

山西省油松林生态系统碳氮磷化学计量特征

王宁¹, 张有利¹, 王百田², 王瑞君²

(1. 黑龙江八一农垦大学 农学院, 黑龙江 大庆 163319; 2. 北京林业大学 水土保持学院, 北京 100083)

摘要:为了评价山西省油松林生态系统的生态化学计量特征,以山西省油松人工幼龄林(AY)、人工中龄林(AM)、天然幼龄林(NY)和天然中龄林(NM)为研究对象,通过38块标准地实测数据,探讨了4种森林类型的化学计量特征。结果显示:1) AY, AM, NY和NM乔木叶片的C:N:P分别为276:8:1, 283:8:1, 458:12:1和362:11:1, 灌木叶片的C:N:P分别为181:11:1, 132:8:1, 228:9:1和221:15:1, 草本叶片的C:N:P分别为211:8:1, 200:9:1, 190:8:1和230:11:1, 凋落物的C:N:P分别为347:3:1, 246:5:1, 507:9:1和327:9:1, 土壤(0—100 cm)的C:N:P分别为23:6:1, 37:7:1, 28:6:1和30:5:1; 2) 4种类型的C:N和C:P基本都表现为凋落物>叶片>土壤, 凋落物和叶片的C:N和C:P表现为AY>AM, NY>NM, 土壤的C:N和C:P则为AM>AY, NM>NY, 而N:P则表现为叶片>凋落物>土壤, 在林龄上表现规律不明显, 植物叶片N:P<14, 存在N限制; 3) 4种类型植物叶片C:P均表现为乔木叶片>草本叶片>灌木叶片, 表明油松林生态系统中乔木叶建成效率最高, 而灌木叶建成效率最低; 4) 4种类型土壤层随着土层厚度的增加, C:N表现出下降规律, C:P和N:P规律表现不明显。研究结果表明, 4种生态系统的叶片、凋落物和土壤的化学计量特征具有一致性。

关键词:油松; 生态系统; 碳氮磷含量; 生态计量化学; 山西省

中图分类号:S718; Q143

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2015)01-0072-08

Stoichiometry of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in *Pinus tabulaeformis* Carr. Forest Ecosystems in Shanxi Province, China

WANG Ning¹, ZHANG Youli¹, WANG Baitian², WANG Ruijun²

(1. College of Agronomy, Heilongjiang Bayi Agricultural University, Daqing, Heilongjiang 163319, China;

2. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: This paper reports the stoichiometry of carbon : nitrogen : phosphorus (C : N : P) in four age groups of *Pinus tabulaeformis* Carr. (also called Chinese pine) forest (artificial young forest, AY; artificial middle-aged forest, AM; natural young forest, NY; natural middle-aged forest, NM) in Shanxi Province, China. The results revealed the followings: (1) The mass-based average C : N : P ratios of tree species (shrubs, herbs, litter, soil depth of 100 cm) for the four forest types were 276 : 8 : 1 in AY, 283 : 8 : 1 in AM, 458 : 12 : 1 in NY, and 362 : 11 : 1 in NM. (2) Regardless of forest ages, the C : N and C : P ratios decreased in the order, litter>leaves>soil. The C : N and C : P ratios were both greater in the litter and leaves of young forest trees than in the litter and leaves of middle-aged forest trees, and greater in the soil of middle-aged forest than in the soil of young forest. The N : P ratio was greater in leaves than in litter, and greater in litter than in the soil, and showed variation according to stand ages. For all the species in the forests, the N : P ratio was consistently less than 14, suggesting that there was N limitation. (3) The C : P ratio for the leaves of plants growing in the four forest types decreased in the order, arbor leaf>herb leaf>shrub leaf. (4) The C : N ratio decreased with the increase of soil depth, whereas both the C : P and N : P ratios did not show a consistent variation trend along soil depth. (5) The foliar C : N : P stoichiometry of plants in the forests did not exhibit a consistent variation trend with stand ages.

Keywords: *Pinus tabulaeformis* Carr.; forest ecosystem; content of carbon; nitrogen and phosphorus; ecological stoichiometry; Shanxi Province

收稿日期:2014-12-11

修回日期:2014-12-29

资助项目:中科院战略先导专项专题“暖温带落叶阔叶混交林区域山西中部森林固碳现状速率和潜力研究”(XDAO5050203-04-01)

第一作者:王宁(1977—),男,陕西合阳人,讲师,博士,主要研究方向为生态环境工程。E-mail:soilandwater@163.com

通信作者:王百田(1958—),男,陕西富平人,教授,博士生导师,研究方向为生态环境工程。E-mail:13910595782@163.com

生态系统碳(C)、氮(N)、磷(P)等元素的循环是全球变化研究的热点之一,而且 C 与 N、P 等元素的循环过程是相互耦合的^[1-2],所以,养分循环的改变会强烈影响生态系统碳循环过程^[3]。在相对稳定的条件下,生态系统 C 贮量是由关键养分元素 N、P 的供应量控制的^[4],N、P 缺乏意味着 C 的相对过量(C:N 和 C:P 上升),反之,N、P 充足则意味着 C 的相对不足(C:N 和 C:P 下降)^[5-6],因此,植物的 C、N、P 化学计量(stoichiometry)比值在一定程度上可以指示所在生态系统的 C 积累动态和 N、P 养分限制格局^[7-9]。

叶片作为植物的主要光合器官,其 N:P 的大小经常被用来表明生态系统生产力受到哪种元素的限制作用,但这种限制关系会随着外界环境的变化而变化^[6,8,10-12],从全球尺度来看,高纬度地区的温带森林更易受 N 的限制,而低纬度地区的热带和亚热带森林更易受 P 限制^[11,13-14],即使同区域的植物也可能因为外界环境与内在属性的差别,其受限制的营养元素也不相同^[11,13,15]。植被的生产力受到其所处环境条件中 N、P 可利用量的控制,土壤中 N 和 P 含量的大小在一定程度上可调节植物 C:N 和 C:P 的大小^[5-6,16]。因此,植物体的 C:N 和 C:P 在一定程度上可反映单位养分供应量所能达到的生产力,N:P 也可用来表示植物受 N、P 养分的限制格局^[8,13,17-18]。目前全球或区域尺度上的植被 C、N、P 化学计量特征已有较多研究^[8,14,19-22],但将植物—凋落物—土壤作为一个完整的系统加以研究,探讨 C、N、P 元素化学计量比在整个系统中的变化格局及其相互作用的报道不多,对油松林生态系统的 C、N、P 化学计量学特征的研究更少。

