

DOI: 10.11766/trxb202210150568

王敬, 付瑞彪, 郝兆东, 郑仁华, 叶代全, 郑雪燕, 陈金慧, 程谊. 不同无性系杉木人工林土壤氮素转化特征[J]. 土壤学报, 2024, 61 (3): 802–812.

WANG Jing, FU Ruibiao, HAO Zhaodong, ZHENG Renhua, YE Daiquan, ZHENG Xueyan, CHEN Jinhui, CHENG Yi. Characteristics of Soil Nitrogen Transformation in Different Clonal Chinese Fir Plantations[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024, 61 (3): 802–812.

## 不同无性系杉木人工林土壤氮素转化特征\*

王敬<sup>1</sup>, 付瑞彪<sup>1</sup>, 郝兆东<sup>1</sup>, 郑仁华<sup>2</sup>, 叶代全<sup>3</sup>, 郑雪燕<sup>3</sup>, 陈金慧<sup>1†</sup>,  
程谊<sup>4</sup>

(1. 南京林业大学林学院, 南京 210037; 2. 福建省林业科学研究院, 福州 350012; 3. 福建省洋口国有林场, 福建顺昌 353211; 4. 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023)

**摘要:** 为揭示福建省洋口林场不同无性系杉木人工林土壤氮素转化特征, 以 15 年林龄的第三代优良组培材料和实生苗 (包括洋 003 (Y003)、洋 008 (Y008)、洋 020 (Y020)、洋 061 (Y061)、洋 062 (Y062)、第 2 代种子园良种 (Ysec) 和无性系混系扦插苗 (Ymix)) 共计 7 种无性系杉木人工林土壤为研究对象开展室内培养试验, 测定培养期间土壤无机氮含量变化, 进而计算不同无性系杉木人工林土壤的净矿化速率和净硝化速率。结果表明: 不同无性系杉木人工林土壤的净矿化速率和净硝化速率均处于较低水平 (净矿化速率和净硝化速率分别为  $-0.093 \sim 0.118 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  和  $-0.021 \sim 0.051 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ), 表明亚热带地区杉木人工林土壤的供氮能力较弱。但在不同无性系间氮净矿化和硝化速率均存在显著差异。Y061 土壤的平均净矿化速率显著高于其他无性系人工林土壤, 为  $0.118 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 其次为 Ymix 和 Y062 无性系, 分别为  $0.046 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  和  $0.033 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ; 而其他 4 种无性系土壤平均净矿化速率均为负值, 表现为无机氮的净同化作用; 对不同无性系杉木人工林土壤而言, Y008 的净硝化速率最高, 为  $0.051 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 其次为 Ymix 和 Y020 无性系, 分别为  $0.003$  和  $0.007 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 其他 4 种土壤平均净硝化速率均为负值, 表现为硝态氮的净同化作用, 因而保氮能力强。综上, Y061 和 Y062 两种无性系杉木人工林土壤的供氮能力和保氮水平显著高于其他无性系, 而 Y008 土壤发生淋溶等氮素损失的风险高于其他无性系, 在实际栽植中应当合理选择无性系树种以保证更好的土壤肥力供应。

**关键词:** 杉木人工林; 土壤供氮能力; 土壤保氮能力; 矿化作用; 硝化作用

**中图分类号:** S154.1      **文献标志码:** A

## Characteristics of Soil Nitrogen Transformation in Different Clonal Chinese Fir Plantations

WANG Jing<sup>1</sup>, FU Ruibiao<sup>1</sup>, HAO Zhaodong<sup>1</sup>, ZHENG Renhua<sup>2</sup>, YE Daiquan<sup>3</sup>, ZHENG Xueyan<sup>3</sup>, CHEN Jinhui<sup>1†</sup>, CHENG Yi<sup>4</sup>

(1. College of Forestry, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 2. Fujian Academy of Forestry Sciences, Fuzhou 350012, China; 3. Yangkou National Forest Farm of Fujian, Shunchang, Fujian 353211, China; 4. School of Geographic Sciences, Nanjing Normal

\* 福建省属公益类科研院所基本科研专项项目 (2020R1009003) 和福建省种业创新与产业化工程项目 (ZYCX-LY-202101) 共同资助  
Supported by the Basic Research Project of Fujian Provincial Public Research Institute of China (No. 2020R1009003) and the Innovation and Industrialization Development of Fujian Province, China (No. ZYCX-LY-202101)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: chenjh@njfu.edu.cn

作者简介: 王敬 (1988—), 女, 河南新乡人, 博士, 副教授, 主要从事土壤氮素循环及其生态环境效应研究。E-mail: jwangcxx@126.com

收稿日期: 2022-10-15; 收到修改稿日期: 2023-02-20; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2023-03-28

University, Nanjing 210023, China)

**Abstract:** 【Objective】 This study aimed to reveal the characteristics of soil nitrogen (N) transformation in different clonal Chinese fir plantations in Yangkou National Forest Farm of Fujian. This study provided theoretical basis for artificial nitrogen management and improved seed breeding of different clones of Chinese fir plantations. 【Method】 An incubation experiment was carried out with 7 different kinds of 15-year old third-generation excellent culture materials and seedlings (Y003, Y008, Y020, Y061, Y062, Ysec and Ymix) as the research objects, and the basic physical and chemical properties, net N mineralization and nitrification rate of soil of different clones were evaluated. 【Result】 The results showed that the net rates of N mineralization and nitrification were significantly affected by different clonal Chinese fir plantations. Specifically, the net mineralization rate and net nitrification rate were  $-0.09\text{--}0.118\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  and  $-0.021\text{--}0.051\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , respectively. During the whole incubation period, the average net N mineralization rate of Y061 was  $0.117\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , which was significantly higher than that of other clones and followed by Ymix ( $0.046\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ) and Y062( $0.033\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ). In contrast, the average net N mineralization rates of the other four clones were negative, indicating the occurrence of net N immobilization. The average net nitrification rate of the Y008 clone was the highest, which was  $0.051\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , followed by Ymix ( $0.003\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ) and Y020 clone ( $0.007\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ). 【Conclusion】 The results showed that the soil N supply capacity and N retention capacity of Y061 and Y062 clones were significantly higher than those of other clones, and the risk of N loss such as leaching in Y008 clones was higher than that of other clones. Therefore, the clone species should be rationally selected to ensure the soil fertility supply in actual planting. This study provides a theoretical basis for artificial nitrogen management and improved seed breeding of different clones of Chinese fir plantations.

