DOI: 10.20103/j.stxb.202504271004

张彦君,滑思涵,郭瑞,魏江涛,张雯君,王潇,袁杰.秦岭不同森林类型土壤健康变化特征及驱动因素.生态学报,2026,46(2):945-958.

Zhang Y J, Hua S H, Guo R, Wei J T, Zhang W J, Wang X, Yuan J.Analysis of soil health variation characteristics and driving factors in different forest types of the Qinling Mountains.Acta Ecologica Sinica,2026,46(2):945-958.

秦岭不同森林类型土壤健康变化特征及驱动因素

张彦君[1],滑思涵[1],郭 瑞[2],魏江涛[1],张雯君[1],王 潇[1],袁 杰[1,*]

1 西北农林科技大学林学院, 杨凌 712100

2 陕西省林业调查规划院(陕西省森林资源监测中心), 西安 710082

摘要:土壤健康是维持森林生态系统稳定和可持续发展的核心基础,对不同森林类型的土壤健康变化特征及驱动因素的研究有助于为土壤健康管理提供差异化策略。以秦岭火地塘林区的锐齿栎林、油松林、红桦林、青杆林、华山松锐齿栎混交林和铁杉华山松混交林不同深度的土壤(0—60 cm)为研究对象,分析土壤理化特性和林下植物多样性的长期变化(2010—2022 年),计算研究区六种典型森林类型的土壤健康指数,使用敏感性分析与结构方程模型,揭示土壤理化因子的敏感程度及其对土壤健康的影响路径。结果表明:(1)六种森林类型的土壤有机质、全氮和全磷在 2013—2019 年间呈现出波动减少的趋势,在 2022 年呈现上升趋势;铁杉华山松混交林的土壤碱解氮含量在 2022 年显著下降,华山松锐齿栎混交林的土壤碱解氮 2019 年下降后,在 2022 年有所回升;土壤全效养分和速效养分的含量都呈现出随着土层增加而减少的趋势。(2)除油松林外,其他森林类型的 Margalef 丰富度指数灌木层高于草本层;在 2013—2019 年灌木层的 Shannon-Wiener 多样性指数高于草本层,但在 2022 年草本层高于灌木层。(3)青杆林和红桦林的土壤健康在年际变化上高于研究区内其他森林类型;在六种森林类型中,随着土层的加深,土壤健康指数呈下降趋势。(4)林下植物多样性通过直接或间接作用,对林分土壤健康产生影响。在锐齿栎林、红桦林和铁杉华山松混交林中,林下植物多样性主要通过直接影响土壤物理性质,进而对土壤健康产生影响;在青杆林和华山松锐齿栎混交林中,林下植物多样性主要通过直接影响土壤化学性质,进而影响土壤健康;然而在铁杉华山松混交林中,林下植物多样性对土壤化学性质还存在间接作用。

关键词:秦岭;植物多样性;土壤理化特性;土壤健康;结构方程模型

Analysis of soil health variation characteristics and driving factors in different forest types of the Qinling Mountains

ZHANG Yanjun[1], HUA Sihan[1], GUO Rui[2], WEI Jiangtao[1], ZHANG Wenjun[1], WANG Xiao[1], YUAN Jie[1,*]

1 *College of Forestry, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling* 712100, *China*

2 *Shaanxi Forestry Survey and Planning Institute (Shaanxi Forest Resources Monitoring Center), Xi'an* 710082, *China*

Abstract: Soil health is a fundamental determinant of forest ecosystem stability and long-term sustainability. Understanding its spatiotemporal dynamics and underlying drivers across various forest types is essential for developing adaptive soil management strategies. In this study, we examined six representative forest types in the Huoditang area of the Qinling Mountains: *Quercus aliena* var. *acuteserrata* forest, *Pinus tabuliformis* forest, *Betula albosinensis* forest, *Picea wilsonii* forest, *Pinus armandi-Quercus aliena* var. *acuteserrata* mixed forest, and *Tsuga chinensis-Pinus armandi* mixed forest. Soil samples were collected from four depth intervals (0—60 cm), and long-term trends in soil physicochemical properties and understory plant diversity from 2010 to 2022 were analyzed. We calculated the Forest Soil Health Index (FSHI) for each forest type and applied sensitivity analysis combined with structural equation modeling (SEM) to quantify the

基金项目:国家自然科学基金项目(32271647);陕西省重点研发计划一般项目(2023-YBSF-307);中央高校基本科研项目(2452023077)

收稿日期:2025-04-27; **网络出版日期**:2025-10-15

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: yuanjie@ nwsuaf.edu.cn

responsiveness of key soil variables and to elucidate direct and indirect pathways affecting soil health. Results indicated pronounced temporal and vertical variation in soil properties. (1) Across all forest types, soil organic matter, total nitrogen, and total phosphorus showed a fluctuating decline between 2013 and 2019, followed by a marked increase in 2022. Alkali-hydrolyzable nitrogen exhibited divergent patterns: a significant decrease in the *T. chinensis-P. armandi* mixed forest in 2022 and a temporary decline in 2019 with subsequent recovery in the *P. armandi-Q. aliena* var. *acuteserrata* mixed forest. Both total and available nutrient contents consistently declined with increasing soil depth. (2) Plant diversity patterns revealed that, except in *P. tabuliformis* stands, the shrub layer exhibited a higher Margalef richness index than the herbaceous layer across most forest types. From 2013 to 2019, the Shannon-Wiener diversity index was higher in the shrub layer, whereas by 2022, herbaceous layer diversity surpassed that of shrubs, suggesting a structural shift in understory vegetation. (3) Among the six forest types, *P. wilsonii* and *B. albosinensis* forests demonstrated relatively higher and more stable FSHI values across years. Depth-wise, all forests exhibited a progressive decline in soil health with increasing depth. (4) SEM revealed that understory plant diversity influenced soil health through multiple pathways. In *Q. aliena* var. *acuteserrata*, *B. albosinensis*, and *T. chinensis-P. armandi* forests, diversity primarily enhanced soil health by directly improving soil physical attributes. Conversely, in *P. wilsonii* and *P. armandi-Q. aliena* var. *acuteserrata* mixed forests, diversity affected soil health mainly by altering chemical properties. Additionally, in *T. chinensis-P. armandi* forests, an indirect effect mediated via chemical properties was also detected.

Key Words: Qinling Mountains; plant diversity; soil physicochemical properties; soil health; structural equation modeling

森林土壤健康对于林业可持续发展和环境质量有着重要的影响[1]。当前森林土壤健康评估的常规方法是通过对不同林分开展土壤动态监测,筛选具有诊断价值的土壤健康指标来综合评价各林分健康状况,进而为优选土壤管理措施提供科学依据。Arshad 等通过研究认为,土壤健康评价指标应易于测量,并能反映土壤的生态功能[2];也有学者认为评价指标应该体现土壤较为稳定的特性[3]。森林土壤健康评价需要综合考虑评价主体、评价对象以及尺度等,许多研究土壤的学者们都努力在实践中制定一个严格且稳定的评估标准[4—5]。有学者认为,土壤评价指标是否合适取决于其对于森林生态系统特定的功能或者服务的反映[6—9]。Niemeyer 和 Brockett 等的研究表明,其他土壤性质对土壤功能的环境变化同样敏感,在维系森林生态系统养分和生产力中发挥重要作用[10—11]。由于森林类型和土壤类型的多样性,目前关于不同林分的土壤健康评价指标没有统一的标准,同时,以往的研究主要关注指标的可靠性和有效性,较少探讨其敏感性,并且缺乏长期的定位监测。

除了筛选评价指标,评价方法的选择也至关重要。传统的土壤健康评价方法主要包括克里金法[12]、土壤相对质量评估模型[13]等,随着计算技术的进步,土壤健康评价的方法也日益先进,如支持向量机模型[14]、人工神经网络算法[15]以及随机森林[16]等。以上方法更侧重于单一评价指标间的对比分析,缺少综合而系统的比较,而森林土壤健康指数(Forest soil health index, FSHI)通过对评价指标进行加权综合表征土壤健康状况的同时,还可以表明森林可持续发展中所需要关注的其他条件[17]。另外,结构方程模型由于其统计特性,也较多的被林业研究人员应用于探究土壤理化性质与立地条件的关系[18],能够更全面的衡量各种影响因子对该地区森林土壤肥力和土壤健康的影响[19]。

