

楚纯洁,周金凤,杜越天. 平顶山矿区丘陵坡地土壤健康评价[J]. 江苏农业科学,2018,46(5):240-243.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.05.063

# 平顶山矿区丘陵坡地土壤健康评价

楚纯洁<sup>1</sup>, 周金凤<sup>2</sup>, 杜越天<sup>1</sup>

(1. 平顶山学院资源与环境科学学院,河南平顶山 467000; 2. 平顶山学院化学与环境工程学院,河南平顶山 467000)

**摘要:**以平顶山矿区丘陵坡地土壤为供试材料,通过采样、测试,分析土壤的理化性质及重金属铜、锌、铬、镍、铅在不同海拔与矿区下风向不同距离处的含量,并采用熵权模糊物元模型对该研究区土壤健康质量进行评估。结果表明,平顶山矿区丘陵坡地土壤的综合健康质量主要取决于土壤肥力,受重金属污染的影响较小;土壤健康质量沿坡面随海拔下降而变好,并在近坡顶附近、矿区及以下坡面、近坡底附近形成3个高值区,土壤健康质量较好,这与采矿活动中粉煤灰空气传输及坡面水蚀、风蚀迁移所造成的养分积累有关;矿区下风向土壤健康质量随距离变化无明显变化;坡下的土壤健康质量高于坡上,不同的土地利用方式对土壤健康质量无差异性影响。

**关键词:**土壤重金属;土壤肥力;土壤健康质量;丘陵;平顶山矿区

**中图分类号:** X825 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)05-0240-04

土壤健康是土壤影响和促进人畜健康的能力。但各种不合理的人类活动将重金属等大量难降解的污染物带入土壤,不仅会影响土壤的结构、性状,而且还可以通过不同途径进入生物体内并不断富集,对人体健康构成直接或间接的威胁。近年来,重金属在污染土壤的健康风险评估方面受到了较多的关注,这些研究主要集中于城市土壤<sup>[1-2]</sup>、工矿区土壤<sup>[3-5]</sup>、农田土壤<sup>[6]</sup>、蔬菜种植基地土壤<sup>[7]</sup>,其中以工矿区重金属污染土壤的健康风险研究最多。低山丘陵地区是我国生态环境破坏最严重的区域之一,其退化生态系统的诊断、评估与修复是改善区域生态环境、维护人类健康、提高低山丘陵区生产力并实现可持续发展的关键所在。低山丘陵区的土壤健康研究主要集中于森林土壤质量及健康评价<sup>[8-10]</sup>,侧重于将土壤理化性质和生物学性质相结合,反映森林土壤自然地质过程和生物地球化学循环而造成的土壤中元素丰缺及其对人畜健康的潜在影响。平顶山矿区是我国北方重要的能源化工基地,主要分布于豫西石质丘陵地带,特殊的地理位置使得土壤环境长期受到煤炭开采与水蚀、风蚀的严重影响。而长期煤炭资源开采所造成的生态环境问题,不仅直接影响矿区周边丘陵坡地土壤的健康与生态安全,而且还严重威胁着主导下风向的平顶山市城区的环境质量与生态系统功能。但针对这一区域污染土壤的健康风险与评价研究仍鲜见报道,笔者曾研究过这一区域受采矿行为影响的丘陵坡地土壤的重金属分布及污染特征<sup>[11]</sup>,其土壤健康状况很有必要在此基础上做进一步的深入评估。因此,本研究以平顶山矿区平煤四矿周边的丘陵坡地为研究对象,将土壤养分性状与重金属污染指标相结合进行土壤健康评价,以分析特殊地形条件下煤炭开采对土壤健康的影响特点及规律,为退化土壤的修复及污染

防治提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于豫西石质丘陵区(112°14'~113°45'E,33°08'~34°20'N),为北亚热带向暖温带过渡的大陆性季风气候,6—8月盛行南风或偏南风,其他月份以北风或偏北风为主,年均气温14.7℃,年均降水量759mm。土壤具有典型的过渡性,为南方黄红壤土向北方褐土的过渡类型,土壤粗骨性比较突出,土层浅薄,多有基岩裸露,土壤厚度多在5~45cm<sup>[12]</sup>。

