

氮添加对马尾松人工林凋落物分解及其微生物活性的影响

陈汉章, 刘志中

(闽西职业技术学院, 福建 龙岩 364000)

摘 要:对马尾松人工林凋落物进行了 12 个月的模拟氮沉降试验[对照 CK, 0 kg N/(hm² · a)], 低氮[LN, 50 kg N/(hm² · a)], 中氮[MN, 100 kg N/(hm² · a)]和高氮[HN, 150 kg N/(hm² · a)], 研究了凋落物分解特征、土壤微生物活性及其对模拟氮沉降的响应。结果表明: (1) 随着氮浓度的增加, 马尾松凋落物的分解系数呈先增加后降低趋势, MN 处理下马尾松凋落物的分解系数达到最高, 之后有所下降; 与对照相比, LN, MN, HN 凋落物分解系数分别增加了 15.36%, 56.89% 和 12.97%; (2) 模拟氮沉降促进了微生物量碳、氮、磷, 相同月份微生物量碳、氮、磷均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势, 在 MN 处理下微生物量碳、氮、磷达到最大, HN 处理下微生物量碳、氮、磷有所降低; (3) 模拟氮沉降增加了大部分土壤酶的活性, HN 处理下有所抑制, 土壤中与碳(纤维素酶、纤维二糖水解酶、β-葡萄糖苷酶和 β-木糖苷酶)、氮(硝酸还原酶)、磷(酸性磷酸酶和碱性磷酸酶)元素循环相关的酶均随着时间的增加呈增加趋势, 相同月份在 MN 处理下达到最大, HN 处理下有所降低。 (4) 不同氮处理下土壤微生物活性、微生物代谢熵、自养呼吸、异养呼吸、总呼吸变化趋势基本保持一致, 随着时间的增加呈增加趋势, 相同月份在 MN 处理下达到最大, HN 处理下有所降低; (5) 相关性分析表明纤维素酶、β-葡萄糖苷酶、β-木糖苷酶、硝酸还原酶与凋落物分解系数呈显著正相关($p < 0.05$), 土壤微生物量碳、氮、微生物活性、微生物代谢熵和微生物总呼吸与凋落物分解系数呈显著正相关; PCA 排序表明: 土壤微生物呼吸和土壤微生物代谢熵很大程度上反映了其微生物特性, 其中土壤碳循环酶、微生物活性、土壤微生物代谢熵对凋落物分解贡献最大。

关键词:马尾松人工林; 凋落物分解; 微生物活性; 模拟氮沉降

中图分类号: S714

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2020)01-0073-08

Effects of Simulated Nitrogen Deposition on Litter Decomposition and Soil Microbial Activities in *Pinus massoniana* Plantations

CHEN Hanzhang, LIU Zhizhong

(Minxi Vocational and Technical College, Longyan, Fujian 364000, China)

Abstract: This study was conducted in *Pinus massoniana* plantations to measure soil microbial activities and the effects of nitrogen deposition on litter decomposition. Nitrogen addition experiments were carried out within the forest in 2017. Four N addition treatments such as control, No N [CK, 0 kg N/(hm² · a)], low N [LN, 50 kg N/(hm² · a)], medium N [MN, 100 kg N/(hm² · a)] and High N [HN, 150 kg N/(hm² · a)] with three replicates were established in *Pinus massoniana* plantations. The results showed that: (1) simulated nitrogen deposition had a strong effect on litter decomposition and soil microbial activities in *Pinus massoniana* plantations; the litter decomposition coefficient increased at first and then decreased, and the largest litter decomposition coefficient was found in treatment of MN; the litter decomposition coefficients of treatments of LN, MN and HN increased by 15.36%, 56.89% and 12.97%, respectively, compared with CK; (2) simulated nitrogen deposition promoted soil microbial biomass carbon, nitrogen, phosphorus, which increased at first and then decreased, and the highest soil microbial biomass was observed in the treatment of MN; (3) simulated nitrogen deposition increased soil enzyme activity, soil enzyme activity was inhibited in the treatment of HN; the soil enzyme activity related to carbon, nitrogen, phosphorus increased at first and then decreased, and the highest soil enzyme activity was found in the treatment of MN; (4) soil microbial

收稿日期: 2019-05-21

修回日期: 2019-06-07

资助项目: 福建省科技厅重点科技基金资助项目“重大危险性害虫桉树枝瘿姬小蜂控制关键技术及应用”(2012N0008)

第一作者: 陈汉章(1962—), 男, 福建龙岩人, 本科, 副教授, 研究方向: 主要从事森林培育、城市湿地及林木病虫害研究。E-mail: Hanzhong_chen@126.com

activity, microbial metabolic entropy, autotrophic respiration, heterotrophic respiration, total respiration showed the same change trend, which increased at first and then decreased, and the greatest values of these indicators were found in the treatment of MN; (5) correlation analysis indicated that there was a significant positive correlation between the decomposition coefficient of litter and the soil microbial biomass carbon, nitrogen, microbial activity, microbial metabolic entropy and total microbial respiration; soil microbial respiration and soil microbial metabolic entropy significantly reflected their microbial characteristics, among which soil carbon cycle enzyme, microbial activity and soil microbial metabolic entropy had the important contribution to the decomposition of litter.

