

郝天象, 杨萌. 中国三种典型生态系统土壤氮素初级转化速率及其调控研究[J]. 土壤学报, 2026,
HAO Tianxiang, YANG Meng. Gross Nitrogen Transformation Rates and Their Regulation in Soils of Three Typical Ecosystems
in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

中国三种典型生态系统土壤氮素初级转化速率及其调 控研究*

郝天象, 杨萌[†]

(中国科学院地理科学与资源研究所, 生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101)

摘要: 土壤氮素初级转化过程是生态系统氮循环的基本与关键环节。为阐明不同土壤氮素初级转化速率的差异特征与调控机制, 选取中国三种典型生态系统的七种土壤, 分别来自林地(长沙、林芝、重庆)、草地(多伦、巴音布鲁克)和旱地(上庄、曲周), 采用¹⁵N同位素稀释技术结合示踪模型, 开展室内短期培养试验, 评估了主要的土壤氮素转化过程的初级速率。结果表明, 氮素矿化、固持和自养硝化是首要的转化过程。林地、草地和旱地的土壤氮初级矿化速率、初级固定速率和初级硝化速率均无显著差异。其平均速率(±标准差)分别为: 初级矿化速率 1.40 ± 1.31 、 2.07 ± 1.46 和 $1.83 \pm 0.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 N 计, 下同); 初级固定速率 4.24 ± 3.04 、 6.93 ± 3.79 和 $5.54 \pm 2.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; 初级硝化速率 1.47 ± 1.30 、 3.75 ± 1.86 和 $5.26 \pm 2.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。不同土壤之间的初级矿化速率、初级硝化速率、惰性有机氮库的矿化速率与固定速率、自养硝化速率、氮素转化速率存在普遍的显著性差异, 这些差异受土壤理化性质与环境因子的显著影响。相关性分析表明, 初级矿化速率与土壤有机碳显著正相关($P < 0.05$), 与土壤容重显著负相关; 初级硝化速率与土壤盐度呈显著正相关。综上, 在全球变化背景下, 阐明区域尺度氮素转化特征与调控机制, 应采用多尺度、多因子的综合视角, 系统考虑土地利用类型、土壤性质与环境条件的耦合效应, 以提升生态系统氮素动态模拟与环境风险预测的科学性与准确性。

关键词: 氮素初级转化; 氮同位素; 土地利用; 土壤性质; 气温; 降水; 氮循环

中图分类号: S153 文献标志码: A

Gross Nitrogen Transformation Rates and Their Regulation in Soils of Three Typical Ecosystems in China

HAO Tianxiang, YANG Meng[†]

(Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources
Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

*国家自然科学基金项目(42207027, 32588202)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 42207027 and 32588202)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: yangmeng@igsnrr.ac.cn

作者简介: 郝天象(1988—), 男, 辽宁台安人, 博士, 助理研究员, 主要从事生态系统物质循环、土壤酸化等研究。
E-mail: haotianxiang@igsnrr.ac.cn

收稿日期: 2025-07-29; 收到修改稿日期: 2025-11-13; 网络首发日期 (www.cnki.net):

Abstract: 【Objective】 Soil gross nitrogen (N) transformation processes are fundamental and critical components of terrestrial N cycling. However, the mechanisms controlling gross N transformation rates and their controlling factors across soils with contrasting properties and land uses remain underexplored. 【Method】 Seven typical soils from three major ecosystems in China were selected: forest (Changsha, Linzhi, Chongqing), grassland (Duolun, Bayanbulak), and upland (Shangzhuang, Quzhou). A short-term incubation experiment was conducted using the ^{15}N isotope dilution technique combined with a numerical N tracing model. Ten key gross N transformation processes were quantified. 【Result】 Mineralization, immobilization, and autotrophic nitrification were identified as the dominant gross N transformation pathways. No significant differences in gross transformation rates were found among land use types. The means ($\pm\text{S.D.}$) of gross mineralization rates were 1.40 ± 1.31 , 2.07 ± 1.46 , and $1.83\pm0.01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ for forest, grassland, and upland soils; corresponding to gross immobilization rates of 4.24 ± 3.04 , 6.93 ± 3.79 , and $5.54\pm2.00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, and gross nitrification rates of 1.47 ± 1.30 , 3.75 ± 1.86 , and $5.26\pm2.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively. Significant differences were observed between individual soils in most gross N transformation rates, indicating spatial heterogeneity in soil N supply and retention capacity. Correlation analysis showed that gross mineralization rates were positively correlated with soil organic carbon and negatively correlated with bulk density, whereas gross nitrification rates were positively correlated with soil salinity. 【Conclusion】 These results demonstrate that soil properties and environmental factors jointly regulate the gross N transformation process. Under the context of global change, a multi-scale and multi-factor integrative framework, explicitly accounting for land use type, soil characteristics, and environmental conditions, is essential for improving the accuracy of ecosystem N dynamics modeling and predicting nitrogen loss risks.

Key words: Gross nitrogen transformation; Nitrogen isotope; Land use; Soil properties; Temperature; Precipitation; Nitrogen cycling

氮素是陆地生态系统中最为活跃且易流失的养分元素之一，其直接影响植物生产力、微生物代谢过程以及生态系统对外界干扰的响应能力。土壤氮素主要以有机氮、铵态氮(NH_4^+ -N)和硝态氮(NO_3^- -N)等多种形态存在，其在微生物作用下不断发生矿化、硝化、同化与固定等转化过程，构成复杂的土壤氮循环系统。传统研究多采用净氮转化速率评估不同土地利用、管理措施等条件下的氮素可利用性^[1-2]，但该方法无法揭示控制氮素供需动态的关键过程。与之相比， ^{15}N 示踪技术能够更清晰地量化矿化、硝化与固定等关键过程的初级转化速率，揭示其相对贡献与调控机制^[3-4]，不仅提升了对土壤氮素转化过程的解析精度，也为深入理解生态系统中氮素的输入、保留与流失机制提供了重要支撑。

土地利用方式是影响土壤氮素循环的关键因子之一。已有研究表明，施肥和耕作等管理措施能够增强土壤通气性和微生物活性，硝化作用常随之增强，但同时可能因底物缺乏或能量不足而减弱 NO_3^- -N 的生物固持能力^[5]。类似地，草地开垦后水溶性有机碳含量降低，减少了微生物可利用碳源，进而抑制了氮矿化和微生物对无机氮的固定^[6]。林地、农田与草地等生态系统在植被类型、凋落物输入、土壤理化性质及微生物群落组成等方面存在显著差异，这些差异可通过改变土壤有机质的质量与数量，进而调控矿化、硝化等关键过程，塑造了土壤氮素初级转化的生态格局^[7]。然而，当前大多数研究仍集中于单一生态系统或局部土地利用转变，缺乏对典型土地利用类型间氮素初级转化特征及其驱动机制的系统比较与综合分析。

与此同时，全球变化（如温度、降水、氮沉降）和土壤理化性质（如 pH、有机碳、碳氮比等）也深刻影响着土壤氮素的转化过程^[8-9]。已有研究表明，外源氮输入可显著改变草地和农田土壤氮素初级转化速率^[10-11]；温度、降水等气候条件则通过调节能量平衡、土壤水分和养分有效性等，显著改变土壤微生物群落的组成与功能^[12]，对土壤氮循环产生显著影响^[13-14]。此外，土壤 pH 可通过调控土壤微生物活性（如自养硝化细菌、 N_2O 还原酶）影响硝化速率及 N_2O 排放^[15]。综上所述，土壤氮素初级转化过程受气候条件、土壤性质与微生物群落的多重交互作用共同调控。尽管已有研究揭示了单一气候或土壤因子对氮素转化过程的调控规律，但不同生态系统与土地利用类型间氮素初级转化的综合对比与机制解析仍相对不足。因此，系统整合土地利用方式、土壤性质与区域环境因子，综合探究土壤氮素初级转化过程的调控机制，对揭示生态系统氮循环的关键驱动过程具有重要科学意义。

