doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2021.02.023

中国水稻土酸化时空变化特征及其对氮素盈余的响应

叶英聪[1]　孙　波[1]　刘绍贵[2]　李文西[2]　杨　帆[3]

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008;
2. 扬州市耕地质量保护站, 扬州 225101; 3. 农业农村部耕地质量监测保护中心, 北京 100125)

摘要: 针对水稻土酸化造成作物减产和严重污染环境的问题,收集了 1979—1985 年全国第二次土壤普查成果和 2015—2017 年水稻土质量等级调查成果,结合 2005—2015 年全国测土配方施肥数据,采用空间分析和统计分析方法,分析了 1979—2017 年,39 年间中国水稻土 pH 值空间分布的变化;计算了 39 年间不同水稻土 pH 值分级和区域的水稻土酸化速率,探讨了 39 年间氮肥投入变化量和土壤理化性质与水稻土酸化速率的关系;估算了 2015—2017 年水稻土单位面积氮素盈余量,并进一步量化了氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量的关系。结果表明:39 年间水稻土受土壤酸胁迫程度加剧,特别是水稻土由酸性(pH 值为 5.5 ~ 6.5)转变成强酸性(pH 值小于等于 5.5)的面积比例增加,这主要集中在长江中下游中部、南部和华南区中部、南部。39 年间水稻土平均 pH 值下降了 0.26,其中,东北区、长江中下游区、华南区平均 pH 值分别下降了 0.34、0.29 和 0.58,西南区平均上升了 0.14。39 年间水稻土酸化速率从大到小依次为碱性水稻土、中性水稻土、酸性水稻土、强酸性水稻土,区域上水稻土酸化速率从大到小依次为东北区、华南区、长江中下游区、西南区。39 年间,氮肥投入量和土壤容重变化量与水稻土酸化速率存在极显著的正相关关系,有机质含量和耕层厚度变化量与水稻土酸化速率存在极显著的负相关关系。2015—2017 年,氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量呈显著的负相关关系,氮素盈余量增加会造成水稻土酸化加剧。划定了 3 类水稻土治理分区,提出“治酸、防酸、控酸”的总体策略,并分区域制定了治理措施,可为水稻土酸化阻控和地力提升提供参考。

关键词: 水稻土; 酸化; 时空变化; 氮素盈余

中图分类号: S153.4　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1000-1298(2021)02-0246-11　　**OSID**:

Spatio-temporal Variation of Paddy Soil Acidification and Its Response to Nitrogen Surplus in China

YE Yingcong[1]　SUN Bo[1]　LIU Shaogui[2]　LI Wenxi[2]　YANG Fan[3]

(1. *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture*, *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 210008, *China*
2. *Yangzhou Station of Farmland Quality Protection*, *Yangzhou* 225101, *China*
3. *Center of Arable Land Quality Monitoring and Protection*, *Ministry of Agriculture and Rural Affairs*, *Beijing* 100125, *China*)

Abstract: Paddy soil is the most important arable land resource in China, the acidification of paddy soil not only reduced the crop yields but also increased the risk of environmental risk. Data from the second national soil survey (1979—1985, the first period) and from the paddy soil quality grading survey (2015—2017, the second period) were collected, and were combined with the national soil testing and formula fertilization data from 2005 to 2015. The spatial analysis and the statistical analysis methods were used to analyze the spatio-temporal variation of paddy soil acidification. During the two periods, the spatial layout dynamic changes of paddy soil pH value and the acidification rate of paddy soil with different pH value levels and regions were analyzed, the correlations between nitrogen input, soil physical and chemical properties and acidification rate of paddy soil were discussed. Besides, the correlation between the nitrogen fertilizer surplus amount from 2015 to 2017 and the change of the paddy soil pH

收稿日期: 2020-09-21　修回日期: 2020-11-16

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200300)、国家绿肥产业技术体系项目(CARS-22-G-14)、中国科学院重点部署项目(KFZD-SW-112)和农业农村部委托项目(南方红壤中低产田改良培肥技术模式集成)

作者简介: 叶英聪(1989—),男,博士后,主要从事 3S 技术与土地资源利用研究,E-mail: yycdayu@126.com

通信作者: 孙波(1968—),男,研究员,博士生导师,主要从事土壤质量与农田养分循环研究,E-mail: bsun@issas.ac.cn

value from 2015 to 2017 was further quantified. The results showed that the intensity of soil acid stress on rice in China was increased during the two periods, especially the increase of area from the acid paddy soils (pH value was 5.5 ~ 6.5) to the strongly acid paddy soils (pH value was no more than 5.5), mainly distributed in the middle and southern parts of MLYR (middle and lower Yangtze River), and the central and southern parts of SC (Southwest China). From 1979 to 1985, the average pH value of paddy soil was 6.03, and it was dropped by 0.26 in the year from 2015 to 2017. Among them, the NC (Northeast China), the MLYR (middle and lower Yangtze River) and the SC (Southern China) were dropped by 0.34, 0.29 and 0.58 respectively, while the SW (Southwest China) was increased by 0.14. The acidification rate of the paddy soil survey sites during the two periods from high to low was as follows: alkaline paddy soil, neutral paddy soil, acid paddy soil, strongly acid paddy soil. Regionally, the acidification rate of the paddy soil survey sites during the two periods from high to low was as follows: NC, SC, MLYR, and SW. During the two periods, the paddy soil acidification rate was significantly positively correlated with the change of nitrogen input amount and soil bulk density, but was significantly negatively correlated with the change of paddy soil organic matter content and the plough layer thickness. From 2015 to 2017, there was a significant negative correlation between the nitrogen surplus amount and the change of the paddy soil pH value, such that the nitrogen surplus amount was increased with the decrease of paddy soil pH value. Therefore, the paddy soil remediation zones should apply the balanced fertilization with soil testing formula, control amount of nitrogen fertilizer, and promote environmental-friendly organic manure to replace chemical nitrogen fertilizer. Besides, in the remediation zone mainly with alkaline and neutral paddy soils, the technology of straw chopping and return to the paddy field with rotary tillage or moldboard tillage could be applied to decrease the paddy soil acidification rate. In the remediation zone mainly with acid paddy soils, the technology of straw returning could be applied to maintain the paddy soil pH value. In the remediation zone mainly with strongly acid paddy soils, the agricultural calcareous material could be used to raise the paddy soil pH value.

Key words: paddy soil; soil acidification; spatio-tempral variation; nitrogen surplus

0　引言

土壤酸度是农田土壤肥力的重要参数之一[1]，其动态变化影响土壤的微生物活动、养分在土壤中的分解与转化及元素在土壤-作物之间的迁移，进而影响作物生长、作物产量和品质等[2-3]。土壤酸化是指土壤 pH 值下降，人为耕作的土壤在自然风化、酸沉降[4]、人为施肥耕种过程[5]的外源或内源质子作用下，土壤交换性氢离子或铝离子增加、交换性盐基离子(钙、镁、钾、钠)淋失[6]。耕地土壤酸化，特别是形成强酸性或极强酸性土壤时，将导致土壤保水保肥能力下降，化肥利用率降低，从而威胁大气和水体环境[7]。此外，还将导致土壤铝毒增加，作物根系发育迟缓[8]；土壤结构和养分供应能力下降，团粒破坏、土壤板结，参与碳、氮、磷转化的微生物活性下降[9]；土壤重金属传染、污染风险增加[10]；作物营养吸收不足，果实产量低、品质差[11]。

自然条件下的土壤酸化是一个较为缓慢的过程[6]。近几十年来，高强度的人为活动加速了土壤酸化进程。国内外学者从国家尺度和区域尺度研究分析了长时间人为活动下的土壤酸化情况[12-16]。

