

煤矸石自燃对黄土矿区复垦土壤孔隙结构的影响^①

徐建红, 丛海萌, 王伟鹏*

(山西大学环境与资源学院, 太原 030006)

摘要: 为定量分析煤矸石自燃对黄土矿区复垦土壤孔隙结构的影响, 采用工业 CT 与数字图像处理技术对复垦 17 年的西曲煤矿排土场正常复垦区(RL)、矸石自燃植被退化区(CL)及排土场周边原始地貌区(OL)砂壤质潮土表层原状土柱(直径 2 cm、高 6 cm)孔隙进行了无损三维扫描及孔隙特征参数分析。结果表明: 煤矸石自燃对复垦土壤理化性质、孔隙数量、结构与形态均产生了实质影响, 主要表现为 CL 土壤有机质、全氮、有效磷、速效钾含量和 CEC 及 pH 显著下降, 土壤容重与含盐量显著上升。孔隙结构方面, CL 土壤孔隙度、大孔隙(等量孔径大于 300 μm)率、狭长孔隙率、平均孔隙直径等较 RL 土壤分别降低了 35.74%、36.22%、16.00% 和 38.85%。此外, 对孔隙形状系数、三维分形维数、欧拉特征数及三维各向异性等指标的定量分析结果表明, CL 土壤孔隙网络复杂性、连通性较 RL 土壤均显著下降。因此, 煤矸石自燃在显著降低复垦土壤孔隙度与平均孔隙直径的同时, 也会显著降低土壤孔隙网络整体复杂性、连通性及稳定性, 进而导致复垦土壤理化性质及功能的整体退化。

关键词: 煤矸石自燃; 土壤孔隙结构; 土地复垦; 工业 CT

中图分类号: X53 文献标志码: A

Effects of Spontaneous Combustion of Coal Gangue on Microstructure of Mine Reclaimed Soil in Loess Plateau

XU Jianhong, CONG Haimeng, WANG Weipeng*

(School of Environmental & Resource Sciences, Shanxi University, Taiyuan 030006, China)

Abstract: In order to quantitatively analyze pore characteristics of reclaimed soils in gangue yard in coal mine area in Loess Plateau, in this study, high precision and lossless industrial CT and digital image processing technology were used to conduct non-destructive 3D scanning and pore characteristic parameter analysis on the undisturbed sandy-loam topsoil columns (diameter 2 cm and height 6 cm) from the areas of 17-year normal reclamation (RL), vegetation degradation of gangue spontaneous combustion (CL), and the original landform (OL) around the dump of Xiqu Coal Mine in Xishan mining area in Taiyuan City, Shanxi Province. The results showed that the physicochemical properties of reclaimed soil were influenced significantly by gangue spontaneous combustion. Compared with RL and OL soils, bulk density and salt content of CL were higher and organic matter, total nitrogen, available phosphorus, available potassium, CEC and pH were lower. In terms of pore structure, the porosity, microporosity (equal pore size > 300 μm) rate, narrow porosity and average pore diameter of CL soil were decreased by 35.74%, 36.22%, 16.00% and 38.85%, respectively, compared with RL. In addition, the quantitative analysis results of the pore shape coefficient, 3D masses fractal dimension and volumetric Euler-Poincaré were also showed the complexity and connectivity of CL pore network were significantly decreased compared with RL. In conclusion, gangue spontaneous combustion significantly reduced reclaimed soil porosity, average pore diameter, and at the same time also significantly reduced the complexity of soil pore network, connectivity and stability, leading to the overall degradation in physicochemical properties and functions of reclaimed soil.

Key words: Coal gangue spontaneous combustion; Soil pore structure; Land rehabilitation; Industrial CT

煤炭是我国最主要能源, 约占一次能源生产和消费的 60%^[1], 我国近 80% 的电能、70% 的化工能源

和 60% 的民用商业能源均由煤炭提供^[2-3]。黄土高原土地面积不足全国国土面积的 1/20, 但煤炭资源占全

①基金项目: 国家自然科学基金项目(41701245)和山西省基础研究计划自然科学研究项目(202203021221033)资助。

* 通信作者(Wpwang@sxu.edu.cn)

作者简介: 徐建红(1968—), 男, 山西五台人, 学士, 主要从事土壤肥力及团聚体结构研究。E-mail: xjhong@sxu.edu.cn

国的 2/3, 预计 21 世纪区域煤炭产量将持续占全国 70% 左右^[2]。煤矸石是煤炭开采和洗选过程中排弃的固体废物, 约为煤炭产量的 10%~30%^[4]。我国每年煤矸石的排放量约为 1.0×10^9 t, 由于煤矸石是一种大宗固废, 利用率较低, 除去各种消耗利用, 全国积存矸石量达 6.0×10^9 t, 占地 2.4×10^8 m², 且仍以每年 10% 的速度增长^[4-6]。在煤基固废规模化、资源化处置发展欠发达的黄土高原煤矿区, 遍布各地的煤矸石堆积如山, 风化后极易在大风天气形成扬尘。煤矸石山还容易自燃, 全国 1/3 约 3 000 座的矸石山正在燃烧^[7], 巨量自燃矸石压占土地。且煤矸石燃烧会排出大量 CO、CO₂、SO_x、NO_x 及烟尘等有毒有害气体, 严重污染大气^[8]。此外自燃矸石也易氧化产酸析出重金属离子, 遇降水冲刷、浸泡后产生含有重金属离子的酸性废水, 废水迁移, 从而形成水、土污染^[9-10]。因此, 煤矸石山给周边环境带来了严重的危害。另外, 部分煤矸石山还会因坡度、自燃、降雨等作用, 发生坍塌、滑坡甚至泥石流等地质灾害, 造成严重的经济损失和人员伤亡。

