中国农耕区土壤有机质含量及其与酸碱度和容重关系

李冬初[1,2]，黄 晶[2]，马常宝[3]，薛彦东[3]，高菊生[2]，
王伯仁[2]，张杨珠[1]，柳开楼[2,4]，韩天富[2]，张会民[2]

（1.湖南农业大学资源环境学院，长沙 410128；2.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所，
耕地培育技术国家工程实验室，北京 100081；3.农业农村部耕地质量监测保护中心，
北京 100125；4.江西省红壤研究所，国家红壤改良工程技术研究中心，江西 进贤 331717）

摘要：对我国农耕区土壤有机质区域变化及其与酸碱度和容重关系进行系统分析，为耕地地力提升和改善土壤结构提供支撑。基于国家级耕地长期定位监测点 913 个，统计分析全国及 7 大区域（东北 NE、华北 NC、西北 NW、长江中游 MYR、长三角 YRD、华南 SC、西南 SW）耕层土壤有机质含量、酸碱度及容重变化特征。结果表明，全国农耕区耕层土壤有机质含量平均值为 22.4～24.8 g/kg。其中有机质含量中等偏低的监测点位占比达 72.5%。不同区域耕层土壤有机质含量差异显著（$p<0.05$），MYR 耕层土壤有机质含量显著高于其他 6 个区域。全国农耕区耕层土壤 pH 和容重平均分别为（6.90±1.20），（1.30±0.15）g/cm^3。不同土壤利用方式对土壤有机质、酸碱度及容重产生影响。水田耕层土壤有机质含量显著高于旱地，旱地耕层土壤 pH 和容重则显著高于水田。亚当斯方程和指数函数分别推荐拟合土壤容重对有机质含量响应关系（$R^2=0.09$，RMSE=0.17，$n=759$），以及土壤 pH 对土壤有机质含量响应（$R^2=0.16$，RMSE=1.24，$n=886$）。全国农耕区耕层土壤有机质含量总体中等偏低，呈现出东南向西北依次降低趋势。土壤 pH 及容重与土壤有机质呈现显著的负相关关系。亚当斯模型及指数方程能较好地拟合土壤容重及 pH 对有机质的响应关系，可用于非线性插值法补充土壤容重及 pH 缺失值。

关键词：土壤有机质；国家级耕地监测点；土壤利用方式；土壤容重；土壤 pH

中图分类号：S153.6 **文献标识码**：A **文章编号**：1009-2242(2020)06-0252-07

DOI：10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.06.035

Soil Organic Matter Content and Its Relationship with pH and Bulk Density in Agricultural Areas of China

LI Dongchu[1,2], HUANG Jing[2], MA Changbao[3], XUE Yandong[3], GAO Jusheng[2],
WANG Boren[2], ZHANG Yangzhu[1], LIU Kailou[2,4], HAN Tianfu[2], ZHANG Huimin[2]

(1.*College of Resources and Environment, Hunan Agricultural University, Changsha* 410128;
2.*National Engineering Laboratory for Improving Quality of Arable Land, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing* 100081; 3.*Center of Arable Land Quality Monitoring and Protection, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing* 100125; 4.*National Engineering and Technology Research Center for Red Soil Improvement, Jiangxi Institute of Red Soil, Jinxian, Jiangxi* 331717)

Abstract: Analysis of the regional changes of soil organic matter (SOM) and its relationship with pH and bulk density (BD) in agricultural areas of China were conducted. That would provide support for improvement of cultivated land fertility and soil structure. The characteristic of SOM changes were analyzed based on 913 national long-term monitoring sites which were carried out in 7 regions (Northeast, NE; North China, NC; Northwest, NW; Middle of Yangtze River, MYR; Yangtze River Delta, YRD; South China, SC; and Southwest, SW). Soil pH and bulk density were also evaluated. The results showed that the averaged SOM content in the agricultural cultivation areas were between 22.4 and 24.8 g/kg., and 72.5% of total monitoring

收稿日期：2020-04-30

资助项目：国家重点研发计划项目（2017YFD0800101，2016YFD0300901）；现代农业产业技术体系项目（CARS-01-83）；中央级公益性科研院所基本科研业务费专项（1610132020022，161032019035，1610132020023，1610132020021）

第一作者：李冬初（1979—），男，副研究员，主要从事土壤改良与培育研究。E-mail：lidongchu@caas.cn

通信作者：张会民（1969—），男，研究员，博士生导师，主要从事土壤改良及化学物质循环研究。E-mail：zhanghuimin@caas.cn
张杨珠（1956—），男，教授，博士生导师，主要从事土壤分类研究。E-mail：zhangyangzhu2006@163.com

sites were with SOM content grade <30.0 g/kg (grade 3～6). There were significantly difference of SOM content in soil cultivated layer among regions ($p<0.05$). Soil organic matter content in MYR was significantly higher than that in other regions. Soil pH and BD in the agricultural cultivation areas were (6.90±1.20), and (1.30±0.15) g/cm^3. Soil utilization patterns affected SOM content, pH, and BD. The SOM content in paddy fields were significantly higher than that in upland. The pH and BD in upland were significantly higher than that in paddy fields. The Adams equation and exponential equation were recommended to fit response relationship between BD and SOM ($R^2=0.09$, RMSE=0.17, $n=759$), pH and SOM ($R^2=0.16$, RMSE=1.24, $n=886$). The SOM content was generally low in plowed layer in the agricultural areas, and that showing a decreasing trend from southeast to northwest of China. Soil pH and BD showed significant negative correlation with SOM. The Adams and exponential equation could well fit the responses relationship between soil BD and pH to SOM, and that could be used for nonlinear interpolation to supplement BD and pH missing values.