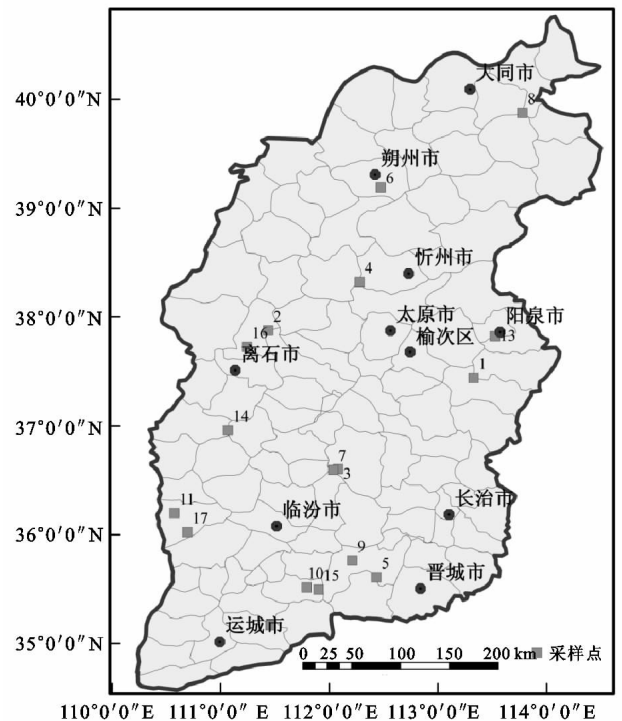
油松(*Pinus tabulaeformis* Carr)是暖温带湿润半湿润气候区的地带性植被^[23]。山西省的油松林在黄土区和太行山土石山区都有分布,其面积占全省森林总面积的 26.19%^[24]。目前,对于山西省油松林森林生态系统 C、N、P 化学计量学特征方面尚缺乏研究。本文以山西省天然油松林生态系统和人工油松林生态系统为研究对象,利用标准样地的实测数据,通过对植物叶片、凋落物和土壤的 C、N、P 含量和化学计量进行研究,探索分析油松林生态计量指标随林龄、林分起源的变化及可能的影响机制。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

山西省位于黄土高原东部和太行山西部,介于东经 110°14'—114°33',北纬 34°34'—40°43',南北长约 682 km,东西宽约 385 km,总面积 156 806 km²,大部

分地区海拔在 1 000~2 000 m。冬季长而寒冷干燥,夏季炎热多雨,北中部春季日温差大,风沙多,南部春季日温差较小,风沙小,北部秋季短暂,气候温和,南部秋季漫长,属暖温带半干旱大陆性区,年平均气温 3~14℃,全年无霜期 120~220 d,多年平均降雨量 400~650 mm,森林覆盖率 18.03%,森林土壤类型主要是棕壤、褐土、黄绵土。油松天然林主要分布在中条山、吕梁山、太岳山、太行山、关帝山、管涔山、五台山和黑茶山 8 大国有林区,人工林在山西各地均有分布,油松林面积占全省森林总面积的 26.19%,且 90%的油松林属于中幼龄林^[23],林下灌木主要有毛榛(*Corylus mandshurica* Maxim.)、黄刺玫(*Rosa xanthina* Lindl.)、绒毛绣线菊(*Spiraea dasyantha*)、胡枝子(*Lespedeza bicolor* Turcz.)、金银木(*Lonicera maackii* Rupr. Maxim.)、六道木(*Abelia biflora*)等,草本主要有披针苔草(*Carex lancifolia*)、唐松草(*Thalictrum aquilegifolium* L. var. *sibiricum* Regel)、费菜(*Sedum aizoon* L.)、地榆(*Radix Sanguisorbae*)、穿山龙(*Dioscorea nipponica* Makino)等。



注:1 铁桥山自然保护区;2 庞泉沟自然保护区;3 灵空山自然保护区;4 云中山自然保护区;5 崂山自然保护区;6 紫金山自然保护区;7 七里峪林场;8 桦林背林场;9 北坛林场;10 南樊林场;11 红旗林场;12 泗交林场;13 狮脑山林场;14 东山林场;15 大河林场;16 北京林业大学方山县试验基地;17 北京林业大学吉县试验基地。

图 1 山西油松林样地分布

1.2 试验设计和样本采集

本研究按起源和龄组将油松林生态系统划分为人工幼龄林(artificial young forest, AY)、人工中龄

林(artificial middle-aged forest, AM)、天然幼龄林(natural young forest, NY)和天然中龄林(natural middle-aged forest, NM)4 种类型,并于 2011 年 7 月在山西省境内共选取 38 块油松林标准样地(50 m×20 m)进行调查取样(样地概况见图 1 和表 1)。

试验主要由 3 部分组成:首先,在各样地选择油松标准木 3 株,利用高枝剪在树冠东、西、南、北 4 个部位采集叶片,为减少工作量,现场将每株标准木所采集叶片在托盘中进行混匀,利用四分法选取 300 g

左右叶片,装入透气网兜,带回实验室备用,同时选择林下灌木和草本优势种及伴生种,其叶片采集和处理方法同上,每个样地获得乔木叶、灌木叶和草本叶各 3 个样本;其次,在样地内沿对角线设 3 个 1 m×1 m 样方,收集每个样方内全部凋落物,混匀后取样;最后,在样地 3 个样方内用土钻分 5 层(0—10 cm,10—20 cm,20—30 cm,30—50 cm,50—100 cm)钻取土样(深至 1 m 或 C 层为止)。共采集植物样品 456 个,土壤样品 486 个。

