陕北黄土丘陵区撂荒草地群落生物量及植被土壤养分效应

杜 峰, 梁宗锁*, 徐学选, 山 仑, 张兴昌

西北农林科技大学, 中国科学院水利部水土保持所, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨陵 712100)

摘要: 为了明确植被演替过程中植被与土壤的互动效应, 为植被恢复提供依据。根据陕北黄土丘陵区 36 块不同年限 (时间尺度为 2 ~ 45a) 的撂荒样地地上生物量、土壤养分和水分的测定结果, 及 4 块典型撂荒群落样地地上/地下生物量, 7 种撂荒群落主要植物生长特性的测定, 分析了撂荒演替过程中群落生物量与土壤养分的变化过程、趋势及其相互关系, 进而探讨了撂荒演替过程中群落生物量对土壤养分的作用效应, 并利用多元回归和通径分析法分析了土壤养分对群落生物量的作用。结果表明: (1) 除速效磷外, 撂荒演替过程中群落地上生物量和土壤有机质、全氮、全磷、全钾、NO_3-N、NH_4-N 和速效钾都呈先减少后增加的趋势, 步调基本一致。(2) 从撂荒年限与土壤养分的相关性来看, 0 ~ 20cm 土壤有机质含量、速效磷含量和 0 ~ 20、20 ~ 40cm 土壤层 NO_3-N 含量与撂荒年限相关显著, 说明演替过程中有机质、速效磷和 NO_3-N 有较为明显的植被土壤效应, 而其它土壤养分与撂荒年限相关不显著, 不能排除演替初始条件和植物暂时固定的影响; 从群落生物量与土壤养分的相关性来看, 群落生物量对土壤有机质、全氮、磷、钾、NO_3-N、速效钾和速效磷含量具有正效应, 而对 NH_4-N 具有负效应, 但都不显著。(3) 通径分析说明撂荒年限、土壤全氮、全钾、速效钾和土壤水分变异量对生物量表现为正的直接作用, 其中以撂荒年限和土壤水分波动量作用较大, 土壤养分对群落地上生物量的作用以土壤全氮最大, 全钾和速效钾影响较小; 演替过程中群落地上生物量的变化主要是由于植被盖度和群落组成种的生态学特性造成的 (撂荒年限较大的直接作用), 其次是由于撂荒演替过程中土壤水分的波动造成的 (撂荒年限通过土壤水分的间接负作用)。(4) 随着土层深度的加深植物根系生物量呈幂函数递减过程, 演替后期群落根冠比有增加的趋势, 演替后期序列种根冠比和根长也有增加的趋势, 这些在一定程度上会影响到生物量积累和有机质分解等, 进而会影响到植被土壤效应。

关键词: 黄土丘陵区; 撂荒演替; 群落生物量; 植被土壤养分效应

文章编号: 1000-0933 (2007) 05-1673-11 **中图分类号**: Q145, Q948, S812 **文献标识码**: A

The community biomass of abandoned farmland and its effects on soil nutrition in the Loess Hilly Region of Northern Shaanxi, China

DU Feng, LIANG Zong-Suo*, XU Xue-Xuan, SHAN Lun, ZHANG Xing-Chang

Northwest Sci-tech University of Agriculture and Forestry; Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences, Ministry of Water Resources; State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Yangling, Shaanxi Province 712100, *China*

***Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (5): 1673 ~ 1683.**

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (903020057); 中国科学院西部行动计划资助项目 (KZCX2-XB2-05); 国家教育部新世纪优秀人才支持计划资助项目; 中国科学院 "西部之光" 资助项目; 中国科学院水利部水土保持研究所领域前沿资助项目

收稿日期: 2006-03-07; **修订日期**: 2006-09-11

作者简介: 杜峰 (971 ~), 男, 内蒙丰镇人, 博士, 主要从事群落、种群生态及植被恢复生态研究. E-mail: dufeng@ms.iswc.ac.cn

* **通讯作者** Corresponding author. E-mial: liangzs@ms.iswc.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 903020057); Western function program of CAS (No. KZCX2-XB2-05); Elitist Supporting Program of Chinese Ministry of Education; "Western light" program of CAS; Field innovation program of Institute of Soil and Water Conservation, CAS, MWR

Received date: 2006-03-07; **Accepted date**: 2006-09-11

Biography: DU Feng, Ph. D., mainly engaged in community, population ecology, and vegetation restoration ecology. E-mail: dufeng@ms.iswc.ac.cn

Abstract: In order to provide some basic foundation with revegetation, we need to deepen our understanding on the interactive effects of vegetation and soil. In this article, aboveground biomass, soil nutrition and moisture of 36 old-fields with different abandonment ages (from 2 to 45 years after abandonment), aboveground biomass of 4 typical old-fields, and growth characteristics of 7 predominant old-field species were measured. Changing pace, trend and relationship of community aboveground biomass and soil nutrition during secondary succession were evaluated; effects of soil nutrition on community aboveground biomass were analyzed using multianalysis and pathway analysis, and effects of aboveground biomass on soil nutrition were further discussed. The results show that: (1) Soil nutrition, including organic matter, total nitrogen, total phosphorus, total potassium, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, and active phosphorus, active potassium have the same changing pace and trends as the aboveground biomass does in the process of secondary succession, both decreased in earlier abandonment stage of succession, then increased subsequently. (2) If offered from the correlation of soil nutrients and abandonment ages, effects of vegetation on 0 – 20 cm organic matter, active phosphorus, 0 – 20 cm and 20 – 40 cm nitrate nitrogen nutrition are significant, while deduced from the correlation of soil nutrition and aboveground biomass, no significant effects were observed. Hereinbefore, aboveground biomass account for only a part of vegetation-soil nutrition effects. The effects of biomass to organic matter, total nitrogen, total phosphorous, total potassium, nitrate nitrogen, active potassium and phosphorous are positive, ammonium nitrogen is negative. (3) Abandonment ages, total nitrogen, total potassium, active potassium and soil moisture fluctuation have direct positive effects on the aboveground biomass of old-field communities, abandonment and soil moisture fluctuation have more lager effects. Each ingredient of soil nutrition has relative small effect, among them total nitrogen have larger effects than total and active potassium. The changes of aboveground biomass of old-field communities during succession are caused mainly by the changes of coverage and ecological characteristics of community species (the relatively larger direct effects of abandonment ages), and secondly by the soil moisture fluctuation (the relative smaller indirect effect of abandonment ages through soil moisture). (4) As a dependent variable, underground biomass approach power function of soil depth, declines in deeper layer. The root shoot ration of community tends to increase in later succession stages, later sere species also have increasing tendency. These will influence the accumulation of biomass and decomposition of organic matter, and the vegetation-soil effects may be different.