有“中央水塔”之称的秦岭是我国天然林保护工程的重要组成部分,其中具有代表性的区域是位于秦岭南坡的火地塘林区,其地形地貌多样,植被种类丰富,是进行科学研究的理想区域[20]。但目前对该区域不同森林类型的土壤健康评价缺乏长期的年际特征分析,尤其是影响森林土壤健康的驱动机制仍然不清晰。因此,本研究在秦岭火地塘林区选取了六种典型森林类型,分别在 2013 年、2019 年和 2022 年进行监测和调查,(1)分析六种森林类型的土壤理化特征和林下植物多样性的变化;(2)使用 FSHI 对选取的森林土壤健康评价指标进行相关计算,明确六种典型森林类型的土壤健康状况;(3)采用相对极差和变异系数对土壤理化指标进行敏感性分析;(4)将高敏感因子与林下植物多样性指标进行路径分析,构建结构方程模型,分析林下植物多样性与

土壤理化特性间的通径,揭示影响森林土壤健康的驱动机制。本研究阐明了火地塘林区六种典型森林类型土壤健康的动态变化,揭示了影响土壤健康的综合因素,这将有助于提高和完善森林土壤健康的评价,为准确评估该林区尤其是过渡性气候带的森林土壤健康奠定基础,同时也为促进森林健康经营与管理提供理论依据。

1　研究区概况

研究区位于陕西省宁陕县境内的秦岭火地塘林区(33°25′—33°29′N,108°25′—108°30′E)。海拔 800—2500 m,坡度 20°—50°,年均气温 8—10℃,年均降水量 900—1200 mm,平均湿度 77.1%。林区土壤主要是棕壤,植被多为 20 世纪 60、70 年代主伐后恢复起来的天然次生林[20],主要成林树种有:锐齿栎(*Quercus aliena* var. *acuteserrata*)、红桦(*Betula albosinensis*)、油松(*Pinus tabuliformis*)、铁杉(*Tsuga chinensis*)、华山松(*Pinus armandi*)、云杉(*Picea asperata*)、巴山冷杉(*Abies fargesii*)等。

2　研究方法

2.1　样地设置

2013 年,在该林区选取锐齿栎林、油松林、红桦林、青杆林、华山松锐齿栎混交林和华山松铁杉混交林作为研究对象,选择地形相对完整、林相相对整齐、具有一定代表性的地段作为固定样地。每种森林类型各设置 3 个 20 m×20 m 的固定样地,共 18 块。同时,根据五点法在每块样地内分别设置 2 m×2 m 的灌木样方和1 m×1 m 的草本样方,灌草样方各 90 个,样地基本概况见表 1。

表 1　样地基本概况

Table 1　Basic characteristics of the three sampling plots

森林类型 Forest type	海拔 Altitude/m			坡度 Slope/(°)			林分密度 Density/(株/hm²)			林龄 Age/a		
	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ
锐齿栎林 RCL	1673	1721	1758	18	20	23	1589	1486	1575	50	55	50
油松林 YS	1497	1548	1577	21	25	20	1548	1685	1576	55	50	55
红桦林 HH	2032	2051	2131	14	20	25	1645	1785	1652	45	42	48
青杆林 QQ	1980	2003	2020	10	12	15	986	1058	978	75	68	72
铁杉华山松混交林 HR	1743	1763	1784	33	29	28	950	1075	850	52	55	52
华山松锐齿栎混交林 TH	1847	1863	1897	30	40	37	1458	1281	1588	60	65	55

Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ表示每个森林类型中的三个样地编号;RCL:锐齿栎林 *Q. aliena* var. *acuteserrata* forest;YS:油松林 *P. tabulaeformis* forest;HH:红桦林 *B. albosinensis* forest;QQ:青杆林 *Picea wilsonii* forest;TH:铁杉华山松混交林 *T. chinensis-P. armandi* mixed forest;HR:华山松锐齿栎混交林 *P. armandi-Q. aliena* var. *acuteserrata* mixed forests

2.2　土壤样品的采集与测定

2013 年 6 月、2019 年 6 月和 2022 年 6 月分别在每块样地内的四角和中心位置各设置一个土壤剖面,用 100 cm^3 的环刀分层采集 0—10 cm、10—20 cm、20—40 cm 和 40—60 cm 土层土样,一部分样品用环刀法测定土壤容重(Soil bulk density,SBD),另一部分样品按照样地和土层混合,编号后装入土壤袋运回实验室测定其他理化性质。

使用比重计法测定土壤黏粒含量;使用 pH 计(Mettler Toledo,Switzerland)测定土壤 pH(土液比 1∶2.5);采用重铬酸钾氧化法测定土壤有机质(Soil organic matter,SOM);其他化学性质测定方法参考鲍士旦土壤农化分析[21]的方法,采用凯氏定氮法测定全氮(Soil total nitrogen,TN);采用碱解扩散法测定碱解氮(Alkali hydrolyzed nitrogen,AHN);采用钼锑抗比色法测定全磷(Soil total phosphorus,TP)和有效磷(Available phosphorus,AP);采用火焰光度法测定速效钾(Available potassium,AK);采用乙酸钠-火焰光度法测定阳离子交换量(Cation exchange capacity,CEC)。

2.3　林下植物多样性的测度方法

测定和记录每个样方的灌草种类、盖度、多度和平均高度。选取 Margalef 丰富度指数(MAR)、Shannon-

Wiener 指数(SHA)和 Pielou 均匀度指数(PIE)来指示不同森林类型林下植物多样性水平。计算公式如下:

$$MAR=(S-1)/\ln N \tag{1}$$

$$SHA=\sum P_i \ln P_i \tag{2}$$

$$PIE=\sum P_i \ln P_i/\ln_S \tag{3}$$

式中,S 为物种数目,N 为样地内物种的总个体数,Pi 为第 i 种的个体数占所有物种个体数的百分比。

2.4 数据处理与分析

2.4.1 森林土壤健康评价方法

本研究按照指标建立的针对性、整体性、区域性和敏感性原则,依据耿玉清的研究成果[13],以及秦岭火地塘林区对于土壤质量的以往研究,结合当地的森林土壤特性、土壤功能以及林业生产经验的总结,建立用于评价火地塘林区六种森林类型土壤健康的指标体系,主要包含:土壤容重(SBD)、黏粒、pH、有机质(SOM)、全氮(TN)、碱解氮(AHN)、全磷(TP)、有效磷(AP)、速效钾(AK)和阳离子交换量(CEC)。为解决指标单位不统一这一问题,本研究使用隶属度函数将每个评价指标转换并归一化为 0—1 之间的数值[22]。根据每个指标对土壤健康的贡献,使用三种类型的隶属度函数:SSF1 戒上型函数"越多越好"(4)、SSF2 梯形函数"最优"(5)和 SSF3 戒下型函数"越少越好"(6)[23],计算公式如下:

$$f(x)=\begin{cases}1.0 & x\geqslant U\\ 0.1+0.9(x-L)\,(U-L) & U<x<L\\ 0.1 & x\leqslant L\end{cases} \tag{4}$$

$$f(x)=\begin{cases}0.1 & x\leqslant L,x\geqslant U\\ 1.0+0.9(x-L)\,(B_1-L) & L<x<B_1\\ 1.0 & B_1\leqslant x\leqslant B_2\\ 1.0-0.9(x-B_2)\,(U-B_2) & L<x<U\end{cases} \tag{5}$$

$$f(x)=\begin{cases}0.1 & x\geqslant U\\ 0.1+0.9(x-L)\,(U-L) & L<x<U\\ 1.0 & x\leqslant L\end{cases} \tag{6}$$

式中,x 为各指标测定值;U 为上限;L 为下限;B_1 较低基准值;B_2 较高基准值。

根据以往的研究,对植物生长有积极影响的指标使用"越多越好"的隶属度函数[24],主要包括有机质、全氮、有效氮、全磷、有效磷、速效钾和阳离子交换量;pH 和黏粒使用"最优"隶属度函数;土壤容重使用"越少越好"隶属度函数,因为它对植物的根系生长和土壤孔隙度有抑制作用[25]。

