

敬毅力, 黄斌, 苏欣悦, 邬磊, 李建华, 徐明岗. 基于最小数据集的旱区农田土壤健康评价[J]. 土壤学报, 2026,  
JING Yili, HUANG Bin, SU Xin Yue, WU Lei, LI Jianhua, XU Minggang. Soil Health Evaluation of Farmland in Arid Areas Based  
on Minimum Data Set[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

# 基于最小数据集的旱区农田土壤健康评价\*

敬毅力<sup>1,2</sup>, 黄斌<sup>1,2,3</sup>, 苏欣悦<sup>1,2</sup>, 邬磊<sup>3</sup>, 李建华<sup>1,2</sup>, 徐明岗<sup>1,2†</sup>

(1.山西农业大学资源环境学院, 山西太谷 030801; 2.山西农业大学生态环境产业技术研究院, 土壤健康  
山西省实验室, 太原 030031; 3.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北方干旱半干旱耕地高效利用  
全国重点实验室, 北京 100081)

**摘要:** 土壤健康评价是农田可持续管理的重要技术手段, 然而, 现有土壤健康评价体系常面临指标冗余和  
成本高昂的挑战。本研究旨在构建适用于黄土高原半干旱旱区农田的低成本、高效土壤健康评价最小数据集  
(MDS), 并验证其科学性和适用性。以山西省五寨县旱区农田为研究对象, 采集 100 个土壤样品并测定  
23 项物理、化学和生物学指标。综合运用主成分分析、 $N_{\text{orm}}$  值计算及 Pearson 相关分析筛选 MDS, 并结合  
土壤健康指数 (SHI) 法进行综合评价。结果表明, MDS 筛选出土壤容重、全氮、脲酶、纤维二糖水解酶、  
细菌和真菌 Shannon 指数 6 项关键指标, MDS 可解释全数据集 (TDS) 土壤指标的 82.47%, 其中生物指标  
占比三分之二, 强调了其在旱区土壤健康评价中的重要性。基于 MDS 和 TDS 计算的 SHI 在非线性与线性  
评分函数下均呈显著正相关 ( $P < 0.001$ ), 证实 MDS 可有效替代 TDS 进行该区域土壤健康评价。通过作物  
产量验证, 非线性评分函数 MDS ( $r = 0.7$ ) 的拟合效果优于线性评分函数 ( $r = 0.64$ ), 表明其在该地区更具  
适用性。研究区农田土壤健康指数平均值为 0.49, 整体处于中等水平, 且空间分布呈现北低南高的趋势,  
主要受北部黄土易蚀性和干旱气候的影响。本研究揭示了微生物多样性指标在旱区土壤健康评价中的关键  
作用, 建议未来加强微生物功能参数在评价体系中的应用, 以期更高效地预测旱区农田土壤健康水平。

**关键词:** 土壤健康; 最小数据集 (MDS); 旱区农田; 土壤健康指数 (SHI); 黄土高原

中图分类号: S158 文献标志码: A

## Soil Health Evaluation of Farmland in Arid Areas Based on Minimum Data Set

JING Yili<sup>1,2</sup>, HUANG Bin<sup>1,2,3</sup>, SU Xinyue<sup>1,2</sup>, WU Lei<sup>3</sup>, LI Jianhua<sup>1,2</sup>, XU Minggang<sup>1,2†</sup>

(1. College of Resources and Environment, Shanxi Agricultural University, Taiyu, Shanxi 030801, China; 2. Institute of Eco-  
environment and Industrial Technology Shanxi Agricultural University, Soil Health Laboratory in Shanxi Province, Taiyuan  
030031, China; 3. National Key Laboratory of Efficient Utilization of Arid and Semi-arid Farmland in North China, Institute of  
Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

**Abstract:** 【Objective】 Soil health assessment is a critical technical approach for achieving sustainable farmland  
management. However, existing evaluation systems often suffer from limitations such as indicator redundancy and  
high operational costs, which hinder their widespread application. This study aims to construct a cost-effective and  
efficient minimum data set (MDS) for soil health evaluation in the semi-arid farmland regions of the Loess Plateau,  
and to scientifically validate its reliability and applicability under local ecological conditions. 【Method】 A total of  
100 soil samples were collected from dryland farmlands in Wuzhai County, Shanxi Province, a representative area

\* 山西省科技重大专项计划“揭榜挂帅”项目(202201140601028)和国家自然科学基金项目(42477357)资助  
Supported by the Major Science and Technology Special Plan "Open Bidding for Selecting the Best Candidates"  
Project of Shanxi Province, China (No.202201140601028) and National Natural Science Foundation of China  
(No.42477357)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: xuminggang@sxau.edu.cn

作者简介: 敬毅力 (2000—), 男, 陕西西安人, 硕士研究生, 主要从事耕地土壤健康研究。E-mail:  
jy1official@163.com

收稿日期: 2025-09-01; 收到修改稿日期: 2025-11-19; 网络首发日期 (www.cnki.net):

of the Loess Plateau. A comprehensive set of 23 soil indicators covering physicochemical and biological properties was analyzed. The MDS was established through an integrated statistical procedure that combined the principal component analysis (PCA), norm value calculation, and Pearson correlation analysis to identify the most representative and non-redundant indicators. The soil health index (SHI) was subsequently calculated using both linear and nonlinear scoring functions based on the MDS and the total data set (TDS). The performance of the MDS was evaluated by comparing SHI values derived from both data sets and further validated through correlation analysis with crop yield data. **【Result】** The MDS was successfully established and included six key indicators: soil bulk density, total nitrogen, urease, cellobiohydrolase, bacterial Shannon index, and fungal Shannon index. These indicators accounted for 82.47% of the total variance explained by the TDS. Notably, biological indicators constituted two-thirds of the MDS, underscoring the vital role of microbial processes in soil health within arid regions. The SHI values calculated using the MDS showed a strong and significant positive correlation with those from the TDS under both nonlinear and linear scoring functions ( $P < 0.001$ ), confirming the MDS's capability to effectively represent the full data set. Validation with crop yield data further demonstrated that the nonlinear scoring function applied to the MDS provided a better fit ( $r = 0.70$ ) than the linear function ( $r = 0.64$ ), indicating its superior suitability for soil health assessment in the regions. The average SHI across the studied area was 0.49, reflecting a moderate overall soil health status. Spatially, soil health exhibited a pattern of lower values in the north and higher values in the south, largely influenced by the high erodibility of loess soils and more pronounced aridity in the northern part. **【Conclusion】** This study developed a simplified yet robust MDS for soil health evaluation in semi-arid farmland systems of the Loess Plateau, effectively balancing comprehensiveness and feasibility. The results highlight the essential role of microbial diversity and functional indicators, such as enzyme activities and bacterial/fungal diversity, in evaluating soil health under dryland conditions. The spatial variation in soil health calls for region-specific management strategies, particularly in northern areas where soil erosion and moisture limitation are more severe. It is recommended that future research place greater emphasis on incorporating microbial functional parameters into soil health assessment frameworks. Moreover, integrating emerging technologies such as soil sensing and molecular tools could further enhance the efficiency and predictive power of soil health monitoring in arid and semi-arid agricultural landscapes.

