

DOI: 10.5846/stxb201512302599

刘志江, 林伟盛, 杨舟然, 林廷武, 刘小飞, 陈岳民, 杨玉盛. 模拟增温和氮沉降对中亚热带杉木幼林土壤有效氮的影响. 生态学报, 2017, 37(7): - .

Liu Z J, Lin W S, Lin T W, Yang Z R, Liu X F, Yueh-Min Chen, Yang Y S. Effects of soil warming and nitrogen deposition on available nitrogen in a young *Cunninghamia lanceolata* stand in mid-subtropical China. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(7): - .

模拟增温和氮沉降对中亚热带杉木幼林土壤有效氮的影响

刘志江^{1,2}, 林伟盛^{1,2}, 杨舟然^{1,2}, 林廷武^{1,2}, 刘小飞^{1,2}, 陈岳民^{1,2,*}, 杨玉盛^{1,2}

1 福建师范大学 地理科学学院, 福州 350007

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

摘要:以中亚热带杉木(*Cunninghamia lanceolata*)幼苗为研究对象,设置埋设电缆以加热土壤增温(+5℃)结合模拟氮沉降的实验,施氮水平分别为对照(CT, 0 kg ha⁻² a⁻¹)、施低氮(LN, 40 kg ha⁻² a⁻¹)和施高氮(HN, 80 kg ha⁻² a⁻¹),用离子交换树脂袋法研究了土壤有效氮对模拟增温和施氮的短期响应。经过为期一年的研究,结果表明:土壤有效氮主要集中在夏冬季,而且硝态氮是土壤有效氮的主要存在形态;增温显著增加土壤有效氮含量($P<0.05$),各月间的有效氮含量与气温和降雨量有关;总体来看,氮沉降显著增加土壤有效氮含量($P<0.05$),而且随氮沉降水平的升高而增加。低氮处理下,大多数月份的土壤有效氮含量显著增加,高氮处理下,各月的有效氮含量均显著高于对照处理;增温×氮沉降在各月间均显著增加土壤有效氮含量($P<0.05$),并随氮沉降水平的升高而增加。而且,两者的交互作用对有效氮的增幅显著大于任一单一因子的作用。说明增温和氮沉降两者的交互作用对土壤有效氮的影响具有叠加效应。因此,增温和氮沉降及其交互作用短期内都会显著增加土壤有效氮含量,为植物生长提供充足的养分。

关键词:增温;氮沉降;有效氮;中亚热带

Effects of soil warming and nitrogen deposition on available nitrogen in a young *Cunninghamia lanceolata* stand in mid-subtropical China

Liu Zhi Jiang^{1,2}, Lin Weisheng^{1,2}, Lin Tingwu^{1,2}, Yang Zhou R^{1,2}, Liu Xiaofei^{1,2}, Yueh-min Chen^{1,2,*}, Yang Yusheng^{1,2}

1 College of Geographical Science, Fujian Normal University Fuzhou 350007, China

2 State key Laboratory of Subtropical Mountain Ecology (Funded by Ministry of Science and Technology and Fujian Province), Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: Soil available nitrogen is a small but crucial component in the nitrogen pool, as productivity in ecosystems is closely linked to nitrogen availability. Since the world's first Industrial Revolution, global warming has increased and nitrogen deposition has increased; therefore, there is a strong focus on soil available nitrogen. To study the short-term response of soil available nitrogen to climate change (warming, nitrogen deposition), we conducted an experiment in four micro-plots planted with young *Cunninghamia lanceolata* in a mid-subtropical region, which was subjected to experimentally increased soil temperature (W, + 5℃) and inorganic nitrogen concentration in artificial precipitation (control [CT], 0 kg ha⁻² a⁻¹; low nitrogen addition [LN], 40 kg ha⁻² a⁻¹; and high nitrogen addition [HN], 80 kg ha⁻² a⁻¹) by using NH₄

基金项目:国家重点基础研究发展计划(2014CB954003);国家自然科学基金项目(31130013)

收稿日期:2015-12-30; **网络出版日期:**2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ymchen@fjnu.edu.cn

NO₃. Soil available nitrogen was measured monthly by using ion exchange resin bags. After one year, the results showed that soil available nitrogen concentrated primarily in the summer and winter, and nitrate nitrogen was the main form of available nitrogen. Increasing the soil temperature significantly increased the soil available nitrogen content ($P < 0.05$). In addition, the soil available nitrogen content was related to monthly air temperature and rainfall. Overall, nitrogen deposition significantly increased the soil available nitrogen content ($P < 0.05$). Under low nitrogen treatment, soil available nitrogen content increased significantly in most months; under high nitrogen, soil available nitrogen was significantly higher every month than that in the control treatment. With the combined treatment of increased soil temperature and nitrogen deposition, the soil available nitrogen content increased significantly each month, more than that by either increased temperature or nitrogen deposition alone. This indicated that increased soil temperatures and nitrogen deposition had a combined effect on soil available nitrogen content. Therefore, increased temperature and nitrogen deposition, individually or combined, increased soil available nitrogen content considerably, and thus could provide plants with sufficient nitrogen for productive growth.

