

基于最小数据集的黄土高原矿区复垦土壤质量评价

李鹏飞^{1,2,3}, 张兴昌^{2*}, 郝明德², 张燕江⁴, 崔勇兴^{2,3}, 朱世雷⁴

(1. 水利部黄河水利委员会黄河上中游管理局, 西安 710021; 2. 中国科学院水利部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; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100;)

摘要: 矿产开发影响了土壤质量, 特别是在黄土高原生态脆弱地区。通过植被恢复能够改善矿区复垦土壤质量。为了揭示矿区复垦土壤质量在植被恢复过程中的变化, 该文以黑岱沟矿区排土场不同恢复年限不同植被类型、未复垦地和周边自然植被恢复区为研究对象, 选取 21 项理化生指标作为总数据集 (total data set, TDS), 运用主成分分析 (principal component analysis, PCA) 结合 Norm 值构建评价指标最小数据集 (minimum data set, MDS), 通过非线性 (non-Linear, NL) 和线性 (linear, L) 两种评价方法对研究区土壤质量进行了评价。研究表明: 黄土高原北部典型矿区复垦土壤质量评价指标 MDS 包括粉粒百分比、有机质、速效磷、钠吸附比和微生物碳; 2 种评价方法下, 植被恢复均对复垦土壤质量指数 (soil quality index, SQI) 有了显著提升 ($P < 0.05$), 复垦 20 a 灌木 SQI 高于复垦 10 a 灌木 SQI, 复垦 12 a 草本 SQI 高于复垦 20 a 草本 SQI, 然而所有复垦土壤 SQI 均未达到自然植被恢复土壤 SQI; 由于非线性土壤质量评价方法 (SQI-NL) 具有更大的土壤质量指数变化区间和变异系数, 此外, 在 SQI-NL 和线性土壤质量 (SQI-L) 评价两种方法下, MDS 和 TDS 之间决定系数分别为 0.911 和 0.866, 因此, 非线性土壤质量评价方法在该区域具有更好的适用性, 并且最小数据集能够较准确地进行土壤质量评价。

关键词: 复垦; 植被; 土壤质量评价方法; 矿区; 主成分分析; 最小数据集; 黄土高原

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.16.030

中图分类号: S151.9; X825

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2019)-16-0265-09

李鹏飞, 张兴昌, 郝明德, 张燕江, 崔勇兴, 朱世雷. 基于最小数据集的黄土高原矿区复垦土壤质量评价[J]. 农业工程学报, 2019, 35(16): 265—273. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.16.030 http://www.tcsae.org

Li Pengfei, Zhang Xingchang, Hao Mingde, Zhang Yanjiang, Cui Yongxing, Zhu Shilei. Soil quality evaluation for reclamation of mining area on Loess Plateau based on minimum data set[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2019, 35(16): 265—273. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.16.030 http://www.tcsae.org

0 引言

中国经济快速发展得益于丰富的能源, 煤炭消费随着经济和工业的扩张而不断上升^[1]。矿产资源的大规模开发虽然对国民经济发展做出了重要贡献, 但不可避免地会破坏相当大的土地面积, 引发一系列生态环境问题^[2], 如土壤质量和土地生产力退化, 生物多样性减少, 甚至严重的土壤、空气和水污染^[3-4]。人为引起的土壤结构和性质的变化对生态系统的健康发展有着深远的影响, 特别是在干旱半干旱生态脆弱地区^[5]。对矿区废弃地进行植被恢复, 可以保护和改善矿区复垦土地的土壤环境质量, 重建可持续健康的土壤生态系统。

提高土壤质量是实现土地可持续利用和管理的最终目标。对土壤质量的认知来源于可靠准确的土壤质量评价, 它是一种对已知土壤各项属性进行量化综合表达的

决策方法, 其中以土壤质量指数法最为常用, 这是得益于其灵活性高以及易于实施^[6-7]。土壤质量指数通常包括三个步骤: 1) 选择合适的指标; 2) 对指标进行评分; 3) 将指标得分合并成综合指数。单一的土壤指标无法准确评估植被恢复对土壤质量的影响^[3], 能够影响土壤功能并对环境变化敏感的土壤物理、化学和生物特性通常被选为土壤质量指标^[8-9], 特别是生物指标, 由于其易于评价环境变化对土壤功能的短期影响, 而引起了关注^[10-11]。周俊英^[12]以 14 项土壤指标作为综合评价因子, 对黄土高原地区土壤进行了质量评价。然而, 对大量的土壤质量指标进行试验分析是比较困难的。因此, 需要通过适当的方法来减少土壤质量评价指标总数据集 (TDS) 中的指标数目, 建立评价指标最小数据集 (MDS), 以减少劳动时间和费用, 提高工作效率。

之前的相关研究中, 一些国内外学者^[6,13-14]使用线性评分模型 (Linear model, L) 评价土壤质量, 这种方法建立了质量分数和对土壤变化敏感的实测数据之间的线性关系。此外, 另一些研究者发现质量分数与指标值之间没有线性关系, 因此使用了非线性评分模型 (Non-linear model, NL) 对土壤质量进行评价^[15-16]。准确的评价结果取决于适当的分析方法, 然而, 由于土壤因地点而异, 具有复杂性和变异性, 合适的土壤质量评价方法必须经

收稿日期: 2019-04-10 修订日期: 2019-06-28

基金项目: 国家科技基础性工作专项课题“能源开发区生态系统与环境变化调查” (SQ2012FY4910023-3)

作者简介: 李鹏飞, 博士, 主要从事土壤生态方面的研究。

Email: gstslpf4334@163.com

*通信作者: 张兴昌, 研究员, 主要从事土壤生态和水土生态工程方面的研究。Email: zxc@xab.ac.cn

过验证和比较^[17]。因此,选择一种合适的方法来评估特定土壤或地区的土壤质量是至关重要的。评价土壤质量的方法有很多,每种方法都有优缺点。目前已有关于土壤质量评价方法的适用性研究,如在中国黄河下游沉积土地地区^[17]以及爱尔兰温带耕作地区^[18]。对黄土高原土壤质量评价的研究较多,研究对象多为自然植被恢复下土壤^[12,19-22],然而,针对黄土高原北部矿区扰动后复垦土壤质量评价的研究较少。

因此,本研究以土壤物理、化学以及生物 3 方面的性质为立足点,通过最小数据集筛选,确定指标权重以及对不同评价方法的适用性进行验证,从而揭示研究区域土壤质量变化情况以及提供最适合的土壤质量评价方法,为保护和提高黄土高原北部矿区复垦土壤质量提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

