doi:10.3969/j.issn.1001-4616.2025.02.007

福建海岸防护林土壤矿质氮库及氮矿化动态

高　伟[1],叶功富[2],岳新建[3],刘　海[3],陈智勇[4]

(1.福建林业职业技术学院森林生态与碳汇计量研究所,福建 南平 353000)
(2.福建省林业科学研究院,福建 福州 350012)
(3.福建省林业调查规划院,福建 福州 350001)
(4.漳州市长泰区武安林业工作站,福建 漳州 363900)

[**摘要**] 为探明海岸沙地森林生态系统的净氮矿化特征及土壤无机氮的时空变化格局,揭示其矿化控制机理,为海岸带森林可持续经营提供理论依据,本研究选择福建海岸沙地 5 种防护林为对象,分别为次生林、木麻黄(*Casuarina equisetifolia*)林、湿地松(*Pinus elliottii*)林、厚荚相思(*Acacia crassicarpa*)林和尾巨桉(*Eucalyptus urophylla*×*E. Grandis*)林,采用原位连续培养法比较不同防护林 0~10 cm 土层的土壤矿质氮库及净氮矿化速率,探讨不同防护林土壤矿质氮库及净氮矿化速率与环境因子的关系. 结果显示:(1)次生林总矿质氮含量显著高于人工林,人工林中厚荚相思林的铵态氮和总矿质氮含量最高,硝态氮是次生林无机氮的主要组分,占 67.25%,人工林中土壤硝态氮含量占比为 11.83%~27.53%. (2)海岸带森林土壤的净氮矿化速率和净硝化速率均呈明显的季节变化,次生林的年均净氮矿化速率和净硝化速率均显著高于人工林,厚荚相思林的净氮矿化速率显著高于其他 3 种人工林. (3)5 种林分生长季平均土壤净氮矿化速率均显著高于非生长季,次生林、厚荚相思和木麻黄林生长季的平均硝化速率显著高于非生长季. (4)土壤矿质氮含量和氮转化速率与土壤 pH、全氮、有效磷、可溶性有机碳氮、凋落物氮含量、细根氮含量、微生物量碳氮含量均呈显著正相关,与土壤容重、凋落物碳氮比和细根碳氮比呈显著负相关. 次生林和湿地松林的土壤净氮矿化速率受温度和水分共同控制,尾巨桉林主要受土壤水分控制,厚荚相思和木麻黄林主要受温度控制. 林分类型、土壤温度和含水量调控了土壤净氮矿化和硝化速率,采用次生林中乡土树种和厚荚相思改造提升海岸带森林有助于提高土壤矿质氮含量和氮转化速率.

[**关键词**] 海岸沙地,防护林,矿质氮库,氮矿化速率
[**中图分类号**]S718.5　[**文献标志码**]A　[**文章编号**]1001-4616(2025)02-0062-12

Seasonal Variations in Soil Nitrogen Mineralization Under Protection Forest in Coastal Sand Dune of Fujian Province

Gao Wei[1], Ye Gongfu[2], Yue Xinjian[3], Liu Hai[3], Chen Zhiyong[4]

(1. Institute of Forest Ecology and Carbon Sequestration Measurement, Fujian Forestry Vocational and Technical College, Nanping 353000, China)
(2. Fujian Academy of Forestry Sciences, Fuzhou 350012, China)
(3. Fujian Forestry Survey and Planning Institute, Fuzhou 350001, China)
(4. Wu'an Forestry Workstation, Changtai Distric, Zhangzhou City, Zhangzhou 363900, China)

Abstract: The objective of this study was to explore the characteristics of nitrogen(N) mineralization and the variation in soil inorganic N levels. Additionally, it aimed to reveal the mechanisms governing mineralization and provide a theoretical basis for the sustainable management of protection forests in the coastal sand dunes of Fujian Province. Five types of protective forests were selected, namely Secondary forests, *Casuarina equisetifolia* plantations, *Pinus elliottii* plantations, *Acacia crassicarpa* plantations, and *Eucalyptus urophylla*×*E. Grandis* plantations. The continuous cultivation method was adopted to compare the soil mineral N pool and N mineralization rates in the 0-10 cm soil layer among different protection forests. Moreover, the relationship between soil N mineralization and environmental factors was investigated. (1) The Secondary forests showed a significantly higher total mineral N content in comparison to the plantations. Among the plantations, *Acacia crassicarpa* had the highest levels of ammonium N and total mineral N. In the Secondary forests,

收稿日期:2023-11-20.
基金项目:福建省林业科学研究项目(2023FKJ31)、福建省中青年教师教育科研项目重点项目(JZ230077).
通讯作者:叶功富,博士,高级工程师,研究方向:沿海防护林生态构建及海岸带生态系统恢复. E-mail:yegongfu@126.com

nitrate N was the dominant form of inorganic N, accounting for 67.25% of the total. In contrast, the soil nitrate N content in the plantations ranged from 11.83% to 27.53%. (2) Both N mineralization and nitrification rates exhibited significant seasonal fluctuations. The annual mean soil N mineralization and nitrification rates in the Secondary forests were notably higher than those in the plantations. Remarkably, the soil N mineralization rate in the *Acacia crassicarpa* plantation was significantly higher than that in the other plantations. (3) The mean soil N mineralization rate during the growing season for all 5 forest types was significantly higher than that during the non-growing season. Similarly, the mean nitrification rate during the growing season in the Secondary forests, *Acacia crassicarpa* plantations, and *Casuarina equisetifolia* plantations was significantly higher than that during the non-growing season. (4) The soil mineral N content and N conversion rate were significantly and positively correlated with soil pH, total N, available phosphorus, soluble organic carbon (C), soluble organic N, litter N content, fine root N content, and microbial biomass C and N content. Conversely, they were significantly and negatively correlated with soil bulk density, litter C:N ratio, and root C:N ratio. The soil N mineralization rate in the Secondary forests and *Pinus elliottii* plantations was mainly controlled by temperature and moisture, while in the *Eucalyptus urophylla*×*E. Grandis* plantation, it was predominantly controlled by soil moisture. In the *Acacia crassicarpa* and *Casuarina equisetifolia* plantations, temperature was the primary controlling factor. The type of forest, soil temperature, and water content are crucial regulators of soil N mineralization and nitrification rates. Utilizing local tree species from Secondary forests and *Acacia crassicarpa* in the improvement of coastal forests can enhance soil mineral N content and N conversion rates, thereby contributing to the sustainability of these ecosystems.

Key words: coastal sand dune, protection forest, mineral N storage, N mineralization rate

氮是植物生长和发育必需的大量元素之一,在沙地生态系统中,土壤氮的可利用性是除水分以外限制植物生长的主要因素[1-2]. 研究表明,土壤氮含量通常超过生态系统总氮的 90%[3],然而 80%以上不能被植物直接吸收利用,需要通过微生物转化为无机氮[4]. 因此,土壤无机氮的组分及数量反映了土壤氮的有效性,决定了土壤供氮能力和陆地生态系统生产力[5]. 土壤氮矿化与微生物活性、植物养分吸收、水分利用、植物多样性、碳循环、群落演替和生态系统可持续性等均密切相关[6-8],开展土壤氮有效性与矿化研究,对于揭开森林生态系统养分循环以及土壤氮循环的内在过程极为关键,同时,也是衡量森林生态系统稳定性与生态系统服务功能的重要依据.

