

陕北黄土丘陵区不同植被景观功能评价

段媛媛^{1,2}, 何俊皓², 李涛³, 卜崇峰^{4,5}, 郝文芳²

(1. 湖北省农业科学院 中药材研究所, 湖北 恩施 445000;

2. 西北农林科技大学 生命科学学院, 陕西 杨凌 712100; 3. 米脂县林业局, 陕西 米脂 718199;

4. 西北农林科技大学 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100; 5. 中国科学院、水利部 水土保持研究所, 陕西 杨凌 712100)

摘要:采用 LFA 方法从景观内部构成和土壤表层状况两个方面对陕北黄土丘陵区典型不同林龄人工刺槐林、人工侧柏林、人工柠条林和撂荒草地进行了景观功能评价, 探讨陕北黄土丘陵区不同退耕时期人工植被景观对区域土壤性能改善情况及水土保持作用。分别在 4 种植被景观类型内布设 3 条不短于 50 m 样线, 在样线上调查斑块和非斑块种类及数量, 并在斑块和非斑块内设置 1 m² 调查区进行了土壤表层评价。结果表明: (1) 各景观类型中, 斑块百分比及斑块面积大小顺序为人工柠条林>撂荒草地>人工侧柏林>人工刺槐林。(2) 随着退耕年限的增加, 人工刺槐林及侧柏林景观特征指标及斑块面积指标显著降低($p<0.05$), 人工柠条林及撂荒草地景观特征指标及斑块面积指标有增加趋势但是不具显著性。(3) 人工刺槐林和人工柠条林土壤健康指标最高, 对土壤性能具有较强改善作用, 人工侧柏林对土壤性能改善作用处于中等水平, 撂荒草地土壤健康指标最低。(4) 随着退耕年限的增加, 人工刺槐林、人工柠条林对土壤性能具有显著改善作用, 人工侧柏林和撂荒草地对土壤性能的改善作用不明显。综上, 人工刺槐林、人工柠条林对改善生态环境, 减少水土流失具有显著作用, 人工侧柏林的土壤改善和水土保持作用不明显, 撂荒草地能够对土壤性能起到改善作用, 但处于较低水平。

关键词:景观功能; LFA 方法; 退耕还林; 黄土丘陵区

中图分类号: S718.5

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2018)05-0149-08

Research on Landscape Function of Different Vegetation Landscape Types in Loess Hilly Region of Northern Shaanxi

DUAN Yuanyuan^{1,2}, HE Junhao², LI Tao³, BU Chongfeng^{4,5}, HAO Wenfang²

(1. Hubei Academy of Agricultural Science, Institute of Chinese Herbal Medicine, Enshi,

Hubei 445000, China; 2. College of Life Science, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100,

China; 3. Mizhi Forestry Administration, Mizhi, Shaanxi 718199, China; 4. Institute of Soil and Water

Conservation, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 5. Institute of Soil and Water

Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Landscape function analysis method (LFA method) was used to assess landscape internal distribution and soil surface conditions in locust, arborvitae, *Caragana*, wasteland landscapes with different restoration years in loess hilly region north of Shaanxi Province to discuss the soil condition improvement and water conservation abilities of 4 landscape types in different restoration years. To reach the research goal, 3 sample lines longer than 50 meters were set in every plot in each of 4 landscape types. Then the type and number of patches and interpatch were investigated on each sample line and soil surface investigation was done in 1 meter square query zone within every type of patch and interpatch. The results showed that: (1) within four landscape types, the order of patch proportion and patch area was *Caragana* > wasteland > arborvitae > locust; (2) with the increasing of restoration year, the landscape organization index and patch area index in

收稿日期: 2017-09-30

修回日期: 2017-11-28

资助项目: 全国中药资源普查项目(财社[2017]66号); 国家重点研发计划项目(2017YFC0504703-01); 边坡工程安全防控与生态还绿技术; 国家现代农业产业技术体系建设专项(CARS-21); 湖北省重大专项(2017ACA175); 湖北省农业科学院青年科学基金项目(2018NKYJJ16); 湖北省技术创新专项(民族专项)(2018AKB037)

第一作者: 段媛媛(1991—), 女, 山西芮城人, 硕士, 研究实习员, 主要从事植被生态学研究。E-mail: duanyuanyuan2016@163.com

通信作者: 郝文芳(1968—), 女, 陕西西乡人, 教授, 博士, 主要从事植被生态学和药用植物资源学方面的研究工作。E-mail: haowenfang@nwsuaf.edu.cn

locust and arborvitae community showed significant decreasing pattern, while *Caragana* and wasteland community showed increasing pattern; (3) locust and *Caragana* communities had the highest value in soil health index, showing the highest ability of soil condition improvement, while arborvitae communities showed normal ability of soil improvement, and wasteland had the lowest soil health value; (4) with the increasing of restoration year, locust and *Caragana* community had significant improvement on soil property, while arborvitae community and wasteland could improve soil property but did not show significance; locust and *Caragana* communities had significant effect on improving ecological environment and decreasing soil and water losses; landscape function of arborvitae communities could be improved by planting other arbor and shrub species in communities. Landscape function of wastelands can be improved by human disturbance to increase its succession.

