

DOI:10.13870/j.cnki.stbxb.2024.01.025

李鹏, 齐实, 张林, 等. 北京山区不同植被恢复类型土壤质量综合评价[J]. 水土保持学报, 2024, 38(1): 337-346, 356.

LI Peng, QI Shi, ZHANG Lin, et al. Comprehensive evaluation of soil quality of different vegetation restoration types in mountainous areas of Beijing[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2024, 38(1): 337-346, 356.

北京山区不同植被恢复类型土壤质量综合评价

李鹏¹, 齐实¹, 张林¹, 胡俊², 唐颖¹, 逯进生², 王翔宇³, 赖金林¹,
廖瑞恩¹, 张岱¹, 张岩¹

(1. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083; 2. 北京市园林绿化局, 北京 100013; 3. 北京市林业工作总站, 北京 100029)

摘要: [目的] 综合评价北京山区不同植被恢复类型土壤质量, 并进一步确定影响土壤质量的关键因素, 为该地区植被恢复与重建提供数据支撑。[方法] 以立地条件相近的侧柏纯林、油松纯林、侧柏油松混交林、侧柏针阔混交林、油松针阔混交林、落叶阔叶混交林和无林地(对照)为研究对象, 测定 14 个土壤理化指标作为土壤质量评价的总数据集(TDS), 采用主成分分析法(PCA)和 Pearson 相关性分析建立土壤质量最小数据集(MDS), 利用线性(L)和非线性(NL)2 种评分方法计算土壤质量指数(SQI)和一般线性模型(GLM)确定影响土壤质量的关键因素。[结果] 植被恢复后相较于无林地, 土壤容重、砂粒含量下降, 而有机质、全氮、全钾、速效氮、速效钾等土壤养分含量增加。筛选出的研究区土壤质量评价 MDS 指标为全氮、砂粒、全钾、pH、有效含水量。4 种方法(SQI-LT、SQI-NLT、SQI-LM、SQI-NLM)下, 不同植被恢复类型的 SQI 值排序均为落叶阔叶混交林>侧柏针阔混交林>油松纯林>油松针阔混交林>侧柏油松混交林>侧柏纯林>无林地, 植被恢复后土壤质量显著提升。SQI-NLM 的土壤质量评价方法在北京山区具有更好的适用性。相较于无林地, 其他植被恢复类型的 SQI-NLM 分别提高 64%, 48%, 45%, 36%, 33%, 27%。GLM 模型解释了土壤质量指数总变异的 85.24%, 植被类型对土壤质量指数的解释比例最大(45.09%)。[结论] 选择适宜的植被恢复类型是改善区域土壤质量的关键。未来实施植被恢复时, 树种选择上优先考虑阔叶树种。造林配置方式的选择应取决于树种而定, 如侧柏纯林中引入本土阔叶树种形成侧柏针阔混交林或选择油松纯林是最佳造林模式。

关键词: 植被恢复; 土壤质量指数(SQI); 最小数据集(MDS); GLM; 北京山区

中图分类号: S158.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242-(2024)01-0337-10

Comprehensive Evaluation of Soil Quality of Different Vegetation Restoration Types in Mountainous Areas of Beijing

LI Peng¹, QI Shi¹, ZHANG Lin¹, HU Jun², TANG Ying¹, LU Jinsheng², WANG Xiangyu³, LAI Jinlin¹,
LIAO Ruiren¹, ZHANG Dai¹, ZHANG Yan¹

(1. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. Beijing Municipal Forestry and Parks Bureau, Beijing 100013, China;

3. General Forestry Station of Beijing Municipality, Beijing 100029, China)

Abstract: [Objective] This study is aimed at comprehensively evaluating the soil quality of different vegetation restoration types in the mountainous areas of Beijing, and further identifying the key factors affecting soil quality, so as to provide data support for vegetation restoration and reconstruction in the region. [Methods] The study utilized various vegetation types, including *Platycladus orientalis* pure forest, *Pinus tabulaeformis* pure forest, *P. orientalis*-*P. tabulaeformis* mixed forest, *P. orientalis* coniferous and broadleaved mixed forest, *P. tabulaeformis* coniferous and broadleaved mixed forest, deciduous broadleaved mixed forest, and non-forest land (CK), with similar stand conditions, as research objects. Fourteen

收稿日期: 2023-07-24

修回日期: 2023-09-24

录用日期: 2023-11-08

网络首发日期(www.cnki.net): 2023-12-13

资助项目: 国家自然科学基金项目(32271964); 北京市京津风沙源治理二期工程项目(2020-SYZ-01-17JC05)

第一作者: 李鹏(1998—), 男, 在读硕士研究生, 主要从事水土保持研究。E-mail: 934529036@qq.com

通信作者: 齐实(1964—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事水土保持与流域治理研究。E-mail: qishi@bjfu.edu.cn

http://stbxb.alljournal.com.cn

soil physical and chemical indicators were measured to establish the total data set (TDS) for evaluating soil quality. Principal component analysis (PCA) and Pearson correlation analysis were employed to determine the minimum data set (MDS) for soil quality evaluation. Two scoring methods, linear (L) and non-linear (NL), were used to calculate the soil quality index (SQI) and a general linear model (GLM) was employed to identify key factors influencing soil quality. [Results] The bulk density and sand content decreased, while the content of soil nutrients such as organic matter, total nitrogen, total potassium, available nitrogen, and available potassium increased after the vegetation restoration compared with the non-forest land. The screened MDS indicators for soil quality evaluation in the study area were total nitrogen (TN), sand content, total potassium (TK), pH, and available water capacity (AWC). Under the four methods (SQI-LT, SQI-NLT, SQI-LM, and SQI-NLM), the SQI values of different vegetation restoration types were ranked as deciduous broadleaf mixed forest > *P. orientalis* coniferous and broadleaved mixed forest > *P. tabulaeformis* pure forest > *P. tabulaeformis* coniferous and broadleaved mixed forest > *P. orientalis*-*P. tabulaeformis* mixed forest > *P. orientalis* pure forest > non-forest land, and the soil quality significantly improved after vegetation restoration. The soil quality evaluation method of SQI-NLM exhibited better applicability in the mountainous areas of Beijing. Compared with non-forested land, the SQI-NLM of other vegetation restoration types improved by 64%, 48%, 45%, 36%, 33% and 27%, respectively. The GLM model accounted for 85.24% of the total variation in the soil quality index, with vegetation type explaining the largest proportion of the soil quality index (45.09%). [Conclusion] The selection of suitable vegetation restoration types is crucial for improving regional soil quality. In future vegetation restoration efforts, priority should be given to broad-leaved species in tree species selection. Additionally, the choice of silvicultural configuration should depend on the tree species, such as introducing native broad-leaved species into *Platycladus orientalis* pure forest to form a *Platycladus orientalis* coniferous and broadleaved mixed forest, or selecting *Pinus tabulaeformis* pure forest as the optimal silvicultural model.

