DOI：10.11766/trxb202104070181

杨秉庚，蔡思源，刘宇娟，徐灵颖，汪玉，彭显龙，赵旭，颜晓元. 土壤供保氮能力决定稻田氮肥增产效果和利用率[J]. 土壤学报，2023，60（1）：212–223.

YANG Binggeng，CAI Siyuan，LIU Yujuan，XU Lingying，WANG Yu，PENG Xianlong，ZHAO Xu，YAN Xiaoyuan. Soil Nitrogen Supply and Retention Capacity Determine the Effect and Utilization Rate of Nitrogen Fertilizer in Paddy Field[J]. Acta Pedologica Sinica，2023，60（1）：212–223.

土壤供保氮能力决定稻田氮肥增产效果和利用率*

杨秉庚[1, 2]，蔡思源[1, 2]，刘宇娟[1, 2]，徐灵颖[1]，汪 玉[1, 2]，彭显龙[3]，赵旭[1, 2†]，颜晓元[1, 2]

（1. 江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站（中国科学院南京土壤研究所），南京 210008；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 东北农业大学资源与环境学院，哈尔滨 150030）

摘 要：黑龙江五常和江苏常熟分属我国东北和华东单季稻区优质粳米的代表性产地，但五常维持水稻高产所需氮肥投入量通常远低于常熟而其增产效果优于常熟。由于两地水热条件、作物品种、农田管理和土壤类型均不同，究竟是何原因导致这种区域差异尚不清楚。为探究土壤因素的影响，在两地稻田分别取黑土型水稻土（BS）和乌栅土（WS），设不施氮（CK）、低氮和高氮（N 150 和 300 kg·hm^{-2} 标记尿素）处理，开展盆栽试验，比较水稻产量、氮肥利用及总损失的土壤差异，并结合室内淹水矿化培养试验，研究两种水稻土氮素矿化特征。结果发现：在相同气候和水稻品种及管理条件下进行的盆栽试验中，各处理水稻产量、氮肥增产效果及地上氮素吸收累积量 BS 均优于 WS，差值法氮肥利用率 BS 较 WS 高出 20.0～28.7 个百分点，然而 ^{15}N 示踪法氮肥利用率 BS 却仅较 WS 高 5.56～8.01 个百分点。尽管施氮后水稻吸收土壤氮均增加，但 BS 土壤来源氮增量较 WS 高 95.0%～215%。根据 CK 和相应施氮处理水稻地上部土壤来源氮差值可计算土壤氮素表观激发量在 BS 为 173～354 mg·pot^{-1}，在 WS 仅为 88～113 mg·pot^{-1}，与淹水培养试验中施氮后 BS 土壤矿化氮累积量高出 WS 0.95 倍～2.49 倍相一致。说明施氮对 BS 土壤供氮量增加有更大促进作用。盆栽试验中 BS 土壤上 ^{15}N 肥料总损失也随施氮量增加低于 WS。综上，氮肥对 BS 土壤激发效应强，可提供更多矿化氮和损失较低是其维持较高氮肥利用率和高产的主要原因；而氮肥对 WS 土壤激发效应低，且肥料氮土壤保持能力较弱，因此，水稻生长对高量氮肥投入的依赖性更高。土壤是影响稻田氮肥增产效果和氮肥利用率差异的重要因素。

关键词：农学利用效率；氮肥利用率；^{15}N 示踪；激发效应；矿化氮

中图分类号：S158.3　　**文献标志码：**A

Soil Nitrogen Supply and Retention Capacity Determine the Effect and Utilization Rate of Nitrogen Fertilizer in Paddy Field

YANG Binggeng[1, 2], CAI Siyuan[1, 2], LIU Yujuan[1, 2], XU Lingying[1], WANG Yu[1, 2], PENG Xianlong[3], ZHAO Xu[1, 2†],

* 国家重点研发计划项目（2017YFD0200104）和中国科学院青年创新促进会会员基金（Y201956）资助 Supported by the National Key R&D Program of China（No. 2017YFD0200104）and the Youth Innovation Promotion Association of the Chinese Academy of Sciences（No. Y201956）

† 通讯作者 Corresponding author，E-mail：zhaoxu@issas.ac.cn

作者简介：杨秉庚（1997—），男，江西九江人，硕士研究生，主要从事水稻土氮转化和供保氮研究。E-mail： yangbinggeng@issas.ac.cn

收稿日期：2021–04–07；收到修改稿日期：2021–05–31；网络首发日期（www.cnki.net）：2021–07–20

YAN Xiaoyuan[1, 2]

(1. *Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*; 2. *University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*; 3. *College of Resources and Environmental Sciences, Northeast Agricultural University, Harbin* 150030, *China*)

Abstract: 【Objective】Wuchang and Changshu are the representative production areas of high-quality japonica single-cropping rice in Northeast and East of China, respectively. However, the amount of nitrogen (N) fertilizer required to maintain a high yield in Wuchang is usually much lower than that in Changshu, but the agronomic use efficiency of fertilizer N (AE) is higher than that in Changshu. Different hydrothermal conditions, crop varieties, farmland managements and soil types in these two places make it difficult to identify what causes such regional differences. To explore soil factors' influence on NUE, black paddy soil (BS) and gleyed paddy soil (WS) were collected from the two rice fields. 【Method】There were three N treatments as follows: no N treatment (CK), low N rate and high N rate (N 150 and 300 kg·hm^{-2} with ^{15}N urea). A rice pot experiment was carried out in Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station to compare the rice yield, NUE, and total N loss between the two soils. The characteristics of N mineralization in the two paddy soils were also studied through a three-week indoor anaerobic incubation experiment. 【Result】The results suggested that the rice yield, agronomic fertilizer N use efficiency and above-ground N uptake of BS were better than that of WS among these N treatments under the same climate, rice variety and management levels. The NUE of BS was higher than that of WS by about 20.0%-28.7%. However, the ^{15}N recovery efficiency of BS was only higher than that of WS by about 5.56%-8.01%. Although the above-ground N uptake by rice increased after N addition in two soils, the N increment of BS from the soil source was 95%-215% higher than that of WS. Also, the increment of N taken up from the priming effect (difference of above-ground plant N uptake derived from the soil between CK and the corresponding N application treatments) of BS was 173-354 mg·pot^{-1} and 88-113 mg·pot^{-1} for WS. This observation was consistent with the results that the soil N mineralization amount of BS was 0.95-2.49 times higher than that of WS after N application in the anaerobic incubation experiment. Thus, this result indicated that the N application had a greater priming effect on the increase of N supply in BS soil. Also, the total loss of ^{15}N fertilizer in WS soil was significantly higher than that of BS with the increase of N application rate in the pot experiment. 【Conclusion】Overall, the high yield and NUE of BS may be related to the fact that N fertilizer could provide a greater priming effect and maintain a higher soil N retention level. However, the rice yield of WS depended more on the N fertilizer input due to its lower priming effect of N fertilizer and had a weaker ability to retain fertilizer N. Thus, the soil is an important factor influencing the difference in agronomic use efficiency of fertilizer N and N use efficiency in paddy fields.