**Key words:** *Cunningghaia lanceolata* plantation; Nitrogen supply capacity; Soil nitrogen retention capacity; Mineralization; Nitrification

氮 (N) 是植物生长的关键营养元素之一。在未施肥的森林生态系统中, 土壤供氮能力在为植物生长提供足够的氮素方面起到至关重要的作用。土壤氮素供应能力的大小是由一系列微生物调控的氮素转化过程所控制<sup>[1-2]</sup>, 如矿化、硝化和微生物同化等。矿化作用是将土壤有机氮转化为无机氮的过程, 也是森林生态系统产生可被植物直接吸收利用的无机氮的主要过程<sup>[3]</sup>, 因此矿化作用的强弱决定了森林土壤中可供植物和微生物利用的氮素有效性高低。矿化产生的铵态氮又会被硝化微生物氧化为硝态氮, 即硝化作用。硝化过程中伴随着气态氮 (如温室气体  $\text{N}_2\text{O}$ ) 损失, 其终产物硝态氮因带负电不易被土壤胶体吸附, 因而易淋失至地表水或通过淋溶进入地下水导致水体硝酸盐污染, 也可能在局部厌氧环境中通过反硝化脱氮产生  $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}$  等气态氮进而污染大气, 所以硝化作用是土壤中重要的氮损失关联途径。因此, 研究森林生态系统土壤氮素矿化和硝化作用对植物生长以及生态环境保护具有重要意义。

森林生态系统土壤的矿化和硝化作用会受到土壤有机质的数量和质量、土壤微生物组成和多样性

以及 pH 等多种因素的影响<sup>[3-4]</sup>。通常, 土壤的碳、氮含量可有效预测矿化作用强度, 如大量研究表明矿化速率与土壤全氮含量呈显著正相关关系<sup>[5]</sup>, 这反映了底物有效性在调控土壤无机氮产生过程中的重要性; 矿化速率也与土壤有机碳含量显著相关<sup>[6]</sup>, 这主要是土壤中碳氮含量间存在协方差关系的结果。然而, 硝化速率与土壤碳氮含量的相关关系主要在矿化速率较高的土壤中较为明显, 这是因为硝化作用强度在很大程度上取决于矿化速率的高低<sup>[7-8]</sup>, 矿化速率高则可为硝化微生物提供更多底物 (铵态氮) 进而刺激硝化作用的进行。此外, 土壤 pH 也是调节土壤氮素转化过程的重要因素, 一般而言, 硝化作用强度通常与土壤 pH 呈显著正相关关系<sup>[9]</sup>, 而在  $\text{pH}<5$  的酸性土壤中则不发生硝化过程<sup>[10]</sup>。矿化速率也与土壤 pH 呈正相关关系<sup>[11]</sup>, 但其对土壤 pH 的变化不如对硝化作用敏感。由此可见, 森林生态系统的氮素转化特征受到多种因素的影响, 其内在影响机制尚有待进一步研究。

杉木 (*Cunninghamia lanceolata* (Lamb)) 作为我国南方重要的经济树种, 其具有速生、优质和适

应性强等特性。第九次全国森林资源清查显示,杉木栽培面积达 990 万  $\text{hm}^2$ ,蓄积量达 7.55 亿  $\text{m}^3$ ,分占全国人工乔木林总面积、总蓄积量的 1/4 和 1/3,均排名第一<sup>[12]</sup>。最近几十年内,为了满足日益增长的木材需求,人们致力于培育速生、优质的杉木人工林品种,但在此阶段内常伴随着因人工林面积扩大以及集约化经营而导致的土壤养分含量损失、地力衰退和林地生产力降低等土壤退化和生态环境问题。与此同时,这些问题又会反过来影响杉木人工林土壤的养分供应状况,特别是对不同土壤的氮素供应与转化水平造成影响。近年来,有研究从林龄、林型、间伐等因素对杉木人工林土壤养分循环,尤其是土壤氮素循环的影响方面进行了研究<sup>[13-14]</sup>,但鲜有从种内水平关注不同无性系对杉木人工林土壤氮素转化特征的影响。因为不同无性系杉木人工林品种在栽培生物学上具有显著差异,不同无性系的扦插生根以及对土壤养分的利用能力各不相同,这就面临着不同无性系在推广栽培过程中的选择性难题。本研究以福建省洋口国有林场 6 个无性系和 1 个第 2 代良种的 14 年生杉木人工林土壤为对象,通过室内培养试验探究不同无性系杉木对土壤中无机氮动态、矿化作用和硝化作用的影响,以期为杉木无性系选育和合理栽培提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样区概况与供试土壤采集

供试土壤为燕山晚期白云母化中细粒花岗岩发育的山地暗红壤,质地为砂质粉壤土,位于福建省南平市顺昌县洋口林场国家杉木良种基地(26°30'N~28°20'N, 117°00'E~119°25'E)(图 1)。该地区系武夷山系的低山丘陵地貌,属于典型的中亚热带湿润季风气候,雨量充沛,光照丰富,该地降雨多集中在 3—8 月,平均降雨量为 1 756 mm,年平均气温在 18~20℃之间,绝对最高温度 39℃,绝对最低温度-4℃,无霜期 280 d,相对湿度 82%,年均蒸发量为 1 413 mm。本研究选择的是 2007 年 2 月营造的杉木无性系测定林。造林前,林地经过炼山、清杂、挖明穴、回表土等管理措施,造林密度为每公顷 2 500 株,即株行距为 2.0 m×2.0 m。无性系杉木人工林栽培包括 3 个空间重复,共 21 个小区,每个小区面积为 667  $\text{m}^2$ ,小区间栽植 2 列或行隔离树种,在杉木生长

期间未进行任何施肥和管理。参试的无性系杉木人工林共计 7 个处理,分为 5 个杉木无性系、1 个无性系混系和 1 个杉木第 2 代良种(对照),具体为:洋 003 无性系,简称 Y003;洋 008 无性系,简称 Y008;洋 020 无性系,简称 Y020;洋 061 无性系,简称 Y061;洋 062 无性系,简称 Y062;福建省洋口林场第 2 代种子园良种,简称 Ysec;福建省洋口国有林场无性系混系扦插苗,简称 Ymix。

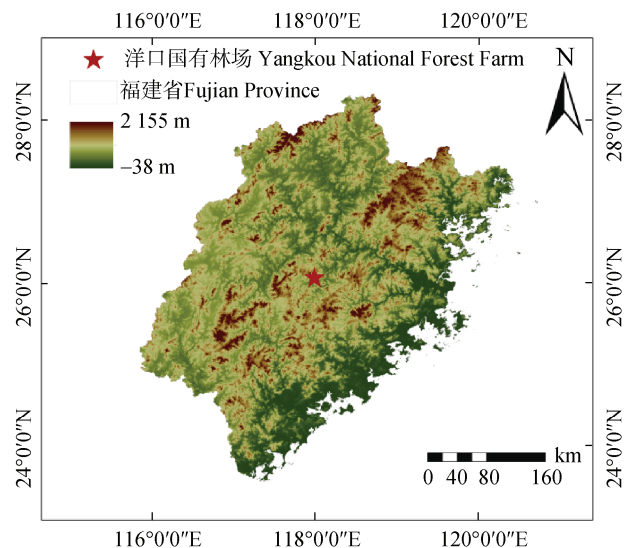


图 1 福建省洋口国有林场地理位置

Fig. 1 Geographical location of Yangkou National Forest Farm of Fujian

供试土壤产自 2021 年 7 月,主要采集每个小区表层土壤样品(0~20 cm),均采用五点采样法采集 5 个子样品并均匀混合为一个样品,每小区采集土壤 2.5 kg 左右。采集的新鲜土壤即刻去除可见的植物残体和石块等,在室内环境下混匀、磨细并过 2 mm 筛,于 4℃冰箱中储存备用。不同无性系杉木人工林土壤的主要理化性质详见表 1。

