

草地造林 40 年后土壤可溶性有机碳下降

刘畅 任艳林 贺金生

北京大学城市与环境学院生态学系, 北京 100871; - 通讯作者, E-mail: jshe@pku.edu.cn

摘要 为了解天然草地造林后土壤可溶性有机碳的变化, 以河北塞罕坝的羊草草甸草原以及在草甸草原上营造的樟子松人工林和落叶松人工林为研究对象, 比较了 3 种植被类型土壤表层 0) 30 cm 的土壤可溶性有机碳、土壤总有机碳和土壤全氮等指标。结果表明, 人工针叶林的土壤可溶性有机碳、土壤有机碳和土壤全氮含量均低于草甸草原, 天然草地营造人工针叶林 40 年后土壤可溶性有机碳、土壤有机碳和土壤全氮都有所下降, 人工林生态系统的土壤异质性低于草甸草原。

关键词 草地造林; 土壤可溶性有机碳; 土壤总有机碳; 土壤全氮

中图分类号 S718

Soil Dissolved Organic Carbon Decreased Following 40-year Grassland Afforestation

LIU Chang, REN Yanlin, HE Jinsheng

Department of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing, 100871;
- Corresponding Author, E-mail: jshe@pku.edu.cn

Abstract To determine the change of soil dissolved organic carbon (DOC) following grassland afforestation, the authors compared soil DOC, soil organic carbon (SOC) and soil total N (STN) of top 30 cm soils under *Leymus chinensis* meadow steppe, *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation, and *Larix principis-rupprechtii* plantation in Saihanba, Hebei Province. DOC, SOC and STN of coniferous plantation soils were less than those of meadow steppe soils; DOC, SOC, and STN decreased following 40-year grassland afforestation. Soil heterogeneities of coniferous plantations were lower than meadow steppes.

Key words afforestation; dissolved organic carbon; soil organic carbon; soil total nitrogen

土壤可溶性有机碳 (dissolved organic carbon, DOC, 亦称土壤活性有机碳) 一般是指能通过 0.45 μm 筛孔, 可溶于水或酸碱溶液, 由一系列大小和结构不同的有机物质组成的混合碳素^[1]。土壤可溶性有机碳是土壤有机碳库的重要组成部分^[2], 主要来源于植物的凋落物^[3]和土壤有机物的矿化过程^[4], 土壤微生物^[5]及植物根系的分泌物^[6]也是其重要来源。土壤可溶性有机碳具有一定的溶解性, 受植物和微生物活动影响强烈, 在土壤中移动快, 不稳定, 易氧化, 易分解, 易矿化^[7]。土壤可溶性有机碳用不同的提取方法可分离出许多不同组分, 例如微生物生物量碳 (soil

microbial biomass carbon, SMBC)^[8]、水溶性有机碳 (water soluble organic carbon, WSOC)^[9]和盐溶液提取的盐溶性有机碳^[10]等。

对土壤中可溶性有机碳的研究近来成为地下生态学关注的热点^[11]。与土壤中的非活性碳素相比, 其周转速率快, 活性强, 对地表覆盖、土地利用方式和管理措施及外界环境的变化 (例如季节、温度、CO₂ 浓度、凋落物和降雨量) 等因素较为敏感^[12-17]; 尤其是土壤微生物生物量碳占土壤总有机碳 (SOC) 的比例 (SMBC/SOC) 常作为衡量土壤因管理措施变化而造成有机质及其肥力等变化的指标之一^[18]。一些学者

在不同地区研究了天然草地营造人工林后土壤可溶性有机碳、SOC、全氮)的变化及其影响因素,得到了一系列不同的结果^[19,21],这主要是由于各地气候、土壤、植被组成和土地利用的差异造成。

河北省塞罕坝地区历史上曾是森林草原景观,但由于大规模的人为砍伐和开荒垦种,20世纪50年代原始森林已破坏殆尽^[21]。自1962年设立林场,开始在次生林和草甸草原上营造以落叶松(Larix principis-rupprechtii)和樟子松(Pinus sylvestris var. mongolica)为主的人工林,目前已成为我国最大的人工林种植基地。在植物群落演化、植物多样性、土壤肥力和土质沙化等方面^[23-24]进行了一系列研究工作,但到目前为止,对在草地上造林的生态学后果,特别是对土壤可溶性有机碳、SOC、全氮的变化研究还非常少。

本研究对塞罕坝林场的天然草地与人工林植被进行,分析土壤可溶性有机碳(微生物生物量碳、水溶性有机碳、盐溶性有机碳)、SOC、土壤全氮(STN)的差异,以此来评价草地造林40年后对SOC的可能影响。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

