



论文

黄土高原植被演替下土壤孔隙的定量分析

赵世伟^{①*}, 赵勇钢^②, 吴金水^③

① 西北农林科技大学水土保持研究所, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨凌 712100;

② 中国科学院研究生院, 北京 100049;

③ 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410125

* E-mail: swzhao@ms.iswc.ac.cn

收稿日期 2009-05-27; 接受日期: 2010-01-05

黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室自由研究课题(编号: 10502-Z11)、国家自然科学基金重点项目(批准号: 90502007)、国家十一五科技支撑计划(编号: 2006BCA01A07)资助

摘要 土壤孔隙特征对黄土高原植被恢复下的“土壤水库”重建有着重要影响. 本文采用时空互代的方法, 利用 CT(Computed Tomography)扫描和图像处理技术, 对黄土高原子午岭林区 5 个植被自然恢复演替阶段样地表层 15~57 mm 的土壤孔隙参数进行了定量分析. 结果表明, 在植被自然恢复演替过程中, 土壤孔隙数、孔隙度、孔隙成圆率和分形维数等孔隙参数得到极显著地提高($P<0.01$), 表现的规律为顶级群落阶段>先锋乔木阶段>灌丛群落阶段>草地群落阶段>弃耕地阶段, 说明植被自然恢复能明显促进土壤孔隙状况的提高, 并且这种作用随着恢复演替时间的延长和植被类型的改变逐渐增强, 最终在顶级群落阶段土壤孔隙参数达到最优. 土壤有机质含量与各孔隙参数之间均有极显著($P<0.001$)的线性关系, 有机质累积量的增加可能是植被自然恢复过程中土壤孔隙特征变化的主要原因之一.

关键词

CT(Computed Tomography)

扫描

黄土高原

植被演替

土壤孔隙

土壤有机质

严重的水土流失与干旱缺水并存, 是影响黄土高原地区生态环境建设和农业可持续发展的核心问题. 迅速施行植被恢复, 利用植物与土壤的相互作用巩固黄土独有的“点棱接触支架式多孔结构”, 充分发挥其疏松和通透性能, 恢复“土壤水库”的巨大调节功能是解决这一问题的根本措施^[1,2]. 土壤水库的功能是通过一定土层中不同大小孔隙对水分的储蓄和调节所表现出来的. 黄土高原土层深厚, 孔隙度较大, 故土壤水库容量巨大^[3]. 但由于黄土有机质缺乏、结构不稳定, 在该区集中且强度大的降雨作用下, 土壤孔隙状况极易遭破坏, 使得有限的降水难以转

化为土壤水资源, 限制了土壤水库功能的发挥. 鉴于土壤水库功能与土壤孔隙特征密切相关, 因此, 定量分析土壤孔隙特征的适宜度及其稳定性, 对于评价土壤水库的功能尤为重要.

土壤表层的结构特征对降水资源的转化、储存和利用有着重要影响^[4]. 土壤结构特征包括两个方面: 一是土壤中的固相颗粒或土壤团聚体状况^[5], 二是土壤中的孔隙状况^[6]. 土壤孔隙, 尤其是大孔隙(>1 mm)的一些性质如数目、大小、形状、方向及空间分布等, 决定着土壤中水分的流量、流速、流态及持水性能^[7]. 许多研究表明, 黄土高原施行的植被自然恢复措施

能明显改善土壤结构状况,并随着植被自然恢复演替的进行,土壤孔隙度逐渐增大,土壤蓄水及持水能力逐步得到提高^[8~11]。但目前已有研究多见于植被恢复和演替对土壤孔隙度大小、分布的总体分析,而非缺乏对孔隙数量、分布及形态等“真实”状况的反映,这将很大程度上限制对黄土高原地区植被-土壤水循环过程和机理的深入研究。

近年来,应用 X 射线 CT 扫描技术分析土壤的孔隙度、孔隙分形维数^[12~14]和孔隙空间分布状况等成为土壤孔隙特征研究新的研究方法^[15~20]。Rachman 等^[21]比较了利用 CT 扫描方法和利用传统的土壤持水量推算法所测定的大孔隙度数据,发现两种方法所得到的结果十分接近。CT 扫描方法具有成像速度快、对土体非破坏性分析、分析精度较高(毫米至微米尺度)^[22]等优点,还可通过连续切片图像的重组进行土体内部结构的三维重建^[23,24]。

植被-土壤系统是陆地生态系统中的一个重要组成部分,它是动态的和发展的,其中土壤的发展是随着植被的演替过程而发展的一个连续过程,并趋向于与演替顶极相适应的平衡^[25]。土壤孔隙是土壤性状中的重要部分,因此,定量分析黄土高原植被演替过程中土壤孔隙特征演变的过程和机理,对于该地区陆地生态系统水循环过程的研究有着重要的作用。基于此,本文以黄土高原地区目前保存最为完整且空间上有完整植被恢复演替系列的子午岭林区为研究样区,利用 CT 扫描技术对不同植被自然恢复演替阶段下样地的土壤孔隙特征进行测定和分析,旨在分析土壤孔隙参数的变化规律并探讨其影响因子,以期对黄土高原的生态环境建设及土壤水库功能的恢复重建提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区甘肃省合水县连家砭林场(108°10′~109°08′E, 35°03′~36°37′N)位于黄土高原子午岭林区北部,属黄土高原丘陵沟壑区。该区海拔 1211~1453 m,相对高差 200 m 左右,为半干旱季风气候,年均气温 7.4℃,年均降雨量 587.6 mm,≥10℃积温 2671.0℃,干燥度 0.97,阴阳坡无气候的垂直带状变化^[26]。土壤皆发育于原生或次生黄土,其下为厚约

