

南方红壤侵蚀区不同恢复年限马尾松林土壤 N_2O 排放和氮淋溶季节损失特征^①

刘 政^{1,2}, 李奕成³, 胡亚林^{1*}

(1 福建农林大学林学院森林生态—稳定同位素研究中心, 福州 350002; 2 国家林业和草原局西北华北东北防护林建设局, 银川 750001; 3 西南大学园艺园林学院, 重庆 400715)

摘 要: 为研究南方红壤侵蚀区马尾松(*Pinus massoniana*)植被恢复对土壤 N_2O 排放和氮淋溶损失的季节动态影响, 以福建省长汀县典型红壤侵蚀区不同恢复阶段的样地(包括裸地, 恢复 10、20、30 年马尾松人工林和天然林)为研究对象, 采用野外埋置土壤淋溶液收集装置, 定位观测不同林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失情况, 并采用室内培养方法观测 N_2O 排放损失季节动态特征。结果表明, 不同恢复年限马尾松林土壤无机氮淋溶均以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主, 而天然林以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主; 且随着植被恢复年限的增加, 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失量呈增加趋势。不同植被恢复阶段林地土壤 N_2O 以吸收为主, 且 N_2O 排放速率与土壤净硝化速率、净氨化速率和净氮矿化速率呈显著正相关关系, 各林地土壤 N_2O 吸收作用随植被恢复年限的增加呈增强趋势。上述结果表明, 南方红壤侵蚀区植被恢复可减少气态氮(N_2O)损失, 但土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的淋溶损失并未随着植被恢复得到有效控制。今后应继续加强森林植被的保护与可持续建设, 避免过度的人为开发和破坏, 逐步恢复林区的保水保肥功能。

关键词: 红壤侵蚀区; 植被恢复; 马尾松林; 氮素淋溶; N_2O

中图分类号: S714.8 文献标志码: A

Seasonal Dynamic Characteristics of Soil Nitrogen Loss Along Restoration Ages of *Pinus massoniana* Plantations in Red Soils Erosion Regions in Southern China

LIU Zheng^{1,2}, LI Yicheng³, HU Yalin^{1*}

(1 Forest Ecology and Stable Isotope Centre, Forestry College, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2 Three-North Shelterbelt Program Bureau, National Forestry and Grassland Administration of China, Yinchuan 750001, China; 3 School of Horticulture and Landscape, Southwest University, Chongqing 400715, China)

Abstract: To evaluate the seasonal dynamic effects of *Pinus massoniana* vegetation restoration on soil N_2O emissions and nitrogen leaching losses in red soil erosion regions in southern China, this study focused on different stages of vegetation recovery (bare land, 10, 20, and 30-year-old *Pinus massoniana* plantations, and natural secondary forest) in typical red soil erosion areas in Changting County, Fujian Province. Field devices for collecting soil leachate solutions were used to monitor $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ leaching losses in different forest soils. Laboratory incubation methods were also employed to observe the seasonal dynamic characteristics of N_2O emissions. The results showed that soil inorganic N leaching was mainly in the form of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in forest land at different vegetation restoration years, while $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was the main form in the natural forest. Moreover, the leaching losses of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ tended to increase with increasing vegetation restoration years. N_2O was mainly absorbed by forest soils across different vegetation restoration stages, and the N_2O emission rate was positively correlated with soil net nitrification, net ammonification and net N mineralization rates. N_2O absorption by various forest soils showed an increasing trend with increasing recovery years. These findings indicated that vegetation restoration in southern red soil erosion areas reduced gaseous nitrogen (N_2O) losses, but the leaching loss of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was not effectively reduced by vegetation recovery. In the future, it should continue to strengthen the protection and sustainable construction of forest vegetation, avoid

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42077094)资助。

* 通信作者(huyl@iae.ac.cn)

作者简介: 刘政(1993—), 男, 河南南阳人, 硕士研究生, 主要从事水土流失区植被恢复研究。E-mail: 2571610774@qq.com

excessive artificial exploitation and destruction, and gradually restore the water and fertilizer conservation function of forest areas.

Key words: Red soil erosion region; Vegetation restoration; *Pinus massoniana* plantation; Nitrogen leaching; N_2O

氮素输出作为森林生态系统氮循环的 3 个主要过程之一,包括反硝化作用产生的 N_2O 、 N_2 等气体的排放和雨水冲刷下渗淋溶等环节^[1]。其中,土壤 N_2O 排放是氮素损失的一个重要途径。虽然土壤 N_2O 排放所损失的氮仅为输入氮的 1% 左右^[2],但由于 N_2O 具有 296 倍~310 倍的增温效应^[3]而备受关注。此外,亚热带地区台风等极端事件频发,降水形成的土壤渗透水,携带大量的 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N 等土壤有效氮迁移到深层土壤或离开陆地生态系统,进而使得植物的生长发育受到氮素限制,这使得由淋溶引起的氮损失成为土壤氮的主要流失途径^[4-5]。深入探讨土壤气态氮排放和氮淋溶损失的差异对森林生态系统氮循环的研究具有重要意义,有助于解决由区域气候特征引起的生态系统氮限制^[6]。