塞罕坝机械林场地处北纬42°10'N,东经117°12'E,面积约为94700 hm²。该地区属于半干旱半湿润气候区、暖温带与温带的过渡带;冬季漫长而寒冷,春季较短,夏季不明显。气温日较差大,无霜期短,多大风天气。年均气温-11.4℃,年均降水量450.1 mm,相对湿度69.15%。土壤类型以风沙土为主。塞罕坝植被具有森林-草原交错带的特点,但草甸草原景观绝大多数已转变为人工林,目前森林覆盖率达76.17%,草甸草原仅占总面积的11.4%^[21]。

1.2 研究方法

2007年7月初,在塞罕坝机械林场境内选择有代表性的10个样地(表1),包括羊草草甸草原、40

龄落叶松人工林和37龄樟子松人工林,样地海拔1480~1560 m。每个样地内随机划出5个20 m @ 20 m的样方,样方内五点法采样。用内径为515 cm的土钻分0~10、10~20和20~30 cm 3层取土,用混合法将每个样方内同层的土壤混合为一个样品。对于每一个样品,去除新鲜土样中可见的植物根系和残体,将土样过4 mm筛后分为两部分,一部分放置于4℃冰箱保存以测定土壤可溶性有机碳,另一部分风干后测定SOC等指标。土壤含水量采用烘干法,各层土壤(0~10、10~20和20~30 cm)容重采用环刀法,土壤田间持水量采用威尔科克斯法,SOC采用重铬酸钾氧化-外加热法,土壤微生物生物量碳采用氯仿熏蒸浸提法,水溶性有机碳采用水浸提法,盐溶性有机碳利用K₂SO₄(0.15 mol/L)提取,其溶液中的SOC采用TOC分析仪(Aanalytikjena, Multi NPC 3100)测定,土壤全碳、STN采用CPN元素分析仪(2400 CHNSFO Elemental Analyzer, Perkin-Elmer, USA)测定,0~30 cm SOC密度估算公式为

$$SOC_t = \sum_{i=1}^3 SOC_i = \sum_{i=1}^3 C_i D_i E_i (1 - G_i) \rho_{10}$$

式中C_i为SOC含量(%),D_i为容重(g/m³),E_i为土层厚度(cm),G_i为大于2 mm石砾所占的体积百分比(%),0~30 cm的土壤可溶性有机碳和全氮密度估算采用同样的方法。

1.3 数据分析

采用均值比较法比较土壤可溶性有机碳、SOC、STN等指标,借助方差分析和LSD法判定差异是否显著,用主成分分析法比较草甸草原和人工林的土壤异质性。所用软件为SPSS 13.10和SigmaPlot 10.10。