Keywords: landscape function; landscape function analysis method; Grain for Green Project; loess hilly region

退耕还林工程实施至今,对该工程人工植被景观功能进行准确、客观地评价,能够有效指导水土保持工作并促进退耕还林工程健康发展。目前,国内外植被景观功能评价的研究方法主要集中在调查问卷法、因子分析法、审美态度法、专家打分和群众评价相结合等方法。但是这些方法具有依赖评价者的主观因素、不能对景观指标进行量化、指标之间相关性不强、不能全面反映景观类型对生态系统的影响等缺点。

近年来,作为景观功能定量评价方法,景观功能评价(Landscape Function Analysis)方法(以下简称LFA方法)受到国内学者关注。LFA方法主要基于有关地表水文过程,通过快速采集实地评价指标,对坡面尺度上景观的一系列生物地球化学功能的监测评价过程,可对景观植被和土壤现状进行评价,并结合年限预测未来景观内部结构及土壤性能变化趋势^[1]。研究表明,LFA方法中各指标与其实地测量值及生境的变化之间有显著相关性^[2]。该方法具有清晰易懂、能够排除评价者主观因素、使用便捷及成本低等特点,已经在世界范围内干旱、半干旱植被恢复区广泛应用,并已证明其具有较好的适用性^[3]。

LFA方法已经被证实可以作为一种景观功能评价及监测工具应用在中国黄土区^[4-5]。研究表明退耕还林地能够有效保护水土资源,减少水土流失。人工刺槐林和人工油松林对土壤有显著改良作用,荒草地对土壤改良作用最差^[4]。然而国内关于LFA方法的使用缺少系统性的介绍,同时缺少对不同景观类型景观功能随林龄变化的研究。本文以陕北黄土丘陵退耕还林区刺槐、侧柏、柠条、撂荒草地4种植被景观类型为研究对象,以时间代替空间的研究方法,采用LFA方法对4种植被景观类型功能及土壤性能进行评价,分析不同植被景观类型在黄土丘陵区对土壤性能改善及水土保持效益中的作用,为今后黄土丘陵区退耕还林植被景观评价及检测工作提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于陕北延安市境内(109°25′48″E, 36°38′35″N),海拔800~1 800 m,属内陆干旱半干旱气候。年均无霜期170 d,年均气温7.7~10.6℃,均降水量550 mm左右。地貌类型为典型丘陵沟壑区,土壤类型主要为黄土母质发育的黄绵土,其次是褐土;土壤瘠薄、土质疏松、水土流失严重。植被带属于森林草原带,现主要为人工林,常见物种有刺槐(*Robinia pseudoacacia* Linn)、侧柏(*Platycladus orientalis* Linn.)、山杏(*Armeniacasibirica* (L.) Lam)、油松(*Pinus tabulaeformis* Carr)、柠条(*Caragana korshinskii* Kom.)、达乌里胡枝子(*Lespedeza dahurica*)、砂生槐(*Sophoramoercroftiana* Baker)、铁杆蒿(*Artemisia sacrorum*)、和白羊草(*Bothriochloa ischaemum* Linn.)等。

1.2 样地设置

通过查阅文献资料及实地考察,于2015年7—8月在延安宝塔区流域、庙咀沟流域及南泥湾流域选取100 m×100 m的人工乔木群落(16个)、人工灌木群落(9个)及天然撂荒草地(8个)作为研究对象。按群落类型将样地分为4个景观类型:人工刺槐林、人工侧柏林、人工柠条林和撂荒草地。样地布设如下:(1)林龄为5,8,10,12,15,20,23,25,30 a的人工刺槐林;(2)林龄为5,10,13,15,17,20,25 a的人工侧柏林;(3)林龄为8,12,15,16,20,23,26,30,35 a的人工柠条林;(4)撂荒年限为5,7,10,15,20,25,27,30 a的撂荒草地。同时,按照退耕年限(0 a为退耕当年)将各植被类型划分为退耕中期(10~20 a)和退耕后期(20~30 a)。记录样地的地理坐标、海拔、坡向和坡度等信息。

1.3 研究方法

1.3.1 景观结构特征评价指标的测定 按照地表径

流方向布设样线,记录样线长度,并根据斑块和非斑块在样线上的分布,记录斑块的长度、宽度和非斑块的长度。LFA 方法中斑块被定义为一切能够拦蓄地表径流和有机物质的物质如草丛、灌丛和枯落物。非斑块则被定义为使地表物质能轻易流失的裸露地或稀疏沙土^[6]。斑块宽度最大值取值为 10 m。每个样

地中至少设置 3 条样线,每条样线长度不少于 50 m。
1.3.2 土壤表层评价指标的测定 土壤表层评价是在调查景观结构特征指标的同时,在每条样线上,在每个类型的斑块和非斑块内设置 5 个 1 m² 调查区,在调查区内进行土壤表层状况评价^[6]。评价指标含义、取值范围及对土壤表层指标的贡献如表 1 所示。

表 1 土壤表层指标含义及取值范围

土壤表层功能	土壤表层状况评价指标	指标含义	变量	取值范围
S	地表覆盖度	评价地表植被覆盖物对改善降雨对地表影响的程度	B	1~5
	结皮破碎性	评估地表结皮破碎程度及土壤易受侵蚀物质附着程度	F	0~4
	土壤侵蚀类型及严重程度	评估调查区内土壤侵蚀类型及其严重程度	G	1~4
	沉积物覆盖度	评价运移和沉积到调查区的淤积物数量	H	1~4
	土壤抗干扰能力	评估土壤受机械性干扰后土壤剥蚀和迁移的可能性	J	1~5
I,N	多年生植被覆盖度	评估多年生草本植物的“基部盖度”或乔灌木的林冠密度	C	1~4
S,N	隐花植物覆盖度	评估地表隐花植物覆盖度	E	0~4
S,I	崩解试验	评价自然状态土壤快速湿润情况下的稳定性	K	1~4
S,I,N	枯落物覆盖度	评估枯落物的数量、来源和分解程度	D	1~10
I	土壤质地	对地表质土地进行分级用以表征土壤渗透性	Q	1~4
I,N	地表粗糙度	评价地表起伏程度用以表征地表捕获或截留地表可移动资源的能力	T	1~5