南方红壤低山丘陵区是我国仅次于黄土高原的第二大水土流失地区^[7]。福建省长汀县作为我国典型的南方红壤水土流失区,其生态治理受到国家和地方各级政府长期以来的高度重视,在该地区开展了大规模以先锋树种马尾松为主的植被恢复和生态保护修复^[8]。有研究表明,植被恢复会影响土壤理化性质和土壤结构,造成土壤通透性、土壤微生物活性等发生改变,从而对影响 N_2O 排放的硝化、反硝化过程及氮素淋溶量产生影响^[9-13]。针对南方红壤侵蚀区植被恢复,以往也开展了一系列关于林地土壤理化性质、养分储量及供应能力、有效养分转化速率、酶活性、微生物特性等方面的研究^[14-17]。然而,目前亚热带森林土壤养分限制与氮养分淋溶和气态氮损失之间存在何种响应尚不清楚,特别是野外原位观测试验揭示土壤氮淋溶特征的研究相对较少,限制了对南方红壤侵蚀区植被恢复过程中养分恢复机制的认识。

为深入了解南方红壤侵蚀区不同恢复年限马尾松林土壤 N_2O 排放和氮淋溶季节损失特征,本研究采用埋置土壤淋溶液收集装置,野外定位观测不同植被恢复年限林地土壤 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 淋溶流失情况,并采用室内培养方法观测 N_2O 排放损失季节动态特征,通过分析植被恢复年限和季节变化的交互作用对土壤氮养分流失的动态特征影响,揭示长汀水土流失区恢复植被对土壤氮养分有效性的影响机理,以期为评价和预测长汀水土流失植被恢复区马尾松林的土壤肥力保育功能提供理论基础资料。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建省龙岩市长汀县河田镇(25°33'N~25°48'N, 116°18'E~116°31'E),气候类型属亚热带季风性湿润气候,年平均气温 18.1 °C,年平均降水量 1 710 mm,年平均蒸发量 1 403 mm,年均无霜期 260 d,平均日照时数 1 925 h, ≥ 10 °C 积温 4 100~4 650 °C^[18]。土壤类型以燕山运动晚期中粗晶花岗岩风化发育形成的红壤、侵蚀性红壤为主,砂粒含量较高,耐侵蚀性极差。由于长期的土壤侵蚀和人为干扰,该地区地带性常绿阔叶林植被严重破坏,导致严重土壤侵蚀和土地退化。20 世纪 80 年代起,长汀地区陆续开展大规模土壤侵蚀植被恢复治理,形成以马尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)为主的不同恢复年限的人工林^[8]。

1.2 样地设置与样品采集

试验于 2017 年 6 月在长汀县河田镇选取坡度、坡向等立地条件基本相同的裸地(BL)、10 年生马尾松人工林(PM10)、20 年生马尾松人工林(PM20)、30 年生马尾松人工林(PM30)以及地带性天然次生林(NF)等 5 种类型森林生态系统,分别在不同类型森林内设置 3 个 20 m × 20 m 调查样地,相邻样地间距约为 1 km,每个调查样地内用垂直挖土坑的方法埋设土壤淋溶液收集装置^[19],淋溶液收集盘长宽高分别为 40、30、6 cm,埋置土层深度为 50 cm。分别于 2017 年 9 月、2017 年 12 月、2018 年 3 月、2018 年 6 月初,用便携式土壤淋溶液采集装置^[20]抽取淋溶液,并及时置于冰箱内冷冻保存。同时在每个样地内,用土钻(直径 6 cm)随机钻取 7~8 管 0~10 cm 表层土壤,同一样地的土壤混合为一个土壤样品,冷藏保存,并尽快带回实验室,用于土壤净氮矿化速率和 N_2O 排放速率的测定。样地土壤基本理化性质见表 1。

1.3 样品处理与指标测定

1.3.1 土壤淋溶液 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 测定 首先,土壤淋溶液经 0.45 μm 亲水性滤膜过滤;随后,利用离子色谱仪(ICS1100 型, Dionex, 美国)测定淋溶液 NO_3^- 阴离子和 NH_4^+ 阳离子浓度。阴离子分析柱型号为 ASRS-4mm,淋洗液为 KOH 溶液(25 mmol/L);阳离子分析柱型号 IonpacCS16,淋洗液为甲磺酸水溶液(32 mmol/L)。

表1 样地土壤基本理化性质
Table 1 Soil physicochemical properties of sample plots

样地	pH	全碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	总有机碳 (mg/kg)	NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	可溶性有机氮 (mg/kg)	氨化速率 (mg/(kg·d))	硝化速率 (mg/(kg·d))
BL	3.90	1.24±0.31	0.10±0.03	0.05±0.00	2.52±0.51	3.32±0.15	1.54±0.36	2.52±0.51	0.03±0.00	0.01±0.00
PM10	4.04	6.33±1.09	0.27±0.07	0.06±0.03	4.02±0.66	7.02±0.72	1.95±0.11	4.02±0.66	0.01±0.00	-0.01±0.00
PM20	4.02	6.14±1.64	0.28±0.06	0.07±0.02	5.29±1.19	5.44±0.31	2.29±0.11	5.29±1.19	0.02±0.00	-0.01±0.00
PM30	4.07	12.00±2.18	0.45±0.09	0.10±0.02	7.24±0.29	5.36±0.27	1.83±0.07	7.24±0.29	0.03±0.00	-0.01±0.00
NF	3.92	13.13±0.24	0.85±0.05	0.13±0.02	9.31±1.49	16.16±1.49	11.42±1.72	9.31±1.49	0.11±0.01	0.12±0.00

土壤淋溶液 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 累积量计算公式为:

$$A = C \times L / 1000 / 0.12 \quad (1)$$

式中: A 为土壤淋溶液 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的累积量 (mg/m²); C 为 NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 浓度 (μg/mL), 其中 $C_{\text{NO}_3^-} = 4.0508 \times C_m + 0.1126$, $C_{\text{NH}_4^+} = 6.6262 \times C_m - 0.703$, 公式来源于测量标准样得出的回归分析, C_m 为 NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 测量浓度; L 为淋溶液体积 (mL); 0.12 为土壤淋溶液收集盘面积 (m²).