在此背景下，本研究以我国不同区域的林地、旱地和草地为对象，采用 ^{15}N 同位素稀释法与 ^{15}N 示踪模型(*NtraceBasic*)，量化 10 个土壤氮素主要转化过程的初级速率，旨在：(1) 明确不同典型生态系统土壤氮素初级转化过程的特征；(2) 揭示土地利用、土壤性质与环境条件对土壤氮素初级转化速率的影响。本研究将有助于揭示土壤氮素转化过程对全球变化与人为管理的响应机制，并为区域土地利用管理与生态修复工程的环境效应评估提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

本研究基于全国氮沉降监测网络（NNDMN）站点分布，在土壤选择上综合考虑了大气氮沉降梯度、土地利用类型、土壤类型及地理分布跨度，旨在收集环境与土壤特性差异显著的供试土壤，且具有良好的可操作性。根据氮沉降水平，选取了长沙（CS）、重庆（CQ）、上庄（SZ）和曲周（QZ）等高沉降区样点，以及林芝（LZ）、多伦（DL）和巴音布鲁克（BK）等低沉降区样点，同时兼顾南北地域差异。采样点涵盖林地、旱地与草地三种典型土地利用类型，覆盖红壤、棕壤、紫色土、潮土、栗钙土和高原草甸土等主要土壤类型，分布于从东南丘陵区至西北高原区的多个气候带。这种采样布局充分体现了土壤理化性质、土地利用类型及氮沉降背景的多样性（表 1），有助于系统评估不同土壤氮素初级转化速率及其调控机制。

各采样点分别选取 0~20 cm 表层土壤，剔除可见植物根系和石砾等杂质后，通过 2 mm 筛。过筛后的土壤样品分为两部分：一部分用于 ^{15}N 同位素稀释实验，另一部分用于土壤理化性质测定。全部样品在 4 °C 条件下冷藏保存，并确保在采样后两周内完成氮素初级转化速率的室内培养试验。

表 1 不同采样点基本环境特征及土壤理化性质

Table 1 Basic environmental characteristics and soil physicochemical properties at different sampling sites

采样点 Sites	纬度 Latitude	经度 Longitude	海拔 Altitude/ m	土地利用 Land use	土壤类型 Soil type	T/°C	P/mm	$\text{N}_{\text{dep}}/(\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$	pH
CS	28°33' N	113°20' E	75	森林	红壤	17.5	1 330	30.3	5.49±0.08
LZ	29°40' N	94°20' E	2997	森林	棕壤	8.7	650	2.8	6.28±0.01
CQ	30°26' N	106°26' E	266	森林	紫色土	18.3	1 115	33.7	7.49±0.07
SZ	39°48' N	116°28' E	40	旱地农田	潮土	13.0	540	36.6	7.52±0.02
QZ	36°78' N	114°94' E	40	旱地农田	潮土	13.2	490	64.5	7.72±0.04
DL	42°02' N	116°17' E	1324	草地	栗钙土	3.3	316	14.1	6.58±0.13
BK	42°53' N	83°43' E	2500	草地	高原草甸土	-4.8	282	1.6	7.83±0.02
采样点 Sites	$\text{SOC}/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	$\text{TN}/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	C/N	$\text{NH}_4^+/\text{N}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$\text{NO}_3^-/\text{N}/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	BD/ $(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$	WHC/ $(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	SS/ $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	
CS	4.71±0.23	0.46±0.18	10.4±0.5	7.53±0.17	0.48±0.06	1.40	324±18	89.4±0.5	
LZ	20.86±0.19	1.39±0.22	15.0±0.9	2.38±0.10	4.99±0.59	0.97	390±24	529.3±5.3	
CQ	6.15±0.35	0.65±0.08	9.4±0.3	2.54±0.07	10.98±0.30	1.38	323±22	411.0±4.3	
SZ	5.36±0.16	0.63±0.23	8.5±0.3	7.51±0.22	31.77±0.69	1.40	263±15	377.3±18.0	
QZ	10.27±0.18	1.18±0.08	8.7±0.1	3.43±0.45	41.15±0.32	1.32	338±2	2505.0±30.4	
DL	15.22±0.53	1.34±0.20	11.3±0.2	6.77±0.39	5.89±0.42	1.31	284±5	236.8±2.5	
BK	42.12±0.74	4.25±0.11	9.9±0.1	3.67±0.22	12.23±0.26	1.01	449±1	719.3±5.3	

注：CS：长沙；LZ：林芝；CQ：重庆；SZ：上庄；QZ：曲周；DL：多伦；BK：巴音布鲁克；T：年均气温；P：年均降水量； N_{dep} ：年均氮沉降量；SOC：土壤有机碳；TN：全氮；C/N：碳氮比；BD：土壤容重；WHC：持水量；SS：土壤盐度。气温、降水和氮沉降数据来源于全国氮沉降观测网络。表中数据为平均值±标准差 ($n=3$)。下同。Note: CS: Changsha; LZ: Linzhi; CQ: Chongqing; SZ: Shangzhuang; QZ: Quzhou; DL: Duolun; BK: Bayanbulak; T: mean annual temperature; P: mean annual precipitation; N_{dep} : mean annual nitrogen deposition; SOC: soil organic carbon; TN: total nitrogen; C/N: carbon-to-nitrogen ratio; BD: bulk density; WHC: water holding capacity; SS: soil salinity. The data on T, P, and N_{dep} are from the Nationwide Nitrogen Deposition Monitoring Network. Values are means ± standard deviations ($n=3$). The same below.

1.2 试验设计

采用 ^{15}N 同位素双标记法测定氮素初级转化速率^[16]。每个处理需要 21 个三角瓶，包括用于测定土壤背景无机氮的 3 个和氮素初级转化速率的 18 个（2 标记处理 \times 3 个取样时间 \times 3 个重复）。取相当于 20 g（精确至 0.01 g）干土的鲜土，放入 250 mL 三角瓶，封口膜封口、扎孔保证土壤通气和维持土壤水分，置于恒温培养箱，25 °C 下预培养 24 h。培养后，在用于测定土壤背景无机氮的三角瓶中加入 2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液 100 mL，封口膜封口，在转速 250 r·min⁻¹ 下 25 °C 恒温振荡 1 h 后，用定性滤纸过滤，获得浸提液用于测定无机氮浓度。在其他三角瓶，分别添加 2 mL 标记液 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 和 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ （施氮量为每千克干土 20 mg $^{15}\text{NH}_4^+/\text{N}$ 或 20 mg $^{15}\text{NO}_3^-/\text{N}$, ^{15}N 丰度 10%；注：最后标记需要培养 0.5 h 的三角瓶）。标记后，马上加入超纯水调节至 60% 土壤持水量，用封口膜封口，扎孔保证气体流通，放入恒温

培养箱, 25 °C下培养。培养时间设为 0.5、12 和 48 h, 可较好覆盖土壤氮的快速非生物吸附、微生物同化与释放及较慢的无机氮转化过程。其中, 48 h 的培养已被证明足以实现外源 ^{15}N 与土壤本底 ^{14}N 的平衡, 能够较全面地反映氮素转化过程, 是此类研究中常用的标准做法^[16-17]。分别在标记后 0.5、12 和 48 h 时候取出相应三角瓶, 加入 100 mL 2 mol·L⁻¹ KCl 溶液, 振荡, 过滤, 获得浸提液用于后续无机氮浓度及 ^{15}N 丰度的测定。

1.3 分析测试

土壤 pH 直接用 pH 仪 (S220 Seven Compact pH/ion, Mettler Toledo, 瑞士) 测定, 土水质量比为 1: 2.5。土壤有机碳 (SOC) 和全氮 (TN) 采用元素分析仪 (Vario Macro Cube, Elementar, 德国) 测定。土壤持水量采用饱和烘干法测定。鲜土用 2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液浸提后, 过滤, 用 AA3 流动分析仪 (Bran + Luebbe GmbH, Norderstedt, 德国) 测定浸提液中无机氮浓度。采用扩散法收集无机氮 ^{15}N 样品, 取 20 mL 浸提液, 加入 0.3 g MgO 使溶液中 NH_4^+ -N 库以 NH_3 释放, 用加有草酸的滤纸吸附, 然后再向溶液中加入 0.3 g 戴氏合金使 NO_3^- -N 还原为 NH_4^+ -N, 再以 NH_3 形式释放, 用草酸滤纸吸附, 滤纸片经干燥后, 通过元素分析仪 (Elementar Vario MICRO cube, Hanau, 德国) - 同位素比值质谱仪 (Isoprime 100, Stockport, 英国) 测定 $^{15}\text{NH}_4^+$ -N 和 $^{15}\text{NO}_3^-$ -N 丰度, 步骤详见《土壤氮循环实验研究方法》^[17]。