### 1.2 室内培养试验

本研究采用实验室连续培养方法测定不同培养时间土壤无机氮含量变化,进而计算土壤氮素净转化速率。具体步骤如下:7 种土壤均称取相当于 20 g 烘干土的鲜土置于 250 mL 三角瓶中,每种土壤样品 3 个空间重复,共计 6 次取样,每次取样设置 3 次重复,共计 7×3×6×3=378 瓶。称重法滴加蒸馏水将三角瓶中土壤水分含量调节至 60%最大持水量(WHC),用封口膜将三角瓶口封紧,在封口膜上扎 4 个孔利于透气,置于 25±1℃恒温培养箱中培养 28 d。培养期间,每隔

表 1 供试土壤的主要理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of tested soil

处理 Treatment	pH	铵态氮	硝态氮	有机质	有机碳	全氮		黏粒 <sup>1)</sup> Clay/%	粉粒 Silt/%	砂粒 Sand/%
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Organic matter	Organic carbon	Total N /	C/N			
		/( mg·kg <sup>-1</sup> )	/( mg·kg <sup>-1</sup> )	/( g·kg <sup>-1</sup> )	/( g·kg <sup>-1</sup> )	( g·kg <sup>-1</sup> )				
Y003	4.64±0.18a	7.85±1.70a	1.34±0.31bc	37.3±6.2b	21.6±3.6b	1.14±0.08d	18.9±2.5a	13.9±1.9ab	77.9±6.7a	8.1±4.7a
Y008	4.58±0.11a	6.17±0.64a	1.41±0.63bc	42.6±5.0ab	24.7±2.9ab	1.29±0.11bcd	19.2±1.9a	13.6±0.7ab	72.3±1.7a	14.1±2.3a
Y020	4.65±0.13a	5.75±0.84a	1.38±0.24bc	44.4±9.6ab	27.7±5.5a	1.35±0.11ab	19.1±0.5a	15.7±2.0ab	72.6±3.4a	11.8±3.1a
Y061	4.68±0.16a	6.53±0.39a	2.34±0.58a	43.4±5.0ab	25.1±2.9ab	1.30±0.11ad	18.6±1.1a	16.0±1.3a	73.3±9.2a	10.7±10.3a
Y062	4.80±0.09a	6.20±0.61a	2.22±0.21ab	40.5±5.6ab	23.5±3.3ab	1.26±0.09bcd	18.5±2.3a	14.8±0.7ab	73.8±3.2a	11.4±3.2a
Ysec	4.64±0.20a	5.97±1.99a	1.97±0.55abc	41.8±2.0ab	24.2±1.2ab	1.33±0.05ac	18.2±1.0a	15.3±1.2ab	71.9±4.4a	12.7±5.1a
Ymix	4.63±0.13a	6.39±1.29a	1.23±0.30bc	47.2±3.2a	27.4±1.9a	1.46±0.07a	18.8±0.6a	12.9±0.3b	75.4±8.9a	11.7±8.7a

注：1) 土壤黏粒、粉粒、砂粒含量采用激光粒度分析仪测定。同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。Y003: 洋 003 无性系, Y008: 洋 008 无性系, Y020: 洋 020 无性系, Y061: 洋 061 无性系, Y062: 洋 062 无性系, Ysec: 福建省洋口国有林场第 2 代种子园良种, Ymix: 福建省洋口国有林场无性系混系扦插苗。下同。Note: 1) The content of soil clay, silt and sand was determined by a laser particle size analyzer. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences between different treatments ( $P < 0.05$ ). Y003: Yang003 clone, Y008: Yang008 clone, Y020: Yang020 clone, Y061: Yang061 clone, Y062: Yang062 clone, Ysec: the second generation of seed garden in Yangkou National Forest Farm of Fujian, Ymix: clone mixed cutting seedlings in Yangkou National Forest Farm of Fujian. The same as below.

3 d 采用称重法用滴管补充土壤蒸发损失的水分, 保持土壤含水量在 60% WHC。分别在培养的 0.5 h、3 d、7 d、14 d、21 d 和 28 d 随机取出每种土壤的 3 个样品作为重复进行破坏性取样。按液土比为 5 : 1 加入 100 mL 的 2 mol·L<sup>-1</sup> KCl 溶液, 恒温振荡 1 h 后过滤, 将滤液收集在 100 mL 塑料瓶中, 测定滤液中铵态氮 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 和硝态氮 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 的浓度。

### 1.3 测定项目与分析方法

土壤 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度经 2 mol·L<sup>-1</sup> KCl 溶液 (5 : 1 液土比) 浸提后用连续流动分析仪 (Skalar Analytical, Breda, 荷兰) 测定; 土壤粒径采用马尔文 2000 激光粒度分析仪 (Beckman Coulter, Los Angeles, CA, 美国) 测定; 土壤 pH、有机质和全氮等基本理化性质参照《土壤农业化学分析方法》<sup>[15]</sup> 测定。

### 1.4 数据处理与统计分析

土壤氮素净矿化速率 ( $M$ , mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>) 和净硝化速率 ( $N$ , mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>) 分别按照下列公式计算:

$$M = [(\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_t - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{t_0}] / (t - t_0) \quad (1)$$

$$N = [(\text{NO}_3^-)_t - (\text{NO}_3^-)_{t_0}] / (t - t_0) \quad (2)$$

式中, (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)<sub>t</sub> 为培养  $t$  d 时的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 之和, mg·kg<sup>-1</sup>; (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)<sub>t<sub>0</sub></sub> 为培养 0 d 时的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 之和, mg·kg<sup>-1</sup>; (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)<sub>t</sub> 为培养  $t$  d 时的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量, mg·kg<sup>-1</sup>; (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)<sub>t<sub>0</sub></sub> 为培养 0 d 时的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 含量, mg·kg<sup>-1</sup>;  $t$  为培养天数, d;  $t_0$  为 0 d。

采用 SPSS22.0 软件和 SIMCA 13.0 软件对数据进行方差分析和相关性分析, 用 LSD (最小显著性差异) 方法分析处理间差异显著性 ( $P < 0.05$ )、PLSR (偏最小二乘回归) 方法进行回归分析, 采用 OriginPro 2018 软件和 Arc Gis 10.7 软件做图。

## 2 结 果

### 2.1 不同无性系杉木人工林土壤的主要理化性质

不同无性系杉木人工林土壤的 pH 在 4.63~4.80 之间, 且不同无性系间无显著差异, 表明不同无性系并未显著影响土壤 pH (表 1)。所有无性系杉木人工林土壤的铵态氮含量 (5.75~7.85 mg·kg<sup>-1</sup>) 显

著高于硝态氮含量 ( $P<0.05$ ), 铵态氮与硝态氮的比值均大于 1 (变化范围为 2.82~6.03), 表明不同无性系杉木人工林土壤的无机氮均以铵态氮为主, 这与测得的土壤为酸性的结果相一致。与 Y003 相比, Ymix 显著提高了杉木人工林土壤的有机碳含量 ( $P<0.05$ ), 但与 Y008、Y020、Y061、Y062 和 Ysec 间无显著差异, 表明 Ymix 对杉木人工林土壤中有有机碳积累的促进作用最强, Y008、Y020、Y061、Y062 和 Ysec 次之。不同无性系杉木人工林土壤全氮含量按 Ymix、Y020、Ysec、Y061、Y008、Y062、Y003 的顺序依次降低, 其中 Ymix 处理杉木人工林土壤的全氮含量最高, 为  $1.46 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 显著高于 Y062、Y008 和 Y003 ( $P<0.05$ ), 与 Y020、Y061 和 Ysec 间无显著差异。不同无性系杉木人工林土壤的 C/N 间差异不显著。