对煤矸石山进行土地复垦兼有解决矸石污染和复垦土地的双重效能, 因此, 真石山复垦是煤矿区土地治理与生态环境改善的重要措施。我国煤矸石存量大且矸石山复垦相关研究起步晚, 既有的相关研究多集中于对复垦土壤养分、污染物(重金属、有机物)及基本理化性质等内容的研究, 针对复垦过程土壤结构发育机制, 尤其是定量评价煤矸石自燃对复垦土壤孔隙结构与形态发育影响机制的研究尚不多见^[11-13]。基于此, 本文以黄土高原煤矿区自燃煤矸石山复垦土壤为研究对象, 定量分析煤矸石自燃对复垦土壤孔隙结构与形态特征的影响, 以为黄土高原及中西部矿区复垦土壤的改良及科学管理提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

西曲矿位于太原市西部山地吕梁山脉中段东翼, 属大陆性暖温带半干旱季风气候区, 矿区年平均降水量为 400~600 mm, 年平均蒸发量为 1 500~1 700 mm, 年平均气温为 7.9~10.6 °C, 平均无霜期为 150~170 d, 年平均风速为 1.4~2.2 m/s, 最大风速 25 m/s。本区地带性土壤为褐土, 质地为砂壤土。矿区排矸场于 2002 年开始堆矸, 排矸方式为沿原始山谷“自上而下, 自然堆积, 平整顶部, 不断延伸”。排矸结束后, 真石山最大高差约 80 m, 坡面坡度约 40°。2003 年, 矿方采用表层覆土、绿化形式对该矸石山进行复垦, 覆土厚度为 60~80 cm, 土源为煤矸石山周边原始山体未经熟化的原生黄土, 绿化植物为当地常见植物类型(表 1)。由于当地煤矸石含硫量高且防自燃措施不完善, 2010 年起, 该排矸场东南主平台约 1/3 的矸石产生了自燃, 自燃后表面植被开始退化。截至 2019 年工程治理前, 该排矸场东南平台自燃区域植物以入侵的茵陈蒿、万年蒿为主, 与之相邻的 2/3 正常平台主要植被为榆树、油松等。

1.2 样品采集与处理

2019 年 6 月, 在已复垦 17 年的西曲矿排矸场东南平台正常复垦区(reclamation land, RL)、煤矸石自燃植被退化区(combustion land, CL)及矿区周边原地貌区(original land, OL)平地随机选择 3 处采集土壤表层样品(图 1, 表 1)。土壤表面开挖深度为 10 cm, 利用 PVC 管采样, 样品为直径 2 cm、高 6 cm 的原状土柱, 为防止土柱吸、失水及转移过程破裂, CT 扫描前用保鲜膜对样品进行密封并置于 4 °C 冰箱保存^[14]。此外, 按 0~10 cm 深度采集土样, 土样混合后经风干、去杂、过筛后供土壤理化性质测定。

表 1 采样点信息
Table 1 Sampling site information

样区及样品编号	地理坐标	优势植物	伴生植物
原地貌区 OL	112.2150° E, 37.9165° N	榆树 <i>Ulmus pumila</i> L. 刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> L. 黄荆 <i>Vitex negundo</i> L. 黄刺玫 <i>Rosa xanthina</i> Lindl.	野艾蒿 <i>Artemisia lavandulaefolia</i> DC. 臭蒿 <i>Artemisia hedinii</i> Ostenf. et Pauls. 早熟禾 <i>Poa annua</i> L. 万年蒿 <i>Artemisia sacrorum</i> Ledeb 益母草 <i>Leonurus sibiricus</i> L. 早熟禾 <i>Poa annua</i> L.
煤矸石自燃植被退化区 CL	112.2210° E, 37.9177° N	茵陈蒿 <i>Artemisia capillaries</i> Thunb. 万年蒿 <i>Artemisia sacrorum</i> Ledeb. 盐蒿 <i>Artemisia halodendron</i> Turcz.ex Bess	臭蒿 <i>Artemisia hedinii</i> Ostenf. et Pauls. 艾蒿 <i>Artemisia argyi</i> Lev. et Van 茵陈蒿 <i>Artemisia capillaries</i> Thunb 万年蒿 <i>Artemisia sacrorum</i> Ledeb 臭蒿 <i>Artemisia hedinii</i> Ostenf. et Pauls. 早熟禾 <i>Poa annua</i> L.
正常复垦区 RL	112.2210° E, 37.9176° N	刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> L. 油松 <i>Pinus tabuliformis</i> Carr. 榆树 <i>Ulmus pumila</i> L.	



图 1 样地现状
Fig. 1 Current situation of the sampled area

1.3 土壤理化性质测定

pH^[15]: pH 计以土水质量比 1:2.5 测定；土壤有机质^[16]: 油浴加热 K₂CrO₇容量法；全氮^[17]: 凯氏法；有效磷^[18]: 钼锑抗比色法；速效钾^[19]: 火焰光度法；土壤质地^[20]: 吸管法；阳离子交换量(CEC)^[21]: 乙酸铵法；田间持水率(%)^[22]: 环刀吸水法；土壤盐分^[23]: 电导率法。