1.4 数据分析

根据土壤 NH_4^+ 和 NO_3^- 的浓度和 ^{15}N 丰度, 采用 ^{15}N 示踪模型 $Ntrace_{\text{Basic}}$ ^[16], 计算 10 个氮素转化过程的初级速率, 包括 (1) M_{Nrec} , 即惰性有机氮矿化为 NH_4^+ -N; (2) M_{Nlab} , 活性有机氮矿化为 NH_4^+ -N; (3) $I_{\text{NH4-Nrec}}$, 微生物将 NH_4^+ -N 同化为惰性有机氮; (4) $I_{\text{NH4-Nlab}}$, 微生物将 NH_4^+ -N 同化为活性有机氮; (5) I_{NO3} , 微生物将 NO_3^- -N 同化为稳定性有机氮; (6) O_{NH4} , NH_4^+ -N 氧化为 NO_3^- -N, 即自养硝化; (7) O_{Nrec} , 惰性有机氮氧化为 NO_3^- -N, 即异养硝化; (8) D_{NO3} , NO_3^- -N 异化还原成 NH_4^+ -N (DNRA); (9) A_{NH4} , NH_4^+ -N 吸附; (10) R_{NH4} , NH_4^+ -N 解吸。所采用的数值分析模型引入了马尔科夫链蒙特卡洛随机采样方法 (MCMC), 通过最小化模型计算值与实测值之间的偏差, 同时优化各氮转化过程的动力学参数, 有效避免局域最小值问题, 确保获得全局最优解^[16]。为确定最优模型, 对不同氮库与过程组合方案进行比较, 并依据赤池信息量准则 (AIC) 选择 AIC 值最小的模型; 当 $R^2 > 0.80$ 时视为拟合可靠。该基于 MCMC 算法的模型在多参数优化中具有较高稳健性, 能够更真实地反映土壤氮素初级转化速率, 已成为当前广泛应用且验证可靠的分析方法^[17]。

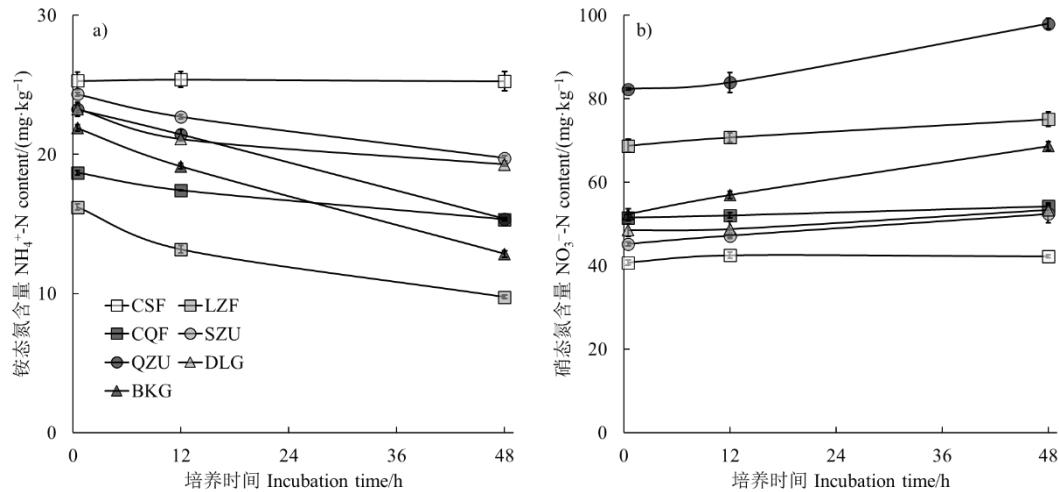
分析不同土壤间 pH、有机碳 (SOC)、全氮 (TN) 等指标差异时, 采用单因素重复测量方差分析。当方差分析结果呈显著水平 ($P < 0.05$) 时, 用图基诚实显著性差异检验 (Tukey HSD test) 进行事后比较。由于 ^{15}N 示踪模型在估算氮素初级转化速率过程中涉及大量参数迭代, 常规统计检验方法难以适用。为此, 本研究基于参数结果和标准偏差, 95% 的置信区间用于比较数据间差异。当 95% 的置信区间不相交时, 则认为存在显著差异。为探讨氮素初级转化速率与环境因子及土壤理化性质之间的关系, 采用皮尔逊 (Pearson) 相关分析进行检验。相关性分析以氮素初级转化速率为响应变量, 以各采样点的土壤 pH、SOC、TN、C/N、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 含量、年均降水量、年均气温及年均氮沉降量等为解释变量。所有数据的统计分析均在 SPSS 23.0 软件中完成。

2 结果

2.1 土壤铵态氮和硝态氮含量

在培养过程中, 除林地-长沙点 (CSF) 外, 其余各点土壤的铵态氮 (NH_4^+ -N) 浓度均随着培养时间的增加而显著下降, 硝态氮 (NO_3^- -N) 浓度则整体呈上升趋势 (图 1)。其中, 铵态氮的变化速率普遍表现为前期 (培养后 0.5 h 至 12 h) 快于后期 (12 h 至 48 h), 而硝态氮不明显。在铵态氮浓度的动态变化中, 旱地-曲周点 (QZU) 和草地-巴音布鲁克点 (BKG) 的下降速率明显高于其他土壤, 而林地-长沙点的铵态氮浓度始终维持在较高水平, 变化不显著。在硝态氮浓度的变化中, 草地-巴音布鲁克点的 NO_3^- -N 增长速率在整个培养过程中始

终处于较高水平, 尤其在前期表现出快速增长; 旱地-曲周点在培养后期硝态氮浓度显著上升, 其变化速率与草地-巴音布鲁克点相近; 而林地-长沙和林地-重庆 (QCF) 两点的硝态氮变化幅度较小, 整体变化趋势不明显。



注: CSF: 林地-长沙; LZF: 林地-林芝; CQF: 林地-重庆; SZU: 旱地-上庄; QZU: 旱地-曲周; DLG: 草地-多伦; BKG:

草地-巴音布鲁克。下同。Note: CSF: Forest-CS; LZF: Forest-LZ; CQF: Forest-CQ; SZU: Cropland-SZ; QZU: Cropland-QZ; DLG:

Grassland-DL; BKG: Grassland-BK. The same below.

图 1 培养期间不同采样点土壤中铵态氮 (a) 和硝态氮 (b) 含量的变化

Fig. 1 Dynamic changes of ammonium (a) and nitrate (b) contents in soils under different sampling sites during the incubation

2.2 土壤铵态氮和硝态氮的 ^{15}N 丰度

在 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 标记后, 所有采样点土壤中 NH_4^+ -N 的 ^{15}N 丰度均随培养时间增加而逐渐下降 (图 2a)。其中, 草地-巴音布鲁克点下降速率最快, 其次为林地-林芝点和旱地-上庄点, 而林地-长沙点下降幅度最小, 但仍呈现下降趋势。与此同时, NO_3^- -N 的 ^{15}N 丰度整体上升, 草地-巴音布鲁克点的增加速率显著高于其他土壤, 其次为旱地-曲周点和旱地-上庄点, 而草地-多伦点的增加速率最低 (图 2b)。

在 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 标记处理中, 各采样点土壤中 NH_4^+ -N 的 ^{15}N 丰度整体较低, 变化幅度较小, 但草地-巴音布鲁克点与旱地-曲周点仍表现出一定程度的增加 (图 2c)。相对而言, 各土壤 NO_3^- -N 的 ^{15}N 丰度均呈下降趋势, 下降速率以草地-巴音布鲁克点最高, 林地-长沙点最低, 其他点变化幅度相近, 但在培养前后期存在一定差异 (图 2d)。