80~100 m 的红土,钙积层碳酸钙含量在 20%~30%之间,pH 为 7~8,代换量为 10~20 cmol/kg。

子午岭林区是黄土高原地区目前保存最为完整的天然次生林,在植被区划上属暖温带北部落叶栎林亚地带^[10,11,26]。在明清时期植被受人为破坏影响几乎消失殆尽,1862 年当地人口外迁后,在弃耕地基础上植被逐渐自然恢复,形成现在的次生落叶阔叶林。目前,该区还保存有时间跨度约 150 年,空间上完整的植被正向演替系列,即弃耕地先锋群落→草本群落→灌丛群落→早期森林群落→乔木群落,气候性演替顶极群落为辽东栎(*Quercus liaotungensis*)林^[26]。

1.2 样地选择及土样采集

本文以空间上选择完整的演替序列,来重建时间上植被恢复演替过程的方法,在黄土高原子午岭区选取不同植被演替阶段的代表性植被群落样地,作为时间序列下植被恢复演替的过程进行试验研究。据此,2007 年 5 月在野外勘查的基础上,根据植被的恢复年限、结构、群落组成和当地居民访问的结果,在演替序列中选择由弃耕地至辽东栎群落的 5 个演替阶段(8 个样点)作为处理,分别为弃耕地阶段(弃耕 6 年)、草地群落阶段(铁杆蒿(*Artemisia sacrorum*)群落和白羊草(*Bothriochloa ischemum*)群落)、灌丛群落阶段(沙棘(*Hippophae rhamnoides*)群落和狼牙刺(*Sophora viciifolia*)群落)、先锋乔木阶段(山杨(*Populus davidiana*)群落)和顶级群落阶段(崮顶和阴坡辽东栎群落),样地具体情况详见表 1。

选择当地林场进行长期林分监测的典型样地,在每个样地选择 3 个植被盖度较为一致的样方(乔木 10 m×10 m,灌木 5 m×5 m,草地 1 m×1 m)进行地上植被调查、原状土柱和土壤样品的采集。原状土柱采样容器为 PVC 硬质管,内直径为 8.5 cm,壁厚为 3 mm,采样深度 0~8 cm,每个样点采取 3 个原状土柱(每个调查样方内采取 1 个原状土柱),8 个样点,共计 24 个土柱样品。用容积为 100 cm³的环刀取土样,带回实验室后用烘干法测定(105~110℃,24 h)土壤容重^[27],每个样点采取 3 个样品(样方内取),共计 24 个环刀样品。土壤样品采集深度为 0~8 cm,每个样点采取 3 个样品(样方内取),将样品混合并室内风干、过筛后,用重铬酸钾外加热法测定土壤有机质含量^[27],每个混合样品重复 3 次。

表 1 样地情况表^{a)}

样地	演替阶段	采样点名称	土壤质地	经纬度	海拔(m)	坡向	覆盖度 /郁闭度	植被状况
Afs	弃耕地阶段	弃耕 6 年茭蒿群落	轻壤	36°05'19.2"N 108°31'36.4"E	1413	北偏西 67°	91	茭蒿、铁杆蒿、长芒草等
Hs	草本群落阶段	铁杆蒿群落	轻壤	36°04'52.3"N 108°31'50.1"E	1347	南偏西 75°	91	铁杆蒿、剑叶胡枝子、茭蒿等
		白羊草群落	轻壤	36°04'53.4"N 108°31'49.1"E	1306	南偏西 75°	98	白羊草、茭蒿、柴胡等
Ss	灌丛群落阶段	沙棘群落	轻壤	36°05'28.2"N 108°31'40.9"E	1414	南偏西 53°	49	沙棘、黄刺玫、大针茅等
		狼牙刺群落	轻壤	36°05'03.2"N 108°31'52.6"E	1329	南偏西 75°	63	狼牙刺、丁香、大针茅等
Pas	先锋乔木群落阶段	山杨群落	轻壤	36°02'55.3"N 108°31'45.1"E	1447	正北	45	山杨、茶条槭、披针苔草等
Cs	顶级群落阶段	辽东栎群落	轻壤	36°03'00.9"N 108°31'33.4"E	1431	正北	75	辽东栎、藤条、披针苔草等
		辽东栎群落	轻壤	36°02'56.3"N 108°32'13.5"E	1441	北偏西 65°	65	辽东栎、虎榛子、达乌里胡枝子等

a) Afs, 弃耕地阶段(Abandoned farmland stage); Hs, 草地群落阶段(Herbaceous community stage); Ss, 灌丛群落阶段(Scrub community stage); Pas, 先锋乔木阶段(Pioneer arbor community stage); Cs, 顶级群落阶段(Climax community stage); 下同

1.3 土柱扫描及图像分析

原状土柱 CT 扫描试验在陕西省杨凌示范区医院进行. CT 扫描仪型号为 Siemens Medical Somatom Balance X-ray CT Scanner. 设定扫描峰值电压 130 kV, 电流 110 mA, 扫描时间 1 s, 扫描厚度 1 mm, 扫描视野 120 mm. 为避免土柱表层可能受扰动而影响试验结果, 土柱扫描从距离顶端 15 mm 处进行, 并每隔 6 mm 扫描一个横断面, 每个土柱扫描 8 个土壤深度得到 8 幅横断面图像, 试验 24 个土柱样品共得到 192 幅图像. CT 图像是由一定数目由黑到白不同灰度的像素按矩阵排列所构成, 本试验矩阵为 512×512, 故图像的像素大小为 0.23 mm×0.23 mm, 在 1 mm 的扫描“切片”厚度下, 图像的体素(voxel)为 0.053 mm³. 本试验中所能辨别的最小当量孔径为 0.23 mm.