1.4 CT 扫描与图像重建

土壤样品采用工业纳米 CT (Phoenix Nanotom S, GE, USA)扫描测定。扫描参数为：光子能量 115 kV，分辨率 25 μm。样品固定后沿样品台水平方向进行 0 ~ 360° 匀速转动，生成 X 射线衰减投影图像。将各样品投影图像用 datos|x 2.0 软件进行图像重建，重建后生成 2 400 幅 2014×2014 像素 8 位 tiff 格式的灰度图像，灰度值范围为 0 ~ 255。采用开源软件 ImageJ 对重建图像进行对比度调整、归一化及中值滤波等降噪处理^[24-26]。为降低采样过程中 PVC 管对土壤原状土柱边界的影响，本研究选取土柱中间部分 800×800×800 像素(2 cm×2 cm×2 cm)的区域进行定量分析。CT 图像的二值分割是获取土壤孔隙参数的关键，本研究采用自适应中值滤波法对灰度图像进行二值分割，并通过 ImageJ 软件对土壤样品实现三维可视化。本研究中土壤三维孔隙参数主要包括以下方面：

孔隙度：由于工业 CT 设备存在扫描分辨率的限制，本文采用 ImageJ 软件的 Analyze particle 插件对样品中 >25 μm 的孔隙结构进行识别分析。

形状系数(*F*)：计算方法^[27]如式(1)所示，式中，*A_e* 为孔隙等体积球体的表面积，*A* 为孔隙的实测表面积。按孔隙形状系数将孔隙分为规则型(*F*≥0.5)、不规则型(0.2<*F*<0.5)和狭长型(*F*≤0.2)三类。孔隙形状系数反映土壤孔隙的自相似性与占据空间有效性，形状系数越大，表明孔隙结构越复杂^[28]。

$$F = \frac{A_e}{A} \quad (1)$$

三维分形维数(3D mass fractal dimension, FD)^[29]:用于定量化描述孔隙形态的自相似性和不规则性，FD 不依赖测量尺度而变化，其值越大表明该物体结构越复杂。FD 值采用计盒维数法计算，其原理是用边长 ε 的盒子去覆盖分形图像，不断改变盒子边长，记录不同尺度盒子的总数 $N(\varepsilon)$ ，直到盒子大小等于图像尺寸时停止。盒子的数量 $N(\varepsilon)$ 与盒子边长 ε 满足公式(2)，其中 FD 为 $\log(1/\varepsilon)$ 与 $\log(N(\varepsilon))$ 的拟合曲线的斜率。

$$N(\varepsilon) = \left(\frac{1}{\varepsilon}\right)^{\text{FD}} \quad (2)$$

孔隙连通性：用二维欧拉特征数(volumetric Euler-Poincaré, Ev)^[30]来表征，其计算公式如式(3)所示，式中，*I* 是三维图像中完全隔离互不连通的孔隙数目，*C* 为图像中相互连通的孔隙数目，*V* 为三维空间的体积。

$$\text{Ev} = \frac{I - C}{V} \quad (3)$$

三维各向异性(3D degree of anisotropy, DA)^[31]:指孔隙体系在不同方向形态分布及变异特性，值一般在 0(各向同质结构)~1(各向异质结构)，数值越小，结构越稳定。

大孔隙集群：用土壤中最大孔隙体积与土壤总孔隙度的比值表示，数值越大，表明土壤孔隙网络的连通性越好。

1.5 数据处理与统计分析

所有数据均采用 SPSS 25.0 进行整理和分析，结果表示为平均值±标准偏差，其中，单因素方差分析(One-way ANOVA)用于比较不同处理之间在团聚体稳定性和孔隙特征方面的显著差异。作图用 Origin 2019 完成。

2 结果与分析

2.1 复垦及煤矸石自燃对土壤理化性质的影响

3 个样区土壤理化性质如表 2 所示。相较于 OL

土壤, 经过 17 年复垦, 除 pH 与粉粒含量外, RL 土壤田间持水率、容重、有机质、有效磷、速效钾、含盐量及 CEC 均与 OL 土壤存在显著差异, 表明土地复垦显著改变了土壤基本理化性质, 推测主要原因一是复垦所用覆土为未经熟化的黄土, 其材料本身理、化性质与 OL 土壤差异较大; 二是复垦过程中机械碾压对表层土壤理化性质影响较大。

表 2 数据还显示, 相较于 RL 土壤, CL 土壤盐分明显升高, pH 显著下降, 原因可能是煤矸石自燃过程中黄铁矿(FeS)水解产生 SO₂、单质 S 及水, 土壤盐分及硫随水向表层迁移并沉积所致^[32]。此外, 煤矸石自燃背景下, CL 土壤田间持水率、容重、有机质、全氮、速效钾、有效磷及 CEC 等性质与 RL 土壤存在显著差异, 表明煤矸石自燃对复垦土壤理化性质产生了实质性影响。在土壤黏、粉砂含量及土壤质地方面, CL 土壤与 RL 土壤无显著性差异。

表 2 煤矸石自燃对复垦土壤理化性质的影响

Table 2 Effect of gangue spontaneous combustion on physicochemical properties of reclaimed soils

土壤性质	OL	CL	RL
pH	8.41 a	5.49 b	7.35 a
田间持水率(%)	31.42 a	15.56 c	26.85 b
黏粒(%)	18.65 a	16.35 b	15.69 b
粉粒(%)	28.46 a	27.55 a	28.76 a
砂粒(%)	52.89 b	56.10 a	54.65 a
容重(g/cm ³)	1.41 c	1.72 a	1.57 b
有机质(g/kg)	8.47 a	4.95 c	6.51 b
全氮(g/kg)	1.75 a	1.07 b	1.63 a
有效磷(mg/kg)	20.68 a	5.27 c	12.35 b
速效钾(mg/kg)	90.63 a	35.65 c	70.58 b
盐分(%)	2.52 c	5.13 a	3.43 b
CEC(cmol/kg)	4.89 a	1.85 c	2.52 b

