

DOI: 10.5846/stxb201811272578

陈磊,常顺利,张毓涛,张云云.天山林区土壤总氮矿化过程对季节性冻融的响应.生态学报,2020,40(12):3968-3978.

Chen L, Chang S L, Zhang Y T, Zhang Y Y. Response of soil gross nitrogen mineralization processes to seasonal freeze-thawing in the forests of Tianshan Mountain. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(12): 3968-3978.

天山林区土壤总氮矿化过程对季节性冻融的响应

陈 磊¹, 常顺利^{1,*}, 张毓涛², 张云云¹

1 新疆大学资源与环境科学学院绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046

2 新疆林科院森林生态研究所, 乌鲁木齐 830063

摘要:森林土壤总氮矿化对冻融过程的响应机制尚不明确,氮矿化速率和转化情况尚缺乏定量刻画。通过土壤原位法与室内培养分析相结合,利用¹⁵N 同位素稀释技术,研究冻融期间天山林区乔木林地、灌丛、草地 3 种群落类型土壤总氮矿化及转化累积量的动态,分析土壤总氮矿化速率与土壤温度、含水率及微生物量氮(MBN)的相互关系。结果表明:(1)冻融过程及群落类型对总氮矿化速率和 MBN 含量有极显著的影响($P<0.01$),秋、春季冻融期的总氮矿化速率相比冻结期更高;(2)季节性冻融期间,乔木林地土壤总氮矿化累积量在 3 种群落类型中最高(163.9 kg N hm⁻² a⁻¹),秋、春冻融期占整个时期的比值约为 66%;而总硝化累积量在 3 种群落类型中相差较小,秋、春冻融期占比均约为 77.4%;(3)土壤温度和含水率显著影响总氮矿化速率、净氮矿化速率和 MBN 速率,随土壤温度增加,总氮矿化速率(林地和灌丛)显著升高($P<0.05$);随土壤含水率增加,净氮矿化速率(灌丛)和净硝化速率(灌丛)显著降低($P<0.05$)。通过揭示天山林区土壤总氮矿化速率(总氮矿化速率和总硝化速率)及转化累积量对冻融过程的响应情况,本研究为天山森林土壤中氮的生物地球化学过程提供了有价值的基础数据。

关键词:冻融;总氮矿化;¹⁵N;微生物量氮;云杉森林

Response of soil gross nitrogen mineralization processes to seasonal freeze-thawing in the forests of Tianshan Mountain

CHEN Lei¹, CHANG Shunli^{1,*}, ZHANG Yutao², ZHANG Yunyun¹

1 Key Laboratory of Oasis Ecology, College of Resource and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi 830046, China

2 Institute of Forest Ecology, Xinjiang Academy of Forestry, Urumqi 830063, China

Abstract: Freeze-thawing affects the soil gross nitrogen (N) mineralization in forest ecosystems, but is lack of the quantitative characterization. The response mechanism of N mineralization rate and conversion to the freeze-thawing process is not clear. In this paper, ¹⁵N pool dilution technique with situ and indoor incubation methods was used to analyze the dynamic process and accumulation of gross N mineralization during the freeze-thawing period (from November 1, 2017 to April 15, 2018) of three community types of soil in woodland, bushland, and grassland in Tianshan Mountain. We also analyzed the relationship between soil gross N mineralization rate and soil temperature, moisture content and microbial biomass N (MBN) during freeze-thawing. The results showed that: (1) the gross N mineralization rate, net N mineralization rate and MBN content have been affected by the freeze-thawing process and the community types significantly ($P<0.01$). The gross N mineralization rate in autumn and spring freeze-thawing period was higher than that in the constant frozen period. (2) The cumulative gross ammonification accumulation of woodland, bushland, and grassland communities in the whole period was 163.9, 88.3, 103.4 kg N hm⁻² a⁻¹. The ratio of gross ammonification accumulation during freeze-thawing period accounted for about 66% of that accumulated in the whole period. The gross nitrification was 55.4, 41.6 and

基金项目:国家自然科学基金项目(U1503187)

收稿日期:2018-11-27; 网络出版日期:2020-04-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ecocsl@163.com

47.1 kg N hm² a⁻¹, and the ratio was about 77.4%. (3) The gross N mineralization rate, net N mineralization rate, and MBN rate have been affected by soil temperature and moisture significantly. As soil temperature increased, gross ammonification rate (only woodland and bushland) increased significantly ($P < 0.05$). When soil moisture content increased, net ammonification rate (bushland), net nitrification rate (bushland) decreased significantly ($P < 0.05$). By revealing the soil gross nitrogen mineralization rate (gross ammonification rate and gross nitrification rate) and the cumulative amount of conversion, the response to the freeze-thawing process can provide a theoretical basis for the biogeochemical process of forest soil in Tianshan Mountain.

Key Words: freeze-thawing; gross nitrogen mineralization; ¹⁵N; microbial biomass nitrogen; spruce forest

土壤冻融通常是因季节或昼夜气温变化而出现土壤冻结和融化的现象^[1],其实质为土壤水的相态变化过程^[2],冻融以多种方式影响着高纬度和高海拔区域的土壤氮素转化过程^[3]。氮矿化是森林土壤矿物氮的主要来源^[4],其多受土壤 pH 值^[5]、微生物量氮 (Microbial biomass nitrogen, MBN)^[6]、群落结构^[5]和土壤酶活性^[6]等因子的影响。国内外研究学者认为冻融过程会显著影响净氮矿化、反硝化和硝化等作用^[3,7],另外水、热等环境因子及微生物量氮对氮矿化过程有重要的影响^[8]。

由于冻融期间土壤氮素生物地球化学循环过程难以被量化^[9],研究总氮矿化过程研究能够有效测定氮循环各过程的速率^[10],现在多利用¹⁵N 同位素稀释法来测定总氮矿化速率和累积量^[11]。冻融期间温度和含水率改变后会影响到土壤理化性质和生物学性状,继而影响总氮矿化过程^[11]。现有国外报道中多针对温带森林、草原等^[12-13]土壤总氮矿化对冻融过程的响应情况进行研究^[14]。Metelski 等^[15]对加拿大萨斯克彻温省森林土壤研究发现土壤冻结后铵态氮 (NH₄⁺-N) 含量较对照组更高。Christopher 等^[16]在日本北海道 3 个不同地点进行的森林土壤试验中认为经过冻融过程后土壤硝态氮 (NO₃⁻-N) 含量会显著增加。目前国内报道多集中于冻融期土壤净氮矿化动态过程、雪被覆盖等环境因素对净矿化速率的影响等方面的研究^[12,17],另外现有研究也涉及较小时间尺度上的总氮矿化室内实验^[9]、不同群落类型土壤氮矿化差异^[12]及冻融过程对土壤微生物数量的影响^[18]等方面的内容,但少见冻融过程中森林土壤总氮矿化动态过程的研究^[19]。