图像处理分析采用 ImageJ(1.37 版本)公众软件^[28]. 选取分析图像的尺寸为 55 mm×55 mm, 面积为 3025 mm². 先将所得 CT 图像转换为 8 位图像, 然后进行图像分割. 选取分割阈值为 40. 图像分割后, 得到黑白二值图像, 白色部分为固体, 黑色部分为孔隙. 分析的孔隙特征参数包括孔隙的数目、面积、周长、成圆率和分形维数. 本试验孔隙结果可分为大孔隙(当量直径≥1 mm)和粗孔隙(当量直径 0.2~1 mm)两类^[29]. CT 测定的总孔隙数为大孔隙数和粗孔隙数之和. CT 测定的大(粗)孔隙度为大(粗)孔隙的面积占图像面积的百分数, 总孔隙度为大孔隙度与粗孔隙度之和. 孔隙的成圆率采用如下公式计算得到: 成圆

率=4π×孔隙面积/周长². CT 测定的分形维数采用计盒法得到. 具体的软件测定项目和操作步骤, 详见文献[15~17, 21].

1.4 数据分析

采用 SPSS 统计分析软件包(SPSS13.0 for Windows, Chicago, USA)对数据进行统计分析. 方差分析采用 One-Way ANOVA, 并用 Duncan 新复极差法进行多重比较. 多重比较时, 首先进行方差齐性检验, 若方差为齐性, 用 Duncan 新复极差法进行多重比较, 若方差为非齐性, 则用 Tamhane's T2 法进行多重比较.

2 结果与分析

2.1 土壤总孔隙数、大孔隙数和粗孔隙数

植被演替阶段对土壤孔隙数有着极显著的影响($P<0.01$; 表 2), 且变化趋势均表现为顶 Cs>Pas>Ss>Hs>Afs. 与 Afs 相比, Hs, Ss, Pas 和 Cs 的总孔隙数分别增加了 0.3, 0.5, 1.1 和 1.7 倍, 大孔隙数分别增加了 0.2, 0.3, 0.6 和 1.0 倍, 粗孔隙数分别增加了 0.5, 0.9, 1.8 和 2.5 倍, 并且相邻两个阶段孔隙数的倍数差随着演替进行有增大的趋势, 这说明土壤孔隙数不仅随着演替的进行逐渐变多, 而且其增加的幅度也随着演替向顶级群落阶段的推进而变大. 大孔隙数由 Afs 的 21 增加至 Cs 的 43, 提高了 105%, 而粗孔隙数

由 Afs 的 16 增加至 Cs 的 56, 提高了 250%, 可见植被恢复演替过程对粗孔隙数的提高要大于大孔隙数.

土层深度对总孔隙数和粗孔隙数有极显著的影响($P<0.01$; 表 3), 但对大孔隙数无显著影响. 在 15~57 mm 土层, 大孔隙数在 30~31 之间, 而粗孔隙数随着土层深度的增加由 44 下降至 29, 降低了 34%, 可见土层深度总孔隙数的变化主要由粗孔隙数决定, 大孔隙数的分布不随土层深度发生变化.

从图 1 可以看出, 同一样地下, 随着土壤深度的增加, 总体上孔隙数均表现为减少的趋势. 同一土壤深度的孔隙数也表现为 Cs>Pas>Ss>Hs>Afs 的趋势, 15 mm 处 Cs 和 Pas 的总孔隙数和粗孔隙数最多且明显高于其他样地, 在 27 mm 处最低; 大孔隙数在 Cs 的 57 mm 处有最大值(49), 在 Afs 的 51 mm 处有最小值(13).

2.2 总孔隙度、大孔隙度和粗孔隙度

植被演替阶段对土壤孔隙度有着极显著的影响($P<0.01$; 表 2), 孔隙度的变化均为 Cs>Pas>Ss>Hs>

Afs. 土层深度平均值的多重比较结果表明, 除 Hs 和 Ss 之间的粗孔隙度差异不显著($P>0.05$)外, 所有演替阶段相互之间的孔隙度均有显著差异($P<0.05$). 本试验中, 大孔隙度占总孔隙度的 97.8%~98.4%, 而粗孔隙度仅占 1.2%~2.2%, 因此总孔隙度与大孔隙度的变化趋势基本一致. 与 Afs 相比, Hs, Ss, Pas 和 Cs 的大孔隙度分别增加了 0.9, 1.7, 3.4 和 3.9 倍, 粗孔隙度分别增加了 0.7, 0.8, 1.5 和 2.6 倍, 可以看出大孔隙度增加的幅度要大于粗孔隙度, 并且相邻两个阶段孔隙度的倍数差随着演替的进行逐渐增大, 这与测定孔隙数的结果趋势一致, 这说明植被恢复演替不仅增加了土壤孔隙数, 同时也增加了土壤孔隙度, 尤以大孔隙度的增加幅度较大. 方差分析结果表明, 土层深度对土壤孔隙度有着极显著的影响($P<0.01$; 表 3), 所有演替阶段的孔隙度平均值均随土层深度的增加呈减少的趋势, 这说明孔隙在土壤中所占的比例随土层深度的增加而下降.