Keywords: soil organic matter(SOM); national cultivated land monitoring sites; soil utilization pattern; soil bulk density (BD); soil pH

土壤有机质含量时空变异性强,受多方面因素影响。有研究[1-3]表明,土地利用方式、土壤类型等影响土壤有机质含量。肥料投入、秸秆还田以及施用绿肥等有利于土壤有机质累积[4-7]。在全国及区域尺度土壤有机质变化方面,黄耀等[8]研究表明,全国农田表层土壤有机质含量总体上升,有机碳储量 20 年增加 310～400 Tg;杨帆等[9]和 Pan 等[10]分别比较测土施肥数据、国家级耕地监测数据与第二次土壤普查数据表明,我国农田土壤有机质含量近 30 年上升 4.85 g/kg,稻田表层土壤有机碳密度显著高于旱地,其固碳潜力巨大;连纲等[11]分析黄土丘陵沟壑区县域土壤有机质空间分布特征认为,不同土地利用类型影响土壤有机质,其中水田土壤有机质含量显著高于其他土壤利用类型;Ou 等[12]通过大量点位研究表明,东北黑土区土壤有机质含量 30 年(1980—2010 年)上升 2.68 g/kg,降雨量、沟壑密度等环境因子是土壤有机质含量变异的主控因子。

土壤酸碱度对土壤有机质周转过程产生影响。土壤酸碱度影响土壤有机碳的溶解性,改变有机质与矿质元素的络合性能,对土壤微生物组成及其活性产生影响[13]。研究土壤有机质与酸碱度两者之间的关系,对丰富土壤有机质周转过程及影响因子,完善土壤有机质周转模型具有重要意义。土壤容重是估算土壤有机碳库的必需指标,然而田间直接测定,尤其是面临深层土壤时变得更加不容易[14]。回归方程或土壤转换函数(pedo-transfer functions, PTF)常用来替代土壤容重的田间测定[15-17]。土壤酸碱度、土壤容重与土壤有机质关系常用非线性模型拟合,常用的拟合方程包括指数方程(或对数方程)、根函数方程、亚当斯模型以及复合方程模型[15-18]。

我国耕地土壤总面积达 1.35 亿 hm^2[19],摸清耕地土壤有机质状况对提高耕地质量和改善生态条件、推进高标准农田建设具有重要指导意义。但是由于区域特征、土地利用以及土壤类型等的复杂性,目前对全国农耕区土壤有机质的时空变化特征和趋势研究还不明确。农业农村部自上世纪 80 年代开始陆续建立国家级耕地质量长期定位监测点 1 060 个,分布于全国 31 个省(区、市)的 865 个县(区),覆盖了 43 个耕地类型,涵盖主要种植区域和种植制度[20]。研究基于国家级耕地质量长期定位监测点的土壤有机质含量变化特征对明确我国农耕区土壤肥力现状、区域变化特征与发展趋势及其对耕作管理响应等具有重要科学意义。本研究拟依托国家级耕地土壤长期定位监测点,分析我国主要农耕区土壤有机质区域变化特征及其与土壤酸碱度和土壤容重关系,为揭示我国耕地土壤有机质变化及对管理措施响应,以及国家耕地地力提升和高标准农田建设提供理论和技术支撑。

1　材料与方法

1.1　监测点概况

全国耕地土壤长期监测点均以当地主要种植制度和种植方式为主。耕作、栽培等管理方式以及施肥水平和作物产量等均代表当地常规水平,每个点位设计面积不小于 334 m^2。各监测点设置土壤类型以当地代表性土壤类型为主。基于农业农村部在全国主要区域布置的耕地监测点及其数据库[20],由于部分监测点位新增或调整,选取全国农耕区近 3 年(2016—2018 年)现有的代表性土壤监测点位 913 个。本研究根据我国综合农业区划分布[21],将监测点划分为东北(NE,91 个)、华北(NC,314 个)、西北(NW,65 个)、长江中游(MYR,165 个)、长三角(YRD,98 个)、华南(SC,68 个)和西南(SW,112 个)7 大区域。

1.2　样品采集与分析

耕地监测点按照统一的规范,分别于每年度最后一

季作物收获后采集土壤样品。各监测点位中土壤样品采集的方法是按照耕地地力调查与质量评价技术规程进行。土壤样品采集深度为 0—20 cm,每个监测点用不锈钢土钻随机采集 5 个样品,混匀后风干研磨,过 2 mm 筛,送相应省级土壤测试中心进行测定。土壤各指标测定方法依据《土壤分析技术规范》,其中土壤有机质含量采样重铬酸钾外加热法[22]。