注:S:土壤稳定性指标;I:土壤渗透能力指标;N:土壤养分循环指标。

1.4 数据分析方法

1.4.1 景观内异质性指标计算 景观内异质性指标及计算方法:

- 斑块百分比=斑块长度/样线长度
- 非斑块百分比=非斑块长度/样线长度
- 平均斑块长度=斑块总长度/斑块数
- 平均非斑块长度=非斑块总长度/非斑块数
- 平均斑块面积=总斑块面积/斑块数

1.4.2 景观结构特征指数计算 景观结构特征指数包含:斑块面积指标和景观结构指标^[6],计算公式为:

$$A_1=\frac{A_p}{A_m};A_2=\frac{l_p}{l_l} \tag{1}$$

式中:A₁ 表示斑块面积指标;A_p 表示样线所截斑块面积的总和(m²);A_m 表示最大斑块区面积(样线长度×10)(m²);A₂ 表示景观结构指标;l_p 表示样线上所截斑块总长度(m);l_l 表示样线长度(m)。

1.4.3 土壤表层指标计算 土壤表层指标的计算原理如下^[3]:假设某条样线上斑块和非斑块共有 n 种类型,首先计算第 j(1≤j≤n) 种斑块(或非斑块)被样线所截长度之和 l_j 及占样线长度的比例 P_j=l_j/l₁

土壤结构稳定性指标:
$$S_j=\frac{1}{5}\left\{\sum_{i=1}^5\frac{(B_i+D_i+E_i+F_i+G_i+H_i+J_i+K_i)P_j\times100}{40}\right\} \tag{2}$$

渗透性指标:

$$I_j=\frac{1}{5}\left\{\sum_{i=1}^5\frac{(C_i+D_i+J_i+T_i+K_i+Q_i)P_j\times100}{32}\right\} \tag{3}$$

养分循环指标:

$$N_j=\frac{1}{5}\left\{\sum_{i=1}^5\frac{(C_i+D_i+E_i+T_i)P_j\times100}{23}\right\} \tag{4}$$

式中:i 表示第 i 个调查区,取值范围 1~5;分母数字表示分子部分各变量最大理论值之和;

调查区土壤结构稳定性指标 S_a,渗透性指标 I_f 和养分循环指标 N_e 的计算公式分别为:

$$S_a=\sum_{j=1}^nS_j;I_f=\sum_{j=1}^nI_j;N_e=\sum_{j=1}^nN_j \tag{5}$$

最后,将土壤结构稳定性指标、渗透性指标、养分循环指标求和得到反映土壤性能的土壤健康指标。

1.5 数据处理

采用 LFA 专用数据计算程序 LFA Data Entry Software (Version 3.0)^[6] 计算 LFA 相关指标。数据用 SPSS 20.0 软件进行统计分析。

2 结果与分析

2.1 景观内空间异质性分析

本研究中斑块类型为草本、灌丛、枯落物和土壤。草本斑块定义为丛生草本、聚集的单株草本,枯落物斑块定义为落枝、倒木、枯立木、落叶堆,灌丛斑块定

义为丛生、低矮无明显主干的木本植物,土埂斑块定义为地面突起部分(如梯田、鱼鳞坑边缘、台地、水平沟等)。非斑块类型为裸露空地。

退耕中期及退耕后期观类型内斑块空间分布情况具有差异(表 2)。表 2 所示为退耕中期及退耕后期各景观类型斑块、非斑块百分比、平均斑块宽度、总斑块面积和非斑块长度。在退耕中期,人工柠条林斑块百分比最高,人工刺槐林斑块百分比最低,各景观类型斑块所占百分比由大到小顺序为:人工柠条林>撾荒草地>人工侧柏林>人工刺槐林,其中人工刺槐林斑块百分比显著低于人工柠条林及撾荒草地。人工柠条林平均斑块宽度及总斑块面积最大,显著大于人工刺槐林和撾荒草地,人工侧柏林平均斑块宽度及总斑块面积介于人工刺槐林和人工柠条林之间,并与各景观类型差异不显著。平均斑块宽度及总斑块面积由大到小顺序为:人工柠条林>人工侧柏林>人工刺槐林>撾荒草地。撾荒草地非斑块长度最大,人工侧柏林非斑块长最低,显著低于人工刺槐林、人工柠条林及撾荒草地,而人工刺槐林、人工柠条林、撾荒草地非斑块长度之间差异不显著。

在退耕后期,人工柠条林斑块所占百分比、平均斑块宽度、总斑块面积最大。斑块所占百分比及平均总斑块面积由大到小顺序为:人工柠条林>撾荒草

地>人工侧柏林>人工刺槐林。人工柠条林、撾荒草地斑块所占百分比、平均斑块宽度、总斑块面积显著高于人工刺槐林和人工侧柏林。人工柠条林非斑块长度最大,并显著高于其他景观类型。

