

引用格式:陈浮,华子宜,马静,等.耕地非粮化对土壤健康的影响及其机理:以徐州市城乡结合部为例[J].资源科学,2023,45(11):2210-2221.[Chen F, Hua Z Y, Ma J, et al. The influence of non-grain conversion of cultivated land on soil health and mechanism: Taking rural-urban fringe area of Xuzhou City as an example[J]. Resources Science, 2023, 45(11): 2210-2221.] DOI: 10.18402/resci.2023.11.09

耕地非粮化对土壤健康的影响及其机理

——以徐州市城乡结合部为例

陈浮,华子宜,马静,蒋非非,支晓娟,朱新华

(河海大学公共管理学院,南京 211110)

摘要:【目的】本文旨在探明非粮化行为对土壤健康的潜在损害,为科学评估非粮化对耕地生产力和生态功能影响提供科学依据。【方法】利用实地踏勘、采样分析、模型评价和数据分析等方法,从徐州市城乡结合部现状为设施大棚、果园、杨树林、草地、公路景观林和撂荒地等6类典型非粮化田块和对照耕地共采集80个表层土样,测定土壤物理、化学、生物及重金属污染等23项指标,并构建耕地健康评价模型探索非粮化对耕地健康的影响。【结果】研究表明:①非粮化显著改变了土壤理化和生物指标,非粮化土壤纤维二糖水解酶、碱性磷酸酶和细菌多样性指数显著低于对照样($P < 0.05$)。设施大棚土壤有机质、总磷、有效磷、有效钾、总氮和硝态氮含量最高,且与其他5种非粮化类型存在显著性差异($P < 0.05$);②与对照样相比,6类非粮化导致耕地土壤生产力、持水净水、碳固存、养分循环和生物多样性等不同的功能或多或少产生失衡,甚至处于亚健康状态;③结构方程模型拟合显示土壤养分、酶活性、生物多样性指数和重金属污染指数主导了非粮化土壤的健康分异。【结论】非粮化对耕地健康有影响,且不同行为的健康损害差异大,这一结果为非粮化分类整治、稳固粮食安全指明了方向。

关键词:非粮化;土壤健康;土壤功能;重金属污染;耕地保护

DOI: 10.18402/resci.2023.11.09

1 引言

粮食生产经济效益长期低下,促成农业结构向经济林果、苗木、养殖、设施果蔬等转变^[1]。同时,近20年中国城市化、工业化迅猛发展,吸纳了大量农村青壮劳动力,导致许多边际耕地撂荒或种速生树木。此外,近几年乡村振兴战略引导的“一村一品”特色乡村开发和建设、工商资本下乡等加剧了耕地非粮化趋势。这些不合理的耕地利用行为,不但严重威胁粮食安全,还可能损害农田生态健康,造成土壤污染、水土流失、生物多样性下降等一系列问题^[2,3]。2020年11月,国务院办公厅出台《关于防止耕地“非粮化”稳定粮食生产的意见》,明确耕地利用优先顺序和主要利用类型,切实稳定粮食生产,

坚决防止耕地非粮化倾向。2021年11月,自然资源部联合农业农村部、国家林业和草原局印发《关于严格耕地用途管制有关问题的通知》,细化了耕地用途管制,并首次明确耕地“进出平衡”制度。这些政策出台有力遏制了非粮化蔓延势头,但一些地方在执行非粮化和落实“进出平衡”政策时并不积极^[4,5],除经济利益考量外,另一个重要原因是不认可非粮化会对耕地健康产生负面影响,同时也不清楚“进出平衡”实施中可恢复耕地的质量标准到底是什么?因此,科学评判耕地非粮化对土壤健康的影响对优化耕地永续利用、细化“进出平衡”管控措施、保障国家粮食安全具有重大意义。

土壤健康表示土壤作为一个动态生命系统具

收稿日期:2023-06-13 修订日期:2023-08-03

基金项目:国家自然科学基金项目(42377465;52374170);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(B230207001)。

作者简介:陈浮,男,江苏射阳人,教授,研究方向为国土空间规划与整治。E-mail: chenfu@hhu.edu.cn

通讯作者:朱新华,男,江苏泰兴人,教授,研究方向为土地经济与政策。E-mail: zhxh_84122@126.com

2023年11月

有维持其功能的持续能力,强调土壤功能与生态属性,这与中国耕地保护强调数量、质量和生态三位一体理念契合^[6,7]。土壤健康评价一般包含3个步骤:指标筛选、指标量化和整合评价^[8]。目前筛选指标有2种^[9],一是利用主成分分析、聚类分析或相关分析方法构建特定目标最小数据集;二是根据评价原则选取与土壤功能和性状普遍联系的指标,构建常用指标体系,如康奈尔评价、Muencheberg Soil Quality 评价^[10,11]。指标量化主要依据分布特征,选择评分函数统一换算成无量纲数值。整合评价采用模糊数学、灰色关联分析和因子分析方法和基于GIS或地统计学分析联合应用^[12,13]。土地利用变化的环境效应一直是全球变化的研究热点,国际上主要关注森林、草地和湿地开垦为农田的生态环境效应,极少关注非粮化这种逆向影响。先前国内有学者探讨蔬菜和果树种植对土壤质量的影响,但从非粮化视角探究土壤健康的并不多^[4,15]。一是从宏观分析非粮化对耕作条件和农田破碎度的影响,非粮化可能压实土壤、减少投入和杂物侵入,从而破坏耕作层^[16]。同时非粮化也带来农田配套设施变化,并被非粮化利用方式固定,恢复土壤则更加困难^[17];二是从微观探讨非粮化对土壤理化性质的影响,如邱乐丰等^[18]利用实地调查,评估非粮化对农田氮、磷径流流失负荷的影响,发现非粮化显著增加农田氮磷流失,加剧农业面源污染的风险;张博涵^[3]基于OSL模型发现不同非粮化利用方式对土壤pH值、有机质等影响存在显著差异;杨霞等^[19]发现伊犁地区土壤有机质易受植被更替影响,果园土壤有机质明显少于农田土壤。此外,非粮化可能会加剧耕地破碎化,不利于规模化生产,从而影响粮食产能的稳定和提升^[4]。当前,非粮化对土壤健康影响的定量研究极少,多从宏观上分析,极少的微观研究也仅关注少数几个土壤指标,几乎不涉及土壤健康的内涵及机理,导致非粮化管控和耕地“进出平衡”政策执行缺少针对性和科学依据。

城市化驱动耕地非农化进程,同时也加大了非粮化趋势。徐州市作为传统粮食主产区,永久基本农田保护率超过90.0%,耕地保护责任落实严格。但受快速城市化、矿产开采、工商资本介入及乡村振兴策略等影响,一些耕地转为设施大棚、果园、杨树林等,为典型的非粮化现象。土壤具有多功能性,且因地制宜,故衡量土壤健康状况不可能使用

单一指标和一个通用的标准,基于此,本文采集了现状为设施菜地、果园、杨树、草地、景观林和撂荒等6种典型非粮化田块和对照耕地的表层土壤样品,分析了土壤有机质等23项物理、化学和生物指标,探寻基于功能性状的非粮化土壤健康评价体系,进而评价不同非粮化利用方式对土壤健康的影响,揭示非粮化对土壤健康的作用机理,为非粮化差异化治理和“进出平衡”提供科学依据。

2 研究区概况、样品采集与研究方法

2.1 研究区概况

选择徐州市城乡结合部为研究区(116°43'E—117°42'E,34°01'N—34°35'N),该区属于暖温带季风性气候,年均气温14.2℃,年均降水量880mm。区域地势平坦,平原占90%,耕地总面积1038.0km²,主要土壤类型为潮土与褐土,一年两熟,为传统粮食主产区。近20年经济社会发展迅猛,2021年城市化率已达66.2%,城市、工业和交通网络不断侵入农业空间,与非粮化等一起威胁着区域耕地保护和粮食安全。