**Key words:** Soil health; Minimum data set (MDS); Dryland system; Soil health index(SHI); Loess Plateau

土壤是人类赖以生存的基础性自然资源，其健康状况直接关系到粮食安全、生态稳定和人类健康<sup>[1]</sup>。健康土壤不仅可以为植物生长提供必要的物理支撑和养分供给，还能为农产品质量安全、生物多样性维持和气候变化应对提供重要保障<sup>[2-3]</sup>。在绿色革命推动下的现代农业发展进程中，我国土壤资源面临着严峻挑战。虽然过度依赖化学肥料和农药的集约化农业生产模式能在短期内提高作物产量，但由此引发的土壤板结、酸化加剧、有机质衰减及土壤养分失衡等土壤健康问题也日益凸显<sup>[4-6]</sup>。因此，深入探究土壤健康管理机制，构建可持续的土壤利用模式，对于保障国家粮食安全战略实施、促进农业绿色转型以及维护公众健康具有重要的理论和实践意义。

土壤健康可从生产力功能、环境调节功能和生物多样性维持功能等方面选择物理、化学和生物指标进行综合评估<sup>[7]</sup>，但是若以全部指标进行土壤健康评价不仅计算复杂，而且数据测试成本高，各指标间数据存在冗余等问题。目前，基于最小数据集的土壤健康指数法是一种对数据集进行简化、提高测试效率的评估工具<sup>[8]</sup>。常用于构建最小数据集的方法包括主成分分析、聚类分析、典范对应分析、偏最小二乘回归分析、主成分-逐步回归分析和专家经验法<sup>[9-10]</sup>。前人研究指出，土壤健康指数法能够有效地整合评价指标实测数据、权重及指标间相互作用对评价结果的综合影响，可以较为准确地反映农田土壤健康水平<sup>[11]</sup>。目前，量化指标计算权重与土壤健康指数的方法包括多变量指标克里格法、土壤质量动力学方法、土壤

质量综合评分法、土壤相对质量法、土壤质量指数法、灰色关联分析法、物元法和人工神经网络法<sup>[12]</sup>。有研究表明,土壤健康评价的最小数据集在不同区域存在差异,主要由于土壤的基本理化性质受成土过程影响,土地利用方式改变了土壤养分与结构特征,而环境条件则调控土壤生物与生态功能。因此,应建立适用于区域特点的土壤健康评价体系。

在全球气候变化加剧的背景下,维持土壤健康已成为国际社会普遍关注的重要议题,被公认为关乎人类可持续发展的重大挑战<sup>[13]</sup>。我国旱区主要分布于西北地区,作为国家重要的粮食生产潜力区,在保障粮食安全方面具有关键战略意义<sup>[14]</sup>。如今,人们对旱区土壤健康与生态系统服务功能之间互动机制的认知尚不明确,现有评价体系难以准确表征旱区土壤健康状况,缺乏有效的调控手段来提升旱区农业生态系统的综合效益<sup>[15]</sup>。山西省五寨县地处晋西北黄土高原腹地,属于典型的半干旱大陆性气候区,生态环境脆弱,水资源匮乏,土壤退化问题突出<sup>[16]</sup>。作为黄土高原水土流失治理和旱作农业发展的关键区域,五寨县的土壤健康状况直接影响当地农业的可持续发展和生态安全。当前对于旱区农田土壤健康评价的研究评价指标多集中于传统理化性质,而忽视微生物多样性、酶活性等生物指标<sup>[17-18]</sup>,评价标准缺乏区域适应性,难以准确反映旱区土壤的本底特征。因此,本研究以五寨县为例,整合土壤理化性质、微生物群落结构和生态功能指标,建立适用于旱区农田的土壤健康评价最小数据集,并对其科学性和适用性进行系统验证,为黄土高原旱作农业区土壤健康提升和生态恢复提供理论依据和实践指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于山西省忻州市五寨县(38.44°—39.17°N, 111.28°—112°E),该地区属于温带大陆性气候区,北部与西北部为黄土丘陵,南部为石山区。年平均气温 4.9°C,年平均降水量 478.5 mm。全年平均日照时数 2872 h,无霜期 110~130 d。主要土壤类型为黄绵土,农业种植方式为一年一熟,主要种植作物为玉米。

### 1.2 样品采集与分析

2023年10月,按照五点取样法采集100个农田耕层(0~20 cm)土壤样品,取样点均匀分布于研究区。将收集的土壤样品剔除动植物残体、可见根系及砂石后,一份土壤样品风干后分别过2 mm和0.149 mm筛,用于土壤物理和化学指标的测定;另一份过2 mm筛后储存在-80°C超低温冰箱中,用于土壤细菌、真菌的高通量测序。

土壤容重(BD)采用环刀法测定,土壤含水率采用烘干法测定;有机质(SOM)采用重铬酸钾氧化—外加加热法测定;全氮(TN)采用凯氏定氮法测定;有效磷(AP)采用碳酸氢钠浸提—钼锑抗比色法测定;速效钾(AK)采用NH<sub>4</sub>Ac浸提—火焰光度法测定;土壤pH采用水土比为2.5:1的玻璃电极法测定<sup>[19]</sup>。

土壤微生物生物量碳(MBC)采用氯仿熏蒸培养法—直接浸提法,由TOC-L有机碳分析仪(日本岛津)测定<sup>[20-21]</sup>;土壤微生物生物量氮(MBN)采用氯仿熏蒸硫酸钾提取法,流动分析仪Auto Analyzer3(德国SEAL)测定<sup>[22-26]</sup>;土壤酶活性均选用北京索莱宝科技有限公司生产的试剂盒测定,其中土壤脲酶(Alkaline Phosphatase,S-AKP)采用S-UE活性检测试剂盒,土壤碱性磷酸酶(Alkaline Phosphatase,S-AKP)采用S-AKP/ALP活性检测试剂盒,土壤亮氨酸氨基肽酶(Leucine aminopeptidase,S-LAP)采用S-LAP活性检测试剂盒,土壤纤维二糖水解酶(Fiber disaccharide hydrolase)采用S-C1活性检测试剂盒,土壤过氧化物酶(Peroxidase)采用S-POD活性检测试剂盒测定,土壤多酚氧化酶(Polyphenol oxidase)采用S-PPO活性检测试剂盒测定<sup>[27-28]</sup>;土壤细菌、真菌高通量测序通过将土壤样品装入10mL离心管,干冰运输至青岛百迈客生物科技有限公司,使用TGuide S96 Magnetic Soil DNA试

剂盒提取总 DNA，通过 1.8%琼脂糖凝胶电泳检测所提取 DNA 的质量和数量，并使用 NanoDrop2000 紫外可见分光光度计（Thermo Scientific, Wilmington, 美国）测定 DNA 的浓度和纯度。选用引物 338F（5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCA-3'）和 806R（5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3'）对细菌 16S rRNA 基因的高变区 V3-V4 进行扩增。真菌 ITS1 区域采用引物 ITS1F（5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3'）和 ITS2R（5'-GCTGCGTTCTTCATCGATGC-3'）扩增，PCR 反应程序为：在 95°C 下预变性 5 min，随后进行 20 个循环，每个循环包括 95°C 变性 30 s、50°C 退火 30 s、72°C 延伸 40 s，最后在 72°C 下延伸 7 min。

### 1.3 土壤健康评价

(1) 土壤健康评价指标选取。综合考虑黄土丘陵旱区农田指标对应土壤健康功能以及指标获取难易程度，通过文献调研和专家咨询的方法<sup>[29]</sup>，并根据土壤健康评价指标的筛选原则：主导性、敏感性、实用性和独立性<sup>[30-33]</sup>，选取适用于研究区耕层土壤健康评价的 23 个指标。所选取的指标涵盖了土壤物理、化学、生物层面，对土壤环境变化具有较强的敏感性，可以反映土壤功能与指标之间的关系。