从图 2 可以看出, 同一样地下, 随着土壤深度的增加, 孔隙度均呈下降趋势. 同一土壤深度处, 大孔

表 2 考虑全部土层深度的不同植被演替阶段孔隙参数平均值^{a)}

样地	演替阶段	孔隙数目			孔隙度(%)			成圆率	分形维数
		总孔隙数	大孔隙数	粗孔隙数	总孔隙度	大孔隙度	粗孔隙度		
Afs	弃耕地阶段	37 e	21 d	16 e	5.95 e	5.82 e	0.13 d	0.70 c	1.45 e
Hs	草本群落阶段	49 d	25 cd	24 d	11.34 d	11.12 d	0.22 c	0.76 b	1.58 d
Ss	灌丛群落阶段	57 c	27 c	30 c	15.83 c	15.59 c	0.24 c	0.77 b	1.63 c
Pas	先锋乔木群落阶段	78 b	34 b	44 b	26.46 b	26.14 b	0.32 b	0.85 a	1.74 b
Cs	顶级群落阶段	99 a	43 a	56 a	29.40 a	28.93 a	0.47 a	0.86 a	1.84 a
显著性检验		**	**	**	**	**	**	**	**

a) 多重比较中, 同一列数值后的不同小写字母代表同一测定指标在 0.05 水平上差异显著; **表示差异在 0.01 水平上极显著; 下同

表 3 考虑全部植被演替阶段的不同土层深度孔隙参数平均值^{a)}

土层深度(mm)	孔隙数目			孔隙度(%)			成圆率	分形维数
	总孔隙数	大孔隙数	粗孔隙数	总孔隙度	大孔隙度	粗孔隙度		
15	75 a	31 a	44 a	23.54 a	23.14 a	0.40 a	0.80 a	1.73 a
21	70 abc	31 a	39 ab	21.69 ab	21.36 ab	0.33 b	0.80 a	1.69 b
27	72 ab	33 a	39 ab	20.33 bc	20.01 bc	0.32 b	0.77 a	1.68 bc
33	66 abcd	30 a	36 b	18.84 cd	18.52 cd	0.32 b	0.80 a	1.67 c
39	66 bcd	31 a	35 bc	18.49 cd	18.21 cd	0.28 bc	0.80 a	1.68 bc
45	60 cd	30 a	30 c	16.55 d	16.32 d	0.23 c	0.78 a	1.64 d
51	59 d	30 a	29 c	14.11 e	13.87 e	0.24 c	0.78 a	1.62 e
57	60 d	30 a	30 c	13.58 e	13.35 e	0.23 c	0.79 a	1.58 f
显著性检验	**	NS	**	**	**	**	NS	**

a) NS 表示差异不显著

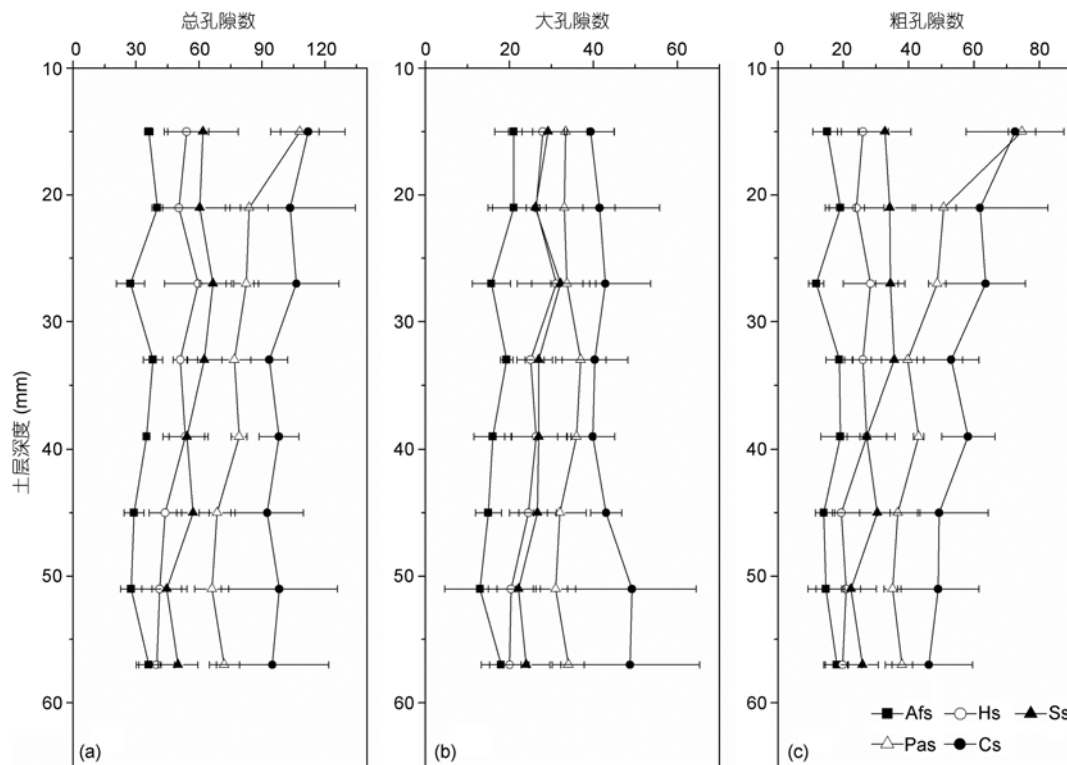


图 1 CT 测定的总孔隙数(a)、大孔隙数(b)和粗孔隙数(c)