Keywords: vegetation restoration; soil quality index (SQI); minimum data set (MDS); GLM; Beijing mountainous areas

Received: 2023-07-24

Revised: 2023-09-24

Accepted: 2023-11-08

Online(www.cnki.net): 2023-12-13

森林土壤是支撑森林生态系统可持续发展的物质基础^[1],有效的土壤指标在衡量植被恢复对森林生态系统功能的影响具有重要作用。土壤质量是保障生态系统生产力、环境质量和提高生物健康的能力^[2],对土壤状况和土壤管理动态变化敏感,可以作为评价土壤功能的综合指标^[3]。准确而可靠的土壤质量评价是更好地探究不同植被恢复下土壤质量变化的关键^[4-5],对评判植被恢复效果具有重要意义。由于土壤系统的复杂性和可变性,哪一套土壤质量评价方法最能代表土壤质量尚不明确^[5],尤其是对森林生态系统。

土壤质量评价是一种综合表达多种土壤信息,定量反映土壤质量和指导土地管理的有效方法^[6],其准确性取决于指标和评分方法的选择^[4,7]。土壤质量指数(SQI)因其计算简单性、定量灵活性是目前最为常用的方法^[8]。其中总数据集(TDS)和最小数据集(MDS)是土壤质量指数(SQI)的 2 种指标选择方法,

已广泛应用于土壤质量评价^[4,8]。总数据集(TDS)包含丰富的土壤指标,可使评价结果更加全面和准确,但指标过多不仅费时费力,也导致总数据集(TDS)中包含大量冗余信息^[9]。与总数据集(TDS)方法相比,MDS 方法可用较少的信息损失消除冗余信息筛选最具代表性的指标^[7]。其中主成分分析结合相关性分析是构建最小数据集(MDS)最常使用的指标筛选方法^[10]。已有研究^[9,11-12]表明,基于最小数据集(MDS)方法在农田、森林、草地、撂荒地和沿海地区进行土壤质量评价效果已得到很好的验证。然而,使用 MDS 方法缺乏土壤指标的全部信息。因此,有必要验证 MDS 方法能否充分替代使用 TDS 方法评估土壤质量。在土壤质量评价方法方面,线性和非线性评分法是目前常用的方法^[13-14]。有研究^[15]发现,土壤质量得分与土壤指标的实测数据之间存在线性关系,因此评价土壤质量采用线性评分方法(linear model, L)。但也有研究^[16-17]发现,二者之间没有明显的线性关系,因此使用非线性评分方法(non-linear

model, NL)。另外,SQI 因研究区域、土壤功能和生态恢复措施不同而异^[4,12],通常 SQI 在特定的环境条件下有效,但很少有研究在特定区域内使用 SQI 前关注这些方法的比较和选择^[4,8]。综上,在对区域进行土壤质量评价前有必要对各方法的适用性进行验证。

植被恢复可有效防止土壤退化,改善生态环境^[18],也可通过促进土壤养分循环并维持土壤质量,从而促进生态系统修复^[19]。已有研究^[20]表明,不加选择的植被恢复是导致土壤质量下降的主要原因;相反,有效的植被恢复可以显著改善土壤质量^[14]。在大规模植被恢复的背景下,如何在保证改善土地质量的同时兼顾森林的生态服务功能和经济价值,仍然是一个亟待解决的问题^[12]。目前,我国林草事业已从注重数量向注重数量与质量并重转变的高质量发展新阶段,这为植被恢复提出更加科学、高效的要求。因此,探究哪种植被恢复类型对改善区域土壤质量更高效以及确定影响植被恢复对改善区域土壤质量的主导因子尤为重要。

本研究假设非线性的最小数据集建立的土壤质量指数(SQI)比线性的最小数据集方法具有更好的适用性,植被恢复可以显著地提高土壤质量。为了验证这一假设,本研究的目标:(1)采用 2 种指标选择方法(TDS、MDS)和 2 种评分方法(线性和非线性),对北京山区不同植被恢复类型的土壤质量进行评价,确定最合适的土壤质量指标选择方法和评分方法;(2)研究不同植被恢复类型下土壤质量的变化;(3)识别影响土壤质量的主要影响因子,提出高效的植被恢复策略。本研究结果可为北京山区植被恢复与土地管理提供实践和理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于北京山区,气候类型属于典型的暖温带半湿润大陆性季风气候(图 1)。年平均降水量 585 mm,范围 370~720 mm。年平均气温 10~12℃,范围-18~40℃。山区土地利用类型以林地、荒草地为主,土壤类型自低向高为山地褐土、山地棕壤、山地草甸土。北京山区森林覆盖率在 90% 以上,主要以人工林为主。主要林分类型包括以椴属(*Tilia*)、栎属(*Quercus*)、桦木属(*Betula*)、杨属(*Populus*)等为主的落叶阔叶林,以华北落叶松(*Larix principis-rupprechtii*)为主的落叶针叶林,以侧柏(*Platycladus orientalis*)、油松(*Pinus tabulaeformis*)等为主的常绿针叶林,以栎属(*Quercus*)、桦木属(*Betula*)、侧柏属(*Platycladus Spach*)、松属(*Pinus*)等为主的针阔混交林。

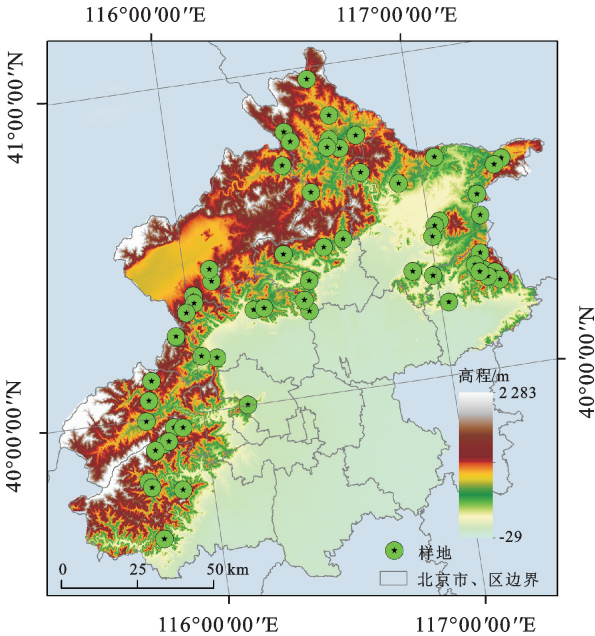


图 1 研究区位置

Fig. 1 Location of study sites in mountainous areas of Beijing

1.2 样地设置

2021 年 7—8 月,根据森林二类调查资料,依据典型性和代表性原则,在研究区内选择林分起源是人工林且人为干扰较轻的侧柏纯林(*Platycladus orientalis* pure forest, POP)、油松纯林(*Pinus tabulaeformis* pure forest, PTP)、侧柏油松混交林(*Platycladus orientalis* — *Pinus tabulaeformis* mixed forest, PPM)、侧柏针阔混交林(*Platycladus orientalis* coniferous and broadleaved mixed forest, POCB)、油松针阔混交林(*Pinus tabulaeformis* coniferous and broadleaved mixed forest, PTCB)、落叶阔叶混交林(Deciduous broad-leaved mixed forest, DBMF)6 种不同植被恢复类型为研究对象,林龄均为中龄林。考虑到无法确定研究区土壤状况的本底值,同时选择立地条件相对一致的无林地(未人工造林地)(Non-forest, NF)作为对照。最终选取 65 块土壤类型及立地条件基本相同的 20 m×20 m 的标准样地。样地基本信息见表 1。

1.3 土壤样品采集与分析

按照《森林土壤调查技术规程》^[21],在每个标准样地内沿对角线方向布设 3 个采样点,取样剖面深度为 30 cm,共计 195 个土壤剖面。使用环刀分层取样(0—10,10—20,20—30 cm),每层重复取样 3 次,作为土壤物理性质测试样品。每个采样点分层采集 1.0 kg 土壤样品,混匀、自然风干、研磨过筛后密封存放,作为土壤化学性质测试样品,共 585 份。

土壤有机质采用重铬酸钾容量法—外加热法测定;全氮采用半微量开氏定氮法测定;速效氮采用碱

解扩散法测定;全磷采用 NaOH 熔融—钼锑抗比色法测定;速效磷采用 NaHCO₃ 浸提—钼锑抗比色法测定;全钾采用 NaOH 熔融—火焰光度法测定;速效钾采用 NH₄OAc 浸提—火焰光度法测定;阳离子交换量采用 NaOAc 法^[22]测定。pH 采用电位法测定(水土比 2.5:1);土壤容重采用环刀法测定;土壤有效含水量等于田间持水量与萎蔫系数的差值,土壤水