评价指标的权重是土壤健康评价中的一个关键,本研究使用相关系数赋权法确定各评价指标的权重。

在对所有指标进行归一化和加权后,参考土壤质量指数方程[13],通过加权综合法计算森林土壤健康指数。计算公式为:

$$FSHI=\sum_{i=1}^{n}(K_i)\,C_i \qquad i=1,2,\cdots,n \tag{7}$$

式中,FSHI 为森林土壤健康指数(Forest soil health index);C_i 为各评价指标的隶属度值,它的大小反映了各评价指标的优劣;K_i 为第 i 个评价指标的权重,它反映了各指标的重要性;n 是评价指标的个数。

2.4.2 统计分析和图形绘制方法

所有数据在 Excel 2013 先进行预处理,随后在 SPSS 26.0 软件中,采用三元方差分析(ANOVA)和新复极差法(DUNCAN)分析六种森林类型在不同年份里的林下植物多样性和不同土层中土壤理化性质的显著差异。图形绘制使用 Origin 2023 软件完成。在各项指标对森林土壤健康影响机制的研究分析中运用 SPSS 26.0 软件进行相关性分析和敏感性分析,基于统计学对数据变异性的划分标准,将影响森林土壤健康的土壤理化

指标的敏感性标准划分为:强敏感级(相对极差>5 或 CV>100%)、高敏感级(相对极差>2 或 50%≤CV≤100%)、中敏感级(相对极差>1 或 10%≤CV≤50%)和弱敏感级(相对极差<1 或 CV<10%)。依据敏感性分析的结果,进行回归分析和通径分析,最后利用 Smart PLS 建立结构方程模型。

3　结果与分析

3.1　不同森林类型的土壤理化特征

六种森林类型的土壤 pH、容重和黏粒在不同森林类型中具有显著差异(P<0.05),同一森林类型在不同年份也有不同程度上的变化(图 1)。六种森林类型的土壤 pH 总体上呈酸性和弱酸性,并且深层土壤 pH 值总体上大于表层和浅层土壤。六种森林类型的土壤容重在 2013 年至 2019 年间呈现出上升趋势,2019 至 2022 年间有所下降。土壤黏粒含量在 2013 至 2019 年间呈现出下降趋势,但在 2019 至 2022 年间除油松林以外,其他五个森林类型均有所上升。在不同的土层间,六种森林类型的容重和黏粒也存在显著差异(P<0.05),除油松林外,其他五种森林类型的土壤容重随着土壤深度的增加也有所增加;黏粒含量则随着土壤深度的增加而下降。

六种森林类型的土壤化学性质在年际变化和不同土层间都存在显著差异(P<0.05)。土壤有机质、全氮和全磷在 2013 至 2019 年间均呈现出波动减少的趋势,随着土层加深,三种土壤全效养分均出现减少的趋势,土壤全氮含量的分布特征与有机质相似;2022 年,六种森林类型的土壤全效养分较之 2013 年和 2019 年整体

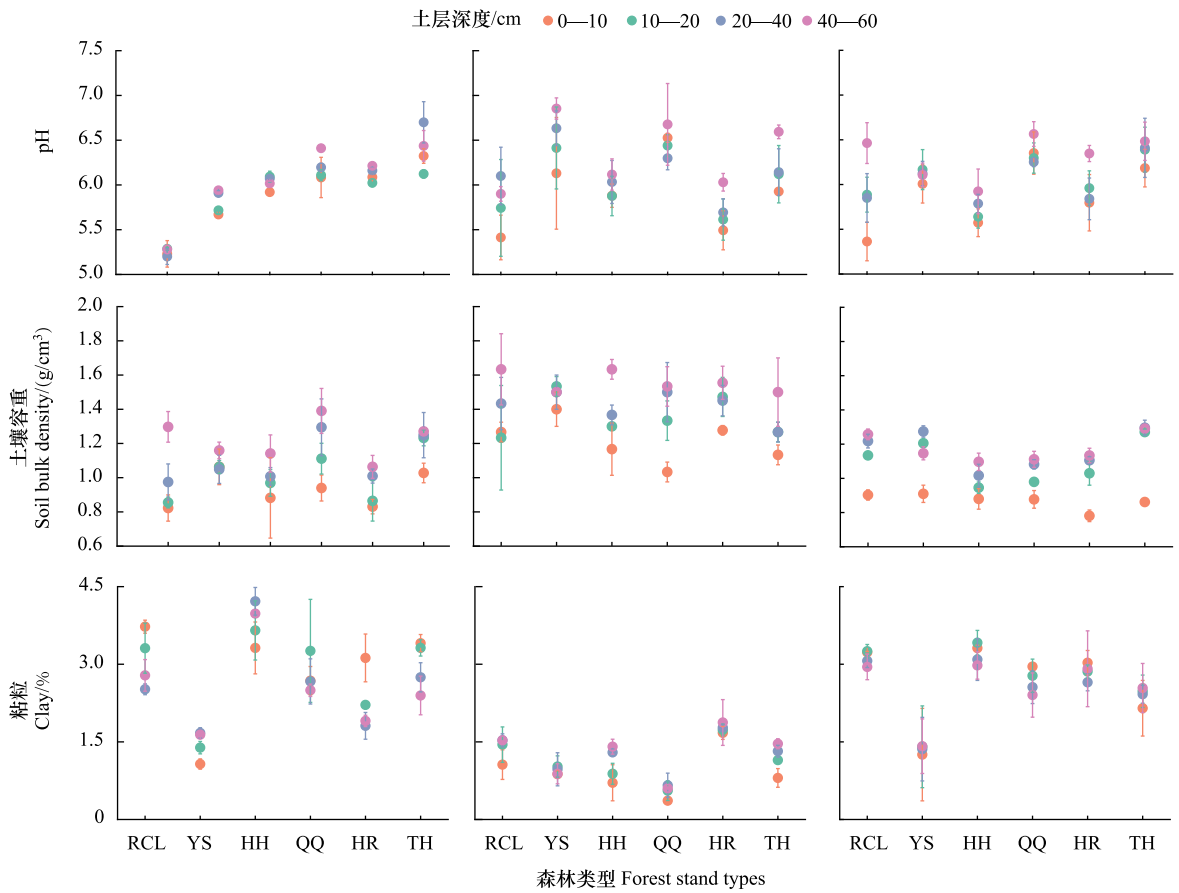


图 1　不同森林类型的土壤 pH、容重和黏粒的变化

Fig.1　The changes of soil pH, bulk density and clay in different forest types

RCL:锐齿栎林 *Q. aliena* var. *acuteserrata* forest;YS:油松林 *P. tabulaeformis* forest;HH:红桦林 *B. albosinensis* forest;QQ:青杆林 *P. wilsonii* forest;HR:华山松锐齿栎混交林 *P. armandi-Q. aliena* var. *acuteserrata* mixed forests;TH:铁杉华山松混交林 *T. chinensis-P. armandi* mixed forest

上呈现上升趋势(图 2)。土壤速效养分(有效磷和速效钾)在 2013 至 2022 年间整体呈现下降趋势;除了青杆和红桦,其余森林类型的阳离子交换量在 2013 至 2022 年间整体呈现上升的趋势;铁杉华山松混交林的土壤碱解氮含量在 2022 年显著下降,华山松锐齿栎混交林的土壤碱解氮在 2019 年有所下降,但在 2022 年有一定回升,除此之外,其余森林类型的碱解氮在年际变化上整体呈现上升趋势。随着土壤深度的增加,土壤速效养分、碱解氮和阳离子交换量整体上呈减少趋势(图 2)。