大孔隙为 CT 测定的 ≥ 1 mm 孔隙, 粗孔隙为 CT 测定的 0.23~1 mm 孔隙, 总孔隙为 >0.23 mm 孔隙, 下同

隙度均为 $Cs > Pas > Ss > Hs > Afs$, Cs 在 15 mm 处达到最大值 0.37%; 粗孔隙度的变化, 除了 Pas 的 15 mm 处和 Hs 的 39 mm 处之外, 也表现出相似的趋势。

2.3 孔隙成圆率

成圆率是常用来表示孔隙形态特征的参数之一, 成圆率数值越接近于 1, 表示孔隙形态越接近于圆, 若孔隙面积相同而孔隙周长越不规则, 成圆率则越小。从表 2 可以看出, 植被演替阶段对土壤孔隙成圆率有极显著影响 ($P < 0.01$), 变化趋势为 $Cs > Pas > Ss > Hs > Afs$ 。土壤剖面孔隙成圆率平均值的多重比较结果显示, Cs(0.86)与 Pas(0.85)相近并显著 ($P < 0.05$) 高于其他阶段样地, Hs(0.77)和 Ss(0.76)相近且显著 ($P < 0.05$) 高于 Afs(0.70), 这说明随着植被恢复演替的进行, 土壤孔隙的形态逐渐得到改善并接近于圆, 乔木林的土壤孔隙形态最好, 灌木和草本次之, 弃耕地最差。从图 3 可以看出, 随着土层深度的增加孔隙成圆率略有降低, 但方差分析结果显示土层深度对成圆率并无显著影响(表 3), 这说明孔隙的形态不随土

层深度的改变而发生明显变化。

2.4 孔隙分形维数

孔隙分形维数是用来描述孔隙本身所具有的分形特征, 它是土壤孔隙大小和孔隙与固体颗粒接触界限不规则性的综合反映^[30], 孔隙分形维数越大说明孔隙状况越好。方差分析表明, 植被演替阶段和土壤深度对孔隙分形维数有着极显著的影响 ($P < 0.01$; 表 2)。Cs 在 15 mm 处的分形维数(1.87)最高, 而 Afs 在 57 mm 处(1.35)最低。土壤剖面平均值的多重比较结果表明, 演替阶段相互间的差异均达显著水平 ($P < 0.05$)。从图 3 可以看出, 变化趋势为 $Cs > Pas > Ss > Hs > Afs$, 与 Afs 相比, Hs, Ss, Pas 和 Cs 依次增加了 0.09, 0.12, 0.20 和 0.27 倍, 这说明植被恢复演替能显著改变土壤孔隙状况, 并且随着植被演替的进行, 孔隙状况在 Cs 达到最优。所有演替阶段的孔隙分形维数平均值随着土壤深度增加表现出下降的趋势(表 3), 57 mm 比 15 mm 处降低了 8.7%, 说明上层土壤的孔隙状况要较下层好。

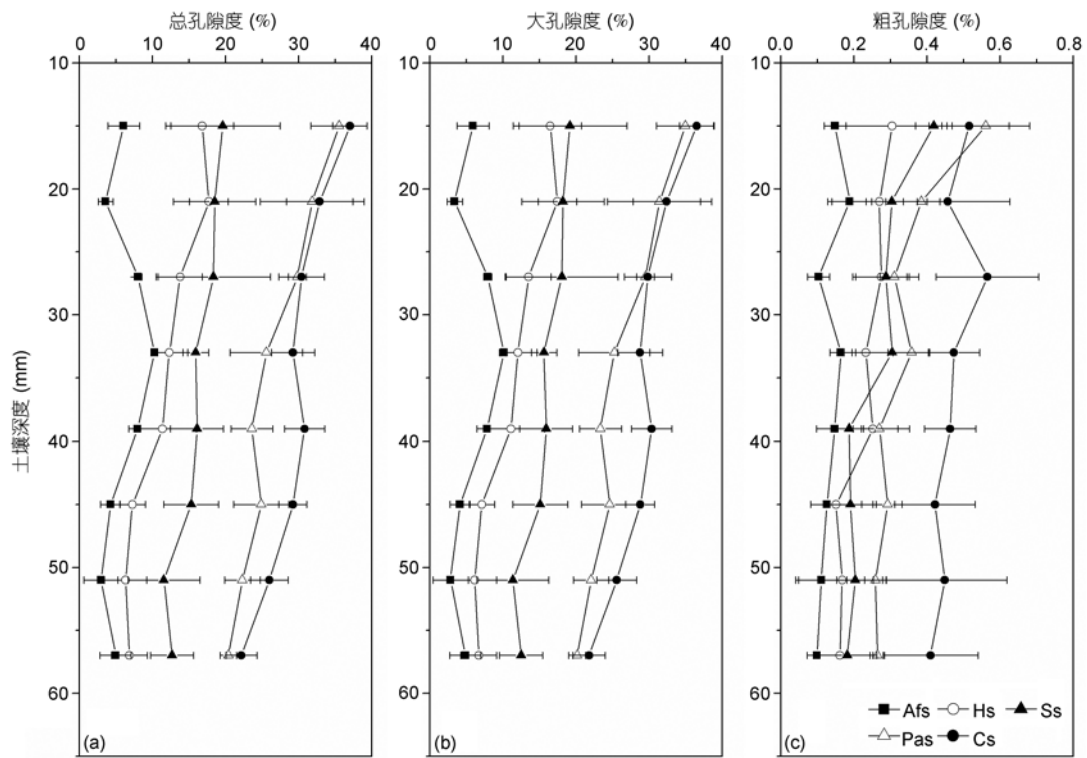


图 2 CT 测定的总孔隙度(a)、大孔隙度(b)和粗孔隙度(c)