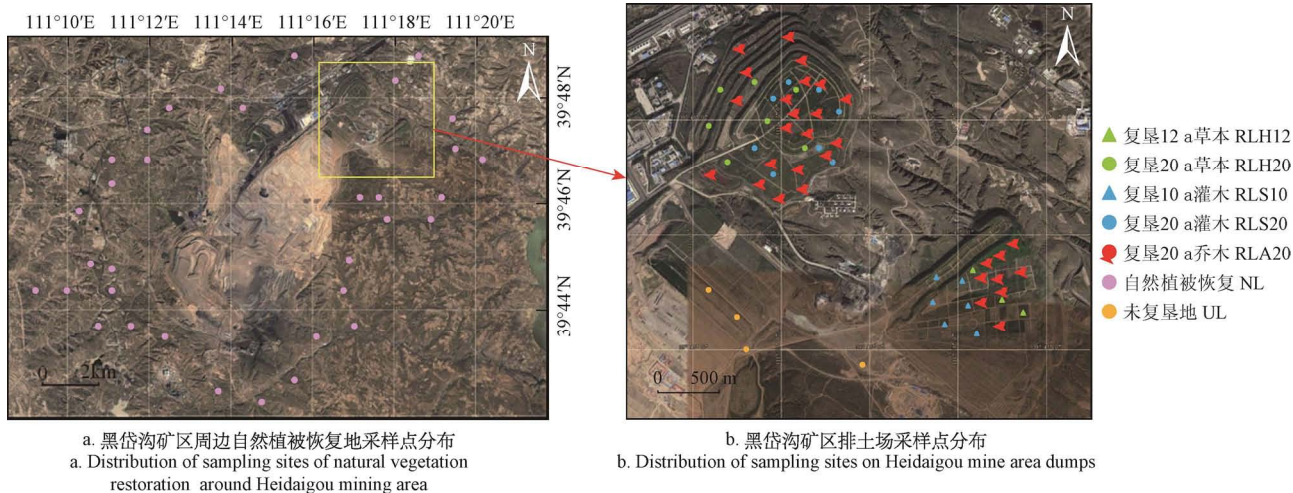
本研究在内蒙古自治区准格尔旗东南(39°43'~39°49'N, 111°13'~111°20'E)黑岱沟露天煤矿开展。研究区位于黄土高原北部,该地区生态脆弱,属于半干旱、温带大陆性气候。年平均降水量 401.6 mm,集中在 7~9 月,约占年降水量的 60%~70%,年蒸发量 1 824.7~2 896.1 mm。地带性土壤为以砒砂岩为母岩的栗褐土,矿区土壤为黄土性土壤和风沙土,土壤疏松,抗蚀性差,碱性弱,肥力低。严重的采矿扰动使当地土壤固有的理化和生物特性发生了很大的变化,主要表现在对土壤团聚体的严重破坏、养分的严重流失、地形的变化等方面。

矿区地带性植被属于暖草原带,植被稀疏,覆盖度低,一般小于 30%。主要植被类型有:乔木(北京杨 *Populus beijingensis*、油松 *Pinus tabulaeformis*、樟子松

Pinus sylvestris、山杏 *Prunus sibirica*)、灌木(欧李 *Prunus humilis*、柠条锦鸡儿 *Caragana microphylla*、丁香 *Syringa reticulata*、沙棘 *Hippophae rhamnoides*、紫穗槐 *Amorpha fruticosa*),和草本植物(长芒草 *Stipa bungeana*、沙蒿 *Artemisia desertorum*、达乌里胡枝子 *Lespedeza potaniniiv*、硬质早熟禾 *Poa sphondylodes*、草木犀状黄芪 *Astragalus melilotoides*、沙打旺 *Astragalus adsurgens*、紫花苜蓿 *Medicago sativa*、冰草 *Agropyron cristatum*、拂子茅 *Calamagrostis epigejos*、阿尔泰狗娃花 *Heteropappus altaicus*、狗尾草 *Setaria viridis*)^[23]。

1.2 采样方法与土壤理化生性质测定

前人的研究成果证实该矿区排土场土壤背景值属于同一田间试验区的正常变异范围,可认为该排土场植被恢复前其土壤背景情况基本一致^[24]。通过查阅相关资料,并且与矿区工作人员进行沟通,我们于 2016 年 7-8 月在黑岱沟露天煤矿北排土场和东排土场采集了 5 种不同恢复年限下不同植被配置类型的土壤样品,分别为复垦 12 a 草本(herbs reclamation for 12 years, RLH 12)、复垦 20 a 草本(herbs reclamation for 20 years, RLH 20)、复垦 10 a 灌木(shrubs reclamation for 10 years, RLS 10)、复垦 20 a 灌木(shrubs reclamation for 20 years, RLS 20)以及复垦 20 a 乔木(arbors reclamation for 20 years, RLA 20)并在矿区内采集了未复垦(unreclaimed, UL)土壤样品,同时采集了矿区周边自然植被恢复(natural, NL)的土壤样品,所有样品采集深度均为 0~20 cm。每个采样点采用五点采样法,然后形成一个混合样品。采样点数量根据不同植被配置类型的面积确定,共计 92 个采样点,采样点分布如图 1 所示。样品被分为两部分:一部分带回实验室风干后过筛进行理化性质的测定;另外一部分保存在 -4 °C 环境中尽快带回实验室进行土壤酶活性以及土壤微生物量碳、氮的测定。



Note: herbs reclamation for 12 years, RLH 12; herbs reclamation for 20 years, RLH 20; shrubs reclamation for 10 years, RLS 10; shrubs reclamation for 20 years, RLS 20; arbors reclamation for 20 years, RLA 20; unreclaimed land, UL; natural land, NL. The same below.

图 1 研究区地理位置及采样点分布情况

Fig. 1 Geographical location of study region and sampling sites

通过总结相关研究成果^[25-27],本研究共测定土壤物理、化学和生物指标 21 项,测定方法如下:pH 值采用

水土比 1:1 电极法测定,电导率采用电导法测定,容重采用环刀法测定,砂粒、粉粒和黏粒百分比采用马尔文激

光粒度仪分析, 有机质采用重铬酸钾容量法测定, 全氮采用全自动开氏定氮法测定, 速效氮采用碱解扩散法测定, 全磷采用钼锑抗比色法测定, 速效磷采用 Olsen 法测定, 全钾和速效钾采用火焰光度法测定, 阳离子交换量采用铵交换法测定, 钠吸附比使用水土饱和浸提液中的钠、钙和镁离子含量进行计算, 过氧化氢酶采用高锰酸钾滴定法测定, 碱性磷酸酶采用苯磷酸二钠比色法测定, 脲酶采用靛酚蓝光度法测定, 蔗糖酶采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定, 微生物碳和微生物氮采用氯仿熏蒸浸提法测定。

1.3 土壤质量评价方法

1.3.1 基于主成分分析的评价指标最小数据集的构建

土壤质量评价需要选择合适的土壤质量指标, 这些指标应对土壤功能和最终评价结果具有显著影响^[28], 并被选择为最小数据集 (MDS)。主成分分析作为一种数据简化工具, 通过降维将多个指标转化为少数指标, 用来进行最小数据集的构建^[29]。总体思路为: 提取特征值 ≥ 1 的主成分, 指标载荷大于 0.5 的分为一组。如某种指标在不同主成分中的载荷均大于 0.5, 则将其并入与其他指标相关性较低的一组。分别计算各组指标的 Norm 值, 选取每组中 Norm 值在该组中最大 Norm 值的 10% 范围内的指标。当一个组中保留有多个指标时, 使用 Pearson 相关系数来确定是否需要保留每个指标, 如指标间相关系数小于 0.5, 则所有指标均可保留, 如各指标在主成分内显著相关 ($r \geq 0.5$), 则选择 Norm 值最高的指标进入 MDS^[30]。