表 1 油松林生态系统类型概况

油松林生态系统类型	土壤类型	平均海拔/m	平均林分密度/(株·hm ⁻²)	平均林龄/a	平均郁闭度/%	样地数	取样地
AY	黄绵土	1347±30	800±23	15±5	30±10	9	8,9,10,12,13,14,15,16,17
AM	黄绵土棕壤	1256±137	2066±750	25±5	61±5	10	4,6,8,9,10,12,13,14,15,16
NY	褐土	1483±47	1027±510	25±5	30±5	10	1,2,3,4,5,7,9,11,14,15
NM	棕壤	1627±25	587±242	40±5	67±7	9	1,2,3,4,5,7,11,14,15

注:AY 为人工幼龄林,AM 为人工中林龄,NY 为天然幼龄林,NM 为天然中龄林。下同。

1.3 室内测定、处理和化学分析方法

分析项目为植物叶片、凋落物和土壤的全碳、全氮、全磷含量。植物和凋落物样品在 75℃烘箱中烘干至恒重,然后用高速万能粉碎机粉碎(FW100,天津)后装袋备测,土壤样品,经自然风干后碾碎并过 0.25 mm 筛后装袋备测。所有样品的碳含量采用重铬酸钾法—浓硫酸消化硫酸亚铁滴定法,全氮含量采用凯氏定氮法(KDY-9820,北京),植物全磷含量采用钒钼黄比色法(UV-2550,日本)测定,土壤全磷含量采用钼锑抗比色法(UV-2550,日本)测定,每个样品重复测定 3 次。

1.4 数据分析

叶片、凋落物和土壤的 C:N:P 采用质量比表示。各生态系统叶片、凋落物和土壤的 C,N,P 含量和 C:N:P 为该生态系统内所有样地的均值。采用成对比较 *T* 检验判断油松林不同生态系统乔木叶、灌木叶、草本叶、凋落物、土壤间 C,N,P 含量与 C:N:P 的差异。利用单因素方差分析方法分别判断不同生态系统对叶片、凋落物和土壤的 C,N,P 含量和 C:N:P 的差别。采用 Tukey 检验进行各水平间均值的配对比较。

最后,采用 II 类线性回归分析油松林生态系统植物叶片、凋落物和土壤 C,N,P 的化学计量关系,分析前,所有数值都经过以 10 为底的对数转换。在运算中,N,P 含量与 C 含量间的关系,以及 N,P 含量间的关系用线性回归方程 $\lg y = a + b \lg x$ 来描述,其中,在分析前者关系时,*x* 表示 C 含量,*y* 表示 N 和 P 含

量,分析后者关系时,*x* 表示 N 含量,*y* 表示 P 含量,方程中 *a* 表示截距,*b* 表示斜率,当 *b*=1 时,表示两者存在等速比例关系,当 *b*>1 时,表示 *y* 的增加依赖于 *x* 的增加,当 *b*<1 时,表示 *y* 的增加不依赖于 *x* 的增加而增加。因单个生态系统样本数较少,所以本研究将 4 种油松林生态系统数据合并来说明油松生态系统叶片、凋落物和土壤 C,N,P 的化学计量关系。

以上所有数据处理应用 Excel 2003 和 SPSS 18.0 软件进行分析。

2 结果与分析

2.1 油松林生态系统叶片、凋落物和土壤碳氮磷含量

由表 2 可见,油松林生态系统的叶片、凋落物和土壤的 C,N,P 含量均随林龄增加而升高。4 种油松林生态系统内乔木叶 C 含量均显著高于灌木叶和草本叶(*p*<0.05),乔木叶片 N,P 含量则显著低于灌木和草本叶片相应元素含量(*p*<0.05),乔木叶 N,P 含量最低,灌木叶 N,P 含量最高,叶片 C,N,P 含量都在植物生长的正常范围^[24-25]。4 种生态系统间乔木叶 C,N,P 含量差异不显著(*p*>0.05),AM 生态系统叶 C,N,P 含量最高,AY 的叶 C 含量最低,NY 的叶 N,P 含量最低,灌木叶 C 含量差异不显著(*p*>0.05),N 含量在 AY,AM,NM 间差异不显著(*p*>0.05),P 含量在 AY,AM 间差异显著(*p*<0.05),在 NY,NM 间差异不显著(*p*>0.05),草本叶 C,N,P 含量表现出林龄间差异显著(*p*<0.05),与林分起源无关。

AY,AM,NY,NM 间凋落物 C 含量差异不显著($p>0.05$),其变化范围为 430.77~473.62 g/kg,N 含量在 AY,AM 间差异不显著($p>0.05$),在 NY,NM 间差异显著($p<0.05$),P 含量在各系统间差异显著($p<$

0.05),天然林凋落物 C,N 含量高于人工林,而 P 含量低于人工林,不考虑林分起源条件下,凋落物 C,N,P 含量表现为中龄林>幼龄林,这与森林起源、林龄、林分郁闭度以及人为干扰强度有关^[26]。