影响土壤有效氮库和氮转化速率的主要因子有土壤环境、凋落物数量和质量,以及土壤微生物等[9]. 研究表明,土壤温湿度是影响土壤氮矿化的最主要因子,在特定的温度区间内,氮矿化的速率会随着温度上升呈现上升趋势[10-11],而对土壤水分响应则呈现先增加后减少的趋势,氮矿化可因水分的波动而提升[12]. 土壤 pH 值的上升有助于促进氮矿化[13-14]. 土壤氮矿化与凋落物碳氮比之间存在负关联,当处于低碳氮比条件时,细菌的生长受限于碳元素,因氮源较为充足,其对氮的固定作用相对较弱;而在高碳氮比的状况下,细菌生长由于氮元素的限制而陷入缺氮境地,此时矿化产生的氮素会迅速被固定[15]. 土壤净氮矿化还随凋落物木质素/氮的升高而明显下降[16]. 有研究发现,土壤的氮矿化速率在生长季低于冬季,因为生长季较高的微生物活性固持了土壤养分,降低了净氮矿化,而冬季由于微生物死亡释放了养分,从而提高了净氮矿化[17-18].

我国东南沿海具有典型的海岸沙地立地类型,土壤贫瘠,持水能力不佳且含盐量偏高,强风与盐雾等不利因素的叠加,极大地限制了植物的生长与分布. 木麻黄(*Casuarina equisetifolia*)因其抗风、耐盐能力强,成为多年来海岸沙地防护林的主栽树种,在改善生态环境、保障生态安全等多方面发挥着不可忽视的重要作用. 但木麻黄连栽常出现更新困难以及生产力下降等问题,这对其生态效益的持续发挥产生了严重影响. 鉴于此,自 20 世纪 60 年代起,福建海岸沙地陆续引入相思属、桉属和松属等树种,以提升防护林的物种多样性并增强其抗逆性,这些树种已成为海岸沙地防护林的重要构成部分. 另外,经过长时间保护,以乡土树种潺槁木姜子(*Litsea glutinosa*)作为建群种的天然次生林也在海岸沙地防护林中占据了重要地位[19]. 研究表明,不同森林生态系统由于植物组成、基质质量、土壤环境及微生物群落结构的差异,对土壤氮矿化会产生不同的影响[20]. 海岸沙地持水保肥性能差,土壤极为贫瘠(尤其缺氮),氮的转化及其有效性是影响海岸沙地上植物生长与分布的重要因子,然而不同防护林对土壤有效氮库及氮转化速率的影响尚未得到评估,这将影响海岸带森林的经营决策. 基于此,本研究选择福建海岸沙地上 5 种林分类型

(次生林、木麻黄林、湿地松林、厚荚相思林和尾巨桉林)为研究对象,采用原位培养法,研究了不同林分的土壤氮矿化,旨在探明海岸沙地森林生态系统氮矿化的时空格局和机理,为海岸防护林的经营管理提供理论依据.

1　材料与方法

1.1　研究区概况与样地选择

研究区为福建省东山县赤山国有防护林场,地理位置处于 23°38′21.22″N、117°24′22.17″E,位于福建省东南端. 该区域为南亚热带海洋性季风气候特征,1 月平均气温为 13.1 ℃,7 月平均气温则为 27.3 ℃,多年平均气温稳定在 20.8 ℃,并且全年无霜冻. 降水情况表现为年平均降水量 1 104 mm,干湿季区分显著,其中 5—9 月为雨季,此期间降水量约占全年降水量的 61%,而年相对湿度能达到 80%,每年 11 月至次年 2 月属于旱季. 该区域的年均蒸发散量约为 2 028 mm. 土壤类型主要为典型砂质新成土,其土层厚度大致在 80~100 cm[19]. 研究区 2014 年 12 月—2015 年 11 月的土壤温湿度变化见图 1.

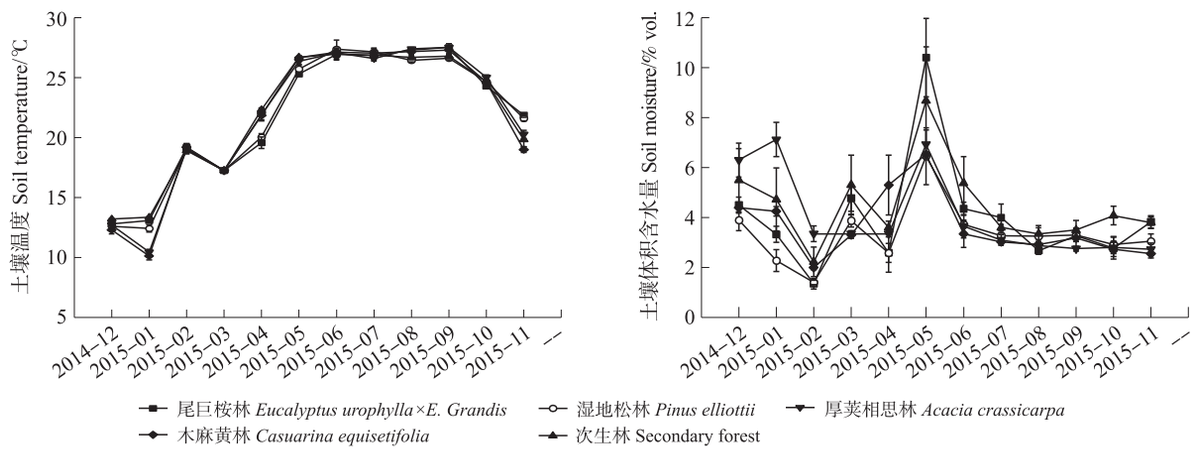


图 1　试验期间的月平均气温和土壤含水量变化

Fig. 1　Changes in monthly average temperature and soil moisture content during the experimental period

2014 年 12 月,选择 5 种主要防护林类型作为试验样地,分别为次生林、尾巨桉林、湿地松林、厚荚相思林、木麻黄林,这 5 种林分基本情况参见文献[19]. 样地的主要特征及表层土壤属性详见表 1.

表 1　海岸带 5 种森林类型林分概况和表层土壤特征

Table 1　Surface soil characteristics of five forest types in the coastal sand dune

变量	尾巨桉林	湿地松林	厚荚相思林	木麻黄林	次生林
海拔 Altitude/m	18.71	18.77	20.7	20.7	13.64
林龄 Age/a	11	22	22	22	>50
平均胸径 Average DBH/cm	15.6	21	21.1	17.9	9.7
平均树高 Average tree height/m	11.4	13.9	12.5	14.9	5.6
林分密度 Stand density/hm^{-2}	1290	1487	944	1587	1392
郁闭度 Canopy density	0.8	0.8	0.7	0.9	0.9
年凋落物量 Annual litterfall/($t\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$)	12.32ab	12.99a	10.06b	10.08b	12.67a
凋落物碳含量 Litter carbon/($g\cdot kg^{-1}$)	473.4bc	499.7ab	513.6a	497.7ab	495.8c
凋落物氮含量 Litter nitrogen/($g\cdot kg^{-1}$)	9.21c	6.58d	15.1b	8.83c	16.41a
凋落物碳氮比 Litter C:N	51.55b	77.12a	34.07c	56.43b	28.05c
凋落物纤维素含量 Litter cellulose/($g\cdot kg^{-1}$)	114.8d	217.9b	172.1c	275.2a	157.4c
凋落物木质素含量 Litter lignin/($g\cdot kg^{-1}$)	179.9e	365.9b	449.3a	227.5d	300.6c
凋落物木质素/氮 Litter lignin:N	19.6c	56.5a	29.8b	25.8b	18.3c
细根生物量 Fine root biomass/($t\cdot hm^{-2}$)	2.16ab	1.05b	1.84ab	3.04a	2.77a
细根碳含量 Root carbon/($g\cdot kg^{-1}$)	376.4ab	365.1b	304.8c	412.7a	378.0ab
细根氮含量 Root nitrogen/($g\cdot kg^{-1}$)	5.7c	6.3c	10.5b	19.7a	19.2a
细根碳氮比 Root C:N	69.9a	63.5a	29.0b	20.9b	19.8b
土壤容重 Soil bulk density/($g\cdot cm^{-3}$)	1.36b	1.23cd	1.28bc	1.45a	1.17d
土壤 pH Soil pH	5.00b	4.65c	4.73c	4.71c	6.57a