Key Words: loess hilly region; secondary succession of old-fields; communities biomass; vegetation-soil effects

在土壤植被系统中,土壤和植被具有互动效应,土壤为植物生长提供水分和矿质营养,其含量不仅影响植物的个体发育,更进一步决定着植物群落的类型、分布和动态,特别是在黄土高原,因其特殊而深厚的黄土母质和较为严重的水土流失等原因,土壤持、保水性能差,土壤养分含量低,因而土壤水分、养分是植被恢复与建设的主要限制因子[1~4];而植被对土壤养分产生生态效应,特别是植被在恢复或退化过程中对土壤养分的生态效应引起了一些研究者的关注[1,5~9]。植被对土壤养分的生态效应是由于植物的吸收与固定、群落生物量的积累与分解等,使得土壤养分在时间和空间尺度上出现了各种动态变化过程,因此植被的土壤养分效应与植物群落的地上、地下生物量的大小、保存率和周转率等是分不开的。土壤-植被的互动效应决定了土壤与植被总是处在不断的演化与发展之中,有研究表明植被恢复过程中土壤养分和有机质等含量有所提高[10~13],而土壤养分的改善也会促进植被的恢复[4,15]。但不同类型、不同演替阶段的植被因其生物量形成、积累与分解速率不同,因此其对土壤养分的生态效应也就各有特点。本文通过研究陕北黄土丘陵区撂荒群落生物量和土壤养分的变化过程及其相互有关系,探讨植被生物量对土壤养分的生态效应,有助于揭示植被恢复过程中土壤-植物系统中的养分循环特点,可为植被恢复和制定提高植被生产力,保持土壤肥力的措施提供基础依据。

1 材料与方法

1.1 样地自然概况

样地位于陕北黄土高原丘陵沟壑区的安塞县高桥乡(地理位置),年均日照时数 2300 ~ 2570 h,年均降水

量 490.5 ~ 663.3 mm,干燥度 1.2,年均气温 7.7 ~ 10.6℃,无霜期 157 d,≥10℃年积温 3170.3℃。黄绵土,轻壤。

地带性植被为森林草原,调查地区草本建群种有白羊草(*Bothriochloa ischaemum*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza dahurica*)、铁杆蒿(*Artemisia sacrorum*)、茭蒿(*Artemisia giraldii*)、硬质早熟禾(*Poa sphondylodes*)和长芒草(*Stipa bungeana*)等。

1.2　研究方法

在野外全面踏查的基础上,根据植物群落组成、结构和对当地居民的访问调查结果,选定无人为干扰或人为干扰较少的不同撂荒年限样地共 36 块进行地上生物量、土壤水分和养分测定,选择其中 4 块典型撂荒群落进行根系生物量测定,4 块典型群落样地分别为猪毛蒿、茭蒿 + 铁杆蒿、达乌里胡枝子和白羊草群落(表 1)。同时进行了撂荒群落主要植物地上/地下生物量及根冠比的测定。

表 1　4 种典型撂荒群落样地概况

Table 1　Summary of four typical old-field communities

群落类型 Community	猪毛蒿 *Artemisia scoparia*	茭蒿 + 铁杆蒿 *Artemisia giraldii* + *Artemisia sacrorum*	达乌里胡枝子 *Lespedeza dahurica*	白羊草 *Bothriochloa ischaemum*
撂荒年限 Ages	3	6	20	30
全氮 Total nitrogen (%)	0.034	0.027	0.031	0.081
全磷 Total phosphorus (%)	0.063	0.042	0.058	0.058
全钾 Total kalium (%)	1.86	1.63	1.74	1.72
NO_3-N (mg/kg)	3.51	2.79	3.62	4.64
Ammonium nitrogen (mg/kg)	9.91	10.24	13.19	9.71
速效磷 Active phosphorus (mg/kg)	4.76	2.35	1.65	2.42
速效钾 Active kalium (mg/kg)	95.2	63.3	101.6	136.2
平均土壤含水量 Mean soil moisture (mg/kg)	14.08	10.09	8.69	5.81

在 2003 和 2005 年的 6 ~ 9 月份进行了群落地上生物量的测定,每块样地每月取 2 个典型样方(1m × 1m),每个样地每年调查 8 个样方,齐地刈割后称鲜重,然后取其平均值。

土壤水分采用"土钻 + 烘干法"进行了生长季的全年测定。测定时间为 2003 年 3 月下旬到 11 上旬,每隔 15d 左右测定 1 次,取土间隔 20cm,测深 300cm,重复两次,每样地全年共测定 32 次。

植物群落根系生物量测定同样采用土钻法测定,土钻为根系专用土钻,钻头直径 10cm,长 15cm。在群落地上生物量最大时测定地下生物量[6],测定时间为 2005 年 8 月份植物生长旺季。在 4 块典型群落样地中沿"S"形设置 5 个生物量测定样方,先进行地上生物量测定,然后在每个样方中间使用土钻取土,取土深度以肉眼观察不到植物根系为止,土样过筛后,用清水漂洗干净,105℃杀青 5min,在 65℃下烘干后用感量为 0.001g 的天平称重。

同时还进行了 7 种撂荒群落主要植物个体根系生物量和根冠比的测定,于 2005 年 4 月初植物返青后,每种测定对象选定 6 ~ 12 株大小不一的个体,将其周围 150cm 以内的植物手工去除,以免根系混杂,于生长旺季(8 月初)测定植株地上生物量,然后以植株为中心挖取大小约为 100cm × 100cm × 100cm 的土体,水洗后烘干称重。7 种撂荒群落主要植物中属于演替前期种的有猪毛蒿(*Artemisia scopariat*)、阿尔泰狗娃花(*Heteropappus altaicus*),演替中期种的长芒草、茭蒿和铁杆蒿,属于演替后期种的有达乌里胡枝子和白羊草。

撂荒群落土壤养分在 2003 年生长期末按"S"形分 0 ~ 20 cm 和 20 ~ 40 cm 两层,每层取土样 6 个。测定项目有:全氮、磷、钾、NO_3-N、NH_4-N、速效磷和速效钾。测定方法:全氮-凯氏法;NO_3-N-氮试剂重量法;NH_4-N-蒸溜后滴定法;速效磷-$NaHCO_3$法;速效钾-NH_4OAc 法 + 火焰光度法。

1.3　数据处理

由于群落生物量是土壤水分、养分等各种立地条件综合作用的结果,因此本文利用多元逐步回归和通径

分析法对撂荒群落地上生物量与撂荒年限、土壤水分和养分等立地条件的关系进行了分析,以比较各因素对群落地上生物量作用的大小。其中土壤养分使用 20 ~ 40cm 测定值,土壤水分采用称重法使用根系层(60 ~ 80cm)全年平均含水量、低水期含水量和全年土壤水分波动量 3 个因素来进行拟合分析[7],土壤水分波动量用全年土壤水分 32 次测定值的标准差表示。该值主要与降雨入渗和植物吸收有关,对于特定土质、土层而言,该值越大,说明植物利用水分越多[7,19],低水期含水量为 9 月 25 日测定值。多元分析使用 DPS 数据处理系统[9]。