表 2 油松林生态系统乔灌木叶片、凋落物和土壤的碳氮磷含量 g/kg

层次/ 器官	碳含量				氮含量				磷含量			
	AY	AM	NY	NM	AY	AM	NY	NM	AY	AM	NY	NM
乔木叶	447.00±9.60aA	472.18±27.59aA	453.73±27.81aA	463.66±27.95aA	13.40±1.11aA	13.73±1.09aA	12.32±0.36aA	13.56±1.69aA	1.62±0.04aA	1.67±0.18aA	0.99±0.07bA	1.28±0.29 abA
灌木叶	434.86±10.84aB	460.47±16.60aB	436.87±15.44aB	445.66±18.02aB	25.3±3.33aB	28.35±2.82aB	16.46±0.33bB	29.63±4.71aB	2.40±0.26aB	3.49±0.63bB	1.92±0.17cB	2.02±0.21 cB
草本叶	424.50±26.87aC	460.97±19.99bB	439.79±33.15aB	460.18±22.34bA	16.02±1.07aC	21.11±0.41bC	17.54±0.47aB	22.36±1.16bC	2.01±0.03aC	2.30±0.11bC	2.32±0.13bC	2.00±0.12 aB
凋落物层	430.77±18.06aB	443.56±17.95aC	436.10±33.46aB	473.62±24.34aC	8.98±0.42aD	9.83±0.74aD	7.85±0.54bC	13.17±1.01cA	1.24±0.13aD	1.80±0.13bA	0.86±0.02cA	1.45±0.05 dA
土壤层	3.37±0.35aD	4.45±0.53bD	6.80±0.58cC	12.38±1.33dD	0.95±0.08aE	0.94±0.07aE	1.52±0.20bD	2.39±0.21cD	0.14±0.01aE	0.13±0.01aD	0.34±0.01bD	0.39±0.02 bC

注：土壤层为 0—100 cm。表中小写字母表示生态系统间各组分相同器官间的差异显著比较,大写字母表示生态系统内各层次间差异显著比较($p<0.05$)。下同。

AY,AM,NY,NM 间土壤(0—100 cm)C 含量差异显著($p<0.05$),表现为 NM(12.38 g/kg)>NY(6.80 g/kg)>AM(4.45 g/kg)>AY(3.37 g/kg),N 含量在 AY,AM 间差异不显著($p>0.05$),在 NY,NM 间差异显著($p<0.05$),且天然林>人工林,P 含量分别在 AY,AM 间和 NY,NM 间差异不显著($p>$

0.05),但在人工林和天然林间差异显著($p<0.05$),天然林>人工林。土壤层各分层 C,N,P 含量分别见图 2a—2c,C,N,P 含量基本随土层深度增加而降低,C 含量与土层深度的关系可用指数函数加以拟合($p<0.001$),N,P 含量与土层深度的关系均可用二项式函数加以拟合($p<0.001$)。

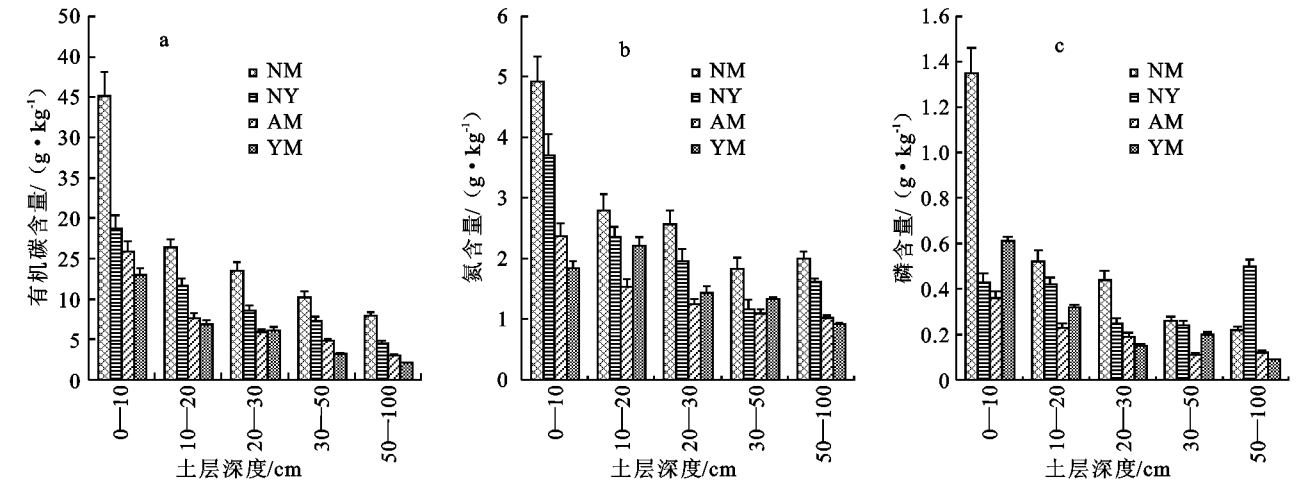


图 2 不同森林类型土壤碳氮磷含量剖面分布

2.2 油松林生态系统叶片、凋落物和土壤的 C : N : P 化学计量比

4 种油松林生态系统叶片、凋落物和土壤的 C : N : P 化学计量比见表 3。乔木、灌木叶片和凋落物的 C : N : P 均表现为天然林大于人工林,且差异明显($p<0.05$),草本叶片的 C : N : P 表现为 NM>AY>AM>NY,土壤层(0—100 cm)的 C : N : P 则表现为 AM>NM>NY>AY,土壤各分层 C : N : P 见表 3。

乔木叶片的 C : N 在 4 种生态系统间差异不显著($p>0.05$),平均为 35 : 1,C : P 在人工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 280 : 1,在天然林间差异显著($p<0.05$),平均为 410 : 1,N : P 在人工林间相同,为 8 : 1,天然林间差异不显著($p>0.05$)。灌木

叶片 C : N 人工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 17 : 1,天然林间差异显著($p<0.05$),C : P 天然林间差异不显著($p>0.05$),平均为 225 : 1,人工林间差异显著($p<0.05$),N : P 表现为 NM(15 : 1)>AY(11 : 1)>NY(9 : 1)>AM(8 : 1)。草本叶片 C : N 在同龄林间差异不显著($p>0.05$),幼龄林平均为 26 : 1,中龄林平均为 22 : 1,C : P 人工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 206 : 1,天然林间差异显著($p<0.05$),N : P 人工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 9 : 1,天然林间差异显著($p<0.05$)。

凋落物 C : N 人工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 47 : 1,天然林间差异显著($p<0.05$),C : P 生态系统间差异显著($p<0.05$),表现为 NY(507 : 1)>

AY(347 : 1)>NM(327 : 1)>AM(246 : 1),N : P 人
工林间差异不显著($p>0.05$),平均为 9 : 1,天然林间
差异显著($p<0.05$)。