分特征曲线测定采用离心机法(CR-21G, Hitachi Inc)测定(压力为 10, 20, 40, 60, 80, 100, 200, 400, 600, 800, 1 000 kPa),田间持水量取 33 kPa 对应的土壤体积含水量,凋萎系数取 1 500 kPa 时的土壤体积含水量^[23]。土壤质地(砂粒、粉砂和黏粒含量)按照美国农业部(USDA)土壤颗粒分级系统,采用激光粒度分析仪测定(MasterSizer 2000, Malvern Ltd)。

表 1 样地基本情况

Table 1 Basic information of sample plots

植被类型	数量	海拔/m	坡度/(°)	坡位	坡向	平均林分密度/ (株·hm ⁻²)	优势物种	混交比例
POP	8	295~440	17~25	坡中、坡下	阳坡	1 025	侧柏	—
PTP	10	319~435	16~26	坡下	阳坡、半阳坡	1 050	油松	—
PPM	10	273~393	19~26	坡下	阳坡、半阳坡	1 050	侧柏、油松	6:4
POCB	9	300~425	19~24	坡中、坡下	阳坡	975	侧柏、山杏、黄栌	5:3:2
PTCB	9	297~432	17~26	坡下	阳坡	1 035	油松、栎树、山杏	5:3:2
DBMF	10	283~390	18~25	坡下	阳坡	925	栎树、榆树、山杏	4:3:3
NF	9	308~414	17~23	坡中、坡下	阳坡	—	苔草、小红菊、白莲蒿、三叶委陵菜	—

1.4 土壤质量评价

1.4.1 总数据集和最小数据集构建 综合考虑前人^[10,24]研究中土壤指标选取的频度与代表性及试验条件,将测定的 14 个土壤指标作为 TDS。KMO 抽样和巴特利特球形检验结果显示,KMO 值为 0.705>0.6,球形检验伴随概率为 0,达到显著,说明可以基于选定的指标进行主成分分析。采用 PCA 方法筛选 MDS;根据主成分分析结果,选择特征值≥1 的主成分,然后根据因子载荷大小,选择每个主成分中最高因子载荷 10%范围内的作为高载荷指标^[25]。若一个主成分中只有一个高载荷指标,则该指标被选入 MDS;若有多个高载荷指标,则使用 Pearson 相关分析来确定土壤指标^[14]。如果这些指标不相关,则将所有指标保存在 MDS 中,否则只选择载荷最大的指标入选 MDS^[8]。

1.4.2 土壤质量评分方法的构建 TDS、MDS 指标确定后,采用线性和非线性评分方法将各土壤指标转换为 0~1 的值^[13-14]。根据土壤生产力和土壤质量的敏感性,土壤指标可分为“越多越好”和“越少越好”2 种类型。若土壤指标与土壤质量正相关,采用“越多越好”的评分方法[公式(1)]。相反,采用“越少越好”的评分方法[公式(2)]。

$$SL = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (1)$$

$$SL = \frac{X_{\max} - X}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (2)$$

式中:SL 为各土壤指标在 0~1 范围内的线性得分;X 为实测值;X_{max} 为最大值;X_{min} 为最小值^[14]。非线性

评分函数公式(3):

$$SNL = \frac{a}{1 + (X/X_m)^b} \quad (3)$$

式中:SNL 为各土壤指标在 0~1 范围内的非线性得分;X 为实测值;X_m 为土壤指标的平均值;a 为最大值(本文中 a=1);b 为方程的斜率,“越多越好”类型为 -2.5,“越少越好”为 2.5。

1.4.3 土壤指标权重与 SQI 计算 本研究采用主成分分析法计算各土壤指标的权重值。权重等于各指标的公因子方差占有所有指标公因子方差之和的比值^[11]。根据公式(4)计算各植被恢复类型下的土壤质量指数(SQI):

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i \times S_i \quad (4)$$

式中:S_i 为 SL 或 SNL;n 为土壤指标个数;W_i 为指标权重值^[13]。SQI 越高表示土壤质量越高。

1.5 数据分析

使用 Excel 2019 软件进行数据整理。在进行统计分析之前,对所有数据进行正态分布和方差齐性检验,以满足统计分析的假设。采用单因素方差分析(ANOVA)和最小显著差异法(LSD)(p<0.05),检验不同植被恢复类型分别对土壤理化性质和 SQI 的影响。利用 Pearson 相关分析分别计算土壤指标与 SQI 之间的相关性。以上分析均采用 SPSS 19.0 软件。使用 Matlab 2015a 软件进行一般线性模型(general linear model, GLM),以确定土壤质量的主要影响因子,使用 Origin 2021 软件绘制图表及 ArcGIS 10.6 绘制研究区位图。

2 结果与分析

2.1 不同植被类型下土壤理化性质变化

2.1.1 不同植被类型下土壤物理性质变化 由表 2 可知,同一土层深度下,侧柏纯林的土壤容重在 0—30 cm 土层均为最大(1.33 g/cm³),油松纯林的土壤容重在 0—30 cm 土层均为最小(1.22 g/cm³);在 0—10 cm 土层中,侧柏纯林、无林地土壤容重显著高于油松纯林和落叶阔叶林($p<0.05$);在 10—20,20—30 cm 土层中,除无林地外,侧柏纯林土壤容重显著高于其他植被类型($p<0.05$)。土壤有效含水量在侧柏油松混交林 20—30 cm 处最高,为 44.50%;在落叶阔叶混交林 0—10 cm 处最低,为 14.20%。土壤质地

结果显示,对照组无林地砂粒含量最高(45.60%~46.82%),黏粒含量最低(17.79%~19.47%);落叶阔叶混交林砂粒含量最低(39.58%~41.79%),粉粒含量最高(38.40%~39.13%),黏粒含量最高(21.86%);油松纯林粉粒含量最低(34.34%)。土壤有效含水量、砂粒含量、粉粒含量、黏粒含量在不同植被类型间均无显著差异。同一植被类型下,土壤容重、土壤有效含水量、黏粒含量随着土层深度增加而增大,砂粒含量随土层深度增加而降低。油松针阔混交林和落叶阔叶混交林粉粒含量随着土层深度增加呈先减少后增大的趋势,其他植被类型中粉粒含量随着土层深度增大而降低。