注: 表中同行不同小写字母代表不同样区土壤间差异在 $P<0.05$ 水平显著; 下同。

2.2 复垦及煤矸石自燃对土壤孔隙分布的影响

图 2 为 3 个不同样区土壤三维孔隙结构的可视化图像, 三维图像中白色和黑色像素分别代表孔隙和土壤基质。受 CT 扫描分辨率的限制, 本研究只讨论当量孔径 $>25 \mu\text{m}$ 的孔隙。对图 2 进行目视观察可以看出, 3 种土壤孔隙及基质相空间分布存在明显不同。OL 土壤中的孔隙网络与基质分别呈现连续与非均质分布的特点。相较于 OL 土壤, RL 土壤中孔隙网络与基质分别表现为分散与均质化特征, 表明复垦过程显著改变了土壤孔隙网络与基质的空间分布。

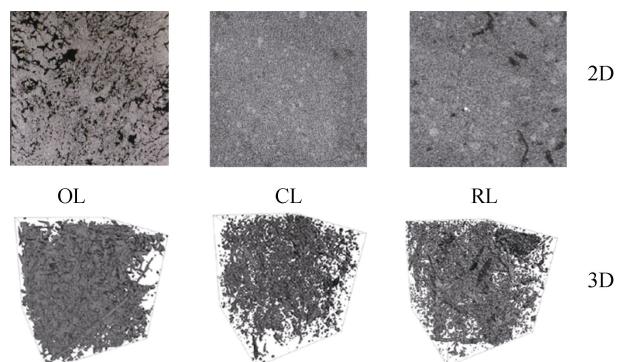


图 2 不同样区土壤结构的代表性三维可视化图像

Fig. 2 Representative 3D visualization images of different soil structure in different areas

此外, 通过图 2 对比还可以得出, 相较 RL 土壤, CL 土壤中土壤基质整体呈蜂窝状分布, 土壤孔隙穿插其中, 孔隙网络的分散及土壤基质均质化程度进一步增加, 表明煤矸石自燃背景下, CL 土壤中的连续性孔隙通道减少, 孔隙网络整体连通性有降低趋势。

土壤孔隙度与孔隙数量是定量表征土壤结构与功能的重要指标, 如表 3 所示, 3 种土壤总孔隙度及孔隙分布存在显著差异。相较于 OL 土壤, RL 土壤总孔隙度、大孔隙(等效直径 $>300 \mu\text{m}$)率及平均孔隙直径分别下降了 9.50%、7.29% 和 15.59%。相对应地, RL 土壤中孔隙数量与小孔隙(等效直径 $<300 \mu\text{m}$)率分别较 OL 土壤增加了 9.25% 与 15.51%, 该结果进一步印证了图 2 目视观察的判断, 表明复垦过程显著影响了土壤孔隙度与孔隙分布, 主要表现为土壤总孔隙度与大孔隙数量的降低。

表 3 煤矸石自燃对复垦土壤孔隙分布的影响

Table 3 Effect of gangue spontaneous combustion on pore distribution of reclaimed soils

孔隙特性	OL	CL	RL
总孔隙度(%)	18.64 a	10.84 c	16.87 b
孔隙数量	41 251 b	56 011 a	45 065 b
$>300 \mu\text{m}$ 大孔隙率(%)	68.03 a	26.85 b	63.07 a
$<300 \mu\text{m}$ 小孔隙率(%)	31.97 c	73.15 a	36.93 b
平均孔隙直径(μm)	186 a	96 c	157 b

相较于 RL 土壤, CL 土壤总孔隙度、大孔隙率及平均孔隙直径分别显著下降了 35.74%、57.43% 与 38.85%, 而孔隙数量与小孔隙率分别显著增加了 24.29% 与 49.51%, 表明煤矸石自燃背景下, CL 土壤中大孔隙减少是导致土壤总孔隙度与平均孔隙直径显著下降的主要原因。

将孔隙按照当量直径进行分类, 国内外尚无标

准。前人研究表明,当量孔径在 50~500 μm 范围的孔隙属于小孔隙范畴,具有土壤水、气传输的功能;当量孔径 >1 000 μm 的孔隙被认为是生物性孔隙(如植物的根系、土壤线虫、蚯蚓活动等形成)^[33]。本研究孔隙分组如图 3 所示,在等效直径 <300 μm 范围内,各样区土壤累积孔隙率从小到大依次为 CL、RL、OL;在等效直径 ≥300 μm 范围内,OL 土壤累积孔隙率大于 RL 与 CL 土壤。结合表 3 可以看出,复垦及煤矸石自燃均显著降低了土壤总孔隙度与平均孔隙直径。

相对于 OL 与 RL 土壤,煤矸石自燃背景下的 CL 土壤平均孔隙直径降幅分别高达 48.39% 与 38.85%(表 3),表明煤矸石自燃显著降低了复垦土壤中大孔隙的数量。综合孔隙度、孔隙数量、孔隙分布以及孔隙成像(图 2 和表 3)结果可以推断,煤矸石自燃对复垦土壤大孔隙的形成有明显抑制作用。可能的原因是煤矸石自燃产生强酸(煤矸石硫含量高)与高温直接抑制了复垦植物根系、土壤线虫及蚯蚓等生物活动过程,从而间接减少了生物性孔隙的形成。此外,矸石自燃条件下,植物、土壤动物及微生物生物量的减少也会引起 CL 土壤中有机质供应不足,进而导致土壤团聚体的消融及大孔隙破碎化^[34],具体表现为 CL 土壤中小孔隙数量的显著增加(图 3)。