土壤层(0—100 cm)C : N 和 N : P 各生态系统
间差异不显著($p>0.05$),平均为 5 : 1 和 6 : 1,C :
P 表现为 AM(37 : 1)>NM(30 : 1)>NY(28 : 1)>
AY(23 : 1),生态系统土壤各分层 C : N 表现基本从
表层往下呈现降低的规律,但 C : P 和 N : P 表现规
律不明显。

2.3 叶片、凋落物和土壤 C,N,P 的化学计量关系

在对叶片、凋落物和土壤 C,N,P 含量分别进行
Ⅱ类线性回归分析后发现,乔木叶的 N,P 含量均与
C 含量间不存在显著线性关系($p>0.05$)(见图 3a),
未反映出单位 N,P 含量的投入与 C 投入间的等速比
例,乔木叶 N 含量和 P 含量间存在显著线性关系(p

<0.05)(见图 3b),斜率约等于 1,表明乔木叶片建成
过程中对 N,P 元素按比例投入的依赖,灌木叶 N 含
量与 C 含量、N 含量与 P 含量与间存在显著线性关
系($p<0.05$)(见图 4a 和图 4b),斜率分别大于 1 和
小于 1,表明灌木叶 C 增加依赖于 N 的增加,N 的增
加不依赖于 P 的增加而增加,P 含量和 C 含量间则
不存在显著线性关系($p>0.05$)(见图 4a),草本叶
C,N,P 含量间均不存在显著线性关系($p>0.05$)(见
图 5a 和图 5b),凋落物 N 含量和 C 含量间有显著线
性关系($p<0.05$)(见图 6a),P 含量和 C,N 含量间不
存在显著线性关系($p>0.05$)(见图 6a 和图 6b),土
壤(0—100 cm)C,N,P 含量间均存在显著线性关系
($p<0.05$)(见图 7a 和图 7b),且 N,P 含量的回归斜
率约等于 1,反映了土壤中单位 P 与 N 含量间的等速
再吸收关系。

表 3 油松林生态系统化学计量特征

层次/器官/土深	C : N : P				
	AY	AM	NY	NM	平均
乔木叶	276 : 8 : 1	283 : 8 : 1	458 : 12 : 1	362 : 11 : 1	330 : 10 : 1
灌木叶	181 : 11 : 1	132 : 8 : 1	228 : 9 : 1	221 : 15 : 1	181 : 10 : 1
草本叶	211 : 8 : 1	200 : 9 : 1	190 : 8 : 1	230 : 11 : 1	207 : 9 : 1
凋落物层	347 : 7 : 1	246 : 5 : 1	507 : 9 : 1	327 : 9 : 1	357 : 8 : 1
土壤层	0—10 cm	44 : 7 : 1	44 : 9 : 1	26 : 4 : 1	30 : 5 : 1
	10—20 cm	22 : 7 : 1	33 : 7 : 1	28 : 6 : 1	29 : 6 : 1
	20—30 cm	41 : 10 : 1	31 : 7 : 1	34 : 8 : 1	33 : 7 : 1
	30—50 cm	16 : 7 : 1	43 : 9 : 1	30 : 7 : 1	31 : 7 : 1
	50—100 cm	23 : 10 : 1	25 : 9 : 1	9 : 2 : 1	19 : 5 : 1
	0—100 cm	23 : 6 : 1	37 : 7 : 1	28 : 6 : 1	29 : 6 : 1