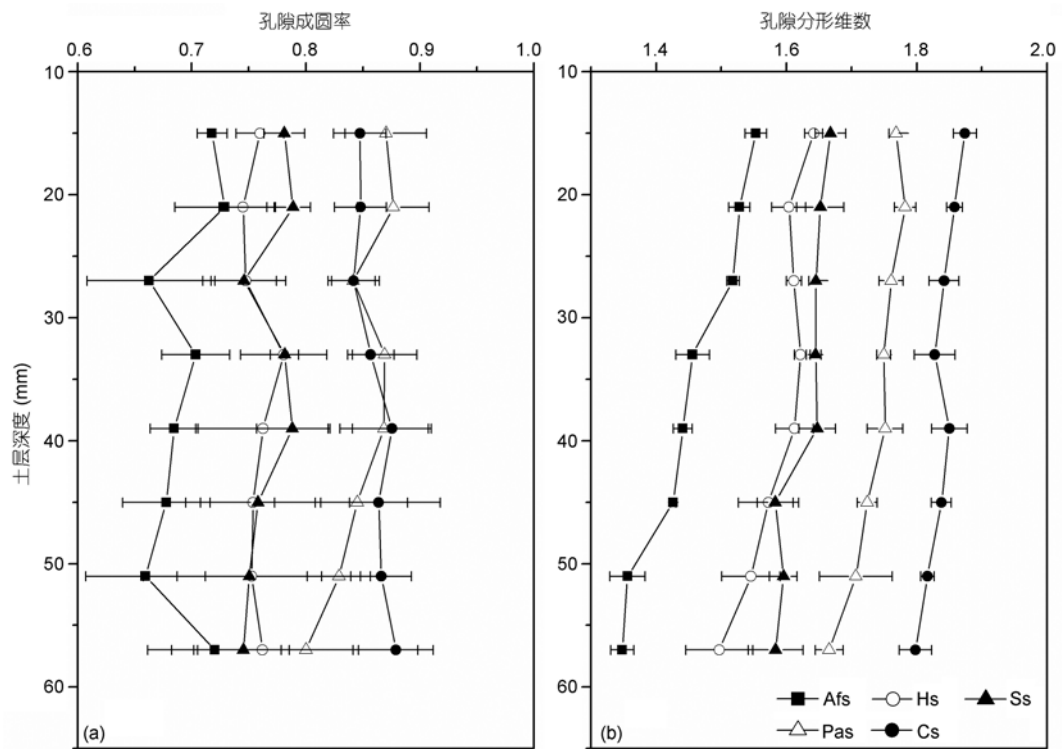


图 3 孔隙成圆率(a)和分形维数(b)

3 讨论

本研究利用 CT 扫描分析了子午岭林区植被自然恢复 5 个演替阶段土壤的孔隙特征, 结果显示, 在植被自然恢复演替过程中, 土壤的孔隙数、孔隙度、孔隙成圆率和分形维数等孔隙参数均得到极显著地提高 ($P < 0.01$), 且均表现出 $Cs > Pas > Ss > Hs > Afs$ 的变化规律, 这表明植被自然恢复能显著改善土壤孔隙状况, 并且这种作用随着恢复正向演替过程的进行而逐渐增强, 最终在 Cs 达到孔隙参数的最优. 许多学者采用传统测定方法对本地区植被演替的土壤孔隙度进行了分析, 所得研究结果的变化规律与本试验孔隙度的结果一致^[31,32]. Udawatta 等^[16,17]利用 CT 技术分析了不同植被管理措施对土壤孔隙参数的影响, 研究发现林地的孔隙参数要明显好过草地和农地, 并且天然草地要优于恢复草地和农地^[15]. 这些结果与本文中的部分结论一致, 即 Pas 或 Cs 的孔隙参数要优于 Hs 或 Afs, 但本文还对以灌木为主的灌丛群落阶段(Ss)进行了研究, 发现灌木的土壤孔隙结构优于草本而不及乔木. 分析变化的原因, 在植被自然演替过程中, 地上植被的建种群由草本经灌木演替至乔木, 植被的多样性发生了变化, 植被凋落物转化为有机质后使土壤物理性质发生改变, 影响孔隙状况.

有机质是土壤团聚体形成的最重要胶结物质, 通过有机质中不同组分的作用, 土壤中的颗粒或团聚体进行胶结, 改变了土壤的固体形态, 从而也就改变了土壤孔隙的状况^[33,34]. 本试验中, 随着黄土高原植被自然恢复的演替进行, 土壤有机质含量得到明显增加. 与 Afs(20.4 g/kg)相比, Hs(38.7 g/kg), Ss(43.2 g/kg), Pas(53.8 g/kg)和 Cs(62.1 g/kg)的有机质含量分别提高了 1.9、2.1、2.6 和 3.0 倍, 除 Pas 外, 其他 4 个阶段相互之间的差异显著 ($P < 0.05$). Emerson 和 McGarry^[35]对不同土壤类型的研究表明, 土壤孔隙度随着碳含量的增加而增大. 本文对土壤有机质含量与 CT 测定的各项孔隙参数之间的关系进行了分析 (图 4), 表明有机质含量与各参数之间均有极显著 ($P < 0.001$) 的线性关系, 即随着有机质含量的增加总孔隙数、总孔隙度、成圆率和分形维数均呈线性增加的趋势, 这说明有机质含量对本试验中植被自然恢复演替阶段的土壤孔隙特征变化有着重要的作用, 并且可能是植被自然恢复过程中土壤孔隙特征变化的主要原因之一. 有机质含量变化的原因主要在于

植物凋落物对土壤的归还量的变化^[11], 在植被自然恢复演替序列中, 随着演替时间的延长, 越来越多的植物凋落物腐烂、分解并转化为有机质积累于土壤剖面中, 致使有机质含量增加, 而有机质含量的增加又使土壤孔隙特征发生变化. 由此可见, 植被自然恢复演替过程增加了土壤有机质的积累, 从而对土壤孔隙特征有着重要的影响.