2.2 样品采集、处理与分析

采用0.8m高分二号卫星影像近10年连续时间序列为底图,初步判定田块非粮化的类型和年限。2022年5月3—5日对徐州市辖区初判非粮化田块展开实地踏勘(图1),选取近6~8年时间内转为设施大棚(DP)、果园(GY)、杨树林(LD)、草地(CD)、公路边景观林(JG)和撂荒地(LH)等6类典型非粮化田块,并以长期稳定种植粮食的田块作为对照(ND)。先铲除土壤表层凋落物,从每个样地内随机选取8~15个样点,采集0~10cm表土约500g,共80个样品。采集后先过2mm筛网去除砾石和动植物残体,将土样分成3份装入无菌袋密封,利用-20℃车载冰箱带回实验室,其中:1份新鲜土样贮存于-80℃冰箱用于微生物信息测试;1份室内自然风干后用于土壤理化性质分析;另1份贮存4℃冰箱用于土壤酶活性分析。

土壤物理指标土壤容重(SBD)和孔隙度(POR)采用环刀法测定,含水量(SWC)采用经典烘干法测定。土壤化学指标pH值(水土质量比5:1)用数字酸度计测定(PHC-3C,上海雷磁),电导率(EC)采用电位法(水土质量比5:1)测定(上海雷磁,DDS-307A),土壤有机质(SOM)采用重铬酸钾-比色法测

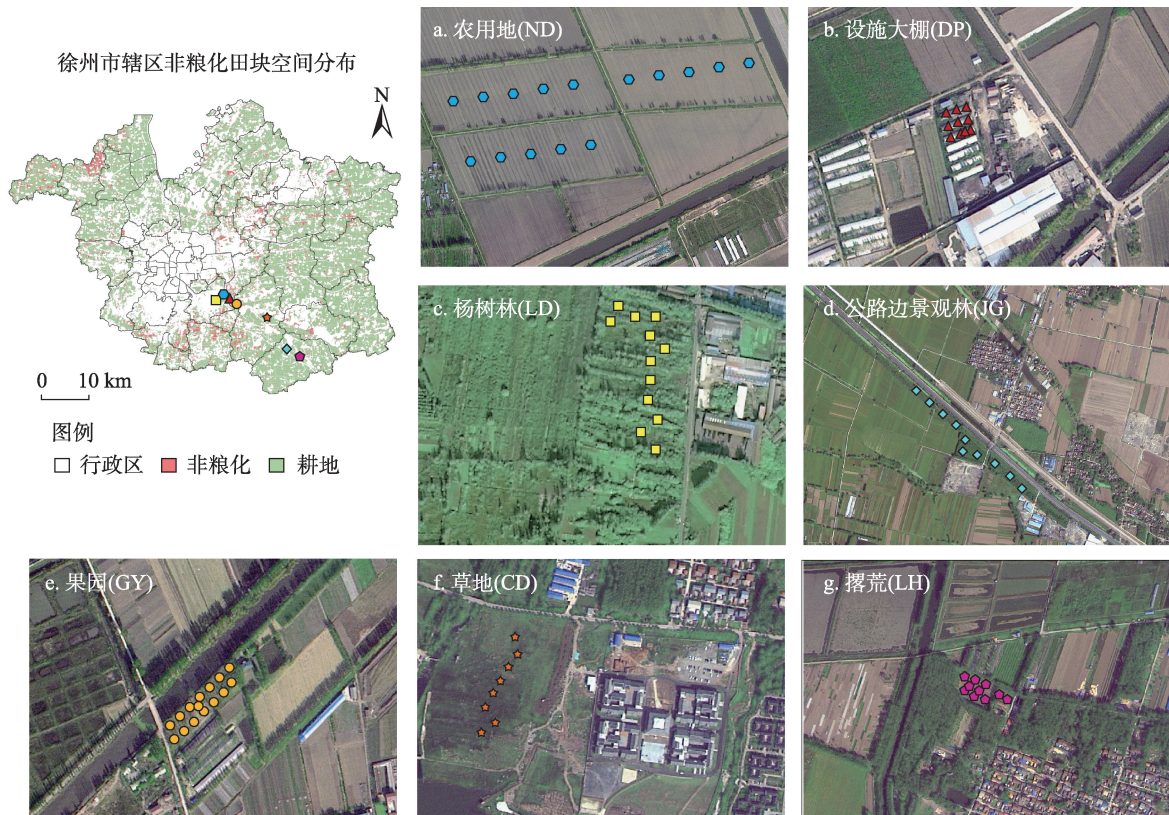


图1 研究区位置和采样点示意

Figure 1 Location of the study area and sampling sites

定,全磷(TP)含量采用酸溶-钼锑抗比色法测定,速效磷(AP)采用碳酸氢铵浸提-钼锑抗比色法,速效钾(AK)采用醋酸铵浸提-火焰光度计法(TAS-990,北京普析),全氮(TN)采用半微量凯氏定氮法,铵态氮(AN)用氯化钾浸提-紫外分光光度法,硝态氮(NN)用氯化钙浸提-紫外分光光度法^[20]。土壤酶如 β -D葡萄糖苷酶(BG)、N-乙酰- β -D葡萄糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP)、纤维二糖水解酶(CBH)和碱性磷酸酶(ALP)活性采用土壤酶活性检测试剂盒(北京索莱宝科技有限公司)微量法测定。土壤细菌 α 多样性指数(BD)和真菌 α 多样性指数(FD)采用高通量测序法测定^[21],蚯蚓丰度(EA)采用样方法测定^[22]。重金属铜(Cu)、镉(Cd)和铅(Pb)含量采用电感耦合等离子体质谱仪分析测定。

2.3 土壤健康评价方法

土壤是一个多功能、动态且复杂的生态系统,具有生产、环境、自然文化遗产的保存和景观旅游等多种功能。其中,与耕作有直接关系且影响较大的功能包含:生产力、持水净水、养分循环、碳固存

和生物多样性保护等5种功能。本文依据“功能-指标-健康”的评价理念,将土壤健康与生态服务联系起来,选取相应指标评价土壤提供生态服务的能力,从而间接评估土壤健康程度。选取标准主要基于它们对不同土地利用方式和管理制度变化的敏感性,所选指标仅为评价土壤健康,并不能量化表达土壤系统生态服务价值大小^[7,23]。基于5种土壤功能选取23项指标,包含SBD、POR、SWC、pH、EC、SOM、TP、AP、AK、TN、NN、AN、BG、NAG、LAP、CBH、ALP、BD、FD、EA、Cu、Cd和Pb。

2.3.1 土壤物理、化学及生物指标量化、分级和权重确定

由于各评价指标的量纲和量级存在一定差异,对土壤健康的贡献效果也不同,因此,首先需要进行指标数据的标准化处理。本文选择的指标均属于定量指标,首先需要找出指标*i*的最大值($X_{i\max}$)和最小值($X_{i\min}$),并计算其极差 $R = X_{i\max} - X_{i\min}$ 。对于正向指标,用指标*i*的每一个测定值 X_i 减去最小值 $X_{i\min}$,再除以极差 R ,即:

2023年11月

$$X'_i = (X_i - X_{i\min}) / (X_{i\max} - X_{i\min}) \quad (1)$$

对于逆向指标,用指标*i*的最大值 $X_{i\max}$ 减去每一个测定值 X_i ,再除以极差 R ,即:

$$X'_i = (X_{i\max} - X_i) / (X_{i\max} - X_{i\min}) \quad (2)$$

最终将所有数据处理转化为0~1之间的无量纲 S 。逆向指标仅指容重和pH,其余18个指标为正向指标。

依据《农用地质量分等规程》(GB/T28407-2012)、《耕地质量等级》(GB/T 33469-2016)、《第三次全国土壤普查分级标准》等成果及研究区土壤实际特征,确定非粮化土壤理化和生物指标分级及赋值(表1)。采用变异系数法分别确定指标权重,变异系数是表征各项指标取值差异程度的统计量,是一种较为客观的赋权方法,变异系数越大,被赋予的权重也越大,变异系数和权重采用下式计算:

$$V_i = \frac{STD_i}{AVE_i} \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (3)$$

$$C_i = \frac{V_i}{\sum_{i=1}^n V_i} \quad (4)$$

采用加权求和法,分别计算非粮化田块土壤健

康水平,其公式如下:

$$W_j = \sum_{i=1}^n X_{ji} \times C_i \quad i = 1, 2, \dots, n; j = i = 1, 2, \dots, 80 \quad (5)$$

式中: V_i 为第*i*个指标的变异系数; STD_i 为第*i*个指标的标准差; AVE_i 为第*i*个指标的平均值; C_i 为第*i*个评价指标的权重; W_j 为样本*j*的土壤健康水平综合评价指数; X_{ji} 为样本*j*在第*i*个评价指标上的分值。

2.3.2 土壤重金属污染量化、分级和权重确定

本文选取铜、镉、铅3种重金属元素反映土壤污染状况,采用内梅罗综合指数法评价土壤污染状况。具体计算公式如下:

$$P_w = \frac{S_w}{M_w} \quad (6)$$

$$P_{\text{com}} = \sqrt{\frac{(P_{\text{wave}})^2 + (P_{\text{wmax}})^2}{2}} \quad (7)$$

式中: P_w 为重金属*w*污染指数; S_w 为重金属*w*的实测含量; M_w 为重金属*w*的评价标准,一般采用国家土壤环境二级标准,中华人民共和国生态环境部于

表1 土壤物理、化学和生物指标分级和赋分

Table 1 Classification of soil physical, chemical, and biological indicators

分组	指标	指标分级及分值				
		1.00	0.80	0.60	0.40	0.20
物理	$SBD/(\text{g} \cdot \text{cm}^{-3})$	[1.00, 1.25)	[1.25, 1.35)	[1.35, 1.45)	[1.45, 1.55)	<1或 ≥ 1.55
	$POR/\%$	≥ 50.0	[40.0, 50.0)	[35.0, 40.0)	[30.0, 35.0)	<30
	$SWC/\%$	[20.0, 25.0)	[15.0, 20.0)	[12.0, 15.0)	[10.0, 12.0)	<10.0或 ≥ 25.0
化学	pH	[6.0, 7.9)	[5.5, 6.0)或[7.9, 8.5)	[5.0, 5.5)或[8.5, 9.0)	[4.5, 5.0)	<4.5或 ≥ 9.0
	$EC/(\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1})$	<1000	[1000, 2000)	[2000, 3000)	[3000, 5000)	≥ 5000
	$SOM/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 40.00	[30.00, 40.00)	[20.00, 30.00)	[10.00, 20.00)	<10.00
	$TP/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 1.00	[0.80, 1.00)	[0.60, 0.80)	[0.40, 0.60)	<0.40
	$AP/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 40.00	[20.00, 40.00)	[10.00, 20.00)	[5.00, 10.00)	<5.00
	$AK/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 200.00	[150.00, 200.00)	[100.00, 150.00)	[50.00, 100.00)	<50.00
	$TN/(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 2.00	[1.50, 2.00)	[1.00, 1.50)	[0.75, 1.00)	<0.75
	$NN/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 10.00	[8.00, 10.00)	[5.00, 8.00)	[1.00, 5.00)	<1.00
	$AN/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	≥ 10.00	[8.00, 10.00)	[6.00, 8.00)	[4.00, 6.00)	<4.00
	生物	$BG/(\text{U} \cdot \text{g}^{-1})$	≥ 0.004	[0.003, 0.004)	[0.002, 0.003)	[0.001, 0.002)
$NAG/(\text{U} \cdot \text{g}^{-1})$		≥ 10.00	[8.00, 10.00)	[5.00, 8.00)	[3.00, 5.00)	<3.00
$LAP/(\text{U} \cdot \text{g}^{-1})$		≥ 8.00	[6.00, 8.00)	[4.00, 6.00)	[2.00, 4.00)	<2.00
$CBHI/(\text{U} \cdot \text{g}^{-1})$		≥ 6.00	[4.50, 6.00)	[3.00, 4.50)	[1.50, 3.00)	<1.50
$ALP/(\text{U} \cdot \text{g}^{-1})$		≥ 40.00	[25.00, 40.00)	[15.00, 25.00)	[5.00, 15.00)	<5.00
BD		≥ 8000	[7000, 8000)	[6000, 7000)	[5000, 6000)	<5000
FD		≥ 800	[700, 800)	[600, 700)	[500, 600)	<500
	$EAI/(\text{条} \cdot \text{m}^{-3})$	≥ 20	[15, 20)	[10, 15)	[5, 10)	<5

2018年8月开始实施的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018代替GB15618-1995); P_{wave} 为重金属单元素污染指数的平均值; P_{wmax} 为重金属单元素污染指数的最大值; P_{com} 为内梅罗综合污染指数。污染指数 P_{com} 的分级标准为: $P_{\text{com}} \leq 0.7$ 为健康等级,无污染,安全状态; $0.7 < P_{\text{com}} \leq 1$ 为亚健康等级,轻微污染,警戒状态,作物生长发育正常,对人体健康无害; $1 < P_{\text{com}} \leq 2$ 为亚健康等级,轻度污染,轻微影响作物生长发育; $2 < P_{\text{com}} \leq 3$ 为不健康等级,中度污染,显著影响作物生长发育; $P_{\text{com}} > 3$ 为不健康等级,重度污染,严重影响作物生长。

2.3.3 土壤健康等级划分

土壤健康综合功能指数理论上取值范围为0~1,按大小划分为健康[1.0, 0.8],亚健康[0.8, 0.6]和不健康[0.6, 0.0]。然而,土壤环境质量具有明显的“木桶效应”,往往某一个指标的最低等级决定了土壤环境质量等级^[8,12]。本文中土壤健康等级由土壤综合功能等级和环境污染等级两个维度共同构成,因此土壤健康等级取决于两个维度中等级最低的,即有一个维度不健康,则土壤健康状况为不健康等级,两个维度均为健康,则土壤健康状况为健康等级。

2.4 数据统计与分析

采用单因素(One-way ANOVA)方差分析检验不同非粮化土地利用类型间土壤物理化学生物特征以及土壤健康综合水平的差异显著性,平均值多重比较统计学检验采用最小显著极差法(LSD)。利用R软件的“ggplot”包绘制箱型图。热图是在Chi-Plot在线网站绘制(<https://www.chiplot.online/>),同时在此平台通过皮尔逊(Pearson)相关性初步绘制土壤生态功能与土壤物理化学生物特征之间相关关系热图。以此为基础,采用R软件的“plspm”包进行结构方程模型构建(structural equation model, SEM),使用拟合优度(goodness of fit, GOF)统计来评估模型,这是一种衡量其总体预测能力的指标, $GOF > 0.7$ 被认为是可接受的值^[24]。

3 结果与分析

3.1 非粮化土壤健康指标特征变化

图2显示非粮化对土壤物理化学指标的影响,总体上非粮化土壤的物理化学指标呈降低趋势。全部样本土壤容重介于 $1.10 \sim 1.50 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 之间,其中设施大棚和公路边景观林土壤容重偏小,杨树林和