1.3 数据处理与统计分析

本研究不同区域、不同土壤利用方式的耕层有机质含量、土壤酸碱度及土壤容重采用箱式图和柱状图表示。根据农业农村部土壤有机质含量指标分级,分别设置≥40.0 g/kg 为 1 级(高水平),30.0～40.0 g/kg 为 2 级(较高水平),20.0～30.0 g/kg 为 3 级(中等水平),10.0～20.0 g/kg 为 4 级(较低水平),6.0～10.0 g/kg 为 5 级(低水平),<6.0 g/kg 为 6 级(极低水平)。土壤酸碱度响应以及土壤容重对土壤有机质响应关系,分别采用亚当斯方程、指数方程以及根函数方程拟合[15,18]。

$$y=\frac{1}{b+a*x} \tag{1}$$

$$y=b+a*e^{c*x} \tag{2}$$

$$y=b+a*\sqrt{x} \tag{3}$$

式中:在拟合土壤容重对土壤有机质的响应关系时,y 表示土壤容重(g/cm^3);x 表示土壤有机质含量(g/kg);a、b、c 分别表示方程拟合参数。在拟合土壤 pH 对土壤有机质的响应关系时,y 表示土壤 pH;x 表示土壤有机质含量(g/kg);a、b、c 分别表示方程拟合参数。

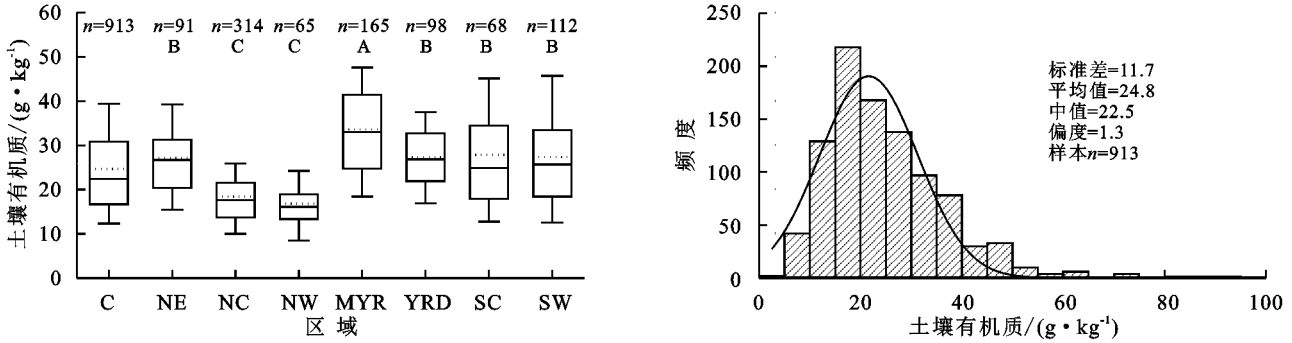
各区域监测点耕层土壤有机质含量、pH 及土壤容重差异显著性分别采用方差分析(ANOVA)和 Fisher 最小显著极差法[LSD,Duncan (D),$p<0.05$]检验,各点数据采用 Excel 2016 整理计算,Sigmaplot 12.0 和 IBM SPSS 22.0 软件分析并作图,以及差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 我国农耕区土壤有机质含量、酸碱度及容重分布特征

全国农耕区 913 个典型耕层土壤有机质含量变幅为 4.0～94.1 g/kg(图 1),算术平均值为 24.8 g/kg,变异系数为 47.4%,几何平均值为 22.2 g/kg,接近中值 22.4 g/kg。有机质含量频度分布具有明显的正偏斜,在较高含量范围有较长的拖尾现象(图 1),统计检验表明其服从对数正态分布。对数正态分布计算得到 67.9%的耕层有机质含量为 12.5～27.5 g/kg 范围内,97%的有机质含量为 12.5～47.5 g/kg 范围内。因此,几何平均值有可能代表我国农耕区耕层土壤有机质含量的平均值。

不同区域间耕层土壤有机质含量差异显著($F=64.73$,$p<0.01$),算术平均值高低次序分别为 MYR(算术平均值和几何平均值分别为 33.6 g/kg 和 31.3 g/kg,下同),NC(27.9 g/kg 和 25.0 g/kg),YRD(27.4 g/kg 和26.2 g/kg),NE(27.1 g/kg 和 25.7 g/kg),NW(27.3 g/kg 和 24.6 g/kg),NC(18.4 g/kg 和 17.0 g/kg)和 NW(16.8 g/kg 和 15.5 g/kg)。不同区域比较,MYR 耕层土壤有机质含量显著高于 NE、SC、YRD 和 SW,显著高于 NC 和 NW。



注:箱式图内中间实线、虚线以及箱体的下边缘线、上边缘线、下误差线、上误差线分别表示中值、平均值、第 25,75,5,95 百分位数。不同大写字母表示不同区域差异显著($p<0.05$)。下同。