Keywords: *Pinus massoniana* plantations; litter decomposition; microbial activities; simulated nitrogen deposition

在长期的工业化过程中,人类对资源的开发利用过程中产生了大量的氮素,这些氮含量远远超出了自然生态循环中产生的氮,其中有很大一部分氮素被释放到大气环境中,同时又在降雨等作用下重新沉降至陆地及海洋^[1-3]。由于氮元素对生态初级生产力产生明显的制约,因此在全球氮沉降加剧的情况下,难以避免地对碳循环产生制约^[4],氮沉降对森林土壤碳循环的影响机理备受学者的关注,这也是近年来氮沉降的研究前沿之一。通过模拟氮沉降发现,在氮沉降作用之下南美雨林碳释放被加速,但是在欧洲则是促进了土壤碳吸收。在森林土壤碳汇的过程中,有机质及腐殖质分解起着至关重要的作用,而近年来大气活性氮含量呈现明显的上升趋势,其中的60%以上在干、湿两种沉降^[5]的作用下重新回到地表,也就是说出现了明显的氮沉降^[6];相关数据显示,30 a后氮沉降速率将达到现在的一倍以上,着眼于全球,欧洲、北美成为了全球两大氮沉降区,而我国紧随其后,且东南地区氮沉降问题更为突出,其次是四川盆地及长江中下游平原等地区。

森林等植被在生长过程中经常会形成枯枝落叶等凋落物,这些凋落物加上腐殖质在微生物的分解之下形成可被利用的土壤养分物质^[7-8],从而在根系吸收下被植株转化成能量物质,否则这些凋落物一直覆盖在地表则容易导致土壤透气性极差,进而出现土壤板结、肥力大大下降等问题^[9];在微生物作用下,大量的酶参与到物质转化过程之中,对于加速能量物质转化作用显著^[10]。越来越多的学者对凋落物分解进行了大量实际观测研究,并重点关注了微生物分解作用的参与过程;大量学者研究发现氮沉降在增强微生物活性方面作用显著,不同的氮沉降量,其产生的作用也出现了较为明显的差异:在氮沉降含量适度的情况下,微生物在腐殖质及有机质分解过程中具有更强的活性;而氮沉降含量过大,则抑制微生物分解酶的产生,进而对凋落物及有机质分解产生明显的抑制作用^[11-12]。在枯枝落叶等腐殖质分解过程中,微生物成为直接的参与者,发挥着重要作用,对分解速度产生

直接影响,同时这一过程不仅受到凋落物成分的影响,而且受到水热等自然条件的制约。

森林是地球主要的植被之一,具有分布面积广、环境调节性强的特点,在生态平衡过程中发挥着至关重要的作用,林木在生长过程中产生了大量的枯枝落叶等,这些凋落物通过微生物分解等作用重新成为土壤养分物质,并最终供给林木及其他植被生长发育所需养分,同时利于微生物活动和新陈代谢,因此说其在调节土壤养分、维持能量循环等过程中至关重要^[13-14],不仅影响着养分的输入,同样对养分输出产生制约^[15],凋落物等腐殖质的分解速率直接影响整个能量循环,对植被生长发育产生直接的制约作用。不同的林木,其产生的枯枝落叶等凋落物也存在很大不同,因此微生物对其分解速率也会产生差异,进而影响着能量转化,因此凋落物也可以说是初级生产力,对土壤养分产生直接影响^[16]。凋落物分解的快慢对养分转化的速度产生直接影响,养分的释放制约着土壤养分及植被生长所需能量的获取,因此来说,凋落物分解对土壤有效养分产生制约作用,成为土壤和森林的主要联接点和枢纽中心^[11]。受地理位置的影响,我国南方分布着大面积的马尾松,其不仅具有强大的环境适应性,同时生长速度快,存在很广的经济用途,并产生明显的环境效益,对于局地气候调节作用至关重要,在山地分布较多的地区成为主要树种之一^[17]。目前对马尾松人工林凋落物分解及其微生物活性已取得了不少的成果,为了更全面、深入分析微生物在凋落物分解过程中的作用,本研究将宜宾地区马尾松作物研究对象,探讨氮添加对马尾松人工林凋落物分解及其微生物活性的影响,旨在为我国森林的资源管理提供基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本试验所选研究区域位于宜宾市高县,受到地理位置影响,呈现典型的亚热带季风气候,其降雨量主

要集中在 5—10 月期间,拥有近 1 021 mm 的降雨量,且呈现雨热同季的特点;该区域多低山丘陵,拥有 1 150 h 的日照时数。具体的林木试验区位于毛垌坳林区,选择的林木为近 40 a 生的人工马尾松林,该试验区的海拔接近 450 m,以冲击黄壤为主,并具有明显的层次,该区域的森林结构并不复杂,主要是马尾松居多的乔木,青冈、铁仔为主的灌木,商陆及芒萁等草本植被,灌草覆盖率近 70%。

1.2 试验设计

本试验首先在研究区域选择长、宽分别为 20 m, 30 m 的 3 个重复样地,然后在各个样地中设置长宽均为 3 m 的样方 4 个,样方之间的间隔大于 1 m,有效避免距离过近而产生的试验误差。在进行试验之前先对其原有的凋落物进行清除,然后再将凋落叶分解袋放置于各样方,同时月底再次对新产生的非试验凋落物进行清理,这样能够更大程度地进行准确试验。对马尾松人工林凋落物进行为期 12 个月的模拟氮沉降试验[对照 CK, 0 kg N/(hm² · a)]、低氮[LN, 50 kg N/(hm² · a)]、中氮[MN, 100 kg N/(hm² · a)]和高氮[HN, 150 kg N/(hm² · a)];2016 年 8 月在去离子水中加入 NH₄NO₃, 然后均匀喷洒,而对照组则是喷洒同量的水,除了氮处理差异外,其他管理措施一致,有效降低试验误差。