2 结果与分析

2.1 农田撂荒后群落地上生物量及土壤养分变化规律

撂荒演替过程中由于植物群落类型的变化[20,21]和养分环境等的变化(图 1),撂荒群落的地上生物量呈现有规则的变化规律(图 2)。撂荒初期地上生物量较高,以 2003 年为例,撂荒 2a 群落的地上生物量为 312 g/m^2,然后开始下降,撂荒 5 ~ 7a 时群落地上生物量最低,为 62.02 ~ 75.22 g/m^2,然后再增加,撂荒 7 ~ 15a,平地上生物量为 124.96 g/m^2,16 ~ 30a 为 202.33 g/m^2,>30 年为 348.97 g/m^2。2005 年撂荒群落地上生物量的变化趋势与 2003 年基本相同,也是表现为先减少后增加的趋势,且在撂荒 6a 左右生物量最低(图 2)。这是因为:撂荒初期为 1、2 年生杂类草群落、优势种主要有猪毛蒿和狗尾草,生长快、生物量较高,随着演替的进行,撂荒后 6a 左右,1 年生杂类草群落逐渐为丛生禾草群落代替,生物量下降,此时由于撂荒初期农田中的土壤养分为 1 年生杂类草吸收固定,且撂荒初期较低的植被覆盖度使得土壤水分消耗较多、养分流失,生物量为整个演替过程中最低,再以后,丛生禾草群落为多年生草本群落、短根茎禾草和小灌木群落代替[21],生物量又呈增加趋势。

撂荒演替过程中土壤养分也表现为有规律的变化,除速效磷外,土壤全氮、磷、钾和速效钾、NO_3-N、NH_4-N 的变化趋势与撂荒群落的地上生物量基本相同(图 1,图 2),步调基本一致,都呈先减少后增加的趋势,撂荒 6a 左右后最低,然后又升高。撂荒早期 6a 内,全氮、全磷、全钾和速效钾含量呈持续下降趋势,0 ~ 20cm 土壤层的每克干土每年平均减少量分别为:3.35、6.10、68.50mg 和 0.010mg,20 ~ 40cm 土壤层分别为:1.15、4.90、60.00mg 和 0.045mg,比较发现,撂荒演替早期表

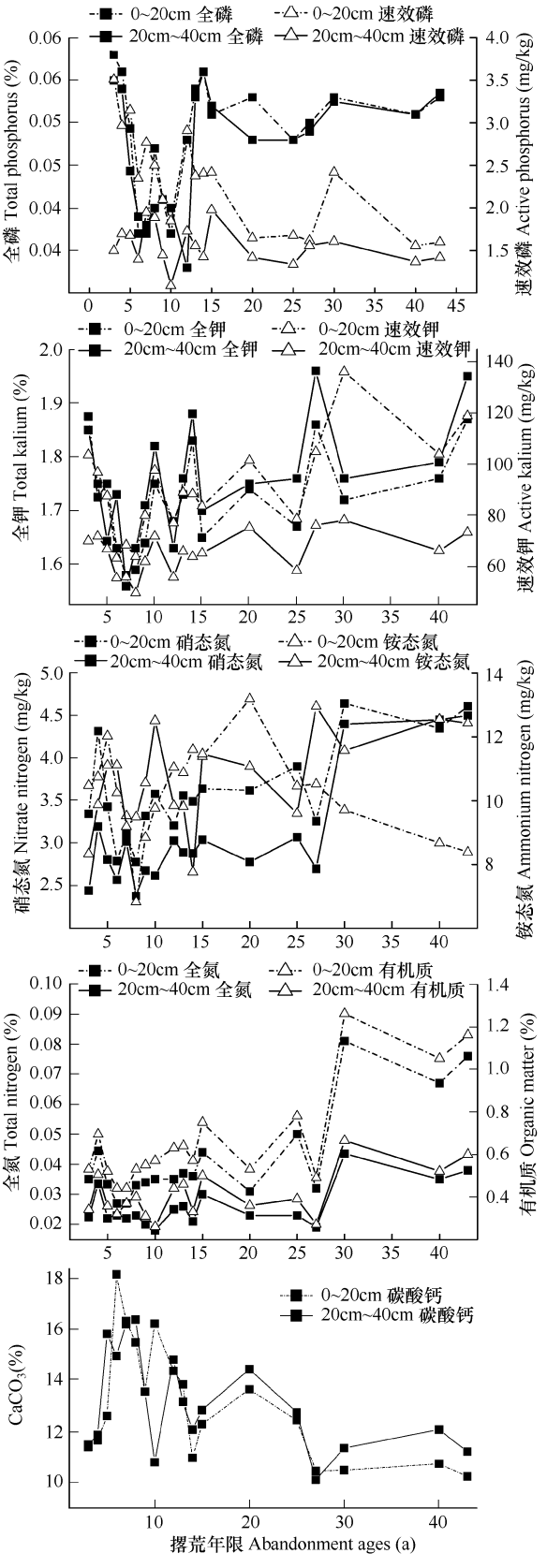

图 1 不同年限撂荒群落 0 ~ 20cm 和 20 ~ 40cm 土壤养分和碳酸钙含量

Fig. 1 Soil nutrition and carbon calcium of old-field communities with different abandonment ages

层 0 ~ 20cm 土壤的这几种养分含量其减少速度都大于亚表层(20 ~ 40cm),分别为亚表层减少速度的 2.91、1.24、1.14 倍和 2.22 倍,可见全氮和速效钾表层下降更快。

撂荒 6a 后,随着生物量的持续增加,有机质积累越来越多,矿化作用和表层富积作用越来越快,且植被盖度较大,流失减慢,而导致土壤养分又呈增加趋势。地上生物量与部分土壤养分这种步调基本一致的变化趋势说明:撂荒群落土壤养分的这种变化与演替各阶段群落生物量的吸收、固定和积累有关,是影响土壤养分状况的几个过程综合作用的结果。从撂荒年限与土壤养分及 $CaCO_3$ 含量的非参数相关性来看(表 2),随着撂荒年限的增加,0 ~ 20、20 ~ 40cm 土壤有机质、全氮、速效氮(包括 NO_3-N、NH_4-N)、全磷和全钾、速效钾在整个演替阶段都呈增加的趋势,与撂荒年限相关系数都为正值,其中 0 ~ 20cm 土壤有机质含量,0 ~ 20、20 ~ 40cm 土壤层 NO_3-N 含量与撂荒年限相关显著。相反速效磷和 $CaCO_3$ 含量总体上却呈下降趋势,0 ~ 20cm 土壤层速效磷含量与撂荒年限相关极显著。但不同深度土壤养分增加幅度及与撂荒年限相关性不同,表层 0 ~ 20cm 土壤有机质、全氮和速效钾含量增加较 20 ~ 40cm 快,与撂荒年限相关性更大,而全钾和 NH_4-N 含量 20 ~ 40cm 增加较表层 0 ~ 20cm 快,NO_3-N 和全磷含量在 0 ~ 20cm 和 20 ~ 40cm 增加幅度基本相同,$CaCO_3$ 和速效磷含量 0 ~ 20cm 比 20 ~ 40cm 层减少快,与撂荒年限的负相关性更大。

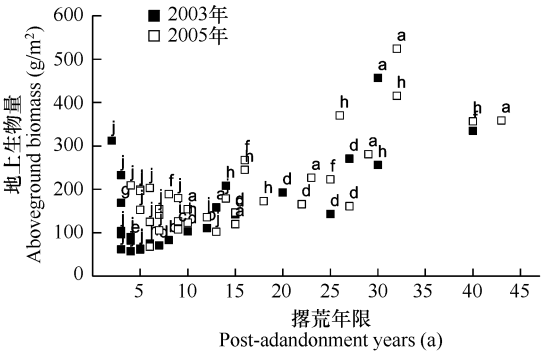

图 2　不同年限撂荒群落地上生物量

Fig. 2　Aboveground biomass of old-field communities with different abandonment ages