平顶山矿区主要分布于平顶山市区北部的丘陵南坡,东西长约30km,自1956年以来共建有大型矿井11对,是我国北方重要的煤炭基地。矿区周边丘陵多属剥蚀侵蚀地形,工矿开发以来的土壤侵蚀速率增大近2倍,达到3750t/km<sup>2</sup>。采样区为中平能化集团四矿所在的擂鼓台南坡,母岩为中粗粒石英砂岩、粉砂岩及砂质页岩。

### 1.2 样品采集与处理

结合研究区地形分布,以矿区为中心,分别选取沿坡面变化(A轴)和沿矿区下风向变化(B轴)2条采样轴线(图1)。A轴为研究主轴线,依据不同海拔从坡顶至坡底按土地利用类型采样,每个样点采用蛇形取样法采集多点表层混合样(0~15cm)。B轴为研究区污染主导风向的下风向(东南方向),分别在距离矿区50、100、200、500、1000、1500m处(高差相差较小)按蛇形取样法采集多点表层混合样。样点分布详情参考文献[11]。

### 1.3 测试方法

将土样自然风干后研磨,全部通过2mm土壤筛;再分别取部分样品继续研磨,分别通过1.000、0.149mm土壤筛,待测。土壤理化性质采用常规分析方法<sup>[13]</sup>;土壤颗粒组成采用比重计法,pH值用水土比电位法(水土比为2.5:1.0),土壤有机碳(SOC)含量采用重铬酸钾氧化-外加加热法,全氮(TN)含量测定采用半微量凯氏定氮法,全磷(TP)含量测定采用氢氧化钠碱熔-钼锑抗比色法,全钾(TK)含量测定采用火焰分

收稿日期:2016-09-28

基金项目:河南省科技攻关计划(编号:152102310202);河南省教育厅科技研究重点项目(编号:12B210020)。

作者简介:楚纯洁(1978—),男,河南平顶山人,博士,副教授,主要从事自然地理、生态环境演变及质量评价研究。E-mail: zzfcej@163.com。

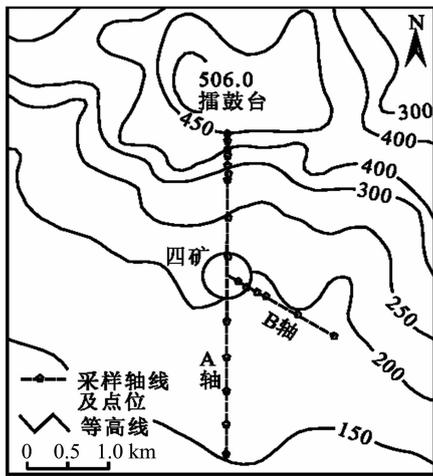


图1 研究区地形及采样点位分布

光光度计法。测试重金属元素包括铜、锌、铬、镍、铅5种,采用硝酸-氢氟酸-高氯酸加热消解,采用火焰分光光度法测试(采用日本岛津公司AA-6601F原子吸收分光光度计,氘灯作背景校正)。