果园土壤容重偏大,反映后二者对土壤产生严重的压实。设施大棚土壤孔隙度最高,杨树林土壤孔隙度低,也进一步说明后者对土壤压实明显。设施大棚土壤含水量最高,但pH最低,反映农业生产活动影响最大。果园和撂荒地土壤电导率值最低,且与其他土地利用类型存在显著差异($P < 0.05$)。设施大棚土壤有机质最高($27.92 \sim 36.33 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$),果园土壤有机质最低,仅为 $8.22 \sim 12.64 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,且与其他土地利用类型存在显著差异($P < 0.05$)。设施大棚土壤全磷含量最高,为 $0.89 \sim 1.54 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其余土地利用类型土壤全磷含量均低于 $0.45 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 且无显著差异($P < 0.05$)。速效磷和速效钾也是设施大棚土壤中最高,分别为 $186.82 \sim 307.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $199.09 \sim 305.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而杨树林、公路边景观林和撂荒地土壤中速效磷含量极低($< 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。总氮和硝态氮在设施大棚中最高,分别为 $2.15 \sim 2.52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.90 \sim 2.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,且与其他土地利用类型呈现显著差异($P < 0.05$),但铵态氮含量在设施大棚土壤中误差值极大,波动范围为 $1.89 \sim 10.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

图3显示非粮化对土壤生物指标的影响,总体上非粮化土壤的生物指标偏低。 β -D葡萄糖苷酶、N-乙酰- β -D葡萄糖苷酶和亮氨酸氨基肽酶等土壤酶活性在公路边景观林土壤中最高,且与其他土地利用类型差异显著($P < 0.05$)。纤维二糖水解酶和碱性磷酸酶在农用地土壤中最高,分别为 $2.68 \sim 5.26 \text{ U} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $75.49 \sim 86.09 \text{ U} \cdot \text{g}^{-1}$,且碱性磷酸酶活性显著高于6种非粮化土壤($P < 0.05$),反映对照样养分循环活跃。此外,农用地土壤细菌多样性指数最高,草地次之,公路边景观林最低,反映公路边过多的环境暴露对土壤细菌群落产生显著的负作用。真菌多样性指数(FD)在草地土壤中最高,公路边景观林最低。蚯蚓丰度(EA)同样是草地土壤中最高,公路边景观林最低,与农用地土壤存在显著差异($P < 0.05$)。

3.2 非粮化土壤功能性状特征变化

图4显示了非粮化对土壤功能的影响。从土壤生产力来看,农用地土壤生产力功能综合分值最高,为 $0.8055 \sim 0.8416$,设施大棚次之,杨树林最低,且与除公路边景观林和草地外的其他类型呈现显著差异($P < 0.05$),表明耕地上种树对土壤养分消耗最为严重;从持水净水来看,设施大棚土壤持水净水功能综合分值最高,为 $0.8237 \sim 0.9829$,公路边景

2023年11月

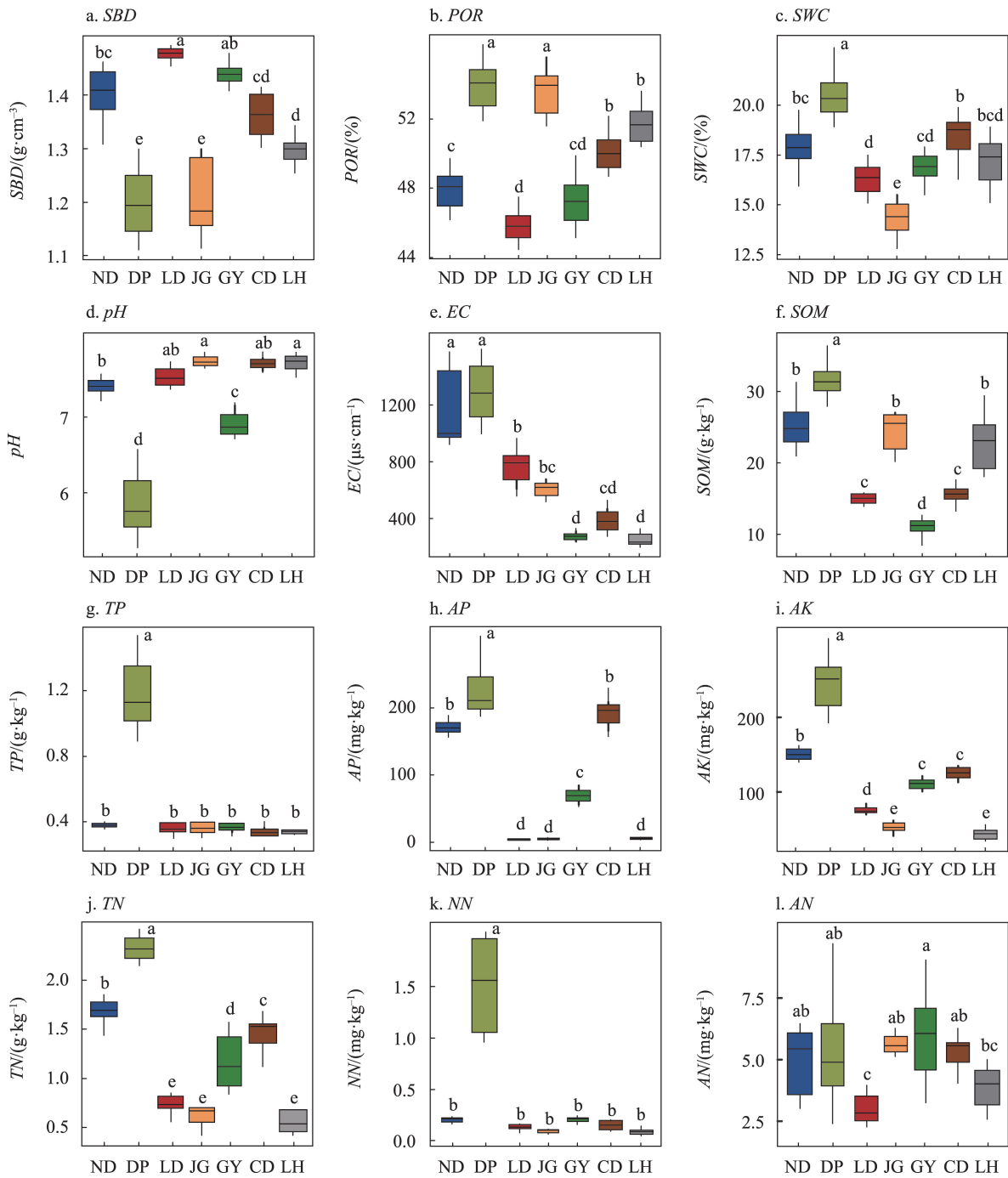


图2 非粮化田块和对照农用地土壤理化指标特征变化

Figure 2 Variations of physical and chemical indicators of soil at the non-grain conversion sites and the farmland control site

注:农用地对照(ND)、设施大棚(DP)、果园(GY)、杨树林(LD)、草地(CD)、公路边景观林(JG)和撂荒地(LH)的样本数量分别为15、10、15、12、8、10和10。不同的小写字母表示不同处理间差异是否显著($P < 0.05$),相同字母即为差异不显著,不同字母即为差异显著。下同

观林次之,杨树林最低(0.8107~0.8278),且设施大棚、公路边景观林和撂荒地之间无显著差异,但后三者与农用地和草地以及杨树林和果园之间存在显著差异($P < 0.05$);从养分循环来看,农用地土壤养分循环功能综合分值最高,为0.8034~0.8580,公路

边景观林次之,撂荒地最低(0.6960~0.7728),且三者存在显著差异($P < 0.05$);从碳固存来看,撂荒地土壤碳固存功能综合分值最高,为0.8390~0.8952,草地次之,杨树林最低;从生物多样性来看,草地土壤生物多样性功能综合分值最高,为0.8442~0.9060,

