

森林降水格局野外控制试验设施对土壤氮转化速率的影响

马英^{1,2}, 申卫军^{1*}

(1. 中国科学院华南植物园, 中国科学院退化生态系统植被恢复与管理重点实验室, 广州 510650; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 为探讨样地扰动对生态学野外控制试验的影响, 在介绍一个较大型森林降水格局野外控制试验的基础上, 分析了试验平台建设的设施对土壤化学性质和净氮(N)转化速率所产生的影响。结果表明, 整个约 0.7 hm² 样地在 2012 年 5 – 9 月间的土壤有机 C (SOC)、全 N (TN)、硝态 N、铵态 N、微生物生物量 C (MBC)、净 N 矿化速率和硝化速率均表现出一定的时空变异, 但设施对 SOC、TN、硝态 N、铵态 N 和净矿化速率的影响统计学检验不显著; 而设施建设和样方周边挖隔离沟对净 N 硝化速率在刚完成平台建设时有显著影响($P < 0.05$), 但恢复 3 个月后虽仍有差异, 但统计学检验已不显著。这些提示了在分析和解释降水处理对净 N 硝化速率的影响效应时, 应注意设施效应和坡位差异的潜在影响。

关键词: 氮矿化; 降水格局变化; 控制实验; 设施效应

doi: 10.3969/j.issn.1005-3395.2013.06.003

Facility Effects on Soil Nitrogen Transformation Rates in A Field Controlled Precipitation Pattern Change Experiment

MA Ying^{1,2}, SHEN Wei-jun^{1*}

(1. *Key Laboratory of Vegetation Restoration and Management of Degraded Ecosystems, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

Abstract: In order to understand facility effects on field control experiments for ecological studies, based on introduction of a relatively large field controlled precipitation pattern change experiment for forest ecosystem, the facility effects on soil chemical properties and net nitrogen transformation rates were analyzed. The results showed that soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, microbial biomass carbon (MBC), net N mineralization rate (NMR) and net N nitrification rate (NNR) all varied spatially in a 0.7 hm² sampling area from May to September, 2012. The facility effects on SOC, TN, nitrate-N, ammonium-N, MBC, and NMR were not statistically significant. In contrast, the facility effects on NNR were statistically significant ($P < 0.05$) after the installation of experimental facilities. But such facility effects on NNR became insignificant statistically after restoration for three months, although some differences still existed among treatment types. These implicate that facility effects and slope position influences need be paid attention while analyzing the precipitation change effects on NNR in experiment.

Key words: Nitrogen mineralization; Precipitation pattern change; Controlled experiment; Facility effect

收稿日期: 2013-03-11

接受日期: 2013-04-08

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(31130011); 广东省自然科学基金重点项目(S2012020011084)资助

作者简介: 马英(1987~), 硕士研究生, 主要从事降水格局变化对土壤 N 矿化影响方面的研究。E-mail: maying@scbg.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: shenweij@scbg.ac.cn

营养元素是维持生态系统结构、功能和服务的物质基础,在众多的元素类型中,氮(N)是很多陆地生态系统生产力的限制元素^[1-5],其中土壤中的N转化过程包括矿化、硝化、反硝化等,是整个陆地生态系统N循环的核心环节。而温度和湿度是影响土壤N转化过程的两个最重要的环境因子^[6-10]。随着大气CO₂浓度和气温持续升高,陆面蒸发与大气层湿容量也发生了显著的变化,导致全球降水格局改变。据IPCC报告中的预测,中高纬度和热带地区的降水量将增加,而亚热带地区的降水量则会减少,并且大强度降水事件出现的频率将会增多^[11-12]。我国亚热带常绿阔叶林是世界常绿阔叶林的主体,是我国最大的植被碳(C)库^[13]。由于目前绝大多数降水格局改变的野外控制试验主要针对降水量的变化,并且大部分集中在干旱半干旱区的草原与荒漠生态系统^[14-16],亚热带常绿阔叶林土壤N转化过程如何对降水格局改变做出响应还不得而知。

森林冠层高达几十米,随机分布的树干影响试验设施的布置,在森林中开展降水格局改变控制试验相对比较困难,也不可避免地会产生一些干扰效应或隐处理,比如为了突出垂直方向降水改变的效应,通常需要在样方周边埋置隔离板,从而阻断侧向地表径流和壤中流^[17-19];为了遮雨或加水需要做支撑架;施工和采样过程中不可避免的人为扰动;试验处理的重复样方需要布置在本身存在空间异质性的样地上等。虽然Lavoit等^[20]试图在地中海常绿阔叶林中选择一个平坦的区域开展实验,且认为水分间的侧向流动可以忽略因而不用挖隔离沟。然而更多的森林生态系统是位于坡面上,很难找到一个平坦的区域。因此,这些因素是控制试验实施过程中不可避免的,其所产生的效应很可能会影响真正的试验处理效应。Gundersen等^[21]对欧洲的5个森林生态系统进行遮雨棚试验,研究结果表明棚内的光照降低15%~50%,土壤温度也有0.5℃的波动。环境因子的改变必然会引起土壤生态过程的变化,但是这个影响有多大我们却不得而知。

本文的目的就是利用我们正在开展的一个较大野外降水格局控制试验初期的观测数据,以土壤N转化过程为例,分析该试验的设施效应、干扰效应和样方空间变异特征;一方面是首次介绍这一较大规模的森林降水格局改变控制试验,另一方面也通过分析试验实施过程产生的干扰效应,为后期排