水稻土是一种独特的土壤类型，它是在种植水稻的耕作制度下，土壤经常处于淹水还原、排水氧化、水耕粘闭，以及大量施用有机肥料等频繁的人为管理措施影响下形成的，是中国重要的耕地资源，也是面积最大、分布最广的耕地土壤类型[17]。受城镇化进程中建设用地扩张、占用耕地和种植结构调整的影响，中国水稻土面积从全国第二次土壤普查时期的 2.97×10^7 hm^2[18] 减少至 2017 年的 2.17×10^7 hm^2。2017 年，中国水稻播种面积为 3.07×10^7 hm^2，占粮食作物播种面积的 26.06%，其产量占全国粮食总产量的 32.15%[19]。长期的高化肥投入造成了水稻土酸化、保水保肥能力差、有机质下降、土壤板结等水稻土肥力退化问题，也引发了地表水富营养化、地下水硝酸盐积累和温室气体排放增加等生态问题[20-23]。维持水稻土生产力的稳定输出对我国粮食安全和生态环境至关重要。前人研究大多集中在水稻土质量监测点长时间的 pH 值变化分析和省级尺度上的水稻土 pH 值空间分布研究方面，从全国尺度上研究长时间人为耕作下水稻土 pH 值空间分布和水稻土酸化速率、量化氮素盈余与水稻土 pH 值的关系，有利于根据水稻受土壤酸胁迫程度和水稻土酸化风险程度制定水稻土 pH 值调控措施，从而降低氮素盈余带来的环境污染风险。

本研究利用 1979—1985 年中国第二次土壤普查数据，同时收集 2015—2017 年全国水稻土质量等级调查点数据，构建了 1979—1985 年和 2015—2017

年两个时期的水稻土 pH 值数据库,并结合 2005—2015 年全国测土配方施肥数据,利用 GIS 空间分析方法,对比分析 1979—2017 年中国水稻土 pH 值空间分布变化和水稻土酸化速率,研究氮肥投入和土壤理化性质变化量与水稻土酸化速率的相关性,量化 2015—2017 年氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量的关系,探究氮素盈余导致的潜在环境污染风险,为制定区域性水稻土酸化治理策略提供参考。

1 材料与方法

以水稻种植集中区为研究对象,依据 GB/T 33469—2016《耕地质量等级》将研究区域分为 4 个区(图 1)。其中,Ⅰ为东北区,包括黑龙江省、辽宁省、吉林省全部和内蒙古自治区东北部 4 个省(自治区);Ⅱ为长江中下游区,包括河南省南部及安徽省、湖北省、湖南省大部,上海市、江苏省、浙江省、江西省全部,福建省、广西壮族自治区、广东省北部,共 11 个省(市、自治区);Ⅲ为西南区,包括重庆市与贵州省全部、甘肃省东南部、陕西省南部、湖北省与湖南省西部、云南省和四川省大部以及广西壮族自治区北部 9 个省(市、自治区);Ⅳ为华南区,包括海南省全部、广东省与福建省中南部、广西壮族自治区与云南省中南部 5 个省(自治区)。

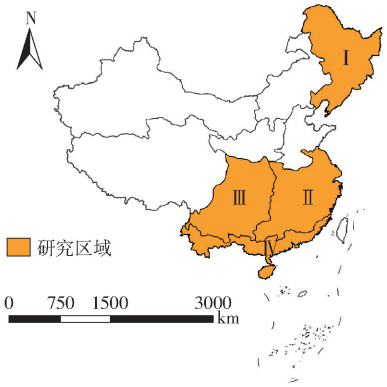


图 1 研究区域概况

Fig. 1 Spatial layout of research area

1.1 数据来源

水稻土数据主要包括 1979—1985 年和 2015—2017 年两个时期。其中,1979—1985 年的数据主要来源于全国第二次土壤普查数据(国家科技资源共享服务平台-国家地球系统科学数据中心-土壤分中心,http://soil.geodata.cn),数据包括全国第二次土壤普查水稻土剖面样点的理化性质(土壤 pH 值、有机质含量(质量比)、耕层厚度、土壤容重和交换性盐基离子总量等)和中国土壤 pH 值空间分布图(空间分辨率为 1 km × 1 km);2015—2017 年的数据来源于农业农村部耕地质量监测保护中心,2017 年 4 个水稻土分布区耕地质量监测部分根据《农业部办公厅关于做好耕地质量等级调查评价工作的通知》(农办农〔2017〕18 号)的要求,共采集了 58 727 个水稻土质量等级调查点的土壤理化性质数据(土壤 pH 值、有效土层厚度、有机质含量、耕层质地、土壤容重、质地构型、土壤养分状况等),其中东北区点位为 1 365 个,长江中下游区点位为 34 593 个,华南区点位为 11 974 个,西南区点位为 10 795 个。

此外,1979—1985 年水稻土样点施肥数据来源于土壤样点采集地的省级统计年鉴(1990 年);2015—2017 年水稻土样点施肥和水稻产量数据来源于全国测土配方施肥数据库(2005—2015 年),该数据库记录了 2005—2015 年间全国 27 153 次水稻“3414”试验结果,包括不同处理下水稻氮肥投入量,籽粒、茎秆的产量和氮素吸收量。

1.2 研究方法

1.2.1 水稻土 pH 值分级

铝毒是酸性土壤中水稻生长最重要的限制因子,对水稻根系的抑制作用明显,土壤 pH 值降低将导致土壤交换性酸、铝增加,加剧铝毒[6,8],对水稻土胁迫程度加剧。考虑土壤酸化对水稻的胁迫程度和长期施肥下水稻土酸化的风险程度,结合两个时期水稻土样点 pH 值范围,将水稻土 pH 值分为 4 个等级:强酸性水稻土(pH 值小于等于 5.5)、酸性水稻土(pH 值大于 5.5、小于等于 6.5)、中性水稻土(pH 值大于 6.5、小于等于 7.5)和碱性水稻土(pH 值大于 7.5、小于等于 8.5)。

1.2.2 水稻土酸化特征分析

酸化特征分析包括两个时期水稻土 pH 值空间分布对比和水稻土酸化速率分析。

(1)水稻土 pH 值空间分布

基于 2015—2017 年 4 个区的水稻土质量等级调查点 pH 值,利用 Arcgis 10.2 软件中“Spatial Analyst”模块,采用空间插值(Inverse distance weighted,IDW)方法进行空间插值,得到 2015—2017 年水稻土 pH 值空间分布数据;基于第二次土壤普查土壤类型图和中国土壤 pH 值空间分布图(采用土壤类型法得到),利用 Arcgis 10.2 软件中“clip”模块,提取出 1979—1985 年水稻土 pH 值空间分布数据;对比两个时期水稻土 pH 值空间分布数据,分析 4 个区不同水稻土 pH 值分级的空间分布与面积变化。

(2)水稻土酸化速率

基于 2015—2017 年 4 个区的水稻土质量等级调查点 pH 值与全国第二次土壤普查 pH 值空间分布,利用 Arcgis 10.2 软件中“Spatial Join”工具,获取 2015—2017 年水稻土质量等级调查点在全国第二次土