表 2 不同植被类型下土壤物理特性

Table 2 Soil physical indicators under different vegetation types

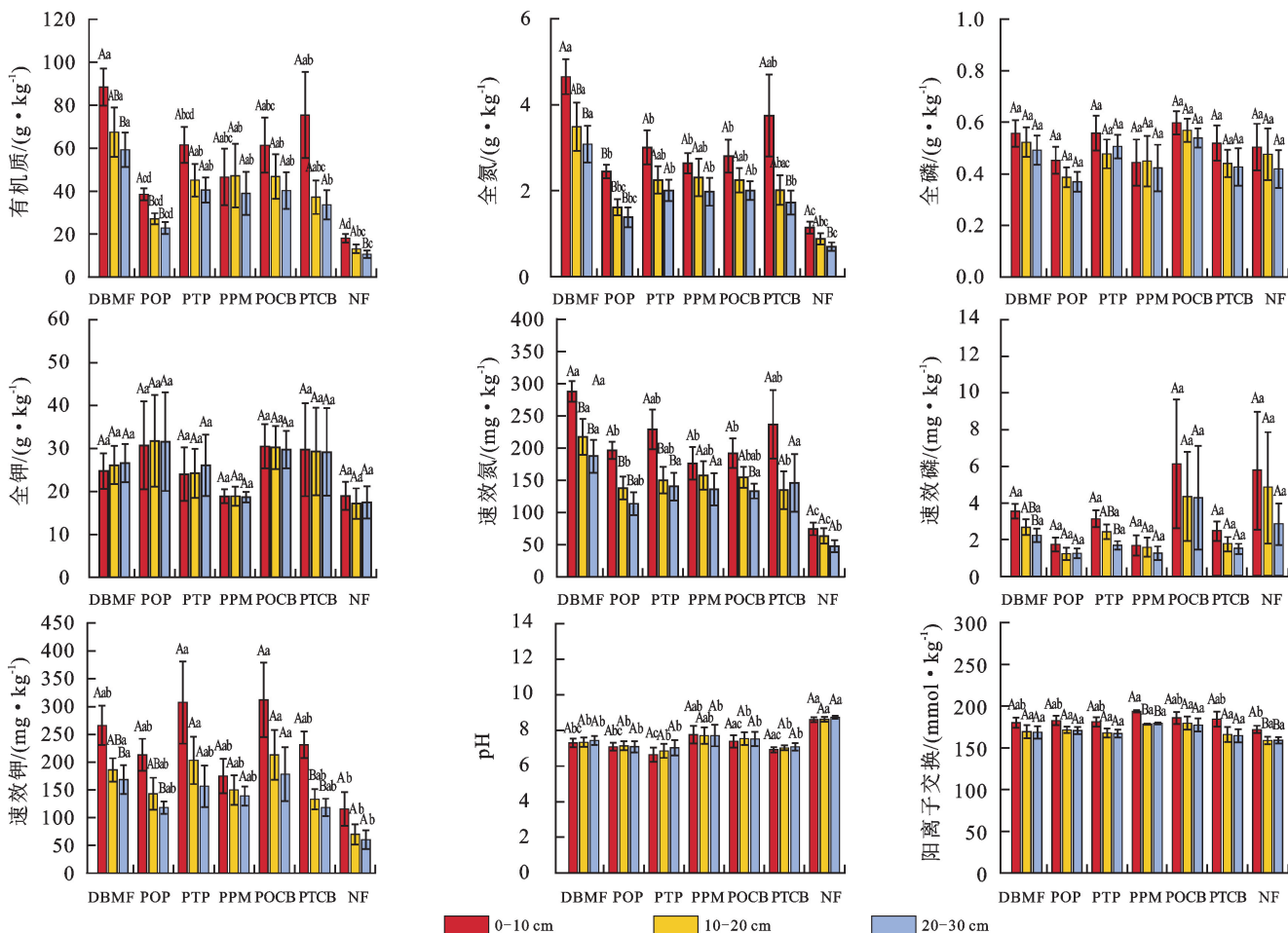
植被类型	土层深度/cm	BD/(g·cm ⁻³)	AWC/%	Sand/%	Silt/%	Clay/%
侧柏纯林	0—10	1.27±0.009Ba	16.17±0.48Ca	43.90±1.05Aa	37.68±0.66Aa	18.47±0.53Ba
	10—20	1.28±0.009Ba	31.00±0.93Ba	43.57±1.05Aa	37.17±0.63Aa	19.25±0.52Ba
	20—30	1.33±0.012Aa	44.00±1.44Aa	42.45±1.12Aa	36.50±0.65Aa	21.05±0.55Aa
油松纯林	0—10	1.22±0.006Bb	15.63±1.05Ca	46.46±1.80Aa	35.47±1.81Aa	18.06±0.41Ba
	10—20	1.23±0.008Bc	30.63±2.03Ba	46.05±1.93Aa	34.41±1.81Aa	19.55±0.36ABa
	20—30	1.26±0.009Ac	43.50±3.08Aa	45.51±1.93Aa	34.34±1.74Aa	20.16±0.80Aa
侧柏×油松	0—10	1.24±0.010Aab	15.75±0.25Ca	44.98±2.03Aa	36.28±1.9Aa	18.78±0.76Ba
	10—20	1.24±0.017Abc	30.75±1.03Ba	44.28±2.12Aa	35.85±2.23Aa	19.85±0.57ABa
	20—30	1.28±0.017Abc	44.50±2.25Aa	43.05±2.23Aa	35.57±2.09Aa	21.35±0.77Aa
侧柏针阔混交林	0—10	1.24±0.007Bab	16.25±2.18Ca	44.32±2.13Aa	36.16±1.11Aa	19.53±1.34Aa
	10—20	1.25±0.007Bbc	26.25±1.20Ba	43.83±2.08Aa	35.86±1.07Aa	20.29±1.28Aa
	20—30	1.29±0.008Abc	39.50±1.74Aa	43.03±2.59Aa	35.74±1.16Aa	21.25±1.73Aa
油松针阔混交林	0—10	1.24±0.010Bab	14.40±0.93Ca	46.26±2.34Aa	34.64±0.96Aa	19.08±1.60Aa
	10—20	1.25±0.011Bbc	27.60±1.86Ba	45.32±2.33Aa	34.60±0.78Aa	20.08±1.67Aa
	20—30	1.29±0.013Abc	38.00±2.28Aa	45.26±2.76Aa	34.66±0.10Aa	20.12±1.97Aa
落叶阔叶林	0—10	1.22±0.015Bb	14.20±0.61Ca	41.79±1.47Aa	39.13±0.91Aa	19.09±0.75Ba
	10—20	1.24±0.014Bc	28.10±1.29Ba	41.18±1.60Aa	38.40±0.93Aa	20.42±0.87ABa
	20—30	1.28±0.013Abc	39.60±1.68Aa	39.58±1.80Aa	38.55±1.02Aa	21.86±0.99Aa
无林地	0—10	1.26±0.007Ba	14.88±0.79Ca	46.82±1.95Aa	35.39±1.44Aa	17.79±0.71Aa
	10—20	1.27±0.007Bab	29.63±1.72Ba	46.50±1.97Aa	35.26±1.38Aa	18.24±0.68Aa
	20—30	1.31±0.009Aab	41.75±3.08Aa	45.60±2.29Aa	34.93±1.47Aa	19.47±1.06Aa

注:表中数据为平均值±标准差;BD 为土壤容重;AWC 为土壤有效含水量;Sand 为砂粒含量;Silt 为粉粒含量;Clay 为黏粒含量;不同大写字母表示同一植被类型下不同深度之间的差异($p<0.05$);不同小写字母表示同一深度不同植被类型之间的差异($p<0.05$)。

2.1.2 不同植被类型下土壤化学性质变化 由图 2 可知,同一土层深度下,不同植被类型的部分土壤化学指标存在显著差异。0—30 cm 土层,除侧柏纯林外,植被恢复后土壤有机质含量、全氮含量和速效氮含量显著高于无林地($p<0.05$)。0—30 cm 土层,落叶阔叶混交林中土壤有机质含量、全氮、速效氮含量最高,显著高于侧柏纯林($p<0.05$)。0—10 cm 土层,落叶阔叶混交林土壤有机碳显著高于侧柏油松混交林($p<0.05$),速效氮含量显著高于侧柏油松混交林和侧柏针阔混交林($p<0.05$);除油松阔叶混交林外,落叶阔叶混交林全氮含量显著高于其他植被类型

($p<0.05$)。10—20 cm 土层,落叶阔叶混交林全氮和速效氮含量显著高于油松阔叶混交林($p<0.05$)。20—30 cm 土层,落叶阔叶混交林有机质含量显著高于油松针阔混交林($p<0.05$),全氮含量显著高于其他植被类型($p<0.05$)。在所有土层深度中,侧柏针阔混交林速效钾含量显著高于无林地($p<0.05$),而无林地的 pH 显著高于其他植被类型($p<0.05$),侧柏油松混交林阳离子交换能力仅在 0—10 cm 土层显著高于无林地($p<0.05$)。全磷、全钾和速效磷含量在不同植被类型间均无显著差异。由图 2 可知,同一植被类型下,随土层深度增加,pH 增加,CEC 减少,