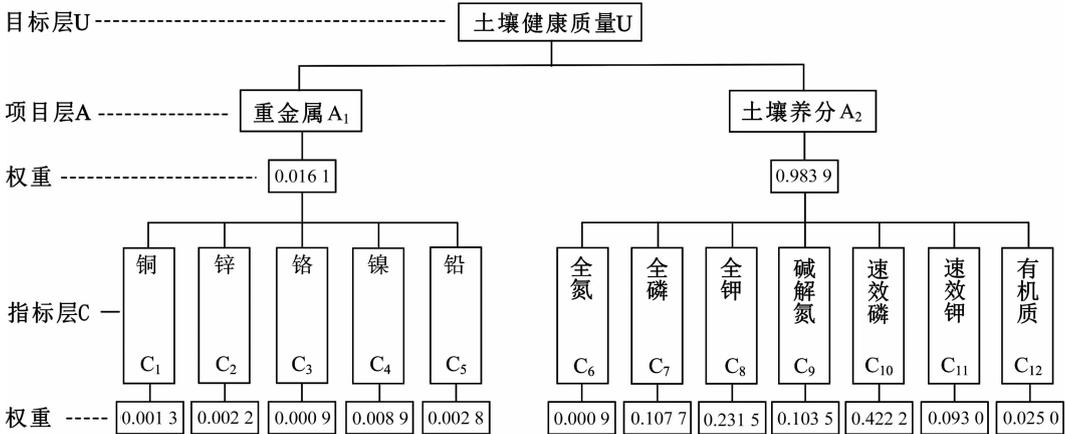


图2 平顶山矿区丘陵坡地土壤健康质量综合评价指标体系

1.4.2 模糊物元评价模型 土壤健康质量的概念具有模糊性,是一个多目标决策问题,单项评估指标并不能很好地反映客观结果<sup>[15]</sup>,因此可以引入模糊物元分析的方法构建土壤健康质量的模糊物元模型。

1.4.2.1 构造复合模糊物元 模糊物元分析中所描述的事物M具有特征C(C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, ..., C<sub>n</sub>),其量值x(x<sub>1</sub>, x<sub>2</sub>, ..., x<sub>n</sub>)具有模糊性,由此组成n维模糊物元R<sub>n</sub>=(M, C, x)。设事物M具有m个,继而可构成m个事物的n维复合模糊物元R<sub>mn</sub>,相应的物元矩阵表示为

$$R_{mn} = \begin{bmatrix} R_{11} & R_{21} & \cdots & R_{m1} \\ R_{12} & R_{22} & \cdots & R_{m2} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ R_{1n} & R_{2n} & \cdots & R_{mn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

本研究中,事物M为所采集的19个混合样品,M<sub>1</sub>~M<sub>14</sub>为A采样轴线自坡顶至坡底的样点,M<sub>15</sub>~M<sub>19</sub>为B采样轴线自矿区中心由近及远的样点;其中,C<sub>1</sub>~C<sub>5</sub>为重金属铜、锌、铬、镍、铅的含量,C<sub>6</sub>~C<sub>12</sub>为土壤养分全氮、全磷、全钾、碱解氮、速效磷、速效钾、有机质的含量。本研究土壤健康质量的

1.4 模糊物元模型评价方法

1.4.1 评价指标体系构建与分级 土壤健康质量综合评价指标体系的构建不仅要体现土壤质量的本质属性,还要兼顾衡量土壤利用的可持续性<sup>[14]</sup>。平顶山矿区丘陵坡地土壤健康状况主要受煤炭开采活动的影响,粉煤灰的空气传输与坡面风蚀、雨水径流迁移是主要的影响途径。粉煤灰传输一方面导致了土壤中重金属等污染物的迁移、累积;另一方面,进入土壤的粉煤灰在改善土壤质量方面又具有一定的作用。因此,考虑到平顶山矿区丘陵坡地土壤的退化特点,选取土壤重金属和土壤养分性状2类指标,建立评价指标体系。由图2可知,该体系包括目标层、项目层和指标层,项目层中重金属主要反映土壤环境质量,土壤养分主要反映土壤的肥力质量,指标层中重金属包括铜、锌、铬、镍、铅5种元素,土壤养分指标包括全氮、全磷、全钾、碱解氮、速效磷、速效钾、有机质7种性状。

重金属类指标以GB 15618—1995《土壤环境质量标准》为依据,划分为3个等级,重金属含量以小于一级标准的土壤健康质量为最佳,大于三级标准为最差。土壤肥力指标参照《全国第二次土壤普查养分分级标准》,划分为6个级别,土壤养分含量大于I级标准最为理想,小于VI级标准的土壤质量最差。

复合模糊物元见公式(2):

$$R_{mn} = \begin{bmatrix} 21.20 & 35.99 & \cdots & 110.02 & 77.46 \\ 26.79 & 37.35 & \cdots & 258.17 & 72.79 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots \\ 35.42 & 46.39 & \cdots & 216.51 & 77.82 \\ 37.22 & 39.74 & \cdots & 169.44 & 66.94 \end{bmatrix} \quad (2)$$