Key words: Agronomic use efficiency of fertilizer N; Fertilizer N use efficiency; ^{15}N trace; Priming effect; Mineralized N

氮素是水稻生长的关键养分限制因子，施用氮肥是提高水稻产量的重要途径。然而，我国不同区域稻田氮肥利用效率差异巨大。长三角平原和东北平原是我国重要的水稻生产区，2018 年水稻播种面积合计占全国的 35.2%，稻谷产量达全国总量的 37.7%[1]。两区稻田单产也非常接近，分别为 7 818 和 7 785 kg·hm^{-2}，均高于全国平均值（7 289 kg·hm^{-2}）[1]，但单位面积氮肥投入量及利用效率却明显不同。近 30 年来东北平原稻田氮肥平均用量为 159 kg·hm^{-2}，而长三角平原则高达 279 kg·hm^{-2}，两区氮肥偏生产力（单位肥料氮投入下的粮食产量；Partial factor productivity of fertilizer N，PFP）分别为 54 kg·kg^{-1} N 和 35 kg·kg^{-1} N[2]。鉴于水稻平均产量相近，两地 PFP 差异说明东北稻田单位施氮量所增加的籽粒产量，即氮肥增产效果（又称氮肥农学效率；Agronomic use efficiency of fertilizer N，AE）要高于长三角。氮肥增产效果取决于作物对氮肥的吸收效率（即氮肥利用率；Fertilizer N use efficiency，NUE）和作物多吸收氮素所增加的稻谷产量（即氮肥生理效率；Physiological efficiency of fertilizer N，PE）[3]。Che 等[4]比较了覆盖全国 21 个省市的六个主要稻区稻田氮肥利用效率，指出东北稻区<200 kg·hm^{-2} 施氮量下，其 AE 为 18.8～23.0 kg·kg^{-1} N，NUE 为 36.8～40.9 kg·kg^{-1} N，PE 为 46.3～64.3 kg·kg^{-1} N，均高于

长江中下游稻区>250 kg·hm^{-2} 施氮量下的相应数值 12.4～13.4 kg·kg^{-1} N、34.6～35.6 kg·kg^{-1} N 和 16.7～30.0 kg·kg^{-1} N。结合这一结果，基本可以明确东北稻区氮肥利用效率高于长三角平原的事实。然而，上述研究中氮肥利用效率的观测数据源于不同地区，水热条件、作物品种及农田管理均不同，土壤也不同，究竟何种原因引起氮肥利用效率的区域性差异尚不清楚。肥料氮进入土壤后，其利用程度和损失大小取决于土壤氮转化特征及保持和供应过程，因土壤理化和生物属性而异，又受到区域不同气候因子和水肥耕种等管理因素影响。因此，在相同气候和水肥耕种管理条件下，比较各稻区氮肥利用效率的土壤差异及主要氮转化特征的异同，有助于解答东北和长三角稻区施氮增产效果不同的土壤原因，也可为长三角高氮投入稻田氮肥高产高效的土壤调控提供参考。

土壤氮是作物生长需氮的重要来源，即使施用氮肥，作物积累氮素中超过 1/2 仍来自土壤[5]。朱兆良[6-7]以无氮和施氮下水稻地上部氮累积量的百分比作指标，指出水稻高产对土壤氮素供应的依赖性在 52%～83%范围。这表明土壤供氮能力高低，是决定作物高产稳定的主要因素和确定合理施氮量的重要依据。东北和长三角稻田产量水平相当，但氮肥投入量相差近一倍。显然，稻田供氮量不同可能是影响两区氮肥增产效果和氮肥利用效率差异的重要原因之一。稻田供氮量除灌溉和降水等环境氮、非共生固氮作用带入的氮外，土壤矿质氮及水稻生长期间土壤有机氮矿化产生的氮等是最主要的来源。尽管不同水稻土起始矿质氮含量不同，但水稻种植前淹水还原条件会导致部分硝态氮经反硝化去除，而铵态氮含量大多不超过 20 mg·kg^{-1} 或更低[8]。因此，水稻土矿化过程及其产生的矿质氮仍是衡量稻田供氮能力的关键[9]。前人围绕水稻土氮矿化特征及其供氮量开展了大量研究，多数采用室内淹水生物培养方法[10-11]结合双组分（Two-pool）指数模型[12-13]进行拟合预测。淹水培养条件一定程度上模拟了稻田实际情况，有机氮矿化平衡快，硝化作用被抑制，氨挥发损失较少，无需考虑水分调节，因此结果重现性好、操作便捷[14]。Two-pool 指数模型同时用两个一级反应动力学方程来分别表征易矿化和缓慢矿化的土壤有机氮库的矿化势和矿化速率常数，具有拟合程度高，模拟结果可靠的优点[12-13]。综上，有必要开展淹水矿化培养试验，研究各地区典型水稻土氮矿化和供应特征及其与上述氮肥增产效果和氮肥利用效率区域差异之间的联系。

通常，土壤表观供氮量是以无氮区作物地上部吸收积累氮量作为衡量指标[3]。然而，施氮下土壤供氮过程也会发生变化。以矿化为例，一般而言，^{15}N 标记氮肥加入后，非标记土壤氮素矿化和供应量会增加，这一作用被称为氮肥的土壤激发效应[7]（也称土壤/肥料氮交互作用）[15]。其结果往往导致作物试验中 ^{15}N 标记法氮肥利用率低于差值法氮肥利用率[16-17]。差值越大，氮肥对土壤氮激发量就越大。虽然多数学者认为这一效应只是肥料氮与土壤氮库之间的等量相互替换[15]，但根据韩晓增等[18]在东北平原绥化市 ^{15}N 微区试验结果，150 kg·hm^{-2} 传统施氮下水稻吸收土壤氮量（即土壤表观激发量）与无氮区相比大大增加，且远高于 0～60 cm 土层残留肥料氮量。这一结果说明氮肥施用有明显的土壤氮正激发效应。由于东北稻田氮投入较低，假设肥料氮激发效应较强，将增加土体内包括土壤和肥料氮在内的作物可利用有效氮总量，提高供氮强度，进而导致施入单位肥料氮的增产效果及氮肥表观利用率的提升。

鉴于此，本研究在东北和长三角稻区的五常和常熟市分别各取当地典型水稻土：黑土型水稻土和乌栅土[19]，在相同气候和水稻品种及管理条件下开展 ^{15}N 标记尿素水稻盆栽试验，比较两种水稻土不同施氮水平下水稻的产量响应、氮肥利用效率、地上氮吸收的土壤/肥料源贡献，以及肥料氮土壤残留与总损失；并结合室内淹水培养试验，研究不同外源氮添加量下两种水稻土氮矿化过程的特征，以明确水稻土供氮对施氮增产效果和氮肥利用率的影响，探讨稻田氮肥投入与氮肥利用效率区域差异的原因，为稻田氮肥优化管理提供基础性资料。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤分别采集于黑龙江五常（44°53′ N，127°32′ E）与江苏常熟（31°55′ N，120°70′ E）稻田耕层土壤（0～20 cm）。土壤分别为由湿草原土母质

风化发育而成的黑土型水稻土（BS）和由湖基母质风化发育形成的乌栅土（WS，脱潜水稻土）。土壤样品自然风干后，磨细过 5 mm 筛备用。供试土壤理化性状等见表 1。