研究中采取分解袋法开展凋落叶分解研究:本试验于 2017 年 1 月在各样地收集新近凋落及上层未分解的针叶,然后混合风干,然后取出 15 g 装入长宽均为 20 cm 的分解袋;然后在 3 月底将其置于处理过的土壤表层,待其自然分解;在各个样方每次置放 4 袋,并进行 6 次试验;此外,取 15 g 马尾松凋落叶烘干处理,从而对风干与烘干转换系数计算。

1.3 测定方法

凋落物剩余量测定:最后一次取样后小心去除凋落物表面的土壤,60 °C 烘干至恒质量后称量凋落物剩余量。

土壤微生物量的测定:采用底物诱导呼吸方法。将 1.0 g 新鲜土样加入 100 ml 的西林瓶中,加入 1 ml 0.01 g/ml 的葡萄糖溶液,敞口放置 1 h,在通风处放置 30 min,测定瓶内 CO₂ 体积分数,25 °C 培养 1 h 后,再测一次 CO₂ 体积分数,计算出前后两次差值。土壤微生物量单位定义为 1.0 g 土样 1 h 内分解 0.01 g 葡萄糖所产生的 CO₂ 量^[18]。

土壤胞外酶活性的测定:用分光光度计进行比色法测定^[19]。

凋落物 12 个月后的分解系数根据 Olson 的方法计算,计算公式为:

$$K = -\ln(x_t/x_o)t_o$$

式中: K 代表分解系数; x_o 为凋落物的初始质量; x_t 为 t 个月后凋落物的剩余量; t_o 代表分解时间^[20]。

土壤微生物活性:改进的 FDA 法^[21]。

土壤微生物量碳、氮采用氯仿熏蒸—K₂SO₄ 浸提法^[22]。

在每个研究样方中,设置 PVC 连接环 3 个测定土壤呼吸率(美国制造的 Li-8400^[22]);经过两个月的模拟氮沉降之后,每个月的月底需要对土壤呼吸速率进行测定,观测时间选择在上 8:00 至下午 6:00,从而不影响月初的人工模拟氮沉降,保障对比数据的准确性,各月测 3 次,并对 5 cm 深度土壤进行温度和湿度测定,并做好记录。

用主成分分析(PCA)分析不同氮处理和凋落物分解系数与土壤酶活性的相关性。所有的图均在 Origin 9.0 软件中完成。

2 结果与分析

2.1 模拟氮沉降对马尾松人工林凋落物分解系数的影响

经过 12 个月的分解试验,各个氮处理下马尾松分解系数如图 1 所示。由图可知,模拟氮沉降对马尾松人工林凋落物的分解均产生了一定影响,而且氮沉降对凋落物分解的影响程度不同。随着氮浓度的增加,马尾松凋落物的分解系数呈先增加后降低趋势,MN 处理下马尾松凋落物的分解系数达到最高,之后有所下降;与对照相比,LN, MN, HN 凋落物分解系数分别增加了 15.36%, 56.89% 和 12.97%。

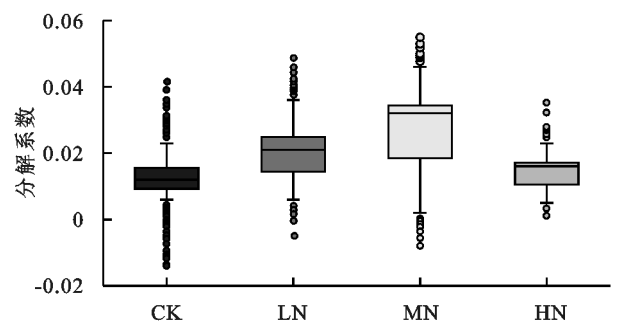


图 1 模拟氮沉降对马尾松人工林凋落物分解系数的影响

2.2 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物量的影响

表 1 显示,12 个月的模拟氮沉降处理对马尾松凋落物土壤微生物量的影响均较大。高模拟氮沉降抑制了凋落物土壤微生物的生物量;不同氮处理下微生物量碳变化范围在 352.3~456.9 mg/kg,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份微生物量碳均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下微生物量碳达到最大,HN 处理下微生物量碳有所降低;不同氮处理下微生物量氮变化范围在 86.3~135.6

mg/kg,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份微生物量氮均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下微生物量氮达到最大,HN 处理下微生物量氮有所降低;不同氮处理下微生物量磷变化范围在 12.3~23.2 mg/kg,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份微生物量磷均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下微生物量磷达到最大,HN 处理下微生物量磷有所降低。

2.3 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物胞外酶活性的影响

由表 2 可见,模拟氮沉降对马尾松凋落物类型的土壤微生物酶活性的影响与土壤微生物量的整体影响趋势相一致。与各自对照相比,模拟氮沉降增加了大部分土壤酶的活性,高氮处理有所抑制。土壤中与碳元素循环相关的纤维素酶、纤维二糖水解酶、β-葡萄糖苷酶和 β-木糖苷酶,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份碳循环酶均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下碳循环酶达到最大,HN 处理下碳循环酶有所降低。土壤中与氮元素循环相关的硝酸还原酶,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份氮循环酶均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下氮循环酶达到最大,HN 处理下