表 2　不同深度土壤养分及 $CaCO_3$ 含量与撂荒年限相关性(Kendall's tau_b)

Table 2　Nonparametric correlation of abandonment ages and soil nutrition and calcium carbonate in different layers

土壤养分 Soil nutrition	0 ~ 20cm		20 ~ 40cm	
	R	*P*	*R*	*P*
全磷 Total phosphorus (%)	0.11	0.58	0.11	0.59
全氮 Total nitrogen (%)	0.36	0.07	0.18	0.37
有机质 Organic matter (%)	0.43	0.03	0.22	0.26
全钾 Total Kalcium (%)	0.17	0.37	0.25	0.20
速效钾 Active kailcium (mg/kg)	0.35	0.07	0.22	0.26
NO_3-N (mg/kg)	0.41	0.03	0.39	0.04
NH_4-N (mg/kg)	0.28	0.15	0.37	0.05
$CaCO_3$ (%)	-0.35	0.07	-0.23	0.23
速效磷 Active phosphorus (mg/kg)	-0.60	0.00	-0.16	0.40

2.2　农田撂荒后的植被土壤养分效应

有研究表明,氮素含量一般在干扰(如皆伐或火烧)后短期内显著增加,随后下降或保持多年的较低水平[2~25]。除非在极端贫瘠土壤中氮素含量是随演替的进展逐渐增加[26,27],即随着演替的进行,矿化作用越来越迅速,因被植物充分利用形成生物量而导致积累增加。演替不同时期土壤养分差别很大,一些受到严重干扰的地方(如皆伐等)或弃耕地上土壤侵蚀很严重,较肥沃的土壤或弃耕地在受到干扰最初的几年里,土壤氮、磷和钾的流失和淋移非常严重。其中全氮、全钾和速效钾这 3 种养分持续减少的原因还与其化学形态有关,因为这 3 种养分基本上为水溶性盐,易于移动,加之撂荒早期群落盖度较低而导致流失增加所致;而全磷含量可能与演替早期植被盖度较低,表层土壤的冲刷侵蚀有关。

土壤中氮素在演替的不同时期不仅在含量上有显著的差别,而且存在的形式也有很大差别。植物利用氮素的形态主要有两种,即 NO_3-N 和 NH_4-N。硝酸盐易于移动、易流失,常会减少;而铵盐则相对较稳定、很容

易形成且不易流失,同时一些植物能够分泌抑制固氮微生物活动的化学物质,会增加土壤中的铵盐比率[8],因此在植被恢复的过程中,土壤中的 NO_3-N/NH_4-N 比率常会逐渐减少。但在本研究中则是逐渐增加的,其中原因可能为:由于土壤有机质积累较少且黄绵土本身通气性较好,使得土壤中有机质的矿化作用,特别是需氧参与的硝化过程异常强烈,而主要在厌氧环境下进行的铵化过程则相对较弱,因而 NO_3-N/NH_4-N 会逐渐增加。这一点可以从 0~20cm 土壤层 NO_3-N/NH_4-N (平均为 0.33)略大于 20~40cm 层 (平均为 0.29)得到间接证实,在 NO_3-N 易于淋溶下移的前提下,撂荒演替过程中表层的 NO_3-N/NH_4-N 增加速度仍大于亚表层,其合理的解释只能是:因为表层相对属于富氧环境,其硝化过程也就较强,这一机理可以表示为:硝化过程/NO_3-N 淋移过程 > 铵化过程/NH_4-N 淋移过程。植物对这两种形式的氮素利用效率是不同的,因而 NO_3-N/NH_4-N 比率就会影响植物的生理过程,进而可能会影响群落的生物量。

土壤中的速效磷随演替的进行总体上是逐渐减少的,与全磷含量相比不存在先减少后增加这一趋势,而且速效磷与全磷含量相关不显著(Kendall's tau_b 相关系数 0.149,显著水平 0.376),说明决定速效磷与全磷含量的土壤物理、化学或生物过程是不同的。在演替早期决定全磷含量的主导过程可能是冲刷侵蚀过程,而演替后期是生物固定后的表层富积过程。决定速效磷含量的可能是较快的生物固定过程与淋移过程。一般认为速效磷随演替的进行总体上是逐渐减少,在演替初期植物可获得的磷在短期内是增加的,但很快因植物的固定和转化而降低,所以磷在很多地方经常成为限制因子[9]。随着演替的进行,$CaCO_3$ 含量总体上也是逐渐减少的,并且在 0~20cm 土壤层减少速度较 20~40cm 层快,说明淋移过程较强。

2.3 撂荒群落地上生物量与土壤养分关系

撂荒演替过程中群落地上生物量的变化有其内在原因,另外也与土壤养分的变化有关。农田退耕后随着撂荒群落盖度的增加,群落组成种对空闲生态位的利用较为充分[10~32],群落生物量有增加的趋势。但是群落生物量先减后增的变化趋势说明撂荒群落生物量还会受到其他因素的影响,如群落组成种的生长特性和土壤、水分养分的变化规律。另外,由于坡向和坡度等立地条件对水、肥、光和热等的再分配,土壤养分和群落生物量还会受到立地条件的影响。在排除撂荒年限和立地条件(坡向和坡度)的影响后,撂荒群落地上生物量与土壤有机质、全氮、磷、钾、NO_3-N、NH_4-N、速效磷和钾的偏相关性都不显著(Kendalll's tau_b 偏相关系数分别为 0.266、0.363、0.327、0.301、0.056、-0.225、0.186 和 0.353,,显著水平分别为 0.339、0.181、0.234、0.275、0.843、0.419、0.507 和 0.197),说明群落生物量是各种因素综合作用的结果。其中全氮和速效钾含量与群落地上生物量相关性较大,撂荒群落地上生物量与土壤有机质、全氮、磷、钾、NO_3-N、速效钾和速效磷含量为正相关,与 NH_4-N 和碳酸钙含量为负相关。

为了比较土壤养分与水分对群落地上生物量影响的大小,根据现有资料,对影响撂荒群落地上生物量的 14 个因素进行了通径分析和多元回归分析(表 3 与式(1)):

$$Y = -648.6816 + 4.6941X1 - 2.7170X3 + 3627.8272X6 + 214.19101X7 + 1.8274X8 + 71.5806X14 \quad (1)$$

从表 3 可以看出:影响撂荒群落地上生物量的主要因素有撂荒年限、坡度、土壤全氮、全钾、速效钾含量和土壤水分变异量,这些因素可很好的对撂荒群落地上生物量作出多元线形拟合($R = 0.9538$,$P = 0.0001$)。通径分析进一步说明了各因子对地上生物量的作用方向及大小(通径系数 0.9097,Durbin-Watson 统计量接近于 2,为 2.4982)。撂荒年限、土壤全氮、全钾、速效钾和土壤水分变异量对生物量表现为正的直接作用,即随着撂荒年限的增加和土壤全氮、全钾、速效钾含量和土壤水分变异量的增加,群落地上生物量呈增加趋势,而坡度对群落地上生物量主要表现为负的直接作用,其次通过土壤水分变异量的间接作用也较大,坡度越大,土壤水分变异量越大,群落地上生物量越小。各因素对群落地上生物量的影响都以直接作用较大,特别是撂荒年限和土壤水分变异量。从撂荒年限对地上生物量的作用来看,撂荒群落地上生物量的变化主要是由于植被盖度和群落组成种的生态学特性造成的(较大的直接作用),其次是由于撂荒演替过程中土壤水分变异量造成的(较大的间接负作用)。土壤养分对群落地上生物量的作用以土壤全氮最大,全钾和速效钾影响较小。