除或减少非试验处理效应,解释试验结果提供科学依据。

1 研究地概况

研究地位于广东省中部的鹤山森林生态系统国家野外科学观测研究站(112° 54' E, 22° 41' N)。研究站平均海拔80 m,属南亚热带丘陵地区,具有典型的亚热带季风气候,地带性植被类型为亚热带常绿阔叶林,有明显的湿季(4-9月)和干季(10-3月)。年平均气温为21.7℃,最热月(7月)平均气温为28.7℃,最冷月(1月)平均气温为13.1℃。年均降雨量达1700 mm,年均蒸发量为1600 mm。土壤为由砂岩发育而来的强淋溶性砖红壤性红壤。

试验地为1985年人工种植的阔叶乡土树种混交林,乔木层以荷木(*Schima superba*)、火力楠(*Michelia macclurei*)为主,另有少量的红锥(*Castanopsis hystrix*)、尖叶杜英(*Elaeocarpus rugosus*)、黧蒴(*Castanopsis fissa*)等,这些树种均为南亚热带常绿阔叶林的建群种,平均树高约为14 m,胸径达22 cm。灌木层主要有梅叶冬青(*Ilex asprella*)、九节(*Psychotria asiatica*)、三叉苦(*Melicope pteleifolia*)等,草本层较稀疏,主要有淡竹叶(*Lophatherum gracile*)、扇叶铁线蕨(*Adiantum flabellulatum*)等。样地坡向东南,平均坡度约为15°。

2 研究方法

2.1 降水格局试验处理和设施

本研究依托的降水格局试验采用系统区组设计,共有4种处理,每种处理4个重复,系统布置在16个12 m × 12 m的样方上(图1)。受地形限制,区组1的4个样方比其他3个区组的12个样方地势稍高。4种试验处理分别为:(1)干季更干,湿季更湿(Drier dry season and wetter wet season,简称干季更干处理,缩写为DD),利用遮雨槽隔除10月-翌年3月67%的林下穿透水,在4-9月湿季时以大强度降水(> 50 mm)加回样方;(2)延长干季,湿季更湿(Extended dry season and wetter wet season,简称延长干季处理,缩写为ED),隔除4-5月67%的林下穿透水,在6-9月湿季时以大强度降水(> 50 mm)加回样方;(3)隔离沟对照(Trenched control,简称隔离对照处理,缩写为TC),样方四周挖深达60~80 cm

的隔离沟(图 1 中虚线边框的样方),埋入 PVC 板以隔断侧向地表径流和壤中流。同样的隔离处理也在 DD 和 ED 处理的 8 个样方中进行,但 TC 处理的 4 个样方未做遮雨和加水装置;(4) 空白对照 (Ambient control, 缩写为 AC),未做遮雨或加水装置,样方周边也没有隔离沟,只是作为样地原状对照(图 1 中实线边框的样方)。如此,对比 DD、ED 与 TC、AC 反映的是降水处理效应,对比 DD、ED 与 TC 反映的是遮雨与加水设施效应,而对比 TC 与 AC 反映的是挖隔离沟产生的干扰效应。

设置 DD 与 ED 处理主要是基于 Zhou 等^[20]对过去近 60 年以来研究区域降水资料的分析。他们认为近 30 年以来研究区域的年降水总量变化不大,但干季(10 月 – 翌年 3 月)降水量呈下降趋势,而湿季(4 – 9 月)降水量呈增加趋势,并且湿季大强

度降雨事件出现的频率增加。这也与 IPCC^[10]预测的全球未来降水格局变化的一些特点类似。因此,我们的主要试验处理 DD 和 ED 参考了这些未来降水格局变化的预测趋势,实质上是模拟降水季节分配可能发生的变化,而保持年降水总量不变。这与目前大多数降水格局控制试验模拟降水量变化不同。

整个降水季节分配变化(PSDC)试验平台建设主要由遮雨槽、支撑架、加水装置、隔离沟和样地便道组成。遮雨槽由厚 3 mm 的透明 PVC 膜固定在两条长 12 m 的不透方钢上制成,遮雨槽挂在支撑架上。支撑架由 16 根距地 1.5 m 高的立柱、8 条 12 m 长的镀锌钢管横梁焊制而成(图 2)。加水系统主要采用一套喷灌系统,每个样方内有 16 个喷头,每个喷洒直径约 2.5 m,每小时喷水 50 L,水用高