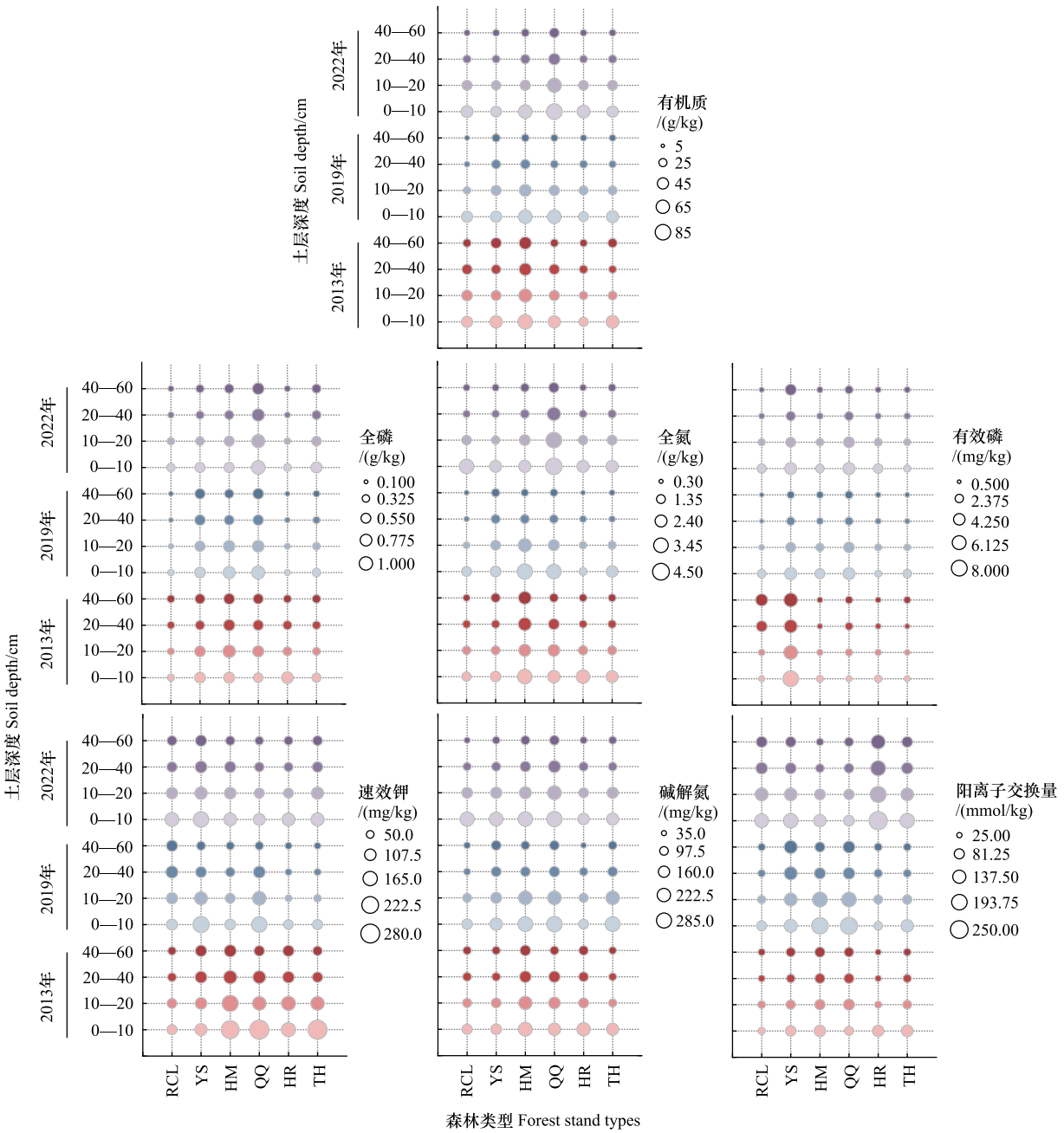


图 2 不同森林类型的土壤有机质、全磷、全氮、有效磷、速效钾、碱解氮和阳离子交换量的变化

Fig.2 The changes of soil organic matter, soil total phosphorus, soil total nitrogen, available phosphorus, available potassium, alkali hydrolyzed nitrogen and cation exchange capacity in different forest types

3.2 不同森林类型林下植物多样性的差异

六种森林类型的林下植物多样性指数差异性显著($P<0.05$)。除油松外,其余五种森林类型的 Margalef 丰富度指数总体上呈现出灌木层高于草本层;2013—2019 年间,六种森林类型的 Shannon-Wiener 多样性指数

总体呈现出灌木层高于草本层,但在 2019—2022 年间,该指数总体呈现出草本层高于灌木层;除了 2013 年锐齿栎林和 2022 年铁山华山松混交林以外,其余四种森林类型的 Pielou 均匀度指数在 2013—2022 年间均呈现出灌木层高于草本层(图 3)。

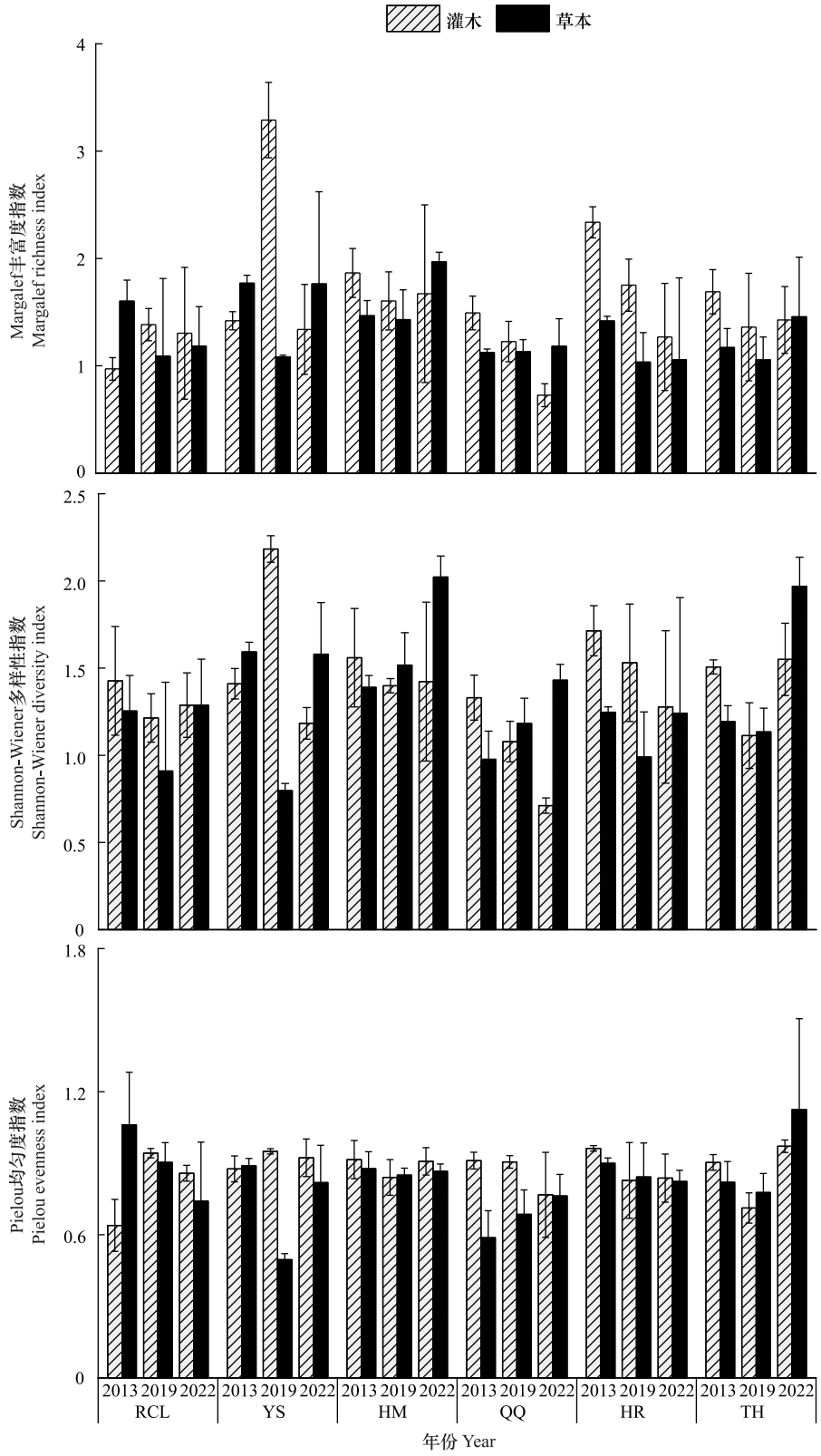


图 3　不同森林类型的林下植物多样性指数

Fig.3　Understory plant diversity indices across different forest types

3.3 不同森林类型的土壤健康指数特征

森林土壤健康评价指标的阈值以及指标权重计算结果如表 2 所示。FSHI 数值在年际变化上存在显著差异($P<0.05$),不同土层间土壤健康指数也存在显著差异($P<0.05$,图 4)。六种森林类型的土壤健康指数在年际变化上总体表现为先下降后上升的趋势,2019 年显著低于其余年份,并且随着土壤深度的增加土壤健康指