壤普查时的 pH 值。水稻土酸化速率[1]的计算式为

$$S_{AR} = (pH_{1980s} - pH_{2010s})/(T_{2010s} - T_{1980s}) \quad (1)$$

式中 S_{AR}——水稻土酸化速率，a^{-1}

pH_{1980s}——1979—1985 年土壤普查点位 pH 值

pH_{2010s}——2015—2017 年水稻土质量等级调查点 pH 值

T_{1980s}——1979—1985 年水稻土质量等级调查点采集时间，a

T_{2010s}——2015—2017 年土壤普查水稻土采样时间，a

1.2.3 集成推进树算法

集成推进树算法（Aggregated boosted trees，ABT）是一种基于决策树的机器学习方法，目的是实现准确的预测和解释，与传统的线性相关和多元线性回归方法相比，ABT 更擅长处理非线性和交互作用[24]。ABT 可量化多个变量对因变量变化的相对贡献率[25]。

两个时期水稻土样点数差异较大且可获取的土壤样点理化性质不统一，以 1979—1985 年水稻土样点空间位置为基础，计算 520 个水稻土样点在两个时期的氮肥投入变化量和共有的土壤理化性质变化量，并采用 ABT 方法量化氮肥投入变化量和土壤理化性质变化量对水稻土酸化速率的相对贡献率。相关计算式为

$$N = N_{2010s} - N_{1980s} \quad (2)$$

$$S = S_{2010s} - S_{1980s} \quad (3)$$

$$B = B_{2010s} - B_{1980s} \quad (4)$$

$$P = P_{2010s} - P_{1980s} \quad (5)$$

式中 N——氮肥（折纯）投入变化量，kg/m^2

N_{2010s}——2015—2017 年水稻土氮肥（折纯）投入量，kg/m^2

N_{1980s}——1979—1985 年水稻土氮肥（折纯）投入量，kg/m^2

S——水稻土样点有机质含量变化量，g/kg

S_{2010s}——2015—2017 年水稻土样点有机质含量，g/kg

S_{1980s}——1979—1985 年水稻土样点有机质含量，g/kg

B——水稻土样点土壤容重变化量，g/cm^3

B_{2010s}——2015—2017 年水稻土样点土壤容重，g/cm^3

B_{1980s}——1979—1985 年水稻土样点土壤容重，g/cm^3

P——水稻土样点耕层厚度变化量，cm

P_{2010s}——2015—2017 年水稻土样点耕层厚度，cm

P_{1980s}——1979—1985 年水稻土样点耕层厚度，cm

1.2.4 水稻土氮素盈余分析

土壤界面中的氮素平衡是将土壤作为一个黑箱，记录氮素从土壤界面的输入和输出量[26]。土壤界面的氮素输入包括化肥氮肥投入、有机肥投入、农田生物固氮、作物留茬、大气中氮沉降、种子带入农田的氮和灌溉水带入农田的氮；氮输出主要是作物吸收农田的氮。

本研究以水稻土为研究对象，种子带入农田的氮和灌溉水带入农田的氮相对于施肥带入的氮量可以忽略不计[27]，同时施肥量数据来源于 2005—2015 年全国测土配方施肥数据，肥料投入量以化肥为主。因缺乏农田生物固氮量和大气中氮沉降量，本研究简化了水稻土氮素盈余量，计算公式为

$$N_{sur} = N_{fer} - N_{har} \quad (6)$$

式中 N_{sur}——氮素盈余量，kg/m^2

N_{fer}——化肥（折纯）投入量，kg/m^2

N_{har}——水稻中籽粒和茎秆氮素吸收量，kg/m^2

2015—2017 年全国水稻土耕地质量等级调查点数据库包括水稻土调查点位的土壤 pH 值、主栽作物、熟制和粮食产量等属性；2005—2015 年全国测土配方施肥数据库包括不同施肥处理下的氮肥投入量、水稻籽粒产量、茎秆产量、籽粒氮素吸收量和茎秆氮素吸收量。利用数据分析得到全国以省为单位的水稻（早稻、双季稻、晚稻）谷草比、籽粒氮素吸收量和茎秆氮素吸收量统计数据；在 2015—2017 年水稻土耕地质量等级数据点数据中，在 Arcgis 10.2 软件中利用“Spatial Join”工具链接测土配方施肥中的氮肥投入量和水稻氮素吸收量数据，计算 2015—2017 年水稻土的氮素盈余量。

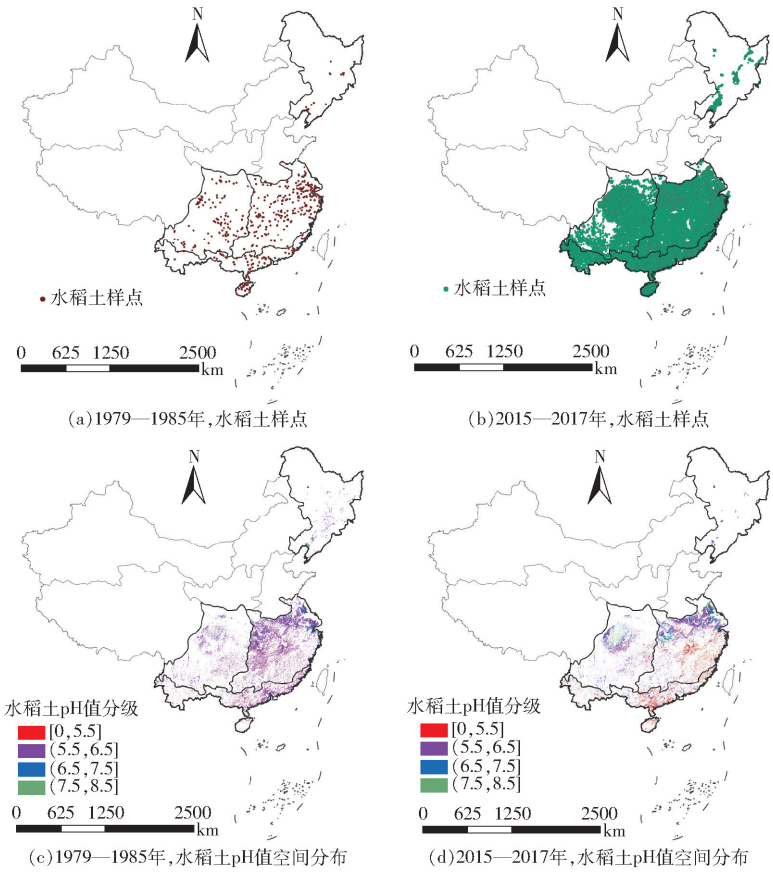
2 结果与分析

2.1 水稻土 pH 值时空分析

2.1.1 水稻土 pH 值统计分析

1979—1985 年水稻土调查点位平均 pH 值为 6.17，标准差为 1.12，变异系数为 18.15%。在采集的 520 个调查样点中，土壤 pH 值处于 4.5 ~ 8.5 之间。其中强酸性土样占总土样个数的 31.54%；酸性土样占 34.62%；中性土样占 20.19%；碱性土样占 13.65%（图 2a）。

2015—2017 年水稻土质量等级调查点位平均 pH 值为 6.09，标准差为 0.71，变异系数为 11.73%。在采集的 58 727 个调查点土样中，土壤 pH 值处于



(a)1979—1985年,水稻土样点 (b)2015—2017年,水稻土样点

(c)1979—1985年,水稻土pH值空间分布 (d)2015—2017年,水稻土pH值空间分布

图 2 不同时期水稻土样点与 pH 值空间分布

Fig. 2 Spatial layouts of paddy soil sample points and pH value in different periods

3.4 ~ 8.5 之间。其中强酸性土样占总土样个数的 26.29%;酸性土样占 52.81%;中性土样占 16.15%;碱性土样占 4.75%(图 2b)。

2.1.2 水稻土 pH 值时空分布

1979—1985 年水稻土 pH 值空间分布主要以酸性水稻土为主(图 2c)。东北区中部为酸性水稻土,东南部为碱性水稻土;长江中下游区除东北部为中性水稻土外,其余部分以酸性水稻土为主;西南区和华南区以酸性水稻土为主。