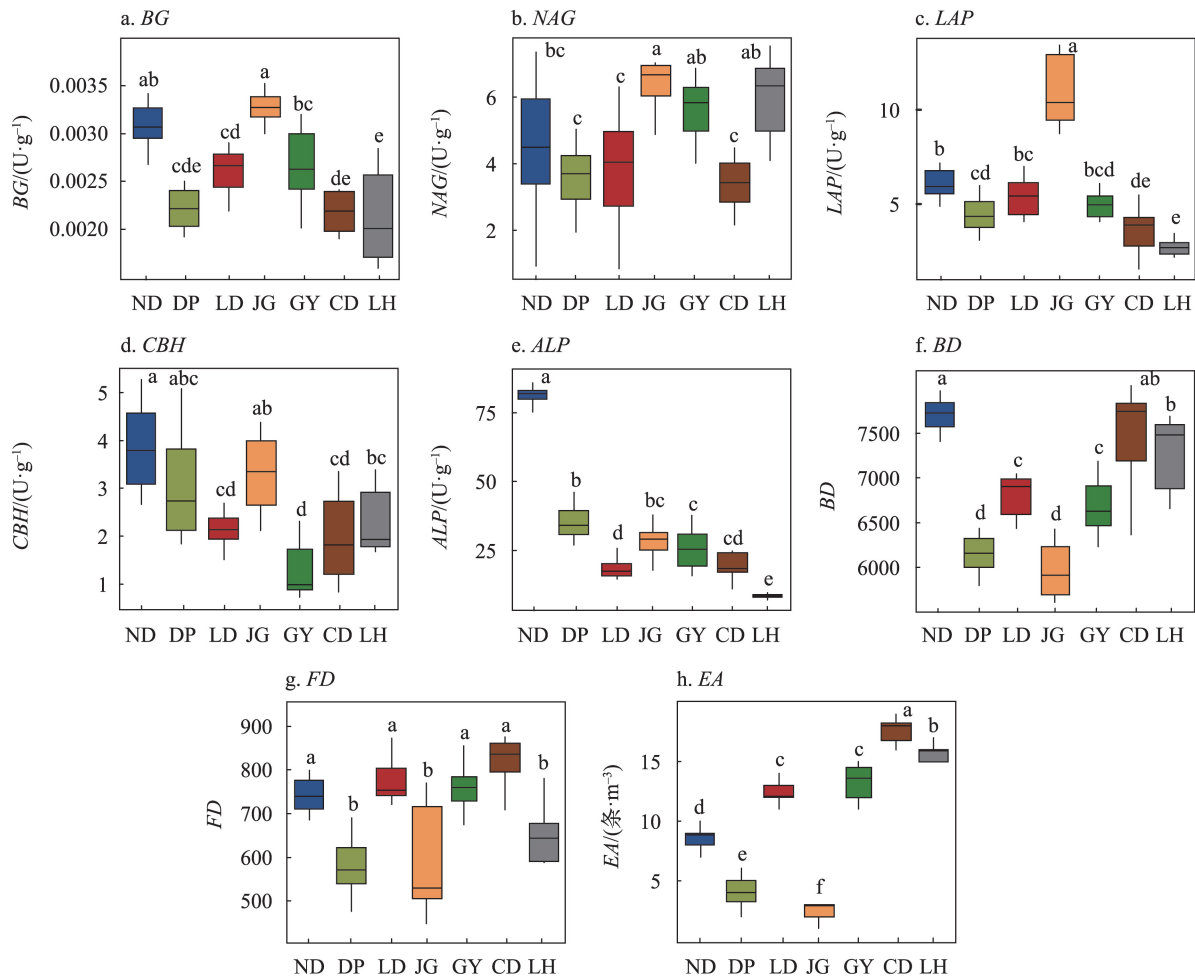


图3 非粮化田块和对照农用地土壤生物指标特征变化

Figure 3 Variations of biological indicators of soil at the non-grain conversion sites and the farmland control site

撂荒地次之,杨树林最低,表明种树严重损害农田土壤微生物多样性。

3.3 非粮化对土壤健康影响的综合评价

基于“木桶效应”的综合评价结果来看,非粮化土壤仅在持水净水功能上有健康等级,大约70%的设施大棚样本、80%的公路边景观林样本及40%的撂荒地样本持水净水功能未受非粮化行为影响,其他生产力、养分循环、碳固存及生物多样性等功能或多或少受非粮化影响,呈现一定功能的亚健康状态(图5a)。

参照GB 15618-2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中的污染物风险阈值,对比计算结果发现,农用地、公路边景观林、果园、草地、撂荒地等的土壤无重金属污染胁迫,属于健康状态。设施大棚和杨树林的土壤属于轻度污染,处于亚健康状态。将非粮化土壤功能健康状态

(图5a)与土壤重金属污染胁迫状态(图5b)叠加,除农用地对照样属于健康等级外,6种非粮化土壤均受到一定的影响,处于亚健康等级(图5c)。

3.4 非粮化对土壤健康影响的机理分析

引入皮尔逊相关性分析和结构方程模型拟合,以对照农用地为参考,解释非粮化导致的环境因子变化对土壤健康影响及其贡献大小。两个结构方程模型的拟合优度(GOF)为0.721和0.706,表明两个方程均通过检验,且预测结果可靠。图6a显示,对照农田土壤中,仅有土壤化学特征直接影响土壤健康水平(通径系数为0.838),表现为显著正向作用($P<0.05$),其中土壤pH、有机质、铵态氮、全氮和电导率荷载值最高,在其中起到主要作用。土壤重金属和土壤物理特征通过直接作用于土壤化学特征(通径系数分别为0.955和-0.792),进而间接影响土壤健康。土壤生产力、养分循环及碳固存功能主导

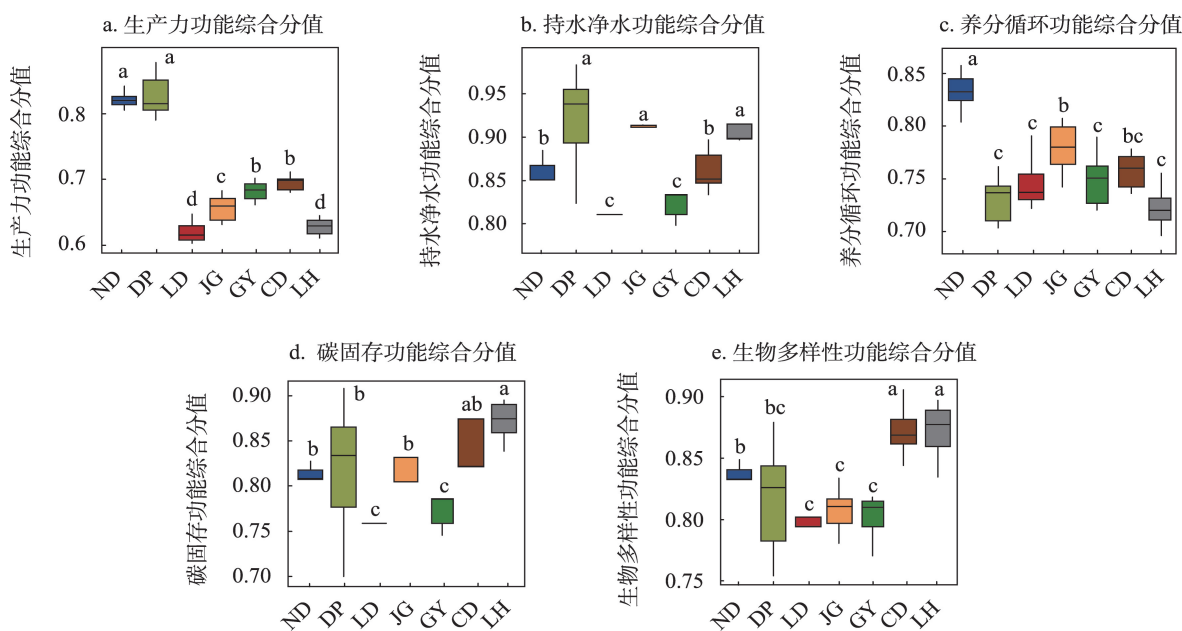


图4 非粮化田块和对照农用地土壤5种主要功能性状特征变化

Figure 4 Variations in the characteristics of five main functions of soil at the non-grain conversion sites and the farmland control site

