

恢复年限、林下植被及季节对马尾松林土壤氮转化的影响

黄桥明 黄俊 吕茂奎 熊小玲 张世良 谢锦升*

(福建师范大学地理科学学院, 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007)

摘要 侵蚀红壤区植被恢复能有效防治土壤侵蚀, 改善生态环境。提高侵蚀退化地土壤氮矿化潜力、增加氮有效性是改善贫瘠土壤植被生长发育的关键途径, 对恢复侵蚀地生态系统具有重要意义。采用顶盖埋管培养法研究了不同恢复年限(Y0、Y16、Y34)不同芒萁处理的马尾松林土壤净氮矿化量和净氮矿化速率的季节变化特征, 分析了植被恢复年限、林下植被覆盖及季节变化对土壤氮矿化的交互影响。结果表明, 植被恢复能使侵蚀退化地土壤养分条件得到改善。不同恢复年限马尾松林净氮矿化最高值出现在夏秋季, 而在春季为负值。植被恢复能使土壤净氮矿化量显著增加, 且净氮矿化过程以氨化作用为主。净氨化速率与净矿化速率具有相似的季节变化, 硝化速率随着恢复年限增加季节变化减小。林下裸露地净氮矿化量及速率低于芒萁覆盖地, 且去除芒萁可以降低净氮矿化量及速率。方差分析表明, 恢复年限、季节变化及其交互作用能显著影响土壤净氮矿化量及矿化速率($P < 0.001$), 而芒萁处理未能达到显著水平($P > 0.05$)。马尾松林土壤氮转化过程季节变化明显, 林分管理应按季节变化进行, 林下芒萁覆盖对侵蚀退化地马尾松林土壤氮恢复具有重要作用。

关键词 侵蚀红壤; 植被恢复; 土壤氮矿化; 季节动态; 芒萁

Effects of restoration duration, understory vegetation and seasons on soil nitrogen transformation in *Pinus massoniana* forests. HUANG Qiao-ming, HUANG Jun, LYU Mao-kui, XIONG Xiao-ling, ZHANG Shi-liang, XIE Jin-sheng* (Cultivation Base of State Key Laboratory of Humid Subtropical Mountain Ecology, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China).

Abstract: Vegetation restoration can effectively prevent soil erosion and improve ecological environment in eroded red soil regions. Enhancement of soil nitrogen (N) mineralization capacity and N availability is a key pathway to improve the growth and development of vegetation in barren soil, which is of great significance to ecosystem restoration of eroded land. The amount and rate of soil net N mineralization in *Pinus massoniana* forests under different recovery years (Y0, Y16, and Y34) and different treatments of understory vegetation (*Dicranopteris dichotoma*) were examined by in situ closed-top core incubation method. The interactive effects of vegetation restoration years, understory vegetation cover, and seasonal changes on soil N mineralization were analyzed. The results showed that vegetation restoration improved soil nutrients in the erosion-degraded land. The highest value of net N mineralization appeared in summer and autumn, but negative value was observed in spring. Vegetation restoration significantly increased the amount of soil net N mineralization, with ammonification playing a dominant role in the process of net N mineralization. The net ammonification rate and net mineralization rate showed similar seasonal pattern. The nitrification rate decreased with increasing recovery years. The amount and rate of net N mineralization in the forest gap without vegetation cover were lower than that in the forest covered with *D. dichotoma*. The removal of *D. dichotoma* reduced the amount and rate of net N mineralization.

国家自然科学基金项目(31870604)和福建省科技厅对外合作项目(2019I0010)资助。

收稿日期: 2019-12-16 接受日期: 2020-04-27

* 通讯作者 E-mail: jshxie@163.com

Results of analysis of variance showed that recovery years, seasons, and their interaction significantly affected the amount and rate of soil net N mineralization ($P < 0.001$), but the manipulation of *D. dichotoma* had no effects ($P > 0.05$). Soil N transformation in *P. massoniana* forest changed seasonally, and thus forest management should be carried out in accordance with seasonal change. *D. dichotoma* coverage under the forest plays an important role in the soil N recovery of *P. massoniana* forest.

Key words: eroded red soil; vegetation restoration; soil nitrogen mineralization; seasonal dynamics; *Dicranopteris dichotoma*.

氮素是提供植被生长发育的重要元素之一,氮素循环对于维持森林生态系统的结构和功能,维持其养分循环至关重要(Masek *et al.*, 2015; 赵文君等, 2017)。土壤氮矿化表征着土壤的供氮潜力(Jas-handeep *et al.*, 2018)。在土壤微生物和动物的作用下,将占土壤总氮量 92%~98% 的有机氮转化为无机氮提供给植被生长发育。氮素矿化也是改善贫瘠土壤上植被生长发育的关键因子(上官周平, 2004)。因此,研究土壤氮矿化,对评价脆弱生态系统的稳定性,了解土壤肥力状况及植物生产力水平具有重要意义(Yahdjian *et al.*, 2011)。

不同生态系统土壤氮矿化格局存在显著差异,全球氮矿化平均值约为 $2.41 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,并且随着纬度和海拔的增加而显著降低(Liu *et al.*, 2017)。在中国陆地生态系统中,氮矿化量最高的是农田($3.08 \pm 0.20 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$),其次是森林($2.35 \pm 0.42 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$),最低的是草地($0.57 \pm 0.13 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)(Liu *et al.*, 2016)。不同的植被类型因为凋落物和土壤微生物群落结构不同,土壤的氮矿化过程因而具有显著差异(Quan *et al.*, 2014)。土壤氮矿化不仅具有空间异质性,而且也存在季节的差异(Knoepp *et al.*, 1998)。例如,葛晓敏等(2019)研究发现,武夷山中亚热带常绿阔叶林土壤净氮矿化速率总体上较高(4—10月),春季和冬季较小。这种季节动态变化还需考虑到与土壤氮素转化过程相关的各种生物因素和非生物因素的影响。例如,土壤动物的取食及代谢活动(Kansaku *et al.*, 2008; 张文文等, 2016)、土壤温度和含水率变化(葛晓敏等, 2015; 唐海龙等, 2019)和土壤 pH 的变化(Yao *et al.*, 2011; Hanan *et al.*, 2016)等都可以影响与土壤微生物的生存环境(Kuypers *et al.*, 2018),使得土壤氮矿化和矿化速率产生变化。实际上,这些相关的生物因素和非生物因素也深受气候的影响,存在明显的季节变化和差异。因此,在气候的背景下,与氮转化过程相关的影响因素共同作用于氮