图 1 不同区域土壤耕层有机质含量和全国有机质含量分布频度

由图 2 可知,全国耕层土壤有机质含量级别点位数高低分别为 4 级(10.0～20.0 g/kg)占 36.0%,3 级(20.0～30.0 g/kg)占 31.7%,2 级(30.0～40.0 g/kg)占 18.1%,1 级(≥40.0 g/kg)占 9.3%,5 级(6.0～10.0 g/kg)占 4.2%和 6 级(<6.0 g/kg)占 0.6%。有机质含量等级较高以上(1～2 级)占比 27.5%。不同区域耕层土壤有机质含量级别分布范围不同。全国耕层土壤有机质含量总体表现中等偏下,有机质 3～6 级总占比为 72.5%。不同区域耕层土壤有机质含量中等及以下总占比从高到低分别为 NW 95.4%,NC 94.0%,YRD 68.7%,SW 65.4%,SC 63.8%,NE 59.6%和 MYR 41.2%。

全国农耕区耕层土壤 pH 呈现明显的地带性特征(图 3)。全国土壤 pH 变幅为 4.1～9.7,算术平均值 6.9±1.2,变异系数为 18.7%。不同区域间耕层土壤 pH 差异显著($p<0.01$),高低依次为 NW 显著高于 NC,显著高于 NE,YRD 和 SW,显著高于 MYR

和 SC。全国农耕区土壤容重平均为(1.30±0.15)g/cm^3,变异系数为 11.6%。不同区域间耕层土壤容重差异显著($p<0.01$),高低依次为 NC 和 NE 高于 NW、YRD 和 SW,显著高于 MYR,显著高于 SC。

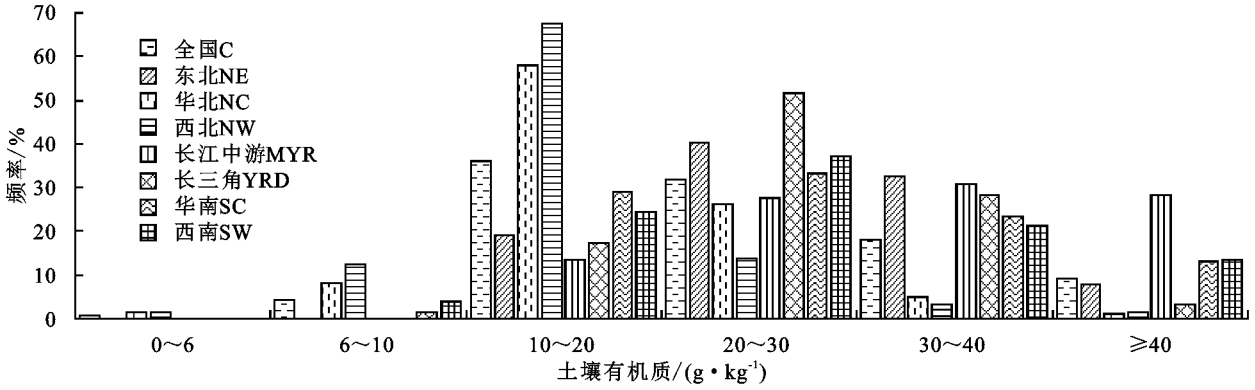


图 2　不同区域土壤耕层有机质含量分级频率

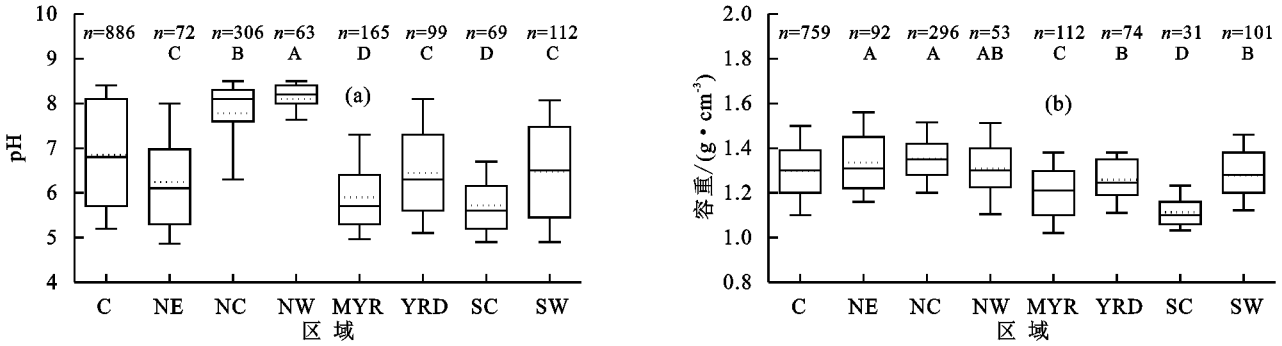


图 3　不同区域土壤 pH 和容重分布特征

2.2　不同土壤利用类型土壤有机质含量、酸碱度和容重特征

由图 4 可知,水田耕层土壤有机质含量算术平均值和几何平均值分别为 31.5,29.5 g/kg,显著高于旱地土壤(20.4 g/kg 和 18.6 g/kg),两者算术平均值变异系数分别为 35.9%和 44.4%。频度分布(图 4b,c)表明,水田耕层土壤有机质含量主要分布在 22.5～32.5 g/kg 范围内(占 69.4%),占总数 95%以上监测点位的有机质含量分布在 12.5～47.5 g/kg 范围内。旱地耕层土壤有机质含量主要分布在 12.5～22.5 g/kg 范围内(占 69.1%),95%以上监测点位的有机质含量在 7.5～37.5 g/kg 范围内。水田耕层土壤有机质含量级别总体偏高,其耕层土壤有机质含量较高水平以上(1～2 级)占比 71.8%,中等及以下(3～5 级)占比为 28.2%。旱地耕层土壤有机质含量总体为中等偏下,其中等及以下(3～5 级)占比为 77.0%,较高水平以上(1～2 级)占比 23.0%。