(2) 最小数据集构建。采用主成分分析法结合相关系数法和  $N_{orm}$  值方法构建最小数据集<sup>[34]</sup>。基于选取的土壤健康全部评价指标，应用主成分分析法筛选出特征值不小于 1 的组分作为评价指标<sup>[35]</sup>。选取每个主成分载荷值的绝对值不小于 0.5 的指标归为一组。如果某评价指标在每组主成分上的载荷值均不小于 0.5，则归入相关性较小的一组；若某评价指标在每个主成分上的载荷值均小于 0.5，则归为载荷值较高的一组中。计算各组中指标  $N_{orm}$  值，并选取每组中  $N_{orm}$  值在最大值的 10% 范围内的指标，并分析各指标间的相关性。如果相关系数不小于 0.5，则选取  $N_{orm}$  值最高的指标进入最小数据集；若相关系数小于 0.5，则进入最小数据集。 $N_{orm}$  值为由多个主成分构成的多维空间中向量的长度。如果其长度越长，则反映该指标在综合所有主成分时所承载的信息量越丰富，综合信息解释能力越强<sup>[36]</sup>。评价指标的  $N_{orm}$  值计算公式为：

$$N_{ik} = \sqrt{\sum_{i=1}^k (U_{ik}^2 \lambda_k)} \quad (1)$$

式中， $N_{ik}$  是第  $i$  个变量在特征值  $\geq 1$  的前  $k$  个主成分上的综合载荷； $U_{ik}$  是第  $i$  个变量在第  $k$  个主成分上的载荷； $\lambda_k$  为第  $k$  个主成分的特征值。

(3) 土壤指标评分计算。

$$S_L = (x - x_{min}) / (x_{max} - x_{min}) \quad (2)$$

$$S_L = 1 - (x - x_{min}) / (x_{max} - x_{min}) \quad (3)$$

式中， $S_L$  表示土壤线性评分， $x$  表示土壤健康指标的实际值， $x_{min}$  为该指标测得的最小值， $x_{max}$  为该指标的最大值；对于“越大越好”型指标用式（2）计算，对于“越小越好”型指标用式（3）计算。对于“中间最优”型指标，当数值低于最佳范围时，用式（2）计算；当数值高于最佳范围时，用式（3）计算<sup>[37]</sup>。

对于非线性计算模型：

$$S_{NL} = \frac{a}{1 + (x/x_{\mu})^b} \quad (4)$$

式中， $S_{NL}$  表示土壤非线性评分函数； $x$  表示土壤健康评价指标的实测值； $a$  表示评分函数达到的最高分，本研究中  $a$  等于 1； $x_{\mu}$  表示每个相应指标的平均值； $b$  表示方程斜率，对于“越大越好”型指标， $b$  值取 -2.5；对于“越小越好”型指标， $b$  值取 2.5，对于“中间最优”型指标，当指标数值低于最佳范围时， $b$  取值为 -2.5，当指标数值高于最佳范围时， $b$  取值为 2.5<sup>[38-39]</sup>。

(4) 土壤健康指数计算。采用加权综合法计算土壤健康指数<sup>[8]</sup>，具体公式如下：

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

式中,  $S_i$  为利用隶属度函数计算的各个得分,  $n$  为用于计算土壤健康指数的指标数量,  $W_i$  为每个土壤指标所对应的权重值。

## 1.4 数据统计分析

数据利用 Microsoft Excel 2019 整理, 采用阈值法对异常值进行剔除<sup>[40]</sup>, 利用 IBM Statistics SPSS 27.0 进行主成分分析、相关性分析和描述性统计分析, 根据变异系数的大小, 可将其分为弱变异 (0%~10%)、中等变异 (10%~100%)、强变异 (>100%) 3 类<sup>[41]</sup>。运用 R 4.4.2 进行线性回归拟合, 添加趋势线及 95% 置信区间, 利用 Arc GIS 10.8 中 Geostatistical Analyst 模块的协同克里金插值法绘制土壤健康的空间分布图。

## 2 结果

### 2.1 土壤健康指标选取

由表 1 可知, 土壤容重变化范围为 1.04~1.61 g·cm<sup>-3</sup>, 处于中等变异水平 (13.45%)。土壤含水率平均值为 107 g·kg<sup>-1</sup>, 变异系数为 17.29%。土壤有机质、全氮、有效磷和速效钾均表现出中度至强变异 (38.66%~57.78%), 其中有效磷的变异性最大, 表明这些养分在研究区内分布不均。土壤 pH 变异系数最小 (1.48%), 整体呈弱碱性。

对于生物学指标, 土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮含量平均值分别为 108.7 和 7.83 mg·kg<sup>-1</sup>, 变异系数为 39.06%和 31.02%, 均处于中等变异程度。土壤酶活性指标中, 除脲酶外, 其余各项酶活性 (如碱性磷酸酶、纤维二糖水解酶、过氧化物酶、多酚氧化酶) 均表现出中等变异。微生物群落多样性指标中, 细菌和真菌的 OTU 和 Chao1 指数处于中度变异水平, 而 Simpson 指数和 Shannon 指数则表现出较低的变异性 (<3%), 表明群落结构相对稳定。

表 1 土壤健康评价指标统计特征

Table 1 Statistical characteristics of soil health evaluation indicators

指标 Indicator	最小值 Minimum	最大值 Maximum	平均值 Mean	标准差 Standard deviation	变异系数 CV/%	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis
容重 Bulk density/(g·cm <sup>-3</sup> )	1.04	1.61	1.35	0.18	13.45	-0.12	-1.40
土壤含水率 Soil water content/(g·kg <sup>-1</sup> )	64.91	137.7	107.9	17.85	16.54	-0.43	0.28
有机质 Organic matter/(g·kg <sup>-1</sup> )	1.24	14.37	7.83	3.03	38.66	0.34	-0.03
pH	8.13	8.64	8.36	0.12	1.48	-0.22	-0.34
全氮 Total nitrogen/(g·kg <sup>-1</sup> )	0.38	1.53	0.84	0.32	37.92	0.59	-0.68
有效磷 Available phosphorus/(mg·kg <sup>-1</sup> )	2.53	29.68	12.23	7.07	57.78	0.94	0.01
速效钾 Available potassium/(mg·kg <sup>-1</sup> )	66.65	374.8	136.8	76.31	55.77	1.82	2.70
微生物生物量碳 Microbial biomass carbon/(mg·kg <sup>-1</sup> )	41.61	231.8	108.7	42.46	39.06	1.05	1.19
微生物生物量氮 Microbial biomass nitrogen/(mg·kg <sup>-1</sup> )	3.10	16.53	7.83	3.21	41.02	0.87	0.55
土壤脲酶 S-UE/(U·g <sup>-1</sup> )	3.66	4.01	3.77	0.08	2.08	0.90	1.11
土壤碱性磷酸酶 S-AKP/ALP/(U·g <sup>-1</sup> )	1279	9829	4603	2006	43.57	0.49	0.10
土壤亮氨酸氨基肽酶 S-LAP/(U·g <sup>-1</sup> )	1.07	4.01	2.48	0.72	28.87	0.37	-0.14
土壤纤维二糖水解酶 S-C1/(U·g <sup>-1</sup> )	2.61	17.32	8.09	3.33	41.18	0.51	0.46
土壤过氧化物酶 S-POD/(U·g <sup>-1</sup> )	33.46	298.6	154.3	57.07	37.00	0.56	0.46
土壤多酚氧化酶 S-PPO/(U·g <sup>-1</sup> )	98.59	433.1	220.1	85.00	38.61	0.54	-0.34

细菌 OTU	1497	3636	3021	501.2	16.59	-1.34	1.92
细菌 Chao1 指数	1497	3638	3023	501.4	16.59	-1.35	1.93
细菌 Simpson 指数	0.997	0.999	0.998	0.00	0.05	-2.09	5.60
细菌 Shannon 指数	9.25	10.70	10.39	0.25	2.40	-3.02	13.84
真菌 OTU	395	819	528	84.72	16.06	1.39	3.27
真菌 Chao1 指数	395.6	819.2	528.0	84.71	16.04	1.39	3.27
真菌 Simpson 指数	0.98	0.99	0.99	0.00	0.21	0.36	-0.34
真菌 Shannon 指数	7.37	8.28	7.70	0.20	2.61	0.93	1.29