对比分析两个时期水稻土 pH 值空间分布变化情况(图 2c、2d):东北区中部、长江中下游区中部和南部、华南区中部和南部土壤酸胁迫程度加剧,从酸性水稻土变为强酸性水稻土;西南区西南部土壤酸胁迫程度降低,从酸性水稻土变为中性水稻土。

对比分析两个时期区域水稻土平均 pH 值(图 3,黑点代表水稻土图斑的 pH 值),整体来说,全国水稻土平均 pH 值由 6.03 降到 5.77,下降了 0.26。区域上,东北区、长江中下游区和华南区水稻土平均 pH 值分别由 6.41、5.99 和 5.93 下降到 6.07、5.70 和 5.35,分别下降了 0.34、0.29 和 0.58,西南区水稻土平均 pH 值由 6.15 上升到 6.29,上升了 0.14。

1979—1985 年水稻土面积为 297 180.51 km^2,2015—2017 年水稻土面积为 217 485.86 km^2,面积减少了 79 694.65 km^2(表 1)。1979—2017 年,全国尺度上强酸性水稻土面积增加 28 225.62 km^2,面积比例增加 16.90 个百分点;中性水稻土面积增加 23 093.37 km^2,面积比例增加 13.11 个百分点;酸性水稻土面积减少 140 657.87 km^2,面积比例减少 35.33 个百分点。

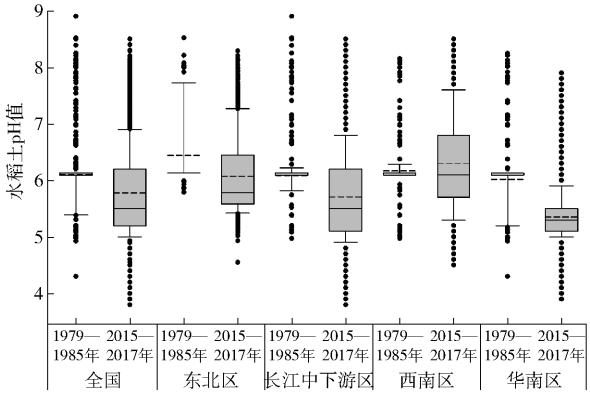


图 3 不同时期水稻土 pH 值箱线图

Fig. 3 Boxplot of paddy soil pH value in different periods and regions

1979—2017 年,东北区强酸性水稻土面积增加 287.91 km^2,面积比例增加 6.09 个百分点;中性水稻土面积增加 1 169.06 km^2,面积比例增加 31.47 个百分点;酸性水稻土面积减少 7 325.59 km^2,面积

表 1　不同时期不同 pH 值分级的水稻土面积

Tab. 1　Area of different pH value classifications in different periods　　km^2

水稻土 pH 值分级	全国		东北区		长江中下游区		西南区		华南区	
	1979—1985 年	2015—2017 年	1979—1985 年	2015—2017 年	1979—1985 年	2015—2017 年	1979—1985 年	2015—2017 年	1979—1985 年	2015—2017 年
强酸性	31 799. 56	60 025. 18	0	287. 91	17 468. 20	32 121. 36	4 838. 94	5 438. 51	9 492. 42	22 177. 40
酸性	238 022. 27	97 364. 40	9 532. 46	2 206. 87	148 169. 10	56 437. 88	40 026. 26	24 817. 17	40 294. 46	13 902. 48
中性	20 188. 39	43 281. 76	519. 66	1 688. 72	16 116. 06	25 381. 39	3 009. 34	13 769. 43	543. 32	2 442. 22
碱性	7 170. 29	16 814. 52	2 175. 25	544. 15	968. 43	11 337. 69	2 114. 54	4 750. 77	1 912. 07	181. 91

比例减少 31. 28 个百分点。长江中下游区强酸性水稻土面积增加 14 653. 16 km^2，面积比例增加 16. 08 个百分点；中性水稻土面积增加 9 265. 33 km^2，面积比例增加 11. 44 个百分点；酸性水稻土面积减少 9 173. 22 km^2，面积比例减少 36. 04 个百分点。西南区强酸性水稻土面积增加 599. 57 km^2，面积比例增加 1. 47 个百分点；中性水稻土面积增加 10 760. 09 km^2，面积比例增加 22. 21 个百分点；酸性水稻土面积减少 15 209. 09 km^2，面积比例减少 29. 19 个百分点。华南区强酸性水稻土面积增加 12 684. 98 km^2，面积比例增加 39. 13 个百分点；中性水稻土面积增加 1 898. 90 km^2，面积比例增加 5. 27 个百分点；酸性水稻土面积减少 26 391. 98 km^2，面积比例减少 41. 21 个百分点。

研究结果表明，区域尺度上强酸性水稻土面积均有增加，面积增长从大到小依次为华南区、长江中下游区、西南区、东北区，这与前期学者的研究结论一致，如王寅等[15]对吉林省农田土壤酸化的研究、李伟峰等[14]对江西省农田土壤的酸化趋势研究、郭治兴等[28]对广东省水稻土酸化研究和杨艳[29]对成都平原土壤酸度特征的研究。

2. 2　水稻土酸化速率分析

由表 2 可知，酸性水稻土、中性水稻土和碱性水稻土都呈现了明显的酸化趋势，碱性水稻土的酸化速率最大。区域尺度上，水稻土酸化速率从大到小依次为东北区、华南区、长江中下游区、西南区。

表 2　不同 pH 值分级和不同区域的水稻土酸化速率

Tab. 2　Paddy soil acidification rates of different pH value classifications and regions　　a^{-1}

水稻土 pH 值分级	酸化速率	区域	酸化速率
强酸性	$(-0.005 \pm 0.020)^{d}$	东北区	$(0.016 \pm 0.028)^{a}$
酸性	$(0.004 \pm 0.031)^{c}$	长江中下游区	$(0.001 \pm 0.032)^{c}$
中性	$(0.014 \pm 0.031)^{b}$	西南区	$(-0.002 \pm 0.040)^{d}$
碱性	$(0.037 \pm 0.040)^{a}$	华南区	$(0.008 \pm 0.031)^{b}$

注：不同小写字母表示在 0. 05 水平差异显著。

表 2 表明，中性或碱性水稻土的酸化速率显著大于酸性和强酸性水稻土，研究结果与杨艳[29]对成都平原的土壤酸化速率分析结果一致，即酸性较强的土壤平均酸化速率较小，而中性或碱性土壤的平均酸化速率较大。同时，全国第二次土壤普查的数据结果显示强酸性水稻土的母质以红砂岩、第四纪红土、板页岩为主，中性水稻土的母质以河流冲击物为主[18]，中性水稻土的酸化速率大于酸性水稻土，这与唐贤等[30]的研究结果（红砂岩母质发育的水稻土酸缓冲能力比河流冲积物母质强）一致。此外，全国第二次土壤普查结果显示酸性水稻土的母质为洪积物和原黄壤，碱性水稻土的母质以紫色岩、石灰岩为主[18]。ULRICH[31]将土壤酸碱缓冲体系划分为碳酸盐区（pH 值大于等于 6. 2、小于等于 8. 6），主要缓冲物质是碳酸钙；硅酸盐区（pH 值大于 5. 0），硅酸盐矿物风化对酸起缓冲作用；阳离子交换缓冲区（pH 值大于等于 4. 2、小于等于 5. 0），通过阳离子交换反应缓冲外来酸；铝缓冲区（pH 值小于 4. 2），铝的氧化物和羟基化合物的溶解中和 H^+；铁缓冲区（pH 值小于 3. 2），主要缓冲物质是氧化铁。母质可通过影响土壤的酸碱缓冲容量，进而影响土壤的酸化进程[32]。相对于酸性水稻土的酸化，碱性水稻土的酸化速率大且分布在中国中部和东北区，应采取合理的措施降低其酸化速率。