其中, Norm 值越大, 意味着该指标对所有主成分的综合载荷越大, 则该指标所包含的土壤质量信息就越多。Norm 值的计算公式如下

$$N_{ik} = \sqrt{\sum_{j=1}^k (u_{ik}^2 e_k)} \quad (1)$$

式中 N_{ik} 表示第 i 个指标在特征值大于 1 的前 k 个主成分的 Norm 值; u_{ik} 表示第 i 个指标在第 k 个主成分的载荷; e_k 为第 k 个主成分的特征值。

1.3.2 土壤质量评分模型的建立

1) 土壤质量非线性 (Non-linear) 评分模型

土壤指标实测值通过非线性评价模型转换为 0~1 之间适当的分值, 模型如下

$$S_{NL} = \frac{a}{1 + (x/x_0)^b} \quad (2)$$

式中 S_{NL} 是介于 0~1 之间的土壤指标得分, a 为最大得分, 在这里被确定为 1, x 是土壤实测指标值, x_0 为相应的指标平均值, b 为方程的斜率, “越多越好” 类型指标被确定为 -2.5, “越少越好” 类型指标被确定为 2.5^[31]。

2) 土壤质量线性 (Linear) 评分模型

通过线性评价模型将每个指标转换为 0~1 之间无量纲分数。本研究选取“越多越好” 型方程和“越少越好” 型, 模型如下

$$S_L = \frac{x-L}{H-L} \quad (3)$$

$$S_L = 1 - \frac{x-L}{H-L} \quad (4)$$

式中 S_L 代表线性评分 (0~1), x 代表指标实测值, L 代表指标最低值, H 代表指标最高值。方程 (3) 为“越多越好” 型指标评分函数, 方程 (4) 为“越少越好” 型指标评分函数^[32]。

1.3.3 评价指标的权重

通过主成分分析得到的公因子方差能够反映出某一指标对整体方差的贡献程度, 其越大则对整体方差贡献越大^[33]。本研究采用主成分分析法计算各指标的权重值。权重等于各指标的公因子方差占有所有指标公因子方差之和的比例^[34]。

1.3.4 土壤质量指数计算

得到各指标的评分和权重后, 根据方程 (5) 计算土壤质量指数 (Soil quality index, SQI):

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i S_i \quad (5)$$

式中 S_i 代表指标得分, n 为指标数量, W_i 代表指标权重值, SQI 值越高, 代表土壤质量更好。

1.4 数据处理

采用 SPSS 22.0、Origin 2019 和 Microsoft Excel 2015 进行数据处理, 应用 SPSS22.0 对数据进行相关性分析、方差分析和主成分分析, Origin 2019 进行线性回归分析, Microsoft Excel 2015 绘制柱状图。

2 结果与分析

2.1 土壤质量评价指标统计量

各样地下土壤物理、化学以及生物性质如表 1 所示。各样地中未复垦地土壤容重、砂粒百分比以及黏粒百分比最高, 粉粒百分比最低。pH 值在未复垦地最高, 自然恢复最低, 分别为 8.76 和 8.49; 电导率在各样地间差异不显著 ($P > 0.05$); 有机质和全氮含量表现为自然恢复显著高于其他样地 ($P < 0.05$), 分别为 15.96 和 0.44 g/kg, 未复垦地最低, 分别为 5.55 和 0.14 g/kg; 速效氮在复垦 12 a 草地中最高, 为 9.92 mg/kg, 在未复垦地中最低, 为 6.22 mg/kg, 其余样地之间差异不显著 ($P > 0.05$); 全磷含量在复垦 20 a 草地中最高, 为 0.53 g/kg, 在自然恢复中最低, 为 0.39 g/kg; 复垦地和自然恢复下土壤速效磷含量显著高于未复垦地 ($P < 0.05$); 全钾含量在复垦 20 a 灌木中最高, 为 17.47 g/kg, 在未复垦地中最低, 为 5.64 g/kg; 速效钾含量在自然恢复中最高, 为 99.24 mg/kg, 在未复垦地中最低, 为 36.05 mg/kg; 阳离子交换量在各样地间差异不显著 ($P > 0.05$); 未复垦地土壤钠吸附比显著高于其他样地 ($P < 0.05$), 为 0.84; 过氧化氢酶活性和微生物氮均在复垦 20 a 灌木中最高, 分别为 4.98 mg/(g·d) 和 42.02 mg/kg, 均在未复垦地最低, 分别为 2.70 mg/(g·d) 和 15.31 mg/kg; 碱性磷酸酶活性在个各样地间差异不显著 ($P > 0.05$); 脲酶活性、蔗糖酶活性以及微生物碳在各样地中差异显著 ($P < 0.05$), 均在自然恢复地最高, 分别为 0.83 mg/(g·d)、8.05 mg/(g·d) 和 186.72 mg/kg, 均在未复垦地中最低。

表1 不同样地土壤质量评价指标统计量
Table 1 Statistics of soil quality evaluation indicators under different sites