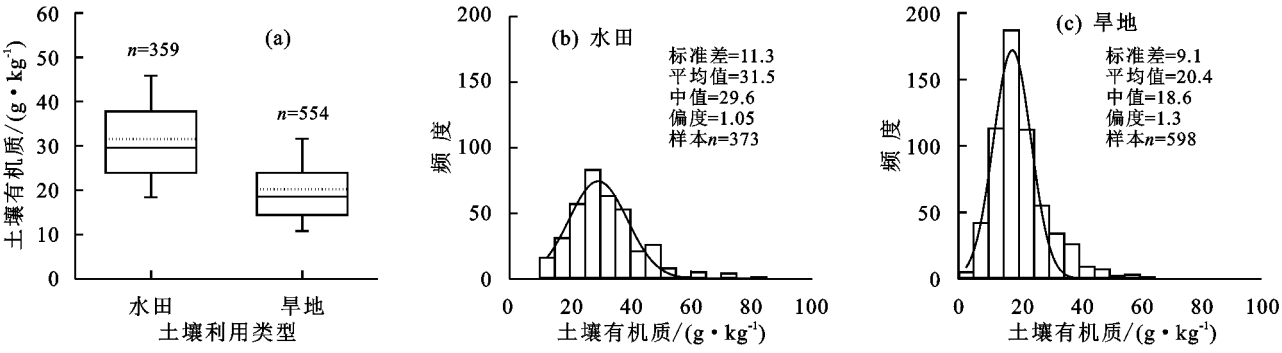


图 4　不同土壤利用类型耕层土壤有机质含量及频度分布

由图 5 可知,与土壤有机质含量相反,旱地耕层土壤 pH 与容重显著高于水田。旱耕地土壤 pH 平均为 7.2±1.3,水田平均为 6.2±1.0。旱耕地和水田土壤耕层 pH 变异系数分别为 17.6%和 16.0%。旱耕地土壤容重平均为(1.34±0.13)g/cm^3,水田平均为(1.22±0.15)g/cm^3。旱耕地和水田土壤耕层容重变异系数分别为 10.1%和 12.2%。

2.3　土壤有机质含量与酸碱度及容重关系

通过 3 种方程拟合的土壤容重对土壤有机质的响应曲线(图 6)可知,亚当斯模型和根函数方程能较好地拟合土壤容重与土壤有机质含量之间的关系($p<0.000\ 1$),从相关系数 R^2 来看,其中亚当斯模型($R^2=0.09$,RMSE=0.17,$n=759$)拟合效果优于根函数方程($R^2=0.08$,RMSE=0.17,$n=759$)。

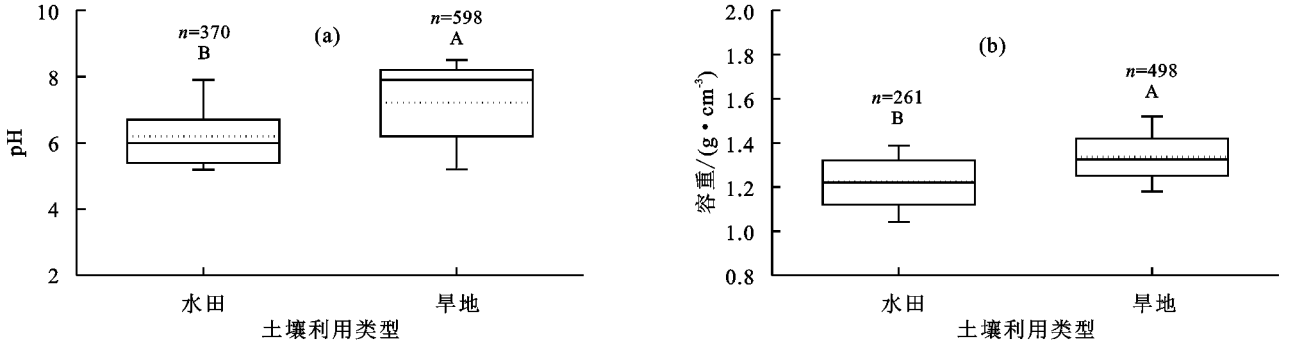
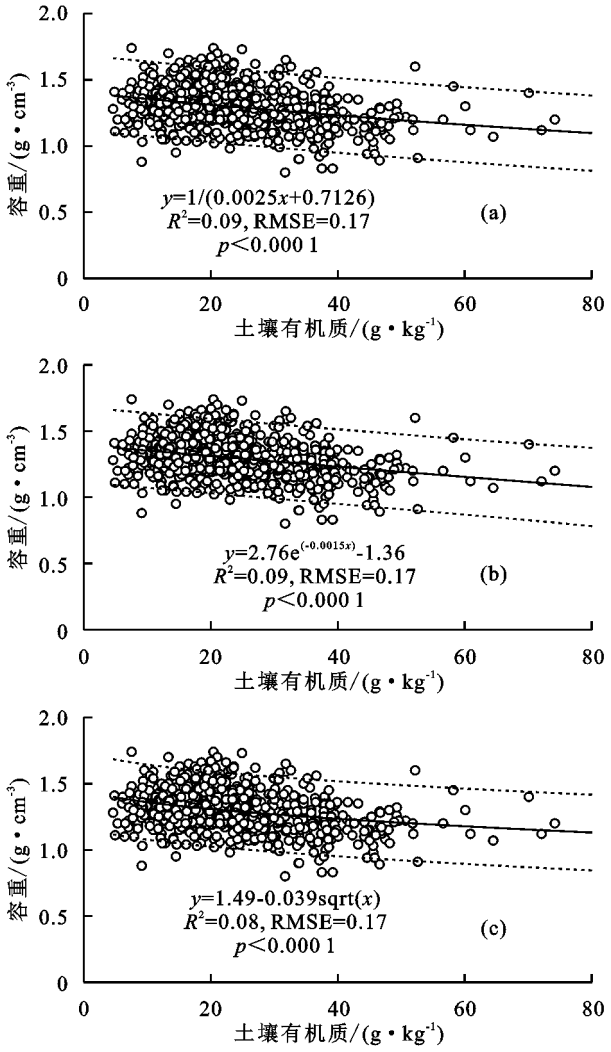