天山林区是干旱区山地的主要组成部分,对全球气候变化十分敏感^[20]。林区所处纬度与海拔较高,冻融时期长达 4—6 个月,在秋冬与冬春交替期间温度变化较大^[20]。由于冬季雪被覆盖,野外调查与取样较为困难,该区冬季土壤氮矿化动态及影响因素的研究仍相对缺乏。因此,本文在天山北坡林区设置不同类型植被样地,根据测定数据分析土壤氮矿化动态及与水、热环境因子的关系,拟回答以下科学问题:(1)冻融期间天山林区不同群落类型土壤总氮矿化速率、累积量及季节贡献率;(2)各氮素之间的相关关系以及温度、含水率和 MBN 等因素对土壤总氮矿化速率的影响。以便深入了解冻融期天山林区土壤氮循环过程及冻融期土壤氮素转化和迁移,以期为天山林区可持续经营提供理论指导,同时为该地区氮循环提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

以中国森林生态系统研究网络 (China Forest Ecology Research Net, CFERN) 天山森林生态系统定位研究站 (43°24'48"—43°26'18"N, 87°27'29"—87°28'48"E) 为依托进行样地布设及采样,定位站海拔为 1908 m。属温带大陆性气候,最热月平均气温为 10—16℃,最冷月平均气温 -11—-9℃,年降水量 350—600 mm,雨季集中在 6—8 月,年蒸发量 980—1150 mm,年均相对湿度 65%,平均无霜期 89 d,≥10℃积温为 1170.5℃,最大积雪深度为 65 cm。土壤冻结期为 11 月初至次年 4 月底,持续 6 个月。天山云杉温带针叶林为该地植被类型的优势种,郁闭度约为 0.4—0.8,林下土壤为山地灰褐色森林土^[21]。

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计与采样方法

于 2017 年 9 月植物生长季末期在定位站附近的乔木林地 (woodland)、灌丛 (bushland) 和草地 (grassland) 3 个群落结构中, 分别随机布设 3 个 20 m × 20 m 的样方 (图 1)。在每个样地内布设 40 根不锈钢管 (钢管直径为 11 cm、长度为 20 cm、管壁厚度为 2 mm), 平行每隔约 7 m 设 4 排, 每排 10 根土柱。因钢管较为坚固、管壁较薄, 取用厚木板置于其上截面部分, 垂直敲击钢管于土壤中 (为防止部分根系被切断后植物死亡, 需要为每个土柱补充 200 mL 水)。为冻结期时方便取样, 在每个钢管的外管壁套塑料薄膜, 距上截面 1.5 cm 处对称开孔 (孔径为 0.5 mm)。其中每个样地 20 根用于测定矿质氮含量和净氮矿化速率, 另外 20 根用于测定总氮矿化速率, 共布设 360 根。

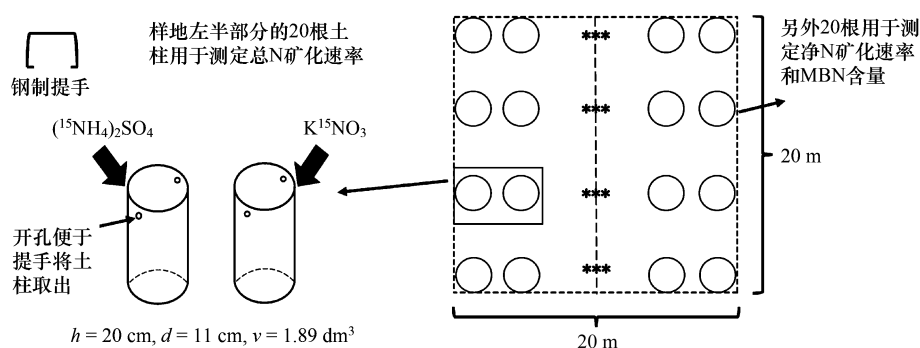


图 1 样地布设图

Fig.1 Sampling plot layout

为测定总氮化和总硝化速率, 在每个样地中随机取出 2 个土柱, 分别对土柱进行 $K^{15}NO_3$ 和 $(^{15}NH_4)_2SO_4$ 同位素溶液标记 (选取 30% 丰度, 上海化工院), 置于装有冰袋的保温箱中。另外, 在每个样地中随机选取 1 个土柱 (20 个土柱按相邻位置被分为 10 对), 另一个土柱留待两周的原位反应后采取, 用于测定净氮矿化速率和 MBN 含量。

为测定表层土壤 (-5 cm) 的温度和含水率连续变化数据, 在每种群落类型选取 1 个样地布设便携性温度计 (MicroLite 5032P-RH, Fourtec-Fourier Technologies, Israel) 和 FD 探针 (ECH2O-5, Decagon Devices, Pullman, USA), 设置每 30 min 采样一次, 每日分别产生 48 个温、湿度数据, 便于形成连续数据 (图 2)。在样地中心位置挖取 1 个 5 cm 浅坑 (坑底需平整), 将温度计和 FD 探针放入后, 复原土壤环境。每两个月将温湿度探测器的数据导入笔记本电脑中, 并为探测器更换电池。日均降水、日均气温等数据由定位站提供。分别在秋季冻融期 (AFP, Autumn Freeze-thaw Period, 2017.11.01—2017.11.17), 冻结期 (CFP, Constantly Frozen Period, 2017.11.17—2018.3.12) 和次年春季冻融期 (SFP, Spring Freeze-thaw Period, 2018.3.12—2018.4.15) 进行采样 (每月的中旬或下旬各 1 次), 共采 10 次。

1.2.2 实验室分析方法

利用 ^{15}N 稀释技术确定总氮化和总硝化速率^[22], 将土柱置于恒温恒湿培养箱中培养 (温度设为样地前三日平均土壤温度)。标记后的 18 小时 (t_1) 和 42 小时后 (t_2), 分别取出样品置于冰箱冷冻室中 (-20℃) 存放, 以便送往检测机构 (ICAS 英格尔检测认证集团, 上海) 测得不同培养时间的 ^{15}N 丰度。另外, 将采集的土壤样品经过自然风干后过 0.149 mm 筛 (100 目)。土壤硝态 N 含量使用酚二磺酸比色法测定, 铵态氮利用靛酚蓝比色法测定, MBN 用氯仿熏蒸-提取 (FE) 法测定。另外土壤含水率用称重法测定 (105℃, 12 h)。

1.2.3 氮矿化速率及氮转化累积量计算方法

在查阅文献的基础上, 结合本实验研究现状, 采用 Kirkham 和 Bartholomew 给定的公式确定总氮矿化速率^[23]:

$$M = \frac{M_0 - M_1}{t_2 - t_1} \frac{\log(H_0 M_1 / H_1 M_0)}{\log(M_0 / M_1)} \quad (1)$$

$$C = \frac{M_0 - M_1}{t_2 - t_1} \frac{\log(H_0 / H_1)}{\log(M_0 / M_1)} \quad (2)$$