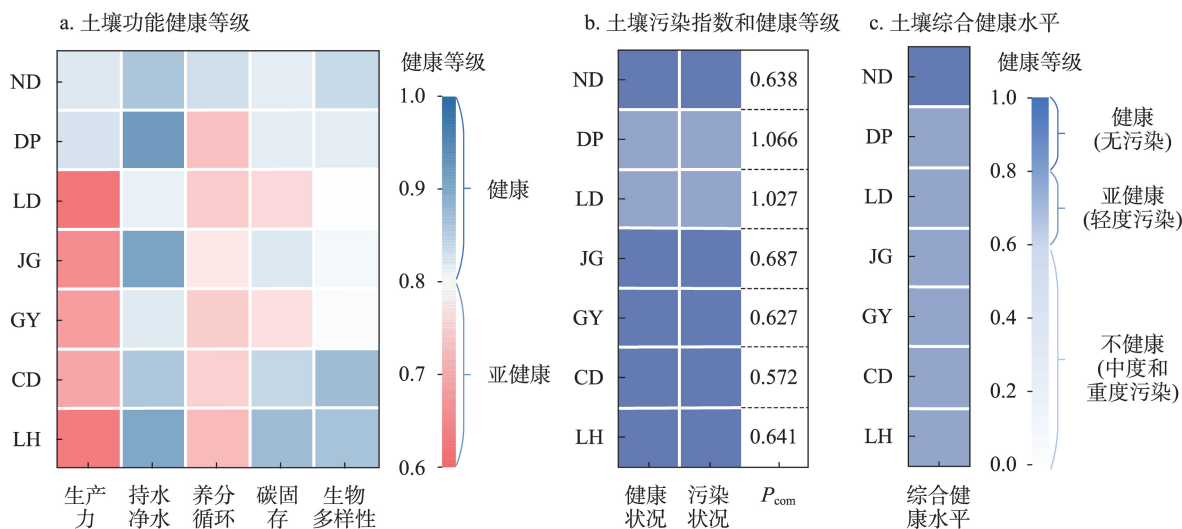


图5 非粮化田块和对照农用地土壤健康状况

Figure 5 Soil health status of the non-grain conversion and farmland control sites

了对照农用地土壤健康水平。图6b显示,非粮化土壤中环境因子对健康水平的影响路径有较大区别。土壤物理特征、生物丰度和土壤酶活性均可直接正向或负向显著影响土壤健康水平($P<0.001$ 或 $P<0.01$)。土壤重金属污染水平可通过正向极显著影响土壤化学特征(途径系数为0.749, $P<0.001$)或负向显著影响土壤生物丰度(途径系数为-0.340, $P<0.05$)和土壤酶活性(途径系数为-0.308, $P<0.05$),

进而间接作用于土壤健康水平。土壤物理性质可直接极显著负向作用于土壤健康水平(途径系数为-0.723, $P<0.001$),其中土壤容重和和孔隙度荷载值最高,在其中起到主要作用,也可通过直接正向作用于土壤生物丰度(途径系数为0.491, $P<0.001$)进而间接作用于土壤健康水平。土壤生物丰度和土壤酶活性则显著正向作用于土壤健康水平($P<0.001$ 和 $P<0.01$),且土壤真菌 α 多样性指数、土壤细

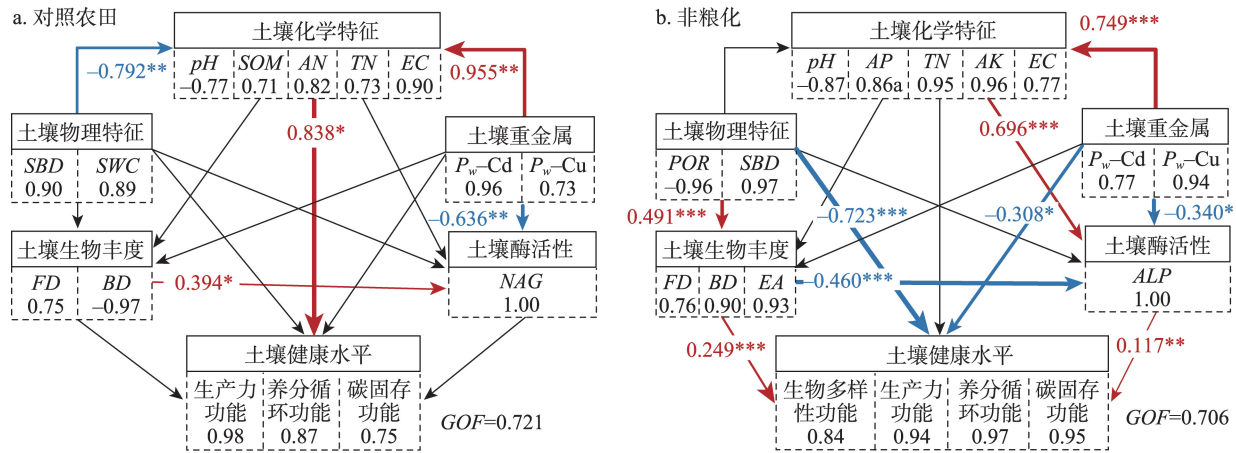


图6 不同土地利用类型下环境因子影响土壤健康水平的结构方程模型

Figure 6 Structural equation model of environmental factors affecting soil health under different land use types

注: P_w 为重金属w污染指数。箭头上的数值表示标准通径系数,箭头粗细表示相关性的 高低,红色箭头表示显著正相关,

蓝色箭头表示显著负相关, R^2 表示通径解释度,*、**和***分别表示各路径显著性水平为 $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 和 $P < 0.001$ 。

菌 α 多样性指数、蚯蚓丰度及碱性磷酸酶起主导作用(图6b)。此外,土壤生产力、养分循环、碳固存及生物多样性功能主导了非粮化土壤健康水平。

4 讨论与结论

4.1 讨论

不同的非粮化行为对农田管理影响显著,尤其是在灌溉、排水和施肥等方面,进而导致土壤理化生性状发生相应变化,并影响耕地健康水平。耕地转化为设施大棚后,土壤pH显著降低(图2),应该与蔬菜种植大量使用化肥有关,土壤中累积的 NH_4^+ 经过硝化作用产生大量的 H^+ ,取代土壤胶体表面吸附的盐基离子,导致pH降低。同时,大量施肥也导致设施大棚土壤有机质和养分含量高,堆高了土壤生产力功能(图4)。大量外源营养物输入,消除了土壤营养元素限制,减弱了植物与微生物间的竞争,导致土壤酶分泌减少,从而导致设施大棚土壤养分循环功能下降(图4),这是设施大棚土壤整体呈亚健康的主要原因。耕地转化为杨树林后,土壤养分和酶活性降低(图2和3),有研究认为,杨树等速生林吸收养分速度过快,导致有机质快速下降,严重损耗地力^[25,26],致使土壤养分降低。此外,耕地转化为杨树林后土壤容重显著增大,且受重金属轻度污染胁迫(图2和5),这可能与杨树林长期不耕作及杨树根系破坏土壤环境有关,致使土壤板结、水热失调,造成土壤盐渍化,提升重金属活性,并且许