随着林龄的增大,退耕后期人工刺槐林、人工侧柏林斑块百分比、平均斑块宽度、总斑块面积相比于退耕中期有所减小,而人工柠条林、撾荒草地斑块百分比、平均斑块宽度、总斑块面积有所增加。相比于退耕中期,退耕后期人工刺槐林、人工侧柏林斑块百分比分别减少了 41.35%,50.14%,平均斑块宽度分别减少了 16.52%,43.73%,总斑块面积分别减少了 41.38%,25.55%。退耕后期人工柠条林、撾荒草地斑块百分比分别增加了 31.11%,50%,平均斑块宽度分别增加了 32.67%,115.51%,总斑块面积分别增加了 30.41%,117.14%。

各景观内空间异质性分析得出,退耕中期各景观类型内斑块含量及面积由大到小顺序为:人工柠条林>人工侧柏林>撾荒草地>人工刺槐林。退耕后期各景观类型内斑块含量及面积由大到小顺序为:人工柠条林>撾荒草地>人工侧柏林>人工刺槐林。退耕后期人工刺槐林及人工侧柏林斑块含量及面积相比于退耕中期有所减小,人工柠条林及撾荒草地斑块含量及面积相比于退耕中期有所增加。

表 2 退耕中期各植物群落景观空间特征指标

退耕时期	景观类型	斑块百分比/%	非斑块百分比/%	平均斑块宽度/cm	总斑块面积/m ²	非斑块长度/m
退耕中期	人工刺槐林	20.24±6.17b	79.76±6.17a	39.03±7.54b	5.63±1.69b	1.01±0.04a
	人工侧柏林	33.05±8.28ab	66.95±12.28ab	48.77±6.14ab	8.06±2.84ab	0.88±0.22b
	人工柠条林	46.83±7.11a	53.18±7.11b	58.85±9.37a	12.10±4.97a	1.13±0.10a
	撾荒草地	36.60±6.11a	63.40±6.11b	37.26±7.81b	5.25±2.11b	1.24±0.09a
退耕后期	人工刺槐林	11.87±1.88b	88.14±1.88a	32.58±4.75b	3.30±2.06b	0.90±0.20b
	人工侧柏林	16.48±2.35b	83.52±2.35a	27.44±5.37b	6.01±2.36b	0.84±0.15b
	人工柠条林	61.40±9.09a	38.60±9.09b	78.08±10.61a	15.78±5.41a	1.19±0.71a
	撾荒草地	54.90±8.56a	46.10±8.56b	80.30±9.18a	11.40±4.16a	0.855±0.27b

注:多重比较仅限于同一退耕时期内,同列中不同小写字母表示在 5%水平上差异显著($p<0.05$)。

2.2 景观特征指标和斑块面积指标与林龄回归分析

将 4 个景观类型景观特征指标和斑块面积指标分别与林龄做回归分析,得到相应的拟合曲线(图 1)。人工刺槐林景观特征指数与林龄呈显著负相关($p<0.05$),随着林龄的增加,人工刺槐林斑块长度及数量减少,景观特征指数在 5~20 a 显著降低,20 a 以后趋于稳定。人工侧柏林景观特征指数与林龄呈显著负相关($p<0.05$),随着林龄的增加人工侧柏林斑块持续减少。人工柠条林景观特征指数与林龄呈

显著正相关($p<0.05$),景观特征指数在 0~30 a 显著增加,在 30 a 后波动较小。撾荒草地景观特征指数与林龄之间没有相关性($p=0.1024$)。

由各景观类型斑块面积指标与林龄的关系可以看出,人工刺槐林斑块面积指标与林龄呈极显著负相关($p<0.001$),说明随着林龄的增加人工刺槐林斑块面积呈现显著减小的趋势。人工侧柏林斑块面积指标与林龄呈显著负相关($p<0.05$),随着林龄的增加人工侧柏林斑块面积呈现显著减小的趋势,在 20 a

后趋于稳定。人工柠条林斑块面积指标与林龄呈显著相关($p<0.05$),林下斑块面积随着林龄的增加显著增加。撂荒草地斑块面积指标与林龄之间没有相关性($R^2=0.4234$; $p=0.3304$)。

各景观类型景观特征指标和斑块面积指标变化趋势为:人工刺槐林和人工侧柏林景观特征指标和斑块面积指标随林龄增加显著降低,人工柠条林景观特征指标和斑块面积指标随林龄增加显著增加,撂荒草地景观特征指标和斑块面积指标与林龄之间均没有相关性。