表 3　各因素对撂荒群落地上生物量的直接与间接作用

Table 3　Effects of soil moisture and nutrition on aboveground biomass of old-field communities

因子 Factors	直接作用 Direct effects	间接作用 Indirect effects					
		→X1	→X3	→X6	→X7	→X8	→X14
X1	0.4134		-0.0732	0.0903	0.0629	0.0494	0.2742
X3	-0.2624	0.1153		-0.0967	0.0014	-0.0527	0.2075
X6	0.3006	0.1241	0.0844		-0.0475	0.0614	0.0024
X7	0.2472	0.1052	-0.0015	-0.0578		0.0677	0.0055
X8	0.1673	0.1221	0.0826	0.1104	0.1001		-0.0637
X14	0.4042	0.2805	-0.1347	0.0018	0.0034	-0.0264	

* 参与分析的自变量 X 共 14 个,X1,X2,…,X13,X14 分别为撂荒年限、坡向、坡度、有机质、全磷、全氮、全钾、速效钾、NO_3-N、NH_4-N、速效磷、低水期根系层土壤水分含量、根系层全年土壤平均水分含量和根系层全年波动量　14 independent variable (X1, X2, …, X13, X14) denote abandonment ages, slope direction, slope degree, soil organic matter, total phosphorus, total nitrogen, total potassium, available potassium, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, available phosphorus, soil water content of root layer at low water pulse period, mean soil water content of root layer in all year, and variation of water content of root layer in all year respectively

2.4　几种典型撂荒群落地上与地下生物量

猪毛蒿、茭蒿+铁杆蒿、达乌里胡枝子和白羊草 4 种典型的撂荒群落的地上生物量分别为:(54.33±6.03)、(64.00±13.53)、(91.67±2.89) g/m² 和 (150.33±26.16) g/m²,地下生物量分别为:(71.97±21.43)、(321.35±57.11)、(205.87±115.01) g/m² 和 (567.22±135.77) g/m²,根冠比分别为:1.35±0.48、1.95±0.20、2.27±1.31 和 3.81±0.90。4 种群落的地上生物量主要由优势种或共优种组成,在猪毛蒿群落中,优势种猪毛蒿的根冠比和根长分别为 0.57±0.31 和 (46±18.88) cm,其地上生物量占群落地上生物量的 79.41%,其次为狗尾草、沙蓬和山野豌豆,分别占 6.29%、3.45% 和 3.08%,其它占 7.77%;在茭蒿+铁杆蒿群落中,茭蒿、铁杆蒿和达乌里胡枝子的生物量较大,分别占群落生物量的 46.85%、36.75% 和 10.53%,其它占 5.86%,优势种茭蒿、铁杆蒿的根冠比和根长分别为 2.14±2.19、2.57±3.84 和 (59.4±20.22)、(43.30±13.33) cm;在达乌里胡枝子群落中达乌里胡枝子和长芒草生物量较大,分别占 76.58% 和 19.26%,其它占 4.80%,两者的根冠比和根长分别为 2.54±1.44、1.40±0.63 和 (50.44±20.78)、(41.38±17.39) cm;在白羊草群落中,白羊草地上生物量占 94.69%,其它占 5.31%,其根冠比和根长分别为 4.07±2.85 和 (63.8±26.8) cm。另外阿尔泰狗娃花的根长和根冠比分别为 (27.94±21.65) cm 和 0.69±0.31 (表 4)。从优势种根冠

表 4　撂荒群落主要植物地上、地下生物量及根长、高度和根冠比

Table 4　Above and below ground biomass and its ration, root length, shoot height of main species in old-field communities

植物 Species	根长 (cm) Root length	地上高度 (cm) Hight	地下生物量 (g) Underground biomass	地上生物量 (g) Aboveground biomass	根冠比 Root shoot ratio
猪毛蒿 *Artemisia scoparia*	24~74 46±18.88	21~110 61.33±28.92	0.79~35.31 13.66±12.72	1.23~60.21 19.75±21.23	0.29~1.08 0.57±0.31
阿尔泰狗娃花 *Heteropappus altaicus*	11~79 27.94±21.65	13~70 29.88±17.33	0.08~14.73 2.75±4.93	0.14~87.19 12.42±0.54	0.18~1.06 0.69±0.31
长芒草 *Stipa bungeana*	17~69 41.38±17.39	11.5~32 23.86±11.33	0.92~38.47 14.48±12.72	0.63~19.26 7.15±6.50	0.70~3.24 1.40±0.63
铁杆蒿 *Artemisia sacrorum*	37~71 43.30±13.33	12~31.5 20.42±8.25	10.68~56.32 31.27±18.10	2.21~18.74 7.65±6.44	1.83~7.88 2.57±3.84
茭蒿 *Artemisia giraldii*	40~108 59.4±20.22	18.5~37 28.35±7.57	4.89~41.74 20.4±12.44	1.05~7.31 3.63±1.83	1.43~6.64 2.14±2.19
达乌里胡枝子 *Lespedeza dahurica*	24.6~103.5 50.44±20.78	9.5~47.5 22.19±10.62	0.49~8.03 2.90±2.19	0.21~4.37 1.37±1.23	0.83~6.20 2.54±1.44
白羊草 *Bothriochloa ischaemum*	53.2~90.1 63.8±26.8	37.5~88.1 53.8±23.4	1.76~18.20 16.74±8.21	1.13~9.58 4.96±2.03	1.36~6.41 4.07±2.85

比与群落根冠比来看,演替前期和演替前期种[1]根冠比和根长都有增加的趋势。猪毛蒿、茭蒿 + 铁杆蒿、达乌里胡枝子和白羊草 4 种群落地下生物量主要集中在表层,0 ~ 15cm 土层中生物量占整个群落地下生物量的百分比分别为:42.24%、65.91%、56.82% 和 69.04%。随着土层深度的加深,4 种群落地下生物量呈幂函数衰减过程(图 3),其中以茭蒿 + 铁杆蒿群落衰减最快,这可能是因为铁杆蒿与茭蒿都具备无性繁殖能力,具有水平繁殖根所致,而这部分根据野外观察主要集中在 5 ~ 40cm,其次为白羊草和达乌里胡枝子群落,猪毛蒿群落衰减最慢。