## 2.2 不同无性系杉木人工林土壤中无机氮含量变化

培养过程中不同无性系杉木人工林土壤铵态氮含量的动态变化如图 2a 所示。由图 2a 可知, 不同无性系杉木人工林土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量在整个培养期间的变化趋势不同。培养期间, Y008、Y020 和 Ysec 处理

土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量均呈下降趋势, 其中 Y008 处理  $\text{NH}_4^+$ -N 含量下降速率最快, 从培养初期  $7.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  下降至培养结束时的  $5.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 下降幅度远高于其他处理; 相反的是, Y003、Y061 和 Y062 等 3 种杉木土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量随着培养时间的延长却略有上升, 其中 Y061 土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量从培养初期的  $8.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  上升至培养结束时的  $9.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 上升幅度高于 Y003 和 Y062 两种杉木土壤。

与土壤中  $\text{NH}_4^+$ -N 含量变化趋势不同的是, 不同无性系杉木人工林土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量在整个培养期间均表现出显著上升趋势 (图 2b)。在培养初期, 7 种土壤初始  $\text{NO}_3^-$ -N 含量仅在  $1.1\sim 1.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  之间, 到培养结束时增加至  $2.0\sim 2.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  范围内。其中, Y008 处理土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量上升幅度最为显著, 达到  $2.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 显著高于其他无性系 ( $P<0.05$ ), 而其他无性系间无显著差异。这表明在培养过程中, Y008 杉木人工林土壤较其他土壤更易发生硝化作用, 从而导致  $\text{NO}_3^-$ -N 的累积。

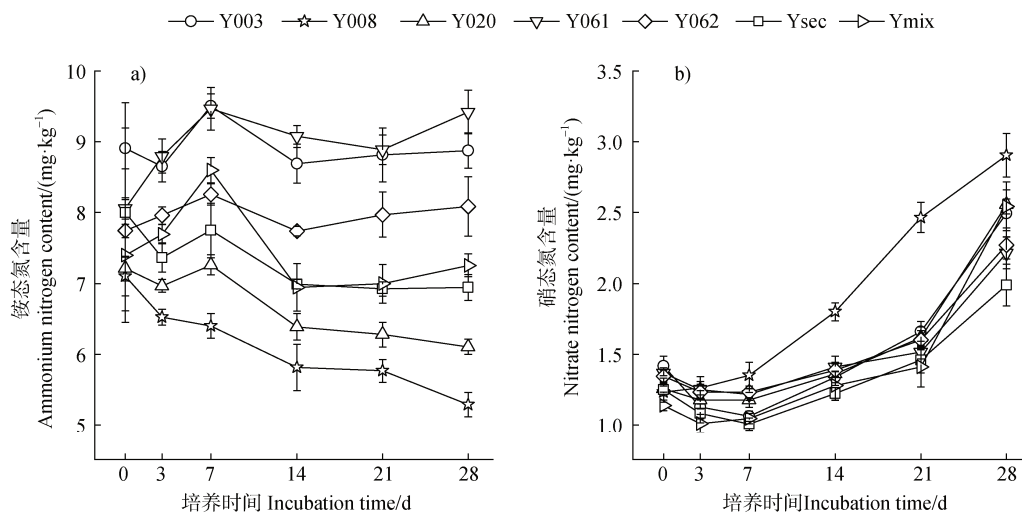


图 2 不同无性系杉木人工林土壤铵态氮 (a) 和硝态氮 (b) 含量变化

Fig. 2 Dynamics of ammonium (a) and nitrate (b) in soil with different clones

## 2.3 不同无性系杉木人工林土壤的净矿化速率

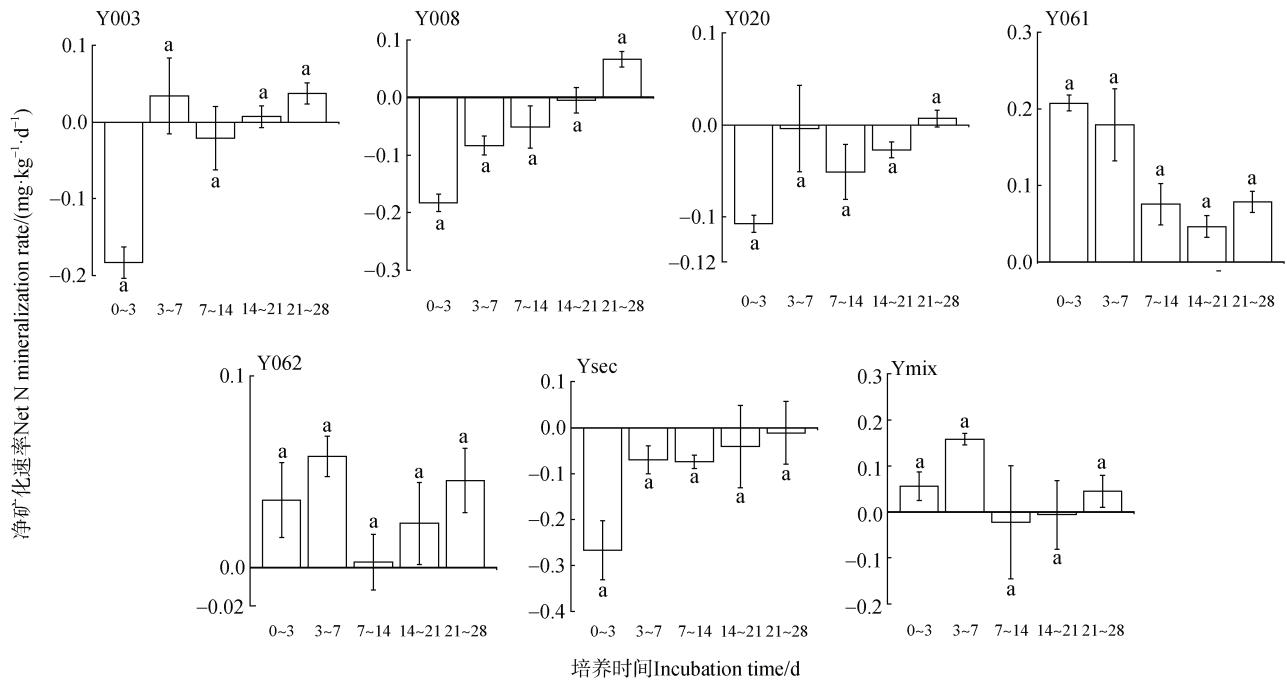
如图 3 所示, 不同无性系杉木人工林土壤的净矿化速率均较低, 培养期间平均净矿化速率在  $-0.093\sim 0.118 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  范围内, 表明杉木人工林土壤的有机氮矿化能力较弱, 供氮水平较低。但不同无性系杉木人工林对土壤净矿化速率的影响存在

明显差异。在培养期间, Y061 和 Y062 两种无性系杉木人工林土壤净矿化速率在培养期间均为正值, 且显著高于其他无性系杉木人工林土壤 ( $P<0.05$ ), 表明这两种无性系相较于其他无性系杉木人工林更有利于促进土壤有机氮矿化。Ymix 土壤的净矿化速率除 7~14 d 为负值 ( $-0.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ) 外, 其他



阶段均为正值，这就表明培养期间该无性系土壤有机氮矿化与无机氮同化之间在相互转化；与之相反的是，Ysec 土壤净矿化速率为负值，其变化范围在  $-2.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  至  $0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，表明该无性系更利于促进杉木人工林土壤无机氮同化。Y008 和 Y020 两种无性系杉木人工林土壤净矿化速率在培养的前 21 d 均为负值，但当培养到第 28 天时为正值（分别

为  $0.07$  和  $0.007 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ），表明这两种无性系杉木人工林土壤在前期促进了土壤无机氮的同化，后期则有促进有机氮矿化的趋势。Y003 处理仅在  $0\sim 3 \text{ d}$  时间段内表现出明显的无机氮同化（净矿化速率为  $-0.18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ），而其他时间段的净矿化速率均约等于零（ $-0.02\sim 0.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ），表明该土壤有机氮的矿化即土壤的供氮能力处于较低水平。



注：图中不同小写字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同。

Note: Different lowercase letters in the figure indicate significant differences ( $P < 0.05$ ). The same as below.