2 结果与分析

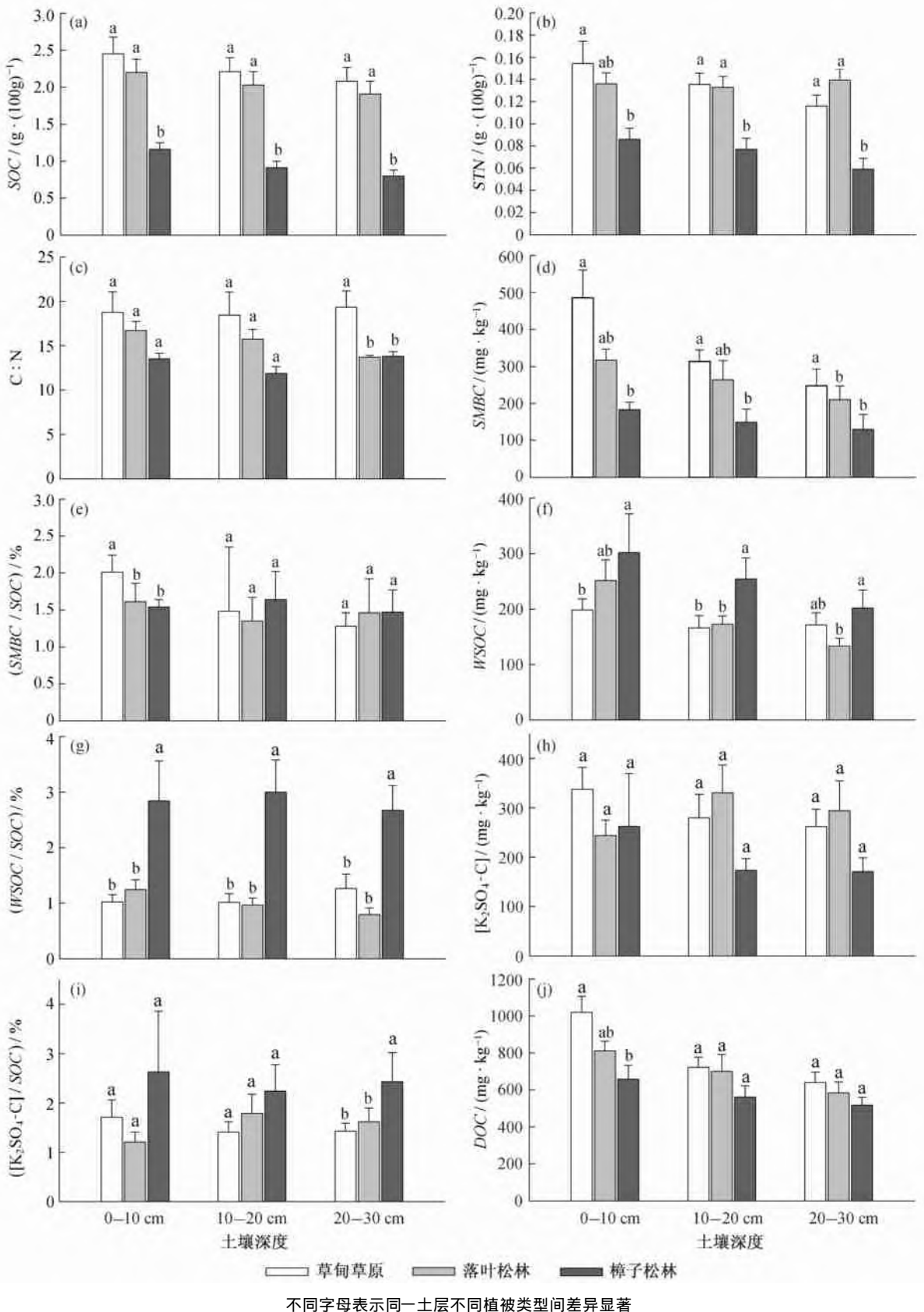
2.1 草甸草原与人工林土壤SOC及STN含量

SOC(图1(a))、STN(图1(b))受植被类型影响显著(p < 0.05; p < 0.05),在土壤深度上变化不显

表1 样地概况和土壤属性(0~30 cm)
Table 1 Site description and soil properties (0-30 cm)

植被类型	样地数目	平均海拔/m	田间持水量/g kg ⁻¹	土壤含水量/g kg ⁻¹	土壤容重/g m ⁻³	土壤总有机碳密度/kg m ⁻²	土壤全氮密度/kg m ⁻²	土壤CPN
羊草草甸草原	5	1506	261.42 (0.172) ^a	541.17 (0.16) ^b	11.36 (0.02) ^b	0.130 (0.010) ^a	0.0102 (0.0001) ^a	181.85 (11.29) ^a
落叶松林	3	1547	231.33 (0.173) ^b	541.71 (0.21) ^a	11.31 (0.02) ^c	0.126 (0.010) ^b	0.0102 (0.0001) ^a	151.38 (0.53) ^b
樟子松林	2	1539	191.85 (0.149) ^c	521.99 (0.26) ^c	11.44 (0.02) ^a	0.114 (0.010) ^c	0.0101 (0.0001) ^b	131.07 (0.39) ^b

说明:表中数据为平均值(标准误差),列中不同字母表示植被类型间差异显著(p < 0.05)。



不同字母表示同一土层不同植被类型间差异显著

(C)1994-图 11 不同植被类型(0)30 cm 土壤总有机碳、土壤全氮及土壤可溶性有机碳的比较
 Fig 1 Comparison of soil organic carbon, soil total nitrogen and soil dissolved organic carbon at the 0-30 cm soil depth of different vegetation types

著($p > 0.05$; $p > 0.05$)。在 0) 30 cm SOC 含量中(表 1): 羊草草甸草原 > 落叶松林 > 樟子松林, 三者间差异显著 ($p < 0.05$), 落叶松林和樟子松林中 SOC 含量分别为羊草草甸草原的 86.17% 和 46.17%。本研究估算的 SOC 含量与 Wu 等^[25] 根据我国第二次土壤普查估算范围相符, 但属于有机碳含量较低的土壤。在 0) 30 cm STN 含量中(表 1): 羊草草甸草原和落叶松林均显著高于樟子松林 ($p < 0.05$; $p < 0.05$), 但前两者之间无显著差异 ($p > 0.05$)。

土壤 CPN 比在深度上变化不显著(图 1(c), $p > 0.05$)。0) 30 cm 土壤 CPN 比(表 1) 表现为: 草甸草原显著高于落叶松林 ($p < 0.05$) 和樟子松林 ($p < 0.05$), 两种人工林间无明显差异 ($p > 0.05$)。