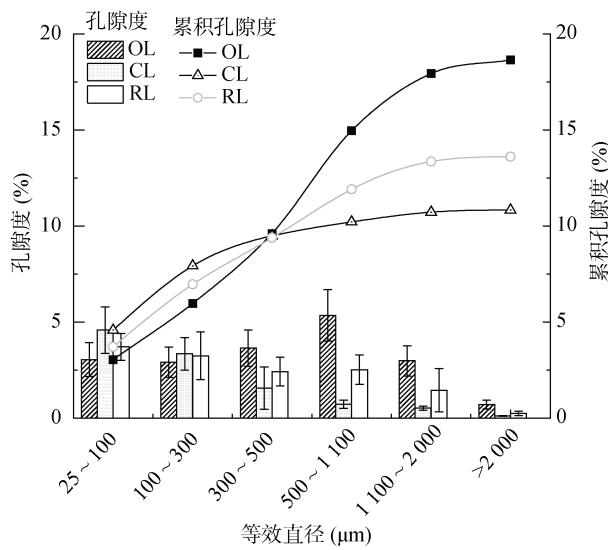
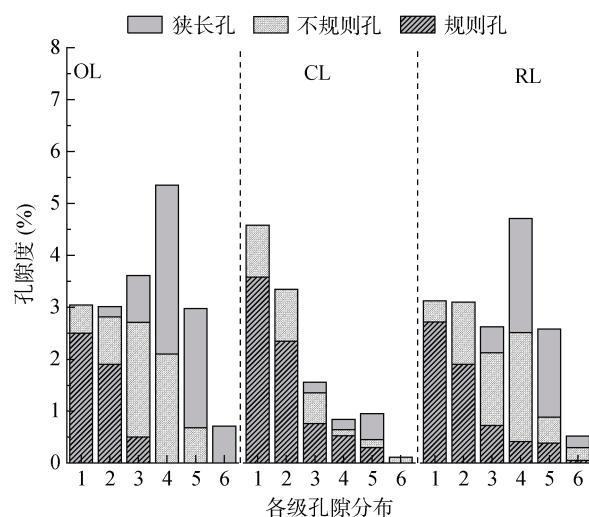


图 3 各样区土壤孔隙大小分布
Fig. 3 Pore size distributions of soils in different areas

2.3 复垦及煤矸石自燃对土壤孔隙形状分布的影响

根据孔隙形状系数,本研究将孔隙分为规则型、不规则型及狭长型 3 类,其中狭长型孔隙由于具有较大的孔道表面积,更有利于水、气运移,对植物生长更为重要。各样区土壤孔隙形状分布如图 4 所示。在

当量孔径 <300 μm 范围内,各样区土壤中均以规则孔隙为主,占总孔隙度 70% 以上;在当量孔径 300~1 100 μm 范围内,OL 与 RL 土壤孔隙以不规则孔隙与狭长孔隙为主,随着孔隙直径的增加,在当量孔径 1 100~2 000 μm 及 ≥2 000 μm 范围内,RL 与 OL 土壤表现为相似的趋势,表明土地复垦可在一定程度上提升土壤孔隙复杂度并改善土壤孔隙形状分布。可能的原因是复垦有效促进了土壤有机质及生物量的提升,生物量及土壤有机质可以促进土壤中小孔间的相互融合,进而促进土壤孔隙形状的优化。



(图中横坐标中的 1、2、3、4、5、6 分别表示孔隙直径 25~100、100~300、300~500、500~1 100、1 100~2 000、≥2 000 μm)

图 4 各样区土壤分级孔隙形状分布
Fig. 4 Distribution of soil pore shapes in different areas

不同于 RL 土壤,CL 土壤在当量孔径 300~1 100 μm 的范围内仍以规则孔为主;随着孔隙直径的增加,在当量孔径 1 100~2 000 μm 及 ≥2 000 μm 的范围内,CL 土壤中不规则孔隙与狭长孔隙占比较 RL 土壤进一步下降。这表明煤矸石自燃会显著降低复垦土壤中非规则与狭长孔隙的比例。

此外,结合 OL、RL 及 CL 土壤的平均形状系数(依次为 0.68、0.50 与 0.42)可以看出,煤矸石自燃会导致复垦土壤孔隙形状的单一与均质化,而且该影响会随着土壤孔隙直径的增加而增强。结合前文土壤孔隙数量与孔隙度结果可知,煤矸石自燃在降低复垦土壤孔隙数量及孔隙度的同时会显著提升复垦土壤孔隙形状的均质化程度,这一结果与也与 CL 土壤三维成像图像(图 2)相符。

2.4 复垦及煤矸石自燃对土壤孔隙形态的影响

从土壤孔隙形态学参数来看,一般认为,欧拉数(Ev)越小,土壤孔隙的连通性越好^[30]。本研究中 3 种

土壤连通性系数(E_v)均为正值, 表明在扫描分辨率范围内3种土壤体系中的孤立孔隙个数均大于连通孔隙数量。对3种土壤孔隙连通性进行分析, 结果如表4所示, 各土壤的 E_v 值之间存在显著性差异, 其中CL土壤 E_v 值显著高于RL与OL土壤, 表明煤矸石自燃条件下, 复垦土壤孔隙的连通性显著下降。

表4 煤矸石自燃对复垦土壤孔隙形态的影响
Table 4 Effect of gangue spontaneous combustion on pore morphology of reclaimed soils

孔隙形态	OL	CL	RL
$E_v(10^{-3})$	0.15 c	0.31 a	0.23 b
大孔隙集群(%)	69.72 a	35.25c	59.16 b
三维分形维数	2.45 a	2.17 b	2.33 a
三维各向异性	0.29 c	0.40 a	0.33 b