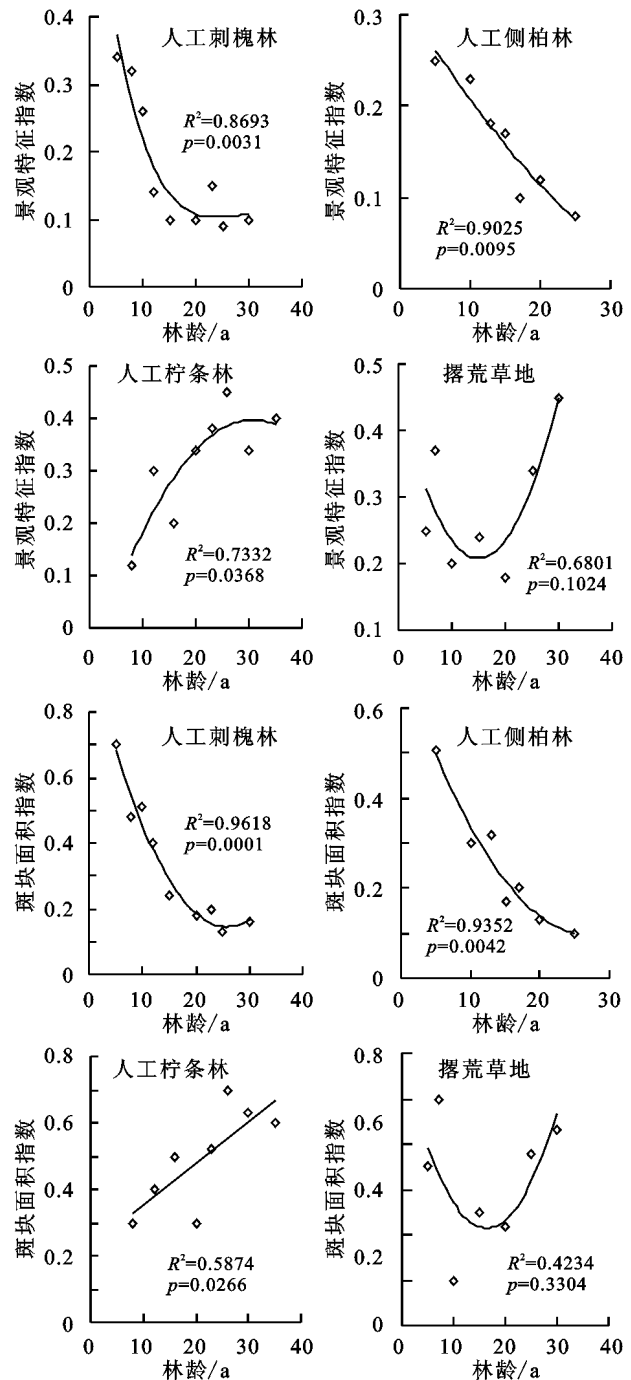


图 1 不同景观类型景观特征指数及斑块面积指数与林龄关系

2.3 土壤表层评价

退耕中期和退耕后期土壤表层评价结果如表 3

所示。在退耕中期,人工刺槐林土壤稳定性最高,撂荒草地土壤稳定性最低并显著低于人工刺槐林、人工侧柏林和人工柠条林。人工柠条林土壤渗透性最高,人工侧柏林土壤渗透性最低,二者差异达显著水平,人工刺槐林和撂荒草地土壤渗透性指标处于人工柠条林和人工侧柏林之间,人工刺槐林和撂荒草地土壤渗透性指标之间差异不显著。人工柠条林土壤养分循环能力最高,显著高于撂荒草地,与人工刺槐林和人工侧柏林差异不显著。

在退耕后期,撂荒草地土壤稳定性最低,且显著低于人工刺槐林、人工侧柏林及人工柠条林,其中人工刺槐林、人工侧柏林和人工柠条林土壤稳定性之间差异不显著。撂荒草地土壤渗透能力最低,并且显著低于人工刺槐林、人工柠条林,其中人工刺槐林、人工侧柏林及人工柠条林土壤渗透能力差异不显著。在退耕后期,人工柠条林养分循环指标最高,撂荒草地土壤养分循环指标最低,4 个景观类型退耕后期土壤养分循环指标之间差异不显著。

与退耕中期相比,人工刺槐林、人工侧柏林和撂荒草地退耕后期土壤性能均有所增加。退耕后期人工刺槐林、人工侧柏林和撂荒草地土壤健康指标分别比退耕中期增加了 5.89%,8.25%,2.7%,3.97%。

由各景观类型土壤表层评价得出,土壤退耕中期和退耕后期各景观类型土壤性能指标由大到小顺序均为:人工柠条林>人工刺槐林>人工侧柏林>撂荒草地。

2.4 不同景观类型土壤性能与林龄回归分析

将各林龄土壤健康指标与林龄之间做回归分析,结果如图 2。人工刺槐林土壤健康指标(y)与林龄(x)之间回归方程为: $y=0.0028x^3-0.0491x^2-0.3159x+115.27(R^2=0.79, p=0.03)$ 。随着林龄的增加,人工刺槐林土壤性能呈现先减小后增大的趋势。人工刺槐林土壤健康指标在 5~15 a 林龄随着林龄的增加逐渐减小,在 15 a 林龄达到最低值,人工刺槐林土壤健康指标在 15 a 林龄之后逐渐增大,25 a 林龄之后高于其余景观类型。

人工侧柏林土壤健康指标(y)与林龄(x)之间回归方程为: $y=0.0165x^3-0.619x^2+5.6583x+96.708(R^2=0.34, p=0.60)$ 。在 5~20 a 林龄人工侧柏林土壤性能随林龄的增加逐渐减小,20 a 林龄达到最低值,在 25 a 林龄之后逐渐增大。

人工柠条林土壤健康指标(y)与林龄(x)之间回归方程为: $y=0.0062x^3-0.4035x^2+7.9773x+72.728(R^2=0.90, p=0.01)$ 。在 5~10a 林龄人工柠条林土壤性能随林龄呈 S 型增加趋势,在 15a 林龄