## 2.2 土壤健康评价最小数据集指标建立

KMO 和巴特利特检验结果表明,  $KMO=0.675 > 0.5$ , 且显著性  $P < 0.001$ , 表明所有选定的土壤健康指标之间并非相互独立, 而是存在着显著的共同变异结构, 可以进行主成分分析, 能够有效地从中提取出少数几个综合性的主成分。主成分分析结果显示 (表 2), 在土壤健康评价指标中, 特征值大于 1 的主成分共有 6 个, 它们的累积贡献率为 82.47%, 满足提取信息的要求, 证明分析选取的主成分可以解释原始指标的大部分信息, 用于土壤健康评价的结果是可靠的。在 PC-1 中, 满足载荷值大于 0.5 的指标有全氮、微生物生物量氮、微生物生物量碳、细菌 Chao1 指数、细菌 OTU、土壤碱性磷酸酶、有机质、土壤亮氨酸氨基肽酶、有效磷和细菌 Simpson 指数, 因此划分为第一组。真菌 Chao1 指数、真菌 OTU 和真菌 Simpson 指数在 PC-1 和 PC-2 中的载荷值均大于 0.5, 并且在 PC-1 中与其他指标的相关性均较低 (图 1), 因此也划分为第一组。在 PC-2 中, 满足载荷值大于 0.5 的指标有真菌 Shannon 指数和土壤过氧化物酶, 因此划分为第二组。速效钾在 PC-4 中载荷值大于 0.5, 且在 PC-2 中与其他指标的相关性较低, 因此也划分为第二组。在 PC-3 中, 细菌 Shannon 指数、土壤含水率和土壤多酚氧化酶载荷值均大于 0.5 的划分为第三组。土壤纤维二糖水解酶、土壤容重和土壤脲酶载荷值大于 0.5 分别划分为第四组、第五组和第六组; 土壤 pH 在每个主成分中载荷值均小于 0.5, 划分为第六组。

基于最小数据集指标筛选原则, 减少指标数据冗余, 在每组中  $N_{orm}$  值最高且其余指标在该分组中最高  $N_{orm}$  值 10% 范围内的指标进入最小数据集。最终确定容重、全氮、土壤纤维二糖水解酶、土壤脲酶、细菌 Shannon 指数和真菌 Shannon 指数进入最小数据集。

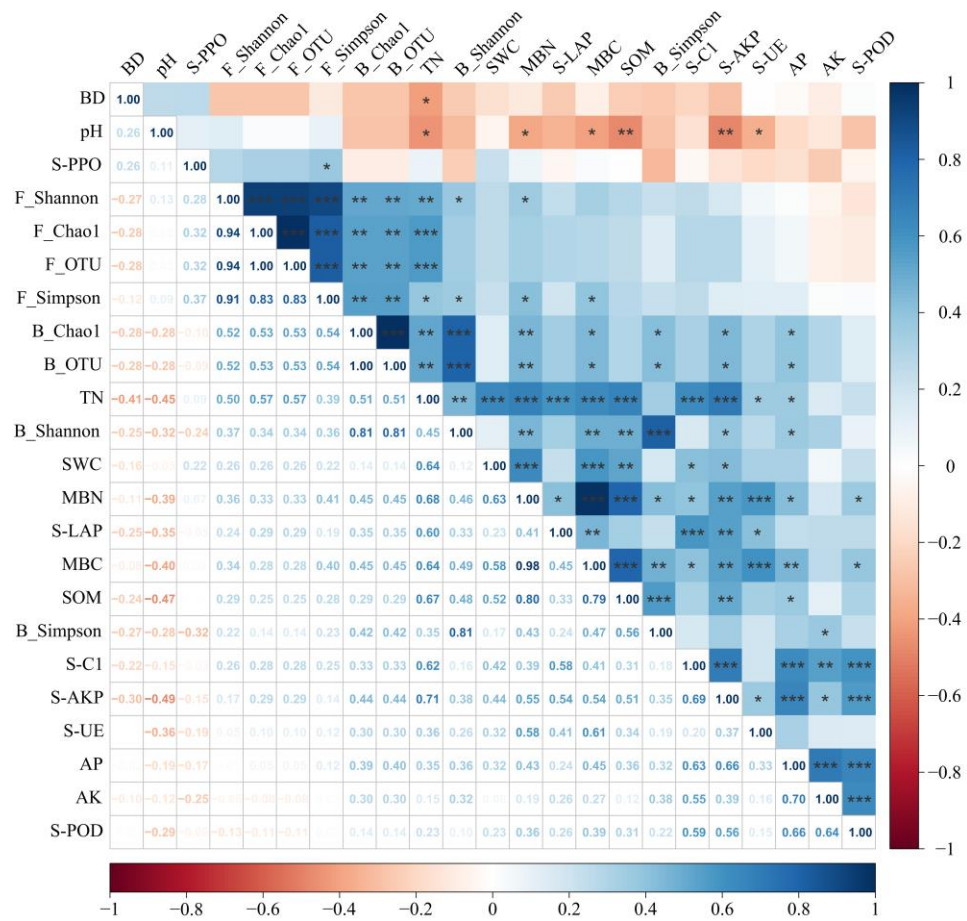
表 2 评价指标主成分因子载荷及综合载荷 ( $N_{orm}$ ) 值

**Table 2** The principal component factor load and comprehensive loading ( $N_{orm}$ ) of evaluation indicator

指标 Indicators	分组 Grouping	主成分载荷 Principal component factor load						$N_{orm}$
		PC-1	PC-2	PC-3	PC-4	PC-5	PC-6	
全氮 Total nitrogen	1	0.846	0.044	0.236	-0.088	-0.326	-0.029	2.56
微生物生物量氮 Microbial biomass nitrogen	1	0.808	-0.134	0.316	-0.315	0.242	-0.006	2.50
微生物生物量碳 Microbial biomass carbon	1	0.806	-0.192	0.267	-0.299	0.272	0.010	2.50
细菌 Chao1 指数	1	0.751	0.178	-0.484	0.052	0.108	0.231	2.37
细菌 OTU	1	0.751	0.178	-0.484	0.052	0.109	0.230	2.37
土壤碱性磷酸酶 S-AKP/ALP	1	0.744	-0.355	0.107	0.167	-0.272	0.059	2.34
有机质 Organic matter	1	0.709	-0.175	0.228	-0.412	0.060	-0.323	2.25
土壤亮氨酸氨基肽酶 S-LAP	1	0.599	-0.135	0.084	0.050	-0.378	0.340	1.88
有效磷 Available phosphorus	1	0.574	-0.500	-0.019	0.425	0.229	-0.026	2.06
细菌 Simpson 指数	1	0.571	-0.201	-0.430	-0.253	0.164	-0.437	1.94
真菌 Chao1 指数	1	0.615	0.727	0.035	0.149	-0.092	0.023	2.31
真菌 OTU	1	0.615	0.727	0.034	0.149	-0.093	0.023	2.31



真菌 Simpson 指数	1	0.593	0.656	0.026	0.168	0.253	-0.021	2.20
真菌 Shannon 指数	2	0.599	0.747	-0.001	0.123	0.025	-0.107	2.30
土壤过氧化物酶 S-POD	2	0.403	-0.593	0.172	0.438	0.136	-0.090	1.79
速效钾 Available potassium	2	0.388	-0.523	-0.247	0.528	0.162	-0.099	1.74
细菌 Shannon 指数	3	0.700	-0.004	-0.584	-0.215	0.185	-0.082	2.27
土壤含水率 Soil water content	3	0.539	-0.051	0.578	-0.097	0.012	-0.257	1.83
土壤多酚氧化酶 S-PPO	3	-0.006	0.477	0.565	0.134	0.211	0.056	1.28
土壤纤维二糖水解酶 S-C1	4	0.635	-0.258	0.216	0.545	-0.231	0.005	2.12
容重 Bulk density	5	-0.355	-0.070	0.249	0.085	0.687	0.332	1.43
pH	6	-0.417	0.385	0.050	0.393	0.290	-0.247	1.60
土壤脲酶 S-UE	6	0.486	-0.261	0.128	-0.323	0.140	0.519	1.69
特征值 Eigenvalues		8.719	3.775	2.167	1.840	1.395	1.070	
方差贡献率 Variance contribution rate/%		37.91	16.41	9.422	8.002	6.067	4.652	
累积贡献率 Cumulative contribution rate/%		37.91	54.32	63.74	71.75	77.81	82.47	



注：蓝色和红色分别表示正向和负向相关关系；\*表示  $P<0.05$ ，\*\*表示  $P<0.01$ ，\*\*\*表示  $P<0.001$ 。Note: Blue and red indicate positive and negative correlations, respectively; \* indicates  $P<0.05$ , \*\* indicates  $P<0.01$ , \*\*\* indicates  $P<0.001$ .