除全钾含量外,其他土壤养分含量均呈逐渐降低趋势,土壤养分含量表现出表聚效应。



注: SOM 为土壤有机质; TN 为全氮; TP 为全磷; TK 为全钾; AN 为速效氮; AP 为速效磷; AK 为速效钾; CEC 为阳离子交换能力; 图柱上方不同大写字母表示同一植被类型下不同深度之间的差异 ($p < 0.05$); 图柱上方不同小写字母表示同一深度不同植被类型之间的差异 ($p < 0.05$)。

图 2 不同植被类型土壤化学指标变化

Fig. 2 Changes in soil chemical indicators under different vegetation types

2.2 不同植被类型土壤质量评价

2.2.1 最小数据集土壤指标的选择 通过主成分分析,得到各主成分的特征值、方差与累计方差贡献率和各指标的公因子方差(表 3)。根据特征值 ≥ 1 的原则,选取 5 个主成分的累计方差贡献率为 78.07%。

由图 3 可知,第 1 主成分中载荷值最大的指标为全氮含量,其 10% 范围内的指标为有机质含量和速效氮,但这 2 个指标与全氮的相关性较高(R 分别为 0.922, 0.886, $p < 0.01$),因此选择全氮进入 MDS。第 2 主成分中只有砂粒含量一个高因子载荷指标,因此砂粒含量入选 MDS。同理,第 3, 4 主成分中分别只有全钾、pH 一个高因子载荷指标,因此全钾、pH 也入选 MDS。第 5 主成分中载荷值最大的指标是土壤有效含水量,其 10% 范围内的指标为全磷,全磷与土壤有效含水量呈显著负相关($R = -0.191$, $p < 0.05$),考虑到土壤有效含水量是能被植物吸收利用的土壤水分,与植被恢复关系密切,是土壤的固有属性,反映了土壤对植物的供水能力,因此将土壤有效含水

量选入 MDS。综上,最终选择全氮、砂粒、全钾、pH、土壤有效含水量 5 个指标进入 MDS 进行 SQI 计算。

表 3 土壤理化性质相关系数矩阵

Table 3 Correlation coefficient matrix of physical and chemical properties of soils

土壤指标	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	COM
SOM	0.896	-0.090	-0.258	0.026	0.125	0.894
TN	0.907	-0.036	-0.339	-0.018	0.040	0.941
TP	0.450	-0.345	-0.037	0.205	0.499	0.613
TK	0.074	0.043	0.667	0.638	0.012	0.860
AN	0.876	0.013	-0.279	0.209	-0.052	0.892
AP	0.466	-0.125	0.589	-0.143	0.241	0.658
AK	0.661	-0.199	0.514	0.125	-0.020	0.756
pH	0.170	-0.046	-0.342	0.709	-0.437	0.841
CEC	0.490	0.332	0.235	-0.124	-0.087	0.429
BD	0.559	-0.414	-0.012	-0.454	-0.113	0.703
AWC	-0.488	0.344	-0.162	0.223	0.549	0.735
Sand	0.324	0.917	0.047	-0.081	-0.022	0.955
Silt	0.209	0.762	0.203	-0.130	-0.346	0.801
Clay	0.295	0.785	-0.176	0.040	0.340	0.852
特征值	4.31	2.63	1.59	1.33	1.08	
方差贡献率/%	30.79	18.75	11.35	9.49	7.69	
累计方差贡献率/%	30.79	49.54	60.89	70.38	78.07	

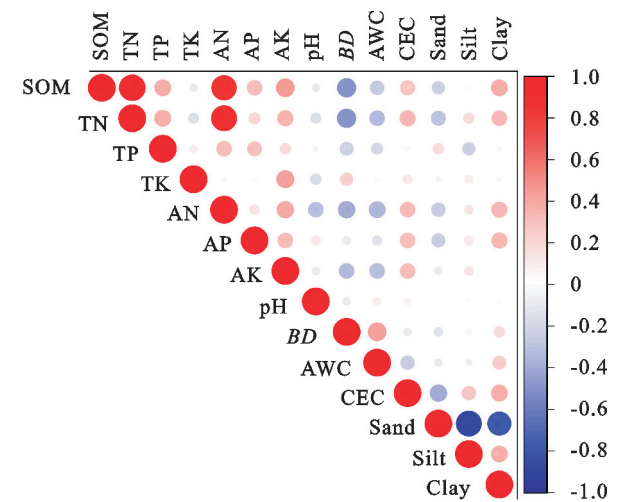


图 3 土壤理化性质相关系数矩阵

Fig. 3 Correlation coefficient matrix of physical and chemical properties of soils

2.2.2 指标得分与权重 采用线性和非线性评分方法对总数据集、最小数据集的土壤指标转换为得分。所选指标的得分曲线类型、线性方程和非线性方程参数及权重(表 4)。最后,对总数据集、最小数据集经过标准化的指标数值和其加权乘积相加来计算 SQI, SQI 的计算公式为:

$$\text{SQI-LT 或 SQI-NLT} = \text{SOM} \times 0.082 + \text{TN} \times 0.086 + \text{TP} \times 0.056 + \text{TK} \times 0.073 + \text{AN} \times 0.082 + \text{AP} \times 0.077 + \text{AK} \times 0.079 + \text{pH} \times 0.060 + \text{CEC} \times 0.070 + \text{BD} \times 0.078 + \text{AWC} \times 0.067 + \text{Sand} \times 0.064 + \text{Silt} \times 0.039 + \text{Clay} \times 0.087$$

$$\text{SQI-LM 或 SQI-NLM} = \text{TN} \times 0.21 + \text{TK} \times 0.19 + \text{pH} \times 0.17 + \text{AWC} \times 0.20 + \text{Sand} \times 0.23$$

表 4 土壤质量评价各数据集指标权重值

Table 4 Values of indicator weights for each data set for soil quality evaluation

土壤 指标	线性		非线性		权重	
	$X_{\max}$	$X_{\min}$	均值	斜率	总数据集	最小数据集
SOM	152.44	3.67	45.25	-2.5	0.082	
TN	7.29	0.26	2.36	-2.5	0.086	0.21
TP	1.04	0.06	0.49	-2.5	0.056	
TK	88.83	0.68	25.53	-2.5	0.073	0.19
AN	402.77	18.90	160.19	-2.5	0.082	
AP	30.54	0.07	3.00	-2.5	0.077	
AK	680.00	0.51	178.69	-2.5	0.079	
pH	9.09	5.37	7.47	-2.5	0.060	0.17
CEC	227.00	134.00	173.47	-2.5	0.070	
BD	1.37	1.15	1.26	2.5	0.078	
AWC	63.00	10.00	28.53	-2.5	0.067	0.20
Sand	54.60	29.90	44.10	2.5	0.064	0.23
Silt	43.30	26.20	36.19	-2.5	0.039	
Clay	31.00	14.50	19.71	-2.5	0.087	

2.2.3 不同植被类型下土壤质量变化 由图 4 可

知,基于 TDS、MDS 的线性和非线性评分方法得到的不同植被类型 SQI 差异显著($p < 0.05$)。SQI-LT、SQI-LM、SQI-NLT、SQI-NLM 计算 6 种植被类型及对照组无林地的 SQI 值范围分别为 0.24~0.44,0.22~0.42,0.35~0.53,0.33~0.54。