2. 3　氮肥投入变化量及土壤理化性质与水稻土酸化速率的相关性

集成推进树算法结果表明两个时期水稻土氮肥投入量变化量、有机质含量变化量、土壤容重变化量和耕层厚度变化量对水稻土酸化速率变化的相对贡献率分别为 32. 77%、29. 95%、27. 17% 和 10. 11%。全国和分区域结果均表明，氮肥投入变化量对水稻土酸化速率的贡献率最大。

由图 4（图中 *** 表示差异极显著（$p < 0.001$），** 表示差异较显著（$p < 0.01$），* 表示差异显著

($p<0.05$),阴影部分表示 95% 的置信区间,下同)可知,全国尺度上,氮肥投入变化量与水稻土酸化速率存在极显著的正相关关系($p<0.001$)(图 4a),即 39 年间氮肥投入量增加,水稻土酸化速率提高;两者在 4 个区域上呈现相同的规律(图 4b ~4e)。全国尺度上,有机质含量变化量与水稻土酸化速率存在极显著的负相关关系($p<0.001$)(图 4a),即 39 年间水稻土有机质含量降低,水稻土酸化速率提高;两者在 4 个区域上存在相同的规律(图 4b ~4e)。全国尺度上,土壤容重变化量与水稻土酸化速率存在极显著的正相关关系($p<0.001$)(图 4a),即 39 年间水稻土土壤容重增加,水稻土酸化速率提高;东北区、西南区和华南区土壤容重变化量与水稻土酸化速率无显著相关关系,长江中下游区土壤容重变化量与水稻土酸化速率存在极显著的正相关关系(图 4b ~4e)。全国尺度上,耕层厚度变化量与水稻土酸化速率存在显著的负相关关系($p<0.05$)(图 4a),即 39 年间水稻土耕层厚度降低,水稻土酸化速率提高;东北区和西南区耕层厚度变化量与水稻土酸化速率存在显著的负相关关系,长江中下游区和华南区耕层厚度变化量与水稻土酸化速率无显著相关关系(图 4b ~4e)。

研究结果表明,39 年间氮肥投入量增加,水稻土酸化速率提高,这是因为长期的氮肥施用,尤其是过量施用氮肥,特别是铵态氮肥,能迅速水解形成 NH_4^+,通过硝化作用生成 NO_3^-,增加 H^+ 的释放,加速土壤酸化[33]。土壤有机质中的腐殖酸含有大量的负电荷,对阳离子交换量贡献大。土壤有机质的主要成分多为两性化合物,如蛋白质、氨基酸等,可通过与酸性物质所携带的 H^+ 反应,也可与碱性物质所携带的 OH^- 反应,通常土壤有机质含量越高,其酸碱缓冲性能越好[34-35]。此外,过量施肥导致土

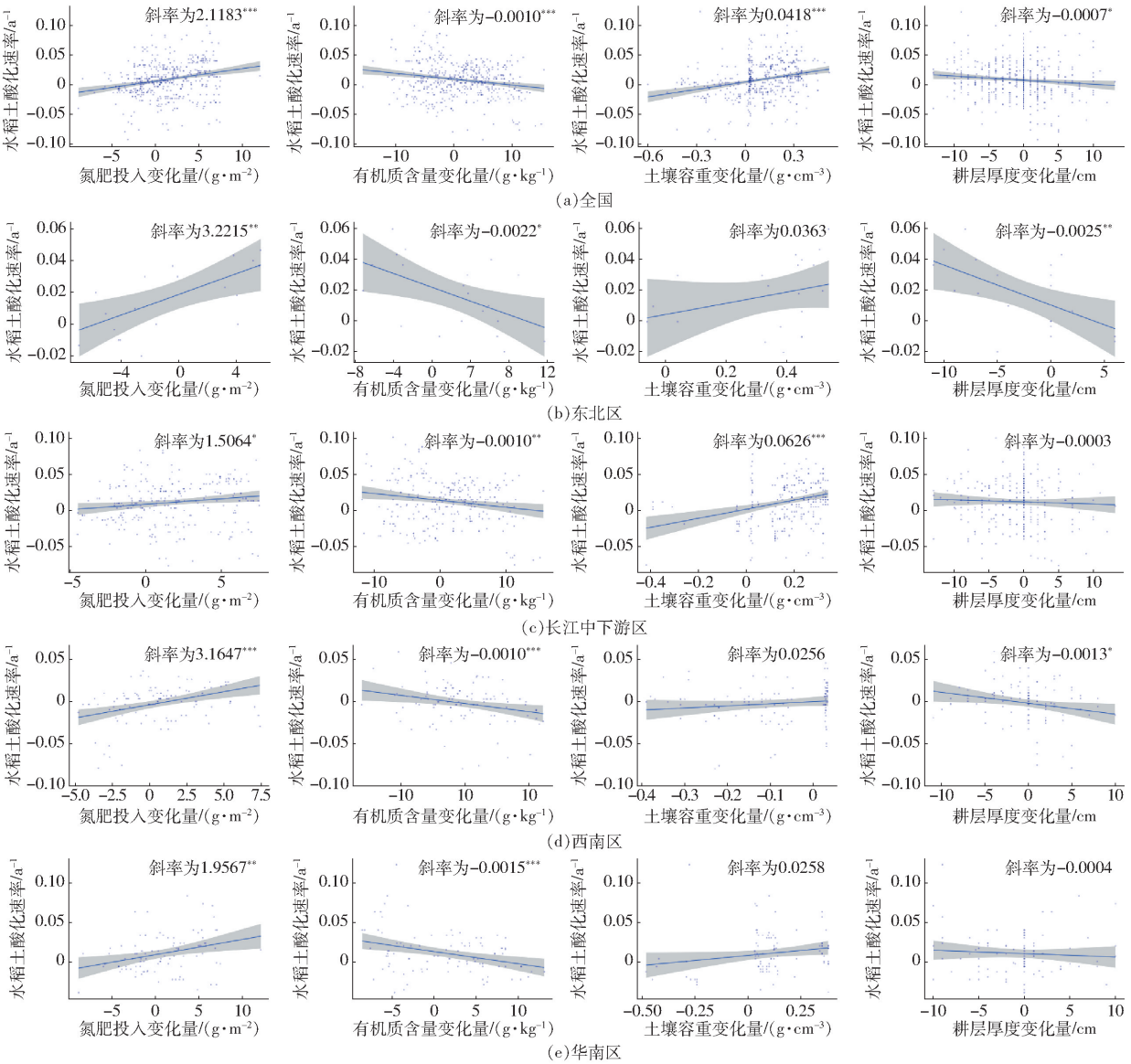


图 4 氮肥投入变化量、土壤理化性质与水稻土酸化速率的关系

Fig. 4 Correlations between variations of nitrogen input, soil physical and chemical properties, and acidification rate of paddy soils

壤酸化，也促进纤维素为主的作物留茬分解，降低土壤有机质含量[36]。现有研究表明，耕作方式，如小型农机旋耕，使耕层深度变浅、犁底层变坚硬，造成土壤养分库容逐渐降低，土壤供肥及生产能力逐年下降，过量施用化肥造成肥料利用率低且加速土壤酸化[37]。