以后趋于稳定。

撂荒草地林土壤健康指标(y)与撂荒年限(x)之间回归方程为: $y=-0.0025x^3+0.1095x^2-0.8789x+88.471(R^2=0.56,p=0.29)$ 。撂荒草地土壤性能随撂荒时间增加呈 S 型缓慢增加趋势,撂荒 10a 土壤性能最低,撂荒 10~25 a 土壤性能随着撂荒年限

呈逐渐增加的趋势,并在撂荒 25 a 时达到最大值,撂荒 25 a 之后撂荒草地土壤性能随撂荒时间增加呈下降趋势。

由回归分析得出,各景观类型土壤健康指标随林龄变化均呈现增加趋势,其中人工刺槐林增加趋势最为明显。

表 3 退耕中期各植物群落土壤指标

退耕时期	景观类型	土壤稳定性指标 S_e	渗透性指标 I_f	养分循环指标 N_e	土壤健康指标
退耕中期	人工刺槐林	47.00±6.27a	40.17±4.60ab	23.69±7.67ab	110.86±6.67ab
	人工侧柏林	42.13±1.68ab	34.57±9.49b	23.57±7.12ab	100.27±6.85b
	人工柠条林	45.47±5.82ab	41.23±5.05a	30.98±7.57a	117.68±2.51a
	撂荒草地	36.82±1.23b	34.13±7.32ab	19.55±4.59b	90.50±5.35c
退耕后期	人工刺槐林	48.97±3.58a	43.26±5.01a	25.17±6.69a	117.40±7.72a
	人工侧柏林	43.90±1.26a	39.78±4.67ab	24.87±6.16a	108.55±8.34ab
	人工柠条林	46.76±3.05a	45.93±1.92a	28.17±1.40a	120.86±1.74a
	撂荒草地	36.53±1.97b	34.32±2.66b	23.25±0.92a	94.10±2.37b

注:多重比较仅限于同一退耕时期内,同列中不同小写字母表示在 5%水平上差异显著($p<0.05$)。

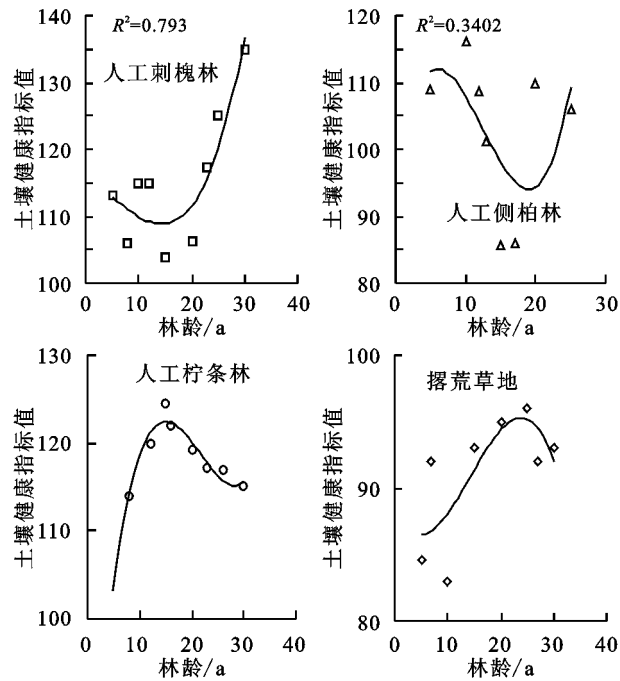


图 2 不同景观类型土壤健康指标与林龄关系

3 讨论

3.1 不同植被类型斑块异质性

景观特征指标、斑块面积指标、平均斑块宽度能够表征林下植被覆盖度大小及林下植被的分布特征。不同景观类型中斑块特性和分布反映了资源调节物质的空间分布,也能够反映景观内部空间分布对资源保护的能力。斑块所占样地区域面积越大,斑块面积越大,说明景观能够更好地拦蓄地表径流物质,从而使得营养物质保留在景观内部,对土壤性能起到改善作用。林下灌草植物的分布受到林下光照状况、林分

类型、林分密度、林分发育程度及林龄等因素的影响,其中光照起到主要作用,林分内部光照的改变影响林下植被种类、数量和生物量的分布^[7]。本研究中,由于刺槐在对光照的竞争中处于优势,导致人工刺槐林景观内灌草植被盖度低,使得斑块变小,景观特征指数降低。由于侧柏林营林密度较小,侧柏株高较短^[8],难以在光照方面对林下灌草形成竞争,导致林下草本覆盖度较高,使得斑块百分比较人工刺槐林大。人工柠条林景观内斑块类型多为灌木,能够形成大片的斑块群,景观特征指标、平均斑块宽度、斑块面积指标较高。随着林龄的增加,在退耕后期,两个乔木景观类型人工刺槐林及人工侧柏林郁闭度增加,林下灌草植被覆盖度因光照受到抑制而减小。人工柠条林及撂荒草地随着演替的进行,群落密度及物种丰富度增加^[9],进而景观特征指标、平均斑块宽度、斑块面积指标增加。平均非斑块长度能够反映景观内斑块的离散程度,平均非斑块长度越大,斑块之间越分散,越难发挥其功能^[9]。本研究中,由于种间竞争,人工刺槐林、人工侧柏林景观内植被分布更加分散,导致斑块密度降低,非斑块数量增加,斑块之间被短而多的非斑块相隔,使其较难发挥其功能。人工柠条林及撂荒草地随着自然演替的进行,物种丰富度及多样性增加^[10],斑块数量及面积增大,裸地非斑块减少,进而使平均非斑块长度显著降低。