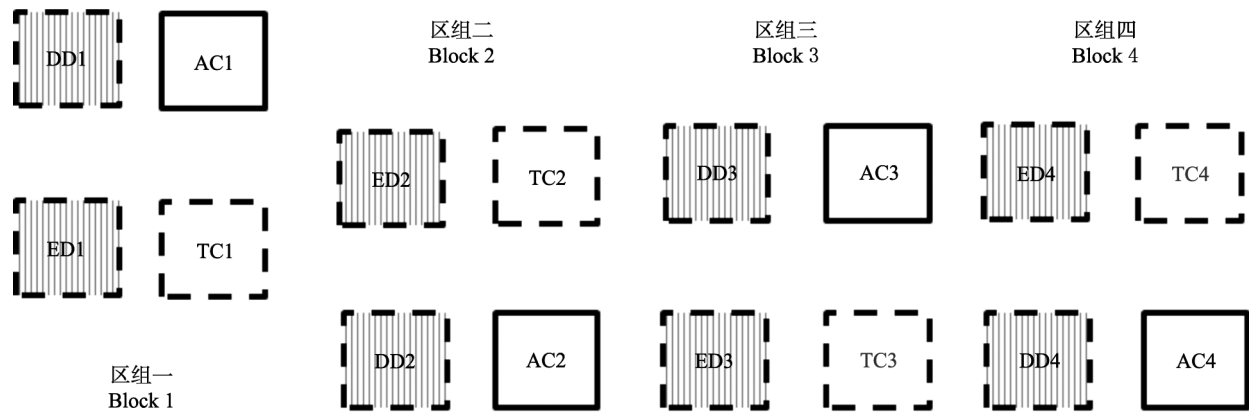


图 1 降水季节分配变化试验样方分布示意图

Fig. 1 Illustration of spatial distribution of sampling plots for precipitation seasonal distribution change (PSDC) experiment



图 2 降水季节变化(PSDC)试验平台遮雨和支撑装置示意图

Fig. 2 Illustration of the throughfall exclusion facility and supporting system for the precipitation seasonal distribution change (PSDC) experiment

压水泵从距样地约 800 m 外的一个池塘抽取。隔离沟主要是在 DD、ED、TC 样方的四周挖沟,深达 60 ~ 80 cm 直至砂石层,然后埋入厚 5 mm,高 1.0 m 的 PVC 板;埋入后 PVC 板露出地表约 20 ~ 40 cm。另外也用水泥砖铺设了总长约 100 m 的样地便道,便于野外行走并尽量减少踩踏对样地的干扰。整个 PSDC 试验平台建设耗时约半年,于 2012 年 5 月底完工,并同期布置了本研究的 N 矿化试验。

2.2 N 矿化试验设计

采用 PVC 管-树脂芯原位培养法测定土壤无机 N 的净矿化速率和净硝化速率。培养管中培养土层的下方放置一个阴阳离子交换树脂袋,用于测定淋溶的硝态 N 和铵态 N。培养管长 17 cm,内径 4.6 cm,地面以上留有 5 cm,最下面 2 cm 处放离子交换树脂袋,中间是培养的 0 ~ 10 cm 的土层。每袋离子交换树脂约 30 mL,阴、阳离子之比为 2 : 1。

在开始遮雨以前,共进行了两次 N 矿化原位培养试验,第一次为 2012 年 5 月 27 日至 6 月 27 日,第二次为 2012 年 8 月 15 日至 9 月 15 日。每次在每个样方的上坡和下坡各选 3 个采样点,分别将上坡和下坡 3 个采样点的土样(0 ~ 10 cm)混合后作为 2 个分析样,带回实验室分析培养前土壤硝态 N 和铵态 N 含量,并同时分析土壤有机 C (SOC)、微生物生物量 C (MBC)、全 N (TN)、全 P (TP)。然后在上述采样点的附近选取培养试验点,即在每个采样点旁边打下 1 根培养管,然后拔出培养管,挖掉最下面 2 cm 的土后放入离子交换树脂袋,再将培养管放回取出的位置。培养 1 个月后取出培养管中土样,将上坡和下坡各 3 个培养管的土壤混合后作为 2 个土壤分析样;将上坡和下坡各 3 个培养管下的树脂混合,作为 2 个树脂分析样,带回实验室分析相同的土壤化学指标。

2.3 化学分析与矿化速率计算

采回的土壤样品仔细拣出粗根、石块等杂物后,过 2 mm 筛。过筛后的土样用 2 mol L^{-1} 的 KCl 溶液浸提,树脂样品则直接用 2 mol L^{-1} 的 KCl 溶液浸提,分别测定浸提液的铵态 N (靛酚蓝比色法^[22])和硝态 N (镀铜镉还原-重氮化偶合比色法^[22])。并且测定 MBC (氯仿提取-容量分析法^[23])、TP (钼锑抗比色法^[22])、TN (靛酚蓝比色法^[22])。净矿化速率为培养前后硝态 N + 铵态 N 含量之差,净

硝化速率为培养前后硝态 N 含量之差。

2.4 统计分析

用 SAS for Windows 9.1 的 GLM 模块中的 SNK-test 检验试验处理间的理化性质、净矿化速率、净硝化速率、淋溶无机 N 的差异显著性。另外,由于 2012 年 5 月份的 TP 和 8 月份的 TN 数据不满足方差齐性,故选用非参数检验(Npar1way 过程)。最后用 *t*-test 检验上、下坡间的差异显著性。

3 结果

3.1 土壤化学性质

样地表层(10 cm)土壤化学性质主要测定了土壤有机 C (SOC)、微生物生物量 C (MBC)、全 N (TN)、全 P (TP)、硝态 N 和铵态 N 含量。2012 年 5 - 6 月和 8 - 9 月两次的测定结果表明,4 种试验处理(DD、ED、TC、AC)的 SOC 变化范围为 2.73% ~ 3.51%, TN 为 $1.57 \sim 2.31 \text{ g kg}^{-1}$, TP 为 $0.21 \sim 0.26 \text{ g kg}^{-1}$, 硝态 N 为 $1.7 \sim 4.8 \text{ mg kg}^{-1}$, 铵态 N 为 $2.5 \sim 4.8 \text{ mg kg}^{-1}$, MBC 为 $77.1 \sim 223.9 \text{ mg C kg}^{-1}$ (表 1)。虽然这些指标在不同试验处理间存在一定的变异,但统计学检验均无显著差异,*P* 值均大于 0.10 (表 1)。整个样地表层土壤有机质(SOM)的 C/N 约为 16 : 1, C/P 约为 146 : 1,微生物生物量 C 占总有机 C 的 0.46%。铵态 N 为土壤无机 N 的主要形式,约占 56%。