图 5 不同土壤利用类型耕层土壤 pH 和容重

3 种方程均能较好地拟合土壤 pH 对土壤有机质的响应(图 7,$p<0.000\ 1$)。从相关系数 R^2 来看,指数方程($R^2=0.16$,RMSE=1.24,$n=886$)拟合效果优于亚当斯模型($R^2=0.15$,RMSE=1.25,$n=886$)和根函数方程($R^2=0.15$,RMSE=1.25,$n=886$)。



注:(a)为亚当斯模型;(b)为指数方程;(c)为根函数方程;图中实线拟合曲线,两侧虚线为 95%预测上下限。下同。

图 6 土壤容重与土壤有机质含量响应关系

3 讨 论

3.1 我国农耕区耕层土壤有机质变化

与国外相比,我国农田土壤有机质含量仍然低于世界平均水平,远低于欧洲国家[9,23-24]。全国农耕区耕层土壤有机质含量约 67.9%处于 12.5~27.5 g/kg,平均值为 22.4~24.8 g/kg,土壤有机质含量低于 10.0 g/kg 比例有所减少,其结果与杨帆等[9]观点基本一致,与第二次土壤普查相比有所上升,由于我国农田大部分地区处于低纬度地区,农田耕作强度大,土壤有机质分解迅速,提高我国耕地土壤有机质含量有较大压力[24]。我国农耕区土壤有机质含量较低的另一个原因是区域之间不平衡[25]。尤其是华北和西北地区,有机质平均含量远低于全国平均值,约 2/3 以上监测点位低于 20.0 g/kg,90%以上点位低于 30.0 g/kg。本研究发现,不同区域耕层土壤有机质含量存在显著差异,并且不同区域土壤有机质等级分布也有较大差异。其结果为全国农耕区土壤有机质定向提升提供支撑。

3.2 土壤有机质与酸碱度及容重关系

已有研究[13]表明,土壤有机质与土壤酸碱度存在显著关系。土壤酸碱度对土壤微生物数量、种群结构以及微生物活性产生影响,土壤有机质含量对提升土壤缓冲性能,减少土壤 pH 波动具有重要作用。本研究发现,3 种函数均能较好地拟合两者之间的关系,与前人[13]结果一致。从模型反馈结果来看,指数方程更适合我国农耕区耕层土壤 pH 对土壤有机质含量响应关系。

土壤有机质对土壤团聚体以及矿质结构、组成具有重要影响,从而造成了不同土壤类型间土壤容重的显著差异。大量研究[14-16,26]表明,土壤有机质与容重呈现显著的负相关关系。本研究进一步证明,亚当斯模型和根函数方程能较好地拟合我国农耕区耕层土壤容重对土壤有机质含量响应关系。

全国农耕区耕层土壤有机质含量与酸碱度及容重之间的响应关系,对于研究土壤有机质对酸碱度以及土壤物理性质的敏感性具有重要意义;另一方面,在土壤大数据建设方面,可用于插值法补充土壤酸碱度及容重的缺失数据。