指标 Indicators	12 a 草地 RLH 12	20 a 草地 RLH 12	10 a 灌木 RLS 10	20 a 灌木 RLS 20	20 a 乔木 RLA 20	自然恢复 NL	未复垦地 UL
pH	8.54±0.08bc	8.73±0.09a	8.74±0.07a	8.57±0.13bc	8.65±0.14ab	8.49±0.2c	8.76±0.04a
EC/(mS·cm ⁻¹)	114.37±11.36a	101.01±5.93a	98.47±10.28a	104.3±6.95a	105.4±24.42a	97.63±26.47a	106.99±5.54a
BD/(g·cm ⁻³)	1.14±0.01b	1.35±0.06ab	1.29±0.05b	1.29±0.06b	1.29±0.09b	1.28±0.08b	1.37±0.03a
Sand/%	73.76±10.23a	57.1±10.66bc	71.19±9.78a	69.64±5.28ab	66.48±8.23ab	61.38±13.88bc	74.05±6.58a
Silt/%	23.47±10.01c	41.15±11.21a	25.39±10.29c	27.52±5.28bc	30.78±8.63bc	36.22±14.37ab	22.71±6.48c
Clay/%	2.48±0.93b	2.45±0.96b	3.43±0.82a	2.84±0.86b	2.74±1.01b	2.4±0.86b	3.53±1.48a
OM/(g·kg ⁻¹)	8.45±2.51b	7.78±3.36b	8.49±3.53b	10.59±5.75ab	8.27±3.58b	15.96±9.96a	5.55±2.86b
TN/(g·kg ⁻¹)	0.23±0.06b	0.23±0.08b	0.23±0.18b	0.25±0.13b	0.2±0.08b	0.44±0.19a	0.14±0.02b
AN/(mg·kg ⁻¹)	9.92±1.98a	9.32±3.58ab	8.89±2.41ab	9.67±3.63ab	9.08±3.09ab	9.15±4.1ab	6.22±1.63b
TP/(g·kg ⁻¹)	0.5±0.03ab	0.53±0.08a	0.45±0.04b	0.52±0.07a	0.51±0.07ab	0.39±0.08c	0.46±0.04b
AP/(mg·kg ⁻¹)	7.3±4.77a	8.11±3.26a	7.07±2.15a	7.75±3.46a	8.2±4.1a	6.35±3.99a	4.19±1.38ab
TK/(g·kg ⁻¹)	7.04±1.63d	16.11±1.6ab	12.68±2.72c	17.47±1.93a	16.16±4.16ab	14.39±1.72bc	5.64±0.44d
AK/(mg·kg ⁻¹)	85.57±18.14a	80.55±35.26a	99.20±49.05a	89.85±43.71a	78.08±39.36a	99.24±71.32a	36.05±3.57b
CEC/(cmol·kg ⁻¹)	19.86±1.76a	16±8.01a	16.01±2.02a	18.4±2.26a	15.19±2.65a	16.45±5.5a	16.88±2.99a
SAR	0.79±0.37b	0.41±0.09c	0.38±0.14c	0.53±0.08bc	0.67±0.24ab	0.64±0.35ab	0.84±0.04a
CAT/(mg·(g·d) ⁻¹)	4.14±0.42b	4.02±0.48b	3.9±0.85b	4.98±1.61a	4.47±0.72ab	4.37±0.59ab	2.7±0.85c
ALP/(mg·(g·d) ⁻¹)	0.51±0.28a	0.33±0.25a	0.41±0.23a	0.42±0.29a	0.3±0.27a	0.43±0.23a	0.3±0.18a
URE/(mg·(g·d) ⁻¹)	0.25±0.19bc	0.36±0.35abc	0.62±0.55ab	0.75±0.91ab	0.4±0.53abc	0.83±0.53a	0.03±0.02c
SUC/(mg·(g·d) ⁻¹)	1.98±1.49b	2.8±2.62ab	4.65±8.09ab	4.03±6.66ab	4.71±5.9ab	8.05±6.37a	0.69±0.64b
MBC/(mg·kg ⁻¹)	123.92±94.79ab	95.1±75.39ab	124.83±121.49ab	129.12±113.1ab	105.56±99.38ab	186.72±174.69a	18.24±15.93b
MBN/(mg·kg ⁻¹)	38.28±14.52a	32.66±14.06a	40.95±28.47a	42.02±21.44a	36.99±19.79a	40.95±23.79a	15.31±2.66b

注：采用单因素方差 LSD 法分析同一指标在不同样地之间差异性 ($P<0.05$)，不同字母表示差异显著。电导率：EC；容重：BD；有机质：OM；全氮：TN；速效氮：AN；全磷：TP；速效磷：AP；全钾：TK；速效钾：AK；阳离子交换量：CEC；钠吸附比：SAR；过氧化氢酶：CAT；碱性磷酸酶：ALP；脲酶：URE；蔗糖酶：SUC；微生物碳：MBC；微生物氮：MBN。下同。

Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P<0.05$) among the different sites under the same indicator based on one-way ANOVA followed by LSD test. Electrical conductivity: EC; Bulk density: BD; Organic matter: OM; Total nitrogen: TN; Available nitrogen: AN; Total phosphorus: TP; Available phosphorus: AP; Total potassium: TK; Available potassium: AK; Cation exchange capacity: CEC; Sodium adsorption ratio: SAR; Catalase: CAT; Alkaline phosphatase: ALP; Urease: URE; Sucrase: SUC; Microbial biomass carbon: MBC; Microbial biomass nitrogen: MBN. The same below.

2.2 土壤质量评价指标最小数据集

主成分分析结果如表 2 所示,发现只有前 5 个主成分特征值大于 1,且累计解释的总方差达到了 80.50%,表明前 5 个主成分解释能力较强。

对各主成分中载荷绝对值大于 0.5 的指标进行分组后,分别计算各指标在各组中的 Norm 值,按照每组中 Norm 值在最高值 10%范围内的选取原则,得到以下初选指标:ALP、URE、SUC、MBC、MBN、Silt、AP、OM 和 SAR。通过指标间相关性分析(表 3),比较同组内两两指标间相关系数,最终确定本研究土壤质量评价指标最小数据集为 MBC、Silt、AP、OM 和 SAR。

2.3 基于两种评分模型的土壤质量评价

对 MDS 进行主成分分析,得到各指标公因子方差,进而计算各指标权重。如表 4 所示,Silt、OM、AP、SAR 和 MBC 的权重值分别为 0.174、0.235、0.193、0.157 和 0.241。通过方程(2),(3)和(4)将 MDS 指标转换为 0-1 之间的分数。本研究中,SAR 适用“越少越好”型函数,这是由于土壤中过高的盐度会影响植物的生长,最终导致土壤质量降低。Silt、OM、AP 和 MBC 表征了土壤的结构和养分状况,适用于“越多越好”型函数。

表2 各指标载荷矩阵和 Norm 值

Table 2 Load matrix and Norm values for each indicator

指标 Indicators	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	分组 Grouping	Norm
pH	-0.539	0.300	0.267	-0.287	0.440	1	2.808
TN	0.804	-0.157	-0.320	-0.037	-0.073	1	4.810
AN	0.751	-0.048	0.281	0.090	0.063	1	4.120
AP	0.585	0.127	0.545	0.127	-0.122	1	3.043
AK	0.732	0.348	-0.041	-0.117	0.248	1	4.261
CAT	0.626	-0.039	0.107	0.199	-0.181	1	2.863
ALP	0.829	-0.012	-0.007	-0.089	0.225	1	4.882
URE	0.821	-0.246	-0.146	-0.109	-0.117	1	5.001
SUC	0.826	0.151	-0.170	-0.060	0.088	1	4.924
MBC	0.872	-0.126	0.021	-0.049	0.080	1	5.392
MBN	0.865	0.082	0.171	0.017	0.217	1	5.371
Sand	-0.002	-0.908	0.237	0.039	0.081	2	2.951
Silt	0.004	0.918	-0.243	-0.028	-0.104	2	3.023
Clay	-0.094	-0.540	0.298	-0.167	0.318	2	1.382
CEC	0.183	-0.719	-0.050	0.165	-0.074	2	2.062
TP	0.059	0.348	0.779	0.215	0.184	3	1.670
AP	0.585	0.127	0.545	0.127	-0.122	3	3.043
OM	0.638	0.256	-0.375	0.746	0.175	4	4.138
SAR	-0.217	0.160	-0.267	0.561	0.542	5	1.314
特征值	7.004	3.441	1.857	1.377	1.125		
解释方差百分比/%	38.08	18.71	10.09	7.49	6.12		
累计解释方差百分比/%	38.08	56.80	66.89	74.38	80.50		

表 3 土壤质量评价指标相关系数矩阵
Table 3 Correlation coefficient matrix of indicators for soil quality evaluation