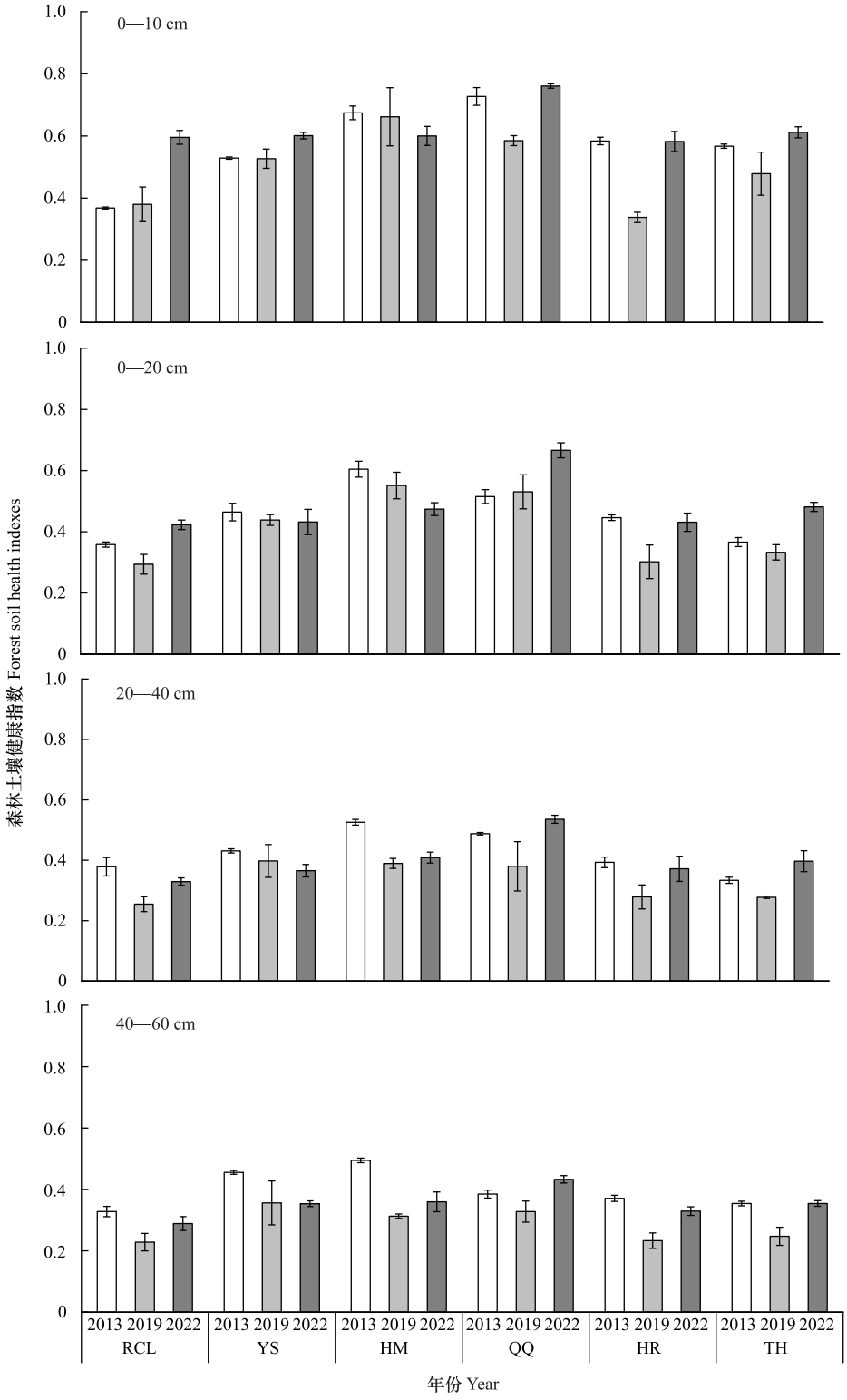


图 4 不同森林类型的土壤健康指数的变化

Fig.4 The changes of soil health indexes of different forest types

数呈现出下降的趋势。在 0—10 cm 土层,除红桦林以外,其余五种森林类型的土壤健康指数总体表现为 2022 年高于其他两个年份,青杆林、华山松锐齿栎混交林和铁杉华山松混交林的土壤健康指数在 2019 年明显低于 2013 年。在 10—20 cm、20—40 cm 和 40—60 cm 土层,除红桦林外,其他森林类型的土壤健康指数的变化趋势大体与 0—10 cm 土层相似。

表 2　森林土壤健康评价指标的阈值和隶属度函数类型以及指标权重

Table 2　Threshold and membership function types and index weights of forest soil health evaluation indexes

评价指标 Indices for soil health assessment	隶属度函数类型 Membership function types	上限(U) Upper limit (U)	下限(L) Lower limit (L)	较低基准值(B_1) Lower baseline value (B_1)	较高基准值(B_2) Higher baseline value (B_2)	指标权重 Index weights
pH	SSF2	7.68	5.10	6.07	6.08	0.033
有机质 Soil organic matter	SSF1	88.37	3.97			0.144
全氮 Total nitrogen	SSF1	4.60	0.27			0.146
碱解氮 Alkali hydrolyzed nitrogen	SSF1	298.28	32.36			0.149
全磷 Total phosphorus	SSF1	1.03	0.11			0.119
有效磷 Available phosphorus	SSF1	7.61	0.45			0.070
速效钾 Available potassium	SSF1	277.29	24.70			0.099
阳离子交换量 Cation exchange capacity	SSF1	255.66	27.34			0.088
土壤容重 Soil bulk density	SSF3	1.80	0.66			0.086
黏粒 Clay	SSF2	4.52	0.30	2.17	2.19	0.068

3.4　不同森林类型的土壤健康的驱动因素分析

基于敏感性分析的结果(表 3),考虑到油松和红桦没有高敏感指标,所以在后续的路径分析中,使用了中敏感指标。在锐齿栎林中,林下植物多样性对土壤物理性质有显著的正面影响,标准化路径系数为 0.714(P<0.001),通过直接影响土壤物理性质,进而影响土壤健康(图 5)。在红桦林中,林下植物多样性对土壤物理性质有较为显著的负面影响,标准化路径系数为-0.525(P<0.05)。在华山松锐齿栎混交林内,林下植物多样性则是通过对土壤化学性质的正面影响,从而影响到该森林类型的土壤健康,路径系数为 0.475(P<0.05)。而在铁杉华山松混交林,林下植物多样性除了和土壤物理性质有显著的负面影响,路径系数为-0.796(P<0.001),对土壤化学性质也有显著的间接影响,路径系数为 0.643(P<0.001)。此外,在不同森林类型中,土壤理化性质间,也通过正面(如青杆林)或负面(如红桦林)的彼此影响,进而对林内的土壤健康产生影响。