图 1 土壤健康指标的 Pearson 相关性

Fig. 1 Pearson correlation of soil health indicators

### 2.3 土壤健康评价

通过主成分分析获得全数据集和最小数据集中各指标的公因子方差和权重，由表 3 可知，在最小数据集中容重、全氮、土壤脲酶、土壤纤维二糖水解酶、细菌和真菌 Shannon 指数权重值分别为 0.159、0.224、0.226、0.125、0.115 和 0.150，其中土壤脲酶权重最大，细菌 Shannon 指数权重较小，表明土壤脲酶对土壤健康较为敏感，其影响占比较大。用式（5）计算得到土壤健康指数。基于全数据集与最小数据集的两种评分函数计算的土壤健康指数结果显示，非线性评分函数计算的全数据集土壤健康指数（SHI-NL<sub>TDS</sub>）的变化范围为 0.31~0.66，均值为 0.48，变异系数为 17.32%；最小数据集土壤健康指数（SHI-NL<sub>MDS</sub>）的变化范围为 0.38~0.62，均值为 0.49，变异系数为 15.58%，均处于中度变异。线性评分函数计算的全数据集土壤健康指数（SHI-L<sub>TDS</sub>）的变化范围为 0.22~0.68，均值为 0.45，变异系数为 24.55%；最小数据集土壤健康指数（SHI-L<sub>MDS</sub>）的变化范围为 0.11~0.72，均值为 0.44，变异系数为 33.71%，均属于中度变异，整体表明五寨县农田土壤健康处于中等水平。

表 3 指标公因子方差及权重

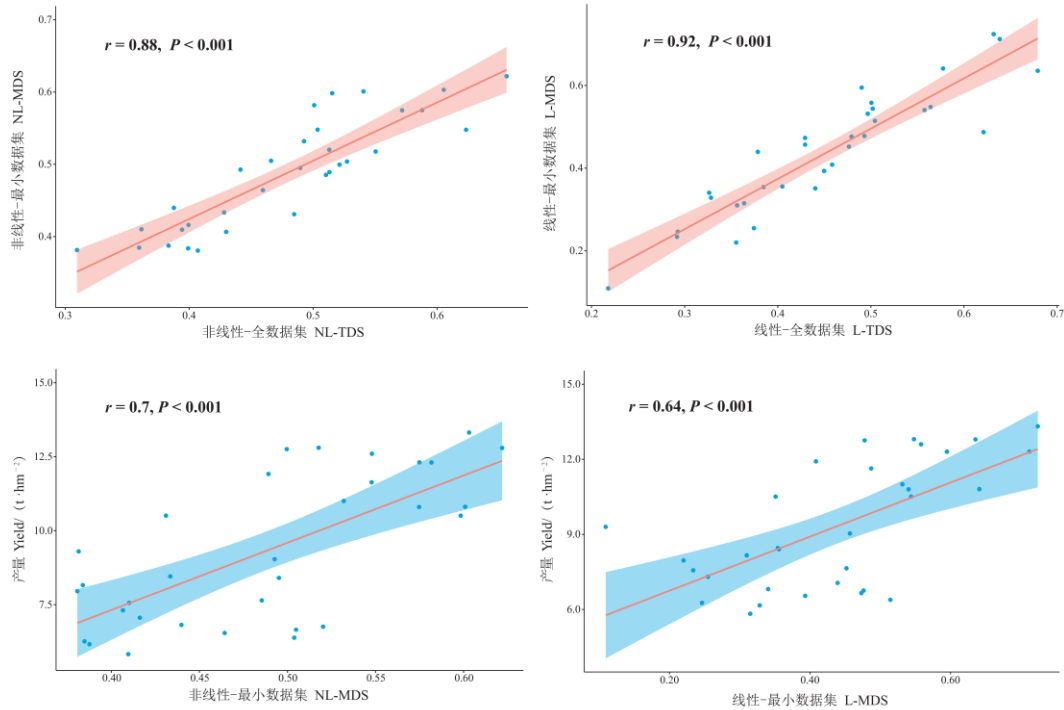
Table 3 Common factor variance and weight of indices

指标 Indicator	公因子方差 Common factor variance		权重 Weight	
	全数据集 (TDS)	最小数据集 (MDS)	全数据集 (TDS)	最小数据集 (MDS)
容重 Bulk density	0.782	0.576	0.041	0.159
土壤含水率 Soil water content	0.702		0.037	
有机质 Organic matter	0.864		0.046	
pH	0.625		0.033	
全氮 Total nitrogen	0.889	0.812	0.047	0.224
有效磷 Available phosphorus	0.814		0.043	
速效钾 Available potassium	0.800		0.042	
微生物生物量碳 Microbial biomass carbon	0.922		0.049	
微生物生物量氮 Microbial biomass nitrogen	0.928		0.049	
土壤脲酶 S-UE	0.713	0.821	0.038	0.226
土壤碱性磷酸酶 S-AKP/ALP	0.797		0.042	
土壤亮氨酸氨基肽酶 S-LAP	0.645		0.034	
土壤纤维二糖水解酶 S-C1	0.867	0.454	0.046	0.125
土壤过氧化物酶 S-POD	0.762		0.040	
土壤多酚氧化酶 S-PPO	0.613		0.032	
细菌 OTU	0.897		0.047	
细菌 Chao1 指数	0.897		0.047	
细菌 Simpson 指数	0.833		0.044	
细菌 Shannon 指数	0.918	0.418	0.048	0.115
真菌 OTU	0.940		0.050	
真菌 Chao1 指数	0.940		0.050	
真菌 Simpson 指数	0.875		0.046	
真菌 Shannon 指数	0.944	0.544	0.050	0.150

### 2.4 最小数据集精确度的验证



验证全数据集和最小数据集土壤健康指数评价指标体系的合理性是土壤健康评价中的重要步骤。线性回归分析结果显示，两种评分函数的全数据集和最小数据集土壤健康指数之间均呈显著正相关（图 2）。对最小数据集通过非线性和线性评分函数计算的土壤健康指数，利用作物产量数据对土壤健康评价方法进行拟合验证，其中非线性评分法最小数据集（ $r = 0.7, P < 0.001$ ）拟合效果优于线性评分法最小数据集（ $r = 0.64, P < 0.001$ ），同时表明所选最小数据集可以较好地代替全数据集进行旱区农田土壤健康评价。