此外, 值得注意的是, 本研究中OL与RL土壤中大孔隙集群的孔隙度占比均超过各自总孔隙度的1/2, CL土壤中大孔隙集群仅占总孔隙体积的1/3。特别地, 相较于RL土壤, CL土壤中大孔隙集群骤降了40.41%, 表明复垦条件下, 煤矸石自燃显著降低了土壤孔隙网络的连通性。结合基于CT技术研究农业土壤孔隙连通性的普遍性结论^[14,33-34], 即土壤孔隙网络的连通性与土壤有机质含量呈显著正相关关系, 推断本研究中煤矸石自燃区生物性孔隙少及有机质含量低可能是引起复垦土壤孔隙连通性差的主要原因。

土壤孔隙三维分形维数与各向异性值越大, 土壤孔隙结构越复杂与稳定性越好^[21]。本研究中3种土壤OL、RL及CL孔隙结构三维分形维数均值依次为2.45、2.33和2.17, CL土壤显著低于RL土壤, 表明煤矸石自燃会加剧复垦土壤孔隙结构复杂程度的下降。

3种土壤孔隙结构三维各向异性均值分别为0.29、0.33与0.40, CL土壤显著高于RL土壤, 表明煤矸石自燃会导致复垦土壤孔隙网络各向异性的增加。综合土壤孔隙连通性、三维分形维数、三维各向异性结果, 可以看出煤矸石自燃显著改变了复垦土壤孔隙形态, 具体表现为土壤孔隙连通性、复杂性与结构稳定性的整体性下降。

3 讨论

煤矸石自燃涉及一系列复杂的理、化、生反应过程, 煤矸石中黄铁矿的含量、煤的变质程度、堆积方式、水分含量、蓄热条件等因素均能影响矸石自燃,

因此关于煤矸石自燃发火机理的研究是一项系统工程。目前学界关于煤矸石的自燃机理主要可以归纳为: 黄铁矿氧化学说、细菌作用学说、自由基链式反应学说和煤氧复合学说等^[5]。煤矸石山治理, 尤其是自燃煤矸石山治理是世界性难题, 国内外对煤矸石山自燃的灭火治理方法包括挖出火源冷却法、水力灭火法、覆盖与压实灭火法和打孔注浆封闭法等。但不论采用哪种方法灭火, 都难以彻底实现排除矸石复燃的可能性。本研究涉及的排土场复垦平台煤矸石自燃现象在北方煤矿区排土场具有一定典型性与代表性。从本研究数据来看, 研究区煤矸石自燃在显著改变复垦土壤理化性质的同时, 也对复垦土壤孔隙结构、形状及功能产生了实质性影响。

3.1 复垦与煤矸石自燃对土壤理化性质的影响

煤矸石自燃背景下复垦土壤质量下降、植被退化, 具体表现为: 复垦土壤的容重与盐分含量升高, pH、有机质、CEC、田间持水率、全氮、有效磷及速效钾等指标显著降低。CL土壤供水、肥及养分功能的下降及煤矸石产热会导致土壤植被退化, 主要表现为植物种类与数量降低, 本研究CL区域植被组成主要以草本植物为主, 由于草本植物生物量(凋落物、地下根系)少且根系分布较浅, 因此其对土壤结构改善相对有限^[35]; 而RL与OL区域植物群落皆以生物量高且根系发达的乔、灌为优势种, 由于乔、灌生物量大且根系发达, 其生长过程中会以凋落物、根系分泌物等形式向土壤提供有机质, 从而提升土壤中有机质含量。土壤有机质是胶合土壤微粒形成各级团聚结构的物质基础, 其含量直接决定着土壤固相颗粒的形态与组合方式, 从而也间接决定着土壤内部的孔隙结构特征^[36-37]。Peng等^[38]研究表明, 土壤有机碳与土壤大孔隙存在显著正相关关系, 据此可以推断, 复垦过程中植被恢复可以增加土壤有机质含量, 优化土壤孔隙结构, 这与本研究中RL土壤孔隙结构显著优于CL土壤的结果一致。Guo等^[39]研究表明, 土壤中盐分沉积会破坏土壤胶体晶格结构, 从而破坏土壤团聚结构。因此, 本研究推断CL土壤孔隙度低的主要原因包括: ①煤矸石自燃造成植物大面积退化后, 减少了植物、土壤动物、微生物种类及数量, 从而直接减少了土壤有机物质来源, 土壤有机质作为土壤各级团粒结构的主要黏结剂, 其数量的持续减少会导致土壤团粒结构破碎, 进而导致土壤有效孔隙数量及功能的持续下降; ②煤矸石自燃导致的CL土壤表层累积的超量盐分也是导致土壤孔隙度、大孔隙数量及比例降低的主要原因; ③煤矸石自燃背景下黄铁矿(FeS)水

解产热、产硫形成的高湿和强酸环境会降低或抑制部分植物、土壤动物及微生物的分布或活动,从而引起土壤中生物性孔隙来源减少,而生物性孔隙一般为具有土壤功能的大孔隙,这也可以部分解释本研究中 CL 土壤大孔隙数量减少、小孔隙数量剧增的结果。自燃背景下复垦土壤中孔隙多为物理、化学源孔隙(即通过土壤冻融、胀缩或离子吸附与解吸等物、化过程形成的非生物性孔隙),由于这些物理、化学源孔隙一般具分散、均质、非连通性及有效孔隙占比低的特点,因此其在土壤水、气运输及溶质运移过程中贡献有限。