公式(1)、(2)中:R<sub>mn</sub>为m个样本的n个模糊特征(评价指标)的复合物元。

1.4.2.2 计算从优隶属度 从优隶属度的计算应区分不同类型指标的分级差异。

对于重金属类指标,实测值的隶属度依据公式(3)进行计算:

$$b_{ij} = \begin{cases} 0, & x_{ij} \geq y_{i3} \\ \frac{y_{i3} - x_{ij}}{y_{i3} - y_{i1}}, & y_{i1} < x_{ij} < y_{i3} \\ 1, & x_{ij} \leq y_{i1} \end{cases} \quad (3)$$

式中:b<sub>ij</sub>为样本j对于指标i模糊概念“洁净”的相对从隶属度;y<sub>i1</sub>、y<sub>i3</sub>分别对应于i指标的一级、三级标准值;x<sub>ij</sub>表示第i个事

物第  $j$  个特征对应的模糊量值。

对于土壤肥力指标,实测值的相对隶属度依据公式(4)进行计算:

$$b_{ij} = \begin{cases} 0, & x_{ij} \leq y_{i6} \\ \frac{x_{ij} - y_{i6}}{y_{i1} - y_{i6}}, & y_{i6} < x_{ij} < y_{i1} \\ 1, & x_{ij} \geq y_{i1} \end{cases} \quad (4)$$

式中: $b_{ij}$ 为样本  $j$  对于指标  $i$  模糊概念“丰富”的相对从属度, $y_{i1}$ 、 $y_{i6}$ 分别对应于  $i$  指标的 I 级、VI 级标准值,即  $i$  指标实测值高于 I 级标准值对“丰富”的相对从属度为 1, $i$  指标实测值低于 VI 级标准值对“丰富”的相对从属度为 0。

依据公式(2)~公式(4),可得从优隶属度模糊物元  $\bar{R}_{mn}$ :

$$\bar{R}_{mn} = \begin{bmatrix} 1.000 & 0 & 1.000 & 0 & \cdots & 0.203 & 0 & 0.488 & 1 \\ 1.000 & 0 & 1.000 & 0 & \cdots & 0.391 & 5 & 0.670 & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0.998 & 9 & 1.000 & 0 & \cdots & 0.187 & 0 & 0.684 & 2 \\ 0.993 & 9 & 1.000 & 0 & \cdots & 0.115 & 5 & 0.606 & 9 \end{bmatrix} \quad (5)$$

#### 1.4.2.3 确定差平方复合模糊物元 标准模糊物元 $R_{0n}$ 由

$\bar{R}_{mn}$  中各评价指标从优隶属度的极大值组成,再由  $\Delta_{ij} = (u_{0n} - u_{ij})^2$  ( $i=1,2,\dots,12;j=1,2,\dots,19$ ) 计算  $R_{0n}$  与  $\bar{R}_{mn}$  对应各项差的平方,由此构成差平方复合模糊物元  $R_{\Delta}$ :

$$R_{\Delta} = \begin{bmatrix} 0.000 & 0 & 0.000 & 0 & \cdots & 0.635 & 2 & 0.262 & 0 \\ 0.000 & 0 & 0.000 & 0 & \cdots & 0.370 & 3 & 0.108 & 9 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0.000 & 0 & 0.000 & 0 & \cdots & 0.661 & 0 & 0.099 & 7 \\ 0.000 & 0 & 0.000 & 0 & \cdots & 0.782 & 3 & 0.154 & 5 \end{bmatrix} \quad (6)$$

1.4.3 权重确定 权重的确定是模糊物元评价的重要环节,可采用熵权法有效消除主观因素的影响。

计算信息熵( $H_i$ ):

$$H_i = - \left( \sum_{j=1}^m f_{ij} \cdot \ln f_{ij} \right) / \ln m \quad (i=1,2,\dots,12;j=1,2,\dots,19) \quad (7)$$