Key Words: Warming; Nitrogen deposition; Available nitrogen; Mid-subtropical

氮(N)是限制陆地生态系统植物生长的关键元素之一^[1]。土壤作为陆地生态系统氮素的主要载体,其中N含量通常超过陆地生态系统总N的90%^[2]。而土壤中80%以上的氮不能被植物直接吸收利用,需要通过微生物的矿化作用转化为铵态氮(NH₄-N)和硝态氮(NO₃-N)形式^[3],才能被植物吸收利用。因此,N素可利用性限制着植物对土壤N养分利用效率,进而直接影响到陆地生态系统的生产力^[4]。近年来,N素有效性的研究也日益受到林学、生态学和土壤学等方面学者的重视^[5]。

近百年来,由于大量含氮化肥的生产和使用,矿物燃料燃烧和农牧业的快速发展等,人类活动向大气中排放的含氮化合物日益增多,进而引起氮沉降比例增加,预计2050年大气N沉降量将比2000年高出70%^[6]。D'Orangeville等^[7]认为氮沉降并不会增加土壤有效氮,但也有研究认为氮沉降降低了土壤中的C/N比,加速了有机物的分解,促进养分释放,从而使有效氮含量增加,而且随氮沉降水平的增加而增加^[8-11]。IPCC第五次评估报告^[12]指出,全球气候变暖已是毋庸置疑的事实,1880—2012年全球平均温度已升温0.85℃[0.65—1.06℃],1885—1900年平均温度和2003—2013年平均温度相差0.78℃[0.72—0.85℃]。在过去的20年间,温带森林进行了很多长期增温实验,表明增温能提高土壤有机氮的矿化和净硝化速率^[13-14],从而为植物的生长提供更多的无机氮^[15]。然而,过多的硝态氮也易造成淋溶损失,进而导致江、河、湖泊等水体氮富营养化及土壤酸化等生态环境问题。目前,增温控制实验主要集中在欧美中高纬度地区的草原、农田及冻原、森林生态系统,在30°N以南的低纬度地区还没有野外增温实验^[16-17]。与欧美中高纬度地区不同的是,中亚热带地区降雨量大,温度高,是典型的雨热同期气候,淋溶风险大,而且属于N相对不缺乏的地区,因此,N转化过程对气候的响应可能比中高纬度地区温带森林更加敏感,而我们对气候变迁对中亚热带地区森林生态系统影响的认识较少。

本研究位于福建省三明市的陈大林业国有林场,通过模拟增温和氮沉降,研究土壤有效氮在增温和氮沉降背景下的动态变化,旨在为森林管理经营提供理论指导,同时为进一步研究全球气候变化对土壤氮素影响提供基础资料。

1 材料方法

1.1 研究区概况

试验地位于福建师范大学大武夷常绿阔叶林野外定位站三明观测点,金丝湾森林公园陈大林业国有林场内(26°19'N,117°36'E)。平均海拔300 m,属中亚热带季风气候,年均气温19.1℃,年均降雨量1749 mm(主要集中在3—8月份),年均蒸发量1585 mm,相对湿度81%。土壤为黑云母花岗岩发育的红壤。

1.2 实验方法

1.2.1 土壤异质性消除

实验土壤在取回之前采用环刀法测定每层土壤的容重,然后土壤分层(0—10、10—20、20—30、30—40、40—50、50—60 cm)取回,剔除粗根、石块和其他杂物后,土壤分层混合均匀,按 50—60、40—50、30—40、20—30、10—20 和 0—10 cm 重填回 2 m×2 m 实验小区内,同时采用压实法调整土壤容重与原位土壤容重接。具体操作过程及土壤容重见参考文献^[18]。

1.2.2 实验设计

实验小区面积为 2 m×2 m,小区四周采用 4 块 PVC 板(200 cm×70 cm 深)焊接而成,与周围土壤隔开,防止小区之间相互干扰。实验设对照(CT)、低氮(LN)、高氮(HN)、增温(W, +5℃)、增温×低氮(WLN)和增温×高氮(WHN)6 种处理,每个处理 5 个重复。于 2013 年 10 月安装加热电缆(增温和不增温小区都铺设相同电缆),平行铺设,深度为 10 cm,间距 20 cm,并在最外围环绕一圈,保证样地增温的均匀性。2013 年 11 月,每个 2 m×2 m 小区种植 4 棵 1 年生杉木幼苗,所选杉木幼苗地径为 3 cm 左右,高度在 25 cm 左右,杉木位置均处于两条电缆线之间。电缆铺设完成后 5 个月(2014 年 3 月)开始通电增温。

氮沉降处理:在铺设好的小区内,按氮沉降量高低,分 3 种处理,从低到高分别记为 CT (0 kg N hm⁻² a⁻¹)、LN(40 kg N hm⁻² a⁻¹)和 HN(80 kg N hm⁻² a⁻¹)表示,N 添加采用 NH₄NO₃(分析纯),全年分 12 次均匀的施入模拟氮沉降,每月月初以溶液的形式对小区喷洒。按照处理水平要求,将每个小区每次所需要喷洒的 NH₄NO₃溶解在 800 mL 去离子水中,用手提式喷雾器在小区四周人工来回从幼苗林冠上方处对小区均匀喷洒。对照小区喷洒等量的去离子水,以减少因外加水而造成对生物地球化学循环的影响。