4 种 SQI 的结果均显示, DBMF > POCB > PTP > PTCB > PPM > POP > NF(图 4)。落叶阔叶混交林土壤质量最高,无林地的土壤质量最低,其中落叶阔叶混交林显著其他植被类型($p < 0.05$),植被恢复后土壤质量显著提高。由表 5 可知,非线性方法计算的 SQI 值相关系数($r = 0.871$)高于线性方法($r = 0.837$)。同时,结合非线性 TDS 和 MDS 的 SQI 值的 F 值和 CV 值较高(图 4)。回归分析(图 5)表明,使用 MDS 计算的 SQI 与 TDS 方法高度相关, R^2 值为 0.700~0.758,说明 MDS 可以充分代表 TDS 来量化不同植被类型对土壤质量的影响。因此,基于非线性最小数据集的土壤质量评价方法对评价北京山区植被恢复后土壤质量变化具有更好的适用性。

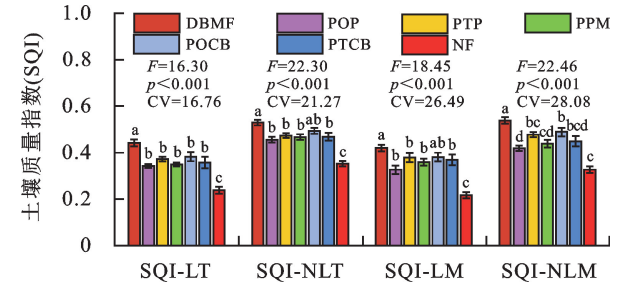


图 4 不同植被类型土壤质量比较

Fig. 4 Comparison of soil quality between different vegetation types

表 5 2 种评分方法下不同 SQI 相关性

Table 5 Correlation of different SQIs under two scoring methods

项目	SQI-NLT	SQI-NLM	SQI-LT	SQI-LM
SQI-NLT	1.000			
SQI-NLM	0.871**	1.000		
SQI-LT	0.901**	0.870**	1.000	
SQI-LM	0.702**	0.908**	0.837**	1.000

注: * * 表示 $p < 0.01$ 。

2.3 环境因素对 SQI 的影响

采用一般线性模型(general linear model, GLM)解释植被类型、土层深度、海拔等环境因子对 SQI 变化的影响。由图 6 可知,植被类型、土层深度、植被类型与土层深度的交互作用、海拔解释了 SQI 总变化的 85.24% ($R^2 = 85.24\%$)。在所有环境变量中,有 3 个环境变量解释 SQI 的大部分变化,植被类型对 SQI 变化的解释比例最大(45.09%),其次为土层深度(19.51%)、海拔(11.10%)、植被类型与土层深度的交互作用(9.54%)。说明植被类型是影响土壤质量的主导因子。

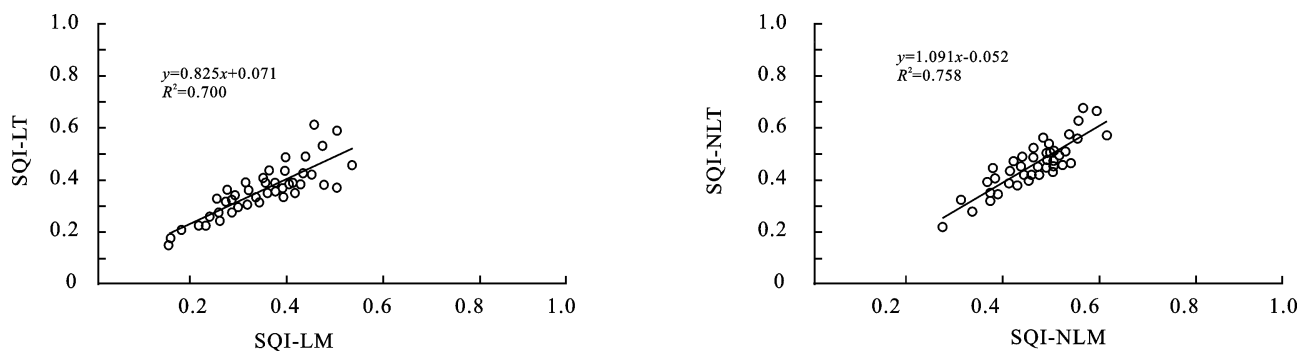


图 5 利用总数据集、最小数据集计算的土壤质量指数与线性评分和非线性评分方法之间的关系

Fig. 5 Relationships between soil quality indexes calculated using the total data set, minimum data set, and linear scoring and non-linear scoring methods

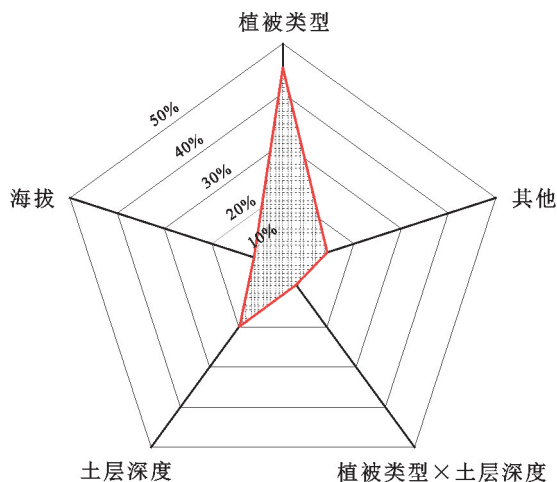


图 6 环境因素对土壤质量指数的综合影响

Fig. 6 Comprehensive effects of environmental factors on soil quality index

3 讨论

3.1 不同植被类型下土壤理化性质变化

土壤是地形地貌、气候、生物体、母质类型、人为活动等综合作用的结果,并随植被演替而变化^[26]。北京山区植被恢复对土壤质量有显著影响(图 4),4 种 SQI 的结果均表明,落叶阔叶混交林>侧柏针阔混交林>油松纯林>油松针阔混交林>侧柏油松混交林>侧柏纯林>无林地(图 4)。已有研究^[27]也发现,土壤质量因植被恢复类型而异。不同植被恢复类型可通过改变演替过程中的植物多样性和植被覆盖度,导致土壤性质发生变化^[28]。本研究表明,植被恢复后相较于无林地,土壤容重、砂粒呈下降趋势,而有机质、全氮、全钾、速效氮、速效钾等土壤养分含量呈上升趋势,与前人^[27]研究结果一致,说明植被恢复可以对土壤参数产生正向影响,从而影响土壤质量。不同植被恢复类型对土壤理化性质的改良效果存在差异,单因素方差分析结果表明,植被恢复类型主要影响土壤容重、有机质含量、全氮、速效氮、速效钾和 pH。落叶阔叶混交林与其他植被恢复类型相比,土壤理化性质更好,比如具有较小的土壤容重、砂粒含

量,较高的 C、N、P、K 养分含量。落叶阔叶混交林中特定土壤参数含量较好可归因于阔叶林凋落物的输入比其他植被恢复类型大,在森林生态系统中,土壤有机质等养分的积累受凋落物和细根的主要影响^[29]。大量的凋落物和根系增加土壤有机碳,促进了土壤团聚体的形成并提高其稳定性^[30],团聚体的形成与稳定性的提高可以降低容重,增加孔隙度,显著改善土壤的物理性质。同时,土壤物理性质的改善可以提高土壤的养分含量的积累。相较于侧柏纯林,侧柏油松混交林、侧柏针阔混交林土壤容重显著降低,黏粒含量增加,土壤有机质含量、全氮、全磷、速效氮、速效磷呈上升趋势,说明混交林植被多样性丰富和根系网络复杂,有助于改善土壤结构。同时,混交林对凋落物的分解速率产生加性效应,进而提高土壤的肥力和养分含量^[31]。养分的输入不仅可以改善土壤质地,增加土壤的黏结性和保水性,还能够促进土壤微生物和其他生物的丰富性和活性,加速养分的循环和转化过程^[32]。然而,本研究发现,油松纯林对改善土壤理化性质的效果相较于混交林更好,这一结果与已有研究^[33]结果相反。这一发现也说明纯林和混交林之间的土壤化学性质往往存在差异,并不是所有的土壤养分状况混交林都优于纯林,而是取决于树种^[34]。本研究中土壤养分表聚效应明显,与已有研究^[35]结果一致。土壤养分(如土壤有机碳、N、P、K)由地表枯落物分解、植物根系释放的养分及根系分泌物所形成,率先进入土壤表层,因而表层土壤养分含量高于深层土壤^[36]。