表 3　土壤理化指标对土壤健康的敏感性程度

Table 3　Sensitivity level of soil physicochemical indexes of six forest types

森林类型 Forest types	敏感级别(Sensitivity level)			
	强敏感 Extremely sensitive	高敏感 Highly sensitive	中敏感 Moderately sensitive	弱敏感 Weakly sensitive
锐齿栎林 RCL		SOM、TN、AHN、AP、CEC	SBD、Clay、TP、AK	pH
油松林 YS			SBD、Clay、SOM、TN、AHN、TP、AP、AK、CEC	pH
红桦林 HH			SBD、Clay、SOM、TN、AHN、TP、AP、AK、CEC	pH
青杆林 QQ		Clay、AK	SBD、Clay、SOM、TN、AHN、TP、AP、AK、CEC	pH
华山松锐齿栎混交林 HR		TN、TP、CEC	SBD、Clay、SOM、TN、AHN、TP、AP、AK、CEC	pH
铁杉华山松混交林 TH		AP、AK	SBD、Clay、SOM、TN、AHN、TP、AP、AK、CEC	pH

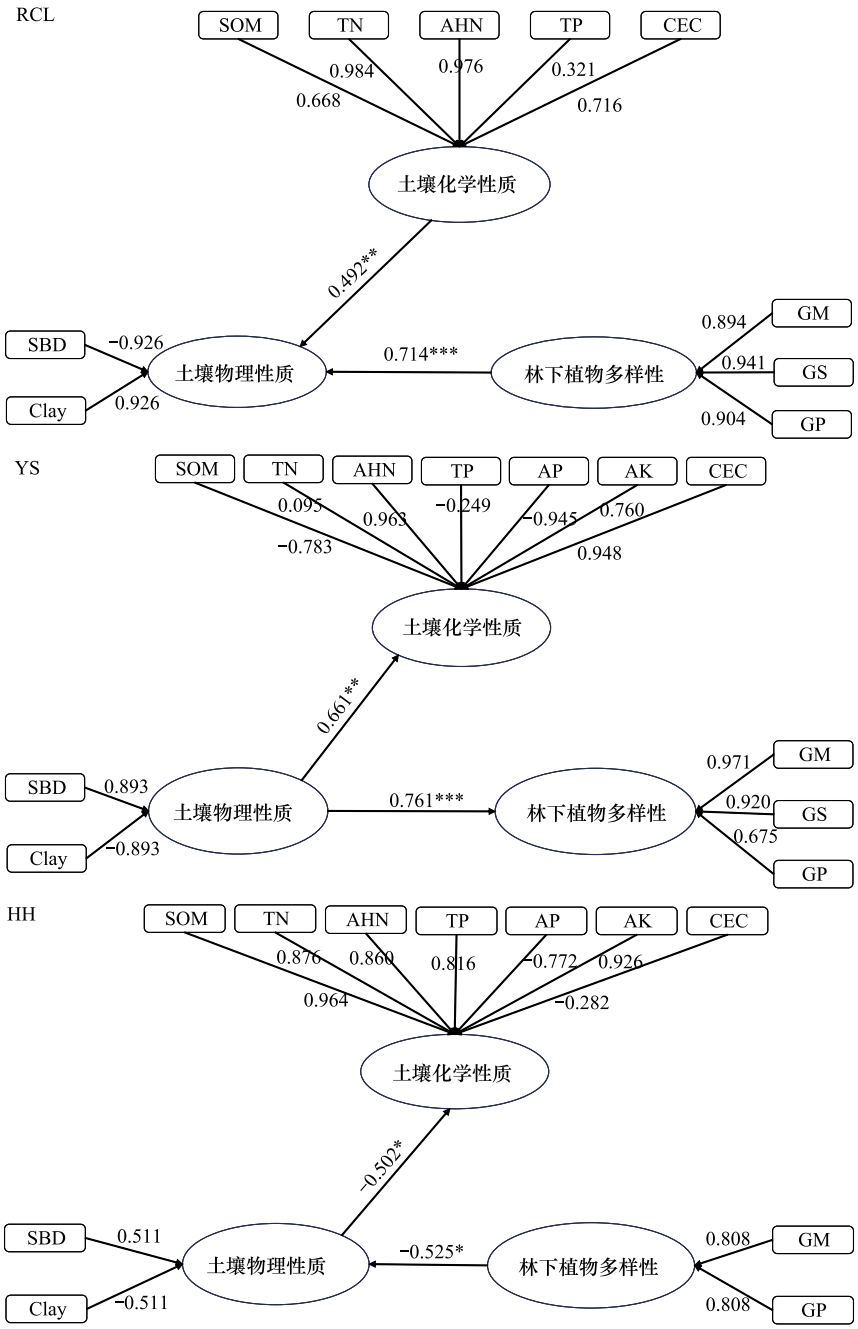
SBD:土壤容重 Soil bulk density;Clay:黏粒;SOM:有机质 Soil organic matter;TN:全氮 Soil total nitrogen;AHN:碱解氮 Alkali hydrolyzed nitrogen;TP:全磷 Soil total phosphorus;AP:有效磷 Available phosphorus;AK:速效钾 Available potassium;CEC:阳离子交换量 Cation exchange capacity

4 讨论

4.1 不同森林类型的土壤理化特征

土壤容重是反映土壤紧实度的重要指标,也是衡量土壤质量的常用参数之一。通常情况下,越低的容重表明土壤具有更好的透水、透气性和肥力条件[26]。已有研究表明,阔叶林或针阔混交林的土壤容重小于针叶纯林,这是因为阔叶林或针阔混交林凋落物量大,有机质含量高,土壤结构也更完善[27]。本研究的结果与此基本一致,进一步证实了森林类型对土壤容重的显著影响。

以往的研究中,pH 值常被视为衡量土壤质量的重要指标[28—30]。本研究中,六种森林类型的土壤 pH 值均表现为酸性或弱酸性,这主要是因为火地塘林区的土壤源自花岗岩风化后形成的棕壤,林下水热条件易于灌草的生长,这些植物的根系分泌多种有机酸,加剧了土壤的酸化[31]。另有研究表明,土壤养分的差异和森林类型[32—33]、植被种类、植被组成、植物多样性[34]、海拔、坡度和地貌类型等因素都有关[35—36]。本研究中,六