氮循环酶有所降低。土壤中与磷元素循环相关的酸性磷酸酶和碱性磷酸酶,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份磷循环酶均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下磷循环酶达到最大,HN 处理下氮循环酶有所降低。

表 1 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物量的影响

氮沉降	月份	mg/kg		
		土壤微生物量碳	土壤微生物量氮	土壤微生物量磷
CK	3	352.3±26.5	86.3±8.5	12.3±1.3
	6	363.9±1639	89.2±6.3	13.4±1.6
	9	385.4±21.2	92.8±8.9	15.6±0.9
	12	394.6±15.7	98.6±9.2	14.8±1.6
LN	3	368.7±20.8	92.3±5.3	13.6±1.8
	6	389.2±16.9	101.2±4.6	15.8±1.1
	9	413.5±26.5	103.6±5.9	14.7±0.6
	12	426.9±23.4	118.9±6.8	15.9±0.8
MN	3	372.5±20.7	103.2±7.3	16.9±1.6
	6	392.3±16.8	115.6±9.8	19.8±2.0
	9	435.6±15.9	123.8±13.2	23.2±1.5
	12	456.9±26.4	135.6±11.0	22.8±1.8
HN	3	362.6±25.8	93.2±8.7	18.7±2.1
	6	387.9±21.4	99.5±9.5	19.2±0.8
	9	391.2±29.7	102.6±5.6	20.3±0.7
	12	399.5±24.0	103.6±7.2	19.8±1.3

表 2 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物胞外酶活性的影响

氮沉降	月份	碳循环酶				氮循环酶	磷循环酶	
		纤维素酶	纤维二糖水解酶	β-葡萄糖苷酶	β-木糖苷酶	硝酸还原酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶
CK	3	0.69±0.06	1.36±0.23	1.53±0.32	1.35±0.46	7.26±0.36	9.01±0.68	17.62±2.30
	6	0.72±0.05	1.42±0.36	1.62±0.29	1.39±0.35	7.96±0.53	9.56±0.63	18.95±1.65
	9	0.76±0.09	1.56±0.15	1.75±0.16	1.45±0.23	8.03±0.59	9.68±0.72	19.03±2.03
	12	0.81±0.12	1.63±0.28	1.77±0.25	1.49±0.19	8.56±0.46	9.98±0.49	19.98±1.98
LN	3	0.76±0.16	1.43±0.26	1.61±0.24	1.42±0.18	8.69±0.78	9.59±0.61	18.65±1.65
	6	0.89±0.05	1.62±0.24	1.69±0.18	1.51±0.26	8.95±0.62	10.21±0.52	19.02±2.13
	9	0.93±0.09	1.69±0.19	1.73±0.16	1.59±0.34	9.02±0.35	10.87±0.88	20.24±1.56
	12	0.98±0.08	1.75±0.35	1.78±0.32	1.63±0.28	9.86±0.49	11.06±0.74	21.57±2.89
MN	3	0.86±0.06	1.69±0.31	1.72±0.28	1.63±0.27	9.57±0.36	10.23±0.53	19.26±1.64
	6	0.92±0.08	1.76±0.29	1.79±0.24	1.79±0.21	10.56±0.29	10.99±0.61	20.99±1.23
	9	1.15±0.06	1.89±0.38	1.89±0.25	1.95±0.26	11.23±0.37	11.58±1.23	22.65±3.02
	12	1.26±0.04	1.92±0.42	1.93±0.29	2.03±0.30	11.98±0.52	12.37±1.62	23.78±2.45
HN	3	0.76±0.03	1.45±0.41	1.56±0.31	1.42±0.16	8.94±0.68	9.13±0.96	18.45±2.79
	6	0.84±0.05	1.52±0.36	1.59±0.35	1.49±0.18	9.12±0.61	9.54±0.87	19.03±2.14
	9	0.92±0.07	1.61±0.28	1.62±0.26	1.51±0.25	9.86±0.96	9.65±1.02	20.11±3.01
	12	0.99±0.06	1.70±0.34	1.67±0.27	1.53±0.27	10.23±0.75	9.98±1.13	20.78±2.16

2.4 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物活度的影响

各个氮处理下马尾松土壤微生物活度如图 2 所示。由图可知,模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物活度均产生了一定影响,而且氮沉降对土壤微生

物活度的影响程度不同。随着氮浓度的增加,马尾松土壤微生物活度呈先增加后降低趋势,MN 处理下马尾松土壤微生物活度达到最高,之后有所下降;与对照相比,LN,MN,HN 土壤微生物活度分别增加了 35.98%,85.63%和 31.71%。

2.5 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤呼吸和微生物代谢熵的影响

表 3 反应了氮沉降对马尾松人工林土壤呼吸和微生物代谢熵的影响,由表可知,模拟氮沉降对马尾松土壤微生物呼吸和微生物代谢熵的影响与土壤微生物量的整体影响趋势相一致。不同氮处理下土壤生微生物自养呼吸、异养呼吸、总呼吸变化趋势基本保持一致,变化范围在 2.36~5.23 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$,2.23~4.01 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$,4.59~9.24 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份土壤生微生物自养呼吸、异养呼吸、总呼吸均随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下土壤生微生物自养呼吸、异养呼吸、总呼吸达到最大,HN 处理下土壤生微生物自养呼吸、异养呼吸、总呼吸有所降低。不同氮处理下土壤微生物代谢熵变化范围在 2.03~3.56 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ 之间,随着时间的增加呈增加趋势,相同月份微生物代谢熵随着氮浓度的增加呈先增加后降低趋势,在 MN 处理下微生物代谢熵达到最大,HN 处理下微生物代谢熵有所降低。