M_0 和 M_1 为培养 18 h 和 42 h 后 NH_4 库, H_0 和 H_1 为培养 18 h 和 42 h 后高于自然丰度的 $^{15}\text{NH}_4$ 库, M 为总氮矿化率 ($\text{mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), C 为 NH_4^+ 消耗率 ($\text{mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), t 为培养时间间隔。

净氮矿化速率采用以下公式^[24]计算:

$$R_{\text{amm}} = \frac{c(\text{NH}_4^+-\text{N})_{i+1} - c(\text{NH}_4^+-\text{N})_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (3)$$

$$R_{\text{nit}} = \frac{c(\text{NO}_3^--\text{N})_{i+1} - c(\text{NO}_3^--\text{N})_i}{t_{i+1} - t_i} \quad (4)$$

$$R_m = R_{\text{amm}} + R_{\text{nit}} \quad (5)$$

R_{amm} 、 R_{nit} 、 R_m 分别代表土壤氨化速率、硝化速率和矿化速率 ($\text{mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$)。

$$N_0 = \sum N_1 \quad (6)$$

$$N_2(\%) = \frac{N_1}{N_0} \quad (7)$$

N_0 为整个时期 (2017.11.01—2018.04.15) 的氮素累积量 ($\text{kg N hm}^2 \text{a}^{-1}$), N_1 为单次氮素转化量 ($\text{kg N hm}^2 \text{a}^{-1}$), N_2 为 AFP、CFP 和 SFP 不同时期的氮素转化量占比 (%), 如公式 (7) 所示。

1.2.4 数据处理与分析方法

采用 Excel 2016 和 SPSS 19.0 软件对数据进行统计分析, 并利用 Origin 8.5 和 Prism 7 软件作图。通过双因素方差分析 (Two-Way ANOVA) 来确定冻融时期及 3 种群落类型对总氮矿化、净氮矿化和 MBN 的影响。用 Pearson 相关分析法分析土壤总氮矿化、净氮矿化和微生物量氮之间相关性。用线性回归模型来分析土壤温度和含水率对总氮矿化、净氮矿化和 MBN 的影响。

2 结果分析

2.1 冻融期土壤温度、含水率的变化

为研究冻融期间土壤总氮矿化过程, 本文对土壤表层日均含水率与日均温度进行了监测 (图 2)。2017 年秋、冬季, 天山林区土壤初次冻结于 11 月 20 日夜间形成, 于白天土壤温度高于 0°C 时结束。从 2017 年 11 月下旬至 2018 年 3 月下旬, $\geq 20 \text{ cm}$ 深度的土壤处于冻结状态。另外从 2017 年 11 月上旬至 2018 年 4 月末, 土壤含水率增加了 10.2% (图 2)。次年 3 月中旬至 4 月末为春季冻融期, 这期间土壤频繁发生冻结-融化现象。

2.2 冻融期总氮矿化速率及 MBN 含量变化

在整个时期内的总氨化速率 (图 2) 特征表现为随着土壤温度下降而持续下降, 与总硝化速率和 MBN 含量相比, 它以相反方向变化, 即伴随最小的氨化速率, 土壤 MBN 含量处于上升位置。各个冻融时期, 3 种群落类型土壤总氨化速率较为接近。表层土壤总氨化速率于 11 月中旬达到峰值 ($6.75 \text{ mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), 随土壤含水率和土壤温度的下降而至低点 ($1.3 \text{ mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), 冻结期土壤总氨化速率变化不明显。春季冻融期间, 随着土壤温度和含水率的上升, 总氨化速率缓慢上升 (图 2)。

与总氨化速率呈持续下降趋势相比, 总硝化速率在整个时期呈较为强烈的震荡变化, 数值在 $1.3\text{—}6.75 \text{ mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$ 之间 (12 月中旬和 4 月中旬, 以乔木林地土壤为例)。总硝化速率在秋季冻融过程中先增加至 $3.5\text{—}4.7 \text{ mg N kg}^{-1} \text{d}^{-1}$, 随着土壤温度和含水率下降呈减小的趋势 (图 2)。从群落类型来看, 在秋季冻融期林地土壤总硝化速率相较另外两种类型土壤较高, 并且上升速率提升更快。