2.12 草甸草原与人工林土壤可溶性有机碳的比较

2.12.1 土壤微生物生物量碳 (SMBC) 及 SMBC/PSOC

植被类型和土壤深度对 SMBC 含量影响显著 ($p < 0.05$; $p = 0.05$) (图 1(d))。不同植被类型 0) 30 cm SMBC 密度大小表现为: 羊草草甸草原显著高于落叶松林和樟子松林 ($p < 0.05$; $p < 0.05$); 落叶松林和樟子松林之间差异不显著 ($p > 0.05$) (表 2), 两者的 SMBC 密度值分别为羊草草甸草原的 72.17% 和 46.13%。

SMBC/PSOC 的经验值范围为 1% ~ 3%^[26], 本研究结果在该范围内(图 1(e))。0) 30 cm 的 SMBC/PSOC 值分别为羊草草甸草原 114.6%, 落叶松林 111.8% 和樟子松林 11.10%, 两种人工林分别比羊草草甸草原低 19.12% 和 24.17%, 但这种差异并不显著 ($p > 0.05$); 在土壤深度 ($p > 0.05$) 上的变化也不显著(图 1(e))。

2.12.2 土壤水溶性有机碳 (WSOC) 及 WSOC/PSOC
植被类型和土壤深度 ($p < 0.05$; $p < 0.05$) 对 WSOC 含量影响显著(图 1(f))。不同植被 0) 30 cm WSOC 密度表现为: 樟子松林显著高于羊草草甸

草原和落叶松林 ($p < 0.05$; $p < 0.05$) (表 2); 羊草草甸草原和落叶松之间差异不显著 ($p > 0.05$), 两者密度值分别为樟子松林的 67.18% 和 66.19%。

WSOC/PSOC 的经验范围为 0.108% ~ 0.195%^[26], 本研究结果偏高。樟子松林 0) 30 cm 的 WSOC/PSOC (21.84%) 显著高于羊草草甸草原 (11.10%, $p < 0.05$) 和落叶松林 (11.00%, $p < 0.05$), 羊草草甸草原和落叶松林之间差异不显著 ($p > 0.05$)。土壤深度对该指标的影响不显著 ($p > 0.05$, 图 1(g))。

2.12.1.3 盐溶性有机碳及盐溶性有机碳/PSOC

K_2SO_4 浸提的盐溶性有机碳 (K_2SO_4-C) 及其与 SOC 的比值与土壤总有机碳、其他可溶性有机碳指标、土壤含水量、田间持水量和容重等性质显著相关(表 3)。植被类型和土壤深度对盐溶性有机碳含量的变化影响不显著 ($p > 0.05$; $p > 0.05$) (图 1(h)); 不同植被 0) 30 cm 盐溶性有机碳密度的差异不显著(表 2)。

樟子松林 0) 30 cm 盐溶性有机碳/PSOC (21.43%) 显著高于羊草草甸草原 (11.51%, $p < 0.05$) 和落叶松林 (11.55%, $p < 0.05$), 羊草草甸草原和落叶松林差别不显著 ($p > 0.05$); 盐溶性有机碳/SOC 在土壤深度上的变化不显著 ($p > 0.05$, 图 1(i))。

2.12.1.4 土壤可溶性有机碳密度

将 SMBC, WSOC 和 K_2SO_4 浸提的盐溶性有机碳加和, 作为土壤可溶性有机碳替代值, 评估并比较塞罕坝地区不同植被下土壤碳库活性较强部分的差异。土壤可溶性有机碳受植被类型 ($p < 0.05$) 和土壤深度 ($p < 0.05$) 显著影响(图 1(j))。0) 30 cm 可溶性有机碳密度(表 2) 表现为: 羊草草甸草原显著高于落叶松林 ($p < 0.05$) 和樟子松林 ($p < 0.05$), 但两种人工林之间差异不显著 ($p > 0.05$)。

2.1.3 草地造林对土壤异质性的影响

将全部指标按照土壤层次分为 3 组 (0) 10, 10) 20 和 20) 30 cm), 利用主成分分析法, 从本研究

表 2 不同植被 0) 30 cm 土壤可溶性有机碳密度估算
Table 2 0-30 cm soil dissolved organic carbon density under different vegetation types

植被类型	微生物生物量碳 密度($g \cdot m^{-2}$)	水溶性有机碳 密度($g \cdot m^{-2}$)	盐溶性有机碳 密度($g \cdot m^{-2}$)	土壤可溶性有机碳 密度($g \cdot m^{-2}$)
羊草草甸草原	41.73 (0.144) ^a	2.46 (0.18) ^b	31.91 (0.132) ^a	101.79 (0.59) ^a
落叶松林	31.44 (0.131) ^b	2.43 (0.21) ^b	31.79 (0.140) ^a	91.12 (0.53) ^b
樟子松林	21.19 (0.126) ^b	3.163 (0.41) ^a	21.94 (0.155) ^a	81.29 (0.51) ^b