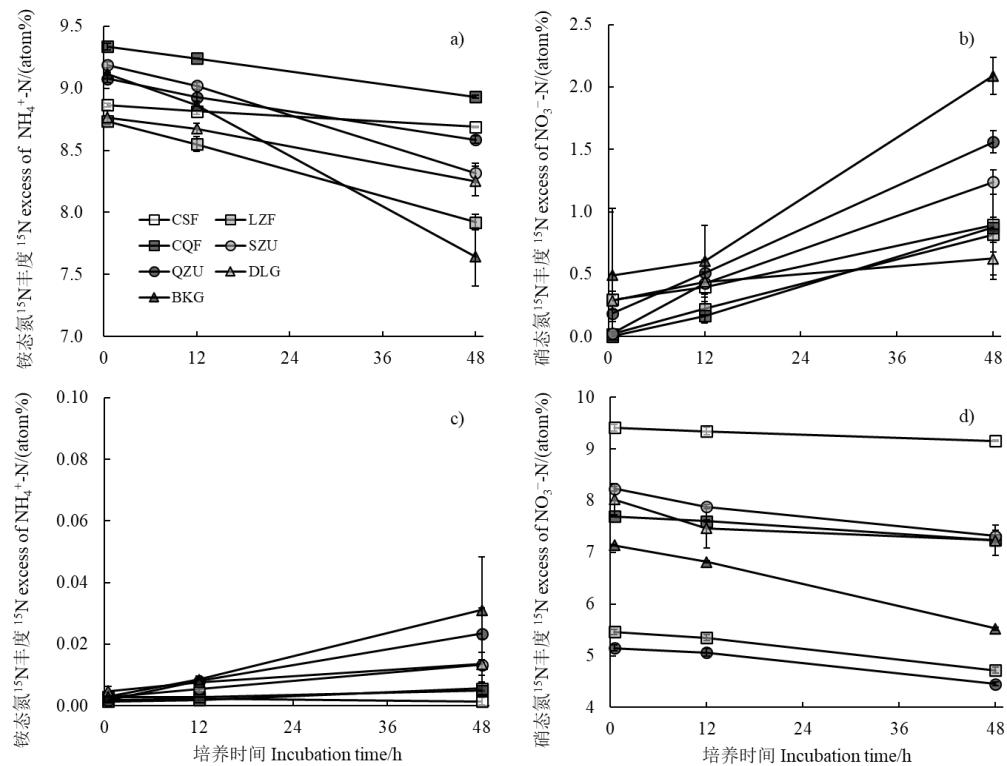


图 2 培养期间不同采样点 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 标记 (a, b) 和 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 标记 (c, d) 土壤中铵态氮和硝态氮的 ^{15}N 丰度变化

Fig. 2 Dynamic changes of ^{15}N isotopic abundance in ammonium and nitrate in soils labeled with $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ (a, b) and $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ (c, d) under different sampling sites during the incubation

2.3 土壤氮素初级转化速率

不同土壤间的氮素初级转化速率存在显著差异(表2)，反映了土壤氮供给潜力与氮素保持能力的空间异质性。其中，林地-林芝点的惰性有机氮矿化速率(M_{Nrec})最高，达 $1.97 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (以N计，下同)，表明该土壤具有较强且持续的氮素供给潜力，同时也代表其惰性有机氮库面临着快速消耗与氮素保持能力下降的风险；草地-巴音布鲁克点和两个旱地(上庄点和曲周点)与其差异不显著；林地-重庆点最低，仅为 $0.08 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，显著低于除草地-多伦点外的其他土壤，表明其氮素释放能力有限。活性有机氮矿化速率(M_{Nlab})与 M_{Nrec} 数量级相当，范围为 $0.47\sim 1.41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，土壤间差异不显著，说明惰性与活性氮库对土壤氮素供应同等重要。

铵态氮向惰性有机氮的初级固定速率($I_{\text{NH4-Nrec}}$)以林地-长沙点最低($0.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)，草地-巴音布鲁克点次之($1.47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)，其他点介于 $2.81\sim 5.38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，且差异不显著。铵态氮向活性有机氮的固定速率($I_{\text{NH4-Nlab}}$)与 $I_{\text{NH4-Nrec}}$ 接近，林地-长沙点显著低于其他土壤，其他点之间差异不显著。硝态氮的初级固定速率(I_{NO_3})整体较低，仅草地-巴音布鲁克点显著较高($0.44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)，其次为旱地-上庄点和林地-长沙点，其他点均低于 $0.10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。整体而言， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 固持是土壤氮素保存的主要机制，而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的固定能力普遍较弱，意味着这些土壤普遍存在着较高的氮素损失风险。

初级自养硝化速率(O_{NH4})差异显著，由高到低依次为旱地-曲周、草地-巴音布鲁克、旱地-上庄、林地-林芝、草地-多伦、林地-重庆、林地-长沙，分别为 7.04 、 5.07 、 3.47 、 2.97 、 2.43 、 0.84 和 $0.60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。初级异养硝化速率(O_{Nrec})极低，均低于 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，土壤间无显著差异。较高的硝化速率意味着 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的生成潜力较强，氮转化活性高，但由于供试土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 固持速率偏低，易导致 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在土壤中积累，进而增加氧化亚氮排放与硝酸盐淋溶风险。

硝态氮异化还原(DNRA)速率整体偏低，旱地-上庄点略高($0.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)，旱地-曲周点和草地-多伦点均为 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，其余点均低于 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸

附速率 (A_{NH_4}) 在各点间无显著差异, 范围为 $0.04\sim0.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$; NH_4^+ -N 的解吸速率 (R_{NH_4}) 普遍较低 ($0.00\sim0.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 除林地-重庆点略高外, 其他点差异不明显。

硝化与铵固持速率之比 (N/I 值) 可反映系统中氮素的主要流动方向与环境风险。表 2 结果显示, 各土壤间 N/I 值变化较大, 由高到低依次为旱地-曲周 (1.71)、草地-巴音布鲁克 (1.33)、林地-长沙 (0.98)、林地-林芝 (0.51)、旱地-上庄 (0.51)、草地-多伦 (0.25)、林地-重庆 (0.14)。较高的 N/I 值表明土壤具有更强的 NO_3^- -N 生成与积累能力, 由于 NO_3^- -N 具有较高的迁移性, 这类土壤的氮素向环境扩散风险也更大; 相反, 较低的 N/I 值意味着土壤固持氮素的能力强, 能够有效降低氮素损失。

多数点的土壤总无机氮活性 (包括矿化、硝化、固定等各过程的初级速率之和) 集中在 $12\sim13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, 林地-长沙点最低 ($2.05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地-重庆点次之 ($7.44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。各土壤的 NH_4^+ -N 净产生速率均为负值, 表明培养过程中 NH_4^+ -N 主要被消耗; 其中, 草地-多伦点最低 ($-11.06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地-长沙点最高 ($-0.62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。 NO_3^- -N 的净产生速率以旱地-曲周点最高 ($7.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), 林地-长沙点最低 ($0.48 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)。

总体而言, 氮素初级矿化速率 ($M_{Nrec} + M_{Nlab}$)、初级硝化速率 ($O_{NH_4} + O_{Nrec}$)、初级固定速率 ($I_{NH_4-Nrec} + I_{NH_4-Nlab} + I_{NO_3}$) 以及铵态氮初级固持速率 ($I_{NH_4-Nrec} + I_{NH_4-Nlab}$) 在各土壤间存在显著差异 (图 3)。整体趋势表现为草地-多伦点各初级转化速率较高, 林地-长沙点最低, 其余点大体接近, 仅林地-重庆点的矿化和硝化能力显著较弱。虽然各土壤间四种初级转化速率平均值存在差异, 但不同土地利用类型之间统计分析结果表明差异不显著, 说明在更大空间尺度上, 氮素转化过程可能受土地利用方式、土壤理化性质、微生物群落结构及气候条件等多因子交互作用的共同调控。