一般来说, 土壤的孔隙状况主要受有机质在土壤累积量的影响, 除此之外还可能与植物根系的活动及土壤动物等因素有关, 这些影响随着土壤深度的增加而降低. 本试验中 15~57 mm 土层的孔隙参数随着土壤深度的增加均表现出下降的趋势, 这与已有的研究结论一致^[15-17,21]. Asare 等^[36]应用 CT 技术对免耕地中的 ≥ 0.54 mm 大孔隙进行了研究, 发现在 0~200 mm 土层中的大孔隙度随着深度增加有明显减少的趋势, 并认为大孔隙的形成机理与地上残留物、植物根系类型及土壤动物等因素有关.

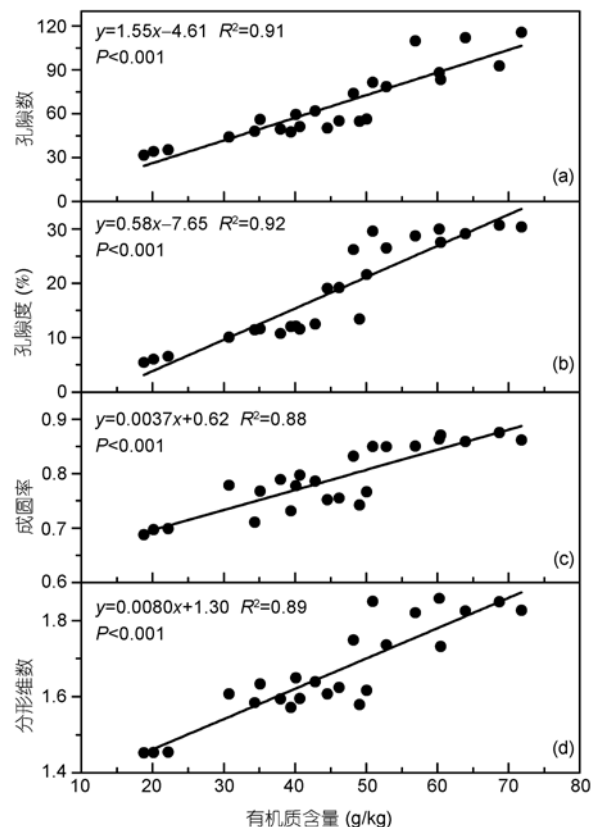


图 4 土壤有机质含量与孔隙参数的关系

4 结论

针对目前研究中缺乏对黄土高原植被自然恢复演替过程中土壤孔隙特征的深入探讨, 利用 CT 扫描和图像处理技术, 对黄土高原子午岭林区 5 个植被自然恢复演替阶段样地表层 15~57 mm 的土壤孔隙参数进行了定量分析, 得出以下主要结论:

(1) 在植被自然恢复演替过程中, 土壤的孔隙数、孔隙度、孔隙成圆率和分形维数等孔隙参数均得到极显著地提高($P<0.01$), 且均表现出 $Cs>Pas>Ss>Hs>Afs$ 的变化规律. 与 Afs 相比, Cs 的孔隙数、大孔隙度、孔隙成圆率和孔隙分形维数分别提高了 1.7, 3.9, 0.23 和 0.27 倍, 说明植被自然恢复能明显促进土壤孔隙状况的提高, 并且这种作用随着恢复演替时

间的延长和植被类型的改变逐渐增强, 最终在 Cs 土壤孔隙参数达到最优. 试验结果将为黄土高原土壤水库功能的评价及与土壤结构相关的研究提供参考依据.

(2) 随着黄土高原植被自然恢复的演替进行, 土壤有机质含量得到明显增加, 并且与各孔隙参数之间均有极显著($P<0.001$)的线性关系, 有机质累积量的增加可能是植被自然恢复过程中土壤孔隙特征变化的主要原因之一.

本文较系统地描述了长时间尺度的植被演替序列中土壤孔隙特征的变化规律, 并讨论了土壤孔隙参数与有机质含量的关系, 下一步工作需对有机质驱动孔隙特征变化的机理, 根系对土壤孔隙形成的影响等方面进行深入探讨.

致谢 作者对董志坚医生在 CT 扫描试验中提供的帮助和审稿专家提出的意见表示衷心的感谢.