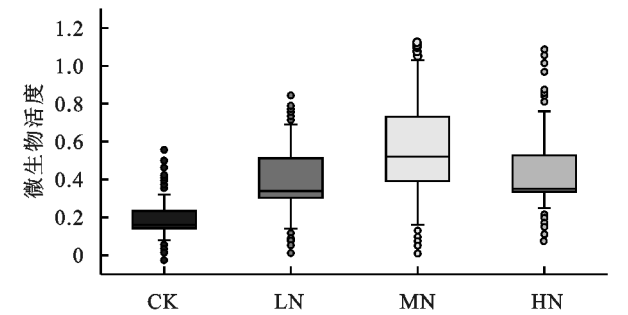


图 2 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤微生物活度的影响

2.6 土壤酶活性和微生物活性与凋落物分解系数的相关性

从表 4 可知,纤维素酶、 β -葡萄糖苷酶、 β -木糖苷

酶、硝酸还原酶与凋落物分解系数呈显著正相关,CK 和 MN 纤维二糖水解酶与凋落物分解系数呈显著正相关,LN 酸性磷酸酶和 MN 碱性磷酸酶与凋落物分解系数呈显著负相关。由表 5 可知,土壤微生物量碳、氮、微生物活性、微生物代谢熵和微生物总呼吸与凋落物分解系数呈显著正相关,微生物量磷与凋落物分解系数没有显著的相关性($p>0.05$);除了 LN 微生物自养呼吸,其他处理微生物自养呼吸与凋落物分解系数呈显著正相关;MN 微生物异养呼吸与凋落物分解系数呈显著正相关。

表 3 模拟氮沉降对马尾松人工林土壤呼吸和微生物代谢熵的影响 $\mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$

氮沉降	月份	微生物代谢熵的影响			
		土壤微生物自养呼吸	土壤微生物异养呼吸	土壤微生物总呼吸	土壤微生物代谢熵
CK	3	2.36±0.29	2.23±0.65	4.59±0.63	2.03±0.27
	6	2.69±0.65	2.69±0.32	5.38±0.54	2.16±0.16
	9	3.02±0.51	2.78±0.24	5.80±0.57	2.23±0.29
	12	3.26±0.43	2.91±0.19	6.17±0.34	2.26±0.34
LN	3	2.65±0.16	2.63±0.28	5.28±0.26	2.16±0.16
	6	3.16±0.29	3.01±0.27	6.17±0.78	2.23±0.28
	9	3.98±0.34	3.54±0.36	7.52±0.62	2.56±0.24
	12	4.01±0.36	3.78±0.24	7.79±0.42	2.67±0.16
MN	3	2.96±0.28	2.71±0.19	5.67±0.49	2.65±0.13
	6	3.86±0.62	3.52±0.24	7.38±0.51	2.98±0.08
	9	4.95±0.67	3.96±0.86	8.91±0.64	3.23±0.14
	12	5.23±0.73	4.01±0.37	9.24±0.59	3.56±0.18
HN	3	2.67±0.41	2.50±0.26	5.17±0.43	2.31±0.23
	6	2.99±0.46	2.69±0.25	5.68±0.47	2.36±0.25
	9	3.06±0.68	2.78±0.19	5.84±0.69	2.45±0.34
	12	3.17±0.42	2.90±0.34	6.07±0.23	2.67±0.27

表 4 土壤酶活性对凋落物分解的影响 $\mu\text{mol}/\text{min}$

项目	纤维素酶	纤维二糖水解酶	β -葡萄糖苷酶	β -木糖苷酶	硝酸还原酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶
CK	0.639 *	0.596 *	0.856 **	0.702 *	0.665 *	−0.326	−0.089
LN	0.596 *	0.326	0.627 *	0.801 **	0.689 *	−0.526 *	−0.245
MN	0.899 **	0.872 **	0.903 **	0.875 **	0.869 **	−0.069	−0.547 *
HN	0.523 *	0.459	0.623 *	0.614 *	0.783 **	−0.158	−0.139

注:*, $p<0.05$; **, $p<0.01$ 。

表 5 土壤微生物活性对凋落物分解的影响

氮沉降	土壤微生物量碳	土壤微生物量氮	土壤微生物量磷	微生物活性	土壤微生物代谢熵	土壤微生物自养呼吸	土壤微生物异养呼吸	土壤微生物总呼吸
CK	0.569 *	0.587 *	0.069	0.698 *	0.503 *	0.501 *	0.123	0.503 *
LN	0.762 **	0.635 *	−0.258	0.786 **	0.689 *	0.426	0.265	0.546 *
MN	0.854 **	0.892 **	−0.123	0.902 **	0.814 **	0.753 *	0.566 *	0.623 *
HN	0.512 *	0.710 **	0.107	0.825 **	0.652 *	0.601 *	0.378	0.598 *