表 2 不同采样点土壤氮素初级转化速率

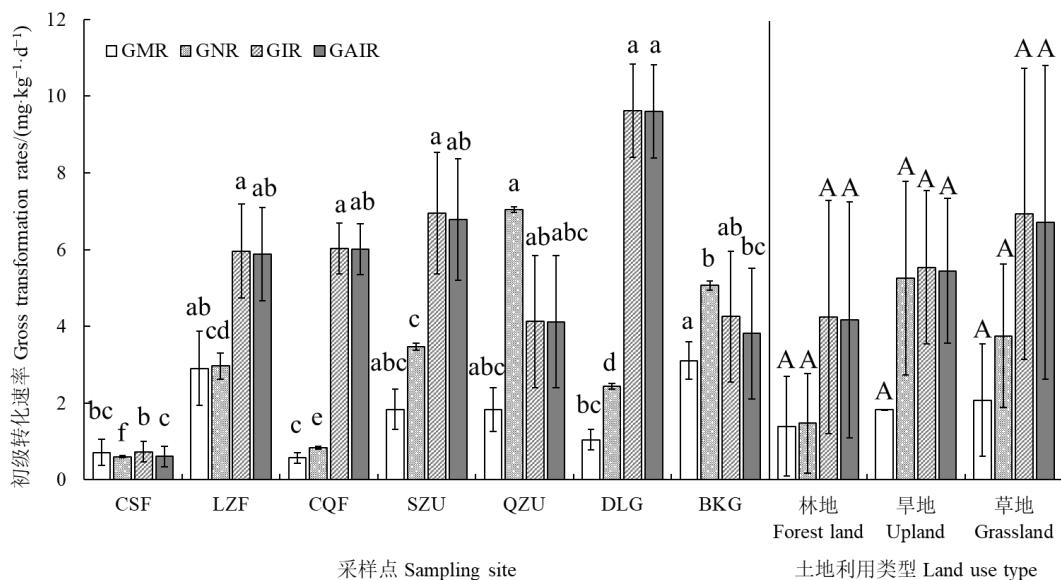
Table 2 Gross nitrogen transformation rates in soils from different sampling sites

采样点 Sampling sites	$M_{Nrec}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$M_{Nlab}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_{NH_4-Nrec}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_{NH_4-Nlab}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$I_{NO_3}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$O_{NH_4}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$O_{Nrec}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$
CSF	$0.25\pm0.22\text{bc}$	$0.47\pm0.25\text{a}$	$0.32\pm0.20\text{c}$	$0.29\pm0.18\text{b}$	$0.12\pm0.04\text{b}$	$0.60\pm0.03\text{f}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
LZF	$1.97\pm0.61\text{a}$	$0.94\pm0.76\text{a}$	$3.26\pm0.87\text{ab}$	$2.62\pm0.85\text{a}$	$0.08\pm0.06\text{bcd}$	$2.97\pm0.34\text{cd}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
CQF	$0.08\pm0.07\text{c}$	$0.49\pm0.12\text{a}$	$3.02\pm0.46\text{ab}$	$2.99\pm0.48\text{a}$	$0.02\pm0.02\text{cd}$	$0.84\pm0.04\text{e}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
SZU	$0.88\pm0.28\text{ab}$	$0.95\pm0.45\text{a}$	$3.37\pm1.08\text{ab}$	$3.41\pm1.16\text{a}$	$0.17\pm0.07\text{abc}$	$3.47\pm0.09\text{c}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
QZU	$1.33\pm0.33\text{a}$	$0.49\pm0.46\text{a}$	$2.81\pm1.12\text{abc}$	$1.31\pm1.31\text{ab}$	$0.01\pm0.01\text{d}$	$7.04\pm0.07\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
DLG	$0.25\pm0.18\text{bc}$	$0.79\pm0.20\text{a}$	$5.38\pm0.91\text{a}$	$4.22\pm0.81\text{a}$	$0.01\pm0.01\text{d}$	$2.43\pm0.07\text{d}$	$0.00\pm0.00\text{a}$
BKG	$1.70\pm0.31\text{a}$	$1.41\pm0.38\text{a}$	$1.47\pm0.89\text{bc}$	$2.34\pm1.45\text{ab}$	$0.44\pm0.09\text{a}$	$5.07\pm0.12\text{b}$	$0.00\pm0.00\text{a}$

采样点 Sampling sites	$D_{NO_3}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$A_{NH_4}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$R_{NH_4}/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	N/I	$TNA/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$NAP/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$	$NNP/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})$
CSF	$0.00\pm0.00\text{bc}$	$0.13\pm0.07\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{b}$	0.98	2.05	-0.62	0.48
LZF	$0.00\pm0.00\text{bc}$	$0.11\pm0.06\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{b}$	0.51	11.84	-6.05	2.89
CQF	$0.00\pm0.00\text{c}$	$0.04\pm0.03\text{a}$	$0.01\pm0.00\text{ab}$	0.14	7.44	-6.31	0.82
SZU	$0.02\pm0.00\text{a}$	$0.06\pm0.04\text{a}$	$0.02\pm0.01\text{a}$	0.51	12.27	-8.44	3.28
QZU	$0.01\pm0.00\text{bc}$	$0.05\pm0.04\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{b}$	1.71	13	-9.38	7.02
DLG	$0.01\pm0.00\text{b}$	$0.08\pm0.03\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{b}$	0.25	13.09	-11.06	2.41
BKG	$0.00\pm0.00\text{c}$	$0.05\pm0.03\text{a}$	$0.00\pm0.00\text{b}$	1.33	12.43	-5.82	4.63

注: M_{Nrec} : 稳定性有机氮矿化为 NH_4^+ -N; M_{Nlab} : 不稳定性有机氮矿化为 NH_4^+ -N; I_{NH_4-Nrec} : 微生物将 NH_4^+ -N 同化为稳定性有机氮; I_{NH_4-Nlab} : 微生物将 NH_4^+ -N 同化为不稳定性有机氮; O_{NH_4} : NH_4^+ -N 氧化为 NO_3^- -N, 即自养硝化; O_{Nrec} : 稳定性有机氮氧化为 NO_3^- -N, 即异养硝化; A_{NH_4} : NH_4^+ -N 吸附; R_{NH_4} : NH_4^+ -N 解吸; I_{NO_3} : 微生物将 NO_3^- -N 同化为稳定性有机氮; D_{NO_3} : NO_3^- 异化还原成 NH_4^+ -N (DNRA); N/I : 初级硝化速率 ($O_{NH_4} + O_{Nrec}$) 与初级铵固持速率 ($I_{NH_4-Nrec} + I_{NH_4-Nlab}$) 的比值; TNA : 总无机氮活性 ($M_{Nrec} + M_{Nlab} + I_{NH_4-Nrec} + I_{NH_4-Nlab} + I_{NO_3} + O_{NH_4} + O_{Nrec} + D_{NO_3}$); NAP : NH_4^+ -N 净产生速率 ($M_{Nrec} + M_{Nlab} + R_{NH_4} + D_{NO_3} - I_{NH_4-Nrec} - I_{NH_4-Nlab} - I_{NO_3} - A_{NH_4} - O_{NH_4}$); NNP : NO_3^- -N 净产生速率 ($O_{NH_4} + O_{Nrec} - I_{NO_3} - D_{NO_3}$)。同列不同小写字母表示在 $P < 0.05$ 水平上相同氮素初级转化速率各土壤之间的差异显著性。下同。Note: M_{Nrec} : mineralization of resistant organic N to NH_4^+ ; M_{Nlab} : mineralization of labile organic N to NH_4^+ -N; I_{NH_4-Nrec} : microbial assimilation of NH_4^+ -N into resistant organic N; I_{NH_4-Nlab} : microbial assimilation of NH_4^+ -N into labile organic N; O_{NH_4} : oxidation of NH_4^+ -N to NO_3^- -N (autotrophic nitrification); O_{Nrec} : oxidation

of resistant organic N to NO_3^- -N (heterotrophic nitrification); $A_{\text{NH}4}$: adsorption of NH_4^+ -N; $R_{\text{NH}4}$: desorption of NH_4^+ -N; $I_{\text{NO}3}$: microbial assimilation of NO_3^- -N into resistant organic N; $D_{\text{NO}3}$: dissimilatory reduction of NO_3^- -N to NH_4^+ -N (DNRA); N/I: ratio of gross nitrification rate ($O_{\text{NH}4} + O_{\text{Nrec}}$) to gross NH_4^+ immobilization rate ($I_{\text{NH}4-\text{Nrec}} + I_{\text{NH}4-\text{Nlab}}$); TNA: total inorganic N activity; NAP: net NH_4^+ -N production rate; NNP: net NO_3^- -N production rate. Lowercase letters indicate significant differences ($P < 0.05$) in gross nitrogen transformation rates among different soils. The same below.