图 3 不同无性系杉木人工林土壤净矿化速率变化

Fig. 3 The net N mineralization rates of soil with different clones

#### 2.4 不同无性系杉木人工林土壤的净硝化速率

与净矿化速率相似，不同无性系杉木人工林土壤的净硝化速率也均处于较低水平，在  $-0.021\sim 0.051 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  范围内，表明杉木人工林土壤具有较低的硝化能力，这可能与杉木人工林较低的土壤 pH 有关。此外，不同无性系间杉木人工林土壤的净硝化速率有明显差异（图 4）。在培养期间，所有无性系杉木人工林土壤的净硝化速率均随培养时间延长而提高，表明土壤铵态氮在被持续氧化为硝态氮。对于 Y008 而言，其净硝化速率在各个时间段均为正值，且显著高于其他无性系 ( $P < 0.05$ )，且在  $14\sim 28 \text{ d}$  内的净硝化速率达到  $0.14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，这表明

Y008 最易引起无性系杉木人工林土壤中硝态氮累积，进而硝酸盐淋溶及气态氮损失风险的潜力也最大。相反，Y061、Y062 和 Ysec 等 3 种无性系杉木人工林土壤的净硝化速率均在  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  以下，显著低于其他无性系 ( $P < 0.05$ )，表明这三种无性系杉木人工林土壤硝化能力较弱，也相应地降低了土壤中硝态氮的累积风险。与 Y061、Y062 和 Ysec 相似，Y003、Y020 和 Ymix 等 3 种无性系杉木人工林土壤在培养前期主要以无机氮的同化为主，但在  $21\sim 28 \text{ d}$  时净硝化速率有提高趋势，均在  $0.04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  以上，也就意味着培养后期硝态氮累积风险也随之提高。

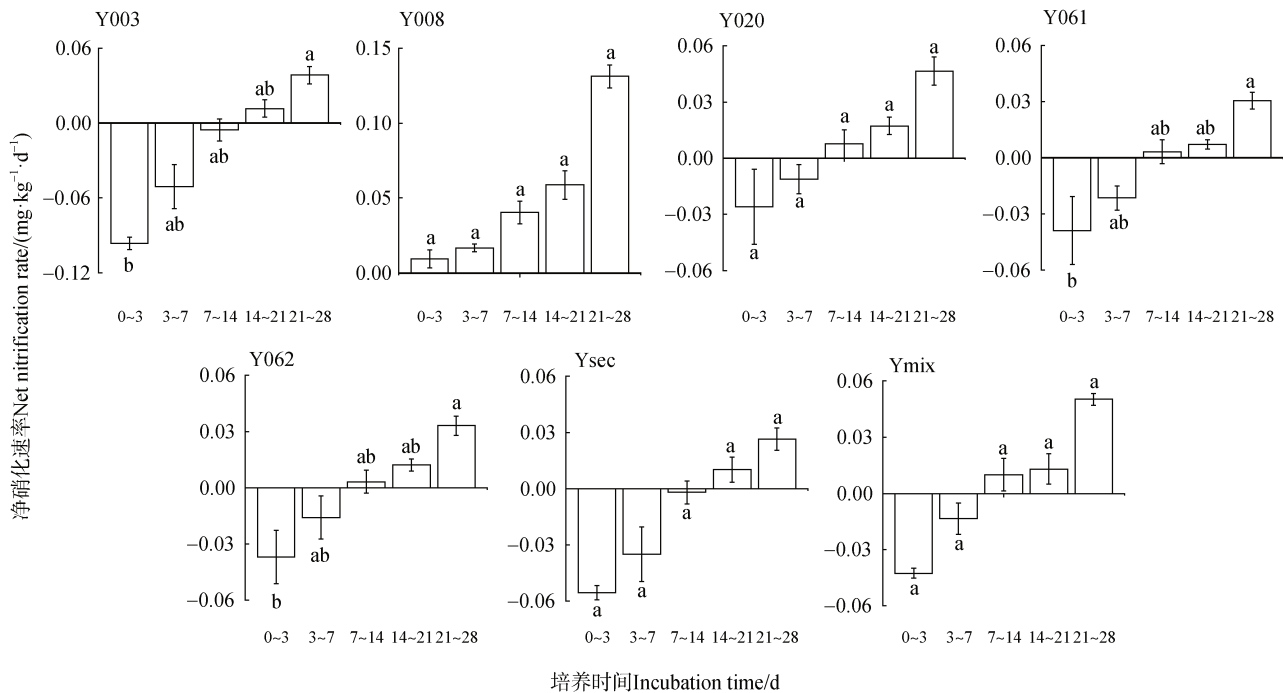


图4 不同无性系杉木人工林土壤净硝化速率变化  
Fig. 4 The net nitrification rates of soil with different clones

### 3 讨论

#### 3.1 不同无性系杉木人工林土壤净矿化速率特征及影响机制

在外源氮输入较低、降雨量较高条件下的森林生态系统中,要保持有限的氮素必须降低氮的各种输出,如淋溶或气态氮损失等<sup>[16]</sup>,其可能的内在机制有:(1)降低无机氮产生速率和 $\text{NH}_4^+$ 氧化(自养硝化)速率;(2)高矿质氮生产速率与高效氮固定速率相结合;(3)通过异化还原为氨(DNRA)等过程将硝态氮还原为铵态氮,使其保存在土壤中,该过程可能与反硝化过程直接竞争底物硝态氮<sup>[17]</sup>。上述内在机制均有利于无机氮在森林生态系统中的保持。本研究发现所有杉木人工林土壤的平均净矿化和净硝化速率均处于较低水平,净矿化速率和净硝化速率分别为 $-0.093\sim 0.118\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $-0.021\sim 0.051\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (图3,图4),表明杉木人工林土壤可能是通过降低土壤无机氮的产生速率进而达到保存系统氮素的目的,甚至会导致土壤净矿化速率出现负值<sup>[18]</sup>。本研究中,不同无性系净矿化速率均维持在 $-0.26\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 至 $0.21\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间,该结果与肖好燕等<sup>[19]</sup>对杉木人工林土壤净氮

矿化速率维持在 $0\sim 0.2\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间相一致。陈瑞等<sup>[20]</sup>对不同林龄杉木人工林净矿化速率研究也显示:2年、13年和21年生杉木人工林土壤的净矿化速率均在 $-0.5\sim 0.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间,均与本研究结果一致。不同的是,Zhang等<sup>[21]</sup>通过对我国南方原始针叶林土壤净氮矿化速率的测定,发现其速率范围在 $0.91\sim 2.71\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 之间。