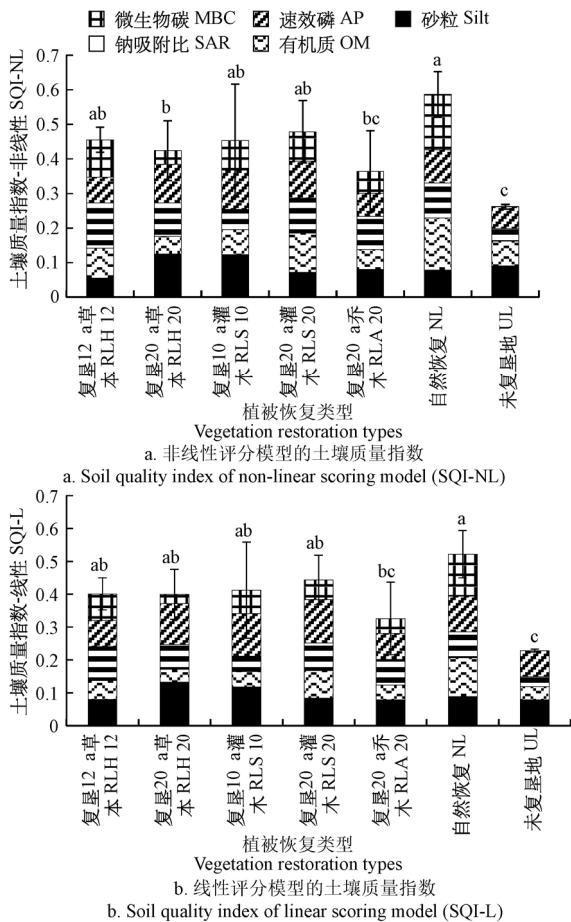
Table with 21 columns (pH, EC, BD, Sand, Silt, Clay, OM, TN, AN, TP, AP, TK, AK, CEC, SAR, CAT, ALP, URE, SUC, MBC, MBN) and 21 rows showing correlation coefficients between indicators.

注: **代表在 0.01 水平上显著相关, *代表在 0.05 水平上显著相关。
Note: **means the significant correlation at P<0.01, * means the significant correlation at P<0.05.

表 4 土壤质量评价最小数据集和总数据集的公因子方差和权重
Table 4 Communality and weight of minimum data set and total data set for soil quality assessment

Table with 5 columns (Indicator, TDS Communality, TDS Weight, MDS Communality, MDS Weight) and 21 rows listing indicators and their respective values for total and minimum data sets.

如图 2a 所示, 不同植被恢复类型下, 基于最小数据集的非线性土壤质量评价指数平均为: 自然恢复 (0.587) > 复垦 20 年灌木 (0.479) > 复垦 12 a 草本 (0.455) > 复垦 10 年灌木 (0.453) > 复垦 20 a 草本 (0.424) > 复垦 20 a 乔木 (0.364) > 未复垦地 (0.262), 如图 2b 所示, 不同植被恢复类型下, 基于最小数据集的线性土壤质量评价指数平均为: 自然恢复 (0.522) > 复垦 20 a 灌木 (0.444) > 复垦 10 a 灌木 (0.412) > 复垦 12 a 草本 (0.401) > 复垦 20 a 草本 (0.400) > 复垦 20 a 乔木 (0.326) > 未复垦地 (0.228)。两种评价方式下, 土壤质量指数在不同植被恢复类型下的分布情况基本一致, 主要表现为与未复垦地相比, 植被恢复显著提高了土壤质量指数 (P<0.05), 尽管如此, 复垦地植被恢复下土壤质量指数仍然显著低于自然恢复下土壤质量指数 (P<0.05), 其中, 复垦 12 a 草本、复垦 20 a 草本、复垦 10 a 灌木以及复垦 20 a 灌木的土壤质量指数与自然恢复下土壤质量指数较为接近。两种评价方法下, 复垦 20 a 草本的土壤质量指数与复垦 12 a 草本相比均有不同程度的降低, 而复垦 20 a 灌木的土壤质量指数与复垦 10 a 灌木相比均有不同程度的提高。说明在植被恢复初期, 草本对土壤质量的恢复效果较好, 而随着恢复年限的增加, 灌木下土壤质量逐渐提升。经过植被恢复, 矿区复垦土壤质量指数已经接近自然恢复下土壤质量指数, 复垦 20 a 灌木种植下的土壤质量指数最高, 未复垦地土壤质量指数最低。



注：不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

图2 基于最小数据集的两种评分模型在不同植被恢复类型下的土壤质量指数

Fig.2 Soil quality index of two scoring models based on minimum data set under different vegetation restoration types

2.4 基于最小数据集的土壤质量评价方法的适用性验证

通常，通过土壤质量评价指标总数据集对土壤质量进行评价往往能够获得较高的准确性。然而，由于指标众多，导致试验分析复杂化，费时费力。通过一系列统计分析可对指标数据集进行简化，但会导致评估准确度下降。因此需要对一个具体区域或一种具体土壤的评价指标最小数据集的适用性进行验证。通过主成分分析 (PCA) 获取总数据集各指标公因子方差，继而获得总数据集各指标权重 (表 4)，采用前述方法，对基于土壤质量评价指标总数据集的土壤质量进行分析。

通过图 3 可知，两种土壤质量评价方法下指标最小数据集和指标总数据集之间相关性较高。非线性评价方法 (图 3a) 回归方程为：

$$y = 0.722x + 0.138 \quad (n = 92, R^2 = 0.911, P < 0.001)$$

线性评价方法 (图 3b) 回归方程为： $y = 0.812x + 0.095 \quad (n = 92, R^2 = 0.866, P < 0.001)$ ，其中， y 代表总数据集， x 代表最小数据集。

基于 MDS 非线性评价方法土壤质量指数 (SQI-NL) 变化区间为 0.070~0.829，变异系数为 40.65%；基于 MDS 线性评价方法土壤质量指数 (SQI-L) 变化区间为 0.103~

0.744，变异系数为 36.81%。由此可知，相比于 SQI-L 方法，基于 MDS 的 SQI-NL 方法得到的土壤质量指数变化区间和变异系数较大，说明该方法对土壤质量指数的变化情况反应更为敏感。此外，从拟合效果来看 (图 3)，在 SQI-NL 和 SQI-L 两种评价方法下，TDS 与 MDS 均呈极显著正相关，但 R^2 分别为 0.911 和 0.866，通过 SQI-NL 方法得到的拟合效果更优，因此具有较高的准确性，能够替代 TDS 进行土壤质量评价。

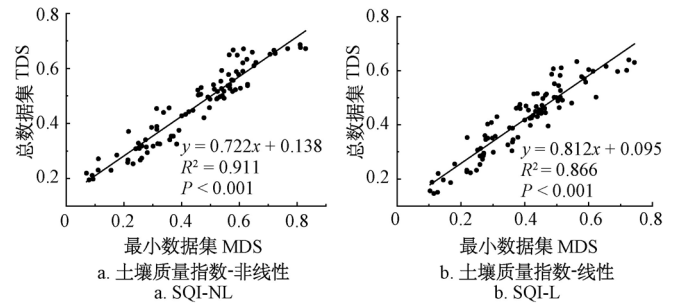


图3 两种评价方法下最小数据集和总数据集之间的关系

Fig.3 Relationship between minimum data set (MDS) and total data set (TDS) under two evaluation methods