说明: 表中数据为平均值(标准误差); 列中不同字母表示植被类型间平均值差异显著 ($p < 0.05$)。

表 3 0) 30 cm 土壤可溶性有机碳与土壤理化性质之间的 Pearson 相关关系
Table 3 Pearson correlation coefficients between 0-30 cm soil dissolved organic carbon and soil properties

指标	SWC	WHC	SBD	SOC	STN	碳氮比	[K ₂ SO ₄ -C]	[K ₂ SO ₄ -C]PSOC
SMBC	0.29**	0.42**	0.20*	0.52**	0.50**	0.02**	0.16	0.21*
WSOC	-0.04	-0.17*	0.15	-0.12	-0.10	-0.04	-0.18*	-0.09
[K ₂ SO ₄ -C]	0.21**	0.23*	-0.16	0.27**	0.26**	0.00))
DOC	0.34**	0.41**	-0.21*	0.54**	0.52**	0.00	0.36*	-0.02
SMBOPSOC	-0.03	0.06	0.06	-0.04	0.01	-0.09	-0.150*	-0.49**
WSOCP SOC	-0.37**	-0.42**	0.42**	-0.63**	-0.51**	-0.21*	-0.27*	0.17**
[K ₂ SO ₄ -C]PSOC	-0.14	-0.18*	0.23**	-0.36**	-0.27**	-0.14))
DOCPSOC	-0.33*	-0.33*	0.44*	-0.65*	-0.48*	-0.28	-0.101	0.49**

说明: SWC: 土壤含水量; WHC: 田间持水量; SBD: 土壤容重; * p < 0.05; ** p < 0.01.

测得的原始指标中分别提取出 3 组主成分因子 (表 4)。分 0) 10, 10) 20 和 20) 30 cm 3 个土壤层次, 分别以 PCA 1 为 X 轴, PCA 2 为 Y 轴, 将 3 种植被类型的数据点在图 2 中标出。3 个层次中代表羊草草甸草原 (5 处样地) 的空心圆点分布较为分散; 代表落叶松林 (3 处样地) 的灰色三角形和樟子松林 (2 处样地) 的黑色正方形分布相对紧密。可见落叶松人工林和樟子松人工林的土壤异质性, 即土壤性质在空间上的均一程度, 小于羊草草甸草原。

3 讨论

3.1 草甸草原与人工林土壤总有机碳、土壤全氮比较

长期以来, 人们认为草地造林能够快速积累碳素、有助于缓解大气中温室气体浓度增加的状况; 而且针叶树生长迅速、容易成活, 因此许多国家都选择

人工种植针叶林^[27]。但近来很多研究都发现, 此举常会导致土壤总有机碳含量发生改变^[21, 28-29]。

本研究发现, 落叶松林和樟子松林的土壤总有机碳含量分别比羊草草甸草原低 13.3% (p < 0.05) 和 53.13% (p < 0.05), STN 含量分别低 21.8% (p > 0.05) 和 41.1% (p < 0.05)。由此可知, 塞罕坝地区在草地上营造人工针叶林 40 余年后, 土壤总有机碳含量和 STN 含量都有所下降。

究其原因, 一方面, 人为活动对土地利用方式和历史的影响不容忽视。1962 年林场成立后, 大面积造林活动就已开始, 但由于当时土地沙化严重、表层土壤水分极低, 在尝试多种树种失败后最终选用落叶松和樟子松作为主要造林树种, 造林整地的过程严重降低了初始阶段的土壤碳含量^[30]。另一方面, 人工林生态系统中的有机碳和氮素大多存在于

表 4 土壤可溶性有机碳主成分分析因子载荷矩阵
Table 4 Loadings of principal component analysis of soil dissolved organic carbon after varimax rotation

指标	0) 10 cm		10) 20 cm		20) 30 cm	
	PCA 1	PCA 2	PCA 1	PCA 2	PCA 1	PCA 2
SWC	0.471	0.029	0.428	0.492	0.872	0.072
WHC	0.741	-0.151	0.702	0.113	0.721	0.036
SBD	-0.509	0.241	-0.547	-0.456	-0.872	-0.035
SMBC	0.704	0.507	0.836	-0.366	0.265	-0.880
WSOC	-0.095	0.633	-0.144	-0.363	-0.379	0.094
[K ₂ SO ₄ -C]	0.063	-0.841	-0.102	0.855	0.433	0.746
SOC	0.956	-0.058	0.834	0.434	0.930	0.077
STN	0.907	-0.088	0.791	0.375	0.895	0.088
解释率%	40.94	18.22	37.86	22.36	51.37	17.02
累计解释率%	59.16		60.22		68.39	