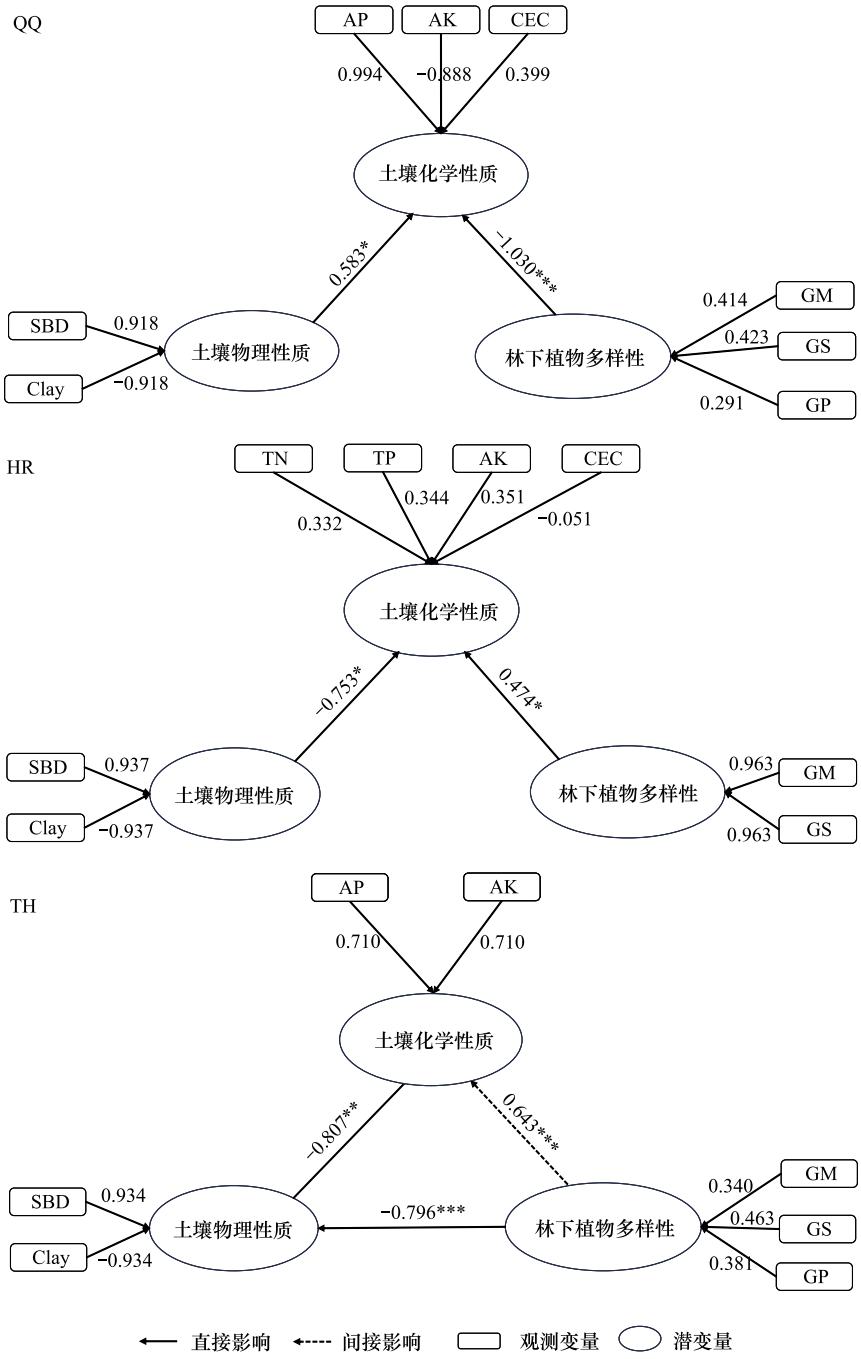


图 5　土壤理化特性和林下植物多样性对土壤健康的影响机理

Fig.5　The influence mechanism of soil physicochemical properties and the diversity of understory vegetation on soil health

SBD:土壤容重 Soil bulk density;Clay:黏粒 Clay;SOM:土壤有机质 Soil organic matter;TN:全氮 Total nitrogen; AHN:碱解氮 Alkali hydrolyzed nitrogen; TP:全磷 Total phosphorus; AP:有效磷 Available phosphorus;AK:速效钾 Available potassium;CEC:阳离子交换量 Cation exchange capacity;GM:灌木 Margalef 丰富度指数 Margalef richness index of shrubs;GS:灌木 Shannon-Wiener 多样性指数 Shannon-Wiener diversity index of shrubs;GP:灌木 Pielou 均匀度指数 Pielou evenness index of shrubs; * $P \leqslant 0.05$, ** $P \leqslant 0.01$, *** $P \leqslant 0.001$

种森林类型的土壤养分都有一定的差异,在 2013 年红桦的土壤有机质含量显著高于研究区内其他森林类型,这可能与当年红桦林下灌草丰富度指数和多样性指数较高有关。而在 2019 年至 2022 年,青杆林的土壤有机质含量最高,这可能是由于青杆林地势平缓,使地面凋落物有足够的时间回归土壤。有研究表明,在森林生态系统中,土壤有机质的积累主要受凋落物和细根的影响[37]。本研究的结果与此相符,显示了不同森林类型在

土壤养分方面的显著差异。

4.2 不同森林类型林下植物多样性的变化

林下植物多样性的主要影响因素包括林分起源、林分密度、坡向、坡位和林龄[38]。研究区以天然林或天然次生林为主,林内结构主要由自然竞争形成,可以充分反映不同森林类型生境的差异。在本研究中,油松林中的草本丰富度显著高于灌木层,可能是因为油松具有较强的更新萌芽能力和较快的生长速度,对土壤养分的消耗大,导致剩余养分不足以支撑大量的灌木生长,植物群落通过改变区域内竞争关系,影响植被的分布和生长[39],油松林分密度大,冠层遮蔽阳光,也在一定程度上影响林下灌木的发育和生长。

林下植物多样性指标与土壤理化之间的关系在不同森林类型中的表现有所不同,有研究表明,土壤养分与林下植物多样性关系密切[40]。在本研究中,华山松锐齿栎混交林中林下植物多样性对土壤化学性质有显著的直接影响,而铁杉华山松混交林中,林下植物多样性对土壤化学特性有显著的间接影响。因此,林下植物多样性和其他因素之间的关系可以在一定程度上反映林分的土壤健康状况。

4.3 不同森林类型土壤健康的驱动因素

有研究表明,针阔混交林的土壤健康指数通常高于落叶阔叶林和针叶纯林,并且阔叶林能较好地保持土壤肥力,有利于土壤养分功能的发挥[41]。然而,本研究发现华山松锐齿栎混交林的土壤健康指数低于青杆林,这可能是由于青杆根系的浅根性以及水平扩展性强,细根分泌物富含有机酸(如草酸、柠檬酸),同时,针叶林的凋落物分解过程中产生的有机酸含量较高[42],可活化土壤中的铝、铁氧化物结合态磷,增加了土壤养分堆积。锐齿栎林的土壤健康指数也小于青杆林,可能是由于锐齿栎的林龄较小,林分的平均树高和胸径较小,导致凋落物存量较低,从而影响了土壤的养分水平,限制了土壤质量。凋落物的分解有利于土壤养分循环[43],但随着土壤深度的加深,六种森林类型的 FSHI 总体呈下降趋势,这是因为养分元素在表层土壤富集使得深层土壤的养分水平相对较低。在本研究中,土壤有机质对各林分的土壤健康具有积极影响,这与先前的研究结果基本一致[44]。也有研究表明,相似立地条件下,不同的林分类型会导致土壤养分和林木生长量的差异[45]。尽管研究区内六种森林类型的自然条件相似,但不同的森林类型中土壤健康的驱动因素存在差异,各因素之间直接或间接的作用都可能会影响土壤健康。不同森林类型的林内土壤结构不同,而土壤结构会影响养分和水分的吸收以及植物根系的分布,从而显著影响植物生长,林下植物对土壤健康也是不可忽视的影响因素[46]。红桦和青杆的土壤健康指数无显著差异,但敏感性分析结果却存在较大差异,黏粒和速效钾在青杆中呈现出较高敏感性,在红桦中则是中等敏感性。这可能是由于林下植被的特征受到光照、水分、温度以及土壤养分等多种生态因子的综合影响,致使土壤结构和林下植物多样性的空间变异性非常复杂。

5 结论

秦岭火地塘林区六种典型森林类型的 FSHI 在 2013 年至 2022 年总体呈现出先下降后上升的趋势,这与土壤养分变化趋势基本一致。六种森林类型中,pH 均为弱敏感,高敏感指标在不同的森林类型中有所不同,但主要是全氮、速效钾、有效磷和阳离子交换量等。通过结构方程模型揭示,林下植物多样性主要是通过直接或间接影响土壤理化特性进而影响到土壤健康。因此,不同森林类型的土壤健康评价需以多功能性为导向,结合区域特征与生态系统服务目标,同时需要注意时间尺度对土壤健康的长期效应,通过精准化管理为该区域不同森林类型开展针对性的科学管理和抚育措施提供科学依据,以期改善和保持该区域内不同森林类型的土壤健康。

参考文献(References):

[1] Huang F, Tu J M, Zhang F Y, Ran J W, Wang Y, Liu W, Chen W X, Wang X Y, Wang Q. Soil health assessment of urban forests in Nanchang, China: Establishing a minimum data set model. Soil Biology and Biochemistry, 2025, 206: 109795.

[2] Arshad M A, Martin S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 88(2): 153-160.

[3] Andrews S S, Karlen D L, Cambardella C A. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(6): 1945-1962.

[4] Wade J, Culman S W, Gasch C K, Lazcano C, Maltais-Landry G, Margenot A J, Martin T K, Potter T S, Roper W R, Ruark M D, Sprunger C D, Wallenstein M D. Rigorous, empirical, and quantitative: a proposed pipeline for soil health assessments. Soil Biology and Biochemistry, 2022, 170: 108710.

[5] Baveye P C. Soil health at a crossroad. Soil Use and Management, 2021, 37(2): 215-219.

[6] Baveye P C. Bypass and hyperbole in soil research: worrisome practices critically reviewed through examples. European Journal of Soil Science, 2021, 72(1): 1-20.