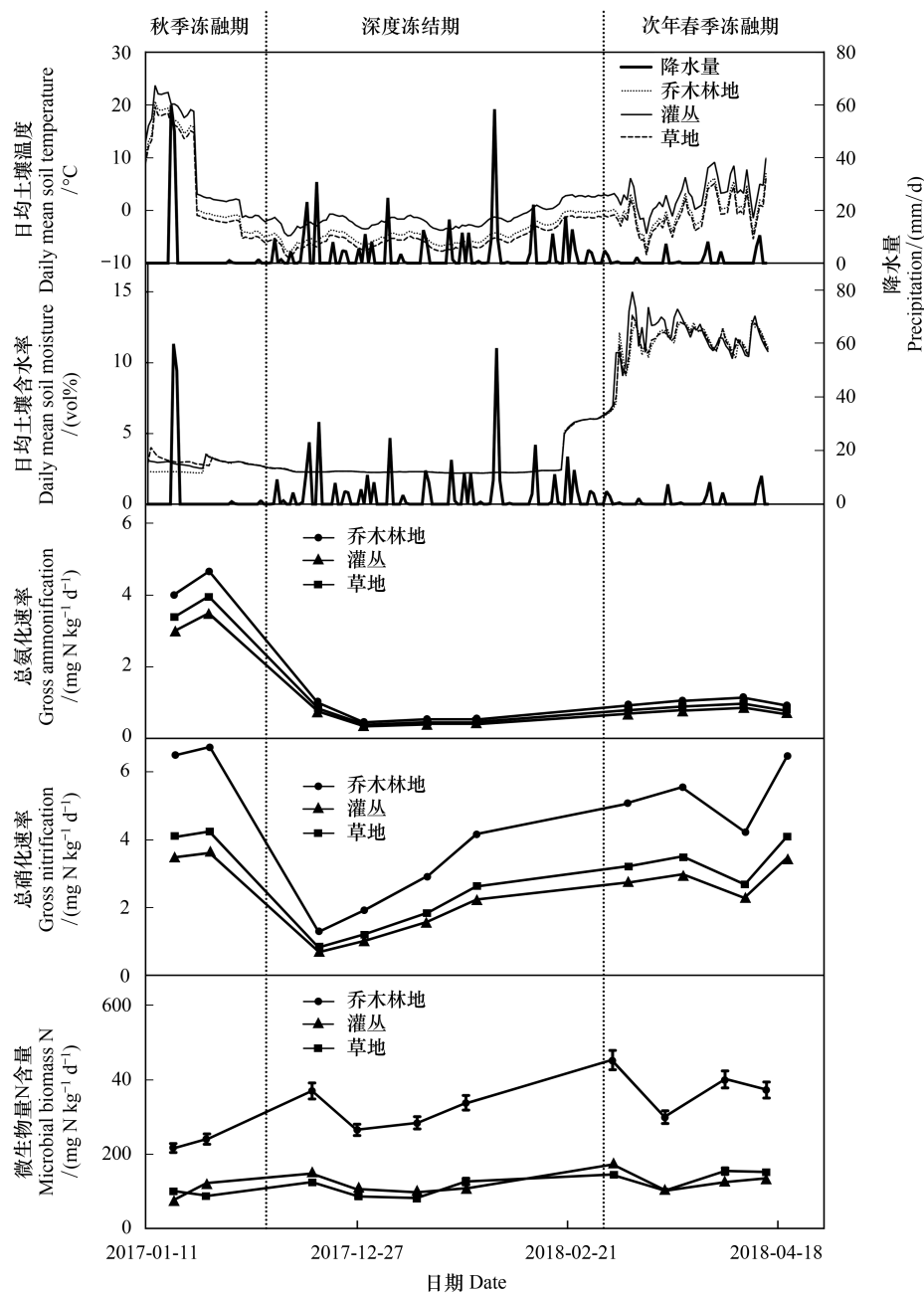


图 2 土壤总氮矿化速率、微生物量氮含量、温度及含水率变化

Fig.2 Dynamic changes in gross nitrification rate, gross ammonification rate, MBN content, temperature and moisture

AFP:秋季冻融期 Autumn freeze-thaw period;CFP:冻结期 Constantly frozen period;SFP:次年春季冻融期 Spring freeze-thaw period

土壤 MBN 含量随着表层土壤冻结后下降,但 12 月中旬的一场降水致使土壤含水率上升,MBN 含量随之而增加。春季冻融期间温度相较于冻结期有所回升,MBN 含量随之增加,但增幅不明显(图 2)。整个冻融期间,林地土壤 MBN 含量始终大于灌丛和草地。

2.3 冻融期对总氮矿化累积量、季节贡献率的影响

为了获得氮转化累积量,利用计算可以说明秋季和春季冻融期对整个冻融时期总氮矿化的重要性(公式 6, 公式 7)。整个期间乔木林地、灌丛和草地表层土壤总氮化累积量分别为 163.93 kg N hm² a⁻¹、88.27 kg N hm² a⁻¹和 103.41 kg N hm² a⁻¹,相同样地类型在不同冻融时期有显著差异($P<0.05$);而总硝化累积量为 55.43 kg N hm² a⁻¹、47.12 kg N hm² a⁻¹和 41.58 kg N hm² a⁻¹,对总硝化作用来说,相同样地类型在不同冻融时期也有

显著差异 ($P<0.05$), 并且乔木林地的总氨化和总硝化累积量最多。对于净矿化作用来说, 在相同时期不同群落类型土壤净氨化和净硝化累积量没有显著性差异 (表 1)。

秋季冻融期 (17 d) 的总氨化累积量均值占整个时期的 29.5%, 秋季冻融期总硝化量均值占比为 57.1%; 春季冻融期 (32 d) 总氨化占比为 36%, 总硝化占比为 20.3%。总氨化在秋、春冻融时期与全部冻融时期占比为 66%, 总硝化转化量占比为 77.4% (表 1)。

表 1 总氮矿化累积量、净氮矿化累积量在 3 种土地类型的不同时期所占比例
Table 1 Contributions of seasons to gross and net N turnover in woodland, grassland and bushland

样地类型 Sample type	时期 Period	总氨化		总硝化		净氨化		净硝化	
		Gross ammonification		Gross nitrification		Net ammonification		Net nitrification	
		累积量/ (kg N hm ⁻² a ⁻¹)	%	累积量/ (kg N hm ⁻² a ⁻¹)	%	累积量/ (kg N hm ⁻² a ⁻¹)	%	累积量/ (kg N hm ⁻² a ⁻¹)	%
乔木林地 Wood	AFP	48.36±0.65 cA	29.5	31.63±1.72 aA	57.1	1.33±0.11 bA	38.1	1.21±0.26 bA	34.7
	CFP	56.17±5.71 bA	34.3	12.52±0.93 bA	22.6	0.86±0.19 cA	24.6	0.9±0.39 cA	25.8
	SFP	59.40±4.11 aA	36.2	11.28±0.44 cA	20.3	1.3±0.05 aA	37.3	1.38±0.29 aA	39.5
	2017.11.01—2018.04.15	163.93±10.47		55.43±3.09		3.49±0.35		3.49±0.94	
灌丛 Bush	AFP	26.04±0.35 cB	29.5	23.73±1.29 aA	57.1	1.22±0.11 cA	34.5	1.07±0.27 cA	29.6
	CFP	30.25±3.08 bB	34.3	9.39±0.69 bA	22.6	1.12±0.42 bA	31.6	1.17±0.44 bA	32.4
	SFP	31.98±2.22 aB	36.2	8.46±0.33 cB	20.3	1.2±0.02 aA	33.9	1.37±0.37 aA	38.0
	2017.11.01—2018.04.15	88.27±5.65		41.58±2.31		3.54±0.55		3.61±1.08	
草地 Grass	AFP	30.51±0.41 cC	29.5	26.89±1.46 aB	57.1	0.87±0.29 cA	27.3	1.03±0.25 cA	26.8
	CFP	35.43±3.60 bB	33.4	10.64±0.79 bA	22.6	1.03±0.37 bA	32.3	1.37±0.58 bA	35.6
	SFP	37.47±2.60 aB	38.1	9.59±0.38 cB	20.3	1.29±0.07 aA	40.4	1.45±0.51 aA	37.7
	2017.11.01—2018.04.15	103.41±6.61		47.12±2.63		3.19±0.73		3.85±1.34	

AFP: 秋季冻融期 17 d; CFP: 冻结期 54 d; SFP: 次年春季冻融期 32 d; 百分比为不同时期对全部时间段所占比例; 不同小写字母表示氮转化量在同种样地类型、不同时期有显著变化 ($P<0.05$); 不同大写字母表示氮转化量在相同时期、不同样地类型有显著变化 ($P<0.05$); 另外表中氮素转化量数值表示为 Mean ± SE ($n=3$)

整体上冻融时期及 3 种群落类型对总氮矿化速率、净氮矿化速率和 MBN 均有极显著 ($P<0.01$) 的影响。群落结构对以上所有指标均有极显著的影响 ($P<0.01$), 冻融期对除净硝化速率以外所有指标都有极显著 ($P<0.01$) 影响 (表 2)。

表 2 冻融期及群落类型对总氮矿化速率、净氮矿化速率和微生物量氮含量的影响

Table 2 Effects of vegetation types and freeze-thaw process on gross mineralization rate, net mineralization rate and MBN content

处理 Process	df	总氨化速率		总硝化速率		净氨化速率		净硝化速率		微生物量 N 含量	
		Gross ammonification/ (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)		Gross nitrification/ (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)		Net ammonification/ (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)		Net nitrification/ (mg N kg ⁻¹ d ⁻¹)		Microbial biomass nitrogen (MBN)/(mg N kg ⁻¹)	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
群落结构 CT Community types	2	53.19	<0.01	10.11	<0.01	6.95	<0.01	0.43	<0.01	3069.77	<0.01
冻融期 FP Freeze-thaw period	9	26.24	<0.01	142.32	<0.01	52.28	<0.01	43.94	>0.05	110.85	<0.01
CT×FP	18		<0.01		<0.01	34.78	<0.01	8.27	<0.01	22.98	<0.01