3.2 复垦及煤矸石自燃对土壤孔隙特征的影响

煤矸石自燃背景下复垦土壤结构退化,主要表现为自燃区复垦土壤孔隙度、大孔隙及狭长孔隙比例、孔隙连通性、孔隙三维分形维数、孔隙各向异性等指标下降,据此可以推断,煤矸石自燃会显著降低复垦土壤水、气及各相溶质运移及分布功能,本研究中煤矸石自燃区域 CL 土壤中孔隙度、大孔隙率及孔隙连通系数分别仅为正常复垦区域 RL 土壤的 64.25%、42.57% 和 74.19%,这必然会对排土场复垦平台土壤水分的入渗和地表径流产生影响,同时也会对排土场复垦平台的水土冲刷与和边坡的稳定性产生不利影响。结合前人研究,复垦土壤区植被、土壤动物、微生物的活动也会影响土壤孔隙结构特征^[40-42]。从本研究结果可以看出,受煤矸石自燃影响,CL 区域植被退化,土壤水、肥、养分条件差,因此土壤动物、微生物数量少,活性低,据此推断 CL 土壤受生物活动影响较低,其孔隙主要受土壤胀缩及冻融等物理或化学过程影响,因此其孔隙结构形状单一、结构复杂性与连通性差。相对应地,OL 与 RL 区域由于植被结构比较完善,土壤生物活性高,其土壤孔隙除受土壤物理(胀缩、冻融)作用外,还受到包括植物、土壤动物、微生物生物活动影响,因此会在团聚体尺度上形成高度连通、结构复杂且稳定性好的团聚孔隙。

4 结论

1) 相较于正常复垦区 RL 土壤,煤矸石自燃显著降低了复垦土壤理、化性质,弱化了土壤养分供应能力,具体表现为 CL 土壤中有机质、全氮、有效磷、速效钾含量和 CEC 及 pH 显著下降,土壤容重与含盐量显著上升,可见煤矸石自燃对复垦土壤作为环境介质调节水、气及各相溶质运移及分配的各项功能均具不利影响。

2) 相对于正常复垦 RL 土壤,煤矸石自燃显著

影响了土壤的孔隙度、孔隙数量、大孔隙数量、孔隙形状及孔隙形态及功能,具体表现为煤矸石自燃条件下 CL 土壤孔隙度、大孔隙(等量孔径 >300 μm)率、狭长孔隙率、平均孔隙直径较 RL 土壤分别降低了 35.74%、36.22%、16.00% 和 38.85%。土壤孔隙形状系数、三维分形维数、欧拉特征数及三维各向异性等指标结果表明,煤矸石自燃条件下 CL 土壤孔隙网络复杂性、连通性较 RL 土壤均显著下降。因此,煤矸石自燃在显著降低复垦土壤孔隙度与平均孔隙直径的同时,也会显著降低土壤孔隙网络整体的复杂性、连通性及稳定性,进而引起复垦土壤作为环境介质调节水、气及各相溶质运移及分配的各项功能整体下降。

3) 对于煤矿区排土场自燃退化平台复垦,单纯依靠植被自然恢复难度较大,必须在煤矸石灭火治理的基础上,对已经退化的复垦土壤进行改良,如先通过增施有机肥、种植绿肥、施用化肥和深松等措施改善土壤的理、化性状和生物学性状,增加复垦土壤大孔隙数量和孔隙度,在土壤性质及结构改善的基础上,再进行恢复植被。此外,从本研究结果可以看出,工业纳米 CT 技术可直观定量描述复垦土壤孔隙数量、形状及形态功能特征,该技术在定量研究复垦矿区土壤孔隙结构分异及演化方面潜力巨大。

参考文献:

- [1] 胡振琪,肖武.关于煤炭工业绿色发展战略的若干思考——基于生态修复视角[J].煤炭科学技术,2020,48(4): 35–42.
- [2] Qi Q, Zhang J, Tien J C. Study on sustainable capacity of coal mining in china under the micro-macro angle of view [J]. China Coal, 2012, 38(8): 16–9.
- [3] 中华人民共和国国家统计局.《中国统计年鉴》[M].北京:中国统计出版社,2015.
- [4] Bian Z F, Dong J H, Lei S G, et al. The impact of disposal and treatment of coal mining wastes on environment and farmland[J]. Environmental Geology, 2009, 58(3): 625–634.
- [5] 胡振琪,官有寿.煤矸石山生态修复[M].北京:科学出版社,2021.
- [6] Wang S B, Wang X. Potentially useful elements (Al, Fe, Ga, Ge, U) in coal gangue: A case study in Weibei coal mining area, Shaanxi Province, northwestern China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(12): 11893–11904.
- [7] Wang J M, Qin Q, Hu S J, et al. A concrete material with waste coal gangue and fly ash used for farmland drainage in high groundwater level areas[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 112: 631–638.
- [8] Liang Y C, Liang H D, Zhu S Q. Mercury emission from spontaneously ignited coal gangue hill in Wuda coalfield, Inner Mongolia, China[J]. Fuel, 2016, 182: 525–530.