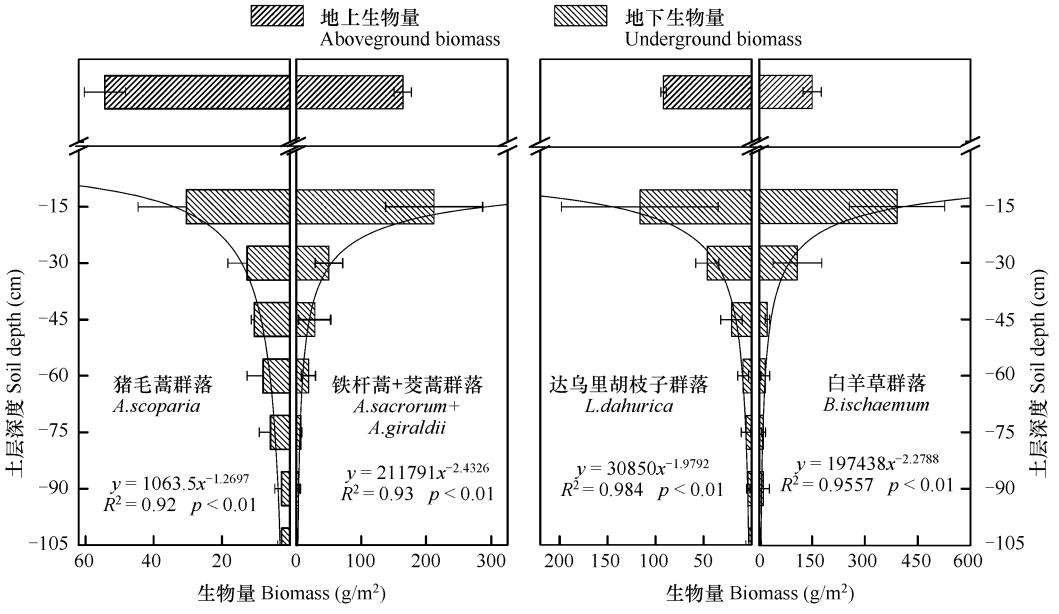

图 3 4 种典型撂荒群落地上、地下生物量

Fig. 3 Above & below ground biomass of four typical old-field communities

3 结论与讨论

(1)随着撂荒年限的增加,陕北黄土丘陵区撂荒群落生物量和土壤养分(除速效磷外)总体上都表现为先降后升的变化趋势,而且步调基本一致。撂荒 1 ~ 6a,群落生物量和土壤养分呈现下降趋势,之后群落生物量和土壤养分都开始增加。通径分析说明撂荒群落生物量的这种变化趋势除与群落本身的变化有关外(即撂荒年限对群落地上生物量的作用),还与土壤养分的变化有关,其中土壤全氮、全钾、速效钾和 NO_3-N 含量对群落生物量的影响较大,特别是土壤全氮、全钾和速效钾含量对群落生物量具有较大的正作用。

群落本身的变化对撂荒群落生物量的影响可以解释为:①群落类型的变化。撂荒初期为 1、2 年生杂类草群落、优势种主要有猪毛蒿和狗尾草,生长快、生物量较高,随着演替的进行,撂荒后 6a 左右,1 年生杂类草群落逐渐为丛生禾草群落代替[1],由于生长慢,生长期短,且根冠比较大,地上生物量有所下降,再以后,丛生禾草群落为多年生草本群落、短根茎禾草和小灌木群落代替,生物量又呈增加趋势。②空闲生态位的充分利用。农田撂荒后随着群落组成种对空闲生态位的拓展和利用,主要表现为群落盖度、根系深度呈持续增加趋势。

土壤养分对群落生物量的影响表现为:撂荒初期由于群落组成种主要为 1、2 年生杂类草,生长较快,能迅速利用现有土壤养分资源,因而地上生物量较高,但撂荒前期群落盖度较低,更多养分则随降雨入渗而淋移、冲刷到下层或坡下,这时土壤养分呈下降趋势,第 6 年左右时土壤养分降至最低,群落生物量形成受到限制,更多的空闲生态位被生长慢,但能耐较低养分资源的种占据,这可能也是演替前期猪毛蒿群落被后期群落代替的一个重要原因。之后生物固定的养分随着矿化作用而缓慢释放,并在土壤上层富集,群落生物量开始增加,这时土壤养分仍然偏低,但已不是影响群落生物量的主要因素,而土壤水分上升为主要限制因素[7]。

另外,由于群落组成种对不同土壤养分的生态需求和适应能力各异,因而土壤养分对群落结构与动态也

有影响。如氮素对演替早期种或先锋种的限制较演替后期种更严重[33]。张庆费等[34]对浙江天童植物群落演替对土壤性质的影响的研究结果表明,随演替进行,土壤的全氮和有机质含量增加明显,而且土壤化学性状明显改善,有利于森林的进展演替。另外一些植物的分布和养分的获得密切正相关[35]。演替不同时期土壤养分差别很大,一些受到严重干扰的地方(如皆伐等)或弃耕地上土壤侵蚀很严重,较肥沃的土壤或弃耕地在受到干扰最初的几年里,氮素的流失非常严重。土壤中的 N 素对植物生理和生长影响很大,如充足的氮素供应可以减小光胁迫的程度。一般认为植被在受到干扰后,微生物的种类和数量会急剧地减少,随着演替的进行,植被的生物吸收、固定和表层富积作用等,使得土壤有机碳、氮等微生物结构性物质逐渐增多,微生物的数量和活性逐级增加,特别是真菌的种类和数量会逐渐增加,对土壤的物理和化学性状会产生一定的改变,而这些变化又会影响植物群落演替的进行[34,36]。

(2)土壤养分含量随演替的进行而发生的变化常受干扰类型、程度以及起始条件的不同而各自具有不同变化特点[24,25,37]。从陕北黄土丘陵区撂荒演替过程中土壤养分的变化来看,随着撂荒年限的增加,0~20、20~40cm 土壤有机质、全氮、速效氮(包括 NO_3-N、NH_4-N)、全磷和全钾、速效钾在整个演替阶段都呈增加的趋势,相反速效磷和 $CaCO_3$ 含量总体上却呈下降趋势,这与马祥华等[1]的结果一致。0~20cm 土壤有机质含量、速效磷含量和 0~20、20~40cm 土壤层 NO_3-N 含量与撂荒年限相关显著,说明演替过程中有机质、速效磷和 NO_3-N 有明显的植被土壤效应,而其它土壤养分与撂荒年限相关不显著,不能排除演替初始条件和植物暂时固定的影响。不同深度土壤养分增加或减少幅度不同,表层 0~20cm 土壤有机质、全氮和速效钾含量增加较 20~40cm 快,与撂荒年限相关性更大,而全钾和 NH_4-N 含量 20~40cm 增加较表层 0~20cm 快,NO_3-N 和全磷含量在 0~20cm 和 20~40cm 增加幅度基本相同,$CaCO_3$ 和速效磷含量 0~20cm 比 20~40cm 减少快。

在无人为干扰的情况下,特定层次中的土壤养分状况主要取决于其矿化生成速度及挥发、下渗和生物固定速度,通常表层的矿化速度较强于下层,挥发和下渗也主要发生在表层,而生物固定则主要发生在较深的根系层,如果矿化生成过程是土壤养分的主导过程,那么表层土壤其养分减少速度应该较慢,因此其原因可能为:对于全磷、钾来说,表层土壤养分下渗到亚表层的速度较快于生物固定速度和继续下渗的速度,而全氮和速效钾含量则生物固定作用和继续下渗作用较强,土壤养分的矿化过程较慢这一推测与演替早期土壤有机质含量较少这一事实相符。