矿化速率 ($n=3$), MBN ($n=3$)

总氨化速率与总硝化速率、净硝化速率、MBN 呈极显著的正相关关系 ($P<0.01$), 说明总氨化速率与总硝化速率之间有一定的相互影响, 同时总氨化速率还受 MBN 的驱动作用; 总硝化速率与净硝化速率、净氨化速率、净硝化速率呈极显著的正相关关系 ($P<0.01$), 其中净氨化速率和净硝化速率相关性较小, 同时总硝化速率也受 MBN 的影响, 总硝化速率和 MBN、净氨化速率和 MBN 速率为负相关关系, 其中净氨化速率和 MBN 速率之间呈极显著负相关关系 ($P<0.01$, 表 3)。

表 3 总氮矿化速率、净氮矿化速率和微生物量氮含量之间相关性

Table 3 The correlation coefficient of gross mineralization rate, net mineralization rate and MBN content

	总氮化速率 Gross ammonification rate	总硝化速率 Gross nitrification rate	净氮化速率 Net ammonification rate	净硝化速率 Net nitrification rate	微生物量氮含量 MBN content
总氮化速率 Gross ammonification rate	1				
总硝化速率 Gross nitrification rate	0.576 **	1			
净氮化速率 Net ammonification rate	-0.098	0.187 **	1		
净硝化速率 Net nitrification rate	0.392 **	0.292 **	0.016	1	
微生物量氮含量 MBN content	0.493 **	-0.088	-0.233 **	-0.122	1

** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关; * 在 0.05 水平(双侧)上显著相关

2.4 土壤温度及含水率对氮素动态的影响

在整个冻融时期,总氮化速率在整体上呈现出与土壤温度相关关系一致的规律,但是 3 种群落类型的相关程度有所差异。随着土壤温度的升高,总氮化速率(林地和灌丛)显著增加($P<0.05$);但 MBN 含量却与土壤温度表现相反,当土壤温度升高时 MBN(林地和草地)含量显著降低($P<0.05$, 图 3)。

当土壤含水率上升时,净氮化速率(灌丛)、净硝化速率(灌丛)和净矿化速率(灌丛)显著下降($P<0.05$),而总硝化速率和土壤含水率之间没有显著相关关系(图 4)。

3 讨论

3.1 冻融对氮矿化速率动态的影响

3.1.1 冻融对总氮矿化速率的影响

总氮矿速率能够反应土壤氮素周转情况和供氮能力,对认识植物获得可利用无机氮及生态系统氮素流失的途径起到重要作用^[22]。冻融时期氮矿化速率动态变化得知,冻融过程中土壤温度对总氮化速率和总硝化速率影响显著($P<0.05$, 图 3),冻融期的总氮矿化速率比冻结期更高(图 2)。这一观点得到了几项在草原、农业上研究的支持^[25-26],这些研究认为在冻融时期极端低温改变了土壤结构,影响土壤团粒大小和稳定性,继而影响氮素的循环和流失,使得冻融条件下总氮化和总硝化速率较高,从而促进了土壤的氮矿化过程^[25-26](图 2)。对比冻结期,秋季、春季冻融期的总氮化量和总硝化量占比为一半以上(表 1),与内蒙古草原土壤总氮转换量的研究结果相符^[2],这一时期土壤温度和含水率有所上升,微生物也更加活跃,土壤中氮素矿化过程增长更为明显^[27]。

另外研究发现,中国东部森林土壤总氮化速率显著大于总硝化速率^[26]。随着总氮化速率上升,总硝化速率极显著增加($P<0.01$)。在经典氮循环模型中总氮化反应产生 NH_4^+ ,由硝化菌吸收并消耗,故此总氮化速率一般大于总硝化速率^[28]。在整个森林生态系统中,凋落物数量影响着土壤氮库的大小,土壤有机氮含量控制氮矿化过程,进而影响地上植物对氮素的吸收^[8]。因此冻融期的总氮矿化速率相比冻结期更高,总氮化速率与总硝化速率呈显著正相关关系,前者累积转化量均值是后者的 2.47 倍(表 1, 表 2)。但这与 Holst 等的研究不同^[29],他们发现土壤硝化主要基于有机氮(异养硝化)的直接氧化作用,土壤铵库被消耗,而反硝化作用不强, N_2O 与氮素径流失作用有关,导致冻融期间土壤以总硝化过程为主导过程^[29]。

3.1.2 冻融条件下总氮矿化速率与净氮矿化速率的关系

本研究通过对比总氮矿化和净氮矿化累积量后发现,总氮矿化累积量为 $83.29 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$,净氮矿化累积量为 $3.53 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$,前者是后者的 23.59 倍(表 1)。这一结果与前人研究相近,表明总矿化累积量和净矿化累积量的比值约为 23 倍左右^[9]。当森林土壤小型无机氮库的产生和固定速率较快时,仅考虑净矿化速