转化过程,使之呈现出相应的季节变化。目前,有关氮矿化季节变化的研究主要集中在土壤硝态氮、铵态氮及矿质氮含量的季节动态及其影响因素上(何文等, 2018; 马志良等, 2018)。有关净氮矿化速率的研究也大多集中在室内培养(李光敏等, 2019; 张秀月等, 2019),而有关野外原位土壤净氮矿化的季节变化的研究较少。

南方红壤区是仅次于黄土高原的第二大侵蚀退化区,是我国水土流失最严重的地区之一。退化红壤氮矿化能力成为植被恢复过程中重要的限制因子之一。目前有关南方红壤区氮素的研究主要集中在以下几个方面:土壤 C、N、P 及 C : N、C : P、N : P 比例随年限的增加呈上升趋势(张秋芳等, 2016); 不同重建森林模式能显著影响红壤氮素矿化过程及其有效性,其中以阔叶林矿化速率最高(秦晓蕾等, 2009); 马尾松林窗面积对土壤铵态氮和硝态氮有显著影响,小林窗更利于土壤中有效氮的积累(李建平等, 2015)。植被恢复能显著影响土壤不同氮组分的变化规律(刘俊第等, 2019),林下芒萁覆盖有助于提高氮素不同组分的含量(聂阳意等, 2018); 并且林下植被凋落物种类对土壤氮素含量具有显著影响,表现为禾草类显著高于芒萁类(潘萍等, 2018)等。土壤中的碳输入与氮矿化是一种紧密耦合的关系。林下植被的去除改变了土壤的碳输入方式,这可能影响微生物的生物量和群落结构(张浩等, 2018),进而影响土壤氮转化过程。但不同季节,水热差异明显,土壤氮矿化过程对此的响应机制还未明确。因此,研究不同恢复年限不同芒萁处理的氮矿化季节变化特征对于退化地植被恢复的土壤养分管理及森林经营可以提供科学的参考。

1 研究地区与研究方法

1.1 试验地概况

研究区位于福建省西南部的长汀县河田镇($116^{\circ}18'E-116^{\circ}32'E$, $25^{\circ}33'N-25^{\circ}48'N$),海拔

300~500 m。属中亚热带季风气候区,年均降雨量、蒸发量分别为 1700 和 1403 mm,年平均气温 17.5~19.2 ℃,平均无霜期为 260 d。该镇属长汀县最大的河谷盆地,四周被低山高丘所环抱,中部开阔。土壤主要为燕山运动早期形成的中粗粒花岗岩发育的红壤,可蚀性较高,原有地带性植被(常绿阔叶林)基本破坏殆尽,使之成为全国水土流失最严重的地区之一。试验地现有植被主要以马尾松(*Pinus massoniana*)人工林为主,林下植被以芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)为主。

1.2 样地设置

利用“时空代换”法,在河田镇选取了土壤母岩和成土条件相同,地形条件相似的的马尾松林地组成植被恢复的时间序列,分别为:未治理地(Y0)、2002 年恢复(Y16)和 1984 年进行了植被恢复的样地(Y34)。Y16 和 Y34 植被恢复前土壤的本底条件与 Y0 基本一致,均为 A 层土壤流失殆尽,B 层出露。实验样地基本情况:

未治理地(Y0):位于河田镇来油坑,土壤侵蚀程度达到强度级别,地表浅沟发育,立地条件极差。乔木主要以稀疏矮小的马尾松为主,其林下分布着少量芒萁,部分马尾松林的根系裸露。

恢复 16 年马尾松林(Y16):位于河田镇石壁下,从 2002 年开始对该地区实施穴状整地的植被恢复措施,在坡面马尾松之间挖穴,并在每穴内种植类芦苗或播种宽叶确稗,之后任其自然生长。现林下植被以芒萁为主。

恢复 34 年马尾松林(Y34):位于河田镇水东坊,从 1984 年开始对该区域实施植被恢复措施,主要是采用撩壕整地,种植黑荆,之后通过封禁管理以减少人为干扰与破坏,使其自然恢复为主。但黑荆因几次寒流大面积死亡后,目前为马尾松林,林下植被以芒萁为主,伴有少量灌木。

2014 年 8 月,在 3 个不同恢复年限的马尾松人工林(Y0、Y16、Y34)中随机设置 3 块样地,每块样地随机布设 20 m×20 m 的标准样方,并在每个马尾

松林地设置 2 种处理:保留芒萁覆盖地(NRD)、去除芒萁覆盖地(RD),并以临近样地附近设置林下裸地对照处理(CK),每个处理 3 个重复。保留芒萁覆盖和去除芒萁覆盖的样方面积 10 m×10 m。林下裸地面积和形状以每个样地实际裸露情况确定,但面积不少于 10 m²,截至开展原位氮矿化试验去除芒萁处理已有 3 年。实验样地基本情况见表 1。

1.3 研究方法

野外土壤氮矿化实验:在每个样方内,利用 PVC 管顶盖埋管法(彭银燕等,2011)原位测定土壤的铵态氮(NH₄⁺-N)含量、硝态氮(NO₃⁻-N)含量及计算净矿化速率、净氨化速率和净硝化速率。具体时间为:冬季(2017 年 12 月、2018 年 1 月)、春季(2018 年 3、4 月)、夏季(2018 年 6、7 月)、秋季(2018 年 9、10 月),采样时间为每月月末,培养间隔时间为 30 天。采样前,清除土壤表层枯枝落叶,将两只 PVC 管(内径 5 cm、高 10 cm)打入土层,取出其中一支将土壤样品装入自封袋带回实验室分析,另一根管上口密封进行原位培养,直至下个月将其取出,进行土样分析。相关土壤理化性质实验测定如下:

土壤含水率(W):采用铝盒烘干法。土壤有机碳氮(SOC、TN):采用碳氮元素分析仪(Elementar Vario MAX, Germany),测定土壤样品的有机碳和全氮含量。土壤速效磷(AP)全磷(TP):分别采用 M3 浸提法和硫酸-高氯酸消煮法提取后,使用流动分析仪(Skala San++, 荷兰)测定。土壤可溶性有机碳氮(DOC、DON):使用总有机碳分析仪(TOCVCPH, Shimadzu, 日本)测定可溶性有机碳(DOC),流动分析仪(Skala San++, 荷兰)测定可溶性有机氮(DON)。

1.4 数据处理与分析

氮素矿化的计算公式如下:
土壤净矿化量=土壤净氨化量+土壤净硝化量
土壤净氮矿化速率=(培养后土壤净矿化量-培养前土壤矿质氮含量)/培养天数

表 1 样地基本情况
Table 1 Basic information of the sample plots

恢复年限 Recovery period	优势种 Dominant species	平均树高 Average tree height (m)	平均胸径 Average DBH (cm)	马尾松密度 Density (plants · hm ⁻²)	芒萁覆盖率 Coverage (%)	坡度 Slope (°)
Y0	马尾松+芒萁(<i>P. massoniana</i> +	2.1	3.1	1741	15	19
Y16	<i>D. dichotoma</i>)	7.0	7.4	3341	90	8
Y34		13.7	14.0	1433	85	11

土壤净氨化速率=(培养后 NH_4^+ -N 含量-培养前 NH_4^+ -N 含量)/培养天数

土壤净硝化速率=(培养后 NO_3^- -N 含量-培养前 NO_3^- -N 含量)/培养天数

运用 Excel 2013 和 SPSS 22.0 软件对数据进行处理分析。单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和 LSD 多重比较法对不同数据间进行差异性比较 ($P<0.05$), 利用 Pearson 进行相关分析, Origin 9.0 软件制图。三因素方差分析比较不同因子的主效应及交互作用。

2 结果与分析

2.1 不同恢复年限马尾松林土壤理化性质

随着恢复年限的增加, 侵蚀退化地土壤养分条件得到一定的改善 (表 2)。其中, 与 Y0 相比, Y16 与 Y34 的 SOC、DON、TP、AP 显著增加 ($P<0.05$)。与裸露地 (CK) 相比, 芒萁覆盖显著增加了 SOC、DOC、DON 含量 ($P<0.05$)。而去除芒萁一定程度上

降低了土壤养分含量, 但不同恢复年限马尾松林响应对此不同。具体为去除芒萁显著降低了 Y0、Y16 的 SOC 含量; 显著降低了 Y0、Y34 的 DOC、DON 含量及显著降低了 Y34 的 TP 含量 ($P<0.05$), 而对 TN 及 AP 没有显著影响 ($P>0.05$)。

2.2 不同季节红壤净氮矿化量

从表 3 可知, 不同恢复年限马尾松林土壤净氮矿化量表现为, 春季为负值, 各恢复年限无显著差异 ($P>0.05$)。夏季、秋季和冬季均为正值。在夏季和秋季, 氮矿化量随着恢复年限增加呈现先增加后降低的趋势, 而在冬季则较相反。

在 Y0 中, 不同处理并未对夏季土壤氮矿化量产生显著影响 ($P>0.05$)。去除芒萁显著增加了秋季氮矿化量, 而保留芒萁则在冬季显著增加氮矿化量 ($P<0.05$)。在 Y16 中, 去除芒萁显著降低了秋季氮矿化量 ($P<0.05$), 夏季和冬季则与 Y0 类似。在 Y34 中, 去除芒萁显著降低了夏季、秋季和冬季的土壤氮矿化量。全年净氮矿化量表现为 Y16 显著高

表 2 土壤理化性质
Table 2 Soil physicochemical properties of the sample plots

恢复年限 Recovery period	处理 Treatment	土壤有机碳 SOC ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总氮 TN ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	可溶性有机碳 DOC ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	可溶性有机氮 DON ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总磷 TP ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效磷 AP ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Y0	NRD	6.82±1.42 Ba	0.70±0.11 Aa	13.27±2.25 Ba	1.67±0.33 Ba	0.05±0.01 Ba	0.87±0.12 Ba
	RD	4.01±0.40 Bb	0.60±0.11 Aa	8.21±2.20 Bb	0.94±0.25 Bb	0.06±0.01 Aa	0.77±0.03 Ba
	CK	1.45±0.07 Bc	0.36±0.02 Bb	2.61±1.02 Cc	0.72±0.47 Bb	0.04±0.04 Cb	0.80±0.06 Aa
Y16	NRD	11.32±0.74 Aa	0.66±0.06 Aa	17.26±4.51 Aa	3.15±0.85 Aa	0.08±0.02 ABa	2.33±0.93 Aa
	RD	9.04±0.71 Ab	0.59±0.05 Aa	13.76±4.72 Aa	2.70±0.42 Aa	0.07±0.01 Aa	1.47±0.07 Aa
	CK	7.21±1.16 Ac	0.67±0.03 Aa	8.04±0.12 Ab	2.13±0.39 Aa	0.10±0.01 Aa	1.33±0.33 Aa
Y34	NRD	12.75±0.39 Aa	0.78±0.13 Aa	11.22±1.36 Ba	4.06±0.47 Aa	0.11±0.03 Aa	1.97±0.23 Aa
	RD	10.44±2.28 Aa	0.53±0.15 Aa	6.66±0.61 Bb	2.69±0.54 Ab	0.06±0.01 Ab	1.57±0.12 Aab
	CK	6.23±0.16 Ab	0.47±0.09 Ba	6.28±0.77 Bb	2.00±0.77 Ab	0.07±0.01 Bb	1.10±0.15 Ab

注: 平均值±标准差; 不同大写字母表示不同恢复年限同一处理间差异显著, 不同小写字母表示相同恢复年限不同处理间差异显著, $P<0.05$, 下同。
Note: Mean value ± standard deviation; different capital letters indicate significant differences in different recovery years and different lowercase letters indicate significant differences in different recovery years and different treatments, $P<0.05$, the same below.