表 1　供试土壤理化性状

Table 1　Physico-chemical properties of the soils

供试土壤 Tested soil	土壤类型 Soil type	pH	有机碳 Organic carbon /（g·kg^{-1}）	全氮 Total nitrogen /（g·kg^{-1}）	铵态氮 NH_4^+-N /（mg·kg^{-1}）	硝态氮 NO_3^--N /（mg·kg^{-1}）	C/N	黏粒 Clay /%	粉粒 Silt /%	砂粒 Sand /%
BS	黑土型水稻土 Black paddy soil	5.6	19.01	1.69	15.74	2.59	11.2	7.68	65.28	27.04
WS	乌栅土 Gleyed paddy soil	6.9	22.96	1.70	16.34	38.0	13.5	2.43	76.44	21.14

1.2　水稻盆栽试验

盆栽试验在江苏常熟农田生态系统国家野外科学观测研究站本部进行，设 0（CK）、150、300 kg·hm^{-2} 共 3 个施氮水平，其中两个加氮处理的施氮量大致相当于东北稻区和长三角稻区过去 30 年的平均施氮水平，各处理重复四次。称取 10 kg 土壤样品放入塑料桶中，将基肥与土壤混合后，灌水使土壤处于饱和状态，每桶土壤分别搅匀沉降 24 h 备用。供试水稻品种为南粳 46，每盆栽两穴，每穴 3 棵。水稻盆栽放置于通风遮雨的大棚中，每天浇水使土壤处于淹水状态，并保持 3～4 cm 左右浅水层，烤田期间土壤落干之后保持间歇灌溉状态直到水稻收获。氮肥采用 ^{15}N 标记尿素，丰度为 15%，按照基肥：蘖肥：穗肥 4 ：3 ：3 的比例施用。磷肥采用磷酸二氢钾作为基肥全部施入，施用量 P_2O_5 90 kg· hm^{-2}。钾肥分两次施用，其中 50%以磷酸二氢钾作为基肥施用，50%以氯化钾作追肥施用，共施用 K_2O 150 kg·hm^{-2}。水稻成熟后收获地上部分，按照茎叶和穗两部分分离。所有植株样品均用清水和去离子水多次清洗，于 105℃杀青 30 min 后，75℃烘干至恒重称重，粉碎过 60 目筛待测。将盆栽土壤倒出混匀后取 50 g 土壤，风干后初筛去除根系等，再过 100 目筛待测。样品全氮含量使用碳氮元素分析仪（PRIMACS SNC90-IC-E）测定；样品 ^{15}N 丰度使用同位素质谱分析联用仪（ZX_2009）测定。具体结果计算方式如下：

^{15}N 原子百分超（APE%）= 样品或 ^{15}N 标记肥料的 ^{15}N 丰度−^{15}N 自然丰度（0.336%）[20]；

水稻各器官氮素来自 ^{15}N 标记肥料的百分比（Nitrogen derived from fertilizer，NDFF）[20]：

$$\mathrm{NDFF}(\%)=\frac{\text{各器官样品中的APE}(\%)}{\text{肥料中的APE}(\%)}\times 100;$$

水稻各器官氮累积量（mg·pot^{-1}）= 各器官全氮含量 × 各器官干物质重[21]；

水稻全氮量（mg·pot^{-1}）= Σ 各器官氮积累量 [21]；

水稻吸收肥料氮量（mg·pot^{-1}）= Σ 各器官氮积累量 × 各组织或器官的 NDFF（%）[21]；

水稻吸收土壤氮量（mg·pot^{-1}）= 植物全氮量−植物吸收肥料氮量[21]；

土壤中肥料残留量（mg·pot^{-1}）= 土样干重 × 土壤全氮含量（%）× 土壤 ^{15}N APE（%）× 100[21]；

氮肥损失量（mg·pot^{-1}）= 肥料施氮量−水稻吸收肥料氮量−土壤肥料残留量[21]；

^{15}N 示踪法氮肥利用率（^{15}Nitrogen recovery efficiency，RE）[20]：

$$\mathrm{RE}(\%)=\frac{\sum\left[\mathrm{NDFF}(\%)\times\text{水稻各器官全氮量}(\mathrm{mg\cdot pot^{-1}})\right]}{\text{施氮量}(\mathrm{mg\cdot pot^{-1}})};$$

差减表观法氮肥利用率（Nitrogen use efficiency，NUE）[21]：

$$\mathrm{MUE}(\%)=\frac{\text{施氮下水稻地上全氮量}(\mathrm{mg\cdot pot^{-1}})-\text{无氮处理水稻地上全氮量}(\mathrm{mg\cdot pot^{-1}})}{\text{施氮量}(\mathrm{mg\cdot pot^{-1}})};$$

土壤氮素表观激发量（$mg\cdot pot^{-1}$）= 施氮下水稻吸收土壤氮量-无氮处理水稻地上全氮量[18]；

^{15}N 土壤净残留量（$mg\cdot pot^{-1}$）= ^{15}N 土壤残留量-土壤氮素表观激发量[18]；

1.3 淹水培养试验

称取过 2 mm 筛风干土 10 g（干基重）于 100 mL 锥形瓶中，按 60%田间持水量（WHC）加水，置于 25℃培养箱中预培养一周。之后，加入相当于相当于施氮 0、150、300 $kg\cdot hm^{-2}$ 的尿素溶液，按土水比 1∶2.5 加水后，用橡胶塞堵住瓶口，并用 704 胶将瓶口密封，置于 25℃的培养箱中培养 3 周。分别在培养的第 0、1、3、5、7、10、14、21 天随机取出 3 个重复，加入 2 $mol\cdot L^{-1}$ 的 KCl 溶液 25 mL（w：v = 1∶5）振荡浸提 1 h 后用定性滤纸过滤，使用流动分析仪（Skalar Analytical，布雷达，荷兰）测定土壤 NH_4^+-N、NO_3^--N 含量。21 d 矿化氮量累积量及拟合方程的计算：

$$N_t=[(NH_4^+\text{-}N)+(NO_3^-\text{-}N)]_t-[(NH_4^+\text{-}N)+(NO_3^-\text{-}N)]_{t0}$$

式中，N_t 为累积矿化氮量；$[(NH_4^+\text{-}N)+(NO_3^-\text{-}N)]_t$ 为 t 时间硝态氮和铵态氮含量之和；$[(NH_4^+\text{-}N)+(NO_3^-\text{-}N)]_{t0}$ 为培养初期硝态氮和铵态氮含量之和[22]；

双组分一阶指数模型（Two-pool 指数模型）：

$$N_t=N_a\left(1-e^{-k_a t}\right)+N_r\left(1-e^{-k_r t}\right)$$

式中，N_t 为累积矿化氮量（$mg\cdot kg^{-1}$ 土）；N_a 和 k_a 为易矿化部分的矿化势和一级反应速率常数；N_r 和 k_r 为缓慢矿化部分的矿化势和一级反应速率常数[23]；t 为培养时间（d）。