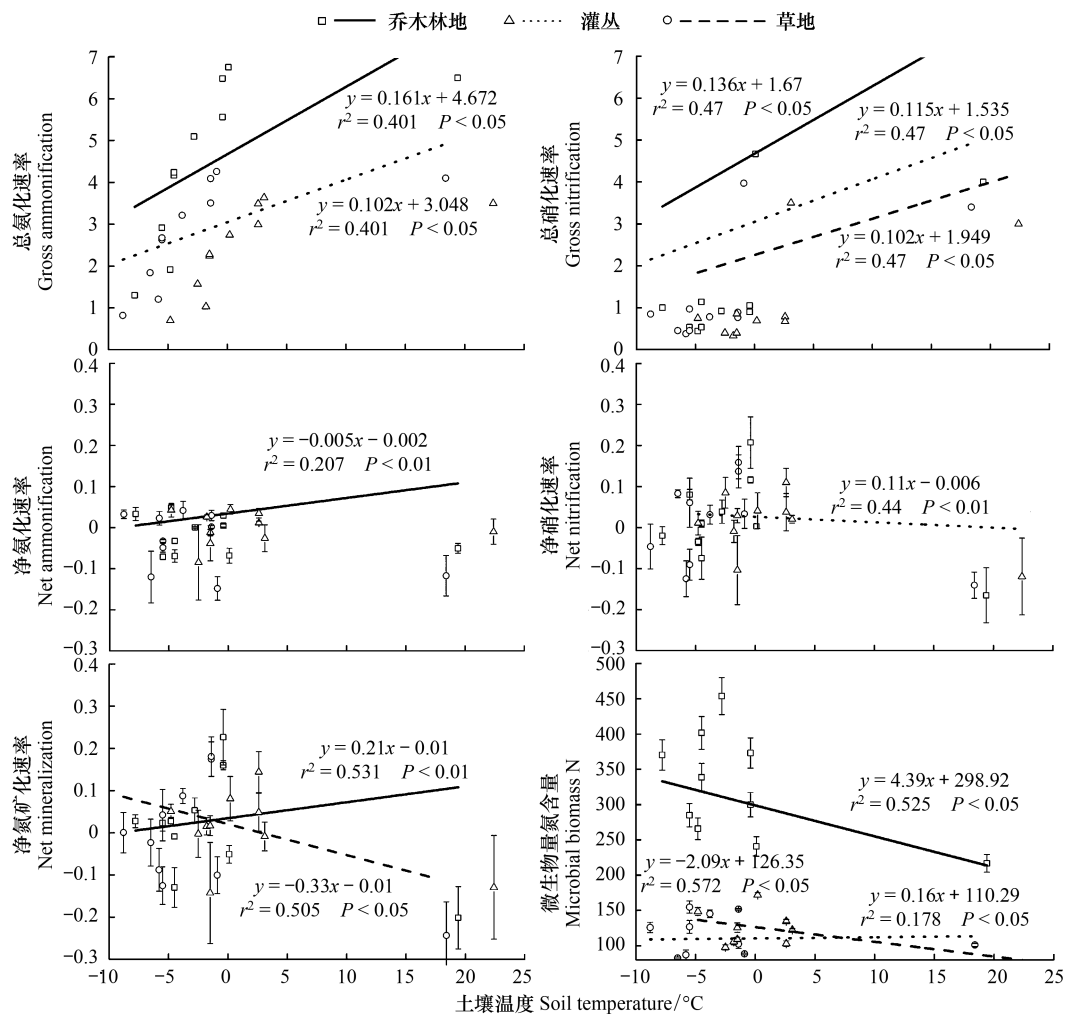


图3 土壤温度对总氮矿化速率、净氮矿化速率及微生物氮含量的影响

Fig.3 Effects of daily mean soil temperature on gross N mineralization rate, net N mineralization rate and microbial biomass N content

率可能会低估氮的累积量^[30]。对内华达山脉森林土壤的研究中,净氮化年累积量为 16—37 kg N hm² a⁻¹,而总氮化量约为此的 7 倍^[31]。

由于净矿化速率反映了氨态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)生成和固定过程的综合影响,净速率难以说明微生物活性,并且难以测定矿质氮的产生和消耗之间综合作用^[32]。在净矿化过程研究中发现当土壤去除掉表层植物后,微生物会对矿质氮大量吸收,这时净矿化累积量较低,有时会出现负值^[28]。在森林生态系统中总氮化和总硝化累积量一般较大,但是土壤中 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 的累积量却处于较低水平,这表明净矿化过程作为测量氮循环的工具十分有限^[30],因此仅考虑净速率,会减少对氨化作用和硝化作用的了解。所以,当需要更全面地了解森林土壤中的氮转化过程时,探究土壤总氮矿化和净氮矿化速率的关系是十分必要的。

3.1.3 冻融条件下不同群落类型对总氮矿化速率的影响

不同群落类型对冻融响应程度也有所差异,相较于灌丛和草地,乔木林地土壤总氮矿化速率更高,并且在冻融期贡献率更大(表 1)。不同群落类型的土壤结构及微生物种类的不同使得冻融作用下氮矿化速率和过程存在差异^[11]。有相关研究认为温带山毛榉林土壤相比于干旱区草地土壤更容易保留有水分^[33];另外在温带硬木林地土壤总氮化的实验当中显示了其与土壤含水量有显著的正效应^[34]。本实验与以上两则研究相似,相较于灌丛和草地,林地土壤质地更加松软,土壤孔隙较大,可以留存有更多的水分,能够吸附更多的 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 离子^[9,34],这使得在冻融条件下更容易进行氮矿化反应^[27]。Christopher 等人对冻融期影响矿质氮研

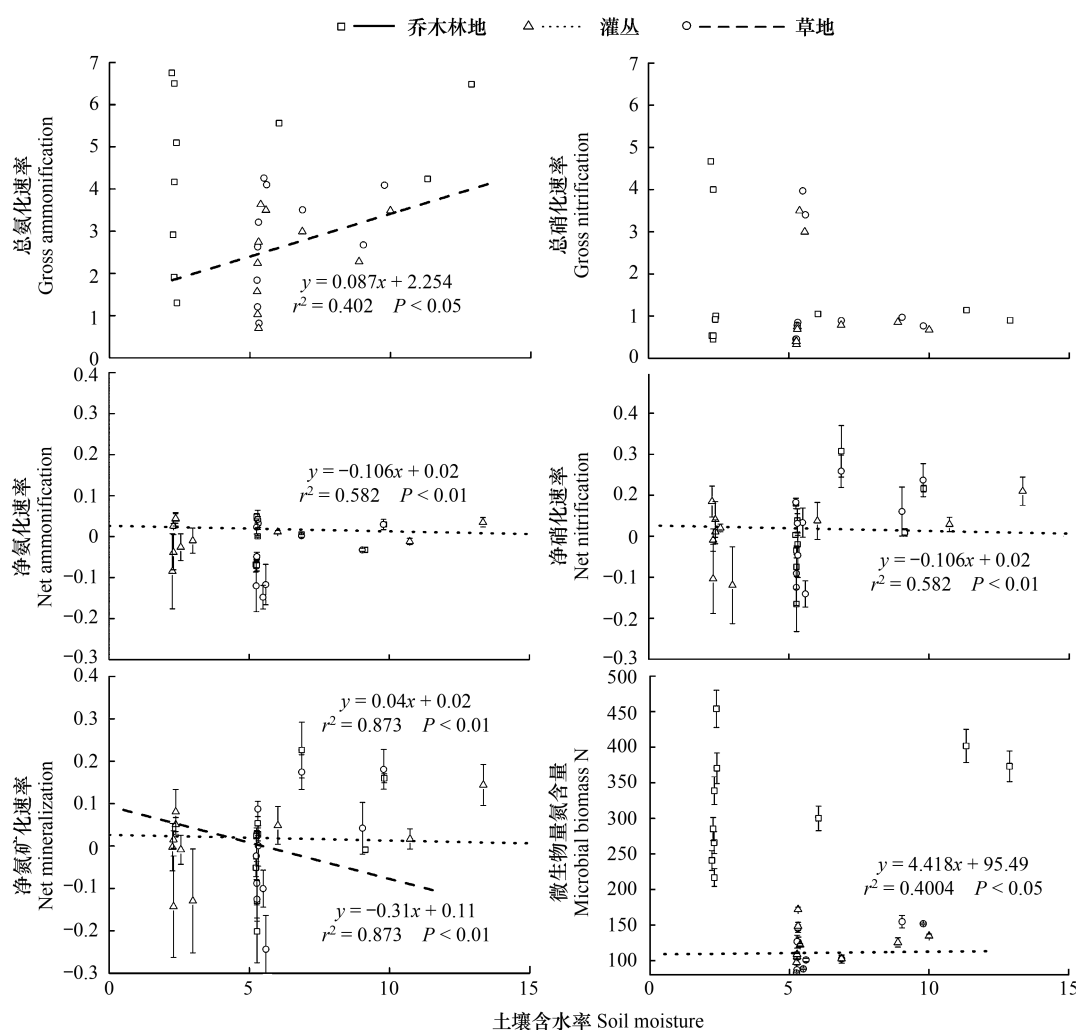


图4 土壤温度对总氮矿化速率、净氮矿化速率及微生物氮含量的影响

Fig.4 Effects of daily mean soil moisture on gross N mineralization rate, net N mineralization rate and microbial biomass N content