3.2 不同景观类型土壤表层评价

3.2.1 土壤稳定性评价 LFA 方法中,土壤稳定性受到多方面因素影响。研究表明,不同的斑块类型均

能够改善景观内土壤稳定性^[11]。枯落物可以改善群落内水文过程,防止地表径流冲刷,还可使地表免遭雨滴直接打击而引起的溅蚀从而增加土壤稳定性^[12]。生物结皮可以通过菌丝和微生物分泌物的固持作用增强土壤稳定性^[13]。隐花植物覆盖度和土壤侵蚀之间有极显著负相关性,并且能够使得土壤免于降水侵蚀^[14]。地表粗糙度对土壤稳定性的影响主要表现为地表的起伏可以拦蓄降雨、径流从而改变土壤含水量。本研究中,人工刺槐林及人工柠条林景观类型中植被覆盖度、枯落物覆盖度及厚度大,地表结皮破碎程度小,地表覆盖地衣苔藓等隐花植物,从而减小径流量及土壤表层水分蒸发,林下层湿度较大,土壤稳定性较高。人工侧柏林虽然有较大的植被覆盖度,但是土壤表层覆盖少量隐花植物,林下斑块密度低,地表结皮有较大面积破碎,使得枯落物易流失,土壤稳定性较低。然而由于人工侧柏林景观内具有较多水平沟、鱼鳞坑等人工措施,减少了土壤水分的流失,一定程度上维持了其土壤稳定性。撂荒草地虽然有较大植被覆盖度,但是由于草本植物对光照的遮蔽性不强,同时黄土高原地区日间辐射量大、温度高,使得土壤蒸散发量大,导致地表几乎没有隐花植物覆盖,地表结皮破碎性高,土壤稳定性偏低,表现为土壤对降水和径流侵蚀抵抗力较低,对水分保持能力较差。

3.2.2 土壤渗透能力评价 土壤渗透能力是土壤重要的物理性质,是评价土壤水分调节能力和涵养水源的重要指标,同时也是影响土壤侵蚀的重要因素。在LFA方法中,对土壤渗透性指标大小影响的因素为植被盖度、枯落物盖度及厚度、地表粗糙度、土壤抗干扰能力、土壤崩解性、土壤类型。有研究表明,植被的覆盖能够增加地表粗糙度,改善土壤的孔隙状况^[15]。枯落物的性质和厚度能够使土壤有更大的孔隙率和持水力,从而改善土壤渗透能力^[12]。本研究中,研究区土壤类型均属于黄绵土,疏松多孔,渗透性较强,在对土壤质地评分中均为3分。人工刺槐林及人工柠条林景观类型中枯落物覆盖度及厚度大,地表粗糙度评分取值范围为3~4,地表具有中度起伏,土壤抗干扰能力较强,表现为地表有自然结皮,硬度适中,需要用塑料或金属仪器刺穿或打碎表面,结皮下层粘合在一起^[6],土壤崩解试验中表现为中度稳定或非常稳定。人工侧柏林景观内非斑块百分比大,裸地面积大,裸地的渗透性能较植被覆盖土地渗透性能差^[16],同时,由于斑块分布分散,导致枯落物流失,抗干扰能力较差,地表土层易碎^[6],土壤崩解性差,在土壤崩解

试验中表现为不适用或不稳定,土壤渗透能力低。撂荒草地在撂荒前由于耕种使得土壤中植物根系少,土壤板结严重,造成土壤容重和孔隙度状况差。同时,由于撂荒草地非斑块百分比大,使得枯落物流失严重,加之土壤崩解性较差,使得其土壤渗透能力最低。随着林龄的增加,各景观类型内枯落物积累增多,有机质含量增加,林地根系逐渐发达,增加了土壤通透性,使得土壤渗透能力增加。

3.2.3 土壤养分循环能力评价 土壤养分循环能力反映了生态系统内物质循环的程度,决定生态系统的健康与稳定。LFA方法中,土壤养分循环能力受植被覆盖度、枯落物覆盖度及厚度、隐花植物盖度、地表粗糙度4项指标影响。景观内斑块所占百分比与土壤养分循环能力密切相关,斑块百分比越大,景观内的物种生物量越高,地上生物量和土壤养分循环呈显著正相关^[17]。凋落物的数量和质量影响着凋落物中养分,进而影响土壤微生物活动及土壤有机质的周转^[18]。隐花植物如地衣、苔藓等能够增加群落的固碳能力^[14]。本研究中,人工刺槐林及人工柠条林景观内枯落物盖度及厚度大,隐花植物覆盖度较高^[19],同时,由于刺槐及柠条均属于豆科固氮植物,有研究表明,群落中的豆科植物能够显著增加土壤微生物数量,改善土壤养分循环能力^[20]。侧柏林虽然斑块密度较小,但是由于鱼鳞坑、梯田、水平沟的存在,使得地表起伏度较大,径流、营养物质能够被截留在群落内部,增加了养分循环能力。撂荒草地地表粗糙度低,没有隐花植物覆盖,加之草本根系不发达^[9],径流物质及营养物质易流失,导致其土壤养分循环能力低。撂荒草地土壤养分循环能力在退耕后期阶段有一定增加,主要原因是撂荒草地随着撂荒年限的增加,群落物种多样性增加^[10],增加了对径流物质的拦蓄,但仍处于较低水平。