[7] Schröder J J, Ten Berge H F M, Bampa F, Creamer R E, Giraldez-Cervera J V, Henriksen C B, Olesen J E, Rutgers M, Sandén T, Spiegel H. Multi-functional land use is not self-evident for European farmers: a critical review. Frontiers in Environmental Science, 2020, 8: 575466.

[8] ten Berge H, Schröder J J, Olesen J E, Giraldez Cervera J V. Soil quality: A confusing beacon for sustainability. International Fertiliser Society Proceedings, 2019, 841: 64.

[9] Wander M M, Cihacek L J, Coyne M, Drijber R A, Grossman J M, Gutknecht J L M, Horwath W R, Jagadamma S, Olk D C, Ruark M, Snapp S S, Tiemann L K, Weil R, Turco R F. Developments in agricultural soil quality and health: reflections by the research committee on soil organic matter management. Frontiers in Environmental Science, 2019, 7: 109.

[10] Niemeyer J C, Lolata G B, de Carvalho G M, Da Silva E M, Sousa J P, Nogueira M A. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. Applied Soil Ecology, 2012, 59: 96-105.

[11] Brockett B F T, Prescott C E, Grayston S J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 44(1): 9-20.

[12] Hou D Y, O'Connor D, Nathanail P, Tian L, Ma Y. Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: a critical review. Environmental Pollution, 2017, 231: 1188-1200.

[13] 耿玉清. 北京八达岭地区森林土壤理化特征及健康指数的研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2006.

[14] Wang H F, Zhang H, Liu Y. Using a posterior probability support vector machine model to assess soil quality in Taiyuan, China. Soil and Tillage Research, 2019, 185: 146-152.

[15] Suchithra M S, Pai M L. Improving the prediction accuracy of soil nutrient classification by optimizing extreme learning machine parameters. Information Processing in Agriculture, 2020, 7(1): 72-82.

[16] Were K, Bui D T, Dick Ø B, Singh B R. A comparative assessment of support vector regression, artificial neural networks, and random forests for predicting and mapping soil organic carbon stocks across an Afromontane landscape. Ecological Indicators, 2015, 52: 394-403.

[17] Aqdam K K, Rezapour S, Asadzadeh F, Nouri A. An integrated approach for estimating soil health: Incorporating digital elevation models and remote sensing of vegetation. Computers and Electronics in Agriculture, 2023, 210: 107922.

[18] Dai L J, Ge J S, Wang L Q, Zhang Q, Liang T, Bolan N, Lischeid G, Rinklebe J. Influence of soil properties, topography, and land cover on soil organic carbon and total nitrogen concentration: a case study in Qinghai-Tibet plateau based on random forest regression and structural equation modeling. Science of the Total Environment, 2022, 821: 153440.

[19] Haney R L, Haney E B, Smith D R, Harmel R D, White M J. The soil health tool—theory and initial broad-scale application. Applied Soil Ecology, 2018, 125: 162-168.

[20] Yuan J, Cheng F, Zhu X, Li J X, Zhang S X. Respiration of downed logs in pine and oak forests in the Qinling Mountains, China. Soil Biology and Biochemistry, 2018, 127: 1-9.

[21] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.

[22] 吴金卓, 蔡小溪, 林文树. 吉林蛟河不同演替阶段针阔混交林土壤健康评价. 东北林业大学学报, 2015, 43(6): 78-82.

[23] Andrews S S, Karlen D L, Mitchell J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2002, 90(1): 25-45.

[24] Chen Y D, Wang H Y, Zhou J M, Xing L, Zhu B S, Zhao Y C, Chen X Q. Minimum data set for assessing soil quality in farmland of Northeast China. Pedosphere, 2013, 23(5): 564-576.

[25] Andrews S S, Flora C B, Mitchell J P, Karlen D L. Growers' perceptions and acceptance of soil quality indices. Geoderma, 2003, 114(3/4): 187-213.

[26] Suuster E, Ritz C, Roostalu H, Reintam E, Kõlli R, Astover A. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. Geoderma, 2011, 163(1/2): 74-82.

[27] 胡亚伟, 施政乐, 刘畅, 徐勤涛, 张建军. 晋西黄土区刺槐林密度对林下植物多样性及土壤理化性质的影响. 生态学杂志, 2023, 42(9): 2072-2080.

[28] Schoenholtz S H, Van Miegroet H, Burger J A. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management, 2000, 138(1/2/3): 335-356.

[29] Nabiollahi K, Taghizadeh-Mehrjardi R, Kerry R, Moradian S. Assessment of soil quality indices for salt-affected agricultural land in Kurdistan Province, Iran. Ecological Indicators, 2017, 83: 482-494.

[30] Huang Z J, Selvalakshmi S, Vasu D, Liu Q Q, Cheng H, Guo F T, Ma X Q. Identification of indicators for evaluating and monitoring the effects of Chinese fir monoculture plantations on soil quality. Ecological Indicators, 2018, 93: 547-554.

[31] Zhao Y, Zhao M X, Qi L L, Zhao C S, Zhang W J, Zhang Y J, Wen W, Yuan J. Coupled relationship between soil physicochemical properties and plant diversity in the process of vegetation restoration. Forests, 2022, 13(5): 648.

[32] 常超, 谢宗强, 熊高明, 赵常明, 申国珍, 赖江山, 徐新武. 三峡库区不同植被类型土壤养分特征. 生态学报, 2009, 29(11): 5978-5985.

[33] 蒋文伟, 周国模, 余树全, 钱新标, 盛文明. 安吉山地主要森林类型土壤养分状况的研究. 水土保持学报, 2004, 18(4): 73-76, 100.

[34] 杨秀清, 韩有志. 华北山地 6 种天然次生林土壤氮素的空间异质性特征. 中国水土保持科学, 2010, 8(6): 95-102.

[35] 李婷, 张世熔, 张林, 李怡, 干文芝. 横断山北部生态脆弱区土壤钾素的影响因素分析. 水土保持学报, 2006, 20(3): 102-105.

[36] Kozar B, Lawrence R, Long D S. Soil phosphorus and potassium mapping using a spatial correlation model incorporating terrain slope gradient. Precision Agriculture, 2002, 3(4): 407-417.

[37] Morrison I K, Foster N W. Fifteen-year change in forest floor organic and element content and cycling at the Turkey Lakes Watershed. Ecosystems, 2001, 4(6): 545-554.

[38] 李利平, 邢韶华, 赵勃, 王清春, 崔国发. 北京山区不同区域油松林植物多样性比较研究. 北京林业大学学报, 2005, 27(4): 12-16.

[39] 张炜平, 潘莎, 贾昕, 储诚进, 肖洒, 林玥, 白燕远, 王根轩. 植物间正相互作用对种群动态和群落结构的影响: 基于个体模型的研究进展. 植物生态学报, 2013, 37(6): 571-582.

[40] Damgaard C, Ejrnæs R, Stevens C J. Intra-specific spatial aggregation in acidic grasslands: effects of acidification and nitrogen deposition on spatial patterns of plant communities. Journal of Vegetation Science, 2013, 24(1): 25-32.

[41] 于法展, 张忠启, 陈龙乾, 沈正平. 庐山不同森林植被类型土壤特性及其健康评价. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7): 1062-1069.

[42] Vittori Antisari L, Marinari S, Dell'Abate M T, Baffi C, Vianello G. Plant cover and epipedon SOM stability as factors affecting brown soil profile development and microbial activity. Geoderma, 2011, 161(3/4): 212-224.

[43] Zhang J H, Li H, Zhang H F, Zhang H, Tang Z Y. Responses of litter decomposition and nutrient dynamics to nitrogen addition in temperate shrublands of North China. Frontiers in Plant Science, 2021, 11: 618675.

[44] 刘胜涛, 高鹏, 刘潘伟, 牛香, 王兵. 泰山森林生态系统服务功能及其价值评估. 生态学报, 2017, 37(10): 3302-3310.

[45] 杨承栋. 发展有群落结构混交林是维护、恢复和提高森林土壤功能实现人工林可持续经营的关键技术. 林业科学, 2022, 58(8): 26-40.

[46] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review. Geoderma, 2005, 124(1/2): 3-22.