尽管本研究发现不同无性系杉木人工林土壤的净矿化速率均较低,但其净矿化速率间仍存在显著差异,研究结果表明,不同无性系杉木人工林土壤具有不同的净矿化速率(图3)。一般地,土壤氮素矿化速率与土壤有机碳和全氮含量呈正相关关系<sup>[3]</sup>。在本研究中,所有无性系杉木人工林土壤有机质( $37\sim 48\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )和全氮( $1.1\sim 1.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )含量均较低(表1),这也就预示不同无性系杉木人工林土壤净氮矿化量和净硝化量较低。通过回归分析发现,净矿化速率与全氮之间的相关性显著高于有机质(图5),这可能是杉木人工林土壤氮素循环缓慢,土壤微生物系统对有机氮的转换能力较弱的结果。对土壤净矿化速率产生影响的最显著因子是土壤全氮含量(图5a),Y003、Y008、Y020和Ysec等多种无性系杉木人工林土壤在培养期间的平均净氮矿

化速率为负值，表明土壤有机氮的矿化低于微生物对有机氮的固定，表现为氮的固持，这与李平等<sup>[22]</sup>发现不施用氮肥的林地土壤净矿化速率结果一致。该结果表明上述几种无性系对于土壤有效氮的利用率较低，而土壤氮素的损失风险值得注意。针叶林的特性导致凋落物分解速率较低，难以为土壤提供足够的有机质，土壤微生物活性较低，这可能也是导致杉木人工林土壤供氮能力较弱的一个重要原因<sup>[20]</sup>。此外，研究发现土壤 pH 对净氮矿化速率也有重要影响 ( $R^2=0.23$ ,  $P<0.05$ , 图 5)。李辉信等<sup>[23]</sup>认为土壤 pH 与红壤净矿化速率具有显著的正相关关系，本研究中的 7 种无性系均栽培于酸性较高的土壤条件下，由表 1 可知，Y062 土壤 pH 显著高于其他无性系，且其在培养期间的平均净矿化速率显著高于其他无性系。酸性较高的土壤条件 ( $\text{pH}<5.0$ ) 下，矿化作用会受到抑制<sup>[23]</sup>。本研究中 7 种无性系杉木人工林土壤 pH 均在 5.0 以下 (表 1)，土壤氮净矿化速率可能受到了一定的抑制作用。土壤质地也通过影响土壤孔隙度和颗粒组成进而改变土壤空气和水分的循环过程、土壤微生物结构与组成等，进一步影响土壤氮素转化过程<sup>[24-25]</sup>。通常情况下，粉壤土矿化作用高于砂土和黏土<sup>[26]</sup>，这也与本研究结果一致，Y008、Y020 和 Ysec 等 3 种无性系杉木人工林土壤粉粒占比最低且净矿化速率略低于其余 4 种无性系 (表 1, 图 3)，表明这 3 种土壤供氮能力较弱，为无性系杉木人工林提供有效氮的数量较低，实际栽培中应适当进行氮肥的施用。

### 3.2 不同无性系杉木人工林土壤净硝化速率特征及影响机制

本研究中不同无性系杉木人工林土壤净硝化速率在培养期间呈现明显上升趋势，但是在培养结束时净硝化速率仅在  $0.02\sim 0.15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  范围内。陈瑞等<sup>[20]</sup>通过 23 d 的培养试验表明：不同林龄杉木人工林土壤净硝化速率均在  $0\sim 1.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  范围内，且随林龄的增长而升高，这与本文中的试验结果 (图 4) 相近。朱祥妹等<sup>[27]</sup>利用短期培养实验也发现，福建北部杉木人工林土壤净硝化速率在  $-0.1\sim 0.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  之间，与本文中的研究结果 (图 4) 相近。Zhang 等<sup>[28]</sup>的培养实验发现江西原始针叶林生态系统土壤总硝化速率在  $1.03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ，显著高于本研究结果。这就表明林型与林龄差异会

导致土壤净硝化速率间的显著差异，本研究中的 7 种无性系杉木为 15 年生人工林，随着林龄的增长，其土壤净硝化速率可能会显著升高，随着林龄的增长硝化细菌活性的增强和群落结构的改变可能是导致土壤硝化作用增强的主要原因。

通常情况下，硝化作用强弱可以通过土壤中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度的动态变化来评估<sup>[29]</sup>，有研究表明，针叶林对于营养的需求较低，通常喜好铵态氮<sup>[30]</sup>，与本研究结果 (表 1) 一致。在培养期间，不同无性系杉木人工林土壤硝态氮含量具有明显上升趋势，同时铵态氮含量并无显著上升趋势，甚至呈现下降趋势 (图 2a)，这也预示铵态氮供应的不足导致不同土壤矿化速率与硝化速率之间的比例在增加，其中，以 Y008 土壤最为显著，Y061 和 Y062 两种无性系人工林土壤均不显著。表明在不同无性系杉木人工林中，Y008 土壤硝态氮累积量的上升带来土壤氮素损失增加的风险高于其他无性系。土壤硝化速率同样受多种因素的影响，如微生物、土壤性质和环境状况等<sup>[31]</sup>。本研究中，土壤质地对硝化作用的影响也具有显著性 (图 5)，通常情况下，砂壤土的通气性能优于黏壤土<sup>[32]</sup>，利于硝化作用的发生，本研究中 Y008 土壤黏粒占比显著低于其他土壤且砂粒占比较高 (表 1)，通过回归分析验证发现净硝化速率与黏粒占比之间的相关性显著高于其他粒径占比 ( $P<0.05$ , 图 5)，这也是造成其净硝化速率高于其他无性系的原因之一。近年来，更多的研究观察了酸性土壤中的微生物组成和丰度来探索其潜在机制，特别是自养氨氧化细菌 (AOB)、异养硝化菌和氨氧化古菌 (AOA)<sup>[33-34]</sup>。本研究中不同杉木人工林均在南方亚热带地区，该地区土壤 pH 较低，其控制硝化作用的微生物主要是氨氧化菌，而酸性对氨氧化菌有抑制作用，因此对硝化细菌具有显著的抑制作用<sup>[35]</sup>。Zhang 等<sup>[36]</sup>通过室内培养试验发现，土壤 pH 的降低会影响真菌的丰度和组成，进而在短期 pH 调节后影响硝化作用，主要体现在对异养硝化作用的调控。因此，土壤 pH 通常被认为会通过底物、微生物活性和生物量来影响硝化作用。Steele 和 Saunders<sup>[37]</sup>的研究也发现，当 pH 在  $6.4\sim 8.3$  时硝化作用显著进行，pH 在  $5.8\sim 6.0$  时缓慢进行，当 pH 在  $4.6\sim 5.1$  之间时硝化速率极低。这与本研究的结果相一致：7 种土壤 pH 主要集中在