1.3.2 土壤 N₂O 排放速率和净氮矿化速率测定 新鲜土壤过 2 mm 筛, 仔细剔除枯落物、根系、石砾等杂质。称取 50 g 左右新鲜土壤置于体积为 1 L 的广口瓶中, 每个样地 3 个重复。将土壤含水率调节至田间持水量的 60%, 然后用透气性封口膜覆于瓶口处, 保证瓶内好气环境良好, 置于 25 °C 恒温培养箱内培养 14 d, 用于测定土壤 N₂O 排放速率和净氮矿化速率。在整个培养过程中, 每隔 2 d 补充培养瓶内流失的水分, 并分别于第 1、3、7、14 天进行采气取样测定。

在气体样品采集前, 取掉封口膜, 通气 1 h, 使瓶内与瓶外周围空气充分混匀。随后, 利用橡皮塞密封培养瓶, 立即抽取 20 mL 气体样品作为 t_0 时刻样品。在 25 °C 条件下恒温培养 1 h, 再抽取 20 mL 气体。利用气相色谱仪 (岛津 GC-2014, Shimadzu, 日本) 测量气体 N₂O 浓度, 并利用如下公式计算土壤 N₂O 排放速率^[21]。

$$F = M / V_0 \times P / P_0 \times T_0 / T \times H \times dC_t / d_t \times \pi r^2 / m \quad (2)$$

式中: F 为土壤 N₂O 排放速率 (μg/(kg·h)); M 为气体的摩尔质量 (g/mol); V_0 为标准状态下的气体摩尔体积 (22.41 L/mol); T_0 、 P_0 为标准状态下空气的绝对温度 (K) 和气压 (kPa); P 为采样时气压 (kPa); T 为采样时的绝对温度 (K); C_t 为 t 时刻瓶内气体体积混合比浓度 (ppm); dC_t / d_t 表示观测时间内培养瓶内气体的浓度变化, 正值表示排放, 负值表示吸收; H 为培养瓶瓶口到培养土壤的高度 (cm); r 为培养瓶半径 (cm); m 为干土质量 (kg)。土壤 N₂O 排放速率为 4 次采气测量结果的平均值。

气体样品采集后, 取出培养瓶内全部土壤, 利用 2 mol/L KCl 溶液振荡、浸提 ($V_{\text{液}} : m_{\text{土}}$ 为 5 : 1) 1 h, 过滤。利用全自动间断化学分析仪 (Smartchem 200, AMS Alliance, 法国) 测量溶液 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 含量, 并计算培养周期内土壤的净氨化、净硝化和净氮矿化速率。计算公式^[22]为: 土壤净氨化速率 = (培养后的 NH₄⁺-N 浓度 - 培养前的 NH₄⁺-N 浓度) / 培养天数; 土壤净硝化速率 = (培养后的 NO₃⁻-N 浓度 - 培养前的 NO₃⁻-N 浓度) / 培养天数; 土壤净氮矿化速率 = (培养后的矿质氮浓度 - 培养前的矿质氮浓度) / 培养天数。

1.4 数据统计分析

使用 SPSS 22.0 软件进行数据统计分析, 采用重复测量双因素方差分析 (repeated measures ANOVA) 检测恢复阶段、季节及其交互作用对土壤淋溶液 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度、土壤 N₂O 排放速率、土壤净硝化速率、净氨化速率和净氮矿化速率的影响。采用皮尔逊相关分析法, 分析土壤净氨化速率、净硝化速率、净氮矿化速率和 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、无机氮淋溶量及 N₂O 排放速率的相关性。采用 Origin 2017 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 不同植被恢复阶段土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋溶量季节动态

由于未经治理的裸地土壤保水能力极差, 在野外 4 次取样中均未抽取到淋溶液, 结果分析仅针对天然林和恢复 10、20、30 年马尾松人工林土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋溶量季节动态。

植被恢复阶段和季节显著影响土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 淋溶量 ($P < 0.05$), 且存在极显著的恢复阶段 × 季节交互作用 ($P < 0.01$) (表 2)。天然林和不同恢复年限马尾松人工林土壤无机氮淋溶流失形式存在显著差异, 天然林以 NO₃⁻-N 为主, 其平均值占土壤无机氮总量的 93.32%; 而马尾松人工林以 NH₄⁺-N 为主, 占土壤无机氮总量的 75.79% (表 3)。随着马尾松人工林恢复年限增加, 土壤淋溶液和 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 淋溶