续表 1

Table 1 continued

变量	尾巨桉林	湿地松林	厚荚相思林	木麻黄林	次生林
土壤碳含量 Soil carbon/(g·kg^{-1})	6.65b	4.33b	4.08b	3.17b	12.71a
土壤氮含量 Soil nitrogen/(g kg^{-1})	0.54b	0.53bc	0.53bc	0.27c	1.26a
土壤碳氮比 Soil C:N	11.97a	8.12b	7.7b	11.58a	9.91ab
可溶性有机碳含量 DOC/(mg·kg^{-1})	56.2b	40.4b	42.2b	53.3b	84.8a
可溶性有机氮含量 DON/(mg·kg^{-1})	2.8bc	3.3bc	6.8b	0.6c	22.5a
土壤有效磷含量 Soil AP/(mg·kg^{-1})	0.57b	0.61b	1.26b	0.89b	20.49a

注:表中数据为 4 个小区的平均值,同一行中不同字母代表在 0.05 水平差异显著,下同.

1.2　实验设计

2014 年 7 月分别在以上 5 种林型中选择有代表性的地段设置 4 个 20 m×20 m 的固定监测小区,每个小区间隔 10 m 以上,同时对每个小区内乔木(胸径≥5 cm)进行每木调查,记录种名、胸径、树高、冠幅等指标,对小区内的灌木和草本进行全面调查,记录种名、地径、高度、盖度等指标,采用目估法测定林分郁闭度. 2014 年 12 月—2015 年 11 月,采用原位培养法测定氮矿化动态[19]. 在每种林分 4 个小区内,沿对角线各设置 10 个点,每个点用两根长 15 cm、内径 3 cm 的 PVC 管插入土壤 10 cm,其中一根立刻取出,另外一根封住顶盖后留在原地培养,将每个小区立刻取出的 10 根 PVC 管中土壤混合为一个样品,带回实验室测氨态氮和硝态氮,作为每月初始值,另外一根培养 30 d 后,取出,土壤混合后带回实验室测定氨态氮和硝态氮,作为月末值,计算当月氮矿化量. 每月重复以上操作,作为氮矿化月动态.

在每次土壤取样操作的同一时间点,运用手持长杆式温度计(Model SK-250WP)对取样点周边 10 cm 位置的土壤温度予以测定;利用 TDR300 时域反射仪(Model TDR300)测定取样点附近地下 10 cm 处土壤的体积含水量. 在每个小区内,沿对角线用内径为 5 cm 的土钻等距离钻取 10 根土芯,深度 60 cm,在实验室内将细根(根径<2 mm)小心洗出,参照文献[21-22]的方法估算细根生物量. 在 5 种林分中,各布设 20 个凋落物收集器(面积为 1 m×1 m),离地面高度 0.3 m,材质为 1 mm 孔径的尼龙网,从 2015 年 3 月开始,对月凋落物进行收集,估算年凋落物量. 把同一小区中的细根与凋落物予以混合成一个样品,并带回实验室,在鼓风干燥箱中 65 ℃的条件下进行烘干到恒重状态. 把烘干后的植物样品利用样品粉碎机粉碎并保存于干燥器中,以便后续分析.

采用环刀法测定土壤容重. 按照中国林业行业标准,土壤有效磷的提取采用双酸浸提法(LY/T 1233—1999). 植物和土壤的总碳及全氮运用 Vario EL Ⅲ元素分析仪测定. 土壤 pH 值采用水土比为 2.5∶1 的比例浸提后用数字式酸度计测定. 土壤中的可溶性有机碳氮运用冷水浸提,其中浸提液里的可溶性有机碳使用 TOC 分析仪测定,可溶性有机氮则通过连续流动分析仪测定. 铵态氮和硝态氮的测定则是先利用 KCl 溶液提取,之后再用连续流动分析仪进行测定.

1.3　数据计算与统计分析

土壤矿质氮含量(μg·g^{-1})、土壤净矿化速率和净硝化速率(μg·g^{-1}·30 d^{-1})按照以下公式计算:

土壤矿质氮含量=土壤铵态氮含量+土壤硝态氮含量;

土壤净矿化速率=30×(培养后的矿质氮浓度-培养前的矿质氮浓度)/培养天数;

土壤净硝化速率=30×(培养后的硝态氮浓度-培养前的硝态氮浓度)/培养天数.

采用 PASW Statistics 18.0 软件进行数据处理和统计分析. 叶功富等根据福建滨海沙地木麻黄林的观测材料,将木麻黄林的生长发育过程划分为幼林、速生、杆材和成熟阶段,并将其年生长节律分为生长初期(3—4 月)、盛期Ⅰ(5—7 月)、盛期Ⅱ(8—9 月)和生长后期(10—12 月). 据此将生长盛期的 5—9 月划分为生长季,其余季节划分为非生长季[23-24]. 采用单因素方差分析和 Duncan's 法多重比较检验不同林型对土壤净氮矿化速率、净硝化速率的影响,及生长季(5—9 月)和非生长季(10 月—次年 4 月)不同林型土壤净矿化速率、净硝化速率的差异,采用双因素方差分析检验林分类型和取样月份及其交互作用对土壤铵态氮、硝态氮、总矿质氮、土壤净硝化速率和净氮矿化速率的影响,显著水平为 $\alpha=0.05$. 采用 Pearson 相关分析来确定土壤铵态氮、硝态氮、总矿质氮、土壤净氮矿化和硝化速率与土壤温湿度、土壤理化性质、凋落物量和细根性质之间的相关性,在 Origin8.5 中作图.

2　结果与分析

2.1　不同林型土壤无机氮库的季节变化

由图 2 可见,尾巨桉林土壤总矿质氮含量的变化范围为 2.25~4.46 μg·g^{-1},湿地松林为 2.95~6.09 μg·g^{-1},次生林为 15.96~27.99 μg·g^{-1},厚荚相思林为 3.96~11.00 μg·g^{-1},木麻黄林为 2.46~4.13 μg·g^{-1}. 硝态氮是次生林的主要无机氮组分,而不同人工林均以铵态氮为主要的无机氮组分.