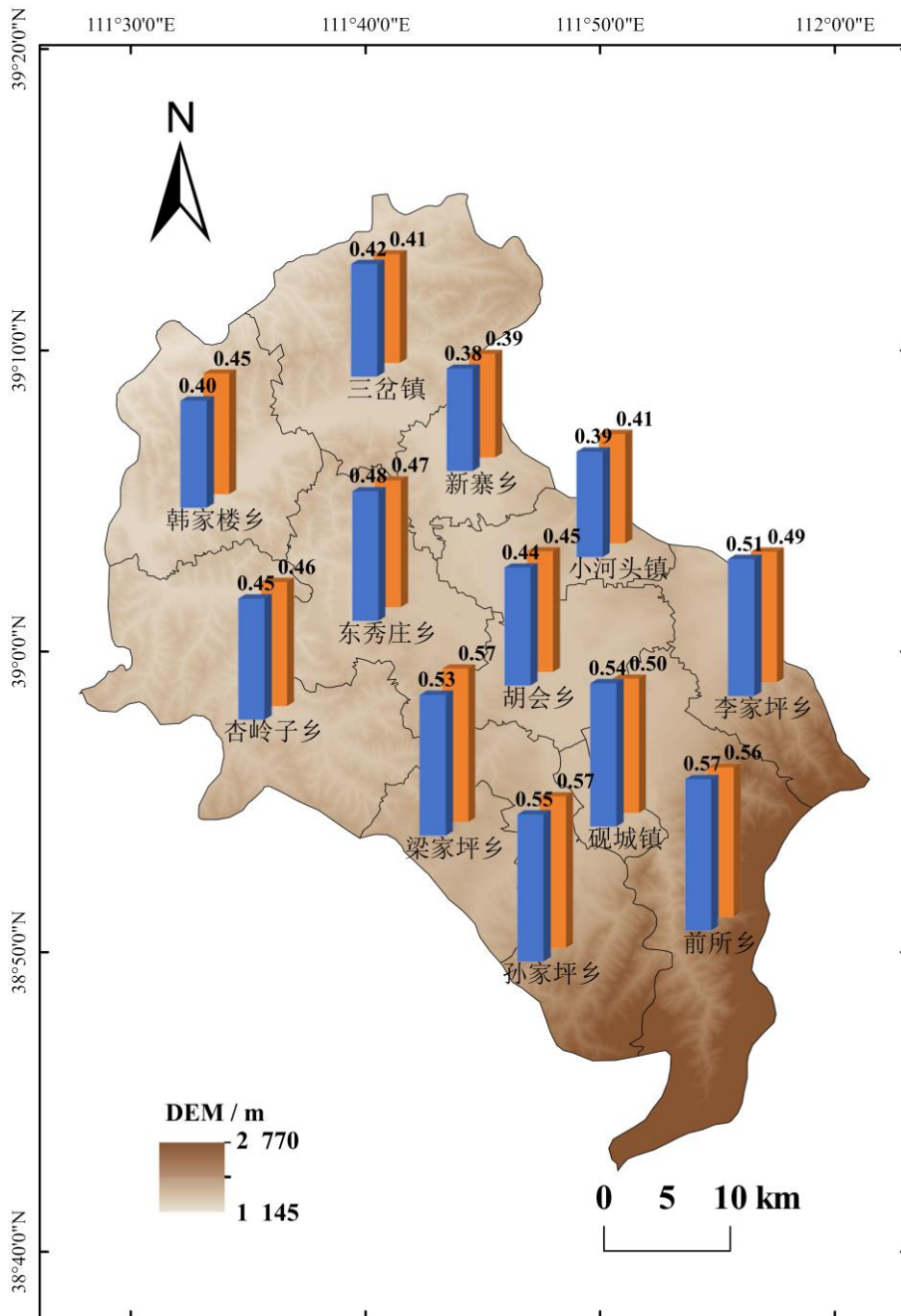
注：NL-TDS 和 NL-MDS 分别表示基于全数据集和最小数据集的非线性评分得分，L-TDS 和 L-MDS 分别表示基于全数据集和最小数据集的线性评分得分；Yield 指作物产量。Note: NL-TDS and NL-MDS represent nonlinear scoring based on the full data set and the minimum data set, respectively; L-TDS and L-MDS represent linear scoring based on the full data set and the minimum data set, respectively; Yield refers to crop yield.

图 2 土壤健康指数回归分析

Fig. 2 Linear regression analysis of soil health index

### 2.5 土壤健康评价得分的空间分布

从空间上看，2023 年五寨县各乡镇土壤健康指数得分值差异较小（图 3）。通过筛选出的基于全数据集和最小数据集结合非线性评分函数计算的土壤健康指数在五寨县北部的新寨乡和小河头镇得分值较低，其中新寨乡土壤健康指数得分值最低，SHI-NL<sub>TDS</sub> 和 SHI-NL<sub>MDS</sub> 分别为 0.38 和 0.39，其次为小河头镇，分别为 0.39 和 0.41。五寨县南部的梁家坪乡、孙家坪乡、砚城镇、前所乡 SHI 得分值较高，其中前所乡 SHI-NL<sub>TDS</sub> 得分值最高达 0.57，其次为孙家坪乡（0.55）、砚城镇（0.54）和梁家坪乡（0.53）；梁家坪乡和孙家坪乡 SHI-NL<sub>MDS</sub> 得分值最高达 0.57，其次为前所乡（0.56）和砚城镇（0.50）。整体上看，利用非线性评分函数通过全数据集与最小数据集计算得到的土壤健康指数在空间上分布大致为北部低、南部高。



注：柱形图表示土壤健康指数值（蓝色柱状图代表 TDS-SHI，橙色柱状图代表 MDS-SHI）。Note: The figure shows the distribution of SHI calculated using a nonlinear scoring function. The bar graph represents soil health index values (blue bars indicate TDS-SHI, orange bars indicate MDS-SHI).

图 3 五寨县土壤健康空间分布图  
Fig. 3 Soil health assessment map of Wuzhai County

### 3 讨论

#### 3.1 最小数据集的构建

土壤健康评价是农业生态系统可持续管理的重要依据，而构建科学合理的最小数据集则

是实现高效准确评价的关键<sup>[42]</sup>。本研究以山西五寨县旱作农田为研究对象,利用主成分分析法与相关性分析法结合  $N_{om}$  值从土壤物理、化学、生物等 23 项指标选取容重、全氮、土壤脲酶、土壤纤维二糖水解酶、细菌 Shannon 指数、真菌 Shannon 指数 6 个指标构建旱区农田土壤健康评价最小数据集,采用线性与非线性评分函数,并通过对比全数据集和最小数据集计算的土壤健康指数,线性回归分析结果显示两者均呈显著的正相关,验证了最小数据集可以用于旱区农田土壤健康评价。前人研究中也选取最小数据集进行评价,王淑琴等<sup>[43]</sup>在黄土高原半干旱区的甘肃农业大学旱作农业综合试验站建立的最小数据集为土壤容重、全氮、速效磷、脲酶、真菌 Shannon 指数和真菌 Chao 指数。刘湘君等在中国东部黄淮海旱作区筛选土壤有机质、土壤阳离子交换量、土壤 pH、耕作层厚度、耕作层穿透阻力和耕作层压实度构建了最小数据集<sup>[33]</sup>。李笑雨和白金珂<sup>[44]</sup>在青藏高原南部建立的最小数据集包括全氮、粉粒、黏粒、电导率。通过对比发现,本研究中选择土壤容重、全氮、pH、土壤脲酶和真菌 Shannon 指数进入最小数据集,这与大多数研究结果相同。而前人研究中选取的土壤有机质和速效磷均未进入最小数据集,主要是因为最小数据集指标筛选过程中全氮、有机质、有效磷分别进入了同一组,有机质和有效磷的  $N_{om}$  值较小,因此未进入最小数据集。前人研究主要注重土壤理化指标,没有充分考虑到生物指标与土壤健康间的相互作用,忽略了土壤的微生物功能特性对土壤健康的敏感程度<sup>[45-46]</sup>。其余两个指标与前人研究报道不相同,可能是跟研究区域、土壤类型、气候条件和测定指标的种类有关,因此在旱区农田土壤健康管理过程中应多关注以上指标,这样更加有利于建立符合区域特点的土壤健康评价体系,为农田可持续利用提供科学依据。