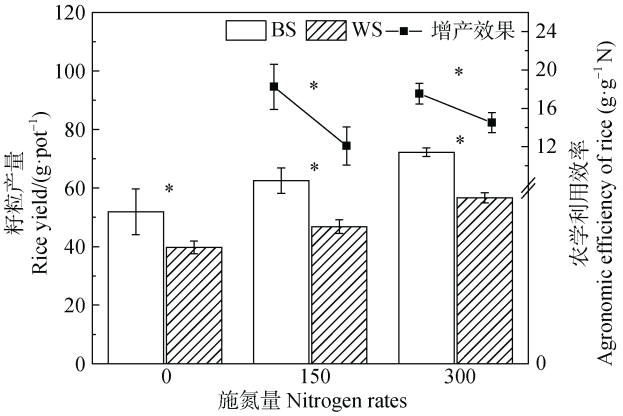
1.4 数据处理

采用 IBM SPSS 26.0 统计软件采用 t 检验对数据进行分析，比较各处理下两种土壤的差异显著性（$P<0.05$）；采用 Sigma Plot 14.0 软件对培养试验矿化结果进行拟合；绘图采用 Origin 2019 与 Sigma Plot 14.0 软件。

2 结 果

2.1 水稻产量及氮肥的增产效果

图 1 可以看出，CK 处理下，BS 土壤上水稻籽粒产量显著高于 WS 30.5%。150 和 300 $kg\cdot hm^{-2}$ 施氮处理 BS 较 WS 产量分别显著高出 33.6%和 25.6%，其氮肥农学利用效率（AE）为 17.5～18.2 $g\cdot g^{-1}$ N，显著高于 WS 的 12.0～14.5 $g\cdot g^{-1}$ N（$P<0.05$）。



注：BS：黑土型水稻土；WS：乌栅土；0、150、300 分别表示 N 0、150 和 300 $kg\cdot hm^{-2}$ 的施氮处理。下同。图中数据为 4 次盆栽重复的平均值 ± 标准差，*表示同一施氮处理下两种土壤所得结果差异显著（$P<0.05$）。Note: BS represents black paddy soil; WS represents gleyed paddy soil; 0, 150, 300 represent N 0, 150 and 300 $kg\cdot hm^{-2}$ nitrogen rate treatments, respectively. The same below. Vertical and error bars in the figure are the mean±standard deviation of four replicates（$n=4$）. * indicates significant differences（$P<0.05$）between two soils under the same N treatment.

图 1 各施氮量下两种水稻土上水稻籽粒产量及氮肥农学利用效率

Fig. 1 Effects of the different N applications on rice grain yield and agronomic efficiency of N fertilizer in two paddy soils

2.2 ^{15}N 示踪法和差减法表观氮肥利用率

150 和 300 $kg\cdot hm^2$ 施氮下，两种土壤 RE（即 ^{15}N 示踪法氮肥利用率）在 24.8%～36.1%之间，NUE（即差值法表观氮肥利用率）在 34.4%～65.7%之间，RE 均显著低于 NUE（表 2）。低氮下，BS 的 RE 较 WS 显著高出 5.56 个百分点，而 NUE 则显著高出 WS

表 2　各施氮量下两种水稻土上水稻的 ^{15}N 示踪法利用率与差减法表观利用率，^{15}N 氮肥生理效率与表观氮肥生理效率

Table 2　Effects of the different N applications on ^{15}Nitrogen recovery efficiency & nitrogen use efficiency and physiological efficiency of fertilizer by ^{15}N labelled & apparent physiological efficiency of N fertilizer in two paddy soils

土壤 Soil	施氮量 Nitrogen rate /（kg·hm^{-2}）	^{15}N 示踪法利用率 RE ^{15}N recovery efficiency/%	差减法表观利用率 NUE Nitrogen use efficiency/%	^{15}N 氮肥生理效率 PE of ^{15}N Physiological efficiency of fertilizer by ^{15}N labelled	表观氮肥生理效率 PE Apparent physiological efficiency of fertilizer N
BS	150	36.09±0.02	65.64±0.06	50.55±3.33	26.93±5.92
WS	150	30.53±0.03*	45.68±0.09*	39.56±2.79*	29.61±7.77
BS	300	32.78±0.02	63.13±0.09	50.50±3.46	26.43±8.64
WS	300	24.77±0.04*	34.41±0.07*	58.53±3.53*	33.49±10.15

注：表中数据为 4 次盆栽重复的平均值±标准差，*表示同一施氮处理下两种土壤所得结果差异显著（$P < 0.05$）。Note：RE represents ^{15}Nitrogen recovery efficiency；NUE represents nitrogen use efficiency；PE of ^{15}N represents the physiological efficiency of fertilizer by ^{15}N labelled；PE represents apparent physiological efficiency of fertilizer N. The data in the table are the means ± standard deviation of four replicates（$n = 4$）. * indicates significant differences（$P < 0.05$）between two soils under the same N treatment.

近 20 个百分点。高氮下，BS 的 RE 和 NUE 也较 WS 分别显著高出 8.01 和 28.7 个百分点。

2.3　水稻地上部土壤和肥料氮量及肥料氮残留与总损失

0、150 和 300 kg·hm^{-2} 施氮处理下，BS 的地上植株总吸收氮量均显著高于 WS，分别高出 30.2%、33.3%和 46.7%（表 3）。通过 ^{15}N 标记法区分得到 150～300 kg·hm^{-2} 施氮下 BS 水稻地上部土壤来源氮数量为 1 345～1 526 mg·pot^{-1}，肥料来源氮数量为 211～383 mg·pot^{-1}，较 WS（相应分别为 988.6～1 012 mg·pot^{-1} 和 178～289 mg·pot^{-1}）高出 36.1%～50.8%和 18.2%～32.3%。根据 CK 和相应 150～300 kg·hm^{-2} 施氮处理水稻地上部土壤来源氮差值计算可得，施氮后 BS 中水稻多吸收土壤来源氮量为 173～354 mg·pot^{-1}，而 WS 则仅为 88～113 mg·pot^{-1}，即施氮导致 BS 地上吸收土壤氮增量较 WS 高 95.0%～215%。

随施氮量增加，两种土壤肥料氮残留数量均增加，但相同施氮量下两种土壤残留氮数量无差异。150 和 300 kg·hm^{-2} 氮量下，BS 和 WS 的相应土壤残留率为 28.1%～30.4%和 27.5%～38.6%。

根据 ^{15}N 肥料氮水稻地上部氮吸收和土壤残留，可估算两种土壤不同施氮量下表观肥料氮总损失量（表 3）。可看出，随施氮量从 150 kg·hm^{-2} 增加至 300 kg·hm^{-2}，尽管两种土壤上肥料氮总损失均明显增加，但在 BS 土壤上其增幅为 1.1 倍，而在 WS 上其增幅可达 2.1 倍。高氮施用量下，WS 肥料氮总损失量较 BS 高出 29.9%，其比例可占到施氮量的 47.8%。这一数值高于 BS 的氮肥总损失率（30.9%～35.9%）。

2.4　室内培养氮矿化特征：

CK 处理下，两种土壤 21 d 累积矿化氮量 WS 为 23.7 mg·kg^{-1}，显著高于 BS 的 16.0 mg·kg^{-1}（图 2）。然而，外源氮添加后 BS 土壤累积矿化氮量在施氮后激增，均显著高于 WS。150 kg·hm^{2} 低氮水平下，BS 的累积矿化氮量为 70.3 mg·kg^{-1}，是 WS（49.8 mg·kg^{-1}）的 1.41 倍。300 kg·hm^{2} 高氮处理下，这一差距继续加大，BS 的累积矿化氮量达 162.6 mg·kg^{-1}，而 WS 仅为 63.9 mg·kg^{-1}，前者较后者高出 1.54 倍。