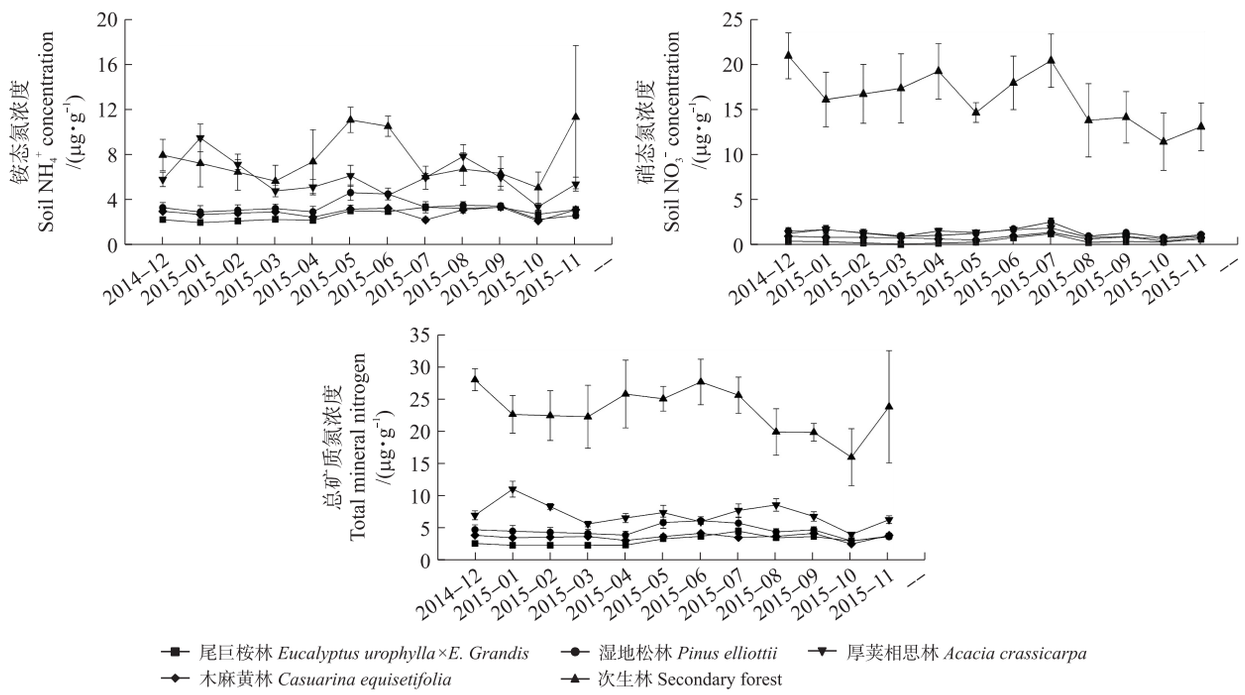


图 2　不同林型 0~10 cm 土层铵态氮、硝态氮和总矿质氮含量的季节变化

Fig. 2　Seasonal variation of soil NH_4^+, NO_3^-, and total mineral nitrogen content in 0−10 cm layers of different forest types

由表 2 可见,林分类型对铵态氮、硝态氮和总矿质氮均有显著影响,而取样月份及其与林型的交互作用对铵态氮、硝态氮和总矿质氮均没有显著影响. 一年中,不同林型的铵态氮含量呈相似的波动变化,其中次生林和厚荚相思林的铵态氮含量变化呈双峰曲线,峰值分别出现在 6 月、11 月(次生林)和 1 月、8 月(厚荚相思林),其他林型均为单峰曲线,峰值出现在 5—7 月;一年中,次生林的硝态氮含量出现 3 次峰值,分别为 12 月、4 月和 7 月,而不同人工林的土壤硝态氮含量均无明显的季节变化,仅在 7 月份有较小幅度的升高;5 种林分类型土壤总无机氮含量的季节变化与铵态氮相似.

表 2　不同林型和取样月份对土壤矿质氮和净氮矿化速率的影响方差分析

Table 2　Variance of the impact of different forest types and sampling months on soil mineral nitrogen and net nitrogen mineralization rate

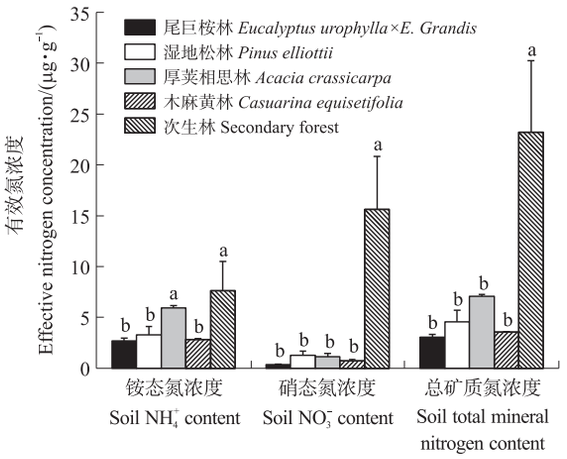
指标	林分类型	月份	林分类型×月份
铵态氮浓度 Soil NH_4^+ content	P=0.000	P=0.060	P=0.289
硝态氮浓度 Soil NO_3^- content	P=0.000	P=0.083	P=0.730
总矿质氮浓度 Soil total mineral nitrogen content	P=0.000	P=0.156	P=0.852
净硝化速率 Net nitrification rate	P=0.000	P=0.000	P=0.000
净矿化速率 Net mineralization rate	P=0.000	P=0.000	P=0.000

由图 3 可见,次生林与厚荚相思林的年均铵态氮含量无显著差异,但均显著大于其他 3 种人工林,其他 3 种人工林之间土壤年均铵态氮含量无显著差异;次生林的年均硝态氮含量和总矿质氮含量均显著大于 4 种人工林,而 4 种人工林之间年均硝态氮和总矿质氮含量无显著差异. 从年均值看,硝态氮是次生林无机氮的主要组分,占 67.25%,而其他林型土壤硝态氮含量低于铵态氮,占比分别为 11.83%(尾巨桉林)、16.24%(厚荚相思林)、20.33%(木麻黄林)、27.53%(湿地松林).

2.2　土壤氮素转化速率的月动态变化

林分类型和取样月份及二者的交互作用均显著影响了土壤的净氮矿化速率和净硝化速率(表2). 由图4可见,不同林分类型土壤月净氮矿化速率和净硝化速率的总体变化范围分别为-0.75~27.24 μg·g^{-1}和-0.88~26.12 μg·g^{-1}.

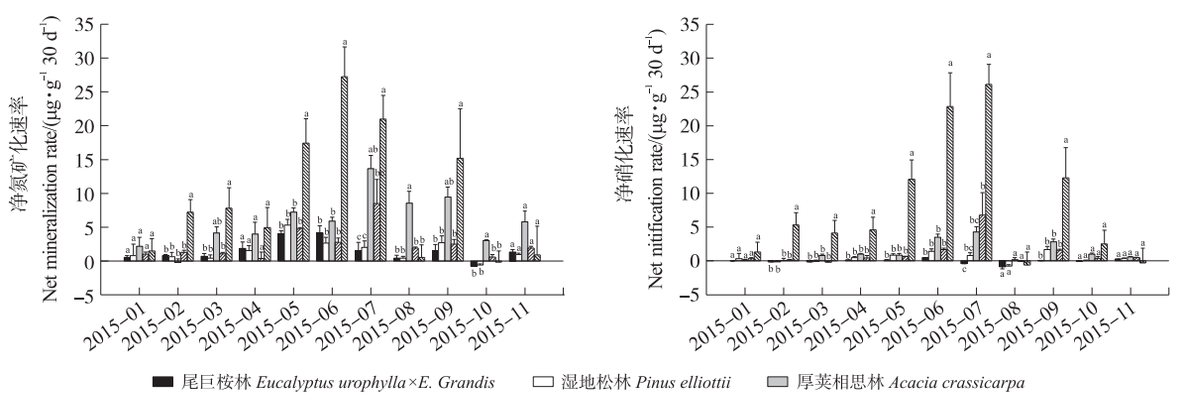
不同林分类型土壤净氮矿化速率月变化规律不一致,但峰期基本均为5—9月,而10月—次年4月为谷期,即生长季高于非生长季,且生长季不同月份基本都以次生林最高,其次为厚荚相思林;土壤净硝化速率也存在显著的季节变化,峰值基本都出现在6—7月,除1月、8月、10月和11月外,次生林的月净硝化速率均显著高于4种人工林,而不同人工林间仅在7月有显著差异,其中木麻黄林显著高于尾巨桉林,其他月份均无显著差异.