从两次采样数据对比来看, SOC、TN、TP、铵态 N 含量变化不大,但硝态 N 和 MBC 在 8 - 9 月份要比 5 - 6 月份高,尤其是 MBC 高出近 2 倍(表 1),可能与 8 - 9 月份的温、湿度较 5 - 6 月份高,有利于微生物的生长和活动有关。表 1 中的变异系数反映的是每种试验处理 4 个重复样方间的变异程度,可以看出重复样方之间也存在一定的变异,所有 6 个测定指标的变异系数为 6% ~ 59%。整体上, SOC、TN、TP 在重复样方间的变异相对较小,而硝态 N、铵态 N 和 MBC 的变异相对较大。这说明硝态 N 和 MBC 不仅具有较大的时间变异,也具有较大的空间变异。

3.2 净矿化速率

样地施工刚完成的 5 - 6 月,不同试验处理的净矿化速率变化范围为 $12.2 \sim 17.8 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ mon}^{-1}$,

变异系数的变化范围为 17% ~ 46%;净硝化速率的变化范围为 2.6 ~ 7.2 mg N kg⁻¹mon⁻¹,变异系数的变化范围为 22% ~ 77%。这些结果表明净矿化速率、净硝化速率无论是在试验处理间还是重复样方间都存在一定的差异;但统计分析的结果表明,不同试验处理间的净矿化速率差异不显著,只有净硝化速率在有些处理间的差异达到了显著水平($P < 0.05$,图 3: A)。TC 的净矿化速率比 AC 略高,说明

挖隔离沟对净矿化速率的影响较小。DD、ED 的净矿化速率与 TC、AC 的相差不多,说明设施及建设过程的踩踏等对净矿化速率影响不大。TC 的净硝化速率要明显高于 AC,说明隔离沟对净硝化速率有一定的影响;DD 的净硝化速率比 TC 略低,而与 AC 有显著差异,ED 的净硝化速率要显著低于 TC、而与 AC 相差不多,也说明设施效应对净硝化速率有较大影响。

表 1 不同试验处理下的土壤化学性质的比较

Table1 Soil chemical properties under different experimental treatments

时间	处理	土壤有机 C	全 N	全 P	NH ₄ ⁺ - N	NO ₃ ⁻ - N	微生物量 C
Time	Treatment	Soil organic C (%)	Total N (g kg ⁻¹)	Total P (g kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	Microbial C (mg kg ⁻¹)
2012-5	DD	3.17 ± 0.46 (15%)	2.08 ± 0.20 (9%)	0.22 ± 0.05 (22%)	3.4 ± 1.3 (38%)	2.8 ± 0.6 (23%)	136.9 ± 29.7 (22%)
	ED	3.38 ± 0.31 (9%)	2.31 ± 0.29 (13%)	0.22 ± 0.01 (7%)	4.7 ± 1.0 (21%)	2.3 ± 1.4 (59%)	108.1 ± 38.8 (36%)
	TC	3.51 ± 0.85 (24%)	2.28 ± 0.48 (21%)	0.22 ± 0.03 (16%)	4.0 ± 0.2 (6%)	2.7 ± 1.3 (46%)	77.1 ± 20.4 (26%)
	AC	3.33 ± 0.90 (27%)	2.12 ± 0.54 (25%)	0.21 ± 0.02 (10%)	3.7 ± 1.5 (39%)	1.7 ± 0.7 (42%)	121.7 ± 38.6 (32%)
	<i>F</i>	0.17	0.33	0.07	0.99	0.93	2.42
	<i>P</i>	0.92	0.80	0.98	0.43	0.46	0.12
2012-8	DD	2.73 ± 0.29 (11%)	1.57 ± 0.20 (12%)	0.21 ± 0.04 (20%)	3.4 ± 1.6 (47%)	3.0 ± 1.4 (46%)	152.8 ± 12.1 (8%)
	ED	3.41 ± 0.89 (26%)	1.86 ± 0.39 (21%)	0.22 ± 0.02 (11%)	4.8 ± 1.1 (22%)	3.9 ± 1.7 (44%)	223.9 ± 103.1 (46%)
	TC	3.42 ± 0.52 (15%)	2.03 ± 0.19 (9%)	0.26 ± 0.03 (13%)	2.5 ± 1.1 (45%)	4.8 ± 0.9 (18%)	215.3 ± 27.9 (13%)
	AC	2.91 ± 0.43 (15%)	1.80 ± 0.14 (8%)	0.21 ± 0.03 (16%)	4.2 ± 1.5 (36%)	3.8 ± 0.3 (7%)	143.6 ± 33.9 (24%)
	<i>F</i>	1.50	2.33	1.54	2.19	1.48	2.17
	<i>P</i>	0.26	0.13	0.25	0.14	0.27	0.14

括号内为变异系数。

The data in brackets are coefficients of variability.