2.4　氮素盈余量与水稻土 pH 变化量的关系

利用式(6)计算 2015—2017 年水稻土氮素盈余量并与水稻土 pH 值变化量进行线性拟合(图 5)，水稻土 pH 值变化量为水稻土样点 2017 年的 pH 值减去 2015 年的 pH 值。全国尺度上，随着氮素盈余量增加，水稻土 pH 值变化量呈极显著下降趋势(斜率为 −0.162 1，$p < 0.001$，图 5a)，即氮素盈余量增加将造成水稻土酸化加强。区域尺度上，东北区、西南区、长江中游区、长江下游区和华南区的拟合结果表明，氮素盈余量上升，水稻土 pH 值变化量下降，斜率分别为 −0.933 6($p < 0.001$，图 5b)、−0.834 1($p < 0.001$，图 5e)、−0.339 6($p < 0.001$，图 5c)、−0.084 2($p < 0.05$，图 5d)和 −0.066 0(图 5f)。

盈余的氮素主要通过氨挥发、反硝化、N_2O 排放和硝酸盐淋洗等方式污染大气和水体[22]。本研究的氮素盈余计算中，因缺乏酸沉降数据，估计的氮素盈余量低于实际值，尤其是强酸性水稻土。研究表明，中国是酸沉降较为严重的国家之一，而且酸沉降的分布区域主要在长江以南、四川省、贵州省和广西壮族自治区等地区[38-39]，本研究中强酸性水稻土主要分布在长江中游区、华南区中部和西南区中部，与酸沉降的集中区重叠。近几十年来能源生产以煤炭为主，及日益增长的汽车尾气排放与工业废气排放，是酸沉降的主要来源[40]。YU 等[41]研究表明，1980—2014 年，中国酸雨平均 pH 值从 4.59 上升到 4.70，大气中年均硫沉降从 40.54 kg/hm^2 下降到 34.87 kg/hm^2；氮沉降却呈现上升趋势，从 4.44 kg/hm^2 上升到 7.73 kg/hm^2。综合来说，由过量的氮肥投入引起的氮素盈余增加，将降低水稻土 pH 值，导致土壤中钾、钙、镁等营养物质逐渐被淋失，土壤变贫瘠的同时铝、铁等金属的活性增加，对植物生长产生毒害，抑制植物生长[30]，同时对大气环境和水环境造成威胁。

2.5　水稻土分区治理措施

结合 39 年间水稻土 pH 值空间分布变化、水稻土酸化速率统计分析结果和 2015—2017 年氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量的关系，根据区域内不同 pH 值分级水稻土面积比例，将水稻土治理分区分为 3 类，总的治理策略为“治酸、防酸、控酸”。

治理区域 1 包括西南区中、南部，长江中游区中、南部和华南区全部，该区域以强酸性水稻土为主(图 6)，且西南区和长江中游区氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量呈极显著的负相关关系(图 5c、5e)。治理策略为“治酸”，目标为水稻土 pH 值提升和降低水稻土酸化风险。治理措施为：①施用农用石灰质物质[6]，提升水稻土 pH 值至 5.5 以上。②采用测土配方平衡施肥[42]，减少区域内水稻田的氮肥投入量，尤其是在广东省、海南省和福建省等氮肥高施用区域[43]，从而降低氮素盈余量。③增施有机肥[44]和种植绿肥[45]，提高土壤有机质含量，增强水稻土的酸缓冲能力。

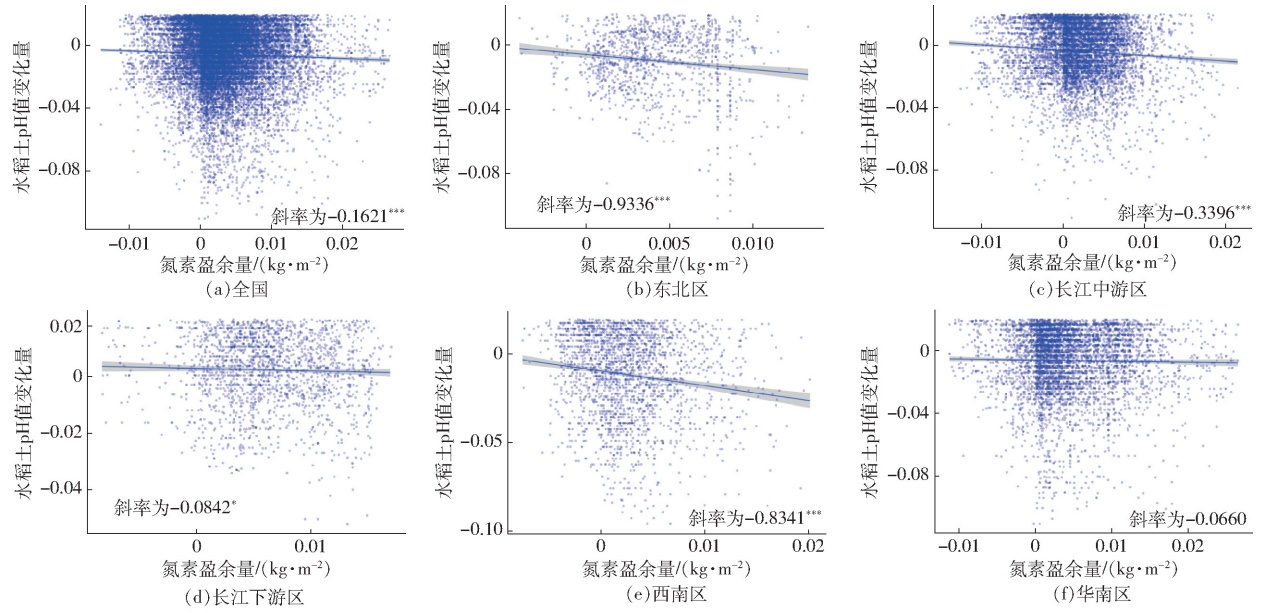


图 5　氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量的关系

Fig. 5　Correlation between change amount of paddy soil pH value and nitrogen surplus amount

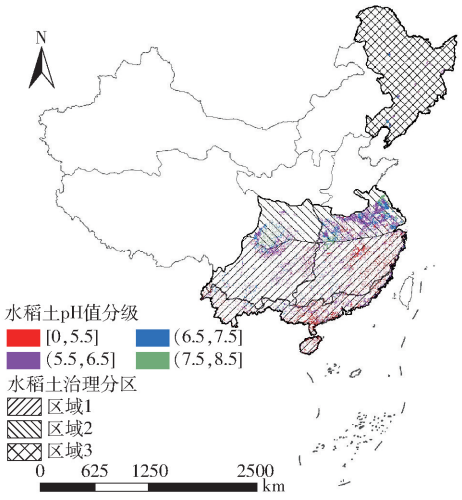


图 6 水稻土治理分区

Fig. 6 Remediation zone of paddy soil

治理区域 2 包括西南区北部和长江下游区,该区域以中性水稻土和酸性水稻土为主(图 6),长江下游区(江苏省、上海市和浙江省)长期存在氮肥过量施用[44,46],是氮素盈余量高的区域[47]。治理策略为“防酸”,目标为维持水稻土 pH 值和阻控水稻土酸化。治理措施为:①采用测土配方平衡施肥[42],减少区域内尤其是长江下游区的水稻土氮肥投入量从而降低氮素盈余量。②推广水稻秸秆腐熟还田[48]和种植绿肥技术,提高水稻土的酸缓冲能力。③结合少量施用石灰质物质(如每 3 年施用生石灰粉 0.6 t/hm^2)以及施用碱性肥料(如钙镁磷肥)措施,控制土壤酸化。