CK, LN, MN 和 HN 土壤酶活性、土壤微生物活性之间 PCA 排序(图 3)分析表明:土壤微生物呼吸

和土壤微生物代谢熵是箭头连线最长且都与物种第 1 排序轴和环境第 1 排序轴呈极显著正相关,说明它们在第 1 排序轴上的位置很大程度上反映了其微生

物特性,是影响凋落物分解的主要因子。其中土壤碳循环酶、微生物活度、土壤微生物代谢熵对凋落物分解贡献最大。

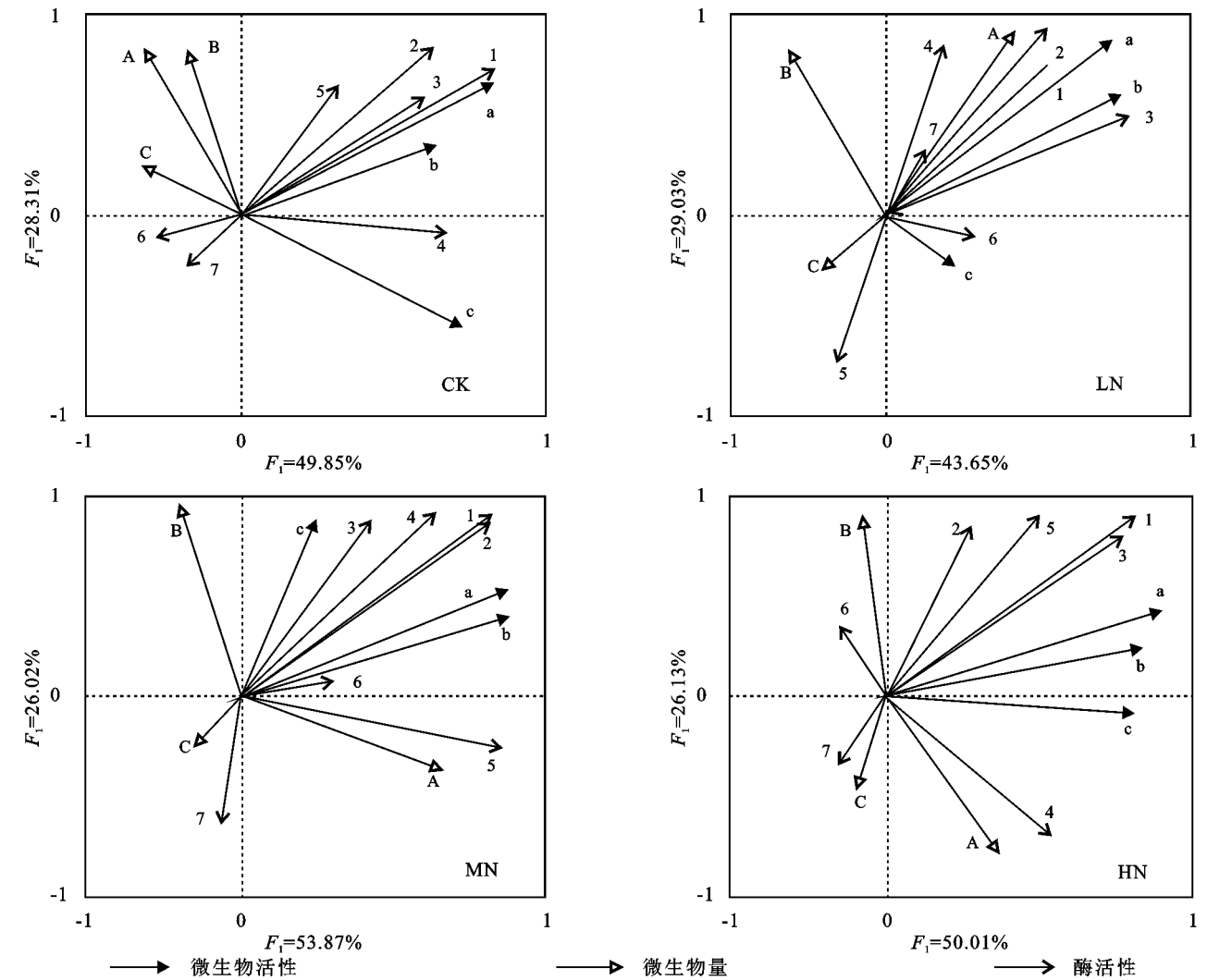


图 3 土壤酶活性、土壤微生物活性之间 PCA 排序

3 讨论与结论

本试验的研究对象为马尾松凋落物的分解过程,而对不同程度氮沉降影响下微生物对凋落物的分解机理进行了探究,并分析了微生物分解酶活性,该指标代表着微生物的分解速率及其新陈代谢,微生物能够分泌大量的酶,这些酶活性能够显著促进凋落物等腐殖质及有机质的分解和降解,从而促进其转化为土壤养分,促进能量交换和物质循环^[18,22]。通过研究发现,在氮沉降的参与之下,土壤的酶活性得以明显增强,同时土壤微生物量碳及氮含量得以提高,微生物量的周转速度加快,从而利于微生物吸收利用营养成分,增强微生物活性及新陈代谢,强化其对腐殖质及有机质的分解和降解