### 3.2 研究区农田土壤健康评价

本研究表明,基于最小数据集采用非线性评分函数计算的土壤健康指数为 0.49,土壤健康总体处于中等水平。土壤健康综合治理策略聚焦于解决土壤物理结构退化、化学养分失衡及生物功能障碍等核心问题,结合山西五寨县管理水平与作物产量目标,土壤健康管理建议为:(1)北部(如新寨乡、小河头镇)土壤容重略微偏高,可深松耕层土壤,改善土壤孔隙结构,同时避免过度扰动土层,配合施用有机物料(秸秆还田),能持续缓解土壤压实并促进根系发育。(2)优化氮肥管理,提升全氮含量,添加含氮有机肥(禽畜粪肥),补充微生物可利用碳氮比,在提升 MDS 关键指标脲酶活性的同时,减少挥发损失。(3)本研究证实,微生物多样性与关键酶活性是评价旱区土壤健康不可替代的指标。为增强土壤酶活性,可施用腐殖酸以提升尿素水解效率,接种微生物菌剂(如枯草芽孢杆菌)以提升土壤酶活性,未来应将此类生物参数的监测纳入常规土壤管理,作为衡量管理措施是否有效的重要依据。(4)为优化 MDS 中的真菌 Shannon 指数,施用真菌促生剂优化微生物多样性,增强旱区水分及养分吸收,添加生物炭创造微孔栖息地,缓解干旱胁迫。

五寨县土壤健康指数在空间分布上从北到南呈现由低到高的趋势,其中三岔镇、新寨乡和小河头镇土壤健康指数得分较低,可能主要与该地区广泛的黄土母质特性及区域性的半干旱气候背景有关。前者导致土壤先天易受侵蚀,后者则限制了植被恢复与土壤有机质的积累,共同导致了土壤功能的退化,这种自然本底脆弱性会导致土壤功能系统性衰退和土壤健康状况的下降。作物产量是衡量土壤健康的主要指标,作物产量及其稳产性,是土壤健康的综合体现<sup>[47]</sup>。要全面评估土壤健康,土壤健康指数必须与作物产量相关<sup>[48-51]</sup>。大量证据表明,土壤健康指数与作物产量具有较好的相关性<sup>[52]</sup>。在旱区生态系统中,持续干旱、气候变暖和人为干扰已导致土壤功能和服务显著退化<sup>[53]</sup>。旱区土壤动物和植物多样性较低,微生物群落的环境敏感性和快速响应特性成为维持生态系统功能的关键组分<sup>[54]</sup>。当前土壤健康评价体系仍过度依赖理化指标,生物指标尤其是微生物指标占比明显不足<sup>[55-56]</sup>。考虑到微生物与多种生态系统服务的关联密切,未来应加强微生物功能参数在评价体系中的应用。微生物通过调节生理代谢适应胁迫环境的策略,可能为构建气候适应性土壤健康指标提供新视角,从而更

高效地提升土壤健康状况，丰富和完善土壤健康评价体系。

## 4 结 论

构建基于最小数据集的旱区农田土壤健康评价指标体系，共筛选出容重、全氮、土壤脲酶、土壤纤维二糖水解酶、细菌 Shannon 指数和真菌 Shannon 指数 6 项指标。结果显示，最小数据集可解释全数据集土壤指标的 82.47%，且基于最小数据集和全数据集计算的土壤健康指数呈显著正相关，证实了最小数据集在评价旱区农田土壤健康中的可靠性。五寨县土壤健康状况空间分布呈北低南高的趋势，利用作物产量拟合结果筛选出的基于最小数据集通过非线性评分函数计算的土壤健康指数得分为 0.49，五寨县旱区农田土壤健康总体处于中等水平。

### 参考文献 (References)

- [1] Karlen D L, Ditzler C A, Andrews S S. Soil quality: Why and how [J]. *Geoderma*, 2003, 114(3/4): 145-156.
- [2] Koch A, McBratney A, Adams M, et al. Soil security: Solving the global soil crisis[J]. *Global Policy*, 2013, 4(4): 434-441.
- [3] Zhu Y G, Li G, Zhang G L, et al. Soil security: From Earth's critical zone to ecosystem services[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(12): 1859-1869. [朱永官, 李刚, 张甘霖, 等. 土壤安全: 从地球关键带到生态系统服务[J]. *地理学报*, 2015, 70(12): 1859-1869.]
- [4] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.
- [5] Shah A N, Tanveer M, Shahzad B, et al. Soil compaction effects on soil health and crop productivity: An overview[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(11): 10056-10067.
- [6] Zhang J L, van der Heijden M G A, Zhang F S, et al. Soil biodiversity and crop diversification are vital components of healthy soils and agricultural sustainability[J]. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 2020, 7(3): 236.
- [7] Zhang J Z, Li Y Z, Li Y, et al. Advances in the indicator system and evaluation approaches of soil health[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(3): 603-616. [张江周, 李奕赞, 李颖, 等. 土壤健康指标体系与评价方法研究进展[J]. *土壤学报*, 2022, 59(3): 603-616.]
- [8] Askari M S, Holden N M. Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management[J]. *Geoderma*, 2014, 230/231: 131-142.
- [9] 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.
- [10] Jin H F, Shi D M, Chen Z F, 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*, 2018, 34(7): 155-164. [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.]
- [11] Zhang J Z, Wang G Z, Li Y Z, et al. Re-thinking the establishment of the farmland soil health assessment system[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024, 61(4): 879-891. [张江周, 王光州, 李奕赞, 等. 农田土壤健康评价体系构建的若干思考[J]. *土壤学报*, 2024, 61(4): 879-891.]
- [12] Bünenmann E K, Bongiorno G, Bai Z G, et al. Soil quality—A critical review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 120: 105-125.
- [13] Liu X, Shi L J, Qian H Y, et al. New problems of food security in Northwest China: A sustainability perspective[J]. *Land Degradation & Development*, 2020, 31(8): 975-989.
- [14] Bastida F, Luis Moreno J, García C. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(12): 3463-3473.
- [15] Jiao S, Qi J J, Liu J A, et al. Soil microbiome and soil health assessment in arid regions[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(5): 1350-1362. [焦硕, 戚杰军, 刘纪爱, 等. 旱区土壤微生物组与土壤健康评价[J]. *土壤学报*, 2023, 60(5): 1350-1362.]
- [16] Qin T, Li G Q. Soil erosion sensitivity analysis of yellow landform areas: Taking Wuzhai County, Shanxi Province as an example[J]. *Science Technology and Engineering*, 2023, 23(30): 12850-12857. [秦彤, 李功权. 黄土地貌区水力侵蚀敏感性分析: 以山西省五寨县为例[J]. *科学技术与工程*, 2023, 23(30): 12850-12857.]
- [17] Bastida F, Zsolnay A, Hernández T, et al. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective[J]. *Geoderma*, 2008, 147(3/4): 159-171.