多杨树林也是农村生活垃圾倾倒场,导致杨树林土壤整体呈亚健康水平(图5)。耕地转化为公路边景观林后,酶活性高于其他类型(图3)。主要归结于公路边景观林不施肥、不浇水,当根系和微生物接受养分、水分受限信号后加大土壤酶分泌,使得公路边景观林养分循环功能高(图4)。耕地转化为果园后,土壤容重增加,孔隙度减少,引发渗透率和持水能力下降(图2)并导致植物残体和根系分泌物减少,引发有机质显著下降,固碳能力随之减弱(图2和4)。Zhang等^[27]报道果树进入休眠期前会持续吸收和积累营养物质,对肥料需求远高于粮食作物。但大量施用化肥会增加重金属污染,导致生物多样性下降,这与本文结果相一致。耕地转化为草地后,草本植物生命力顽强、代谢快,凋落物多,入渗性加大,适宜蚯蚓生长,为此生物多样性功能提升。耕地撂荒后停止施肥,养分含量下降,多数功能受困(图2和4)。土壤理化生性状直接或者间接影响生产力、养分循环及持水净水等功能,未来应尝试添加生物炭、生物酶剂或微生物菌剂等改善亚健康非粮化土壤。

结构方程模型拟合分析显示,耕地非粮化后,重金属污染既可直接影响土壤健康,也可通过作用于土壤化学特征、生物丰度或酶活性间接影响土壤健康(图6)。重金属污染损害植物细胞结构,抑制光合作用、呼吸作用及酶活性,不同非粮化作物对重

2023年11月

金属的吸收和耐受性不同,不同作物下土壤理化和酶活性差异显著,反过来亦影响土壤重金属含量^[28,29]。土壤理化、生物丰度和酶活性不仅参与碳氮磷等物质循环,还决定有机物合成、矿化、分解及团聚体结构形成与稳定,是土壤质量演变与健康维持的重要动力。因此,采用制定适宜的农艺、施用环境友好型土壤改良剂或添加生物酶剂,可以改善土壤特征和降低重金属污染胁迫,从而提升非粮化土壤的健康状况。本文从土壤多功能和重金属污染胁迫视角评价非粮化对耕地土壤健康的影响,不局限于单一指标,并解释了非粮化利用对耕地土壤健康的影响机理,弥补了当前非粮化对耕地土壤健康影响的研究。然而,土壤健康评价受研究目的、对象、技术、偏好等诸多因素影响,是一项十分复杂的工作。本文仅涉及徐州市这一特定区域6种典型非粮化行为,非粮化土壤健康评价体系能否适用于其他地区仍有待验证。未来应制订相应的评价标准,从而推动耕地“进出平衡”和非粮化治理,切实保护耕地,夯实国家粮食安全的基石。

4.2 结论

本文选取黄淮海平原国家粮食主产区徐州市城乡结合部为研究区,采集现状为设施大棚、果园、杨树林、草地、公路景观林和撂荒等6类典型非粮化田块和对照耕地的表层土壤样品,测定了包含土壤容重、pH、酶活性等20个物理化学生物指标和3个重金属污染指标,构建反映土壤生产力、持水净水、碳固存、养分循环和生物多样性等5大功能的非粮化土壤健康评价体系,检测非粮化行为对耕地土壤健康的影响。主要研究结论如下:

(1)耕地非粮化对土壤物理化学生物指标产生显著性影响,致使部分非粮化土壤容重偏大,孔隙率偏小、有机质含量下降、有效磷含量降低、纤维二糖水解酶和碱性磷酸酶活性降低,及生物多样性指数减小,其中杨树林地和公路边景观林的各项指标变化最为显著。

(2)不同非粮化行为对土壤部分功能性状产生显著性影响,转化为杨树林和果园的田块生产力、养分循环和碳固存功能显著降低,转化为公路边景观林、草地和撂荒地的田块生产力和养分循环功能下降,转化为杨树林和设施大棚的田块土壤受到重金属轻度污染胁迫,导致6类非粮化土壤处于亚健康状态。

(3)土壤养分、酶活性、生物多样性指数和重金属污染指数主导了非粮化土壤的健康分异,土壤重金属通过正向影响土壤化学特征或负向影响土壤生物丰度和土壤酶活性,从而间接作用于土壤健康水平。土壤物理性质可直接正向作用于土壤健康水平,其中土壤容重和孔隙度起着主要作用。土壤生物丰度和土壤酶活性也直接正向作用于土壤健康水平,且细菌和真菌 α 多样性指数、蚯蚓丰度及碱性磷酸酶等指标起主导作用。

今后应关注非粮化对耕地健康的影响,采用相应农艺、环境友好型土壤改良剂或添加生物酶剂,改善非粮化土壤健康水平,推动耕地保护转型,夯实粮食安全基石。

参考文献(References):

- [1] 李超,王巍,李伟成. “非粮化”利用对耕地质量的影响[J]. 中国土地, 2021, (3): 17-19. [Li C, Wang W, Li W C. The impact of non-grain utilization on the quality of cultivated land[J]. China Land, 2021, (3): 17-19.]
- [2] 杨绪红,金晓斌,盛修深,等. 综合适宜性与迫切性的非粮化耕地整治分区方法[J]. 农业工程学报, 2022, 38(15): 287-296. [Yang X H, Jin X B, Sheng X S, et al. Consolidation zoning method for non-grain cropland integrating suitability and urgency[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2022, 38(15): 287-296.]
- [3] 张博涵. 耕地“非粮化”利用方式对耕地质量影响研究[D]. 杭州: 浙江财经大学, 2021. [Zhang B H. The Effect of Non-Grain Planting on Cultivated Land Quality[D]. Hangzhou: Zhejiang University of Finance and Economics, 2021.]
- [4] 王越,曾先,刘钊宇,等. 辽宁省耕地非粮化时空分异及其决定因素: 多元利益主体决策的作用[J]. 资源科学, 2023, 45(5): 980-993. [Wang Y, Zeng X, Liu Z Y, et al. Determinants of the spatiotemporal differentiation of cultivated land non-grain conversion in Liaoning Province: The role of multiple stakeholder decisions[J]. Resources Science, 2023, 45(5): 980-993.]
- [5] 陈浮,李宇航,于昊辰,等. “大食物观”统领国土空间开发和保护格局重塑[J]. 中国土地科学, 2023, 37(4): 1-10. [Chen F, Li Y H, Yu H C, et al. Integrated food security thought guides the reconstruction of the territorial space development and protection patterns[J]. China Land Science, 2023, 37(4): 1-10.]
- [6] Johannes L, Deborah A B, Ingrid K K, et al. The concept and future prospects of soil health[J]. Nature Reviews Earth & Environment, 2020, 10(1): 544-553.
- [7] 杨颖,郭志英,潘恺,等. 基于生态系统多功能性的农田土壤健康评价[J]. 土壤学报, 2022, 59(2): 461-475. [Yang Y, Guo Z Y, Pan K, et al. Farmland soil health assessment based on ecosystem