注：不同小写字母代表相同氮素初级转化速率各土壤之间的差异显著，相同大写字母代表相同氮素初级转化速率各土地利用类型之间无差异显著， $P > 0.05$ 。GMR，氮初级矿化速率，为惰性有机氮库的矿化速率 (M_{Nrec}) 与活性有机氮库的矿化速率 M_{Nlab} 之和；GNR，初级硝化速率，为自养硝化速率 ($O_{\text{NH}4}$) 与异养硝化速率之和 (O_{Nrec})；GAIR，铵态氮初级固持速率，为惰性有机氮库的铵态氮初级固持速率 ($I_{\text{NH}4-\text{Nrec}}$) 与活性有机氮库的铵态氮初级固持速率 ($I_{\text{NH}4-\text{Nlab}}$) 之和；GIR，初级固定速率，为铵态氮初级固持速率与硝态氮的初级固定速率 ($I_{\text{NO}3}$) 之和。下同。Note: Lowercase letters indicate significant differences ($P < 0.05$) in the same gross nitrogen transformation rate among different soils, and same uppercase letters indicate no significant differences ($P < 0.05$) in the same gross nitrogen transformation rate among different land-use types. Gross mineralization rate (GMR) represents the sum of the mineralization rate of the resistant organic N pool (M_{Nrec}) and that of the labile organic N pool (M_{Nlab})。Gross nitrification rate (GNR) represents the sum of autotrophic nitrification ($O_{\text{NH}4}$) and heterotrophic nitrification (O_{Nrec})。Gross ammonium immobilization rate (GAIR) represents the sum of ammonium immobilization in the resistant organic N pool ($I_{\text{NH}4-\text{Nrec}}$) and the labile organic N pool ($I_{\text{NH}4-\text{Nlab}}$)。Gross immobilization rate (GIR) represents the sum of gross ammonium immobilization rate and gross nitrate immobilization rate ($I_{\text{NO}3}$)。The same below.

图3 各采样点及三种土地利用类型下土壤氮素初级转化速率的比较

Fig. 3 Comparison of soil gross nitrogen transformation rates among sampling sites and land use types

相关性分析结果（表3）表明，土壤惰性有机氮库的初级矿化速率 (M_{Nrec}) 与土壤容重呈显著负相关 ($P < 0.05$)；活性有机氮库的初级矿化速率 (M_{Nlab}) 与土壤有机碳和全氮呈显著正相关，与气温呈显著负相关；硝态氮的初级固定速率 ($I_{\text{NO}3}$) 与土壤全氮呈显著正相关 ($P < 0.05$)；自养硝化速率 ($O_{\text{NH}4}$) 与土壤盐度呈显著正相关；铵态氮的吸附速率 ($A_{\text{NH}4}$) 与 pH 呈极显著负相关 ($P < 0.001$)；氮素初级矿化速率 ($M_{\text{Nrec}} + M_{\text{Nlab}}$) 与土壤有机碳呈显著正相关，与容重呈显著负相关；初级硝化速率 ($O_{\text{NH}4} + O_{\text{Nrec}}$) 与土壤盐度呈显著正相关；总无机氮活性与年降水量呈非常显著负相关 ($P < 0.01$)， NH_4^+ -N净产生速率则与年降水量呈显著正相关。上述关系揭示了不同土壤氮素供应潜力及其氮素损失风险的差异特征。

表3 土壤氮素初级转化速率与环境因子及土壤理化性质的相关系数

Table 3 Correlation coefficients between soil gross nitrogen transformation rates and environmental/physicochemical variables

指标 Indices	T	P	N _{dep}	pH	SOC	TN	C/N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	BD	WHC	SS
M _{Nrec}	-0.507	-0.532	-0.100	0.262	0.652	0.578	0.396	-0.501	0.243	-0.834*	0.712	0.415
M _{Nlab}	-0.861*	-0.675	-0.472	0.341	0.849*	0.826*	0.185	-0.084	-0.074	-0.711	0.555	-0.188
I _{NH4-Nrec}	-0.168	-0.530	0.246	0.194	-0.116	-0.179	0.179	-0.012	0.142	0.050	-0.449	-0.002
I _{NH4-Nlab}	-0.354	-0.538	-0.017	0.322	0.116	0.071	0.116	0.013	-0.018	-0.074	-0.299	-0.318
I _{NO₃}	-0.651	-0.310	-0.463	0.285	0.753	0.810*	-0.129	0.032	-0.082	-0.490	0.622	-0.168
O _{NH4}	-0.426	-0.719	0.496	0.637	0.416	0.477	-0.242	-0.292	0.752	-0.322	0.357	0.847*
O _{Nrec}	-0.375	-0.185	-0.077	0.051	0.547	0.520	0.287	-0.640	-0.112	-0.550	0.734	0.524
D _{NO₃}	0.188	-0.262	0.503	0.290	-0.402	-0.326	-0.491	0.556	0.691	0.455	-0.609	0.131
A _{NH4}	0.180	0.426	-0.598	-0.954***	-0.181	-0.306	0.600	0.396	-0.587	-0.085	-0.051	-0.439
R _{NH4}	0.430	0.043	0.562	0.478	-0.496	-0.410	-0.574	0.220	0.595	0.524	-0.571	-0.004
GMR	-0.676	-0.632	-0.235	0.315	0.781*	0.717	0.359	-0.405	0.160	-0.870*	0.725	0.250
GNR	-0.426	-0.719	0.496	0.637	0.416	0.478	-0.242	-0.292	0.752	-0.322	0.357	0.847*
GIR	-0.303	-0.580	0.108	0.282	0.032	-0.023	0.151	0.001	0.068	-0.035	-0.366	-0.162
GAIR	-0.261	-0.553	0.132	0.261	-0.012	-0.069	0.156	-0.001	0.072	-0.007	-0.395	-0.150
N/I	-0.203	-0.218	0.272	0.254	0.321	0.415	-0.311	-0.125	0.479	-0.180	0.479	0.739
TNA	-0.603	-0.940**	0.289	0.617	0.441	0.424	0.055	-0.260	0.501	-0.414	0.130	0.422
NAP	0.302	0.757*	-0.513	-0.548	-0.037	-0.050	0.137	0.075	-0.518	-0.037	0.305	-0.373
NNP	-0.388	-0.708	0.533	0.626	0.372	0.431	-0.236	-0.300	0.767	-0.295	0.322	0.870

注: *、**和***分别表示差异显著 ($P < 0.05$)、非常显著 ($P < 0.01$) 和极显著 ($P < 0.001$)。Note: *, **, and *** indicate significant ($P < 0.05$), highly significant ($P < 0.01$), and extremely significant ($P < 0.001$) differences, respectively.