流失量呈逐渐增加趋势, M10、M20、M30 不同季度的土壤淋溶液平均值分别为 728.67、1 574.38、3 200.88 mL, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶流失量平均值分别为 17.98、36.67、66.68 mg/m^2 , $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失量平均值分别为 3.39、10.60、17.02 mg/m^2 。在 6—9 月和 9—12 月期间, PM30 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶流失量显著高于 PM10 和 PM20; 然而 12 月至次年 3 月期间, PM20 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶流失量显著高于其他林地。

不同林地土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失量均存在明显的季节性动态特征。PM10 和 PM20 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶流失量在 12 月至次年 3 月和 3—6 月显著高于 6—9 月和 9—12 月; 而 PM30 和 NF 存在相反的规律, 其中 NF 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失量均在 3—6 月达到最低值。

2.2 土壤 N₂O 排放速率季节动态

植被恢复阶段和季节显著影响土壤 N_2O 排放速率, 且存在显著的恢复阶段×季节交互作用($P<0.01$) (表 2)。在 9 月份, 裸地、不同恢复年限马尾松人工林和天然林土壤 N_2O 均表现为排放, 且 PM30 土壤 N_2O 排放速率显著高于 BL、PM10、PM20 和 NF ($P<0.05$, 图 1)。然而, 在 3 月、6 月和 12 月, 不同林地土壤 N_2O 均表现为吸收状态, 其中不同恢复年限马尾松人工林土壤 N_2O 吸收速率均显著高于地带性天然林($P<0.05$)。

表 2 不同植被恢复阶段和季节土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量和 N_2O 排放速率以及净氨化、净硝化、净氮矿化速率重复测量分析

Table 2 Repeated measures ANOVA on soil leaching $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$, N_2O emission rate, net ammonification, net nitrification, net nitrogen mineralization rate in different revegetation stages and seasons				
参数	处理因子	自由度	<i>F</i>	<i>P</i>
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量	恢复阶段	3	190.83	0.000
	季节	3	28.54	0.000
	恢复阶段×季节	9	75.73	0.000
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量	恢复阶段	3	117.32	0.000
	季节	3	4.76	0.035
	恢复阶段×季节	9	4.39	0.002
N_2O 排放速率	恢复阶段	4	44.11	0.000
	季节	3	375.92	0.000
	恢复阶段×季节	12	30.20	0.000
净氨化速率	恢复阶段	4	27.16	0.000
	季节	3	345.01	0.000
	恢复阶段×季节	12	31.64	0.000
净硝化速率	恢复阶段	4	123.06	0.000
	季节	3	51.82	0.000
	恢复阶段×季节	12	5.01	0.000
净氮矿化速率	恢复阶段	4	168.40	0.000
	季节	3	360.08	0.000
	恢复阶段×季节	12	49.68	0.000

表 3 不同植被恢复阶段土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶季节累积量(mg/m^2)
Table 3 Seasonal accumulations of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in different vegetation restoration stages

季节	氮形态	PM10	PM20	PM30	NF
2017 年 6—9 月	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	5.07±0.77Cc	9.18±0.14Dc	101.58±7.29Aa	56.82±9.83ABb
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	0.33±0.01Dd	0.65±0.01Bc	22.66±0.74Ab	798.64±70.41ABa
2017 年 9—12 月	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	10.08±0.04Bb	14.65±0.20Cb	66.04±2.23Ba	73.85±4.03Aa
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	5.88±0.28Bd	11.87±1.16Ac	24.72±5.55Ab	1 023.99±7.47Aa
2017 年 12 月—	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	24.01±0.22Ac	101.61±1.99Aa	59.88±4.89Bb	54.21 ± 1.58Bb
2018 年 3 月	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	8.23±0.10Ab	12.72±1.29Ab	17.33±0.16Bb	1 024.95±74.36Aa
2018 年 3—6 月	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	24.85±0.42Ac	21.24±1.31Bc	39.23±0.21Ca	33.51±2.31Cb
	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	1.83±0.09Cb	17.18±4.30Ab	23.36±5.34Ab	367.99±72.70Ba

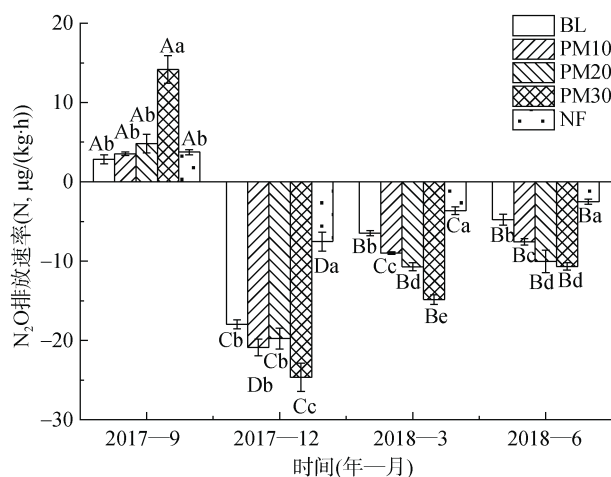
注: 表中数据为平均值±标准误($n=3$); 同列数据大写字母不同表示同一氮形态不同季节间差异显著($P<0.05$), 同行数据小写字母不同表示不同植被恢复阶段间差异显著($P<0.05$)。