1.3 样品采集与测定

离子交换树脂袋法最初应用于磷的测定,20 世纪 80 年代后应用到 N 矿化过程研究中^[6]。它主要通过测定树脂吸附的铵态氮和硝态氮的量,进而估测 N 转化速率,也可用于土壤有效 N 测定,是一种既简单又较准确的方法,因此得到了广泛应用^[19,20]。实验开始之前,准备大量的尼龙网袋(5 cm×10 cm),每袋称重 10 g 树脂(钠型 732 阳离子,氯型 717 阴离子),然后手动缝制好,保证树脂不漏出,同时称取 5 g 的树脂用 2 M 的 KCl 溶液,按 5:1 的液土比浸提铵态氮和硝态氮。于 2014 年 7 月至 2015 年 6 月,每月月初将装有树脂的尼龙网袋随机埋于样地 0—10 cm 深处,并于当月月底取出,去除附在尼龙网袋上的根和土壤,立即带回实验室放进 4℃ 冰箱内保存。浸提时,称取 5 g 树脂用 2 M 的 KCl 溶液按 5:1 液土比浸提铵态氮和硝态氮,之后用连续流动分析仪(SKALAR SAN++, 荷兰)测定铵态氮和硝态氮含量。土壤铵态 N 是指单位干重树脂(钠型 732 阳离子)在单位时间内从土壤中所吸附的铵态 N 量,单位为每克干树脂每天吸附铵态 N 的量(μg d⁻¹ g⁻¹ dry resin);土壤硝态 N 是指单位干重树脂(氯型 717 阴离子)在单位时间内从土壤中所吸附的硝态 N 量;有效 N (AN, μg d⁻¹ g⁻¹ dry resin)= 铵态 N+硝态 N。

1.4 数据处理

所有数据都在 Excel 2007 上处理,SPSS 19.0 上统计分析,采用重复性双因素方差分析法进行方差分析,用最小显著差异法(LSD)对土壤有效氮的差异性进行进一步的检验($P<0.05$),采用线性方程型函数拟合气温和降雨量与土壤有效氮的关系。在 ORIGIN 9.0 上作图。

2 结果与分析

2.1 气温和降雨量的动态变化

从图 1 可以看出,研究期内,年内温差大,降雨量分布严重不均匀,但气温和降雨量的动态趋势一致,都呈“V”型。气温从 2014 年 10 月开始降低,到同年 12 月份达到最低(7.38℃)后开始升高。降雨量从 2014 年 8 月降低到同年 10 月份(3.70 mm)后开始增加,在次年 5 月达到最大值(457.70 mm),主要集中在 3—8 月,其间总降雨量为 1387.7 mm,占全年降雨量的 86.32%,其中 5 月份全月阴雨天。

2.2 增温对土壤有效氮的影响

增温和对照处理土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 呈现的月动态趋势相同,但大小差异较大(图 2)。在研究期间,CT 处理的铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量分别为 $4.79 \pm 0.49 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 、 $22.69 \pm 0.95 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 和 $27.48 \pm 1.24 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 。经增温处理后,土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量极显著增加(表 1),分别为 $9.2 \pm 0.71 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 、 $39.94 \pm 4.11 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 和 $49.89 \pm 5.18 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$,增幅分别为 92%、76% 和 82%。在温度相对较低的冬春季(2014 年 12 月—2015 年 6 月),增温处理显著增加土壤有效氮含量($P < 0.05$),是同期 CT 处理的 3.43 倍,而在温度相对较高的夏秋季,经增温处理后,土壤有效氮有略微增加的趋势,但未达显著水平。从图 2 中还可发现,土壤有效氮主要集中在 2014 年 7—9 月和 2015 年 2 月。

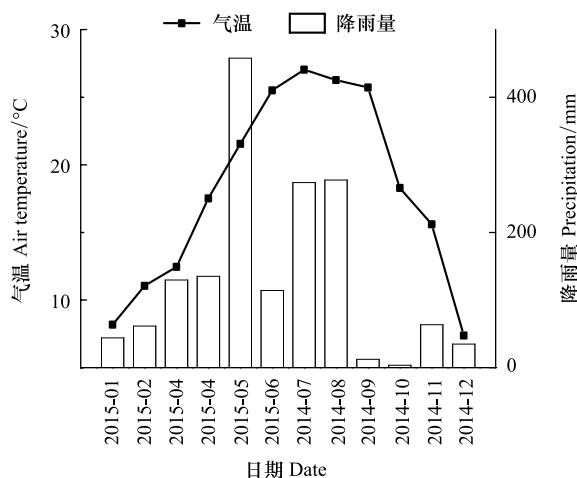


图 1 研究期间各月份气温和降雨量

Fig.1 Monthly air temperature and precipitation during study period

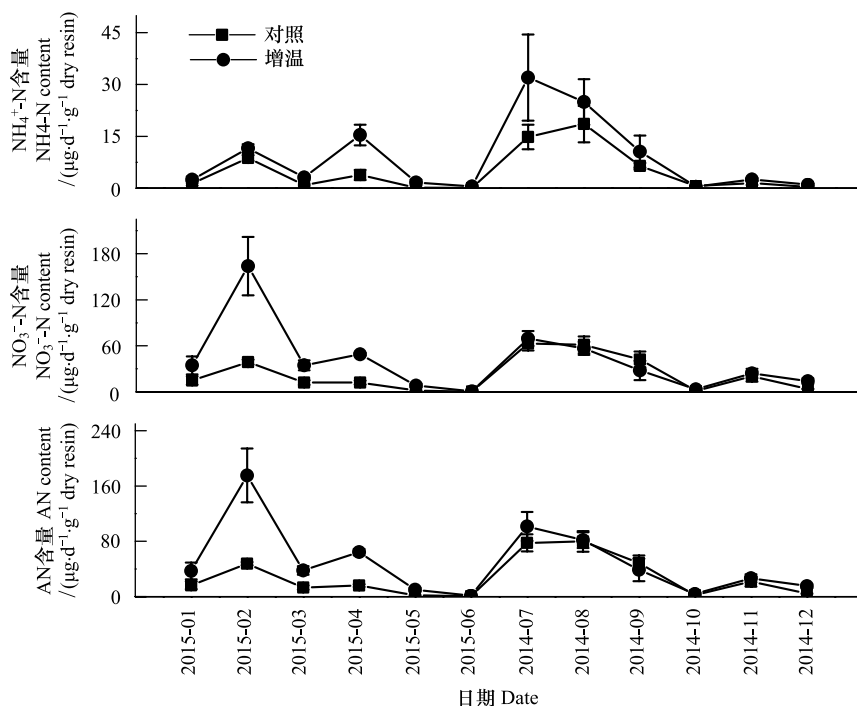


图 2 增温和对照处理土壤有效氮月动态

Fig.2 Monthly dynamics of soil available nitrogen of warming and control treatment