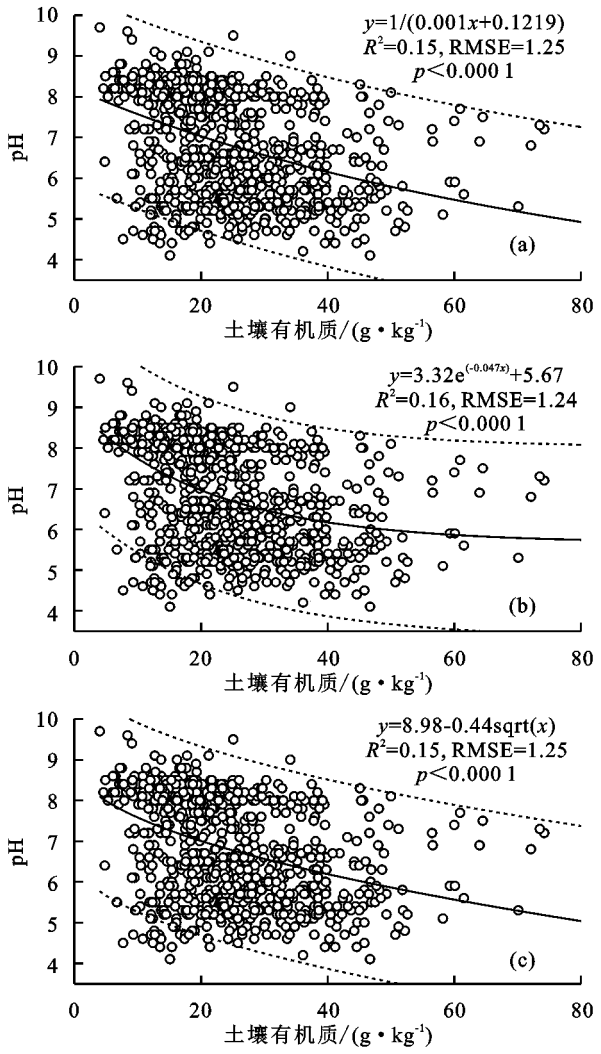


图 7　土壤 pH 与土壤有机质含量响应关系

3.3　我国农耕区耕层土壤有机质提升与未来对策

农耕区耕层土壤有机质含量高低除了受到气候、母质、植被、地形等的影响,施肥和耕作也是影响农田土壤有机质提升的主要原因[9,27]。总体来看,土壤有机质含量的增减反映了植物残体的腐解输入和土壤呼吸、淋溶等输出碳的动态平衡。我国农耕区耕层土壤有机质含量整体呈现从东南到西北依次降低的趋势。东北区域土壤有机质含量整体偏高,主要原因是寒地气候条件有利于土壤腐殖质累积[28]。近年来,由于人类活动导致垦殖指数提升和水土流失加剧了土壤有机质损失,需要加强黑土地保护[29]。长江中游和华南区域监测点位以双季稻为主,近 30 年随着我国农业投入和科技发展,水稻产量持续增加,增加了农作物秸秆和土壤的根系归还量,秸秆资源总量的增加与秸秆还田比例的上升促进更多有机资源归还回土壤,有利于提升土壤有机质[30-31]。全国农耕区水田耕层土壤有机质含量总体高于旱地,与其厌氧环境下土壤有机质分解矿化速度慢有关[32]。

当前我国农业生产方式逐步从小农户生产方式到集约化发展并向农业绿色发展方向迈进[33]。资源约束趋紧日益严峻,农业资源的合理利用关系到耕地质量乃至国家粮食安全。我国农业发展急切需要从高资源投入、高环境代价的传统农业转变为高生产率、高资源利用效率和低环境代价的绿色农业,需要加强生态环境保护,促进人与自然、社会和谐发展。因此,我国农耕区土壤有机质保护和提升需要加快 2 个方面研究和科技投入:一是加强有机资源的归还量与土壤有机质变化关系研究,开展全国以及不同区域的土壤有机质提升原理与技术途径,建立区域土壤有机质提升技术模式;加强土壤有机质与其他肥力及环境因子关系研究,包括有机质提升土壤缓冲性能,环境消纳能力等。二是土壤有机质矿化分解对未来气候变化的响应,开展不同区域土壤有机碳固存与排放研究,提出降低有机质损失的保护性的耕作措施。

4　结 论

(1)从现有的国家级耕地质量监测点来看,全国农耕区耕层土壤有机质含量平均为 24.7 g/kg,总体中等偏下,有机质含量低于 30.0 g/kg(3～6 级)的监测点位总占比达到 72.5%。不同区域之间耕层有机质含量发展不平衡,长江中游地区耕层土壤有机质含量显著高于东北、华南、长三角和西南,显著高于华北和西北。

(2)不同土壤利用方式对耕层土壤有机质含量、酸碱度以及土壤容重产生影响,水田耕层土壤有机质含量显著高于旱地。旱地耕层土壤 pH 和容重则显著高于水田。

(3)从土壤容重及 pH 对土壤有机质含量的响应曲线可知,亚当斯模型能较好地拟合土壤容重对土壤有机质含量的响应,指数方程能较好地拟合土壤 pH 对土壤有机质含量的响应。

参考文献:

[1]　顾成军,史学正,于东升,等.省域土壤有机碳空间分布的主控因子:土壤类型与土地利用比较[J].土壤学报,2013,50(3):425-432.

[2]　史利江,郑丽波,梅雪英,等.上海市不同土地利用方式下的土壤碳氮特征[J].应用生态学报,2010,21(9):2279-2287.