不同林地土壤 N_2O 排放和吸收速率季节动态规律一致, 均表现为 12 月土壤 N_2O 吸收速率最大, 随后逐渐降低, 至 9 月土壤 N_2O 表现为排放。与天然林相比, 裸地和不同恢复年限马尾松人工林土壤 N_2O 排放与吸收速率波动幅度更大。

2.3 土壤氮矿化速率季节动态

植被恢复阶段和季节变化显著影响土壤净氨化

速率、净硝化速率、净氮矿化速率, 且存在显著的恢复阶段×季节交互作用($P<0.01$, 表 2)。9 月份, 天然林土壤净氨化速率极显著高于各不同恢复年限马尾松人工林($P<0.01$, 图 2A), 而 12 月至次年 3 月、6 月与各不同恢复年限马尾松人工林无显著差异, 且各不同恢复年限马尾松人工林土壤净氨化速率间均无显著差异。各林地土壤净氨化速率从 9 月至次年 3



(图中大写字母不同表示相同恢复阶段林地不同季节间差异显著 ($P < 0.05$); 小写字母不同表示相同季节不同恢复阶段林地间差异显著 ($P < 0.05$))

图1 不同植被恢复阶段土壤 N_2O 排放速率

Fig.1 Soil N_2O emission rates at different vegetation recovery stages

月呈逐渐降低的趋势,至6月呈略微上升趋势。在不同季节,天然林土壤净硝化速率均显著高于不同恢复年限马尾松人工林($P < 0.05$,图2B),而不同恢复年限马尾松人工林土壤净硝化速率间均无显著差异。各林地土壤净硝化速率均于6月达到最低值,且不同恢复年限马尾松人工林土壤净硝化速率于6月表现为负

值。在不同季节,天然林土壤净氮矿化速率均显著高于不同恢复年限马尾松人工林($P < 0.05$,图2C),不同恢复年限马尾松人工林土壤净氮矿化速率在不同月份均无显著差异,且各林地土壤净氮矿化速率均表现为从9月至次年6月逐渐降低的趋势。

2.4 土壤氮矿化速率及其与无机氮淋溶量、 N_2O 排放速率相关性

本研究中各林地土壤净氨化速率、净氮矿化速率均与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量存在显著负相关关系,与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和无机氮淋溶量呈正相关,但相关性均不显著(表4)。土壤净硝化速率与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、无机氮淋溶量均无显著相关关系。土壤 N_2O 排放速率与土壤净氨化速率、净氮矿化速率存在极显著正相关关系($P < 0.01$),与净硝化速率存在显著正相关关系($P < 0.05$),与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量存在显著负相关关系,但与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和无机氮淋溶量无显著相关关系($P > 0.05$)。

3 讨论

在森林生态系统中, N_2O 作为温室气体比 CO_2 产生的温室效应高 300 倍左右,同时也是氮养分流失的关键环节^[23]。土壤 N_2O 释放通量的影响因素众多,例如降水量,土壤湿度和温度,土壤质地, pH, 土