式中: $f_{ij} = b_{ij} / \sum_{j=1}^m b_{ij}$ ,但由于  $f_{ij} = 0$  时,  $\ln f_{ij}$  无实义,因此将  $f_{ij} = 0$  的计算修正为  $f_{ij} = (1 + b_{ij}) / \sum_{j=1}^m (1 + b_{ij})$ 。

评价指标权重的确定:

$$w_i = (1 - H_i) / \sum_{i=1}^n (1 - H_i) \quad (8)$$

式中: $w_i \in [0,1]$ ,且  $\sum_{i=1}^n w_i = 1$ 。

依据公式(7)、公式(8)可得指标层各指标及项目层熵权重(图2)。

1.4.4 计算欧式贴近度 依据待评样本欧式贴近度的相对大小,可以较直观地反映土壤健康质量的综合优劣状况,其值越大,土壤健康质量越好。欧式贴近度的复合模糊物元  $R_{PH}$  由公式(9)进行计算:

$$R_{PH} = \begin{bmatrix} M_1 & M_2 & \cdots & M_{19} \\ PH_1 & PH_1 & PH_2 & \cdots & PH_{19} \end{bmatrix} \quad (9)$$

式中: $PH_j = 1 - \sqrt{\sum_{i=1}^n w_i \Delta_{ij}}$ ,  $j=1,2,\dots,19$ 。

根据公式(9)可分别计算得出平顶山矿区丘陵坡地土壤 19 个样点的综合欧式贴近度  $R_{PH}$  以及项目层  $A_1$ 、 $A_2$  的分类欧式贴近度  $R_{PH1}$ 、 $R_{PH2}$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同海拔土壤健康质量的变化

由图 3-a 可知,平顶山矿区丘陵坡地土壤重金属的贴近度  $R_{PH1}$  无明显波动,均接近于 1,表明研究区土壤虽有一定重金属积累现象,但尚未出现明显的污染<sup>[11]</sup>,土壤环境质量较好。土壤的综合欧式贴近度  $R_{PH}$  与土壤养分欧式贴近度  $R_{PH2}$  非常接近,随海拔上升具有一致的变化特征,说明平顶山矿区丘陵坡地土壤的综合健康质量主要取决于土壤养分条件,重金属污染对土壤总体的健康状况影响较小。土壤养分欧式贴近度  $R_{PH2}$  随海拔的变化与重金属铜、锌、铬、镍、铅含量的变化趋势一致<sup>[11]</sup>,总体上随海拔的上升而趋于减小,且均在近坡顶附近(海拔 383~434 m)、矿区及以下坡面、近坡底附近形成高值区,说明土壤养分与土壤重金属元素具有同源性,均与采矿活动中大量产生的粉煤灰性质有关。同时,土壤养分与土壤重金属元素也具有相似的坡面迁移特点,在近坡顶附近的富集主要与粉尘、粉煤灰的大气传播与沉降有关,而在近坡底附近的富集则可能受地形侵蚀因子与粉尘大气传播的双重影响。由图 3-a 可知,海拔 300 m 以上土壤的综合欧式贴近度  $R_{PH}$  的平均值为 0.353,其中近坡顶处的  $R_{PH}$  峰值仅为 0.441,而海拔 300 m 以下  $R_{PH}$  平均值则达到 0.527,且在坡底海拔 154 m 处达到最大值,为 0.574。沿坡面 A 轴线在近坡顶、矿区附近、坡底  $R_{PH}$  峰值的出现,反映了这些位置的土壤健康质量明显高于其他坡面土壤,显然与粉煤灰对土壤养分的调节有关。这是因为粉煤灰作为一种土壤添加剂在农业、林业领域应用广泛,对于提高土壤养分有一定作用。有研究认为,粉煤灰中的全磷和有效磷含量均高于土壤,在土壤中施用粉煤灰可以明显提高土壤中的有效磷含量<sup>[16]</sup>。由图 2 可知,在所有评价指标中,速效磷的权重最大,达到 0.422 2,由此也说明平顶山矿区丘陵坡地土壤速效磷对土壤养分的改善具有明显作用。另一方面,粉煤灰也常用作重金属稳定剂,对土壤中重金属具有较强的钝化作用<sup>[17]</sup>。这也使得土壤重金属的生物有效性降低,并在一定程度上减轻了土壤重金属污染对平顶山矿区丘陵坡地土壤健康质量的影响。