3 讨 论

3.1 土地利用类型对土壤氮素初级转化过程的影响

本研究结果(图2)支持了前人^[18]关于氮素矿化、固持和硝化是土壤氮素初级转化主要路径的认识。需要指出的是,本研究采用的¹⁵N同位素稀释技术能够有效量化土壤中氮素矿化、硝化和固定等初级转化过程,但其计算基于封闭体系下的无机氮平衡假设。实际条件下,氮素可能通过氨挥发、反硝化及淋溶等途径发生损失,而这些气态或液态通量在本研究的短期室内培养中未被直接测定。因此,所得结果主要反映了土壤氮在矿质态与微生物同化之间的相对转化潜势,而非完整的氮收支过程。该局限性在基于同位素稀释法的氮初级转化研究中较为普遍,未来可结合气体通量监测与同位素分馏技术,进一步完善氮素平衡的整体解析。

总体而言,本研究中不同土地利用类型和区域的土壤氮初级速率水平(图3和表2)与以往报道基本一致,但也存在一定差异。林地-林芝点的GMR、GNR和GIR均落在青藏高原典型样带研究所报道的变化范围内(即 GMR: 0.08~2.10 mg·kg⁻¹·d⁻¹, GNR: 0.06~4.61 mg·kg⁻¹·d⁻¹, GIR: 0.38~7.76 mg·kg⁻¹·d⁻¹)^[19]。林地-长沙点与林地-重庆点的GMR和GNR与广西非喀斯特森林土壤所报道的结果接近(GMR: 约 1.1 mg·kg⁻¹·d⁻¹, GNR: 约 0.6 mg·kg⁻¹·d⁻¹)^[20]。与黑龙江草地土壤^[21]相比,本研究草地-多伦点的GMR和GNR与其相当,而草地-巴音布鲁克点的两者均偏高,本研究两个草地点的GIR均高于黑龙江草地。相较于前人^[18]北方旱地的研究结果(GMR: 1.03~3.24 mg·kg⁻¹·d⁻¹, GNR: 3.85~14.43 mg·kg⁻¹·d⁻¹, GIR: 0.04~0.28 mg·kg⁻¹·d⁻¹),本研究中旱地-上庄点和旱地-曲周点的GMR和GNR与其处于相当水平,但GIR远高于前人结果。该差异可能与实验条件及速率估算方法的不同有关。例如,本研究培养温度为25℃,相比Zhu等^[18]研究中的20℃更有利于微生物活性提高;同时,其计算基于24 h培养数据,相对较短的培养时间和较低温度可能限制了微生物对无机氮的固定作用。

本研究中惰性氮库与活性氮库的初级矿化速率数量级相近,但前者在不同土壤间存在显著差异,而后者差异不显著(表2)。铵态氮的固定是土壤无机氮生物固持的主要形式,惰性和活性氮库中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的初级固持速率大致相当,而硝态氮的固定整体较弱,尤其是在林地-重庆、旱地-曲周和草地-多伦等点。 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 固持不仅能量需求更高,还易受到 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的抑制,且受土壤有机碳质量和 C/N 等因素的共同调控^[22]。此外,本研究表明,自养硝化主导了 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的生成,异养硝化贡献极低。虽然文献^[23]报道异养硝化可能在酸性土壤中增强,但本研究中酸性红壤(pH约5.5)的林地-长沙点中,异养硝化速率仍极低(表2)。

土地利用方式可通过影响植被类型、凋落物输入、有机质供给及其周转,进而改变土壤理化性质(如 pH、SOC、C/N、盐度等),影响微生物群落结构及其功能与活性,最终调节氮素转化过程的强度和方向。在本研究所涵盖的三类土地利用类型中,草地土壤的氮素初级转化速率总体居中(表2),部分得益于其有机碳和全氮积累较高(表1)。林地土壤中,仅林地-长沙点的氮素转化能力普遍偏低(图3和表2),可能与其较低的 pH 和较高的 C/N 有关,导致其氮素矿化、硝化和固定过程均受抑制。旱地土壤受人为耕作干扰强,土壤结构疏松、通气性好,加之长期施用氮肥提供了丰富的氮源底物,通常表现出较高的矿化和硝化速率^[24]。本研究中旱地-曲周点的初级转化速率在所有土壤中处于较高水平,特别是自养硝化速率远高于其他点位(表2)。

尽管不同土壤的氮素初级转化过程存在差异(表2),但总体而言,三种土地利用类型之间主要氮素初级转化速率在统计学上并无显著差异(图3)。如高水平的惰性氮库矿化速率(M_{Nrec})和铵态氮固定速率($I_{\text{NH4-Nrec}}$)在林地、旱地和草地中均有出现;硝态氮初级固定速率最高值出现在草地-巴音布鲁克点,而另一草地点(多伦)则显著偏低;自养硝化速率最高值出现在旱地-曲周点,另一旱地点(上庄)则处于中等水平。由此可见,土地利用方式虽为重要影响因子,但其对氮素初级转化速率的作用可能被其他更为重要的因子所影响。因此,应综合考虑土地利用与土壤性质、环境条件等因素的耦合作用,以更准确理解氮素初级转化的驱动机制。

3.2 土壤性质对氮素初级转化过程的调控作用

土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)以及碳氮比等土壤性质是决定土壤氮素初级转化强度的重要因子。SOC 是微生物代谢所需能量和碳源的基础,显著促进矿化和固持过程;而 TN 提供了潜在的氮底物,增强氮素释放能力。碳氮比作为衡量微生物营养限制的重要指标,高碳氮比倾向于增强氮素的生物固持,而低碳氮比则促进氮素释放。

本研究中,大部分土壤碳氮比稳定在 8.5~15.0 之间(表1),远低于矿化-固持动态交替的临界值 25^[25],表明供试土壤的微生物处于碳限制状态。在此背景下,SOC 含量的差异直接影响微生物对氮的利用方式,相关性分析结果显示 M_{Nlab} 与 SOC、TN 显著正相关(表3),进一步支持了碳源可用性对氮转化的调控作用。此外,铵态氮浓度的增加也会提高铵态氮的吸附速率,两者呈显著正相关(表3)。

土壤 pH 作为影响微生物活性和矿物氮形态(尤其是 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 比例)的关键因子,也对硝化过程具有显著调节作用。一定范围内 pH 越高,硝化细菌的数量和丰度越高,土壤初级硝化速率也越高,当土壤 pH 小于 5 时硝化速率显著降低^[26]。本研究中,初级硝化速率与土壤 pH 无显著相关(表3),可能由于研究区大部分土壤 pH 处于中性以上范围(表1),未出现酸性显著抑制硝化的极端情况。然而,低 pH 的林地-长沙点的 O_{NH4} 明显较低(表2),表明在 $pH < 5.5$ 条件下氨氧化细菌和氨氧化古菌活性或受到限制。此外,土壤 pH 与铵态氮的吸附速率呈显著负相关(表3),可能与阳离子交换机制、氢离子竞争、土壤表面电荷特性等有关,但由于本研究中铵态氮吸附速率整体较低,且处理间无显著差异(表2),其受 pH 影响仍有待进一步验证。

土壤盐分在一定范围内可促进硝化作用, O_{NH4} 与盐度显著正相关(表3),可能与盐度对微生物渗透调节和电子传递过程的影响有关。相较于矿化,硝化对盐渍化更敏感,高盐(土壤饱和浸提液电导率 $ECe > 26 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$)可导致其完全受抑^[27],但在低盐条件下($0 \sim 15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$),硝化反而可能被激发^[28]。此外,土壤容重作为衡量土体结构和孔隙特征的指标,与惰性有机氮库的初级矿化速率呈显著负相关。黏重土壤含有大量细粒矿物,形成稳定的团聚体结构,可将惰性有机质“包埋”其中,限制微生物和酶的接近,不利于有机氮矿化^[29]。此外,土壤紧实度增加会导致通气性下降,进而使微生物活性显著降低,同时,蛋白酶等矿化相关酶活

性也随之减弱^[30]。因此，通常质地越细腻、结构越致密的土壤，其稳定氮库比例越大，矿化速率越低。

3.3 氮素转化过程对环境风险的指示意义

在无植物吸收的条件下，土壤中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的主要去向包括微生物固定为有机氮和经硝化转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 两个路径（表 2）。 N/I （硝化速率与固定速率之比）的变化可用于判断土壤氮素的主要去向及其潜在的环境风险。当 $N/I > 1$ 时，说明 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 主要转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ，增加其淋失与反硝化的风险；而 $N/I < 1$ 则表明更多 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 被微生物同化，系统保氮能力更强。本研究中，旱地-曲周点和草地-巴音布鲁克点的 N/I 值显著高于 1，说明其土壤氮素释放能力强， $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 积累潜力高，也面临更高的氮素环境风险；相比之下，其余土壤的 N/I 值均低于 1，表现出更高的氮素固定能力。

此外， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的净产生速率与年降水量呈显著正相关，而总无机氮活性与降水量显著负相关（表 3），表明水分条件对氮素转化过程具有双向调控作用。一方面，水分有助于底物的溶解和微生物活性，进而增强氮素释放；另一方面，过多降雨可能加速无机氮的淋失，降低其在土壤中的保留能力。