究中发现经过冻融过程土壤 NH_4^+ 含量变化差异不显著,而 NO_3^- 提高了约 14%^[16]。由于冻融条件下土壤生态系统和环境产生了变化,植物根系末端较容易死亡,致使植物对氮素的吸收减少,氮素能更多参与微生物矿化反应^[35]。细根死亡及微生物的分解不仅会导致土壤氨化和硝化程度高,同时使植物根部减少对 NO_3^- 的吸收,土壤中的 NO_3^- 浓度增加^[35]。

3.2 冻融条件下土壤温度、含水率及 MBN 对总氮矿化的影响

3.2.1 冻融条件下土壤温度、含水率对总氮矿化的影响

季节性冻融改变了土壤团聚体的结构和稳定性,使得土壤含水量和孔隙水迁移方向发生改变^[34],影响土壤的物理和化学作用,从而导致土壤元素循环速率和过程发生变化^[2]。在冻融情况下土壤温度和含水率会影响氮矿化过程,土壤温度和含水率对不同群落类型土壤具有显著影响(图 3, 图 4)。已经有报道证实,在冻融期间土壤温度和含水率与土壤氮矿化有显著正相关关系,这与本文的研究保持了一致^[34]。随着土壤温度和含水率上升,土壤总氨化、净氮矿化速率显著增加($P < 0.05$, 图 3, 图 4)。低温环境使土壤结构发生改变,原吸附在土壤胶体和空隙中的 NH_4^+ 会释放,增加了氨化和硝化反应^[36];在低温条件下,死亡微生物给残余微生物提供了营养成分,促进了土壤氮矿化^[34]。但是在本研究中土壤含水率与总硝化没有显著相关关系,却与净硝化呈显著负相关关系($P < 0.05$)。由于冻结的土壤中含有较多水分,非生物营力使得土壤大团聚体破坏,

土壤有机质被微生物吸收利用,土壤的还原环境使得较多反硝化过程发生,因此土壤水分与净硝化呈负相关关系^[34]。

3.2.2 冻融条件下土壤 MBN 含量对总氮矿化速率的影响

土壤温度和含水率对土壤氮矿化速率的影响主要是通过改变微生物的生理特征而进行^[37]。冻融过程使微生物群落数量及多样性显著降低,当土壤微生物死亡后,残余微生物利用其营养物质的恢复力直接决定土壤氮矿化周转能力^[37]。随着土壤 MBN 含量增加,总氮化速率显著增加($P<0.01$,表 3)。相关研究表明,冻融对土壤微生物区系、数量和酶活性上均有影响^[38]。当土壤温度下降时,土壤中冰晶体的膨胀和扩充使得微生物细胞膜和细胞壁有机械损伤,从而导致细胞形态发生变化^[38];另外当土壤水冻结时,水溶液发生浓缩,微生物细胞渗透压失去平衡,细胞膜流动性减少,导致细胞受到伤害^[38]。

在本研究中,群落类型和冻融过程对 MBN 有极显著的影响($P<0.01$,表 2)。这与奥地利温带山毛榉林土壤观察的现象相似,微生物生物量的周转和演替是土壤中可利用氮的主要来源^[39],冻融期土壤中 MBN 的累积可能会改善不同生态系统的氮利用效率(表 2,表 3)。因为 3 种群落类型土壤的结构和孔隙度不同,当冻融事件发生时土壤孔隙中储存的水分和氧气均会有所变化,当氧气扩散到达一定限度时,微生物的有氧活动减少,氮矿化速率受到影响^[40]。因此土壤温度、含水率和 MBN 是控制氮循环和微生物活性的主要因素。土壤氮素可利用性及其对气候变化的响应是预测气候变化背景下陆地生态系统碳、氮收支的关键之处^[40]。由于全新世时期天山林区的湿度值一直在增加^[41],春、秋季冻融循环过程也受到影响,总氮矿化过程对冻融循环响应的量化工作能够在一定程度上反映陆地生态系统的氮循环过程。

4 结论

综上所述,在天山林区,冻融期内土壤以总氮化过程为主;秋、春冻融期总氮矿化累积量占全年的一半以上,并且冻融期的总氮矿化速率相比冻结期更高;对不同的群落类型而言,冻融过程对总氮化速率和总硝化速率的影响差异明显。未来应进一步探究冻融条件下土壤氮矿化与碳矿化的协同效应及其氮素转化的关键微生物过程与机制,进而了解天山云杉森林中各类氮转化过程之间的关联性。

参考文献(References):

- [1] Deng M F, Liu L L, Jiang L, Liu W X, Wang X, Li S P, Yang S, Wang B. Ecosystem scale trade-off in nitrogen acquisition pathways. *Nature Ecology & Evolution*, 2018, 2(11): 1724-1734.
- [2] Wu H, Dannenmann M, Wolf B, Han X G, Zheng X, Butterbach-Bahl K. Seasonality of soil microbial nitrogen turnover in continental steppe soils of Inner Mongolia. *Ecosphere*, 2012, 3(4): 1-18.
- [3] 朱剑兴,王秋凤,何念鹏,王若梦,代景忠. 内蒙古不同类型草地土壤氮矿化及其温度敏感性. *生态学报*, 2013, 33(19): 6320-6327.
- [4] Gundersen P, Rasmussen L. Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH_4NO_3 addition. *Forest Ecology and Management*, 1995, 71(1/2): 75-88.
- [5] Gao W L, Yang H, Kou L, Li S G. Erratum to: effects of nitrogen deposition and fertilization on N transformations in forest soils; a review. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(5): 1233-1234.
- [6] Musyoki M K, Cadisch G, Enowashu E, Zimmermann J, Muema E, Beed F, Rasche F. Promoting effect of *Fusarium oxysporum* [f.sp. *strigae*] on abundance of nitrifying prokaryotes in a maize rhizosphere across soil types. *Biological Control*, 2015, 83: 37-45.
- [7] 赵媛,周旺明,王守乐,周莉,于大炮,代力民. 冻融对温带森林土壤碳、氮矿化作用的影响. *生态学杂志*, 2017, 36(6): 1548-1554.
- [8] Zhao Q, Zeng D H, Fan Z P. Nitrogen and phosphorus transformations in the rhizospheres of three tree species in a nutrient-poor sandy soil. *Applied Soil Ecology*, 2010, 46(3): 341-346.
- [9] Song Y, Zou Y C, Wang G P, Yu X F. Altered soil carbon and nitrogen cycles due to the freeze-thaw effect; a meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 109: 35-49.
- [10] Rütting T, Müller C. Process - specific analysis of nitrite dynamics in a permanent grassland soil by using a Monte Carlo sampling technique. *European Journal of Soil Science*, 2008, 59(2): 208-215.
- [11] Hartley A E, Neill C, Melillo J M, Crabtree R, Bowles F P. Plant performance and soil nitrogen mineralization in response to simulated climate change in subarctic dwarf shrub heath. *Oikos*, 1999, 86(2): 331-343.
- [12] 胡仲豪,常顺利,张毓涛,陈磊,李翔. 天山林区不同类型群落土壤氮素对冻融过程的动态响应. *生态学报*, 2019, 39(2): 571-579.

