，土壤中无机氮含量逐渐减少，土壤的硝化和反硝化能力降低。

通过向氮肥中添加硝化抑制剂可以有效调控土壤氮素的转化过程，延缓土壤铵态氮向硝态氮的转化，从而有效降低土壤中硝态氮的淋溶损失及 N_2O 排放等。傅丽等[22]的研究结果表明，脲酶抑制剂与不同类型的硝化抑制剂组合均能不同程度地减缓尿素水解，增加土壤的有效氮含量。孙志梅等[2]研究表明，施用纯氮量 1% 的硝化抑制剂 3，5-二甲基吡唑（3，5-dimethylpyrazole，DMP）可使土壤铵态氮含量提高 30% 以上，硝态氮含量降低 20% 左右。本研究中，与单纯施用普通尿素相比，在不同环境条件下，小麦季添加硝化抑制剂处理，大豆季土壤中的硝态氮和铵态氮的含量均有所增加。这与孙志梅等[2]的研究结果不一致，主要是因为本研究中大豆生长季并未添加任何氮肥和硝化抑制剂，土壤中的氮素除了根瘤固氮外，主要来自于小麦秸秆还田后的氮素矿化以及上一季的土壤残留氮。添加硝化抑制剂后，有效抑制了小麦季的氮素淋溶和气体损失，增加了土壤中的有效氮含量。从土壤酶活性来看，前人研究表明，硝化抑制剂主要通过影响氨单加氧酶的活性来控制铵态氮向硝态氮的转化[3,23]。本研究中硝化抑制剂处理鼓粒期氨单加氧酶活性较普通尿素均有所降低，但差异不显著，其余硝化反硝化酶活性也基本对硝化抑制剂的响应不明显。这主要是因为硝化抑制剂是在小麦季添加的，硝化抑制剂一般在使用后的 40 ~ 90 d 内起作用[24]，因此对后茬作物的影响较小。从 N_2O 排

放量来看，当前环境条件下（CK），小麦季添加硝化抑制剂显著提高了大豆生长季的N_2O排放总量，较单施尿素处理提高了108.53%；大气CO_2升高条件下（EC），两者差异不明显；升温（ET）以及同时升高温度和CO_2浓度（ECT）时，硝化抑制剂处理的N_2O排放总量较普通尿素分别降低了5.70%和29.08%。这与前人硝化抑制剂抑制N_2O排放的研究结果不太一致，可能与硝化抑制剂施用的环境条件有关。硝化抑制剂的作用效果受土壤类型、质地、施肥种类、施肥方式及施氮量、硝化抑制剂施用量、土壤温度及土壤水分等综合因素的影响[23]，不同环境条件下硝化抑制剂作用效果有明显差异，进而对N_2O的排放产生影响。

通过不同环境条件及硝化抑制剂处理对大豆土壤无机氮含量、硝化反硝化相关酶活性及N_2O排放的影响的分析可得出如下结论：

1）小麦-大豆轮作，小麦季添加硝化抑制剂配合秸秆还田可使大豆季土壤硝态氮和铵态氮均有所增加，但是对大豆季土壤硝化-反硝化酶的活性影响较小。

2）升温使大豆土壤的硝态氮含量显著增加，而铵态氮含量显著降低；大气CO_2浓度增加或者同时升高气温和CO_2浓度，土壤的硝态氮和铵态氮的含量均有所增加，但与CK差异不显著。

3）不同环境条件下的土壤硝化-反硝化酶的活性没有明显规律。

4）ET和ECT条件下，大豆生长季N_2O排放总量均显著高于CK处理，且添加硝化抑制剂使N_2O排放量降低，EC与CK条件下的N_2O排放量差异较小，但在CK条件下硝化抑制剂处理的N_2O排放量显著高于普通尿素处理。

本研究仅为一年的试验结果，气候变化背景下硝化抑制剂对大豆土壤无机氮含量及N_2O排放的影响还有待进一步的试验验证。

参考文献（References）：

[1] ZHU Z L, CHEN D L. N fertilizer use in China contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, 63: 117-127.

[2] 孙志梅, 武志杰, 梁文举, 等. 3,5-二甲基吡唑对铵态氮硝化及作物生长的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006(6): 869-874.
SUN Zhimei, WU Zhijie, LIANG Wenju, *et al*. Effects of different application rates of 3,5-dimethylpyrazole on soil ammonium nitrification and crop growth [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2006(6): 869-874.