治理区域 3 包括东北区全部,该区域以碱性水稻土和中性水稻土为主(图 6),且氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量呈显著的负相关关系(图 5b)。治理策略为“控酸”,目标为适当降低水稻土酸化速率。治理措施为:①采用测土配方平衡施肥[42],尤其是在氮肥高施用区域(辽宁省)[43],降低氮素盈余量。②推广水稻秸秆粉碎翻耕或旋耕还田[48],提高水稻土的酸缓冲能力。

3 结束语

对比分析了 1979—2017 年,39 年间水稻土 pH 值的空间分布变化和酸化速率,以及氮肥投入变化量和土壤理化性质与水稻土酸化速率的相关性,同时分析 2015—2017 年氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量的关系。结果表明,1979—2017 年,中国水稻土 pH 值平均下降了 0.26,强酸性水稻土面积增加 28 225.62 km^2,主要分布在华南区和长江中下游区;39 年间,水稻土酸化速率从大到小依次为碱性水稻土、中性水稻土、酸性水稻土、强酸性水稻土,区域上水稻土酸化速率从大到小依次为东北区、华南区、长江中下游区、西南区;39 年间,氮肥投入量和土壤容重的变化量与水稻土酸化速率存在极显著的正相关关系,有机质含量和耕层厚度的变化量与水稻土酸化速率存在极显著的负相关关系;2015—2017 年,氮素盈余量与水稻土 pH 值变化量呈显著的负相关关系,氮素盈余量增加会造成水稻土酸化加剧。应结合区域水稻土 pH 值空间分布及水稻土酸化速率特征,完善并实施区域性水稻土治理措施,保障水稻土重要的生态和粮食安全功能的发挥。

参 考 文 献

[1] 孟红旗, 刘景, 徐明岗, 等. 长期施肥下我国典型农田耕层土壤的 pH 演变[J]. 土壤学报, 2013,50(6): 1109 – 1116.
MENG Hongqi, LIU Jing, XU Minggang, et al. Evolution of pH in topsoil of typical Chinese croplands under long-term fertilization[J]. Acta Pedologica Sinica, 2013, 50(6): 1109 – 1116. (in Chinese)

[2] 杨歆歆, 赵庚星, 李涛, 等. 山东省土壤酸化特征及其影响因素分析[J]. 农业工程学报, 2016,32(增刊2): 155 – 160.
YANG Xinxin, ZHAO Gengxing, LI Tao, et al. Characteristics of soil acidification and its influencing factors in Shandong Province[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(Supp.2): 155 – 160. (in Chinese)

[3] 李涛, 于蕾, 万广华, 等. 近 30 年山东省耕地土壤 pH 时空变化特征及影响因素[J]. 土壤学报, 2021,58(1): 180 – 190.
LI Tao, YU Lei, WANG Guanghua, et al. Spatio-temporal variation of farmland soil pH and associated affecting factors in the past 30 years of Shandong Province, China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021,58(1): 180 – 190. (in Chinese)

[4] 王佳, 孙继朝, 刘凡, 等. 酸沉降下东莞市典型土壤酸化机制研究[J]. 环境污染与防治, 2017,39(3): 274 – 279.
WANG Jia, SUN Jichao, LIU Fan, et al. Acidification of typical soils under the condition of acid deposition in Dongguan[J]. Environmental Pollution & Control, 2017, 39(3): 274 – 279. (in Chinese)

[5] 张桃林, 李忠佩, 王兴祥. 高度集约农业利用导致的土壤退化及其生态环境效应[J]. 土壤学报, 2006,43(5): 843 – 850.
ZHANG Taolin, LI Zhongpei, WANG Xingxiang. Soil degradation and its eco-environmental impact under highly-intensified agriculture[J]. Acta Pedologica Sinica, 2006,43(5): 843 – 850. (in Chinese)

[6] 徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. 土壤, 2015,47(2): 238 – 244.
XU Renkou. Research progresses in soil acidification and its control[J]. Soils, 2015, 47(2): 238 – 244. (in Chinese)

[7] 蔡祖聪, 颜晓元, 朱兆良. 立足于解决高投入条件下的氮污染问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2014,20(1): 1 – 6.
CAI Zucong, YAN Xiaoyuan, ZHU Zhaoliang. A great challenge to solve nitrogen pollution from intensive agriculture[J].

Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20(1): 1 - 6. (in Chinese)
[8] 张玲玉, 赵学强, 沈仁芳. 土壤酸化及其生态效应[J]. 生态学杂志, 2019,38(6): 1900 - 1908.
ZHANG Lingyu, ZHAO Xueqiang, SHEN Renfang. Soil acidification and its ecological effects[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(6): 1900 - 1908. (in Chinese)
[9] 金慧芳, 史东梅, 钟义军, 等. 红壤坡耕地耕层土壤质量退化特征及障碍因子诊断[J]. 农业工程学报, 2019,35(20): 84 - 93.
JIN Huifang, SHI Dongmei, ZHONG Yijun, et al. Diagnosis of obstacle factors and degradation characteristics of cultivated-layer quality for red soil sloping farmland[J]. Transactions of the CSAE, 2019, 35(20): 84 - 93. (in Chinese)
[10] 王宁, 李九玉, 徐仁扣. 土壤酸化及酸性土壤的改良和管理[J]. 安徽农学通报, 2007,13(23): 48 - 51.
[11] 张喜林, 周宝库, 孙磊, 等. 黑龙江省耕地黑土酸化的治理措施研究[J]. 东北农业大学学报, 2008,39(5): 48 - 52.
ZHANG Xilin, ZHOU Baoku, SUN Lei, et al. Study on recovery measures of black soil acidification in Heilongjiang Province [J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2008, 39(5): 48 - 52. (in Chinese)
[12] SKINNER R J, TODD A D. Twenty-five years of monitoring pH and nutrient status of soils in England and Wales[J]. Soil Use and Management, 1998,14(3): 162 - 169.
[13] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science, 2010,327(5968): 1008 - 1010.
[14] 李伟峰, 叶英聪, 朱安繁, 等. 近 30a 江西省农田土壤 pH 时空变化及其与酸雨和施肥量间关系[J]. 自然资源学报, 2017,32(11): 1942 - 1953.
LI Weifeng, YE Yingcong, ZHU Anfan, et al. Spatio-temporal variation of pH in cropland of Jiangxi Province in the past 30 years and its relationship with acid rain and fertilizer application[J]. Journal of Natural Resources, 2017, 32(11): 1942 - 1953. (in Chinese)
[15] 王寅, 张馨月, 高强, 等. 吉林省农田耕层土壤 pH 的时空变化特征[J]. 土壤通报, 2017,48(2): 387 - 391.
WANG Yin, ZHANG Xinyue, GAO Qiang, et al. Temporal and spatial variability of soil pH in the cropland of Jilin Province [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2017, 48(2): 387 - 391. (in Chinese)
[16] 武红亮, 王士超, 闫志浩, 等. 近 30 年我国典型水稻土肥力演变特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2018,24(6): 1416 - 1424.
WU Hongliang, WANG Shichao, YAN Zhihao, et al. Evolution characteristics of fertility of typical paddy soil in China in recent 30 years[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2018, 24(6): 1416 - 1424. (in Chinese)
[17] 龚子同. 中国土壤分类[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
[18] 全国土壤普查办公室. 中国土壤普查数据[M]. 北京: 中国农业出版社, 1997.
[19] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
[20] 张福锁, 崔振岭, 王激清, 等. 中国土壤和植物养分管理现状与改进策略[J]. 植物学通报, 2007,24(6): 687 - 694.
ZHANG Fusuo, CUI Zhenling, WANG Jiqing, et al. Current status of soil and plant nutrient management in China and improvement strategies[J]. Chinese Bulletin of Botany, 2007, 24(6): 687 - 694. (in Chinese)
[21] 赵玉芬, 赵秉强, 侯翠红, 等. 适应农业新需求,构建我国肥料领域创新体系——中国科学院学部咨询报告[J]. 植物营养与肥料学报, 2018,24(2): 561 - 568.
ZHAO Yufen, ZHAO Bingqiang, HOU Cuihong, et al. Adapting to the new demand of agriculture and constructing the innovation system of fertilizer field in China—Academician consulting report of the Chinese Academy of Sciences[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2018, 24(2): 561 - 568. (in Chinese)
[22] CUI Z, ZHANG H, CHEN X, et al. Pursuing sustainable productivity with millions of smallholder farmers[J]. Nature, 2018, 555(7696): 363 - 366.
[23] 郑恩楠, 杨桦, 陈鹏, 等. 水氮管理模式下水稻碳氮吸收、土壤呼吸与产量效应[J/OL]. 农业机械学报, 2018,49(6): 287 - 295.
ZHENG Ennan, YANG Hua, CHEN Peng, et al. Effects of carbon-nitrogen absorption, soil respiration and yield of rice under water and fertilizer management modes[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery,2018,49(6): 287 - 295. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx? flag=1&file_no=20180634&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2018.06.034. (in Chinese)
[24] DE'ATH G. Boosted trees for ecological modeling and prediction[J]. Ecology, 2007,88(1): 243 - 251.
[25] 钱海燕, 陈玲, 孙波. 不同水文年气候和施肥对红壤剖面水分变化的相对影响[J]. 土壤, 2015,47(2): 378 - 386.
QIAN Haiyan, CHEN Ling, SUN Bo. Relative impact of climate and long-term manuring in shaping water variation in red soil profile during different hydrological years[J]. Soils, 2015, 47(2):378 - 386. (in Chinese)
[26] 巨晓棠, 谷保静. 氮素管理的指标[J]. 土壤学报, 2017,54(2): 281 - 296.
JU Xiaotang, GU Baojing. Indexes of nitrogen management[J]. Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(2): 281 - 296. (in Chinese)
[27] GU B, JU X, CHANG J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2015,112(28): 8792 - 8797.