2.3 氮沉降对土壤有效氮的影响

与对照相比,氮沉降处理的土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 均呈现出增长趋势,且随氮沉降水平的增加而增加(图 3)。有效氮主要集中在 2014 年 7 月、8 月和 2015 年 1 月、2 月。方差分析表明,氮沉降显著增加了土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量($P < 0.05$),而且随氮沉降水平的升高而增加(表 1 和表 2),LN 处理的铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量分别为 $18.22 \pm 0.60 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 、 $44.19 \pm 1.22 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 和 $61.87 \pm 1.74 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$,分别是 CT 处理的 3.8 倍、1.95 倍和 2.25 倍。LN 处理在大部分月份显著增加土壤有效氮

($P<0.05$),只在少部分月份没有显著变化。在整个研究期内,HN 处理的土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量均显著高于 CT 处理($P<0.05$),分别为 $45.71\pm6.12\text{ }\mu\text{g d}^{-1}\text{ g}^{-1}\text{ dry resin}$ 、 $72.81\pm8.93\text{ }\mu\text{g d}^{-1}\text{ g}^{-1}\text{ dry resin}$ 和 $119.04\pm13.27\text{ }\mu\text{g d}^{-1}\text{ g}^{-1}\text{ dry resin}$,分别是 CT 处理的 9.54 倍、3.21 倍和 4.33 倍。三种氮水平处理下的有效 N 含量关系为:HN > LN > CT。

表 1 研究期间各处理土壤有效氮情况($\mu\text{g d}^{-1}\text{ g}^{-1}\text{ dry resin}$)和相对硝化速率

Table 1 Summary status of soil available nitrogen and relative nitrification rate of each treatment during study period				
处理 Treatment	铵态氮 Ammonium nitrogen	硝态氮 Nitrate nitrogen	有效氮 Available nitrogen	相对硝化速率 Relative nitrification rate
对照 Control	$4.79\pm0.49\text{ f}^*$	$22.69\pm0.95\text{ e}$	$27.48\pm1.24\text{ f}$	0.83
增温 Warming	$9.2\pm0.71\text{ e}$	$39.94\pm4.11\text{ d}$	$49.89\pm5.18\text{ e}$	0.80
低氮 Low Nitrogen	$18.22\pm0.6\text{ d}$	$44.19\pm1.22\text{ d}$	$61.87\pm1.74\text{ d}$	0.61
高氮 High Nitrogen	$45.71\pm6.12\text{ b}$	$72.81\pm8.93\text{ b}$	$119.04\pm13.27\text{ b}$	0.71
增温×低氮 Warming × Low Nitrogen	$34.79\pm2.45\text{ c}$	$59.04\pm4.35\text{ c}$	$93.83\pm3.3\text{ c}$	0.57
增温×高氮 Warming × High Nitrogen	$82.32\pm3.59\text{ a}$	$110.94\pm9.38\text{ a}$	$193.26\pm11.55\text{ a}$	0.63

* 平均值±标准差, $n=60$;同一列中的不同字母表示差异显著, $P<0.05$

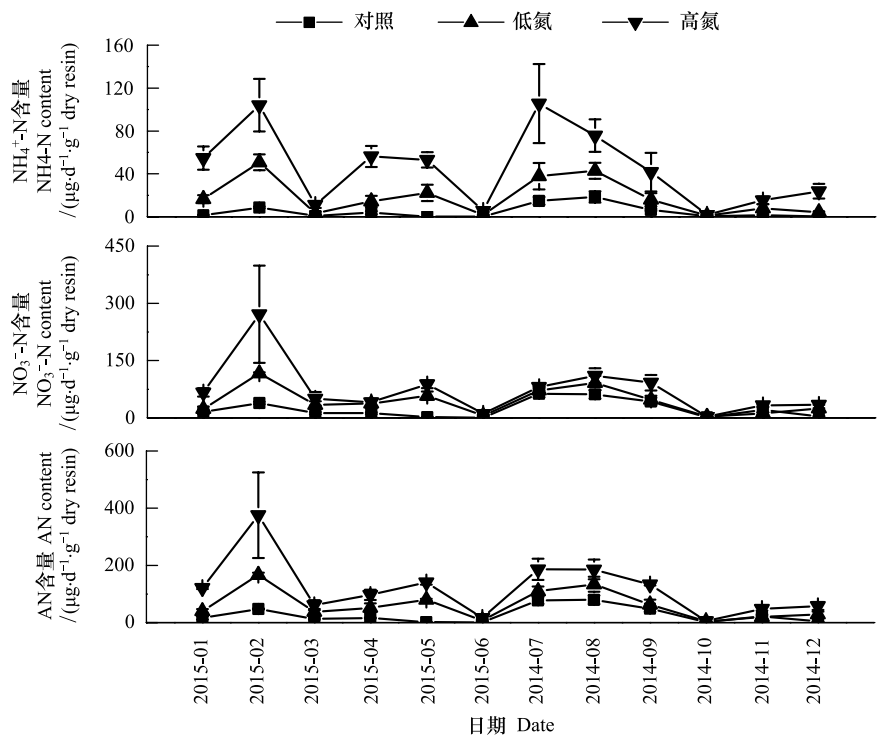


图 3 氮沉降和对照处理土壤有效氮月动态

Fig.3 Monthly dynamics of soil inorganic N pool of nitrogen deposition and control treatment