表 3 不同季节红壤净氮矿化量 ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)
Table 3 Net nitrogen mineralization of red soil in different seasons ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)

恢复年限 Recovery period	处理 Treatment	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	冬季 Winter	全年净矿化量 Annual total mineralization
Y0	NRD	-4.51±0.93 Ab	4.21±1.63 Aa	3.17±1.37 Bb	3.57±0.43 Ba	6.44±1.75 Ba
	RD	-5.94±0.25 Aab	2.35±0.34 Ba	6.04±1.02 Aa	2.25±1.02 Ab	5.52±3.11 ABa
	CK	-6.88±1.27 Aa	1.92±0.39 Ba	3.59±1.23 Bb	0.60±0.77 Ac	0.41±0.42 Bb
Y16	NRD	-2.78±0.74 Aa	5.78±2.44 Aa	7.99±0.61 Aa	3.43±0.01 Ba	13.81±3.35 Aa
	RD	-2.96±0.39 Ba	4.71±0.71 Aa	4.91±0.44 Ab	1.60±0.55 Ab	7.99±3.06 Aa
	CK	-3.00±1.80 Ba	3.92±0.20 Aa	6.57±1.08 Aa	0.94±0.33 Ab	9.98±2.61 Aa
Y34	NRD	-3.02±0.98 Aa	3.14±0.85 Aa	4.12±2.61 Ba	4.14±0.10 Aa	5.43±0.50 Ba
	RD	-2.45±0.79 Ba	0.32±0.12 Cb	1.32±0.64 Bb	2.20±0.80 Ab	2.76±0.13 Bb
	CK	-1.64±0.95 Ba	0.45±0.33 Cb	1.50±1.51 Bb	1.67±0.97 Ab	3.15±1.05 Bb

于 Y0 和 Y34($P<0.05$)。去除芒萁降低了各恢复年限净氮矿化量,其中 Y34 具有显著差异($P<0.05$)。3 个恢复年限裸露地(CK)净氮矿化量均小于芒萁覆盖地(NRD)。

2.3 红壤净氮矿化速率的季节动态变化

不同恢复年限马尾松林土壤净氮矿化速率均随着季节变化呈现出先增加后降低的趋势,且均在春季为最低值,在夏秋季达到峰值(图 1)。净氮矿化过程主要以净氨化为主,净氨化速率与净氮矿化季节变化速率类似,而净硝化速率的季节波动较小。

随着恢复年限的增加,各季节净氮矿化速率呈现先增加后降低的趋势。其中 Y16 在秋季最高,达到 $0.267\ \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,并显著大于 Y0 和 Y34($P<0.05$)。各恢复年限净氨化速率在冬季和春季无显著差异,而在夏季和秋季也呈现先增加后降低的趋势。净氮矿化速率与净氨化速率随着恢复年限的增加,季节的波动减小,而硝化速率趋于平缓。

在不同季节下,不同恢复年限芒萁处理对氮矿

化速率具有不同的效应。总体上,裸露地(CK)氮矿化速率和氨化速率小于芒萁覆盖地(NRD),去除芒萁(RD)能一定程度降低马尾松林土壤氮矿化速率和氨化速率,但在不同季节具有变动。去除芒萁(RD)使 Y0 净氨化速率提高(冬季除外)。去除芒萁显著降低了 Y0 春季的硝化速率($P<0.05$),而对 Y0 其他季节及 Y16 与 Y34 无显著影响。

2.4 红壤净氮矿化多因子交互作用分析

方差分析表明(表 4),恢复年限、季节变化能显著影响红壤净氮矿化量、净氨化量及矿化速率和氨化速率($P<0.001$),而芒萁处理未达到显著水平($P>0.05$)。在交互作用上,恢复年限与季节能交互影响红壤净氮矿化量、净氨化量、净硝化量及矿化速率、氨化速率和硝化速率($P<0.001$)。恢复年限与芒萁处理的交互作用影响净氨化量及氨化速率($P<0.05$),芒萁处理与季节及恢复年限、芒萁处理和季节未能达到显著水平($P>0.05$)。这表明恢复年限有助于氮矿化量和氮矿化速率的提升,季节变动改