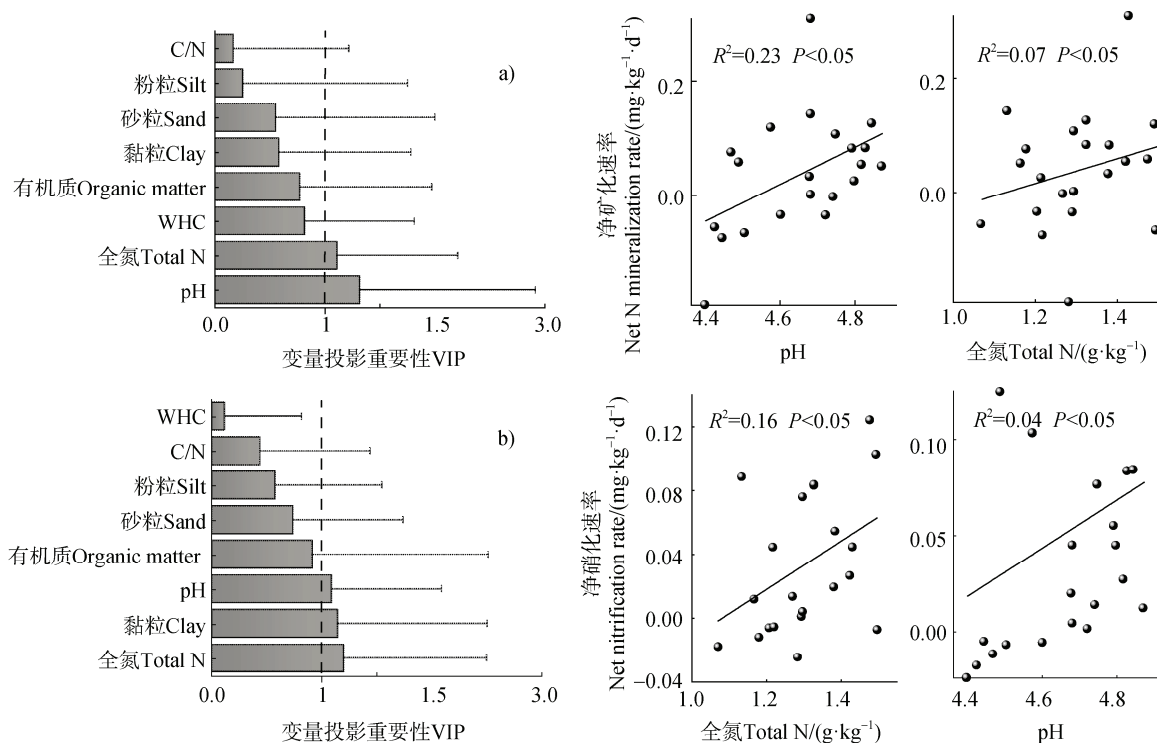


图5 净矿化速率 (a) 和净硝化速率 (b) 与基本理化性质之间回归分析与拟合关系

Fig. 5 Regression analysis and the fitting relationship between net mineralization rate (a) and net nitrification rate (b) and basic physicochemical properties

4.3~4.8 之间 (表 1), 所有无性系人工林土壤低 pH 均对净硝化速率展现出显著制约作用。不同无性系中, Y061 和 Y062 两种土壤 pH 高于其他无性系, 然而其净硝化速率却显著低于其他无性系, 这与 Zhang 等<sup>[38]</sup>的研究结果相反, 这可能与土壤硝化作用的主导方式有关。土壤硝化作用通常分为自养硝化作用和异养硝化作用, 而在亚热带酸性针叶林土壤中, 异养硝化可能占主要优势。Zhang 等<sup>[39]</sup>对江西针叶林土壤硝化速率试验发现, 其异养硝化速率高达  $0.98 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , 而自养硝化作用可以忽略不计 ( $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ), 这与本研究中的结果相比略高, 同时两地土壤理化性质相近, 因此推测本研究不同无性系杉木人工林土壤自养硝化作用占据主导作用, 土壤 pH 低导致异养硝化细菌活性和数量较低。

## 4 结论

本研究发现不同无性系杉木人工林显著影响土壤氮素转化过程。所有无性系杉木人工林土壤净转

化速率均较低, 通过对比发现, Y061 和 Y062 两种无性系杉木人工林土壤净矿化速率显著高于其他无性系, 说明该两种土壤有效氮素供应能力高于其他无性系, 具有大面积推广栽培的种间优势。另一方面, 研究发现 Y008 土壤净硝化速率显著高于其他无性系, 表明该土壤在培养期间硝态氮的累积与淋溶损失风险高于其他无性系, 在良种推广方面需要注意的是土壤氮素的有效保留问题。不同无性系杉木人工林对土壤基本理化性质具有显著影响, 主要体现在土壤全氮含量、土壤 pH 以及土壤黏粒组分等方面, 其他理化性质在无性系间并无显著差异。在之后的研究中会进一步考虑原位森林生态系统中的各种影响因素, 为不同无性系良种的选育推广提供更有利的依据。

## 参考文献 (References)

- [1] Fang J, Weng Y N, Li B E, et al. Graphene oxide decreases the abundance of nitrogen cycling microbes and slows nitrogen transformation in soils[J]. *Chemosphere*, 2022, 309: 136642.
- [2] Li D J, Liu J, Chen H, et al. Soil gross nitrogen transformations in responses to land use conversion in a