3.2 土壤质量指数(SQI)与评价方法

4 种 SQI(SQI-LT、SQI-NLT、SQI-LM、SQI-NLM)之间的显著正相关关系(表 5)和不同植被恢复类型土壤质量结果的一致性(图 4),表明土壤质量指数(SQI)在评价土壤质量的实用性和可靠性。其中,MDS 在选择指标和评价土壤质量的过程中具有重复数据少、精度高和速度快的特点,是一种选择

土壤质量指标的有效方法^[8,13]。通过主成分分析(PCA)结合相关性分析,最终选择全氮、砂粒、全钾、pH、土壤有效含水量 5 个关键土壤指标构建 MDS 进行 SQI 计算。已有研究^[25]证明,土壤有机质和全氮是土壤质量的潜在指标。在本研究中,与 SOM 相比,TN 的载荷值略高,对 SQI 的贡献也更大,这在其他研究^[12-13]中也有发现。全钾作为植物养分限制的重要指标,是植被生长和植被恢复的主要影响因子,也是衡量土壤肥力水平的重要土壤参数^[37]。土壤 pH 反映土壤缓冲能力和肥力水平^[24]。土壤有效含水量是能被植物吸收利用的土壤水分,与植被恢复关系密切,是土壤的固有属性,也是评价土壤生产力的重要指标^[38]。RAIESI^[14]研究表明,土壤质地与土壤质量存在显著的相关性,同时也对土壤养分产生影响。砂粒含量是土壤结构的一个重要指标,也是构建 MDS 中唯一的土壤质地参数。在不同的土壤质量评价方法中,由于具有较高的 CV 和 F 值(图 4 和表 5),基于非线性评分模型的 SQI 比基于线性评分模型的 SQI 更敏感、更优,这一结果与 BI 等^[16]和 LI 等^[17]的研究结果一致。通过对指标的比较和验证,线性回归的 R^2 值(图 5)和相关性结果(表 5)也表明,非线性评分模型优于线性评分模型,说明 SQI-NLM 在评价北京山区不同植被恢复类型对土壤质量的影响方面具有更好的适用性。

植被类型在 SQI 变化中所占比例最大(45.09%)。土层深度和植被类型与土层深度的交互作用对 SQI 变化的贡献率分别为 19.85% 和 9.54%。植被类型相关变量的总解释率达到 54.63%。植被恢复是改善土壤参数和减少土壤侵蚀的必要条件^[18,39],对土壤质量有直接影响。树种和营造林模式对土壤养分也有不同的影响^[33-34]。所有的这些变量都与植被类型相关,因此在所有影响因子中,植被类型是土壤质量最重要的影响因子。

4 结论

本研究评价了北京山区不同植被恢复类型对土壤质量的影响。SQI 的计算采用 2 种指标选择方法(TDS、MDS)和 2 种评分方法(线性与非线性)。无林地与植被恢复区土壤理化性质存在显著差异,说明植被恢复对土壤理化性质有显著影响。MDS 由为全氮、砂粒、全钾、pH、有效含水量建立。4 种 SQI 的结果均显示,落叶阔叶混交林>侧柏针阔混交林>油松纯林>油松针阔混交林>侧柏油松混交林>侧柏纯林>无林地,落叶阔叶混交林土壤质量显著高于其他植被类型($p<0.05$),植被恢复后土壤质量显著提高。SQI-NLM 具有较高的 F 值、CV 值和相关系数,表明 SQI-NLM 在评价北京山区不同植被恢复类型土

壤质量方面具有更好的适用性。GLM 模型解释了土壤质量指数总变异的 85.58%,植被类型对土壤质量指数的解释比例最大(45.09%),说明选择适宜的植被恢复类型对改善区域土壤质量至关重要。在未来实施植被恢复时,树种选择上优先考虑阔叶树种,造林配置模式的选择应取决于树种而定,如侧柏林中引入本土阔叶树种形成混交林或选择油松纯林的造林配置模式最佳。本研究对北京山区实施生态恢复与管理具有一定的指导意义。

参考文献:

- [1] 冯广,艾训儒,臧润国,等.鄂西南亚热带常绿落叶阔叶混交林不同群落类型土壤特征分析[J].自然资源学报,2016,31(7):1173-1184.
- [2] FENG G, AI X R, ZANG R G, et al. Soil characteristics under different community types in the subtropical evergreen and deciduous broad-leaved mixed forest in south-west Hubei[J].Journal of Natural Resources,2016,31(7):1173-1184.
- [3] MARTINA M, LUCIANO C, CLAUDIO C, et al. Conventional versus organic management: Application of simple and complex indexes to assess soil quality[J].Agriculture, Ecosystems and Environment,2021,322:e107673.
- [4] RAIESI F, BEHESHTI A. Evaluating forest soil quality after deforestation and loss of ecosystem services using network analysis and factor analysis techniques[J].Catena,2022,208:e105778.
- [5] GUO L L, SUN Z G, OUYANG Z, et al. A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River[J].Catena,2017,152:135-143.
- [6] DE PAUL OBADE V, LAL R. A standardized soil quality index for diverse field conditions[J].The Science of the Total Environment, 2016,541:424-434.
- [7] YUAN P L, WANG J P, LI C F, et al. Soil quality indicators of integrated rice-crayfish farming in the Jiangnan Plain, China using a minimum data set[J].Soil and Tillage Research,2020,204:e104732.
- [8] WANG D W, BAI J H, WANG W, et al. Comprehensive assessment of soil quality for different wetlands in a Chinese delta[J].Land Degradation and Development, 2018,29(10):3783-3794.
- [9] YU P J, HAN D L, LIU S W, et al. Soil quality assessment under different land uses in an alpine grassland[J].Catena,2018,171:280-287.
- [10] WU C S, LIU G H, HUANG C, et al. Soil quality assessment in Yellow River Delta: Establishing a minimum data set and fuzzy logic model[J].Geoderma, 2019,334:82-89.
- [11] SHEN Y F, LI J, CHEN F F, et al. Correlations between forest soil quality and aboveground vegetation characteristics in Hunan Province, China[J].Frontiers