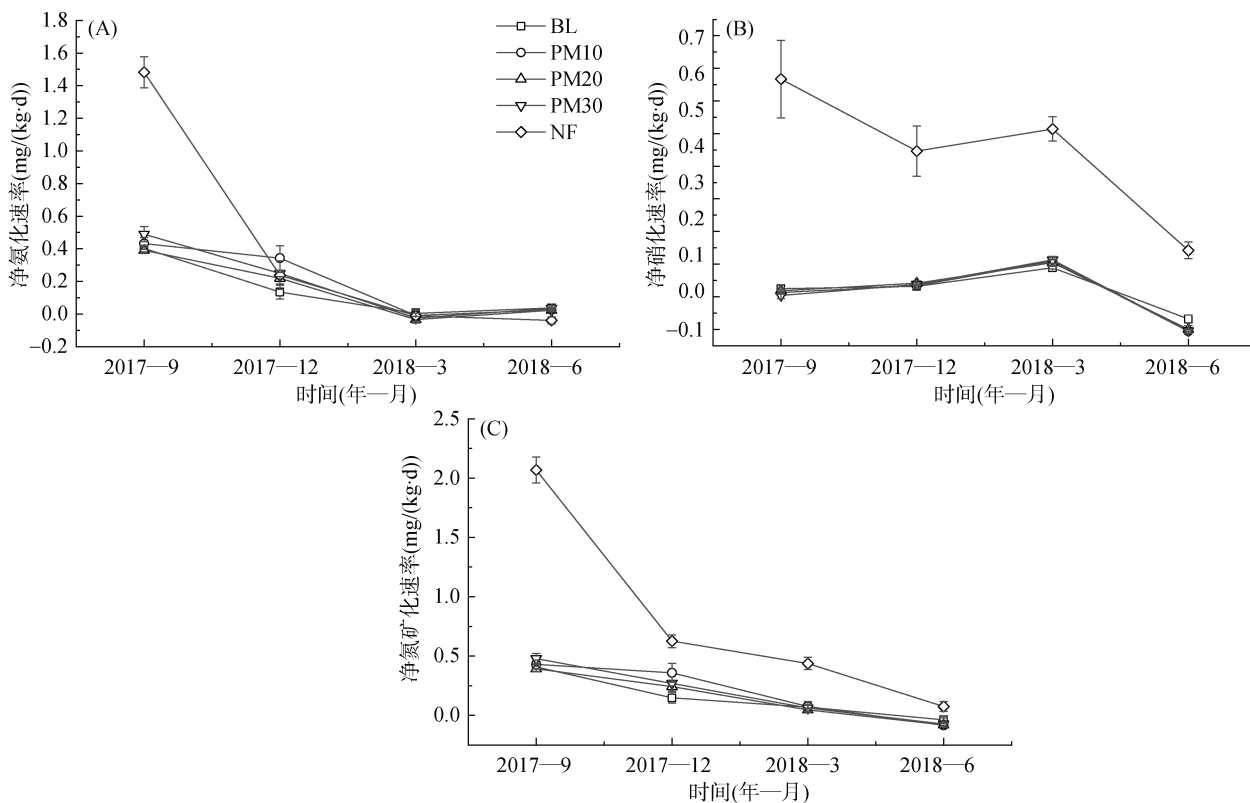


图2 不同植被恢复阶段土壤培养 14 d 净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率

Fig.2 Rates of soil net ammonification, net nitrification, and net N mineralization in different plantations after 14 days of incubation

表 4 土壤净氨化速率、净硝化速率、净氮矿化速率和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量、无机氮淋溶量、 N_2O 排放速率相关性
Table 4 Correlations between rates of soil net ammonification, net nitrification, net N mineralization and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ accumulation, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ accumulation, N_2O emission rate

	净氨化速率	净硝化速率	净氮矿化速率	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量	$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量	无机氮淋溶量	N_2O 排放速率
净氨化速率	1						
净硝化速率	0.382**	1					
净氮矿化速率	0.920**	0.714**	1				
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶量	-0.382**	-0.167	-0.320*	1			
$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶量	0.055	0.237	0.132	0.240	1		
无机氮淋溶量	0.025	0.220	0.105	0.311*	0.997**	1	
N_2O 排放速率	0.366**	0.176*	0.352**	-0.302*	-0.233	-0.251	1

注：表中 *、** 分别表示相关性达 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平。

壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量， O_2 供应状况，土壤微生物活性和反应底物状况等^[24-25]。土壤 N_2O 主要是在土壤微生物参与下的硝化和反硝化过程中产生^[26]，而土壤有机质作为大多数土壤微生物的主要碳源，其含量直接影响硝化和反硝化作用。本研究发现，各林地土壤 N_2O 均于 9 月表现为排放状态，12 月、3 月和 6 月均表现为吸收状态。本研究为室内培养，各阶段培养温度均一致，所以导致各个季节 N_2O 排放和吸收状态差异的原因很可能是土壤养分含量和含水率的变化。9 月份，降水集中且降水量大，土壤含水量显著增加，微生物活性增强，从而增加了 N_2O 排放量^[27]。于亚泽等^[28]研究发现，土壤含水量低，反硝化反应被抑制， N_2O 排放减少。汤文广等^[29]研究结果显示，水分添加显著促进了土壤微生物的矿化作用，增加了土壤无机氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$)含量，为硝化细菌和反硝化细菌提供了大量的反应底物，从而提高了 N_2O 的排放速率。同时，本研究过程中，9 月份处于植物生长代谢旺盛期，土壤表层腐殖质堆积深厚，再加上温度偏高，微生物活性强，加速了有机质分解，提高了土壤氮养分含量，促进氨化、硝化和反硝化作用，导致土壤氮养分以 N_2O 形式排放增加。而 12 月份，由于植物进入休眠期，对养分需求偏低且微生物活性较弱；3 月和 6 月则处于植物快速生长发育阶段，对土壤氮养分吸收利用增强，降低了土壤硝化和反硝化过程；从而使得土壤 N_2O 通量表现出以吸收为主。

本研究中，恢复 30 年的马尾松人工林各季节土壤 N_2O 吸收和释放通量均显著高于其他林地，天然林土壤 N_2O 吸收速率最低。随着植被恢复年限的增加，土壤 N_2O 吸收速率也明显呈现出增强的趋势，表明植被恢复一定程度上增强了土壤氮固存的能力，减少了气态氮的损失。天然林土壤 N_2O 吸收效用明显偏低，可能是因为天然林腐殖质层深厚，土壤保水能力强，表层土壤更容易在厌氧条件下增强反硝化作

用，从而使得 N_2O 吸收通量降低^[26]。同样，胡宜刚等^[30]对荒漠生物结皮-土壤系统研究发现，整个生态系统 N_2O 通量表现为吸收状态，发挥着 N_2O 的“汇”的作用，且 N_2O 的吸收多集中于降雨量较充沛的生长季。可能是降雨增大了土壤的含水率，促进了土壤在厌氧环境下的碳矿化作用和 CH_4 的排放，从而需要更多的 N_2O 作为电子受体而被消耗。

同时，土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 作为硝化作用的底物，其含量与 N_2O 排放量之间存在着显著的正相关关系^[31]。本研究中，相关性分析发现 N_2O 排放速率与净氨化速率、净氮矿化速率存在极显著正相关关系($P<0.01$)，与净硝化速率存在显著正相关关系($P<0.05$)。可见，土壤净氨化速率和净硝化速率是影响 N_2O 排放通量的主要氮转化过程。在 6 月份，不同植被恢复阶段林地土壤净硝化速率表现为负值，其原因可能与反硝化作用引起的气态氮流失有关。总的来说，不同植被恢复阶段土壤气态氮流失形态差异较明显，随植被的恢复，各林地土壤 N_2O 主要表现为吸收，表明马尾松人工林的恢复有利于减少温室气体 N_2O 的排放，优化土壤氮循环过程，是南方水土侵蚀区退化森林生态系统治理与恢复的可靠方式。