速度,这与以往学者的研究成果基本一致^[23-24]。综合来看,模拟氮沉降作用之下,不仅增加了土壤酶活性,同时更大幅增加了微生物量,进而增强其他酶活性,促进根系对养分的吸收利用^[21,23]。氮沉降作用下,大量的有效养分能够持续地缓慢释放,明显促进微生物群落生长发育及其新陈代谢,也就是说适度的氮沉降有利于加速微生物对凋落物的分解,促进养分的转化,从而利于土壤养分循环和微生物活动。

对于土壤质量而言,微生物量是其重要的反应指标,其中的碳、氮及磷含量直接制约着土壤养分,是土壤肥力的重要反映^[25]。通过试验对比得知,虽然氮沉降的含量不同,但是均对马尾松所在区域的土壤微生物量含量了重大影响:HN 处理下不利于微生物量的

产生,而 LN,MN 处理下明显促进了微生物量含量的上升;随着时间的增加,微生物碳及氮也相应增加,而在同 1 月份,随着氮浓度的增加,微生物量碳则先升后降,在中氮处理之下达到最大值,而在高氮处理下明显下降;这说明适度的氮沉降对于微生物量的提升起着促进作用,而浓度过高则不能起到提升作用反而明显抑制微生物量。氮沉降的参与之下,土壤呼吸也受到影响,但是这也受到氮沉降浓度的显著影响,这也氮沉降对微生物的影响基本接近,即适度的氮沉降能够促进土壤呼吸,而高浓度氮沉降则抑制了土壤呼吸^[12-14],这与以往学者的研究结论较为接近,主要原因有以下三点:首先,在氮沉降的作用下土壤硝化反应被加快,这样容易加速土壤的酸化,从而使得植被的呼吸明显下降;其次,氮沉降的参与过程中,微生物分解速率下降,而且微生物新陈代谢活动降低,这样微生物难以充分从土壤中获取充足的养分来维持自身活动,最终使得微生物难以大量繁殖,不利于增加土壤孔隙度,从而抑制了土壤的呼吸作用;最后,在氮沉降作用下,土壤中氨态、硝态氮不降反升,这不利于微生物酶活性的分解和作用,直接的后果就是腐殖质及有机质难以被充分分解,且分解速率明显下降,导致地表出现较多腐殖质覆盖,而直接影响了土壤呼吸^[26-28]。

通过试验分析得知,中度氮浓度处理有效提升了凋落物分解速率,不仅促进了微生物量的上升,促进了土壤碳循环,同时增加了土壤呼吸、提升了土壤活性,最终利于土壤养分供给,不仅有利于为微生物活动和新陈代谢提供足够的养分,同时更有利于植物根系吸收利用土壤养分,进而促进作物生长,这说明适度的氮沉降作用显著,在促进微生物活动的同时加快凋落物分解,促进碳等元素循环。本研究过程中,微生物指标被分为 3 组变量,运用 PCA 分析法来探究微生物活性、酶活性及凋落物分解三者之间的关系,通过试验数据分析得知微生物呼吸、代谢熵最能够反映微生物特性,能够显著影响凋落物分解;同时,其与物种及环境的第 1 排序轴存在正相关,且在 0.01 检验水平下显著;综合来看,不仅微生物呼吸、代谢熵能够对凋落物分解产生显著作用,同时土壤碳循环酶也能够显著加速分解速率,成为重要的贡献因子,这些因子不仅反映了微生物群落特点,更是影响着对马尾松凋落物的分解速率。

本研究从不同浓度的角度下来探究凋落物分解速率,综合来看,不同的氮浓度能够产生不同的影响,只有适度的氮沉降才能促进凋落物分解,否则只能起

到抑制作用;在人类不合理的资源开发和利用过程中产生了大量的氮,由此引起了不同程度的氮沉降,土壤微生物群落分布也受到影响,不利于发挥微生物的降解作用。此外,其他环境因子对凋落物分解的影响及作用机理依然有待于深入、全面地分析研究,这也是下一步研究的方向之一。

参考文献:

- [1] Reay D S, Dentener F, Smith P, et al. Global nitrogen deposition and carbon sinks[J]. *Nature Geoscience*, 2016,1(7):430-437.
- [2] Stevens C J, Lind E M, Hautier Y, et al. Anthropogenic nitrogen deposition predicts local grassland primary production worldwide[J]. *Ecology*, 2016,96(6):1459-1465.
- [3] Meunier C L, Gundale M J, Sánchez I S, et al. Impact of nitrogen deposition on forest and lake food webs in nitrogen-limited environments[J]. *Global Change Biology*, 2016,22(1):164-179.
- [4] Simkin S M, Allen E B, Bowman W D, et al. Conditional vulnerability of plant diversity to atmospheric nitrogen deposition across the United States[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2016,113(15):4086-4091.
- [5] Hui L, Xu Z, Shan Y, et al. Responses of soil bacterial communities to nitrogen deposition and precipitation increment are closely linked with aboveground community variation[J]. *Microbial Ecology*, 2016,71(4):974-989.
- [6] Song X, Li Q, Gu H. Effect of nitrogen deposition and management practices on fine root decomposition in Moso bamboo plantations[J]. *Plant & Soil*, 2017,410(1):207-215.
- [7] Huang Z, Liu B, Davis M, et al. Long-term nitrogen deposition linked to reduced water use efficiency in forests with low phosphorus availability[J]. *New Phytologist*, 2016,210(2):431-442.
- [8] Zhao Z, Dong S, Jiang X, et al. Effects of warming and nitrogen deposition on CH₄, CO₂, and N₂O emissions in alpine grassland ecosystems of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2017,592:565-572.
- [9] Guerrieri R, Vanguelova E I, Michalski G, et al. Isotopic evidence for the occurrence of biological nitrification and nitrogen deposition processing in forest canopies[J]. *Global Change Biology*, 2016,21(12):4613-4626.
- [10] Ren H, Chen Y C, Wang X T, et al. 21st-century rise in anthropogenic nitrogen deposition on a remote coral reef[J]. *Science*, 2017,356(6339):749-752.
- [11] Gurmesa G A, Lu X, Gundersen P, et al. High reten-