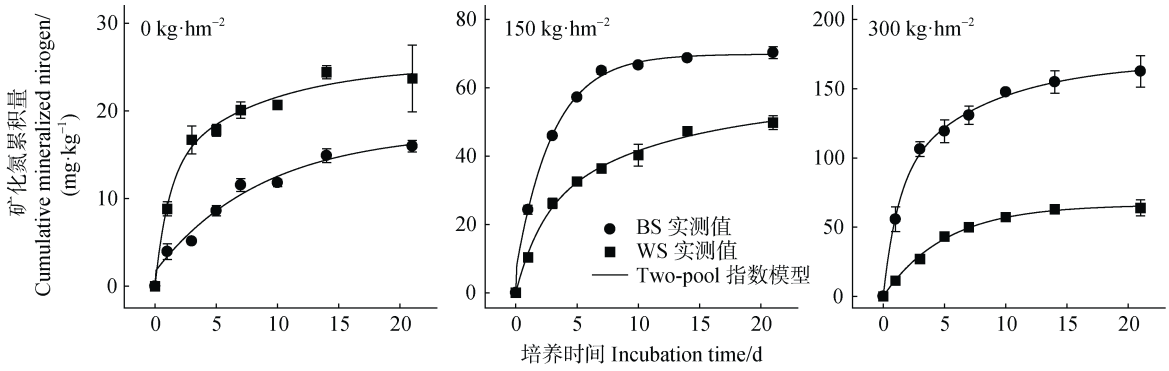
Two-pool 指数模型中（N_a+N_r）是表示土壤可矿化氮容量的关键参数。表 4 可以看出，CK 处理下，BS 的（N_a+N_r）低于 WS，而外源氮素添加后，BS 的（N_a+N_r）值均大于 WS。低氮处理中，BS 比 WS 多出 36.0%，在高氮处理中 BS 较 WS 高出 154.9%。Two-pool 指数模型中 N_a 和 k_a 代表易分解部分的矿化势和一阶反应速率；N_r 和 k_r 代表缓慢矿化部分的矿化势和一阶反应速率。BS 中，外源氮的添加均增加了 N_a 和 N_r 的大小，同时 BS 的 N_a（1.66～81.0 mg·kg^{-1}）均小于 N_r（16.0～88.1 mg·kg^{-1}）。对于 WS 而言，低氮水平下，N_a 均低于 N_r，而高氮处理中，N_a 均大于 N_r。

表 3　水稻氮素来源、肥料氮去向及氮肥激发效应

Table 3　Source of total N uptake by rice aboveground biomass，the fate of fertilizer N and priming effects of N fertilizer（mg·pot^{-1}）

土壤 Soil	施氮量 Nitrogen rate /（kg·hm^{-2}）	水稻地上部总吸氮量 Total N uptake overground	土壤来源氮量 Uptake of N from soil	肥料来源氮量 Uptake of N from fertilizer	氮肥利用率 ^{15}N recovery efficiency/%	土壤残留肥料氮量 Fertilizer N remained in the soil	氮肥残留率 Proportion of ^{15}N recovery from soil/%	肥料氮总损失 Total loss of fertilizer N	氮肥损失率 Proportion of ^{15}N loss/%	施氮后土壤氮素表观激发量 Increment of N taken up from priming effect	氮素净残留量 Net fertilizer N remained in the soil
BS	0	1 172±174	1 172±174	-		-		-		-	-
WS	0	900±152*	900±152*	-		-		-		-	-
BS	150	1 556±95	1 345±92	210.7±12.3	36.09	163.8±83.4	28.05	209.3±75.6	35.85	172.5±12.3	–8.743*
WS	150	1 167±170*	989±171*	178.2±15.0*	30.53	225.3±102.2	38.61	180.2±93.7	30.86	88.45±85.0*	136.9
BS	300	1 910±101	1 526±90	382.7±25.7	32.78	355.2±60.6	30.43	429.6±81.7*	36.80	354.3±25.7	0.874*
WS	300	1 302±80*	1 012±83*	289.2±51.1*	24.77	320.4±76.3	27.45	557.9±104.3	47.78	112.6±51.1*	207.8

注：*表示同一施氮处理下两种土壤所得结果差异显著（$P < 0.05$）。通过 ^{15}N 标记的肥料区分土壤来源氮与肥料来源氮；氮肥总损失通过总肥料氮量减去吸收的肥料氮量与残留的肥料氮量计算所得；施氮后土壤氮素表观激发量通过施氮处理的土壤来源氮量减去无氮处理的土壤来源氮量计算所得；氮素净残留量是使用土壤残留肥料氮量减去施氮后土壤氮素表观激发量所得。Note：*indicates significant differences（$P < 0.05$）between two soils under the same N treatment. Distinguish the nitrogen from soil or fertilizer by ^{15}N；gross nitrogen loss was obtained by total fertilizer N input minus the fertilizer N taken up by the plant and total residue fertilizer nitrogen；soil priming effect of N fertilizer was reckoned by N uptake from the soil in nitrogen addition treatment minus those in CK；net fertilizer N retained in soil was obtained by total residue fertilizer N minus the increment of N taken up from priming effect.



注：累积矿化氮量通过各采样时间点的矿质氮总量减去第 0 天的矿质氮总量计算所得，点位表示该采样时间点下的土壤矿化氮量，实线表示使用 Two-pool 指数模型对时间及矿化氮量的拟合关系，数据为 3 次重复的平均值 ± 标准差。Note：Cumulative mineralized nitrogen is reckoned by the total amount of mineralized N at each time point minus the total amount of mineralized N before incubation, points represent the amount of soil mineralized nitrogen, the solid line represents the relation of time and mineralized N by Two-pool exponential model. The data in the figure are the mean ± standard deviation of three replicates（n = 3）.

图 2　土壤矿化氮变化及 Two-pool 模型模拟

Fig. 2　The variation of soil organic N mineralization and fitting the soil organic N mineralization processed by Two-pool exponential model

表 4　Two-pool 指数模型的模拟参数及模型拟合决定系数

Table 4　Simulation parameters and determination coefficients in the Two-pool exponential models

土壤 Soil	施氮量 Nitrogen rate /（kg·hm^{-2}）	Two-pool 指数模型 Two-pool exponential model					
		N_a+N_r	N_a	k_a	N_r	k_r	R^2
BS	0	17.7	1.66	0.15	16.0	0.15	0.98**
BS	150	75.9	27.5	0.73	48.4	0.13	0.99**
BS	300	169	81.0	0.85	88.1	0.13	0.99**
WS	0	25.2	13.1	0.90	12.1	0.12	0.99**
WS	150	55.8	23.0	0.49	32.8	0.08	0.99**
WS	300	66.3	33.7	0.40	32.6	0.07	0.99**

注：**表示 P<0.001 水平下显著相关。Note：** indicates significant correlation at P<0.001 level.