土壤氮淋溶主要受 3 方面因素影响：①氮沉降、施肥和固氮植物提高生态系统氮输入量，导致土壤氮饱和，进而增加土壤氮淋溶流失风险；②植物氮吸收能力；③土壤氮矿化速率^[32-33]。本研究中，随着马尾松人工林恢复年限增加，土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶流失量呈逐渐增加趋势，说明马尾松人工林土壤无机氮淋溶损失并未随着植被恢复得到有效控制，马尾松林氮吸收能力未得到明显增强。地带性天然林土壤无机氮主要以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 形式淋溶，该结果与其他大多数研究相一致^[34-35]。这是因为土壤胶体往往带负电荷，对土壤中带正电荷的 NH_4^+ 具有较强的吸附作用，而土壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 很容易随土壤水入渗而发生淋溶^[32]。

不同植被恢复年限马尾松人工林无机氮均主要以土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 形式淋溶, 可能是因为马尾松林有机质偏低, 土壤胶体少, 导致土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 固持降低。此外, 试验区马尾松林净氨化速率较高, 相对而言土壤中富集 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ^[8], 使得随雨水冲刷下渗过程中, 土壤淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度占比偏高^[36]。也可能是雨水将马尾松针可溶性成分及增多的可溶性盐基离子淋溶, 阻碍了后续的成盐过程, 进而加速了土壤酸化作用。酸性条件有利于土壤硝化反应的进行, 马尾松林矿化产生的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较多, NH_4^+ 的硝化反应促进了土壤盐基阳离子淋失, 因此土壤淋溶液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ^[37]。

本研究中, 3—6月PM30和NF土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋失量均显著高于PM10和PM20($P < 0.05$), 且PM30和NF土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 淋溶累积量均达到一年中的最低值。可能是因为该阶段处于植物生长发育的旺盛时期, 对土壤氮养分的需求较多, 土壤中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 较多分配给植物体所需, 因此土壤溶液中随壤中流淋失的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 相对较少^[38]。同时, 各季节土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶累积量均表现为随植被恢复年限的增加而提高, 且不同恢复年限土壤净氨化速率、净硝化速率无显著差异, 同时土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶累积量与土壤净氨化速率、净硝化速率均没有显著相关关系。

4 结论

随着南方红壤侵蚀区植被恢复的推进, 土壤 N_2O 以吸收为主, 减少了气态氮损失, 一定程度上增强了南方红壤侵蚀区土壤氮固存能力, 优化了森林生态系统氮循环, 说明马尾松人工林植被恢复是南方水土侵蚀区退化森林生态系统治理与恢复的可靠方式。同时, 不同恢复阶段马尾松人工林土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 淋溶损失并未随着植被恢复得到有效控制, 今后应继续加强森林植被的保护和持续性建设, 避免过度的人为开发和破坏, 逐步恢复林区的保水保肥功能, 以保证林区土壤养分供应的均衡性和可持续性。

参考文献:

[1] 周才平, 欧阳华, 宋明华. 中国森林生态系统氮循环特征与生产力的相互关系[J]. 应用生态学报, 2005, 16(2): 203–206.

[2] Chapuis-Lardy L, Wragge N, Metay A, et al. Soils, a sink for N_2O : A review[J]. Global Change Biology, 2007, 13(1): 1–17.

[3] IPCC. Climate change 2007: The physical science basis: Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

[4] Ye J S, Reynolds J F, Maestre F T, et al. Hydrological and ecological responses of ecosystems to extreme precipitation regimes: A test of empirical-based hypotheses with an ecosystem model[J]. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 2016, 22: 36–46.

[5] Chen J, Kuzyakov Y, Jenerette G D, et al. Intensified precipitation seasonality reduces soil inorganic N content in a subtropical forest: Greater contribution of leaching loss than N_2O emissions[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2019, 124(3): 494–508.

[6] 宣美林, 廖姝, 岳楷, 等. 亚热带不同林龄次生林与杉木林土壤氮淋溶损失特征[J]. 水土保持学报, 2023, 37(6): 283–289, 297.

[7] 梁音, 张斌, 潘贤章, 等. 南方红壤丘陵区水土流失现状与综合治理对策[J]. 中国水土保持科学, 2008, 6(1): 22–27.

[8] 刘政, 索沛衡, 轩寒风, 等. 南方红壤侵蚀区马尾松林植被恢复对土壤氮有效性和微生物量碳、氮季节动态的影响[J]. 生态学报, 2025, 45(5): 2094–2103.

[9] 刘雨, 郑粉莉, 安韶山, 等. 燕沟流域土壤微生物学性质对植被恢复过程的响应[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(4): 824–832.

[10] Tang X L, Du J, Shi Y H, et al. Global patterns of soil heterotrophic respiration—A meta-analysis of available dataset[J]. Catena, 2020, 191: 104574.

[11] 姜永孟, 邓翠, 吕茂奎, 等. 红壤侵蚀区马尾松林恢复过程中土壤异养呼吸及微生物多样性的变化特征[J]. 土壤学报, 2023, 60(4): 1156–1168.