气温也是影响氮素转化的重要因子。通常较高温度可促进微生物代谢和有机质分解，有利于氮素矿化与硝化过程^[9]。然而，本研究发现 M_{Nlab} 与温度呈显著负相关，其余氮素初级转化参数与温度均未表现出显著性（表 3）。这可能反映出高温促进有机质分解的同时，也降低了有机底物的长期积累，从而限制了氮素转化潜力。具体而言，研究中年均气温较低的土壤（如草地-巴音布鲁克、草地-多伦）通常具有较高的 SOC 和 TN 水平（表 2），进一步验证了上述潜在机制。上述现象表明，在分析气候因子对养分循环的影响时，应结合区域尺度上的长期适应与微观尺度上的短期响应的共同评估。

4 结 论

在林地、草地和旱地三种生态系统的七种典型土壤中，氮素矿化、硝化和固持是主要的氮素初级转化过程。其中，惰性与活性有机氮库的矿化速率处于相当的水平，自养硝化是 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 形成的主导路径， $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的微生物固持成为固氮的主要机制。各氮素转化过程的初级速率在三种土地利用类型间差异不显著，但受到 SOC、TN、pH、盐度、容重等土壤性质及环境条件（温度、降水）的共同调控。因此，在全球变化背景下探究土壤氮素转化区域特征及其驱动机制，应整合多过程、多要素，提升研究的科学性与模拟预测能力。然而，室内培养结果仅反映特定条件下的氮转化速率，难以完全代表野外真实过程。未来应在统一方法框架下，扩大样点范围并引入长期原位观测，系统揭示土壤氮素初级转化的动态规律与调控机制，为区域氮循环研究和土地管理提供科学支撑。

参考文献 (References)

- [1] Liu X, Zhang W, Wu M, et al. Changes in soil nitrogen stocks following vegetation restoration in a typical Karst catchment[J]. Land Degradation & Development, 2019, 30(1): 60-72.
- [2] He X X, Dai S Y, Meng L, et al. Effects of 18 years repeated N fertilizer applications on gross N transformation rates in a subtropical rain-fed purple soil[J]. Applied Soil Ecology, 2023, 189: 104952.
- [3] Li P, Lang M. Effect of cultivation on gross and net N transformation rates in black soil relative to duration[J]. Acta Pedologica Sinica, 2020, 57(1): 165-173. [李平, 郎漫. 开垦年限对黑土氮初级转化速率和净转化速率的影响[J]. 土壤学报, 2020, 57(1): 165-173.]
- [4] Li M X, Li W X, Liu X N, et al. Effects of biochar and bionitrification inhibitors on nitrogen transformation in calcareous purple soil[J]. Soils, 2025, 57(3): 558-567. [李梦潇, 李文旭, 刘晓霓, 等. 生物质炭和生物硝化抑制剂对石灰性紫色土氮转化过程的影响[J]. 土壤, 2025, 57(3): 558-567.]
- [5] Ye Y Y, Xiao S S, Liu S J, et al. Tillage induces rapid loss of organic carbon in large macroaggregates of calcareous soils[J]. Soil and Tillage Research, 2020, 199: 104549.

- [6] Lang M, Li P, Han X Z, et al. Gross nitrogen transformations in black soil under different land uses and management systems[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52(2): 233-241.
- [7] Yang H, Garousi F, Wang J, et al. Land use effects on gross soil nitrogen transformations in Karst desertification area[J]. *Plant and Soil*, 2022, 475(1/2): 61-77.
- [8] Song L, Li Z L, Niu S L. Global soil gross nitrogen transformation under increasing nitrogen deposition[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2021, 35: e2020GB006711.
- [9] Jiang W X, Du S W, Elrys A S, et al. Global climate changes decoupled soil nitrogen mineralization and immobilization[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2025, 206: 109794.
- [10] Hao T X, Zhang Y Y, Zhang J B, et al. Chronic nitrogen addition differentially affects gross nitrogen transformations in alpine and temperate grassland soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2020, 149: 107962.
- [11] Zhang C, Ju X T, Zhang J B, et al. Soil pH and long-term fertilization affect gross N transformation and N_2O production pathways in Chinese and UK croplands[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2023, 59(5): 527-539.
- [12] Classen A T, Sundqvist M K, Henning J A, et al. Direct and indirect effects of climate change on soil microbial and soil microbial-plant interactions: What lies ahead?[J]. *Ecosphere*, 2015, 6(8): 1-21.
- [13] Wang N N, Li L, Dannenmann M, et al. Seasonality of gross ammonification and nitrification altered by precipitation in a semi-arid grassland of Northern China[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2021, 154: 108146.
- [14] Mao C, Wang Y, et al. Effects of warming and precipitation change on soil nitrogen cycles: A meta-analysis[J]. *Journal of Plant Ecology*, 2025, 18(3): rtaf051.
- [15] Liu B B, Frostegård Å, Bakken L R. Impaired reduction of N_2O to N_2 in acid soils is due to a posttranscriptional interference with the expression of nosZ[J]. *mBio*, 2014, 5(3): e01383-14.
- [16] Müller C, Rütting T, Kattge J, et al. Estimation of parameters in complex ^{15}N tracing models by Monte Carlo sampling[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39(3): 715-726.
- [17] Yan X Y. Experimental methods for nitrogen cycling in soils[M]. Beijing: Science Press, 2020. [颜晓元. 土壤氮循环实验研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 2020.]
- [18] Zhu G D, Song X T, Ju X T, et al. Gross N transformation rates and related N_2O emissions in Chinese and UK agricultural soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 666: 176-186.
- [19] Song L, Wang J S, Zhang R Y, et al. Threshold responses of soil gross nitrogen transformation rates to aridity gradient[J]. *Global Change Biology*, 2023, 29(14): 4018-4027.
- [20] He J, Duan P P, Li D J. Soil gross nitrogen transformations and their influencing factors in karst and non-karst forests of Northwest Guangxi[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2022, 43(5): 932-940. [贺娟, 段鹏鹏, 李德军. 桂西北喀斯特和非喀斯特森林土壤初级氮转化速率及其影响因素[J]. 农业现代化研究, 2022, 43(5): 932-940.]
- [21] Li P, Wei W, Lang M. Effects of water content on gross nitrogen transformation rates in forest land and grassland soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(1): 59-66. [李平, 魏玮, 郎漫. 水分对林地和草地土壤氮初级转化速率的影响[J]. 应用生态学报, 2022, 33(1): 59-66.]
- [22] Bengtsson G, Bengtson P, Månsson K F. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(1): 143-154.
- [23] Zhang J B, Müller C, Zhu T B, et al. Heterotrophic nitrification is the predominant NO_3^- production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(5): 533-542.
- [24] Lang M, Nie H, Zhu S X, et al. Study on gross nitrogen transformation rates of soils under different land use types in Caohai Nature Reserve[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2025, 62(3): 705-715. [郎漫, 聂浩, 朱四喜, 等. 草海自然保护区不同土地利用方式土壤氮初级转化速率研究[J]. 土壤学报, 2025, 62(3): 705-715.]
- [25] Janssen B. Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials[M]//Progress in nitrogen cycling studies. Springer, 1996: 69-75.
- [26] Chi Q D, Wang J, Liu Y Q, et al. Varying interactive effects of climate, soil properties, and gross nitrogen dynamics on biomass production between the topsoil and the subsoil in natural grassland ecosystems[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2021, 104: 103299.
- [27] Pathak H, Rao D L N. Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1998, 30(6): 695-702.

土壤学报
Acta Pedologica Sinica

-
- [28] Magalhães C M, Joye S B, Moreira R M, et al. Effect of salinity and inorganic nitrogen concentrations on nitrification and denitrification rates in intertidal sediments and rocky biofilms of the Douro River estuary, Portugal[J]. Water Research, 2005, 39(9): 1783-1794.
 - [29] Kleber M, Bourg I C, Coward E K, et al. Dynamic interactions at the mineral-organic matter interface[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2021, 2(6): 402-421.
 - [30] Ishak L, McHenry M T, Brown P H. Soil compaction and its effects on soil microbial communities in *Capsicum* growing soil[J]. Acta Horticulturae, 2016, 1123: 123-130.

(责任编辑: 陈荣府)