对于氮素形态来说,据报道一些植物能够分泌抑制固氮微生物活动的化学物质,会增加土壤中的铵盐比率[38]。随着植被的恢复,这些植物在群落中的比例会有所上升,因而土壤中的 NO_3-N/NH_4-N 比率常会逐渐下降。但在本研究中 NO_3-N/NH_4-N 比率则是逐渐上升的,这可能与土壤的通气性有关,因为铵化作用主要是在厌氧条件下进行的,恢复演替中土壤有机质含量虽然是持续增加的,但仍然偏低。由于植物对这两种形式的氮素利用效率是不同的,因而 NO_3-N/NH_4-N 比率就会影响植物的生理过程,进而可能会影响群落的结构。

(3)由于撂荒群落生物量同时受到撂荒年限和光、热、水、温及养分的影响,而立地条件又会对光、热、水、温及养分进行再分配作用,因此本文对影响撂荒群落地上生物量的土壤养分、水分、撂荒年限和立地条件等因素进行了多元分析。结果表明土壤全氮、全钾、速效钾和土壤水分变异量对生物量表现为正的直接作用,即随着土壤全氮、全钾、速效钾含量的增加,群落地上生物量呈增加趋势。坡度对群落地上生物量主要表现为负的直接作用,其次通过土壤水分变异量的间接作用也较大,即坡度越大,土壤水分变异量越大,群落地上生物量越小。各因素对群落地上生物量的影响都以直接作用较大,特别是撂荒年限和土壤水分变异量。从撂荒年限对地上生物量的作用来看,撂荒群落地上生物量的变化主要是由于植被盖度和群落组成种的生态学特性造成的(较大的直接作用),其次是由于撂荒演替过程中土壤水分的波动造成的(较大的间接负作用)。土壤养分对群落地上生物量的作用以土壤全氮最大,全钾和速效钾影响较小。

从群落地上生物量与土壤养分的相互关系来看,土壤有机质、全氮、磷、钾、NO_3-N、速效钾和速效磷含量越大,生物量越高,而 NH_4-N 含量越大,地上生物量越小,反之亦然,即群落生物量对土壤有机质、全氮、磷、钾、NO_3-N、速效钾和速效磷含量具有正效应,而对 NH_4-N 具有负效应,但都不显著。群落生物量与 NH_4-N 的

负相关性还间接说明 NH_4-N 不是植物利用的主要氮素形态。由于碳酸钙不是土壤养分,它与群落生物量间的相关性具有单向性,可从土壤淋移程度上说明了植被的土壤效应。从碳酸钙与地上生物量的偏相关性来看,群落地上生物量越大,碳酸钙含量越小,土壤淋移程度越小。值得说明的是撂荒年限反映的植被土壤效应是演替过程中各种因素,包括群落地上、地下生物量和土壤微生物等综合作用的结果,正是由于演替过程中群落根冠比和土壤微生物的变化,使得撂荒年限和群落生物量反映的植被土壤养分效应结果并不一致。

(4)猪毛蒿、茭蒿 + 铁杆蒿、达乌里胡枝子和白羊草 4 种典型撂荒群落地上生物量分别为:(54.33 ± 6.03)、(64.00 ± 13.53)、(91.67 ± 2.89) g/m^2 和 (150.33 ± 26.16) g/m^2,地下生物量分别为:(71.97 ± 21.43)、(321.35 ± 57.11)、(205.87 ± 115.01) g/m^2 和 (567.22 ± 135.77) g/m^2,根冠比分别为:1.35 ± 0.48、1.95 ± 0.20、2.27 ± 1.31 和 3.81 ± 0.90。随着土层深度的加深,4 种群落地下生物量呈幂函数衰减过程,其中以茭蒿 + 铁杆蒿群落衰减最快,这可能是因为铁杆蒿与茭蒿都具备无性繁殖能力,具有水平繁殖根所致,而这部分根据野外观察主要集中在 5 ~ 40cm,其次为白羊草和达乌里胡枝子群落,猪毛蒿群落衰减最慢。从整个群落的根冠比和撂荒群落主要植物的根冠比和根长来看,演替后期群落根冠比有增加的趋势,演替后期序列种根冠比和根长也有增加的趋势,这些在一定程度上会影响到生物量积累和有机质分解等,进而会影响到植被土壤效应。

References:

[1] Ma X H, Jiao J Y, Bai W J, Jiao F, Wen Z M. Contribution of soil nutrient in abandoned lands to vegetation restoration in hilly and gully regions on the Loess Plateau. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2005, 25 (2): 328 – 335.

[2] Zhang L M, Z P S. Relationship between the soil moisture and the vegetation productivity in the Loess Plateau. Arid Zone Research, 2002, 19 (4): 59 – 63.

[3] Guo Z S, Shao M A. Soil water carrying capacity of vegetation and soil desiccation in artificial forestry and grassland in semiarid regions of the Loess Plateau. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23 (8): 1640 – 1647.

[4] Zhang L M, Shangguan Z P, Shi J T. Moisture and nutrient conditions as well as vegetation construction on slopeland in Loess Area. Journal of Arid Land Resources and Environmen, 2001, 15 (4): 58 – 74.

[5] Gong J, Chen L D, Fu B J, Hu C X, Wei W. Effects of vegetation restoration on soil nutrient in a small catchment in Hilly Loess Area. Journal of Soil and Water Conservatio, 2005, 19 (1): 93 – 96.

[6] Zhao H B, Liu G B, Xu M X. Review on vegetation restoration on nutrient changes in watershed of Loess Hilly Region. Bulletin of Soil and W ater Conservation, 2004, 24 (2): 72 – 75.

[7] Wang G L, Liu G B, Xu M X. Effect of vegetation restoration on soil nutrient changes in Zhifanggou watershed of Loess Hilly Region. Bulletin of Soll and Water Conservation, 2002, 22 (1): 1 – 5.

[8] Zhang J H, Chang Q R, Jia K L, Cheng T, Yue Q L, Li Y J. Effect of plant restoration to soil fertility quality on Loess Plateau. Journal of Soil and Water Conservation, 2003, 17 (4): 38 – 41.

[9] Wang G H. Plant traits and soil chemical variables during a secondary vegetation succession in abandoned fields on the Loess Plateau. Acta Botanica Sinica, 2002, 44 (8): 990 – 998.

[0] Gong J, Chen L D, Fu B J, Li Y M, Huang Z L, Huag Y L, Peng H J. Effects of land use and vegetation restoration on soil quality in a small catchment of the Loess Plateau. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15 (12): 2292 – 2296.

[1] Ma X H, Jiao J Y. Characteristics of vegetation with natural restoration in removal lands in loess hilly and gully region and the relationship between the characteristics and soil environment. Science of Soil and Water Conservation, 2005, 3 (1): 15 – 22, 31.

[2] Gebhart D L, Johnson H B, Mayeux H S, Polley H W. CRP increases soil organic carbon. J. Soil and Water Conserv, 1994, 49: 488 – 492.

[3] Karlen D L, Rosek M J, Gardner J C, Allan D L, Alms M J, Bezdicek D F, Flock M, Huggins D R, Miller B S, Staben M L. Conservation Reserve Program effects on soil quality indicators. J. Soil Water Conserv, 1999, 54: 439 – 444.