- [13] 张璐, 黄建辉, 白永飞, 韩兴国. 氮素添加对内蒙古羊草草原净氮矿化的影响. 植物生态学报, 2009, 33(3): 563-569.
- [14] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, 2005, 75(2): 139-157.
- [15] Metelski P D, Hinman A S, Takagi H D, Swaddle T W. Electron exchange kinetics in a tetrahedrally coordinated copper(II)/(I) couple. *Canadian Journal of Chemistry*, 1995, 73(1): 61-69.
- [16] Christopher S F, Shibata H, Ozawa M, Nakagawa Y, Mitchell M J. The effect of soil freezing on N cycling: comparison of two headwater subcatchments with different vegetation and snowpack conditions in the northern Hokkaido Island of Japan. *Biogeochemistry*, 2008, 88(1): 15-30.
- [17] 高珊, 尹航, 傅民杰, 吴明根, 董闯, 李龙. 冻融循环对温带3种林型下土壤微生物量碳、氮和氮矿化的影响. 生态学报, 2018, 38(21): 7859-7869.
- [18] 王怀玉, 杨万勤. 季节性冻融对亚高山冷杉林土壤微生物数量的影响. 林业科学, 2012, 48(5): 88-94.
- [19] Davidson E A, Hart S C, Shanks C A, Firestone M K. Measuring gross nitrogen mineralization, and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores. *European Journal of Soil Science*, 1991, 42(3): 335-349.
- [20] 邓海军, 陈亚宁. 中亚天山山区冰雪变化及其对区域水资源的影响. 地理学报, 2018, 73(7): 1309-1323.
- [21] 谢锦, 常顺利, 张毓涛, 王慧杰, 宋成程, 何平, 孙雪娇. 天山北坡植物土壤生态化学计量特征的垂直地带性. 生态学报, 2016, 36(14): 4363-4372.
- [22] Cheng Y, Wang J, Mary B, Zhang J B, Cai Z C, Chang S X. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57: 848-857.
- [23] Kirkham D, Bartholomew W V. Equations for following nutrient transformations in soil, utilizing tracer data. *Soil Science Society of America Journal*, 1954, 18(1): 33-34.
- [24] Wang C H, Wan S Q, Xing X R, Zhang L, Han X G. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(5): 1101-1110.
- [25] Müller C, Rütting T, Kattge J, Laughlin R J, Stevens R J. Estimation of parameters in complex ^{15}N tracing models by Monte Carlo sampling. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(3): 715-726.
- [26] Wang C H, Wang N N, Zhu J X, Liu Y, Xu X F, Niu S L, Yu G R, Han X G, He N P. Soil gross N ammonification and nitrification from tropical to temperate forests in eastern China. *Functional Ecology*, 2018, 32(1): 83-94.
- [27] 罗亚晨, 吕瑜良, 杨浩, 何念鹏, 李胜功, 高文龙. 冻融作用下寒温带针叶林土壤碳氮矿化过程研究. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1769-1775.
- [28] Li Z J, Yang W Q, Yue K, Justine M F, He R Y, Yang K J, Zhuang L Y, Wu F Z, Tan B, Zhang L, Xu Z F. Effects of snow absence on winter soil nitrogen dynamics in a subalpine spruce forest of southwestern China. *Geoderma*, 2017, 307: 107-113.
- [29] Holst J, Liu C Y, Brüggemann N, Butterbach-Bahl K, Zheng X H, Wang Y S, Han S H, Yao Z S, Yue J, Han X G. Microbial N turnover and $\text{N}_2\text{O}/\text{NO}/\text{NO}_2$ fluxes in semi-arid grassland of inner mongolia. *Ecosystems*, 2007, 10(4): 623-634.
- [30] Stottlemeyer R, Toczydlowski D. Nitrogen mineralization in a mature boreal forest, isle royale, michigan. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(2): 709-720.
- [31] Davidson E A, Hart S C, Firestone M K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology*, 1992, 73(4): 1148-1156.
- [32] Gao D C, Zhang L, Liu J, Peng B, Fan Z Z, Dai W W, Jiang P, Bai E. Responses of terrestrial nitrogen pools and dynamics to different patterns of freeze-thaw cycle: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 2018, 24(6): 2377-2389.
- [33] Dannenmann M, Gasche R, Ledebuhr A, Papen H. Effects of forest management on soil N cycling in beech forests stocking on calcareous soils. *Plant and Soil*, 2006, 287(1/2): 279-300.
- [34] Rennenberg H, Dannenmann M. Nitrogen nutrition of trees in temperate forests—the significance of nitrogen availability in the pedosphere and atmosphere. *Forests*, 2015, 6(8): 2820-2835.
- [35] Flessa H, Dörsch P, Beese F. Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 1995, 100(D11): 23115-23124.
- [36] Wang T, Zhang Q B, Ma K P. Treeline dynamics in relation to climatic variability in the central Tianshan Mountains, northwestern China. *Global Ecology and Biogeography*, 2006, 15(4): 406-415.
- [37] Cheng W G, Chander K, Inubushi K. Effect of elevated CO_2 and temperature on microbial biomass nitrogen and nitrogen mineralization in submerged soil microcosms. *Soil Microorganisms*, 2000, 54(1): 51-59.
- [38] Yu X F, Zou Y C, Jiang M, Lu X G, Wang G P. Response of soil constituents to freeze-thaw cycles in wetland soil solution. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(6): 1308-1320.
- [39] Lipson D A, Schmidt S K, Monson R K. Carbon availability and temperature control the post-snowmelt decline in alpine soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(4): 441-448.
- [40] 刘利, 吴福忠, 杨万勤, 王奥, 谭波, 余胜. 季节性冻结初期川西亚高山/高山森林土壤细菌多样性. 生态学报, 2010, 30(20): 5687-5694.
- [41] Feng Z D, Ran M, Yang Q L. Geomorphological and sedimentological precautions in radiocarbon dating of eolian and lacustrine sequences in arid Asia. *Quaternary International*, 2013, 286: 126-137.