表 2 增温和氮沉降对土壤有效氮影响的方差分析

Table 2 ANOVA analysis for the effects of warming and nitrogen deposition on soil available nitrogen							
处理 Treatment	自由度 <i>df</i>	铵态氮 Ammonium Nitrogen		硝态氮 Nitrate Nitrogen		有效氮 Available Nitrogen	
		F	P	F	P	F	P
增温 Warming	1.00	289.36	<0.001	119.72	<0.001	235.03	<0.001
氮沉降 Nitrogen	2.00	879.17	<0.001	276.73	<0.001	610.18	<0.001
增温×氮沉降 Warming × nitrogen deposition	2.00	69.18	<0.001	11.94	<0.001	32.44	<0.001

2.4 增温×氮沉降对土壤有效氮的影响

在增温×氮沉降处理下,土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量月动态趋势相同,但含量大小差异较大(图 4)。土壤铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量的最大值均出现在 2015 年 2 月。WLN 处理铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量分别为 $34.79 \pm 2.45 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 、 $59.04 \pm 4.35 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 和 $93.83 \pm 3.30 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$,分别是 CT 处理的 7.26 倍、2.6 倍和 3.41 倍,主要集中在 2014 年 7 月、8 月和 2015 年 2 月。WHN 处理铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量分别为 $82.32 \pm 3.59 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 、 $110.94 \pm 9.38 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$ 和 $193.26 \pm 11.55 \mu\text{g d}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dry resin}$,分别是 CT 处理的 17.19 倍、4.89 倍和 7.03 倍。在一年的观测中,WLN 和 WHN 处理的铵态 N、硝态 N 和有效 N 含量均显著高于 CT 处理($P < 0.05$)。三种氮水平处理间的关系为:WHN > WLN > CT。在增温和氮沉降两因子的交互作用下,有效氮含量高于任一单一处理的作用。

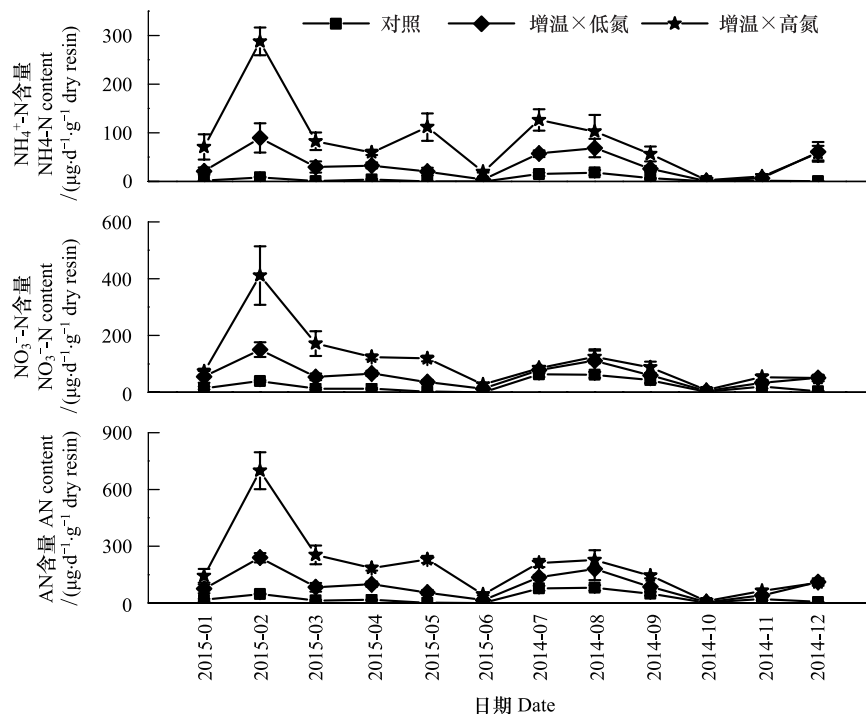


图 4 增温×氮沉降和对照处理土壤有效氮月动态

Fig.4 Monthly dynamics of soil available nitrogen of warming × nitrogen deposition and control treatment

2.5 各处理间的相对硝化速率

相对硝化速率可以用硝态 N 和有效 N 的比例来表示^[21]。由此,经过计算得出 CT、W、LN、HN、WLN 和 WHN 处理的相对硝化速率分别为 0.83、0.80、0.71、0.61、0.63 和 0.57,均超过 0.5(表 1),说明土壤中硝态 N 是土壤有效 N 的主要存在形态,土壤硝化过程强烈。而与 CT 相比,W 处理的相对硝化速率没有显著变化,N 沉降处理则有明显的降低,且随 N 沉降的升高而降低,在增温和氮沉降两因子的交互作用下最低。

2.6 土壤有效氮与气温和降雨量的关系

在本研究中,对土壤有效氮与气温和降雨量进行相关分析(图 5),发现土壤有效氮(y)与降雨量(x)呈显著性正相关($R^2 = 0.294, P < 0.001$);与气温也呈显著性正相关($R^2 = 0.161, P = 0.023$)。

3 讨论

3.1 土壤有效氮的分布特征

土壤有效氮含量的大小主要决定于输入和输出两个过程。氮输入主要有大气氮沉降、氮素矿化和生物固氮,输出主要有微生物固持、植物吸收和反硝化作用^[22-23]。但在工业欠发达地区,主要还是取决于氮素矿化