- [18] Hermans S M, Buckley H L, Case B S, et al. Bacteria as emerging indicators of soil condition[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2017, 83: e02826-e02816.
- [19] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [20] Jenkinson D S, Powlson D S, Wedderburn R W M. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—III. The relationship between soil biovolume, measured by optical microscopy, and the flush of decomposition caused by fumigation[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1976, 8(3): 189-202.
- [21] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6): 837-842.
- [22] Yang R, Zhao M X, Zhou J B. Effects of different conditions on the determination of total nitrogen in solution by persulfate oxidation method[J]. *Journal of Northwest A&F University: Natural Science Edition*, 2005, 33(12): 107-111. [杨绒, 赵满兴, 周建斌. 过硫酸钾氧化法测定溶液中全氮含量的影响条件研究[J]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2005, 33(12): 107-111.]
- [23] Chen G C, He Z L, Zhu J, et al. Determination of microbial biomass nitrogen in red soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1998, 29(4): 185-187. [陈国潮, 何振立, 祝军, 等. 红壤微生物量氮的测定研究[J]. 土壤通报, 1998, 29(4): 185-187.]
- [24] Li S Q, Li S X. Study on the methods for measuring microbial biomass nitrogen in soils[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2000, 6(1): 75-83. [李世清, 李生秀. 土壤微生物体氮测定方法的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(1): 75-83.]
- [25] Song J G, Wang J, Lin S. Determination of soil microbial biomass nitrogen by continuous flow analytical system[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1999, 5(3): 282-287. [宋建国, 王晶, 林杉. 用连续流动分析仪测定土壤微生物态氮的方法研究[J]. 植物营养与肥料学报, 1999, 5(3): 282-287.]
- [26] Jansson S L. Rapporteur's comments: Mineralization and immobilization of soil nitrogen by microorganisms[J]. *Ecological Bulletins*, 1981,33: 195-199.
- [27] Saikia R, Sharma S, Thind H S, et al. Temporal changes in biochemical indicators of soil quality in response to tillage, crop residue and green manure management in a rice-wheat system[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 103: 383-394.
- [28] Ullah S, Liang H, Ali I, et al. Biochar coupled with contrasting nitrogen sources mediated changes in carbon and nitrogen pools, microbial and enzymatic activity in paddy soil[J]. *Journal of Saudi Chemical Society*, 2020, 24(11): 835-849.
- [29] Gao W S, Chen Y Q, Shi Y Q, et al. Constructing an index system for ecological health evaluation of cropping system in China main food production areas[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23(10): 131-137. [高旺盛, 陈源泉, 石彦琴, 等. 中国集约高产农田生态健康评价方法及指标体系初探[J]. 中国农学通报, 2007, 23(10): 131-137.]
- [30] Larson W E, Pierce F J. Conservation and enhancement of soil quality[J]. 1991, 12(2): 175-203.
- [31] Kinoshita R, Moebius-Clune B N, van Es H M, et al. Strategies for soil quality assessment using visible and near-infrared reflectance spectroscopy in a western Kenya chronosequence[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, 76(5): 1776-1788.
- [32] Schindelbeck R R, van Es H M, Abawi G S, et al. Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2008, 88(2/3/4): 73-80.
- [33] Doran J W, Parkin T B. Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set[J]. *Methods for Assessing Soil Quality*, 1997, 49: 25-37.
- [34] Liu X J, Qiao G Y, Guo F H, et al. Evaluation and obstacle analysis of cultivated horizon soil quality based on MDS in the dry farming areas of Huang-Huai-Hai Region[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2023,39(12): 104-113. [刘湘君, 乔冠宇, 郭丰浩, 等. 基于最小数据集的黄淮海旱作区耕层土壤质量评价及障碍分析[J]. 农业工程学报, 2023,39(12): 104-113.]
- [35] Zhang J H, Ding Q D, Wang Y J, et al. Soil quality assessment and constraint diagnosis of salinized farmland in the Yellow River irrigation area in northwestern China[J]. *Geoderma Regional*, 2023, 34: e00684.
- [36] Jiang C Z, Shou N, Gao W, et al. Comprehensive evaluation of soil quality of different land use types on the northeastern margin of the Qinghai-Tibet Plateau, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(12): 3279-3286. [蒋丛泽, 受娜, 高玮, 等. 青藏高原东北缘不同土地利用类型土壤质量综合评价[J]. 应用生态学报, 2022, 33(12): 3279-3286.]
- [37] 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): 419-435.
- [38] Askari M S, Holden N M. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems[J]. *Soil and Tillage Research*, 2015, 150: 57-67.
- [39] Raiesi F. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions[J]. *Ecological Indicators*, 2017, 75: 307-320.
- [40] Kang R F, Ren Y, Wu H J, et al. Changes in the nutrients and fertility of black soil over 26 years in Northeast China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49(11): 2113-2125. [康日峰, 任意, 吴会军, 等. 26年来东北黑土区土壤养分演变特征[J]. *中国农业科学*, 2016, 49(11): 2113-2125.]
- [41] Liu J L, Liu L, Ma X Y, et al. Spatial variability of soil salt in different soil layers at different scales[J]. *Journal of Basic Science and Engineering*, 2018, 26(2): 305-312. [刘继龙, 刘璐, 马孝义, 等. 不同尺度不同土层土壤盐分的空间变异性研究[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2018, 26(2): 305-312.]
- [42] Rinot O, Levy G J, Steinberger Y, et al. Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 1484-1491.
- [43] Wang S Q, Luo Z Z, Niu Y N, et al. Soil quality evaluation of alfalfa fields in semi-arid areas of the Loess Plateau based on minimum data set[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2023, 45(7): 81-90. [王淑琴, 罗明珠, 牛伊宁, 等. 基于最小数据集的黄土高原半干旱区苜蓿地土壤质量评价[J]. *中国草地学报*, 2023, 45(7): 81-90.]
- [44] Li X Y, Bai J K. Evaluation of soil quality of different land use types in the southern Tibetan Plateau[J]. *Pratacultural Science*, 2024, 41(7): 1614-1623. [李笑雨, 白金珂. 青藏高原南部4种土地利用方式土壤质量评价[J]. *草业科学*, 2024, 41(7): 1614-1623.]
- [45] Cherubin M R, Karlen D L, Franco A L C, et al. A soil management assessment framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane expansion on soil quality[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2016, 80(1): 215-226.
- [46] van Es H M, Karlen D L. Reanalysis validates soil health indicator sensitivity and correlation with long-term crop yields[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2019, 83(3): 721-732.
- [47] Xu M G, Duan Y H, Bai S S, et al. Research and prospects for soil health based on long-term experiments in arable land of China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2024, 30(7): 1253-1261. [徐明岗, 段英华, 白珊珊, 等. 基于长期定位试验的土壤健康研究与展望[J]. *植物营养与肥料学报*, 2024, 30(7): 1253-1261.]
- [48] Sinha N K, Chopra U K, Singh A K. Cropping system effects on soil quality for three agro-ecosystems in India[J]. *Experimental Agriculture*, 2014, 50(3): 321-342.
- [49] de Paul Obade V, Lal R. Towards a standard technique for soil quality assessment[J]. *Geoderma*, 2016, 265: 96-102.
- [50] Vasu D, Tiwary P, Chandran P, et al. A conceptual model of natural land degradation based on regressive pedogenesis in semiarid tropical environments[J]. *Land Degradation and Development*, 2018, 29(8): 2554-2567.
- [51] Lenka N K, Meena B P, Lal R, et al. Comparing four indexing approaches to define soil quality in an intensively cropped region of northern India[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 865473.
- [52] Vasu D, Singh S K, Ray S K, et al. Soil quality index (SQI) as a tool to evaluate crop productivity in semi-arid Deccan plateau, India[J]. *Geoderma*, 2016, 282: 70-79.
- [53] Verstraete M M, Scholes R J, Smith M S. Climate and desertification: Looking at an old problem through new lenses[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, 7(8): 421-428.
- [54] Makhalyane T P, Valverde A, Gunnigle E, et al. Microbial ecology of hot desert edaphic systems[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2015, 39(2): 203-221.
- [55] Nunes M R, Karlen D L, Veum K S, et al. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2020, 369: 114335.
- [56] Liang W J, Dong Y H, Li Y B, et al. Biological characterization and regulation of soil health[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(2): 719-728. [梁文举, 董元华, 李英滨, 等. 土壤健康的生物学表征与调控[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(2): 719-728.]

(责任编辑: 檀满枝)