- in Plant Science, 2022, 13: e1009109.
- [11] RAHMANIPOUR F, MARZAIOLI R, ALI BAHRA-MI H, et al. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran[J]. Ecological Indicators, 2014, 40: 19-26.
- [12] ZHANG H S, YU Y, ZHA T G, et al. Assessing previous land-vegetation productivity relationships on mountainous areas hosting coming Winter Olympics Games in 2022[J]. The Science of the Total Environment, 2021, 788: e147870.
- [13] ANDREWS S S, KARLEN D L, MITCHELL J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2002, 90(1): 25-45.
- [14] RAIESI F. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions[J]. Ecological Indicators, 2017, 75: 307-320.
- [15] SWANEPOEL P A, DU PREEZ C C, BOTHA P R, et al. Soil quality characteristics of kikuyu-ryegrass pastures in South Africa[J]. Geoderma, 2014, 232/234: 589-599.
- [16] BI C J, CHEN Z L, WANG J, et al. Quantitative assessment of soil health under different planting patterns and soil types[J]. Pedosphere, 2013, 23(2): 194-204.
- [17] LI Q X, JIA Z Q, LIU T, et al. Effects of different plantation types on soil properties after vegetation restoration in an alpine sandy land on the Tibetan Plateau, China[J]. Journal of Arid Land, 2017, 9(2): 200-209.
- [18] 刘畅, 张建军, 张海博, 等. 晋西黄土区退耕还林后土壤入渗特征及土壤质量评价[J]. 水土保持学报, 2021, 35(5): 101-107.
- LIU C, ZHANG J J, ZHANG H B, et al. Characteristics of soil infiltration and soil quality evaluation after conversion of farmland to forest in loess region of western Shanxi Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(5): 101-107.
- [19] LI C Z, ZHAO L H, SUN P S, et al. Deep soil C, N, and P stocks and stoichiometry in response to land use patterns in the loess hilly region of China[J]. PLoS One, 2016, 11(7): e0159075.
- [20] VAN HALL R, CAMMERAAT L, KEESSTRA S, et al. Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape[J]. Catena, 2017, 149: 836-843.
- [21] 国家林业局. 森林土壤调查技术规程: LY/T 2250—2014[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014.
- National Forestry and Grassland Administration. Technical regulations for forest soil survey: LY/T 2250—2014[S]. Beijing: Standards Press of China, 2014.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. 3rd edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [23] 邵明安, 王全九, 黄明斌. 土壤物理学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- SHAO M A, WANG Q J, HUANG M B. Soil physics [M]. Beijing: Higher Education Press, 2006.
- [24] 李鑫, 张文菊, 郭磊, 等. 土壤质量评价指标体系的构建及评价方法[J]. 中国农业科学, 2021, 54(14): 3043-3056.
- LI X, ZHANG W J, WU L, et al. Advance in indicator screening and methodologies of soil quality evaluation[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2021, 54(14): 3043-3056.
- [25] ANDREWS S S, CARROLL C R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agroecosystem management[J]. Ecological Applications, 2001, 11(6): 1573-1585.
- [26] MA T S, DENG X W, CHEN L, et al. The soil properties and their effects on plant diversity in different degrees of rocky desertification[J]. The Science of the Total Environment, 2020, 736: e139667.
- [27] NADAL-ROMERO E, CAMMERAAT E, PÉREZ-CARDIEL E, et al. Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean Mountain areas [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2016, 228: 91-100.
- [28] DENG L, KIM D G, PENG C H, et al. Controls of soil and aggregate-associated organic carbon variations following natural vegetation restoration on the Loess Plateau in China [J]. Land Degradation and Development, 2018, 29(11): 3974-3984.
- [29] MORRISON I K, FOSTER N W. Fifteen-year change in forest floor organic and element content and cycling at the Turkey Lakes watershed[J]. Ecosystems, 2001, 4(6): 545-554.
- [30] CHEN C F, LIU W J, JIANG X J, et al. Effects of rubber-based agroforestry systems on soil aggregation and associated soil organic carbon: Implications for land use[J]. Geoderma, 2017, 299: 13-24.
- [31] 张晓曦, 周雯星, 李佳佳, 等. 早期分解中油松与阔叶树种凋落叶混合分解效应及其相互影响[J]. 植物科学学报, 2019, 37(3): 303-311.
- ZHANG X X, ZHOU W X, LI J J, et al. Mixed decomposition and interspecific effects during early decomposition of litter mixtures of *Pinus tabulaeformis* Carrière and broadleaved species [J]. Plant Science Journal, 2019, 37(3): 303-311.

(下转第 356 页)

- [25] 王心怡,周聪,冯文瀚,等.不同林龄杉木人工林土壤团聚体及其有机碳变化特征[J].水土保持学报,2019,33(5):126-131.
WANG X Y, ZHOU C, FENG W H, et al. Changes of soil aggregates and its organic carbon in Chinese fir plantations with different forest ages[J].Journal of Soil and Water Conservation,2019,33(5):126-131.
- [26] KEELEY J E, LUBIN D, FOTHERINGHAM C J. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern sierra Nevada[J].Ecological Applications,2003,13(5):1355-1374.
- [27] 陈婷,郗敏,孔范龙,等.枯落物分解及其影响因素[J].生态学报,2016,35(7):1927-1935.
CHENT, XI M, KONG F L, et al. A review on litter decomposition and influence factors[J].Chinese Journal of Ecology,2016,35(7):1927-1935.
- (上接第 346 页)
- [32] ABANDA P A, COMPTON J S, HANNIGAN R E. Soil nutrient content, above-ground biomass and litter in a semi-arid shrubland, South Africa[J].Geoderma, 2011,164(3/4):128-137.
- [33] WANG S L, ZHANG W D, SANCHEZ F. Relating net primary productivity to soil organic matter decomposition rates in pure and mixed Chinese fir plantations [J].Plant and Soil,2010,334(1):501-510.
- [34] ZHOU L, SUN Y J, SAEED S, et al. The difference of soil properties between pure and mixed Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations depends on tree species[J].Global Ecology and Conservation,2020, 22:e01009.
- [35] 耿玉清,余新晓,岳永杰,等.北京山地森林的土壤养分状况[J].林业科学,2010,46(5):169-175.
GENG Y Q, YU X X, YUE Y J, et al.Variation of forest soil nutrient content in mountainous areas, Beijing[J].Scientia Silvae Sinicae, 2010,46(5):169-175.
- [36] 王利彦,周国娜,朱新玉,等.凋落物对土壤有机碳与微生物功能多样性的影响[J].生态学报,2021,41(7): 2709-2718.
WANG L Y, ZHOU G N, ZHU X Y, et al. Effects of litter on soil organic carbon and microbial functional diversity [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41 (7): 2709-2718.
- [28] 刘兴诏,周国逸,张德强,等.南亚热带森林不同演替阶段植物与土壤中 N、P 的化学计量特征[J].植物生态学报,2010,34(1):64-71.
LIU X Z, ZHOU G Y, ZHANG D Q, et al. N and P stoichiometry of plant and soil in lower subtropical forest successional series in Southern China [J]. Chinese Journal of Plant Ecology,2010,34(1):64-71.
- [29] 郑颖,冯健,于世河,等.辽东山区不同密度落叶松人工幼龄林林木生长和土壤养分特性[J].中南林业科技大学学报,2022,42(1):94-103.
ZHENG Y, FENG J, YU S H, et al. Study on the forest growth and soil nutrient characteristics of *Larix* spp. plantations with different densities in mountainous area of Liaodong [J]. Journal of Central South University of Forestry and Technology, 2022, 42 (1): 94-103.
- [37] 白占国,万国江.贵州碳酸盐岩区域的侵蚀速率及环境效应研究[J].土壤侵蚀与水土保持学报,1998,12(1): 1-7,46.
BAI Z G, WAN G J. Study on watershed erosion rate and its environmental effects in Guizhou Karst region [J].Journal of Soil and Water Conservation,1998,12 (1):1-7,46.
- [38] 李世华,牛铮,路鹏,等.基于主成分分析红壤有效含水量估算模型[J].农业工程学报,2007,23(5):92-94.
LI S H, NIU Z, LU P, et al.Red soil available water capacity statistical model based on principal component analysis[J].Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2007,23(5):92-94.
- [39] 欧阳帅,项文化,陈亮,等.南方山地丘陵区森林植被恢复对水土流失调控机制[J].水土保持学报,2021,35(5):1-9.
OUYANG S, XIANG W H, CHEN L, et al. Regulation mechanisms of forest vegetation restoration on water and soil erosion in mountainous and hilly area of southern China[J].Journal of Soil and Water Conservation,2021,35 (5):1-9.