3　讨　论

不同稻区氮肥利用效率差异是气候、品种、耕作管理及土壤等多种因素综合影响的结果。本研究在东北和长三角稻区的五常和常熟市分别取典型水稻土在同一地点开展盆栽试验，排除了气候、品种及耕作管理等条件的干扰，有利于探究土壤在决定氮肥利用效率区域差异中的作用。150 和 300 kg·hm^{-2} 施氮量下（大致相当于两地农户传统施氮水平），取自五常的黑土型水稻土（BS）上氮肥农学利用效率（图 1）均高于取自常熟的乌栅土（WS）。这一结果确认供试两种水稻土上氮肥增产效果存在差异的事实。BS 土壤上差值法表观氮肥利用率均显著高于 WS（表 2），氮肥表观生理利用效率差异不大（表 2）。这说明，BS 土壤氮肥增产效果优于 WS，主要是该土壤上表观氮肥利用率较高所致。表观氮肥利用率高低也反映出两种土壤供保氮水平的不同，即相同施氮量下，与 WS 相比，BS 可提供更多的有效氮素被水稻吸收。这一结论可从相同施氮量下 BS 水稻地上部氮累积量显著高于 WS 的结果上得到佐证（表 3），与 BS 土壤上水稻的 ^{15}N 示踪法氮肥利用率亦高于 WS 也是一致的（表 2）。根据 ^{15}N

质量平衡法可计算水稻生长季肥料氮总损失量(表 3)。在 WS 土壤中氮肥总损失随施氮量提高增加的幅度更为显著，说明 WS 对肥料氮的保持能力较之 BS 更低。这种差异可能是 WS 土壤 pH 相对较高(表 1)，肥料氮的氨挥发损失较大所致[24]。最近，Yang 等[25]研究了水稻土硝化能力和氮肥利用率与反硝化损失的关系，指出中碱性水稻土硝化活性较强，促使 NH_4^+向 NO_3^-转化，降低水稻吸收利用 NH_4^+程度和增加反硝化发生底物 NO_3^-数量，因此，其氮肥利用率和反硝化损失也较酸性水稻土低。两种土壤上肥料氮总损失量不同可能与 pH、有机质含量、质地等土壤性质差异导致的两种土壤硝化-反硝化损失程度高低不同有关。

通常，^{15}N 示踪法氮肥利用率低于差值法表观氮肥利用率[26-28]，其主要是在前者的计算中不包括因施氮引起的作物多吸收的土壤源氮，而后者因设置无氮区对照又将这部分土壤源氮归为氮肥效应，等同于肥料来源计算的缘故。相同施氮量下，两种土壤水稻 ^{15}N 示踪法氮肥利用率均低于差值法表观氮肥利用率（表 2），与以往结果一致。然而，对于 BS 土壤，150 和 300 $kg\cdot hm^{-2}$ 施氮下差值法表观氮肥利用率较 ^{15}N 示踪法氮肥利用率高出约 30 个百分点；在 WS 土壤上，这一差值相应则仅为 16 和 9 个百分点，且随施氮量增加而降低。朱兆良[29]指出，在培养试验或作物生长试验中，常可观测到加入 ^{15}N 标记氮肥后，非标记土壤氮素矿化和作物吸收的非标记土壤氮量有所增加，这种现象称之为氮肥的激发效应。供试土壤 BS ^{15}N 示踪法和差值法氮肥利用率数值差异远大于 WS 土壤，表明该土壤施氮后对土壤氮素的表观激发量更大。根据无氮区和相应施氮处理水稻地上部土壤来源氮差值可计算得到土壤氮素表观激发量在 BS 为 173～354 $mg\cdot pot^{-1}$，而 WS 较低，仅为 88～113 $mg\cdot pot^{-1}$。盆栽试验中表观激发量的土壤差异不仅涉及施氮对水稻生长促进作用和根系吸收能力大小的影响，也与氮肥对土壤氮素矿化的影响有关。然而，在利用两种供试土壤开展的淹水培养试验中，发现无氮源添加下 BS 和 WS 氮素净矿化量在 16.0～23.7 $mg\cdot kg^{-1}$ 范围，但是外源氮添加后，BS 土壤累积矿化氮量增加更明显，其增幅随添加氮量提高而增加，也显著高于 WS。根据氮素矿化的 Two-pool 指数模型结果(表 4)，氮添加对 BS 土壤易矿化部分和缓慢矿化部分有机氮矿化势的提高幅度均要高于 WS，且随施氮量增加更趋明显，尤其是缓慢矿化有机氮库。综合盆栽和矿化培养试验结果可得，氮肥施用更大程度促进了 BS 土壤上矿化氮累积量，增加了 BS 土壤中氮的供应和水稻生长过程的氮吸收，因此，在相同施氮水平下，与 WS 土壤相比，也表现出更高的氮肥表观利用率。

氮肥的土壤激发效应非常复杂，涉及氮肥对土壤氮矿化和氮素微生物固持相互转化过程的相对影响强度[30]。以往研究中，化学氮肥对土壤氮的正激发效应[31]、负激发效应[32]以及与土壤氮的等量替换[33]结果均有报道，因试验条件不同而异。本研究以淹水密闭培养试验土壤中矿质氮的累积变化量为衡量指标反映土壤矿化氮量，不同于 ^{15}N 标记法，无法准确定量培养体系中肥料氮微生物固持和土壤氮矿化进而直接回答土壤氮激发是正效应、负效应或是零激发（即土壤微生物肥料氮固持与有机氮矿化过程动态平衡），却也一定程度反映出加氮对 BS 土壤矿化氮激发作用要大于 WS。一般认为，土壤有机碳含量和 C/N 比是影响氮肥土壤激发效应作用大小的关键因素[34]。BS 有机碳含量和 C/N 比均低于 WS，可能是其相同氮添加量下对土壤矿化氮激发效应更强的主要原因[27]。在盆栽试验中，根据水稻收获后肥料氮土壤残留量和土壤氮表观激发量可粗略估算土壤中氮素净残留量（表 3），可看出，BS 几乎没有氮素净残留，而在 WS 上氮素净残留则较高，可达肥料氮土壤残留总量的 8%～11%。从这一结果看，两种土壤上肥料氮的激发效应大小似可解释两个地区水稻土有机氮的积累和分解的不同。近年来，东北稻区土壤有机质含量下降、肥力降低[35-36]，这很可能与施肥后东北土壤激发效应大，有机氮矿化多，而肥料的土壤残留少，表现为净损失有关。因此，针对这一问题进一步研究也是十分必要的。

盆栽试验无氮处理下 BS 土壤水稻地上累积吸氮量高出 WS 土壤约 30%，表明前者土壤基础供氮量要高于后者（表 3）。然而，无外源氮添加的土壤淹水密闭培养试验结果却显示，BS 与 WS 净矿化氮量相差不多（图 2），又说明两种土壤本身氮素矿化能力并无太大差别。其原因可能在于：1）稻田土壤基础供氮量是以无氮区水稻成熟期地上部累积吸氮量来表征的。显然，这一方法得到的土壤基础供氮量是表观的。尽管盆栽试验在相同条件下进行，种