- [9] Ganesan S, Sangeetha R. Health implications of exposure to coal mine dust in workers-a Review[J]. International Journal of Research in Pharmaceutical Sciences, 2019, 10(2): 812–819.
- [10] Tong R P, Cheng M Z, Yang X Y, et al. Exposure levels and health damage assessment of dust in a coal mine of Shanxi Province, China[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2019, 128: 184–192.
- [11] 白东升. 煤矸石堆积区生态重构模式与土壤水文性质优化的驱动要素[D]. 绵阳: 西南科技大学, 2022.
- [12] Zhang L, Han J C. Improving water retention capacity of an aeolian sandy soil with feldspathic sandstone[J]. Scientific Reports, 2019, 9(1): 14719.
- [13] Zhang J L, Zhou L L, Ma R M, et al. Influence of soil moisture content and soil and water conservation measures on time to runoff initiation under different rainfall intensities[J]. Catena, 2019, 182: 104172.
- [14] Wang W P, Zhang Y F, Li H. Quantification of soil structure via synchrotron X-ray tomography after 22 years of fertilization[J]. European Journal of Soil Science, 2021, 72(5): 2115–2127.
- [15] 季天委. 肥料和土壤酸碱度测定方法探讨[J]. 浙江农业科学, 2020, 61(4): 746–748.
- [16] 方能干. 土壤有机质含量的测定[J]. 现代农业科技, 2016(8): 207–208.
- [17] 卢锦斌, 张利敏, 徐秀容. 改良凯氏定氮法的研究进展[J]. 家畜生态学报, 2020, 41(12): 84–87.
- [18] 陈敏, 潘义宾. 碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法测定酸性土壤中的速效磷[J]. 农技服务, 2014, 31(9): 63, 75.
- [19] 阳雄宇, 金菲英, 章超, 等. 火焰光度法测定土壤中速效钾、缓效钾[J]. 磷肥与复肥, 2023, 38(4): 33–35.
- [20] Di Stefano C, Ferro V, Mirabile S. Comparison between grain-size analyses using laser diffraction and sedimentation methods[J]. Biosystems Engineering, 2010, 106(2): 205–215.
- [21] 袁方, 江映. 乙酸铵交换分光光度法测定农业土壤阳离子交换量[J]. 福建分析测试, 2022, 31(4): 51–54.
- [22] 成兆金, 徐淑米, 李长军. 测定土壤田间持水量的环刀滴水法探讨[J]. 江西农业学报, 2018, 30(10): 50–54.
- [23] 李炎. 土壤水盐运移规律的试验研究[J]. 节水灌溉, 2017(8): 73–76.
- [24] Lucas M, Vetterlein D, Vogel H J, et al. Revealing pore connectivity across scales and resolutions with X-ray CT[J]. European Journal of Soil Science, 2021, 72(2): 546–560.
- [25] Fukumasu J, Jarvis N, Koestel J, et al. Relations between soil organic carbon content and the pore size distribution for an arable topsoil with large variations in soil properties[J]. European Journal of Soil Science, 2022, 73(1): e13212.
- [26] Balseiro-Romero M, Mazurier A, Monoshyn D, et al. Using X-ray microtomography to characterize the burrowing behaviour of earthworms in heterogeneously polluted soils[J]. Pedobiologia, 2020, 83: 150671.
- [27] Wadell H. Volume, shape, and roundness of rock particles[J]. The Journal of Geology, 1932, 40(5): 443–451.
- [28] Xu L Y, Wang M Y, Shi X Z, et al. Effect of long-term organic fertilization on the soil pore characteristics of greenhouse vegetable fields converted from rice-wheat rotation fields[J]. Science of the Total Environment, 2018, 631/632: 1243–1250.
- [29] Panigrahy C, Seal A, Mahato K N. Quantitative texture measurement of gray-scale images: Fractal dimension using an improved differential box counting method[J]. Measurement, 2019, 147106859–106859.
- [30] Dal Ferro N, Charrier P, Morari F. Dual-scale micro-CT assessment of soil structure in a long-term fertilization experiment[J]. Geoderma, 2013, 204: 84–93.
- [31] Harrigan T P, Mann R W. Characterization of microstructural anisotropy in orthotropic materials using a second rank tensor[J]. Journal of Materials Science, 1984, 19(3): 761–767.
- [32] 任晓玲, 周蕙昕, 高明, 等. 煤矸石肥料的研究进展[J]. 中国煤炭, 2021, 47(1): 103–109.
- [33] Maltas A, Kebli H, Oberholzer H R, et al. The effects of organic and mineral fertilizers on carbon sequestration, soil properties, and crop yields from a long-term field experiment under a Swiss conventional farming system[J]. Land Degradation & Development, 2018, 29(4): 926–938.
- [34] Zhao D, Xu M X, Liu G B, et al. Quantification of soil aggregate microstructure on abandoned cropland during vegetative succession using synchrotron radiation-based micro-computed tomography[J]. Soil and Tillage Research, 2017, 165: 239–246.
- [35] Zhao D, Xu M X, Liu G B, et al. Effect of vegetation type on microstructure of soil aggregates on the Loess Plateau, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2017, 242: 1–8.
- [36] Budhathoki S, Lamba J, Srivastava P, et al. Temporal and spatial variability in 3D soil macropore characteristics determined using X-ray computed tomography[J]. Journal of Soils and Sediments, 2022, 22(4): 1263–1277.
- [37] Qiao J B, Liu X T, Zhu Y J, et al. Three-dimensional quantification of soil pore structure in wind-deposited loess under different vegetation types using industrial X-ray computed tomography[J]. Catena, 2021, 199: 105098.
- [38] Peng X H, Horn R, Hallett P. Soil structure and its functions in ecosystems: Phase matter & scale matter[J]. Soil and Tillage Research, 2015, 146: 1–3.
- [39] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010, 327(5968): 1008–1010.
- [40] 樊文华, 李慧峰, 白中科, 等. 黄土区大型露天煤矿煤矸石自燃对复垦土壤质量的影响[J]. 农业工程学报, 2010, 26(2): 319–324.
- [41] 焦赫, 李新举. 煤矸石充填复垦土壤细菌群落变化[J]. 煤炭学报, 2021, 46(10): 3332–3341.
- [42] 徐嘉兴, 李钢, 陈国良, 等. 矿区土地生态质量评价及动态变化[J]. 煤炭学报, 2013, 38(S1): 180–185.