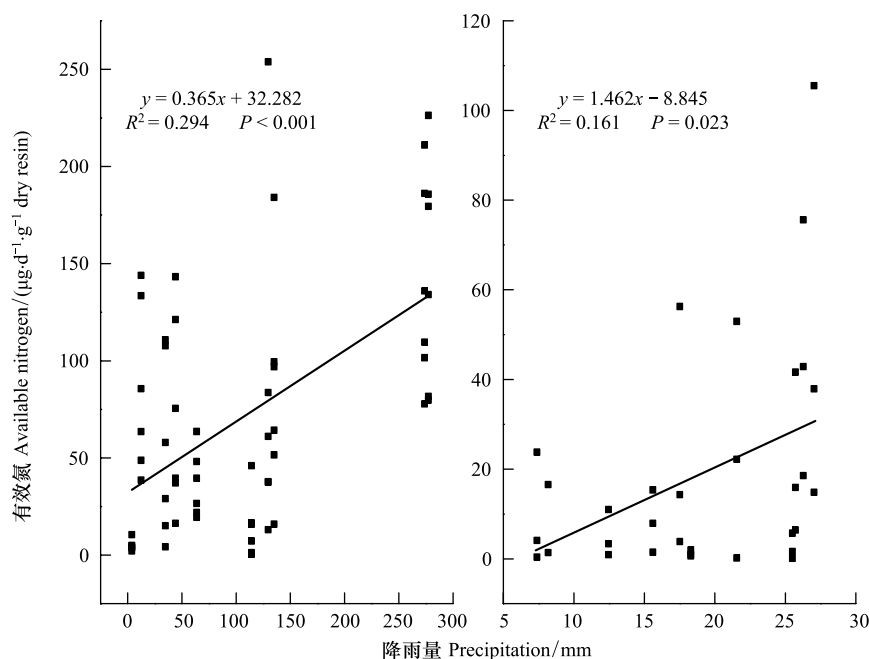


图5 土壤有效氮与气温和降雨量的关系

Fig.5 Relationship between soil available nitrogen and air temperature and precipitation

与植物吸收两个过程^[24]。所有处理中,土壤有效氮含量均集中在夏冬季(2014年7月、8月和2015年1月、2月)。虽然冬季低温抑制了土壤微生物活性,降低了土壤氮矿化速率,但近年来的研究发现,冬季低温虽然限制了土壤氮的转化过程,但土壤仍具有明显的氮矿化特征^[25-28]。而且在冬季,植物处于非生长季,对氮素的需求较少,因此有效氮大量富集于土壤中。在夏季,虽然植物对土壤有效氮需求较大,但是研究地区夏季属于雨热同期气候,适宜的温度和降雨量条件,促进了氮矿化过程,从而增加土壤有效氮含量。土壤有效氮在雨热充足的5月份没有大量增加,可能有两个原因:一、5月份全月都属于阴雨天气,过量的降雨导致土壤孔隙中充满水,阻碍空气流通,抑制土壤矿化过程,从而降低了有效氮含量;二、过量的降雨造成的厌氧环境有利于土壤反硝化过程,土壤中的硝态氮在反硝化细菌的作用下向气态氮转换,造成土壤有效氮损失^[29]。陈伏生等^[19]对四种不同人工林土壤氮素有效性的研究发现,硝态氮是土壤有效氮的主要存在形态,土壤硝化过程强烈。这与本研究结果一致。

3.2 增温对土壤有效氮的影响

有研究表明,土壤有效氮受土壤水分、温度、微生物组成等各种因素的影响,其含量主要取决于氮矿化过程^[30]。净氮矿化量是土壤氮素供应的容量因素,是能够提供给植物的潜在有效氮^[31]。王常慧等^[32]和Gutiñas等^[33]研究发现,在一定温度范围内,土壤净氮矿化速率随土壤温度的升高而增加,超过一定温度之后,温度不再是土壤净氮矿化速率的限制性因素。这与本研究的结果类似。在本研究中,增温在温度较低的冬春季(2015年1月—6月)显著增加土壤有效氮含量,在温度较高的夏秋季(2014年7月—12月)则不明显。这是因为冬春季的低温条件限制了土壤微生物活性^[28,34-37],导致土壤氮矿化速率下降,增温在提升土壤微生物活性的同时,也降低了土壤含水量,创造了透气的土壤环境,有利于有机氮矿化过程^[38]。在温度较高的夏秋季,温度不再是土壤矿化的限制性因子,增温并不能进一步提升土壤氮矿化速率。因此,增温处理有效氮含量在冬春季显著增加、夏秋季不明显。就一年的研究来看,增温显著增加了土壤有效N含量。

3.3 氮沉降对土壤有效氮的影响

氮沉降改变了生态系统的氮循环^[8]。有研究认为土壤氮素转换过程是基质限制过程^[8-9,39-41],氮输入增加了土壤和凋落物层的矿质氮含量,缓冲了硝化菌、反硝化菌与植物吸收的竞争,使硝化、反硝化作用增加,

从而增加土壤有效氮。而 D'Orangeville 等^[7]对北方成熟森林的研究结果表明,氮沉降并不会增加土壤有效氮含量。在本研究中,氮沉降处理使土壤有效氮含量增加,这是因为氮素的增加会提高微生物活性,氮沉降处理产生的激发效应促进了土壤有机物的矿化,此外过量的氮素和有机物质结合会降低土壤 C/N,加速土壤有机物的分解和养分的释放^[42-43],由此可见,氮沉降对土壤自身有效氮的释放有促进作用。袁颖红等^[10]和胡艳玲等^[11]研究也发现,土壤有效氮随氮沉降水平的增加而增加,其中,高氮处理的增幅显著,而低氮处理的增幅不明显。而在本研究中,无论高氮处理还是低氮处理,都显著增加了土壤有效氮含量,而且,氮沉降水平越高,有效氮含量越高。