3 讨论

在矿区进行植被恢复能有效控制土壤侵蚀和提高土壤质量^[35]。人工植被恢复是为了使生态水平恢复至未开采前水平。本文以黄土高原北部典型矿区为研究区域，利用多项土壤指标，通过 2 种土壤质量评价方法，研究了矿产开发和植被恢复对土壤环境的影响，同时验证了不同土壤质量评价方法在该地区的适用性。本研究利用主成分分析结合 Norm 值进行了最小数据集的筛选，引入 Norm 值考虑了指标在所有主成分上的载荷，避免了指标在其它主成分上信息的损失^[36]。有学者对国内外土壤质量评价 MDS 的研究成果进行了汇总^[33,37]，其结果几乎涵盖了土壤质量的物理、化学和生物等各个方面的特征，土壤容重、pH 值、有机质、粉粒百分比、砂粒百分比、速效磷以及含水量等具有较高的使用频率，本研究粉粒百分比、有机质和速效磷这 3 个指标与大多数国内外研究结果一致，除此之外，钠吸附比和微生物碳入选了该研究区的 MDS，说明该研究区域土壤质量的主要影响因素除了有机质、速效磷和粉粒百分比以外，土壤盐渍化程度和微生物量对土壤质量的影响作用也较为显著。这是该研究区域自然情况以及土壤特点而决定的，由于该地区年降雨量小而蒸发量大，导致盐离子淋溶较弱而随着水分蒸发向上运移，使土壤盐渍化程度加剧；该地区生态系统脆弱，矿区开发对自然土壤的大规模扰动使土壤中微生物量产生了急剧下降，而对扰动后土壤进行植被恢复，可以显著提升土壤中微生物量 (表 1)。因此本研究选出的 5 个 MDS 指标对于黄土高原北部地区矿区复垦土壤质量评价具有一定的实用意义。

本研究提出了非线性和线性两种土壤质量评价方法，并对两种评价方法在该研究区的适用性进行了验证。两种方法得出的土壤质量总体空间格局相似，但在细节上仍存在差异。总体来说，相比于矿区未复垦地，矿区复垦地植被恢复对土壤质量均有不同程度的显著提升，

但仍然未达到自然恢复地土壤质量水平, 其中, 复垦 20 年灌木种植下的土壤质量指数高于复垦 10 年灌木, 并且在五种复垦植被类型中最为接近自然植被恢复下土壤质量。与之前的研究结果一致^[38], 在黄土高原干旱半干旱地区种植灌木能够显著增加土壤养分, 这种现象被成为“沃岛效应”^[39], 这可能是由于以豆科植物为主的灌木根系分泌大量的糖、氨基酸以及其它低分子量有机化合物, 这些化合物对土壤微生物以及土壤养分有积极影响。在黄土高原矿区, 以豆科为主的灌木作为主要的生态恢复植物^[40]。从未复垦地到复垦 12 年草本再到复垦 20 年草本, 土壤质量指数呈现出先增加后降低的趋势, 之前的研究发现了类似的结果, 敖伊敏^[41]对不同恢复年限下典型草地土壤进行研究, 土壤养分随恢复年限的增加而增加, 恢复 14 年时达到最大值, 随着恢复年限的增加, 土壤养分呈降低趋势。地上生物量与土壤性质密切相关, 赵凌平等^[42]研究发现随着草地封育年限的增加, 地上生物量和物种多样性先增加后减小, 在 15 年到达峰值。导致这一结果的原因可能是枯落物的过量积累对草地优势物种的生长有一定的抑制作用^[43], 过多的枯落物未分解层阻碍了种子和土壤的接触, 降低了发芽率, 从而降低了地上生物量^[42]。因此, 在复垦初期, 种植草本植物可较快提升土壤质量, 随后种植灌木维持并持续提升土壤质量, 防止因草地退化而导致的土壤质量下降。

本文发现基于 MDS 的 SQI-L 土壤质量指数变化区间 (0.103~0.744) 和变异系数 (36.81%) 均小于 SQI-NL 土壤质量指数变化区间 (0.070~0.829) 和变异系数 (40.65%)。对土壤质量进行分级的主要目标是准确评价土壤质量状况并发现是否存在问题, 为如何提高土壤质量提供依据。而在土壤质量指数变化区间较小的情况下, 会使土壤质量的识别和分类增加难度^[17]。而变异系数的大小代表土壤质量指数对不同环境条件变化响应的敏感程度, 对环境条件变化响应敏感程度越高, 能够更清晰的反映出土壤质量变化的影响因素, 从而更为有效指导对提升土壤质量的科学管理。此外, 在多数情况下, SQI-L 方法相应地需要了解指标阈值等一些参数, 而这些参数都是从以往的试验研究中获取的经验值, 且大多是基于特定土壤或区域提出的, 在其他区域或者土壤条件下并不适用, 本研究使用实测指标值最大值和最小值替代指标上下限阈值, 因此 SQI-L 方法的结果只表征了试验区域的相对土壤质量。基于上述结果, 与 SQI-L 方法相比, SQI-NL 方法具有更好的准确性和实用性, 这一结果与前人研究结果一致, Andrews 等^[7]认为, SQI-NL 方法比 SQI-L 方法更能真实地反映土壤的功能。与 SQI-L 方法相比, SQI-NL 方法 MDS 和 TDS 之间相关性更高, 说明基于 MDS 的 SQI-NL 评价方法能更为真实地反映土壤质量状况。因此, 基于 MDS 的 SQI-NL 评价方法在该研究区域具有较好的适用性, 推荐未来在相同区域和土壤条件下进行研究与应用。

4 结 论

1) 适用于黄土高原北部矿区复垦土壤质量评价的指

标最小数据集及其权重排序为: 微生物碳 (0.241) > 有机质 (0.235) > 速效磷 (0.193) > 粉粒百分比 (0.174) > 钠吸附比 (0.157)。

2) 植被恢复对矿区复垦土壤质量有明显提高作用, 但仍未达到自然恢复下土壤质量。基于最小数据集的非线性评价方法土壤质量指数排序为: 自然恢复 > 复垦 20 a 灌木 > 复垦 12 a 草本 > 复垦 10 a 灌木 > 复垦 20 a 草本 > 复垦 20 a 乔木 > 未复垦地; 基于最小数据集的线性评价方法土壤质量指数排序为: 自然恢复 > 复垦 20 a 灌木 > 复垦 10 a 灌木 > 复垦 12 a 草本 > 复垦 20 a 草本 > 复垦 20 a 乔木 > 未复垦地。

3) 与线性土壤质量评价方法相比, 非线性土壤质量评价方法对该区域土壤质量评价具有更好的适用性。

4) 在非线性土壤质量评价方法和线性土壤质量评价方法下, 最小数据集和总数据集之间决定系数分别为 0.911 和 0.866, 说明最小数据集能够较准确地代替总数据集对该研究区域进行土壤质量评价。

[参 考 文 献]