[12] 范清华, 刘晓君, 李鹏, 等. 植被恢复条件下红壤水—土—养分淋溶特征及归因分析[J]. 浙江农林大学学报, 2025, 42(3): 444–456.

[13] 李秋嘉, 薛志婧, 周正朝. 宁南山区植被恢复对土壤团聚体养分特征及微生物特性的影响[J]. 应用生态学报, 2019, 30(1): 137–145.

[14] 崔宁洁, 刘小兵, 张丹桔, 等. 不同林龄马尾松(*Pinus massoniana*)人工林碳氮磷分配格局及化学计量特征[J]. 生态环境学报, 2014, 23(2): 188–195.

[15] 张欣影, 宁秋蕊, 李守中, 等. 亚热带红壤侵蚀区马尾松针叶生态化学计量特征[J]. 水土保持研究, 2017, 24(2): 156–161.

[16] 姜超, 陈志彪, 陈志强, 等. 红壤侵蚀区崩岗土壤养分化学计量特征分异规律[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6): 193–200.

[17] 胡华英, 张燕林, 褚昭沛, 等. 红壤侵蚀区不同植被恢复阶段土壤酶活性和微生物多样性变化[J]. 应用与环境生物学报, 2021, 27(3): 734–741.

[18] Xie J S, Guo J F, Yang Z J, et al. Rapid accumulation of carbon on severely eroded red soils through afforestation in subtropical China[J]. Forest Ecology and Management, 2013, 300: 53–59.

[19] 刘政, 魏强, 田地, 等. 便捷式土壤淋溶液采集装置: CN207610882U[P]. 2018-07-13.

[20] 刘政, 魏强, 轩寒风, 等. 简易式土壤淋溶液收集装置: CN207850751U[P]. 2018-09-11.

- [21] 刘骏, 薛莉, 岳辉, 等. 不同植被恢复阶段土壤温室气体排放对干湿交替的响应[J]. 江西农业大学学报, 2018, 40(6): 1331–1339.
- [22] 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.
- [23] 朱一, 李晓龙, 吴喆, 等. 生物质炭对不同植被类型土壤温室气体排放影响研究进展[J]. 土壤, 2023, 55(2): 234–244.
- [24] 李海防, 夏汉平, 傅声雷, 等. 剔除林下灌草和添加翅荚决明对尾叶桉林土壤温室气体排放的影响[J]. 植物生态学报, 2009, 33(6): 1015–1022.
- [25] 孔亚丽, 秦华, 朱春权, 等. 土壤微生物影响土壤健康的作用机制研究进展[J]. 土壤学报, 2024, 61(2): 331–347.
- [26] 靳鹏辉, 陈哲, 王慧, 等. 长期连续秸秆还田和生物质炭施用对稻田 N_2O 排放的影响[J]. 土壤, 2023, 55(5): 964–973.
- [27] Liu C Y, Wang K, Meng S X, et al. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2011, 140(1/2): 226–233.
- [28] 于亚泽, 焦燕, 杨文柱, 等. 不同灌溉方式旱田土壤 N_2O 排放和氮素淋溶特征[J]. 中国环境科学, 2021, 41(2): 813–825.
- [29] 汤文广, 周璋, 林明献, 等. 热带森林土壤气态氮损失及其对水分添加的响应[J]. 生态学杂志, 2018, 37(11): 3231–3236.
- [30] 胡宜刚, 冯玉兰, 张志山, 等. 沙坡头人工植被固沙区生物结皮-土壤系统温室气体通量特征[J]. 应用生态学报, 2014, 25(1): 61–68.
- [31] Kitzler B, Zechmeister-Boltenstern S, Holtermann C, et al. Controls over N_2O , NO_x and CO_2 fluxes in a calcareous mountain forest soil[J]. Biogeosciences, 2006, 3(4): 383–395.
- [32] Gundersen P, Schmidt I K, Raulund-Rasmussen K. Leaching of nitrate from temperate forests-effects of air pollution and forest management[J]. Environmental Reviews, 2006, 14(1): 1–57.
- [33] 方华军, 程淑兰, 于贵瑞. 森林土壤碳、氮淋失过程及其形成机制研究进展[J]. 地理科学进展, 2007, 26(3): 29–37.
- [34] 串丽敏, 赵同科, 安志装, 等. 土壤硝态氮淋溶及氮素利用研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(11): 200–205.
- [35] Wuyts K, De Schrijver A, Staelens J, et al. Soil inorganic N leaching in edges of different forest types subject to high N deposition loads[J]. Ecosystems, 2011, 14(5): 818–834.
- [36] 许翠清, 陈立新, 颜永强, 等. 温带森林土壤铵态氮、硝态氮季节动态特征[J]. 东北林业大学学报, 2008, 36(10): 19–21.
- [37] 杨平平, 徐仁扣, 黎星辉. 淋溶条件下马尾松针对土壤的酸化作用[J]. 生态环境学报, 2012, 21(11): 1817–1821.
- [38] 曾立雄, 黄志霖, 肖文发, 等. 三峡库区不同土地利用类型氮磷流失特征及其对环境因子的响应[J]. 环境科学, 2012, 33(10): 3390–3396.

(责任编辑: 毛小芳)