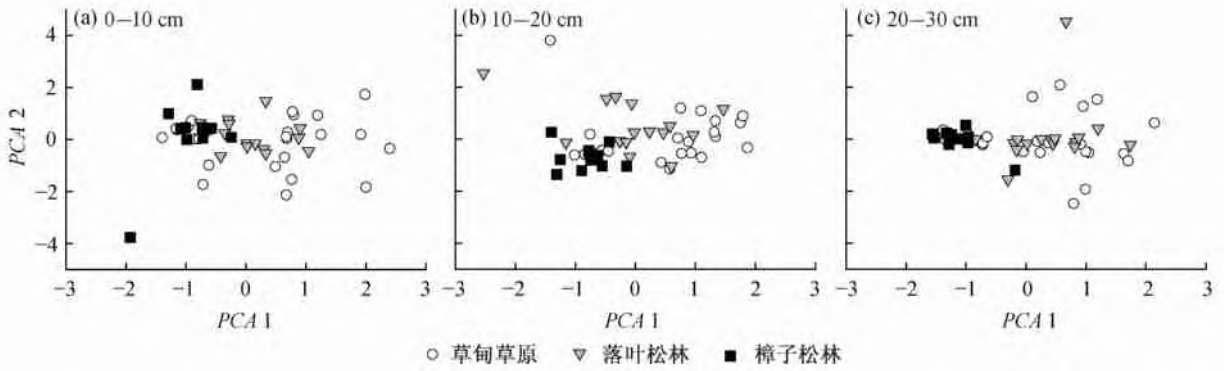


图 2 草甸草原和人工针叶林 0) 30 cm 各层土壤异质性的主成分分析

Fig 2 Principal component analysis of 0-30 cm soil properties for meadow steppe and coniferous plantations

地表凋落物、乔木粗根和地上部分^[27], 而且长期以来不同植被对土壤理化性质和土壤动物、微生物群落的组成也有较大影响, 这都可能是人工林土壤总有机碳和 STN 含量低于草甸草原的原因。

Paul 等^[29]总结了在不同地区进行的 43 项研究结果, 认为 10 龄以下的人工林 (如桉树林和辐射松林等) 土壤碳含量通常会低于先前的植被 (如牧场和农田等); 但随着树龄增加, 土壤碳含量下降的速率将逐渐减慢, 大约 30 龄之后碳含量有所上升, 最终将高于原植被下的土壤碳含量; 但本研究证实, 在造林 40 余年后, 塞罕坝地区人工林植被下的碳氮含量依然低于草地, 由于缺乏长期监测, 尚不能判断出变化趋势。

3.1.2 草甸草原与人工林土壤可溶性有机碳的比较

土壤微生物生物量碳 (SMBC) 是反映土壤微生物量大小的重要指标^[31]。虽然土壤微生物生物量仅占土壤有机质库的很小一部分, 但在生态系统中却具有重要功能, 它对环境变化敏感, 能够较早地指示土壤系统功能的变化^[32]。有研究表明在天然草地上营造针叶林后, 土壤 SMBC、SMBCPSOC 等指标均会下降^[28], 本研究也证实了这一观点 (图 1(d), 1(e))。其原因主要是凋落物数量及性质的改变、土壤动物群落数量和多样性的下降以及微生物组成的变化等^[33-35]; 此外, 由于细根 (直径 < 2 mm 的根) 是微生物生物量碳的一个重要来源^[36], Guo 等^[27]发现草地造林后细根生物量下降 36%, 草地植被的细根长度大约是人工林的 9 倍, 细根生产力的变化也可导致土壤微生物生物量碳发生变化。

土壤水溶性碳 (WSC) 作为可溶性有机碳也是土壤活性碳库的一部分, 主要来自根系的分泌物和

残茬, 包括一些小分子有机酸、氨基酸和大分子物质^[37], 可作为碳源被微生物分解利用, 同时为土壤提供养分。本研究中樟子松人工林 WSOC 含量高于羊草草甸草原 (图 1(f)), 与其他地区的研究结果 (针叶林土壤、尤其是根际土壤中的 WSOC 含量显著高于对照的草地) 一致^[38-39]。这与 WSOC 的来源和植物根系的分布有关: 樟子松根系分布相对较深, 而落叶松和草本植物根系分布较浅。WSOC 被认为是表征土壤生物活性有机碳库周转的较好指标^[26]。总体来看, 人工林的 WSOCPSOC 高于草甸草原 (图 1(g)), 草甸草原的土壤可溶性有机碳 (即活性有机碳) 密度估算值大于人工林, 说明人工林活性有机碳库周转快于草甸草原。