4 结论

陕北黄土丘陵区4种人工林景观类型随着退耕年限变化景观内部结构及土壤性能有显著变化。不同景观类型中斑块分布差异明显,随着林龄增加,人工刺槐林、人工侧柏林景观内斑块含量显著降低,人工柠条林、撂荒草地斑块含量增加。人工柠条林、人工刺槐林郁闭度大,林下枯落物、隐花植物覆盖度高,地表起伏度大,土壤性能最高,有较高水土保持功能。人工侧柏林景观内斑块分布分散,隐花植物及枯落物覆盖度较小,水土保持作用不明显。撂荒草地由于缺

乏管理,景观内物质流失严重,导致土壤性能较低。从长远角度分析,人工刺槐林能够显著提高土壤性能,可在退耕中期阶段对人工刺槐林采取间伐等措施增加林下物种丰富度,进一步增强土壤性能。人工侧柏林内可适当采取混合种植灌木和其他乔木的方式提高土壤性能。人工柠条林在退耕前期能够快速提高土壤性能,在中后期可人为改善群落结构增加物种多样性进而改善土壤性能。撂荒草地对土壤性能的改善作用较低且缓慢,可通过人为干扰(如补植等)措施加速演替,进而加速提升土壤性能。综上,刺槐及柠条作为黄土丘陵区退耕还林主要种植物种,其土壤性能指标明显高于人工侧柏林及撂荒草地,能够有效减少水土流失,改善生态环境。LFA方法可以较好且较全面地对黄土丘陵区植被景观功能及土壤性能进行评价,可以作为一种工具应用于退耕还林工程中不同景观类型的生态功能及水土保持效益评价和监测,为退耕还林植被景观评价提供理论支持。

参考文献:

- [1] Forouzeh M R, Sharafatmandrad M. The effect of water spreading system on the functionality of rangeland ecosystems[J]. *Journal of Arid Land*, 2012,4(3):292-299.
- [2] Maestre, Fernando T, Puche, et al. Indices based on surface indicators predict soil functioning in Mediterranean semi-arid steppes[J]. *Applied Soil Ecology*, 2009,41(3):342-350.
- [3] Walt L V D, Cilliers S S, Kellner K, et al. Landscape functionality of plant communities in the Impala Platinum mining area, Rustenburg[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012,113(2):103-116.
- [4] 任仙,王浮霞,谷建才. 冀北山区不同土地利用类型景观功能评价[J]. *河北林果研究*, 2014,29(2):115-120.
- [5] 武秀娟,李新平. LFA方法在退耕后植被景观功能评价中的应用[J]. *山西林业科技*, 2012,41(4):1-3,19.
- [6] Tongway D J, Hindley N L. Landscape function analysis manual: procedures for monitoring and assessing landscapes with special reference to minesites and rangelands[M]. Canberra, Australia:CSIRO Sustainable Ecosystems, 2004.
- [7] Rankin W T, Tramer E J. Understory succession and the gap regeneration cycle in a *Tsuga canadensis* forest[J]. *Canadian Journal of Forest Research*, 2002,32(1):16-23.
- [8] 王玉. 黄土高原半干旱区人工林群落物种多样性研究[D]. 北京:北京林业大学,2008.
- [9] 杨丽霞,陈少锋,安娟娟,等. 陕北黄土丘陵区不同植被类型群落多样性与土壤有机质、全氮关系研究[J]. *草地学报*, 2014,22(2):291-298.
- [10] 杜峰,山仑,梁宗锁. 陕北黄土丘陵区撂荒演替研究——群落组成与结构分析[J]. *草地学报*, 2005,13(2):140-143,158.
- [11] Yao S, Qin J, Peng X, et al. The effects of vegetation on restoration of physical stability of a severely degraded soil in China[J]. *Ecological Engineering*, 2009,35(5):723-734.
- [12] 胡静霞,杨新兵,朱辰光,等. 冀西北地区4种纯林枯落物及土壤水文效应[J]. *水土保持研究*, 2017,24(4):304-310.
- [13] Patrick E. Researching crusting soils: themes, trends, recent developments and implications for managing soil and water resources in dry areas[J]. *Progress in Physical Geography*, 2002,26(3):442-461.
- [14] 李守中,肖洪浪,李新荣,等. 干旱、半干旱地区微生物结皮土壤水文学的研究进展[J]. *中国沙漠*, 2004,24(4):122-128.
- [15] 赵世伟,赵勇钢,吴金水. 黄土高原植被演替下土壤孔隙的定量分析[J]. *中国科学:地球科学*, 2010,40(2):223-231.
- [16] 赵洋毅,王玉杰,王云琦,等. 渝北水源区水源涵养林构建模式对土壤渗透性的影响[J]. *生态学报*, 2010,30(15):4162-4172.
- [17] ángeles G. Mayor, Bautista S. Multi-scale evaluation of soil functional indicators for the assessment of water and soil retention in Mediterranean semiarid landscapes[J]. *Ecological Indicators*, 2012,20(9):332-336.
- [18] Grime J P. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties[M]. Chichester, UK:John Wiley & Sons, 2006.
- [19] 张振国,黄建成,焦菊英,等. 安塞黄土丘陵沟壑区退耕地植物群落土壤抗蚀性分析[J]. *水土保持研究*, 2008,15(1):28-31.
- [20] Spehn E M, Joshi J, Schmid B, et al. Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems[J]. *Plant and Soil*, 2000,224(2):217-230.