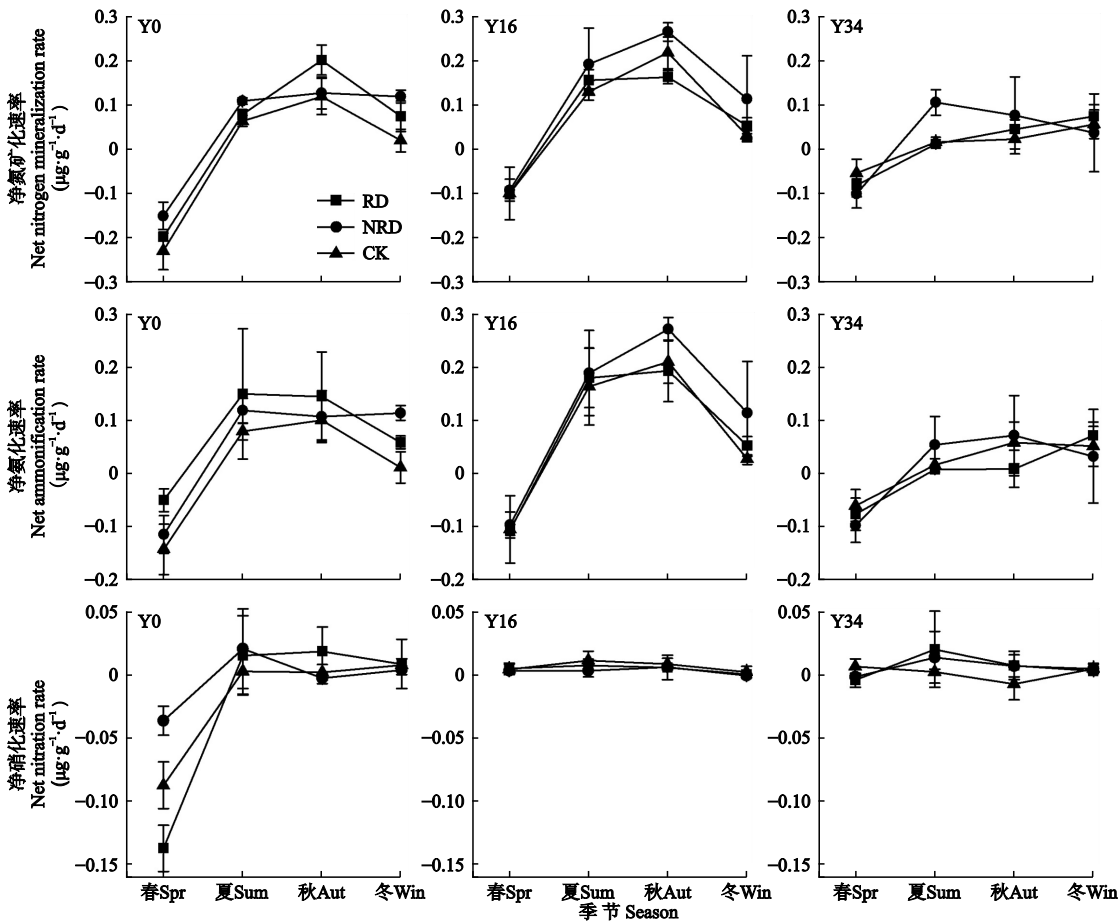


图 1 红壤净氮矿化速率的季节动态变化
Fig.1 Seasonal dynamics of net nitrogen mineralization rate in red soil

表 4 不同因子主效应及其交互作用对红壤净氮矿化的结果分析
Table 4 Multi-factor interaction analysis of net nitrogen mineralization in red soil

	净氮矿化量 Net N mineralization		净氨化量 Net ammonification		净硝化量 Net nitrification		氮矿化速率 Net N mineralization rate		净氨化速率 Net ammonification rate		净硝化速率 Net nitrification rate	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
恢复年限 Recovery period	11.88	0.00	16.20	0.00	1.50	0.23	11.91	0.00	16.16	0.00	1.51	0.23
季节 Season	88.75	0.00	80.74	0.00	9.30	0.00	87.73	0.00	80.57	0.00	9.32	0.00
恢复年限×芒萁处理 Recovery period×Treatment	1.18	0.32	2.67	0.04	0.90	0.47	1.25	0.30	2.67	0.04	0.90	0.47
恢复年限×季节 Recovery period×Season	7.89	0.00	8.47	0.00	7.07	0.00	7.84	0.00	8.47	0.00	7.06	0.00

注: 恢复年限为 Y0、Y16 及 Y34; 芒萁处理为 NRD、RD、CK; 季节为春季、夏季、秋季及冬季, $P<0.05$ 表示差异性显著。未主效应及交互的结果略去。
Note: The years of recovery are Y0, Y16, and Y34; the awn treatment is NRD, RD, and CK; the seasons are spring, summer, autumn, and winter; $P<0.05$ indicates a significant difference. Results without main effects and interactions are omitted.

变氮矿化的作用条件,影响红壤氮矿化量和速率,且二者可交互影响氮矿化过程。

3 讨 论

3.1 植被恢复对土壤净氮矿化的影响

植被恢复是土壤侵蚀区生态治理的重要措施,侵蚀地植被恢复对提升土壤有机质及土壤肥力(谢锦升等,2008),对恢复生态系统稳定性具有重要意义。本研究表明,侵蚀退化地植被恢复使土壤养分条件得到改善(表 2)。与 Y0 相比,Y16 与 Y34 的 SOC、DON、TP、AP 显著增加 ($P<0.05$),但 Y16 与 Y34 没有显著差异。这表明植被恢复后期,土壤养分增加变慢。杨怡等(2018)研究发现,氮素矿化作用表现为随植被恢复进程而提高,植被恢复对土壤净氮矿化具有重要影响,这与本研究结果一致。表 4 结果表明植被恢复年限对红壤净氮矿化量及矿化速率的主效应十分明显 ($P<0.001$)。本研究区侵蚀红壤植被恢复后氮矿化量达到 $0.3778\text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,显著低于全国森林氮矿化水平(Liu *et al.*, 2016)。虽然随着恢复时间的增加,土壤净氮矿化量显著提高(表 3),但恢复 34 年氮矿化量与矿化速率比恢复 16 年有所降低。有研究表明,土壤有机质是氮素转换的重要因素(Wang *et al.*, 2014),可以通过改变 SOM 的数量和质量来影响土壤 N 动态(Cheng *et al.*, 2013)。因此,在恢复初期,全年净氮矿化量由于植被恢复,特别是土壤有机质含量快速提升。作用于土壤氮矿化方面微生物得到适宜的生长,氮矿化量显著提高(表 3)。但到了后期,由于林分单一性质,有机质增加缓慢,使得微生物的生长受到一定的限制,氮矿化水平难以提升,甚至下降。因

此,当前侵蚀退化地应集中在土壤有机质积累与提升方面,应考虑改变马尾松人工林单一林分状况,促进其转变为地带性天然次生林,持续增加土壤养分含量和生产力,提高物种多样性(郑华等,2004),促进土壤氮矿化的提升。