[28] 郭治兴, 王静, 柴敏, 等. 近 30 年来广东省土壤 pH 值的时空变化[J]. 应用生态学报, 2011,22(2): 425 - 430.
GUO Zhixing, WANG Jing, CHAI Min, et al. Spatiotemporal variation of soil pH in Guangdong Province of China in the past 30 years[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22(2): 425 - 430. (in Chinese)
[29] 杨艳. 成都平原土壤酸度特征及其影响因素[D]. 雅安:四川农业大学, 2006.
YANG Yan. Study on soil acidification and influencing factors in the Chengdu Plain[D]. Yaan: Sichuan Agricultural University, 2006. (in Chinese)
[30] 唐贤, 蔡泽江, 徐明岗, 等. 余江县水稻土剖面酸缓冲性能与酸化速率[J]. 农业资源与环境学报, 2019,36(6): 774 - 782.
TANG Xian, CAI Zejiang, XU Minggang, et al. Research on buffering capacity and acidification rate of paddy soil profiles in Yujiang County[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, 36(6): 774 - 782. (in Chinese)
[31] ULRICH B. Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in Europe[J]. Biological and Ecological Effects, 1989(2): 189 - 272.
[32] 赵凯丽, 王伯仁, 徐明岗, 等. 我国南方不同母质土壤 pH 剖面特征及酸化因素分析[J]. 植物营养与肥料学报, 2019,25(8): 1308 - 1315.
ZHAO Kaili, WANG Boren, XU Minggang, et al. Changes of pH with depths of soils derived from different parent materials and analysis of acidification in Southern China[J]. Journal of Plant Nutrition and fertilizers, 2019, 25(8): 1308 - 1315. (in Chinese)
[33] 杨杉, 吴胜军, 周文佐, 等. 三峡库区典型土壤酸碱缓冲性能及其影响因素研究[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(1): 163 - 170.
YANG Shan, WU Shengjun, ZHOU Wenzuo, et al. Acid and alkaline buffering capacity and its influencing factors of typical soils in the Three Gorges Reservoir area[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2016, 25(1): 163 - 170. (in Chinese)
[34] 姜军, 徐仁扣, 赵安珍. 用酸碱滴定法测定酸性红壤的 pH 缓冲容量[J]. 土壤通报, 2006,37(6): 1247 - 1248.
JIANG Jun, XU Renkou, ZHAO Anzhen. Determination of pH buffer capacity of acid red soils by acid-base titration[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(6): 1247 - 1248. (in Chinese)
[35] SHI R, LIU Z, LI Y, et al. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application[J]. Soil and Tillage Research, 2019,185(1): 77 - 84.
[36] ZHAO Y, WANG M, HU S, et al. Economics- and policy-driven organic carbon input enhancement dominates soil organic carbon accumulation in Chinese croplands[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018,115(16): 4045 - 4050.
[37] 刘艳, 孙文涛, 宫亮, 等. 不同耕作措施对水稻土耕层理化性质及水稻产量的影响[J]. 辽宁农业科学, 2013(6): 16 - 18.
[38] 杨昂, 孙波, 赵其国. 中国酸雨的分布、成因及其对土壤环境的影响[J]. 土壤, 1999,31(1): 13 - 18.
[39] LARSSEN T, LYDERSEN E, TANG D, et al. Acid rain in China[J]. Environmental Science & Technology, 2006,40(2): 418 - 425.
[40] ZHAO Y, DUAN L, XING J, et al. Soil acidification in China: is controlling SO_2 emissions enough? [J]. Environmental Science & Technology, 2009,43(21): 8021 - 8026.
[41] YU H, HE N, WANG Q, et al. Development of atmospheric acid deposition in China from the 1990s to the 2010s[J]. Environmental Pollution, 2017,231(19): 182 - 190.
[42] 白由路, 杨俐苹. 我国农业中的测土配方施肥[J]. 土壤肥料, 2006(2): 3 - 7.
BAI Youlu, YANG Liping. Soil testing and fertilizer recommendation in Chinese agriculture[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2006(2): 3 - 7. (in Chinese)
[43] 杨林章, 孙波. 中国农田生态系统养分循环与平衡及其管理[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
[44] 周晓阳, 周世伟, 徐明岗, 等. 中国南方水稻土酸化演变特征及影响因素[J]. 中国农业科学, 2015,48(23): 4811 - 4817.
ZHOU Xiaoyang, ZHOU Shiwei, XU Minggang, et al. Evolution characteristics and influence factors of acidification in paddy soil of Southern China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2015,48(23): 4811 - 4817. (in Chinese)
[45] 杨文叶, 王忠, 李丹, 等. 不同冬绿肥对水稻田土壤有机质及酸碱度的影响[J]. 浙江农业科学, 2017,58(2): 239 - 240.
[46] 马立珩, 张莹, 隋标, 等. 江苏省水稻过量施肥的影响因素分析[J]. 扬州大学学报(农业与生命科学版), 2011, 32(2):48 - 52.
[47] SUN B, SUN R, BOUWMAN A F. Surface N balances in agricultural crop production systems in China for the period 1980—2015[J]. Pedosphere, 2008,18(3): 304 - 315.
[48] 李一, 王秋兵. 我国秸秆资源养分还田利用潜力及技术分析[J]. 中国土壤与肥料, 2020(1): 119 - 126.
LI Yi, WANG Qiubing. Study on potential of straw resource nutrient return to field and application technology in China[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2020(1): 119 - 126. (in Chinese)