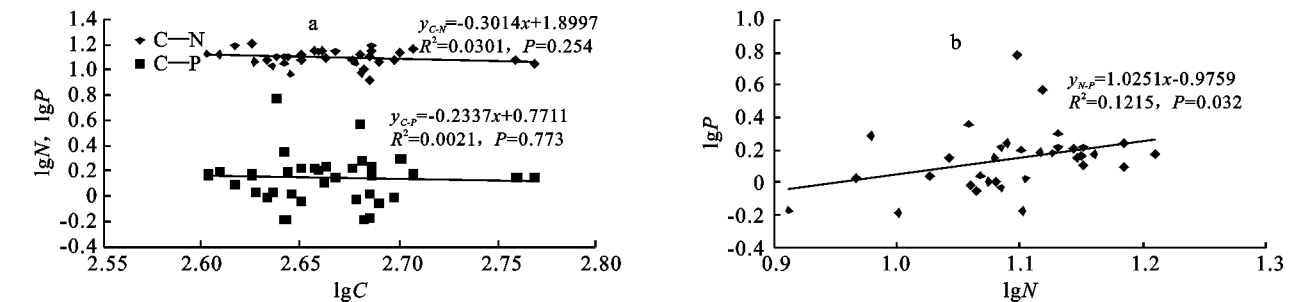


图 3 油松林生态系统乔木叶 C,N,P 的关系

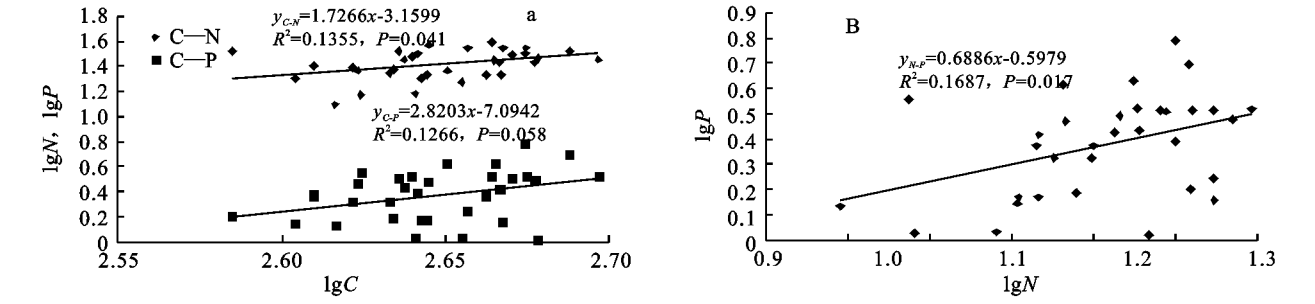


图 4 油松林生态系统灌木叶 C,N,P 的关系

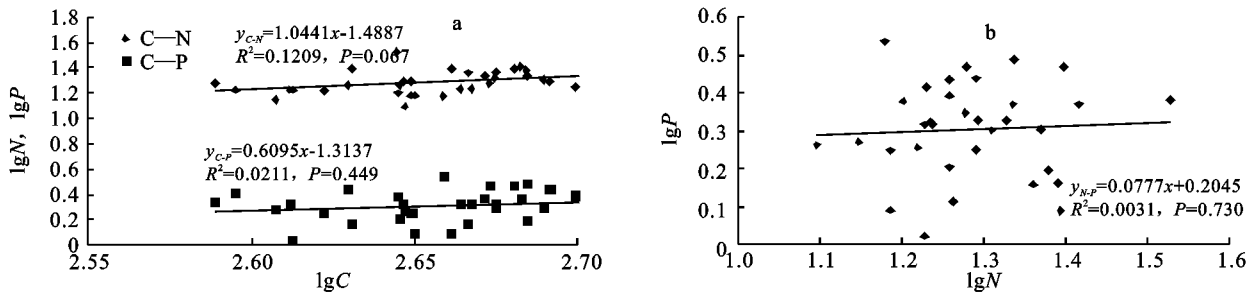


图 5 油松林生态系统草本叶 C,N,P 的关系

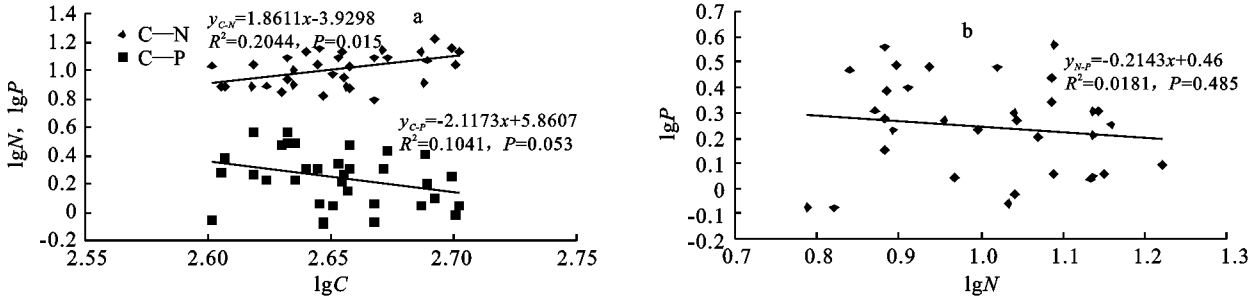


图 6 油松林生态系统凋落物 C,N,P 的关系

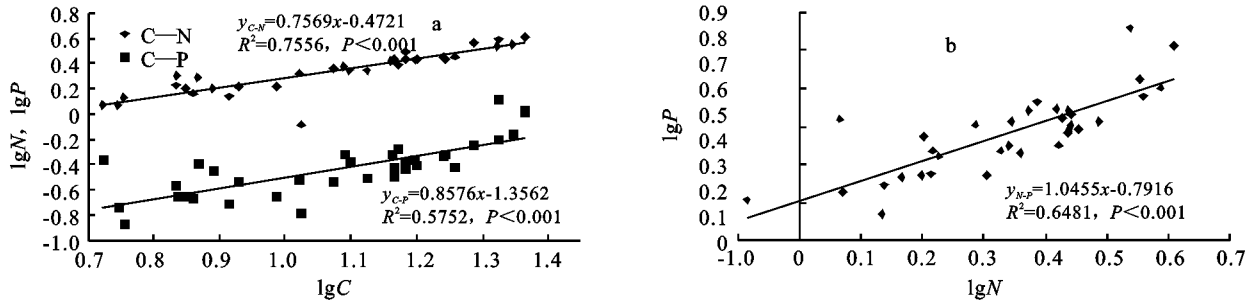


图 7 油松林生态系统土壤(0—100 cm)C,N,P 的关系

3 结论与讨论

人工林不同林龄乔木叶片间的 C : N : P 差异不显著 ($p > 0.05$), 而天然林不同林龄的乔木叶片间差异显著 ($p < 0.05$), AY, AM, NY 和 NM 乔木叶片的 C, N 和 P 的质量比率分别为 276 : 8 : 1, 283 : 8 : 1, 458 : 12 : 1 和 362 : 11 : 1 (折合成原子比分别为 713 : 18 : 1, 730 : 18 : 1, 1 184 : 28 : 1 和 936 : 23 : 1), 低于全球森林叶片的 C : N : P 原子比率 (1 212 : 28 : 1)^[27] 和亚热带常绿针叶林叶片的 C : N : P 原子比率 (1 752 : 31 : 1)^[14], 4 种类型乔木叶片的 C : N : P 平均原子比率 (853 : 21 : 1) 接近于温带阔混交林叶片的 C : N : P 原子比率 (829 : 29 : 1)^[21]。AY, AM, NY 和 NM 灌木叶片的 C, N 和 P 的质量比率分别为 181 : 11 : 1, 132 : 8 : 1, 228 : 9 : 1 和 221 : 15 : 1 (折合成原子比分别为 468 : 23 : 1, 341 : 18 : 1, 588 : 19 : 1 和 570 : 32 : 1), 低于温带灌木叶片的 C : N : P 原子比率 (752 : 33 : 1)^[28] 和亚热带常绿针叶林灌木叶片的 C : N : P 原子比率 (1 656 : 33 : 1)^[14]。AY, AM, NY 和 NM 草本叶片