参考文献

- 1 朱显谟. 黄土高原国土整治“28 字方略”的理论与实践. 中国科学院院刊, 1998, 13: 232—236
- 2 朱显谟. 重建土壤水库是黄土高原治本之道. 中国科学院院刊, 2006, 21: 320—324
- 3 李玉山. 土壤水库的功能和作用. 水土保持通报, 1983, 5: 27—30
- 4 Boyle M, Frankenberger W T, Stolzy L H. The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. J Prod Agric, 1989, 2: 290—299
- 5 Six J, Paustian K, Elliott E T, et al. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Sci Soc Am J, 2000, 64: 681—689
- 6 Letey J. The study of soil structure: Science or art. Aust J Soil Res, 1991, 29: 699—707
- 7 Rasiah V, Aylmore L A G. The topology of pore structure in cracking clay soil: I. The estimation of numerical density. J Soil Sci, 1998, 39: 303—314
- 8 赵勇钢, 赵世伟, 曹丽花, 等. 半干旱典型草原区退耕地土壤结构特征及其对入渗的影响. 农业工程学报, 2008, 24: 14—20
- 9 Li Y Y, Shao M A. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration on the Loess Plateau of China. J Arid Environ, 2006, 64: 77—96
- 10 赵世伟, 周印东, 吴金水. 子午岭次生植被下土壤蓄水性能及有效性研究. 西北植物学报, 2003, 23: 1389—1392
- 11 周印东, 吴金水, 赵世伟, 等. 子午岭植被演替过程中土壤剖面有机质与持水性能变化. 西北植物学报, 2003, 23: 895—900
- 12 Peyton R L, Gantzer C J, Anderson S H, et al. Fractal dimension to describe soil macropore structure using X-ray computed-tomography. Water Resour Res, 1994, 30: 691—700
- 13 Sander T, Gerke H H, Rogasik H. Assessment of Chinese paddy-soil structure using X-ray computed tomography. Geoderma, 2008, 145: 303—314
- 14 Rasiah V, Aylmore L A G. Characterizing the changes in soil porosity by computed tomography and fractal dimension. Soil Sci, 1998, 163: 203—211
- 15 Udawatta R R, Anderson S H, Gantzer C J, et al. Influence of prairie restoration on CT-measured soil pore characteristics. J Environ Qual, 2008, 37: 219—228
- 16 Udawatta R P, Anderson S H. CT-measured pore characteristics of surface and subsurface soils influenced by agroforestry and grass buffers. Geoderma, 2008, 145: 381—389
- 17 Udawatta R P, Anderson S H, Gantzer C J, et al. Agroforestry and grass buffer influence on macropore characteristics: A computed tomography analysis. Soil Sci Soc Am J, 2006, 70: 1763—1773

- 18 Zeng Y, Gantzer C J, Payton R L, et al. Fractal dimension and lacunarity of bulk density determined with X-ray computed tomography. *Soi Sci Soc Am J*, 1996, 60: 1718—1724
- 19 吴华山, 陈效民, 陈粲. 利用 CT 扫描技术对太湖地区主要水稻土中大孔隙的研究. *水土保持学报*, 2007, 21: 175—178
- 20 冯杰, 郝振纯. CT 扫描确定土壤大孔隙分布. *水科学进展*, 2002, 13: 611—617
- 21 Rachman A, Anderson S H, Gantzer C J. Computed-tomographic measurement of soil macroporosity parameters as affected by stiff-stemmed grass hedges. *Soi Sci Soc Am J*, 2005, 69: 1609—1616
- 22 Gantzer C J, Anderson S H. Computed tomographic measurement of macroporosity in chisel-disk and no-tillage seedbeds. *Soil Till Res*, 2002, 64: 101—111
- 23 Mooney S J. Three-dimensional visualization and quantification of soil macroporosity and water flow patterns using computed tomography. *Soil Use Manag*, 2002, 18: 142—151
- 24 Perret J, Prasher S O, Kantzas A, et al. Three-dimensional quantification of macropore networks in undisturbed soil cores. *Soi Sci Soc Am J*, 1999, 63: 1530—1543
- 25 张金发, 郑重, 金义兴. 植物群落演替与土壤发展之间的关系. *武汉植物学研究*, 1990, 8: 325—334
- 26 邹厚远, 刘国彬, 王晗生. 子午岭林区北部近 50 年植被的变化发展. *西北植物学报*, 2002, 22: 1—8
- 27 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1981
- 28 Abramoff M D, Magelhaes P J, Ram S J. Image processing with Image J. *Biophotonics Int*, 2004, 11: 36—42
- 29 Luxmoore R J. Micro-, meso-, and macro-porosity of soil. *Soi Sci Soc Am J*, 1981, 45: 671—672
- 30 郭飞, 徐绍辉, 刘建立. 土壤图像孔隙轮廓线分形特征及其应用. *农业工程学报*, 2005, 21: 6—10
- 31 王凯博, 陈美玲, 秦娟, 等. 子午岭植被自然演替中植物多样性变化及其与土壤理化性质的关系. *西北植物学报*, 2007, 27: 2089—2096
- 32 梁向锋, 赵世伟, 华娟, 等. 子午岭林区典型植被下土壤结构及稳定性指标分析. *水土保持通报*, 2008, 28: 12—16, 22
- 33 Kay B D. Soil structure and organic carbon: A review. In: Lal R, Kimble J M, Follett R, et al, eds. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Boca Raton: CRC Press LLC, 1998. 169—197
- 34 彭新华, 张斌, 赵其国. 土壤有机碳库与土壤结构稳定性关系的研究进展. *土壤学报*, 2004, 41: 618—623
- 35 Emerson W W, McGarry D. Organic carbon and soil porosity. *Aust J Soil Res*, 2003, 41: 107—118
- 36 Asare S N, Rudra R P, Dickinson W T, et al. Soil macroporosity distribution and trends in a no-till plot using a volume computer tomography scanner. *J Agric Eng Res*, 2001, 78: 437—447