图中同一指标不同字母代表林分间差异显著,下同.

图3　不同林型0~10 cm土层年均铵态氮、硝态氮和总矿质氮含量

Fig. 3　Annual average soil NH_4^+, NO_3^-, and total mineral nitrogen content in 0−10 cm soil layers of different forest types



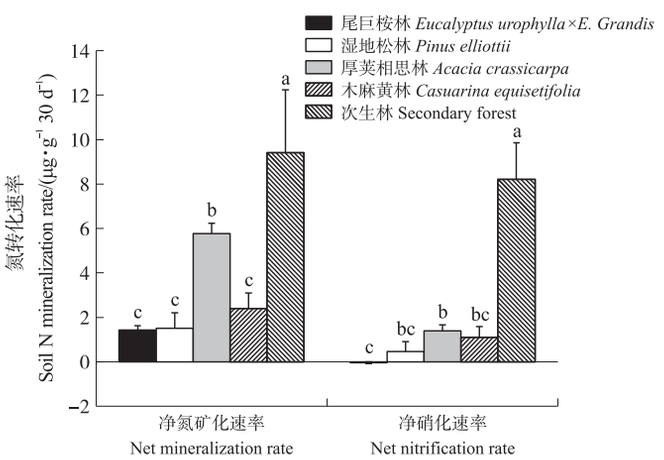
图中同一时间不同字母代表林分间差异显著.

图4　不同林型0~10 cm土层净氮矿化速率与硝化速率月动态

Fig. 4　Monthly dynamics of soil net nitrogen mineralization rate and nitrification rate in 0−10 cm layers of different forest types

2.3　不同林型年均净氮矿化和净硝化速率

由图5可见,次生林的年均净氮矿化速率和净硝化速率均显著高于其他4种人工林,不同人工林之间,厚荚相思林的净氮矿化速率显著高于其他3种人工林,净硝化速率显著高于尾巨桉林,其他人工林间



图中同一指标不同字母代表林分间差异显著.

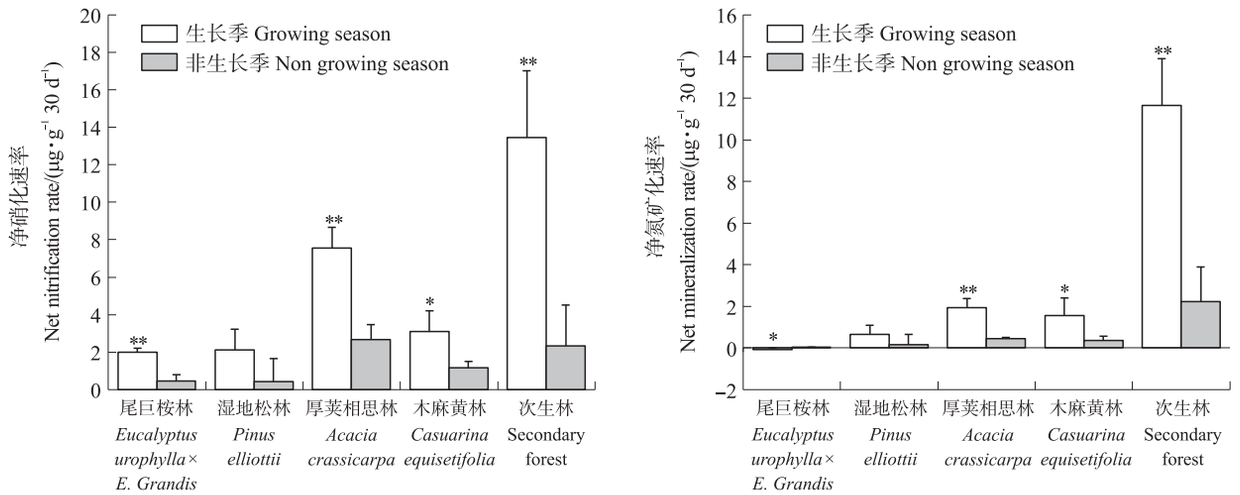
图5　不同林型0~10 cm土层年均净氮矿化、硝化速率

Fig. 5　Annual average soil net nitrogen mineralization and nitrification rate in 0−10 cm layers of different forest types

净氮矿化速率和净硝化速率均无显著差异.

2.4　生长季和非生长季不同林型土壤净氮矿化和净硝化速率

由图 6 可见,5 种林分生长季的平均土壤净氮矿化速率均显著高于非生长季,次生林、厚荚相思和木麻黄林生长季的平均硝化速率均净硝化速率低于非生长季,湿地松林生长季的平均净硝化速率与非生长季无显著差异.



图中“*”表示 $P<0.05$,“**”表示 $P<0.01$.

图 6　不同林型生长季和非生长季平均净氮矿化、净硝化速率比较

Fig. 6　Comparison of average net nitrogen mineralization and nitrification rates between growing and non growing seasons of different forest types

2.5　土壤氮矿化的影响因子

由表 3 可见,除尾巨桉林外,不同林分土壤净氮矿化速率均与 0~10 cm 土壤温度呈显著正相关,此外,尾巨桉、湿地松林和次生林的土壤净氮矿化速率还与 0~10 cm 土壤含水量呈显著正相关;次生林和厚荚相思林的土壤净硝化速率与 0~10 cm 土壤温度呈显著正相关,除此之外,不同林分土壤净硝化速率与土壤温度和含水量均无显著的相关性.

表 3　不同林型土壤净氮矿化、净硝化速率与土壤温度和含水量的关系

Table 3　Relationship between net nitrogen mineralization, nitrification rate, soil temperature and water content in different forest types of soil

指标	林分类型	0~10 cm 土壤温度/℃	0~10 cm 土壤含水量/%
净氮矿化速率	尾巨桉林 *Eucalyptus urophylla×E. Grandis*	$R=0.25, P=0.100$	$R=0.46, P=0.002$
	湿地松林 *Pinus elliottii*	$R=0.30, P=0.049$	$R=0.55, P=0.000$
	厚荚相思林 *Acacia crassicarpa*	$R=0.55, P=0.000$	$R=-0.16, P=0.313$
	木麻黄林 *Casuarina equisetifolia*	$R=0.35, P=0.020$	$R=0.10, P=0.539$
	次生林 Secondary forest	$R=0.44, P=0.003$	$R=0.49, P=0.001$
净硝化速率	尾巨桉林 *Eucalyptus urophylla×E. Grandis*	$R=-0.14, P=0.373$	$R=0.24, P=0.125$
	湿地松林 *Pinus elliottii*	$R=0.28, P=0.062$	$R=0.22, P=0.147$
	厚荚相思林 *Acacia crassicarpa*	$R=0.51, P=0.000$	$R=-0.22, P=0.146$
	木麻黄林 *Casuarina equisetifolia*	$R=0.28, P=0.071$	$R=-0.06, P=0.685$
	次生林 Secondary forest	$R=0.36, P=0.016$	$R=0.26, P=0.090$

由表 4 可见,土壤矿质氮含量和净氮矿化、硝化速率分别与土壤 pH、全氮、有效磷、可溶性有机碳氮、凋落物氮含量、细根氮含量、微生物量碳氮含量呈显著正相关,而与土壤容重、凋落物碳氮比和细根碳氮比呈显著负相关,土壤硝态氮、总矿质氮含量和净硝化速率还分别与土壤有机碳含量呈显著正相关.