的 C, N 和 P 的质量比率分别为 211 : 8 : 1, 200 : 9 : 1, 190 : 8 : 1 和 230 : 11 : 1, 与中国大尺度草原区的研究结果相比^[8,29], 均显著低于草原区叶片的 C : N : P 平均水平 (270 : 15 : 1), 接近于温带草本叶片的 C : N : P (202 : 13 : 1)^[28]。本研究的叶片 C : N : P 与其他亚热带地区的研究有较大的分异, 原因主要是本研究区域属半干旱地区, 水分亏缺是限制该区域植物生长的重要因素^[19,27], 亚热带较温带地区温度高且水分充分, 植物叶片有较高的 C 含量, 在单位 N, P 养分条件下, 其叶片建成效率显著高于本区域植物。

本研究 4 种油松林生态系统植物叶片的 N : P 都小于 14, 前人研究表明叶片 N : P 可用作氮饱和的诊断指标, 并被用于确定养分限制的阈值^[30], Tessier 等^[5]认为当植物叶片 N : P < 14 时存在氮限制, N : P > 16 时则存在磷限制, 即本研究植物叶片存在氮限制, 结果支持研究得出的低纬度地区的植物更易受 P 限制, 高纬度地区的植物更易受 N 限制的结论^[11,31]。作为重要的生理指标, C : N 和 C : P 可以反映植物生长速度^[32], 4 种类型植物叶片 C : P 均表现为乔木叶片 > 草本叶片 > 灌木叶片, 表明油松林生态系统中乔

木叶建成效率最高,而灌木叶建成效率最低。

AY,AM,NY 和 NM 凋落物层的 C,N 和 P 的质量比率分别为 347 : 3 : 1,246 : 5 : 1,507 : 9 : 1 和 327 : 9 : 1(折合成原子比分别为 897 : 16 : 1,637 : 12 : 1,1 310 : 20 : 1 和 844 : 20 : 1),均显著低于全球森林凋落物的 C : N : P 原子比率(3 007 : 45 : 1)^[27]、亚热带常绿针叶林凋落物的 C : N : P 原子比率(1 886 : 31 : 1)^[14]和温带针阔混交林凋落物的 C : N : P 原子比率(1 426 : 31 : 1)^[21],其与上述叶片表现出一致的规律,这与凋落物秉承植物活体的特性密切相关。

AY,AM,NY 和 NM 土壤层(0—100 cm)的 C : N : P 分别为 59 : 12 : 1,95 : 16 : 1,71 : 13 : 1 和 77 : 11 : 1,而前人研究发现美国爱荷华州、巴西、苏格兰、新西兰和印度土壤的 C : N : P(原子比)分别为 78 : 7 : 1,161 : 8 : 1,87 : 8 : 1,59 : 4 : 1,67 : 5 : 1,76 : 5 : 1,^[1]这种差异主要是由于土壤 C : N : P 主要受区域水热条件和成土作用特征的控制,由于气候、地貌、植被、母岩、年代、土壤动物等土壤形成因子和人类活动的影响,土壤碳氮磷总量变化很大,使得土壤 C : N : P 的空间变异性较大^[33]。本研究 4 种生态系统类型土壤 C : N(4 : 1~6 : 1),低于中国湿润温带土壤中的 C : N(10 : 1~12 : 1)和热带、亚热带地区的红、黄壤的 20 : 1^[34],主要是因为生态系统高密度部分有机质有着更低的 C : N^[35],从土壤各分层来看,本研究 4 种生态系统土壤层随着土壤厚度的增加,C : N 降低,反映出土壤深层剖面腐殖质的年代和分层化^[33]。

致谢:本文在外业调查取样过程中得到山西省林科院李新平院长,方山县林业局高海平工程师和马保明工程师,吉县张彦勤场长、文万荣书记,太岳林局王占勤总工,七里峪林场徐天红主任,灵空山保护区管理局王英杰局长,太行林局李康福局长和陈立强工程师,铁桥林场王景功工程师,以及北京林业大学生物学院曲红老师的大力帮助,在此一并谢过。感谢加拿大曼尼托巴大学 University of Manitoba 邓继峰博士对本文英文摘要上的润色。

参考文献:

- [1] Stevenson F J, Cole M A. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients[M]. USA: John Wiley & Sons Inc,1999.
- [2] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security[J]. Science,2004,304(5677):1623-1627.
- [3] Chapin F S III, Matson P A, Vitousek P M. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology[M]. Springer, New

- York, Inc,2011.
- [4] Hessen D O, Agren G I, Anderson T R, et al. Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry[J]. Ecology,2004,85(5):1179-1192.
- [5] Tessier J T, Raynal D J. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation[J]. Journal of Applied Ecology, 2003,40(3):523-534.
- [6] Güsewell S. N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance[J]. New Phytologist,2004, 164(2):243-266.
- [7] 张丽霞,白永飞,韩兴国. N : P 化学计量学在生态学研究中的应用[J]. 植物学报:英文版,2004,45(9):1009-1018.
- [8] He J S, Wang L, Flynn D F B, et al. Leaf nitrogen: phosphorus stoichiometry across Chinese grassland biomes[J]. Oecologia,2008,155(2):301-310.
- [9] 王绍强,于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. 生态学报,2008,28(8):3937-3947.
- [10] Koerselman W, Meuleman A F M. The vegetation N : P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation[J]. Journal of Applied Ecology,1996:1441-1450.
- [11] von Oheimb G, Power S A, Falk K, et al. N : P ratio and the nature of nutrient limitation in Calluna-dominated heathlands[J]. Ecosystems,2010,13(2):317-327.
- [12] von Oheimb G, Power S A, Falk K, et al. N : P ratio and the nature of nutrient limitation in Calluna-dominated heathlands[J]. Ecosystems,2010,13(2):317-327.
- [13] Wardle D A, Walker L R, Bardgett R D. Ecosystem properties and forest decline in contrasting long-term chronosequences[J]. Science,2004,305(5683):509-513.
- [14] 阎恩荣,王希华,郭明,等. 浙江天童常绿阔叶林,常绿针叶林与落叶阔叶林的 C : N : P 化学计量特征[J]. 植物生态学报,2010,34(1):48-57.
- [15] Davidson E A, de Carvalho C J R, Figueira A M, et al. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment[J]. Nature, 2007,447(7147):995-998.
- [16] Hogan E J, Minnullina G, Smith R I, et al. Effects of nitrogen enrichment on phosphatase activity and nitrogen: phosphorus relationships in *Cladonia portentosa* [J]. New Phytologist,2010,186(4):911-925.
- [17] Niva M, Svensson B M, Karlsson P S. Nutrient resorption from senescing leaves of the clonal plant *Linnaea borealis* in relation to reproductive state and resource availability[J]. Functional Ecology,2003,17(4):438-444.
- [18] Agren G I. Stoichiometry and nutrition of plant growth in natural communities[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2008,39:153-170.