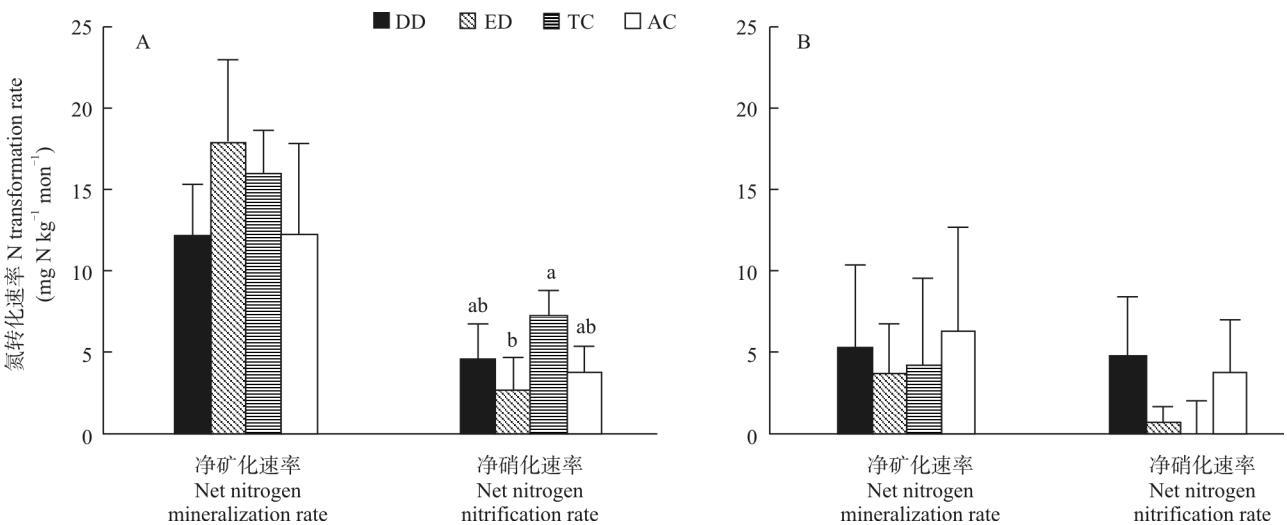


图 3 不同试验处理的净 N 转化速率($n = 4$)。A: 第一次培养; B: 第二次培养。

Fig. 3 Net nitrogen transformation rates under different experimental treatments ($n = 4$). A: The first incubation; B: The second incubation.

样地施工完成 3 个月后的 8 – 9 月,各处理净矿化速率为 3.8 ~ 6.4 mg N kg⁻¹mon⁻¹,变异系数为 82 % ~ 130%;TC 的净硝化速率(0.2 mg N kg⁻¹mon⁻¹)明显低于 AC (3.8 mg N kg⁻¹mon⁻¹),其变异系数分别为 1130% 和 88%,说明隔离沟对净硝化速率仍有一定影响;DD 的净硝化速率(4.9 mg N kg⁻¹mon⁻¹)明显高于 ED (0.7 mg N kg⁻¹mon⁻¹)和 TC,而与 AC 相差不多。但是上述处理的净 N 矿化与硝化速率间的差异均未达到统计学检验的显著水平(图 3: B),说明设施效应对 N 转化速率的影响在恢复 3 个月基本不明显。另外,从图 3 也可以看出,两次培养试验相比较,8 – 9 月份的 N 转化速率在重复

样方间的差异要比 5 – 6 月份高(标准差大),这可能是在温湿度条件较好时,空间变异进一步显现出来。

8 月份的净 N 矿化速率与净 N 硝化速率成极显著正相关,而 5 月份的净 N 矿化速率与净 N 硝化速率无显著相关性(表 2),说明 8 月份硝态 N 占无机 N 的比率相对于 5 月份要大。净矿化速率、净硝化速率与 SOC、TN、TP 都没有显著相关性。净硝化速率与土壤无机 N 含量和淋溶硝态 N 含量显著相关,说明了 N 转化速率大小受相应 N 库大小的影响,并且淋溶硝态 N 的多少与硝化速率的快慢有关。

表 2 土壤氮素净矿化速率与土壤化学性质的 Pearson 相关关系(*r*)
Table 2 Pearson correlation coefficients (*r*) between net nitrogen transformation rates and soil chemical properties

	净矿化速率 Net mineralization rate		净硝化速率 Net nitrification rate	
	May – June	Aug. – Sep.	May – June	Aug. – Sep.
NO ₃ ⁻ -N	-0.021	-0.429	0.110	-0.496
NH ₄ ⁺ -N	0.879**	-0.373	-0.114	-0.337
N	0.649**	-0.602*	-0.007	-0.617*
淋溶的硝态 N Leaching NO ₃ ⁻ -N	0.218	-0.064	0.888**	0.138
淋溶的铵态 N Leaching NH ₄ ⁺ -N	0.638**	0.446	0.018	0.139
淋溶的无机 N Leaching N	0.530*	0.326	0.620*	0.157
SOC	0.293	-0.235	0.374	-0.358
TN	0.294	-0.031	0.308	-0.268
TP	-0.199	-0.373	-0.109	-0.307
C/N	0.035	-0.538*	0.243	-0.438
MBC	-0.546*	0.175	0.027	0.214
土壤湿度 Soil moisture	-0.242	-	-0.323	-
土壤温度 Soil temperature	0.028	-	-0.343	-
净硝化速率 Net nitrification rate	-0.027	0.730**		

*: *P* < 0.05; **: *P* < 0.01; -: 由于仪器故障, 8 月份的温湿度数据缺失。
*: *P* < 0.05; **: *P* < 0.01; -: Due to equipment failure, temperature and moisture data in August missing

3.3 淋溶无机N(硝态N、铵态N)