[4] Garcia C, Hernandez T, Albaladejo J, Castillo V, Roldan A. Revegetation in semiarid zones: influence of terracing and organic refuse on microbial activity. Soil Sci Soc Am J, 1998, 62 (8): 670 – 676.

[5] DJ Ross, D M a H K. Land rehabilitation under pasture on volcanic parent materials: Changes in soil microbial biomass and C-metabolism and N-metabolism. Australian Journal of Soil Research, 1994, 32 (6): 1321 – 1337.

[6] Ma K P, Zhou R C, Guo Y S. The formation pattern of underground biomass of Calamagrostis angustifolia meadow. Pratacultural Science, 1992, 9 (1): 24 – 33.

[7] Du F, Shan L, Liang Z S, Tan Y. Efects of old-fields successional revegetation on soil moisture in hilly loess region of Northern Shaanxi. Journal of Natural Resources, 2005, 20 (5): 669 – 678.

[8] Du F, Cheng J M, Shan L. Dynamic characteristics of soil water under different vegetation of grass, shrubs and arbor. Journal of Soil and Water Conservation, 2002, 16 (): 91 – 94.
[9] Tang Q Y, Feng M G. Statistical analysis and data process system. Beijing: China Agricultural Press, 2002.
[10] Du F, Shan L, Liang Z S. Studies on vegetation succession of abandoned arable land in loess h illy regions of northern of Shaanxi Province-analyses of community composition and structure. Acta Agrestia Sinica, 2005, 13 (): 140 – 158.
[11] Du F, Shan L, Chen X Y, Liang Z S. Studies on the vegetation succession of abandoned farmland in the loess hilly region of northern shaanxi-succession series after being abandoned. Acta Agrestia Sinica, 2005, 13 (): 328 – 333.
[12] Robertson G P, Vitousek P M. Nitrification Potentials in primary and secondary succession. Ecology, 1981, 62: 367 – 386.
[13] Robertson G P. Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rainforest succession in Cost Rica, Central American . Oecologia, 1984, 61: 99 – 104.
[14] Uhl C. Factors controlling succession following slash and burn agriculture in Amazonia. Journal of Ecology, 1987, 75: 377 – 407.
[15] Vitousek P M, Sanlford Jr R L. Nutrient cycling in moist tropical forest. Annual Review of Ecology and Systematics, 1986, 17: 137 – 167.
[16] Inouye R S, Huntly N J, Tilman D, Tester J R M S, Zinnel K C. Old-field succession on a Minnesota sand plain. Ecology, 1987, 68: 12 – 26.
[17] Tilman D. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. Ecological Monographs, 1987, 57: 189 – 224.
[18] Rice E L. Allelopathy 2nd ed. New Jersey: Academic Press, 1984.
[19] Vitousek P M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. Ecology, 1984, 65 (): 285 – 298.
[20] Hierro J L, Maron J L, Callaway R M. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. Journal of Ecology, 2005, 93: 5 – 15.
[21] Norberg J. Resource-niche complementarity and autotrophic compensation determines ecosystem-level responses to increased cladoceran species richness. Oecologia, 2000, 122: 264 – 272.
[22] Fargione J, Brown C S, Tilman D. Community assembly and invasion: An experimental test of neutral versus niche processes. Proceedings of the National Academy of Science, 2003, 100 (5): 8916 – 8920.
[23] Huante P, Rincón E, Acosta I. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest. Functional Ecology, 1995, 9: 849 – 858.
[24] Zhang Q F, You W H, Song Y C. Effect of plant community succession on soil chemical properties In Tiantong, Zhejiang Province. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10 (): 19 – 22.
[25] Veenendaal E M, Swaine M D, Techa R T, Walsh M F, Abebrese I K, Owusu-Afriyie, K. Responses of West African forest tree seedlings to irradiance and soil fertility. Functional Ecology, 1996, 10: 501 – 511.
[26] MacArthur R H, Connell J H. The Biology of Populations. J. Wiley and Sons, 1966.
[27] Uhl C, Jordan C F. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. Ecology, 1984, 65: 1476 – 1496.

参考文献:

[1] 马祥华, 焦菊英, 白文娟, 焦峰, 温仲明. 黄土丘陵沟壑区退耕地土壤养分因子对植被恢复的贡献. 西北植物学报, 2005, 25 (): 328 ~ 335.
[2] 张雷明, 上官周平. 黄土高原土壤水分与植被生产力的关系. 干旱区研究, 2002, 19 (): 59 ~ 63.
[3] 郭忠升, 邵明安. 半干旱区人工林草地土壤旱化与土壤水分植被承载力. 生态学报, 2003, 23 (): 1640 ~ 1647.
[4] 张雷明, 上官周平, 等. 黄土区坡面水肥条件与植被建设. 干旱区资源与环境, 2001, 15 (): 68 ~ 74.
[5] 巩杰, 陈利顶, 傅伯杰, 虎陈霞, 卫伟. 黄土丘陵区小流域植被恢复的土壤养分效应研究. 水土保持学报, 2005, 19 (): 93 ~ 96.
[6] 赵护兵, 刘国彬, 许明祥. 黄土丘陵区植被恢复与流域养分环境演变研究进展. 水土保持通报, 2004, 24 (): 72 ~ 75.
[7] 王国梁, 刘国彬, 许明祥, 等. 黄土丘陵区纸坊沟流域植被恢复的土壤养分效应. 水土保持通报, 2002, 22 (): 1 ~ 5.
[8] 张俊华, 常庆瑞, 贾科利, 陈涛, 岳庆玲, 李云驹. 黄土高原植被恢复对土壤肥力质量的影响研究. 水土保持学报, 2003, 17 (): 38 ~ 41.
[0] 巩杰, 陈利顶, 傅伯杰, 李延梅, 黄志霖, 黄奕龙, 彭鸿嘉. 黄土丘陵区小流域土地利用和植被恢复对土壤质量的影响. 应用生态学报, 2004, 15 (2): 2292 ~ 2296.
[1] 马祥华, 焦菊英. 黄土丘陵沟壑区退耕地自然恢复植被特征及其与土壤环境的关系. 中国水土保持科学, 2005, 3 (): 15 ~ 22, 31.
[6] 马克平, 周瑞昌. 小叶章草甸地下生物量形成规律的研究. 草业科学, 1992, 9 (): 24 ~ 33.
[7] 杜峰, 梁宗锁, 山仑, 谭勇. 陕北黄土丘陵区撂荒演替过程中的土壤水分效应. 自然资源学报, 2005, 20 (): 33 ~ 37.
[8] 杜峰, 程积民, 山仑. 乔灌草植被条件下土壤水分动态特征. 水土保持学报, 2002, 16 (): 91 ~ 94.
[9] 唐启义, 冯明光. 实用统计分析及其 DPS 数据处理系统. 北京: 中国农业出版社, 1997.
[20] 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. 草地学报, 2005, 13 (): 140 ~ 143, 158.
[21] 杜峰, 山仑, 陈小燕, 梁宗锁. 陕北黄土丘陵区撂荒演替研究——撂荒演替序列. 草地学报, 2005, 13 (): 328 ~ 334.
[4] 张庆费, 由文辉. 浙江天童植物群落演替对土壤化学性质的影响. 应用生态学报, 1999, 10 (): 19 ~ 22.