- [19] Han W, Fang J, Guo D, et al. Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China[J]. *New Phytologist*, 2005, 168(2): 377-385.
- [20] Richardson S J, Allen R B, Doherty J E. Shifts in leaf N : P ratio during resorption reflect soil P in temperate rainforest[J]. *Functional Ecology*, 2008, 22(4): 738-745.
- [21] 王晶苑, 王绍强, 李纫兰, 等. 中国四种森林类型主要优势植物的 C : N : P 化学计量学特征[J]. *植物生态学报*, 2011, 35(6): 587-595.
- [22] 马露莎, 陈亚南, 张向茹, 等. 黄土高原刺槐叶片生态化学计量学特征[J]. *水土保持研究*, 2014, 21(3): 57-61.
- [23] 吴刚, 冯宗炜. 中国油松林群落特征及生物量的研究[J]. *生态学报*, 1994, 14(4): 415-422.
- [24] 冯建成. 山西省森林植被的碳贮量研究[J]. *山西林业科技*, 2010, 39(1): 16-18.
- [25] Marschner H. Mineral nutrition of higher plants[M]. New York: Academic Press, 1995.
- [26] Niinemets Ü, Kull O. Biomass investment in leaf lamina versus lamina support in relation to growth irradiance and leaf size in temperate deciduous trees[J]. *Tree physiology*, 1999, 19(6): 349-358.
- [27] 方运霆, 莫江明, 彭少麟, 等. 森林演替在南亚热带森林生态系统碳吸存中的作用[J]. *生态学报*, 2003, 23(9): 1685-1694.
- [28] McGroddy M E, Daufresne T, Hedin L O. Scaling of C : N : P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial Redfield-type ratios[J]. *Ecology*, 2004, 85(9): 2390-2401.
- [29] 韩文轩, 吴漪, 汤璐瑛, 等. 北京及周边地区植物叶的碳氮磷元素计量特征[J]. *北京大学学报: 自然科学版*, 2009, 45(5): 855-860.
- [30] He J S, Fang J, Wang Z, et al. Stoichiometry and large-scale patterns of leaf carbon and nitrogen in the grassland biomes of China[J]. *Oecologia*, 2006, 149(1): 115-122.
- [31] Güsewell S, Koerselman W, Verhoeven J T A. Biomass N : P ratios as indicators of nutrient limitation for plant populations in wetlands[J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(2): 372-384.
- [32] Chapin III F S, Moilanen L. Nutritional controls over nitrogen and phosphorus resorption from Alaskan birch leaves[J]. *Ecology*, 1991, 72(2): 709-715.
- [33] Ågren G I. The C : N : P stoichiometry of autotrophs: theory and observations[J]. *Ecology Letters*, 2004, 7(3): 185-191.
- [34] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world[J]. *European Journal of Soil Science*, 1996, 47(2): 151-163.
- [35] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [36] De Camargo P B, Trumbore S E, Martinelli L Z, et al. Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia[J]. *Global Change Biology*, 1999, 5(6): 693-702.

(上接第 71 页)

- [13] 薛建春, 蔡松. 生态脆弱矿区土地利用动态变化研究: 以平朔矿区为例[J]. *水土保持研究*, 2011, 18(6): 204-207.
- [14] Kelly J J, Tate R L. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of azincsmelter[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(3): 609-617.
- [15] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986. 274-339.
- [16] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤微生物试验法[M]. 北京: 科学出版社, 1983.
- [17] 王奇赞, 徐秋芳, 姜培坤, 等. 天目山毛竹入侵阔叶林后土壤细菌群落 16S rDNA V3 区片段 PCR 的 DGGE 分析[J]. *土壤学报*, 2009, 46(4): 662-669.
- [18] Lisa A M, Brenda S, Michael G S. Comparative denaturing gradient gel electrophoresis analysis of fungal communities associated with whole plant corn silage[J]. *Journal of Microbial*, 2001, 47(9): 829-841.
- [19] 张庆费, 宋永昌, 由文辉. 浙江天童植物群落次生演替与土壤肥力的关系[J]. *生态学报*, 1999, 19(2): 174-178.
- [20] 骆伯胜, 钟继洪, 陈俊坚. 土壤肥力数值化综合评价研究[J]. *土壤*, 2004, 36(1): 104-106.
- [21] 黄耀, 沈雨, 周密, 等. 木质素和氮含量对植物残体分解的影响[J]. *植物生态学报*, 2003, 27(2): 183-188.
- [22] 安韶山, 黄懿梅, 郑粉莉. 黄土丘陵区草地土壤脲酶活性特征及其与土壤性质的关系[J]. *草地学报*, 2005, 13(3): 233-237.
- [23] 张焱华, 吴敏, 何鹏, 等. 土壤酶活性与土壤肥力关系的研究进展[J]. *安徽农业科学*, 2007, 35(34): 11139-11142.
- [24] Bosalo D A, Girvan M S, Verchot L. Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of western Kenya[J]. *Micorbial Ecology*, 2005, 49(1): 50-62.
- [25] 夏北成, Zhou J, Tiedje J M. 土壤细菌类克隆群落及其结构的生态学特征[J]. *生态学报*, 2001, 21(4): 574-578.
- [26] 周涛, 戴全厚, 吴秀芹, 等. 喀斯特山区退耕还林地土壤养分效应及评价[J]. *水土保持研究*, 2011, 18(6): 71-74.