3.4 增温×氮沉降对土壤有效氮的影响

Gill^[44]在亚高山草地进行了三年研究发现,与对照相比,增温×氮沉降处理显著增加了土壤有效氮含量,这是因为氮沉降增加了土壤矿化作用的基质浓度,利于土壤氮矿化,再加上土壤温度升高,显著提升微生物活性,进一步刺激了土壤氮矿化过程,提高了土壤氮矿化速率,使得土壤有效氮含量增加。这与本研究的结果一致。在本研究全年的观测期间内,增温和氮沉降的交互作用显著增加土壤有效氮含量,且随氮沉降水平的增加而显著增加。增温×氮沉降处理的土壤有效氮高于任一单一因子处理,说明增温和氮沉降处理存在交互作用,交互作用表现为促进土壤有效氮增加,显著增加的土壤有效氮为植物生长提供充足的养分。

4 结论

1) 经过为期一年的研究发现,有效氮主要集中在夏冬季,而且硝态 N 是土壤有效氮的主要存在形态,说明硝化过程是中亚热带地区杉木林土壤的主要过程。

2) 增温短期内显著增加土壤有效氮含量,对铵态 N、硝态 N 和有效 N 的增幅分别为 92%、76% 和 82%。说明增温短期内促进了土壤矿化过程,有利于土壤有机氮转化成无机氮而被植物吸收利用。

3) 氮沉降短期内显著增加了土壤有效氮含量,有效氮含量随氮沉降水平的增加而增加。

4) 增温×氮沉降在整个研究期内显著增加了土壤有效氮,且随氮沉降水平的增加而增加;且交互作用对土壤有效氮的增幅远大于任一单一因素的影响。

土壤有效氮是森林生态系统氮素循环的重要组成部分,其影响因素和内在作用机制非常复杂。气候变迁引起的土壤有效氮激增,加之本地区雨热同期的气候特征,可能导致硝态氮的淋溶损失增加,进而加剧土壤酸化。因此,在气候变迁的背景下,中亚热带地区未来土壤有效氮的时空格局及作用机制都将发生巨大变化。本试验尚在研究初期,而森林土壤对全球气候变化的响应具有滞后性和时空变异性,长期影响如何还有待进一步研究。

参考文献 (References):

- [1] Salih N, Ågren G I, Hallbäck L. Modeling response of N addition on C and N allocation in scandinavian Norway spruce stands. *Ecosystems*, 2005, 8(4): 373-381.
- [2] Kaye J P, Binkley D, Rhoades C. Stable soil nitrogen accumulation and flexible organic matter stoichiometry during primary floodplain succession. *Biogeochemistry*, 2003, 63(1): 1-22.
- [3] 高建梅,董丽媛,胡古,沙丽清. 哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮转化的海拔效应. *生态学杂志*, 2011, 30(10): 2149-2154.
- [4] Binkley D, Fisher R. *Ecology and Management of Forest Soils*. 4th ed. New York: John Wiley & Sons, 2012.
- [5] 陈伏生,曾德慧,范志平,陈广生,于占源,赵琼. 章古台沙地樟子松人工林土壤有效氮的研究. *北京林业大学学报*, 2005, 27(3): 6-11.
- [6] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [7] D'Orangeville L, Houle D, Côté B, Duchesne L. Soil response to a 3-year increase in temperature and nitrogen deposition measured in a mature boreal forest using ion-exchange membranes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186(12): 8191-8202.
- [8] 方运霆,莫江明,周国逸, Gunderson P, 李德军,江远清. 南亚热带森林土壤有效氮含量及其对模拟氮沉降增加的初期响应. *生态学报*,