- [1] Tang Xu, Snowden S, McLellan B C, et al. Clean coal use in China: Challenges and policy implications[J]. *Energy Policy*, 2015, 87:517—523.
- [2] Mukhopadhyay S, Mastro R E, Yadav A, et al. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542, 540—550.
- [3] Mukhopadhyay S, Maiti S K, Mastro R E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 71:10—20.
- [4] Maiti S K. *Ecorestoration of the Coalmine Degraded Lands*[M]. Springer, Berlin, 2013.
- [5] Huang Lei, Zhang Peng, Hu Yigang, et al. Vegetation and soil restoration in refuse dumps from open pit coal mines[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 94, 638—646.
- [6] Swanepoel P A, Du Preez C C, Botha P R, et al. Soil quality characteristics of kikuyu-ryegrass pastures in South Africa[J]. *Geoderma*, 2014, 232-234:589—599.
- [7] Andrews S S, Karlen D L, Mitchell J P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in northern California[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2002, 90(1): 25—45.
- [8] Nosrati K. Assessing soil quality indicator under different land use and soil erosion using multivariate statistical techniques[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2013, 185(4): 2895—2907.
- [9] Takoutsing B, Weber J, Aynekulu E, et al. Assessment of soil health indicators for sustainable production of maize in smallholder farming systems in the highlands of Cameroon[J]. *Geoderma*, 2016, 276: 64—73.
- [10] Dose H L, Fortuna A M, Cihacek L J, et al. Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation[J]. *Ecological Indicators*, 2015, 58: 244—253.
- [11] Júlia C N, Lolata G B, Carvalho G M D, et al. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2012, 59: 96—105.
- [12] 周俊英. 黄土丘陵区典型种植梯田土壤肥力质量评价[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2017.

Zhou Junying. Evaluation of Soil Fertility Quality of Typical Terraced Field in Loess Hilly Region[D]. Yangling:

- Northwest A & F University, 2017. (in Chinese with English abstract)
- [13] Liu Zhanjun, Zhou Wei, Shen Jianbo, et al. Soil quality assessment of Albic soils with different productivities for eastern China[J]. *Soil & Tillage Research*, 2014, 140(140): 74–81.
- [14] 周瑶, 马红彬, 贾希洋, 等. 不同生态恢复措施下宁夏黄土丘陵典型草原土壤质量评价[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(18): 102–110.
Zhou Yao, Ma Hongbin, Jia Xiyang, et al. Soil quality assessment under different ecological restoration measures in typical steppe in loess hilly area in Ningxia[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2017, 33(18): 102–110. (in Chinese with English abstract)
- [15] Bi Chunjuan, Chen Zhenlou, Wang Jun, et al. Quantitative assessment of soil health under different planting patterns and soil types[J]. *Pedosphere*, 2013, 23(2): 194–204.
- [16] Li Q, Jia Z, Liu T, et al. Effects of different plantation types on soil properties after vegetation restoration in an alpine sandy land on the Tibetan Plateau, China[J]. *Journal of Arid Land*, 2017, 9(2): 200–209.
- [17] Guo Linlin, Sun Zhigang, Ouyang Zhu, et al. A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River[J]. *Catena*, 2017, 152: 135–143.
- [18] Askari M S, Holden N M. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 150: 57–67.
- [19] 马芊红, 张光辉, 耿韧, 等. 黄土高原纸坊沟流域不同土地利用类型土壤质量评价[J]. *水土保持研究*, 2018, 25(4): 34–39, 46.
Ma Qianhong, Zhang Guanghui, Geng Ren, et al. Evaluation on soil quality of different land use types in Zhifanggou Watershed of the loess plateau[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018, 25(4): 34–39, 46. (in Chinese with English abstract)
- [20] 黄婷, 岳西杰, 葛玺祖, 等. 基于主成分分析的黄土沟壑区土壤肥力质量评价: 以长武县耕地土壤为例[J]. *干旱地区农业研究*, 2010, 28(3): 141–147.
Huang Ting, Yue Xijie, Ge Xizu, et al. Evaluation of soil quality on gully region of loess plateau based on principal component analysis[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2010, 28(3): 141–147. (in Chinese with English abstract)
- [21] 金晶炜, 苏纪帅, 白于, 等. 宁南山区土壤质量对人工植被恢复模式的响应[J]. *农业工程学报*, 2014, 30(16): 283–289.
Jin Jingwei, Su Jishuai, Bai Yu, et al. Response of soil quality to artificial vegetation restoration patterns in hilly area of Southern Ningxia[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2014, 30(16): 283–289. (in Chinese with English abstract)
- [22] 姚小萌, 牛榷枫, 党珍珍, 等. 黄土高原自然植被恢复对土壤质量的影响[J]. *地球环境学报*, 2015(4): 238–247.
Yao Xiaomeng, Niu Yafeng, Dang Zhenzhen, et al. Effects of natural vegetation restoration on soil quality on the Loess Plateau[J]. *Journal of Earth Environment*, 2015(4): 238–247. (in Chinese with English abstract)
- [23] 张鹏, 赵洋, 黄磊, 等. 植被重建对露天煤矿排土场土壤酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2016, 36(9): 2715–2723.
Zhang Peng, Zhao Yang, Huang Lei, et al. Effect of revegetation on soil extracellular enzyme activity in the dumping site of an open-pit coal mine in Heidaigou[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(9): 2715–2723. (in Chinese with English abstract)
- [24] 唐骏. 黄土区露天煤矿排土场植被恢复的土壤环境效应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2015.
Tang Jun. Effects of Vegetation Restoration on Soil Environment of Opencast Coal Mine Dump in the Loess Area[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2015. (in Chinese with English abstract)
- [25] Zhou W, Yang K, Bai Z, et al. The development of topsoil properties under different reclaimed land uses in the Pingshuo opencast coalmine of Loess Plateau of China[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 100: 237–245.
- [26] 曹靖, 常雅君, 苗晶晶, 等. 黄土高原半干旱区植被重建对不同坡位土壤肥力质量的影响[J]. *干旱区资源与环境*, 2009, 23(1): 169–173.
Cao Jing, Chang Yajun, Miao Jingjing, et al. Effect of vegetation recovery on the soil fertility quality of different slope position in semi-arid region of Loess Plateau[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2009, 23(1): 169–173. (in Chinese with English abstract)
- [27] Andrews S S, Karlen D L, Cambardella C A. The soil management assessment framework[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(6): 1945–1962.
- [28] Nakajima T, Lal R, Jiang S. Soil quality index of a crosby silt loam in central Ohio[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 146: 323–328.
- [29] Rezaei S A, Gilkes R J, Andrews S S. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands[J]. *Geoderma*, 2006, 136(1-2): 229–234.
- [30] 张福平, 高张, 马倩倩, 等. 面向敦煌市绿洲土壤质量评价的最小数据集构建研究[J]. *土壤通报*, 2017(5): 29–36.
Zhang Fuping, Gao Zhang, Ma Qianqian, et al. Construction of minimum data set for soil quality assessment in the Dunhuang Oasis[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2017(5): 29–36. (in Chinese with English abstract)
- [31] Zhang C, Xue S, Liu G B, et al. A comparison of soil qualities of different revegetation types in the Loess Plateau, China[J]. *Plant Soil*, 2011, 347: 163–178.
- [32] Mastro R E, Chhonkar P K, Singh D, et al. Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 136(1/2/3): 419–435.
- [33] 陈正发, 史东梅, 金慧芳, 等. 基于土壤管理评估框架的云南坡耕地耕层土壤质量评价[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(3): 256–267.
Chen Zhengfa, Shi Dongmei, Jin Huifang, et al. Evaluation on cultivated-layer soil quality of sloping farmland in Yunnan based on soil management assessment framework (SMAF)[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2019, 35(3): 256–267. (in Chinese with English abstract)
- [34] Rahmani-pour F, Marzaioli R, Bahrami H A, et al. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 40: 19–26.
- [35] Nicolau J M. Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation[J]. *Land Degradation & Development*, 2003, 14(2): 215–226.
- [36] 吴春生, 刘高焕, 黄翀, 等. 基于 MDS 和模糊逻辑的黄河三角洲土壤质量评估[J]. *资源科学*, 2016, 38(7): 1275–1286.
Wu Chunsheng, Liu Gao-huan, Huang Chong, et al. Soil quality assessment of the Yellow River Delta based on MDS and Fuzzy Logic Model[J]. *Resources Science*, 2016, 38(7): 1275–1286. (in Chinese with English abstract)
- [37] 金慧芳, 史东梅, 陈正发, 等. 基于聚类及 PCA 分析的红壤坡耕地耕层土壤质量评价指标[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(7): 155–164.