3.2 土壤净氮矿化的季节变化

土壤净氮矿化量和净氮矿化速率均有显著的季节变化。本研究区马尾松林 6—9 月土壤温度最高,故土壤净氮矿化量和净氮矿化速率达到一年中的最大值,而春季降雨较多,土壤透气性差,导致厌氧微生物和反硝化细菌活跃生长,部分无机氮以气体形式散失(Zand-Parsa *et al.*, 2005),由反硝化作用引起的氮损失可能是导致净氮矿化量出现负值的主要原因。通过三因素重复方差分析结果发现(表 4),季节主效应及季节与恢复年限的交互作用显著影响了红壤净氮矿化量及矿化速率。Li 等(2018)在腾格里旱生灌木造林的研究发现,净氮矿化和硝化在夏季最高,冬季最低,并认为是由土壤温度和湿度及其与造林的相互作用所调节的。据报道,在丹江口水库库区夏季林地和灌木丛的净氮矿化率较高,冬季月份较低(Li *et al.*, 2014)。朱光艳等(2018)研究表明,大兴安岭火干扰后不同年限生长季土壤净氮矿化率呈现出显著的季节动态变化。李巍等(2015)对武夷山常绿阔叶林土壤矿化作用的研究也表明,土壤净矿化速率呈明显的季节动态变化,土壤氨化速率季节动态变化也与之趋势一致。以上研究均表明了土壤温度和湿度的季节变化对净氮矿化的重要作用。土壤温度和土壤含水率显著影响氮转化过程,并在一定范围内具有线性关系(Knoepp *et al.*, 2002;徐宪根等,2009)。土壤温度主要影响微生物

的活性及胞外酶的作用效率,从而会对氮的矿化过程产生一定的影响 (Kemmitt *et al.*, 2008)。植物在季节上具有不同的生长特性,生长季与非生长季的变化可表现为凋落物的动态变化。凋落物可以向土壤中输送养分,并为土壤动物和微生物提供栖息地和基质。因此,凋落物的变化也能影响氮转换过程。包括土壤温度、含水率等非生物因素和林木生长特性、微生物等生物因素的变化造成了土壤净氮矿化的季节变化。

3.3 林下芒萁对红壤净氮矿化的影响

林下植被对改良土壤、保持水土和防治荒漠化、促进人工林土壤养分循环和土壤质量中起着不可忽视的作用,它也是人工林经营中的一个重要部分和关键技术环节 (伍素萍等, 2019)。研究表明,与林下裸露地相比,芒萁覆盖地能有效地增加侵蚀退化红壤的净氮矿化量及矿化速率。芒萁覆盖给微生物构建氮网络与氮循环创造了有利条件。李光敏等 (2019) 研究表明林下植被保留有利于毛竹林土壤氮素的供给,这与本研究结果类似。林下植被去除经常被用作有效的营林措施之一。传统观点认为,林下植被会与乔木进行养分和水分竞争,不利于树种的生长,所以可能常常被人为去除。在大部分地区,林下植被也为当地居民擅于樵采的重要对象。因此研究林下植被去除对森林生态系统具有重要意义。Wang 等 (2014) 研究发现,林下植被的去除使得尾叶桉和厚荚相思的人工林土壤净矿化速率降低。但也有研究表明,杉木林林下植被去除对土壤氮矿化速率的影响不显著 (李佩擎, 2017), 并且对杉木人工林培育模式效果较差 (褚建民等, 2007)。这可能是不同树种及其林下植被的差异造成的。本研究表明,林下植被去除对土壤养分与土壤氮矿化和矿化速率具有一定的影响,但芒萁处理的主效应及与其他因子的交互作用并不明显 (表 4)。这表明微生物群落对土壤和植被功能组成的变化具有适应性 (Urcelay *et al.*, 2009), 因而与氮循环有关的微生物的核心作用机制并未弱化。当微生物生命活动的环境造成的群落结构显著变化时,由此产生的氮循环网络才会发生改变。

4 结 论

植被恢复能使侵蚀退化地土壤养分条件得到改善,增加了氮素矿化量。各养分元素积累在不同恢复年限对马尾松林去除芒萁响应不同。

马尾松林氮素矿化量及矿化速率具有明显的季节变动,受水热条件影响显著。因此,马尾松林的经营及管理措施需要按季节变化进行,以减少土壤氮素流失。

林下裸露地氮矿化量及速率低于芒萁覆盖地。去除芒萁可降低氮矿化量及速率。林下芒萁覆盖对侵蚀退化地植被与土壤恢复具有重要意义。

参考文献

- 褚建民, 卢琦, 崔向慧, 等. 2007. 人工林林下植被多样性研究进展. 世界林业研究, (3): 9–13. [Zhu JM, Lu Q, Cui XH, *et al.* 2007. Review on species diversity of undergrowth vegetation in plantation ecosystem. *World Forestry Research*, (3): 9–13.]
- 葛晓敏, 陈水飞, 周旭, 等. 2019. 武夷山中亚热带常绿阔叶林土壤氮矿化的季节动态. 生态环境学报, 28(7): 1351–1360. [Ge XM, Chen SF, Zhou X, *et al.* 2019. Seasonal dynamics of soil nitrogen mineralization in a mid-subtropical evergreen broad-leaved forest in Wuyi Mountains, Fujian Province, China. *Ecology and Environmental Sciences*, 28(7): 1351–1360.]
- 葛晓敏, 王瑞华, 唐罗忠, 等. 2015. 不同温湿度条件下杨树人工林土壤氮矿化特征研究. 中国农学通报, 31(10): 208–213. [Ge XM, Wang RH, Tang LZ, *et al.* 2015. Study on the effects of temperature and moisture on nitrogen mineralization of soil in poplar plantations. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 31(10): 208–213.]
- 何文, 黄玉清, 廖建雄, 等. 2018. 桂林会仙喀斯特湿地芦苇群落土壤氮的季节变化. 广西植物, 38(1): 24–35. [He W, Huang YQ, Liao JX, *et al.* 2018. Seasonal change of soil nitrogen content in reed vegetation of Huixian Karst Wetland, Guilin, China. *Guihaia*, 38(1): 24–35.]
- 李建平, 欧江, 宋小艳, 等. 2015. 马尾松人工林林窗土壤有效氮和氮转化酶活性的季节动态. 生态学杂志, 34(9): 2598–2604. [Li JP, Ou J, Song XY, *et al.* 2015. Seasonal variations of soil available nitrogen and nitrogen transformation enzyme activities in forest gaps of *Pinus massoniana* plantations. *Chinese Journal of Ecology*, 34(9): 2598–2604.]
- 李巍, 刘兰英, 陈丽华, 等. 2015. 武夷山常绿阔叶林土壤氮素矿化过程的研究. 福建农业学报, 30(6): 594–598. [Li W, Liu LY, Chen LH, *et al.* 2015. Nitrogen mineralization of soil in evergreen broadleaf forests on Mt. Wuyi. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 30(6): 594–598.]
- 李光敏, 陈伏生, 徐志文, 等. 2019. 间伐和林下植被剔除对毛竹林土壤氮矿化速率及其温度敏感性的影响. 生态学报, 39(11): 4106–4115. [Li GM, Chen FS, Xu ZW, *et al.* 2019. Effects of thinning and understory removal on soil nitrogen mineralization rate and temperature-sensitivity in a moso-bamboo plantation. *Acta Ecologica Sinica*,