氯仿熏蒸浸提法中未被熏蒸的, 用 0.15 mol/L K₂SO₄ 提取的盐溶性有机碳包含蔗糖和其他可溶性有机碳, 也有学者认为该方法提取了大量己糖, 可为土壤微生物所利用; 这部分碳的季节性变化很强, 一般在冬季和夏季达到最大值、春季较低, 原因是土壤中碳源不足、微生物组成成分发生改变等^[40]。本研究中 3 种植被类型间的盐溶性有机碳含量没有明显的差异, 可能与采样季节 (初夏) 有关; 此外, 这部分碳素更容易受到外界环境变化尤其是水分条件的影响, 即使在同一样地不同年份的同一季节得到的数据也可能会有显著差异^[41]。盐溶性有机碳与土壤含水量相关性很强 (表 3), 采样时各样地的土壤水分状况可能会比植被类型和土壤深度变化的影响更重要。这些因素共同作用导致植被类型对盐溶性有机碳的影响不显著 (图 1(h) 和 (i))。由于盐溶性有机碳及盐溶性有机碳 PSOC 与主要土壤理化性质和其他碳库指标相关性较强, 因此也可以作为衡量土壤质量的参考指标。

草甸草原的土壤可溶性有机碳含量显著高于人工林(图1(j)), 即营造人工林后土壤活性有机碳含量反而下降。造林过程中人为活动对土壤性质及微生物群落的干扰可能是引起该变化趋势的因素之一; 更重要的是, 40 余年来不同植被类型的凋落物输入、地下根系活动状况及土壤微生物群落等因素的差异对土壤碳库的活性部分也产生了重要影响。此外, 森林凋落物层中的大量可溶性有机碳需要借助雨水淋溶等作用缓慢进入土壤^[42]。

3.1.3 草地造林对土壤异质性的影响

天然草地的土壤异质性大于人工针叶林(图2)。由于人工造林前的整地活动、林木郁闭后树冠的遮蔽作用、林下地表凋落物的积累与覆盖等因素, 人工针叶林的土壤性质趋向均一化; 而天然草地的土壤与外界交换相对频繁、人类具有目的性的影响和干扰较少, 土壤异质性程度也就高于人工生态系统。

4 结论与展望

综上所述, 通过比较塞罕坝机械林场境内天然草甸草原与人工针叶林植被下 0) 30 cm 土壤可溶性有机碳、土壤总有机碳和 STN 等指标, 我们发现:

1) 人工针叶林的土壤可溶性有机碳, SOC, STN 均低于草甸草原; 2) 人工林生态系统下的土壤环境更趋于均一; 3) 引起以上差异的主要原因在于人为活动, 尤其是由土地利用方式改变引起的植被类型、凋落物及地下生态过程的改变等。

尽管塞罕坝地区草地造林后土壤总有机碳和 STN 含量下降, 但由于目前仍然缺乏不同植被类型地上生物量、地下生物量、地表凋落物量及其碳氮含量的数据, 所以无法全面评价草地造林对生态系统碳库和氮库的影响, 需要进一步完善该地区的相关研究工作。

参考文献

- [1] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, 2000, 165(4): 277-304
- [2] Blair G J, Lefroy R D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7): 1459-1466
- [3] Huang W Z, Schoenau J J. Fluxes of water-soluble nitrogen

and phosphorus in the forest floor and surface mineral soil of a boreal aspen stand. *Geoderma*, 1998, 81(3-4): 251-264

- [4] Zsolnay A. Dissolved humus in soil waters IP Piccolo A. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Amsterdam: Elsevier, 1996: 171-223
- [5] Williams B L, Edwards A C. Processes influencing dissolved organic nitrogen, phosphorus and sulphur in soils. *Chemistry and Ecology*, 1993, 8(3): 203-215
- [6] Usefman SM, Qualls R G, Lilienfein J. Contribution of root vs. leaf litter to dissolved organic carbon leaching through soil. *Soil Science Society of America Journal*, 2007, 71: 1555-1563
- [7] 沈宏, 曹志洪, 胡义正. 土壤活性有机碳的表征及其生态效应. *生态学杂志*, 1999, 18(3): 32-38
- [8] Sparling G P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, 1992, 30(2): 195-207
- [9] Liang B C, Mackenzie A F, Schnitzer M, et al. Management-induced change in labile soil organic matter under continuous corn in eastern Canadian soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 26(2): 88-94
- [10] Michelsen A, Andersson M, Jensen M, et al. Carbon stocks, soil respiration and microbial biomass in fire-prone tropical grassland, woodland and forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(11): 1707-1717
- [11] 贺金生, 王政权, 方精云. 全球变化下的地下生态学: 问题与展望. *科学通报*, 2004, 49(13): 1226-1233
- [12] Bastida F, Barber G G, Garc A C, et al. Influence of orientation, vegetation and season on soil microbial and biochemical characteristics under semiarid conditions. *Applied Soil Ecology*, 2008, 38(1): 62-70
- [13] Chantigny M H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 2003, 113(3-4): 357-380
- [14] Hoyle F C, Murphy D V. Seasonal changes in microbial function and diversity associated with stubble retention versus burning. *Australian Journal of Soil Research*, 2006, 44(4): 407-423
- [15] Kalbitz K, Meyer A, Yang R, et al. Response of dissolved organic matter in the forest floor to long-term manipulation of litter and throughfall inputs. *Biogeochemistry*, 2007, 86(3): 301-318
- [16] Liao J D, Boutton T W. Soil microbial biomass response to woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(5): 1207-1216