[3] 孙志梅, 武志杰, 陈利军, 等. 土壤硝化作用的抑制剂调控及其机理[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6): 1389-1395.
SUN Zhimei, WU Zhijie, CHEN Lijun, *et al*. Regulation of soil nitrification with nitrification inhibitors and related mechanisms [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(6): 1389-1395.

[4] 章淑艳, 王素花, 孙志梅, 等. 不同氮肥施用方式及硝化抑制剂对小豆生长发育及氮素利用的影响[J]. 河南农业科学, 2016, 45(10): 15-18, 28.
ZHANG Shuyan, WANG Suhua, SUN Zhimei, *et al*. Effects of different N fertilizer application patterns and nitrification inhibitor on growth and N utilization of adzuki beans [J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2016, 45(10): 15-18, 28.

[5] INESON P, TAYLOR K, HARRISON A F, *et al*. Effects of climate change on nitrogen dynamics in upland soils. 1. A transplant approach [J]. Global Change Biology, 1998, 4(2): 143-152.

[6] 李学文, 李树营, 王齐龙, 等, 减氮配施脲酶/硝化抑制剂对冬瓜品质、产量和土壤氮磷淋失的影响[J]. 中国瓜菜, 2021, 34(1): 55-59.
LI Xuewen, LI Shuying, WANG Qilong, *et al*. Effect of urease/nitrification inhibitors combined with reduction of nitrogen on quality, yield and nitrogen & phosphorus leaching of blackwax gourd [J]. China Cucurbits and Vegetables, 2021, 34(1): 55-59.

[7] 王静, 王允青, 张凤芝, 等, 脲酶/硝化抑制剂对沿淮平原水稻产量、氮肥利用率及稻田氮素的影响[J]. 水土保持学报, 2019, 33(5): 211-216.
WANG Jing, WANG Yunqing, ZHANG Fengzhi, *et al*. Effects of urease/nitrification inhibitors on yield and nitrogen utilization efficiency of rice and soil nitrogen of paddy field in plain along the Huaihe river [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2019, 33(5): 211-216.

[8] 张锦源, 李彦生, 于镇华, 等. 作物-土壤氮循环对大气CO_2的研究进展[J]. 中国农业科学, 2021, 54(8): 1684-1701.
ZHANG Jinyuan, LI Yansheng, YU Zhenhua, *et al*. Nitrogen cycling in the crop-soil continuum in response to elevated atmospheric CO_2 concentration and temperature—a review [J]. Scientia Agricultural Sinica, 2021, 54(8): 1684-1701.

[9] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 87-90.
The Chinese Academy of Sciences in Nanjing Institute of Soil. Soil physical and chemical analysis [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978: 87-90.

[10] ROBINSON C H, SAUNDERS P W, MADANN J, *et al*. Does nitrogen deposition affect soil microfungal diversity and soil N and P dynamics in a high Arctic ecosystem? [J]. Global Change Biology, 2004, 10(7): 1065-1079.

[11] 刘艳, 陈书涛, 刘燕, 等. 增温对农田土壤碳氮循环关键过程的影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(4): 674-679.
LIU Yan, CHEN Shutao, LIU Yan, *et al*. Effects of simulated warming on the key processes of soil carbon and nitrogen cycling in a cropland [J]. China Environmental Science, 2013, 33(4): 674-679.

[12] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体 (CO_2、CH_4、N_2O) 的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4): 966-975.
ZHANG Yuming, HU Chunsheng, ZHANG Jiabao, *et al*. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO_2, CH_4 and N_2O in agricultural soils [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(4): 966-975.

[13] CHEN X, WANG G, ZHANG T, *et al*. Effects of warming and nitrogen fertilization on GHG flux in the permafrost region of an alpine meadow [J]. Atmospheric Environment, 2017, 157: 111-124.

[14] 胡正华, 周迎平, 崔海羚, 等. 昼夜增温对大豆田土壤N_2O排放的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(8): 2961-2967.

HU Zhenghua, ZHOU Yingping, CUI Hailing, *et al*. Effects of diurnal warming on soil N_2O emission in soybean field[J]. Environmental Science, 2013, 34(8): 2961-2967.

[15] PRITCHARD S H G, ROGERSH O H, PRIORS A, *et al*. Elevated CO_2 and plant structure: a review[J]. Global Change Biology, 1999, 5(7): 807-837.