- Jin Huifang, Shi Dongmei, Chen Zhengfa, et al. Evaluation indicators of cultivated layer soil quality for red soil slope farmland based on cluster and PCA analysis[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2018, 34(7): 155–164. (in Chinese with English abstract)
- [38] Wei Xiaorong, Huang Mingbin, Shao Mingan, et al. Shrubs increase soil resources heterogeneity along semiarid grass slopes in the Loess Plateau[J]. Journal of Arid Environments, 2013, 88: 175–183.
- [39] Luca R, Francesco L, Paolo D. Fertility island formation and evolution in dryland ecosystems[J]. Ecology and Society, 2008, 13(1): 5–17.
- [40] Li Pengfei, Zhang Xingchang, Hao Mingde, et al. Effects of vegetation restoration on soil bacterial communities, enzyme activities, and nutrients of reconstructed soil in a mining area on the Loess Plateau, China[J]. Sustainability, 2019, 11(8): 2295–2310.
- [41] 敖伊敏. 不同围封年限下典型草原土壤生态化学计量特征研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古师范大学, 2012.
Ao Yimin. Study on Soil Ecological Stoichiometry of Enclosing Life in Typical Steppe[D]. Hohhot: Inner Mongolia Normal University, 2012. (in Chinese with English abstract)
- [42] 赵凌平, 白欣, 谭世图, 等. 不同年限封育对黄土高原典型草原地上植被的影响[J]. 草业科学, 2018, 35(1): 27–35.
Zhao Lingping, Bai Xin, Tan Shitu, et al. Effect of different enclosure durations on aboveground vegetation in typical steppe on Loess Plateau[J]. Pratacultural Science, 2018, 35(1): 27–35. (in Chinese with English abstract)
- [43] 李晓菲. 氮沉降与枯落物输入对松嫩草地植物及土壤特征的影响[D]. 长春: 东北师范大学, 2015.
Li Xiaofei. Effects of Nitrogen Deposition and Litter Input on Plant and Soil Characteristics of Songnen Grassland[D]. Changchun: Northeast Normal University, 2015. (in Chinese with English abstract)

Soil quality evaluation for reclamation of mining area on Loess Plateau based on minimum data set

Li Pengfei^{1,2,3}, Zhang Xingchang^{2*}, Hao Mingde², Zhang Yanjiang⁴, Cui Yongxing^{2,3}, Zhu Shilei⁴

(1. Upper and Middle Yellow River Bureau, Yellow River Conservancy Commission of the Ministry of Water Resources, Xi'an 710021, China; 2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. College of Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: Mineral exploitation affects soil quality especially in the ecologically fragile areas the Loess Plateau. The quality of soil can be improved by vegetation restoration. In order to reveal the changes of soil quality in the process of vegetation restoration in the reclaimed land of mining, we took Heidaigou mining area and the surrounding natural vegetation restoration area as the research area, and selected 21 physicochemical indicators as the total data set (TDS). The minimum data set (MDS) was constructed by using principal component analysis (PCA) and Norm values. Two evaluation methods, non-linear (NL) and Linear (L), were used to evaluate the soil quality in this study area. The results show that the minimum data set include percentage of silt (Silt), organic matter (OM), available phosphorus (AP), sodium adsorption ratio (SAR) and microbial carbon (MBC). It indicates that in addition to conventional nutrients and physical properties, soil quality in this region is restricted by salinization and microbial biomass. The order of weight of MDS was: MBC (0.241) > OM (0.235) > AP (0.193) > Silt (0.174) > SAR (0.157). The applicability of the two evaluation methods is verified and we find that the overall spatial pattern of soil quality obtained by the two methods is similar, but there are still differences in details. According to the analysis results of the two evaluation methods, soil quality index (SQI) were all significantly improved by vegetation restoration ($P < 0.05$). Under different vegetation restoration types, the average value of the SQI-NL based on the MDS was sorted as follows: natural vegetation restoration land (NL, 0.587) > shrubs reclamation for 20 years (RLS 20, 0.479) > herbs reclamation for 12 years (RLH 12, 0.455) > shrubs reclamation for 10 years (RLS 10, 0.453) > herbs reclamation for 20 years (RLH 20, 0.424) > arbors reclamation for 20 years (RLA 20, 0.364) > and unreclaimed land (UL, 0.262) ($P < 0.05$), the average value of the SQI-L based on the MDS was sorted as follows: NL (0.522) > RLS 20 (0.444), > RLS 10 (0.412), > RLH 12 (0.401) > RLH 20 (0.400) > RLA 20 (0.326) > UL (0.228) ($P < 0.05$). In summary, different vegetation restoration years and different vegetation restoration types significantly improved the SQI of reclaimed land of mine areas ($P < 0.05$); however, the SQI of all reclaimed land has not reached that of natural vegetation restoration land, which indicates that the soil quality restoration of reclaimed land of mine areas is a long process. Since the SQI – NL method has a wider value range of SQI and coefficient of variation, this method has better applicability in this region than SQI-L, this is because 1) in the case of a wide range of soil quality index, the identification and classification accuracy of soil quality can be improved, which is conducive to the accurate evaluation of soil quality status and the timely detection of problems; 2) the coefficient of variation represents the sensitivity of SQI to changes in different environmental conditions, the higher the sensitivity of soil quality index to changes in environmental conditions is, the clearer the influence factors of soil quality change can be reflected, thus more effectively guiding the scientific management of soil quality improvement. Under the SQI-NL and SQI-L methods, the determination coefficients between MDS and TDS are 0.911 and 0.866, respectively, indicating that MDS can accurately replace TDS for soil quality evaluation. This study summarizes the MDS and soil quality evaluation methods suitable for the reclamation soil quality evaluation in the mining areas of the Loess Plateau, and recommends the future research and application in the same area and soil conditions.

Keywords: reclamation; vegetation; soil quality evaluation method; mining area; principal component analysis; minimum data set; Loess Plateau