- 2004, 24(11): 2353-2359.
- [9] Gundersen P, Emmett B A, Kj naas O J, Koopmans C J, Tietema A. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 1998, 101(1/3): 37-55.
- [10] 袁颖红, 樊后保, 王强, 裘秀群, 陈秋凤, 李燕燕, 黄玉梓, 廖迎春. 模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响. *浙江林学院学报*, 2007, 24(4): 437-444.
- [11] 胡艳玲, 韩士杰, 李雪峰, 赵玉涛, 李东. 长白山原始林和次生林土壤有效氮含量对模拟氮沉降的响应. *东北林业大学学报*, 2009, 37(5): 36-38, 42-42.
- [12] IPCC. Working group I contribution to the IPCC fifth assessment report (AR5). *Climate change 2013: the physical science basis. Final draft underlying scientific-technical assessment*. [2013-10-30]. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_SPM_brochure_zh.pdf.
- [13] Melillo J M, Steudler P A, Aber J D, Newkirk K, Lux H, Bowles F P, Catricala C, Magill A, Ahrens T, Morrisseau S. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 2002, 298(5601): 2173-2176.
- [14] Butler S M, Melillo J M, Johnson J E, Mohan J, Steudler P A, Lux H, Burrows E, Smith R M, Vario C L, Scott L, Hill T D, Aponte N, Bowles F. Soil warming alters nitrogen cycling in a New England forest: implications for ecosystem function and structure. *Oecologia*, 2012, 168(3): 819-828.
- [15] Melillo J M, Butler S, Johnson J, Mohan J, Steudler P, Lux H, Burrows E, Bowles F, Smith R, Scott L, Vario C, Hill T, Burton A, Zhou Y M, Tang J. Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(23): 9508-9512.
- [16] Aronson E L, McNulty S G. Appropriate experimental ecosystem warming methods by ecosystem, objective, and practicality. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, 149(11): 1791-1799.
- [17] Zhou X H, Fu Y L, Zhou L Y, Li B, Luo Y Q. An imperative need for global change research in tropical forests. *Tree Physiology*, 2013, 33(9): 903-912.
- [18] 刘小飞, 林廷武, 熊德成, 林伟盛, 林成芳, 杨玉盛. 土壤增温及降雨隔离对杉木幼林林下植被生物量的影响. *亚热带资源与环境学报*, 2014, 9(3): 92-95.
- [19] 陈伏生, 曾德慧, 范志平, 陈广生, Singh A N. 沙地不同树种人工林土壤氮素矿化过程及其有效性. *生态学报*, 2006, 26(2): 341-348.
- [20] Mo J M, Brown S, Peng S L, Kong G H. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management*, 2003, 175(1/3): 573-583.
- [21] Schimel D, Stillwell M A, Woodmansee R G. Biogeochemistry of C, N, and P in a soil catena of the shortgrass steppe. *Ecology*, 1985, 66(1): 276-282.
- [22] Pajuste K, Frey J. Nitrogen mineralisation in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. *Plant and Soil*, 2003, 257(1): 237-247.
- [23] Xiong Z Q, Huang T Q, Ma Y C, Xing G X, Zhu Z L. Nitrate and ammonium leaching in variable- and permanent-charge paddy soils. *Pedosphere*, 2010, 20(2): 209-216.
- [24] 崔晓阳. 东北森林氮素营养的生态学: 土壤环境、树种行为及氮营养生态位. 哈尔滨: 东北林业大学出版社, 1998.
- [25] Brooks P D, Williams M W, Schmidt S K. Microbial activity under alpine snowpacks, Niwot Ridge, Colorado. *Biogeochemistry*, 1996, 32(2): 93-113.
- [26] Zhao H T, Zhang X L, Xu S T, Zhao X G, Xie Z B, Wang Q B. Effect of freezing on soil nitrogen mineralization under different plant communities in a semi-arid area during a non-growing season. *Applied Soil Ecology*, 2010, 45(3): 187-192.
- [27] Kielland K, Olson K, Ruess R W, Boone R D. Contribution of winter processes to soil nitrogen flux in taiga forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 2006, 81(3): 349-360.
- [28] Steven B, L veill  R, Pollard W H, Whyte L G. Microbial ecology and biodiversity in permafrost. *Extremophiles*, 2006, 10(4): 259-267.
- [29] Cheng Y, Wang J, Wang S Q, Zhang J B, Cai Z C. Effects of soil moisture on gross N transformations and N₂O emission in acid subtropical forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2014, 50(7): 1099-1108.
- [30] Galloway J N, Aber J D, Erisman J W, Seitzinger S P, Howarth R W, Cowling E B, Cosby B J. The nitrogen cascade. *BioScience*, 2003, 53(4): 341-356.
- [31] Schimel J P, Bilbrough C, Welker J M. Increased snow depth affects microbial activity and nitrogen mineralization in two Arctic tundra communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(2): 217-227.
- [32] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 温度和湿度对我国内蒙古羊草草原土壤净氮矿化的影响. *生态学报*, 2004, 24(11): 2472-2476.
- [33] Gunti nas M E, Leir s M C, Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory study. *European Journal of Soil Biology*, 2012, 48: 73-80.

- [34] 杨红露, 秦纪洪, 孙辉. 冻融交替对土壤 CO₂ 及 N₂O 释放效应的研究进展. 土壤, 2010, 42(4): 519-525.
- [35] Larsen K S, Jonasson S, Michelsen A. Repeated freeze-thaw cycles and their effects on biological processes in two arctic ecosystem types. *Applied Soil Ecology*, 2002, 21(3): 187-195.
- [36] Campbell J L, Mitchell M J, Groffman P M, Christenson L M, Hardy J P. Winter in northeastern North America: a critical period for ecological processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, 3(6): 314-322.
- [37] Soina V S, Mulyukin A L, Demkina E V, Vorobyova E A, El-Registan G I. The structure of resting bacterial populations in soil and subsoil permafrost. *Astrobiology*, 2004, 4(3): 345-358.
- [38] 傅民杰, 王传宽, 王颖, 刘实. 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局. 生态学报, 2009, 29(7): 3747-3758.
- [39] Fenn M E, Poth M A, Aber J D, Baron J S, Bormann B T, Johnson D W, Lemly A D, McNulty S G, Ryan D F, Stottlemeyer R. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 1998, 8(3): 706-733.
- [40] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, Melillo J M. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 1989, 39(6): 378-386.
- [41] 方运霆, 莫江明, Gundersen P, 周国逸, 李德军. 森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应. 生态学报, 2004, 24(7): 1523-1531.
- [42] Throop H L, Holland E A, Parton W J, Ojima D S, Keough C A. Effects of nitrogen deposition and insect herbivory on patterns of ecosystem-level carbon and nitrogen dynamics: results from the CENTURY model. *Global Change Biology*, 2004, 10(7): 1092-1105.
- [43] Lovell R D, Hatch D J. Stimulation of microbial activity following spring applications of nitrogen. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 26(1): 28-30.
- [44] Gill R A. The influence of 3-years of warming and N-deposition on ecosystem dynamics is small compared to past land use in subalpine meadows. *Plant and Soil*, 2014, 374(1/2): 197-210.