- 39(11): 4106–4115.]
- 李佩擎. 2017. 林下植被去除和凋落物添加对杉木林土壤关键生态过程的影响(硕士学位论文). 南昌: 江西农业大学. [Li PQ. 2017. Effects of Vegetation Removal and Litter Addition on Key Ecological Processes of Chinese Fir Soil (Master's thesis). Nanchang: Jiangxi Agricultural University.]
- 刘俊第, 刘 骏, 胡亚林, 等. 2019. 植被恢复对红壤侵蚀区土壤氮组分的影响. 土壤通报, 50(1): 115–123. [Liu JD, Liu J, Hu YL, et al. 2019. Effect of vegetation restoration on soil nitrogen fractions in eroded red soil area. Chinese Journal of Soil Science, 50(1): 115–123.]
- 马志良, 赵文强, 赵春章, 等. 2018. 青藏高原东缘窄叶鲜卑花灌丛生长季土壤无机氮对增温和植物去除的响应. 植物生态学报, 42(1): 86–94. [Ma ZL, Zhao WQ, Zhao CZ, et al. 2018. Responses of soil inorganic nitrogen to increased temperature and plant removal during the growing season in a *Sibiraea angustata* scrub ecosystem of eastern Qinghai-Xizang Plateau. Chinese Journal of Plant Ecology, 42(1): 86–94.]
- 聂阳意, 陈 坦, 吕茂奎, 等. 2018. 植被恢复过程中芒萁覆盖对侵蚀红壤氮组分的影响. 生态学报, 38(19): 6964–6971. [Nie YY, Chen T, Lu MK, et al. 2018. Effects of *Dicranopteris dichotoma* coverage on nitrogen components during the vegetation restoration process in eroded red soil. Acta Ecologica Sinica, 38(19): 6964–6971.]
- 潘 萍, 赵 芳, 欧阳勋志, 等. 2018. 马尾松林两种林下植被土壤碳氮特征及其与凋落物质量的关系. 生态学报, 38(11): 3988–3997. [Pan P, Zhao F, Ouyang XZ, et al. 2018. Characteristics of soil carbon and nitrogen and relationship with litter quality under different understory vegetation in *Pinus massoniana* plantations. Acta Ecologica Sinica, 38(11): 3988–3997.]
- 彭银燕, 黄运湘. 2011. 土壤氮素矿化试验研究方法及其应用. 现代农业科技, (24): 288–291. [Peng YY, Huang YX. 2011. Research method and application of soil nitrogen mineralization. Modern Agricultural Science and Technology, (24): 288–291.]
- 秦晓蕾, 余明泉, 杨清培, 等. 2009. 退化红壤区不同重建模式森林土壤氮素矿化过程及其有效性. 江西农业大学学报, 31(2): 278–282. [Qin XL, Yu MQ, Yang QP, et al. 2009. Comparative nitrogen mineralization and its availability in different rehabilitating forests in degraded red soil. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 31(2): 278–282.]
- 上官周平. 2004. 旱地作物氮素营养生理生态. 北京: 科学出版社. [Shang GZP. 2004. Physiological Ecology of Nitrogen Nutrition in Dryland Crops. Beijing: Science Press.]
- 唐海龙, 王景燕, 黄 帅, 等. 2019. 华西雨屏区常绿阔叶林土壤氮矿化对温度和湿度变化的响应. 甘肃农业大学学报, 54(2): 124–131. [Tang HL, Wang JY, Huang S, et al. 2019. Responses of soil nitrogen mineralization of evergreen broad-leaved forest in rainy area of western China to moisture and temperature. Journal of Gansu Agricultural University, 54(2): 124–131.]
- 伍素萍. 2019. 不同林下植被管理模式对杉木人工林结构的影响. 湖南林业科技, 46(5): 24–27. [Wu SP. 2019. Effects of different understory management models on structure of *Cunninghamia lanceolata* plantation. Hunan Forestry Science & Technology, 46(5): 24–27.]
- 谢锦升, 杨玉盛, 解明曙, 等. 2008. 植被恢复对退化红壤轻组有机质的影响. 土壤学报, 45(1): 170–175. [Xie JS, Yang YS, Jie MS, et al. 2008. Effect of vegetation restoration on light fraction in eroded degraded red soil in Subtropics of China. Acta Pedologica Sinica, 45(1): 170–175.]
- 徐宪根, 周 焱, 阮宏华, 等. 2009. 武夷山不同海拔高度土壤氮矿化对温度变化的响应. 生态学杂志, 28(7): 1298–1302. [Xu XG, Zhou Y, Ruan HH, et al. 2009. Responses of soil nitrogen mineralization to temperature change along an elevation gradient in Wuyi Mountains, China. Chinese Journal of Ecology, 28(7): 1298–1302.]
- 杨 怡, 欧阳运东, 陈 浩, 等. 2018. 西南喀斯特区植被恢复对土壤氮素转化通路的影响. 环境科学, 39(6): 2845–2852. [Yang Y, Ouyang DY, Chen H, et al. 2018. Effects of vegetation restoration on soil nitrogen pathways in a karst region of southwest China. Environmental Science, 39(6): 2845–2852.]
- 张 浩, 吕茂奎, 谢锦升. 2018. 红壤侵蚀区芒萁对土壤微生物群落结构的影响. 生态学报, 38(5): 1639–1649. [Zhang H, Lu MK, Xie JS. 2018. Effect of *Dicranopteris dichotoma* on soil microbial community structure in red soil erosion area. Acta Ecologica Sinica, 38(5): 1639–1649.]
- 张秋芳, 陈奶寿, 陈 坦, 等. 2016. 不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征. 中国水土保持科学, 14(2): 59–66. [Zhang QF, Chen NS, Chen T, et al. 2016. Ecological stoichiometry characteristics of eroded red soil indifferent restoration years. Science of Soil and Water Conservation, 14(2): 59–66.]
- 张文文, 杨宝玲, 董可嘉, 等. 2016. 苏北沿海不同土地利用方式土壤动物对有机氮矿化的影响. 南京林业大学学报(自然科学版), 40(4): 1–9. [Zhang WW, Yang BL, Dong KJ, et al. 2016. Effect of soil fauna on organic nitrogen mineralization under different land use patterns in a coastal area of northern Jiangsu Province, China. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 40(4): 1–9.]
- 张秀月, 付岩梅, 刘 楠, 等. 2019. 原始红松林退化演替后土壤氮矿化特征变化. 生态学报, 39(10): 3566–3574. [Zhang XY, Fu YM, Liu N, et al. 2019. Characteristics of soil nitrogen mineralization in the degraded and successional primitive Korean pine forest in the Lesser Khingan Mountain, Northern China. Acta Ecologica Sinica, 39(10): 3566–3574.]
- 赵文君, 崔迎春, 吴 鹏, 等. 2017. 森林土壤氮矿化研究进展. 贵州林业科技, 45(2): 51–57. [Zhao WJ, Cui YC, Wu P, et al. 2017. Research progress on nitrogen mineralization of forest soil. Guizhou Forestry Science and Technology, 45(2): 51–57.]