在样地施工刚完成后的 5 – 6 月份, DD、ED 与 TC、AC 淋溶的铵态 N 相差不多,并且统计检验无显著差异。TC 淋溶的无机 N 比 DD、ED、AC 的稍高,但统计检验差异不显著。而 TC 的淋溶硝态 N 却与 DD、ED、AC 有极显著差异(*P* < 0.01), TC 的淋溶硝态氮(8.3 mg kg⁻¹mon⁻¹)约是

AC (3.8 mg kg⁻¹mon⁻¹)的 2 倍, 但 DD、ED 与 AC 的无显著差异(图 4: A)。在样地施工完成后的 8 – 9 月份,淋溶的铵态 N 量与硝态 N 量相差不多。ED、DD、TC 的淋溶铵态 N、淋溶硝态 N、淋溶无机 N 与 AC 相差不多,且统计检验无显著差异(图 4: B)。这些结果表明设施效应和隔离沟效应对淋溶无机 N 量的影响不大。

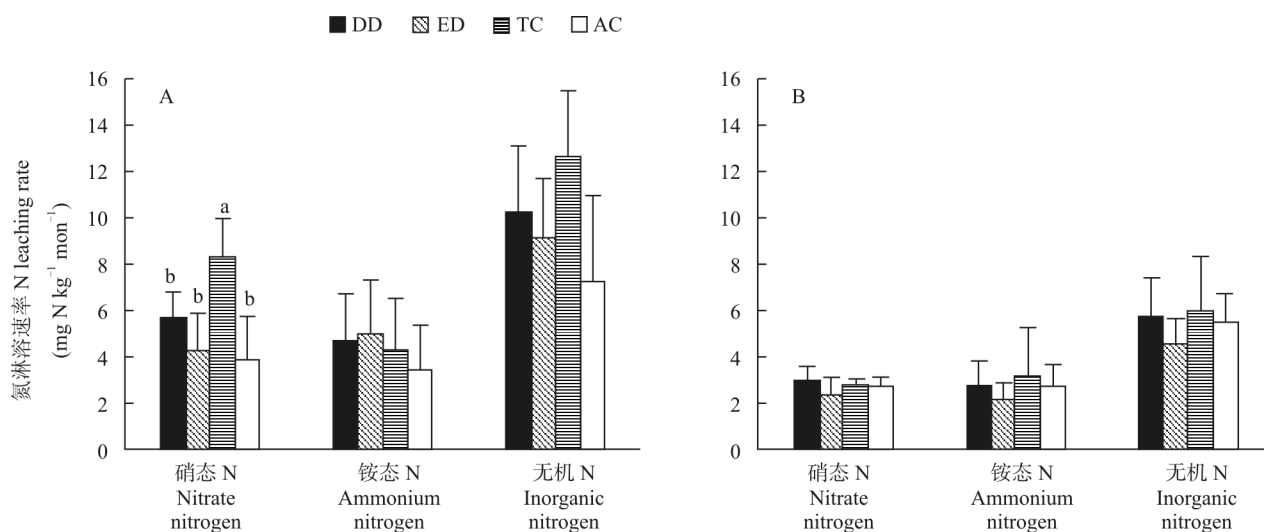


图4 不同试验处理下的淋溶无机N ($n=4$)。A:第一次培养;B:第二次培养。

Fig. 4 Leaching inorganic nitrogen under different experimental treatments ($n=4$). A: The first incubation; B: The second incubation.

4 讨论和结论

本研究中我们的 PSDC 试验样地总面积约 0.7 hm^2 , 并且坡向一致, 均为东南向。虽然 4 种试验处理样方间的差异统计学检验不显著, 但土壤化学性质与 N 转化速率仍然存在一定的时空变异。这种时空变异在其他的研究中得到进一步证实。在距离我们的荷木与火力楠等组成的常绿阔叶混交林直线距离约 300 m 外的另一片坡向相反的样地, Wang 等^[24]在 2007 年测定了荷木纯林和荷木与红锥等混交林湿季 0 ~ 10 cm 土层的 SOC 和 TN 含量, 分别为 1.8% ~ 2.1% 和 $0.74 \sim 0.81 \text{ g kg}^{-1}$; 李跃林等^[25]在 2004 年测得荷木林(0 ~ 10 cm 土层)的 SOC 和 TN 含量分别为 2.2% 和 1.80 g kg^{-1} ; 均比本研究中测得的 SOC (2.73% ~ 3.51%) 和 TN 含量 ($1.57 \sim 2.31 \text{ g kg}^{-1}$) 要低。Wang 等^[24]测得的 N 矿化速率为 $7.3 \sim 10.4 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ mon}^{-1}$, 与本研究的 N 矿化速率 ($4.9 \sim 14.5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ mon}^{-1}$) 接近, 但他们测得的 N 硝化速率 ($10.3 \sim 13.1 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ mon}^{-1}$) 远高于本研究的测定值 ($2.4 \sim 4.5 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ mon}^{-1}$)。随着时间的变化土壤的理化性质等也发生了相应的变化, 处于不同发育阶段的人工林可能会对试验设施的干扰有不同的响应; 同时坡向也是一个相对比较重要的影响因子, 在设计试验时坡向要尽量一致。