### 2.2 不同距离土壤健康质量的变化

由图 3-b 可知,土壤综合  $R_{PH}$  与土壤养分  $R_{PH2}$  非常接近且变化一致,说明矿区下风向不同距离处土壤健康质量主要取决于土壤肥力性状,受土壤重金属污染的影响较小。由图 3 可以看出,土壤重金属贴近度  $R_{PH1}$  基本无明显波动,在此不作分析。土壤养分贴近度  $R_{PH2}$  随距离的波动相对较小,且随距离变化无明显递增或递减趋势,说明该轴线方向土壤的肥力并不主要依赖于采矿活动中粉煤灰等的传播。B 轴线土壤养分  $R_{PH2}$  平均值达到 0.562,明显高于沿坡面变化的 A 轴线,在距离矿区 200 m 和 1 000 m 处出现了相对高值,分别达到 0.616、0.595,反映出该轴线方向土壤健康质量及肥力质量明显高于 A 轴线。由于矿区下风向各样点海拔较接近,且均为旱作农田,可以认为此类土壤的肥力质量主要与农业耕作活动中的化肥施用有关。

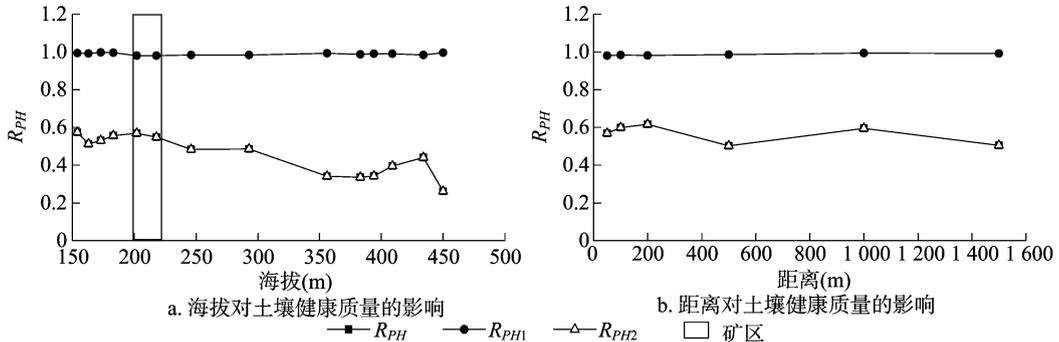


图3 研究区土壤健康质量指数随海拔、距离变化曲线

2.3 不同坡位土地利用方式对土壤健康质量的影响

从不同坡位土地利用方式欧式贴近度的对比来看(图4),各坡位土地利用方式下的土壤重金属欧式贴近度  $R_{PH1}$  均接近于 1.00,土壤养分欧式贴近度  $R_{PH2}$  与土壤综合  $R_{PH}$  非常接近且变化特征一致。对比发现,草地、林地和坡耕地土壤的  $R_{PH2}$  均为下坡值高于上坡值,而这 3 种土地利用方式之间在坡上或坡下没有明显差异。这说明平顶山矿区丘陵坡地土壤肥力质量及土壤健康质量均呈坡下高于坡上,不同土地利用方式对土壤肥力及土壤健康质量无差异性影响。