- 郑 华, 欧阳志云, 易自力, 等. 2004. 红壤侵蚀区恢复森林群落物种多样性对土壤生物学特性的影响. 水土保持学报, **18**(4): 137–141. [Zhen H, Ouyang ZY, Yi ZL, *et al.* 2004. Species diversity of restored forests and their effects on soil biological properties in red soil eroded region. *Journal of Soil Water Conservation*, **18**(4): 137–141.]
- 朱光艳, 胡同欣, 李 飞, 等. 2018. 火后不同年限兴安落叶松林土壤氮的矿化速率及其影响因素. 中南林业科技大学学报, **38**(3): 88–96. [Zhu GY, Hu TX, Li F, *et al.* 2018. Soil nitrogen mineralization rate and its impact factors in *Larix gmelinii* forest after different years fire disturbance. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, **38**(3): 88–96.]
- Cheng XL, Yang YH, Li M, *et al.* 2013. The impact of agricultural land use changes on soil organic carbon dynamics in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Plant and Soil*, **366**: 415–424.
- Hanan EJ, Schimel JP, Dowdy K, *et al.* 2016. Effects of substrate supply, pH, and char on net nitrogen mineralization and nitrification along a wildfire-structured age gradient in chaparral. *Soil Biology & Biochemistry*, **95**: 87–99.
- Jashandeep K, Cihacek LJ, Amitava C. 2018. Estimation of nitrogen and sulfur mineralization in soils amended with crop residues contributing to nitrogen and sulfur nutrition of crops in the North Central U.S. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **49**: 2256–2266.
- Kansaku N, Soma A, Furukawa S, *et al.* 2008. Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. *Biology and Fertility of Soils*, **44**: 435–442.
- Kemmitt SJ, Lanyon CV, Waite IS, *et al.* 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass: A new perspective. *Soil Biology & Biochemistry*, **40**: 61–73.
- Knoepp JD, Swank WT. 1998. Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant and Soil*, **204**: 235–241.
- Knoepp JD, Swank WT. 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology & Fertility of Soils*, **36**: 177–182.
- Kuypers MMM, Marchant HK, Kartal B. 2018. The microbial nitrogen-cycling network. *Nature Reviews Microbiology*, **16**: 263–276.
- Li M, Zhou XH, Zhang QF, *et al.* 2014. Consequences of afforestation for soil nitrogen dynamics in central China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **183**: 40–46.
- Li XJ, Yang HT, Shi WL, *et al.* 2018. Afforestation with xerophytic shrubs accelerates soil net nitrogen nitrification and mineralization in the Tengger Desert, Northern China. *Catena*, **169**: 11–20.
- Liu Y, He N, Wen X, *et al.* 2016. Patterns and regulating mechanisms of soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity in Chinese terrestrial ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **215**: 40–46.
- Liu Y, Wang C, He N, *et al.* 2017. A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: Latitudinal patterns and mechanisms. *Global Change Biology*, **23**: 455–464.
- Masek JG, Hayes DJ, Hughes MJ, *et al.* 2015. The role of remote sensing in process-scaling studies of managed forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, **355**: 109–123.
- Quan Q, Wang C, He N, *et al.* 2014. Forest type affects the coupled relationships of soil C and N mineralization in the temperate forests of northern China. *Scientific Reports*, **4**: 6584.
- Urcelay C, DíazS, Gurvich DE, *et al.* 2009. Mycorrhizal community resilience in response to experimental plant functional type removals in a woody ecosystem. *Journal of Ecology*, **97**: 1291–1301.
- Wang FM, Zou B, Li HF, Li ZA, 2014. The effect of understory removal on microclimate and soil properties in two subtropical lumber plantations. *Journal of Forest Research*, **19**: 238–243.
- Yahdjian L, Gherardi L, Sala OE. 2011. Nitrogen limitation in arid-subhumid ecosystems: A meta-analysis of fertilization studies. *Journal of Arid Environments*, **75**: 675–680.
- Yao H, Qiao X. 2011. Soil pH controls nitrification and carbon substrate utilization more than urea or charcoal in some highly acidic soils. *Biology and Fertility of Soils*, **47**: 515–522.
- Zand-Parsa S, Sepaskhah AR, Ronaghi A. 2005. Development and evaluation of integrated water and nitrogen model for maize. *Agricultural Water Management*, **81**: 227–256.

作者简介 黄桥明,男,1993年生,硕士研究生,主要从事侵蚀地生态恢复研究。E-mail: 945291837@qq.com
责任编辑 魏中青