表 4　不同林型土壤矿质氮含量、氮转化速率与土壤、凋落物和细根性质的关系

Table 4　Relationship between soil mineral nitrogen content, nitrogen conversion rate, and soil, litter, and fine root properties in different forest types

环境因子	铵态氮 (μg/g)	硝态氮 (μg/g)	总矿质氮 (μg/g)	净氮矿化速率 (μg/(g·30d))	净硝化速率 (μg/(g·30 d))
pH	0.652**	0.948**	0.917**	0.715**	0.902**
容重 Soil bulk density	−0.535*	−0.591**	−0.608**	−0.546*	−0.564**
土壤全氮含量 Soil nitrogen	0.613**	0.919**	0.883**	0.624**	0.785**
土壤有机碳含量 Soil carbon	0.376	0.803**	0.727**	0.414	0.624**
土壤碳氮比 Soil C:N	−0.384	−0.081	−0.171	−0.325	−0.155
土壤有效磷含量 Soil AP	0.457*	0.864**	0.797**	0.660**	0.816**
可溶性有机碳含量 Soil DOC	0.554*	0.639**	0.651**	0.471*	0.660**
可溶性有机氮含量 Soil DON	0.781**	0.970**	0.970**	0.699**	0.832**
年凋落物量 Annual litterfall	−0.153	0.318	0.202	−0.038	0.167
凋落物碳含量 Litter carbon	0.000	−0.453*	−0.350	−0.306	−0.475*
凋落物氮含量 Litter nitrogen	0.794**	0.649**	0.726**	0.858**	0.704**
凋落物木质素含量 Litter lignin	0.359	−0.002	0.100	0.331	0.064
凋落物碳氮比 Litter C:N	−0.679**	−0.555*	−0.620**	−0.779**	−0.624**
凋落物木质素/氮 Litter lignin:N	−0.313	−0.368	−0.373	−0.413	−0.398
细根生物量 Fine root biomass	−0.158	−0.133	−0.148	−0.011	−0.02
细根氮含量 Root nitrogen	0.778**	0.886**	0.904**	0.823**	0.887**
细根碳含量 Root carbon	0.061	0.329	0.272	0.033	0.22
细根碳氮比 Root C:N	−0.614**	−0.508*	−0.566**	−0.675**	−0.590**
微生物量碳含量 MBC	0.748**	0.875**	0.888**	0.711**	0.852**
微生物量氮含量 MBN	0.526*	0.909**	0.852**	0.645**	0.806**

注:表中土壤理化性质和细根特征均为 0~10 cm 土层. * 表示 $P<0.05$, ** 表示 $P<0.01$.

3　讨论

土壤温度和水分是影响土壤氮有效性和矿化过程的重要因子[11,25-28],树种通过改变林内光照、降水和蒸发散等影响土壤温度和湿度,进而影响土壤净氮矿化[15]. 在海岸沙地上,土壤持水能力较差(年最大土壤含水量不超过 10%)[29-30],因此土壤氮转化过程受温度和土壤水分的双重限制. 本研究中,除尾巨桉林外,不同林分土壤净氮矿化速率均与土壤温度呈显著正相关,尾巨桉林、湿地松林和次生林的土壤净氮矿化速率与土壤含水量呈显著正相关,次生林和厚荚相思林的土壤净硝化速率与土壤温度呈显著正相关. 可见,次生林和湿地松林的土壤氮矿化速率受温度和水分的共同控制,而尾巨桉林主要受土壤水分控制,厚荚相思和木麻黄人工林主要受温度控制.

本研究表明,海岸沙地上不同林分土壤氮转化速率均呈显著的季节变化,不同林分生长季的土壤净氮矿化速率均显著高于非生长季. 在一定范围内,土壤氮的转化速率随着土壤温度的升高而增加[31-33],土壤温度越高,微生物活性越强,低温则会抑制土壤微生物的活性,中温状态(25~35 ℃)微生物活性最强,矿化速率最高. 本研究区域 5—9 月为高温期,不同林分土壤温度变化在 25~30 ℃,均处于中温水平,此期间内不同林分的土壤净氮矿化和硝化速率基本都达到峰值,符合已有研究规律,可见土壤温度的升高促进了微生物活性,提高了矿化速率,这是生长季不同林分土壤净氮矿化速率较高的主要原因. 此外,由于土壤净氮矿化和硝化过程主要受微生物控制[20],虽然大多研究认为土壤温度是土壤微生物过程的主要控制因子[34-35],但在海岸沙地上,由于土壤持水能力差,土壤水分的可利用性是控制微生物过程的主要因子,土壤微生物量季节变化表现为春冬高而夏秋低[36]. 虽然研究区的降水主要集中在 5—9 月,但此期间高温引起的高蒸发量严重降低了土壤水分含量,限制了底物的有效性,使土壤微生物因“食物”短缺而死亡,为部分可在较低土壤水分条件下存活的微生物提供了基质,刺激了其活性,增加了其对土壤氮转化效率. 此外,夏秋季强降水和高蒸发散共同引起的土壤频繁干湿交替也可能促进了土壤的净氮矿化速率[37-39],进入冬春季之后,土壤温度下降,微生物活性降低,而此时土壤含水量普遍高于夏秋季,适宜的土壤温湿度促进了微生物生长和繁衍,但由于海岸沙地立地贫瘠,土壤养分极为缺乏,增加的土壤微生物量为保证自身正常的生理活动,对土壤有效氮以固持利用为主,从而降低了土壤氮转化效率.