研究过程中我们还关注了土壤中无机 N 的淋溶量, 因为过量的 N 淋溶出土壤进入水体后可能引

起水体的富营养化。本研究站属于高 N 沉降区^[26], 土壤中淋溶无机 N 的多少可从一定程度上反映森林的 N 饱和状况。无机 N 淋溶主要受无机 N 库大小与降水量的影响。本研究结果表明 5 ~ 6 月培养期间的淋溶无机 N 比 8 ~ 9 月的多。但两次培养期间的降水量分别为 263.9 mm 和 246.4 mm, 相差不大。因此造成这种差异的原因可能是 6 月份的无机 N 含量 (19.0 mg kg^{-1} , 所有处理的平均值) 比 9 月份 (13.2 mg kg^{-1}) 高, 而 5 月份的无机 N 含量 (6.9 mg kg^{-1}) 却要比 8 月份 (8.2 mg kg^{-1}) 低。

从我们 PSDC 试验遮雨开始(2012 年 10 月)前的两次培养试验结果来看, 试验设施安装和挖隔离沟都对净矿化速率没有显著影响, 但对净硝化速率有一定影响。在刚完成安装后的 5 ~ 6 月第一次培养时, DD、ED 的净硝化速率与 TC 的有显著差异, TC 与 AC 净硝化速率也有显著差异, 但是我们对不同处理间土壤温、湿度的统计分析并没有发现有显著差异, 设施安装和隔离沟的存在可能是影响了土壤中微生物的群落结构和活性, 从而对净硝化速率产生了显著影响。这就说明研究设施对环境因子的影响只能我们的试验处理的研究提供参考, 到底这种环境因子的改变会对试验处理产生什么样的交互作用还是比较复杂的。第二次培养的 8 ~ 9 月份, 虽然从图 3 中可以看出 DD、ED 的净硝化速率要比 TC 高, 但这些差异统计学检验时已不显著, 显示设施效应和隔离沟效应显著地消减了。这是我们在样地建设完成后 4 个月设施效应的研究

结果,这种效应会不会随着时间的推移而发生变化我们还需要进一步的研究。我们可以肯定的是 TC 这一隔离沟对照的设置是很有必要的,能够为我们排除隔离沟或者剔除掉隔离沟影响提供依据。同时由于经费限制和野外试验布置的局限性,我们的设计很遗憾没能够设置一个遮雨棚对照^[27-28]。

研究中我们还发现坡位对土壤中硝态 N 含量有一定影响。比如 AC 处理几个样方下坡位的土壤硝态 N 含量明显高于上坡位。5 月份培养开始时测得下坡位的土壤硝态 N (2.3 mg kg^{-1}) 是上坡位 (1.0 mg kg^{-1}) 的 2 倍多;8 月份开始时测得的下坡位的土壤硝态 N (4.2 mg kg^{-1}) 也比上坡位的 (3.3 mg kg^{-1}) 高。土壤硝态 N 表现出的坡位效应并没有在土壤 NH_4^+ -N 中表现出来,这可能是因为 NH_4^+ 带正电荷,易被带负电荷的土壤胶体表面所吸附, NO_3^- 带负电荷是最易被淋洗的 N 形态^[29]。随着水流沿坡面流动和沿垂直方向的不断下渗,导致下坡位的硝态氮浓度较高。这种坡位效应也有可能是微地形差异引起,比如 AC 处理的 4 个重复样方中,只有一个样方的下坡位硝态氮含量是比上坡低。我们发现这个样方与其他样方不同,样方下方大部分的坡面在造林时可能被平整过,导致坡面凹陷形成一个陡的阶梯,所以下坡位相对比较平。当我们去掉这个样方的数据后,AC 处理其他 3 个样方第一次培养时上、下坡位的差异也接近显著水平 ($P = 0.052$),进一步说明坡位对硝态 N 含量有较大的影响。这个结果进一步说明了我们在设计试验是采用系统分布设计的合理性,每种处理都有两个位于上坡两个位于下坡,考虑到了坡位可能引发的效应。

综上所述,整个样地土壤中的 C、N 含量、净 N 矿化速率、净 N 硝化速率存在一定的空间变异,但这种空间变异在 4 种试验处理间比较时,C、N 含量和矿化速率均没有显著差异,而硝化速率受试验设施安装、建设过程的踩踏、挖隔离沟等影响在建设刚完成时达到了显著水平,经 3 个月的恢复,在 8-9 月培养时对硝化速率的设施与干扰效应基本消失。土壤化学性质和 N 转化速率的空间变异是不可避免的。因此,我们每种处理设置 4 个重复样方可从一定程度上反映和代表这些空间变异。在遮雨和加水处理正式开始时,从 N 转化的角度来看,仍要关注设施和干扰效应 N 硝化速率的影响;并且在分析降水处理效应时,也要考虑坡位等因素的综合影响。