- subtropical Karst region[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 212: 1—7.
- [ 3 ] Xu J S, Su X, Jia Z P, et al. Effects of warming on soil nitrogen transformation rates, microbial biomass carbon and nitrogen and enzyme activity in crust-covered soil system[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58 ( 3 ): 788—797. [徐军山, 苏雪, 贾志鹏, 等. 增温对结皮土壤系统氮转化速率及微生物生物量碳氮与酶活性的影响[J]. *土壤学报*, 2021, 58 ( 3 ): 788—797.]
- [ 4 ] Elrys A S, Wang J, Metwally M A S, et al. Global gross nitrification rates are dominantly driven by soil carbon - to - nitrogen stoichiometry and total nitrogen[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27 ( 24 ): 6512—6524.
- [ 5 ] Hardo B, Jürgen A, Mats V, et al. Annual net nitrogen mineralization and litter flux in well-drained downy birch, Norway spruce and Scots pine forest ecosystems[J]. *Silva Fennica*, 2018, 52 ( 4 ): 10013.
- [ 6 ] Elrys A S, Ali A, Zhang H M, et al. Patterns and drivers of global gross nitrogen mineralization in soils[J]. *Global Change Biology*, 2021, 27 ( 22 ): 5950—5962.
- [ 7 ] Zhao W, Zhang J B, Müller C. Mechanisms behind the stimulation of nitrification by N input in subtropical acid forest soil[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17: 2338—2345.
- [ 8 ] Dan X Q, Meng L, He M Q, et al. Regulation of nitrogen acquisition in vegetables by different impacts on autotrophic and heterotrophic nitrification[J]. *Plant and Soil*, 2022, 474 ( 1/2 ): 581—594.
- [ 9 ] Zhang J B, Cai Z C, Zhu T B, et al. Mechanisms for the retention of inorganic N in acidic forest soils of southern China[J]. *Scientific Reports*, 2013, 3: 2342.
- [ 10 ] Müller C, Laughlin R J, Spott O, et al. Quantification of N<sub>2</sub>O emission pathways via a <sup>15</sup>N tracing model[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 72: 44—54.
- [ 11 ] Cheng Y, Zhang J B, Wang J, et al. Soil pH is a good predictor of dominating N<sub>2</sub>O production pathways under aerobic conditions[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2015, 178 ( 3 ): 370—373.
- [ 12 ] State Forestry Administration. China forest resources report: Ninth national forest resources inventory[M]. Beijing: China Forestry Publishing House, 2019. [国家林业和草原局. 中国森林资源报告: 第九次全国森林资源清查[M]. 北京: 中国林业出版社, 2019.]
- [ 13 ] Selvalakshmi S, Vasu D, He Z J, et al. Soil nutrients dynamics in broadleaved forest and Chinese fir plantations in subtropical forests[J]. *Journal of Tropical Forest Science*, 2018, 30 ( 2 ): 242—251.
- [ 14 ] Zhou J, Li Q R, Liu M, et al. Neighboring tree species alter uptake of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> by Chinese fir[J]. *Trees*, 2021, 35: 459—467.
- [ 15 ] Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.]
- [ 16 ] Chmelíková L, Schmid H, Anke S, et al. Nitrogen-use efficiency of organic and conventional arable and dairy farming systems in Germany[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2021, 119: 337—354.
- [ 17 ] Cheng Y, Elrys A S, Merwad A R M, et al. Global patterns and drivers of soil dissimilatory nitrate reduction to ammonium[J]. *Environmental Science and Technology*, 2022, 56 ( 6 ): 3791—3800.
- [ 18 ] Ma H L, Wei C L, Li L, et al. Effects of glucose addition on soil nitrogen transformation and net mineralization and nitrification in Chinese fir plantation[J]. *Forest Research*, 2014, 27 ( 3 ): 356—362. [马红亮, 魏春兰, 李磊, 等. 添加葡萄糖对杉木人工林土壤氮素转化及净矿化和硝化的影响[J]. *林业科学研究*, 2014, 27 ( 3 ): 356—362.]
- [ 19 ] Xiao H Y, Liu B, Yu Z P, et al. Seasonal dynamics of soil mineral nitrogen pools and nitrogen mineralization rate in different forests in subtropical China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, 28 ( 3 ): 730—738. [肖好燕, 刘宝, 余再鹏, 等. 亚热带不同林分土壤矿质氮库及氮矿化速率的季节动态[J]. *应用生态学报*, 2017, 28 ( 3 ): 730—738.]
- [ 20 ] Chen R, Xiang W H, Xu X, et al. Speed of soil nitrogen mineralization and effect of fertilizer combined with warming on it in different ages Chinese fir plantation[J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2010 ( 5 ): 125—129. [陈瑞, 项文化, 徐晓, 等. 不同年龄杉木林土壤氮矿化及其对施肥增温的响应[J]. *湖南农业科学*, 2010 ( 5 ): 125—129.]
- [ 21 ] Zhang J B, Zhu T B, Cai Z C, et al. Nitrogen cycling in forest soils across climate gradients in Eastern China[J]. *Plant and Soil*, 2011, 342: 419—432.
- [ 22 ] Li P, Lang M, Wei W. Effects of nitrogen application amounts on net nitrogen transformation rates in forest and agricultural black soils[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2020, 51 ( 3 ): 694—701. [李平, 郎漫, 魏玮. 不同施氮量对林地和农田黑土净氮转化速率的影响[J]. *土壤通报*, 2020, 51 ( 3 ): 694—701.]
- [ 23 ] Li H X, Hu F, Liu M Q, et al. Characteristics of nitrogen mineralization and nitrification in red soils [J]. *Soils*, 2000, 32 ( 4 ): 194—197, 214. [李辉信, 胡锋, 刘满强, 等. 红壤氮素的矿化和硝化作用特征[J]. *土壤*, 2000, 32 ( 4 ): 194—197, 214.]
- [ 24 ] Harrison-Kirk T, Beare M H, Meenken E D, et al. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Changes in soil organic matter fractions and relationships with C and N mineralisation[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 74: 50—60.
- [ 25 ] Ding S J, Yang W L, Xin X L, et al. Effects of plough layer thickness on the transformation and fate of fertilizer

- nitrogen in fluvo-aquic soils with different textures[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(6): 1687—1698. [丁世杰, 杨文亮, 信秀丽, 等. 耕层厚度对潮土中化肥氮素转化的影响[J]. *土壤学报*, 2023, 60(6): 1687—1698.]
- [ 26 ] Dang P F, Li C F, Huang T T, et al. Effects of different continuous fertilizer managements on soil total nitrogen stocks in China: A meta-analysis[J]. *Pedosphere*, 2022, 32(1): 39—48.
- [ 27 ] Zhu X M, Li R C, Lu J F, et al. Short-term effect of SO<sub>2</sub> fumigation on soil net nitrogen transformation rates for *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata* forests of northern Fujian, mid-subtropics of China[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2013, 41(6): 2439—2441. [朱祥妹, 李任超, 陆建芳, 等. SO<sub>2</sub>对中亚热带两种森林土壤氮净转化速率的短期影响[J]. *安徽农业科学*, 2013, 41(6): 2439—2441.]
- [ 28 ] Zhang Y C, Zhang J B, Meng T Z, et al. Heterotrophic nitrification is the predominant NO<sub>3</sub><sup>-</sup> production pathway in acid coniferous forest soil in subtropical China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(7): 955—957.
- [ 29 ] Zhang J B, Cheng Y, Cai Z C. The mechanisms of soil regulating nitrogen dynamics[J]. *Advances in Earth Science*, 2019, 34(1): 11—19. [张金波, 程谊, 蔡祖聪. 土壤调配氮素迁移转化的机理[J]. *地球科学进展*, 2019, 34(1): 11—19.]
- [ 30 ] Kou L, Guo D, Yang H, et al. Growth, morphological traits and mycorrhizal colonization of fine roots respond differently to nitrogen addition in a slash pine plantation in subtropical China[J]. *Plant and Soil*, 2015, 391(1): 207—218.
- [ 31 ] Qiu X, Hou J, Guo N, et al. Seasonal variations and influencing factors of gross nitrification rate in desert steppe soil[J]. *Sustainability*, 2022, 14(8): 4787.
- [ 32 ] 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.]
- [ 33 ] Zhao C, He X X, Dan X Q, et al. Soil dissolved organic matters mediate bacterial taxa to enhance nitrification rates under wheat cultivation[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 828: 154418.
- [ 34 ] Chen Z X, Tu X S, Meng H, et al. Microbial process-oriented understanding of stimulation of soil N<sub>2</sub>O emission following the input of organic materials[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 284: 117176.
- [ 35 ] He J Z, Hu H W, Zhang L M. Current insights into the autotrophic thaumarchaeal ammonia oxidation in acidic soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 55: 146—154.
- [ 36 ] Zhang Y, Dai S Y, Huang X Q, et al. pH-induced changes in fungal abundance and composition affects soil heterotrophic nitrification after 30 days of artificial pH manipulation[J]. *Geoderma*, 2020, 366: 114255.
- [ 37 ] Steele K W, Saunders W M H. Soil nitrification activity and phosphorus uptake by ryegrass after nitrogen fertiliser application[J]. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2011, 23(1): 83—84.
- [ 38 ] Zhang Q L, Liu Y, Ai G M, et al. The characteristics of a novel heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium, *Bacillus methylotrophicus* strain L7[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 108: 35—44.
- [ 39 ] Zhang J B, Müller C, Zhu T B, et al. Heterotrophic nitrification is the predominant NO<sub>3</sub><sup>-</sup> production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47: 533—542.

(责任编辑: 陈荣府)