不同森林类型对土壤理化性质会产生不同的影响,进而影响土壤的有效氮库和氮转化速率[32,40]. 本研究选择的 5 种林分虽然林龄有差异,但相对各自而言都已生长成熟,皆可归为成熟林,其对生态系统养分循环的影响都已趋于稳定. 不同林分对土壤矿质氮含量与净氮矿化速率影响显著,缘于树种组成有别,致使凋落物积累及分解状况各异,进一步引发土壤碳氮库、微生物等组分在数量与质量上的差别[41]. 首先,土壤中可矿化底物数量和质量是控制土壤净氮矿化过程的重要因素[20],高净氮矿化速率源于土壤微生物活性高,而后者又归因于土壤有机碳与全氮含量较高[42]. 本研究中,次生林的土壤有机碳、全氮、可溶性有机碳氮均显著高于 4 种人工林,这显然为土壤微生物提供了丰富的矿化底物. 相关分析表明,不同林分土壤矿质氮含量和净氮矿化、硝化速率分别与土壤有机碳、全氮、可溶性有机碳氮以及微生物量碳氮含量均呈正相关,与土壤碳氮比呈负相关(虽然不显著),土壤有机质资源富足,提升微生物生物量与活性,为净氮矿化营造良好条件[43]. 此外,土壤矿质氮含量和净氮矿化、硝化速率还分别与凋落物氮含量、细根氮含量呈显著正相关,而与凋落物碳氮比和细根碳氮比呈显著负相关,不同林分的凋落物和细根质量存在显著差异,高质量的凋落物和细根(低碳氮比)更易分解,有利于氮矿化过程的发生[32,44-45],在低碳氮比情形下,细菌生长会受到碳元素限制,但因其氮源较为充裕,所以对氮的固定作用相对较弱. 而处于高碳氮比状况时,细菌生长由于氮元素的限制而陷入缺氮困境,此时矿化产生的氮素会被迅速固定[15]. 本研究中,湿地松和木麻黄人工林凋落物以针叶和小枝为主,其碳氮高且含有较多难分解的酚类化合物、单宁等[46-48],此外针叶树种土壤中通常含有较多的单萜类物质[49],其对土壤氮矿化也具有一定的抑制作用[15,50],而次生林和厚荚相思人工林凋落物具有较高的氮含量和较低的碳氮比,其凋落物更易分解,可为土壤提供更多的有机氮作为矿化底物,从而提高了土壤净氮矿化速率. 再者,较高的林分多样性对土壤微生物群落结构具有显著的促进作用,因为不同植物的凋落物具有不同的分解速率和分解周期,因此,与纯林单一树种凋落物相比,树种组成丰富,植物多样性高的林分可为土壤微生物生长提供更持续有效的底物,从而促进矿化和硝化作用[51-53]. 本研究中,与人工纯林相比,次生林树种组成丰富,林下植被多样性较高,这可能也是其净氮矿化和硝化速率较高的重要原因之一.

土壤理化性质显著影响净氮矿化[20,54-55],其中,土壤容重通常与净氮矿化速率呈负相关,因为土壤容重越低,通透性越好,越有利于土壤中好气微生物进行矿化作用[54]. 本研究中,不同林分土壤矿质氮含量和氮转化速率与土壤容重呈显著的负相关,与已有研究一致. 研究表明,当土壤 pH 低于 6 时,与土壤硝化作用有关的氨氧化菌活性受到抑制,硝化速率显著下降,尤其当 pH 降到 5 以下时硝化速率更是变得微乎其微[56],相反,土壤 pH 的升高则会促进净氮矿化,尤其是硝化速率会随 pH 的增加而线性增加,在 pH 为 6~7 时最适合硝化细菌的生长[56],此外,pH 的升高还会增加有机质的可溶性,为微生物生长提供大量丰度的碳氮底物,从而促进碳氮的矿化[13-14,57],pH 还会影响微生物对有效氮的固化,通常铵态氮比硝态氮更容易固化,但在低 pH 条件下,硝态氮则更容易被固化[9]. 本研究中,不同人工林的土壤 pH 均低于 5,这可能显著降低了人工林土壤的硝化速率,并导致土壤中更多的硝态氮被微生物固化,此外,在土壤有效氮含量较低的情况下,植物与微生物对铵态氮的竞争会抑制硝化作用[15],这共同降低了人工林土壤中的硝态氮含量和净硝化速率,而次生林中较高的土壤 pH 显然促进了净氮矿化,尤其提高了硝化速率,而且在高 pH 条件下,铵态氮更容易被固化,因此,次生林中硝态氮占比显著高于其他人工林,成为次生林的主要无机氮组分,而不同人工林均以铵态氮为主要的无机氮组分.

4 结论

采用原位连续培养法比较了福建海岸沙地上 5 种防护林 0~10 cm 土层的土壤矿质氮库及净氮矿化速率. 次生林总矿质氮含量显著高于人工林,人工林中厚荚相思林的铵态氮和总矿质氮含量最高,硝态氮是次生林无机氮的主要组分,占 67.25%,人工林中土壤硝态氮含量占比为 11.83%~27.53%. 海岸带森林土壤净氮矿化速率和净硝化速率均呈明显的季节变化,次生林的年均净氮矿化速率和净硝化速率均显著高于人工林,厚荚相思林的净氮矿化速率显著高于其他 3 种人工林. 5 种林分生长季平均土壤净氮矿化速率均显著高于非生长季,次生林、厚荚相思和木麻黄林生长季的平均硝化速率显著高于非生长季. 海岸带森林土壤矿质氮含量和氮转化速率与土壤 pH、全氮、有效磷、可溶性有机碳氮、凋落物氮含量、细根氮含量、微生物量碳氮含量均呈显著正相关,与土壤容重、凋落物碳氮比和细根碳氮比呈显著负相关. 次生林

和湿地松林的土壤净氮矿化速率受土壤温度和水分共同控制,尾巨桉林主要受土壤水分控制,厚荚相思和木麻黄林主要受土壤温度控制.

[参考文献]

[1] 陈伏生,曾德慧,范志平,等. 沙地不同树种人工林土壤氮素矿化过程及其有效性[J]. 生态学报,2006,26(2):341-348.

[2] VITOUSEK P M,HOWARTH R W. Nitrogen limitation on land and in the sea:How can it occur? [J]. Biogeochemistry,1991,13(2):87-115.

[3] JASON P K,BINKLEY D,CHARLES R. Stable soil nitrogen accumulation and flexible organic matter stoichiometry during primary floodplain succession[J]. Biogeochemistry,2003,63(1):1-22.

[4] BINKLEY D,HART S C. The components of nitrogen availability assessments in forest soils[J]. Advances in soil sciences,1989,10:57-112.

[5] PETER B R,DAVID F G,JOHN D A. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hard wood and conifer stands on diverse soils[J]. Ecology,1997,78(2):335-347.

[6] BANNERT A,KLEINEIDAM K,WISSING L,et al. Changes in diversity and functional gene abundances of microbial communities involved in nitrogen fixation,nitrification,and denitrification in a tidal wetland versus paddy soils cultivated for different time periods[J]. Applied and environmental microbiology,2011,77(17):6109-6116.

[7] GEURTS J J,SMOLDERS A J,BANACH A M,et al. The interaction between decomposition,net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens[J]. Water research,2010,44(11):3487-3495.

[8] 解成杰,郭雪莲,余磊朝,等. 滇西北高原纳帕海湿地土壤氮矿化特征[J]. 生态学报,2013,33(24):7782-7787.

[9] 李贵才,韩兴国,黄建辉,等. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展[J]. 生态学报,2001,21(7):1187-1195.

[10] WANG C,WAN S,XING X,et al. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China[J]. Soil biology & biochemistry,2006,38(5):1101-1110.

[11] 虎瑞,王新平,潘颜霞,等. 沙坡头地区藓类结皮土壤净氮矿化作用的季节动态[J]. 应用生态学报,2015,26(4):1106-1112.

[12] WANG C H,HAN X G,XING X R. Effects of grazing exclusion on soil net nitrogen mineralization and nitrogen availability in a temperate steppe in northern China[J]. Journal of arid environments,2010,74(10):1287-1293.

[13] BERTRAND I,DELFOSSE O,MARY B. Carbon and nitrogen mineralization in acidic,limed and calcareous agricultural soils:Apparent and actual effects[J]. Soil biology & biochemistry,2007,39(1):276-288.

[14] CHENG Y,WANG J,MARY B,et al. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta,Canada[J]. Soil biology & biochemistry,2013,57(3):848-857.

[15] KASAINASITRAKA A,BERND Z,FRANK P,et al. Control of nitrification by tree species in a common-garden experiment[J]. Ecosystems,2010,13(8):1171-1187.