[16] ZAKD R, PREGITZER K S, CURTISP S, *et al*. Elevated atmospheric CO_2 and feedback between carbon and nitrogen cycles[J]. Plant and Soil, 1993, 151(1): 105-117.

[17] 罗卫红, MAYUMI Yoshimoto, 戴剑峰, 等. 开放式空气CO_2浓度增高对水稻冠层微气候的影响[J]. 应用生态学报, 2002(10): 1235.
LUO Weihong, MAYUMI Yoshimoto, DAI Jianfeng, *et al*. Effects of free-air CO_2 enrichment on rice canopy microclimate[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002(10): 1235.

[18] 张继舟, 倪红伟, 王建波, 等. 模拟氮沉降和CO_2浓度增加对三江平原小叶章群落土壤总有机碳和氮素含量的影响[J]. 地球与环境, 2013, 41(3): 216-225.
ZHANG Jizhou, NI Hongwei, WANG Jianbo, *et al*. Effects of simulated nitrogen deposition and elevated CO_2 concentration on soil organic carbon and nitrogen of deveuxiaangustifolia community on the Sanjiang plain[J]. Earth and Environment, 2013, 41(3): 216-225.

[19] BAGGSE M, RICHTER M, CADISCH G, *et al*. Denitrification in grass swards is increased under elevated atmospheric CO_2[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(5): 729-732.

[20] BARNARD R, BARTHES L, ROUXX L, *et al*. Atmospheric CO_2 elevation has little effect on nitrifying and denitrifying enzyme activity in four European grasslands[J]. Global Change Biology, 2004, 10(4): 488-497.

[21] LAM S K, LIN E, NORTON R, *et al*. The effect of increased atmospheric carbon dioxide concentration on emissions of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from a wheat field in a semi-arid environment in northern China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(2): 458-461.

[22] 傅丽, 苏壮, 石元亮, 等. 脲酶抑制剂 (NBPT) 与不同硝化抑制剂组合对土壤尿素氮转化的影响[J]. 沈阳农业大学学报, 2010, 41(3): 339-341.
FU Li, SU Zhuang, SHI Yuanliang, *et al*. Effects of urease inhibitors (NBPT) and nitrification inhibitors on urea transformation [J]. Journal of Shenyang Agricultural University, 2010, 41(3): 339-341.

[23] 俞巧钢, 殷建祯, 马军伟, 等. 硝化抑制剂DMPP应用研究进展及其影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(6): 1057-1066.
YU Qiaogang, YIN Jianzhen, MA Junwei, *et al*. Effects of nitrification inhibitor DMPP application in agricultural ecosystems and their influencing factors: a review[J]. Journal of Agro-environment Science, 2014, 33(6): 1057-1066.

[24] YANG J B, LI X C, XU L, *et al*. Influence of the nitrification inhibitor DMPP on the community composition of ammonia-oxidizing bacteria atmicrosites with increasing distance from the fertilizer zone[J]. Biology and Fertility of Soils, 2013, 49: 23-30.

欢迎关注“激光生物学报”微信公众平台

为了加强《激光生物学报》数字化、网络化建设以及信息化管理，扩大刊物宣传力度，为读者、作者、编审队伍提供一个网络信息交流平台，本刊已开通微信公众平台，现将有关情况说明如下：

一、平台公众号

官方微信公众订阅号名称为：激光生物学报

二、公众号简介

介绍激光生物学领域的新发现、新理论、新方法、新技术及有关科技信息，为国内外激光生物学科研究人员提供学术交流服务平台。本平台设有期刊导读（在线浏览、期刊导览、特色栏目、最新期刊目次）、投稿指南（投稿须知、论文模板、我要投稿、稿件查询）和关于我们（订阅信息、联系方式、期刊简介）三个栏目。关注微信公众号可及时获得《激光生物学报》全文数据，轻松实现掌上阅读，亦可与编辑部进行在线交流。

三、关注方法：

（一）直接进入微信软件，点屏幕右上角的“加号（+）”，然后再点“扫一扫”，扫上图的二维码进行关注；

（二）登录微信软件后点击“通讯录”，然后点公众号，最后点右上角的“加号（+）”，搜索“激光生物学报”，找到后点击关注即可。

欢迎大家关注我刊微信公众平台！

“激光生物学报”微信公众号

《激光生物学报》编辑部