- multi-functionality[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(2): 461–475.]
- [8] 赵瑞, 吴克宁, 杨淇钧, 等. 基于土壤功能与胁迫的耕地土壤健康评价方法[J]. *农业机械学报*, 2021, 52(6): 333–343. [Zhao R, Wu K N, Yang Q J, et al. Farmland soil health evaluation method based on soil function and soil threat[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(6): 333–343.]
- [9] 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. [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.]
- [10] 李焯桥, 骆永明, 侯德义. 土壤健康评估指标、框架及程序研究进展[J]. *土壤学报*, 2022, 59(3): 617–624. [Li X Z, Luo Y M, Hou D Y. The indicators, framework and procedures for soil health: A critical review[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(3): 617–624.]
- [11] 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.
- [12] 吴克宁, 杨淇钧, 赵瑞. 耕地土壤健康及其评价探讨[J]. *土壤学报*, 2021, 58(3): 537–544. [Wu K N, Yang Q J, Zhao R. A discussion on soil health assessment of arable land in China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58(3): 537–544.]
- [13] 李雨晨, 熊翱宇, 平原, 等. 基于最小数据集的宁都县不同整地方式下果园土壤质量评价[J]. *水土保持学报*, 2023, 37(4): 342–350. [Li Y C, Xiong A Y, Ping Y, et al. Soil quality assessment of orchards under different land preparation measures in Ningdu County based on minimum data set[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2023, 37(4): 342–350.]
- [14] 张哲晰, 穆月英, 侯玲玲, 等. 环渤海地区滴灌的资源与经济效应: 政府与农户目标一致性检验[J]. *资源科学*, 2019, 41(8): 1400–1415. [Zhang Z X, Mu Y Y, Hou L L, et al. Resource and economic effects of drip irrigation in the Bohai Rim area: Consistency of goals of the government and farmers[J]. *Resources Science*, 2019, 41(8): 1400–1415.]
- [15] 邓正昕, 高明, 熊子怡, 等. 有机肥配施生物炭对果园土壤反硝化微生物和酶活性的影响[J/OL]. *环境科学*, (2023–03–16) [2023–06–13]. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202212069>. [Deng Z X, Gao M, Xiong Z Y, et al. Effects of organic fertilizer combined with biochar on denitrifying microorganisms and enzyme activities in lemon orchard soil[J/OL]. *Environmental Science*, (2023–03–16) [2023–06–13]. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202212069>.]
- [16] 许调娟, 耿槟, 张艳彬, 等. 基于贝叶斯概率模型的“非粮化”对耕地破坏评价研究[J]. *浙江国土资源*, 2022, (2): 34–36. [Xu D J, Geng B, Zhang Y B, et al. Research on evaluation of cultivated land damage caused by “non-grain conversion” based on Bayesian probability model[J]. *Zhejiang Land & Resources*, 2022, (2): 34–36.]
- [17] 张颖诗, 冯艳芬, 王芳, 等. 广东省耕地非粮化的时空分异及其驱动机制[J]. *资源科学*, 2022, 44(3): 480–493. [Zhang Y S, Feng Y F, Wang F, et al. Spatiotemporal differentiation and driving mechanism of cultivated land non-grain conversion in Guangdong Province[J]. *Resources Science*, 2022, 44(3): 480–493.]
- [18] 邱乐丰, 张玲, 徐保根, 等. 种植结构非粮化对农田氮磷流失负荷的影响[J]. *浙江农业学报*, 2022, 34(9): 1995–2003. [Qiu L F, Zhang L, Xu B G, et al. Effects of non-grain transition of agricultural planting structure on nitrogen and phosphorus loss from cultivated land[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2022, 34(9): 1995–2003.]
- [19] 杨霞, 崔东, 刘海军, 等. 伊犁地区苹果园主产区土壤有机质氮磷钾养分含量与分布特征[J]. *北方园艺*, 2020, (4): 102–107. [Yang X, Cui D, Liu H J, et al. Content and distribution of soil organic matter NPK nutrients in main producing areas of apple orchard in Yili[J]. *Northern Horticulture*, 2020, (4): 102–107.]
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析(3版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000. [Bao S D. *Soil Agrochemical Analysis (3rd ed.)*[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.]
- [22] Hallam J, Holden J, Robinson D A, et al. Effects of winter wheat and endogeic earthworms on soil physical and hydraulic properties [J]. *Geoderma*, 2021, DOI: 10.1016/j.geoderma.2021.115126.
- [23] 张俊伶, 张江周, 申建波, 等. 土壤健康与农业绿色发展: 机遇与对策[J]. *土壤学报*, 2020, 57(4): 783–796. [Zhang J L, Zhang J Z, Shen J B, et al. Soil health and agriculture green development: Opportunities and challenges[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(4): 783–796.]
- [24] Kou Y P, Li J B, Wang Y S, et al. Scale-dependent key drivers controlling methane oxidation potential in Chinese grassland soils [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 111: 104–114.
- [25] 程功, 刘廷玺, 王冠丽, 等. 降雨和凋落物对人工杨树林土壤温室气体通量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(6): 1398–1407. [Cheng G, Liu T X, Wang G L, et al. Effects of rainfall and litter on soil greenhouse gas fluxes in artificial poplar forest[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6): 1398–1407.]
- [26] 赵婧, 曹磊. 入侵植物对洪泽湖湿地杨树林土壤微生物特性和酶活性的影响[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(11): 2039–2046. [Zhao J, Cao L. Effects of invasive plants on soil microbial properties and soil enzyme activities of poplar forest in Hung-tse Lake Wetland[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(11): 2039–2046.]
- [27] Zhang B B, Su S S, Duan C X, et al. Effects of partial organic fertilizer replacement combined with rainwater collection system on soil water, nitrate-nitrogen and apple yield of rainfed apple orchard in the Loess Plateau of China: A 3-year field experiment[J]. *Agricultural Water Management*, 2022, DOI:10.1016/j.agwat.2021.107295.
- [28] 姬超, 侯大伟, 赵晓杰, 等. 江苏省耕地土壤重金属健康风险强度空间集聚特征及影响因素[J]. *资源科学*, 2023, 45(1): 174–189. [Ji C, Hou D W, Zhao X J, et al. Spatial agglomeration charac-

teristics and influencing factors of health risk intensity of heavy metals in cultivated soil in Jiangsu Province[J]. Resources Science, 2023, 45(1): 174–189.]

[29] 曾思燕, 于昊辰, 马静, 等. 中国耕地表层土壤重金属污染状况

评判及休耕空间权衡[J]. 土壤学报, 2022, 59(4): 1036–1047. [Zeng S Y, Yu H C, Ma J, et al. Identifying the status of heavy metal pollution of cultivated land for tradeoff spatial fallow in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(4): 1036–1047.]

The influence of non-grain conversion of cultivated land on soil health and mechanism: Taking rural-urban fringe area of Xuzhou City as an example

CHEN Fu, HUA Ziyi, MA Jing, JIANG Feifei, ZHI Xiaojuan, ZHU Xinhua

(School of Public Administration, Hohai University, Nanjing 211110, China)

Abstract: [Objective] This study aimed to explore the potential damage of non-grain conversion of cultivated land on soil health, and provide a scientific basis for evaluating the impact of non-grain conversion on land productivity and ecological functions. [Methods] 80 surface soil samples were randomly collected from six types of non-grain conversion land, including facility vegetable field, orchard, poplar forest, grassland, highway landscape forest, and fallow land, and the control farmland in the rural-urban fringe area of Xuzhou City through field survey, sampling analysis, model evaluation, and statistical analysis. A total of 23 indicators of soil physical, chemical, and biological properties, as well as heavy metal pollution were measured to construct the cultivated land health assessment model, to explore the impact of non-grain conversion on land productivity and soil health. [Results] The results show that: (1) Non-grain conversion significantly changed soil physio-chemical and biological characteristics. The activities of cellulose disaccharide hydrolase, alkaline phosphatase, and bacterial diversity index in non-grain conversion soil were significantly lower than those in the soil of the control site ($P < 0.05$). The soil organic matter content ($27.92 - 36.33 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), total phosphorus ($0.89 - 1.54 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), available phosphorus ($186.82 - 307.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), available potassium ($199.09 - 305.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), and total nitrogen and nitrate nitrogen content in facility vegetable plots were the highest, and there were significant differences ($P < 0.05$) compared to the other five non-grain conversion land use types; (2) Compared to the farmland control site, the six types of non-grain conversion land use have led to some imbalance of different soil functions including productivity, water retention and purification, carbon sequestration, nutrient cycling, and biodiversity, even resulting in a suboptimal health state; (3) The structural equation model fitting result shows that soil nutrients, enzyme activity, biodiversity, and heavy metal pollution index dominated the soil health differentiation of non-grain conversion sites. [Conclusion] Non-grain conversion had an impact on cultivated land health, while there were considerable differences in health damage among different land uses. The results provide some reference for targeted management of non-grain conversion of farmland and safeguarding food security.

Key words: non-grain conversion; soil health; soil function; heavy metal pollution; cultivated land protection