[16] PRESCOTT C E,PRESTON C M. Nitrogen mineralization and decomposition in forest floors in adjacent[J]. Canadian journal of forest research,1994,24(12):2424-2431.

[17] NADELHOFFER K J,GIBLIN A E,SHAVER G R,et al. Effects of temperature and substrate quality on element mineralization in Six Arctic soils[J]. Ecology,1991,72(1):242-253.

[18] SCHMIDT I K,JONASSON S,MICHELSEN A. Mineralization and microbial immobilization of N and P in arctic soils in relation to season,temperature and nutrient amendment[J]. Applied soil ecology,1999,11(2/3):147-160.

[19] 高伟,叶功富,岳新建,等. 福建海岸沙地5种防护林土壤微生物群落特征[J]. 水土保持研究,2024,31(3):204-212.

[20] ZHANG X L,WANG Q B,LI L H,et al. Seasonal variations in nitrogen mineralization under three land use types in a grassland landscape[J]. Acta oecologica,2008,34(3):322-330.

[21] 杨玉盛,陈光水,林鹏,等. 格氏栲天然林与人工林细根生物量、季节动态及净生产力[J]. 生态学报,2003,23(9):1719-1730.

[22] YANG Y S,CHEN G S,LIN P,et al. Fine root distribution,seasonal pattern and production in four plantations compared with a natural forest in Subtropical China[J]. Annals of forest science,2004,61(7):617-627.

[23] 叶功富,张水松,苏全兴,等. 木麻黄主要类型防护林生长发育规律的研究[J]. 防护林科技,2000(增刊1):6-14.

[24] 叶功富,张水松,徐俊森,等. 木麻黄防护林生长发育规律的研究[J]. 防护林科技,1996(增刊1):13-16.

[25] 李检舟,沙丽清,王君,等. 云南哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮矿化季节变化[J]. 山地学报,2006,24(2):186-192.

[26] 刘颖慧,李悦,牛磊,等. 温度和湿度对内蒙古草原土壤氮矿化的影响[J]. 草业科学,2014,31(3):349-354.
[27] 李志杰,杨万勤,岳楷,等. 温度对川西亚高山 3 种森林土壤氮矿化的影响[J]. 生态学报,2017,37(12):4045-4052.
[28] 石薇,王景燕,魏有波,等. 水热条件对华西雨屏区柳杉人工林土壤氮矿化的影响[J]. 土壤通报,2014,45(6):1430-1436.
[29] 高伟,叶功富,黄志群,等. 改变碳输入对南亚热带海岸沙地典型天然次生林土壤呼吸的影响[J]. 中国水土保持科学,2017,15(2):9-17.
[30] GAO W,HUANG Z Q,YE G F,et al. Effects of forest cover types and environmental factors on soil respiration dynamics in a coastal sand dune of subtropical China[J]. Journal of forestry research,2017,29(4):875-886.
[31] COOKSON W R.,CORNFORTH I S,ROWARTH J S. Winter soil temperature(2-15 ℃)effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unamended soils;a laboratory and field study[J]. Soil biology & biochemistry,2002,34(10):1401-1415.
[32] 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.
[33] GUNTIÑASAABA M E. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization:A laboratory study[J]. European journal of soil biology,2012,48(1):73-80.
[34] MASLOV M N,MASLOVA O A. Soil nitrogen mineralization and its sensitivity to temperature and moisture in temperate peatlands under different land-use management practices[J]. Catena,2022,210:105922.
[35] 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(1):108164.
[36] CHEN T H,CHIU C Y,TIAN G L. Seasonal dynamics of soil microbial biomass in coastal sand dune forest[J]. Pedobiologia-international journal of soil biology,2005,49(6):645-653.
[37] 张威,张旭东,何红波,等. 干湿交替条件下土壤氮素转化及其影响研究进展[J]. 生态学杂志,2010,29(4):783-789.
[38] OLFS H W,NEU A,WERNER W. Soil N transformations after application of ^{15}N-labeled biomass in incubation experiments with repeated soil drying and rewetting[J]. Journal of plant nutrition & soil science,2004,167(2):147-152.
[39] MIKHA M M,RICE C W,MILLIKEN G A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles[J]. Soil biology & biochemistry,2005,37(2):339-347.
[40] 刘骏,薛莉,田地,等. 森林转化对乔木地上部分与土壤的碳氮储量及分配格局的影响[J]. 生态学杂志,2018,37(10):3047-3052.
[41] TANJA A J,KRIFT V D,BERENDSE F. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization[J]. Journal of ecology,2001,89(4):555-561.
[42] SÁNCHEZ L F,GARCíA J. Nitrogen mineralization in soils under grasses and under trees in a protected Venezuelan savanna[J]. Acta oecologica,1997,18(1):27-37.
[43] BREMER E,KUIKMAN P. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen[J]. Plant & soil,1997,190(1):119-126.
[44] SCOTT N A,DAN B. Foliage litter quality and annual net N mineralization:comparison across North American forest sites[J]. Oecologia,1997,111(2):151-159.
[45] ORWIN K H,BUCKLAND S M,JOHNSON D,et al. Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland[J]. Journal of ecology,2010,98(5):1074-1083.
[46] KRAUS T E C,DAHLGREN R A,ZASOSKI R J. Tannins in nutrient dynamics of forest ecosystems:a review[J]. Plant & soil,2003,256(1):41-66.
[47] ZHANG L H,YE G F,LIN Y M,et al. Seasonal changes in tannin and nitrogen contents of Casuarina equisetifolia branchlets[J]. Journal of Zhejiang University,Science B,2009,10(2):103-111.
[48] KRAUS T E C,ZASOSKI R J,DAHLGREN R A,et al. Carbon and nitrogen dynamics in a forest soil amended with purified tannins from different plant species[J]. Soil biology & biochemistry,2004,36(2):309-321.
[49] WHITE C S. Volatile and water-soluble inhibitors of nitrogen mineralization and nitrification in a ponderosa pine ecosystem[J]. Biology & fertility of soils,1986,2(2):97-104.
[50] SMOLANDER A,KANERVA S,ADAMCZYK B,et al. Nitrogen transformations in boreal forest soils-does composition of plant secondary compounds give any explanations? [J]. Plant & soil,2012,350(1/2):1-26.
[51] SPEHN E M,JOSHI J,SCHMID B,et al. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland

ecosystems[J]. Plant & soil,2000,224(2):217-230.

[52] STEPHAN A,MEYER A H,SCHMID B. Plant diversity affects culturable soil bacteria in experimental grassland communities[J]. Journal of ecology,2000,88(6):988-998.

[53] ZAK D R,HOLMES W E,WHITE D C,et al. Plant diversity,soil microbial communities,and ecosystem function:Are there any links? [J]. Ecology,2003,84(8):2042-2050.

[54] 傅民杰,王传宽,王颖,等. 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局[J]. 生态学报,2009,29(7):3747-3758.

[55] 李志杰,杨万勤,岳楷,等. 川西亚高山 3 种典型森林土壤氮矿化特征[J]. 应用与环境生物学报,2016,22(4):612-617.

[56] HAYNES R J. Mineral nitrogen in the plant-soil system[J]. Soil science,1986,144(4):302-303.

[57] LAUGHLIN D C. Nitrification is linked to dominant leaf traits rather than functional diversity[J]. Journal of ecology,2011,99(5):1091-1099.

[责任编辑:黄　敏]