子或秧苗、大气沉降以及灌溉水引入的氮量一致，但非共生固氮作用带入的氮在两种土壤上可能存在差别。此外，初始矿质氮含量也存在一定差异，可能导致了基于盆栽试验得到的基础供氮量与淹水培养测得的矿化氮量在两种土壤上趋势不一致；2）短期淹水培养得到的矿化氮累积量仅在一定程度反映土壤氮素矿化容量大小，却并不能指示矿化过程及其矿化氮的供应持续时间。这一说法可在利用 Two-pool 指数模型模拟土壤矿化氮的结果中得到支持。尽管无氮添加处理 BS 土壤氮素总矿化势（N_a+N_r）以及易矿化部分有机氮矿化势（N_a）和矿化速率（k_a）均低于 WS，但其缓慢矿化部分有机氮矿化势（N_r）和矿化速率（k_r）却高于 WS（表 4），暗示 BS 土壤矿化和供氮具有“晚发”特点，其缓慢矿化部分有机氮在矿化氮长期供应上发挥了更重要的作用，提供了稳定有效氮源来满足水稻关键生育期的需求；3）淹水密闭试验中未考虑铵的黏土矿物固定作用对氮素矿化的影响。由于矿化产生的铵也会转入土壤晶格被再固定，对具有固铵能力的土壤来说，会对以矿质氮增量作为土壤矿化量的度量结果产生干扰[37]。在另一组试验中，我们曾采用铵盐梯度培养与连续振荡淋洗法方法[38-39]比较 BS 和 WS 土壤固铵和释放能力，发现 BS 土壤固铵数量较 WS 低 18%,但其再释放量却又较 WS 高出 12%。这表明 BS 土壤固定态铵的有效性要好于 WS。综上所述，土壤氮素的矿化与有效供应密切相关，但又不能简单的划等号，有必要对上述推论做进一步验证。

应当指出，本文仅取五常和常熟两种典型水稻土为例开展盆栽和室内培养研究，明确了氮肥利用效率差异与土壤氮矿化及参与这一过程的氮肥激发效应的密切联系。然而，各区域水稻土类型多样，土壤性质千差万别，实际种植条件下气候和耕种等因子也有很大差异。显然，未来有必要对水稻土类型进一步扩大，在研究方法上进一步改进，揭示氮肥土壤激发效应的机制，阐明土壤氮素矿化、供应与氮肥作物利用及损失的关系，以期为高效调控土壤/肥料供氮、提高稻田氮肥利用效率提供新途径。

4　结　论

五常和常熟两种典型水稻土施氮增产效果和氮肥利用率有明显差异。施氮后土壤矿化氮响应不同、肥料氮土壤有效保持能力高低是导致两种土壤氮肥利用效率差异的重要原因。氮肥对五常供试土壤激发效应强，可提供更多矿化氮和保持较高的土壤供保氮水平，因此，可维持水稻较高氮肥利用率和高产目标。相比而言，取自常熟的水稻土氮肥土壤激发效应低，且肥料氮损失大，水稻高产对高量氮肥投入的依赖性更高。

参考文献（References）

[1] China Statistics Burea. China statistical yearbook-2019[M]. Beijing：China Statistical Press，2019：4-5. [国家统计局. 中国统计年鉴-2019[M]. 北京：中国统计出版社，2019：4—5.]

[2] Huang J，Liu L S，Ma C B，et al. Spatial-temporal variation of nitrogen balance and partial factor productivity of nitrogen in rice region of China over the past 30 years[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers，2020，26（6）：987—998. [黄晶，刘立生，马常宝，等. 近 30 年中国稻区氮素平衡及氮肥偏生产力的时空变化[J]. 植物营养与肥料学报，2020，26（6）：987—998.]

[3] Zhu Z L，Chen R Y，Xu Y F，et al. The effect of forms and methods of placement of nitrogen fertilizer on the characteristics of the nitrogen supply in paddy soils[J]. Acta Pedologica Sinica，1979，16（3）：218—233. [朱兆良，陈荣业，徐永福，等. 苏州地区平田黄泥土氮素供应过程的特点及其与氮肥施用方法的关系[J]. 土壤学报，1979，16（3）：218—233.]

[4] Che S G，Zhao B Q，Li Y T，et al. Review grain yield and nitrogen use efficiency in rice production regions in China[J]. Journal of Integrative Agriculture，2015，14（12）：2456—2466.

[5] Zhu Z L. Nitrogen mineralization and supply of paddy soil[C]. Proceedings of the First International Symposium on Paddy Soil Fertility. Chiangmai，Thailand：International Board for Soil Research and Management. 1988.

[6] Zhu Z L. Advances in research on soil nitrogen supply and chemical fertilizer nitrogen in China[J]. Soils，1985，17（1）：2—9. [朱兆良. 我国土壤供氮和化肥氮去向研究的进展[J]. 土壤，1985，17（1）：2—9.]

[7] Zhu Z L. The mineralization and provision of nitrogen in soil//Current situation and forecast of research work on nitrogen in soil of China[M]. Beijing：Science Press，1986：14—27.[朱兆良.土壤氮素的矿化与供应//我国土壤氮素研究工作的现状与展望[M].北京：科学出版社，1986：14—27.]

[8] Li S Y，Wang J Y，Kong W G. Studies on the characteristics of nitrogen supply in paddy soils Ⅱ.

Effect of fertilization on the soil nitrogen supply and grain yield of double cropping-rice[J]. Acta Pedologica Sinica，1982，19（1）：13—21. [李实烨，王家玉，孔万根. 稻田土壤供氮性能的研究——Ⅱ.双季稻种植过程中施肥对土壤供氮性能和水稻产量的影响[J]. 土壤学报，1982，19（1）：13—21.]

[9] Zhu Z L，Cai G X，Xu Y H，et al. Nitrogen mineralization of paddy soils in Tai-lake Region and the prediction of soil nitrogen supply[J]. Acta Pedologica Sinica，1984，21（1）：29—36. [朱兆良，蔡贵信，徐银华，等. 太湖地区水稻土的氮素矿化及土壤供氮量的预测[J]. 土壤学报，1984，21（1）：29—36.]

[10] Wang W，Yu X X，Liu H，et al. Agricultural soil nitrogen mineralization：A review[J]. Soil and Water Conservation in China，2016（10）：67—71. [王伟，于兴修，刘航，等. 农田土壤氮矿化研究进展[J]. 中国水土保持，2016（10）：67—71.]

[11] Wang X X，Huang P，Wu S J，et al. Kinetics modeling of soil nitrogen mineralization：A review[J]. World Sci-Tech R & D，2017，39（2）：164—173. [王小晓，黄平，吴胜军，等. 土壤氮矿化动力学模型研究进展[J]. 世界科技研究与发展，2017，39（2）：164—173.]

[12] Lu T H. Study on the nitrogen mineralization simulation of farmland soil under drying-wetting cycles[D]. Yangling，Shaanxi：Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment，Chinese Academy of Sciences and Ministry of Education，2020. [路天慧. 干湿交替条件下农田土壤氮矿化模拟研究[D]. 陕西杨凌：中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心，2020.]

[13] Fu H M. Quantitative relationship and its mechanism of nitrogen use efficiency and soil fertility in black soil region of northeast China[D]. Beijing：Chinese Academy of Agricultural Sciences，2019. [付海美. 东北黑土区氮肥利用率与土壤肥力水平的定量关系及机制[D]. 北京：中国农业科学院，2019.]

[14] Zhao L，Li S Q，Li S X，et al. Accumulation of soil nitrate nitrogen in the process of ecological and its effects in plant nitrogen nutrition in semiarid areas[J]. Agricultural Research in the Arid Areas，2004，22（4）：14—20. [赵琳，李世清，李生秀，等. 半干旱区生态过程变化中土壤硝态氮累积及其在植物氮素营养中的作用[J]. 干旱地区农业研究，2004，22（4）：14—20.]