[3]　姜赛平,张认连,张维理,等.近 30 年海南岛土壤有机质时空变异特征及成因分析[J].中国农业科学,2019,52(6):1032-1044.

[4]　徐明岗,张文菊,黄绍敏.中国土壤肥力演变[M].北京:中国农业科学技术出版社,2015.

[5]　Zhang W J, Xu M G, Wang X J, et al. Effects of organic amendments on soil carbon sequestration in paddy fields of subtropical China[J].Journal of Soils and Sedi-

ments,2012,12:457-470.

[6] Qaswar M, Huang J, Ahmed W, et al. Long-term green manure rotations improve soil biochemical properties, yield sustainability and nutrient balances in acidic paddy soil under a rice-based cropping system[J]. Agronomy, 2019, 9:780.https://doi.org/10.3390/agronomy9120780.

[7] Zheng L, Wu W L, Wei Y P, et al. Effects of straw return and regional factors on spatio-temporal variability of soil organic matter in a high-yielding area of northern China[J]. Soil and Tillage Research,2015,145:78-86.

[8] 黄耀,孙文娟.近 20 年来中国大陆农田表土有机碳含量的变化趋势[J].科学通报,2006,51(7):750-763.

[9] 杨帆,徐洋,崔勇,等.近 30 年中国农田耕层土壤有机质含量变化[J].土壤学报,2017,54(5):1047-1056.

[10] Pan G X, Li L Q, Wu L S, et al. Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China's paddy soils[J]. Global Change Biology,2004,10(1):79-92.

[11] 连纲,郭旭东,傅伯杰,等.黄土丘陵沟壑区县域土壤有机质空间分布特征及预测[J].地理科学进展,2006,25(2):112-122.

[12] Ou Y, Alain N R, Wang L X, et al. Spatio-temporal patterns of soil organic carbon and pH in relation to environmental factors: A case study of the black soil region of Northeastern China[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment,2017,245:22-31.

[13] 戴万宏,黄耀,武丽,等.中国地带性土壤有机质含量与酸碱度的关系[J].土壤学报,2009,46(5):851-860.

[14] Benites V M, Machado P L O A, Fidalgo E C C, et al. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density from existing soil survey reports in Brazil[J]. Geoderma,2007,139:90-97.

[15] Adams W A. The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils[J]. European Journal of Soil Science,1973,24:10-17.

[16] Shi S W, Han P F. Estimating the soil carbon sequestration potential of China's Grain for Green Project[J]. Global Biogeochemical Cycles,2014,28(11):1279-1294.

[17] Sequeira C H, Wills S A, Seybold C A, et al. Predicting soil bulk density for incomplete databases[J]. Geoderma,2014,213:64-73.

[18] Chen Y, Huang Y, Sun W J. Using organic matter and pH to estimate the bulk density of afforested/reforested soils in Northwest and Northeast China[J]. Pedosphere,2017,27:890-900.

[19] 中华人民共和国国家统计局.2018 年中国统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2019.

[20] 韩天富,马常宝,黄晶,等.基于 Meta 分析中国水稻产量对施肥的响应特征[J].中国农业科学,2019,52(11):1918-1929.

[21] 全国农业区划委员会.中国综合农业区划[M].北京:农业出版社,1991.

[22] 全国农业技术推广服务中心.土壤分析技术规范[M].北京:中国农业科学技术出版社,2006.

[23] 潘根兴,赵其国.我国农田土壤碳库演变研究:全球变化和国家粮食安全[J].地球科学进展,2005,20(4):384-393.

[24] 白由路.国内外耕地培育的差异与思考[J].植物营养与肥料学报,2015,21(6):1381-1388.

[25] 赵其国.土壤科学发展的战略思考[J].土壤,2009,41(5):681-688.

[26] 柴华,何念鹏.中国土壤容重特征及其对区域碳贮量估算的意义[J].生态学报,2016,36(13):3903-3910.

[27] 陈娟,马忠明,刘莉莉,等.不同耕作方式对土壤有机碳、微生物量及酶活性的影响[J].植物营养与肥料学报,2016,22(3):667-675.

[28] Jin X L, Du J, Liu H J, et al. Remote estimation of soil organic matter content in the Sanjiang Plain, Northwest China: The optimal band algorithm versus the GRA-ANN model[J]. Agricultural and Forest Meteorology,2016,218/219:250-260.

[29] 韩晓增,邹文秀.我国东北黑土地保护与肥力提升的成效与建议[J].中国科学院院刊,2018,33(2):206-212.

[30] 李忠芳,徐明岗,张会民,等.长期施肥条件下我国南方双季稻产量的变化趋势[J].作物学报,2013,39(5):943-949.

[31] 杨帆,李荣,崔勇,等.我国有机肥料资源利用现状与发展建议[J].中国土壤与肥料,2010(4):77-82.

[32] 刘立生,徐明岗,张璐,等.长期种植绿肥稻田土壤颗粒有机碳演变特征[J].植物营养与肥料学报,2015,21(6):1439-1446.

[33] Shen J B, Zhu Q C, Jiao X Q, et al. Agriculture green development: A model for China and the world[J]. Frontiers of Agricultural Science and Engineering, 2020,7(1):5-13.