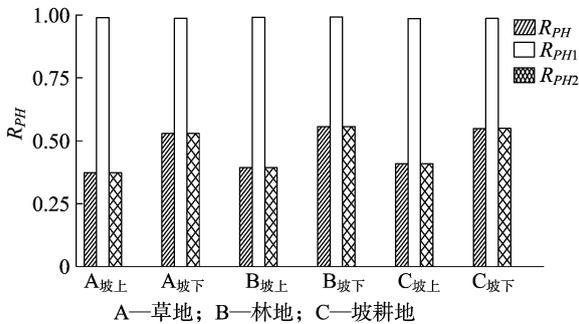


图4 不同坡位土地利用方式的土壤健康质量指数对比

3 结论

平顶山矿区丘陵坡地土壤的综合健康质量主要取决于土壤养分条件,重金属污染对土壤总体的健康状况影响较小。土壤健康质量沿坡面随海拔下降而变好,并在近坡顶附近、矿区及以下坡面、近坡底附近形成 3 个高值区,土壤健康质量较好,这与采矿活动中粉煤灰空气传输及坡面水蚀、风蚀迁移所造成的养分积累有关。矿区下风向土壤健康质量随距离变化无明显增减趋势,且整体质量明显高于坡地,这主要与农田耕作有关。坡下的土壤健康质量高于坡上,不同土地利用方式对土壤健康质量无差异性影响。

参考文献:

[1] Abdu N, Agbenin J O, Buerkert A. Phytoavailability, human risk assessment and transfer characteristics of cadmium and zinc contamination from urban gardens in Kano, Nigeria [J]. Journal of the Science of Food & Agriculture, 2011, 91(15): 2722 - 2730.  
 [2] 陈 星, 马建华, 李新宁, 等. 基于棕地的居民小区土壤重金属健

康风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(3): 1068 - 1074.  
 [3] Guan Y, Shao C F, Gu Q H, et al. Study of a comprehensive assessment method of the environmental quality of soil in industrial and mining gathering areas [J]. Stochastic Environmental Research & Risk Assessment, 2016, 30(1): 91 - 102.  
 [4] Pan Y X, Li H T. Investigating heavy metal pollution in mining brownfield and its policy implications: a case study of the Bayan Obo rare earth mine, Inner Mongolia, China [J]. Environmental Management, 2016, 57(4): 879 - 893.  
 [5] 贾建丽, 李小军, 杨 乐, 等. 中国西北某煤化工区土壤中砷的人体健康风险及其安全阈值[J]. 地学前缘, 2016, 23(3): 124 - 132.  
 [6] 安 婧, 宫晓双, 陈宏伟, 等. 沈抚灌区农田土壤重金属污染时空变化特征及生态健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(1): 37 - 44.  
 [7] 王兰化, 李明明, 张 莺, 等. 华北地区某蔬菜基地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 地球学报, 2014, 35(2): 191 - 196.  
 [8] 孟 勇, 漆良华, 艾文胜, 等. 湘中丘陵区不同经营目标下毛竹林土壤物理性质及健康评价[J]. 东北林业大学学报, 2013, 41(2): 60 - 64.  
 [9] 李淑芬, 于法展, 李保杰. 苏北低山丘陵区典型性森林土壤健康评价研究[J]. 水土保持研究, 2009, 16(4): 264 - 269.  
 [10] 任丽娜, 王海燕, 丁国栋, 等. 华北土石山区人工林土壤健康评价研究[J]. 水土保持学报, 2010, 24(6): 46 - 59.  
 [11] 楚纯洁, 周金凤. 平顶山矿区丘陵坡地土壤重金属分布及污染特征[J]. 地理研究, 2014, 33(7): 1383 - 1392.  
 [12] 曾宪勤, 刘宝元, 刘瑛娜, 等. 北方石质山区坡面土壤厚度分布特征[J]. 地理研究, 2008, 27(6): 1281 - 1289.  
 [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.  
 [14] 陈志凡, 李勤奋, 赵 焱. 基于熵权的模糊物元模型在农用地土壤健康评价中的应用[J]. 中国土地科学, 2008, 22(11): 31 - 37.  
 [15] 解雪峰, 蒋国俊, 肖 翠, 等. 基于模糊物元模型的西苕溪流域生态系统健康评价[J]. 环境科学学报, 2015, 35(4): 1250 - 1258.  
 [16] 冯跃华, 胡瑞芝, 张杨珠, 等. 几种粉煤灰对磷素吸附与解吸特性的研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(9): 1756 - 1760.  
 [17] 生 骏, 陆文静, 王洪涛. 粉煤灰对污泥堆肥过程和土地施用后交换态重金属(Cu, Zn, Pb)的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1367 - 1371.