[15] Shen S M. The effect of mineral nitrogen on the minieralization and immobilization of soil nitrogen[J]. Acta Pedologica Sinica，1986，23（1）：10—16. [沈善敏. 无机氮对土壤氮矿化与固定的影响——兼论土壤氮的“激发效应”[J]. 土壤学报，1986，23（1）：10—16.]

[16] Westerman R L，Kurtz L T. Priming effect of ^{15}N-labeled fertilizers on soil nitrogen in field experiments[J]. Soil Science Society of America Journal，1973，37（5）：725—727.

[17] Westerman R L，Kurtz L T. Isotopic and nonisotopic estimations of fertilizer nitrogen uptake by sudangrass in field experiments[J]. Soil Science Society of America Journal，1974，38（1）：107—109.

[18] Han X Z，Wang S Y，Song C Y，et al. Fate of fertilizer nitrogen in paddy field of black soil region[J]. Chinese Journal of Applied Ecology，2003，14（11）：1859—1862. [韩晓增，王守宇，宋春雨，等. 黑土区水田化肥氮去向的研究[J]. 应用生态学报，2003，14（11）：1859—1862.]

[19] Pan X Z，Pan K. National 1：4 million soil type distribution map（China Soil System Classification System）（2000）[DB/OL]. Soil SubCenter，National Earth System Science Data Center，National Science & Technology Infrastructure of China. http：//soil.geodata.cn. [2019-03-21]. [潘贤章，潘恺. 全国1：400 万土壤类型分布图（中国土壤系统分类系统）（2000）[DB/OL].国家科技基础条件平台-国家地球系统科学数据中心-土壤分中心. http：//soil.geodata.cn. [2019-03-21]]

[20] Xing G X，Zhao X，Wang S Q. Views on improved nitrogen cycling in Chinese cropland[M]. Beijing：Science Press，2020：194—195. [邢光熹，赵旭，王慎强. 论中国农田氮素良性循环[M]. 北京：科学出版社，2020：194—195.]

[21] Zuo H J，Bai Y L，Lu Y L，et al. Fate of fertilizer nitrogen applied to winter wheat in North China plain based on high abundance of ^{15}N[J]. Scientia Agricultura Sinica，2012，45（15）：3093—3099. [左红娟，白由路，卢艳丽，等. 基于高丰度 ^{15}N 华北平原冬小麦肥料氮的去向研究[J]. 中国农业科学，2012，45（15）：3093—3099.]

[22] Tian D，Gao M，Xu C. 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. [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.]

[23] Benbi D K，Richter J. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization[J]. Biology and Fertility of Soils，2002，35（3）：168—183.

[24] Li J M，Li D C，Xu M G，et al. Ammonia volatilization and its influence factors under different fertilization in red paddy soil with double rice cropping system[J]. Ecology and Environment，2008，17（4）：1610—1613. [李菊梅，李冬初，徐明岗，等. 红壤双季稻田不同施肥下的氨挥发损失及其影响因素[J]. 生态环境，2008，17（4）：1610—1613.]

[25] Yang Y J，Meng T Z，Qian X Q，et al. Evidence for nitrification ability controlling nitrogen use efficiency and N losses via denitrification in paddy soils[J]. Biology and Fertility of Soils，2017，53（3）：349—356.

[26] Lü D Q, Zhang S L, Yang X Y. Effect of supplying C and N on the mineralization, immobilization and priming effect of soil nitrogen[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2007, 13 (2): 223—229. [吕殿青，张树兰，杨学云. 外加碳、氮对土壤氮矿化、固定与激发效应的影响[J]. 植物营养与肥料学报，2007，13（2）：223—229.]

[27] Li S Q, Li S X. Priming effect of ammonium nitrogen fertilizer on soil nitrogen under waterlogged condition[J]. Plant Natrition and Fertilizen Science, 2001, 7 (4): 361—367. [李世清，李生秀. 淹水培养条件下铵态氮肥对土壤氮素的激发效应[J]. 植物营养与肥料学报，2001，7（4）：361—367.]

[28] Zhao X, Xie Y X, Xiong Z Q, et al. Nitrogen fate and environmental consequence in paddy soil under rice-wheat rotation in the Taihu lake region, China[J]. Plant and Soil, 2009, 319 (1/2): 225—234.

[29] Zhu Z L. Mineralization of soil nitrogen and the evaluation of soil nitrogen availability indexes[M]// Zhu Z L. Wen Q X. Nitrogen in soils of China. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 1992: 37—59.[朱兆良. 土壤氮素的矿化和土壤氮素有效性指标的评价[M]//朱兆良，文启孝. 中国土壤氮素. 南京：江苏科学技术出版社，1992：37—59.]

[30] Liu S W, Yin M, Chu G, et al. Research progress of soil nitrogen priming effect and its microbial mechanisms[J]. Chinese Journal of Rice Science, 2019, 33(4): 303—312. [刘少文，殷敏，褚光，等. 土壤氮激发效应及其微生物机理研究进展[J]. 中国水稻科学，2019，33（4）：303—312.]

[31] Hamer U, Marschner B. Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37 (3): 445—454.

[32] Huang D M, Gao J H, Zhu P L. The transformation and distribution of organic and inorganic fertilizer nitrogen in rice-soil system[J]. Acta Pedologica Sinica, 1981, 18(2): 107—121. [黄东迈，高家骅，朱培立. 有机、无机肥料氮在水稻-土壤系统中的转化与分配[J]. 土壤学报，1981，18（2）：107—121.]

[33] Jenkinson D S, Fox R H, Rayner J H. Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen—the so-called ‘priming’ effect[J]. European Journal of Soil Science, 1985, 36 (3): 425—444.

[34] Finn D, Page K, Catton K, et al. Effect of added nitrogen on plant litter decomposition depends on initial soil carbon and nitrogen stoichiometry[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2015, 91: 160—168.

[35] Dai H M, Liu K, Song Y H, et al. Black soil degradation and intensity in northeast China : Geochemical indication[J]. Geology and Resources, 2020, 29 (6): 510—517. [戴慧敏，刘凯，宋运红，等. 东北地区黑土退化地球化学指示与退化强度[J]. 地质与资源，2020，29（6）：510—517.]

[36] Wang L H, Wang C H. The reasons and protect methods of black soil degradation in Northeast China[J]. Jiangxi Agriculture, 2019 (22): 48. [王立华，王春红. 东北地区黑土地退化的原因及保护措施[J]. 江西农业，2019（22）：48.]

[37] Zhu Z L, Wen Q X, Cheng L L. Fixation and release of ammonium[M]// Zhu Z L. Wen Q X. Nitrogen in soils of China. Nanjing : Jiangsu Science and Technology Publishing House , 1992: 70—75.[朱兆良，文启孝，程励励. 铵的固定和释放[M]// 朱兆良，文启孝. 中国土壤氮素. 南京：江苏科学计数出版社，1992：70—75.]

[38] Cavalli D, Consolati G, Marino P, et al. Measurement and simulation of soluble , exchangeable , and non-exchangeable ammonium in three soils[J]. Geoderma, 2015, 259/260: 116—125.

[39] Ranjbar F , Jalali M. Empirical and mechanistic evaluation of NH_4^+ release kinetic in calcareous soils[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2014, 66 (4): 606—615.

（责任编辑：卢　萍）