- tion of 15 N-labeled nitrogen deposition in a nitrogen saturated old-growth tropical forest[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(11):3608-3620.
- [12] Valliere J M, Allen E B. Interactive effects of nitrogen deposition and drought-stress on plant-soil feedbacks of *Artemisia californica*, seedlings [J]. *Plant & Soil*, 2016, 403(1):277-290.
- [13] Midgley M G, Phillips R P. Resource stoichiometry and the biogeochemical consequences of nitrogen deposition in a mixed deciduous forest[J]. *Ecology*, 2016, 97(12):3369-3378.
- [14] Pivovarov A L, Santiago L S, Vourlitis G L, et al. Plant hydraulic responses to long-term dry season nitrogen deposition alter drought tolerance in a Mediterranean-type ecosystem[J]. *Oecologia*, 2016, 181(3):1-11.
- [15] Wang A Y, Wang M, Yang D, et al. Responses of hydraulics at the whole-plant level to simulated nitrogen deposition of different levels in *Fraxinus mandshurica* [J]. *Tree Physiology*, 2016, 36(8):1045-1055.
- [16] Lee J A, Caporn S J M. Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems [J]. *New Phytologist*, 1998, 139(1):127-134.
- [17] Matson P, Lohse K A, Hall S J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems [J]. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2):113-120.
- [18] Berg M P, Verhoef H A, Bolger T, et al. Effects of air pollutant-temperature interactions on mineral-N dynamics and cation leaching in replicate forest soil transplantation experiments [J]. *Biogeochemistry*, 1997, 39(3):295-326.
- [19] Ghee C, Neilson R, Hallett P D, et al. Priming of soil organic matter mineralisation is intrinsically insensitive to temperature [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 66(11):20-28.
- [20] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 森林凋落物分解研究进展 [J]. *林业科学*, 2006, 42(4):96-103.
- [21] 曾锋, 邱治军, 许秀玉. 森林凋落物分解研究进展 [J]. *生态环境学报*, 2010, 19(1):239-243.
- [22] 李志安, 邹碧, 丁永祯, 等. 森林凋落物分解重要影响因素及其研究进展 [J]. *生态学杂志*, 2004, 23(6):77-83.
- [23] 杨玉盛, 陈光水, 郭剑芬, 等. 杉木观光木混交林凋落物分解及养分释放的研究 [J]. *植物生态学报*, 2002, 26(3):275-282.
- [24] 廖利平, 高洪. 外加氮源对杉木叶凋落物分解及土壤养分淋失的影响 [J]. *植物生态学报*, 2000, 24(1):34-39.
- [25] 莫江明, 薛璟花, 方运霆. 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对 N 沉降的响应 [J]. *生态学报*, 2004, 24(7):1413-1420.
- [26] 王其兵, 李凌浩, 白永飞, 等. 模拟气候变化对 3 种草原植物群落混合凋落物分解的影响 [J]. *植物生态学报*, 2000, 24(6):674-679.
- [27] 李海涛, 于贵瑞, 李家永, 等. 井冈山森林凋落物分解动态及磷、钾释放速率 [J]. *应用生态学报*, 2007, 18(2):233-240.
- [28] 宋新章, 江洪, 张慧玲, 等. 全球环境变化对森林凋落物分解的影响 [J]. *生态学报*, 2008, 28(9):4414-4423.

(上接第 72 页)

- [8] 李名峰. 土地要素对广东省经济增长贡献的岭回归分析 (1996-2008) [J]. *经济问题*, 2010(10):118-121.
- [9] 周启刚, 张晓媛, 王兆林. 基于正态云模型的三峡库区土地利用生态风险评价 [J]. *农业工程学报*, 2015, 30(23):289-297.
- [10] 廖重斌. 环境与经济协调发展的定量评判及其分类体系: 以珠江三角洲城市群为例 [J]. *热带地理*, 1999, 19(2):76-82.
- [11] 孙宇杰, 陈志刚. 江苏省城市土地集约利用与城市化水平协调发展研究 [J]. *资源科学*, 2012, 34(5):889-895.
- [12] 彭晚霞, 宋同清, 曾馥平, 等. 喀斯特峰丛洼地退耕还林还草工程的植被土壤耦合协调度模型 [J]. *农业工程学报*, 2011, 27(9):305-309.
- [13] 刘耀彬, 宋学锋. 城市化与生态环境的耦合度及其预测模型研究 [J]. *中国矿业大学学报*, 2005, 34(1):91-96.
- [14] 赵媛, 沈璐. 江苏省能源与经济系统协调发展评价 [J]. *地理科学*, 2012, 32(5):557-561.
- [15] 刘琼, 吴斌, 欧名豪, 等. 扬州市土地利用与经济系统的协调发展评价 [J]. *中国土地科学*, 2013, 27(6):28-34.