- [17] Wang S P, Zhou G S, Gao S H, et al. Soil organic carbon and labile carbon along a precipitation gradient and their responses to some environmental changes. *Pedosphere*, 2005, 15(5): 676-680
- [18] Anderson J P E. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2003, 98(1-3): 285-293
- [19] Halliday J C, Tate K R, Mcmurtrie R E, et al. Mechanisms for changes in soil carbon storage with pasture to *Pinus radiata* land-use change. *Global Change Biology*, 2003, 9(9): 1294-1308
- [20] 曹成有, 朱丽辉, 富瑶, 等. 科尔沁沙质草地沙漠化过程中土壤生物活性的变化. *生态学杂志*, 2007, 26(5): 622-627
- [21] 胡亚林, 曾德慧, 范志平, 等. 半干旱区沙质退化草地造林对土壤质量的影响. *应用生态学报*, 2007, 18(11): 2391-2397
- [22] 黄金祥, 李信, 钱进源. 塞罕坝植物志. 北京: 中国科学技术出版社, 1996: 1-8
- [23] 崔海亭, 王文江. 从生态学角度复原元代滦河上游的景观和物候. *地理学报*, 2003, 58(1): 101-108
- [24] 何钢, 刘鸿雁. 河北坝上地区及浑善达克沙地植被演化及其与风沙活动关系. *北京大学学报: 自然科学版*, 2004, 40(4): 669-675
- [25] Wu H, Guo Z, Peng C. Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *Global Change Biology*, 2003, 9(3): 305-315
- [26] 倪进治, 徐建民, 谢正苗. 土壤生物活性有机碳库及其表征指标的研究. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(1): 56-63
- [27] Guo L B, Cowie A L, Montagu K D, et al. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2008, 124(3-4): 205-218
- [28] Chen C R, Condon L M, Xu Z H. Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: A review. *Forest Ecology and Management*, 2008, 255(3-4): 396-409
- [29] Paul K I, Polglase P J, Nyakungama J G, et al. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 2002, 168(1-3): 241-257
- [30] Turner J, Lambert M. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 2000, 133(3): 231-247
- [31] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物量测定方法及其应用. 北京: 气象出版社, 2006: 54-64
- [32] Ladd J N, Amato M, Veen H A V. Soil microbial biomass: Its assay and role in turnover of organic matter C and N. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(9): 1369-1372
- [33] Yeates G W, Saggart S. Comparison of soil microbial properties and fauna under tussock-grassland and pine plantation. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 1998, 28(3): 523-535
- [34] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Huang W Z. Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(9): 1207-1218
- [35] Yeates G W, Saggart S, Daly B K. Soil microbial C, N and P, and microfaunal populations under *Pinus radiata* and grazed pasture land-use systems. *Pedobiologia*, 1997, 41(6): 249-265
- [36] Chen C, Condon L, Davis M, et al. Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant and Soil*, 2000, 220(1-2): 151-163
- [37] Herbert B E, Bertsch P M. Characterization of dissolved and colloidal organic matter in soil solution: A review. Kelly J M, Mcfee W W. *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Madison: Soil Science Society of America, Inc, 1995: 63-68
- [38] Chen C R, Condon L M, Davis M R, et al. Phosphorus dynamics in the rhizosphere of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) and radiata pine (*Pinus radiata* D. Don.). *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(4): 487-499
- [39] Chen C R, Condon L M, Davis M R, et al. Effects of plant species on microbial biomass phosphorus and phosphatase activity in a range of grassland soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 40(5): 313-322
- [40] Scott-Denton L E, Rosenstiel T N, Monson R K. Differential controls by climate and substrate over the heterotrophic and rhizospheric components of soil respiration. *Global Change Biology*, 2006, 12(2): 205-216
- [41] Zsolnay A. Dissolved organic matter: Artefacts, definitions, and functions. *Geoderma*, 2003, 113(3-4): 187-209
- [42] 杨玉盛, 郭剑芬, 陈光水, 等. 森林生态系统 DOM 的来源、特性及流动. *生态学报*, 2003, 23(3): 547-558