参考文献

- [1] Reich P B, Grigal D F, Aber J D, et al. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils [J]. *Ecology*, 1997, 78(2): 335-347.
- [2] Davidson E A, de Carvalho C J R, Vieira I C G, et al. Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest [J]. *Ecol Appl*, 2004, 14(4): 150-163.
- [3] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed [J]. *Ecology*, 2008, 89(2): 371-379.
- [4] Siddique I, Engel V L, Parrotta J A, et al. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years [J]. *Biogeochemistry*, 2008, 88(1): 89-101.
- [5] Amazonas N T, Martinelli L A, de Cássia P M, et al. Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration [J]. *For Ecol Manag*, 2011, 262(8): 1551-1557.
- [6] Li G C, Han X G, Huang J H, et al. A review of affecting factors of soil nitrogen mineralization in forest ecosystems [J]. *Acta Ecol Sin*, 2001, 21(7): 1187-1195.
李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 等. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展 [J]. *生态学报*, 2001, 21(7): 1187-1195.
- [7] Bremer E, Kuikman P. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen [J]. *Plant Soil*, 1997, 190(1): 119-126.
- [8] Puri G, Ashman M R. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralisation [J]. *Soil Biol Biochem*, 1998, 30(2): 251-256.
- [9] Unkovich M, Jamieson N, Monaghan R, et al. Nitrogen mineralisation and plant nitrogen acquisition in a nitrogen-limited calcareous grassland [J]. *Environ Exp Bot*, 1998, 40(3): 209-219.
- [10] Evans C A, Miller E K, Friedland A J. Nitrogen mineralization associated with birch and fir under different soil moisture regimes [J]. *Can J For Res*, 1998, 28(12): 1890-1898.
- [11] Trenberth K E, Jones P D, Ambenje P, et al. Observations: surface and atmospheric climate change [C]// Solomon S, Qin D, Manning M, et al. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007: 254-265.
- [12] Shen W J, Reynolds J F, Hui D F. Responses of dryland soil respiration and soil carbon pool size to abrupt vs. gradual and individual vs. combined changes in soil temperature, precipitation, and atmospheric $[\text{CO}_2]$: A simulation analysis [J]. *Global Change Biol*, 2009, 15(9): 2274-2294.
- [13] Piao S L, Fang J Y, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China [J]. *Nature*, 2009, 458(7241): 1009-1013.
- [14] Reynolds J F, Virginia R A, Kemp P R, et al. Impact of drought

- on desert shrubs: Effects of seasonality and degree of resource island development [J]. *Ecol Monogr*, 1999, 69(1): 69–106.
- [15] Barker D H, Vanier C, Naumburg E, et al. Enhanced monsoon precipitation and nitrogen deposition affect leaf traits and photosynthesis differently in spring and summer in the desert shrub *Larrea tridentata* [J]. *New Phytol*, 2006, 169(4): 799–808.
- [16] Chen S P, Lin G H, Huang J H, et al. Dependence of carbon sequestration on the differential responses of ecosystem photosynthesis and respiration to rain pulses in a semiarid steppe [J]. *Global Change Biol*, 2009, 15(10): 2450–2461.
- [17] Burke J J, Hatfield J L, Klein R R, et al. Accumulation of heat shock proteins in field-grown cotton [J]. *Plant Physiol*, 1985, 78(2): 394–398.
- [18] English N B, Weltzin J F, Fravolini A, et al. The influence of soil texture and vegetation on soil moisture under rainout shelters in a semi-desert grassland [J]. *J Arid Environ*, 2005, 63(1): 324–343.
- [19] Köhler M, Schwendenmann L, Hölscher D. Throughfall reduction in a cacao agroforest: Tree water use and soil water budgeting [J]. *Agri For Meteorol*, 2010, 150(7/8): 1079–1089.
- [20] Lavoie A V, Staudt M, Schnitzler J P, et al. Drought reduced monoterpene emissions from the evergreen Mediterranean oak *Quercus ilex*: Results from a throughfall displacement experiment [J]. *Biogeosciences*, 2009, 6(7): 1167–1180.
- [21] Gundersen P, Boxman A W, Lamersdorf N, et al. Experimental manipulation of forest ecosystems: Lessons from large roof experiments [J]. *For Ecol Manag*, 1998, 101(1/2/3): 339–352.
- [22] Liu G S. *Soil Physical and Chemical Analysis & Description of Soil Profiles* [M]. Beijing: Standards Press of China, 1996: 1–266.
- 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述 [M]. 北京: 中国标准出版社, 1996: 1–266.
- [23] Wu J S, Lin Q M, Huang Q Y, et al. *Methods and Applied of Soil Microbial Biomass* [M]. Beijing: China Meteorological Press, 2006: 54–60.
- 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用 [M]. 北京: 气象出版社, 2006: 54–60.
- [24] Wang F M, Li Z A, Xia H P, et al. Effects of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species on soil properties and nitrogen transformation during forest restoration in southern China [J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 2010, 56(2): 297–306.
- [25] Li Y L, Hu C Z, Zhang Y, et al. Studies of the carbon storages of soils under the different kinds of plantations [J]. *J Fujian For Sci Techn*, 2004, 31(4): 4–7.
- 李跃林, 胡成志, 张云, 等. 几种人工林土壤碳储量研究 [J]. *福建林业科技*, 2004, 31(4): 4–7.
- [26] Shen W J, Ren H L, Jenerette G D, et al. Atmospheric deposition and canopy exchange of anions and cations in two plantation forests under acid rain influence [J]. *Atmos Environ*, 2013, 64: 242–250.
- [27] Bredemeier M, Blanck K, Lamersdorf N, et al. Response of soil water chemistry to experimental ‘clean rain’ in the NITREX roof experiment at Solling, Germany [J]. *For Ecol Manag*, 1995, 71(1/2): 31–44.
- [28] Gundersen P, Andersen B R, Beier C, et al. Experimental manipulations of water and nutrient input to a Norway spruce plantation at Klosterhede, Denmark [J]. *Plant Soil*, 1995, 168–169(1): 601–611.
- [29] Huang C Y. *Edaphology* [M]. Beijing: Chinese Agricultural Press, 2000: 192–198.
- 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 192–198.